



Europäische Union. Europäischer
Fonds für regionale Entwicklung.
Evropská unie. Evropský fond pro
regionální rozvoj.



Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
Interreg V A / 2014–2020

Skládkový workshop Liberec-Žitava 2016

Skládka jako poslední možnost

Aktuální otázky

vyplývající z hierarchie nakládání s odpady

3.-4. listopadu 2016



Deponieworkshop Liberec-Zittau 2016

Deponie als letzte Möglichkeit

Aktuelle Fragen,

die sich aus der Abfallhierarchie ergeben

03.-04. November 2016

12. Skládkový workshop Liberec-Žitava

Skládka jako poslední možnost

Aktuální otázky vyplývající z hierarchie nakládání s odpady

12. Deponieworkshop Liberec-Zittau

Deponie als letzte Möglichkeit

Aktuelle Fragen, die sich aus der Abfallhierarchie ergeben

Podpora

Tato akce je podpořena z prostředků Evropské unie prostřednictvím Programu spolupráce Česká republika-Svobodný stát Sasko 2014-2020 – číslo projektu 100246598.

Förderung

Diese Veranstaltung wird durch das SN-CZ 2014-2020 - Programm der EU zur Förderung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit zwischen dem Freistaat Sachsen und der Tschechischen Republik gefördert – Projektnr.: 100246598.

odborný editor: Lukáš Zedek

technický editor: Kamil Nešetřil

překlady provedl: Sven Dietrich

Sborník byl připraven s využitím typografického systému \LaTeX .

Obsah

Účinnost evropských předpisů	7
<i>Havelka, P.</i> Odpadové hospodářství v ČR ve světle vyhlášené evropské strategie	9
<i>Stock, U.; Bittrich, S.</i> Požadavky na zpracování odpadů, především diskuse o spalování odpadů proti mechanicko-biologickému zpracování odpadů z německého pohledu	11
<i>Hráská, D.</i> Způsoby energetického využívání odpadů	25
<i>Witkowski, W.; Beyer, G.</i> Plánování, stavba a zprovoznění zařízení pro zpracování odpadu s kompostárnou v Marszowě (Polsko)	31
Využití stavebních materiálů pro stavbu skládek	33
<i>Egloffstein T.; Sehrbrock, U.</i> Průkazní zkoušky přírodních, minerálních stavebních materiálů – Požadavky a jejich praktické prosazování v Německu	35
<i>Sandig, F.; Al-Akel, S.; Thiele, R.; Engel, J.</i> Aplikace technických rekultivačních substrátů - možnosti a hranice	39
<i>Hrabčák, M.</i> Štvrtý rozmer skládky	55
<i>Schneider, P.; Müller, M.; Hebner, A.; Kapielski, K.; Schrickel, M.; Fabian, H.</i> Možnosti alternativní izolace skládky pomocí sekundárních minerálních stavebních hmot v tuzemsku a v zahraničí	63
Aplikovaná informatika a měřicí technika	77
<i>Dunger, V.; Müller, M.; Winter, C.; Winter, J.</i> Hydrologie zajištění povrchu v Sasku a změny klimatu	79
<i>Datel, J. V.</i> Zásady geotechnického a environmentálního monitoringu odkališť	93
<i>Weber K.</i> Automatizovaný monitoring skládky během fáze následné péče	111

<i>Kast, G.</i> Měření objemového obsahu vody při využití kontinuálních a diskontinuálních metod měření v hydrologické vrstvě skládky v Bavorsku	117
Techniky následné péče o skládky	119
<i>Drews, R.</i> Nákladově efektivní a nízkoúdržbové systémy odvodnění povrchů skládek s přihlédnutím ke specifickým požadavkům hydrologické vrstvy.	121
<i>Beck-Broichsitter, S.; Fleige, H.; Horner, R.</i> Dlouhodobá účinnost dočasného minerálního zakrytí povrchu	143
<i>Steinbrecht, D.; Rickert, I.</i> Likvidace a energetické využívání skládkových plynů	153
<i>Nešetřil, K.</i> Informační systém pro monitoring skládek	163
Aplikovaná geologie a další témata	165
<i>Zeman, J.</i> Geochemie složitých interakcí odpadů a infiltračních vod na skládkách	167
<i>Hrabal, J.; Kovářová, K.; Ambrožová, V.</i> Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologií s použitím bio- logických systémů předčištění	179
<i>Gerth, A.; Hebner, A.; Kopielski, K.; Schneider, P.</i> Následné využití lokality skládky Gò Cát v Ho Či Minově městě	187
<i>Clemenz, P.; Weber, I.; Dedek, M.; Pabel, R.; Schoenherr, J.I.; Dunger, V.; Schulz, R.; Engel, J.</i> Vývoj environmentálních inženýrských postupů pro udržitelné využití půd	199
<i>Pelantová, V.</i> Problematika černých skládek	207

Inhaltsverzeichnis

Auswirkung von EU-Richtlinien	7
<i>Havelka, P.</i> Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik angesichts der erklärten europäischen Strategie	9
<i>Stock, U.; Bittrich, S.</i> Anforderungen an die Abfallbehandlung, insbesondere die Diskussion um Abfallverbrennung kontra mechanisch-biologische Abfallbehandlung aus deutscher Sicht	11
<i>Hráská, D.</i> Möglichkeiten einer energetischen Abfallnutzung	25
<i>Witkowski, W.; Beyer, G.</i> Planung, Bau und Inbetriebnahme von Abfall-aufbereitungsanlagen und die Abfallanlage mit Kompostierung in Marszow (Polen)	31
Verwendung von Baustoffen im Deponiebau	33
<i>Egloffstein T.; Sehrbrock, U.</i> Eignungsnachweise nach BQS für natürliche mineralische Baustoffe – Anforderungen und praktische Umsetzung	35
<i>Sandig, F.; Al-Akel, S.; Thiele, R.; Engel, J.</i> Anwendungen für technische Rekultivierungs-Substrate – Möglichkeiten und Grenzen	39
<i>Hrabčák, M.</i> Die vierte Dimension einer Deponie	55
<i>Schneider, P.; Müller, M.; Hebner, A.; Kopielski, K.; Schrickel, M.; Fabian, H.</i> Möglichkeiten alternativer Deponieabdichtungen mit mineralischen Ersatzbaustoffen im In- und Ausland	63
Angewandte Informatik und Umwelt-Messtechnik	77
<i>Dunger, V.; Müller, M.; Winter, C.; Winter, J.</i> Der Wasserhaushalt von Oberflächensicherungen Sachsens im Klimawandel	79
<i>Datel, J. V.</i> Prinzipien des geotechnischen Monitorings und Umweltmonitorings von Klärteichen .	93
<i>Weber K.</i> Automatisierte Deponieüberwachung in der Nachsorgephase	111

<i>Kast, G.</i> Zur Messung des volumetrischen Bodenwassergehaltes bei Einsatz von kontinuierlichen und diskontinuierlichen Messmethoden in einer Wasserhaushaltsschicht einer Deponie in Bayern	117
Umwelttechnik bei der Nachsorge von Deponien	119
<i>Drews, R.</i> Kostengünstige und nachsorgearme Oberflächenentwässerungseinrichtungen auf Deponien bei Berücksichtigung der besonderen Anforderungen einer Wasserhaushaltsschicht	121
<i>Beck-Broichsitter, S.; Fleige, H.; Horner, R.</i> Langzeitwirkung einer temporären mineralischen Oberflächenabdichtung	143
<i>Steinbrecht, D.; Rickert, I.</i> Entsorgung von und Energiegewinnung aus Deponiegasen	153
<i>Nešetřil, K.</i> Informationssystem für das Monitoring einer Deponie	163
Angewandte Geologie, Sonstiges	165
<i>Zeman, J.</i> Geochemie komplexer Wechselwirkungen des Abfalls und des Sickerwassers auf Deponien	167
<i>Hrabal, J.; Kovářová, K.; Ambrožová, V.</i> Reinigung des Deponiesickerwassers mit Hilfe einer kombinierten membranengestützten Technologie unter Anwendung biologischer Systeme der Vorbehandlung	179
<i>Gerth, A.; Hebner, A.; Kopielski, K.; Schneider, P.</i> Nachnutzung des Deponiestandortes Gò Cát in Ho Chi Minh City	187
<i>Clemenz, P.; Weber, I.; Dedek, M.; Pabel, R.; Schoenherr, J.I.; Dunger, V.; Schulz, R.; Engel, J.</i> Entwicklung umweltingenieurtechnischer Verfahren zur nachhaltigen Bodenressourcennutzung	199
<i>Pelantová, V.</i> Problematik der illegalen Abfallablagerung	207

Účinnost evropských předpisů

Auswirkung von EU-Richtlinien

Odpadové hospodářství v ČR ve světle vyhlášené evropské strategie

Abfallwirtschaft in der Tschechischen Republik angesichts der erklärten europäischen Strategie

Petr Havelka¹

Abstrakt

Evropa v současnosti každoročně přichází zhruba o 600 milionů tun materiálů, které jsou obsaženy v odpadu a daly by se recyklovat či znovu využít. Jen zhruba 40 % odpadu vyprodukovaného domácnostmi v EU se recykluje, přičemž míra recyklace v některých oblastech dosahuje dokonce 80 % a v jiných je naopak nižší než 5 %. Přeměna odpadu na surovinu je nezbytnou součástí účinnějšího využívání zdrojů a výraznějšího příklonu k oběhovému hospodářství. V podmínkách ČR je tak nyní podstatné, jak bude nastavena nová odpadová legislativa a zda bude dostatečně reflektovat to, že odpady je třeba zejména třídít a recyklovat, aby i ČR splnila vyhlášené evropské cíle. Přednáška shrnuje základní data za odpadové hospodářství ČR z posledních let a definuje klíčové aspekty pro vhodné budoucí nastavení odpadového zákona tak, aby mohly být cíle splněny. Věnuje se také hlavním problémovým bodům aktuálního návrhu zákona a předkládá prakticky realizovatelné a prosaditelné řešení.

Kurzfassung

Gegenwärtig verliert Europa jährlich etwa 600 Millionen Tonnen Materialien, die im Abfall beinhaltet sind und recycelt oder wiederverwendet werden könnten. Nur etwa 40% des in der EU produzierten Hausabfalls werden recycelt, dabei erreicht das Maß des Recyclens in manchen Gebieten sogar 80%, in anderen im Gegenteil 5%. Eine Umwandlung des Abfalls zum Rohstoff ist ein unentbehrliches Bestandteil einer wirksameren Ressourcennutzung und eines markanteren Übergangs zur Kreislaufwirtschaft. Unter den Bedingungen der Tschechischen Republik ist es nun wesentlich, wie die neue Gesetzgebung im Bereich der Abfallwirtschaft aufgestellt wird und in wie fern sie ausreichend die Tatsache in Betracht ziehen wird, dass Abfall insbesondere zu trennen und zu recyceln ist, so dass die Tschechische Republik die erklärten europäischen Ziele erfüllt. In dem Beitrag werden die grundlegenden Daten aus der Kreislaufwirtschaft der Tschechischen Republik aus den letzten Jahren zusammengefasst und Kernaspekte für eine geeignete zukünftige Ausrichtung des Abfallgesetzes festgelegt, die es ermöglichen werden die Ziele zu erfüllen. Der Beitrag befasst sich zugleich auch mit den wichtigsten Problemen des gegenwärtigen Entwurfes des Abfallgesetzes und legt eine praktisch machbare und durchsetzbare Lösung vor.

¹Česká asociace odpadového hospodářství, Pod Pekárnami 157/3, 19000 Praha 9, havelka@caoh.cz

Požadavky na zpracování odpadů, především diskuse o spalování odpadů proti mechanicko-biologickému zpracování odpadů z německého pohledu

Anforderungen an die Abfallbehandlung, insbesondere die Diskussion um Abfallverbrennung kontra mechanisch-biologische Abfallbehandlung aus deutscher Sicht

Ulrich Stock, Stefan Bittrich¹

Abstrakt

Snižování podílu biologicky odbouratelných součástí odpadů v případě částí odpadů, ukládaných na skládky, lze provádět pomocí následujících postupů:

- separovaný sběr biologického odpadu,
- úprava odpadů před jejich uložením na skládku s cílem stabilizace nebo odstranění organické složky.

Alternativu pro úpravu odpadů před jejich uložením na skládku představují termická a mechanicko-biologická úprava. Přednáška se zabývá požadavky na úpravu odpadů před jejich uložením na skládku v Německu a vývojem těchto požadavků.

Konkrétně:

- vývoj požadavků na úpravu odpadů poté, co vstoupil v platnost Technický návod pro sídelní odpad (TA Siedlungsabfall) v roce 1993,
- realizace požadavků po uplynutí přechodné lhůty v roce 2005,
- vývoj technologie dodnes,
- parametry, popisující požadavky na termickou a mechanicko-biologickou úpravu odpadů,
- krátký popis nejdůležitějších koncepcí pro zařízení k mechanicko-biologické úpravě odpadů v Německu,
- úprava odpadů v Braniborsku a v Berlíně,
- krátké porovnání termické a mechanicko-biologické úpravy odpadů,
- zkušenosti s odpady z mechanicko-biologické úpravy odpadů.

¹Landesamt für Umwelt Brandenburg, Seeburger Chaussee 2, 14476 Potsdam OT Groß Glienicke, Ulrich.Stock@LfU.Brandenburg.de, stefan.bittrich@lfu.brandenburg.de

Kurzfassung

Die Reduzierung des Anteils biologisch abbaubarer Abfallbestandteile an den zu deponierenden Anteilen kann durch folgende Verfahren erfolgen:

- Getrenntsammlung von Bioabfällen,
- Behandlung der Abfälle vor der Deponierung mit dem Ziel der Stabilisierung oder Beseitigung des organischen Anteils.

Als Verfahrensalternativen für die Abfallbehandlung vor der Deponierung stehen die thermische und die mechanisch-biologische Abfallbehandlung zur Verfügung. Der Vortrag befasst sich mit den Anforderungen an die Abfallbehandlung vor der Deponierung in Deutschland und deren Entwicklung.

Im Einzelnen wird eingegangen auf

- die Entwicklung der Anforderungen an die Abfallbehandlung nach Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall im Jahr 1993,
- die Umsetzung der Anforderungen nach Ablauf der Übergangsfrist im Jahr 2005,
- die Entwicklung des Anlagenbestands bis heute,
- die Parameter, die die Anforderungen an die thermische und die mechanisch-biologische Abfallbehandlung beschreiben,
- eine kurze Darstellung der wichtigsten MBA-Anlagenkonzepte in Deutschland,
- die Abfallbehandlung in Brandenburg und Berlin,
- eine kurze Gegenüberstellung thermischer und mechanisch-biologischer Abfallbehandlung,
- Erfahrungen mit Abfällen aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung.

1 Notwendigkeit der Behandlung von Siedlungsabfällen

Durch den biologischen Abbau organischer Abfallbestandteile entsteht Deponiegas. Nach Erreichen der anaeroben Phase setzt sich dieses Deponiegas zu ca. 55 - 60 % aus Methan und ca. 40 - 45 % aus Kohlendioxid zusammen. Außerdem sind zu einem Anteil von ca. 1 Vol.-% Spurengase enthalten.

Die biologischen Abbauprozesse ziehen sich über einen langen Zeitraum hin (50 Jahre und länger). Theoretisch können ca. 300 m³ Deponiegas aus einem Mg Abfall entstehen.

Deponiegas

- ist wegen des Gehalts an Methan in hohem Grade klimaschädigend
- ist wegen des Gehalts an geruchsintensiven Spurengasen belästigend für die Umwelt
- kann unter besonderen Umständen explosive Gemische mit Luft bilden.

Auf Deponien mittlerer Größe ist bei Ablagerung unbehandelter Abfälle mit einer Deponiegasproduktion von 400 – 1.000 m³ pro Stunde zu rechnen. Als Extremwert wurde für eine sehr große Deponie in Brandenburg ein Anfall von 6.000 m³/h prognostiziert.

Als Folge der biologischen Abbauprozesse treten durch den Volumenverlust Setzungen auf, die die Funktionsfähigkeit der Oberflächenabdichtungssysteme gefährden. Es bildet sich organisch belastetes Sickerwasser. Durch die biologischen Abbauprozesse entstehen eine Reihe

organischer Säuren, die den pH-Wert des Sickerwassers stark herabsetzen. Giftige Schwermetalle werden aus den Abfällen mobilisiert. Das Sickerwasser ist mit Schwermetallen belastet.

Um die Bildung von Deponiegas und stark belastetem Sickerwasser zu vermeiden, dürfen in Deutschland seit dem 1. Juni 2005 nur noch Abfälle mit einem sehr geringen Anteil an organischen Bestandteilen abgelagert werden. Abfälle mit hohen organischen Anteilen (z.B. Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlamm) müssen so behandelt werden, dass sie die Zuordnungskriterien, durch deren Aufnahme in das deponietechnische Regelwerk das Behandlungsgebot umgesetzt wurde, einhalten.

Folgende Zuordnungskriterien müssen eingehalten werden (siehe dazu Anhang 3 Nr. 2 Deponieverordnung Error: Reference source not found, für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle: § 6 Absatz 4 Satz 2):

Tabelle 1: Zuordnungswerte zur Beschreibung des organischen Anteils abgelagerter Abfälle

Parameter	bestimmt als	gilt für	DK 0	DK I	DK II	DK III
Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz	Glühverlust [%]	thermisch behandelte und sonstige Abfälle	3	3	5	10
	TOC [%]	thermisch behandelte und sonstige Abfälle	1	1	3	6
mechanisch-biologisch behandelte Abfälle		-	-	18	-	
DOC [mg/l]		thermisch behandelte und sonstige Abfälle	50	50	80	100
		mechanisch-biologisch behandelte Abfälle	-	-	300	-
Biologische Abbaubarkeit des Trockenrückstandes der Originalsubstanz	Atmungsaktivität [mg/g]	mechanisch-biologisch behandelte Abfälle	-	-	5	-
	Gasbildungsrate [l/kg]		-	-	20	-

2 Historie

Das Behandlungsgebot findet sich erstmalig in der am 01.06.1993 in Kraft getretenen Verwaltungsvorschrift „Technische Anleitung (TA) Siedlungsabfall“. Diese Verwaltungsvorschrift enthielt lediglich die Vorgaben für die Parameter Glühverlust und TOC gemäß Abbildung Tabelle 1 für Deponien der Deponieklassen I und II (diese entsprechen der Deponiekategorie „Deponien für nicht gefährliche Abfälle“ gemäß der Europäischen Deponierichtlinie). Diese Vorgaben waren nur durch die Verbrennung der organikhaltigen Abfälle einzuhalten, was der Intention der damaligen Bundesregierung entsprach, Siedlungsabfälle grundsätzlich einer Verbrennung zuzuführen. Dagegen vertraten Umweltverbände und eine Minderheit der Bundesländer das Prinzip der stoffspezifischen Abfallbehandlung, deren wichtigstes Element die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA) ist.

Zur Erläuterung des Begriffs „mechanisch-biologische Abfallbehandlung“ sei auf die nachfolgende Beschreibung der wesentlichen in Deutschland realisierten Anlagenkonzepte verwiesen.

Die Auseinandersetzung um die Zulässigkeit der Ablagerung mechanisch-biologisch behandelte Abfälle und die dafür notwendige Änderung der TA Siedlungsabfall wurde mit Hef-

tigkeit geführt und war durch die umweltpolitische Ausrichtung der jeweiligen Bundesregierung und der am Streit beteiligten Landesregierungen überlagert.

Hauptproblem in deponierechtlicher Hinsicht war, dass mechanisch-biologisch behandelte Abfälle die Anforderungen der TA Siedlungsabfall an die Parameter Glühverlust und TOC nicht einhalten konnten.

Zur Versachlichung der Auseinandersetzung trugen mehrere durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung finanzierte Forschungsvorhaben bei [1], [2].

Im Jahr 1997 gab der Kommunale Abfallentsorgungsverband Niederlausitz (KAEV) das Gutachten „Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TA Siedlungsabfall¹ für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen auf der Deponie Lübben-Ratsvorwerk“ [3] in Auftrag. Es wurde der Nachweis erbracht, dass mechanisch-biologisch behandelte Abfälle trotz des genannten Mankos die grundsätzlichen Ziele der TA Siedlungsabfall einhalten können.

Das Landesumweltamt Brandenburg bestätigte im Jahr 1998 die Ergebnisse des Gutachtens in einem Prüfbericht /4/. Eine sehr umfassende Bewertung zu den Möglichkeiten und Grenzen der MBA, auch im Vergleich zur Abfallverbrennung, nahm das Umweltbundesamt in seinem zusammenfassenden Bericht im Juli 1999 [4] vor. Das Umweltbundesamt kam zu dem Ergebnis, dass bei stoffstromspezifischer Behandlung die ökologischen Ziele der Abfallwirtschaft unter Einschluss mechanisch-biologischer Verfahren durchgesetzt werden können. Es verband dieses Votum mit zusätzlichen Anforderungen, die bei der Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle zu beachten sind.

Nach Auswertung des Berichtes des Umweltbundesamtes erließ die Bundesregierung die „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung) vom 20.02.2001“ [5]². Neben einer ersten Umsetzung von Bestimmungen der Europäischen Deponierichtlinie enthielt diese Verordnung Anforderungen an die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle.

Neu wurde in der Abfallablagerungsverordnung für die Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle geregelt:

- die Aufnahme der Parameter Atmungsaktivität und Gasbildungsrate zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit des Trockenrückstands der Originalsubstanz,
- Festlegung von Zuordnungswerten für die Parameter TOC < 18% und DOC < 300 mg/l
- Ablagerung nur auf Deponieabschnitten der Deponieklasse II
- spezielle Anforderungen an den Einbau mechanisch-biologisch behandelter Abfälle

Die Regelungen der Anstriche 1 bis 3 sind nach wie vor Bestandteil des deponietechnischen Regelwerkes, die speziellen Anforderungen an den Einbau mechanisch-biologisch behandelter Abfälle sind 2009 mit Inkrafttreten der aktuellen Deponieverordnung wieder entfallen.

Die mehrjährige Diskussion um die Zulässigkeit der MBA als Behandlungsmethode hat bei den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern, die für sich das Konzept der stoffstromspezifischen Abfallbehandlung als sinnvoll erachtet haben, zu großer Verunsicherung geführt. Es blieb für die Planung und Errichtung der Anlagen nur ein geringer Zeitraum. Zum Zeitpunkt des Auslaufens der Übergangsfrist am 31.05.2005 waren nicht alle erforderlichen Anlagen fertig

¹Der Text der Nr. 2.4 TA Siedlungsabfall lautete: „Die zuständige Behörde kann Abweichungen von den Anforderungen dieser Technischen Anleitung zulassen, wenn im Einzelfall der Nachweis erbracht wird, dass durch andere geeignete Maßnahmen das Wohl der Allgemeinheit - gemessen an den Anforderungen dieser Technischen Anleitung - nicht beeinträchtigt wird.“

²Im Herbst 1998 wurde die Bundesregierung, die bisher von einer CDU-FDP-Koalition gestellt wurde, durch eine Bundesregierung aus SPD und B90/Die Grünen abgelöst. Im Koalitionsvertrag dieser neuen Bundesregierung hieß es dass „ökologische Ziele in der Abfallwirtschaft durchgesetzt werden sollen, die mechanisch-biologische Verfahren einschließen“.

gestellt. Dies führte deutschlandweit zur Errichtung von Lagern, in denen die behandlungsbedürftigen Abfälle zwischengelagert wurden. In Brandenburg wurden solche Lager bis 2008 betrieben.

3 Realisierte MBA-Anlagenkonzepte in Deutschland

Hinsichtlich der Anlagenkonfiguration können zwei unterschiedliche Konzepte der MBA unterschieden werden:

- die mechanisch-biologische Abfallbehandlung im klassischen Sinne (MBA)
- die mechanisch-biologische Stabilisierung (MBS)

Bei der MBA werden nach einer umfassenden mechanischen Aufbereitung die biologisch abbaubaren Abfallfraktionen der biologischen Behandlung zugeführt. Diese wird bei optimierten Bedingungen so lange durchgeführt, bis gewährleistet ist, dass sie unter Deponiebedingungen biologisch stabil sind.

Bei der MBS erfolgt die biologische Behandlung der gesamten anfallenden Abfallmenge bei ausreichender Belüftung ohne Wasserzugabe. Als Folge trocknet der Abfall aus und die biologischen Prozesse brechen ab. Der Abfall ist biologisch stabilisiert. Der trockene Abfall erleichtert in der anschließenden mechanischen Behandlung die Erzeugung einer hochwertigen, kaum verunreinigten heizwertreichen Fraktion. Die verbleibende Feinfraktion ist direkt ablagerbar.

3.1 MBA

Die mechanisch-biologische Behandlung erfolgt mit dem Hauptziel der Erzeugung eines ablagerungsfähigen Deponiegutes, welches die Zuordnungswerte für die Deponierung erfüllt. Die biologisch nicht abbaubaren heizwertreichen Abfälle (z.B. Kunststoffe) werden mit dem Ziel der Verbrennung abgetrennt.

typische Verfahrensgestaltung:

a) mechanische Behandlung

- manuelle Sichtung zur Abtrennung von Schad- und Störstoffen
- Zerkleinerung zur Vorbereitung für die Siebung und Aufschluss der biologisch abbaubaren Materialien
- Metallabscheidung
- Siebung mit einem Siebschnitt in der Regel zwischen 40 und 80 mm zur Fraktionierung in eine Grob- und eine Feinfraktion
 - Grobfraktion, Material mit hohem Heizwert, Ersatzbrennstoff
 - Feinfraktion, biologisch abbaubares Material und mineralische Abfälle zur biologischen Behandlung

b) biologische Behandlung

- aerobe Intensivrotte unter optimalen Bedingungen in geschlossenem Reaktor mit anschließender, eventuell offener Nachrotte oder
- anaerobe Vergärung mit Biogasgewinnung mit anschließender Aerobisierung und eventuell offener Nachrotte

c) mechanische Nachbehandlung (nur selten realisiert)

- Siebung oder Windsichtung zur Abtrennung von leichten, heizwertreichen Materialien

Massenbilanz:

- ca. 40 % des Inputs wird als Ersatzbrennstoff energetisch verwertet
- ca. 3 % des Inputs werden als Metall verwertet
- ca. 30 % des Inputs werden deponiert
- Rotteverlust ca. 20-25 % des Inputs

Anlagenbeispiele im Land Brandenburg:

- aerobe MBA: MBA Schwanebeck (Landkreis Havelland) und MBA Schöneiche (Märkische Entsorgungsanlagen Betriebsgesellschaft)
- anaerobe MBA: MBA Freienhufen (Abfallentsorgungsverband „Schwarze Elster“)

3.2 MBS

Die mechanisch-biologische Stabilisierung erfolgt mit dem Hauptziel der Erzeugung von Ersatzbrennstoffen, die in Mitverbrennungsanlagen oder speziellen Ersatzbrennstoffkraftwerken eingesetzt werden können. Außerdem werden Metalle abgetrennt. Lediglich die verbleibenden nicht brennbaren mineralischen Anteile werden anschließend deponiert.

typische Verfahrensgestaltung:

a) mechanische Vorbehandlung

- manuelle Sichtung zur Abtrennung von Schad- und Störstoffen

b) biologische Behandlung

- aerobe Intensivrotte in geschlossenem Reaktor ohne Zuführung von Wasser
- Die Energie aus den biologischen Prozessen wird zur Trocknung genutzt bis diese wegen Wassermangels abbrechen.

c) mechanische Behandlung

- Zerkleinerung zur Vorbereitung auf die anschließende Siebung und Sichtung
- Siebung und Sichtung zur Trennung in stofflich verwertbare, in brennbare und in deponierbare Materialien

Massenbilanz:

- ca. 60 % des Inputs wird als Ersatzbrennstoff energetisch verwertet
- ca. 3 % des Inputs werden als Metall verwertet
- ca. 7 % des Inputs werden als mineralische Abfälle deponiert
- Rotteverlust ca. 30 % des Inputs

Anlagenbeispiel im Land Brandenburg:

- MBS Niederlehme (Zweckverband Abfallbehandlung Nuthe-Spree)

Eine Zusammenfassung der Anlagenkonzepte bietet die folgende Abbildung:



Abbildung 1: Funktionsweise der MBA-Technologien [6]

4 Konzept der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung versus thermische Behandlung

Ein umfassender Vergleich der beiden Behandlungskonzepte würde den Rahmen dieses Vortrags sprengen. Beide Konzepte haben jeweils Vor- und Nachteile, und jeder öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger musste für sich beurteilen, welche Vor- und Nachteile bei der Entscheidung für eines der Anlagenkonzepte besonderes Gewicht erhalten sollten.

Es seien an dieser Stelle die Argumente genannt, die die Vertreter des Konzeptes der MBA als Vorteile gegenüber der thermischen Behandlung ins Feld führen:

- höherwertige Verwertung der Abfallfraktionen

Bei der MBA können in Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung und der Entwicklung der Rohstoffpreise wirtschaftlich verwertbare Abfallbestandteile abgetrennt werden. Das sind zurzeit Eisen- und Nichteisenmetalle. Die Erweiterung auf bestimmte Kunststoffe oder Glas ist grundsätzlich möglich.

Aus den abgetrennten hochkalorischen Abfällen kann ein hochwertiger Ersatzbrennstoff gewonnen werden, dessen Heizwert 50% über dem von Braunkohle liegt und dessen Verbrennung eine sehr viel höhere Energieeffizienz aufweist als die Verbrennung nicht aufbereiteter Siedlungsabfälle.

Bei der rein thermischen Abfallbehandlung wird der Input komplett verbrannt. Stofflich hochwertig verwertbare Anteile des Siedlungsabfalls wie Metalle finden sich als Bestandteile der Verbrennungsrückstände wieder. Ein Teil der Metalle kann nach der Aufbereitung der MVA-Schlacke wiedergewonnen werden. Ansonsten wird die MVA-Schlacke zu einem großen, aber zurückgehenden Anteil als Baustoff im Straßen- und Deponiebau verwertet.

- geringere Fixkosten als bei der thermischen Behandlung

Damit ist die wirtschaftliche Belastung der Betreiber der Behandlungsanlagen bei schwankendem Abfallaufkommen wesentlich geringer. Die Behandlungskosten sind in geringerem Maße an die Auslastung der Anlagen gebunden.

- auch kleinere Anlagen lassen sich wirtschaftlich betreiben

Kleinere Anlagen ermöglichen die Entsorgung kleinerer bzw. dünn besiedelter Entsorgungsgebiete. Diese ermöglichen relativ geringe spezifische Transportkosten.

- Möglichkeit der Nutzung aufwendig geschaffenen Deponievolumens

Dieses Argument ist vor dem Hintergrund der abfallwirtschaftlichen Situation in Deutschland in der ersten Hälfte der 90er Jahre zu sehen. Mit dem Aufleben erhöhter Anforderungen an die technische Ausstattung von Deponien, die den Wiederhall in länderspezifischen Vorgaben und schließlich in den Verwaltungsvorschriften „Technische Anleitung Abfall“ und „Technische Anleitung Siedlungsabfall“ fanden, wurden umfangreiche Investitionen in hochwertig ausgestattete Deponien getätigt. In einigen Bundesländern wurde befürchtet, dass wegen damals möglicher vollständiger Verwertung der MVA-Schlacke diese Investitionen nicht refinanziert werden können.

Dieses Argument kann nicht mehr gelten. Zum einen stehen inzwischen DK-II-Deponiekapazität und –bedarf in einem ausgewogenen Verhältnis. Für mineralische Abfälle in DK-I-Qualität wird sogar dringender Bedarf gesehen, auf der Tagesordnung steht die Schaffung neuer Deponiekapazität für mineralische Abfälle und nicht die Sicherstellung der Auslastung bestehender Deponien. Zum anderen wird in Branchenkreisen auch von einem Anstieg des Anteils der zu deponierenden MVA-Schlacken ausgegangen. Ausweislich der ITAD-Internetpräsentation [7] werden mehr als 40% der anfallenden MVA-Schlacke im Deponiebau verwertet, wobei es sich zu einem erheblichen Anteil um auslaufende Deponiestilllegungsvorhaben handeln dürfte.

In Fachkreisen wird von wachsenden Akzeptanzproblemen bei der Verwertung von mineralischen Abfällen im Straßen- und Wegebau berichtet.

5 Entwicklung der Anlagenkapazität

Mit der abnehmenden Anzahl an betriebenen Siedlungsabfalldeponien wurde der Anreiz zur gezielten Erzeugung von Deponiegut immer geringer. Gleichzeitig waren in Deutschland aufgrund von Überkapazitäten bei Abfallverbrennungsanlagen längere Zeit sehr geringe Annahmepreise zur Verbrennung der Ersatzbrennstoffe und von klassischen Müllverbrennungsanlagen zu verzeichnen. Beides führte dazu, dass die Betreiber der MBA-Anlagen bestrebt waren, durch Anpassung der Verfahrensführung sowie technische Veränderungen den Anteil der abgetrennten heizwertreichen Abfälle zu erhöhen. Die veränderten Verbrennungspreise verbesserten die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen der Betreiber von MBS-Anlagen.

Die Zusammenstellung in sich konsistenter Zahlen über die Anlagenentwicklung im für die Erarbeitung dieses Vortrags zur Verfügung stehenden Zeitrahmen, die sich im Wesentlichen auf Internetrecherchen beschränken musste, gestaltete sich schwierig.

Zur Vermittlung eines groben Überblicks sei auf folgende Angaben verwiesen: In den MBA-Steckbriefen der ASA e.V. [8] werden mit Stand Februar 2007 51 MBA mit einer Gesamtkapazität von 5.638.600 t ausgewiesen.



Abbildung 2: MBA-, MBS- und MPS-Anlagen in Deutschland [9].

Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes [10] entwickelte sich der Anlagenbestand der MBA und MVA sowie der Deponien und die entsorgte Abfallmenge in den Jahren 2012 bis 2014 wie folgt:

Tabelle 2: Anzahl der Anlagen und deren Input.

	2012	2013	2014
Anzahl von MBA	60	58	55
Angelieferte Abfälle aus dem Inland [t]	4.159.700	4.050.800	4.106.300
Anzahl thermischer Abfallbehandlungsanlagen	170	167	191
Angelieferte Abfälle aus dem Inland [t]	21.421.500	21.820.100	22.056.400
Anzahl von Deponien	1.146	1.142	1.131
Angelieferte Abfälle aus dem Inland [t]	25.288.800	29.431.400	31.535.400
Abfallaufkommen in Deutschland insgesamt [t]	380.576.000	385.729.000	400.953.000

Weiteres Zahlenmaterial enthält das in der Internetpräsentation der ITAD auffindbare Papier „Branchenbild der deutschen Kreislaufwirtschaft“ (dort ist von 66 Abfallverbrennungsanlagen mit einer Kapazität von 19,7 Mio. t die Rede) [11].

In den letzten Jahren ist ein Rückgang der Anzahl der MBA zu verzeichnen. Auch ist tendenziell von einem Rückgang des Anteils der MBA an der Gesamtmenge der behandlungsbedürftigen Abfälle auszugehen. In Brandenburg besteht eine Ursache dafür in der Tatsache,

dass eine Reihe öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger im Vorfeld des Deponieverbotes für unbehandelte Abfälle im Jahr 2005 Entsorgungsverträge mit externen Anbietern über zehn Jahre abschloss. Die in der jüngsten Vergangenheit durchgeführten Neuausschreibungen führten aufgrund der günstigen Angebote in einigen Fällen zu Verträgen mit MVA-Betreibern.

Inwiefern dieser Trend langfristig stabil ist lässt sich nicht abschätzen. Denn wir beobachten gegenwärtig wegen aktuell sehr guter Auslastung sehr stark steigende Preise der thermischen Behandlungsanlagen.

6 Deponietechnische Eigenschaften mechanisch-biologisch behandelter Abfälle

Mechanisch-biologisch behandelte Abfälle wurden im Rahmen der oben erwähnten BMBF-Vorhaben intensiv und danach nur punktuell untersucht. Insbesondere fehlt eine Untersuchung der bodenphysikalischen Eigenschaften der mechanisch-biologisch behandelten Abfälle im eingebauten Zustand (immerhin werden seit 2005, in Einzelfällen auch länger, diese Abfälle eingebaut und es sind mächtige Deponiekörper aus mechanisch-biologisch behandelten Abfällen entstanden).

Hervorstechende Eigenschaften im Vergleich zu anderen Abfällen sind der hohe Anteil an feinkörnigem Material, ein daraus resultierender geringer Durchlässigkeitsbeiwert, verbunden mit hohem Wassergehalt bei der Ablagerung also hoher Wassersättigung.

Daraus resultiert

- geringe Systemdurchlässigkeit des Deponiekörpers
- geringer Sickerwasseranfall
- Gefahr der Entstehung von Porenwasserüberdrücken bei Auflast durch weitere Abfall-schichten
 - Standsicherheitsprobleme
Von Rutschungen an Deponiekörpern aus mechanisch-biologisch behandelten Ab-fällen ist den Autoren aber nichts bekannt
- Staunässe und Oberflächenabfluss bei Niederschlagsereignissen
 - Aufweichen der Oberfläche des Deponiekörpers

Zur Vermeidung der beschriebenen negativen Erscheinungen hatte die Abfallablagerungs-verordnung [5] im Anhang 3 Anforderungen an den Einbau von mechanisch biologisch behan-delten Abfällen erhoben:

- Ableitung von Oberflächenwasser durch Abdeckung nicht beschickter Flächen und Her-stellung eines geringen Gefälles beim Einbau der mechanisch biologisch behandelten Ab-fälle
- verdichteter Einbau der mechanisch-biologisch behandelten Abfälle, Ermittlung des opti-malen Wassergehaltes in einem Versuchsfeld

Zwar sind diese Anforderungen im Zuge der Fortschreibung des Deponierechts wieder ent-fallen, doch sollten nach Meinung der Autoren Betreiber von Deponien für mechanisch bio-logisch behandelte Abfälle solche Maßnahmen entsprechend ihrer betriebspraktischen Erfah-rungen in Erwägung ziehen. Zur Vermeidung von Porenwasserüberdrücken können mecha-nisch biologisch behandelte Abfälle im Gemisch mit grobkörnigem Material eingebaut werden oder es werden zwischen Lagen von mechanisch biologisch behandelten Abfällen Lagen aus grobkörnigem Material zum Abbau der Porenwasserüberdrücke eingebaut.

Weitere Hinweise zu den deponietechnischen Eigenschaften von mechanisch biologisch behandelten Abfällen enthält [12].

MV-Aschen sind hinsichtlich der Ablagerungseigenschaften deutlich unproblematischer, wenn folgendes beachtet wird:

MV-Aschen sind nach dem Verbrennungsprozess noch hochreaktiv, die dabei ablaufenden Reaktionen sind in Summe exotherm. Die Temperatur im Deponiekörper kann auf 850°C ansteigen, was zu einer Gefährdung von aus Kunststoff bestehenden Deponiebauteilen führen kann.

Diese Erscheinungen werden durch mehrwöchige Lagerung der MV-Aschen vor der Deponierung vermieden [13], [14].

Durch die MBA erfolgt eine sehr deutliche Reduzierung des biologischen Anteils und damit des Deponiegaspotentials der abgelagerten Abfälle. Dennoch verbleibt ein nicht zu vernachlässigendes Restgaspotential. Dieses beträgt nach einer neueren Untersuchung bis zu 30 – 40 Nm³/Mg Abfall [15]. Die Halbwertszeiten sind gering, das heißt, das Deponiegas aufkommen klingt nach kurzer Zeit, noch innerhalb der Ablagerungsphase wieder ab. Die Installation einer aktiven Entgasung ist nicht erforderlich und schon wegen der bodenphysikalischen Eigenschaften nicht sinnvoll (geringe Fassungsradien eventuell installierter Gasbrunnen). Die geringe Durchlässigkeit der mechanisch-biologisch behandelten Abfälle führt zu einer Verzögerung des Entweichens des Deponiegases, die Möglichkeit des Austritts und des Methanabbaus der geringen Restgasmengen ist im Rahmen der Stilllegungsplanung jedoch vorzusehen.

7 Situation in Brandenburg

2015 wurden in Brandenburg von 522.000 t der bei den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern anfallende behandlungsbedürftige Siedlungsabfälle 474.000 t (91 %) in MBA behandelt. Dafür stehen im Land fünf MBA zur Verfügung. Das sind drei klassische MBA und zwei MBS mit sehr unterschiedlichen Behandlungskapazitäten.

Tabelle 3: MBA-Anlagen im Land Brandenburg.

Anlage	Kapazität
MBA Nauen-Schwanebeck	48.500
MBA Freienhufen	50.000
MBA Schöneiche	180.000
MBS Lübben-Ratsvorwerk	30.000
MBS Niederlehme	150.000

Im Ergebnis der MBA wurden 68.000 t Abfälle deponiert und 265.000 t heizwertreicher Abfälle verbrannt. Für die Verbrennung standen im Land insgesamt zehn Anlagen zur Verfügung. Dabei handelt es sich sowohl um reine Ersatzbrennstoffkraftwerke, die nur Abfälle einsetzen, als auch um Mitverbrennungsanlagen wie zum Beispiel das Braunkohlekraftwerk Jänschwalde, die neben traditionellen Brennstoffen auch Abfälle einsetzen.

8 Situation in Berlin

Berlin verfügt über eine große kommunale Müllverbrennungsanlage. 2014 wurden von 828.000 t Haus- und Geschäftsmüll 504.000 t (62 %) in dieser Anlage direkt verbrannt. Die verbleibenden 315.000 t (38 %) wurden in MBA. Das erfolgte im Wesentlichen mittels einer

besonderen Verfahrensvariante, der mechanisch-physikalischen Stabilisierung (MPS). Bei diesem Verfahren wird die Energie zur Trocknung der Abfälle nicht wie bei der MBS aus biologischen Abbauprozessen sondern mittels Trocknungsaggregaten aus Erdgas bezogen wird. Ein geringer Teil des behandlungsbedürftigen Siedlungsabfalls wurde nach rein mechanischer Abfallbehandlung (MA) in Brandenburg in der MBA Nauen-Schwanebeck biologisch behandelt [16].

Tabelle 4: Restabfallbehandlungsanlagen im Land Berlin.

Anlage	Kapazität [t]
MHKW Ruhleben	520.000
MPS Pankow	160.000
MPS Reinickendorf	160.000
MA Köpenick	100.000

Literaturverzeichnis

- [1] *BMBF-Statusseminar zum Verbundvorhaben mechanisch-biologische Abfallbehandlung von zu deponierenden Abfällen, 17.-19.03.1998, Potsdam, Tagungsband, Umweltbundesamt*
- [2] *Verbundvorhaben mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen: Beiträge der Ergebnispräsentation, 07.-08.09.1999, Potsdam, Tagungsband, Umweltbundesamt*
- [3] FRIEDRICH ; FRICKE: *Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TA Siedlungsabfall für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen, Heft 110 der Reihe „Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis“, Erich-Schmidt-Verlag. 1998*
- [4] *Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung, Umweltbundesamt. 1999*
- [5] *Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV) vom 20. Februar 2001 (BGBl. I S. 305), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 13. Dezember 2006 (BGBl. I S. 2860) geändert worden ist*
- [6] *Imagebroschüre der Arbeitsgemeinschaft Stoffstromspezifische Abfallbehandlung (ASA) e.V. 2016. – www.asa-ev.de*
- [7] *Internetpräsentation der Interessengemeinschaft der thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V. – www.itad.de*
- [8] *MBA-Steckbriefe 2007/2008, Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung e.V. 2007*
- [9] GRUNDMANN ; BALHAR: *Stand und Perspektiven der biologischen Abfallbehandlung (MBA) in Deutschland, Tagungsband Bio- und Sekundärrohstoffverwertung IV: stofflich, energetisch, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenhausen. 2009*
- [10] *Internetpräsentation des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. – www.bmub.bund.de/themen/wasser-abfall-boden/abfallwirtschaft/statistiken/*
- [11] *Branchenbild der deutschen Kreislaufwirtschaft. – www.itad.de/information/studien/201605_BranchenbildderdeutschenKreislaufwirtschaft.pdf*
- [12] BRÄCKER: *Deponietechnik für mechanisch-biologisch behandelte Abfälle, AbfallwirtschaftsFakten 4.4, Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim. 2010*
- [13] BECK ; KRÖGER: *Aschen aus der Müllverbrennung – Baustoff auf Deponien oder Abfall zur Ablagerung? Bayerisches Landesamt für Umwelt. 2005*

- [14] ALWAST ; RIEMANN: *Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen, Prognos Berlin und RSP Herne im Auftrag des Umweltbundesamtes.* 2010
- [15] HEYER ; HUPE ; STEGMANN: *Methanemissionen aus der Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen, Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft im Auftrag des Umweltbundesamtes.* 2012
- [16] VOGT ; REINHARDT: *Stoffstrom-, Klimagas- und Umweltbilanz für das Jahr 2014 für das Land Berlin, Heidelberg.* 2015
- [17] *Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung - DepV) vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 2 der Verordnung vom 4. März 2016 (BGBl. I S. 382) geändert worden ist*

Způsoby energetického využívání odpadů

Möglichkeiten einer energetischen Abfallnutzung

Danuše Hráská³

Abstrakt

Podle směrnice EU by měla Česká republika snížit množství komunálních odpadů, ukládaných na skládky na 75% množství vyprodukovaného v roce 1995. Do roku 2020 musí dokonce dojít ke snížení na 35% základu roku 1995.

V roce 2000 bylo např. na skládky v Libereckém kraji uloženo 89 376 t odpadu. Cílová hodnota pro rok 2010 byla 71 500 t odpadu odstraněného uložením na skládky. V roce 2013 bylo na skládky uloženo 108 238 t, což je 121,1% hmotnosti odpadů ukládaných na skládky v roce 2000 [1].

Jedním z možných řešení tohoto problému je důsledné třídění odpadů a jejich energetické využívání.

Příspěvek stručně popisuje hlavní možné způsoby využití energetického potenciálu z odpadů v souladu s legislativou ČR v odpadovém hospodářství. (využívání skládkového plynu ze skládek komunálních odpadů, energetické využití bioplynu v zařízení bioplynové stanice, energetické využití odpadů ve spalovnách odpadů, spoluspalování odpadů a využití odpadu jako alternativní palivo).

Kurzfassung

Der EU-Richtlinie nach sollte die Tschechische Republik die Menge des auf Deponien abgelagerten Kommunalabfalls auf 75% der im Jahre 1995 produzierten Abfallmenge reduzieren. Bis 2020 ist die Menge sogar auf 35% der 1995 produzierten Abfallmenge zu reduzieren.

Im Jahre 2000 wurden auf Deponien in dem Liberecký kraj 89 379 t Abfall deponiert. Der Zielwert für 2010 waren 71 500 t Abfall, der durch Deponieren entsorgt werden sollte. Im Jahre 2013 wurden auf Deponien 108 238 t Abfälle gebracht, das sind 121,1% des Abfallgewichtes, das im Jahre 2000 auf Deponien gebracht wurde.

Einer der möglichen Ansätze zur Lösung dieses Problems ist eine konsequente Abfalltrennung und ihre energetische Nutzung.

In dem Beitrag werden kurz die wichtigsten Möglichkeiten der Nutzung des Energiepotentials des Abfalls im Einklang mit der Gesetzgebung der Tschechischen Republik aus dem Bereich der Abfallwirtschaft dargestellt (Nutzung des Deponiegases aus Kommunalabfalldepo-nien, energetische Nutzung des Biogases und einer Biogaseinrichtung, energetische Abfall-nutzung in Verbrennungsanlagen, Mitverbrennung von Abfällen und Nutzung von Abfällen als eines alternativen Brennstoffs).

1 Úvod

Zatímco v ostatních evropských zemích např. v Německu, Švýcarsku, Holandsku, Rakousku a Belgii se na skládky ukládá minimum odpadů nebo se téměř již neskládkuje a odpady

³Česká inspekce životního prostředí, Třída 1. máje 858/26, CZ-46001 Liberec, hraska.danuse@cizp.cz

se využívají především energeticky, v ČR tento trend takový není. V ČR se energeticky využívá cca 10% z celkové produkce komunálních odpadů.

Komunální odpad produkuje každý z nás a pokud se budeme chovat zodpovědně, mohli bychom z těchto odpadů vytřídit hodně komodit, které by bylo možno dále materiálově využít (např. sklo, papír, plasty, textil, kovy) jejich dalším zpracováním nebo recyklací na nové výrobky. Tímto způsobem by se mohlo dle průzkumů využít přibližně 50% odpadů.

Další polovina tzv. zbytkového komunálního odpadu končí buď na skládce (ta zabírá určitou část krajiny a vzhledem k delšímu časovému rozpadu některých odpadů např. směsných plastů, zůstává jako nepříjemné dědictví pro další generace) nebo může být energeticky využít (tento způsob využití má dle hierarchie nakládání s odpady přednost před skládkováním).

2 Možné způsoby využití energetického potenciálu odpadů

1. Využívání skládkového plynu
2. Energetické využití bioplynu (bioplynové stanice)
3. Energetické využití odpadů (spalovny odpadů)
4. Spoluspalování odpadů
5. Využití odpadu jako alternativní palivo

2.1 Využívání skládkového plynu

V 90. letech minulého století byl plyn získán odplyněním skládek komunálních odpadů (tzv. skládkový plyn – směs 55-75 obj.% metanu, 23-43% oxidu uhličitého, cca 2% vodíku a stopové hodnoty siřných a dusíkatých sloučenin např. sirovodík, amidy) spalován na spalovacích flérách (postup vyžadoval aktivní čerpání, spotřeboval energii a zatěžoval ovzduší emisemi NO_x) nebo byl ventilován přes biooxidační filtry (pasivní jímání). Při skládkování bioodpadu je produkován plyn, který v případě, že není zachycován, přispívá ke vzniku skleníkového efektu a ovlivňuje negativně kvalitu průsakové vody, která může znečistit podzemní vodu a půdu.

Tvorba plynu je závislá na skladbě odpadů (obsahu biologicko rozložitelných frakcí, poločas rozkladu různých frakcí 1- 15 let) a jejich vlhkosti (nedostatečné zvlhčení odpadů zpožďuje vývin plynu), velikosti skládky, způsobu hutnění odpadů, době zavažení skládky apod.

V současné době je dle odhadu cca 90% stávajících skládek KO v ČR již energeticky využíváno (výstavby kogeneračních jednotek). Situace se však vlivem i změny legislativy (snížení podílu biologicko rozložitelných odpadů v KO, povinnost obce zajistit oddělený sběr BRKO) výrazně mění ve prospěch jiných zařízení k využívání energie z odpadů např. bioplynových stanic.

2.2 Energetické využití bioplynu (Bioplynové stanice- BPS)

Jedním ze způsobů využívání biologických odpadů je anaerobní digesce (metanové kvašení). Jedná se o technologii určenou ke zpracování organické hmoty (proces rozkladu organických látek bez přístupu vzduchu). Proces je též nazýván metanová fermentace nebo metanizace. Anaerobní rozklad organických látek probíhá v několika etapách. V 1. fázi (hydrolýza) jsou rozkládány cukry, tuky a bílkoviny na nízkomolekulární vodorozpustné látky pomocí hydrolytických enzymů produkovaných fermentačními bakteriemi. V další fázi (acidogeneze) se vytváří organické kyseliny a alkoholy, které jsou v navazující další etapě oxidovány na vodík, oxid uhličitý a kyselinu octovou. V poslední nejdůležitější fázi v tzv. metanogenezi vzniká z kyseliny octové, vodíku a oxidu uhličitého metan. Tento krok provádějí methanogenní bakterie, což jsou

striktně anaerobní organismy, podobné nejstarším organismům na Zemi. Tyto bakterie jsou citlivé především na náhlé změny teplot, pH, oxidačního potenciálu a další inhibiční vlivy.

Zařízení, v němž probíhá řízená anaerobní digesce organických látek, se nazývá bioplynová stanice. Dle zpracovávaného substrátu se BPS obecně dělí na: zemědělské (zpracování statkových hnojiv a zemědělské biomasy), čistírenské (zpracování kalů z ČOV) a ostatní, které zpracovávají biopadly případně mechanicky vytríděné biosložky z komunálního odpadu a vedlejší živočišné produkty.

Koncovými produkty procesu anaerobní digesce jsou bioplyn a nerozložený zbytek tzv. digestát (fermentát). Bioplyn se dříve všeobecně využíval zejména ke svícení a dále byl spalován v kotlích za účelem vytápění budov a ohřevu užitkové vody.

V současné době je bioplyn efektivněji využíván k energetickým účelům. Jedná se zejména o způsob využití bioplynu v kogenerační jednotce s výrobou elektrické energie a tepla. Lze použít spalovací motory nebo plynové turbíny s agregátem na výrobu elektrické energie. Teplo z chlazení motorů a spalin lze využít při ohřevu fermentorů a k vytápění.

Digestát, který je v podstatě druhotnou surovinou tohoto zpracování odpadů a splňuje kvalitativní požadavky vyhlášky o biologických metodách zpracování biologicky rozložitelných odpadů, je dále zpracováván v kompostárnách na kvalitní suroviny.

Rozvoj anaerobní digesce biologicko-rozložitelných odpadů je závislý na separovaném sběru biologicky rozložitelného odpadu, zde je však také konkurence provozně levnějších kompostáren. V současné době je v ČR cca 500 bioplynových stanic vč. těch u ČOV, které mohou okamžitě BRO přijímat (stejný počet je evidován i u kompostáren).

Výhodou anaerobní digesce je možnost zpracování i méně kvalitní suroviny. Vzhledem k tomu, že se jedná o odpady pocházející z komunální sféry, musí být nastavena velmi přísná kritéria pro technologie. Nevýhodou anaerobní digesce je organizační náročnost procesu a investiční nákladnost. Ekonomická efektivnost bioplynových stanic se však neustále zvyšuje s růstem cen energií. I přes vysoké investiční náklady je patrná jejich konkurenceschopnost. Vlastnosti fermentátu jsou velmi příznivé pro jeho využití v zemědělství, výrobu kompostů a rekultivačních substrátů. Vyznačují se zachováním hnojivého účinku, vazby dusíku na organické látky, velmi významnou redukcí choroboplodných zárodků a semen plevelů, atd. [2] [3]

2.3 Energetické využití odpadů – spalovny odpadů

Termický způsob nakládání s komunálními odpady je společně s materiálovým využitím jeden z nejvýznamnějších způsobů využití těchto druhů odpadů.

Odpady lze spalovat jen jsou-li splněny podmínky stanovené právními předpisy o ochraně ovzduší a o hospodaření energií.

Spalování odpadů je z chemického hlediska termooxidační proces, při němž se biogenní prvky (uhlík, síra, dusík) oxidují za uvolnění tepla (exotermická reakce). Energetické využití odpadů tedy představuje využití jejich energetického potenciálu a tím dosažení úspor primárních neobnovitelných zdrojů surovin a energie (fosilních paliv). Pokud je spalovací zařízení kvalitně navrženo a hlavně správně provozováno v celém technologickém procesu dle doporučených technologií BAT (Best Available Technology) a je současně vybaveno moderní odlučovací technikou, potom lze hovořit o prověřené ekologicky bezpečné technologii, která zajišťuje vysokou úroveň péče o ŽP.

Výsledkem termického zpracování komunálních odpadů je anorganický materiál s minimálním obsahem organických zbytků, který v některých případech lze po úpravě a při splnění zákonem stanovených podmínek, látkově využít např. jako stavební, zásypový nebo rekultivační materiál. Nakládání s odpady vzniklými při spalování odpadů musí být prováděno, tak, aby bylo zamezeno znečištění okolí druhotnou prašností a současně byly dodrženy požadavky zvláštních právních předpisů jako např. ochrany ovzduší, ochrany vod a ochrany veřejného zdraví. Popílký ze spaloven odpadů smějí být ukládány na tzv. jednodruhové skládky (tech-

nické zařízení určené k odstraňování odpadů jejich trvalým a řízeným uložením na zemi nebo do země) a to pouze po jejich úpravě stabilizací. [4]

V ČR jsou ke spalování komunálních odpadů využívány především tři spalovny - pražská spalovna v Malešicích, brněnská spalovna v Líšni a nejmladší zařízení v Liberci. Počátkem měsíce říjen bylo uvedeno do provozu další spalovací zařízení v Plzni.

Podle platné české legislativy se spalování odpadů považuje za energetické využití pouze tehdy, jestliže energetická účinnost je vyšší než 0,6 pro spalovny provozované se souhlasem před 1.1.2009 či 0,65 pro spalovny, které získaly souhlas k provozu zařízení po 31.12.2008.

Energetická účinnost se vypočítává dle vzorce v souladu s referenčním dokumentem o nejlepších dostupných technikách pro spalování odpadů:

$$\text{energetická účinnost} = (E_p - (E_f + E_i)) / (0,97 \cdot (E_w + E_f))$$

- E_p - roční množství vyrobené energie ve formě tepla pro komerční využití (koeficient přepočtu 1,1 na GJ/rok) či energie ve formě elektřiny (koeficient přepočtu 2,6)
- E_f - roční energetický vstup do systému z paliv přispívajících k výrobě páry (GJ/rok)
- roční množství energie obsažené ve zpracovávaných odpadech vypočítané za použití nižší čisté výhřevnosti odpadů (GJ/rok)
- E_i - roční dodaná energie bez E_w a E_f (GJ/rok)
- Koeficient 0,97 je činitelem energetických ztrát v důsledku vzniklého popela a vyzařování.

Pokud spalovna nespĺňuje výše uvedené podmínky je považována za zařízení k odstraňování odpadů. [5]

2.4 Spoluspalování odpadů

Jednou z dalších cest, jak snížit množství komunálního odpadu, který se ukládá na skládky a tím dostát našim závazkům vůči evropské unii, je spoluspalování odpadů.

Tyto způsoby využívání odpadů za účelem využití energie z odpadů podporuje také Státní fond životního prostředí ČR, který vydává průběžně v rámci Operačních programů životního prostředí výzvy na předkládání projektů v této oblasti. Výzvy bývají zaměřeny na projekty mechanicko-biologické úpravy komunálního odpadu (MBÚ) a energetického využití KO (EVO) a navazující úpravy kotlů za účelem splnění legislativních podmínek pro spoluspalování.

Mechanicko-biologická úprava odpadu není sama o sobě technologií na využití komunálního odpadu, ale spíše na jeho úpravu. Snahou je vytěžit mechanickými procesy ze směsného zbytkového komunálního odpadu ještě nějaké využitelné látky. V zařízení MBÚ se směsné komunální odpady drtí a pak třídí na různých drtičích a sítích.

Směsný odpad se tak rozdělí v zásadě na dvě hlavní složky.

Lehkou frakci (někdy se jí říká "nadsítná"), v níž jsou hlavně kusy papíru, plastů a část biologických materiálů. Teoreticky by bylo možné tuto výhřevnou frakci spoluspalovat ve vhodném zařízení jako jsou např. teplárny, elektrárny atd.

Zejména zařízení s fluidním spalováním by s využitím výhřevné frakce neměly technické potíže.

Problém spočívá v tom, že legislativa považuje výhřevnou frakci stále za odpad a kritéria a podmínky pro spoluspalování odpadů z hlediska ochrany ovzduší jsou tak přísná, že provozatelé zdrojů o tuto frakci nemají zájem.

Těžkou frakci ("podsítná"), v níž jsou všechny ostatní zbytky, zejména biologicky rozložitelné látky. Tato frakce se ještě zpracovává za přítomnosti nebo nepřítomnosti vzduchu. Dochází přitom k "vyhřívání", během kterého se rozloží biologicky rozložitelné látky. Za přítomnosti vzduchu

probíhá kompostování, výsledný produkt by mohl sloužit jako kompost. Při zpracování za nepřístupu vzduchu (anaerobní digesce) se dá získat metan (=energie). [3]

Co se týká energetického využití jiných odpadů, v rámci spalování lze využít např. kaly z ČOV. Jejich využití nabízí dostatečný energetický potenciál (8-11 MJ/kg suchého kalu) a téměř bezodpadovou likvidaci. Problém je však v tom, že neupravené kaly obsahují cca 70% vody, jejíž odpaření bývá náročné a dále velké množství rtuti a kadmia.

2.5 Využití odpadu jako alternativní palivo

Kromě vysoce využitelného potenciálu energie z biomasy, se hledaly další možné alternativy k získávání energie. Jedním ze zdrojů je právě tříděný komunální odpad. Vhodnou variantou je využití tříděného komunálního odpadu jako alternativního paliva. Alternativní palivo lze spalovat pouze v určitých spalovacích zařízeních za stanovených podmínek. Dle legislativních předpisů pro ochranu ovzduší, je palivo spalitelný materiál v pevném, kapalném a plynném stavu, určený jeho výrobcem ke spalování ve stacionárních zdrojích za účelem uvolnění jeho energetického obsahu. [6]

Tuhé alternativní palivo (TAP) je tuhé palivo vyrobené z jiného než nebezpečného odpadu, určené k energetickému využití ve spalovnách nebo zařízeních pro spalování.

Výroba alternativního paliva je výhodná oproti spalování samotného směšného komunálního odpadu např. z hlediska dlouhodobého skladování, při jeho úpravě lisováním do briket či pelet je i snadná manipulace a doprava. Hlavním motivem využívání alternativních paliv je však efekt ekonomický a ekologický, kdy část fosilního paliva, které je už nenahraditelné, se nahradí palivem, které je buď alternativní nebo je vyrobeno z odpadu a nebo se jedná přímo o odpad. Další výhodou využití alternativních paliv je, že mnohdy složení popílků po spalování alternativního paliva umožňuje jej zpracovat do kompozice slínku, potažmo výsledného cementu (produktu). Toto je rozdíl mezi spalovnou odpadů a cementárnou, kdy popel a škvára ze spalovny nachází využití výjimečně a často končí na skládkách odpadů.

Tuhé alternativní palivo lze využít v předem stanovených spalovacích zařízeních (systémy: spalování na roštu, spalování ve fluidním kotli nebo zplyňování) nebo lze toto palivo spalovat např. v cementářských pecích a v kotlích na uhlí, a to při splnění velmi náročných legislativních požadavků.

Na druhé straně pro provozovatele zařízení pro spalování a využití TAP jsou nevýhodné především:

- přísné legislativní požadavky , instalace kontinuálního měření emisí – vyšší provozní a ekonomické náklady
- nutnost provedení změn v integrovaném povolení na zdroj (veřejnost a orgány státní správy)
- nejednoznačná legislativa v oblasti definice TAP a požadavky na jejich kvalitu (obsah chloru)
- technologická rizika spojená se spalováním TAP – koroze fluidních kotlů, omezené další použití výsledných produktů (škváry, energosádrovce)
- nutnost investic do úprav technologie, čištění spalin apod.
- nízká cena klasických fosilních paliv oproti TAP

Literatura

[1] POH Libereckého kraje.

[2] Publikace Bioodpad-bioplyn-energie, září 2013, České ekologické manažerské centrum.

[3] Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady.

[4] Vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady v platném znění.

[5] Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů v platném znění.

[6] Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění.

Plánování, stavba a zprovoznění zařízení pro zpracování odpadu s kompostárnou v Marszowě (Polsko)

Planung, Bau und Inbetriebnahme von Abfall-aufbereitungsanlagen und die Abfallanlage mit Kompostierung in Marszow (Polen)

Waldemar Witkowski, Gunnar Beyer¹

Abstrakt

Na USB naleznete prezentaci.

Kurzfassung

Auf USB-Stick finden Sie die Präsentation.

¹Eggersmann Anlagenbau GmbH Bad Oeynhausen, Carl-Zeiss-Str. 6-8, 32549 Bad Oeynhausen,
g.beyer@f-e.de

**Využití stavebních materiálů pro
stavbu skládek**

**Verwendung von Baustoffen im
Deponiebau**

Průkazní zkoušky přírodních, minerálních stavebních materiálů – Požadavky a jejich praktické prosazování v Německu

Eignungsnachweise nach BQS für natürliche mineralische Baustoffe – Anforderungen und praktische Umsetzung

Thomas Egloffstein¹, Ulrich Sehrbrock²

Abstrakt

Do doby vstupu nového Nařízení o skládkách a trvalých úložištích 2009 v platnost, byly v Německu zkoušky vhodnosti minerálních izolačních hmot jasně upraveny. Na třech vzorcích bylo nutno zpracovat přesně předepsané zkoušky. Bylo nutno dodržet určité požadavky (například obsah jílu, jílových minerálů, vápna, organických součástí atd.). Poté, co skončila platnost starých správních předpisů a po vstupu nového Nařízení o skládkách a trvalých úložištích v platnost, nastalo v oblasti požadavků na minerální stavební hmoty vakuum, které bylo v roce 2010 opět zaplněno spolkovými standardy kvality (Bundeseinheitliche Qualitätsstandards, BQS), které byly zpracovány speciální pracovní skupinou pro techniku skládkování "Deponietechnik" pracovní skupiny spolkových zemí LAGA (LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“).

Tento příspěvek pojednává především o minerálních izolačních komponentách z přírodních stavebních hmot (jíly, silty, hlíny) a o hydrologických a rekultivačních vrstvách (především silty a hlíny). Tento příspěvek vychází z realizace průkazní zkoušky jílu, pocházejícího z konkrétního hliniště, který by měl být vhodný jako pro minerální izolaci základové spáry, tak i jako izolace povrchu a geologická bariéra. Základem pro tyto zkoušky jsou kromě Nařízení o skládkách a trvalých úložištích i spolkové standardy kvality BQS 1-0 (geologická bariéra), 2-0 a 5-0 (min. izolace základové spáry a izolace povrchu, zásadní požadavky) a 2-1 a 5-1 pro min. izolace základové spáry a povrchu z přírodních stavebních hmot. Jelikož předmětný jíl měl být vhodný pro použití ve všech třech oblastech, bylo nutno splnit vždy nejpřísnější kritérium při zčásti odlišných požadavcích na izolaci základové spáry a povrchu.

Příspěvek pojednává o požadavcích, formulovaných ve spolkových standardech kvality a z nich (vlastně) vyplývajících technických zkoušek a jejich obtížnosti.

Druhá část tohoto příspěvku pojednává o hydrologických vrstvách, odpovídajících spolkových standardech kvality 7-2 (rovněž 7-1 rekultivační vrstvy) na příkladu realizované hydrologické vrstvy a obsahuje porovnání požadavků, vyplývajících z Nařízení o skládkách a trvalých úložištích, předem provedených výpočtů modelu HELP a výsledků několik let provozovaného testovacího pole. Podle Nařízení o skládkách a trvalých úložištích smí "pětiletá střední hodnota infiltrace činit nejvýše 10 procent dlouhodobé střední hodnoty srážek (zpravidla 30 let), nejvýše však 60 mm ročně, nejpozději pět let po dokončení".

Pro hydrologickou vrstvu byl nejprve vytvořen model očekávané míry infiltrace. Po čtyřech letech provozu testovacího pole se však ukazuje, že požadavky Nařízení o skládkách a trvalých úložištích "pětiletá střední hodnota infiltrace činit nejvýše 10 procent dlouhodobé střední hodnoty srážek (zpravidla 30 let), nejvýše však 60 mm ročně, nejpozději pět let po dokončení" však zřejmě nebude možno dodržet. Jak bylo možno očekávat, během letního pololetí se průsak téměř nevyskytuje, zato během zimního pololetí byl vyšší, nežli očekáváno. V tomto případě model nefungoval. Podobná zjištění byla v odborných kruzích neoficiálně diskutována.

¹ICP Ingenieurgesellschaft mbH, Eisenbahnstr. 36, D-76229 Karlsruhe; egloffstein@icp-ing.de

²ICP Braunschweig GmbH, Berliner Str. 52, D-38104 Braunschweig; sehrbrock@icp-ing.de

Kurzfassung

Eignungsprüfungen für mineralisches Dichtungsmaterial waren bis zum Inkrafttreten der neuen Deponieverordnung (Deponievereinfachungsverordnung 2009, Artikel 1 Deponieverordnung (DepV)) in den Anhängen E der Technischen Anleitungen Abfall (TA Abfall 1991) und TA Siedlungsabfall (TA-Si 1993) klar geregelt. An drei Proben mussten genau vorgegebene Untersuchungen durchgeführt und bestimmte Anforderungen (z.B. Tongehalt, Tonminerale, Kalkgehalt, organische Bestandteile etc.) eingehalten werden. Mit dem Außerkrafttreten der beiden Verwaltungsvorschriften und Inkrafttreten der Deponievereinfachungsverordnung tat sich im Bereich Anforderungen an mineralische Baustoffe ein Vakuum auf, das ab 2010 durch die Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards (BQS) der LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ wieder gefüllt wurde. In diesen Beitrag soll es vornehmlich um die mineralische Abdichtungskomponente aus natürlichen Baustoffen (Tone, Schluffe, Lehme) und um Wasserhaushalts- und Reaktivierungsschichten (i. W. Schluffe und Lehme) gehen. Ein Hintergrund dieses Beitrages ist die Durchführung einer Eignungsprüfung eines Tones einer Tongrube, der sowohl für die mineralische Basisabdichtung als auch Oberflächenabdichtung und zur Verbesserung der geologischen Barriere geeignet sein sollte. Grundlage der Eignungsuntersuchung bilden neben der DepV die BQS 1-0 (geol. Barriere), 2-0 und 5-0 (min. Basis- und Oberflächenabdichtungen, grundsätzliche Anforderungen) sowie 2-1 und 5-1 für min. Basis- und Oberflächenabdichtungen aus natürlichen Baustoffen. Da der Ton der Tongrube für alle drei Bereiche geeignet sein sollte, musste das jeweils schärfste Kriterium bei z.T. abweichenden Anforderungen an Basis- und Oberflächenabdichtungen erfüllt werden. Grundsätzlich kann ausgesagt werden, dass die vorgegebenen Untersuchungen zu den grundsätzlichen Materialanforderungen zum früheren Anhang E der TA-A/TA-Si weitgehend identisch sind. Einige Anforderungen sollten überdacht werden (z.B. die Anforderung an organische Bestandteile $\text{TOC} \leq 1 \text{ M.-%}$). Für andere Untersuchungen sollten Anforderungen definiert werden (z.B. BQS 5-1 Verformbarkeit des Dichtungselementes im Hinblick auf die Dichtigkeitseigenschaften auch unter Berücksichtigung veränderlicher Wassergehalte bzw. Dichtigkeit des verformten Dichtungselements bei ein- und zweiachialer Verformung). Hier werden versuchstechnische Nachweise verlangt, aber nur allgemeine Anforderungen definiert (der natürliche mineralische Baustoff muss im eingebauten Zustand den zu erwartenden Verformungen plastisch folgen können). Dies übersteigt i.d.R. den Rahmen einer Eignungsuntersuchung für Dichtungsmaterialien, da hier noch weitere Kenntnisse über den Deponiekörper vorliegen müssen, die dem geotechnischen Büro, das die Eignungsuntersuchungen durchführt, in der Regel nicht zur Verfügung stehen. Relativ schwierig wird die Eignungsuntersuchung mit dem Kapitel "Beständigkeit". So wird z.B. in dem BQS 2-1 zur Beständigkeit gegenüber infiltriertem Niederschlagswasser und Sickerwasser der Einfluss des Sickerwassers beioxidierenden und reduzierenden Bedingungen und pH-Werten zwischen 4 und 13, einer elektrischen Leitfähigkeit bis $30.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ und einem DOC bis 1.000 mg/l (Plausibilitätsbetrachtung) genannt. Als Nachweisgrundlagen werden zeitraffende Reaktorsimulationen oder mineralogische Analogien bzw. k-Wert-Bestimmungen mit pH-stabilisiertem Wasser angeführt. Zur Beständigkeit gegenüber Wassergehaltsänderungen gemäß BQS 2-1 / 5-1 sind Austrocknungs- und Rissgefährdung projektbezogen nachzuweisen. Neben der Beständigkeit gegenüber Temperaturen und Temperaturschwankungen sind für die Beurteilung der Auswirkungen von Wassergehaltsänderungen auf die Verformungseigenschaften und die Dichtigkeit im Rahmen der Eignungsprüfung folgende Nachweise zu erbringen:

- Wassergehalts-/Wasserspannungscharakteristik unter Berücksichtigung von ggf. auftretenden Synärese Effekten
- Einfluss veränderlicher Wasserspannungs-/Wassergehalte auf die Verformungseigenschaften und auf die Dichtigkeit
- Einfluss von zyklischen Wassergehaltsänderungen auf das Schrumpf und Quellverhalten

und auf die Dichtigkeit

Diese vorgenannten Untersuchungen übersteigen in der Regel die ausstattungsbedingten Fähigkeiten vieler Geotechnikbüros, die traditionell Fremdprüfungen durchführen. Auch die seit 01.05.2015 geforderte Akkreditierung als Prüflabor einer fremdprüfenden Stelle bildet diese Versuchsanforderungen nicht ab. In der Praxis beobachten wir, dass bei Eignungsuntersuchungen, die gemäß BQS 9-1 durch die Eigenprüfung des AN ausgeführt werden, diese Beständigkeitsuntersuchungen überwiegend nicht thematisiert werden, sondern lediglich der Teil 5 „Eignungsuntersuchungen“ von BQS 2-1 / 5-1 durchgeführt wird. Fordert man als Fremdprüfung Nachweise zu den o.g. genannten Punkten, i. W. Dichtigkeit und Verformbarkeit, Beständigkeit, so wird i.d.R. ein mehr oder weniger ausführlicher gutachterlicher Nachweis geliefert. Dieser wird nach unserer Erfahrung von der zuständigen Behörde akzeptiert. Als fremdprüfende Stelle den Bauablauf massiv zu stören, in dem umfangreiche und zeitaufwendige Untersuchungen nachgefordert werden, sehen wir uns ohne die notwendige Unterstützung durch die zuständige Behörde nicht berufen. Dies ist möglicherweise durch die LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ auch nicht gewünscht. In dem relativ neuen BQS 2-1, veröffentlicht am 20.03.2015, steht geschrieben:

„Ist die Einhaltung von Anforderungen dieses BQS für bestimmte Materialeigenschaften aufgrund langjähriger Erfahrungen und Untersuchungen aus vergleichbarer Anwendung nachgewiesen, z.B. bei natürlichen Böden oder Gesteinsmaterialien, kann der Eignungsnachweis anhand einer fachgutachterlichen Beurteilung geführt werden“. Ist das die Öffnungsklausel, die sehr umfangreichen Beständigkeitsanforderungen in den BQS allesamt gutachterlich abzuhandeln? Wenn ja, dann sollten viele Formulierungen in den BQS überdacht werden, weil sie so zu interpretieren sind, dass hier versuchstechnische Nachweise gefordert sind.

In dem Beitrag wird auf die formulierten Anforderungen der sich (eigentlich) daraus ergebenden versuchstechnischen Nachweise sowie deren Schwierigkeiten eingegangen.

Der zweite Teil dieses Beitrages handelt sich inhaltlich um Wasserhaushaltsschichten, den entsprechenden BQS 7-2 (auch 7-1 Rekultivierungsschichten) am Beispiel einer ausgeführten Wasserhaushaltsschicht und den Vergleich der Anforderungen der DepV, den zuvor durchgeführten HELP-Berechnungen und den Ergebnissen eines inzwischen vier Jahre lang betriebenen Testfeldes. Gemäß DepV darf im fünfjährigen Mittel die Durchsickerung höchstens 10 Prozent vom langjährigen Mittel des Niederschlags (in der Regel 30 Jahre), höchstens 60 mm pro Jahr, spätestens fünf Jahre nach Herstellung betragen“.

Zunächst jedoch zur baupraktischen Umsetzung und Überwachung der Wasserhaushaltsschicht. Die nutzbare Feldkapazität (nFk) ist einer der bzw. der wesentlichste Parameter im Anforderungskatalog zur Wasserhaushaltsschicht. Anfangsschwierigkeiten bereiteten den bodenkundlich nicht vorgebildeten fachlich Beteiligten die Tatsache, dass die nutzbare Feldkapazität keine reine Materialeigenschaft ist, sondern auch von der Verdichtung (Dichte) abhängig ist. Dass der volumetrische, nicht der in der Geotechnik verwendete gravimetrische Wasserhalt verwendet wird. Dass nur der Feinboden < 2 mm verwendet wird, d.h. bei Böden mit nennenswerten Kornanteilen > 2 mm eine Grobkornkorrektur durchgeführt werden muss.

Bei sehr locker eingebauten Böden sind ungestörte Probenahmen mit dem Ausstechzylinder zur Probengewinnung für den Sandsaugtisch nicht sehr sinnvoll, weil das Material spätestens beim Transport in Ausstechzylinder zusammenfällt. Beim Transport mit Paketdienst (nicht jeder Fremdprüfer hat die Ausrüstung zur Bestimmung der nFk) ist dies noch ausgeprägter.

Bei sehr lockerem Einbau ist es deshalb häufig erforderlich, dass die Proben im Labor mit entsprechender Dichte „nachgebaut“ werden müssen.

Aufgrund von Ringversuchsergebnissen zur Genauigkeit der Ergebnisse zum permanenten Welkepunkt (PWP) im Drucktopf bei 15 bar, ist es gemäß BQS 7-1 vom 04.02.2015 zwischenzeitlich zulässig, diesen Wert aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5) zu entnehmen. Ein Vergleich von experimenteller Bestimmung FK und PWP (Sandsaugtisch und Drucktopf nach DIN ISO 11274) mit der „Hybridlösung“ (FK versuchstechnisch mit Sandsaugtisch und

PWP aus KA5) sowie FK + PWP nur aus der KA 5 zeigten, dass die „Hybridlösung“, FK Sandsaugtisch + PWP aus der KA 5, gut funktioniert. Beide Werte (FK und PWP) aus der KA 5 zu entnehmen, ergibt nicht die erforderliche Bandbreite und ist nach BQS 7-1 / 7-2 auch nicht zulässig.

Für die Wasserhaushaltschicht war zuvor eine HELP-Modellierung zu den erwarteten Durchsickerungsraten durchgeführt worden. Nach vier Jahren Betrieb des Testfeldes zeichnet sich jedoch ab, dass die Anforderung der DepV „im fünfjährigen Mittel darf die Durchsickerung höchstens 10 Prozent vom langjährigen Mittel des Niederschlags, höchstens 60 mm pro Jahr, spätestens fünf Jahre nach Herstellung betragen“, voraussichtlich nicht eingehalten werden kann. Wie zu erwarten stand, gibt es im Sommerhalbjahr kaum Durchsickerung, im Winterhalbjahr ist sie jedoch höher als erwartet. Im vorliegenden Fall funktionierte die HELP-Modellierung nicht. In Fachkreisen werden ähnliche Beobachtungen an anderer Stelle unter vorgehaltener Hand diskutiert. Mehr dazu im Vortrag.

Aplikace technických rekultivačních substrátů - možnosti a hranice

Anwendungen für technische Rekultivierungs-Substrate – Möglichkeiten und Grenzen

Friedmann Sandig¹; Said Al-Akel¹; Ralf Thiele¹; Jens Engel²

Abstrakt

V důsledku jednotné nové spolkové úpravy oblasti ochrany podzemních vod, skládek a ochrany půd vznikají jednotné úpravy pro velké toky minerálních odpadů. Stávající úpravy jednotlivých spolkových zemí ve vztahu ke kvótám recyklace a zhodnocování vyžadují urychlený zásah. Naléhavě řešit v následujících letech je potřeba především skládky tříd DK0 a DK1 za současně akutního nedostatku prostoru pro minerální odpady. Jako alternativní řešení jsou sledovány možnosti látkového zhodnocení materiálu na příkladu stavební sutě s vysokým podílem cihel, které v souladu se zákonnou předlohou vyhovuje aspektům ochrany životního prostředí a ochrany zdrojů cenných minerálních stavebních materiálů. V příspěvku je na základě rámcových podmínek představena aktuální a perspektivní potřeba množství a pedologické a půdně-mechanické požadavky na minerální sekundární stavební hmoty pro rekultivační vrstvy a zprostředkovány základní úvahy k výrobě alternativních substrátů. V příspěvku jsou představeny první výsledky výzkumů na typických materiálech, které se v praxi vyskytují a diskutovány plánované výzkumy pro pokračování odborných studií.

Kurzfassung

Durch die bundeseinheitliche Neuordnung für den Grundwasser-, Deponie- und Bundesbodenschutzbereich durch die Mantel-Verordnung entstehen einheitliche Regelungen für die großen Massenströme der mineralischen Abfälle. Die bestehenden Regelungen der Länder bezüglich der Recycling- und Verwertungsquoten erfordern ein schnelles Handeln. Insbesondere für Deponien der DK 0 und I entsteht für die nächsten Jahre ein hoher Handlungsbedarf bei momentan akutem Platzmangel für mineralische Abfälle. Als alternative Lösung werden Ansätze der Stoffverwertung an einem Beispiel eines Abbruchmaterials mit hohen Ziegelanteilen verfolgt, welche entsprechend der Gesetzesvorgabe den Aspekten des Umweltschutzes und der Ressourcenschonung wertvoller mineralischer Baustoffe gerecht wird. Der Beitrag stellt aufbauend auf rechtlichen Rahmenbedingungen den aktuellen und perspektivischen Mengenbedarf und die bodenkundlichen und bodenmechanischen Anforderungen an einen mineralischen Ersatzbaustoff für Rekultivierungsschichten vor und vermittelt die Grundidee zur Herstellung dieser alternativen Substrate. Es werden im Beitrag erste Ergebnisse aus Untersuchungen an praxistypischen Materialien präsentiert und die geplanten Untersuchungen zur Fortführung der Fachstudien zur Diskussion gestellt.

¹Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur Leipzig, Karl-Liebknecht-Str. 132, 04277 Leipzig, friedmann.sandig@htwk-leipzig.de, said.al-akel@htwk-leipzig.de

²Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, Friedrich-List-Platz 1, D-01069; engel@htw-dresden.de

1 Hintergründe und Problemformulierung

1.1 Markt- und Rohstoffsituation in Deutschland

Deutschland ist einer der größten Verbraucher mineralischer Rohstoffe. Ein Großteil der Steine-und-Erden-Rohstoffe wird aus heimischen Lagerstätten gewonnen [1]. Die jährliche Fördermenge liegt in Deutschland auf Grundlagen der Rahmengesetzgebung des Bundes und der Landesgesetze bei über 500 Mio. t mineralische Rohstoffe, davon ca. 250 Mio. t Kiese und Sande. Nach dem Ende des Nutzungszeitraums werden mineralische Rohstoffe bzw. deren sekundäre Baustoffmassen als Deponiematerial abgelegt oder der Aufbereitung zugeführt. Allein in Sachsen sind jährlich über 4 Mio. t mineralische Abfälle zu entsorgen bzw. zu verwerten (Quelle: Statistisches Landesamt 2014). Über 2,5 Mio. t werden in Anlagen aufbereitet. Damit gelangen allein in Sachsen jährlich ca. 1,5 Mio. t auf Deponien und andere Tagebauflächen. Bei mineralischen Abfällen liegt die aktuelle Recyclingquote bei 59 %, davon für Bauschutt und Gemischen aus Ziegel, Beton, Keramik und Fliesen nur bei 35 %. In einigen Regionen Deutschlands ist aufgrund der verhältnismäßig starken Deponierungsquote ein Engpass bereits in wenigen Jahren für mineralische Bauabfälle zu erwarten. So wurden beispielsweise im Vogtlandkreis von 832.000 t mineralischen Abfällen 536.000 t in Deponien verfüllt und damit nur 36 % dieser gewaltigen Massenströme wiederaufbereitet.

Betrachtet man die bisherigen Recyclingverfahren, so werden ausschließlich Produkte (Schüttgüter) für den Straßen- und Wegebau, Erdbau und Deponiebau hergestellt. Diesen Bereich dominieren gegenwärtig vorwiegend Schüttgüter der Natursteinindustrie. Der Zugang von Recyclingmaterialien ist aufgrund von technischen und zulassungsrechtlichen Anforderungen nur bedingt möglich. Gleichzeitig ist das Ausschreibungsverhalten unzureichend auf Recyclingmaterial ausgerichtet. Die ingenieurmäßige Verantwortung für die nächsten Jahre liegt damit im Erkunden neuer Nutzungspotenziale für mineralische Abfallstoffe und der Entwicklung neuer Ersatzbaustoffe im Rahmen der aktuellen politischen Rahmengesetzgebung.

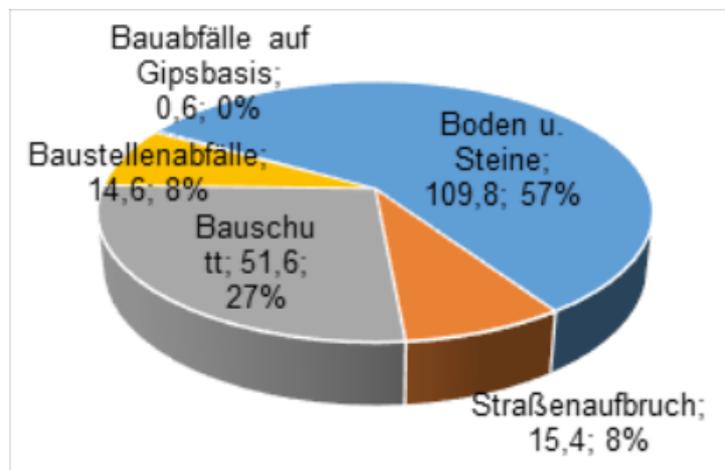


Abbildung 1: statistisch erfasste Bauabfälle 2012, Quelle: UBA, 9. Monitoring-Bericht der Bauwirtschaft

Geringe Verwertungspotenziale werden momentan für Bauschuttmassen mit hohen Ziegelanteilen erreicht (siehe Abb. 2). Diese auf Deponien anfallenden mineralischen Massen unterschiedlicher Güte und Zusammensetzung bieten jedoch interessante Möglichkeiten zur Wiedernutzung bei Anwendung bekannter Aufbereitungstechnologien. Der Haltbarkeitszeitraum von Mauerziegeln und -klinkern liegt im Allgemeinen über dem Nutzungszeitraum der Gebäude. Aufgrund ihrer mineralischen Struktur liegt es also nahe, Ziegelanteile in eine erneute Nutzung zu überführen. Aktuelle Nutzungspotenziale liegen z.B. in der Herstellung von Zuschlagstoffen

für die Beton- und Mörtelherstellung, als Füll- und Unterbaumaterial für Gehwege oder Terrassen, als Pflanzensubstrate oder Tennissand.



Abbildung 2: Ungebrochenes Bauschuttmaterial mit hohem Ziegelanteil auf einer Halde

1.2 Bedarf qualifizierten Deponieraumes für mineralische Baustoffe

Der Bedarf an qualifiziertem Deponieraum in Deutschland für die mineralischen Baustoffe wächst deutlich. Große Teilmassen bilden dabei Stoffe aus dem Gebäudeabriss. Gleichzeitig erreichen in Deutschland in den nächsten Jahren viele aktiven Deponien das Ende ihrer vorgesehenen Laufzeit. Weitere stehen kurz vor Erreichen ihres maximalen Deponievolumens. Die langen Genehmigungsverfahren für die Errichtung neuer Deponien lassen eine wachsende Deponieraumverknappung und z.T. eine heute schon wirtschaftlich spürbare Notsituation erkennen. Dies betrifft insbesondere Deponien der Klasse I. Hier besteht laut der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) ein „... erheblicher Bedarf an technisch geeignetem wie kostengünstigem Deponievolumen“.

Politische und rechtliche Situation in Deutschland

Erste Lösungen wurden bereits 1986 durch das Abfallgesetz (AbfG) angestrebt, indem dort neben der Beseitigung von Abfällen auch die Verwertung und ansatzweise die Vermeidung von Abfällen geregelt wurde. Mit der Neuregelung durch die Einführung der 3 Aufgabenfelder Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Abfällen durch das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz 1996 (KrW-/AbfG) wurde ein zentrales Bundesgesetz des Abfallrechts festgeschrieben. Die Verwertung von Recyclingbaustoffen wird außerdem im Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG), der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV), dem Wasserhaushaltsgesetz

(WHG) und der Grundwasserverordnung (GrwV) behandelt. Begleitet werden diese gesetzlichen Rahmenbedingungen durch weitere Verordnungen als verbindliche Regelungen z.B. für den Umgang mit der Trennung von Abfällen, für die Verwendung mineralischer Recycling-Baustoffe (Recycling-Baustoffverordnung) oder für die Charakterisierung der Abfälle und die fachgerechte Deponierung nach dem Stand der Technik (Deponieverordnung DepV). Letztere regelt die grundlegende Charakterisierung des Abfalls und überträgt die Verantwortung dem Abfallerzeuger.

Ergänzend zum Regelwerk, damit ohne rechtsverbindlichen Charakter, aber ebenfalls Stand der Technik, ist das Merkblatt 20 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA). Es bildet die aktuelle Grundlage für die stoffliche Verwertung mineralischer Reststoffe und Abfälle (z.B. Bauschutt) durch Festlegung abfallspezifischer Anforderungen durch Feststoff- und Eluatwerte zum Schutz von Boden und Grundwasser. Diese sind für vorgesehene Verfüllungsmaßnahmen oder den Einsatz zu bautechnischen Zwecken abgeleitet worden. Je nach Schadstoffcharakteristik werden durch Einbauklassen mit den Zuordnungswerten Z0 bis Z2 stufenweise Einschränkungen hinsichtlich der Einbaustandorte und Einbauweisen festgelegt.

Mit der neuen, 3-teilig geplanten Mantelverordnung (MantelV) wird nun eine bundeseinheitliche Regelung zum Umgang (zur Verwertung) mit mineralischen Abfällen (u.a. Bauschutt) erwartet. Diese MantelV enthält als zweiten Teil eine Ersatzbaustoffverordnung. Darin sollen insbesondere im Sinne der §§ 4 Abs. 2 und 5 Abs. 2 KrW-/AbfG Anforderungen für mineralische Abfälle einschließlich von Aschen und Schlacken sowie industrielle Nebenprodukte, Baurecycling-Produkte und Bodenmaterial festgelegt werden. Im aktuellen Arbeitsentwurf sind darin 17 Klassen mineralischer Ersatzbaustoffe definiert.

Anzumerken sind aktuelle Abgrenzungen und Definitionen zur Begrifflichkeit des Abfalls. Während natürliche Böden, die nicht verunreinigt sind (max. 5 % Fremdstoffe) und nach dem Aushub im selben Baustellenbereich eingesetzt werden können, keinen Abfall darstellen, handelt es sich um Abfall, wenn dieser Aushub an anderen Stellen eingebaut wird und/oder verunreinigt ist (mehr als 5 % Fremdstoffe). Er ist dann gemäß seiner Zuordnung in eine Abfallart und Zuweisung einer Deponieklasse zu beseitigen/deponieren (Zuordnungswerte DepV, Tabelle 2, Anhang 3).

1.3 Einsatzmöglichkeiten für recycelte mineralische Baustoffe

Auf der Grundlage der Einstufung des Recyclingbaustoffes nach LAGA M 20, erfolgt

- der uneingeschränkte Einbau (Z 0),
- der eingeschränkte offener Einbau (Z 1.1 und Z 1.2) oder
- der eingeschränkte Einbau mit definierten technischen Sicherungsmaßnahmen (Z 2).

Nach LAGA M 20 wird auch der Einsatz der Recyclingbaustoffe für folgende Anwendungen empfohlen:

- als Unterbaumaterial im Straßen- und Wegebau,
- für befestigte Flächen in Industrie- und Gewerbegebieten (z.B. Parkplätze, Lagerflächen),
- für sonstige Verkehrsflächen (z.B. Flugplätze, Hafenbereiche, Güterverkehrszentren),
- in Erdbaumaßnahmen (Lärmschutzwälle, Straßendämme).

Nach den bundeseinheitlichen Qualitätsstandard 7-1 können andere geeignete Rekultivierungssubstrate eingesetzt werden, wenn natürliche Materialien nicht in ausreichender Menge vorhanden sind. Damit ist die Nutzung von Recyclingbaustoffen oder im erweiterten Sinn von technischen Substraten bautechnisch nahezu erschöpft.

2 Lösungsidee und methodischer Ansatz

2.1 Modifizierung mineralischer Stoffe – Erfahrungen

Die Bodenaufbereitung ist für ein Bauunternehmen nicht nur unter Umweltgesichtspunkten wegweisend, sondern stellt auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten oft kostengünstige Alternativen zur herkömmlichen Substitutionsbauweise dar. Es entstehen Kosten z. B. für die Wiederbeschaffung eines Ersatzbodens, für erforderliche Transporte oder Deponiegebühren. Diese Kosten sind sehr hoch und werden im Zuge der Ressourcenverknappung sogar perspektivisch noch steigen.

Methoden der gezielten Beeinflussung der bodenmechanischen Eigenschaften verfügbarer Böden und Mineralgemische gewinnen immer mehr an Bedeutung. Sie werden als flächige Stabilisierung oder im Zuge von Tiefenverbesserungsmaßnahmen eingesetzt. Empfehlungen und Richtlinien des Straßenbaus unterteilen den Begriff der Stabilisierung in Bodenverbesserung (der optimierten Einbaubedingung und Verdichtbarkeit), in Bodenverfestigung (der Erhöhung der Widerstandsfähigkeit und Tragfähigkeit) und in qualifizierte Bodenverbesserung (Bodenverbesserung mit erhöhten Anforderungen). Bei all diesen Maßnahmen werden Bindemittel wie Zemente, Kalkhydrate, Branntkalk und Mischbinder eingesetzt. Die Zugabemengen orientieren sich an der Korngrößenverteilung, den plastischen Eigenschaften und den Wassergehalten der zu behandelnden Materialien.

Der bautechnische Anreiz liegt in der Beeinflussung gemischtkörniger und feinkörniger Materialien. Es werden durch die Bindemittelgaben deren mechanische Eigenschaften wie z.B. Scherfestigkeit, Steifigkeit, Wasserdurchlässigkeit oder Schrumpfverhalten beeinflusst. Die Wirkungsweise von Bindemittelreaktionen ist wissenschaftlich noch nicht vollständig erklärbar. Es liegen bisher sehr komplexe Erfahrungen insbesondere in der Interaktion kleinster Partikel und unterschiedlicher Minerale mit diversen Bindemitteltypen vor. Wirkmechanismen von Böden mit Zementen und Kalken und die Anwendungsprinzipien wurden bislang umfangreich u.a. durch [2], [3] und [4] beschrieben.

Neben baupraktisch angewendeten Verfahren der Zustandsänderung der Materialien durch Entwässerung oder Verdichtung sind im Sinne einer Modifizierung technische Maßnahmen der Kornfraktionierung zu nennen. Durch Abtrennung grober oder Zumischung feiner Kornanteile können Zielkornverteilungen erreicht und mechanische Eigenschaften sehr wirkungsvoll verändert werden [5]. Die technische Umsetzung der Abtrennung grober Stoffanteile (Kornfraktionen, Wurzelanteile, Fremdstoffe) ist gängige Praxis von Bodenaufbereitungsanlagen. Die Aufbereitung erfolgte bis vor einigen Jahren für Steinbrüche und Kieswerke über die Abtrennung mehrerer Fraktionen über Siebanlagen, seit Anfang der 1990er Jahre sind auch mobile Anlagen im Einsatz (siehe Abb. 3). Die Zumischung feiner Anteile über Siebanlagen gelingt dagegen nicht optimal, da die mechanische Beanspruchung der Mischwerkzeuge hier vergleichsweise hoch ist. Praktisch finden die Verfahren zur Bodenaufbereitung durch Zumischung seit vielen Jahren flächenartig im Verkehrswegebau und bei der Herstellung größerer Flächen Verwendung. Die Verfahren der Bodenverbesserung/Stabilisierung werden dabei i. d. R. durch Bodenfräsen gelöst. Abweichend für kleinere Mengen finden auch Separatorschaufeln zunehmend Anwendung, u.a. auch im Tief- und Kanalbau.



Abbildung 3: Sternsieb 3-mtbc bei der Bodenaufbereitung, Deichinstandsetzung an der Neuen Luppe bei Leipzig

Eine weitere, intensive strukturelle Neuordnung des Materials wird durch ein Technologiekonzept der kurzzeitigen Konsistenzminderung durch massive Wasserzugabe und anschließender Stabilisierung durch gleichzeitiger Zugabe von Bindemitteln erreicht. Dieses seit ca. 25 Jahren als Flüssigboden-Verfahren im Rohr- und Kanalbau etablierte Konzept konnte mit wirtschaftlich interessanten Ansätzen in den letzten Jahren auch in anderen Anwendungsrichtungen erprobt und bestätigt werden [6]. Flüssigboden als Baustoff ist in vielen Labor- und Großversuchen untersucht worden, sichert die notwendige hochwertige Qualität und könnte bei material- und gerätespezifischer Anpassung bereits in den nächsten Jahren in unterschiedlicher Anwendungsgebieten zum Einsatz kommen [4]. Obwohl dabei effektiv Bestandsmaterialien mit z.T. ungenügend vorliegenden Eigenschaften angepasst und damit wieder in den Stoffkreislauf eingeordnet werden können, sind im Umgang mit diesen Materialien auch Unsicherheiten insbesondere bezüglich der Qualitätsvorgaben und –prüfung entstanden, da an diesen „Recycling-Boden“ Anforderungen gestellt werden müssen, welche sich von den bisherigen Forderungen an das üblicherweise verwendete Material unterscheiden.

2.2 Herstellung technischer Substrate für Rekultivierungsschichten

Die gezielte Modifizierung oder Neuzusammensetzung bestehender mineralischer Massen als künstliches Rekultivierungssubstrat setzt die stoffliche Definition eines leistungsfähigen Mineralgemisches und die technische Realisierung der Aufbereitung voraus. Die technische Aufbereitung von mineralischen Massen zur Anpassung einzelner oder aller Kornfraktionen mit dem Ziel der Beeinflussung von Zielparametern, kann analog wie Mineralstoffgemische des Straßenbaus oder Deichbaus durch folgende Grundkonzepte erreicht werden:

- Aufbereitungsanlagen von mineralischen Stoffen insbesondere (Sortierung, Zerkleinerung, Siebung),
- stationäre Aufbereitungsanlagen oder

- mobile Aufbereitungsanlagen ohne immissionsschutzrechtlichen Genehmigungen.

Im Unterschied zum klassischen Erdbau ist die mindestens 1 m mächtige Rekultivierungsschicht auf Deponien „... immer im Zusammenwirken mit dem Bewuchs zu sehen“ [BQS 7-1] und hat damit auch dauerhaft wesentliche bodenbiologische Funktionen zu erfüllen. Besondere Aufgaben (Wasserhaushalt, Methanoxidation) können von Rekultivierungsschichten übernommen werden (siehe [BQS 7-2, 7-3]). Gemäß GDA-Empfehlung E. E 2-31 wird eine funktionierende Rekultivierungsschicht durch die folgenden mechanischen, biologischen oder chemischen Eigenschaften charakterisiert:

- ausreichende Mächtigkeit
- gute Durchwurzelbarkeit
- hohe nutzbare Feldkapazität und ausreichende Luftkapazität
- ausreichendes Infiltrationsvermögen und Unempfindlichkeit gegen Verschlammung
- ausreichende Durchlässigkeit zur Verhinderung von Stauwasserbildung
- Standsicherheit (in sich und im Verbund mit den anderen Systemkomponenten)
- Beständigkeit gegen alle Formen der Erosion (Wind, Wasser, innere und äußere Erosion, Suffosion, Kontakterosion)
- stabiles Korngerüst und Bodengefüge (nicht sackungs- oder lösungsgefährdet, wenig durchgängige Makroporen)
- geringes Lösungs- und Austragspotential von Stoffen
- Bereitstellung von Nährstoffgehalten, günstige Bodenreaktion und Pufferung

Neben geotechnischen Funktionen erfüllt die Rekultivierungsschicht somit hauptsächlich schützende Funktionen der abgedeckten Deponiekomponenten als Austrocknungs-, Frost- und Erosionsschutz oder als Wurzelhemmnis. Bezüglich der zusammenhängenden Betrachtung geotechnischer und bodenkundlicher Aspekte wird auf [7] verwiesen. Wichtige bodenkundliche Funktionen werden durch eine ausreichende nutzbare Feld- und Luftkapazität des Rekultivierungsmaterials sichergestellt.

Stehen geeignete natürliche Böden nicht oder nicht in ausreichender Menge zur Herstellung der Rekultivierungsschicht zur Verfügung, „... können auch andere geeignete Rekultivierungssubstrate eingesetzt werden“[8]. Im Falle der Verwendung von Deponieersatzbaustoffen sind dann die Anforderungen der §§ 14-17 DepV maßgebend. Im Sinne des Bodenschutzes ist bei der Herstellung dieser technischen Substrate für Rekultivierungsschichten immer der ressourcenschonenden Lösungen der Vorzug zu geben. Dabei kann durch Aufbereitung ungeeigneter Materialien (infolge gestörter bodenkundlicher Funktion) neues Substrat oder Mischsubstrat mit geeigneten nutzbaren Feld- und Luftkapazitäten bereitgestellt werden.

3 Vorstellung erster Ergebnisse aus Mischversuchen

3.1 Beschreibung der Ausgangsstoffe

Erste Untersuchungen fanden an frisch abgelegten und bereits entmischten Haufwerken eines Abbruchmaterials mit hohem Ziegelanteil eines Deponiestandes in Sachsen statt (siehe Abb. 4, 5). Es handelte sich dabei um ein gebrochenes Material der Fraktion 0/63.



Abbildung 4: Halde aus 0/63 mm Ziegel-RC mit frisch abgeladenen Material links und älteren Material rechts

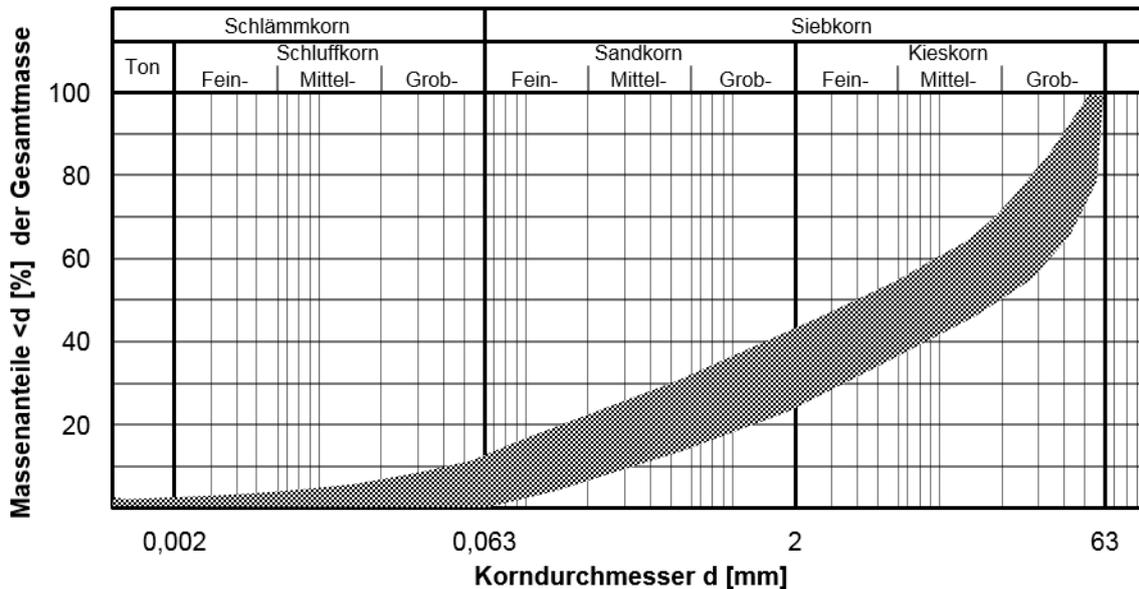


Abbildung 5: Stoffanteile der Einzelfractionen des Untersuchungsmaterials

Nach DIN 4022 ist dieses Abbruchmaterial in seiner Gesamtmasse als Kies, sandig, schwach schluffig (G,s,mu') und nach DIN EN ISO 14688 als Kies, sandig, schwach schluffig (sisaGr) zu benennen. Die Krümmungszahl CC wurde mit 1,2 und die Ungleichförmigkeitszahl CU mit ca. 250 bestimmt. In der Klassifikation für Böden nach DIN 18196 ergibt sich ein A, für Böden ein GU mit der Annahme von für natürliche Gesteinskörnungen typischer sehr großer Scherfestigkeit, guter Verdichtungsfähigkeit, vernachlässigbar kleiner Zusammendrückbarkeit, mittlerer Wasserdurchlässigkeit und Frostempfindlichkeit.

Neben den Hauptbestandteilen dieser Abbruchmasse von Ziegel-/Klinker-, Kunst-, Natur-

stein und Mörtel fanden sich auch Nebenbestandteile wie Holz, Metall, Kunststoffe, Schlacke, Keramik u.a. mit ca. 5 M.-%. Organische Bestandteile waren vor allem in der Fraktion > 2 mm in Form von Holz und einem Anteil < 0,5 M.-% (schwach organisch) nachweisbar (siehe Abb. 6). Die Hauptmasse bildet der Ziegel- und Klinkerbruch¹ unterschiedlicher Farbnuancen mit ca. 35 M.-%.

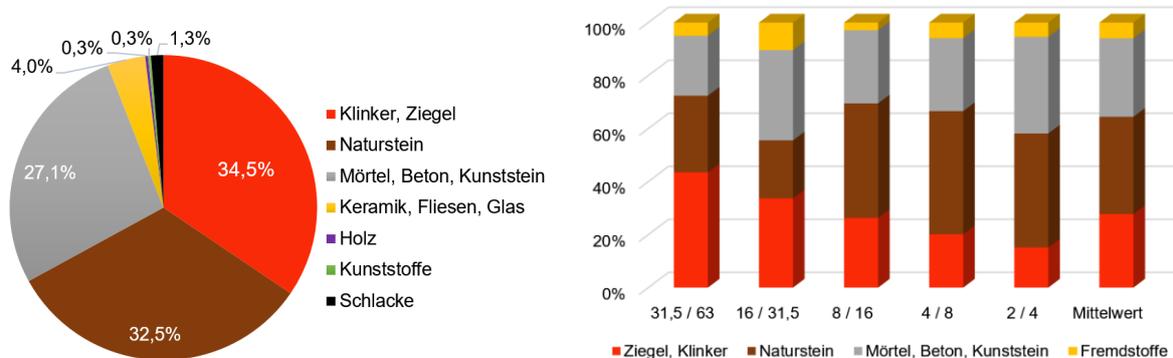


Abbildung 6: Stoffanteile im Abbruchmaterial, gesamt und pro Fraktion

Nach erster Einschätzung wird dem vorliegenden Abbruchmaterial eine gute geotechnische Eignung im Einsatz als Rekultivierungsschicht zugewiesen. Bodenmechanische Kenngrößen (siehe Tab. 1) liegen in den Zielbereichen für natürliche Böden.

Tabelle 1: Tabellen- und Messwerte bodenmechanischer Kenngrößen des Abbruchmaterials

Parameter	Symbol	Einheit	Tabellen-/Literaturwert	Messwert
Wasserdurchlässigkeit	k	m/s	1×10^{-4} bis 1×10^{-6}	7×10^{-5}
Wassergehalt	w	M.-%	11,0...13,7	4,9...20,5
wirksamer Reibungswinkel	φ'	Grad	35,0...37,5	n.b.
eff. wirksame Kohäsion	c'	kN/m ²	0	n.b.
Korndichte	ρ_s	g/cm ³	2,6...2,8	2,75
Rohdichte	ρ_{Roh}	g/cm ³	2,4...2,8	2,5...2,7
Schüttdichte	ρ_{Sch}	g/cm ³	1,1...1,5	1,45
Proctordichte	ρ_{Pr}	g/cm ³	k.A.	1,7
optimaler Wassergehalt	w_{opt}	M.-%	k.A.	18
Krümmungszahl	C_C	-	k.A.	1,2
Ungleichförmigkeitszahl	C_U	-	200...300	247
Kalkgehalt	-	M.-%	> 5 % (stark kalkhaltig)	> 5 %

Es ist jedoch anzumerken, dass die mechanische Schwachstelle des Baustoffes im Stoffanteil Klinker/Ziegel zu sehen ist. Hinweise ergeben sich aus den schwer zu ermittelnden Proctordichten, da die Ausführung nach DIN 18127 zur Kornzertrümmerung und damit fehlerhafter (erhöhter) Proctordichten im Versuch führt. Weitaus wichtiger ist jedoch die Erfassung der bodenkundlichen Funktion des Substrates und dort insbesondere des Klinker-/Ziegelanteils infolge seiner porösen Gesamtstruktur. Nachfolgende Überlegungen liegen daher im Fokus einer generellen Einschätzung der Wirkungsweise dieses Stoffanteils.

3.2 Porengrößen in den Stoffanteilen

Für die im Material vorliegenden Stoffanteile lassen sich aus der Literatur sehr unterschiedliche Porositäten angeben. Während Naturstein typischerweise lediglich eine Porosität von 0,2

¹Durch unterschiedlich hohe Brenntemperaturen bei der Herstellung werden Ziegelwaren (900 – 1100 °C) oder Steinzeug, Klinker (1150 – 1300 °C) erzeugt. Die bautechnischen Eigenschaften dieser Materialien unterscheiden sich aufgrund ihrer Festigkeit und ihres Porenanteils.

bis 1,5 Vol.-% im Bereich der Kapillarporen aufweist, liegen die Porositäten von Betonbruch bei 1-3 Vol.-% Luftporen, 4-6 Vol.-% Gelporen und 10-12 Vol.-% Kapillarporen. Die Volumeneanteile der Kapillarporen von Ziegel sind mit 20-50 Vol.-%, für Klinker aufgrund seiner hohen Brenntemperaturen und Verschmelzungsprozesse nur noch mit 5-10 Vol.-% hinterlegt. Unter Berücksichtigung der untersuchten Stoffanteile im Haufwerk (siehe Abb. 6) wurde in einer ersten Abschätzung von ca. 10-20 Vol.-% im Bereich der Kapillarporen ausgegangen.

Es wurden außerdem rasterelektronische Untersuchungen im Leichtvakuum nach Kohlenstoffbedampfung von Kleinstproben von ca. 1-5 mm² des Ziegel- und Klinkeranteils in einem „environmental scanning electron microscope“ (ESEM) ausgeführt. Abb. 7 zeigt an unterschiedlichen Proben in unterschiedlichen Nahbereichen des Elektronenstrahls Strukturen. Auf dieser Grundlage sind die im Folgenden zusammengestellten Aussagen abgeleitet worden. Auch nach dem Brennvorgang und an den alten Bruchflächen der Ziegelproben können Tonmineralstrukturen mit interpartikulären Poren im Bereich kleiner Mittel- und Feinporen nachgewiesen werden (o.l.). Im gleichen Material wurden in allen untersuchten Teilstücken repräsentative Großverteilungen von Mittelporen bis ca. 10 µm dokumentiert (o.r.). Dagegen zeigen sich vereinzelt deutliche Sinterstrukturen durch hochtemperierte Aufschmelzprozesse und wenige, größere Strukturbrüche im Bereich von Grobporen (u.l.).

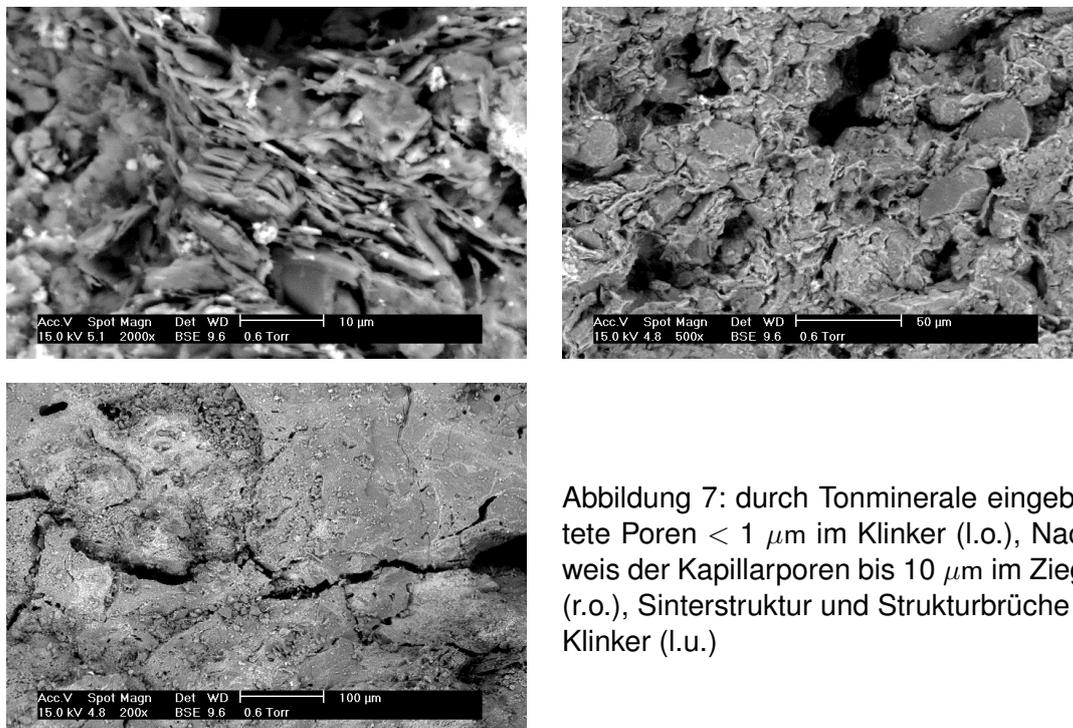


Abbildung 7: durch Tonminerale eingebettete Poren < 1 µm im Klinker (l.o.), Nachweis der Kapillarporen bis 10 µm im Ziegel (r.o.), Sinterstruktur und Strukturbrüche im Klinker (l.u.)

Diese ersten Aussagen zur Abschätzung des zu erwartenden Porenraumes in der Teilstoffmenge Ziegel/Klinker und des Erwartungswerts der damit verbundenen nutzbaren Feldkapazität des Gesamtsubstrates in seiner unverbesserten Qualität konnten durch das Verfahren der Quecksilberporosimetrie gewonnen werden. Dabei wird Quecksilber unter hohem Druck in alle Porengrößen des Ziegel-/Klinkermaterials gepresst und die Porengröße als Funktion des äußeren Systemdruckes bestimmt. Es können für zwei Mörtel- und je eine Klinker- und Ziegelprobe die Porengrößenverteilung angegeben werden (siehe Abb. 8). Für den Ziegelanteil bestätigen sich die Aussagen aus den ESEM-Untersuchungen, wobei nun das Vorliegen des Porenanteils hauptsächlich für den Bereich von 0,1 bis 5 µm (Maximum bei ca. 0,4 µm) präzisiert werden kann. Ähnliches Bild zeigt sich auch für die Klinkerprobe (0,3 bis 7 µm, Maximum bei ca. 4 µm). Im rechten Diagrammausschnitt lassen sich auch größere Strukturbrüche, evtl. bereits im Zuge des Abkühlprozesses nach dem Brennvorgang entstanden, erkennen.

Die maßgeblichen Porenanteile sollten demnach im Stoffanteil Ziegel/Klinker im optimalen Bereich nutzbarer Feldkapazitäten liegen, pflanzlich nicht nutzbares Haftwasser mit Matrixpotenzialen über 15.000 hPa sind in den Mörtel- (und Beton-)anteile zu finden. Das aus strukturellen Mesobrüchen oder schnell bewegliche Wasser kennzeichnet die Luftkapazität.

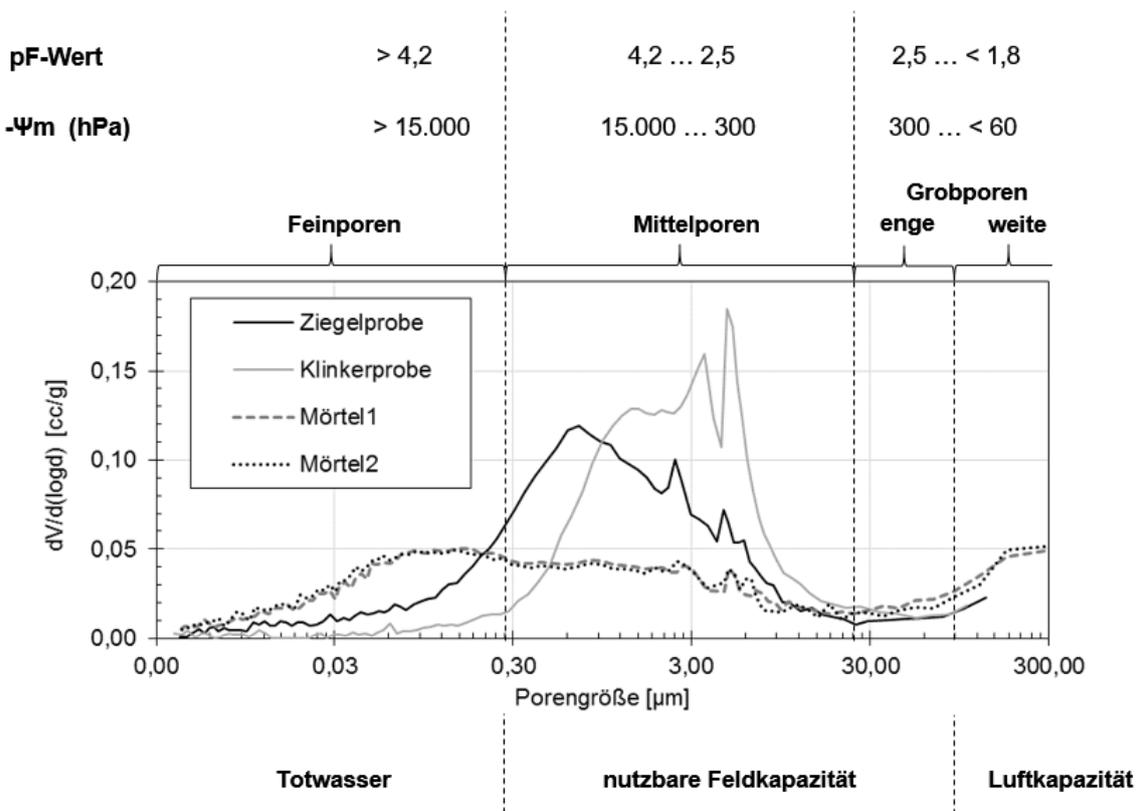


Abbildung 8: Porenverteilung in den Stoffanteilen des Untersuchungsmaterials

3.3 Herstellung des Substrats

Nach den vorliegenden Ergebnissen ergab sich ein zusätzlicher Handlungsbedarf für weitere Experimente zur Erfassung der bodenkundlichen Funktion des Abbruchmaterials. Hinsichtlich der Verbesserung der strukturellen Verzahnung im Sinne einer leichten Anhebung des Reibungswinkels, der Einstellung einer effektiven Kohäsion und der Minimierung der Wasserdurchlässigkeit eines künstlichen Rekultivierungssubstrates ist das vorliegende Bauschuttgemisch durch einen Anteil eines natürlichen Bodens mit erhöhten Feinanteilen < 0,063 mm und einer weitgehend identischen Ungleichförmigkeit CU wie die aktuellen Grobanteile zu mischen. Im weiteren Schritt müssen dann notwendige bodenkundliche Funktionen durch Beimischung geringer Anteile organischer Masse und evtl. notwendiger Zusatzkomponenten hergestellt werden (Abb. 9).



Abbildung 9: Substratanteile der künstlichen Rekultivierungsschicht

In ersten Laborversuchen zur Substratherstellung und -optimierung wurde neben dem bisher untersuchten Rohmaterial ein Zumischboden (Sand, Feinkies) mit 20 M.-% Feinanteil im Verhältnis 80/20 (80 % Abbruch, 20 % Zumischboden) verwendet. Die Kornverteilungen der beiden Mischungsanteile und des so hergestellten geotechnischen Substrates sind in Abb. 10 dargestellt. Der optische Eindruck einer Handmischung wird als qualitativ gut und im Rahmen bekannter technologischer Verfahren als praktisch umsetzbar eingeschätzt.

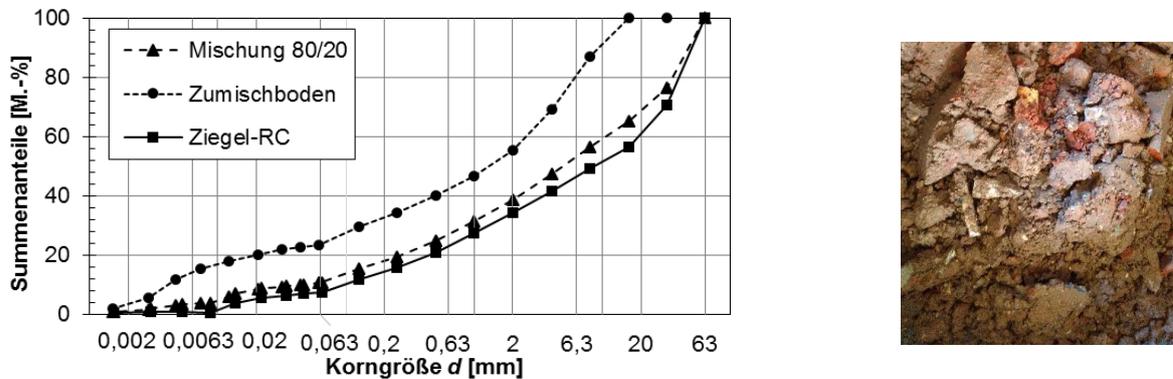


Abbildung 10: Kornsummenverteilungen der Mischungsanteile des Abbruchmaterials und des Mischsubstrates 80/20 (links) und Aufnahme des Mischsubstrates (rechts)

3.4 Luft- und Feldkapazität des Roh- und Mischsubstrates

Zur Erfassung der hydraulischen Verfügbarkeit des Bodenwassers aus den beiden untersuchten Substraten wurde der Zusammenhang zwischen der Wasserspannung und dem volumetrischen Wassergehalt des künstlichen Substrates untersucht. Dieser hängt u.a. von der Porengrößenverteilung und wird nachfolgend näher betrachtet.

Tabelle 2: Definition der Kennwerte zum Wasser- und Luftgehalt des Bodens nach DIN 4220 Abschn. 5.2.12.1

Wasserspannung $-\Psi_m$ (hPa)	< 60	60 bis < 300	300 bis < 15 000	$\geq 15 000$
pF-Wert = $\lg -\Psi_m$	< 1,8	1,8 bis < 2,5	2,5 bis < 4,2	$\geq 4,2$
Porenäquivalent (μm)	> 50	50 bis > 10	10 bis > 0,2	$\leq 0,2$
Porenart	weite Grobporen	enge Grobporen	Mittelporen	Feinporen
Bodenwasser	schnell bewegliches Sickerwasser	langsam bewegliches Sickerwasser	pflanzenverfügbares Haftwasser	nicht pflanzenverfügbares Haftwasser
Kennwerte	Luftkapazität	nutzbare Feldkapazität		Totwasser
		Feldkapazität		
Gesamtporenvolumen				
ANMERKUNG: Porenäquivalent (auch Äquivalentdurchmesser) = Innendurchmesser einer Glaskapillare mit gleicher Boden-Saugspannung				

In der Begrifflichkeit der Feldkapazität (FK) wird hier dem allgemein festgelegten Wert des Volumenanteils des Bodenwassers das in Poren mit einem Äquivalenzdurchmesser $\leq 50 \mu\text{m}$ bzw. bei einer Saugspannung von $\text{pF} < 1,8$ gebunden ist, gefolgt. Als Luftkapazität (LK) gilt der Volumenanteil der Poren im Boden, welcher bei einer Feldkapazität von $\text{pF} = 1,8$ mit Luft gefüllt ist. Die dabei mit Luft gefüllten Poren haben einen Äquivalenzdurchmesser von $> 50 \mu\text{m}$. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) ist der Volumenanteil Wasser das in den Poren mit einem Äquivalenzdurchmesser von 0,2 bis $50 \mu\text{m}$ enthalten ist. Das entspricht einer Saugspannung pF von 1,8 bis 4,2 (siehe Tab. 2).

Abweichend von der normativen Regelung zur Ermittlung des Wasserrückhaltevermögens nach DIN EN ISO 11274 wurde die nutzbare Feldkapazität der Substrate (unverbessert und Mischung 80/20) über den alternativen Ansatz der Verdunstung des pflanzenverfügbaren Wassers bestimmt. Dieser war erforderlich, da nach der Norm eine Abtrennung des Überkorns (> 2,00 mm) erforderlich ist. Für den untersuchten Fall wäre ein Anteil von ca. 60 % abzutrennen. Die zu entfernenden Körnungsbereiche betreffen in diesem Fall hauptsächlich den Ziegelbruch. Im Folgenden werden die Teilschritte der Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens vorgestellt:

- Einbau des homogenisierten, vorgefeuchteten (1 d) Substrates (ca. 10 kg) mit der Zieleinbaudichte im Versuchsbehälter
- langsame Wassersättigung von unten nach oben und Massenermittlung
- Drainage von „schnell beweglichem“ Wasseranteil, Massenermittlung des Substrates mit dem Porenwasser
- Entfernung des (pflanzenverfügbaren) Porenwassers durch Trocknung bei 40 °C
- Bestimmung der Trockenmasse durch Trocknung bei 105 °C, Bestimmung der Porenwassermenge bei Sättigung und Drainage, Ermittlung von Porenvolumen, Luft- und Feldkapazität

Die nachfolgend dargestellten Ergebnisse sind als vorläufig zu betrachten und werden im Weiteren mit Hilfe genormter Verfahren geprüft.

Tabelle 3: Wasserrückhaltevermögen des Abbruchmaterials und Mischsubstrats (80/20)

Substrat unverbessert		Substrat 80/20	
• Gesamtporenanteil:	45,8 %	• Gesamtporenanteil:	36,8 %
• LK:	14,3 %	• LK:	3,9 %
• FK:	31,5 %	• FK:	29,9 %
• nFK:	25,7 %	• nFK:	27,4 %
• Totwasser:	5,8 %	• Totwasser:	2,5 %

In der zeitlichen Änderung des vol. Wassergehaltes des Mischsubstrats 80/20 (dargestellt 4 Einzelversuche sowie der arithmetische Mittelwert) ist für den Zeitpunkt von 40 h nach dem Drainagevorgang der als maßgeblich eingeschätzte Wasserverlust von ca. 16 % (bez. auf die Trockenmasse) gekennzeichnet (Abb. 11). Abb. 12 zeigt analog die sich im selben Zeitraum entwickelnde nutzbare Feldkapazität von ca. 27 Vol.-%.

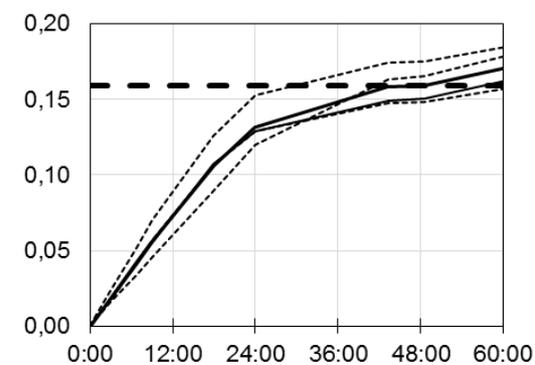


Abbildung 11: Wasserverlust am Mischsubstrat bez. auf die TM (M.-%)

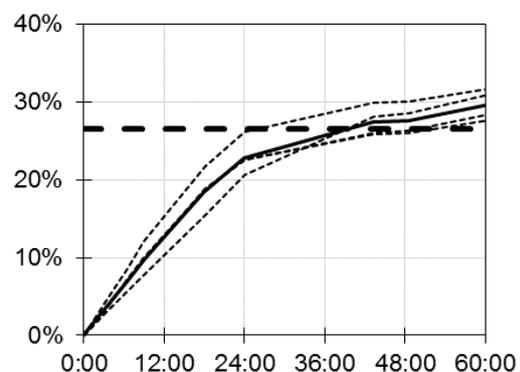


Abbildung 12: nutzbare Feldkapazität nach ca. 40 h (in Vol.-%)

4 Ergebnisbewertung, Fazit, Ausblick

Im Sinne der aktuellen Regelwerke zur Schonung natürlicher Ressourcen und wirtschaftlicher Anreize einer erneuten Nutzung bereits vorliegender mineralischer Restmassen auf Deponien sollten die aktuellen Deponierungsmengen intensiver hinsichtlich der Nutzung als Baustoff oder einer Modifikation zum Einsatz auf neuen Anwendungsfeldern geprüft werden.

Es zeigt sich in den vorliegenden Untersuchungen, dass mineralische Abbruchmassen mit hohen Ziegelanteilen prinzipiell geeignet sind, die geotechnisch geforderten Funktionen einer Rekultivierungsschicht auf Deponien zu erfüllen. Verbesserungen/Anpassungen von grenzwertig eingehaltenen Parametern können durch die Bodenverbesserungsansätze des Erdbaus und moderne technologische Ansätze von Kornfraktionstrennung, -neuordnung oder -zumischung erreicht werden.

Darüber hinaus zeigen erste Tastversuche am Ziegel/Klinkeranteil und an Mischsubstraten mit natürlichen Böden, dass wesentliche Anforderungen an Rekultivierungsschichten erfüllt werden können. Die Eigenschaften modifizierten Abbruchmaterials mit hohen Ziegelanteilen lassen sich gezielt positiv beeinflussen und damit die wertvolle Bodenfunktion auch mit technischen Substraten erreichen.

Aufbauend auf diesen ersten Erkenntnissen sind weitere Untersuchungen am Material in seiner typisch vorliegenden Ablagerungsbandbreite erforderlich. Neben den in einer ersten Stufe erfassten wasserhaushaltlichen Größen müssen dann auch bodenbiologische Langzeitfunktionen geprüft und in Eignungsprüfungen im Großmaßstab über Probefelder belegt werden.

Literaturverzeichnis

- [1] *Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe: Bericht zur Rohstoffsituation in Deutschland 2014, Hannover*
- [2] WITT, K. J.: *Zement–Kalk–Stabilisierung von Böden. In Geotechnik Seminar, Weimar. 2002*
- [3] DAMASCHKE, A. ; WITT, K. J. ; T., Arndt. ; WUTTKE, F.: *Stabilisierungseffekte verschiedener Bindemittel bei der Bodenbehandlung, Update Bodenbehandlung mit Bindemitteln, 20.01.2015 Kassel*
- [4] SCHADE, H.-W.: *Theorie und Praxis von Eignungsprüfungen für die Bodenbehandlung, 10. GGB-Fachtagung, Kassel. 2015*
- [5] SANDIG, F. ; FOHGRUB, J.: *Bodenaufbereitung von bindigen Böden mit Sternsieberanlagen, Vortrag 9. Erdbaufachtagung Leipzig. 2013*
- [6] SANDIG, F. ; THIELE, R.: *Flüssigboden als Alternativmaterial für den Deichbau, Vortrag 9. Erdbaufachtagung Leipzig. 2013*
- [7] AL-AKEL, S. ; ENGEL, J. ; LAUER, C. ; MÜLLER, M. ; BAUMERT, R. ; SCHOENHERR, J. I.: *Zusammenhängende Betrachtung geotechnischer und bodenkundlicher Aspekte bei der Planung von qualifizierten Rekultivierungsschichten. Deponieworkshop Zittau-Liberec 2007 – Einsatzgrenzen, Sanierung und Wirtschaftlichkeit von Deponiesicherungsvarianten. Tagungsband, Heft 96 der Wissenschaftliche Berichte der Hochschule Zittau/Görlitz, ISBN 978-3-9811021-6-1. 2007*
- [8] LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“: *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-1, Rekultivierungsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen. 2015*
- [9] BUNDESREGIERUNG: *Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess). Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Beschluss des Bundeskabinetts vom 29.2.2012. Berlin. 2012*
- [10] KOMMISSION, Europäische: *Mitteilung zum effizienten Ressourceneinsatz im Gebäudesektor. COM(2014) 445 final*
- [11] *Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG) in der Fassung vom 22.5.2013 mit Berichtigung vom 7.10.2013*
- [12] *GDA-Empfehlung, E. E 2-31 (2000): Rekultivierungsschichten (Entwurf). Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten (Hrsg.: H.-G. Ramke, K. Berger, K. Stief), Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 47, 275-293*
- [13] KOPP, J. C. ; ALISCH, O.: *Verfügbarkeit von Rohstoffen in Deutschland – Argumente für eine stärkere Nutzung eigener Rohstoffressourcen. Sitzungsberichte der Leibniz-Sozietät der Wissenschaften zu Berlin, 120(2014), 71–79. 2014*

- [14] MITTEILUNGEN DER LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA): *Merkblatt M 20, Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln - (Stand: 06.11.1997), Erich Schmidt Verlag, Berlin*
- [15] RÖTH, D.: *Einsatzpotentiale von mineralischen Baustoffen in Theorie und Praxis. Müll und Abfall, 10(15), 559*
- [16] SANDIG, F.: *Strukturbedingte geotechnische Eigenschaften von Controlled Low Strength Material für Dichtungen in Deichen. Bauhaus-Universitätsverlag Weimar. 2015*
- [17] *Verordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen oder das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und zur Neufassung der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (MantelIV), 3. Arbeitsentwurf, (Stand: 23.07.2015)*

Štvrtý rozmer skládky

Die vierte Dimension einer Deponie

Marek Hrabčák²

Abstrakt

Skládkovanie odpadov predstavuje najrozšírenejší spôsob zneškodňovania odpadov vo svete. Aj ekonomicky najvyspelejšie krajiny Európy ešte donedávna (2005-2010) väčšinu svojho odpadu len skládkovali – Francúzsko 113 mil. ton ročne, Anglicko 90 mil. t ročne, Švédsko 87 mil. t ročne. Ale každá skládka sa raz zaplní. A potom prichádza ďalšia dôležitá otázka – čo s ňou ďalej? Aké bude ďalšie využitie územia bývalej skládky? Môže skládka aj po zaplnení odpadom prinášať svojmu majiteľovi ďalšie ekonomické benefity, napr. pri využívaní skládkového plynu, energie z fotovoltaiických panelov či využívanie tepla pomocou tepelných čerpadiel?

Zdanlivo nelogický nadpis tohto príspevku poukazuje na to, ako správnym technologickým postupom pri prevádzke skládky odpadov je možné efektívne využiť aj jej štvrtý rozmer = čas. Pre každého vlastníka či prevádzkovateľa je kapacita skládky a rýchlosť zapĺňania totiž najdôležitejším údajom. Správna technológia – RESOURCE LANDFILL MANAGEMENT, ako je v zahraničí takáto prevádzka skládky označovaná, môže totiž výrazne predĺžiť dobu jej zapĺňania a pritom uložiť oveľa väčšie množstvo odpadu pri konštantnom celkovom objeme telesa skládky. Na správne využitie tejto vlastnosti však musíme aplikovať poznatky a odborné znalosti z oborov ako geodézia, stavebníctvo, technológia zhutňovacích strojov či pochopiť biologické, chemické a mechanické procesy rozkladu odpadov.

Kurzfassung

Das Deponieren von Abfällen stellt die am meisten verbreitete Art und Weise der Abfallbeseitigung auf der Welt dar. Auch die wirtschaftlich am meisten entwickelten Länder Europas haben den meisten Teil ihres Abfalls noch vor unlängst (2005 - 2010) deponiert - Frankreich 113 Mio. Tonnen jährlich, England 90 Mio. Tonnen jährlich, Schweden 87 Mio. Tonnen jährlich. Aber jede Deponie ist eines Tages voll. Und dann kommt die nächste wichtige Frage - was nun weiter mit der stillgelegten Deponie? Welche Nachnutzung kann für das Gebiet der ehemaligen Deponie gefunden werden? Kann eine Deponie nach ihrer Auffüllung mit Abfall ihrem Eigentümer weitere wirtschaftliche Vorteile bringen, zum Beispiel durch die Nutzung des Deponiegases, Strom aus PV-Anlagen oder Wärmenutzung mit Hilfe von Wärmepumpen?

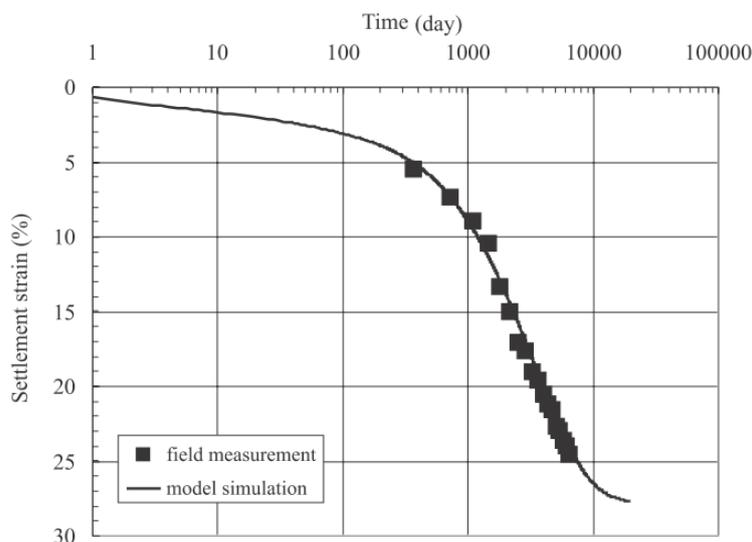
Eine scheinbar unlogische Überschrift dieses Beitrags weist darauf hin, mit welchem richtigen technologischen Verfahren während des Betriebes einer Deponie die Möglichkeit besteht, effektiv auch die vierte Dimension der Deponie - die Zeit - zu nutzen. Für jeden Eigentümer oder Betreiber ist die Kapazität der Deponie und die Geschwindigkeit ihrer Füllung die wichtigste Angabe. Durch die Anwendung einer richtigen Technologie - RESOURCE LANDFILL MANAGEMENT, wie diese Betriebsart der Deponie im Ausland bezeichnet wird, kann nämlich wesentlich die Zeit verlängert werden, während der die Deponie gefüllt werden kann, dabei können wesentlich mehr Abfälle abgelagert werden, als im Fall eines konstanten Volumens des Deponiekörpers. Für eine richtige Anwendung dieser Eigenschaft müssen aber Erkenntnisse und Fachkenntnisse aus den Fachbereichen wie Vermessungswesen, Bauwesen, Technologie der Verdichtungsmaschinen angewendet, oder biologische, chemische und mechanische Vorgänge, die sich beim Verfall von Abfällen abspielen, verstanden werden.

²GEOSOFTING, spol. s r.o., Solivarská 28, SK-08005 Prešov, geosofting@stonline.sk

1 Skládka ako „pevná stavba“?

Skládka predstavuje špecifický druh stavby, ktorá musí spĺňať rôzne konštrukčné a environmentálne požiadavky, vyplývajúce z jej účelu – zneškodňovania odpadov. Jedná sa o komplex rôznych technologických zariadení a ich obsluhy, ktoré zabezpečujú ukladanie odpadu v sektoroch skládky, jeho zhutňovanie a prekryvanie, odvádzanie priesakových vôd a ich recirkuláciu, ako aj nakladanie so skládkovým plynom. A to nielen počas svojej prevádzky, ale aj po určitú dobu po jej ukončení, cca 30 až 50 rokov [4]. Z tohto pohľadu sa skládka trochu vymyká klasickému stavebnému dielu, kde po etape výstavby prebieha proces kolaudácie a následne funkčné využívanie stavby až do jej morálneho alebo technického znehodnotenia. Pokiaľ už rekonštrukcia alebo oprava stavby nie je ekonomická alebo technicky efektívna, dochádza k zbúraní – odstráneniu stavby. Čo ale pri zaplnených skládkach je technicky dosť ťažko realizovateľné až nemožné. Aj keď v špecifických prípadoch je možné realizovať tzv. „landfill mining“. V Českej republike majú proces povoľovania skládok metodicky rozdelený do troch etáp – etapa výstavby, etapa prevádzky a etapa rekultivácie. V niektorých ekonomicky vyspelých krajinách, kde proces skládkovania už prešiel svojím boomom (Nemecko, Holandsko, Dánsko) sa do tohto „troj-etapového“ cyklu skládky vsunula aj štvrtá etapa = následná starostlivosť (AFTER CARE) a ďalšie využitie územia skládky.

Práve následná starostlivosť a ďalšie využitie územia bývalej skládky naráža, najmä pri skládkach komunálneho odpadu, na jeden problém: sadanie telesa skládky. Sadanie skládok komunálneho odpadu (MSW) je v konečnom dôsledku aj príčinou niektorých zásadných problémov, ako je napríklad vznik trhlín v minerálnom tesnení na strope odpadu (CCL), poškodenie drenážnej alebo odplyňovacej vrstvy na strope odpadu, vznik depresií a zamokrených miest, ktoré potom spôsobujú infiltráciu zrážok do telesa skládky. Preto je potrebné už vopred poznať budúce sadanie a konsolidáciu telesa skládky. Sadanie telesa skládky má významnú úlohu už pri projektovaní a stanovení celkovej kapacity skládky. Kľúčovou otázkou je potom konsolidácia telesa skládky z pohľadu projektovania uzavretia, rekultivácie a následného využitia územia [1]. Sadanie povrchu skládok MSW, ktoré je dôsledkom konsolidácie uloženého odpadu je schematicky znázornené na priloženom grafe. Časová os je v logaritmickej mierke, aby sa lepšie zvýraznila špecifická krivka sadania. Realizované merania sadania povrchu skládky na mnohých uzatvorených skládkach po celom svete sa pomerne dobre zhodujú s empirickým odhadom tvaru krivky a dovoľujú tak predpokladať správanie skládkového telesa aj pomerne dlhé obdobie dopredu. A to aj pri relatívne rozdielnych parametroch uloženého odpadu.



Obrázek 1: Porovnanie modelu a skutočného sadania povrchu skládky [6]

Uzavretie skládky a jej rekultivácia na Slovensku podľa aktuálneho znenia vyhlášky č. 372/2015 Z.z. (§ 8) v podstatnej miere spočíva vo vybudovaní povrchového tesnenia skládky na strope odpadu. Ako však uvádza [9], horný kryt skládky predstavuje aktívnu bariéru, ktorá by mala zastaviť alebo aspoň obmedziť fugitívne emisie metánu do ovzdušia. Z tohto pohľadu je povrchové tesnenie (kryt) skládky kľúčovým prvkom moderných skládok. Avšak funkcia krytu je oveľa komplexnejšia a zložitejšia: okrem zaistenia bezpečného zberu LFG je to aj efektívna drenáž zrážkovej infiltrácie cez pokryvnú vrstvu až po možnosť injektáže priesakovej kvapaliny do vnútra skládky pre podporu biodegradácie odpadu. Tieto úlohy sa menia v čase, v závislosti na postupe zavážania skládky, produkcii LFG a biodegradácií odpadu. Zdá sa preto, že je nemožné aplikovať len jeden všeobecný kryt (tesnenie povrchu skládky) počas celého života skládky a odlišných podmienok v procese jej prevádzky [9].

Z pohľadu povoľovania, majetkových a vlastníckych práv a povinnosti ďalšie využitie rekultivovanej skládky ale môže byť dosť komplikované. Zatiaľ čo výstavbu skládky a potom aj jej rekultiváciu povoľuje stavebný úrad podľa stavebného zákona (resp. IŽP podľa zákona 39/2013 o IPKZ) , prevádzku skládky a jej uzavretie povoľuje štátna odpadová správa podľa zákona o odpadoch (resp. opäť IŽP podľa zákona 39/2013 o IPKZ). Kto ale môže a bude povoľovať následné využitie územia? Pokiaľ sa bude jednať o rozhodnutie o využití územia, budú v tom konať zrejme obce resp. príslušné stavebné úrady podľa § 39b stavebného zákona resp. v súlade s § 3 ods. 5 zákona o IPKZ. Podľa zákona o odpadoch resp. vyhlášky 372/2015 Z.z. sú povinnosti bývalého prevádzkovateľa skládky zhrnuté v § 8 ods. 4:

„Vydaním potvrdenia o uzatvorení skládky odpadov podľa § 97 ods. 13 zákona sa považuje skládka odpadov za definitívne uzatvorenú a prevádzkovateľ skládky odpadov zabezpečí monitorovanie počas obdobia uvedeného v príslušnom rozhodnutí, najmenej však 30 rokov od vydania potvrdenia o uzatvorení skládky odpadov; prevádzkovateľ skládky odpadov zabezpečí aj nevyhnutnú starostlivosť o skládku odpadov, najmä pravidelné kosenie a odstraňovanie náletových drevín.“



Obrázek 2: Rekultivovaná plocha bývalej skládky tesne po uzavretí. Bude takto vyzerať aj po konsolidácií odpadu v telese skládky? (foto MH)

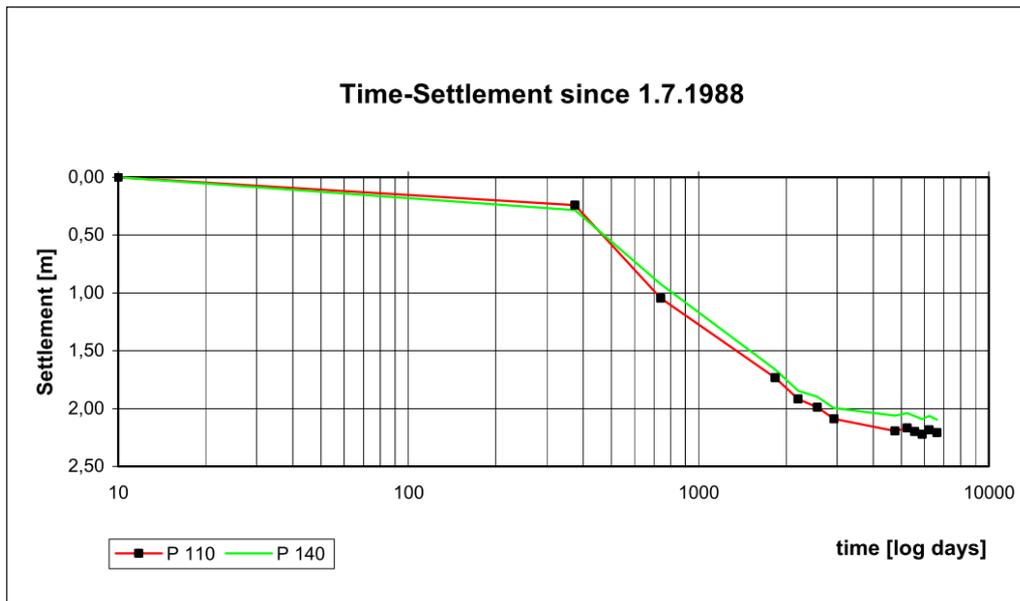
Vzhľadom na postupné napĺňanie kapacity jestvujúcich skládok na Slovensku (a obmedzovanie ich ďalšej výstavby), sa stále aktuálnejšie javia otázky: čo s naplnenou skládkou ďalej?

Čo s plochou skládky po rekultivácii? Ako efektívne využiť jestvujúcu infraštruktúru územia? Bude to naďalej len „divočina“, územie nikoho či ekologický vred? Alebo tam môžeme aj niečo postaviť? A kto nám to môže povoliť alebo zakázať? Je a priori vylúčené čokoľvek postaviť na rekultivovanej ploche skládky? Môže IŽP vo svojom rozhodnutí k uzavretiu, rekultivácii a následnému monitoringu skládky obmedziť vlastnícke právo majiteľov pozemkov pod bývalou skládkou slobodne nakladať so svojím majetkom t.j. využiť povrch rekultivovanej skládky napr. pre fotovoltaiiku alebo dokonca pre ďalšiu kazetu???? Ako zohľadniť v príslušných rozhodnutiach štátnych orgánov riziká, ktoré vyplývajú zo špecifických vlastností skládky ako základovej pôdy? Poznáme už procesy sadania skládok tak dobre, aby sme vedeli zakomponovať riziká do následného využitia územia a prípadnej ďalšej výstavby na povrchu? Zodpovedá všeobecná predstava sadania skládok podľa zaužívaných modelov - vid' napr. graf na predošlej strane skutočným dlhodobým meraniam? Aké sú vlastne skutočné hodnoty sadania povrchu skládok – cm, decimetre či až metre?

2 Sadanie skládky a následný voľný objem

Pri navrhovaní každej skládky sa vo všeobecnosti jedná o dodržiavanie metód inžinierskeho prístupu, t.j. rešpektovanie funkčnej spôsobilosti, bezpečnej prevádzky, ekonomickej efektívnosti a environmentálnej únosnosti. Problematika geometrie (stability) svahov a únosnosti povrchu telesa skládky je klasickou geotechnickou úlohou, aké sa riešia pri zakladaní stavieb. V prípade antropogénnych akumulácií vo forme výsypiek t.j. skládok odpadov, nastáva podstatne zložitejšia situácia. A hlavne u skládok s vysokým podielom komunálneho odpadu! Tu pracujeme s materiálom, ktorý vykazuje výrazne znaky nehomogenity a anizotropie, ktoré sú ešte k tomu aj časovo variabilné. Dôsledkom tohto stavu je skutočnosť, že v prípade stabilitnej analýzy nemôžeme postupovať tradičnými priamymi geotechnickými postupmi spojenými s odberom vzoriek z vrstiev a testovaním v laboratóriu, keďže nie je možné zo skládky odobrať tzv. reprezentatívnu vzorku. Z hľadiska budúceho využitia územia skládky je okrem stability telesa druhým najdôležitejším kritériom aj jeho únosnosť. Z uvedeného vyplýva, že reálny stav geometrie skládkového telesa je možné dokumentovať len na základe systematického geodetického merania na fixných bodoch na povrchu telesa skládky [5].

Pri riešení sadania skládky nie je možné zabudnúť ani na sadanie jej podložia. Deformácia podložia je závislá na geologických podmienkach lokality a na časovom priebehu postupného priťažovania návozom vrstiev odpadu. Výsledné hodnoty sadnutia podložia (rádovo v cm) sú však vzhľadom k veľkosti sadania povrchu skládky zanedbateľné [5]. Pekne to ilustroval [3] na príkladoch z praxe pomocou merania sadania drenážneho potrubia na dne skládok, kde zistil poklesy v rozsahu 0,04-0,10 m. Na inej skládke v Maďarsku bolo uložené drenážne potrubie PEHD DN 80 PN 10 až na 5 m hrubú vrstvu odpadu v roku 1988. Po dvadsiatich rokoch sa zistilo, že skládka narástla na výšku 20 m, t.j. na potrubie tlačí asi 15 m hrubá vrstva odpadu, ktorá zodpovedá tlaku cca 120-150 kN/m². Samotné potrubie v odpade pokleslo miestami až o 2,40 m t.j. 50% pôvodnej hrúbky odpadu a jeho kruhový prierez 80 mm sa zmenil na oval s výškou 50 mm. Autorov graf časovej krivky sadania potrubia je vzhľadom na dĺžku sledovaného obdobia jeden z najlepších grafických príkladov pre pochopenie primárnej a sekundárnej konsolidácie odpadu, ako to uvedieme ďalej. Z grafu sú jasne zreteľné oba „break point“ t.j. lomové body zvratu, ktoré signalizujú zmenu chovania skládkového telesa v čase nula až dvadsať rokov. Na rozdiel od iných autorov, vzhľadom na dlhodobé sledovanie totiž ďaleko presahuje časový horizont 1 000 až 3 000 dní a preto môže vystihnúť aj konsolidáciu telesa skládky po ukončení biodegradácie.



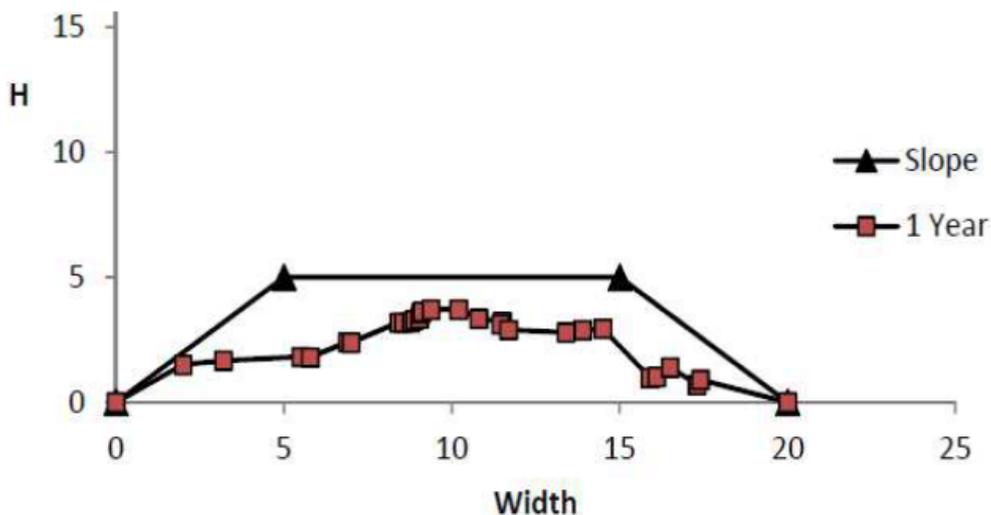
Obrázek 3: Časový priebeh sadania odpadu v skládke. zdroj: [3].

Poznať procesy spojené so sadaním skládky je dôležité aj pre prevádzkovateľa. Väčšina predpisov povoľujúcich prevádzku skládky vyžaduje jej uzavretie po dosiahnutí maximálnej povolenej výšky odpadu v danej časti či sekcii skládky a dočasný alebo trvalý prekryv. Ďalšie skládkovanie nie je dovolené a to ani v prípade, že časom dôjde k poklesu povrchu odpadu pod stanovenú maximálnu výšku odpadu. Ako však uvádza Quian et al. (2002), práve využitie tohto "airspace" predstavuje racionálny spôsob, ako maximalizovať kapacitu skládky pomocou moderných poznatkov riadeného skládkovania. Podľa tohto autora by konečný kryt skládky nemal byť zriaďovaný skôr, ako dôjde k prvotnej konsolidácii telesa skládky. Tým sa predíde zbytočným nákladom na dodatočné opravy a rekonštrukcie finálneho tesnenia, plynovej drenáže či recirkulačných systémov, ktoré sú týmto poklesom často porušené. Aktuálny legislatívny predpis na Slovensku platný od 1.1.2016 však vyžaduje uzavretie a rekultiváciu skládky najneskôr do 6 mesiacov od naplnenia jej kapacity.

Zaujímavá ukážka zmeny objemu telesa komunálneho odpadu podľa [2] je prezentovaná na nasledujúcich obrázkoch. Autor pomocou programu FLAC metódou numerickej analýzy modeloval zmeny v objeme telesa teoretickej kopy odpadu o dĺžke 20 m, výške 5 m a sklone svahov 1:1. Pôvodný objem uloženého odpadu 75 m³ sa po desiatich rokoch „scvrkol“ na cca 31 m³, čo predstavuje zmenu až skoro 60 %. V reálnom živote dochádza k menším celkovým úbytkom aj vplyvom prekrývania odpadu inertom, ktorý čiastočne dopĺňa objemový úbytok komunálu na skládke.

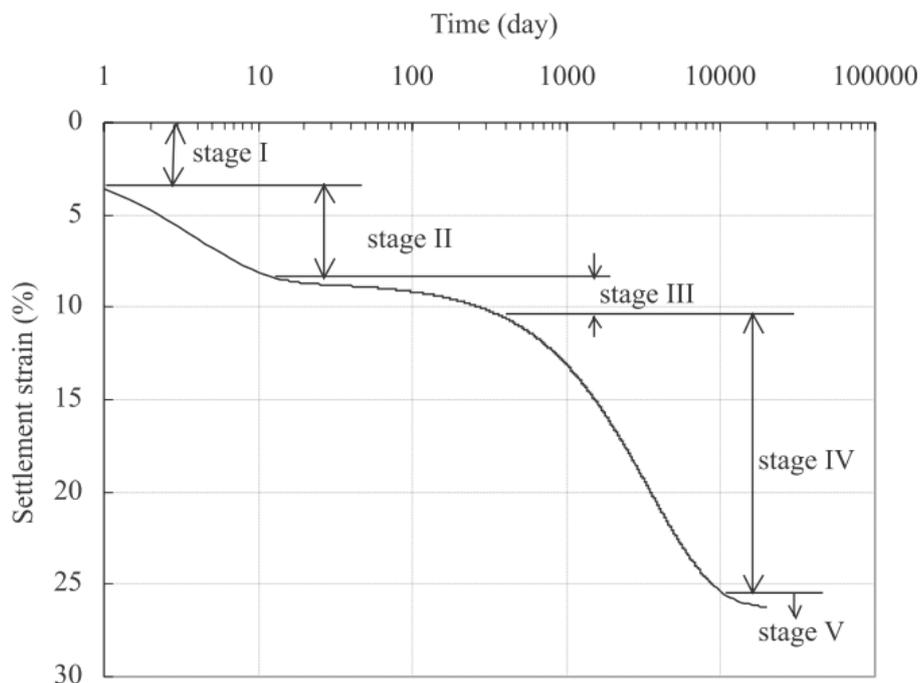
Tabulka 1: Zmeny objemu telesa komunálneho odpadu podľa [2].

Time (days)	Original volume(m ³)	New volume (m ³)	Volume change (%)
100	75	61.14	18.48
365	75	42.56	43.24
3650	75	30.39	59.47



Obrázek 4: Zmena objemu telesa MSW odpadu po 1 roku podľa programu FLAC (zdroj [2]).

Aby sme však mohli zmysluplne túto charakteristickú vlastnosť BRO aj využiť, musíme sa naučiť správnu technológiu skládkovania a urýchlenie rozkladu BRO v skládke. Problémom je, že tento proces je najmarkantnejší až v časovom horizonte 1000-3000 dní (3-8 rokov) od uloženia odpadu na skládku a zhruba po 10 000 dňoch (27 rokov) už doznieva.

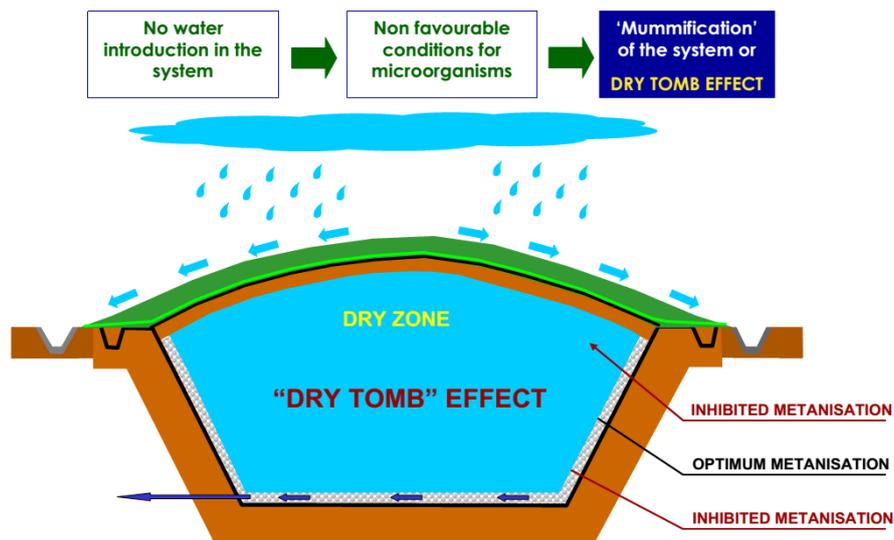


Obrázek 5: Krivka dlhodobého sadania povrchu skládky podľa analytických výpočtov zdroj [6].

Z praktického hľadiska, keď sa ale každých desať rokov menia legislatívne podmienky na európskej (1999/31/ES, 2008/98/ES) či národnej úrovni (238/1991 Zb., 223/2001 Z.z., 75/2014 Z.z.), je optimálna životnosť skládky resp. jej časti (kazety) asi 5 až 8 rokov. Preto by bolo maximálne žiaduce skrátiť etapu rozkladu biodegradovateľných odpadov na skládke z horizontu

10-30 rokov na lehotu 2-5 rokov. Tým by sme zároveň mohli aj ekonomicky zúročiť vzniknutý voľný priestor ešte počas prevádzky kazety.

Už v predošlých príspevkoch na tomto workshope o efektívnom skládkovaní odpadov sme ukázali, že súčasná koncepcia tzv. "multibarierových" skládok, ako je presadzovaná v rámci európskej legislatívy, je z odborného hľadiska nevhodným riešením. Pokiaľ totiž nedôjde k rozkladu BRO v telese skládky hneď po jeho uložení resp. pred definitívnym uzatvorením do nepriepustných bariér, pri nedostatočnej vlhkosti v telese skládky sa tento odpad už nedokáže rozložiť a dochádza len k akejsi mumifikácii (tzv. "dry tomb"). Pekný príklad takejto totálne zapuzdrenej skládky podľa súčasnej európskej smernice o skládkovaní prináša [8].



Obrázek 6: Efekt "suchej hrobky" pre zapuzdrenú skládku bez dostatočnej vlhkosti pre biodegradáciu odpadov. (podľa [8]).

Pri akomkoľvek kontakte takéhoto odpadu s vodou (napr. porušením bariér) dochádza opäť k naštartovaniu rozkladu biohmoty a novej produkcií emisií. Následná starostlivosť o takúto skládku nemôže skončiť ani po 30 rokoch, ale až po úplnom rozložení BRO a poklese emisií pod tolerovateľnú hranicu. Z tohto pohľadu potom takto prevádzkovaná skládka predstavuje skutočne trvalú hrozbu pre okolité životné prostredie.

Preto za oveľa efektívnejší spôsob prevádzkovania považujú tzv. "sustainable landfill", prevádzkované v anaeróbnom alebo aeróbnom režime ako tzv. bioreaktorové skládky. Technológia bioreaktorových skládok zahŕňa infiltráciu priesakovej kvapaliny a ďalších kvapalín do skládkovaného odpadu s cieľom urýchliť alebo zvýšiť anaeróbnu biodegradáciu rozložiteľného odpadu. Bioreaktorové skládky tak ponúkajú udržateľný spôsob, ako dosiahnuť vyššiu mieru degradácie BRO, rýchlejšie zníženie koncentrácií aj množstva výluhu a tiež produkcie skládkového plynu a nakoniec aj zvýšenie objemovej kapacity skládky. Takto prevádzkované skládky ponúkajú tiež významné skrátenie lehoty následnej starostlivosti po uzatvorení v dôsledku zníženia doby produkcie výluhu a tvorby LFG. V posledných rokoch sa aj v Európe uskutočnilo niekoľko konferencií a odborných workshopov na tému udržateľného skládkovania a nového prístupu k budovaniu a prevádzke skládok. Z krajín EU, kde sú takéto skládky prevádzkované môžeme spomenúť napríklad Dánsko, Francúzsko či Švajčiarsko.

Je len na škodu veci, že v rámci EU v snahe totálne obmedziť skládkovanie odpadov tieto inovatívne a prínosné technológie v skládkovaní nemajú širšiu podporu. Okrem ekonomického benefitu pre prevádzkovateľa skládky majú environmentálny prínos pri efektívnejšom využití budúceho voľného objemu skládky: zajtrašiu voľnú kapacitu skládky už vieme využiť na uloženie odpadu aj dnes. A to je ten štvrtý rozmer skládky z nadpisu nášho príspevku.

Literatura

- [1] CHAKMA, S.-M.: Settlement of MSW Landfills Due to Biodegradation. Proceedings of the International Conference on Sustainable Solid Waste Management (s. pp. 234-238). Chennai, India.: Civil Engineering Department, MNNIT Allahabad, India-211004. 2007.
- [2] ERING, P.-B.: Stress deformation analysis of MSW landfills. The 15th Asian Regional Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering. Japanese Geotechnical Society Special Publication. 2015.
- [3] KOLSCH, F.: Deformation and settlement measurements on landfills. 1 st Middle European Conference on Landfill Technology. Budapest: Dr. Kölsch Geo- und Umwelttechnik GmbH, Braunschweig, Germany. 2007.
- [4] KUDRNA, Z.: Riziko nerovnoměrného sedání po uzavření skládek tuhého komunálního odpadu. in Deponie workshop Zittau (s. pp. 63-74). Zittau: Hochschule Zittau / Görlitz. 2009.
- [5] KUDRNA, Z.; HRABČÁK, M.: Vliv skládkového plynu na sedání skládek TKO. zborník II. IG kongres. Liberec: TUL. 2014.
- [6] LIU, C. C.: Unsaturated consolidation theory of the predication of long-term MSW settlement. Waste Management and Research , vol. 24: 80-91 pp. 2006.
- [7] PARK HI, P. B.: Prediction of MSW long-term settlement induced by mechanical. International Journal of Environmental Research 2009;3(3): , pp 335-348. 2009.
- [8] RELEA, F.: Situation an innovation in solid waste management. Clonic final workshop 07. Barcelona: Institut Catala dEnergia. 2007.
- [9] STAUB, M. J.: An incremental model to assess the environmental impact of cap cover systems on MSW landfill emissions. Geotextiles and Geomembranes (29) , pp. 298-312. 2011.

Možnosti alternativní izolace skládky pomocí sekundárních minerálních stavebních hmot v tuzemsku a v zahraničí

Möglichkeiten alternativer Deponieabdichtungen mit mineralischen Ersatzbaustoffen im In- und Ausland

Petra Schneider¹, Mario Müller, Mathias Schrickel², Anja Hebner, Kathrin Kopsielski³

Abstrakt

Předmětem připravovaného "Rámcového nařízení stanovujícího požadavky na odvádění látek do podzemní vody, používání sekundárních stavebních hmot a na zhodnocování půd a podobného materiálu" (Mantelverordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen und das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material), jehož platnost se předpokládá od roku 2016, jsou úpravy k práci se sekundárními minerálními stavebními hmotami.

Sekundární minerální stavební hmoty jsou "stavební hmoty z průmyslových výrobních procesů nebo úpravárenských zařízení (odpady, produkty), jako jsou například recyklované stavební hmoty (stavební suť), vytěžená zemina, strusky, popel, kolejový štěrk, které jsou používány namísto primárních stavebních hmot". Nařízením o sekundárních stavebních hmotách má být vytvořena pro celou Spolkovou republiku jednotná, právně závazná praxe pro používání sekundárních minerálních stavebních hmot v technických stavebních dílech. To se týká i možností aplikace na skládkách.

Za účelem sjednocení požadavků na materiály a parametry kvality, izolačního účinku, mechanické odolnosti, stability, proveditelnosti a způsobu a rozsahu doložení vhodnosti zpracovala a publikovala speciální skupina "Technika skládkování" pracovní skupiny spolkových zemí LAGA spolkové standardy kvality pro využívání sekundárních stavebních hmot na skládkách v Německu.

Ročně vznikne v Německu zhruba 240 milionů tun minerálních odpadů. Největší podíl vytěžené zeminy vzniká a je používán v rámci stavebních projektů nebo je používán v rámci vyplňování vytěžených prostor. Zatímco v minulosti, především před zveřejněním spolkových standardů kvality, byly sekundární minerální stavební hmoty používány pouze výjimečně, spočívá problém dnes spíše ve splnění požadavků. Nezávisle na tom je cílem uvedené Rámcové směrnice uzavřít oběh látek a umožnit lepší využití sekundárních minerálních stavebních hmot. Tyto požadavky se pojí s vysokou potřebou minerálního půdního materiálu pro zřizování systémů izolací skládek.

V rámci různých zkoušek sekundárních minerálních stavebních hmot byly sledovány možnosti jejich využití v konstrukcích skládek v tuzemsku i v zahraničí, shromážděny praktické zkušenosti z projektů výstavby skládek a možnosti využití sekundárních stavebních hmot na skládkách, uváděné v literatuře. Z takto shromážděných dat vyplývá, že požadavky na využití sekundárních minerálních stavebních hmot jsou v mezinárodním kontextu upraveny výrazně méně, nebo vůbec ne.

¹Hochschule Magdeburg-Stendal, Breitscheidstr. 2, 39114 Magdeburg, petra.schneider@hs-magdeburg.de

²společnost DBI-EWI GmbH Freiberg/Blankenburg, Halsbrücker Str. 34, D-09599 Freiberg; m.mueller@dbi-ewi.de ; m.schrickel@dbi-ewi.de

³společnost Vita34 AG, Geschäftsbereich Bioplanta Leipzig; Deutscher Platz 5a, D-04103 Leipzig, info@vita34.de

V zahraničí jsou s využitím sekundárních minerálních stavebních hmot také pouze malé zkušenosti. Těžiště výzkumu zde tvoří vodní režim a otázka, jak by bylo možno dosáhnout signifikantního snížení míry průsaku. Je však třeba upozornit na to, že podíl stavební suti, například ve Vietnamu, je v proudu odpadů dosud nízký. To je způsobeno tím, jak roste infrastruktura a skutečností, že dosud bylo realizováno pouze málo demoličních projektů. K recyklaci stavební suti v praxi dosud nedochází. Přesto představuje tento látkový proud v pražských zemích potenciální zdroj materiálu pro budoucí uzavírání skládek, především s ohledem na skutečnost, že skládky v těchto zemích mají obrovské dimenze.

Kurzfassung

Im Rahmen der geplanten Mantelverordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen und das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material sind Regelungen zum Umgang mit mineralischen Ersatzbaustoffen (MEB) vorgesehen. Ausgewählte MEB-Materialarten können im Fall der Einhaltung der qualitativen Materialanforderungen der Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards (BQS) auch als Deponieersatzbaustoff (DEBS) zum Einsatz kommen. Gemäß DepV sind als DEBS, außer für die Rekultivierungsschicht des Oberflächenabdichtungssystems, ausschließlich mineralische Abfälle zugelassen. Die Zuordnungskriterien und Zuordnungswerte sind in der DepV, Anhang 3, geregelt. Der Beitrag gibt einen Überblick über die Erfahrungen mit MEB im Inland. Die Ergebnisse der Recherchen zeigen auch, dass Anforderungen an den Einsatz von MEB im internationalen Kontext praktisch nicht geregelt sind. Bisher liegen im Ausland nur wenige Erfahrungen mit MEB vor. Den Schwerpunkt der Einsatzmöglichkeiten bildet die Reduzierung der Sickerwasserrate. Ergebnisse eines halbertechnischen Versuchs zum Einsatz von Bauschutt in der Wasserhaushaltsschicht für die Deponie Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam zeigen bisher positive Ergebnisse.

1 Einleitung

Ein Gegenstand der geplanten Mantelverordnung zur Festlegung von Anforderungen für das Einbringen und das Einleiten von Stoffen in das Grundwasser, an den Einbau von Ersatzbaustoffen und für die Verwendung von Boden und bodenähnlichem Material“ (aktueller Stand: 3. Arbeitsentwurf vom 23.07.2015, Inkrafttreten für 2017 geplant) sind Regelungen zum Umgang mit mineralischen Ersatzbaustoffen (MEB). MEB sind „anstelle von Primärrohstoffen verwendete Baustoffe aus industriellen Herstellungsprozessen oder aus Aufbereitungs-/ Behandlungsanlagen (Abfälle, Produkte) wie z. B. Recyclingbaustoffe (Bauschutt), Bodenmaterial, Schlacken, Aschen, Gleisschotter“. Mit der Ersatzbaustoffverordnung soll eine bundeseinheitliche, rechtsverbindliche Vollzugspraxis für die Verwendung von mineralischen Ersatzbaustoffen in technischen Bauwerken geschaffen werden. Dies betrifft auch die Einsatzmöglichkeiten in Deponiebauwerken. Gemäß DepV sind als Deponieersatzbaustoff (DEBS), außer für die Rekultivierungsschicht des Oberflächenabdichtungssystems, ausschließlich mineralische Abfälle zugelassen. Die Zuordnungskriterien und Zuordnungswerte sind in der DepV, Anhang 3, geregelt. Um die grundsätzlichen Materialanforderungen sowie die Anforderungen an die Qualitätsmerkmale Abdichtungswirkung, mechanische Widerstandsfähigkeit, Beständigkeit, Herstellbarkeit sowie Art und Umfang von Eignungsnachweisen zu vereinheitlichen, wurden von der LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ folgende Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards (BQS) für den Einsatz von MEB in Deutschland ausgearbeitet und durch die LAGA veröffentlicht:

- BQS 2-3 „Mineralische Basisabdichtungskomponenten aus Deponieersatzbaustoffen“ vom 04.12.2014 (in Verbindung mit BQS 2-0)
- BQS 3-2 „Mineralische Entwässerungsschichten in Basisabdichtungssystemen aus nicht natürlichen Baustoffen“ vom 04.12.2014

- BQS 4-1 „Trag- und Ausgleichschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 04.12.2014
- BQS 5-3 „Mineralische Oberflächenabdichtungskomponenten aus Deponieersatzbaustoffen“ vom 04.12.2014 (in Verbindung mit BQS 5-0_2010)
- BQS 6-2 „Mineralische Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen aus nicht natürlichen Baustoffen“ vom 04.12.2014.

Jährlich fallen in Deutschland rund 240 Millionen Tonnen mineralischer Abfälle und industrieller Nebenprodukte an [1], die zu mehr als 90 Prozent verwertet werden. Dies entspricht etwa 60 % der Gesamtabfallmenge von 350 Mio. t/a. Von den mineralischen Abfällen sind ca. 140 Mio. t Boden und Steine, ca. 73 Mio. t Bauabfall und Straßenaufbruch, ca. 15 Mio. t Aschen und Schlacken aus Kraftwerken und anderen Verbrennungsprozessen, ca. 7 Mio. t Hochofenschlacke sowie ca. 6 Mio. t Stahlwerksschlacke [1]. Der größte Anteil des Bodenmaterials wird im Rahmen von Baumaßnahmen umgelagert und verwendet oder bei Verfüllungsmaßnahmen eingesetzt. Während der Einsatz von MEB in der Vergangenheit, insbesondere vor Veröffentlichung der BQS, wegen mangelnder praktischer Erfahrungen mit der Eignung der Materialien nur ausnahmsweise stattfand, liegt heute das Problem eher in der Erreichung der Anforderungen. Unabhängig davon besteht das Ziel der Mantelverordnung darin, Stoffkreisläufe zu schließen und die Ressource MEB als Baustoff besser zu erschließen. Diese Anforderung verzahnt sich mit dem hohen Bedarf an mineralischem Bodenmaterial, welches für den Bau von Deponieabdichtungssystemen benötigt wird.

2 Einsatzmöglichkeiten von MEB im Deponiebau

2.1 Generelle Übersicht

Im Rahmen verschiedener Untersuchungen zu MEB wurden deren Einsatzmöglichkeiten für Deponiebauwerke im In- und Ausland betrachtet, praktische Erfahrungen aus Deponiebauprojekten zusammengetragen und die Einsatzmöglichkeiten von DEBS aus der Literatur zusammengeführt. Im Beitrag werden folgende Ergebnisse vorgestellt:

1. Übersicht über Fallstudien aus der Literatur zum Einsatz von MEB als Ersatzbaustoff,
2. Untersuchungen zum Einsatz von MEB im Inland: Ergebnisse aus Deponiebauprojekten zum Einsatz technogener Substrate (Schlacken, Ziegelbruch, Erdaushub) in Deponieabdichtungen,
3. Untersuchungen zum Einsatz von MEB auf Deponien im Ausland: Ergebnisse des halbertechnischen Versuchs zum Einsatz von Recyclingmaterial in der Wasserhaushaltsschicht (Fallbeispiel Deponie Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam).

2.2 Übersicht über Fallstudien aus der Literatur

Im Rahmen der Literaturzusammenstellung wurden entsprechende Veröffentlichungen zu Einsatzmöglichkeiten von mineralischen Ersatzbaustoffen im Deponiebereich recherchiert. Die Fallstudien sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Wie die Ergebnisse zeigen, wurden in den letzten 15 Jahren eine Reihe von Erfahrungen mit Ersatzbaustoffen gesammelt, die zu einem besseren Verständnis der Einsatzmöglichkeiten für Ersatzbaustoffe geführt haben.

Tabelle 1: Fallstudien aus der Literatur zur Anwendung von Deponieersatzbaustoffen.

Zitat	Genutztes Material	Bemerkungen
Pfeiffer & Fremgen (2010) [2]	aufbereitete Hausmüllverbrennungsschlacke (HMV-Schlacke) mit definierten Anteilen natürlicher Tonminerale	Anwendung auf der Deponie Eichelbuck als alternative Dichtungsschicht: Ausnutzung bautechnischer Vorteile bei Hangneigungen bis 1:2,3, die für einen stabilen Untergrund für eine Asphaltabdichtung sorgen.
Pöttsch & Busch (2001) [3]	Gemisch aus Friedländer Blautonmehl, Bentonit (Montigel F), Flugstaub und Ziegelbruch-Brechsand 0-4 mm bzw. 0-8 mm	Lysimeter mit einer Fläche von 3,14 m ² in Brandenburg, zur Anwendung auf Abfalldeponien mit geringem Gefährdungspotential
Zingk (2011) [4]	Wirbelschichtfeuerungsaschen (WSFA) sowie Entschwefelungsrückstände aus dem quasitrockenen Sprühabsorptions-Verfahren (SAV-Produkte)	Es wurde ein Behandlungsverfahren speziell für Kesselaschen aus Hausmüllverbrennungsanlagen entwickelt, sowie ein patentierter Baustoff mit dem Markennamen Kalkond [®] . Bereits 400.000 t Kraftwerksrückstände auf Deponiebaustellen verwertet.
Asmus (2010) [5]	Beispiel 1: Einsatz von MV-Asche als Auflager für eine Basisabdichtung einer DK II-Deponie Beispiel 2: Einsatz von kalkstabilisiertem Rot-schlamm in einer technischen Barriere	Durch MV-Asche konnte eine stabile Pufferschicht auf setzungsgefährdeten Ablagerungen erzeugt werden, die mit der Dichtung überbaut werden kann. Geeignet für die Herstellung eines regelgerechten und verordnungskonformen Unterbaus (Teil der technischen Barriere)
Pfeiffer & Gäth (2005) [6]	Klassierter Recyclingbauschutt zum Einsatz in einer Kapillarsperre	Für die Untersuchung der lateralen Dränkapazität wurden in Kipprinnenversuchen drei verschiedene Kapillarsperrenmaterialkombinationen getestet. Die Materialkombination mit Natursand und einem Kapillarblock aus Bauschutt erwies sich im Labormaßstab als konkurrenzfähig mit reinen Naturmaterialien.
Asmus (2008) [7]	Schmelzkammergranulat (SKG) und Gießereialsande zum Einsatz in einer Kapillarsperre	Beim SKG wurden deutlich geringere laterale Dränkapazitäten als beim Kies gleicher Sieblinie (0/5) ermittelt. Bei Gießereialsanden fand kein lateraler Abfluss in der Kapillarschicht statt. Schon bei geringsten Wassermengen wurden Durchbrüche in den Kapillarblock verzeichnet.
Krieter (2005) [8]	Oberflächenabdichtung aus einer Mischung von Klärschlamm, Wasserglas, MVA-Schlacke (Rostschlacke) und Boden, z.B. mit dem Bickhardt DOM [®] -Verfahren	Preisgünstiges Material für die Herstellung der temporären Abdichtung auf der Deponie „Kirschenplantage“ im Landkreis Kassel. Im Klärschlamm erhöhte Konzentrationen an Kupfer und Zink mit Überschreitung der Grenzwerte der DepVerwV.
Düser (1999) [9]	Mischung aus mineralischem Dichtungsmaterial & Recyclingbauschutt	Vergütung von nicht sortenreinem bzw. mit Fremdstoffen vermischem sowie feinkörnigem Recyclingmaterial zur Verringerung der Wasserdurchlässigkeit. Als feinkörnige Materialien für die Vergütungsmaßnahmen wurden wenig quellfähige Tone und die Feinfraktion aus der Vorabsiebung verwendet.

Schulz & Schmid, (2002) [10]	Tonmehl, Bentonit und teerhaltiger Straßenaufbruch (TSA)	Gemischtkörnige dreilagige Abdichtung unter Verwertung von teerhaltigem Straßenaufbruch (Aufbruchmaterial beim Rückbau und der Erneuerung von Straßen), Einbau nach dem Fullerprinzip. Obwohl die geotechnischen Eigenschaften akzeptabel waren, erwiesen sich die PAK-Konzentrationen als für eine weitere Anwendung zu hoch.
Gröngroft et al. (2005) [11]	Hafenschlick - Baggergut	Feldversuche des Instituts für Bodenkunde an der Universität Hamburg im Zeitraum 1995 – 1999 mit dem Ziel der Nutzung des Materials als mineralisches Oberflächenabdichtungssystem auf einer Schlickdeponie. Die Dichtung erwies sich über den Untersuchungszeitraum von 8 Jahren als sehr gering durchlässig, ist jedoch anfällig für Austrocknungsprozesse, was eine ausreichende Überdeckung der Schicht aus Hafenschlick und Baggergut erfordert.
Lünig & Lüneburg (2005) [12]	Bodenaushub und RC-Materialien	Anwendung in einer temporären Oberflächenabdichtung auf der Deponie Salzgitter-Diebesstieg, bei Elementen der Gasdrainage und Ausgleichsschicht und der Rekultivierungsschicht erfolgreich eingebaut.
Heindl et. al. (2005) [13]	Eisenhüttenschlacken (Elektroofenschlacken, OBM-Schlacken, Hüttensande, Hochofenstückschlacken)	Es wurden Laborversuche zur Eignungsuntersuchung durchgeführt. Ergebnisse: Elektroofenschlacken, OBM-Schlacken: Einsatz unter einer wasserundurchlässigen Deckschicht, Hüttensande: Fluorid-Konzentrationen limitieren die Einsatzfähigkeit, Hochofenstückschlacken: Verwertung unter bestimmten Bedingungen möglich
ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH (2013) [14]	Elektroofenschlacke	Durchführung von Versuchen mit Zeitraffereffekten zum Nachweis der chemischen und physikalischen Beständigkeit gemäß BQS 3-2 auf der Deponie Schwaiganger, südliche Erweiterung – Einsatz von Elektroofenschlacke als Dränagematerial in der Entwässerungsschicht. Nutzung von 8 Prüfflüssigkeiten um den Einfluss eines Modell-Sickerwassers bei oxidierenden und reduzierenden Bedingungen und pH-Werten zwischen 4 und 13, einer elektrischen Leitfähigkeit bis 20.000 μ S/cm und einem DOC bis 5.000 mg/l zu prüfen. Nur für aggressive organische Säuren konnten 100 Jahre Funktionsdauer nicht bestätigt werden.
Max Aicher Umwelt GmbH (2015) [15]	EloMinit®, Nebenprodukt der Stahlherstellung, das durch die gezielte Zugabe von Schlackenbildnern eine gesteinsartige Struktur hat	Im Zeitraum 2010 bis 2014 Einsatz als Entwässerungsschicht, Gasdränschicht und/oder Ausgleichsschicht in folgenden Deponien: Schwaiganger (Ohlstadt), München Nord, Sindelfingen, Schönsee, Asbach, Malgersdorf, Spitzlberg (Ergolding).
Hargelius, K. (2012) [16]	Asche aus der Verbrennung von Zellulosefasern	Eignungsfeststellung für die Abdichtung von Industrieponien nach dem Test in Lysimetern über einen Zeitraum von 18 Monaten in Schweden.
Andreas et. al. (2005) [17], Hermann et. al. (2010) [18]	Hochofenschlacke aus der Stahlproduktion	Im Labor und im Feld in Schweden getestet. Ergebnisse zeigten, dass die Schlacke in allen Schichten des Abdecksystems, ausgenommen der Rekultivierungsschicht, anwendbar ist.

Im Ausland existiert bisher die Begrifflichkeit des Ersatzbaustoffes nicht, allerdings gibt es eine Reihe von Anwendungen in Testfeldern und auch in der praktischen Umsetzung mit so-

genannten alternativen Deponiebaustoffen. Auch eine den BQS vergleichbare Regelung der Anforderungen an die Qualität von alternativen Deponiebaustoffen existiert nicht. Unabhängig davon fallen auch im Ausland große Mengen mineralischer Reststoffe an, die die deutsche Definition eines MEB erfüllen. Im Bereich der Europäischen Union (EU) handelt es sich hierbei insbesondere um Bauschutt und mineralische Bauabfälle, einen der in der EU erzeugten Abfallströme mit dem größten Volumen. Auf diese Materialien entfallen etwa 25 - 30% aller Abfälle, die in der EU erzeugt werden. Während in Deutschland über 90 % der mineralischen Bauabfälle umweltverträglich verwertet werden, beträgt der Durchschnitt der Recyclingquote in der EU nur 47 % [19], wobei es nach wie vor Länder mit Recyclingquoten für Bauschutt und mineralische Bauabfälle ≥ 10 % gibt. Gemäß den Anforderungen zur Recyclingquoten der Abfallrahmenrichtlinie soll der Prozentsatz bis 2020 auf 70 % gesteigert werden.

Völlig anders sieht die Situation in Schwellenländern wie beispielsweise Vietnam aus, wo es bisher nur sehr geringe Mengen an Bauschutt und mineralischen Bauabfällen gibt [20], da diese Länder noch am Anfang des gesellschaftlichen Entwicklungsprozesses und dem Aufbau der Infrastruktur stehen. Wenn sich diese Entwicklung auf einem entsprechenden Niveau stabilisiert hat, dann sind aber auch in diesen Ländern signifikante Stoffströme mineralischer Reststoffe, einschließlich von Bauschutt und mineralischen Bauabfällen zu erwarten. Vor diesem Hintergrund, und unter Berücksichtigung des Faktes, dass in naher Zukunft auch in Schwellenländern die bereits in Betrieb befindlichen Deponien geschlossen werden müssen [21], wurden Untersuchungen zum möglichen Einsatz von Bauschutt und mineralischen Bauabfällen als alternative Baustoffe für Deponieabdichtungen konzipiert. Unter Berücksichtigung der gesammelten Erfahrungen und der Auswertung der Literaturstudie wurden die Ansätze von Pötzsch & Busch (2001) [3] aufgegriffen und wasserhaushaltliche Untersuchungen zur Eignung von Ziegelbruch unter den klimatischen Bedingungen Südostasiens durchgeführt (vgl. Kapitel 2.4 [22]).

2.3 Erfahrungen beim Einsatz von MEB im Inland

Wie die Literaturlauswertung zeigt, liegen viele Untersuchungen zum Einsatz von DEBS für die verschiedenen Anwendungszwecke bereits einige Jahre zurück. Dies hängt mit einer hinreichenden Wahrscheinlichkeit auch damit zusammen, dass zwischenzeitlich teils neue, teils aktualisierte Qualitätsanforderungen an DEBS durch die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall LA-GA veröffentlicht wurden. Erfahrungen im Bodenschutzvollzug haben außerdem gezeigt, dass die geltenden bodenschutzrechtlichen Vorsorgeanforderungen in § 9, 10 und 12 BBodSchV zum Auf- und Einbringen von Materialien für den Anwendungsbereich unterhalb oder außerhalb einer durchwurzelbaren Bodenschicht nicht ausreichend konkret sind. Dieser Situation wird im aktuellen Arbeitsentwurf zur Mantelverordnung vom 23.07.2015 Rechnung getragen, und ist einer der Gründe, warum die BBodSchV im neuen gesetzlichen Rahmenwerk grundlegend überarbeitet wird.

Die aktuellen technischen Anforderungen an MEB in den BQS lauten wie folgt:

- **BQS 2-3 (Basisabdichtung):** Anforderungen an die Leistungsfähigkeit bzgl. Abdichtungswirkung und mechanischer Widerstandsfähigkeit; Beständigkeit gegenüber infiltriertem Niederschlagswasser und Sickerwasser, biologischen Einwirkungen, Temperaturen, Witterung, Wassergehaltsänderungen und Gasen.
- **BQS 3-2 (Entwässerungsschichten):** Einhaltung der Anforderungen der DepV sowie der GDA-Empfehlungen E 2-14 „Basis-Entwässerung von Deponien“, E 3-12 „Eignungsprüfung mineralischer Entwässerungsschichten“, E 4-2 „Herstellung von mineralischen Entwässerungs- und Schutzschichten“ und E 5-6 „Qualitätsüberwachung bei mineralischen Entwässerungsschichten“ im Zusammenhang mit GDA-Empfehlung E 5-1 „Grundsätze des Qualitätsmanagements“. Weiterhin ist geregelt, dass die für die Baumaßnahme erforderliche Menge MEB und die Bandbreite ihrer Eigenschaften vor Ausführung festzulegen sind. Die Funktionserfüllung der Entwässerungsschicht muss unter allen äußeren

und gegenseitigen Einwirkungen für einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren nachgewiesen werden. Außerdem besteht die Forderung nach dem Nachweis der prinzipiell gleichbleibenden Zusammensetzung des Baustoffes.

- **BQS 4-1 (Trag- und Ausgleichschichten):** konkretisiert die Materialanforderungen der DepV bzgl. der Kennwerte Verformbarkeit, Standsicherheit und Tragfähigkeit, Körnungslinie und Kornform, mechanische Widerstandsfähigkeit sowie Beständigkeit gegenüber physikalischen und chemischen Einwirkungen, Temperaturen, Sickerwasser und alterungsbedingten nachteiligen Materialveränderungen, wobei die Forderung des Nachweises der Beständigkeit gegenüber Gasen nur grob als „Durchströmungsversuch“ beschrieben wird, ohne diesen zu spezifizieren.
- **BQS 5-3 (Oberflächenabdichtungskomponenten):** Anforderungen an die mechanische Widerstandsfähigkeit bzgl. Standsicherheit, Verformungssicherheit und hydraulischer Widerstandsfähigkeit sowie Beständigkeit gegenüber infiltriertem Niederschlagswasser, Mikroorganismen und Pilzen, Pflanzen, Tieren, Temperaturen, Witterung, Wassergehaltsänderungen und Gasen.
- **BQS 6-2 (Entwässerungsschichten):** Einhaltung der Anforderungen der DepV sowie der GDA-Empfehlungen E 2-20 „Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen“, E 3-12 „Eignungsprüfung mineralischer Entwässerungsschichten“, E 4-2 „Herstellung von mineralischen Entwässerungs- und Schutzschichten“ und E 5-6 „Qualitätsüberwachung bei mineralischen Entwässerungsschichten“ im Zusammenhang mit GDA-Empfehlung E 5-1 „Grundsätze des Qualitätsmanagements“. Weiterhin ist auch für die Entwässerungsschichten geregelt, dass die für die Baumaßnahme erforderliche Menge MEB und die Bandbreite ihrer Eigenschaften vor Ausführung festzulegen sind. Die Funktionserfüllung der Entwässerungsschicht muss unter allen äußeren und gegenseitigen Einwirkungen für einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren nachgewiesen werden. Außerdem besteht die Forderung nach dem Nachweis der prinzipiell gleichbleibenden Zusammensetzung des Baustoffes.

Eigene praktische Erfahrungen mit mineralischen Ersatzbaustoffen zum Einsatz in Deponeibau zeigen, dass der Ermessensspielraum bei der Genehmigung in unterschiedlichem Umfang ausgeschöpft wird. Ein typischer Fall war der optionale Einsatz metallurgischer Schlacke in der gasgängigen Trag- und Ausgleichsschicht, welcher aus Sicht der Fremdprüfung nicht zugestimmt werden konnte. Ursache hierfür war, dass eine Beeinflussung der darüber liegenden Dichtungskomponenten auf Basis potenzieller gasförmiger Stofftransporte (aus der Reaktion mit Deponiegas) aus der gasgängigen Trag- und Ausgleichsschicht über die (nicht konvektionsdichte) Auflagerschicht für die darüber liegenden Dichtungskomponenten nicht ausgeschlossen werden konnte. Ein Grund für diese Unsicherheit ist, dass es bisher keine konkrete fachlich-technische Untersetzung in den BQS gibt, wie ein Versuch zum Nachweis der Gasbeständigkeit (gemäß BQS 4-1) durchzuführen wäre. Außerdem fehlen entsprechende Bezugswerte für die Versuchsauswertung, d.h. ab wann ein Material als gasbeständig zu bewerten ist.

Prinzipiell könnte einem Einsatz des Materials zugestimmt werden, wenn ausreichend lange Erfahrungen mit dem MEB vorliegen und eine gleichbleibende Zusammensetzung (und damit Qualität) gewährleistet ist. Dies ist allerdings selten der Fall. Hinzu kommt, dass Materialien wie beispielsweise Gleisschotter oft mit organischen Schadstoffen oder gar Pestiziden belastet sind. Neben der Sicherstellung der prinzipiell gleichbleibenden Zusammensetzung des DEBS und der Einhaltung der Grenzwerte für die stofflichen Parameter stellt aber auch die Einhaltung der Anforderungen an die Frostbeständigkeit bei einigen Materialien ein Ausschlusskriterium dar. Anforderungen an die Frostschutzklasse 1 können beispielsweise oftmals nicht eingehalten werden, wenn ein hoher Anteil an Ziegelbruch im MEB vorliegt. Prinzipiell gibt es aber Anwendungsfälle, in denen Bauschutt in der gasgängigen Trag- und Ausgleichsschicht zur Anwendung kam, sowie Glasbruch in der mineralischen Entwässerungsschicht.

Generell kommen DEBS aus verschiedenen Gründen im Wesentlichen in der Oberflächenabdichtung zur Anwendung, unter anderem weil ein Nachweis der Sickerwasserbeständigkeit in der Schutz- oder Entwässerungsschicht der Basisabdichtung über einen Zeitraum von 100 Jahren kaum zu führen ist. Wenig problematisch ist der Einsatz von MEB im Deponiebereich erfahrungsgemäß in technischen Funktionsschichten, insbesondere im Deponiewegebau. Für MEB aus Gebäuderückbaumaßnahmen stellt die Sicherstellung der prinzipiell gleichbleibenden Zusammensetzung des DEBS vor dem Hintergrund der Anforderungen der BQS prinzipiell eine Schwierigkeit dar, da diese Materialien selten einen homogenen Stoffstrom bilden. Unabhängig davon nimmt auch oft der Bauherr von einem potenziellen MEB-Einsatz Abstand, um die Anforderungen im Genehmigungsverfahren und den entsprechenden Nachweisaufwand in vorhersehbarem Rahmen zu halten.

2.4 Untersuchungen zum Einsatz von MEB auf Deponien im Ausland: RC-Material in der Wasserhaushaltsschicht - Fallbeispiel Deponie Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam

Im Folgenden werden erste Ergebnisse der Untersuchungen zum Einsatz von MEB unter den simulierten Bedingungen einer Deponie in Südostasien vorgestellt. Die Deponie Gò Cát im Westen der Stadt Ho Chi Minh City (HCMC) ist Untersuchungsgegenstand im BMBF-Forschungsprojekt „SAFEUSE - Erarbeitung von Handlungsoptionen und eines dringlichkeitsangepassten Maßnahme-Konzeptes für die weitere Sicherung und Bewirtschaftung des Deponiestandortes Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam“ [22]. Die Deponie Gò Cát hat eine Fläche von 17,5 ha. Sie wurde mit einer Basisabdichtung nach internationalen technischen Standards errichtet und im Zeitraum 2001 bis 2007 betrieben. Die Deponie besteht aus fünf Ablagerungsbereichen (je 3,5 ha), die nacheinander errichtet wurden und von denen im Rahmen der Oberflächenabdichtung nach der Deponiestillegung im Jahr 2007 nur zwei Ablagerungsbereiche gegen Niederschlagseintrag zu ca. 50% mit einer Kunststoffdichtungsbahn abgedeckt wurden. Die durchschnittlich täglich anfallenden Sickerwassermengen betragen in der Trockenzeit ca. 300 – 400 m³/d und in der Regenzeit ca. 2.000 – 2.500 m³/d.

Im Zuge der Entwicklung eines alternativen Abdeckungssystems für die Deponie Gò Cát in HCMC wurde nach alternativen Materialien für eine Abdichtung recherchiert, als Ersatz für eine Geomembran, deren Kosten, v.a. für die Installation sehr hoch sein können. Bei der Recherche nach geeigneten Materialien wurden Abdichtungen aus Asche, Schlacke, Baggergut und RC-Material evaluiert. Im Ergebnis wurde für die praktische Erprobung eines alternativen Abdichtungssystems in einem halbtechnischen Versuch RC-Material aus Ziegelbruch gewählt. Das Material ist ubiquitär verfügbar, da Ziegelbruch als Abfallprodukt in der Industrie einen geringen Verwertungsgrad besitzt. Gebrannter Ziegel besteht aus Sanden und Tonen, die thermisch verändert wurden und deren Verwitterungsprodukte wieder aus Sanden und quellfähigen Tonen bestehen. Die Tonminerale gewährleisten eine dichtende Wirkung.

Für die alternative Abdichtung wurden 83 % Ziegelmehl mit jeweils 7 % Tonmehl und 7 % Bentonit vermischt, um den Anteil quellfähiger Tonminerale zu erhöhen. Zum Abmagern wurde 3 % Fein-/Mittelsand zugegeben. Das Mischungsverhältnis orientierte sich an den Untersuchungen von Pöttsch & Busch (2001) [3], die bereits RC-Material als alternative Abdichtung von Deponien untersuchten. Im Technikumsversuch wurden zwei Testsysteme im Maßstab 1:100, bestehend aus Kunststoffwannen, mit einer Grundfläche von je einem Quadratmeter errichtet. Die Schichtsequenzen beider Systeme sind in Tabelle 2 dargestellt. Das Testsystem mit HDPE-Folie (Variante 1) diente als Kontrolle zu dem mit RC-Material hergestellten Testsystem (Variante 2). Beide Testsysteme wurden nach deren Fertigstellung kontinuierlich über einen Zeitraum von 20 Tagen mit insgesamt 70 L Wasser bewässert bzw. gesättigt. Vom Tag 16 – Tag 20 wurde der Austritt von Wasser unterhalb der alternativen Abdichtung dokumentiert. In der Folge wurde die alternative Abdichtung ausgebaut und verbessert. Beim Ausbau wurde fest-

gestellt, dass das RC-Material nach der Bewässerung nahezu keine bindigen und quellfähigen Eigenschaften aufwies. Für die alternative Abdichtung wurde die Bodenart schwach schluffiger Sand bestimmt.

Tabelle 2: Schichtensequenz und -dimensionierung zur Testung alternativer Abdichtung.

Schichtenaufbau	Mächtigkeit [cm]
Ansaat von Vegetation (Gras) (Anforderung: geringe Durchwurzelung, bzgl. Bodenwasserhaushalt: Vermeidung von Austrocknung oder Wasserüberschuss)	-
Mutterboden	3,0
Fein- bis Mittelsand, in Lagen unverdichtet einzubauen	5,0
Kies (2/4)	3,0
Variante 1: HDPE-Folie	0,25 mm
Variante 2: alternative Abdichtung aus Recyclingmaterial	8,0

Das ausgebaute, getrocknete Material wurde nachfolgend mit Tonmehl verbessert, um die Bindigkeit des Substrates zu erhöhen. Dazu wurden im Vorfeld Materialproben mit folgenden Mischungsverhältnissen untersucht:

- Probe 1: 100 g Recyclingmaterial, 25 g Tonmehl, 20 ml Leitungswasser,
- Probe 2: 100 g Recyclingmaterial, 40 g Tonmehl, 30 ml Leitungswasser,
- Probe 3: 100 g Recyclingmaterial, 65 g Tonmehl, 40 ml Leitungswasser,
- Probe 4: 100 g Recyclingmaterial, 100 g Tonmehl, 50 ml Leitungswasser.

Je Mischungsverhältnis wurde eine Materialprobe in ein Gefäß gegeben, die in der Mitte mit einer Vertiefung von ca. 2 cm versehen wurde. In diese wurde eine definierte Menge Wasser zugegeben. Die Gefäße wurden luftdicht verschlossen und dunkel gelagert, um die Verdunstung zu minimieren. Nach 5 Tagen wurde das Volumen des Wassers in der Vertiefung der Probe ermittelt.

Für Variante 3 und 4 wurde nahezu keine Veränderung des Wasservolumens dokumentiert, sodass darauf geschlossen wurde, dass kein Wasser das Material durchsickert hat. Für beide Varianten wurde mittels Fingerprobe und gemäß DIN 19682-2 (Bodenbeschaffenheit - Felduntersuchungen - Teil 2: Bestimmung der Bodenart) die Bodenart bestimmt. Im Ergebnis wurde für Variante 3 die Bodenart schwach sandiger bis sandiger Ton und für Variante 4 sehr schwach sandiger Ton ermittelt. Aufgrund der geringeren Sandfraktion wurde der Variante 4 der Vorzug für die Untersuchung als verbesserte Abdichtungsschicht im Technikumsversuch erteilt. Das Mischungsverhältnis der verbesserten Abdichtung bestand demzufolge aus 42 % Ziegelmehl, 1 % Fein- bis Mittelsand, 53 % Tonmehl und 3 % Bentonit. Aufgrund der geringen Verfügbarkeit von Bentonit in Vietnam wurde entschieden, den Anteil an quellfähigen Tonmineralen nur durch die Zugabe von Tonmehl zu erhöhen. In Abbildung 1 sind die fertiggestellten Testsysteme im Gewächshaus der Vita 34 dargestellt. Beide Systeme wurden nach dem Einbau der verbesserten Abdichtung, entsprechend den tatsächlichen Niederschlägen der Monate Mai bis Dezember 2000 in HCMC, beaufschlagt. Aus einer statistischen Auswertung der Klimadaten von Ho Chi Minh City von 1998 bis 2003 geht hervor, dass die Monsunperiode im Jahr 2000 die mit den höchsten Niederschlägen darstellt.



Abbildung 1: Testsysteme zur Untersuchung alternativer Abdichtungssysteme (links Kontrollsystem, rechts Testsystem mit alternativer Abdichtung)

Die Simulation des Niederschlags der Testsysteme erfolgte mittels eines automatischen Bewässerungssystems im taggenau. Es erfolgte eine fortlaufende Dokumentation der Wassermengen, die unterhalb der Abdichtung beider Testsysteme und aus der Drainageschicht oberhalb der Abdichtung abgeleitet wurden. Die in Abbildung 1 dargestellten Auffangbehälter wurden im Verlauf des Versuches durch größere Auffangbehälter am Ablauf der Drainage ersetzt, um die hohen Niederschlagsmengen fassen zu können.

Die hohen Temperaturen im Gewächshaus (Mittlere Tageshöchstwerte in den Sommermonaten: 30,9°C) und die hohe Luftfeuchte gewährleisteten vergleichbare Bedingungen wie in der Regenzeit in HCMC. Rund 200 Tage nach dem Einbau der alternativen Abdichtungsschicht wurde keine Perkolation der Dichtungsschicht dokumentiert. Lediglich nach 127 Tagen wurden unterhalb der alternativen Abdichtung 1,6 % der beaufschlagten Wochenniederschlagsmenge erfasst. In sind die Tageswerte der Niederschlagshöhen in HCMC vom 24.04.2000 bis zum 24.04.2001 dargestellt. Diese entsprechen den tatsächlichen Berechnungsmengen der Testsysteme. In Abbildung 3 sind die Wassermengen aus den Drainageschichten der beiden Testsysteme dargestellt.

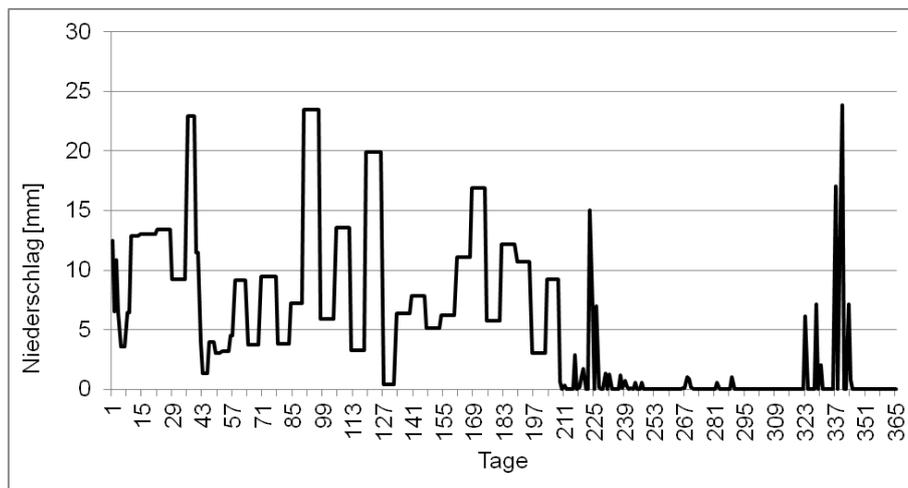


Abbildung 2: Tageswerte der Niederschlagshöhen in Ho Chi Minh City vom 24.04.2000 bis 24.04.2001

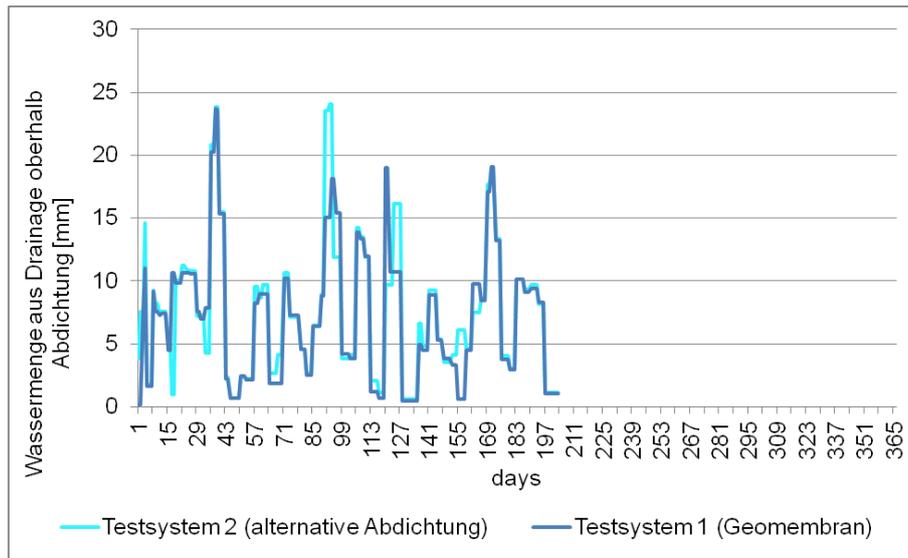


Abbildung 3: Wassermengen aus Drainageschicht oberhalb der Abdichtungskomponente für Testsystem 1 und 2

Nach insgesamt 200 Tagen Versuchslaufzeit betrug die Gesamtniederschlagsmenge 1.856,7 mm je Testsystem. Aus der Drainage des Testsystems 1 (Dichtung mittels Geomembran) wurden 1.437,5 mm und aus der Drainage des Testsystems 2 (alternative Abdichtung) wurden 1.495,1 mm abgeleitet. Die sich hieraus ergebenden Differenzen entsprechen der realen Evapotranspiration.

Es ist geplant, den Versuch nach Abschluss des Projektes fortzuführen. Seit September 2016 erfolgte eine deutliche Reduzierung der Niederschläge. Diese entsprechen den tatsächlichen Niederschlägen in HCMC im Januar bis April 2001. Mit der Verringerung der Niederschlagshöhen soll der Einfluss schrumpfender Tonminerale auf die dichtende Wirkung der alternativen Abdichtung weiter untersucht werden.

3 Schlussfolgerungen und Ausblick

Ein Fazit für den Einsatz von MEB als DEBS im Inland besteht darin, dass der wesentliche Ausschlussgrund bei der Anwendbarkeit die qualitative Beschaffenheit der Materialien darstellt, insbesondere im Fall von Schlacken und Klärschlamm. Andere Materialarten kommen nicht zum Einsatz, da die in den BQS geforderter Qualitätskriterien nicht nachgewiesen werden können (fehlende Versuchsgrundlage) und/oder keine Bezugswerte zur Auswertung der Versuchsergebnisse ausgewiesen sind. In seltenen Fällen liegt eine spezielle Belastung der MEB vor, z.B. Herbizide in Gleisschottern, oder die Frostbeständigkeit ist nicht gewährleistet (z.B. bei Ziegelbruch). In Bezug auf Bodenaushub spielt die Herkunft eine maßgebliche Rolle. Bodenaushub aus Innenstadtbereichen erfüllt selten die Qualitätsanforderungen (i.d.R. wegen der chemischen Untersuchungsergebnisse). Unabhängig davon liegen für diese Materialart selten größere homogene Chargen vor.

Einen Schwerpunkt in Bezug auf den Materialbedarf bildet nach wie vor die Rekultivierungsschicht, da allein mehr als 50 % des Volumenbedarfs an Baustoffen für ein Oberflächenabdichtungssystem auf die Rekultivierungsschicht entfallen. Mögliche wirtschaftliche und umwelttechnische Nachteile lassen sich beseitigen, wenn es gelingt, bisher nicht geeignete Böden durch Zugabe geeigneter Substrate zu verbessern [23]. Dies betrifft insbesondere auch Bodenaushub und RC-Baustoffe. Durch gezielte Vergütung von RC-Material aus Bauschutt und durch Zugabe entsprechender Anteile feinkörnig-bindiger Erdstoffe sind hochwertige Rekultivierungsmaterialien herstellbar [23]. Die Fragestellung der Bewertung von Bodenaushub ge-

winnt vor dem Hintergrund der geplanten Neufassung der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung BBodSChV im Rahmen der Vorbereitung der Mantelverordnung einmal mehr an Bedeutung.

Die Ergebnisse der Datenzusammenstellung zeigen, dass die Anforderungen an den Einsatz von MEB im internationalen Kontext praktisch nicht geregelt sind. Bisher liegen im Ausland auch nur wenige Erfahrungen mit MEB vor. Den Schwerpunkt der Untersuchungen bildet hier der Wasserhaushalt und wie eine signifikante Reduzierung der Sickerwasserrate erreicht werden kann. Ergebnisse eines halbtechnischen Versuchs zum Einsatz von Bauschutt in der Wasserhaushaltsschicht für die Deponie Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam zeigen bisher positive Ergebnisse. Allerdings ist auch darauf hinzuweisen, dass der Anteil an Bauschutt in Vietnam im Abfallstrom bisher klein ist, was daran liegt, dass die Infrastruktur nach wie vor wächst und bisher wenig Abriss- und Rückbauprojekte realisiert werden. Das Recycling von Bauschutt findet in der Praxis bisher nicht statt. Trotzdem stellt dieser Stoffstrom in Schwellenländern eine potenzielle Materialressource für die Zukunft der Deponieschließung dar, insbesondere vor dem Hintergrund, dass Deponien in Schwellenländern wie Vietnam riesige Dimensionen haben.

Literaturverzeichnis

- [1] WAGNER, R.: *Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen und an Verfüllungen, Beitrag zum 11. Baustoff-Recycling-Tag am. 08.10.2008.* 2008
- [2] PFEIFFER, B. ; FREMGEN, B.: *TREAm[®] - eine alternative Deponieoberflächenabdichtung unter Einsatz von HMV-Schlacke, Praxistagung Deponie 2010, S. 1 – 9.* 2010. – www.wasteconsult.de
- [3] PÖTZSCH, G. ; BUSCH, G.: *Ziegelbruch - ein alternatives Dichtungsmaterial für Deponien.* 2001. – http://www.deponie-stief.de/pdf/abdichtung_pdf/minab_cb.pdf
- [4] ZINGK, M.: *Verwertung von Kraftwerksrückständen als Deponie-Ersatzbaustoff und zur Abfallbehandlung, Beitrag auf der 7. Leipziger Deponiefachtagung, S. 131 - 138.* 2011
- [5] ASMUS, D.B.: *Verwertung von Schlämmen/Schlacken zur Errichtung einer Deponiebasis, Beitrag auf der Praxistagung Deponie 2010, S. 1 – 11.* 2010. – www.wasteconsult.de
- [6] PFEIFFER, B. ; GÄTH, S.: *Untersuchungen zum Einsatz von Bauschuttmaterialien in einer Kapillarsperre und erste Ergebnisse der Umsetzung im Probefeld, in: Melchior, S.; Berger, K. (2005), Hrsg.: Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, ISSN 0724-6382.* 2005
- [7] ASMUS, D.B.: *10 Jahre Praxiserfahrung mit der Planung und dem Bau von Kapillarsperren, Beitrag auf der 4. Leipziger Deponiefachtagung, Seite B06 1 - 15.* 2008
- [8] KRIETER, A.: *Erfahrungen mit einer Oberflächenabdichtung aus einer Mischung von Klärschlamm, Wasserglas, Schlacke und Boden – Einsatzmöglichkeiten unter Berücksichtigung der Deponieverwertungsverordnung, in: Melchior, S.; Berger, K. (2005), Hrsg.: Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, ISSN 0724-6382.* 2005
- [9] DÜSER, O.: *Verwertung von aus Bauschutt aufbereitetem Recyclingmaterial in mineralischen Dichtungssystemen, Band 51 der Mitteilungen Institut für Grundbau, Bodenmechanik und Energiewasserbau (IGBE), Universität Hannover, Selbstverlag 1999, IV,189 S., Abb.,Tab.,Lit.* 1999
- [10] SCHULZ, J. H.and S. H.and Schmid: *EP-Konzept für eine gemischtkörnige Zwischenabdichtung aus teerhaltigem Straßenaufbruch; München, unveröffentlicht.* 2002
- [11] GRÖNGOFT, A. ; GEBERT, J. ; BERGER, K. ; MAASS, B.: *Verwendung von Baggergut als Material für die Dichtung von Deponien, den Deichbau, zur Verfüllung und zur Bodenverbesserung. in: Melchior, S.; Berger, K. (2005), Hrsg.: Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, ISSN 0724-6382.* 2005

- [12] LÜNIG, C. ; LÜNEBURG, T.: *Verwertung von Bodenaushub und RC-Materialien beim Bau der temporären Oberflächenabdichtung der Deponie Salzgitter-Diebesstieg*, in: Melchior, S.; Berger, K. (2005), Hrsg.: *Abfallverwertung bei der Rekultivierung von Deponien, Altlasten und Bergbaufolgelandschaften, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 56, ISSN 0724-6382*. 2005
- [13] HEINDL, A. ; LENZ, N. ; MÜLLER, N. ; HEUSS-ASSBICHLER, S. ; WESTERMANN, H.: *EU 9 „Entwicklung von nachhaltigen Entscheidungskriterien zur sicheren Ablagerung und Verwertung von Eisenhüttenschlacken“*, Schlussbericht des Forschungs- und Entwicklungszentrums für Sondertechnologien, im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. 2005
- [14] ICP INGENIEURGESELLSCHAFT PROF. CZURDA UND PARTNER MBH: *Deponie Schwaiganger, südliche Erweiterung – Einsatz von Elektroofenschlacke als Dränagematerial in der Entwässerungsschicht. Durchführung von Versuchen mit Zeitraffereffekten zum Nachweis der chemischen und physikalischen Beständigkeit gemäß BQS 3-2, unveröffentlichter Bericht*. 2013
- [15] MAX AICHER UMWELT GMBH: *EloMini[®] im Deponiebau - Lebenswerte stabil weiterentwickeln, Broschüre zur Firmenvorstellung*. 2015
- [16] HARGELIUS, K.: *Use of Fly Ash from KKAB, for Sealing of Landfills*, in: AHS, Stockholm, Sweden, 25.-27.01.2012. 2012. – www.varmeforsk.se/files/program/askor/Hargelius_.pdf
- [17] ANDREAS, L. ; HERRMANN, M. ; LIDSTRÖM-LARSSON, M. ; LAGERKVIST, A.: *Physical Properties of Steel Slag to be Reused in a Landfill Cover*, Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October 2005, 2005 by CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Italy. 2005
- [18] HERRMANN, I. ; ANDREAS, L.S. ; LIND, L.: *Steel slag used in landfill cover liners: Laboratory and field tests*, Waste Management & Research 28(12) 1114–1121. 2010
- [19] BARROS, E. ; JORGE, F.: *Gestão de RCD - Resíduos de Construção e Demolição na obra de ampliação do Aeroporto Francisco Sá Carneiro*, Revista da Faculdade de Ciências e Tecnologia do Porto ISS 1646-0499, pp. 62-74. 2008
- [20] V. LU, Tong T. Kein; Le T. Thanh; P.: *Recycling construction demolition waste in the world and in Vietnam*, The International Conference on the Built Environment for Now and the Future, Ha Noi, 26.-27.03.2013. 2013
- [21] SCHNEIDER, P. ; LÄMMEL, A. ; SCHMITT, A. ; NGUYEN, P. N. ; HUNG, L.A.: *Current and Future Solid Waste Management System in Northern Vietnam with focus on Ha Noi: Climate Change Effects and Landfill Management*, Journal of Material Cycles and Waste Management, DOI 10.1007/s10163-016-0551-7. 2016
- [22] GERTH, A. ; HEBNER, A. ; KOPIELSKI, K. ; SCHNEIDER, P.: *Nachnutzung des Deponiestandortes Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam*, Beitrag zum 12. Deponieworkshop Liberec-Zittau. 2016
- [23] MÜLLER, M. ; SCHOENHERR, J.I. ; AL-AKEL, S. ; REUTER, E.: *Nutzung von Böden und technischen Bodensubstraten in Deponieoberflächensicherungsmaßnahmen*, in: Vorträge der 2. Fachtagung Geotechnik, Schriftenreihe Geotechnik der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, S. 165 – 185, ISSN 1867-5883. 2005

**Aplikovaná informatika a měřicí
technika**

**Angewandte Informatik und
Umwelt-Messtechnik**

Hydrologie zajištění povrchu v Sasku a změny klimatu

Der Wasserhaushalt von Oberflächensicherungen Sachsens im Klimawandel

Volkmar Dunger¹, Mario Müller², Christian Winter¹, Josefin Winter¹

Abstrakt

Pokračování trendu klimatických změn v minulosti se bude v rozsáhlých částech Saska vyznačovat snížením ročních srážek a zvýšením roční teploty. Pro rekultivační, případně hydrologické vrstvy skládek, jejichž hlavní funkcí je vytvářet příznivé podmínky pro porost za účelem zvýšení výparu za pomoci rostlin a tím snížení množství průsaku, tedy lze v důsledku toho očekávat zhoršení účinnosti jako ochrany.

Za pomoci modelů hydrologie skládek HELP 3.95D a BOWAHALD byly zkoumány hydrologické vlastnosti zajištění povrchů na lokalitách Gröditz, Perno (Pirna) a Oederan, reprezentující různá typická přírodní a klimatická území Saska a to za různých rámcových podmínek z hlediska morfologie a porostu. Porovnávány byly výsledky tří časových období: za minulost (referenční období DWD (německá meteorologická služba) 1981 - 2010), pro blízkou budoucnost 2021 - 2050 a pro vzdálenou budoucnost 2071 - 2100. Pro modelové výpočty byla použita prognostická data globálního klimatického modelu ECHAM5 Ústavu Maxe Plancka v Hamburku, která byla upravena pro období 1961 až 2100 pro menší území za pomoci regionálního klimatického modelu WETTREG2010. Základem je emisní scénář A1B.

Pro tato tři období byly sledovány hydrologické bilance, četnost vyschnutí rekultivační, případně hydrologické vrstvy, které lze považovat za ukazatel stresu v důsledku nedostatku vody a které mají rozhodující vliv na vývoj porostu a vytváření povrchového i drenážního odtoku. Výsledky modelů ukazují pro budoucí klimatické podmínky velký rozsah dramatického zhoršení hydrologické situace mimo jiné v důsledku silného nárůstu četnosti stresu z nedostatku vody, především na jižně exponovaných polohách, ohrožených vysycháním. Hydrologická situace se přitom nejprve téměř nezmění (období blízké budoucnosti 2021 - 2050 v porovnání 1981 - 2010). Oproti tomu lze pro období vzdálené budoucnosti (2071 - 2100) očekávat dramatické změny.

Modelové výpočty jasně ukazují, že porost, především tehdy, pokud se jedná o křoviny nebo stromy, musí být z hlediska druhů rostlin uzpůsoben sušším klimatickým podmínkám, tzn. ve zvýšené míře by jako porost skládek měly být vybírány rostliny, rezistentní vůči suchu. Stejně tak by proti vyššímu vysychání rekultivačních, případně hydrologických vrstev mohla v budoucnu pomoci větší mocnost jednotlivých vrstev.

¹TU Bergakademie Freiberg, Institut für Geologie, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg; dungerv@geo.tu-freiberg.de

²DBI-EWI GmbH, Halsbrücker Straße 34, D-09599 Freiberg; m.mueller@dbi-ewi.de

Kurzfassung

In Fortführung der Trends der Vergangenheit wird der zukünftig zu erwartende Klimawandel für weite Gebiete Sachsens durch eine Verringerung des Jahresniederschlags und durch eine Erhöhung der Jahrestemperatur gekennzeichnet sein. Für Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten von Deponien, die als eine der Hauptfunktion dem Bewuchs gute Bedingungen bieten sollen, um die Verdunstung durch Pflanzen zu erhöhen und damit die Menge an Sickerwasser zu reduzieren, ist folgerichtig eine Verschlechterung der Schutzwirkung zu erwarten.

Mit Hilfe der Deponiewasserhaushaltsmodelle HELP 3.95D und BOWAHALD ist das wasserhaushaltliche Verhalten von Oberflächensicherungen für die Standorte Gröditz, Pirna und Oederan, die unterschiedliche typische Natur- und Klimaräume Sachsens repräsentieren, für verschiedene Randbedingungen hinsichtlich Morphologie und Bewuchs untersucht worden. Gegenüber gestellt werden die Ergebnisse für drei Zeitscheiben: für die Vergangenheit (DWD-Referenzperiode 1981-2010), für den zukunftsnahe Zeitraum 2021 – 2050 sowie für den zukunftsfernen Zeitraum 2071 – 2100. Für die Modellrechnungen genutzt wurden Prognosedaten des globalen Klimamodells ECHAM5 des Max-Planck-Instituts Hamburg, die unter Zuhilfenahme des regionalen Klimamodells WETTREG2010 für den Zeitraum 1961 bis 2100 auf kleinere Gebiete herunterkaliert worden ist. Grundlage ist das Emissionsszenario A1B, das als ein moderates Szenario angesehen werden kann.

Für die drei Zeitscheiben betrachtet werden die Wasserhaushaltsbilanzen sowie die Austrocknungshäufigkeiten der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht, die ein Anzeiger für Trockenstress angesehen werden können und folglich maßgeblichen Einfluss auf die Bewuchsentwicklung haben. Die Ergebnisse der Modellierungen zeigen im großen Ausmaß eine drastische Verschlechterung der wasserhaushaltlichen Situation u. a. durch einen starken Anstieg der Häufigkeit des Trockenstresses für zukünftige Klimaverhältnisse, selbst für nur durchschnittlich austrocknungsgefährdete Westböschungen. Dabei ändert sich die wasserhaushaltliche Situation zunächst kaum (zukunftsnahe Zeitraum 2021 – 2050 vs. 1981 – 2010). Dagegen sind für den zukunftsfernen Zeitraum (2071 – 2100) drastische Veränderungen zu erwarten.

Die Modellrechnungen machen deutlich, dass der Bewuchs, insbesondere dann, wenn es sich um Büsche oder Bäume handelt, hinsichtlich der Pflanzenarten an die trockener werdenden Klimabedingungen angepasst sein muss, d. h. es sollten in zunehmendem Maße trockenstressresistente Pflanzen als Deponiebewuchs gewählt werden. Auch durch größere Schichtmächtigkeiten könnte in Zukunft einer verstärkten Austrocknung von Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschichten entgegen gewirkt werden.

1 Der Klimawandel in Sachsen

Die Existenz eines vorrangig anthropogen hervorgerufenen Klimawandels wird von den meisten Klimaforschern seit dem dritten IPCC-Bericht [1] anerkannt. Hiernach werden sich die bereits im vergangenen Jahrhundert beobachteten klimatischen Veränderungen in Zukunft verstärken. Global ist bis 2100 eine Erwärmung zwischen 1,5 °C und etwa 4 °C prognostiziert [2]. Die großen Prognoseunsicherheiten ergeben sich vor allem aus den Unsicherheiten bezüglich der zukünftigen Treibhausgasemissionen und aus den Unsicherheiten, die beim Herunterskalieren der globalen Klimamodelle auf kleine regionale Einheiten, wie z. B. Deponien vorhanden sind [3]. In Bezug auf die Treibhausgasemissionen geht man gegenwärtig von vier Szenarien aus [1]:

- Szenario A1: global-ökonomisch orientiert
- Szenario A2: regional-ökonomisch orientiert
- Szenario B1: global-ökologisch orientiert
- Szenario B2: regional-ökologisch orientiert

Aus dem Verschnitt der o. g. Szenarien ergeben sich neue Szenarien. Derzeit werden zwei Szenarien favorisiert: das Szenario A2 als pessimistisches, d. h. den Klimawandel deutlich beschleunigendes Szenario und das Szenario A1B, das ein eher moderates Szenario darstellt.

Für Sachsen kann in Bezug auf den Niederschlag für Sachsen von abnehmenden Niederschlägen insbesondere im Frühling und Sommer bei einer gleichzeitigen Häufung von extremen Ereignissen (insbesondere lokalen sommerlichen Starkniederschlägen) ausgegangen werden [4], [5]. Damit setzt sich der bereits seit den 1950-er Jahren insbesondere in Nord- und Ost-sachsen beobachtete Trend zu geringeren Niederschlägen fort.

2 Mögliche Auswirkungen klimatischer Veränderungen auf Oberflächensicherungen von Deponien

Die Auswirkungen auf den Wasserhaushalt können sich in recht vielfältiger Art und Weise gestalten (s. u. a. [6], [7], [8] und [9]). In Bezug auf das wasserhaushaltliche Verhalten von Deponie-Oberflächensicherungen sind folgende Auswirkungen relevant:

- geringere Wasserzwischenspeicherung in Form von Schnee,
- Veränderungen bezüglich der schnellen Abflusskomponenten Oberflächenabfluss und Drainwasserabfluss,
- Zunahme der potenziellen (entsprechend der atmosphärischen Bedingungen maximalen) Verdunstung und folglich eine Abnahme der Bodenfeuchte vor allem im hydrologischen Sommerhalbjahr sowie
- Rückgang der Sickerwassermengen.

Insbesondere für Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschichten, die im Zusammenspiel mit dem Bewuchs den Wasserhaushalt einer Oberflächensicherung im Hinblick auf die Oberflächenabflussbildung, die Verdunstung und die Sickerwasserzutrittsmengen zu unterhalb liegenden Schichten maßgeblich beeinflussen, muss unter dem Blickwinkel des Klimawandels die Frage erlaubt sein, ob diese ihre Funktionen auf lange Sicht erfüllen können.

Als wichtige Funktionen, die vor allem den Schutz der darunterliegenden Systemkomponenten (i. d. R. Entwässerungskomponente(n) und Dichtungskomponente(n)) betreffen, sind vor allem zu nennen: die weitestgehende Vermeidung einer Durchwurzelung der Entwässerungsschicht, der Schutz der Abdichtungskomponenten vor Durchwurzelung, vor Frosteinwirkung

und vor Austrocknung sowie die Vermeidung der hydraulischen Überlastung von Kapillarsperren [10], [11], [12], [13] und [14].

Der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht kommt folglich eine besondere wasserhaushaltliche Bedeutung zu. Um insbesondere die Austrocknungsgefährdung darunter liegender Schichten möglichst gering zu halten, gibt es eine Vielzahl möglicher Maßnahmen [15]:

- ausreichende Dimensionierung der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht, so dass diese in den unteren Schichten ganzjährig hohe Wassergehalte aufweist und der Bewuchs in Trockenperioden nicht in Stress gerät,
- damit im Zusammenhang stehend hinsichtlich ausreichend hoher nutzbarer Feldkapazitäten und Luftkapazitäten der zum Aufbau der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht genutzten Substrate sowie
- Realisierung eines an die Standortverhältnisse und die Mächtigkeit der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht angepassten Bewuchses.

Die genannten Eigenschaften der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht sollen über lange Zeiträume (i. d. R. mehrere Jahrzehnte, ggf. ein Jahrhundert lang) erhalten bleiben. Gegenwärtige Planungen sollten diesen Gesichtspunkt berücksichtigen. Zur Quantifizierung des Austrocknungsverhaltens der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht stehen dabei Deponiewasserhaushaltsmodelle wie z. B. HELP [16], [17] und [18] bzw. BOWAHALD [19] und [20] zur Verfügung.

Die Modellierung der Bodenfeuchteentwicklung in der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht während sommerlicher Trockenperioden gestattet dabei eine Abschätzung, in wie weit die Vegetation in Stresssituationen gelangt und wie groß damit die Gefahr ist, dass die Pflanzenwurzeln auf der Suche nach Wasser die Wasservorräte unterhalb gelegener Schichten erschließen.

Will man Trockenstresssituationen charakterisieren und quantifizieren, so sollte man zunächst einmal Grenzwerte festlegen. Nach [21] können Bodenfeuchtwerte über 30 % nFK als ausreichend für eine gute Bewuchsentwicklung angesehen werden (Abbildung 1). Trockenstress spielt bei Bodenfeuchtwerten unterhalb von 30 % nFK eine zunehmende Rolle. Bei Wassergehalten unter 10 % nFK kann von akutem Trockenstress ausgegangen werden. Solch geringe Bodenfeuchtwerte sollten vor allem für höheren Bewuchs (Bäume, Sträucher) nicht oder nur äußerst selten auftreten.

Methodisch kann folglich so vorgegangen werden, dass die für die Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht modellierten Häufigkeiten des Unterschreitens kritischer und sehr kritischer Bodenfeuchtwerte statistisch analysiert werden. Die Häufigkeitsstatistik stellt eine wichtige Grundlage für die Bewertung der Austrocknungssituation dar und ist neben der Windwurfgefährdung ein wesentliches Kriterium, um Empfehlungen bezüglich eines auf lange Sicht optimalen Bewuchses zu geben.

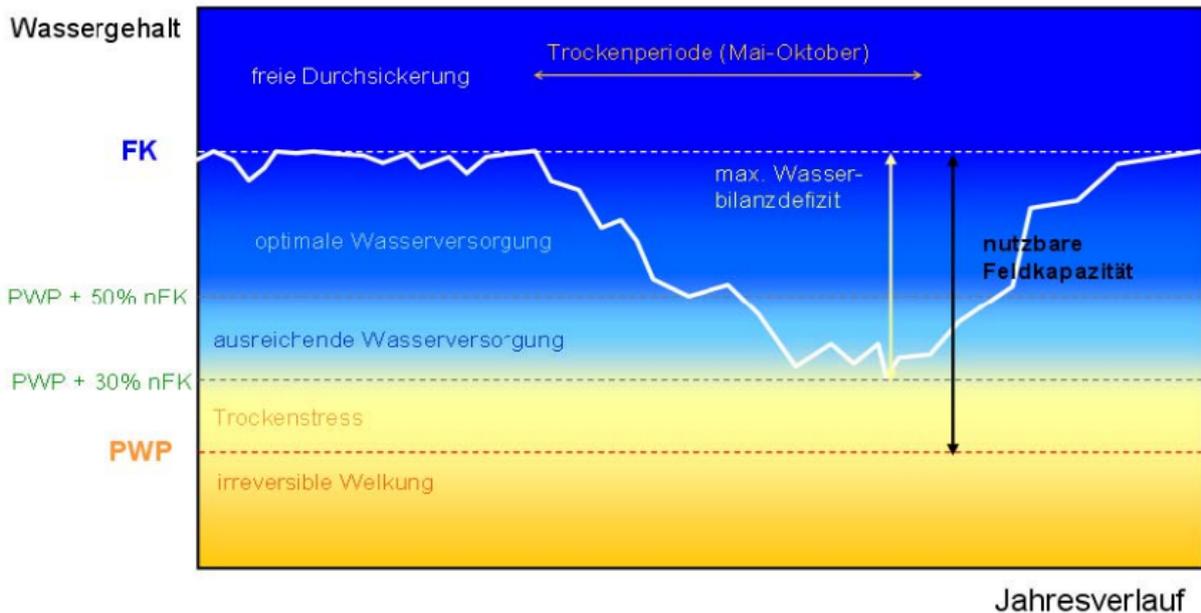


Abbildung 1: Grad der Wasserversorgung mit Bezug zum Pflanzenwachstum (aus [21])

Im Zuge des Klimawandels steht zu befürchten, dass der Bewuchs häufiger und in stärkerem Maße in Trockenstresssituationen gelangt und sich damit auch die Gefahren bezüglich der Austrocknung und Durchwurzelung von Entwässerungs- bzw. mineralischen Dichtungskomponenten erhöhen. Damit würden auch die Werte der auf Basis der aktuellen Klimadaten berechneten Wasserhaushaltsgrößen, vor allem die Restdurchsickerungsmengen, aber auch Oberflächenabflüsse und realen Verdunstungen nicht stimmen.

3 Auswahl und Charakteristik der Untersuchungsstandorte

Die Ergebnisse der Modellrechnungen sollten möglichst unterschiedliche Naturräume Sachsens, die sich auch aus klimatisch voneinander unterscheiden, abdecken. Ferner sollten die Naturräume durch eine weite Verbreitung charakterisiert sein. Aus diesem Grund wurden die folgenden drei Naturräume ausgewählt, für die jeweils eine Klimastation des Deutschen Wetterdienstes DWD als repräsentativ angesehen wird:

- Elbe-Mulde-Tiefland (typisch für Nordsachsen an der Grenze zu Brandenburg): Station Gröditz (93 m ü. NN),
- Elbtal und Sächsisches Hügelland: Station Pirna östlich von Dresden (123 m ü. NN) und
- Erzgebirgsvorland: Station Oederan zwischen Freiberg und Chemnitz (383 m ü. NN).

Recht ähnliche Klimaräume finden sich auch in Tschechien. Diese können insgesamt gesehen auch für Tschechien als weit verbreitet angesehen werden.

Für die Untersuchungen nicht von Bedeutung war, ob es an den genannten drei Orten tatsächlich Deponien gibt oder nicht.

In der Tabelle 1 sind für die untersuchten Standorte weitere Kennzeichen, die als relevant für das wasserhaushaltliche Verhalten angesehen werden können, aufgeführt.

Tabelle 1: Klimatisch relevante Eigenschaften der betrachteten Standorte

	Gröditz	Pirna	Oederan
Jahresmitteltemperatur [°C]:			
1981 – 2010 (Klimamodell, validierter Messzeitraum)	9,0	9,2	9,3
2021 – 2040 (Klimamodell, zukunftsnaher Zeitraum)	10,2	10,5	9,5
2071 – 2100 (Klimamodell, zukunftsferner Zeitraum)	12,2	12,6	11,7
Langjährig mittlerer Niederschlag (unkorrigiert) [mm]:			
1981 – 2010 (Klimamodell, validierter Messzeitraum)	560	620	826
2021 – 2040 (Klimamodell, zukunftsnaher Zeitraum)	568	633	831
2071 – 2100 (Klimamodell, zukunftsferner Zeitraum)	521	580	744
Klimatische Wasserbilanz [mm]			
1961 – 1990 (Berechnung auf Basis der BOWAHALD-Modellierung)	- 93	- 39	+185
2021 – 2040 (Berechnung auf Basis der BOWAHALD-Modellierung)	-127	- 80	+126
2071 – 2100 (Berechnung auf Basis der BOWAHALD-Modellierung)	-277	-260	- 79

Die in der Tabelle 1 angegebenen Werte machen deutlich, dass infolge der tendenziell zunehmenden Temperaturen und der besonders zum Ende des Jahrhunderts zum Teil merklich abnehmenden Niederschläge zu befürchten ist, dass es zu deutlichen Veränderungen in Bezug auf die klimatische Situation (ausgedrückt durch die klimatische Wasserbilanz) kommt. Für Naturräume, die heute bereits eine negative klimatische Wasserbilanz (Differenz aus Niederschlag und potenzieller Verdunstung) aufweisen, wird sich die Situation noch weiter verschlechtern. Selbst für das Erzgebirgsvorland mit einer derzeit noch deutlich positiven klimatischen Wasserbilanz ist damit zu rechnen, dass diese bis Ende des Jahrhunderts negativ wird.

In Bezug auf die Gestaltung des Bewuchses wurden drei Varianten betrachtet:

- Gras-/Krautbewuchs,
- primärer Strauchbewuchs mit sekundärem Grasbewuchs und
- primärer Baumbewuchs (voll ausgebildete Nadelbäume) mit sekundärem Grasbewuchs.

Hinsichtlich des Deponiekörpers wurde ein Idealkörper angenommen, der sich durch eine allseitig 50 m lange Böschung (Neigung 1:3) und durch eine ebenfalls 50 m lange, 5 % geneigte Plateaufläche auszeichnet. Der Schichtenaufbau soll den Mindestanforderungen einer Oberflächenabdichtung entsprechend Deponieklasse I [10] genügen (Schichten von oben nach unten):

- 1,0 m Rekultivierungsschicht (in Kombination mit dem Gras-/Krautbewuchs) bzw. mindestens 1,5 m Wasserhaushaltsschicht (d. h. 1,5 m für den Fall des Buschbewuchses bzw. 2,5 m für den Fall der Nadelbäume), davon 0,3 m humoser Oberboden
- 0,3 m Drainschicht und
- 0,5 m mineralische Dichtschicht.

Die Wasserspeicherparameter der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaushaltsschicht wurden entsprechend Mindestanforderungen nach Deponieverordnung [10], GDA-Empfehlungen [11] und [12] bzw. Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards [13] und [14] festgelegt.

Als meteorologische Daten dienten standortbezogene Daten des Klimamodells WETTREG2010 [22], die für den Zeitraum 1961 – 2100 als Tageswerte vorliegen. Zugrunde liegt das vergleichsweise moderate Emissionsszenario A1B. Alle Daten wurden dankenswerter Weise von LfULG Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie zur Verfügung gestellt. Aus der Gesamtreihe sind drei Zeiträume extrahiert worden:

- Zeitraum der unmittelbaren Vergangenheit: 1981 – 2010 (entspricht der 30-jährigen Referenzreihe des DWD),
- zukunftsnaher Zeitraum: 2021 – 2050 sowie
- zukunftsferner Zeitraum: 2071 – 2100.

4 Modellergebnisse

Zunächst werden die klimatisch bedingten Veränderungen der langjährigen Mittelwerte für die wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen betrachtet. Die entsprechenden Ergebnisse, die mit den beiden verwendeten Modellen erhalten wurden, sind in den nachfolgenden Tabellen 2 (BOWAHALD-Ergebnisse) und 3 (HELP-Ergebnisse) enthalten. Exemplarisch werden die Werte für eine mit 1:3 geneigte Westböschung aufgeführt.

Tabelle 2: Prozentuale Veränderungen der langjährig mittleren Jahresbilanzen der Zeitreihen 2021 – 2050 bzw. 2071 – 2100 verglichen mit der Reihe 1981 – 2010 für die betrachteten Standorte (BOWAHALD-Ergebnisse)

Standort Gröditz (Elbe-Mulde-Tiefland)					
Zeitraum	Niederschlag (korrigiert) P [mm/a]	Reale Verdunstung ETR [mm/a]	Oberflächenabfluss RO [mm/a]	Drainabfluss RH [mm/a]	Restdurchsickerung RU [mm/a]
2021 - 2050 vs. 1981 - 2010	+0	+6 +3	-16 -23	-22 -71	-17 -50
2071 - 2100 vs. 1981 - 2010	-6	+2 -4	-48 -46	-43 -100	-25 -100
Standort Pirna (Elbtal und Sächsisches Hügelland)					
Zeitraum	Niederschlag (korrigiert) P [mm/a]	Reale Verdunstung ETR [mm/a]	Oberflächenabfluss RO [mm/a]	Drainabfluss RH [mm/a]	Restdurchsickerung RU [mm/a]
2021 - 2050 vs. 1981 - 2010	+2	+8 +5	+0 +0	-24 -55	-25 -67
2071 - 2100 vs. 1981 - 2010	-6	+4 -0	-55 -57	-45 -100	-25 -100
Standort Oederan (Erzgebirgsvorland)					
Zeitraum	Niederschlag (korrigiert) P [mm/a]	Reale Verdunstung ETR [mm/a]	Oberflächenabfluss RO [mm/a]	Drainabfluss RH [mm/a]	Restdurchsickerung RU [mm/a]
2021 - 2050 vs. 1981 - 2010	+0	+8 +8	-0 +10	-15 -27	-9 -22
2071 - 2100 vs. 1981 - 2010	-9	+8 +13	-46 -65	-41 -78	-22 -78

grün: Rekultivierungsschicht mit Gras-/Krautbewuchs

braun: Wasserhaushaltsschicht mit Baumbewuchs (volle Bewuchsentwicklung)

Tabelle 3: Prozentuale Veränderungen der langjährig mittleren Jahresbilanzen der Zeitreihen 2021 – 2050 bzw. 2071 – 2100 verglichen mit der Reihe 1981 – 2010 für die betrachteten Standorte (HELP-Ergebnisse)

Standort Gröditz (Elbe-Mulde-Tiefland)						
Zeitraum	Niederschlag (unkorrigiert) P [mm/a]	Reale Verdunstung ETR [mm/a]	Oberflächen- abfluss RO [mm/a]	Drainab- fluss RH [mm/a]	Restdurchsick- erung RU [mm/a]	
2021 - 2050 vs. 1981 - 2010	+1	+7 +2	-60 -67	-32 -0	-14 -0	
2071 - 2100 vs. 1981 - 2010	-7	+2 -7	-100 -100	-61 -100	-41 -100	
Standort Pirna (Elbtal und Sächsisches Hügelland)						
Zeitraum	Niederschlag (unkorrigiert) P [mm/a]	Reale Verdunstung ETR [mm/a]	Oberflächen- abfluss RO [mm/a]	Drainab- fluss RH [mm/a]	Restdurchsick- erung RU [mm/a]	
2021 - 2050 vs. 1981 - 2010	+2	+6 +4	-75 -80	-30 -83	-16 -75	
2071 - 2100 vs. 1981 - 2010	-6	+1 -4	-100 -100	-61 -100	-45 -100	
Standort Oederan (Erzgebirgsvorland)						
Zeitraum	Niederschlag (unkorrigiert) P [mm/a]	Reale Verdunstung ETR [mm/a]	Oberflächen- abfluss RO [mm/a]	Drainab- fluss RH [mm/a]	Restdurchsick- erung RU [mm/a]	
2021 - 2050 vs. 1981 - 2010	+1	+8 +10	-50 -44	-19 -67	-3 -20	
2071 - 2100 vs. 1981 - 2010	-10	+6 +12	-93 -100	-49 -92	-28 -84	

grün: Rekultivierungsschicht mit Gras-/Krautbewuchs

braun: Wasserhaushaltsschicht mit Baumbewuchs (volle Bewuchsentwicklung)

Zunächst einmal ist festzustellen, dass die generellen Tendenzen bezüglich der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen von beiden Modellen recht ähnlich wiedergegeben werden. Bei dieser Aussage ist in Rechnung zu stellen, dass die Zuwächse bzw. Rückgänge hinsichtlich der Zahlenwerte durchaus hohe Unterschiede aufweisen können. Dies betrifft vor allem die Abflussmengen (Oberflächenabflüsse, Drainwassermengen und Restdurchsickerungen) und ist dem Umstand geschuldet, dass die Absolutwerte für diese Größen zum Teil nur wenige mm/a (oder gar 0 mm/a) betragen und folglich Änderungen im Bereich weniger mm/a hohe prozentuale Änderungen bewirken.

Die Wasserhaushaltsgrößen, die durch beide Modelle erzeugt werden, zeigen hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs folgende klimatisch bedingte Tendenzen:

- Für weite Teile von Sachsen verändern sich die Bilanzen zunächst nur wenig. Diese Aussage betrifft den zukunftsnahe Zeitraum 2021 – 2050 im Vergleich zum Zeitraum 1981 – 2010. Deutlich größere Veränderungen ergeben sich für den zukunftsfernen Zeitraum (2071 – 2100). Verursacht wird dies dadurch, dass die Änderungen bezüglich der maßgebenden Größen Niederschlag (vgl. Tabellen 1 bis 3) und potenzielle Verdunstung (in den Tabellen 1 – 3 nicht enthalten, indirekt ableitbar aus der klimatischen Wasserbilanz, vgl. Tabelle 1) zunächst moderat ausfallen und sich erst gegen Ende des Jahrhunderts deutlich verändern.
- Die Niederschläge sind zunächst, d. h. für den zukunftsnahe Zeitraum, gegenüber den heutigen Werten weitgehend unverändert. Eine Tendenz einer leichten Zunahme ist mit Sicherheit nicht signifikant. Zum Ende des Jahrhunderts wird seitens des Klimamodells eine spürbare Abnahme der Niederschläge prognostiziert. Diese Abnahme ist vor allem für den Bereich des Erzgebirgsvorlandes markant. Die geringen Unterschiede der prozentualen Veränderungen bezüglich der Niederschläge zwischen den beiden Modellen

trotz Verwendung übereinstimmender Datenreihen ergibt sich im Übrigen aus dem Umstand, dass HELP für unkorrigierte Niederschlagswerte validiert ist, BOWAHALD dagegen für messfehlerkorrigierte Werte. Zur Messfehlerkorrektur wird im Modell BOWAHALD das Verfahren nach Richter (Richter, 1995) verwendet. Die Korrekturfaktoren sind dabei u. a. abhängig von der Temperatur (Art des Niederschlages: Schnee, Regen) und von der Windgeschwindigkeit. Je nach meteorologischen Randbedingungen ergeben sich folglich unterschiedliche Korrekturfaktoren.

- Bezüglich der realen Verdunstung berechnen beide Modelle für den zukunftsnahe Zeitraum für den Gras-/Krautbewuchs eine Zunahme der Verdunstung an allen Standorten. Die Zuwächse fallen für den zukunftsfernen Zeitraum geringer aus. Dies hängt eng mit dem Zusammenspiel von Wasser- und Energiedargebot (repräsentiert durch Niederschlag und potenzielle Verdunstung) zusammen. Für den zukunftsnahe Zeitraum ist noch genügend Bodenwasser (trotz zum Teil negativer klimatischer Wasserbilanz) vorhanden, das seitens des Grasbewuchses in die reale Verdunstung umgesetzt wird. Zum Ende des Jahrhunderts werden die Bodenwasservorräte jedoch zunehmend knapper, was zu einer Verdunstungslimitierung führt. Dies ist auch der Grund dafür, dass der Verdunstungszuwachs für den vergleichsweise feuchten Standort Oederan (Erzgebirgsvorland) auch für das Ende des Jahrhunderts immer noch hoch ist.
- Für den Baumbewuchs, der prinzipiell, so genügend Bodenwasser zur Verfügung steht, zu wesentlich höheren Verdunstungsleistungen fähig ist, gestalten sich die Verhältnisse für die trockeneren Standorte Gröditz (Elbe-Mulde-Tiefland) und Pirna (Elbtal und Sächsisches Hügelland) anders. Hier bewirken die klimagetriebenen Veränderungen hinsichtlich der Verknappung der Bodenwasservorräte schon zur Mitte des Jahrhunderts einen tendenziellen Rückgang der realen Verdunstung.
- Bezüglich der gebildeten Abflüsse werden fast ausschließlich tendenzielle Rückgänge modelliert. Teilweise kommt die Abflussbildung ganz zum Erliegen. Diese Aussage ist jedoch insofern mit Vorsicht zu genießen, weil bei allen Modellrechnungen davon ausgegangen worden ist, dass die Oberflächenabdichtung langfristig ihre Dichtfunktion erfüllen kann und es nicht zu Schädigungen der mineralischen Dichtschicht infolge von Austrocknungsprozessen kommt, in deren Folge ein verstärktes Durchsickern der Dichtschicht stattfindet.

Im Folgenden werden die Ergebnisse zur Austrocknungsproblematik vorgestellt. Methodisch ist entsprechend Abschnitt 2 vorgegangen worden, in dem die Häufigkeiten des Unterschreitens kritischer Bodenfeuchtegehalte innerhalb der Rekultivierungs- bzw. Wasserhaltungsschicht als Maß bezüglich einer Gefährdung unterhalb liegender Schichten herangezogen worden ist. Im Rahmen dieses Beitrages werden ausschließlich die mittels des Modells BOWAHALD gewonnenen Ergebnisse vorgestellt. In der Tabelle 4 sind die Modellergebnisse für die Westböschung aufgeführt. Wegen seiner Brisanz bezüglich möglicher Gefährdungen von unterhalb liegenden Schichten sind die Werte für den Unterboden unterhalb des humosen Oberbodens aufgelistet.

Tabelle 4: Häufigkeiten des Unterschreitens kritischer bzw. sehr kritischer Bodenfeuchtwerte im Unterboden beispielhaft für eine Westböschung in deren zeitlichen Entwicklung von 1981 bis 2100

Standort Gröditz (Elbe-Mulde-Tiefland)				
Zeitraum	Unterschreitungshäufigkeit eines kritischen Bodenfeuchtegehalts [%]		Unterschreitungshäufigkeit eines sehr kritischen Bodenfeuchtegehalts [%]	
1981 – 2010	0,0	4,4	0,0	0,0
2021 – 2050	0,0	7,1	0,0	0,0
2071 – 2100	0,0	33,4	0,0	5,3
Standort Pirna (Elbtal und Sächsisches Hügelland)				
Zeitraum	Unterschreitungshäufigkeit eines kritischen Bodenfeuchtegehalts [%]		Unterschreitungshäufigkeit eines sehr kritischen Bodenfeuchtegehalts [%]	
1981 – 2010	0,0	1,3	0,0	0,0
2021 – 2050	0,0	1,7	0,0	0,0
2071 – 2100	0,0	29,1	0,0	2,8
Standort Oederan (Erzgebirgsvorland)				
Zeitraum	Unterschreitungshäufigkeit eines kritischen Bodenfeuchtegehalts [%]		Unterschreitungshäufigkeit eines sehr kritischen Bodenfeuchtegehalts [%]	
1981 – 2010	0,0	0,0	0,0	0,0
2021 – 2050	0,0	0,0	0,0	0,0
2071 – 2100	0,0	4,7	0,0	0,0

grün: Rekultivierungsschicht mit Gras-/Krautbewuchs

braun: Wasserhaushaltsschicht mit Baumbewuchs (volle Bewuchsentwicklung)

Zunächst einmal kann festgehalten werden, dass für den Gras-/Krautbewuchs keine kritischen Austrocknungsbeträge für den Unterboden modelliert werden. Dies hängt vordergründig mit der Modellparametrisierung zusammen. Das Modell ist derart parametrisiert worden, als dass angenommen worden ist, dass die Masse der Graswurzeln im Oberboden zu finden sind und nur einige wenige Kräuter tiefer wurzeln. Zudem verdunsten Gräser weniger Wasser als höhere Bewuchsarten, wodurch der Rekultivierungsschicht weniger Wasser entzogen wird. Das Modellergebnis stützt die These, dass Grasbewuchs relativ problemlos mit den Folgen des Klimawandels zurechtkommen dürfte.

Etwas anders gestaltet sich die Situation für den Baumbewuchs. Für diesen ist vor allem für die niederschlagsärmeren Standorte Gröditz und Pirna damit zu rechnen, dass Trockenstresphasen in Zukunft und da wiederum gegen Ende dieses Jahrhunderts häufiger auftreten und sich die Austrocknungsbeträge erhöhen. Selbst sehr kritische Bodenfeuchtezustände nahe am permanenten Welkepunkt, die praktisch das Aus für höhere Bewuchsarten (hier: Nadelbäume) bedeuten, sind dann nicht auszuschließen. Und: im vorliegenden Fall ist eine Westböschung und keine Südböschung betrachtet worden. Außerdem wurden Werte des vergleichsweise moderaten Emissionsszenarios A1B verwendet und nicht des Extremszenarios A2.

Dies ist für die Begrünung von Deponien mit Bäumen insbesondere deshalb von Bedeutung, weil ein voll ausgebildeter Baumbewuchs viele Jahrzehnte Entwicklungszeit braucht. Planungen von heute, bei denen höherer Bewuchs (Bäume, aber auch Büsche) vorgesehen ist, sollten diesem Umstand Rechnung tragen und folglich quantitative Betrachtungen zu den Auswirkungen des Klimawandels einschließen.

Literaturverzeichnis

- [1] IPCC: *Climate Change 2001. The IPCC Third Assessment Report. Volumes I (Science), II (Impacts and Adaptation) and III (Mitigation Strategies)*. Cambridge University Press, Cambridge and New York. 2001
- [2] IPCC: *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013
- [3] KLIWA KLIMAVERÄNDERUNG UND WASSERWIRTSCHAFT: *Regionale Klimaszenarien für Süddeutschland. Abschätzung auf den Wasserhaushalt. KLIWA-Berichte, Heft 9, ISBN 3-88251-305-5*. 2006
- [4] BERNHOFER, C. ; FRANKE, J. ; FISCHER, S. ; KIRSTEN, P. L.and K. L.and Körner ; KOSTROWSKI, D. ; PRASSE, H. ; SCHALLER, A. ; DONIX, T.: *Analyse der Klimaentwicklung in Sachsen. Schriftenreihe des LfULG Sachsen, Heft 3/2015*. 2015
- [5] HÄNSEL, S.: *Changes in Saxon Precipitation Characteristics: Trends of Extreme Precipitation and Drought*. Cuvillier Verlag Göttingen. 2009
- [6] LAHMER, W.: *Hydrologische Auswirkungen sich ändernder Klimabedingungen im Land Brandenburg. – GWF Wasser-Abwasser 145, Nr. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, ISSN 0016-3651, Juni 2004: S. 400–412*. 2004
- [7] LAHMER, W.: *Klimaänderung – Mögliche Folgen auf hydrologische Prozesse im Land Brandenburg. – UMWELTPanorama, Heft 7, 2005, Berliner Umweltagentur, Berlin, ISSN 1612-5061: S. 5–7*. 2005
- [8] SCHERZER, J. ; WRIEDT, G. ; SAMES, D. ; MÜLLER, M. ; HESSER, F. ; JASPER, K. ; PÖHLER, H.: *KliWEP – Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe - Teil 3: Vorstudie zur Simulation der Stoffflüsse von Stickstoff und Kohlenstoff im Parthe-Einzugsgebiet. Abschlussbericht KliWEP Teil 3 (Vorstudie) für das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Forschungs- und Entwicklungsvorhabens Nr. 13-8802.3529/39*. 2006
- [9] ZEIBISCH, M. ; GROTHMANN, T. ; SCHRÖTER, D. ; HASSE, C. ; FRITSCH, U. ; CRAMER, W.: *Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Forschungsbericht 20141253, UBA-FB 000844*. 2005
- [10] DEPONIEVERORDNUNG, DepV: *Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) vom 27.04.2009. Erlass der Bundesregierung und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*. 2009

- [11] GDA E2-31: *Rekultivierungsschichten. DGGT Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, AK 6.1: Geotechnik der Deponiebauwerke, UG 7: Oberflächenabdichtungssysteme. Im Internet verfügbar unter <http://www.gdaonline.de/downloads.htm> (Stand: Juni 2010). 2010 a*
- [12] GDA E2-32: *Gestaltung des Bewuchses auf Deponien. DGGT Deutsche Gesellschaft für Geotechnik, AK 6.1: Geotechnik der Deponiebauwerke, UG 7: Oberflächenabdichtungssysteme. Im Internet verfügbar unter <http://www.gdaonline.de/downloads.htm> (Stand: Januar 2010). 2010 b*
- [13] LAGA: *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-1 „Rekultivierungsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 13.04.2016. LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik. 2016 a*
- [14] LAGA: *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-2 „Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ vom 13.04.2016. LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik. 2016 a*
- [15] RAMKE, H.-G. ; MELCHIOR, S. ; MAIER-HARTH, U. ; GARTUNG, E. ; WITT, K.-J. ; HEILBROCK, G. ; BOHNE, K.: *Ergebnisse des Status-Workshops Äustrocknungsverhalten von mineralischen Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen“. In: Ramke, H.-G. u.a.: Tagungsband zum Status-Workshop Äustrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen“ vom 31.01. bis 01.02.2002 in Höxter, Höxeraner Berichte zu angewandten Umweltgeowissenschaften. Band 3, S. 9 – 52. 2002*
- [16] BERGER, K.: *Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushaltes von Deponien für deutsche Verhältnisse. Schlussbericht. Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde. Herausgeber: Umweltbundesamt Berlin. 1998*
- [17] BERGER, K. ; SCHROEDER, P.R.: *Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance HELP Modell. Benutzerhandbuch für HELP-D (Version 3.95 D), 6. überarbeitete Auflage. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg. 2013*
- [18] SCHROEDER, P.R. ; DOZIER, T.S. ; ZAPPI, P. A. ; MCENROE, B.M. ; SJOSTROM, J.W. ; PEYTON, R.L.: *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3, EPA/600/R-94/168b, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington D.C. 1994*
- [19] DUNGER, V.: *Dokumentation des Modells BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Deponien/Halden und deren Sicherungssystemen. Nutzerhandbuch, Version 04/2002. 2002*
- [20] DUNGER, V.: *Entwicklung und Anwendung des Modells BOWAHALD zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes oberflächengesicherter Deponien und Halden. Habilitationsschrift, TU Bergakademie Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau. 2006*
- [21] LANUV NRW – LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN, HRSG: *Technische Anforderungen und Empfehlungen für Deponieabdichtungssysteme – Konkretisierungen und Empfehlungen zur Deponieverordnung. LANUV Arbeitsblatt 13, Eigenverlag, Recklinghausen. 2010*
- [22] KREIENKAMP, F. ; SPEKAT, A. ; ENKE, W.: *Ergebnisse eines regionalen Szenarienlaufs für Deutschland mit dem statistischen Modell WETTREG2010. Climate & Environmental Consulting Potsdam GmbH. 2010*

- [23] RICHTER, D.: *Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194 (1995), 93 S. 1995*

Zásady geotechnického a environmentálního monitoringu odkališť

Prinzipien des geotechnischen Monitorings und Umweltmonitorings von Klärteichen

Josef Vojtěch Datel¹

Abstrakt

V úvodu příspěvek stručně shrnuje problematiku ukládaných odpadů na odkalištích. V případě nebezpečných vlastností ukládaných odpadů (toxické kovy, radioaktivní látky) se jedná o trvalou zátěž životního prostředí, k jejíž eliminaci nutno vynakládat značné úsilí spojené se zabezpečením tělesa odkaliště, jeho oddělením od okolního životního prostředí po uzavření odkaliště, bezpečným nakládáním s průsakovými vodami, a prakticky trvalým a finančně náročným monitoringem technického a environmentálního stavu odkaliště. Dále jsou shrnuty aspekty geotechnického monitoringu odkališť (vizuální metody, geodetický monitoring, přesná inklinometrie, měření pórových tlaků, svahových deformací hrází (3D inklinometrie, magnetické metody). Hydrologický monitoring se zaměřuje na množství i kvalitu všech druhů vod v odkališti a v jeho okolí (odtok či čerpání odkalištích vod, průsaková voda vnitřních a vnějších drenáží, náhodné a havarijní průsaky, povrchové a podzemní vody v blízkém okolí odkaliště včetně hodnocení povodňového rizika). V závěru jsou zmíněny další součásti environmentálního monitoringu, aktuální zejména v případě ukládání radioaktivních odpadů, např. z těžby a úpravy uranové rudy (prašnost, monitoring trasy dopravy materiálů, radiologický monitoring životního prostředí a dotčených osob aj.). Problematika je probírána jak za provozu odkaliště, tak se specifiky monitoringu po uzavření a rekultivaci odkaliště.

Kurzfassung

In der Einführung in den Beitrag wird kurz die Problematik der Ablagerung von Abfällen in Klärteichen zusammengefasst. Im Fall von gefährlichen Eigenschaften mancher abgelagerter Abfälle (toxische Metalle, radioaktive Stoffe) handelt es sich um eine anhaltende Umweltbelastung, zu deren Beseitigung aufwendige Bemühungen notwendig sind, die mit der Absicherung des Körpers des Klärteiches, seiner Trennung von der umliegenden Umwelt nach der Stilllegung, einem sicheren Umgang mit dem Sickerwasser und einem praktisch dauerhaften und finanziell aufwendigen Monitoring des technischen sowie environmentalen Zustandes des Klärteiches zusammenhängen. Des Weiteren werden in dem Beitrag Aspekte des geotechnischen Monitorings der Klärteiche zusammengefasst (visuelle Methoden, geodätisches Monitoring, eine genaue Abweichungsmessung, Messung des Porendrucks, der Hangverformung von Staumauern (3D-Abweichungsmessung, magnetische Methoden). Das hydrologische Monitoring zielt auf die Menge und Qualität sämtlicher Gewässer im Klärteich und in seiner Umgebung (Abfluss oder Hebung des Wassers, Sickerwasser der inneren und äußeren Drainage, flüchtige sowie Havariedurchsickerungen, Oberflächen- und Grundwasser in der nahen Umgebung des Klärteiches einschließlich einer Auswertung des Hochwasserrisikos). Im abschließenden Teil werden weitere Bestandteile des Umweltmonitorings erwähnt, die insbesondere im Fall der Ablagerung von radioaktiven Abfällen, zum Beispiel aus dem Abbau und Aufbereitung von Uranerzen (Staubgehalt, Monitoring der Transportstrecke der Materialien, radiologisches Monitoring der Umwelt sowie der betroffenen Personen etc.) wichtig sind. Die Problematik wird für die Betriebszeit des Klärteiches behandelt, es werden auch Besonderheiten nach der Stilllegung und Rekultivierung des Klärteiches angesprochen.

¹ Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Albertov 6, 128 43 Praha 2, jvdatel@gmail.com

1 Úvod

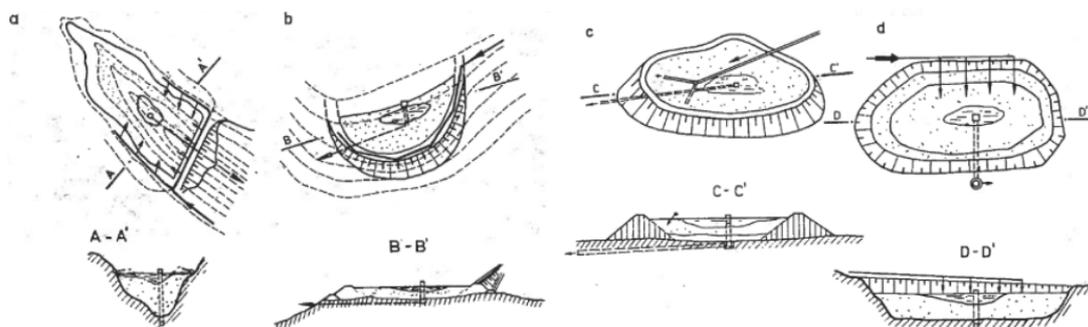
Odkaliště jsou doposud nejčastějším způsobem ukládání různých odpadů, především z těžby a zpracování rud, dále i elektrárenských popílků, a dalších odpadních materiálů podobného typu. Vzhledem k časté vyšší nebezpečnosti odpadů (kvůli obsahům toxických, radioaktivních a dalších nebezpečných látek) jde o dlouhodobou až trvalou environmentální zátěž lokality, kde je odkaliště umístěno. S tím souvisí i požadavky na podrobný a prakticky trvalý monitoring tělesa odkaliště [6].

V dalším textu jsou shrnuty zkušenosti s monitoringem odkališť na příkladu odkališť souvisejících s těžbou a zpracováním uranové rudy [6]. Jedná se o velmi sledované lokality, kde úroveň zabezpečení a monitoringu dosahuje vysoké úrovně. Používané přístupy a metody lze tak vhodně využít i na dalších lokalitách.

2 Druhy odkališť

Při současné úrovni znalostí, je možné shrnout ukládání hlušiny po těžbě a zpracování, následujícím způsobem [2]:

- depozice na povrchu - konstrukce násypu systému, na rovném povrchu nebo na svahu,
- podzemní kontejnment - vrácení materiálu do vyhloubeného prostoru v povrchových či hlubinných dolech,
- další depozice - hluboká jezera, nádrže nebo řeky.



Obrázek 1: Typy odkališť - a) údolí, b) svah, c) plochý terén, d) deprese terénu [6].

2.1 Umístění odkališť na povrchu

Kvůli potenciálnímu omezení rizik kontaminace okolního prostředí jsou nejvýhodnější odkaliště umísťována na povrchu terénu. Obrovské množství odkališť po celém světě se nachází na povrchu nebo nad ním. Typy odkališť ve velké míře závisejí na morfologii terénu vybrané lokality.

Označení odkališť jsou odvozena z jejich konstrukce:

- rovinná odkaliště s násypy kolem celého obvodu,
- údolní odkaliště s jedním nebo více hrázovými systémy,
- svahová odkaliště s hrázemi ve svahu.

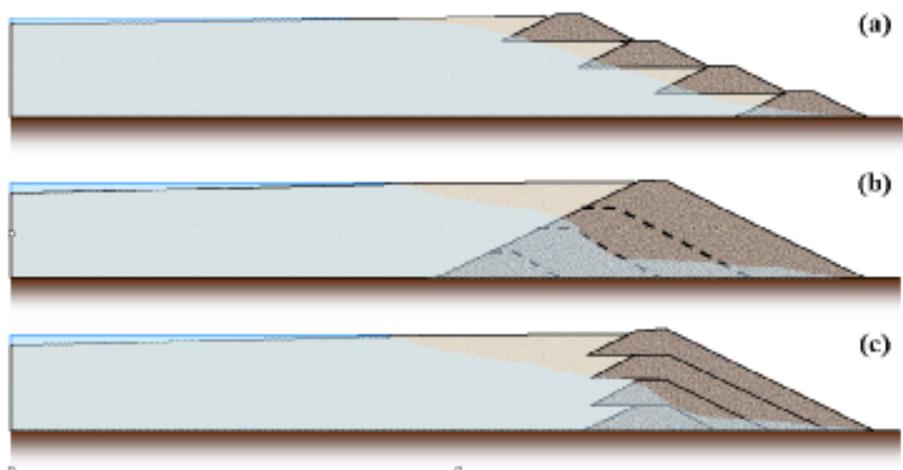
Rovinná odkaliště s násypy kolem celého obvodu jsou konstruována pouze tehdy, pokud žádný jiný typ odkaliště je proveditelný. Je to technicky a stavebně nejméně výhodný typ odkaliště, vyžaduje obrovské množství materiálu na násypové konstrukce. Taková odkaliště mohou mít libovolný tvar - obdélníkový, kruhový, oválný, nepravidelný. Z ekonomických důvodů

a vzhledem k častému nedostatku jiného materiálu, je za tím účelem používán hrubozrnnější odpadový materiál z těžby a zpracování rudy.

Odkaliště na povrchu terénu mají ale nejmenší environmentální rizika – lze je účinně odizolovat od podloží (rovinná dostupná plocha), je možné je optimálně odvodňovat a lze je nejlépe ze všech stran monitorovat a sledovat. Nutným předpokladem tohoto tvrzení je ale skutečnost, že jsou umístěna mimo inundační území a nehrozí zaplavení odkaliště povodňovou vlnou.

Násypy jsou konstruovány buď na plnou definitivní výšku hráze, nebo sestávají z konstrukce zemní hráze s dalšími postupně budovanými vyššími násypy. Tyto vyšší násypy mohou být konstruované několika způsoby:

- zvyšování proti proudu, kde je osa vyvýšené hráze odsazena od osy předchozí hráze směrem ke středu odkaliště; vyšší hráze jsou tak částečně situovány na uloženém materiálu,
- zvyšování hrází po proudu (na vzdušné straně), kde je zvýšená hráz konstruována přidáním materiálu na přední straně spodní hráze; taková hráz je stabilnější a zvětšuje postupně plochu odkaliště, vyžaduje však větší množství konstrukčního materiálu,
- zvyšování hráze v její ose, což omezuje rozšiřování odkaliště na další pozemky.



Obrázek 2: Příčné řezy ukazující různé techniky pro zvýšení hrází odkaliště: a) zvyšování proti proudu, b) zvyšování po proudu, c) zvyšování v ose základní hráze [6].

V případě ukládání radioaktivního materiálu v konstrukci hráze systému, je nutné pokrýt vzdušné strany násypů příslušným izolačním materiálem, aby se minimalizoval únik radonu a také se zajistila dlouhodobá stabilita tělesa násypu. Z příkladů rovinného typu odkališť lze jmenovat např. Ranger a Olympic Dam (Austrálie), Key Lake (Kanada), Homestake, Kerr McGee, nebo Ambrosia Lake (USA).

2.2 Údolní a svahová odkaliště

Údolní odkaliště jsou nejčastěji volený typ odkališť. Jsou konstruovány vybudováním sypané hráze přes vybrané údolí. Konstrukce i zvyšování násypu je shodné s předchozím typem odkaliště. Výhody zahrnují příznivé geologické a hydrogeologické poměry, které minimalizují možné selhání hrázového systému v důsledku přírodních katastrof, jako jsou povodně nebo zemětřesení. Za nevýhodu lze označit vyšší nároky na odvodnění lokality, na zachycení povrchových i podzemních vod drénovaných údolím, zatrubnění a izolace povrchového toku, pokud se v údolí nachází apod. Svahová odkaliště mají podobný charakter, i ta obvykle

využívají morfologické deprese ve svahu (např. boční údolí). Jako příklad tohoto typu odkaliště, je možné zmínit Cluff Lake, Saskatchewan, Kanada, nebo odkaliště DIAMO ve Stráži pod Ralskem (mělké údolí po bývalém rybníku).

2.3 Podpovrchová odkaliště

Tato metoda kontejnmentu zajišťuje dlouhodobé oddělení uložených odpadů od povrchu terénu. Plavený materiál může být uložen do stávajících vytěžených prostor jak v povrchových, tak hlubinných dolech. Výhody podzemního uložení zahrnují minimalizaci potřeby dalších pozemků a omezení možných katastrofických scénářů, protože všechny vstupy do dolu jsou následně uzavřeny. Omezeno je i riziko eroze a úniku radonu. Vytěžený a zpracovaný materiál se vrací zpět do původního horninového prostředí. Nevýhody této možnosti skládkování souvisejí s existencí cizorodých chemických látek po úpravě rudy, které – společně s látkami ze zbytkového množství rudy mohou způsobovat problémy s kontaminací okolních podzemních vod (dokonalé utěsnění prostoru obvykle není možné).

Mezi příklady těchto řešení ze světa lze jmenovat např. Ranger a Nabarlek (Austrálie), Seelingstädt (Německo), MAPE Mydlovary (Česká republika), Spook (USA), Rabbit Lake a Key Lake (Kanada).

2.4 Ukládání odpadů do hlubokých jezer

V minulosti se v Kanadě odpady z těžby a zpracování rud ukládaly do hlubokých jezer, kde obrovské množství jezer na odlehlých místech toto řešení ve své době umožňovalo. V roce 1950, odpad z úpraven rudy Lorado a Gunnar se začal ukládat do jezer Nero a Mudford, a to bez jakékoliv kontroly nebo zajištění. Je zřejmé, že tento způsob ukládání nebezpečných odpadů má velmi negativní dopad stav přírodních vod, na celý vodní ekosystém a celé životní prostředí, včetně dotčeného obyvatelstva v území. Dnes jde tedy o naprosto nepřijatelný způsob nakládání s odpadem, vytvářející trvalou ekologickou zátěž a vážné poškození životního prostředí. Možnosti následné sanace jsou omezené kvůli velkým hloubkám jezer.

3 Geotechnický monitoring odkališť

Geotechnický monitoring by měl tvořit nedílnou součást každé významné a složité stavby, jakou určitě konstrukce hrází odkaliště je. Tento monitoring pomáhá k posouzení chování stavby a umožňuje předvídání možných rizik v průběhu a po ukončení jejího provozu. Monitorovací systém je nutné zejména v případech, kdy předpovídání geotechnického chování je buď komplikované (vlivem komplikovanosti stavby nebo okolních přírodních podmínek) nebo, pokud nemůže být dostatečně popsáno pomocí matematického modelu, případně pokud hrozí významná rizika, takže stavba vyžaduje nadstandardní pozornost (opět i toto platí v případě odkališť) [3].

Monitorovací systém neslouží jen k monitorování projektu jako takového. Používá se i ke kontrole odezvu horninového masivu, který podléhá změně původních napětově-deformačních podmínek.

Monitoring by měl být standardně kombinován s numerickým modelováním, které umožňuje sofistikované hodnocení zjištěných dat, a korektně stanovit interval hodnot, ve kterých by se měly měřené veličiny pohybovat. Při překročení těchto hodnot jsou pak navrhovány tzv. varovné stavy. Jednotlivé varovné stavy charakterizují hodnocené deformace nebo poruchy, pro které jsou navržena příslušná opatření. Tato opatření jsou obvykle aplikována, jakmile sledované veličiny překročí přijatelné meze.

Geotechnický monitorovací systém by měl být zaveden s určitým předstihem před provedením stavby a obvykle nezůstává beze změn ani po dobu výstavby ani po dobu životnosti

konstrukce. Např. některé monitorovací prvky musí být vyměněny po dosažení limitních hodnot, celý systém může vyžadovat rozšíření o další měřená místa či veličiny, kdykoli je zjištěno, že optimální požadované informace nejsou k dispozici.

Dostatečně spolehlivý geologický a geotechnický konceptuální model zájmového území představuje základ pro instalaci a používání jakéhokoliv geotechnického monitorovacího systému. Konceptuální model zahrnuje stanovení litologických rozhraní, mechanické vlastnosti vyskytujících se zemin a hornin, jejich případná náchylnost k porušení a změnám (vodní režim, seismicita atd.). Geotechnický konceptuální model znamená pohled na stabilitu a deformační odezvu horninového masivu na různé zásahy do původního stavu. Toho se dosáhne tím, výpočty stability a distribuce napětí / deformace zahrnují různé okrajové podmínky.

Výše uvedené skutečnosti ukazují, že je zapotřebí poměrně detailní inženýrskogeologický průzkum předtím, než může být připravena finální verze konstrukčního řešení hráze odkaliště. Tento průzkum je nezbytný pro definování (posuzování) počáteční stability celého území, včetně potřeby možných preventivních opatření k posílení a udržení stability území, které by měly být provedeny před zahájením stavebních prací [16].

Monitorovací geotechnický systém představuje řetězec činností počínaje technickými pracemi a statistickými zjištěními, přes geomechanický model (geotechnický model a geotechnické výpočty), prognózy chování horninového masivu, až k přímému měření skutečných deformací [10] [11]. Po sběru reálných dat z monitoringu pak následuje proces rozhodování. To znamená, že posouzení skutečného chování horninového masivu, jeho srovnání s předem stanoveným limitem chování (varovné stavy), a přijetí příslušných technických a technologických opatření s cílem zajistit, aby vývoj deformace odkaliště zůstal v rámci požadovaných limitů.

Detailní návrh monitoringu je připraven na základě podrobných geotechnických výpočtů a výsledné prognózy stability a deformačního chování haldy nebo odkaliště. Vlastní struktura odkaliště pak definuje jednotlivé monitorovací prvky, jejich funkci a předpokládané využití, metodiku měření, rozvržení monitorovacích bodů a možné očekávané hodnoty měřených veličin [12]. V každém případě by měla být monitorovací systém instalován před započítáním se stavbou, aby se bezpečně pokryl tzv. nulový stav, to znamená takový stav napětí-deformace, který předchází změnám souvisejícím s navrhovanou konstrukcí.

4 Součásti geotechnického monitorovacího systému

4.1 Vizualní prohlídky

Pravidelné kontroly tvoří podstatnou část každého monitorovacího programu. Ty by se měly zaměřit především na detailní vizuální identifikaci a posouzení trhlin (paralelní nebo příčné) v oblasti koruny hráze a/nebo podobných trhlin na samotném svahu. Dále i prasklin, deformací a poruch podloží a odvodňovacích systémů na úpatí svahu.

Zvláštní pozornost je třeba věnovat poklesům v koruně hráze, jakémukoliv uvolňování a vyplavování materiálu z hráze. Kromě toho je třeba pečlivě sledovat jakékoliv zamokření a podmáčení, včetně místního výskytu vlhkofilní vegetace, a také známky erozních procesů na povrchu svahu hráze, protože to vše může signalizovat známky nestability tělesa hráze, např. v důsledku změněné hladiny vody.

4.2 Geodetický monitoring

Geodetické metody měření deformací / pohybů patří ve většině případů mezi ekonomicky nejvýhodnější způsoby monitorování. V tomto případě povrch terénu nebo stanovené body na různých objektech jsou sledovány. K měření je třeba používat stabilizované geodetické body zajištěné proti nechtěnému pohybu nebo deformaci, tedy obvykle body, které jsou mimo dosah vlivu sledované konstrukce.

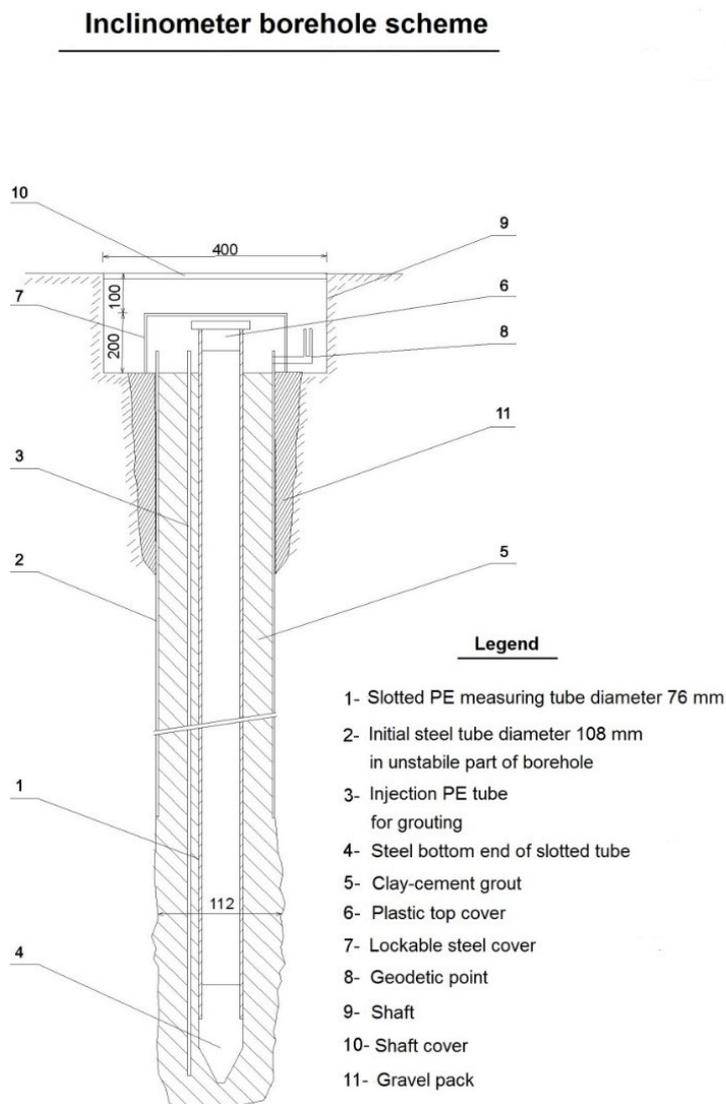
Geodetické měření se používá ke sledování nárůstů, poklesů nebo změn polohy půdorysu. Mapovací body jsou umístěny s ohledem na potřeby monitorovacího systému. Z pohledu hodnocení se doporučuje, aby stanovené geodetické body byly uspořádány v profilech kolmých k podélné ose svahu nebo násypu.

Geodetické sledování deformací a pohybů na povrchu odkaliště nebo hald může být prováděno za použití tradičních metod ručně nebo v automatickém režimu sběru dat ve stanovených intervalech, včetně jejich dálkového přenosu.

4.3 Vysoce přesná inklinometrie

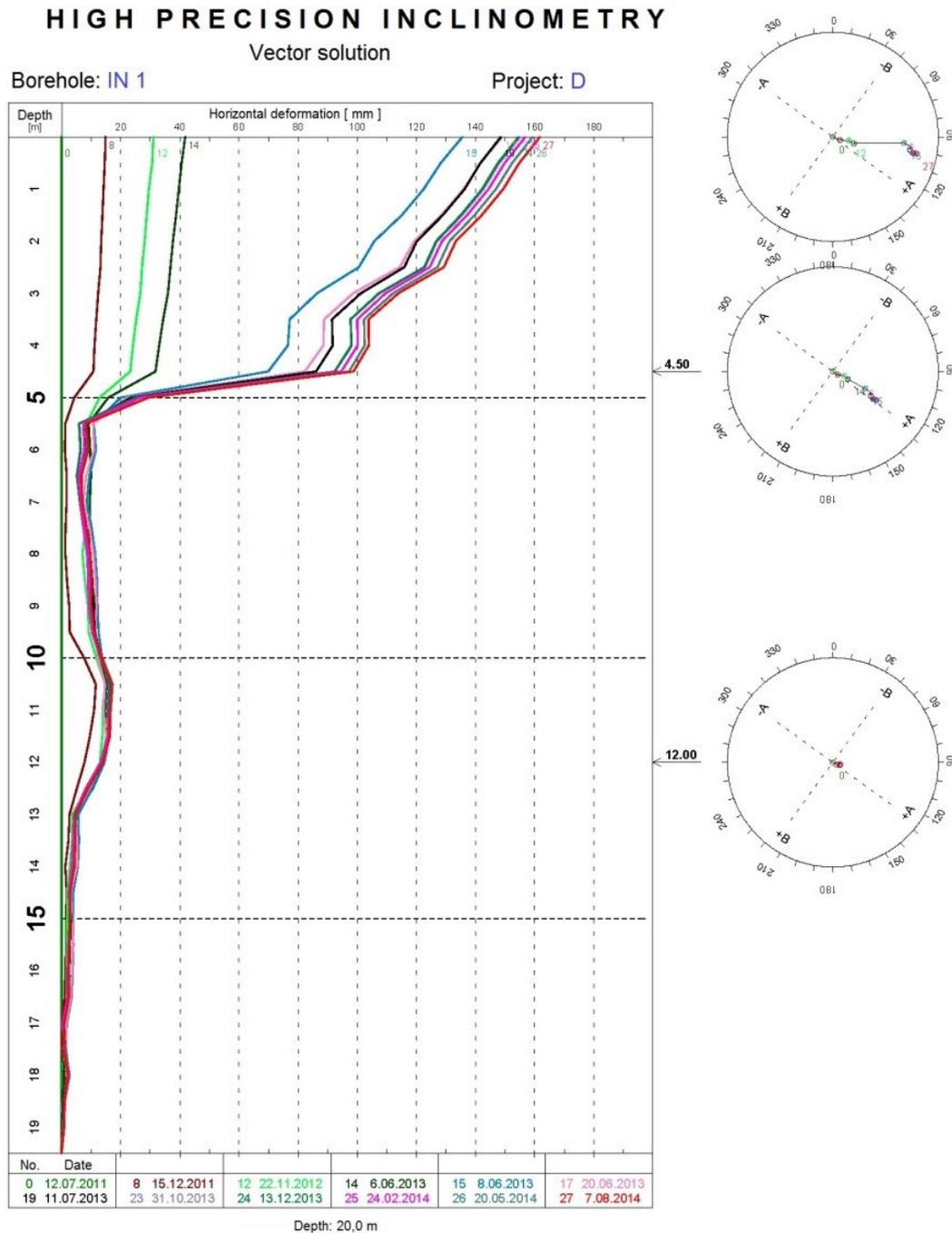
Vysoce přesná inklinometrie umožňuje monitorování horizontálních pohybů osy monitorovacího vrtu procházejícího tělesem hráze. Tato metoda spolehlivě určuje hloubku, rychlost a směr pohybu v počínajícím sesuvném procesu, a také pomáhá s hodnocením ostatních deformací - například změna sklonu nebo pokles vrstev.

Následující obrázek znázorňuje schéma inklinometrického vrtu. Jedná se o typ se zhlavím umístěným v zapuštěné šachtici, který je vhodný pro místa, kde výstroj vrtu nesmí vyčnívat nad povrch. V normálním terénu, vrt může být ukončen nadzemním zhlavím s uzávěrem na speciální klíč nebo visací zámek.



Obrázek 3: Schéma inklinometrického vrtu [6].

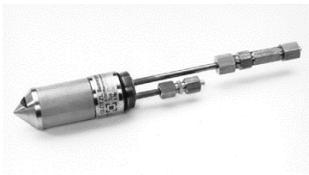
Přesné inklinometry vyžadují minimální vrtu průměru 112 mm. Tento vrt je opatřen oválnými trubkami PE, které vedou inklinometrickou sondu při následném měření. Prstencový prostor mezi PE měřicí trubky a stěnou vývrtu je bezprostředně zainjektován jílovo-cementovou injektážní směsí, optimálně s podílem voda : cement : bentonit = 80 litrů : 50 kg : 5 kg. Ochranné zhlaví vrtu je vhodné umístit před zatvrdnutím směsi a vrt je nakonec opatřen ochranným uzávěrem.



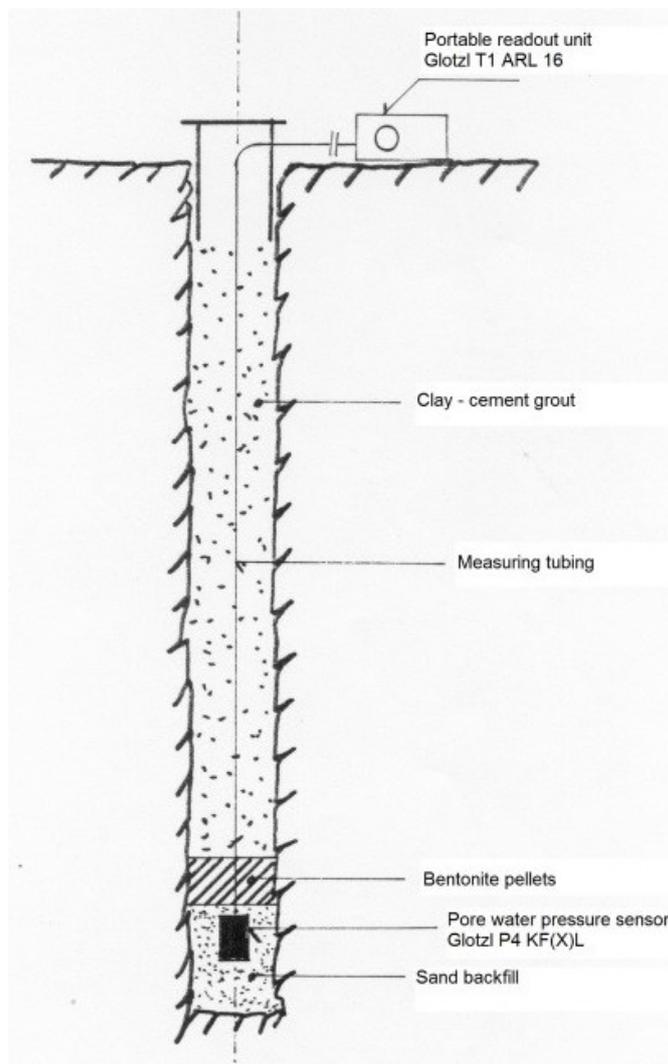
Obrázek 4: Grafický výstup vysoce přesné inklinometrie (velikost a orientace horizontálních změn s hloubkou) [6].

4.4 Měření pórových tlaků

Vrty osazené tlakoměry jsou určeny pro měření pórových tlaků v horninách. Vrty jsou vybaveny hydraulickými senzory, které jsou instalovány v hloubkách, kde má být monitorován pórový tlak. V požadované hloubkové úrovni jsou senzory instalované v pískovém loži a utěsněny peletami bentonitu, které nabobtnají po kontaktu s vodou a vytvoří nepropustnou vrstvu. Tato vrstva odděluje sledovaný interval od okolního prostředí. Tlaková potrubí (PE trubky 6 mm) se umístí do prostoru vrtu. Snímač se skládá z porézní keramické desky, jejímž prostřednictvím je pórový tlak přenášen na membránový ventil, který je spojen s tlakovým potrubím. Obvyklý měřicí rozsah tohoto senzoru je 0-1 MPa s přesností 1 kPa, k dispozici jsou čidla s rozsahy od 60 kPa až 5 MPa. Kromě pneumatických snímačů existují i piezoelektrické snímače a optické vláknové jednotky.



Obrázek 5: Snímač pórového tlaku [6].

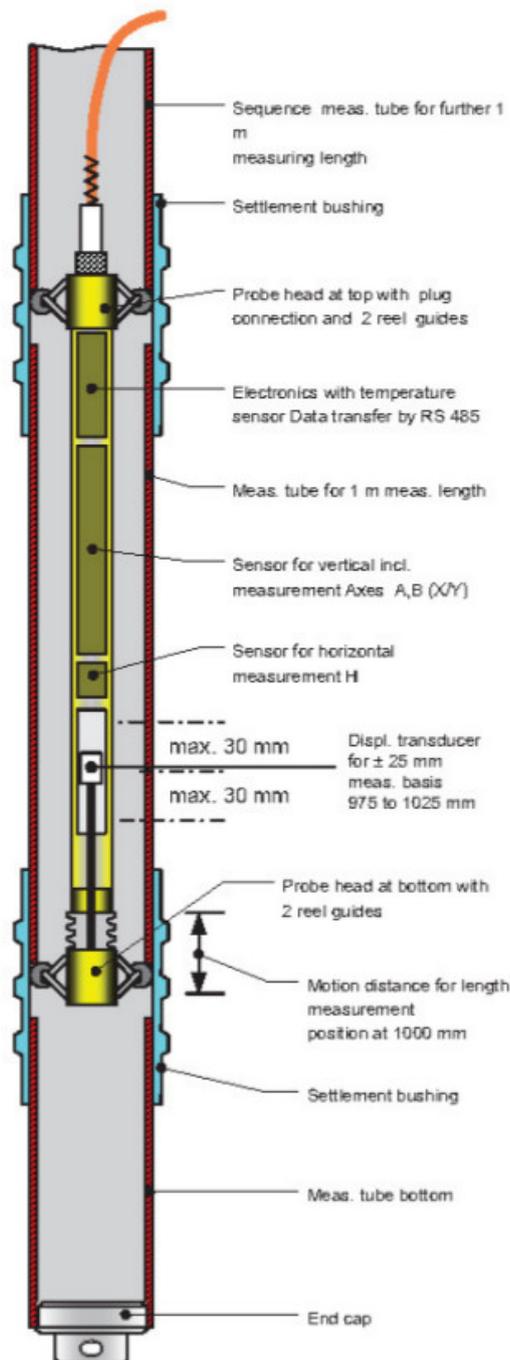


Obrázek 6: Schéma vrtu s umístěným snímačem pórového tlaku [6].

4.5 Posuvný deformetr (3D-inklinometr)

Pro vysoce přesné měření jak svislých tak i vodorovných deformací posuvným deformetrem (někdy také nazývaný 3D inklinometr) vrty musí být vybaveny speciální měřicí trubicou GLÖTZL \varnothing 49/55 mm. Jedná se o systém plastových trubek, které mají dvě dvojice podélných vodičích

drážek (viz následující obrázek). Tyto štěrbiny jsou uspořádány ve dvou vzájemně kolmých rovinách (rovina "A" a "B").



Obrázek 7: Schéma sondy s deformetrem [6].

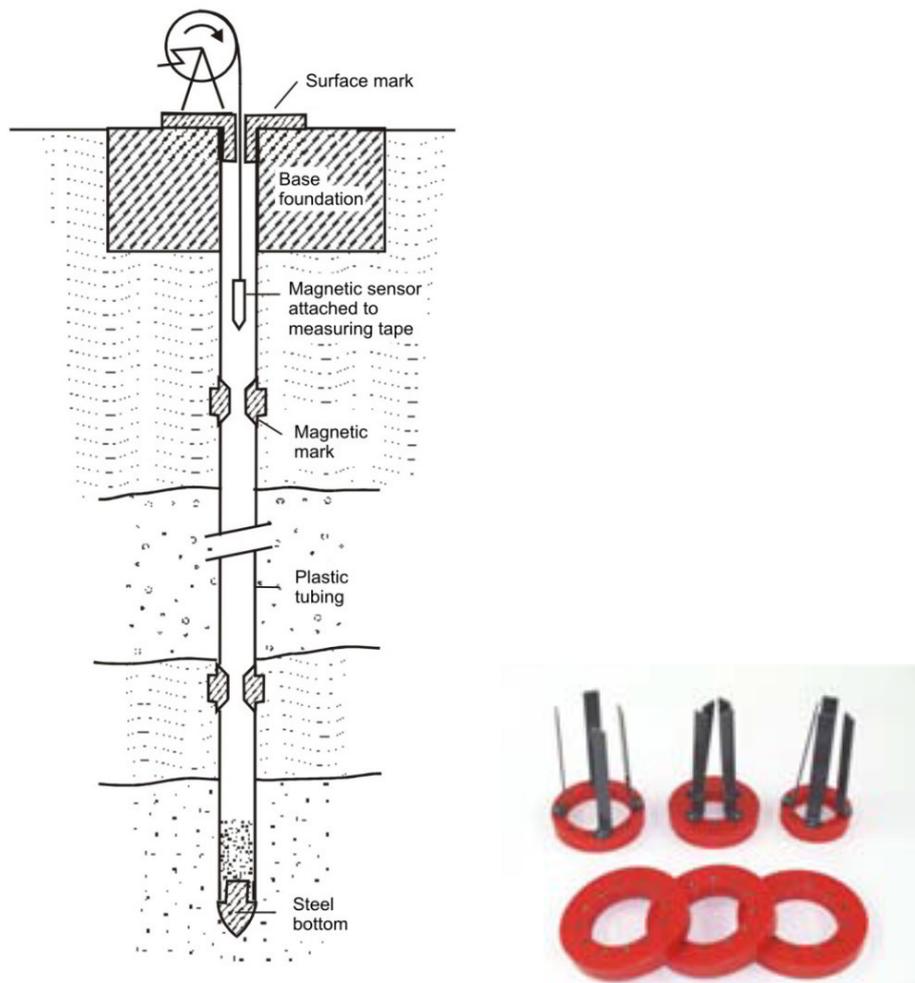
Měřicí trubky jsou k dispozici v délkách 1 m, které jsou spojeny teleskopickými spojkami se speciálně navrženými přesnými dorazy pro měřicí sondy. Vnější průměr spojek 76 mm určuje průměr celého řetězce. Plastové měřicí trubky jsou vloženy do předem vyvrtaného vrtu s minimálním průměrem 112 mm. Prstencový prostor mezi měřicí trubkami a stěnou vrtu je zainjektován jílovo-cementovou směsí, aby byl zaručen dokonalý kontakt měřicí trubice a okolního prostředí. Deformace měřicí trubice pak bude kopírovat možné svislé a vodorovné deformace prostředí, ve kterém se nachází. Aby byl zajištěn dobrý kontakt měřicí

trubice s okolním prostředím, sledovaná část vrtu nesmí být osazena ocelovými pažnicemi. V případě, že vrtová stěna je nestabilní a během vrtání je nutné provádět dočasné pracovní pažení, pažnice musí být po osazení měřících trubíc vyjmuty.

Deformace se měří pomocí posuvné deformetrické sondy GLÖTZL. Jedná se o multifunkční měřicí přístroj, který měří deformace dané měřicí trubice a tím i okolního prostředí, ve vodorovné rovině, ve směru "A" a "B" ve vertikálním směru, to znamená ve směru podélné osy monitorovacího vrtu je. Dále měří lokální teploty ve vrtu. Sonda může měřit svislé deformace s přesností 0,01 mm, její rozlišení je 0,001 mm. Měřicí rozsah je 25 mm/běžný metr. Přesnost měření vodorovných deformací je 1 mm/10 metrů. Měřicí rozsah snímačů je 30 mm od svislé čáry. Naměřené hodnoty jsou automaticky zaznamenávány.

4.6 Magnetické značky

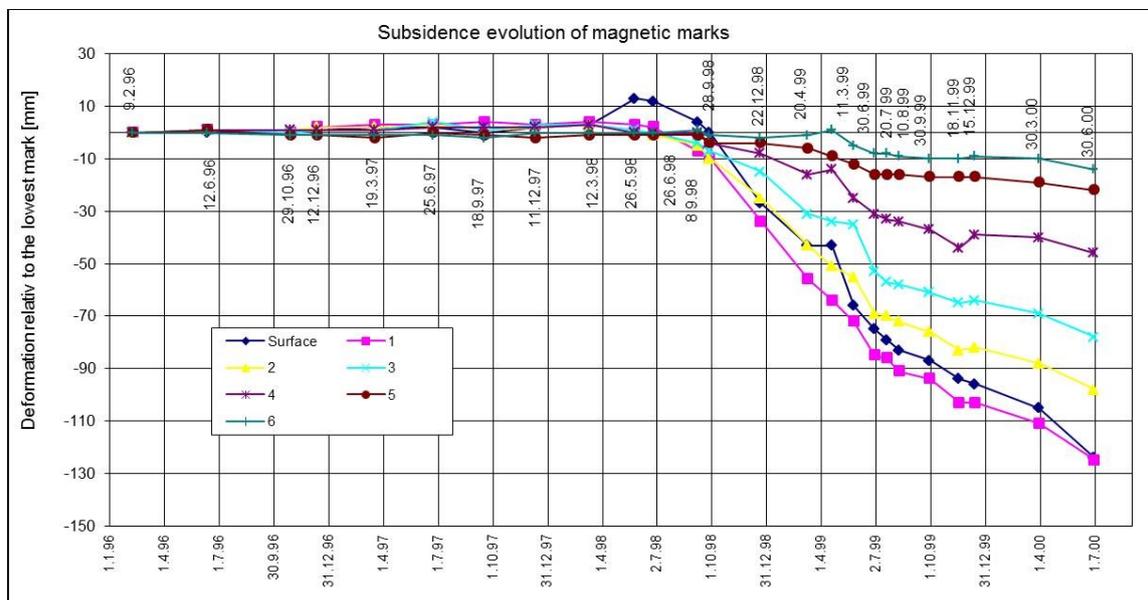
Magnetické značky umožňují snadné, rychlé a relativně levné určení polohy, kde se vyskytují svislé deformace skalního masívu (poklesy nebo zvedání) s celkovou přesností kolem 2 mm. Tyto značky jsou připojeny k plastovým trubkám ve vybraných hloubkových intervalech (například 1 m), jejich pozice ve vrtu je zainjektována jílovo-cementovou směsí.



Obrázek 8: Schéma sondy s magnetickými značkami, vpravo magnetické značky před osazením do vrtu [6].

Jejich pozice (a možná následná změna této polohy) lze ručně sledovat spuštěním magnetického senzoru připojeného k měřicímu pásmu s certifikací potřebné přesnosti měření. Pro

zvýšení přesnosti je odměrný pevný bod na povrchu terénu opatřen noniem. Výhoda tohoto způsobu spočívá v možnosti výběru libovolného počtu měřených bodů, a v možnosti kombinace s jinými geotechnickými monitorovacími metodami, např. značky mohou být přidány k měření přesným inklinometrem. Nevýhodou je poměrně nízká přesnost měření 2 mm.



Obrázek 9: Příklad dat z měření poklesových pohybů pomocí magnetických značek [6].

5 Hydrologický a hydrogeologický monitoring povrchových a podzemních vod v okolí odkališť

Podzemní vody přítomné v nasycené i nenasycené zóně v podloží a okolí odkališť jsou ohroženy v podstatě třemi způsoby [9] [21]:

- Průsakem kontaminovaných vod z tělesa odkaliště do podloží [13]
- Infiltrací povrchových a dešťových vod kolem odkaliště, které mohou být kontaminovány, například v důsledku atmosférické depozice prachu z odkaliště, z kontaminace vlivem dopravy kalu do odkaliště apod.
- Jednorázovými mimořádnými událostmi (haváriemi) [20], kde se povrch v okolí odkaliště kontaminuje, např. při průvalu hráze odkaliště, při zatopení území povodní apod.

Povrchové vody v okolí odkaliště jsou ohroženy následujícími způsoby:

- Drenážemi průsaků z odkaliště do povrchových vod
- Splachy dešťovými srážkami na kontaminovaném povrchu terénu (např. z prachové depozice)
- Drenážemi kontaminovaných podzemních vod (viz výše)
- Jednorázovými mimořádnými událostmi (haváriemi), kde se povrch v okolí odkaliště kontaminuje, např. při průvalu hráze odkaliště, při zatopení území povodní apod.

Průzkumné práce v okolí odkališť mohou být definovány ve třech hlavních směrech [4] [22]:

- Zajištění preventivního průzkumu a monitoringu podzemních a povrchových vod v okolí odkaliště tak, aby byla umožněna včasná detekce úniků látek z odkaliště

- V případě již existující kontaminace (úniky a průsaky do podloží a stran) se zajišťuje průběžný průzkum a monitoring stavu, který by měl identifikovat časové změny kontaminační situace a upozornit na potenciální zhoršování stavu
- V případě náhlé mimořádné události (průval hráze, přelití hráze apod.) se zajišťuje havarijní hydrologický a hydrogeologický průzkum na celém zasaženém území s cílem co nejrychleji ohraničit zasažené území a získat informace pro primární sanační zásah.

5.1 Druhy monitoringu vod v okolí odkališť

V okolí odkališť se lze setkat s následujícími typy monitoringu vod [5]:

- Preventivní a operativní monitoring povrchových a podzemních vod v těsné blízkosti odkaliště jako potenciálního zdroje kontaminace
- Sledování kontaminačního mraku a jeho pohybu, v případě že dochází k reálným únikům látek z odkaliště
- Monitoring kvality povrchových a podzemních vod na vstupu do monitorovaného prostoru (přírodní hodnoty pozadí sledovaných parametrů)
- Sledování účinnosti přijatých nápravných a sanačních opatření (pokud jsou prováděna v kontaminovaném prostoru nebo přímo v odkališti)
- Provozní monitoring využívaných vodárenských zdrojů v okolí
- Plošný monitoring stavu povrchových a podzemních vod (státní pozorovací síť ČHMÚ)
- Postoperativní a postsanační monitoring odkaliště (v případě, že provoz a sanace/rekultivace odkaliště již byla provedena a odkaliště již není v provozu)

5.2 Součásti preventivního a operativního monitoringu vod

Za účelem získání nezbytných informací o bezpečném provozu odkaliště z hlediska ochrany okolního životního prostředí, s přihlédnutím k nebezpečí možného úniku škodlivých látek, tento monitoring zahrnuje tyto dílčí části:

- Monitorování vod v rámci odkaliště - sondy instalované v předem určených bodech na přítoku, odtoku, v dočasně vznikajících akumulacích apod.
- Monitoring průsakových vod (pronikání kontaminovaných vod napříč hrázemi a do podloží mělké sondy na vnějším úpatí svahů hrází kolem odkaliště, vizuální sledování divokých průsaků na vzdušné straně hráze, v některých případech i šikmé vrtky pod těleso odkaliště)
- Monitorování drenážních vod (vzorkování vod z vnitřních drenáží – voda z tělesa odkaliště, vzorkování vod z vnějších drenáží, zachycujících vodu vně odkaliště, aby nepronikala do tělesa uložených sedimentů)
- Monitoring povrchových vod v okolí odkaliště (povrchových toků, nádrží, mokřadů, srážkových vod)
- Monitorování podzemní vody v okolí odkaliště - síť monitorovacích vrtů kolem odkaliště, především ve směru proudění podzemní vody a využívaných vodárenských zdrojů

5.3 Hydrogeologické monitorovací vrty

Hydrogeologický monitorovací vrt se používá ke sledování a dokumentování hladiny podzemní vody ve vybraném území, a k odběru vzorků podzemní vody [7] [8] [19]. Hydrogeologický vrt se obvykle konstruuje jako vertikální (v některých případech šikmý) a je vybaven perforovanou trubkou (výstrojí) z PE nebo PVC (s atestací na pitnou vodu) za účelem sledování zvodněného kolektoru. Rozsah perforace výstroje a filtrační obsyp vrtu je volen s ohledem na okolní horninové prostředí tak, aby vrt umožňoval kontakt s podzemní vodou a při čerpání „nepískoval“, tzn., aby přitékající voda s sebou nestrhávala částice horniny a neucpávala vrt. Ve spodní části vrtu je prostor pro sedimentaci kalů – tzv. kalník (obvykle 50 - 100 cm). Průměr vrtu a výstroje by měla být dobře zvolen s ohledem na velikost čerpadla, vzorkovače apod. - menší průměr (100 - 125 mm) je dostatečný pro mělké vrty, hlubší vrty by měly používat průměr výstroje 140 - 160 mm. Ještě menší průměr vrtu se používá u tzv. piezometrů, tedy u vrtů otevřených jen ve velmi krátkém úseku, které monitorují konkrétní tlakové nebo chemické podmínky v přesně definované hloubce [14].

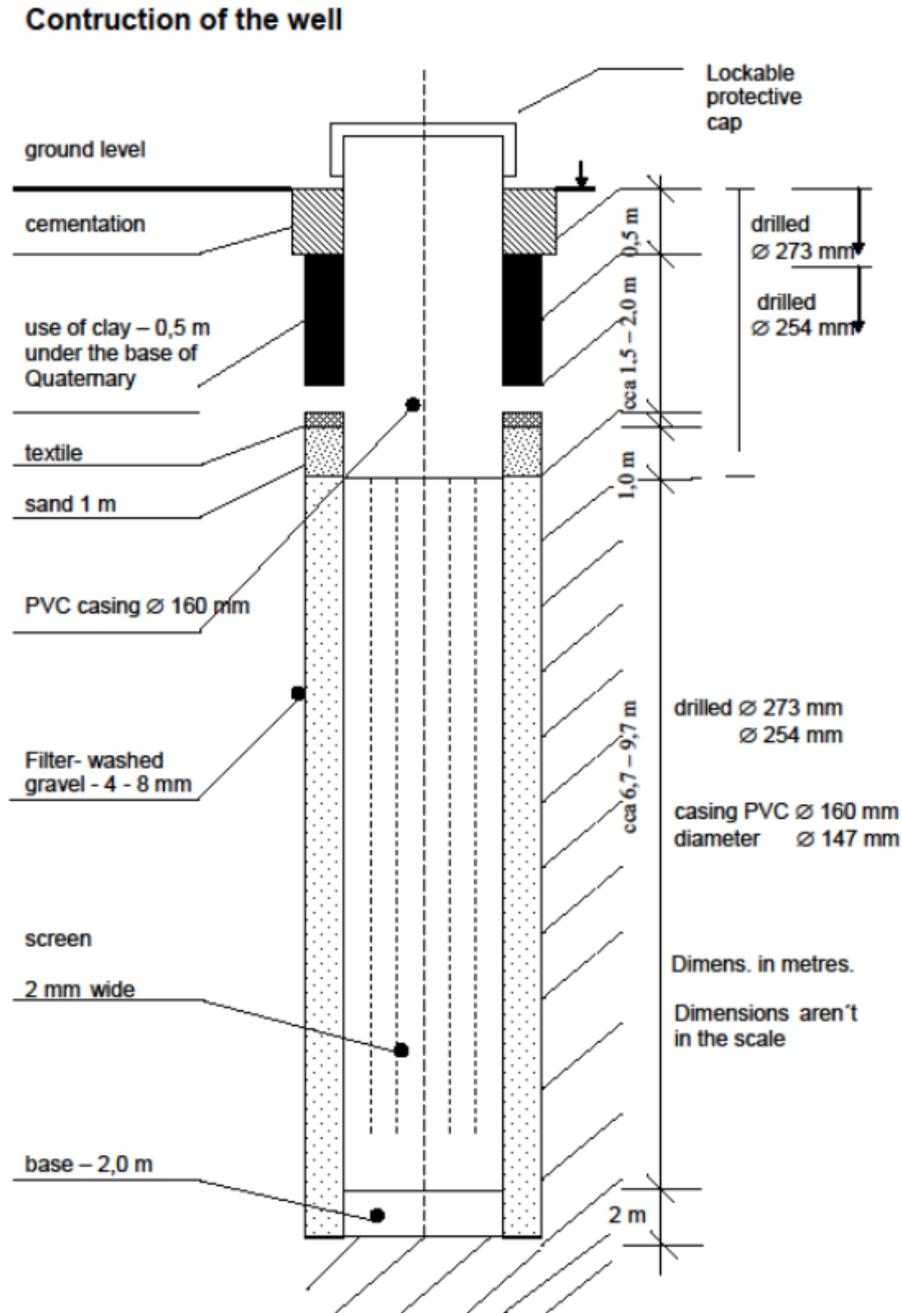
Horní část vrtu musí být dostatečně izolována proti zatékání povrchové vody, obvykle jílo-cementovou injektáží zaplášťového prostoru [15]. Nadzemní část vrtu (pokud vrt je opatřen podzemí nosnosti hlavy) je chráněna ocelovou trubkou s uzávěrem bránící vrt před poškozením a neoprávněným přístupem. Někdy se vrt zakončuje v manipulační šachtici pod úrovní terénu, která může uzavřena pojezdovým poklopem - například u silnic, chodníků, atd.). V případě, že se v horninovém prostředí vyskytuje systém s více hydrogeologickými kolektory nad sebou, je důležité, aby vrt tyto oddělené kolektory nepropojil [23]. Pokud je třeba monitorovat různě hluboké kolektory, je třeba zkonstruovat samostatný vrt do každého kolektoru, jehož speciální konstrukce zamezí (s využitím tlakové cementace a teleskopického pažení) propojení kolektorů. V opačném případě naměřené hodnoty hladin i údaje o chemismu vody mohou být zkresleny přetékáním mezi kolektory.

Sít monitorovacích vrtů kolem odkaliště musí být navržena hydrogeologem s ohledem na potřeby a charakteristiky vyskytujících se vodních útvarů podzemních vod, které mohou být ovlivněny z tělesa odkaliště. Pokud monitorovací hydraulické vrty slouží i k ověření hydraulických parametrů hydrogeologických kolektorů nebo nenasycené zóny, je třeba při jejich výstavbě zvolit dostatečně průměr a kvalitu zařízení (minimálně 140 mm), aby bylo možné použití běžně dostupného čerpadla s vhodným výkonem a velikostí.

Monitorovací hydrogeologické vrty se používají pro následující aktivity [18]:

- Čerpací zkoušky ve vrtech se používají k ověření hydraulických parametrů daného prostředí - koeficient hydraulické vodivosti (nasycené nebo nenasycené), koeficienty transmisivity a storativity, a jejich případné změny. Čerpací zkoušky ověřují dále snížení hladiny vody ve vrtu v závislosti na čerpaném množství, dosah vlivu čerpání na vrtu (dosah depresního kužele), využitelnou vydatnost vrtu, velikost ovlivnění jiných blízkých vrtů či studní apod.
- Měření hladiny podzemní hladiny vody v monitorovacích vrtech lze měřit ručně s akustickými nebo elektrickými hladinoměry s přesností měření cca 1 cm nebo s automatickými stanicemi měření hladiny zabudované ve vrtech (na principu plováků nebo tlakových snímačů), které dosahují přesnosti měření až 1 mm. Frekvence měření hladiny může být od několika sekund či minut až po roční periodicitu v závislosti na okolnostech a účelu monitoringu.
- Fyzikálně-chemické parametry podzemních nebo povrchových vod lze měřit přímo na místě s terénními detektory pro měření pH, T, redox potenciálu, vodivosti, rozpuštěného kyslíku atd. Tato měření jsou často používána současně při odběrech podzemních a povrchových vod.

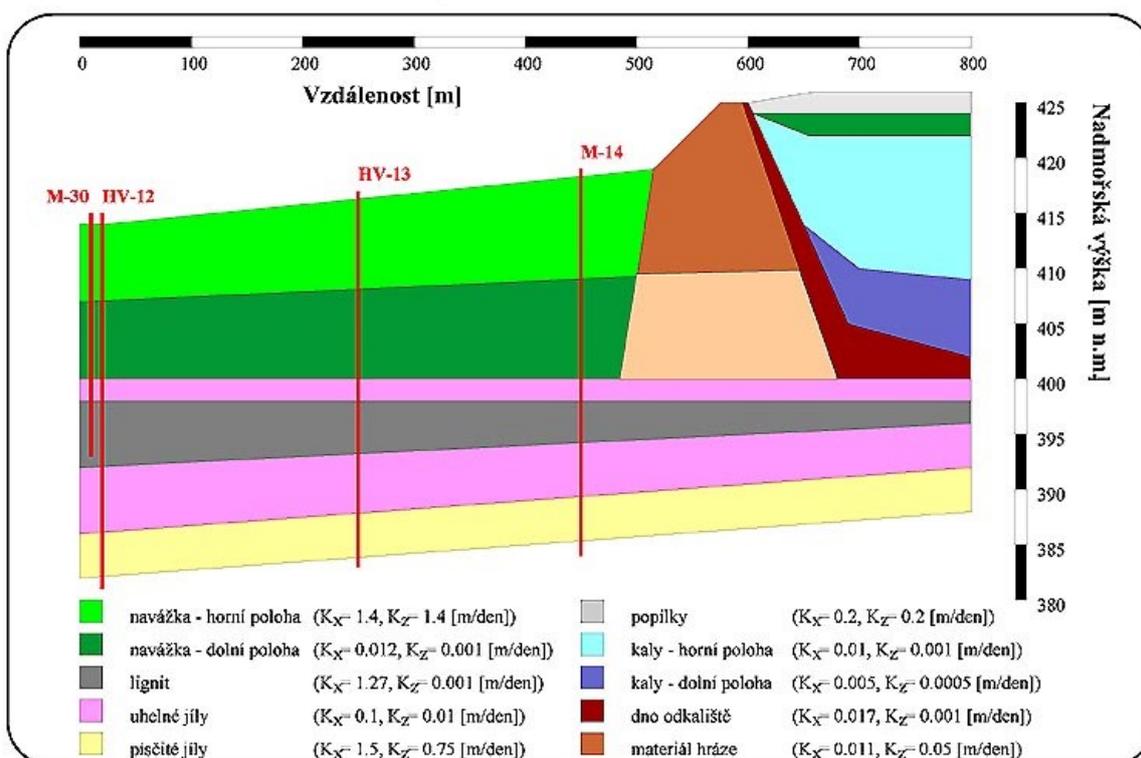
- Odběry vzorků podzemních vod pro laboratorní rozборы (chemické, bakteriologické apod.) za pomoci mechanických vzorkovačů různých typů a konstrukcí, nebo za pomoci vzorkovacích čerpadel. Způsob a metodiku odběru vždy musí stanovit odpovědný hydrogeolog s ohledem na přírodní podmínky, sledované parametry a účel monitoringu [1].



Obrázek 10: Schéma hydrogeologického monitorovacího vrtu [6].

Principiálně stejným způsobem se zajišťuje monitoring povrchových vod.

Obr.č.1 Schematický řez JZ okolím hráze odkaliště K-III



Obrázek 11: Schéma lokalizace monitorovacích hydrogeologických vrtů v blízkosti odkaliště v různých vzdálenostech od hráze [17].

6 Závěr

Odkaliště mnohdy obsahují uložené odpady s nebezpečnými vlastnostmi, které jsou dlouhodobou zátěží okolního životního prostředí, a to i po jejich uzavření a rekultivaci. Z tohoto důvodu je nezbytné zajišťovat trvalý monitoring, jak během výstavby a provozu, tak i po uzavření odkaliště.

Monitoring sestává ze dvou základních částí: geotechnického monitoringu, který sleduje technický stav konstrukce hráze a vlastního skládkového tělesa, a environmentálního monitoringu, který monitoruje potenciální a reálné negativní dopady odkaliště na okolní hydrosféru (povrchové a podzemní vody), případně další složky životního prostředí, pokud to je relevantní (atmosférická depozice, kontaminace půd, organismů, měření radioaktivity apod.).

Poděkování: Článek byl zpracován s využitím podkladů metodiky Methodology for Assessment the Safety of Uranium Mining and Milling Facilities, který je výsledkem práce kolektivu VÚV TGM (Datel J.V., Hrabánková A., Balvín P.), ARCADIS CZ (Đurove J., Kučera P., Sekyra Z.), FJFI ČVUT (Čechák T., Klusoň J.) a PROGEO (Uhlík J., Baier J.).

Literatura

- [1] ISO 5667 Water Quality – Sampling. 1995-2014.
- [2] BAT: Best Available Techniques (BAT) for the Management of the Generation and Disposal of Radioactive Waste, Code of practice, BAT working group, Nuclear Industry Safety Directors Forum <http://www.nuclearinst.com/>, UK. 2010.
- [3] BLIGHT, G.: Geotechnical Engineering for Mine Waste Storage Facilities. CRC Press, London, UK. 2010.
- [4] BOULDING, J.; GIN, J.: Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground-water Contamination, Assessment, Prevention and Remediation, 2nd edition. CRC Press, USA. 2003.
- [5] BRASSINGTON, R.: Field Hydrogeology, 3rd edition. Wiley, UK. 2007.
- [6] DATEL, J.; ČECHÁK, T.; ĎUROVE, J.; aj.: Methodology for Assessment the Safety of Uranium Mining and Milling Facilities. MS. ÚJV Řež, ARCADIS CZ a VÚV TGM. Praha. 2016.
- [7] DELLEUR, J.: Groundwater Engineering, 2nd edition. CRC Press, USA. 2007.
- [8] DOMENICO, P.; SCHWARTZ, F.: Physical And Chemical Hydrogeology, 2nd Edition, John Wiley & Sons, Inc., New York, USA. 1998.
- [9] ERDELYI, M.; GALFI, J.: Surface and Subsurface Mapping in Hydrogeology. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary. 1988.
- [10] EUROCODE 7: Geotechnical design. European Standard EN 1997. 2004-2007.
- [11] EUROCODE 8: Design of structures for earthquake resistance. European Standard EN 1998. 2004-2006.
- [12] FELL, R.; MCGREGOR, P.; STAPLEDON, D.; aj.: Geotechnical Engineering of Dams, 2nd edition. CRC Press, London, UK. 2014.
- [13] FETTER, C.: Contaminant Hydrogeology, 2nd edition. Waveland Press, USA. 2008.
- [14] FETTER, C.: Applied Hydrogeology, 4th edition. Pearson Education Limited, USA. 2013.
- [15] GILLI, E.; MANGAN, C.; MUDRY, J.: Hydrogeology – Objectives, Methods, Applications. CRC Press. USA. 2008.
- [16] KUCERA, P.: Laboratory tests of the barrier soil materials. MS. Arcadis CZ, Praha. 2000.
- [17] KUCERA, P.: PRLP Mydlovary – remediation of the deposit K IV/R. MS Arcadis CZ. Praha. 2008.
- [18] NAZAROFF, W.; ALVAREZ-COHEN, L.: Environmental Engineering Science. Wiley, USA. 2001.

- [19] POEHLS, D.; SMITH, G.: Encyclopedic Dictionary of Hydrogeology. Elsevier, USA. 2009.
- [20] STREFFER, C.; GETHMANN, C.; KAMP, G.; aj.: Radioactive Waste, Technical and Normative Aspects of its Disposal (Ethics of Science and Technology Assessment). Springer, Berlin Heidelberg, Germany. 2011.
- [21] WALTON, W.: Principles of Groundwater engineering. Lewis Publishers, USA. 1991.
- [22] WARD, A.; TRIMBLE, S.: Environmental Hydrology, 2nd edition. Lewis Publishers, USA. 2004.
- [23] WEIGHT, W.: Hydrogeology Field Manual, 2nd edition. McGraw Hill, USA. 2008.

Automatizovaný monitoring skládky během fáze následné péče

Automatisierte Deponieüberwachung in der Nachsorgephase

Katja Weber¹

Abstrakt

Nařízení o skládkách a trvalých úložištích (Deponieverordnung) definuje jasné předpisy pro monitoring skládek během fáze následné péče. Tyto předpisy vedou k zčásti významným nákladům po dobu 10 až v některých případech více než 30 let. V tomto příspěvku je představen systém, pomocí kterého je možno automaticky zaznamenávat data vodního režimu zakrytí skládky v požadovaném vysokém časovém rozlišení. Systém spočívá na principu lysimetru a umožňuje tak i přímé měření výparu. Kromě srážek, výparu, množství infiltrované vody a profilu půdní vlhkosti lze zaznamenávat i všechna meteorologická data. Automatizovaně nebo manuálně lze navíc získávat vzorky průsakové vody pro účely chemických rozborů. V tomto příspěvku je představen systém a první zkušenosti s prototypem tohoto systému a možnosti jeho využití a z toho vyplývající optimalizace práce.

Kurzfassung

Die Deponieverordnung definiert klare Vorgaben zur Überwachung von Deponien in der Nachsorgephase. Diese bedingen einen teils erheblichen Aufwand über einen Zeitraum von 10 bis teilweise über 30 Jahren. In diesem Beitrag wird ein System vorgestellt, mit dem die zeitlich hochaufgelöst geforderten Daten des Wasserhaushaltes der Abdeckung automatisiert erfasst werden können. Das System basiert auf dem Prinzip eines Lysimeters und ermöglicht somit auch die direkte Messung der Verdunstung. Neben Niederschlag, Verdunstung, Sickerwassermenge und Bodenfeuchteprofil können auch alle meteorologischen Daten erfasst werden. Zusätzlich können automatisiert oder manuell Sickerwasserproben zur chemischen Analyse entnommen werden. In diesem Beitrag werden das System und erste Erfahrungen mit dem Prototyp vorgestellt sowie Möglichkeiten des Einsatzes und die daraus resultierende Optimierung der Arbeit aufgezeigt.

1 Motivation

Deponien müssen auch über ihren aktiven Betriebszeitraum heraus überwacht werden um potenzielle, von ihnen ausgehende Gefährdungen zu unterbinden. Die Deponieverordnung definiert hierfür in Abhängigkeit von der Deponieklasse Nachsorgephasen von 10 bis über 30 Jahre. Ebenso gibt die Deponieverordnung vor, welche Parameter im Rahmen dieser Nachsorge erfasst werden sollen. Unter diesen Vorgaben werden Deponiespezifische Messpläne erstellt, welche mit einem teils erheblichen Aufwand verbunden sind. Diese Messpläne werden in aller Regel bereits in der aktiven Phase der Deponie umgesetzt. Jedoch verschiebt sich das Aufwand-Nutzen-Verhältnis in der Nachsorgephase deutlich Richtung „Aufwand“.

Die Praxis zeigt, dass aus Mangel an praktikablen Alternativen oft Kompromisse in Form eingeschränkter Messprogramme umgesetzt werden. Gleichzeitig sind selbst eingeschränkte

¹Umwelt-Geräte-Technik GmbH Müncheberg, Eberswalder Straße 58, D-15374 Müncheberg, katja.weber@ugt-online.de

Messprogramme bereits mit einem erheblichen Aufwand für die Deponiebetreiber verbunden. Ziel der hier vorgestellten Entwicklung ist es, eine Systemlösung zu bieten, die die Umsetzung der in der Deponieverordnung festgelegten Messprogramme mit vertretbarem Aufwand ermöglicht.

2 Technologie

2.1 Lysimetertechnik als Grundlage

Für die Entwicklung des Systems wurden vier Schwerpunkte einer effizienten Lösung festgelegt.

- Direkte Umsetzung der Vorgaben der Deponieverordnung, um eine Lösung entsprechend der geltenden rechtlichen Regelungen zu bieten.
- Möglichst effizienter Aufbau des Systems. Dies zielt auf die Bestimmung möglichst vieler Parameter mit möglichst wenig Aufwand sowohl in der Anschaffung, als auch im Betrieb.
- Fokus auf die Parameter, die mit einer hohen zeitlichen Auflösung (monatlich oder häufiger) gefordert werden.
- Weitgehende Automatisierung des Messbetriebs und der Auswertung.

In der Nachsorgephase werden explizit die meteorologischen Parameter mit einer hohen zeitlichen Auflösung gefordert. Diese beinhalten auch die Messung der Verdunstung. Die einzige Möglichkeit die Menge des durch Evapotranspiration abgegebenen Wassers direkt zu bestimmen besteht in wägbaren Lysimetern. Andere gängige Verfahren sind, neben sehr aufwändigen Eddy-Kovarianz-Messungen, Schätzungen über Vergleichsmessungen aus Verdunstungskesseln oder empirische Formeln. In Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen und der Vegetation können diese die tatsächliche Evapotranspiration jedoch deutlich über- oder unterschätzen.

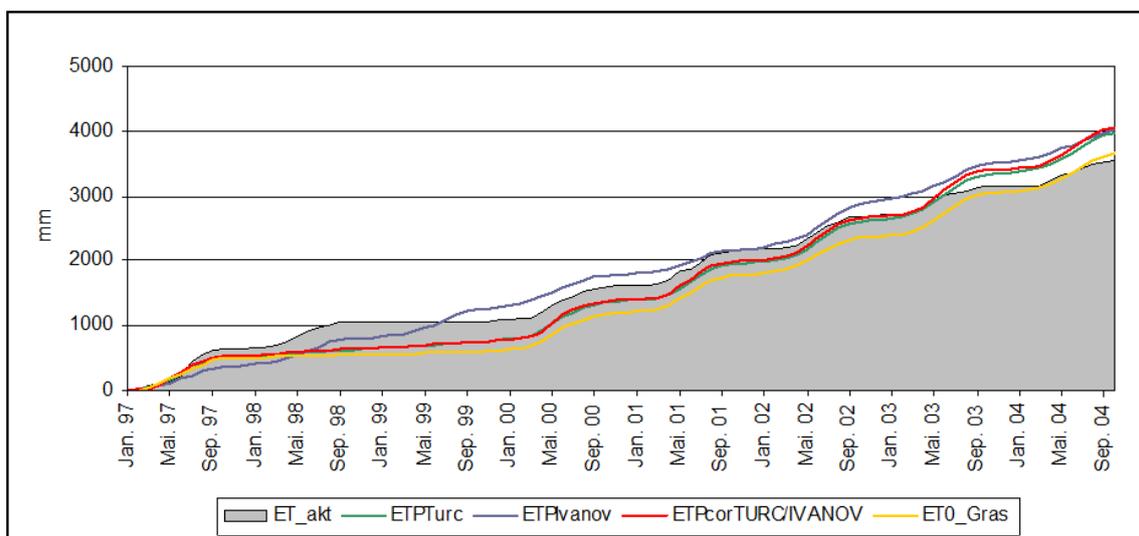


Abbildung 1: Vergleich der tatsächlichen Evapotranspiration ET_akt mit anerkannten empirischen Verfahren auf einem endabgedeckten Deponiestandort

Ein wägbares Lysimeter bietet zusätzlich den Vorteil weitere Wasserbilanzparameter, wie die Niederschlagsmenge, den Oberflächenabfluss (bei Bedarf) und die Sickerwassermenge

direkt erfassen zu können. Zusätzlich steht abfließendes Wasser, wie etwa das Sickerwasser, zur Beprobung bereit.

Daher wurde als Grundlage für das System die Technologie eines wägbaren Lysimeters gewählt.

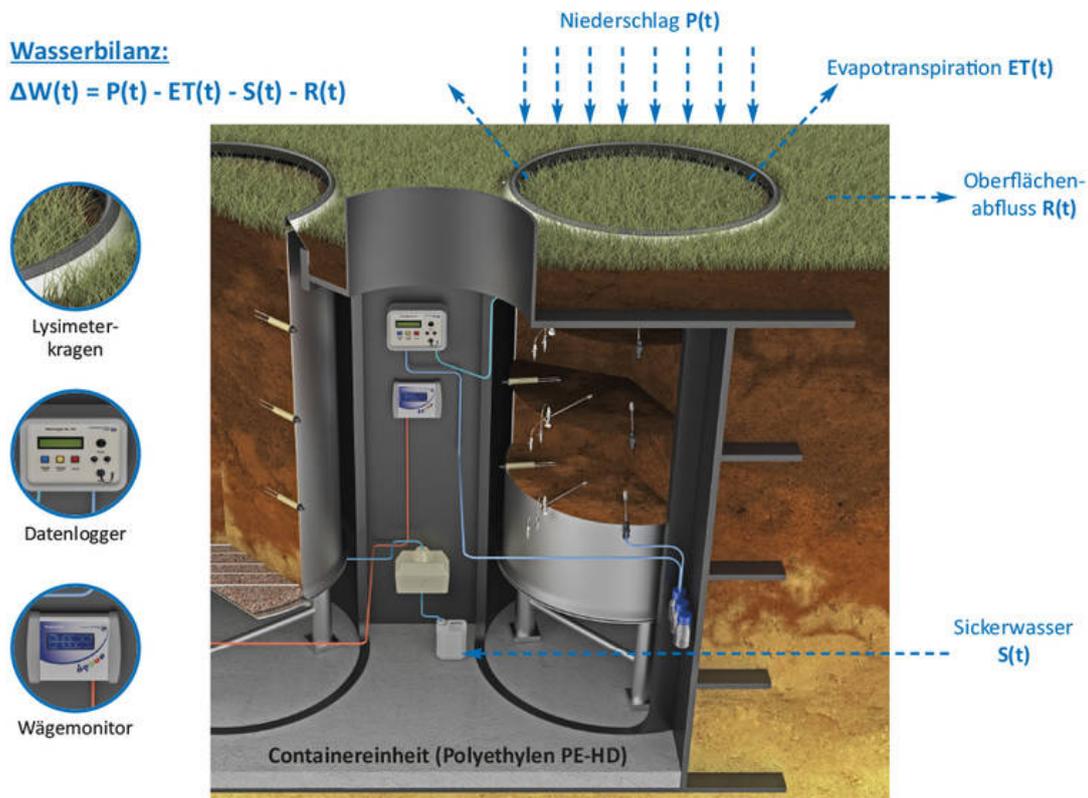


Abbildung 2: Schematische Darstellung zur Erfassung der Wasserbilanz über ein wägbares Lysimeter

Aus der Gewichtsveränderung in Kombination mit der Erfassung der Menge an Sickerwasser und Oberflächenabfluss können Niederschlag und Evapotranspiration bestimmt werden. Durch die Installation zusätzlicher Sensoren kann die Aussage der Messungen untermauert und präzisiert werden. So sind zum Beispiel interne Bodenfeuchte- oder Temperaturprofile möglich, um den Fortschritt einer Wasserfront, der Austrocknung oder des Bodenfrosts zu beobachten.

2.2 Deponielysimeter

Große Lysimeteranlagen stellen jedoch einen erheblichen Aufwand dar und sind für den Einsatz zur Deponieüberwachung überdimensioniert. Daher wurde in Anlehnung an die Erfordernisse dieser Anwendung ein vereinfachtes Miniaturlysimeter entwickelt.

Mit einer Oberfläche von maximal $0,5 \text{ m}^2$ und einer Länge von maximal 90 cm sind diese Lysimeter deutlich kleiner als herkömmliche Lysimeter. Die Lysimetergefäße sind aus Polypropylen und somit leichter zu handhaben und deutlich kostengünstiger als die üblichen Edelstahlgefäße. Der sonst begehbare Lysimeterkeller wird durch eine Kompaktstation ersetzt, welche das Wägesystem und die Sickerwasserfassung inklusive Kippzähler enthält. Das anfallende Sickerwasser wird in einem Tank aufgefangen, sodass es nach der quantitativen Erfassung auch für qualitative Untersuchungen zur Verfügung steht. Über einen Schlauchanschluss an

der Seite des Lysimeters können Wasserproben mit einer Handpumpe oder bei Bedarf auch automatisiert entnommen werden. Für geneigte Standorte können die Lysimeter mit angepasster Oberflächenneigung gefertigt werden. Zur Erfassung des Oberflächenabflusses auf geneigten Lysimetern wird ein Kragen um das Lysimeter installiert, welcher das abfließende Wasser auffängt. Über einen zusätzlichen Kippzähler kann die Menge des Oberflächenabflusses bestimmt werden. Anschließend steht auch dieses Wasser zur Beprobung zur Verfügung. Der zugehörige Datenlogger wird außerhalb der Station an einem Mast montiert, sodass er stets leicht zugänglich ist und ohne weiteres zur Aufnahme zusätzlicher Sensorik zur Verfügung steht.

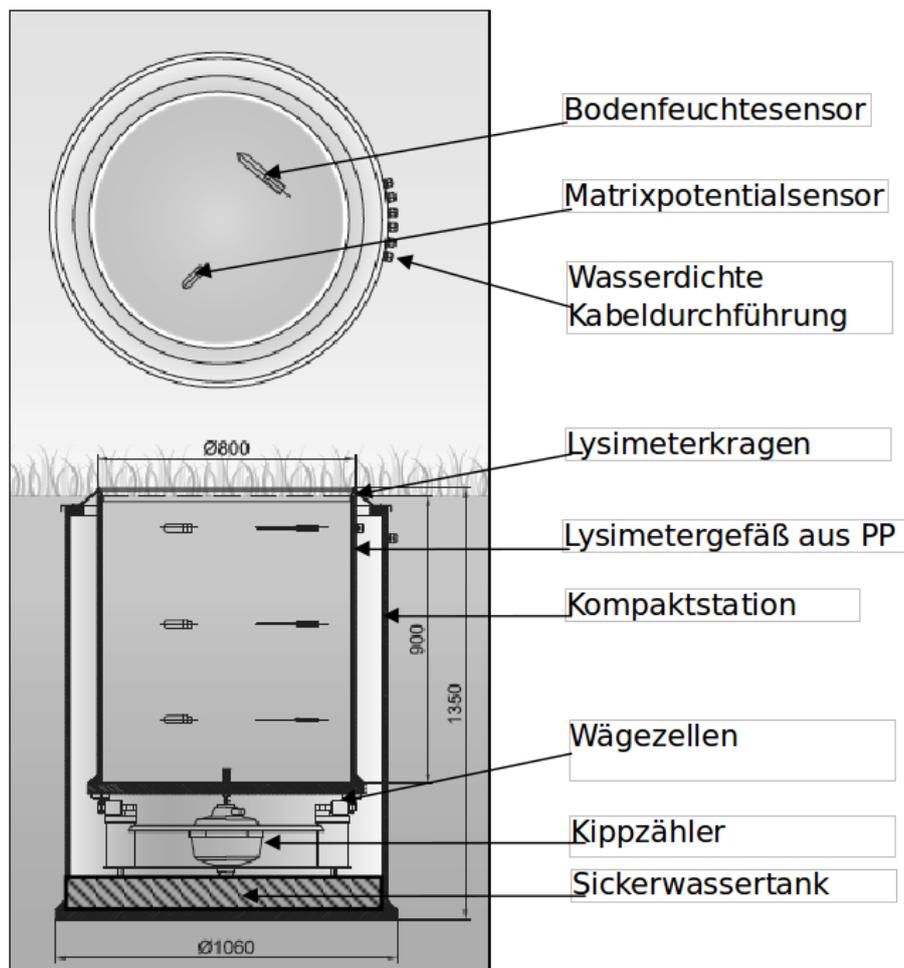


Abbildung 3: Schematische Darstellung des kompakten Lysimeteraufbaus mit exemplarischer Sensorik in drei Ebenen

Das komplette System ist als Plug-and-Play System aufgebaut, sodass es vom Endnutzer selbständig, ohne spezifische Vorkenntnisse oder Spezialwerkzeug installiert werden kann. Dadurch entfallen hohe Installationskosten und die Installation kann unkompliziert in die eigene Ablaufplanung integriert werden.

3 Anpassung des Systems

Das Deponielysimeter als Grundlage erlaubt einen effizienten Aufbau von Messplätzen, wodurch die Kosten für Anschaffung, Installation und Betrieb, sowie der Aufwand der Wartungsarbeit und der Datenaufbereitung minimiert werden können. Das System kann je nach festgelegtem Messplan angepasst werden.

3.1 Datenlogger

An den Datenlogger des Deponielysimeters kann zusätzliche Sensorik angeschlossen werden. So können zum Beispiel die Sensoren zur, laut Deponieverordnung geforderten, Temperaturmessung, zusätzliche Bodenhydrologische Sensoren oder auch ganze Wetterstationen mit an den Datenlogger angeschlossen werden. Es ist auch möglich mehrere Deponielysimeter an einen Datenlogger anzuschließen.

Vorteile bei der Zusammenfassung mehrere Sensoren auf einem Datenlogger:

- Kostenersparnis bei der Anschaffung. In der Regel ist der Datenlogger mit der zugehörigen Energieversorgung und je nach Bedarf einer Datenfernübertragungslösung der höchste Kostenpunkt eines Messplatzes. Das Aufwand-Nutzen-Verhältnis eines Datenloggers ist umso besser, je mehr Sensoren er fasst.
- Synchrone Daten. Werden alle Daten von einem Datenlogger aufgezeichnet, so ist garantiert, dass die Zeiten der Datenaufzeichnung auch tatsächlich übereinstimmen und die Daten immer klar einander zugeordnet werden können.
- Ausgabe aller Daten in einer Datei. Die Daten werden vom Datenlogger als .csv-Datei ausgegeben, sodass sie leicht in Tabellenkalkulationsprogramme oder Datenbanken importiert werden können. Bei Kombination aller benötigten Messungen auf einem Datenlogger muss nur ein Datensatz ausgelesen und weiter verarbeitet werden. Dies spart Zeit in der Aufbereitung der Daten.
- Kostenersparnis bei der Datenfernübertragung. Soll der Messplatz durch Datenfernübertragung weitgehend automatisiert werden, fallen für jeden Datenlogger Kosten hierfür an. Diese laufenden Kosten können durch Kombination möglichst vieler Sensoren auf einem Datenlogger minimiert werden.

3.2 Automatisierung

Ein Ansatz zur Verringerung des Aufwandes ist die weitgehende Automatisierung des Messplatzes. Gerade wenn in der Nachsorgephase kein Personal dauerhaft vor Ort ist, gewinnt dieser Punkt an Gewicht.

Umsetzung der Automatisierung:

- Automatisierte Datenaufbereitung: Der Datenlogger ist in der Lage die Daten in der geforderten zeitlichen Auflösung zu erfassen und bereits die geforderten statistischen Auswertungen (Tagessummen, Monatssummen, Monatsmittel etc.) zu bilden. In der ausgegebenen .csv-Datei erhalten sie dann bereits genau die benötigten Werte, sodass keine Nachbearbeitung mehr notwendig ist.
- Datenfernübertragung: Durch die Datenfernübertragung ist es Möglich die Daten jederzeit an jedem PC mit Internetzugang abzurufen. Es entfällt somit die Anfahrt zum Messplatz um die Daten auszulesen und die Daten stehen immer genau dann zur Verfügung, wenn sie benötigt werden. Das automatisierte Auslesen und Speichern der Daten auf einem beliebigen PC/Server in regelmäßigen Abständen erhöht zudem die Datensicherheit.
- Datenbank: Die automatisierte Übertragung der Daten in ein Datenbanksystem ermöglicht eine übersichtliche Bereitstellung der Daten inklusive grafischer Auswertemöglichkeiten. Sie erleichtert die Bearbeitung der Daten durch mehrere Mitarbeiter. Die Auswertung des Datenbanksystems steht als Grundlage für Berichte zur Verfügung.

Trotz eines hohen Grads der Automatisierung ist es notwendig die Daten regelmäßig auf Plausibilität zu prüfen um eventuelle Fehlfunktionen rechtzeitig zu erkennen. Die Automatisierung erlaubt daher an einigen Punkten ein Eingreifen im Sinne semiautomatischer Bearbeitung. So können die Werte zum Beispiel vor Übernahme in die Datenbank visuell geprüft werden. Durch bestätigen der Werte, werden diese dann in die Datenbank übernommen.

3.3 Flexible Nutzung

Das System kann sowohl in Dichtschichten, als auch in Rekultivierungsschichten eingesetzt werden. Es ist möglich den Messplatz ohne spezifische Vorkenntnisse zu deinstallieren und an einem neuen Platz zu installieren. Die Systeme können somit nach ihrer Nutzung für weitere Messplätze eingesetzt werden. Da die Systeme selbständig installiert werden können, erlauben sie eine flexible Planung der Installation.

4 Zusammenfassung

Über die Technologie eines wägbaren Lysimeters kann die Verdunstung direkt gemessen werden. Das an die Zielstellung angepasste Deponielysimeter stellt diese Technologie zu einem im Vergleich zu Großlysimetern deutlich reduzierten Aufwand zur Verfügung. Das Deponielysimeter mit Erweiterung um meteorologische und/oder bodenhydrologische Sensoren erlaubt die Messung aller zeitlich hochaufgelösten Daten eines Messplanes entsprechend Deponieverordnung in einem System und kann auch wichtige Informationen über den Wasserhaushalt einer Rekultivierungsschicht liefern.

Měření objemového obsahu vody při využití kontinuálních a diskontinuálních metod měření v hydrologické vrstvě skládky v Bavorsku

Zur Messung des volumetrischen Bodenwassergehaltes bei Einsatz von kontinuierlichen und diskontinuierlichen Messmethoden in einer Wasserhaushaltsschicht einer Deponie in Bayern

Gerhard Kast¹

Abstrakt

V případě odchylek od běžné konstrukce zakrytí skládek je provozovatel povinen doložit funkčnost svého speciálního řešení pomocí vhodných metod měření a monitoringu. V závislosti na finančních možnostech jsou k tomu využívány plošné lysimetry, váhové lysimetry nebo měřicí stanice vybavené senzory, které byly zabudovány z povrchu.

Pro dosažení pokud možno dobrého přehledu o distribuci půdní vlhkosti v ploše za co možná nízkých finančních nákladů jsou zčásti instalovány rovněž měřicí tyče, které jsou v pevných časových intervalech měřeny pomocí sondy tak, aby je bylo možno využít pro vyhodnocení v relaci k měření několika méně kontinuálních měřících sond.

Jak je přitom důležité zohlednit nejen pouze naměřené hodnoty, ale i měnící se vegetaci a vzájemnou polohu sond je popsáno v příspěvku.

Kurzfassung

Bei Abweichungen vom Regelaufbaus von Deponieabdeckungen hat der Betreiber die Funktionalität seiner Speziallösung durch geeignete Mess- und Monitoringverfahren nachzuweisen. Je nach finanziellen Möglichkeiten werden dazu Flächen-Lysimeter, Wäge-Lysimeter oder Messstationen mit Sensoren, die von der Bodenoberfläche aus eingebaut wurden, eingesetzt.

Um mit möglichst geringem finanziellen Aufwand einen möglichst guten Eindruck von der Verteilung der Bodenfeuchte über die Fläche zu erhalten, werden teilweise auch Messrohre verbaut, die in festen zeitlichen Abständen mit einer Messsonde gemessen werden, um sie in Relation zu Messungen einiger weniger kontinuierlichen Messsonden für die Auswertung heranzuziehen.

Wie wichtig es dabei ist, nicht nur die bloßen Messwerte, sondern auch die sich ändernde Vegetation und die Lage der Sonden zueinander zu betrachten, wird im Beitrag nachgewiesen.

¹UP Umwelt-analytische Produkte GmbH, Taubenstraße 4, D-03046 Cottbus, g.kast@upgmbh.com

Techniky následné péče o skládky

**Umwelttechnik bei der Nachsorge von
Deponien**

Nákladově efektivní a nízkoúdržbové systémy odvodnění povrchů skládek s přihlédnutím ke specifickým požadavkům hydrologické vrstvy.

Kostengünstige und nachsorgearme Oberflächenentwässerungs-einrichtungen auf Deponien bei Berücksichtigung der besonderen Anforderungen einer Wasserhaushalts-schicht

Ralf Drews¹

Abstrakt

Podle Tabulky 2 Přílohy 1 Nařízení o skládkách a trvalých úložištích (Deponieverordnung) musejí být systémy izolace povrchů skládek s výjimkou skládek třídy DK0 vybaveny systémovou komponentou - odvodňovací vrstvou o mocnosti nejméně 0,3 m. Za předpokladu důkazu, že je trvale zajištěna hydraulická vodivost odvodňovací vrstvy a stabilita rekultivační vrstvy, může příslušný orgán na žádost provozovatele skládky připustit odchylky od minimální mocnosti, koeficientu propustnosti a spádu.

Provozovatel skládky tak za dodržení stavu techniky má rozmanité možnosti instalace systémů pro odvodňování povrchů. Systém odvodnění povrchu samotný musí ve spojení se systémem izolace povrchu průkazně zajistit plnění své funkce po období nejméně 100 let. Pro projektování, dimenzování a kvalitní výstavbu odvodňovacích vrstev existuje řada specifických úprav, norem a doporučení, která budou následně kompaktně popsána.

Ve vazbě na jímání a odvádění povrchové vody je oproti tomu nutno použít úpravy z hospodaření se sídelními vodami, kterou je však nutno adaptovat na specifický případ skládky.

Na příkladu skládky Spremberg-Cantdorf má být představeno, jak takovýto systém s přihlédnutím ke specifickým požadavkům hydrologické vrstvy může být přesto nákladově příznivě vybudován a provozován.

Kurzfassung

Gemäß Tabelle 2 des Anhangs 1 der Deponieverordnung (DepV) müssen Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien, außer bei DK 0 Deponien, über eine mindesten 0.3 m mächtige Systemkomponente Entwässerungsschicht verfügen. Unter der Voraussetzung des Nachweises, dass die hydraulische Leistungsfähigkeit der Entwässerungsschicht und die Standesicherheit der Rekultivierungsschicht dauerhaft gewährleistet wird, kann die zuständige Behörde auf Antrag des Deponiebetreibers Abweichungen von der Mindestdicke, dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem Gefälle zulassen.

Damit bieten sich für den Deponiebetreiber unter Einhaltung des Standes der Technik vielfältige Möglichkeiten Oberflächenentwässerungssysteme zu errichten. Das Oberflächenentwässerungssystem selbst muss im Verbund mit dem Oberflächenabdichtungssystem seine Funktionserfüllung von mindestens 100 Jahren nachweislich gewährleisten.

¹Landkreis Spree-Neiße / Eigenbetrieb Abfallwirtschaft, Heinrich-Heine-Str. 1, D-03149 Forst (Lausitz); r.drews-abfallwirtschaft@lkspn.de

Für die Planung, Dimensionierung sowie den qualitätsgerechten Einbau der Entwässerungsschichten gibt es eine Vielzahl von speziellen Regelungen, Normen und Empfehlungen, die im Folgenden kompakt erläutert werden.

Bezüglich der Fassung und Ableitung der Oberflächenwässer müssen dagegen Regelungen aus der Siedlungswasserwirtschaft verwendet werden, die jedoch auf den speziellen Fall der Deponie anzupassen sind.

Am Beispiel der Deponie Spremberg-Cantdorf soll aufgezeigt werden, wie ein solches System bei Berücksichtigung der besonderen Anforderungen einer Wasserhaushaltsschicht trotzdem kostengünstig und nachsorgearm hergestellt und betrieben werden kann.

1 Einleitung

Die Errichtung von Oberflächenentwässerungssystemen auf Deponien mit Wasserhaushaltsschichten stellt auf Grund der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht von mindestens 1,5 m sowie deren Setzungsempfindlichkeit eine nicht zu unterschätzende Herausforderung dar.

Einerseits kann und soll die Wasserhaushaltsschicht gemäß Punkt 1 des BQS 7-2 Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen [1] eine hydraulische Überlastung der Entwässerungsschicht verhindern, eine Durchwurzelung weitestgehend vermeiden und sonstige Beeinträchtigungen der langfristigen Funktionsfähigkeit ausschließen. Auf der anderen Seite können aber auch Wasserhaushaltsschichten durch Ihre Auflast, durch Setzungen, Sackungen, Verschlammungen oder Lösungs- und Austragsvorgänge Schäden am Entwässerungssystem verursachen. Diese gilt es durch eine vorausschauende Planung, intensive Qualitätssicherung in der Bauphase und eine regelmäßige Nachsorge zu verhindern.

2 Möglichkeiten der Gestaltung von Oberflächenentwässerungssystemen auf Wasserhaushaltsschichten

2.1 Planungsinstrumente und Verordnungen

Für die Planung, Dimensionierung sowie den qualitätsgerechten Einbau sind folgende Regelungen, Normen und Empfehlungen zu berücksichtigen:

- Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV)
- BQS 5-0 „Mineralische Oberflächenabdichtungskomponenten-Übergreifende Anforderungen“
- BQS 6-1 „Mineralische Entwässerungsschichten aus natürlichen Baustoffen in Oberflächenabdichtungssystemen“
- BQS 6-2 „Mineralische Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen aus nicht natürlichen Baustoffen“
- BQS 7-2 „Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“
- BQS 9-1 „Qualitätsmanagement - Fremdprüfung beim Einbau mineralischer Baustoffe in Deponieabdichtungssystemen“
- DIN 19667 Dränung von Deponien
- DWA-A 117 Bemessung von Regenrückhalteräumen
- DWA-A 118 Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen
- DWA-A 138 Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser

- DWA-M 153 Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser
- DWA-A 166 Bauwerke der zentralen Regenwasserbehandlung und – rückhaltung
- DWA-M 176 Hinweise zur konstruktiven Gestaltung und Ausrüstung von Bauwerken der zentralen Regenwasserbehandlung
- GDA E 2-20 Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen
- GDA E 2-4 Oberflächenabdichtungssysteme Juli 2010
- GDA E 2-30 Modellierung des Wasserhaushaltes der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien
- GDA E 3-5 Versuchsfelder für mineralische Basis- und Oberflächenabdichtungen; GDA E 3-12 Eignungsprüfung mineralischer Entwässerungsschichten
- GDA E 4-2 Herstellung von mineralischen Entwässerungs- und Schutzschichten
- GDA E 5-1 Grundsätze des Qualitätsmanagements
- GDA E 5-6 Qualitätsüberwachung bei mineralischen Entwässerungsschichten
- BAM Richtlinie für die Zulassung von Geotextilien zum Filtern und Trennen für Deponieabdichtungen
- BAM Richtlinie für die Zulassung von Kunststoff-Dränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen
- BAM Richtlinie für die Anforderungen an die Qualifikation und die Aufgaben einer fremdprüfenden Stelle für Kunststoffkomponenten im Deponiebau

2.2 Allgemeine Anforderungen an Oberflächenentwässerungssysteme

Im Anhang 1 Nummer 2.1.1 der Deponieverordnung ist festgelegt, dass die Materialien und die Herstellung der Systemkomponenten des Oberflächenabdichtungssystems und deren Einbau sowie die Eigenschaften dieser Komponenten im Einbauzustand so gewählt werden müssen, dass die Funktionserfüllung der einzelnen Komponenten und des Gesamtsystems unter allen äußeren und gegenseitigen Einwirkungen über einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren zu gewährleisten ist.

Es dürfen daher für Oberflächenentwässerungssysteme nur Materialien, Komponenten oder Systeme eingesetzt werden, die dem Stand der Technik entsprechen und wenn dies der zuständigen Behörde nachgewiesen worden ist. Dazu wurden durch die LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ bundeseinheitliche Qualitätsstandards festgelegt.

Für Entwässerungskomponenten aus Geokunststoffen oder Polymeren ist eine Zulassung der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung erforderlich.

Gemäß der GDA 2-20 [2] gehören zum Oberflächenentwässerungssystem die oberhalb der Abdichtungskomponenten angeordnete Entwässerungsschicht sowie die Sickerrohre und Entwässerungsrinnen.

Die Errichtung der Anlagen zur Ableitung der Oberflächenwässer, wie Versickerungsbecken, Verdunstungsbecken oder Ableitungseinrichtungen in die Vorflut, ist in den DWA Arbeits- und Merkblättern geregelt.

Entsprechend DepV sind Oberflächenentwässerungssysteme unabhängig vom Oberflächenabdichtungssystem auf DK II und DK III Deponien zwingend vorgeschrieben. Bei Ausbildung

der Rekultivierungsschicht als Wasserhaushaltsschicht kann für DK I Deponien auf die Errichtung der Entwässerungsschicht verzichtet werden. Bei DK O Deponien ist eine Entwässerungsschicht grundsätzlich nicht erforderlich.

Die Entwässerungsschicht muss eine Schichtdicke von ≥ 30 cm, einen Durchlässigkeitsbeiwert von $k \geq 1 \cdot 10^{-3}$ m/s und ein Gefälle ≥ 5 % einhalten. Dabei kann die zuständige Behörde auf Antrag des Deponiebetreibers Abweichungen von der Schichtdicke, dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem Gefälle zulassen. Voraussetzung ist, dass die Funktionsfähigkeit des Systems über einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren nachgewiesen wird.

2.3 Funktion der Oberflächenentwässerungssysteme

Das Oberflächenentwässerungssystem hat gemäß GDA E 2-4 [3] die Funktion, das durch die Rekultivierungsschicht einsickernde (Dränabfluss) und auf der Rekultivierungssicht und den Betriebswegen oberflächlich anfallende Niederschlagswasser schadlos abzuleiten sowie den hydraulischen Gradienten auf den Abdichtungskomponenten zu minimieren.

Nach der GDA E 2-20 muss die Entwässerungsschicht filterstabil und standsicher ausgeführt werden. Weiterhin soll sie bei mineralischen Dichtungen durch verzögerten Abfluss diese feucht und somit funktionsfähig halten und den Abdichtungskomponenten Schutz vor Durchwurzelung bieten.

Das Entwässerungssystem ist so auszubilden, dass es im Ist-Zustand und bei sich verändernden Bedingungen seine Funktion zur Ableitung des Dränageabfluss und des Oberflächenabflusses langfristig erfüllt. Eventuell noch vorhandene Setzungen des Deponiekörpers müssen ausgeglichen werden. Dies wird damit erreicht, dass die Deponieoberfläche nach dem Abklingen der Sackungen und Setzungen des Deponiekörpers inkl. der Wasserhaushaltsschicht, an allen Stellen ein Mindestgefälle von 5 % einhält.

2.4 Hydraulische Dimensionierung der Oberflächen-entwässerungssysteme

Das Oberflächenentwässerungssystem muss entsprechend den jeweiligen spezifischen Standortbedingungen dimensioniert werden. Dabei sind die jeweils höchsten zu erwartenden hydraulischen Beanspruchungen zu berücksichtigen. Diese sind wiederum abhängig von den lokalklimatischen Besonderheiten, dem Wasserspeichervermögen und der Schichtdicke der Wasserhaushaltsschicht, der Böschungsneigung, Böschungslänge sowie dem anfänglichen und sich entwickelnden Bewuchs.

Die Dimensionierung bzw. der hydraulische Nachweis der Funktionsfähigkeit erfolgt auf Basis wasserwirtschaftlicher Berechnungsverfahren. Unumgänglich für Wasserhaushaltsschichten ist die Verwendung von Wasserhaushaltsmodellen, die die Anforderungen nach Punkt 4.1.1 des BQS 7-2 [4] vollumfänglich erfüllen. Vor dem Hintergrund von immer stärker auftretenden extremen Niederschlagsereignissen sollten, obwohl in der aktuellen Fassung des BQS 7-2 nicht mehr gefordert, die künftigen klimatischen Änderungen mit berücksichtigt werden.

Im Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung kann der zu erwartende Dränabfluss und somit die Dimensionierung der Entwässerungsschicht relativ genau berechnet werden.

Für die Berechnung der Abflussbildung auf der Wasserhaushaltsschicht und den Betriebswegen ist das Arbeitsblatt DWA-A 118 [5] anzuwenden.

Die Berechnung des Abflusses auf der Oberfläche erfolgt an Hand eines tabellarisch oder mit Hilfe der Wasserhaushaltsberechnung spezifisch ermittelten Spitzenabflussbeiwertes.

Die Berechnung nach DWA-A 118 führt im Allgemeinen immer zu einer Überdimensionierung der Entwässerungseinrichtungen. Verwendet man dagegen ein Niederschlags-Abfluss-Modell speziell für Deponien, wie z. B. das Programm ROHALEP, betragen die Durchflussraten im Starkniederschlagsfall nur ein Viertel bis ein Drittel der nach DWA-A 118 berechneten Durchflussraten [6]. Die Berechnung nach DWA-A 118 liegt daher auf der sicheren Seite.

Das anfallende Oberflächenwasser einer Deponie wird in den überwiegenden Fällen einer zentralen oder dezentralen Versickerung auf dem Deponiegelände zugeführt. Eine Ableitung in die Vorflut ist nicht überall möglich.

Zur Dimensionierung der Versickerungsanlagen ist das DWA-A 138 anzuwenden. Die hydraulische Dimensionierung wird dabei nicht nur von der Höhe und Häufigkeit des Niederschlages, sondern auch von der Art der Versickerungsanlage, dem Durchlässigkeitsbeiwert des vorhandenen Untergrundes, dem Grundwasserflurabstand, der Grundwasserfließrichtung sowie der Hangneigung bestimmt. Zu berücksichtigen sind weiterhin die sich im Laufe der Nachsorge durch Stoffeinträge verringernden Versickerungsraten.

3 Konstruktive Gestaltung der Oberflächenentwässerungssysteme

3.1 Entwässerungsschichten

3.1.1 Mineralische Entwässerungsschichten

Bezüglich der Errichtung wird im BQS 6-1 „Mineralische Entwässerungsschichten aus natürlichen Baustoffen in Oberflächenabdichtungssystemen“ [7] auf die GDA E 2-20, GDA E 3-12, GDA E 4-2 sowie die GDA E 5-6 verwiesen.



Abbildung 1: Aufbau einer mineralischen Entwässerungsschicht

Die GDA- 2-20 rät bei mineralischen Entwässerungsschichten von einer Verringerung der Schichtdicke auf unter 30 cm ab, um Alterungsprozesse, Ausfällungen oder Durchwurzungen zu berücksichtigen. Eine Schichtdicke ≥ 30 cm bietet zudem auch ausreichend Reserven zur Nutzung dieser Schicht als Gasverteilschicht für Methanoxydationsflächen oder Gasfenster.

Der Durchlässigkeitsbeiwert k darf höchstens $\geq 1 \cdot 10^{-3}$ sein. Der Unterkornanteil ist entsprechend GDA E 3-12 [8] zu begrenzen, wobei der Feinkornanteil unter 1 Weiterhin sind die jeweils zulässigen Schadstoffgehalte entsprechend Tabelle 2, Anhang 3 der DepV zu beachten. Bei grobkörnigem Material ist konstruktiv zu den angrenzenden Bodenschichten hin ein mineralischer oder geotextiler Filter vorzusehen. Der Fußbereich der Böschungen bzw. der Übergang zur Längsentwässerung ist vorzugsweise aus gebrochenen, grobkörnigen Materialien (Schotter 32/45) aufzubauen.

Soll die Entwässerungsschicht auch die Funktion der Gasverteilschicht mit übernehmen, müssen dafür gemäß Punkt 4.1 des BQS 7-3 [9] ausreichende Reserven nachgewiesen werden. Bei Notwendigkeit ist das Wasserleitvermögen oder die Schichtdicke zu erhöhen.

Beim Einbau mineralischer Oberflächenentwässerungsschichten aus nicht natürlichen Baustoffen oder Gemischen mit diesen findet der BQS 6-2 [10] Anwendung. Konstruktiv bestehen

die gleichen Anforderungen wie bei Verwendung ausschließlich natürlicher Baustoffe. Neben den Qualitätsanforderungen an die verwendeten Deponieersatzbaustoffe gemäß Deponieverordnung ist auf eine gleichbleibende Herkunft und Zusammensetzung der Deponieersatzbaustoffe zu achten.

3.1.2 Kunststoff-Dränelemente

Kunststoff-Dränelemente bedürfen gemäß der Richtlinie für die Zulassung von Kunststoff-Dränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen einer Zulassung durch die BAM.

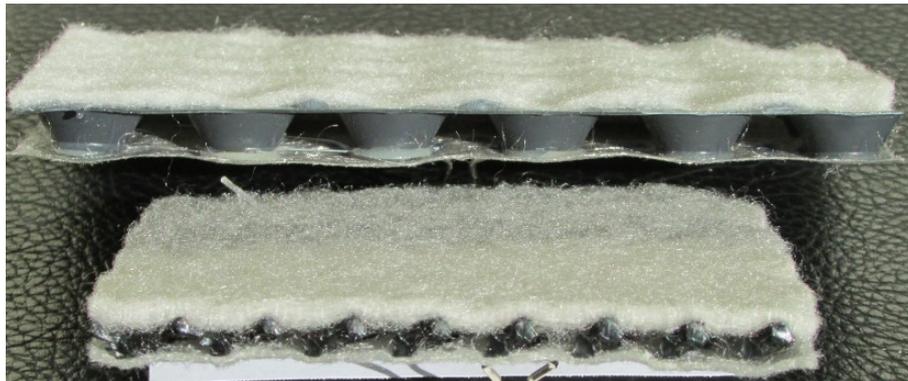


Abbildung 2: Konstruktiver Aufbau von Kunststoffdränelementen

Konstruktiv bestehen Kunststoff-Dränelemente aus industriell vorgefertigten Filtergeotextilien auf der Oberseite, dem Entwässerungskern aus z. B. Geogitter, Noppenbahnen oder Wirrgelege und einem geotextilen Stütz- und Schutzflies aus PE-HD oder PP. Die einzelnen Bestandteile sind fest verschweißt, verklebt oder vernäht.

Die mechanischen Eigenschaften der Filtergeotextilien und der Stütz- und Schutzfliese müssen grundsätzlich der GDA E 2-20 entsprechen.

Der Entwässerungskern ist so groß auszuführen, dass das zugeführte Dränwasser unter allen Randbedingungen, also auch nach auflastbedingter oder bettungsbedingter Verringerung der Dicke dauerhaft ausreichend abgeleitet werden kann. Dies geschieht durch Berücksichtigung von Abminderungsfaktoren aus Planung, Einbau, Querschnittsveränderungen und langwierigen Beeinträchtigungen.

3.2 Oberflächenentwässerungsanlagen

Im Gegensatz zu den Entwässerungsschichten finden sich bezüglich der konstruktiven Gestaltung von Oberflächenentwässerungsanlagen weder in der Deponieverordnung noch in den Bundeseinheitlichen Qualitätsstandards entsprechende Regelungen. Es ist lediglich abzuleiten, dass auch diese Anlagen als Teil der Oberflächenabdichtung die Funktionsfähigkeit über einen Zeitraum von mindestens 100 Jahren gewährleisten müssen.

Bezüglich der Dimensionierung und Konstruktion sind auf Deponien die Regelungen der DWA Arbeitsblätter DWA-A 117, DWA-A 118, DWA-A 138 sowie DWA-A 166 maßgebend. Diese beziehen sich jedoch in erster Linie auf die Oberflächenentwässerung von Straßen, Plätzen und Gebäuden. Die Regelungen müssen daher mit den spezifischen Anforderungen eines Oberflächenabflusses von Deponien in Einklang gebracht werden. Insbesondere treten immer wieder in der Bauphase, aber auch während der Nachsorgephase Ableitungs- und Versickerungsprobleme auf, die es zu beachten gilt.

Konstruktiv gibt es eine Vielzahl von Gestaltungsmöglichkeiten zur Fassung und Ableitung der Oberflächenwässer. Gemäß den Empfehlungen der DWA-A 138 [11] wird aktuell eine

möglichst naturnahe und flächenhafte Verteilung und Versickerung der Oberflächenwässer favorisiert. Die Vor- und Nachteile der einzelnen Anlagen werden im Punkt 6.2. ausführlicher dargestellt.

4 Einbau der Oberflächenentwässerungssysteme

4.1 Entwässerungsschichten

4.1.1 Mineralische Entwässerungsschichten

Zur Herstellung von mineralischen Entwässerungsschichten gibt die GDA E 4-2 Herstellung von mineralischen Entwässerungs- und Schutzschichten [12] entsprechende Einbauempfehlungen.

Grundsätzlich sind die Einbaugeräte auf die zu verwendenden Materialien und die Böschungsneigung abzustimmen. So können nur auf schwach geneigten Böschungen Geräte eingesetzt werden, die auf der Oberfläche der Entwässerungsschicht fahren können, wie z. B. Radlader oder Planiertrauben. Bei Böschungsneigungen $\geq 1:3$ sind zur Verhinderung von Standsicherheitsproblemen oder Korngrößen-Entmischungen überwiegend Langarmbagger erforderlich. Die Eignung der entsprechenden Einbaugeräte bezogen auf das Dränmaterial und die Böschungsneigung ist im Probefeld nachzuweisen. Dabei muss eine Verdichtung, Kornzertrümmerung oder ein Abrollen des Dränmaterials verhindert werden.



Abbildung 3: Einbau der mineralischen Entwässerungsschicht mittels Langarmbagger

Auf einer geotextilen Schutzlage ist der Einbau so auszuführen, dass ein Verschieben oder eine Wellenbildung des Schutzvlieses weitestgehend vermieden wird. Zu gewährleisten ist dies durch Einsatz eines Langarmbaggers und einen ausreichend stark dimensionierten Fahrdamm. Gleiches gilt bei Nutzung mineralischer Schutzschichten.

4.1.2 Kunststoff-Dränelemente

Die Anforderungen an den Einbau der Kunststoff-Dränelemente sind in der Richtlinie für die Zulassung von Kunststoff-Dränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen der BAM festgeschrieben. Der Einbau obliegt danach ausschließlich Verlegebetrieben, die nach der BAM Richtlinie „Verlegebetriebe“ [13] zugelassenen sind oder durch eine Güteüberwachungsgemeinschaft eines Fachverbandes nach der o. g. Richtlinie überwacht werden.

Das mineralische Auflager (Tondichtung) für die Kunststoff-Dränelemente muss vor der Verlegung fest abgewalzt, glatt und ohne größere Stufen sowie frei von Fremdkörpern sein. Bei

Verlegung der Kunststoff-Dränelemente auf einer Kunststoffdichtungsbahn ist ebenfalls auf eine Glattlage ohne Faltenbildung und Stufen zu achten.

Der Einbau erfolgt in der Hauptgefällerrichtung durch Ausrollen der Bahnen entsprechend einem vorher mit dem Fremdprüfer festgelegten Verlegeplan. Die einzelnen Bahnen sind so übereinanderzulegen, dass eine hydraulisch durchgehende Verbindung an den Überlappungen entsteht. Weiterhin sind die jeweiligen Verlegevorschriften des Herstellers zu beachten.

Die dauerhafte Glattlage ist arbeitstäglich durch Aufbringen einer Auflast (z.B. Sandsäcke) oder umgehender Überdeckung mit der Rekultivierungsschicht zu sichern. Dabei dürfen die verlegten Bahnen nicht direkt mit Baugeräten oder Fahrzeugen befahren werden. Zur Vermeidung von Beschädigungen der Kunststoff-Dränelemente sind zum Einbau der Rekultivierungsschicht Einbaustraßen von mindestens 1 m Höhe erforderlich und ist als Vor-Kopf-Einbau auszuführen.

4.2 Oberflächenentwässerungsanlagen

Zum Einbau der Oberflächenentwässerungsanlagen enthalten die DWA Arbeitsblätter 138 und 166 sowie die DWA Merkblätter 153 und 176 entsprechende Hinweise.

Nach der DWA-A 138 sind neben den produktspezifischen Anforderungen der Hersteller der Anlagenteile oder der verwendeten Baustoffe vor allem Maßnahmen zum Bodenschutz (kein Einbau von Bauschutt oder Abfall) und zur Verhinderung einer Bodenverdichtung des Untergrundes durch Baufahrzeuge und Geräte zu beachten. Oberirdische Anlagen sollten bereits vor der eigentlichen Benutzung gebaut werden, um z. B. der Bepflanzung ausreichend Zeit zur Entwicklung zu geben. Auch bei Versickerungsmulden oder Versickerungsrigolen ist eine Bepflanzung mit flachwurzelnden Bodendeckern oder Hochstauden ohne weiteres möglich.



Abbildung 4: Schutz der fertiggestellten Entwässerungsgräben durch Vliesabdeckung

Zu beachten ist insbesondere der Schutz der fertiggestellten Anlagen vor schlammigen oder schluffigen Einträgen aus der Rekultivierungsschicht oder den Betriebswegen z. B. durch Geotextilien.

5 Qualitätsüberwachung der Oberflächenentwässerungssysteme

5.1 Entwässerungsschichten

5.1.1 Mineralische Entwässerungsschichten

Nach dem BQS 9-1 „Qualitätsmanagement - Fremdprüfung beim Einbau mineralischer Baustoffe in Deponieabdichtungssystemen“ [14] bedarf der Einbau mineralischer Entwässerungsschichten einer Qualitätsüberwachung durch eine fremdprüfende Stelle die nach DIN EN ISO/EC 1720 als Inspektionsstelle und nach DIN EC ISO 17025 als Prüflabor akkreditiert sein muss. Die erforderlichen Qualitätsprüfungen der Eigen- und Fremdprüfung sind in einem möglichst schon in der Planungsphase aufzustellenden Qualitätsmanagementplan aufzunehmen.

Die Eignung der für die mineralische Entwässerungsschicht verwendeten natürlichen Materialien, z.B. Dränkies oder Schotter, ist nach der GDA E 3-12 nachzuweisen. Dazu sind vor Anlieferung und Einbau Untersuchungen bezüglich der Kornverteilung nach DIN EN 933-1, bei Materialien kleiner der Körnung 16/32 die Wasserdurchlässigkeit nach DIN 18130-1, die Rohdichte nach DIN EN 1097-6, die Kornform nach DIN EN 933-4, die organischen Bestandteile nach DIN 18128, der Gesamtcarbonatgehalt nach DIN 18129, die Kornfestigkeit unter Zuhilfenahme der Geräte für den Proctorversuch nach DIN 18127 oder im Feldversuch nach den Vorgaben der GDA E 3-5, die Scherfestigkeit nach DIN 18137-3 oder DIN 18137-2 sowie die Frostbeständigkeit nach DIN EN 1367-1 erforderlich.

Die Verwendung mineralischer Recyclingbaustoffe (Deponieersatzbaustoffe) erfordert gemäß BQS 6-2 zusätzlich eine Untersuchung zum Auslaugverhalten nach Tabelle 2, Anhang 3 der DepV sowie bei gleichzeitiger Nutzung als Gasverteilschicht zur Beständigkeit gegenüber Gasen, z. B. durch einen Durchströmungsversuch. Zum Nachweis der dauerhaften Funktionserfüllung sind stoffspezifisch neben den Kurzzeitversuchen auch Langzeitversuche oder Versuche mit Zeitraffereffekt notwendig. Liegen für solche Deponieersatzbaustoffe (z. B. Stahlwerkschlacken) bereits Untersuchungen oder langjährige Erfahrungen vor, ist auch eine gutachterliche Beurteilung ausreichend. Da bei Verwendung von Deponieersatzbaustoffen bei Änderung der Herkunft oder Beschaffenheit der Materialien jeweils wieder neue Eignungsuntersuchungen erforderlich werden, sollte auf eine gleichbleibende Herkunft und Zusammensetzung geachtet werden.

Im Rahmen der Qualitätsüberwachung sind durch den Eigenprüfer alle 500 Mg bzw. mindestens einmal pro Woche die o. g. Qualitätsanforderungen zu untersuchen.

Die Qualitätsüberwachung ist auch während des Einbaus durchgehend weiterzuführen und durch stichprobenhafte Kontrollen, Probenahmen und durch Laboruntersuchungen zu begleiten. Die Einhaltung der Schichtstärke ist gemäß GDA E 5-6 [15] in einem Raster von 10 m x 10 m durch die Eigenüberwachung zu überprüfen. Alle 1.000 m² sind aus Schurfen Laborproben zu entnehmen und die Gesteinsart, Kornverteilung und der Anteil der abschlämmbaren Bestandteile zu untersuchen. Kornform und Carbonatgehalt sind alle 5.000 m² zu bestimmen.

Die Untersuchungen erfolgen sowohl durch die Eigen- als auch die Fremdprüfung entsprechend Qualitätsmanagementplan.

Erst nach Erteilung der Freigabeempfehlung des Fremdprüfers und der Freigabe durch die Überwachungsbehörde kann die mineralische Entwässerungsschicht mit der Rekultivierungsschicht überbaut werden.

5.1.2 Kunststoff-Dränelemente

Die Qualitätsüberwachungsmaßnahmen bei Verwendung von Kunststoff-Dränelementen ist in der BAM Richtlinie für die Zulassung von Kunststoff-Dränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen verankert. Diese umfassen umfangreiche Qualitätsprüfungen bei der Produktion der einzelnen Bestandteile durch das herstellereigene Qualitätsmanagement entsprechend

den jeweiligen Zulassungsanforderungen. Zusätzlich ist die Produktion durch eine fremdprüfende Stelle zu überwachen.

Die Qualitätssicherung zum Einbau ist ebenfalls im Qualitätsmanagementplan zu regeln und beginnt bereits mit Angebotsabgabe des Verlegebetriebes. Vor Baubeginn sind die Drainage- und Filterwirksamkeit und die Scherparameter zu überprüfen sowie der Gleitsicherheitsnachweis und der Verlegeplan zu erstellen. Visuelle Anliefer- und Einbaukontrollen sind weitere Bestandteile der Eigen- und Fremdprüfung. Die ordnungsgemäße Überlappung von ≥ 20 cm der Filtervliese ist stichprobenhaft zu messen. Alle 5.000 m² sind durch den Fremdprüfer Dicke, flächenbezogene Masse, Höchstzugkraft, Dehnung und die Verbundfestigkeit sowie je Bauabschnitt einmalig die Kurzzeit-Druckfestigkeit, das Wasserableitvermögen sowie die charakteristische Öffnungsweite zu überprüfen.

5.2 Oberflächenentwässerungsanlagen

Die erforderlichen Maßnahmen zur Qualitätssicherung beim Bau der Oberflächenversickerungsanlagen sind in der Leistungsbeschreibung oder in einem Bauhandbuch zu beschreiben und durch die örtliche Bauüberwachung zu kontrollieren. Die Inbetriebnahme der Oberflächenversickerung oder Einleitung in die Vorflut bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis und der Abnahme durch die zuständigen Wasserbehörden. Eventuell zusätzliche Anforderungen aus der wasserrechtlichen Erlaubnis sind zu beachten.

6 Konstruktive und Bautechnische Probleme von Oberflächenentwässerungsanlagen auf Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschichten

6.1 Entwässerungsschichten

6.1.1 Mineralische Entwässerungsschichten

Bezüglich der Verwendung mineralischer Entwässerungsschichten liegen jahrzehntelange Erfahrungen aus dem Wasserbau, z. B. dem Deichbau, vor. Bei Einhaltung der Anforderungen an die Kornverteilung, Wasserdurchlässigkeit, Rohdichte, Kornform, Gehalt an organischen Bestandteilen, Gesamtcarbonatgehalt, Kornfestigkeit, Scherfestigkeit sowie Frostbeständigkeit kann problemlos der Forderung der DepV nach einer mindesten 100 jährigen Gewährleistung der Funktionsfähigkeit entsprochen werden.

Bei Verwendung natürlicher Baustoffe (Schotter, Kies) sind Veränderungen der o. g. Materialeigenschaften durch den Einbau oder die Auflast der Rekultivierungsschicht inkl. des Bepflanzungssystems durch mechanische Beanspruchung nach Frost-Tauwechsel oder durch Witterungseinflüsse nicht zu erwarten. Eine Funktionseinschränkung kann jedoch durch die darüber liegende Rekultivierungsschicht verursacht werden, wenn es in Folge fehlender, falscher oder defekter Filter zu Materialverlagerungen, insbesondere von Feinstkorn aus dem Rekultivierungsboden, in die Entwässerungsschicht kommt.



Abbildung 5: Deponie Spremberg-Cantdorf: Aufgrabung der Wasserhaushaltsschicht fünf Jahre nach Herstellung

Aber auch ein Zusetzen des Filters selbst, ist bei Nichtberücksichtigung der Suffusionssicherheit des Rekultivierungsbodens nicht auszuschließen.

Wasserhaushaltsschichten können dagegen durch Mischen vorher ausgewählter Bodenmischkomponenten eine hohe innere Filterstabilität und somit hohe Suffusionssicherheit erreichen. Bei den auf diese Weise hergestellten Wasserhaushaltsschichten im Landkreis Spree-Neiße wurden im Zuge von Aufgrabungen keine größeren Materialverlagerungen festgestellt.

Mineralische Entwässerungsschichten aus Recyclingbaustoffen (Deponieersatzbaustoffen) bergen die Gefahr einer Funktionseinschränkung, wenn durch fehlende oder nicht ordnungsgemäß ausgeführte Kurzzeit- und Langzeitversuche bezüglich der Beständigkeit gegenüber den Oberflächenwässern oder durch Deponiegas Materialveränderungen auftreten. Sichtbar werden diese Funktionseinschränkungen durch Verkrustungen oder durch Auskristallisationen insbesondere aus den Unterkornanteilen. Durch die Begrenzung des Unterkornanteils gemäß GDA 3-12 auf $\leq 10\%$ bei der Eignungsprüfung und $\leq 15\%$ im eingebauten Zustand kann einer Funktionsbeeinträchtigung entgegengewirkt werden.

Gemäß der GDA 3-12 wird vermutet, dass es bei Nutzung der Entwässerungsschicht als Gasverteilschicht durch erhöhte Gehalte an Calciumcarbonat ebenfalls zu Funktionseinschränkungen in Folge von Korrosion oder Materialverlagerung der Reaktionsprodukte kommen kann. Belege dafür wurden in der Literatur jedoch nicht gefunden.

Selten werden braune Verfärbungen der mineralischen Entwässerungsschichten am Deponiefuß festgestellt. Diese haben ihre Ursache in Ausfällungen von Eisen aus den verwendeten Schottermaterialien.

Verfärbungen des Dränwassers bei Verwendung von Glasabfällen, insbesondere aus der Getränkeindustrie, wurden ebenfalls schon beobachtet. Eine Funktionseinschränkung ist in beiden Fällen damit nicht verbunden.

6.1.2 Kunststoff-Dränelemente

Im Rahmen von Testfeldern und Aufgrabungen liegen zahlreiche Erfahrungen zu bautechnischen Problemen bzw. zu Versagensfällen vor. Zu verweisen ist hier auf die zahlreichen Gutachten und Fachbeiträge der BAM unter anderem zu Eignungsnachweisen, Belastungsgrenzen oder Scherfestigkeiten.

Ausgehend von festgestellten Versagensfällen, wie völliges Zusammendrücken des Dränkerns, Einknicken der Dränmatte in Folge von Setzungen, Verschluss des Filters, Eindringen von Wurzeln in den Dränkern oder Einbaubeschädigungen, wurden in den letzten Jah-

ren die Zulassungsverfahren und Einbauanleitungen ergänzt. Weiterhin wurden und werden die gemäß Tabelle 9 der BAM Richtlinie für die Zulassung von Kunststoffdränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen [16] bei der Dimensionierung zu berücksichtigenden Abminderungsfaktoren D1 bis D4 ständig aktualisiert.

Einem Versagen der Oberflächenentwässerung kann durch den Aufbau einer zusätzlichen mineralischen Dränageschicht entgegengewirkt werden. Es erhebt sich diesbezüglich die Frage, welchen Sinn eine solche Kombination gegenüber der reinen mineralischen Entwässerung hat. Kosten- und Bauzeiteinsparungen sind damit auf jeden Fall nicht verbunden. Weiterhin sind die unter 6.1.1. beschriebenen bautechnischen Probleme für den mineralischen Bestandteil ebenfalls vorhanden.

Sicher werden auf diesem Gebiet in den nächsten Jahren weitere Erfahrungen gesammelt, so dass künftig generell auf eine zusätzliche mineralische Dränschicht verzichtet werden kann.

6.2 Oberflächenentwässerungsanlagen

Im Gegensatz zu Oberflächenentwässerungsanlagen sind die vorgehend beschriebenen bautechnischen Probleme bei der Errichtung von mineralischen Entwässerungsschichten und Kunststoffdränelementen sehr gering. Insbesondere in der Bauphase dürfte es auf fast jeder Deponie zu einem zeitweiligen Versagen der Funktionsfähigkeit der Oberflächenentwässerungsanlagen auf dem Deponiekörper oder in dessen Randbereich, insbesondere in Folge extremer Niederschlagsereignisse, gekommen sein.



Abbildung 6: Deponie Spremberg-Cantdorf: Schaden in der Bauphase nach einem Starkregeneignis

Fallen wie z. B. bei der Deponie Spremberg ein Extremniederschlagsereignis und der Bau der Deponieumfahrung, der Ableitungsgräben, Versickerungsanlagen und der Rekultivierungsschicht zusammen, sind trotz aller Vorsichtsmaßnahmen Schäden oder zusätzliche Aufwendungen nicht zu vermeiden.

Bautechnische Probleme an Kaskaden, Mulden, Durchlässen oder Versickerungsanlagen sind bereits wenige Jahre nach Herstellung zu beobachten, auch wenn diese nicht immer veröffentlicht werden.

Folgende konstruktive Elemente werden in Oberflächenentwässerungsanlagen verwendet:

Tabelle 1: Konstruktive Elemente in Oberflächenentwässerungsanlagen

Anlagenteil	Bauart
Bermengraben	Beton-Kastenrinne
	Beton-Muldenrinne
	gedichteter Bermengraben (mineralische Dichtung, KDB, Trennvlies, Schotter)
Kaskaden	Raubettkaskade (Wasserbausteine in Magerbeton)
	Betonkaskadenrinne
	Natursteinkaskade (gemauerte Natursteine)
Durchlässe	Rohrdurchlässe (Stahl, Kunststoff, Beton)
	Kastendurchlässe (Beton)
Randgraben	Beton-Kastenrinne
	Beton-Muldenrinne
	gedichteter Randgraben (mineralische Dichtung oder KDB, Trennvlies, Schotter)
	Rasenrinne
Versickerungsanlagen	Versickerungsmulde
	Versickerungsgraben
	Versickerungsbecken
	Versickerungsbecken mit vorgeschaltetem Regenrückhaltebecken
	Flächenversickerung
	Sickerschächte
	Rohrrigolen
Anlagen zur Einleitung in die Vorflut	Schotter- oder Kiesrigolen
	Einleitungsschächte
	Absetzschächte
	Absetzbecken Beton
	Absetzbecken (Naturstein gemauert)

Grundsätzlich kann zwischen Anlagen aus natürlichen Baustoffen und Anlagen aus nicht natürlichen Baustoffen unterschieden werden.

Für Anlagen der Siedlungswasserwirtschaft aus Beton wird von einer normativen Nutzungsdauer von 40 Jahren ausgegangen. Es sollte daher bei Verwendung von Betonprodukten zur Fassung und Ableitung der Oberflächenwässer von einem Ersatz in der Nachsorgephase ausgegangen werden. Probleme mit Betonbauprodukten in Folge einer Alkali-Kieselsäure-Reaktion sind ebenfalls bekannt und können die Lebensdauer dieser Produkte erheblich verkürzen. Die Vorteile dieser Produkte bezüglich der Herstellungskosten auf Grund von standardisierten Fertigungen und einem problemlosen Einbau sind dann schnell aufgebraucht.

Bei Verwendung von Beton-Kasten- oder Muldenrinnen sowie Betonkaskaden auf den Bermen kommt es in Folge von Setzungen des Deponiekörpers und der Rekultivierungsschicht zu erheblichen Verformungen oder Rissen an den Übergängen. Bei locker geschütteten Wasserhaushaltsschichten ist eine qualitätsgerechte und langlebige Gründung von Kaskaden von vornherein nicht möglich. Die glatten Oberflächen bilden zudem immer Angriffspunkte für Erosionen und Unterspülungen. Bermen, Randgräben und Kaskaden aus Beton oder gemauerten Natursteinen weisen weiterhin eine geringe Rauigkeit auf. Dies führt zwar zu einem schnellen Abführen der Oberflächenwässer, aber auch zu einer sehr starken Beanspruchung der Anlagenteile im Unterlauf, insbesondere bei Starkregenereignissen.

Insbesondere Kasten- und Muldenrinnen erfordern in der Nachsorge eine regelmäßige Reinigung und Neuausrichtung.

Im Bereich der Randgräben spielt die Setzungsproblematik keine große Rolle. Kastenrinnen erfordern jedoch zusätzliche Naturschutzmaßnahmen (z. B. Ausstieghilfen für Reptilien).



Abbildung 7: Teilweise zugewachsene Betonkaskade einer Betriebsdeponie

Da bei Betonbauprodukten bezüglich der hydraulischen Dimensionierung kaum Reserven mit eingeplant werden, sind neben der regelmäßigen Reinigung und Instandhaltung auch die Beseitigung von Schnee- und Eisablagerungen in den Wintermonaten erforderlich. Bei Ableitgräben oder Versickerungsbecken mit einer Auflage aus Rasengittersteinen besteht die Gefahr eines Wasserstaus oder des Ausspülens des unterliegenden KieSES.



Abbildung 8: Deponie Spremberg-Cantdorf: Aus Schotter aufgebaute Versickerungsrigole auf dem Deponiekörper

Aus Naturstein gemauerte Bermengräben, Durchlässe oder Kaskaden haben materialbedingt eine sehr lange Lebensdauer. Jedoch spielen derartige Anlagen ihre Vorteile im Bereich der Randgräben und als Bestandteile von Versickerungsanlagen oder Ableiteinrichtungen

in die Vorflut voll aus. Funktionseinschränkungen durch Setzungen sind jedoch ebenfalls zu berücksichtigen, wie auch eine regelmäßige Reinigung zur Gewährleistung der hydraulischen Dimensionierung. Naturnah ausgebaute Bermen, Randgräben bzw. Kaskaden aus natürlichen Materialien (Wasserbausteine, Schotter) sind setzungsunempfindlicher. Die hohe Rauigkeit führt zur Verringerung des Abflussbeiwertes und somit zu einer Vergleichmäßigung des Abflussverhaltens. Konstruktiv ist bei den Gräben durch die flache Muldenform eine ausreichende hydraulische Reserve vorhanden.



Abbildung 9: Deponie Spremberg-Cantdorf: Unterspülung und Abrutschen der gemauerten Regenwasserableitung in der Bauphase nach einem Starkregenereignis

In der Errichtungsphase bzw. bis zur Ausbildung der geschlossenen und stabilen Vegetationsdecke besteht aber die Gefahr einer Unterspülung oder des Eintrages von Sedimenten aus der Rekultivierungsschicht, den Baustraßen oder Betriebswegen. Durch eine zeitweilige Vliesabdeckung lassen sich diese Gefahren minimieren.

Gegenüber den meist auf Deponien angewendeten Versickerungsbecken bietet sich bei ausreichenden Platzverhältnissen auch die Anlage von Versickerungsgräben oder Flächenversickerungen an. Insbesondere die Flächenversickerung (Waldversickerung, Rasenversickerung) entspricht, neben der Ableitung in die Vorflut, den natürlichen Verhältnissen am besten. Eine langfristige nachsorgearme und kostengünstige Versickerung kann damit gewährleistet werden.

Die Ausbildung einer Vegetationsdecke bzw. sogar die gezielte Bepflanzung ist dabei zu befürworten. Zusätzlich verfügt der Durchwurzelungsbereich über ein sehr gutes Schadstoffadsorptionsvermögen. Das DWA Arbeitsblatt 138 sowie das DWA Merkblatt 153 [17] geben diesbezüglich entsprechende Hinweise. Insbesondere ist zu beachten, dass zwischen Bau und Beaufschlagung mit dem Oberflächenwasser ein ausreichender Vorlauf zur Ausbildung der Vegetationsdecke eingeplant wird. Durch Pflanzenausfall oder Tierfraß verursachte Schäden an der Vegetationsdecke sind umgehend wieder zu beseitigen.



Abbildung 10: Deponie Spremberg-Cantdorf: Aus Naturstein gemauerte Absetzanlage

Beeinträchtigungen der Versickerungsleistung durch Sedimentationseinträge können mittels vorgeschalteter Absetzanlage (Absetzbecken oder Absetzschächte) minimiert werden.

Bei durchzuführenden Pflegearbeiten oder angrenzenden Bauarbeiten an den Versickerungseinrichtungen sind Bodenverdichtungen durch die eingesetzten Maschinen und Geräte unbedingt zu verhindern.

Bei Beachtung der vorgenannten Hinweise kann durch den naturnahen Ausbau die geforderte, mindestens 100-jährige Funktionserfüllung erreicht werden.

Die höheren Kosten bei der Errichtung und der zusätzlich benötigte Platzbedarf naturnah ausgebaute Elemente werden durch die lange Haltbarkeit und die geringen Nachsorgeaufwendungen mehr als ausgeglichen.

7 Vorschlag für eine setzungsunempfindliche und nachsorgearme Ableitung der Oberflächenwässer am Beispiel der Deponie Spremberg-Cantdorf

Die Sicherung und Rekultivierung der Deponie Spremberg-Cantdorf erfolgte von 2011 bis 2013. Als Dichtungssystem fungiert eine Kunststoffdichtungsbahn in Verbindung mit einer mineralischen Oberflächenentwässerung und eine im Mittel 1,65 m mächtige Wasserhaushaltsschicht.



Abbildung 11: Deponie Spremberg-Cantdorf: Luftbildaufnahme (Quelle: GIS System Landkreis Spree-Neiße)

Zur Vermeidung der unter Punkt 6.2. beschriebenen bautechnischen Nachteile einer Ableitung der Oberflächenwässer über Betonbermenmulden, Beton-Kaskaden und Durchlässe wurde eine an natürliche Verhältnisse angelehnte Entwässerungslösung ausgewählt. Kernpunkt ist der Verzicht einer Beton-Kaskade sowie der Durchlässe und eine direkte Ableitung des von der Berme sowie dem Plateau anfallenden Oberflächenwassers in die Entwässerungsschicht. Dazu wird das Oberflächenwasser über eine an den Bermen verlaufende Versickerungspackung direkt in die mineralische Entwässerungsschicht (Schotter 16/32, kf-Wert $3,1 \times 10^{-0}$ m/s) eingeleitet. Die 1,5 m hohe Versickerungspackung wurde ebenfalls aus dem gleichen Material wie die mineralische Entwässerungsschicht aufgebaut.



Abbildung 12: Deponie Spremberg-Cantdorf: Einbau der Versickerungrigole auf dem Deponiekörper

Der Fuß der Versickerungspackung ist auf Grund des natürlichen Schüttwinkels ca. 3 m

und der Kopf ca. 1,5 m breit. Dieser wurde zusätzlich mit einem Grabenprofil versehen.



Abbildung 13: Deponie Spremberg-Cantdorf: Herstellung der Versickerungsrigole auf dem Deponiekörper

Bei der bautechnischen Umsetzung gab es keine Probleme. Zu beachten war nur die saubere Auflage der Entwässerungspackung auf der Dränschicht und die Abgrenzung bzw. Zwischenabdeckung zur Wasserhaushaltsschicht und zum Betriebsweg mittels geotextilem Filter.

Das setzungs- und witterungsunempfindliche System funktioniert seit Beginn ohne Probleme. Starkregenereignisse, Schnee oder Frost führen zu keiner Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit. Ein Einwachsen von Pflanzen in die Versickerungspackung ist durch das Fehlen von Wasser und Nährstoffen nicht möglich.

Durch den zusätzlichen Eintrag der Oberflächenwässer in die Dränschicht kommt es im Ergebnis der durchgeführten Wasserhaushaltsberechnung nur zu einem maximalen Aufstau von 2 cm in der Dränschicht. Ob das System auch bei Verwendung einer Dränmatte ohne zusätzliche zweite Dränauflage funktionsfähig ist, wurde nicht berechnet.

Soll bei einer solchen Variante die Entwässerungsschicht auch die Funktion der Gasverteilungsschicht übernehmen, erweist sich dieses System als problematisch, obwohl die gemäß BQS 7-3 geforderten ausreichenden Reserven für die Gasverteilung, insbesondere bei Verwendung von 16/32 Grobschotter, vorhanden sind. Die Versickerungsrigole stellt einen kritischen Bereich für mögliche Methangasaustritte aus der Gasverteilungsschicht dar. Auf der Deponie Spremberg musste daher auf eine flächige Methanoxydation verzichtet werden. Eine ordnungsgemäße Ableitung der Restgase wird hier über separate Gasfenster mit einer gesonderten Gasverteilschicht sicher gewährleistet.



Abbildung 14: Deponie Spremberg-Cantdorf: Herstellung des Oberflächenwasserableitgraben

Die mittels 1,5 mm Kunststoffdichtungsbahn gedichteten Randgräben wurden ebenfalls naturnah aus gebrochenem Schotter der Körnung 32/45 aufgebaut und zusätzlich bis zur Ausbildung der stabilen Vegetationsdecke mittel Filtervlies zwischengesichert. Die Nachsorgearmut zeigt sich auch daran, dass trotz der intensiven Begrünung der Wasserhaushaltsschicht Pflegemaßnahmen an den Entwässerungsgräben zur Vegetations- oder Sediment Beräumung auch nach vier Jahren noch nicht absehbar sind.

Die Versickerungsbecken, davon eines ausgeführt mit vorgeschaltetem Regenwasser-sam-

melbecken, verfügen bezüglich der Einläufe, Sedimentabsetzung und Überläufe ebenfalls über einen langlebigen naturnahen Ausbau mit Wasserbausteinen.

Die Bepflanzung der Böschungen des Versickerungsbeckens dient einerseits dem Erosionsschutz sowie der Verringerung der Nachsorgeaufwendungen. Gleichzeitig erfolgt durch das hohe Adsorptionsvermögen der Mutterboden- und Wurzelschicht eine zusätzliche Reinigung des Oberflächenwassers und die Versickerungsfähigkeit wird langfristig durch das Wurzelsystem der Bäume, Sträucher und Gräser erhalten.



Abbildung 15: Deponie Spremberg-Cantdorf: Bepflanzung des Versickerungsbeckens

Das auf der Deponie Spremberg gewählte System verringerte durch den Entfall der Kaskade, der Durchlässe und der Betonelemente sowie der kurzen Bauzeit die Herstellungskosten um ca. 25 %. Nachsorgekosten vielen bisher nicht an und sind künftig auch noch nicht zu erwarten. Eine bei Verwendung von Betonbauprodukten notwendige Erneuerung ist nach einer Nutzungszeit von ca. 40 Jahren nicht erforderlich.

Literaturverzeichnis

- [1] *Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV) vom 27. April 2009, zuletzt geändert am 4. März 2016*
- [2] *GDA E 2-20 Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. DGGT, Mai 2015*
- [3] *GDA E 2-4 Oberflächenabdichtungssysteme, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. DGGT, Juli 2010*
- [4] *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-2 „Wasserhaushaltsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen“ LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ vom 02.12.2015*
- [5] *DWA-A 118 - Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen - März 2006 inkl. Korrekturblatt von September 2011*
- [6] *Wasserhaushaltsberechnung für die Deponie Guben-Wilschwitzer Weg- G.E.O.S. Ingenieurgesellschaft MbH Freiberg-2015*
- [7] *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 6-1 „Mineralische Entwässerungsschichten aus natürlichen Baustoffen in Oberflächenabdichtungssystemen“ LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ vom 07.06.2011*
- [8] *GDA E 3-12 „Eignungsprüfung mineralischer Entwässerungsschichten“ Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. DGGT, April 2011*
- [9] *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 7-3 Methanoxidationsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen, LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ vom 20.10.2011*
- [10] *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 6-2 Mineralische Entwässerungsschichten in Oberflächenabdichtungssystemen aus nicht natürlichen Baustoffen, LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ vom 04.12.2014*
- [11] *DWA-A 138 - Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser - April 2005 inkl. Korrekturen von März 2006*
- [12] *GDA E 4-02 „Herstellung von mineralischen Entwässerungs- und Schutzschichten“ Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. DGGT, April 2011*
- [13] *Richtlinie für die Anforderungen an Fachbetriebe für den Einbau von Kunststoffdichtungsbahnen, weiteren Geokunststoffen und Kunststoffbauteilen in Deponieabdichtungssystemen, BAM-Arbeitsgruppe „Kunststoffe in der Geo- und Umwelttechnik“, April 2011*
- [14] *Bundeseinheitlicher Qualitätsstandard 9-1 „Qualitätsmanagement Fremdprüfung beim Einbau mineralischer Baustoffe in Deponieabdichtungssystemen“ LAGA Ad-hoc-AG „Deponietechnik“ vom 02.12.2015*

- [15] *GDA E 5-6 Qualitäts-Überwachung bei mineralischen Entwässerungsschichten Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e.V. DGGT, April 2011*
- [16] *BAM-Richtlinie für die Zulassung von Kunststoff-Dränelementen für Deponieoberflächenabdichtungen, Februar 2015*
- [17] *DWA-M 153-7, Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser, korrigierter Stand August 2012*

Dlouhodobá účinnost dočasného minerálního zakrytí povrchu

Langzeitwirkung einer temporären mineralischen Oberflächenabdichtung

Steffen Beck-Broichsitter¹, Heiner Fleige, Rainer Horn

Abstrakt

Počínaje zářím roku 2007 je pro komplexní výzkumy vodního režimu a izolačních schopností na bývalé ústřední skládce v obci Rastorf (Šlesvicko - Holštýnsko) k dispozici zajištěné minerální zakrytí povrchu skládky. V rámci dlouhodobého výzkumného projektu jsou od roku 2008 pomocí tenzometrů a senzorů FDR prováděna průběžná měření vodního režimu v půdě.

Na čtyřech různých plochách jsou celoročně určovány matriční potenciály, obsah vody v půdě a teplota a to v hloubkách 20, 50, 80 a 100 cm. Za účelem určení půdně-fyzikálních a hydraulických vlastností (například bobtnání a smršťování, hydraulická vodivost) a pro výzkum anisotropních vlastností prvků zakrytí skládky jsou dále prováděny roční odběry vzorků.

V období mezi lety 2008 a 2015 se po uchycení hustého porostu trvale změnila evapotranspirace a následně i vysychání zakrytí povrchu s dopadem do vyšších hloubek. V důsledku delších období sucha v období května a září jsou v rekultivační vrstvě (0 - 70 cm) v průběhu roku patrná rozsáhlá období s matričním potenciálem < -400 hPa, které zasahují rovněž hlouběji do tělesa zakrytí. Minerální izolace jako druhá systémová komponenta v hloubce 70 - 100 cm vykazuje téměř po celý rok půdní vlhkost v oblasti blízké úplné nasycenosti (> -100 hPa). Současně nedochází k podkračování kritických matričních potenciálů mezi -300 a -500 hPa. Díky tomu není nutno realizovat ani cílené zkrápění.

Změněné vlastnosti smršťování s charakteristickou oblastí strukturního smršťování v průběhu celého odvodnění ukazují na vytvoření stabilního (tuhého) systému pórů. Dále je patrný nízký potenciál smršťování použitého minerálního materiálu v důsledku potenciální změny objemu ve výši 5 - 12% v suchém stavu.

Kurzfassung

Das aufgeführte in situ Monitoringkonzept ermöglicht am Beispiel der Deponie Rastorf (Schleswig-Holstein) eine umfassende Untersuchung der Langzeitwirksamkeit einer temporären mineralischen Oberflächenflächenabdeckung. Das Schrumpfrissverhalten des verwendeten Geschiebemergels wird gemäß dem Stand der Technik mittels 3D-Lasertriangulationsverfahren untersucht und zugleich zeigen die Feldmessungen mittels Tensiometer, dass die mineralische Dichtungskomponente bis zum jetzigen Zeitpunkt nicht von einer kritischen matrixpotenzialinduzierten Schrumpfrissbildung betroffen ist.

¹Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Hermann-Rodewald-Str. 2, D-24118 Kiel
steffen.beck-broichsitter@soils.uni-kiel.de

1 Einleitung

Das Aufbringen eines temporären oder endgültigen Oberflächensicherungssystems ist am Ende der aktiven Ablagerungsphase erforderlich (vgl. Abb. 1), um in ihrer Funktion als Schadstoffsenke vordergründig die Sickerwasserbildung (Grundwasserschutz) und damit verbundene Stofffreisetzungen (u. a. Schwermetalle) aus dem Deponiekörper zu minimieren und gleichzeitig die Deponiegasmigration (CH_4 , CO_2) zum Schutz der Atmosphäre zu verhindern [1, 2].

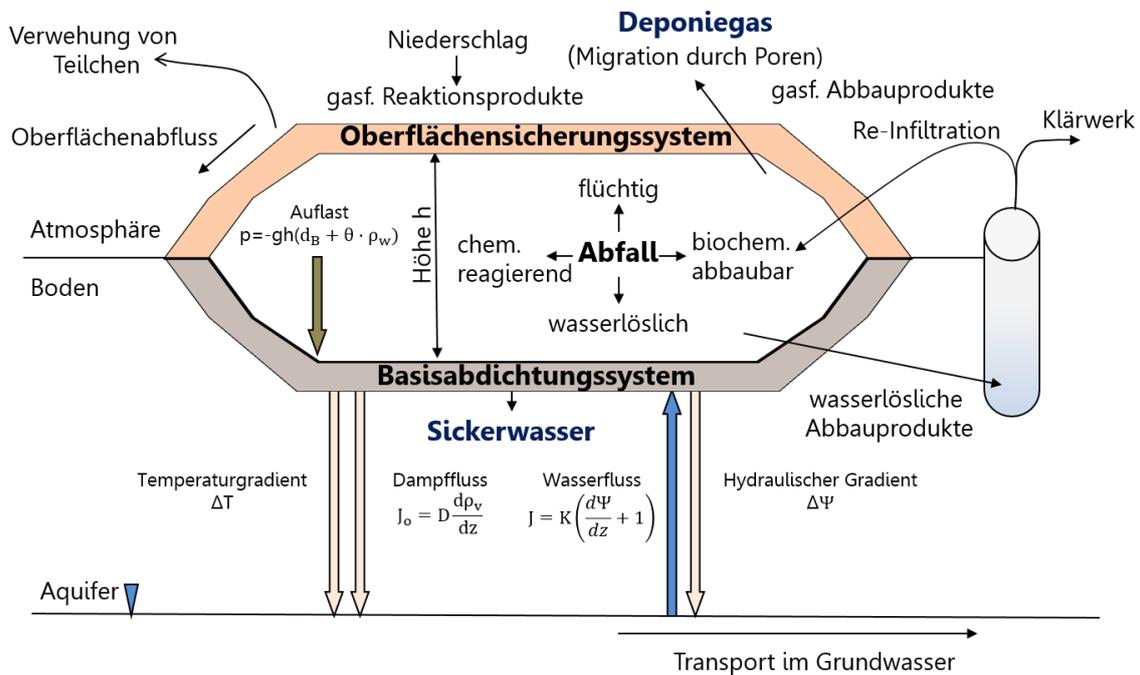


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Emissionspotenzials einer Siedlungsabfalldeponie.

In der Deponiebaupraxis sind dokumentierte Versagensfälle (z. B. Rissbildungen in mineralischen Dichtelementen) in Verbindung mit hohen Herstellungs- und Nachsorgekosten ein bedeutender Grund für die Erprobung alternativer Oberflächenabdeckungskonzepte [3, 4]. Die langfristige Funktionsfähigkeit von mineralischen Dichtungskomponenten kann insbesondere durch matrixpotenzialinduzierte Schrumpfrisse infolge jahreszeitlich bedingter Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsvorgänge nachteilig beeinflusst werden [5, 6, 7]. Im Rahmen dieser Arbeit wird das in situ Monitoringkonzept der Abteilung Bodenkunde der CAU Kiel am Beispiel der Deponie Rastorf vorgestellt und anhand einer Kombination aus Labor- und Feldmessungen näher erläutert.

2 Material und Methoden

2.1 Temporäre Oberflächenabdeckungen

Die zuständigen Genehmigungsbehörden können bei Siedlungsabfalldeponien gemäß § 12 Abs. 5 und 14 Abs. 7 der Deponieverordnung (2009) das Aufbringen einer temporären Oberflächenabdeckung bis zum Abklingen der zu erwartenden bzw. auftretenden Hauptsetzungen zulassen. Die damit verbundenen Zielvorgaben beinhalten (a) die Sickerwasserbildung zu minimieren und (b) die Deponiegasmigration zu verhindern [8]. Dementsprechend vielfältig erfolgt die Realisierung von temporären Abdeckungen, ohne an detaillierte technische Vorgaben gebunden zu sein [9].

2.2 Siedlungsabfalldeponie Rastorf

Auf der ehemaligen Siedlungsabfalldeponie Rastorf (Kreis Plön; S-H.) steht seit 2007/2008 ein teildurchlässiges temporäres Oberflächenabdeckungssystem für die grundlegenden bodenhydraulischen Untersuchungen einer geschichteten mineralischen Abdeckung zur Verfügung. Die ehemalige Siedlungsabfalldeponie Rastorf ist eine geschlossene Grubendeponie (ca. 2 Mio. t Abfall) mit 4 Bauabschnitten und wurde seit der Erstgenehmigung vom 1. Februar 1977 bis zum 31. Mai 2005 durch die ZMD Rastorf GmbH betrieben (Abb. 2).

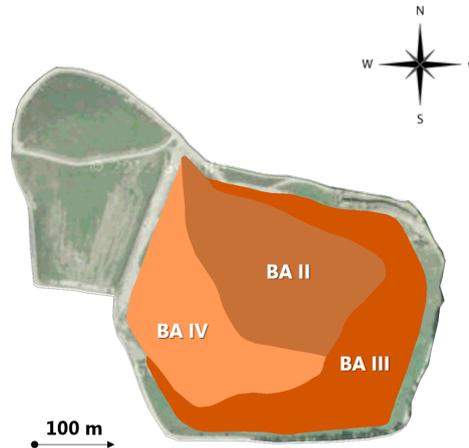


Abbildung 2: Deponie Rastorf im Kreis Plön (S-H), Deponieklasse II mit den temporär abgedeckten Bauabschnitten II–IV (ca. 7,3 von 10,5 ha).

Die Rekultivierungsschicht ist in einen humoseren Oberboden (0–40 cm) sowie einen humusarmen Unterboden (40–70 cm) gegliedert, weist eine Gesamtmächtigkeit von 70 cm auf und dient als Wasserspeicher und Standort für den Grünlandbewuchs (dom. *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium repens*). Der 30 cm mächtigen mineralischen Dichtung kommt die Bedeutung einer Wasserbarriere und Wurzelsperre zu (Abb. 3).

Für die Errichtung des temporären Oberflächenabdeckung wurde vor Ort verfügbarer Geschiebemergel verwendet und bewusst auf den Einsatz von Geokunststoffen oder Tonsubstraten verzichtet.

2.3 Bodenphysikalische Untersuchungen im Feld- und Labormaßstab

An drei repräsentativen Standorten in den Bauabschnitten II–IV der Deponie werden in Tiefen von jeweils 20, 50, 80 und 100 cm Tiefe ganzjährig die Bodenfeuchte mittels FDR-Sensoren und die Matrixpotenziale mit Tensiometern bestimmt (Abb. 3). Die bodenphysikalischen Eigenschaften des Geschiebemergels werden gemäß den Methoden von [10] bestimmt und die Bewertung der Bodeneigenschaften erfolgt gemäß [11].

2.3.1 Volumenbestimmung mittels Lasertriangulationsverfahren

Es existieren zahlreiche Methoden der nicht-invasiven Volumenbestimmung von Bodenmaterialien. Dazu zählen die Volumenbestimmung mittels Schieblehre, Messuhren, digitaler Fotografie und Laserverfahren [12]. Die Lasertriangulation ermöglicht eine laser- und kamera-gesteuerte Erfassung der Volumenänderung und eines möglichen Rissverlaufs (zuverlässige Erkennung ab Rissbreite von 1 mm; Risstiefe: max. 40 mm) auf der Bodenoberfläche (Abb. 4). Für die Laboruntersuchungen wurden die quasi-aufgesättigten (100 cm^3) definiert bei -30, -60, -150 -300, -500, -1000 und -15000 hPa mit keramischen Platten bzw. im Drucktopf

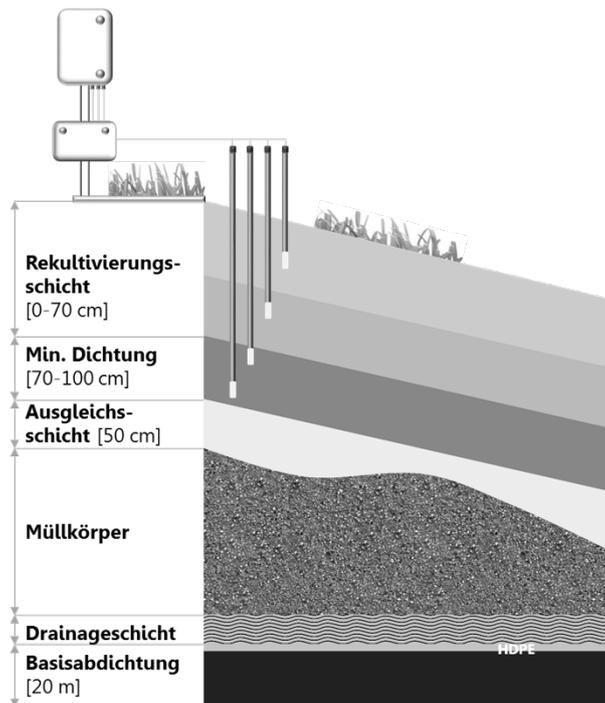


Abbildung 3: Schematischer Querschnitt durch die Deponie Rastorf mit den Messinstrumenten (u. a. Tensiometer) in den Schichten der temporären Abdeckung.

entwässert und bei 105°C im Trockenschrank getrocknet. Die Volumenänderung der mineralischen Substrate der mineralischen Dichtung wurde mittels Lasertriangulationsverfahrens [13] kontinuierlich für die beschriebenen Entwässerungsstufen bestimmt.

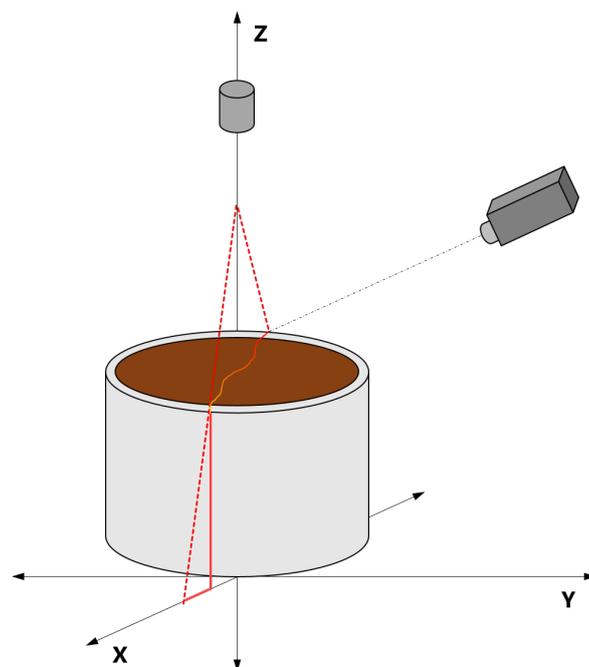


Abbildung 4: Bestimmung der Schrumpfrissbildung mittels Lasertriangulation (Soil LT, UGT GmbH).

Die Ursachen von Schrumpfrissen wird in der Durchwurzelung der mineralischen Dichtung

oder in einem periodischen Wasserentzug infolge von stärker negativeren Matrixpotenzialen in den angrenzenden Schichten gesehen [14, 6]. Dabei spielt die Unterschreitung eines kritischen Matrixpotenzials in der mineralischen Dichtung eine zentrale Rolle. Für Geschiebemergel werden in der Literatur Matrixpotenziale in der Größenordnung von -250 bis -500 hPa angegeben [4, 6].

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Laboruntersuchungen

Die Ergebnisse der Aufgrabungen Frühjahr 2015 zeigen, dass die Textur der einzelnen Schichten der Oberflächenabdeckung als mittel lehmiger Sand (SI3) zu klassifiziert ist. Darüber hinaus sind die Gesamtporenvolumina als sehr gering (< 36 Vol.-%), die Trockenrohddichte in der mineralischen Dichtung als sehr hoch ($\rho_t \geq 1,8$) und in der Rekultivierungsschicht als hoch ($\geq 1,6$ bis $< 1,8$) einzustufen (Tab. 1).

Tabelle 1: Kennwerte der Komponenten der Oberflächenabdeckung nach einer Aufgrabung in 2015 an einem repräsentativen Standort im BA II.

Tiefe [cm]	GPV [Vol.-%]	ρ_t [g/cm ³]	ρ_s [g/cm ³]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]
0–40	34	1,75	2,64	68	22	10
40–70	31	1,81	2,64	64	24	12
70–100	29	1,92	2,66	66	22	12

GPV: Gesamtporenvolumen, ρ_t : Trockenrohddichte, ρ_s : Kornrohddichte

Die tatsächliche Schrumpfrissempfindlichkeit wird in Abb. 5 durch die 3D-Visualisierung mittels Lasertriangulation verdeutlicht. Gegenüber dem quasi-aufgesättigten Zustand (Variante A) zeigt der verdichtete Geschiebemergel in der mineralischen Dichtung bei Matrixpotenzialen im Bereich zwischen -500 hPa (p_F 2,5) und -1000 hPa (p_F 3) in Form der Variante B eine Ausbildung von vertikal verlaufenden Schrumpfrissen an, weshalb im Feld auftretende Matrixpotenziale in einem Bereich von -500 hPa als bereits kritisch zu betrachten sind. Damit einher geht ein signifikanter Anstieg der hydraulischen Leitfähigkeit (kf-Wert), der die Rissbildung des Bodenmaterials ebenso verdeutlicht [15].

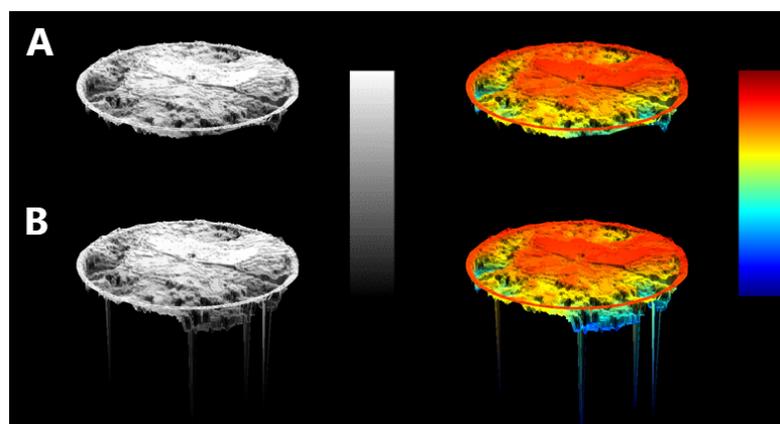


Abbildung 5: 3D-Visualisierung der Schrumpfrissbildung des Geschiebemergels der mineralischen Dichtung mittels Lasertriangulation im Grauton (links) und in Farbe (rechts). Variante A (aufgesättigt, Volumen: 100,43 cm³), Variante B (-500 bis -1000 hPa, Bodenvolumen: 95,7 cm³).

In Abb. 6 wird die potenzielle Volumenänderung des Geschiebemergels als Differenz des Bodenvolumens zwischen dem quasi-gesättigten und dem getrockneten Zustand beschrieben und kann mit 7–15 % quantifiziert werden, wobei der für die mineralische Dichtung kritische Bereich bei einer Volumenänderung von ca. 6–7 % einsetzt (Abb. 6).

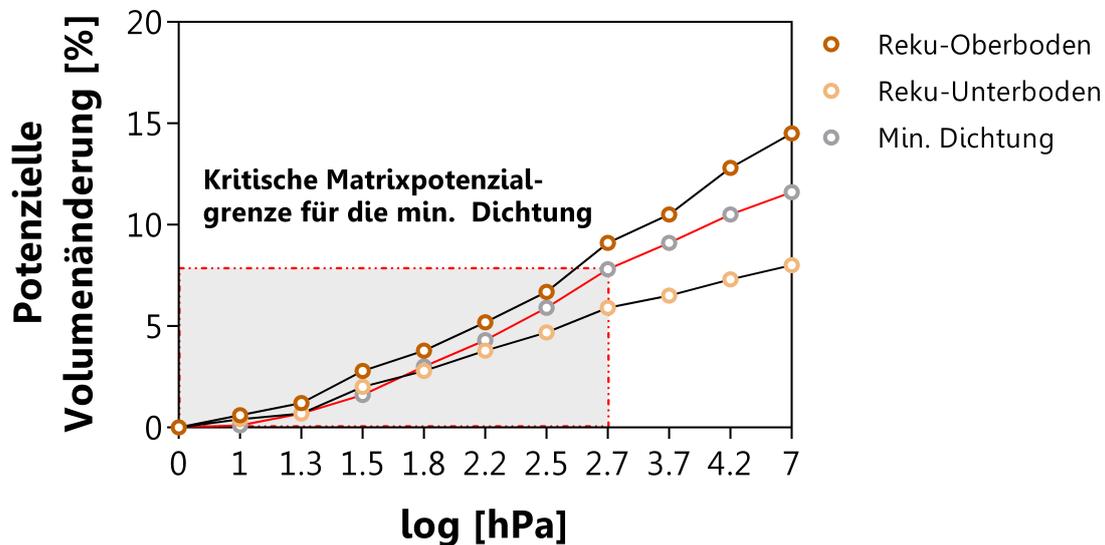


Abbildung 6: Potenzielle Volumenänderung des verwendeten Geschiebemergels bei Matrixpotenzialen von 0 hPa bis zum getrockneten Zustand ($pF -\infty$ bis 7 in log hPa).

3.2 Ergebnisse der in situ Felduntersuchungen

Im Hinblick auf die Bestimmung der Matrixpotenzialverläufe im Feld werden die Ergebnisse eines Messplatzes im Bauabschnitt II vorgestellt (Abb. 7). In den trockenen Sommermonaten von Juni–August in den hydrologischen Jahren 2013 und 2014 zeigten sich Messwerte zwischen < -200 bis -500 hPa im Oberboden (0–40 cm), im Unterboden der Rekultivierungsschicht (40–70 cm) wurden Matrixpotenziale zwischen -100 bis -250 hPa erreicht. In der mineralischen Dichtung (70–100 cm) wird mit Messwerten von max. -80 hPa die kritische Matrixpotenzialgrenze im Bereich von ca. -500 hPa zu keinem Zeitpunkt unterschritten (Abb. 7). Im eher feuchteren Zeitraum zwischen Herbst und Frühjahr eines Folgejahres entsprechen die gemessenen Matrixpotenziale im Oberboden max. der Feldkapazität (-60 hPa), wobei die Dichtschicht nahezu gesättigt ist (0 bis -10 hPa).

4 Diskussion und Zusammenfassung

Die im Jahr 2015 durchgeführten Aufgrabungen in den Bauabschnitten II–IV wiesen keine austrocknungsbedingten Schäden (Schrumpf- und Zugrisse) in der mineralischen Dichtung auf und folglich war deren Funktionsfähigkeit zum damaligen Zeitpunkt gewährleistet. Demgegenüber zeigen sich in den oberen 20 cm der Rekultivierungsschicht strukturell bedingte Risse, die in der Regel nicht zu vermeiden sind und auf jahreszeitlich bedingte Schrumpfungs- und Quellungszyklen zurückzuführen sind [15]. Zugleich werden kritische Matrixpotenziale in der mineralischen Dichtung auch während der phasenweise trockenen Sommermonate (Juni–August) in 2013 und 2014 nicht ansatzweise unterschritten. Des Weiteren kann unter Berücksichtigung statistischer Unwägbarkeiten bereits eine Volumenänderung des Geschiebemergels in der mineralischen Dichtung von 5 % als bereits kritisch angesehen werden. Dementsprechend ist eine tiefreichende Austrocknung der mineralischen Dichtung unbedingt zu vermeiden,

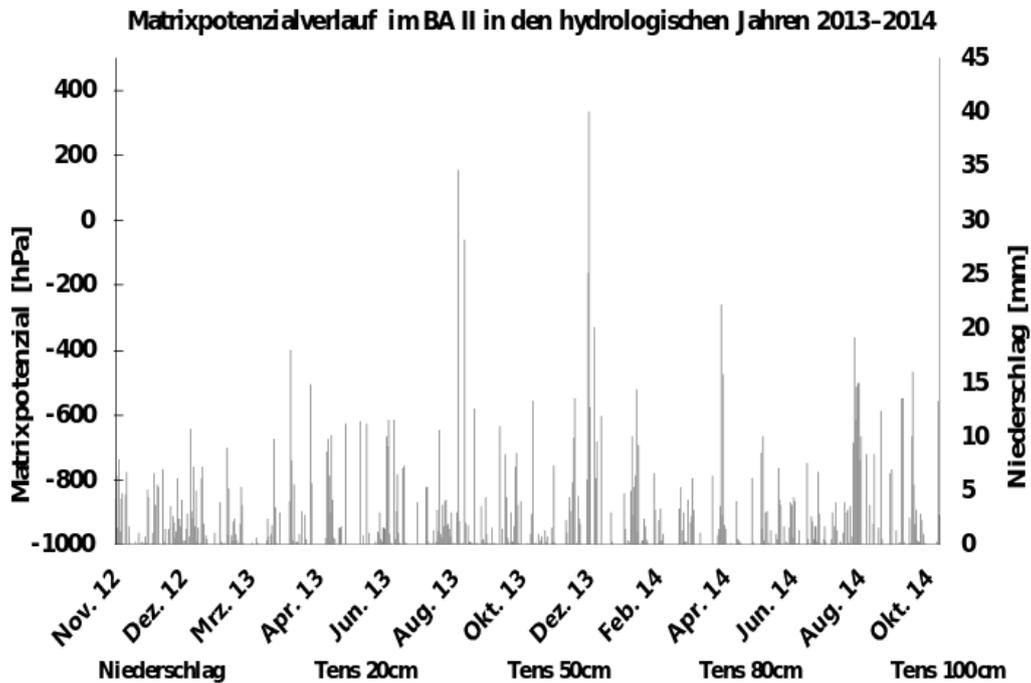


Abbildung 7: Niederschlagsverteilung (mm) und Verlauf der Matrixpotenziale (hPa) im Bauabschnitt II in den hydrologischen Jahren 2013 bis 2014.

um die an das Oberflächenabdeckungssystem gestellten Anforderungen langfristig erfüllen zu können.

Zusammenfassend betrachtet lassen sich kritische Schrumpfrisse in mineralischen Dichtelementen vermeiden, wenn die auftretenden Matrixpotenziale zum Zeitpunkt des Einbaus negativer bzw. der Wassergehalt kleiner ist als der jemals später folgende Austrocknungsgrad [5]. Gleichzeitig ist eine standortangepasste Bemessung der Rekultivierungsschicht notwendig, um eine Durchwurzelung sowie eine jahreszeitlich bedingte Austrocknung der mineralischen Dichtung zu unterbinden [4, 6]. Praktischerweise könnten die vorhandenen Drainagesysteme von Deponien zur Wiederbewässerung genutzt werden, wenn die Gefahr einer matrixpotenzialinduzierten Rissbildung in den Dichtelementen besteht.

Literaturverzeichnis

- [1] HEYER, K.-U. ; HUPE, K. ; STEGMANN, R.: *In situ Stabilisierung in der Stilllegungsphase zur Reduzierung der Deponienachsorge: Wasserinfiltration und Aerobisierung. High noon - Höchste Zeit zu handeln; Nur noch 1 Monat bis zur Deponiestilllegung. DAS IB, Kiel: 241–265. 2005*
- [2] ROWE, R.K.: *Systems engineering: the design and operation of municipal solid waste landfills to minimize contamination of groundwater. Geosynthetics International 18 (6): 391–404. 2011*
- [3] HOEPFNER, U. ; SCHNEIDER, P.: *Langzeitmonitoring von Abdeckungen an Wismut-Sanierungsstandorten. - in: Schoenherr, J., Baumert, R. & Müller, M. (Hrsg.): Deponie-workshop Zittau - Liberec 2006. Langzeitverhalten von Deponie-abdichtungen. Wissenschaftliche Berichte, Hochschule Zittau/Görlitz, Vol. 91: 113-122. 2006*
- [4] MELCHIOR, S.: *Wechselwirkungen zwischen mineralischen Komponenten von Oberflächenabdichtungssystemen. - in: Arbeitskreis Grundwasserschutz & Süddeutsches Kunststoffzentrum (Hrsg.): "Die sichere Deponie", Würzburg, 20 S. 2012*
- [5] HORN, R. ; JUNGE, T.: *Wege zur langfristigen sicheren Abdichtung von Mülldeponien mit mineralischen Dichtschichten. Abfallw. In Forschung und Praxis, Bd. 125: 167–182. 2002*
- [6] WITT, K.J. ; ZEH, R.M.: *Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 81: 83–98. 2004*
- [7] WITT, K.J. ; ZEH, R.M.: *Crack due desiccation in cover lining systems. Phenomena and design strategy. International Workshop "Hydro-Physico-Mechanics of Landfills", Grenoble 21–22.03.2005. 2005*
- [8] DEP V 2009: *Verordnung über Deponien und Langzeitlager. Deponieverordnung vom 27. April 2009 (BGBl. I S. 900), die zuletzt durch Artikel 7 der Verordnung vom 2. Mai 2013 (BGBl. I S. 973) geändert worden ist*
- [9] BRÄCKER, W: *Abfallwirtschaftsfakten 17 - Temporäre Abdeckungen von Deponien; Staatliches Gewerbeaufsichtsamt Hildesheim. 2008*
- [10] HARTGE, K. H. ; HORN, R.: *Die physikalische Untersuchung von Böden. 4. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart, Germany, S. 178. 2009*
- [11] AD-HOC-AG BODEN 2005: *Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover, 438 S. 2005*
- [12] VOGT, N. ; BIRLE, E. ; HEYER, D. ; ETZ, A.: *Entwicklung einer neuen Versuchstechnik zur Bestimmung der Grenze zwischen halbfestem und festem Boden. Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt). Heft S 80. 2013*

- [13] SEYFARTH, M. ; HOLDORF, J. ; PAGENKEMPER, S.K.: *Investigation of shrinkage induced changes in soil volume with laser scanning technique and automated soil volume determination – A new approach to analyze pore rigidity limits. Soil and Tillage Research 125: 105–108. 2012*
- [14] HENKEN-MELLIES, U. ; GARTUNG, E.: *Wirksamkeit einfacher Deponieoberflächenabdeckungen: Langzeituntersuchung an einem Versuchsfeld in Aurach. Müll und Abfall, Heft 1: 28–32. 2002*
- [15] BECK-BROICHSITTER, S. ; FLEIGE, H. ; HORN, R.: *Schrumpfrisssgefährdung einer temporären Oberflächenabdeckung aus Geschiebemergel. – in: Stegmann et al. (Hrsg.): Dokumentation der 10. Hamburger Abfallwirtschaftstage vom 27.-28. Januar 2016, Hamburger Berichte, Band 44. 2016*

Likvidace a energetické využívání skládkových plynů

Entsorgung von und Energiegewinnung aus Deponiegasen

Dieter Steinbrecht¹, Ingo Rickert²

Abstrakt

Termické odstraňování skládkových plynů představuje dosažený stav techniky. V případě, že jsou vedlejší účinky, vycházející ze skládkového plynu, nízké, jsou dostupné spolehlivé postupy likvidace skládkových plynů a to i ve spojení s výrobou elektrické energie z provozu plynových motorů nebo plynových turbín.

V okamžiku, kdy se skládka po delší fázi likvidace plynu dostane do "slabé fáze", stává se bezpečná a cenově výhodná likvidace skládkového plynu problematickou. Další provoz plynových motorů nebo plynových turbín již není možný, v důsledku nežádoucích příměsí ve spalovaném plynu vede v mnoha případech k nákladným výpadkům.

V příspěvku je představena alternativa k obvyklé likvidaci skládkových plynů v podobě fluidního reaktoru se stacionární vířivou vrstvou, pomocí kterého lze realizovat termickou likvidaci při dodržení ustanovení Nařízení o ochraně životního prostředí proti imisím (Immissionschutz-Verordnung) až po koncentraci metanu 5 obj.%. Tento princip, otestovaný během dlouhodobého provozu, eliminuje příčiny častých výpadků při likvidaci skládkových plynů.

Na Univerzitě v Rostocku byl úspěšně otestován proces kogenerace stacionárního fluidního spalování a horkovzdušné turbíny, z něhož vyplývají rozšířené možnosti řízení provozu.

Zprvu pouze modelovými výpočty je možno doložit, že pomocí stacionárního fluidního spalování ve spojení s horkovzdušnou turbínou je za určitých podmínek možno i během slabší fáze přímou cestou vyrábět více elektrické energie, než zařízení samo spotřebuje.

Kurzfassung

Die thermische Entsorgung von Deponiegasen ist Stand der Technik. Wenn aus dem Gas kommende Nebenwirkungen gering sind, sind zuverlässige Entsorgungsverfahren für das Gas verfügbar, auch mit Stromproduktion aus dem Betrieb von Gasmotoren oder Gasturbinen.

Wenn die Deponie nach längerer Gasentsorgung in die „Schwachgasphase“ kommt, wird eine sichere und kostengünstige Gasentsorgung problematisch. Der Weiterbetrieb von Gasmotoren oder Gasturbinen ist nicht mehr möglich, vielfach führt er durch unerwünschte Komponenten im Brenngas zu kostspieligen Ausfällen.

Im Vortrag wird als Alternative zur herkömmlichen Deponiegasentsorgung ein Wirbelschichtreaktor mit Stationärer Wirbelschicht vorgestellt, mit dem die thermische Entsorgung unter Einhaltung der Bestimmungen der Immissionsschutz-Verordnung bis zu einer Methan-Konzentration von ca. 5 Vol-% realisiert werden kann. Dieses im Langzeitbetrieb getestete Prinzip vermeidet die Ursachen der häufig beobachteten Ausfälle bei der Entsorgung.

An der Universität Rostock wurde ein Koppelprozess von Stationärer Wirbelschichtfeuerung und Heißluftturbine erfolgreich getestet, mit dem sich erweiterte Möglichkeiten der Betriebsführung ergeben.

Es kann - vorerst nur durch Modellberechnungen - gezeigt werden, dass mit einer Stationären Wirbelschichtfeuerung und Kopplung mit einer Heißluftturbine unter bestimmten Bedingungen auch in der Schwachgasphase auf direktem Wege eine Stromproduktion möglich ist, die höher als der Eigenbedarf der Anlage ist.

¹Ehemals Universität Rostock; jetzt D-14533 Kleinmachnow;
dieter.steinbrecht@googlemail.com

²Fördergesellschaft Erneuerbare Energien e.V., Invalidenstr. 91, D-10115 Berlin; info@fee-ev.de

1 Einleitung

Deponien dienen der Ablagerung von Abfällen und müssen zur Vermeidung oder mindestens erheblichen Reduzierung von Auswirkungen dieser Abfälle auf die Umgebung sowie der Umwelt auf deren Inhalt, gesetzlich vorgeschrieben, abgedichtet sein. Unter Luftabschluß und in feuchter Atmosphäre wird der organische Anteil des Deponieinhalts durch Mikroorganismen biologisch abgebaut. Dabei entstehen gasförmige und flüssige Abbauprodukte – das Deponiegas und das Deponie-Sickerwasser. Diese Prozesse verlaufen mit abnehmender Intensität über einen Zeitraum von Jahren. Über diesen Zeitraum sind das Deponiegas und das Sickerwasser zur Aufrechterhaltung eines gegenüber der Umwelt neutralen Zustands der Deponie aus dieser abzuführen und ebenfalls in einen die Umwelt möglichst gering belastenden Zustand zu überführen.

In diesem Beitrag soll eine technologische Lösung vorgestellt werden, die über einen weiten Bereich der biologischen Aktivität der Deponie gestattet, das Gas zuverlässig zu entsorgen und dabei weitgehend energetisch zu nutzen. In der Phase hoher biologischer Aktivität bietet sie eine Alternative zu den Nachteilen von Anlagen nach dem Stand der Technik. Insbesondere in der Phase geringer biologischer Aktivität hat sie ihre Praxistauglichkeit bereits unter Beweis gestellt.

2 Deponiegas

Das Deponiegas besteht im wesentlichen aus den Komponenten (lokal unterschiedlich)

- Methan CH_4 (anfangs ca. 50 Vol%) und
- Kohlendioxid CO_2 (anfangs ca. 40 Vol%) und
- Stickstoff N_2 (anfangs ca. 10 Vol%) und
- Sauerstoff O_2 (unerwünscht, Ziel: ca. 0 Vol%).

Deponiegas mit der energetisch interessanten Hauptkomponente Methan CH_4 ist ein brennbares Gas und kann mit entsprechenden technischen Einrichtungen als lokaler, zeitlich begrenzt verfügbarer Energieträger genutzt werden.

Stand der Technik ist eine energetische Nutzung durch Verbrennung in

- Gasturbinen (hoher Gasanfall über einen großen Zeitraum) oder durch
- Gasmotoren (weniger hoher Gasanfall).

Schema einer Deponie mit Gasfassung und Gasnutzung

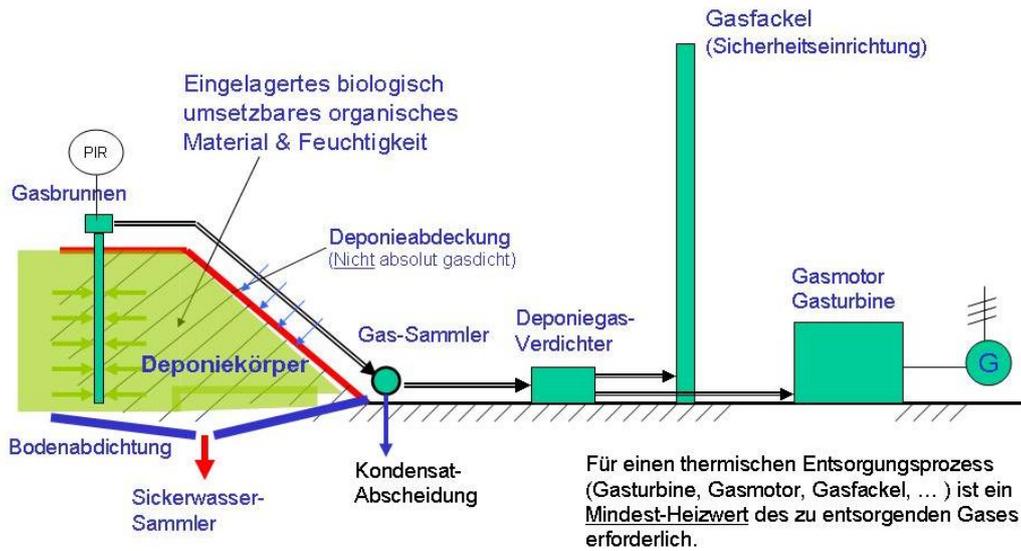


Abbildung 1: Schema einer Deponie mit Deponiegasnutzung

Problem: Im Verlauf der Deponie-Entgasungszeit verringern sich

- Deponiegas - Qualität (Methankonzentration) und
- Deponiegas - Menge (Deponiegas - Volumenstrom).

Wenn die Methankonzentration niedriger wird als die bekannten technischen Grenzen (jeweilige Methankonzentration im Deponiegas), dann ist weder der Betrieb eines Gasmotors noch der einer Gasfackel möglich.

Problem: Im Verlauf der Deponie-Entgasungszeit verringern sich

- + Deponiegas - Qualität (Methankonzentration) und
- + Deponiegas - Menge (Deponiegas - Volumenstrom).

Wenn die Methankonzentration niedriger wird als die bekannten technischen Grenzen, dann ist weder ein Gasmotorbetrieb noch der einer Gasfackel möglich.

→ Was passiert danach ???

Die Gasproduktion hört **nicht** auf !

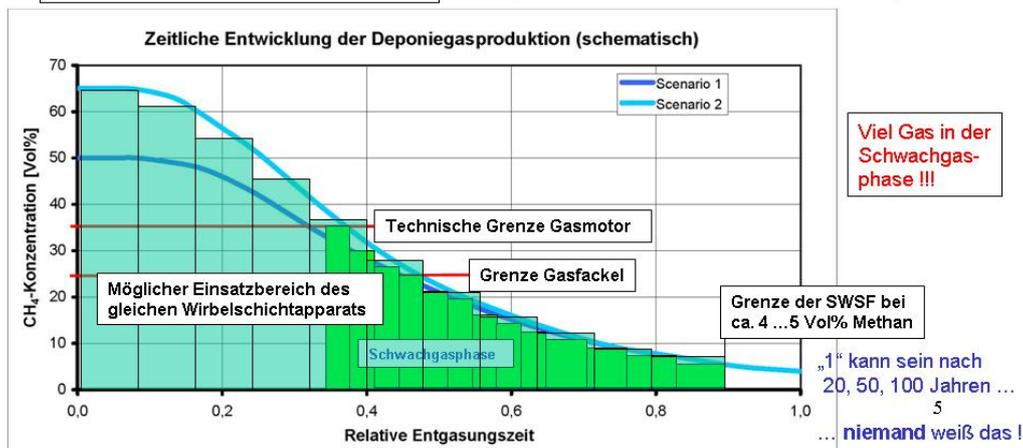


Abbildung 2: Demonstration des Deponiegasanfalls

Zur Veranschaulichung des Problems wurde die „adiabate Verbrennungstemperatur“ von $\text{CH}_4 - / \text{CO}_2$ -Mischungen untersucht. Eine Verbrennung ist solange technisch realisierbar, solange die adiabate Verbrennungstemperatur höher ist als die Zündtemperatur von Methan bei ca. $600\text{ }^\circ\text{C}$.

Die deutschen Umweltgesetze (17. BImSchV) schreiben eine Mindesttemperatur von $850\text{ }^\circ\text{C}$ vor. Damit ergeben sich die gesetzlichen Randbedingungen für eine thermische Entsorgung von Deponiegas. Die adiabate Verbrennungstemperatur einer Gas-Luft-Mischung lässt sich durch die Vorwärmung von Verbrennungsluft und von Brenngas positiv beeinflussen. Eine Vorwärmung mit Hilfe des „eigenen“ Verbrennungsabgases für die Verbrennungsluft auf $400\text{ }^\circ\text{C}$ und für Deponiegas auf $300\text{ }^\circ\text{C}$ ist energetisch möglich und gestattet, eine Verbrennung „armer Gase“ (in der Stationären Wirbelschicht) bei der BImSchV-Temperatur von $850\text{ }^\circ\text{C}$ zu realisieren.

Das Deponiegas enthält neben den Hauptkomponenten Methan, Kohlendioxid und Stickstoff auch unerwünschte Begleitkomponenten, wie z.B.

- Silane (Baustein: SiH_4) oder/und
- Schwefelwasserstoff (H_2S)

Silane sind der Hauptkomponente „Methan“ des Deponiegases chemisch ähnlich, aber ihr Verbrennungsprodukte sind nicht gasförmiges CO_2 , sondern sind feste SiO_2 -Partikel, allgemein bekannt als „Sand“ mit seinen charakteristischen Eigenschaften. Sandpartikel im Brennstoff sind für einen Motorbetrieb „tödlich“. Deshalb ist der Einsatz von Gasmotoren u.U. mit hohen Verschleiß-Risiken verbunden. Die Belastung des Deponiegases mit Silanen und mit Schwefelwasserstoff ermöglicht nur eine zeitlich stark eingeschränkte motorische Nutzung und kann mit hohen Ausfallzeiten der Gasmotoren und erheblichen Instandhaltungskosten verbunden sein.

Schwefelwasserstoff beeinträchtigt das Schmieröl und erfordert kurzfristige Ölwechsel. Erfahrungen aus Deutschland (z.B. mit der Deponie Berlin-Wannsee) belegen, dass auch eine aufwändige Gasreinigung nicht zum befriedigenden Dauerbetrieb führt, die Anlagen blieben trotz umfangreicher Gasaufbereitung störanfällig. Auf der Deponie Berlin – Wannsee sind deshalb die Gasmotoren stillgelegt und demontiert worden.

Auch Gasturbinen sind nicht gegen Partikel-Erosion „immun“. Die hohen Gasgeschwindigkeiten in den Turbinenschaufeln sind Quelle von Erosionsschäden. Daher ist über einen prinzipiell anderen Energiewandlungsprozess nachzudenken, der die vorstehend genannten Probleme vermeidet.

3 Deponiegas-Entsorgung mit einer Stationären Wirbelschicht-Feuerungsanlage

Die Deponiegas-Entsorgung wird mit Hilfe einer Stationären Wirbelschichtfeuerung realisiert. Eine Stationäre Wirbelschichtfeuerung (SWSF) mit „flammenloser Verbrennung“ kann auch für extrem „schwache“ Brenngase eingesetzt werden, wenn gesichert ist, dass die Verbrennungsreaktionen innerhalb der fluidisierten Inertstoffschicht ablaufen.

Die Grenze der SWSF für die Verbrennung ohne externe Energiezufuhr liegt in der „Schwachgasphase“ bei einer Methankonzentration von ca. 5 Vol%.

Der SWSF-Deponiegas-Oxidationsreaktor wird mit Deponiegas als Energieträger beaufschlagt. Die SWSF-Entsorgungsleistung kann durch Festlegung der Apparategröße an den realen Gasanfall angepasst werden.

Ein solches System zur thermischen Entsorgung von Deponiegas wurde auf einer stillgelegten Deponie in Mecklenburg-Vorpommern realisiert und einem ca. 5-jährigen Dauertest unterworfen.

Das Forschungs- und Demonstrationsvorhaben wurde auf der Grundlage von Vorarbeiten und wissenschaftlicher Begleitung des Lehrstuhls Umwelttechnik an der Fakultät für Maschinenbau und Schiffstechnik der Universität Rostock, Leitung Prof. Dr. Steinbrecht, mit Förderung des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern und des Landkreises Nordvorpommern in Kooperation mit der Firma ES+S GmbH Rostock realisiert und in einem mehrjährigen Dauerbetrieb auf der Deponie Rönkendorf, Landkreis Nordvorpommern, M-V getestet.

Die Deponie Rönkendorf ist eine kleine Deponie, in die insgesamt 266.000 t Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle eingelagert wurden.

Die Deponie ist von der nächsten dörflichen Bebauung weit entfernt und wird durch ein „schwaches“ Stromnetz mit temporären Ausfällen gekennzeichnet. Sie ist mit einer TASI – Abdeckung ausgestattet, hat aber keine Bodenabdichtung. Die Gasfassung erfolgte durch 8 Vertikal- und 2 Horizontalbrunnen.

Die ursprüngliche Deponiegasentsorgung wurde ausschließlich durch eine Gasfackel eines bekannten Herstellers realisiert, es war kein Gasmotor installiert.

Der Fackelbetrieb wurde wegen zu schlechter Gasqualität im Frühjahr 2004 eingestellt.

Im Sommer 2004 konnte die Deponiegas-SWSF realisiert werden und war seit 11 / 2004 SWSF im Dauerbetrieb.

Die aufgrund der schwachen Methankonzentration im Deponiegas nicht mehr betriebsfähige „Gasfackel“ wurde nach Inbetriebnahme der „Wirbelschichtfackel“ entfernt.

Die Wirbelschicht-Anlage wurde mit je einem Luftvorwärmer und einem Brenngasvorwärmer ausgerüstet. Der Brenngasvorwärmer konnte bei Bedarf (nach entsprechendem Umbau) auch als Verbrennungsluftvorwärmer genutzt werden.

Die SWSF-Anlage hat vom zuständigen Staatlichen Amt eine 17. BImSchV-Genehmigung erhalten. Eine lokale EDV-Anlage registrierte alle relevanten Informationen, vor allem die Einhaltung der aus Sicherheitsgründen vorgeschriebenen Betriebstemperatur von $852 \text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{K}$.

Während des Dauerbetriebs wurde durch eine zugelassene Prüf-Firma die Einhaltung der BImSchV-Auflagen nachgewiesen.

Umsetzung der Forschungsergebnisse in eine Demonstrationsanlage auf der Deponie



Abbildung 3: Umstellung der Deponiegasentsorgung auf die Wirbelschichtfackel

Das Team der Universität Rostock entwickelte in Zusammenarbeit mit dem Deponie-betreiber und der Firma ES+S eine spezielle Automatisierungslösung (mit Daten-Fernübertragung, Bild 5), die sowohl den Anforderungen des Betriebs der Deponiegasfackel als auch den lokalen Bedingungen vollständig gerecht wurde. Neben mehreren Temperatur-Sensoren diente ein „robuster“ Lambda-Sensor als Grundlage der Anlagen-Temperaturregelung.

Eines der zu lösenden Probleme war der Nachweis, dass die Anlage nach einem bis zu 2 Stunden andauernden Stromausfall ohne Personal selbsttätig wieder anfahren konnte, wenn das die festgelegten Sicherheitsbedingungen zugelassen haben. Dazu war eine Ausrüstung mit zuverlässigen Sensoren erforderlich.

Die betriebsfähige Wirbelschichtfackelanlage mit allen Details zeigen Bild 3 und Bild 4.



Abbildung 4: Gesamtansicht der Schwachgasfackel

Im Automatik-Container wurden von der Leittechnik alle auflaufenden Signale verarbeitet, gespeichert und visualisiert. Bild 5 zeigt eine typische Betriebssituation.

Die Anlage war durch eine „stabilen Geradeauslauf“ gekennzeichnet, Bild 6.

Automatischer, fernüberwachter Anlagenbetrieb ...

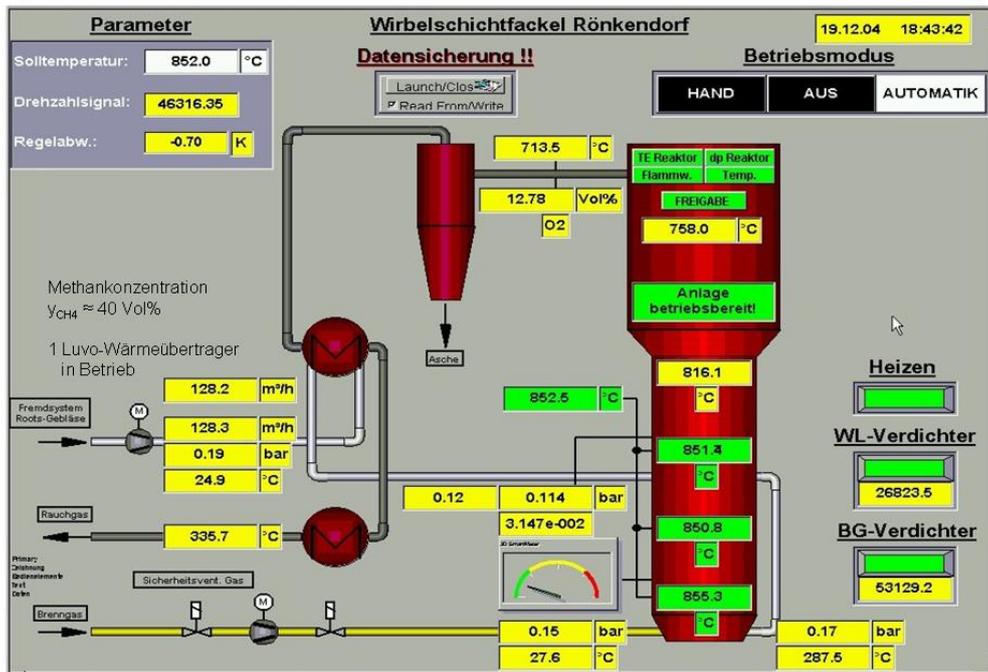
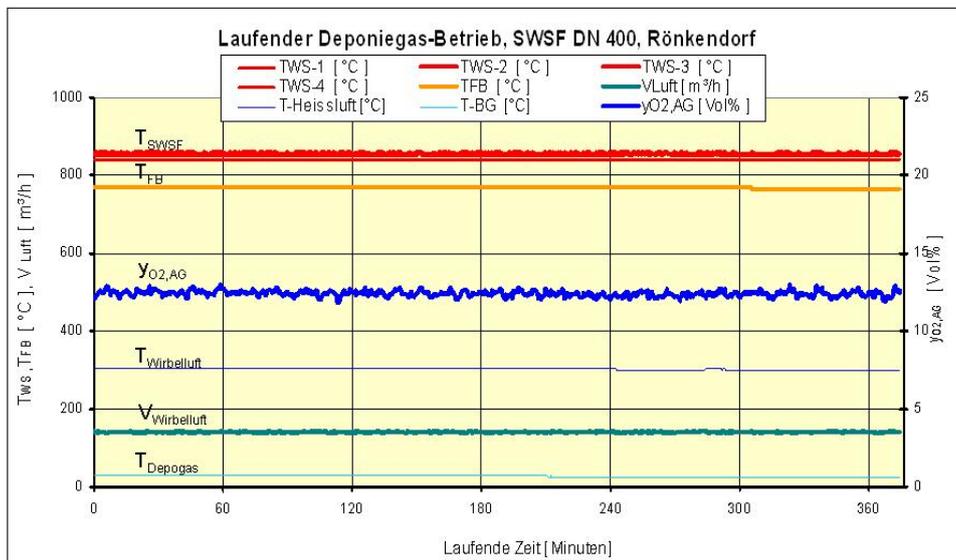


Abbildung 5: Ansicht des Monitors vom Prozeßrechner zur SWSF-Betriebsüberwachung

Automatischer, fernüberwachter Anlagenbetrieb ...



Die Prozessregelung hält die Bett-Temperatur sehr konstant bei 852°C ± 1K.
 ... Die Deponiegas – SWSF Rönkendorf läuft im störungsfreien Dauerbetrieb ...

Abbildung 6: Zeitliche Konstanz der Messgrößen der Deponiegasfackel

Zur Beurteilung der „Zukunft der Wirbelschichtfackel“ wurden aus den laufenden Aufzeichnungen des Deponiebetreibers Prognosen zur weiteren zeitlichen Verfügbarkeit des Depo-

niegases abgeleitet. Daraus konnte abgeleitet werden, dass ein Anlagenbetrieb mit ständig „schwächer“ werdendem Gas bis ca. Frühjahr 2007 erwartet werden konnte.

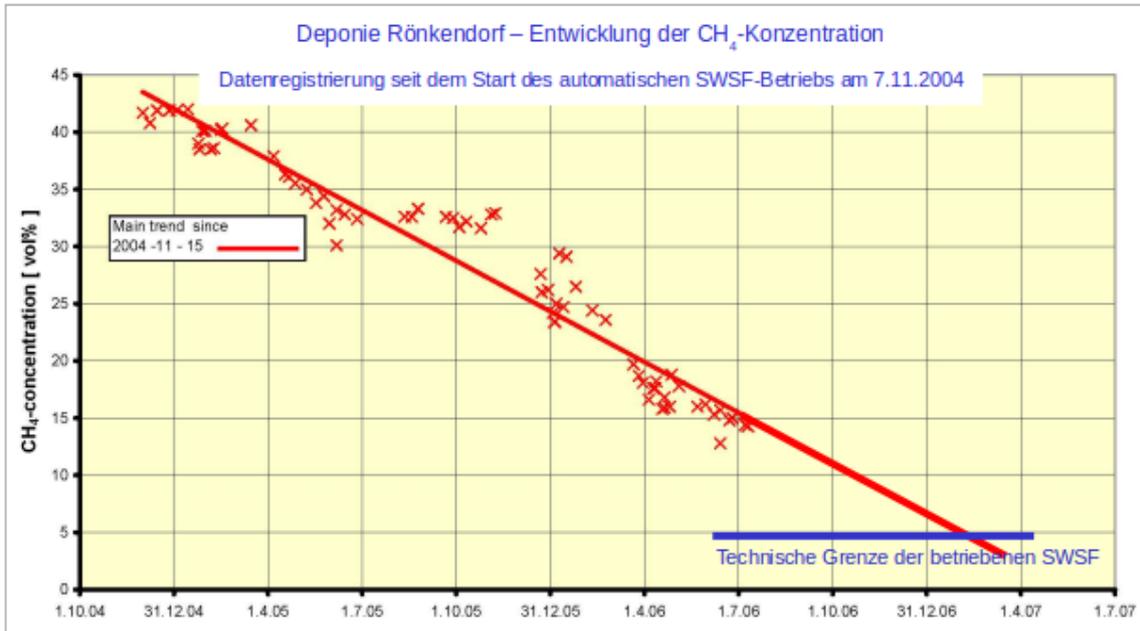


Abbildung 7: Prognose zum erwarteten Zeitpunkt des Versagens der SWSF Anlage

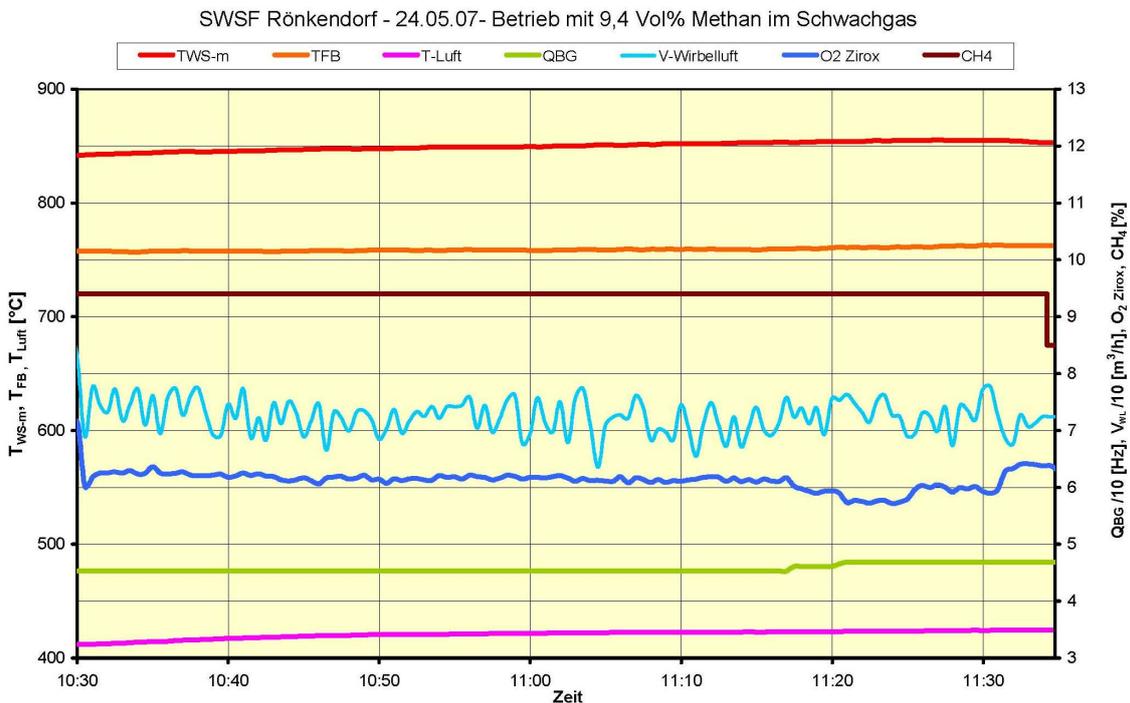


Abbildung 8: Betrieb der Deponiegas-SWSF bei ca. 9% CH₄ im Brenngas

Zusätzlich hat der Deponiebetreiber auf spezielle Anforderung jeweils für mehrere Stunden „ärmeres Gas“ bereit gestellt, mit dem sich dann das jeweilige Verhalten der Anlage unter „stationären Bedingungen“ als „Antwort“ ableiten ließ.

Solange ausreichende Gasmengen bereitgestellt werden konnten, wurden trotz stark veränderter Gasqualität keine Grenzen für den Wirbelschichtapparat erreicht.

Das Gas im Deponiekörper war Ende 2009 / Anfang 2010 endgültig erschöpft. Der Anlagenbetrieb wurde mit mehreren Reaktivierungen durch Einleitung von Wasserdampf gemeinsam mit schwächstem Deponiegas (als Transportmedium) in den Deponiekörper zunächst aufrecht erhalten, dann aber eingestellt.

4 Alternatives Energiesystem zur kombinierten Entsorgung und Stromerzeugung aus (methanreicherem) Deponiegas durch Kopplung der Wirbelschichtverbrennung mit einer Heißluft-Turbine

Im Wirbelschicht-Technikum der Universität Rostock wurde eine Heißluftturbine mit der dort vorhandenen Stationären Wirbelschichtfeuerung über einen in der expandierten Wirbelschicht positionierten Hochtemperatur-Wärmeübertrager verbunden, um auf direktem Wege aus energiereichen Abfallstoffen oder auch energiereichem Deponiegas Elektroenergie erzeugen zu können.

Diese Kombination beseitigt den vorstehend beim Deponiegas genannten Mangel (Silan-Komponenten) und ergibt neue interessante Möglichkeiten zur Prozessführung der Wirbelschichtfeuerung (im Wechselspiel von Heizwert, Brennstoffzufuhr, Betriebstemperatur, Sauerstoffkonzentration, Energieauskopplung, Emissionen) und zur erfolgreichen energetischen Nutzung sowohl von Deponiegas als auch von minderwertigen / „schwierigen“ Brennstoffen / Abfällen.

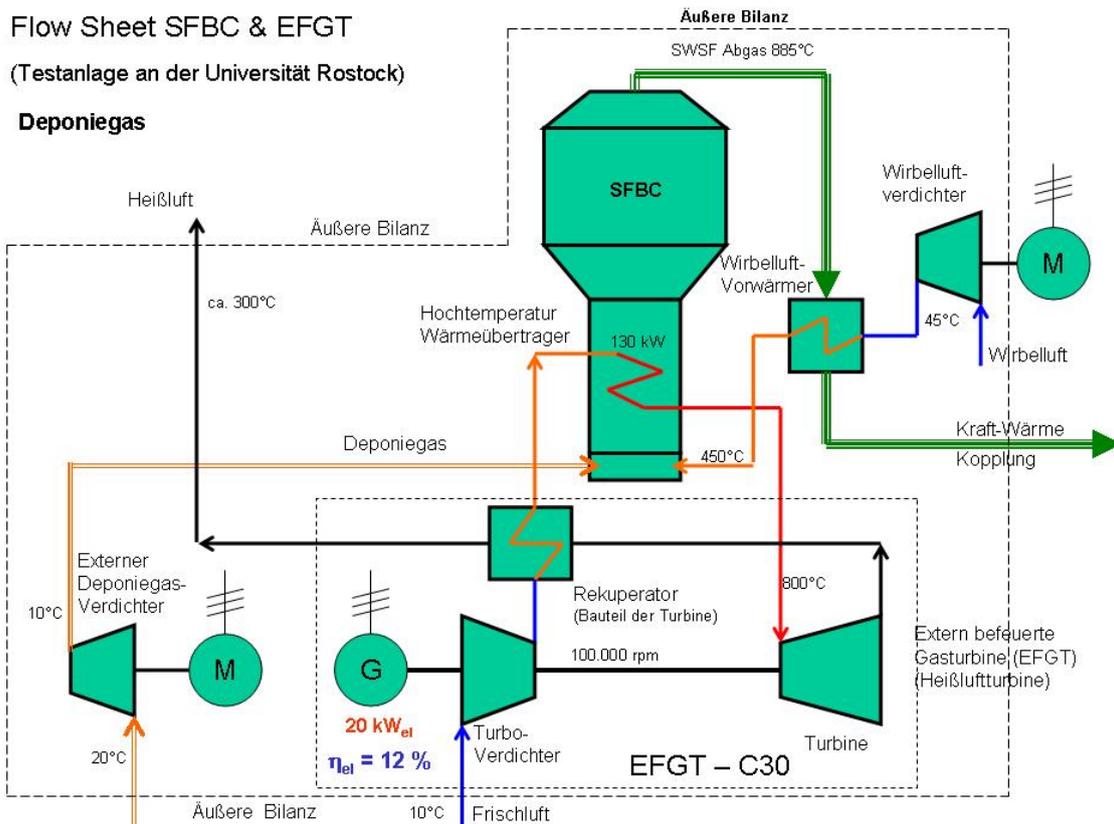


Abbildung 9: Kombination von Wirbelschichtfeuerung und Heißluftturbine

Zur Thermodynamik und zum Betrieb eines solchen Kombi-Prozesses liegen belastbare Ergebnisse vor. Der vorgenommene Umbau einer handelsüblichen Mikrogasturbine zur Heißluftturbine zeigte die prinzipielle Machbarkeit des Prozesses. Der Schritt von einer umgebauten Mikro-Gasturbine zu einer optimierten Heißluftturbine erfordert turbinenseitige Modifikationen,

um das innewohnende Potential erschließen zu können. Für eine industrielle Anwendung wird eine speziell ausgelegte Kombination „Verdichter und Heißluftturbine“ (für gleichen Heißluft-Massenstrom in Verdichter und Turbine) benötigt.

Leider sind solche Heißluftturbinen auf dem Markt (noch) nicht erhältlich.

Wir arbeiten daran!

Informační systém pro monitoring skládek

Informationssystem für das Monitoring einer Deponie

Kamil Nešetřil¹

Abstrakt

Při monitoringu skládek je třeba zpracovávat data o monitorovacích objektech, vzorcích a zejména časové řady. Při projektování skládek je navíc třeba pracovat mj. s geologickými, geotechnickými a hydrogeologickými daty. Prezentovaný informační systém automatizuje rutinní operace s takovými daty. Provádí sběr dat v různých formátech (soubory, databáze či dálkový sběr dat) a jejich zpracování (převody jednotek a veličin, výpočty a modely). Výsledky (např. tabulky, grafy a mapy) jsou dostupné v běžných formátech (pdf, Word, Excel). Jsou dostupné uživatelům na webu či jsou rozesílány např. e-mailem v pravidelných intervalech či při událostech (např. překročení stanovené hodnoty). Snímky obrazovky, dokumentace či návody k využitým nástrojům jsou na webu www.hgis.cz

Kurzfassung

Während des Monitorings einer Deponie sind Daten über die beobachteten Objekte, Proben und insbesondere Zeitreihen zu bearbeiten. Während der Planung von Deponien ist dazu unter anderem mit geologischen, geotechnischen und hydrogeologischen Daten zu arbeiten. Das präsentierte Informationssystem automatisiert einen routinemäßigen Umgang mit solchen Daten. Das System erfasst Daten in unterschiedlichen Formaten (Dateien, Datenbanken oder Fernerfassung von Daten) und führt ihre Bearbeitung durch (Umrechnungen von Einheiten und Größen, Berechnungen und Modelle). Die Ergebnisse (zum Beispiel Tabellen, Diagramme, Karten) sind in üblichen Formaten zugänglich (pdf, Word, Excel) und stehen ihren Nutzern im Internet zur Verfügung oder werden in regelmäßigen Abständen oder im Fall von Ereignissen (zum Beispiel Überschreitung des zulässigen Wertes) per E-Mail versendet. Screenshots, Dokumentation oder Anleitungen zu den Tools stehen unter www.hgis.cz zur Verfügung.

¹Technická univerzita v Liberci, Fakulta mechatroniky, informatiky a mezioborových studií, Studentská 1402/2, 46117 Liberec, kamil.nesetril@tul.cz

Aplikovaná geologie a další témata

Angewandte Geologie, Sonstiges

Geochemie složitých interakcí odpadů a infiltračních vod na skládkách

Geochemie komplexer Wechselwirkungen des Abfalls und des Sickerwassers auf Deponien

Josef Zeman¹

Abstrakt

Voda je nejvýznamnějším transportním médiem kontaminantů v povrchovém prostředí. Srážková a podzemní voda vnikající do skládky odpadů interaguje s odpadem v závislosti na složení odpadu. Obvykle se jedná o složitě provázaný systém acidobazických, oxidačně-redukčních a biochemických reakcí, které jsou citlivé na vnější podmínky. Výsledné skládkové vody pak mohou být pro okolní prostředí zcela neškodné až silně toxické. V rámci příspěvku bude podán přehled základních interakcí a závislosti jejich výsledku na podmínkách panujících na skládce.

Kurzfassung

Das bedeutendste Transportmittel der Kontaminanten in dem Umfeld der Oberfläche ist das Wasser. Die in eine Abfalldeponie eindringenden Niederschlag und Grundwasser reagieren mit dem Abfall in Abhängigkeit von der Zusammensetzung des Abfalls. In der Regel handelt es sich um ein komplex verbundenes System von azidobasischen, Oxidations- und Reduktions- sowie biochemischen Reaktionen, die sensibel zu den äußeren Bedingungen sind. Das Deponiewasser, dass im Ergebnis dessen entsteht, kann folgend für die Umgebung ganz unschädlich bis stark toxisch sein. Im Rahmen des Beitrages wird eine Übersicht der grundlegenden Wechselwirkungen und der Abhängigkeiten ihres Ergebnisses von den auf der Deponie vorherrschenden Bedingungen vorgestellt.

1 Úvod

Voda patří v povrchových podmínkách k hlavním transportním médiím kontaminantů v prostředí. Z hlediska zabezpečení je samozřejmě nejvýhodnější skládku pevných odpadů úplně izolovat od infiltračních a podzemních vod. To se v minulosti mnohdy nedělo, není to vždy možné nebo se to nepodaří. Z tohoto důvodů patří skládky pevných odpadů mezi potenciálně významné zdroje silně kontaminovaných vod. Dokonce z malé skládky mohou i dlouhá desetiletí po uzavření skládky působit významnou kontaminaci prostředí.

Skládky mohou ohrožovat celou řadu složek životního prostředí (zničení vegetace, plynné a prašné emise atd.), za nejvýznamnější je však považována kontaminace podzemních vod. Skládky se mohou významně lišit v závislosti na typu odpadů, které jsou do nich ukládány. Jedná se například o skládky minerálních popílků, nebezpečné odpady a speciální průmyslové skládky nebo komunální skládky, které obsahují směs komunálního odpadu, konstrukčních materiálů a odpadu z malých výroby. Pro komunální skládky je charakteristický vysoký obsah organického odpadu, který ovlivňuje biogeochemické procesy ve skládce a produkuje silně

¹Ústav geologických věd, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Kotlářská 2, Brno, 611 37, jzeman@sci.muni.cz

anaerobní průsaky s vysokým obsahem organického uhlíku, solí a amonných ionů stejně jako určitých organických látek a kovů, které se z odpadů uvolňují.

V příspěvku je uveden popis biogeochemie kontaminačního mraku, který vystupuje ze dna skládky a migruje zvodní. Pozornost je věnována i přirozenému rozkladu organických látek (přirozené atenuaci) v kontaminačním mraku. Dosavadní studie ukazují, že se mikrobiální procesy a geochemické podmínky mění v čase a s pohybem kontaminačního mraku, což vede ke změnám v rychlosti biotické a abiotické degradace. Dostupnost akceptorů elektronů jako jsou oxyhydroxidy trojmocného železa nebo sírany, je důležitým faktorem při hodnocení efektivnosti a dlouhodobé udržitelnosti přirozené atenuace jako remediační strategie kontaminačního mraku. Porozumění složitému vývoji prostředí v kontaminačním mraku je důležité při vyhodnocení ohrožení zdrojů podzemních vod a při volbě účinných nápravných strategií.

2 Zdroje a složení průsaků

Skládky jako zdroje znečištění mají tři klíčové vlastnosti:

1. Skládky jsou z hlediska objemu i plochy často heterogenními zdroji.
2. Skládky obsahují směs anorganických a organických polutantů.
3. Skládky mají znečišťující potenciál trvajícím po desetiletí nebo staletí.

Plocha sládek se může pohybovat typicky od několika hektarů až po více než 50 ha. Směs kontaminantů v tělese skládky ovlivňuje celkové chování kontaminačního mraku a interakci mezi různými kontaminanty. Ve srovnání s ostatními zdroji znečištění podzemních vod to znamená, že spolu v kontaminačním mraku interaguje mnoho různých anorganických a organických sloučenin mnoha různými složitými geochemickými a mikrobiálními procesy.

Průsakové vody jsou generovány nadbytkem srážkové vody, která prosakuje vrstvami odpadů uložených ve skládce. Kombinované fyzikální, chemické a mikrobiální procesy v odpadech uvolňují znečišťující látky z odpadů do prosakující vody. Pokud vynecháme speciální chemické skládky a soustředíme se na skládku směsného komunálního a průmyslového odpadu, pak může být skládková průsaková voda charakterizována jako vodný roztok čtyř skupin znečišťujících látek [4]:

1. Rozpuštěné organické látky, vyjádřené v podobě chemické spotřeby kyslíku (ChSK) nebo celkového obsahu organického uhlíku (TOC), které zahrnují metan, těkavé mastné kyseliny a termostabilní sloučeniny jako jsou látky podobné fulvo- a huminovým kyselinám.
2. Anorganické makrosložky: vápník (Ca^{2+}), hořčík (Mg^{2+}), sodík (Na^+), draslík (K^+), amonné iony (NH_4^+), železo (Fe^{2+}), mangan (Mn^{2+}), chloridy (Cl^-), sírany (SO_4^{2-}), a hydrogenuhličitan (HCO_3^-).
3. Těžké kovy: kadmium (Cd^{2+}), chrom (Cr^{3+}), měď (Cu^{2+}), olovo (Pb^{2+}), nikl (Ni^{2+}) a zinek (Zn^{2+}).
4. Cizorodé (xenobiotické) organické sloučeniny, které pocházejí z chemikálií, které se používají v domácnostech nebo průmyslu a jsou přítomny v relativně nízkých koncentracích (v průsacích obvykle méně než 1 mg/l). Tyto sloučeniny zahrnují mezi jinými různé aromatické uhlovodíky, fenoly, chlorované alifatické uhlovodíky a pesticidy.

Složení průsaků ze skládek velmi výrazně kolísá v závislosti na složení odpadu, jeho stáří a technologii ukládání. Tabulka 1 ukazuje rozsah parametrů průsaků, který byl zkompileován z publikovaných dat. Údaje jsou založeny na datech z novějších skládek, většinou mladších než 25 let. Obecně mohou průsaky obsahovat velmi vysoké koncentrace rozpuštěných organických látek a anorganických makrosložek. Koncentrace těchto složek mohou být typicky 10–500krát vyšší, než jsou jejich koncentrace v nedotčené zvodni.

Průsaky obsahují také širokou škálu cizorodých organických látek (Tabulka 2). Protože se jedná o velmi rozsáhlou skupinu látek, je obtížné jejich rozsahy zobecnit. Důležitou skupinou jsou těkavé organické látky (VOC), což jsou organické látky, které mají tendenci se při pokojové teplotě a tlaku odpařovat. Typicky jsou součástí benzínu, mazadel a rozpouštědel. Některé z nich jsou vysoce jedovaté nebo karcinogenní.

Tabulka 1: Složení skládkových průsaků [9].
Tabulka 2: Nejčastěji pozorované cizorodé organické látky [9].

parametr	rozsah	sloučenina	rozsah
pH	4,5–9	aromatické uhlovodíky	
elektrická vodivost (mS/cm)	2500–35000	benzen	0,2–1630
mineralizace	2000–60000	toluen	1–12300
organické látky		xyleny	0,8–3500
TOC	30–29000	etylbenzen	0,2–2300
biochemická spotřeba kyslíku (BChSK)	20–57000	trimetylbenzen	0,3–250
chemická spotřeba kyslíku (ChSK)	140–152000	naftalen	0,1–260
BChSK/ChSK	0,02–0,80	halogenované uhlovodíky	
organický dusík	14–2500	chlorbenzen	0,1–110
anorganické makrosložky		1,2-dichlorobenzen	0,1–32
celkový fosfor	0,1–23	1,4-dichlorobenzen	0,1–16
chloridy	150–4500	1,1-dichloroethan	0,6–46
sírany	8–7750	1,2-dichloroethan	<6
hydrogenuhličitaný	610–7320	1,1,1-trichloroethan	0,1–3810
sodík	70–7700	trichloroethylen	0,05–750
draslík	50–3700	tetrachloroethylen	0,01–250
amonný dusík	50–2200	dichloromethan	1,0–827
vápník	10–7200	trichloromethan	1,0–70
hořčík	30–15000	fenoly	
železo	3–5500	fenol	0,6–1200
mangan	0,03–1400	kresoly	1–2100
těžké kovy		ftaláty	
arsen	0,01–1	diethylphthalat	10–660
chrom	0,02–1,5	di-(2-ethylhexyl)phthalat	0,6–240
kadmium	0,0001–0,4	di-n-butylphthalat	0,1–70
kobalt	0,005–1,5	butylbenzylphthalat	0,2–8
měď	0,005–10	různé	
nikl	0,015–13	tri-n-butylfosfát	1,2–360
olovo	0,001–5	aceton	6–4400
rtuť	0,00005–0,16	tetrahydrofuran	9–430
zinek	0,03–1000		

Hodnoty uvedeny v $\mu\text{g/l}$.

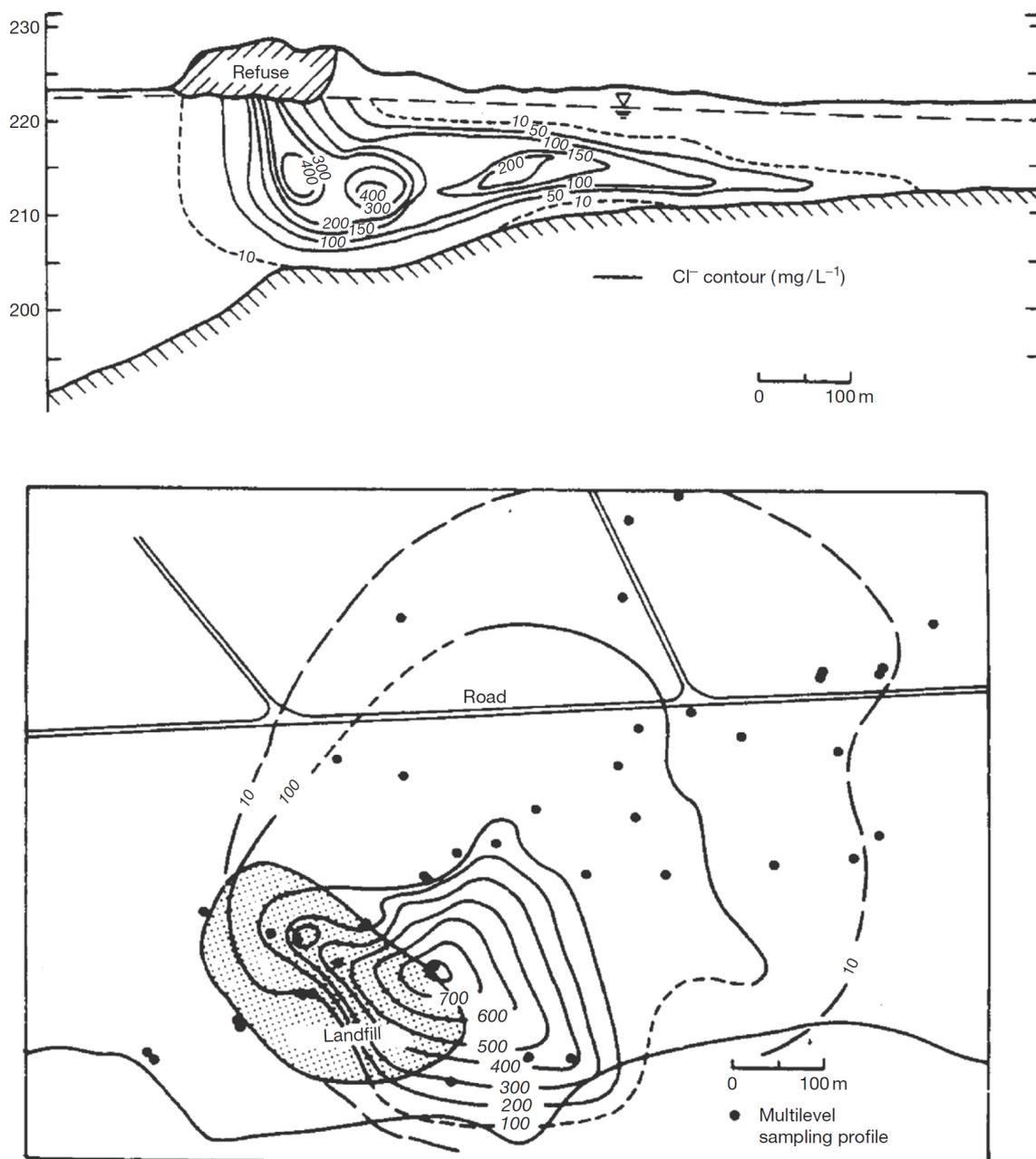
Pokud není uvedeno jinak, jsou hodnoty uvedeny v mg/l.

Některé z parametrů se v průběhu degradace organického odpadu mění. V průběhu úvodního kvašení (kyselá fáze) může mít průsak velmi nízké hodnoty pH a vysoké koncentrace mnoha složek a zvláště vysoké koncentrace snadno rozložitelných organických sloučenin, jako jsou těkavé mastné kyseliny. Později, kdy jsou produkty kvašení přeměněny na metan a oxid uhličitý (metanová fáze), hodnoty pH rostou a rozložitelnost organicky vázaného uhlíku klesá.

3 Šíření znečišťujících látek v podzemní vodě

Všechny sloučeniny průsaků, které vstupují do zvodně, podléhají v průběhu mísení průsaku s podzemní vodou advekci a disperzi (ředění). Pro složky, které nepodléhají přeměně (jsou konzervativní), mezi nimiž dominují chloridy, je ředění jediným mechanismem útlumu kontaminace. Migraci průsaku je třeba vnímat jako pohyb trojrozměrného mraku, který se vyvíjí v trojrozměrné geologické struktuře. Gradienty, propustnosti a fyzikální hranice určují pozici a rychlost migrace mraku.

Ředění na makroskopické úrovni odpovídá disperzi (rozptylu) a na molekulární úrovni difuzi. Může však být ovlivněno lokálními vertikálními gradienty, hustotou průsaku a do určité míry i viskozitou.



Obrázek 1: Horizontální a vertikální řez konturami koncentrací Cl^- (mg/l) na skládce Borden Landfill (Kanada) [11]

Disperzivita (rozptyl) má svoji podélnou složku (ve směru proudění), vertikální složku a horizontální (příčnou) složku. Podélný rozptyl je důležitý jen pro koncentraci na čele průsakového mraku. Důležitější je velikost příčného rozptylu, který určuje příčné šíření mraku. Data z terénních experimentů, např. [1], [8] a [12] ukazují na malý příčný rozptyl v řádu milimetrů až několika centimetrů. Předpokládá se i velmi malý vertikální rozptyl. Dobře je to patrné na Obrázku 1, který ukazuje výsledky monitoringu skládky Borden Landfill v Kanadě [11].

Jak už bylo zmíněno, může se průsak nejméně ve třech aspektech lišit od podzemní vody. Lokální gradient hladiny podzemní vody pod a kolem skládky bude nejpravděpodobněji odlišný od celkového gradientu zvodně, protože se hydrologická a hydrogeologická situace skládky liší od okolního prostředí. Viskozita průsaků se může lišit od viskozity podzemní vody. Vyšší viskozita povede k nižší rychlosti proudění a tím i ředění mraku. Hustota průsaku je funkcí teploty a koncentrace rozpuštěných látek. Průsak s celkovou koncentrací rozpuštěných látek kolem 20 000 mg/l odpovídá rozdílu v hustotě větší než 1 % proti podzemní vodě. Je obecně známo, že se fluida při rozdílu hustot kolem 1 % a větším omezeně mísí nebo nemísí vůbec. Tento rozdíl tedy může výrazně ovlivnit vertikální pozici průsakového mraku přímo pod skládkou.

4 Biogeochemie skládkových průsaků

4.1 Oxidačně-redukční prostředí a redoxní pufování

Vstup silně redukčního skládkového průsaku do nedotčené, často oxidační zvodně (přechod mezi oxidačním a anoxickým prostředím je často lokalizován právě kolem úrovně hladiny podzemní vody), vede ke vzniku velmi složitého redoxního prostředí. Důležité procesy zahrnují biologický rozklad organických látek, biotické a abiotické oxidačně-redukční (redox) procesy, rozpouštění a srážení minerálů, komplexaci, iontovou výměnu a sorpci. Výsledné redox prostředí silně ovlivňuje anorganickou i organickou biogeochemii zvodně a vytváří chemický rámec pro porozumění rozkladných (atenuačních) procesů v mraku.

Charakteristika redox prostředí v kontaminačních mracích byla shrnuta v [3]. Pro vyhodnocení se užívá celá řada přístupů. K charakterizaci redox podmínek v mraku se používají následující parametry:

1. redox potenciál
2. látky, které jsou citlivé na změny redox potenciálu ve vodě
3. koncentrace vodíku v podzemní vodě
4. koncentrace těkavých mastných kyselin
5. charakteristika sedimentu
6. mikrobiální nástroje

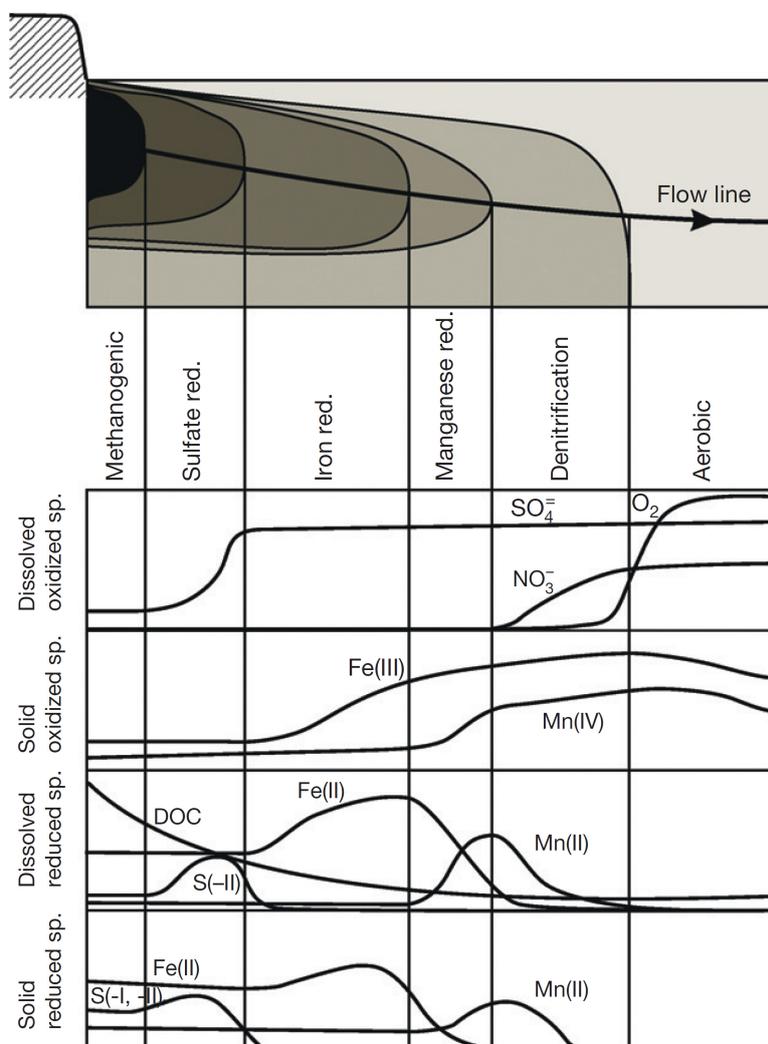
Zde je třeba poznamenat, že tyto přístupy nejsou standardizovány a o jejich významu se dosud diskutuje. Navíc jsou redox podmínky v kontaminačním mraku proměnlivé nejen v prostoru, ale také v čase. Na Obrázku 2 jsou ve zjednodušené podobě prezentovány obecné redox podmínky ve skládkovém průsaku [5]. Ve zvodni se spojitým uvolňováním průsaku se vyvine metanogenní zóna nejbliže ke skládce. Uvnitř této zóny a bezprostředně u ní může ve směru proudění docházet k redukci síranů. V sousední oblasti, kde už nejsou podmínky tak silně redukční, dochází k redukci oxyhydroxidů trojmocného železa. Dále byly pozorovány zóny redukce oxidů manganu a dusičnanů, ty se někdy překrývají se zónou redukce železa. Pokud je nezasažená zóna zvodně oxidační a obsahuje významné množství rozpuštěného kyslíku (>1 mg/l), existují vně redukčního mraku aerobní podmínky.

Jak je patrné z Obrázku 2, obsah redukovaných látek (organické látky a amonné iony) v podzemní vodě podél proudnice klesá. Redox potenciál s rostoucí vzdáleností roste. V blízkosti

sklárky jsou vyčerpány elektronové akceptory, jako je kyslík, dusičnany a sírany nebo je jejich koncentrace snížena. V důsledku redukce síranů mohou být přítomny sulfidy. V určité vzdálenosti od sklárky v důsledku redukčních procesů dosahují redukované rozpuštěné látky, jako jsou sirovodík, dvojmocné železo a mangan maxima. Stejně tak se mění minerální složení hostitelské horniny. Znečišťující látky, které opouštějí sklárku, pokud nejsou odstraněny z vody, migrují přes řadu redoxních zón a postupně se dostávají do oxidačnějšího prostředí.

Průsak ze sklárky je typicky silně redukční, bohatý na organickou hmotu a amonné iony a může být považován za infiltruující vodu s vysokou kapacitou produkovat elektrony (redukční kapacita, RDC) v průběhu redox reakcí. Produkované elektrony musí být přijaty pevnými nebo rozpuštěnými akceptory elektronů. Kapacita zvodně přijímat elektrony se označuje jako oxidační kapacita (OXC).

Soubor reakcí, které vytvářejí komplexní redox prostředí v mraku sklárkového průsaku, sestávají z kombinace dvou poloreakcí, jedné oxidační a jedné redukční. Nejvýznamnější reakce jsou spolu s jejich standardními Gibbsovými funkcemi uvedeny v Tabulce 3. Čím nižší (negativnější) je hodnota ΔG° , tím více energie se uvolní a tím pravděpodobnější je průběh reakce.



Obrázek 2: Schematická prezentace redoxní zonálnosti v původně aerobní zvodni ve směru proudění od sklárky a distribuce redox citlivých složek podél proudnice mraku. Osy nemají stejnou škálu [5].

Tabulka 3: Nejdůležitější redox reakce ve skládkovém průsakovém mraku; upraveno podle [5].

reakce	proces	ΔG° (kcal/mol)
metanogeneze/kvašení (mineralizace OMO)	$2\text{CH}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 \rightarrow \text{CO}_2$	-22
redukce síranů/OMO	$2\text{CH}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow 2\text{CO}_2 + \text{HS}^- + 2\text{H}_2\text{O}$	-25
redukce železa/OMO	$\text{CH}_2\text{O} + 4\text{Fe}(\text{OH})_3 + 8\text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 4\text{Fe}^{2+} + 11\text{H}_2\text{O}$	-28
redukce manganu/OMO	$\text{CH}_2\text{O} + 2\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{Mn}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$	-81
denitrifikace/OMO	$5\text{CH}_2\text{O} + 4\text{NO}_3^- + 4\text{H}^+ \rightarrow 5\text{CO}_2 + 2\text{N}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$	-114
aerobní dýchání/OMO	$\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-120
redukce CO_2	$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-55
oxidace amoniaku	$\text{NH}_3 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	-72
oxidace metanu	$\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	-196

Rozpuštěné organické látky jsou reprezentovány modelovou sloučeninou CH_2O . OMO je zkratkou pro oxidaci organických látek (organic matter oxidation).

V případě oxidace organické hmoty je zřejmé, že v přítomnosti všech uvedených elektronových akceptorů bude využit jako první rozpuštěný kyslík, následovaný dusičnany, manganem, železem a sírany. Po vyčerpání předchozích elektronových akceptorů nakonec dominuje metanogeneze a kvašení.

V typickém průsaku dominují redukční kapacitě organické látky, významně však mohou přispívat také amoniak a metan a rozklad těchto látek ve zvodni může také přispívat ke vzniku redukčního prostředí. V oxidační kapacitě zvodně mohou převažovat oxyhydroxidy trojmocného železa, pokud bude oxidační kapacita vypočítána pro celý objem zvodně včetně hostitelské horniny a podzemní vody (Tabulka 4). To je dáno omezenou rozpustností kyslíku ve vodě a relativně nízkým obsahem dusičnanů a síranů ve zvodni. Z objemu zvodně však není možné vyhodnotit skutečný význam rozpuštěných elektronových akceptorů. V průtočném systému může být kritickým místem míšení elektronových akceptorů v třásni mraku. Míšení v třásni mraku je určováno i příčnou a vertikální disperzí. Svou roli při míšení kontaminačního mraku může také hrát sezónní doplňování zvodně srážkami.

Tabulka 4: Oxidační kapacita (OXC, v miliekvivalentech na litr vody ve zvodni) vypočítaná pro oxidované látky ve dvou aerobních zvodních, pro skládku Vejen v Dánsku a skládku Sand Ridge ve Spojených státech [5]

složka	redukční poloreakce	Vejen (DK)		Sand Ridge (Illinois, Spojené státy)	
		obsah	OXC (meq/l)	obsah	OXC (meq/l)
O_2	$\text{O}_2 + 4\text{H}^+ + 4\text{e}^- \rightarrow 2\text{H}_2\text{O}$	10 mg/l	0,44	9 mg/l	0,39
NO_3^-	$\text{NO}_3^- + 6\text{H}^+ + 5\text{e}^- \rightarrow 1/2\text{N}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	15 mg/l	1,9	0,95 mg/l	0,12
Mn^{IV} (s)	$\text{MnO}_2 + 4\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Mn}^{2+} + 2\text{H}_2\text{O}$	0,1 mg/g	6	0,39 mg/g	23
Fe^{III} (s)	$\text{FeOOH} + 3\text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O}$	2 mg/g	60	6,8 mg/g	200
SO_4^{2-}	$\text{SO}_4^{2-} + 9\text{H}^+ + 8\text{e}^- \rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	40 mg/l	1,2	36 mg/l	1,1

(s) znamená složku vázanou v horninovém prostředí.

V písčítých kolektorech působí jako hlavní akceptor elektronů uvolňovaných při rozkladu organických látek oxyhydroxidy a oxidy trojmocného železa. K oxidační kapacitě také mohou přispívat oxidy čtyřmocného manganu, protože se mohou redukovat na rozpuštěný dvojmocný mangan. Pokud však budeme posuzovat vývoj v dlouhodobé perspektivě, pak bude pravděpodobně převládat redukce oxyhydroxidů trojmocného železa, protože jsou koncentrace tro-

jmocného železa ve zvodni typicky 20–50krát vyšší, než koncentrace čtyřmocného manganu.

Ne všechny oxidy trojmocného železa jsou pro přímo redukovatelné. Některé minerály obsahující trojmocné železo odolávají mikrobiální redukci, zatímco jiné oxidy, hydroxidy a oxyhydroxidy jsou amorfní a snadno se redukují. S postupem času však mohou být ve složitém prostředí průsaku redukovány i takové minerály jako jsou goethit (FeOOH) či hematit (Fe_2O_3). To ukazuje na důležitou roli železa jako redox pufru, který kontroluje velikost mraku a která je dána nejen celkovým množstvím přítomného železa. Klíčovými parametry jsou fázové složení a mikrobiální dostupnost železa pro redukci. Reaktivní podíl železa je možné stanovit šetrným vyluhováním např. kyselinou chlorovodíkovou nebo askorbovou, vhodnější jsou však přímé mikrobiální testy.

Redukce oxidů železa a srážení kovů v podobě uhličitánů nebo sulfidů mění složení pevné fáze podél linie průsaku. Obecně je minerálně vázané železo redukováno na rozpuštěné dvojmocné železo, které se částečně sráží a částečně migruje podél gradientu do oxidačnějších zón. Při kontaktu s rozpuštěným kyslíkem a případně s oxidy manganu je dvojmocné železo oxidováno a sráží se v podobě amorfních hydroxidů. Nově vysrážené hydroxidy vytvářejí velmi reaktivní a dostupný akceptor elektronů. Migrovaná část redukováného železa tak ve větší vzdálenosti od skládky přispívá k regeneraci oxidační kapacity zvodně. To může být podstatné při určení velikosti redukováných zón, zvláště pokud se mrak zvětšuje. Významné pufrování oxidy železa je tedy spojeno s vyčerpáváním oxidační kapacity zvodně a vznikem redukováných látek v silně redukční zóně mraku. Obecně působí železo redox pufrujícími reakcemi ve směru minimalizace velikosti mraku a tak významně retarduje migraci redukováného průsaku a souvisejících problematických sloučenin.

4.2 Mikrobiální aktivita a redox procesy

Uvnitř průsakového mraku je pro prostředí charakteristická přítomnost redukováných látek s vysokou koncentrací rozpuštěné organické hmoty. Toto prostředí je částečně důsledkem složení průsaku ze skládky a částečně důsledkem mikrobiálních procesů v mraku. Protože se toto prostředí velmi liší od nekontaminované, oligotrofní (chudé na živiny) a často oxidační zvodně, která mrak obklopuje, je složení mikrobiální populace mraku dramaticky odlišné od vlastní mikrobiální populace nekontaminované zvodně.

Celkový počet bakterií, které byly zjištěny v průsakovém mraku skládky, se pohybuje v rozmezí $4 \times 10^4 - 1,5 \times 10^9$ buněk na gram suchého substrátu a počet jednotek tvořících kolonie (CFU), živých buněk, se pohybuje v rozsahu $60 - 1 \times 10^7$ CFU [5]. Složení mikrobiální kolonie ve vodné fázi skládkového průsaku se zřetelně odlišuje od složení kolonie podzemní vody [14]. Schopnost mikrobiálního společenství využít různé organické substráty byla systematicky studována v [13]. Kontaminované vzorky byly schopny využít větší počet substrátů, než vzorky z oblastí nad a pod průsaky. Toto chování bylo pozorováno jak ve vzorcích vody, tak i ve vzorcích sedimentů. Z hlediska množství byly vzorky populací ze sedimentů schopny využít až trojnásobné množství substrátu ve srovnání s populací ze vzorků vody.

Na skládkových lokalitách se vyskytují různé metabolické typy bakterií – denitrifikační, redukující mangan, redukující železo, redukující sírany a metanogenní bakterie. Metanogenní a sírany redukující bakterie jsou početné blízko skládky a jejich počet klesá směrem do vzdálenějších částí mraku [10]. Železo, mangan a sírany redukující bakterie tvoří překvapivě vysoký podíl na celkovém počtu buněk a jejich zastoupení se jen velmi málo mění se vzdáleností. Tyto všudypřítomné skupiny redox specifických kolonií poskytují zvodni pro různé redox procesy značný potenciál. Dominance jednoho redox procesu tedy spíše odráží prostředí a dostupné akceptory elektronů než složení mikrobiální populace.

Souběžně obvykle probíhá několik různých mikrobiálně zprostředkovaných procesů, které se navzájem nevylučují [6]. To je v určitém protikladu vůči jednoduchému termodynamickému modelu, založenému na hodnotách Gibbsovy funkce (viz Tabulka 3). Koncept redox zónalnosti

dává smysl z pohledu převažující úrovně redox potenciálu, zároveň však mohou probíhat i další redox procesy, charakteristické pro ostatní redox zóny. To pak může ovlivňovat potenciál dané redox zóny degradovat stopová množství organických sloučenin.

Mikrobiálně zprostředkované redox procesy tak využívají akceptory elektronů a produkují redukované látky. Dokud jsou k dispozici dárci elektronů, je generováno redukčnější prostředí. Mikrobiální kolonie tak silně ovlivňuje prostředí v centrální části kontaminačního mraku. Pokud jsou spotřebovány rozpuštěné elektronové akceptory (redukovatelné látky), pak mohou na hranicích průsakového mraku vznikat složitá mikrobiální společenství za vzniku strmého redox gradientu [2], [15]. Reoxidace sulfidů a sloučenin dvojmocného železa kyslíkem, který difunduje do průsakového mraku, může navíc zvýšit koncentraci síranů a trojmocného železa, což následně v těchto zónách stimuluje redukci síranů a železa [7].

5 Závěr

V rámci průsakových vod skládek se v průběhu času vyvíjí složitý systém vzájemně provázaných biogeochemických reakcí, který postupně vede k vytvoření typické oxidačně-redukční (redox) zonálnosti. Přes obecný charakter procesů se v závislosti na složení skládky vyvíjí specifické prostředí, charakteristické pro každou skládku. Další vývoj je závislý zejména na redukční kapacitě skládkového průsaku a oxidační kapacitě okolního prostředí a na složkách které tvoří redukční a oxidační kapacitu. Pro sledování vývoje průsakového mraku a přirozeného rozkladu kontaminujících látek je proto třeba sledovat nejen tzv. prioritní kontaminanty, ale všechny parametry, které o vývoji rozhodují nebo jej významně ovlivňují. Mezi ně patří například koncentrace makrosložek ve vodách zvodně a průsakového mraku, celková mineralizace, minerální a chemické složení hostitelských hornin atd.

Komplexní charakterizace prostředí pak umožňuje vyhodnotit přirozený rozpad kontaminujících látek (označováno také jako přirozená atenuace). Při rozhodování o nápravných opatřeních by pak měla přirozená atenuace nebo podporovaná či asistovaná přirozená atenuace dostávat přednost před drastickým nasazením dekontaminačních technik, protože jsou mnohem šetrnější k prostředí a obvykle mnohem lacinější. Rozhodnutí o nejvýhodnějším postupu je však možné pouze při komplexní znalosti prostředí a procesů. Náklady vynaložené při získávání potřebných údajů se pak mnohonásobně vrátí v efektivně cílené sanaci.

Literatura

- [1] ADAMS, E.; GELHAR, L.: Field study in a heterogeneous aquifer, 2. Spatial moments analysis. *Water Resources Research* 28: 3293–3307. 1992.
- [2] BJERG, P.; TUXEN, N.; REITZEL, L.; aj.: Natural attenuation processes in landfill leachate plumes at three Danish sites. *Ground Water* 49: 688–705. 2011.
- [3] CHRISTENSEN, T.; BJERG, P.; KJELDSEN, P.: Natural attenuation: A feasible approach to remediation of groundwater pollution at landfills? *Ground Water Monitoring and Remediation* 20(1): 69–77. 2000.
- [4] CHRISTENSEN, T.; KJELDSEN, P.; ALBRECHTSEN, H.-J.; aj.: Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 24: 119–202., 1994.
- [5] CHRISTENSEN, T.; KJELDSEN, P.; BJERG, P.; aj.: Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry* 16: 659–718. 2001.
- [6] COZZARELLI, I.; SUFLITA, J.; ULRICH, G.; aj.: Geochemical and microbiological methods for evaluating anaerobic processes in an aquifer contaminated by landfill leachate. *Environmental Science and Technology* 34: 4025–4033. 2000.
- [7] COZZARELLI, I.; SUFLITA, J.; ULRICH, G.; aj.: Geochemical and microbiological methods for evaluating anaerobic processes in an aquifer contaminated by landfill leachate. *Environmental Science and Technology* 34: 4025–4033. 2000.
- [8] GELHAR, L.; WELTY, C.; REHFELDT, K.: A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research* 28: 1955–1974. 1992.
- [9] KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.; ROOKER, A.; aj.: Present and long term composition of MSW landfill leachate – A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32: 297–336. 2002.
- [10] LUDVIGSEN, L.; ALBRECHTSEN, H.-J.; RINGELBERG, D.; aj.: Composition and distribution of microbial biomass in a landfill leachate contaminated aquifer (Grindsted, Denmark). *Microbial Ecology* 37: 197–207. 1999.
- [11] MACFARLANE, D.; CHERRY, J.; GILLHAM, R.; aj.: Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study. 1. Groundwater flow and plume delineation. *Journal of Hydrology* 63: 1–29. 1983.
- [12] PETERSEN, M.: Modeling of Groundwater Flow and Reactive Transport in a Landfill Leachate Plume. PhD Thesis, Department of Hydrodynamics and Hydraulic Engineering, Technical University of Denmark, Lyngby, ISVA Series Paper No. 73. 2000.
- [13] RÖLING, W.; VAN BREUKELEN, B.; BRASTER, M.; aj.: Analysis of microbial communities in a landfill leachate polluted aquifer using a new method for anaerobic physiological profiling and 16S rDNA based fingerprinting. *Microbial Ecology* 40: 177–188. 2000.

- [14] RÖLING, W.; VAN BREUKELEN, B.; BRASTER, M.; aj.: Relationship between microbial community structure and hydrochemistry in a landfill leachate-polluted aquifer. *Applied and Environmental Microbiology* 67: 4619–4629. 2001.
- [15] TUXEN, N.; ALBRECHTSEN, H.-J.; BJERG, P.: Identification of a reactive degradation zone at a landfill leachate plume fringe using high resolution sampling and incubation techniques. *Journal of Contaminant Hydrology* 85: 179–194. 2006.

Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologií s použitím biologických systémů předčištění

Reinigung des Deponiesickerwassers mit Hilfe einer kombinierten membranengestützten Technologie unter Anwendung biologischer Systeme der Vorbehandlung

Jaroslav Hrabal¹, Kateřina Kovářová, Vendula Ambrožová

Abstrakt

Skládkové výluhy jsou po geochemické a mikrobiologické stránce poměrně složitým systémem, který vzniká interakcí mezi srážkovými vodami, skládkovými výluhy perkolujícími ve skládkovém tělese a materiální náplní deponie. Finální chemické složení výluhů je tak relativně rozmanité a závisí i na stáří deponie. Zajištění ekologicky vhodného nakládání se skládkovými výluhy je možno řešit celou řadou technologických postupů. V přednášce je diskutována možnost nasazení technologie vyvíjené v rámci výzkumného úkolu TA ČR. Jedná se o kombinaci biologických metod předčištění s dočištěním za použití membránových separačních technologií. Tímto postupem je možno dosáhnout odstranění nadbilančních vod z deponie a jejich vyčištěním na požadovanou kvalitu umožnit další nakládání s těmito vodami přímo v místě jejich vzniku.

Kurzfassung

Aus geochemischer und mikrobiologischer Sicht ist das Deponiesickerwasser ein relativ komplexes System, das durch Wechselwirkungen zwischen dem Niederschlag, dem im Deponiekörper perkolierenden Sickerwasser und der Füllung der Deponie entstanden ist. Die Endgültige chemische Zusammensetzung des Sickerwassers ist somit relativ mannigfaltig und hängt vom Alter der Deponie ab. Eine ökologisch entsprechende Behandlung des Deponiesickerwassers kann mit Hilfe einer Reihe von technologischen Prozessen gewährleistet werden. In dem Beitrag wird die Möglichkeit diskutiert, eine im Rahmen eines Forschungsauftrages der Technologischen Agentur der Tschechischen Republik entwickelte Technologie einzusetzen. Es handelt sich um eine Kombination biologischer Methoden mit einer Vor- und Nachbehandlung unter Einsatz membranengestützter Separationstechnologien. Mit Hilfe dieses Verfahrens kann die Beseitigung des die Bilanz übersteigenden Wassers von der Deponie erreicht werden. Daneben kann das Wasser so gereinigt werden, dass die Qualität des Wassers eine Behandlung direkt am Entstehungsort möglich macht.

1 Pohyb skládkových výluhů v deponiích

Obvykle se předpokládá, že deponie TKO se chová jako kolektor, tedy je pro vodu relativně dobře propustný a voda po saturaci odpadu stéká na bázi skládky. Reálná skládková tělesa jsou však mnohem složitější. Odpady charteru TKO jsou hutněny, překrývány zeminami a na mocnějších deponiích se projevuje i litostatický tlak nadloží, který dále zvyšuje kompaktnost materiálu. Jedná se tedy o relativně složitě prostředí. Dalším charakteristickým rysem je vývin

¹MEGA a.s., Pod Vinicí 87, 471 27 Stráž pod Ralskem, jaroslav.hrabal@mega.cz

skládkového plynu, ať již v podmínkách acidogeneze nebo metanogeneze. Plyn stoupá k povrchu, proti směru vsakování vody a může skládkové výluhy vytlačet nebo z nich i stripovat těžké složky. Vznikají tak zavěšené zvodněné horizonty, podmíněné buď nepropustnými vrstvami ve skládce, nebo tlakem plynů. Změnami tlaku plynu tak může docházet i k vertikálním pohybům zavěšených vod. Po poklesu tlaku plynů pak voda stéká k bázi skládky. Výskyt zavěšených zvodněných vrstev sebou přináší i další efekty. Dochází k vyplavování a sedimentaci jemnozrnných materiálů, růstu mikrobiálních filmů až gelových struktur, které dále snižují propustnost vrstvy. Voda z báze skládky může migrovat k povrchu i v plynném skupenství a z vlhkého a teplého plynu při ochlazení v povrchové vrstvě kondenzuje. Pohyb skládkových vod tak může být ovlivněn třeba i jímáním plynu studnami. Absence tlaku plynu v prostoru deponie vede k rychlejšímu pohybu skládkových výluhů.

Je tedy třeba respektovat skutečnost, že skládka TKO není jednoduchým prostředím a nelze uplatňovat zákony pohybu tekutin platné pro průlinově propustné sedimenty. Distribuce a pohyb vody se v průběhu života deponie vyvíjí, stejně tak jak se vyvíjí množství a chemické složení skládkových výluhů.

2 Nakládání se skládkovými výluhy

Obvykle se předpokládá, že deponie TKO bude produkovat skládkové výluhy a tyto budou likvidovány zpětným rozstříkem na aktivní povrch skládky. Standardně je projektována záchytná jímka s čerpací studnou a výtlačným potrubím. Toto řešení je naprosto dostačující na většině skládek. Problémy s nadbilančními vodami mohou nastat na počátku provozu (pokud je skládkováno pouze na části zabezpečené plochy) a pak především při uzavírání skládky. Jestliže je uzavírána skládka, kde byla překročena saturace odpadu srážkovými vodami, tak lze očekávat produkci nadbilančních výluhů i po zatěsnění povrchu a zamezení vsaku srážkových vod. Produkce výluhů se může i během doby zvyšovat ve vztahu k odeznění metanogeneze. Nadbilanční vody je tedy nutno likvidovat i po relativně dlouhou dobu po ukončení skládkování. Složení průsakových vod může být velice různorodé a závisí na typu a stáří skládky, a na množství perkolující průsakové vody. Obecně existuje několik cest nakládání se skládkovými výluhy:

- zpracování výluhů společně s kanalizačními kaly (čerpají se do městských čistíren odpadních vod a zpracovávají společně s domovními kaly). Tato cesta je použitelná hlavně pro skládky, které se nacházejí v bezprostřední blízkosti městských ČOV odpovídající kapacity, anebo mají připojení na veřejnou kanalizaci. Obecně je takových případů minimum, jelikož skládky jsou zakládány mimo intravilán obcí.
- rozstříkávání po tělesu skládky. Tato cesta řešení problematiky skládkových výluhů je vhodná hlavně pro skládky, které produkují poměrně malé množství vznikající vody. Účinnost takového postupu je velice závislá na počasí a kvalitě vody. Je omezena tlakem územně správních orgánů na snižování aktivní plochy skládky, tj. části skládky, do které se ukládá odpad. Užitečný prostor pro rozstřík je tak zmenšován a navíc koliduje s provozem techniky navážení a kompakce odpadů. Na uzavřených skládkách jsou výluhy nadále po jistou dobu produkovány a jejich zpětná aplikace je technicky problematická, přičemž zvyšuje náklady na uzavírání skládky.
- čištění odpadních vod přímo v místě vzniku. V dnešní době existuje řada metod zpracování znečištěných vod, které lze obecně rozdělit na fyzikálně-chemické a biologické.

V ČR převážná část provozovatelů skládek jde cestou kombinace prvních dvou metod likvidace skládkových výluhů. Znamená to, že v období, kdy vody je relativně málo (suché letní počasí) je voda rozstříkovaná po tělesu skládky. Větší část vody se odpaří a odpady působí jako biologický a fyzikální filtr a tím dochází k likvidaci biologického znečištění. V období

s nepříznivými klimatickými poměry (např. mrazové dny) a při tání sněhu a většího množství srážek (převážně jaro, podzim, přivalové srážky) rozstřikováním přestává být technicky možné nebo přestává být efektivní a dochází k nárůstu objemu skládkových výluhů. Nadbilanční skládkové výluhy jsou obvykle odváženy na biologickou čistírnu odpadních vod. Transport větších objemů skládkových vod je komplikovaný a spojený s vysokými náklady. Čistírenský proces na městských ČOV však obvykle není příliš vhodný na eliminaci znečištění typického pro skládkové výluhy. Z typomorfních kontaminantů je odstraněno ve větší míře pouze znečištění amonnými ionty. Ostatní kontaminanty jsou na ČOV v podstatě jen naředěny vypouštěny do recipientu. Bilanční zatížení vodních toků se tak zvyšuje. Odvoz skládkových výluhů na ČOV tak sice vyhovuje legislativě ČR, avšak neřeší problém zvýšeného zatížení vodních toků anorganických i organickým znečištěním.

3 Výzkumný projekt „Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologií s použitím biologických systémů předčištění“ TH01030661

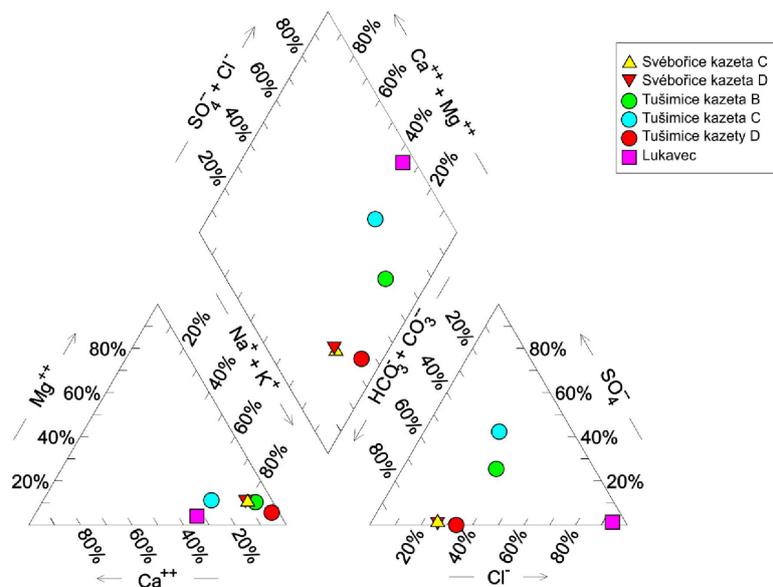
Zajištění ekologicky vhodného nakládání se skládkovými výluhy v místě vzniku je možno řešit řadou technologických postupů. V dnešní době jsou nabízeny na českém trhu následující metody:

- fyzikálně – chemické, které zahrnují koagulaci, filtraci a selektivní srážení nejvíc rizikových látek
- termické – odpařování nadbilančních vod na odparkách
- biologické, které nabízejí kompaktní biologické reaktory buď v podobě MBR, anebo imobilizované biomasy na kompaktních nosičích
- anaerobně oxidační procesy, zaměřené na odstranění obtížně rozložitelných organických látek
- membránové technologie na základě reverzní osmózy, nanofiltrace, elektrodiálýzy, membránové destilace

Nevýhodou biologických procesů je, že jsou zaměřeny především na odstranění organických látek, případně snížení koncentrace amoniakálního dusíku a ostatních nutrientů. Pouze termické, membránové procesy a částečně chemické metody nabízejí možnost odstranění salinity, nebezpečných látek - jako jsou těžké kovy a ostatní mikropolutanty.

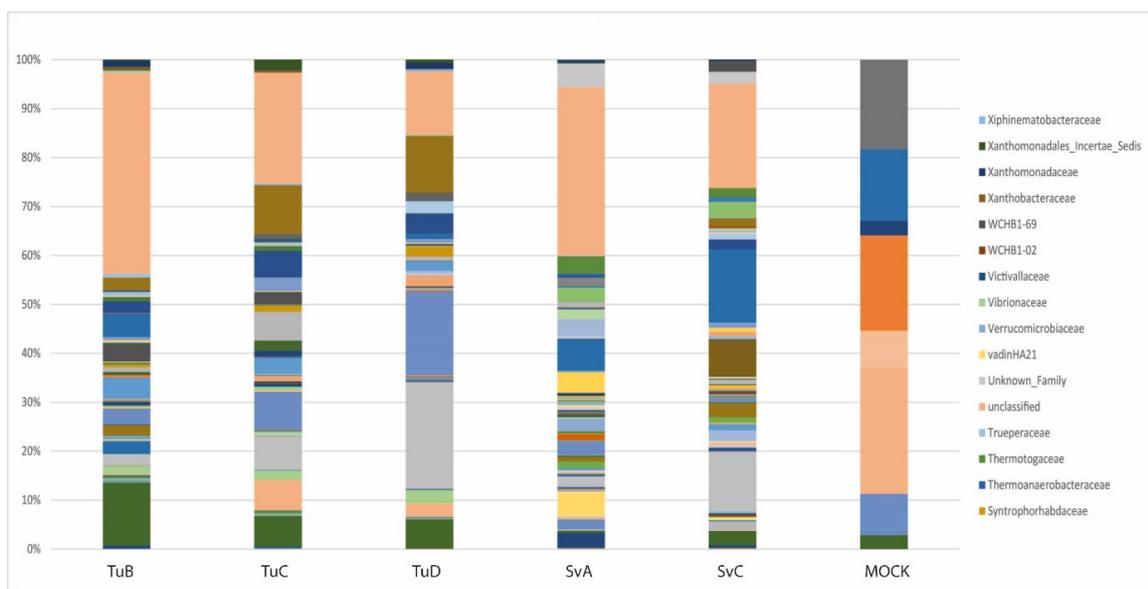
Výzkumný projekt si dal za cíl vytvoření konceptu nakládání se skládkovými výluhy na místě jejich vzniku. Jedná se o kombinaci přírodně blízkých geochemických a mikrobiologických metod v prvním stupni úpravy skládkových výluhů s koncovým stupněm na bázi membránových technologií (reverzní osmóza v kombinaci s elektrodiálýzou). Membránové technologie jsou dosud poněkud znevýhodněny tím, že nejsou příliš odolné natolik vysokým koncentracím organických látek, které jsou běžné pro skládkové výluhy. Vyžadují tak relativně náročnou předpravu, která je obvykle dosud realizována fyzikálně chemickou úpravou. Tento krok obnáší provozování chemických technologií s nutností odborného řízení procesu a ve své podstatě i další vnášení chemikálií do upravované vody.

V roce 2015 proběhl výběr vhodných skládek, cílem bylo vybrat 3 referenční skládky nebo samostatné kazety, které by reprezentovaly možné cílové skupiny skládkových výluhů. Byly provedeny podrobné analýzy výluhů na několika skládkách s rozdílnou náplní i dobou skládkování. Výsledky základních chemických analýz jsou zpracovány formou Piperova diagramu. Je zřejmý poměrně značný rozptyl hodnot. Pro další sledování byly vybrány skládky Svěbořice (kazeta C reprezentuje uzavřenou skládku a kazeta D skládku TKO provozovanou) a kazeta C na skládce Tušimice (kazeta s ukládáním nebezpečných odpadů).



Obrázek 1: Základní chemismus skládkových výluhů.

Vedle podrobného rozboru chemizmu skládkových výluhů (a to včetně perzistentních látek) byly provedeny i molekulárně-biologické studie diverzity mikrobiálních komunit ve skládkových výluzích. Zaměřili jsme se na detekci následujících skupin: síran-redukující bakterie, denitrifikační bakterie a bakterie degradující chlorované uhlovodíky. Mimo to byla sledována i celková bakteriální biomasa pomocí genu 16S rRNA. NGS sekvenace byla provedena na přístroji Ion Torrent (Life Technologies, USA). Profil bakteriálního osídlení byl studován pomocí ampikonového sekvenování cíleného na variabilní oblasti V4-V5 16S rDNA genu. Sekvence primerů byly zvoleny s ohledem na co největší pokrytí bakteriální říše (archea a bakterie). Druhým kritériem při výběru primerů je co nejnižší pokrytí eukaryotického genomu, tak aby byly sekvenovány pouze genomy prokaryotické. Vybrané primery byly testovány na čistých bakteriálních kulturách pomocí PCR a Sangerova sekvenování, tak aby byla potvrzena jejich specifita.



Obrázek 2: Mikrobiální diverzita studovaných vzorků skládkových průsakových vod.

Analýza ukázala jasné rozdíly mezi jednotlivými vzorky (Tab. 4). V aktivně používaných kazetách je nápadné množství indikátorů metanogeneze a prostředí obsahujících uhlovodíky nebo jiné vydatné zdroje uhlíku. Zřejmě zde probíhal redoxní cyklus síry (nalezení známých oxidátorů i reducentů, např. *r. Defluviitoga*, *Sulfurovum*, *Desulfuromonas*). V chudších kazetách na skládce Tušimice (TuB a TuC) byl opět podobný charakter mikroorganismů, často šlo o typické obyvatelé různých typů povrchových vod (od pitné vody po odpadní) a půdy. Vyskytuje se i zvýšený podíl organismů žijících v symbióze s živočichy nebo člověkem. Vzorek z aktivní části skládky Svěbořice i při manuální analýze nápadně připomíná směs aktivní a rekultivované kazety. Zajímavý je vůbec nejvyšší podíl bakterií z prostředí asociovaných s mnohobuněčnými organismy. Často šlo o genotypy nalezené v asociaci s nejrůznějšími organismy od korálu po člověka a žijící na různých stanovištích od střevního obsahu po vajíčka. Nejde tedy o specifické symbionty, spíše o organismy rozkládající např. zbytky proteinů na površích různých epitelů (což mohou být i u člověka např. metylotrofní bakterie jinak známé z podzemních vod). Pravděpodobně tedy jde o poměrně heterogenní skupinu nepříliš extrémofilních organismů. Ve všech třech kazetách byly nalezeny bakterie indikující redukci dusičnanů a naopak chyběly nebo téměř chyběly známky redoxního cyklu síry.

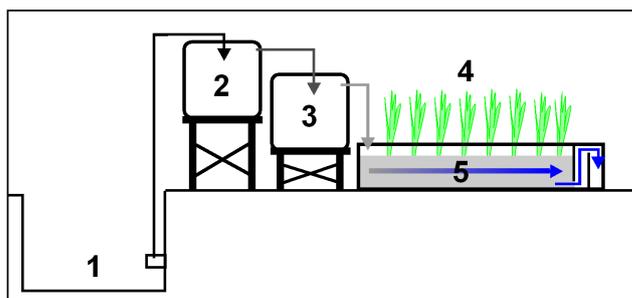
Provedeny byly také laboratorní experimenty simulující biologicko-geochemické pochody v režimu anaerobní reaktor – aerobní reaktor – pískový filtr (mokřadní systém). Výsledkem provedených experimentů bude určení nutných dob zdržení v každém uvažovaném systému. Tato informace byla zohledněna při návrhu pilotního řešení na lokalitě. Fotografie experimentální aparatury je uvedena na přiložené fotografii.



- 1 – chladič box
- 3 – anaerobní reaktor
- 4 – aerobní reaktor
- 5,2,7 – peristaltické čerpadlo
- 6 – řízení hladiny přepadem
- 8 – mokřadní systém

Obrázek 3: Fotografie laboratorní aparatury modelu mokřadního systému.

V roce 2016 byla realizována poloproduční jednotka a to jak mokřadního systému, tak i membránové technologie. Základem mokřadního systému je mělká nádrž vyplněná substrátem (směs písku a jílu) o rozměrech 2 x 4 m a užitém objemu 4 m³. Nádrž je vybavena dvěma přepážkami pro jímání filtrátu. Systém je dále tvořen dvěma 1m³ nádržemi. Skládkový výluh je čerpán peristaltickým čerpadlem o řízeném průtoku do první nádrže (anaerobní), která je utěsněna kvasnou zátkou. Z anaerobní nádrže je gravitačně skládkový výluh převeden do aerobní nádrže s aktivním provzdušňováním. Přetok z aerobní nádrže přes rozdělovací potrubí natéká na povrch mokřadu osázeného vegetací. Odtok z mokřadu je zajištěn perforací dělicí přepážky ve spodní části profilu. Přes přelivovou přepážku je potom veden do zásobního prostoru. Schéma technologie je uvedeno na obrázku.

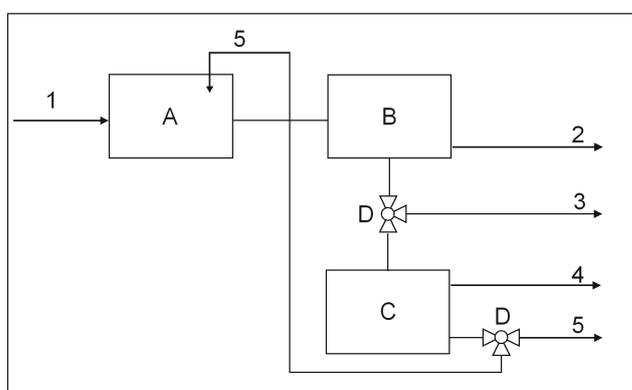


- 1 – nátok skládkových výluhů ze záchytné jímky
- 2 – anaerobní reaktor
- 3 – aerobní reaktor
- 4 – mokřad
- 5 – substrát

Obrázek 4: Schéma poloprovozní jednotky mokřadního systému.

Mokřad je provozován s plánovanou dobou zdržení cca 20 dní, což v daném případě představuje průtok přibližně 50 l za den. Ve vegetačním období probíhala stabilizace mokřadního systému. Relevantní vzorky budou k dispozici na konci vegetační doby roku 2016 a především v roce 2017.

S předstihem byla připravena poloprovozní jednotka membránové technologie. Schéma technologie je uvedeno na dalším obrázku.



- 1 – nátok z biologického předčištění
- 2 – permeát z reverzní osmózy
- 3 – retentát z reverzní osmózy
- 4 – koncentrát z elektrodialýzy
- 5 – diluát z elektrodialýzy
- A – retenční nádrž
- B – reverzní osmóza
- C – elektrodialýza
- D – ventily

Obrázek 5: Schéma poloprovozní jednotky membránových technologií.

Permeát z reverzní osmózy a diluát z elektrodialýzy lze vypouštět do vodoteče nebo zasakovat do horninového prostředí. Diluát lze použít i pro úpravu vody zpracovávané na reverzní osmóze v případě, že nátok bude příliš koncentrovaný. Je možné jej využít i pro další technologické operace, především jako oplachové vody. Koncentrát z obou technologií je možné zpětně zasakovat do deponie nebo dále zpracovat například na odparce. Na technologii byly dosud provedeny pouze zkušební testy. Jako vstupní médium, vzhledem k dosud nestabilizovanému provozu biologického předčištění, byly použity skládkové výluhy upravené flotací a koagulací, což mělo simulovat předčištění na biologickém stupni.

4 Závěr

Nakládání s nadbilančními skládkovými výluhy je u některých skládek poměrně závažná komplikace již při provozu skládky, ale především při jejím uzavírání a následné péči. Stabilizace skládkového tělesa je dlouhodobý proces a vznikající skládkové výluhy je nutno likvidovat, obvykle na externích zařízeních. To představuje poměrně značné náklady na dopravu a další zátěž životního prostředí, především povrchových vod, při likvidaci výluhů na ČOV. Největší potenciál uplatnění by měla taková technologie, která by umožnila úpravu skládkových vod na místě vzniku, a která by nejen technicky dosáhla vytčeného cíle, ale dovolovala by a dosáhla co nejnižších provozních nákladů. Nasazení anaerobně oxidačních přírodě blízkých procesů s předčištěním v mokřadu v prvním stupni je prvkem, který významně sníží organické znečištění a umožní nahradit obvykle používanou předúpravu. Podle dosažené kvality upravených vod v prvním stupni a požadavku na finální kvalitu vod je pak možno optimalizovat membránové technologie.

Poděkování

Práce je řešena s finanční podporou TA ČR v rámci projektu TH01030661 Čištění skládkových výluhů kombinovanou membránovou technologií s použitím biologických systémů přečištění.

Následné využití lokality skládky Gò Cát v Ho Āi Minově městě

Nachnutzung des Deponiestandortes Gò Cát in Ho Chi Minh City

André Gerth, Anja Hebner, Kathrin Kopielski¹, Petra Schneider²

Abstrakt

Vita 34 zpracovala pro skládku domovního odpadu Gò Cát v Ho Āi Minově městě ve Vietnamu vyhodnocení variant následného využití. V centru pozornosti bylo ekologické a ekonomické následné využití dané lokality. Předmětem preferované varianty byla profesionální izolace a zakrytí skládky včetně výsadby rostlin s intenzivním růstem za účelem výroby energie v kombinaci se zřízením a provozem centra pro zhodnocování biomasy. Vodní režim a obsah plynu byl modelován pro tři scénáře: pro skládku bez, s částečným a s profesionálním zakrytím. Z průzkumu současného zakrytí skládky vyplynulo, že je nutno provést zkapacitnění jímacího zařízení plynu. Díky tomu a v důsledku kvalifikovaného zakrytí tělesa skládky bude do budoucna možné efektivně využívat skládkového plynu. Bylo zpracováno doporučení pro profesionální ukončení, následnou péči a ekonomické následné využití lokality skládky pro zhodnocování biomasy (energetické zhodnocení bioodpadů a energetických trav). Toto doporučení bylo doplněno o odhad nákladů. Tyto náklady byly porovnány s potenciální výši investic do bioplynového zařízení a se z toho vyplývajícími příjmy. Kromě toho byl vyzkoušen alternativní systém izolace s využitím recyklovaného materiálu.

Kurzfassung

von

Für die Hausmülldeponie Gò Cát in Ho Chi Minh City (HCMC) in Vietnam hat die Vita 34 eine Variantenbetrachtung zur Nachnutzung durchgeführt. Im Fokus stand dabei eine ökologische und ökonomische Nachnutzung des Standortes. Gegenstand der Vorzugsvariante ist die professionelle Abdichtung und Abdeckung der Deponie einschließlich Bepflanzung mit massewüchsigen Pflanzen zur Erzeugung von Energie, kombiniert mit der Errichtung und dem Betrieb eines Biomasseverwertungszentrums. Der Gashaushalt wurde evaluiert und der Wasserhaushalt wurde für drei Szenarien modelliert, die Deponie ohne, mit partieller und mit professioneller Abdeckung. Die Untersuchungen zum aktuellen Deponiezustand haben ergeben, dass die Gasfassung ertüchtigt werden muss. Damit und durch die qualifizierte Abdeckung des Deponiekörpers wird zukünftig eine effizientere Verwertung des Deponiegases möglich. Es wurde eine Empfehlung für den professionellen Abschluss, Nachsorge und wirtschaftliche Nachnutzung des Deponiestandortes für die Biomasseverwertung (energetische Verwertung von Bioabfällen und Energiegräsern) erstellt und mit einer Kostenabschätzung untersetzt. Diese wurde den potentiellen Investitionskosten für eine Biogasanlage und den resultierenden Einnahmen gegenüber gestellt.

¹Vita 34 AG Geschäftsbereich BioPlanta, Deutscher Platz 5a, D-04103 Leipzig, info@vita34.de

²Hochschule Magdeburg-Stendal, Breitscheidstraße 2, D-39114 Magdeburg, petra.schneider@hs-magdeburg.de

1 Ausgangssituation

Mit dem rasanten Wachstum der Bevölkerung ist eine Ausdehnung der Städte, insbesondere der Metropole HCMC in Vietnam verbunden. Dies stellt besondere Herausforderungen an die Ver- und Entsorgung. Eines der zu bewältigenden Probleme ist das Abfallmanagement und die damit im Zusammenhang stehenden Abfalldeponien. In der Vergangenheit wurde Hausmüll mehrheitlich deponiert. Insbesondere zahlreiche (Alt-)Deponien entsprechen nicht dem Stand der Technik. D.h. in vielen Fällen sind die Stilllegung, der Deponieabschluss und die langfristige Nachsorge nicht adäquat geregelt. Eine Abdeckung stillgelegter Deponien mit Folie erfolgte oftmals nicht oder nur in unzureichendem Maße [1]. Damit verbunden sind potentiell erhebliche Gefahren für die Umwelt. Unter den lokalen klimatischen Bedingungen, vor allem während der Monsunperioden, tragen die hohen Niederschläge zu einem verstärkten Eindringen von Niederschlag in den Deponiekörper und Bildung von Sickerwasser in der Deponie bei. Dies bedingt eine signifikante Schadstoffverlagerung über den Sickerwasserpfad, d.h. Mobilisierung und Verlagerung von Schadstoffen in das Grund- und Oberflächenwasser. Durch die unzureichende Oberflächenabdeckung sind zudem Emissionen über den Luftpfad (Deponiegas) verbunden.

Für die Folgenutzung von Hausmülldeponien in Vietnam liegen keine Erfahrungen und Konzepte vor. In dem deutsch-vietnamesischen Verbundprojekt SAFEUSE wurden am Beispiel der innerstädtischen Hausmülldeponie Gò Cát in Ho Chi Minh City (HCMC) best-practice-Maßnahmen zur nachhaltigen Schließung und Bewirtschaftung identifiziert. Es wurde eine umfangreiche Variantenuntersuchung zu möglichen geeigneten Nachnutzungsoptionen vorgenommen, welche technische, ökonomische, ökologische und soziale Aspekte einer Folgenutzung berücksichtigt, um die Deponie gleichzeitig in einen emissionsarmen Zustand zu überführen. Die Deponie Gò Cát wurde im Dezember 2000 errichtet und umfasst eine Deponiefläche von rund 17,5 ha, zzgl. 7,5 ha für Infrastruktur mit Betriebsgebäuden und einer Behandlungsanlage für das Sickerwasser der Deponie. Die Höhe des Deponiekörpers beträgt rund 15 m über und reicht bis ca. 7 m unter Geländeoberkante. Insgesamt wurden rund 5,4 Mio. t Müll abgelagert (Abbildung 1). Die Ablagerung des Mülls erfolgte abschnittsweise von Norden nach Süden. Der Ablagerungsbereich 1 ist der jüngste, der Bereich 5 der älteste.

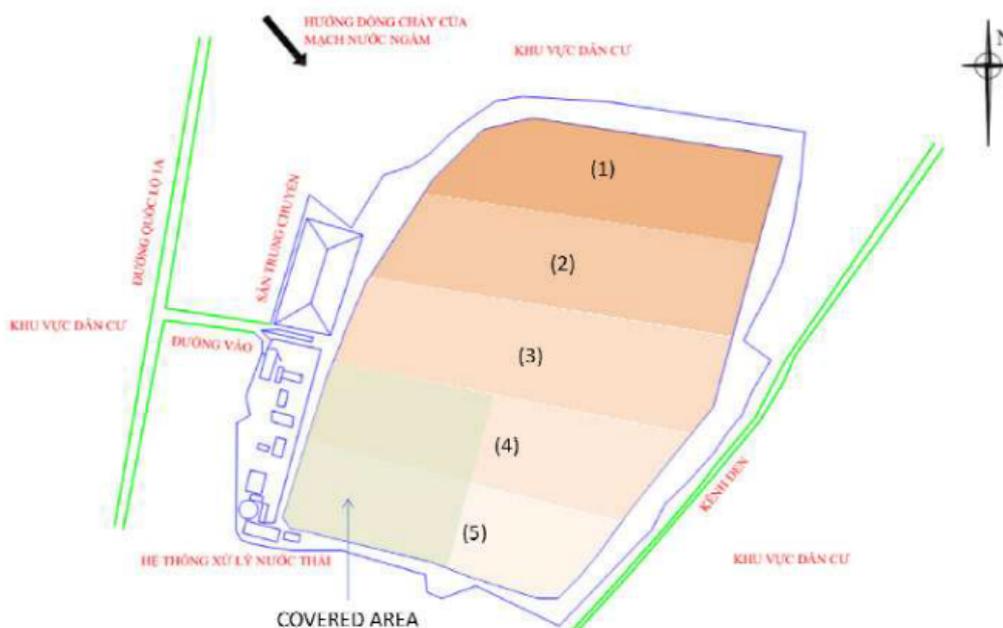


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Deponie mit Kennzeichnung der Ablagerungsbereiche 1-5.

Bei den eingelagerten Abfällen handelt es sich um unbehandelten und nicht vorsortierten Hausmüll. Eine Klassifizierung der eingelagerten Abfälle erfolgte bisher nicht. Laut dem Betreiber der Deponie, Ho Chi Minh City Urban Environment Co. Ltd. (CITENCO), beläuft sich der Anteil an organischem Gehalt in der Abfallfraktion auf ca. 60 – 77%. Der Anteil, der auf Kunststoffe entfällt kann nicht klassifiziert werden. Der Schichtenaufbau der Deponie, gemäß Planung des niederländischen Unternehmens Vermeer aus dem Jahr 1995, ist in Abbildung 2 dargestellt.

Die Basisabdichtung der Deponie besteht aus einer ca. 1 m mächtigen Tonlage und einer HDPE Geomembran. Oberhalb wurde eine ca. 0,3 m mächtige Kiesdrainage eingebaut. Die eingelagerten Abfälle sind ca. 22 m mächtig und bestehen aus insgesamt 6 Schichten. Jede Schicht umfasst je zwei Lagen Abfall zu je 1,75 m, die temporär mit einer Lage aus Erdstoff zu jeweils 0,15 m abgedeckt wurden. Seit der Schließung von Gò Cát im Juli 2007 erfolgte eine partielle Abdeckung der Deponie mit Geomembran. Diese bedeckt ca. 50% der Ablagerungsbereiche 4 und 5 bzw. etwa ein Viertel der Deponie. Eine Verschweißung der Folie erfolgte nicht. Die Folie liegt an vielen Stellen nur lose auf (Abbildung 3). Infolge des verstärkten Eindringens von Sickerwasser ist das Gasfassungssystem der Deponie stark beeinträchtigt. An vielen Stellen der Deponie treten Gasleckagen auf und es bilden sich Aufwölbungen unterhalb der Folie durch austretendes Deponiegas.

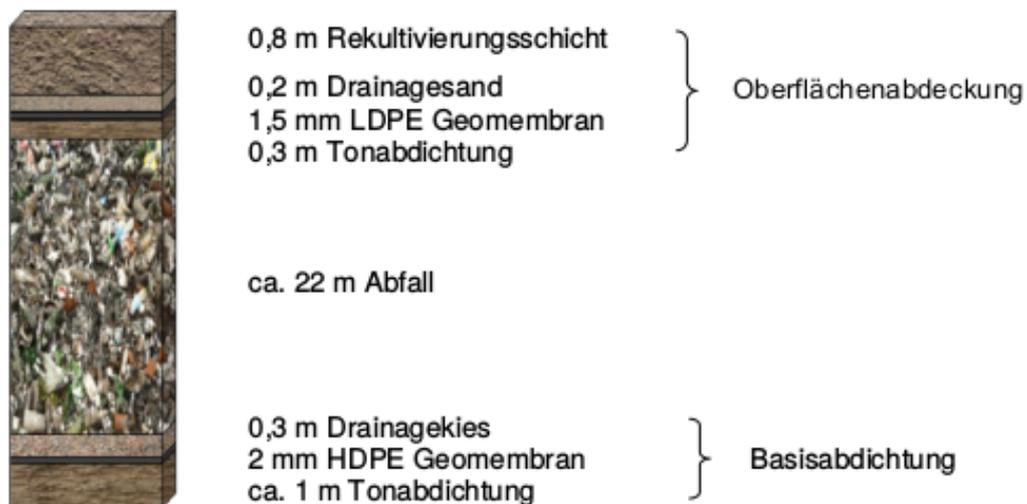


Abbildung 2: Geplanter Schichtenaufbau der Deponie Gò Cát.

Untersuchungen haben ergeben, dass das im Deponiekörper enthaltene Sickerwasser die Kapazität der Sickerwasserbehandlungsanlage insbesondere während der Regenzeit signifikant übersteigt. Die Behandlungskapazität liegt bei rund 400 m³/d. In Trockenzeiten fallen ca. 300 - 400 m³/d, in Regenzeiten ca. 2.000 - 2.500 m³/d Sickerwasser an. Mit der Schließung der Deponie wird eine Reduzierung der Sickerwasserrate angestrebt. Dazu wurde eine Empfehlung für eine qualifizierte Oberflächenabdeckung der Deponie erstellt. Zudem wurde der Wasserhaushalt der Deponie für den Ist-Zustand sowie nach professioneller Oberflächenabdeckung modelliert. Für die Folgenutzung von Gò Cát ist eine Begrünung der Deponie mit massewüchsigen Energiepflanzen vorgesehen. Mit der Errichtung einer Biogasanlage können die Erträge sowie weiter Biomasseströme zur klimafreundlichen Produktion von Energie genutzt werden.



Abbildung 3: Partielle Abdeckung der Deponie Gò Cát mit lose aufgelegter Folie.

2 Material und Methoden

2.1 Modellierung des Wasserhaushaltes

Der Wasserhaushalt der Deponie Gò Cát wurde durch die C&E Consulting und Engineering GmbH für drei Szenarien modelliert:

- Szenario 1: Deponie im unabgedeckten Zustand (worst-case Szenario),
- Szenario 2: Deponie im Ist-Zustand (50% Abdeckung der Parzellen 4 und 5 mit Folie, entspricht ca. 1/4 Gesamtdeponiefläche),
- Szenario 3: Deponie nach qualifizierter Oberflächenabdeckung.

Die Berechnung des Wasserhaushaltes basiert auf folgender Gleichung:

$$N = E_{Tr} + A_O + A_I + A_D + A_{SW} + (R - B) \quad (1)$$

Demnach beschreibt der Gesamtniederschlag (N) die Summe aus realer Evapotranspiration (E_{Tr}), Oberflächenabfluss (A_O), Lateralabfluss der Rekultivierungsschicht (A_I), Abfluss der Drainageschicht (A_D) sowie der Abdichtung (A_{SW}) und der Änderung der Wasserbilanz in der Oberflächenabdichtung ($R - B$).

Für die Modellierung des Wasserhaushaltes wurde das Computerprogramm HELP 3.95 (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) verwendet. Es wurde für die Modellierung des Wasserhaushaltes offener und geschlossener Deponie entwickelt und berücksichtigt geotechnische Daten des Deponiekörpers, wie z.B. Schichtenabfolge, Schichtmächtigkeit, Neigung, Länge der Drainageschicht und Deponie(teil-)fläche. Zudem fließen Bodenkenndaten (Porosität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Feldkapazität und Welkepunkt) sowie Vegetationskennzahlen (Bewuchs, Blattflächenindex und Dauer der Wachstumsperiode) in das Modell ein. Außerdem werden klimatische Faktoren, wie Temperatur, Luftfeuchte, Sonneneinstrahlung und Windgeschwindigkeit bei der Modellierung des Wasserhaushaltes berücksichtigt [2]. Hierfür erfolgte eine Auswertung der Klimadaten für den Zeitraum 1999 – 2013 einer der Deponie nahegelegenen Wetterstation (HCMC Flughafen).

Aus der Modellierung des Wasserhaushaltes ergibt sich die Wassermenge, die in den Abfallkörper, nach der Passage der Abdichtschicht, eindringt. Dabei müssen die Wasserspeicher-

kapazität des Abfalls und die Menge Wasser, die bei der Mineralisierung des Abfalls umgesetzt wird, berücksichtigt werden [2]. Der seitliche Zufluss für die Deponie Gò Cát ist nicht bekannt und wurde daher bei der Modellierung nicht berücksichtigt. Zudem wird die Sickerwassermenge berechnet, die über die Drainage unterhalb des Abfallkörpers abgeleitet wird.

2.2 Empfehlung für eine professionelle und alternative Oberflächenabdeckung der Deponie

Mit der professionellen Oberflächenabdeckung von Gò Cát soll der Zutritt von Sickerwasser in den Abfallkörper und die damit verbundene Mobilisierung und Migration von Schadstoffen minimiert werden. Gleichzeitig soll der oberflächennahe Transport von Schadstoffen durch Wind- und Wassererosion unterbunden werden. Für Gò Cát wurde eine Empfehlung für eine professionelle Oberflächenabdeckung, unter Berücksichtigung der in der deutschen Deponieverordnung festgesetzten Anforderungen zum Stand der Technik [3], erstellt.

Zudem wurde nach alternativen Materialien als Ersatz für eine Geomembran recherchiert, deren Kosten, v.a. für die Installation sehr hoch ausfallen können. In einem halbtechnischen Versuch wurde Recyclingmaterial aus Ziegelbruch erprobt. Das Material ist ubiquitär verfügbar und besitzt in der Industrie einen geringen Verwertungsgrad. Die Tonminerale, als Hauptbestandteil gebrannten Ziegels, gewährleisten eine dichtende Wirkung.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ergebnisse der Modellierung des Wasserhaushaltes

Für die Wasserhaushaltsmodellierung wurde ein Feuchtegrad des Abfallkörpers von 30% für alle drei Szenarien vorausgesetzt [4]. Der Wasserhaushalt wurde getrennt für das Plateau sowie für den Böschungsbereich der Deponie berechnet. Die Böschungslänge beträgt durchschnittlich 80 m bei einer Neigung von 33%. Für das Plateau wurde eine Böschungslänge von 200 m mit durchschnittlicher Neigung von 20% vorausgesetzt [4]. In sind die durchschnittlichen Klimaparameter für Gò Cát enthalten, die bei der Modellierung des Wasserhaushaltes Berücksichtigung fanden.

Tabelle 1: Durchschnittliche Klimaparameter für Gò Cát, HCMC zwischen 1999 - 2013.

	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Temperatur (°C)	26,5	27,2	28,5	29,4	28,4	27,7	27,2	27,4	27,2	26,9	27,0	26,1
Niederschlag (mm)	6,6	1,0	44,1	95,5	233,6	247,3	233,2	249,2	252,8	304,4	139,7	31,9
Windgeschwindigkeit (km/h)	10,3	10,8	10,9	10,9	10,8	10,8	10,6	10,6	10,5	9,9	10,0	9,9
Luftfeuchte (%)	74,0	68,0	69,0	70,5	80,0	81,3	84,5	86,0	85,8	86,5	81,0	77,0

Hinsichtlich der Vegetationsparameter wurde der maximale Blattflächenindex ohne Bewuchs auf 0 und mit Bewuchs auf 2 festgelegt. Die Vegetationsperiode beträgt 365 Tage. Die Tiefe der verdunstungswirksamen Zone beträgt ohne Bewuchs 2 m, mit Bewuchs 1 m [4].

3.1.1 Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 1 (Deponie im ungedeckten Zustand)

Das Szenario 1 beinhaltet die Ergebnisse der Modellierung des Wasserhaushaltes für die Deponie im ungedeckten Zustand. Der berücksichtigte Schichtenaufbau ist in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Berücksichtigter Schichtenaufbau für die Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 1 [4, 5].

Schichtsequenz	Schichttyp	Porenvolumen [cm ³ /cm ³]	Feldkapazität bei pF 2,5 [cm ³ /cm ³]	Welkepunkt bei pF 4,2 [cm ³ /cm ³]	k _r -Wert [m/s]
6 x 3,5 m Abfall	Perkolationsschicht	0,671	0,292	0,077	5,8E-5
5 x 0,15 m Erde	Perkolationsschicht	0,437	0,062	0,024	1,0E-5
0,3 m Kies	Drainageschicht	0,397	0,032	0,013	3,0E-3
2 mm HDPE-Folie	Geomembran	-	-	-	2,0E-15
0,5 m Ton	Mineralische Abdichtung	0,427	0,418	0,367	1,1E-07

In Abbildung 4 sind die Ergebnisse der Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 1 zusammengefasst. Die durchschnittliche jährliche Niederschlagshöhe beträgt 349.930 m³. Rund 600 m³/a davon fließen im Plateaubereich und rund 1.330 m³/a an der Böschung oberflächlich ab. Die Evapotranspiration in beiden Bereichen der Deponie liegt auf einem vergleichbaren Niveau zwischen rund 92.000 und 94.000 m³/a. Der Sickerwasseranteil, der über die Drainage an der Basisabdichtung abgeführt wird beträgt im Bereich des Plateaus 85.830 m³/a und an der Böschung 83.290 m³/a. Die zu behandelnde Sickerwassermenge beträgt 169.120 m³/a.

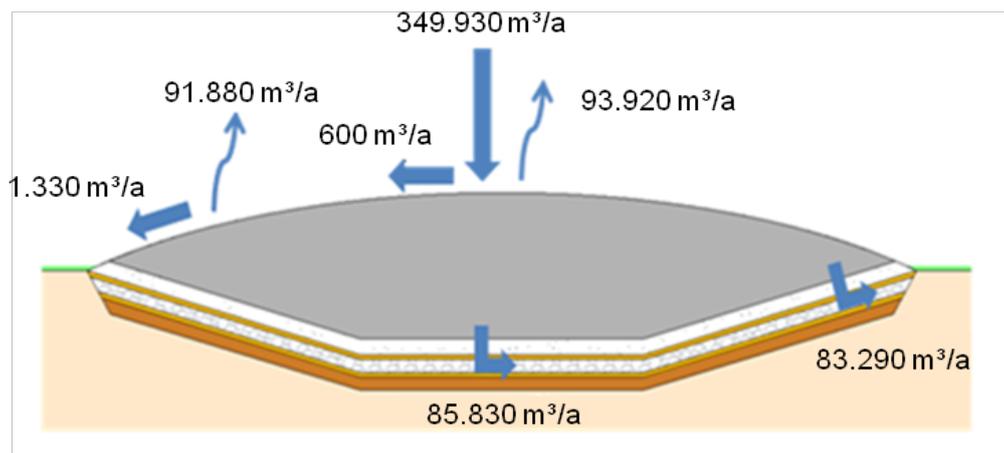


Abbildung 4: Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 1 (Datengrundlage: C&E, 2016)

3.1.2 Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 2 (Deponie im Ist-Zustand)

Das Szenario 2 berücksichtigt die Abdeckung der Deponie in den Bereichen 4 und 5 mit Geomembran. Beide Bereiche sind etwa zu 50% abgedeckt. Der für die Modellierung des Wasserhaushaltes -modellierung berücksichtigte Schichtaufbau ist in zusammengefasst.

Tabelle 3: Berücksichtigter Schichtenaufbau für die Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 2 [4, 5].

Schichtsequenz	Schichttyp	Porenvolumen [cm ³ /cm ³]	Feldkapazität bei pF 2,5 [cm ³ /cm ³]	Welkepunkt bei pF 4,2 [cm ³ /cm ³]	k _r -Wert [m/s]
0,8 m lehmiger/toniger Sand	Perkolationsschicht	0,437	0,105	0,047	1,7E-5
0,2 m Drainagesand	Drainageschicht	0,437	0,062	0,024	5,8E-5
2 mm HDPE-Folie	Geomembran	-	-	-	2,0E-15
0,3 m Ton	Mineralische Abdichtung	0,451	0,419	0,322	6,8E-9
6 x 3,5 m Abfall	Perkolationsschicht	0,671	0,292	0,077	5,8E-5
5 x 0,15 m Erde	Perkolationsschicht	0,437	0,062	0,024	1,0E-5
0,3 m Kies	Drainageschicht	0,397	0,032	0,013	3,0E-3
2 mm HDPE-Folie	Geomembran	-	-	-	2,0E-15
0,5 m Ton	Mineralische Abdichtung	0,427	0,418	0,367	1,1E-07

Aus den Ergebnissen der Modellierung des Wasserhaushaltes in Abbildung 5 geht hervor, dass durch die teilweise Abdeckung der Deponie Gò Cát der Oberflächenabfluss, sowohl im Plateau- als auch im Böschungsbereich, im Vergleich zu Szenario 1, signifikant erhöht ist. Die Evapotranspiration im Bereich des Plateaus ist ca. 3,5-fach erhöht gegenüber der im Böschungsbereich. Infolge der partiellen Oberflächenabdeckung kommt es zu einer deutlichen Reduzierung des Sickerwasservolumens im Bereich der Böschungen. Hingegen erfolgt eine Erhöhung der zu fassenden Sickerwassermenge im Bereich des Plateaus. Das zu behandelnde Sickerwasservolumen beträgt 137.560 m³/a und liegt demnach 31.560 m³/a unterhalb der modellierten Sickerwassermenge für Szenario 1.

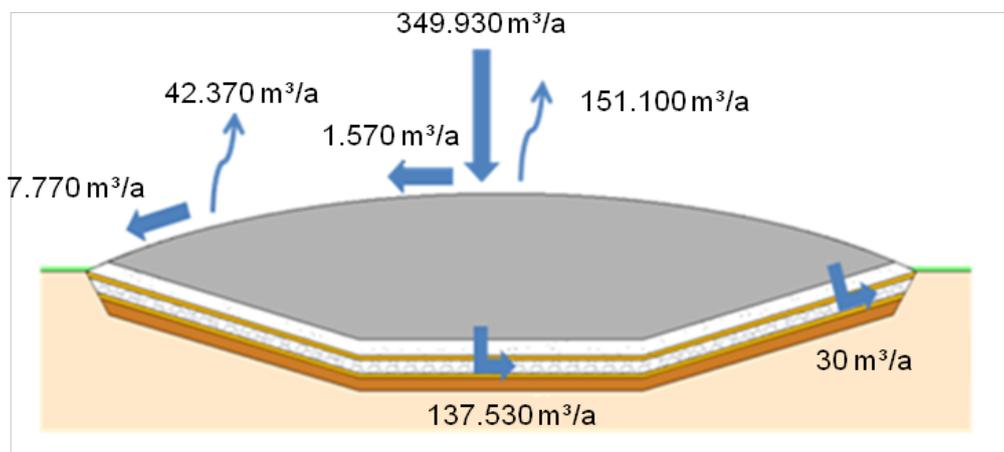


Abbildung 5: Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 2 (Datengrundlage: C&E, 2016)

3.1.3 Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 3 (Deponie im abgedeckten Zustand)

Für die Deponie im abgedeckten Zustand wurde ein vollständiger Grasbewuchs berücksichtigt. Der Blattflächenindex beträgt in diesem Fall 2,0. Der für die Modellierung des Wasserhaushaltes berücksichtigte Schichtenaufbau ist in Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Berücksichtigter Schichtenaufbau für die Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 3 [4, 5].

Schichtsequenz	Schichttyp	Porenvolumen [cm ³ /cm ³]	Feldkapazität bei pF 2,5 [cm ³ /cm ³]	Welkepunkt bei pF 4,2 [cm ³ /cm ³]	k _r -Wert [m/s]
0,8 m lehmiger/toniger Sand	Perkolationsschicht	0,437	0,105	0,047	1,7E-5
0,2 m Drainagesand	Drainageschicht	0,437	0,062	0,024	5,8E-5
2 mm HDPE-Folie	Geomembran	-	-	-	2,0E-15
0,3 m Ton	Mineralische Abdichtung	0,451	0,419	0,322	6,8E-9
6 x 3,5 m Abfall	Perkolationsschicht	0,671	0,292	0,077	5,8E-5
5 x 0,15 m Erde	Perkolationsschicht	0,437	0,062	0,024	1,0E-5
0,3 m Kies	Drainageschicht	0,397	0,032	0,013	3,0E-3
2 mm HDPE-Folie	Geomembran	-	-	-	2,0E-15
0,5 m Ton	Mineralische Abdichtung	0,427	0,418	0,367	1,1E-07

Im Ergebnis der Modellierung ergibt sich eine annähernde Gleichverteilung der jährlichen Evapotranspiration im Plateau- und im Böschungsbereich. Rund 99% des gesamten Oberflächenabflusses entfallen auf den Plateaubereich. Die Evapotranspiration im Böschungsbereich liegt deutlich über der im Plateaubereich. Lediglich 207 m³/a Sickerwasser vom Plateau und der Böschungen werden über die Drainage an der Basis der Deponie gefasst. Im Gegensatz zum Ist-Zustand der Deponie (Szenario 2) erfolgt eine Verringerung des zu behandelnden Sickerwassers um 137.353 m³/a.

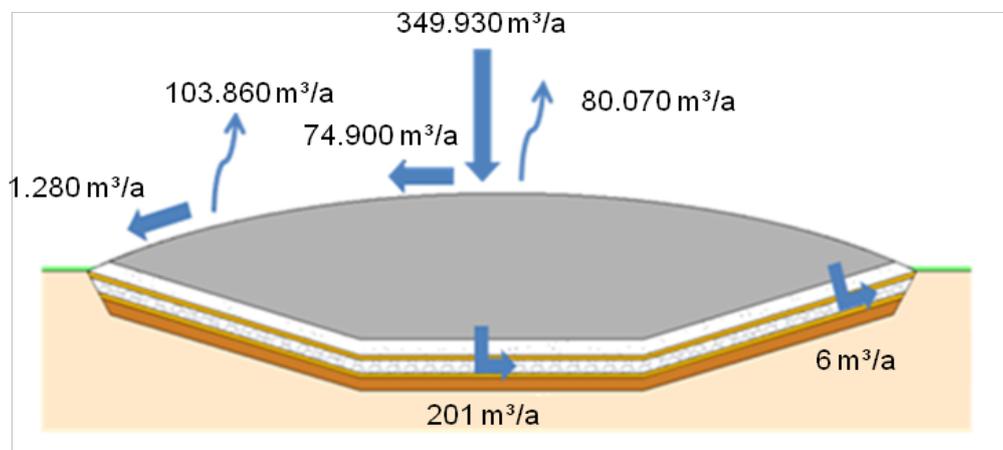


Abbildung 6: Modellierung des Wasserhaushaltes für Szenario 3 (Datengrundlage: C&E, 2016)

3.2 Entwicklung einer professionellen Oberflächenabdeckung und Selektion geeigneter Pflanzen für ein green capping

Mit der Installation einer professionellen Oberflächenabdeckung soll die Sickerwasserrate durch den Zutritt von Regenwasser in die Deponie minimiert werden. Dazu wurde die in Tabelle 5 enthaltene Sequenz und Dimensionierung der Schichten empfohlen.

Tabelle 5: Sequenz und Dimensionierung der Schichten für eine professionelle Oberflächenabdeckung der Deponie Gò Cát.

Schichtsequenz	Schichtmächtigkeit
Oberboden mit 20 Vol.-% Kompostzugabe (Rottegrad V)	0,3 m
Boden mit hoher Feldkapazität (z.B. schluffiger Sand), Einbau	0,5 – 1,2 m
Drainageschicht (oder Drainagematte 5 cm)	0,1 – 0,3 m
HDPE - Geomembran	0,25 cm
Optional: Schutzschicht für Geomembran, ggf. mit Geotextil	(0,1 m)
Tonschicht und Profilierungsschicht	0,3 – 0,5 m
Schichtmächtigkeit des Oberflächenabdichtungssystems	1,2 m – 1,9 m

Die Auswahl geeigneter Pflanzen für ein green capping erfolgte anhand spezieller Kriterien:

- Einheimisch
- Perennierend
- Massewachstum
- Vermehrbarkeit
- Eignung zur Hangstabilisierung
- Angepasstheit an vorherrschende klimatische und pedogene Bedingungen
- Wurzeltiefe
- Pflegeintensität und
- Resistenz gegenüber Pflanzenschädlingen und Krankheiten.

Anhand dieser Auswahl wurden Pflanzen selektiert, die eine besondere Eignung als nachwachsende Rohstoffe zur Erzeugung von Biogas aufweisen, wie Zuckerrohr (*Saccharum officinarum*) und Chinaschilf (*Miscanthus giganteus*). In einem Technikumsversuch wurde der Einfluss unterschiedlicher Substrate (Bodenart, Nährstoffgehalt) und der Sonnenscheindauer auf die Biomasseerträge untersucht. Beide Pflanzenarten zeigen hohe Biomasseerträge auf nährstoffarmen Böden und bei den in Ho Chi Minh City vorherrschenden Beleuchtungsverhältnissen. Mit der Begrünung der Deponie wird eine energetische Verwertung der geernteten Biomasse angestrebt. In Tabelle 6 wurden die für den Standort Gò Cát zu erwartenden Biomasse- und Energieerträge für Zuckerrohr und Chinaschilf ermittelt. Der Energieertrag für Zuckerrohr liegt demnach deutlich oberhalb dem für Chinaschilf.

Tabelle 6: Ernte- und Energieerträge von Zuckerrohr [6] und Chinaschilf [7] für Gò Cát.

	Zuckerrohr	Chinaschilf
durchschnittlicher Ernteertrag [t TM/ha*a]	35	15
mittlerer Energieertrag pro 1 t [kWh]	3.800	4.400
potentieller Energieertrag pro Ernte* [kWh]	2.527.000	1.254.000

*bezogen auf die Deponiefläche (19 ha)

Für den Standort wurde ein Konzept für die Errichtung einer Einzelbiogasanlage mit einer Generatorleistung von 7.000 kWh/d (2.555.000 kWh/a) erstellt. Für diese Leistung ist eine zusätzliche Substrateinspeisung z.B. mit biologisch abbaubaren Haus-, Landwirtschafts- und Gewerbeabfällen notwendig.

3.3 Testung einer alternativen Abdichtung

In einem halbtechnischen Versuch wurde als Ersatz für HDPE-Geomembran Recyclingmaterial als alternative Abdeckung der Oberflächenabdeckung getestet. Eine detaillierte Darstellung des Versuchs und dessen Ergebnisse ist Schneider et al. im vorliegenden Tagungsbericht zu entnehmen. Für den Versuch wurden zwei Testsysteme (Kontrollsystem und System mit alternativer Abdichtung), bestehend aus Kunststoffwannen, mit einer Grundfläche von je einem Quadratmeter errichtet. Die Schichtsequenzen beider Systeme sind in Tabelle 7 enthalten. Die alternative Abdeckung besteht aus 42% Ziegelmehl, 1% Fein- bis Mittelsand, 53% Tonmehl und 3% Bentonit [8].

Tabelle 7: Schichtensequenz und -dimensionierung zur Testung alternativer Abdichtung.

Schichtenaufbau		Mächtigkeit [cm]	
Gras (angesät)		-	
Mutterboden		3,0	
Fein- bis Mittelsand, in Lagen unverdichtet eingebaut		5,0	
Kies (2/4)		3,0	
Testsystem 1 (Kontrollsystem): HDPE-Folie	Testsystem 2: alternative Abdichtung aus Recyclingmaterial	0,25 mm	8,0

Beide Testsysteme wurden im Gewächshaus der Vita 34 entsprechend den tatsächlichen Niederschlägen der Monate Mai bis Dezember 2000 in HCMC beregnet. Aus einer statistischen Auswertung der Klimadaten von HCMC von 1998 bis 2003 geht hervor, dass dieser Zeitraum die Monsunperiode mit dem höchsten Niederschlagsdargebot darstellt. Rund 200 Tage nach dem Einbau der alternativen Abdichtungsschicht wurde keine Perkolation der Dichtungsschicht dokumentiert.

4 Finanztechnische Betrachtung

Mit der Installation der professionellen Abdeckung von Gò Cát erfolgt gemäß Wasserhaushaltsmodellierung eine Verringerung der zu behandelnden Sickerwassermengen und damit der

Behandlungskosten. Im Ergebnis der Sickerwassermodellierung mittels HELP fallen für die Deponie im aktuellen Zustand 137.560 m³/a zu behandelndes Sickerwasser an. Laut dem Betreiber entfallen darauf ca. 3,9 USD/m³ Sickerwasser. Jährlich sind demnach 36.484 USD für die Behandlung des Sickerwassers aufzuwenden. Durch die professionelle Abdeckung von Gò Cát erfolgt eine signifikante Reduzierung der zu behandelnden Sickerwassermenge auf 210 m³/a. Für dessen Behandlung nach professioneller Abdeckung werden demnach rund 35.665 USD eingespart (siehe Abbildung 7).

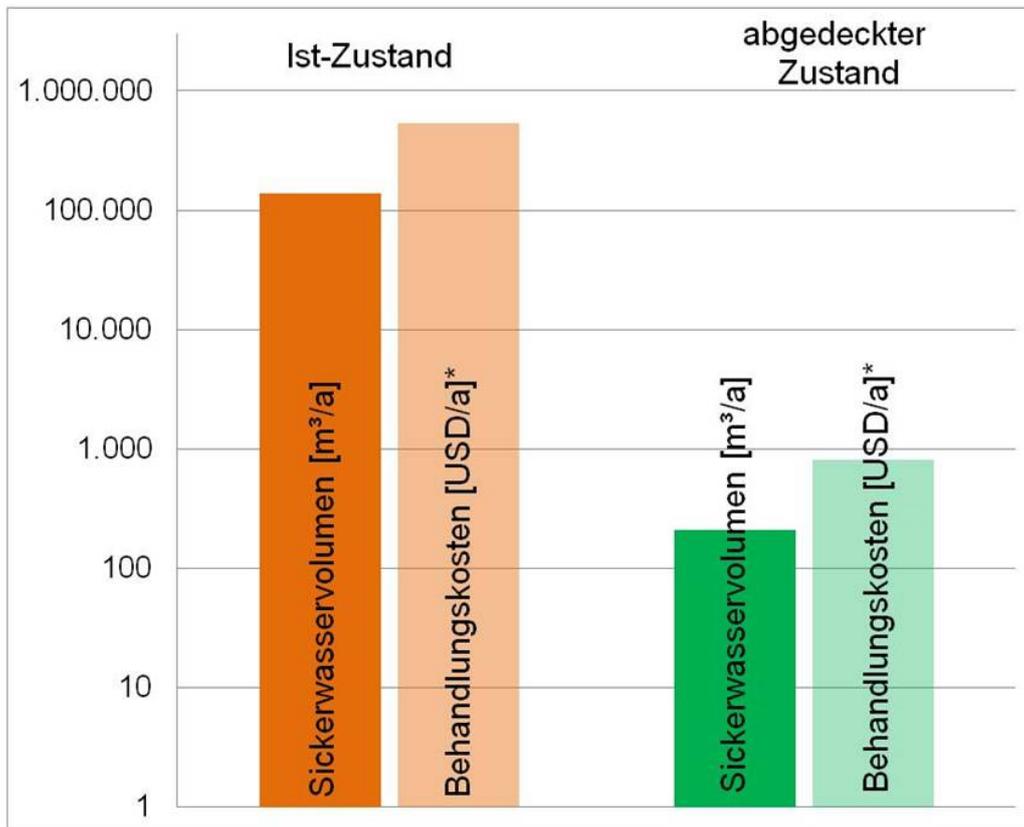


Abbildung 7: Vergleich der zu behandelnden Sickerwassermengen und –kosten zwischen dem Ist-Zustand und abgedecktem Zustand der Deponie o Cát (*3,9 USD/m³ Behandlungskosten).

Die Investitionskosten für eine Einzelbiogasanlage wurden auf rund 0,5 Mio. Euro geschätzt. Ausgehend von einer Vergütung von 0,09 USD/kWh für die Netzeinspeisung von Strom aus Biogas (2.555.000 kWh/a) und aus Deponiegas (690.000 kWh/a, gemäß Ertrag in 2014 [4]) ist eine Amortisierung der Investitionskosten für eine Biogasanlage und eine professionelle Abdeckung der Deponie nach spätestens 17 Jahren erreicht. Unter Verwendung der alternativen Abdeckung haben sich spätestens nach 15 Jahren die Investitionskosten amortisiert.

Literaturverzeichnis

- [1] BAO QUOC, N.: *Gò Cát Landfill Quality Improving Project. Energy Conservation Research and Development Center. 14 pp. 2004*
- [2] BERGER, K. ; SCHROEDER, P. R.: *The hydrologic evaluation of landfill performance model. Version HELP 3.95 D. Institute of Soil Science, University of Hamburg, Germany. 2013*
- [3] 27.04.2009, Anhang 1. v.: *Anforderungen an den Standort, die geologische Barriere, Basis- und Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien der Klasse 0, I, II, III. 2009*
- [4] C&E: *Variantevergleich der Rekultivierungs- / Abdeckvarianten - Deponie Gò Cát in Ho Chi Minh City, Vietnam. 2015*
- [5] INTECUS: *Optionen des Deponierückbaus und Beste Praktiken - Ergebnisbericht: Analyse des allgemeinen Planungsrahmens. 2014*
- [6] KLEEMANN, M. ; MELISS, M.: *Regenerative Energiequellen. 2. Auflage, Springer, Berlin, Heidelberg. 1993*
- [7] SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE, LFULG: *Mis-canthus - Anbau auf landwirtschaftlichen Flächen. 2014*
- [8] SCHNEIDER, P. ; MÜLLER, M. ; HEBNER, A. ; KOPIELSKI, K. ; SCHRICKEL, M.: *Möglichkeiten alternativer Deponieabdichtungen mit mineralischen Ersatzbaustoffen im In- und Ausland, Beitrag zum 12. Deponieworkshop Liberec-Zittau. 2016*

Vývoj environmentálních inženýrských postupů pro udržitelné využití půd

Entwicklung umweltingenieurtechnischer Verfahren zur nachhaltigen Bodenressourcennutzung

Peter Clemenz¹, Isabelle Weber^{1,3}, Marlieb Dedek¹, Robert Pabel², Jürgen I. Schoenherr¹, Volkmar Dunger³, Reiner Schulz¹, Jens Engel²

Abstrakt

V případě zemních staveb dochází opakovaně k sesuvům. Jejich příčiny je nutno hledat mimo jiné v nedostatečné odolnosti použitých půd za změněných podmínek klimatu a využití. Aby bylo možno tuto problematiku analyzovat a vytvořit vhodná zlepšující opatření a dosáhnout optimalizovaného nadimenzování nových zemních staveb byl vytvořen interdisciplinární projekt, řešený několika institucemi, v jehož rámci mají být kombinovány postupy, používané v rámci zúčastněných oborů. V projektu budou zohledněny jak geotechnické, tak i technologické, pedologické a hydrologické přístupy. Takto vytvořené půdní zdroje s odpovídajícími technickými parametry mají být kromě toho použity na konkrétních lokalitách a stavbách a stát se součástí zlepšených modelů. Hlavní pozornost bude v rámci řešení projektu věnována hydrologickému modelování, pedologickým laboratorním a terénním zkouškám, technologickým postupům a způsobům hodnocení a geotechnickým zkouškám a problematice zajištění stability.

Kurzfassung

An Erdbauwerken treten immer wieder Rutschungen auf. Diese sind unter anderem auf eine ungenügende Resistenz der aufgebrachten Böden unter veränderten Klima- und Nutzungsbedingungen zurückzuführen. Um diesen Sachverhalt zu analysieren und geeignete Maßnahmen zur Nachbesserung sowie zur optimierten Auslegung neuer Erdbauwerke zu erreichen, wurde ein interdisziplinär angelegtes und interinstitutionell bearbeitetes Projekt ins Leben gerufen, in welchem die unterschiedlichen Herangehensweisen der beteiligten Fachdisziplinen kombiniert werden. Im Projekt werden somit sowohl geotechnische als auch verfahrenstechnische, pedologische und hydrologische Betrachtungsweisen Beachtung finden. Die Verwendung der so entwickelten technisch parametrisierten Bodenressourcen soll zudem standort- und bauwerksbezogen erfolgen und auch in verbesserte Prognosemodelle einfließen. Im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen Wasserhaushaltsmodellierungen, pedologische Labor- und Feldversuche, verfahrenstechnische Aufbereitungs- und Bewertungsverfahren sowie geotechnische Experimente und Standsicherheitsbetrachtungen.

¹Hochschule Zittau/Görlitz, iTN, Theodor-Körner-Allee 16, D-02763 Zittau; Peter.Clemenz@hszg.de, Marlieb.Dedek@hszg.de

²Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden, Friedrich-List-Platz 1, D-01069 Dresden; Robert.Pabel@htw-dresden.de

³Technische Universität Bergakademie Freiberg, Gustav-Zeuner-Straße 12, D-09596 Freiberg; Isabelle.Weber@geo.tu-freiberg.de

1 Einleitung

Bodenmechanische Störungen an geböschten Erdbauwerken wie Rutschungen, Setzungen und Erosion treten immer wieder auf, obwohl es Bauvorschriften zum Beispiel zur Schichtmächtigkeit oder zur Verdichtung des Bodenmaterials gibt.

Da der Boden bzw. das daraus errichtete Erdbauwerk unterschiedlichen Nutzungsansprüchen unterliegt, entstehen in solch einem Bauwerk Grenzflächen, die schwer abzuschätzende Schwachstellen enthalten können. Des Weiteren kommen zahlreiche Umwelteinflüsse hinzu, die das Erdbauwerk beeinflussen und beanspruchen. Insbesondere lässt sich der Wasserhaushalt aufgrund der klimatischen Schwankungen schwer kontrollieren, ist aber ein entscheidender Faktor für die Standfestigkeit. Daher soll im Projekt „Entwicklung umweltingenieurtechnischer Verfahren zur nachhaltigen Bodenressourcennutzung“ eine möglichst umfassende Betrachtung aus mehreren Blickwinkeln erfolgen und zum Beispiel der Zusammenhang zwischen Material, Materialzusammensetzung, Bewuchs und Wasserhaushalt erforscht werden. Dazu wurde aus den Fachgebieten Verfahrenstechnik, Geotechnik, Hydrologie und Bodenkunde ein interdisziplinäres Team gebildet. Im Folgenden werden die aus der jeweiligen Fachrichtung einfließenden Grundlagen erläutert.

2 Verfahrenstechnische Aufbereitung von Erdbaustoffen

Aus Sicht der Verfahrenstechnik handelt es sich bei Erdbaustoffen um disperse Gemische aus mineralischen und auch organischen Feststoffen. Als Dispersionsmittel einer sogenannten Schüttung kommen Luft und Wasser in Betracht. Mit abnehmender Korngröße spielen die Haftkräfte zwischen den einzelnen Partikeln (Adhäsionskräfte) im Vergleich zur Massekraft eine immer größere Rolle. Im Besonderen führt ein bedingt zunehmender Wassergehalt durch Ausbildung von Wasserbrücken zu einer Erhöhung der Haftkräfte im Kornverband. Bei schüttungsmechanischen Betrachtungen wird daher zwischen kohäsionslosen und kohäsiven Schüttgütern unterschieden (Abb. 1) [1].

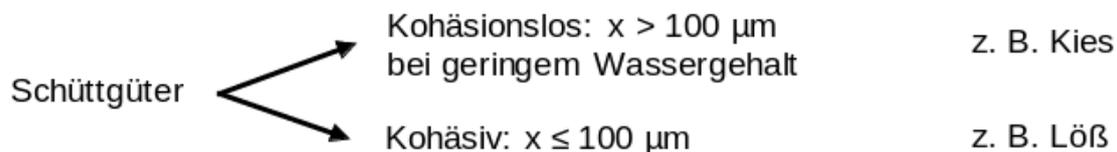


Abbildung 1: Kohäsion bei Schüttgütern

Die Fließigenschaften eines Schüttgutes sind von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, von denen neben dem bereits erwähnten Wassergehalt und der Korngröße insbesondere auch die Kornform und die Verteilung der Körnung hervorzuheben sind. Je nach Korngrößenverteilung ergeben sich für Erdbaustoffe verschiedene Einsatzmöglichkeiten. Grobkörniger Boden stellt einen guten Baugrund dar, wohingegen feinkörniger Boden sich beispielsweise als Dichtungsmaterial im Deponiebau eignet [2]. Die Korngrößenverteilung, auch als Sieblinie bezeichnet, lässt sich mittels verschiedener Methoden bestimmen. Die beiden klassischen Methoden sind die Siebanalyse und die Sedimentationsanalyse. Durch verfahrenstechnische Grundoperationen wie Klassieren und Sortieren, Mischen, Zerkleinern sowie Homogenisieren lässt sich die Sieblinie eines Schüttgutes an die jeweils technischen Anforderungen anpassen, indem gezielt spezielle Gesteinskörnungen verstärkt oder reduziert werden. Auch technologische sonstige Substrate, die derzeit nur einer mangelhaften Verwertung zugeführt werden, sollen eingesetzt, d.h. in Anbetracht des stetig wachsenden Nachhaltigkeitsgedankens, mit in die Betrachtungen

ten und sollten beobachtet bzw. planmäßig günstig beeinflusst werden. Ziel sind die Entwicklung und Etablierung von Verfahren zur Sicherung einer stabilen Pflanzendecke und einer stabilen Infiltration als wichtiges Element des Erosionsschutzes. Gleichzeitig sollen negative Effekte wie Verschlammung, Auswaschung oder Verdichtungsprozesse sowie eine negative Entwicklung des Wasser-Luft-Haushalts minimiert werden. Die Beschaffenheit des Bodens ist für die Entwicklung des Wurzelsystems sowie die Durchlässigkeit der oberen Schicht von Bedeutung. Beide Größen beeinflussen die instationäre Strömung und die Ausbildung von Schäden. Verletzungen der Außenhaut sind meist der Beginn von Rutschungen. Klima- und Wetterprognosen bilden die Grundlage für die Bewertung des Wasserhaushalts des oberflächennahen Teils der Umwelt sowie die Vorhersage der Sickerwassermenge und der Strömungsvorgänge. Die Auswirkungen veränderlicher Randbedingungen durch Umwelt (Klima, Niederschlagsdynamik), Materialfeuchte, Versickerung und Grundwasserstand werden untersucht. Zur Gewinnung dieser Daten ist das Monitoring der Referenzobjekte im Feld geplant. Ziel der Entwicklung sind wirklichkeitsnahe Prognosewerkzeuge zur Bewertung von dynamischen Umwelteinflüssen als Grundlage für Vorschläge zur Optimierung des Materialeinsatzes. Zur Validierung der Prognoseverfahren werden Modellversuche genutzt. Mit dieser Technik können zukünftige Szenarien, z. B. Hochwasserereignisse oder Extremwettersituationen, simuliert werden [4], [5], [6], [7].

4 Wasserhaushaltsmodellierung

Der quantitative Kreislauf des Wassers kann auf Grundlage der Massenerhaltung in der Wasserbilanz zeit- und flächenbezogen beschrieben werden [8]. Beeinflusst wird der Wasserhaushalt der Erdbauwerke von atmosphärischen Einflussfaktoren wie dem Klima und der Witterung, der hydrologischen Wirksamkeit der Bodenschichten wie Wassertransport und Wasserspeicherefähigkeit, der Morphologie mit dem Gefälle und der Ausrichtung und dem Pflanzenbewuchs nach Art und Entwicklung. Anhand von Gleichung 2 kann der Wasserhaushalt der Bodenschichten beschrieben werden [2].

$$P = ETR + RO + RH + RU + DS \quad (2)$$

Darin ist P der Niederschlag, ETR die reale Evapotranspiration, RO der Oberflächenabfluss, RH der laterale Abfluss, RU die Restdurchsickerung und DS die Speicheränderung im Boden.

Vereinfachend mit empirischen Formeln oder komplexer anhand von Bodenwasserhaushaltsmodellen, Niederschlag-Abfluss-Modellen oder Deponie- und Haldenwasserhaushaltsmodellen kann eine rechnerische Simulation des Wasserhaushaltes erfolgen. Dafür können verschiedene Softwarelösungen eingesetzt werden. Durch Untersuchungen an natürlichen Materialien und auch technogenen Substraten ist im Projekt die Modellierung der ungesättigten Strömung in verschiedenen Böschungen geplant, die in enger Verbindung zum bodenkundlichen und geotechnischen Verhalten steht. Dabei wird dem Wassergehalt eine hohe Beachtung geschenkt, vor allem welche Wirkung die Grasnarbe mit ihren Wurzeln besitzt und wie sich anhand von niederschlagsreicher und niederschlagsarmer Witterung eine Sättigungswasserlinie ausbildet und verändert. Dazu sind auch Feld- und Laborexperimente geplant, die in Abbildung 3 beispielhaft dargestellt sind.

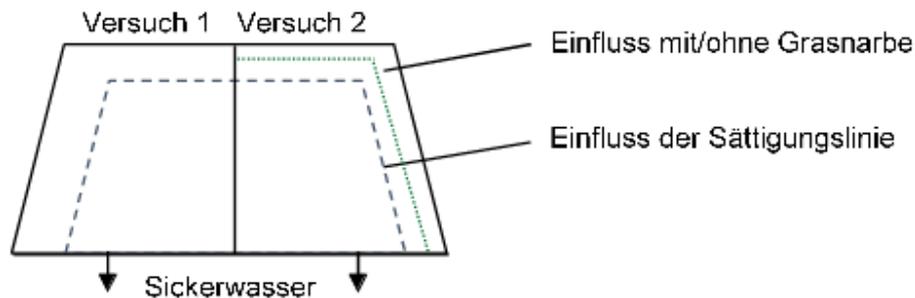


Abbildung 3: Beispiel Böschungsuntersuchung

Die Böschungen werden an einem repräsentativen Standort erbaut. Sie sollen aus verschiedenen homogenen Materialien hergestellt und in ihrer Hangexposition (N, O, S, W) variiert werden. Das Bodenmaterial wird unter anderem zuvor auf seine wasserhaushaltlich relevanten Eigenschaften wie die Wasserdurchlässigkeit und Wasserspeicherfähigkeit untersucht. Die Sättigungslinie wird mithilfe von Feuchte- und Saugspannungsmessungen nachvollzogen und auch die Sickerwassermengen werden erfasst.

5 Durchwurzelbare Bodenschicht

Aus bodenkundlicher Sicht stellen Böden den belebten Teil der obersten Erdkruste dar [9]. Das Ausgangsgestein bildet die Grundlage für die mineralischen Bodenschichten, die aus vielfältigen pedologischen Prozessen hervorgehen. In urbanen Räumen und technischen Bauwerken des Landschaftsbaus spielen auch technologische Substrate als Ausgangsbasis für die Bildung eines anthropogenen Bodens eine Rolle.

In der obersten Bodenschicht reichert sich im mineralischen Anteil durch Humifizierungsprozesse und Bioturbation organische Substanz (Humus) an. Diese Zone bildet den Hauptteil des durchwurzelbaren Raumes der Vegetationsschicht und den Lebensraum der Bodenbiozönose.

Durch bestimmte räumliche Anordnung der mineralischen und organischen Substanz entsteht ein Bodengefüge mit charakteristischen Hohlraum-(Poren)-System. Jene Poren können mit Luft und Wasser bzw. Bodenlösung gefüllt sein, wodurch der Boden als komplexes 3-Phasen-System mit zahlreichen chemischen und physikalischen Wechselwirkungen zu betrachten ist. Das Bodengefüge selbst ist kein starres System, sondern unterliegt sowohl jahreszeitlichen Schwankungen in Abhängigkeit vom Wasser- und Wärmehaushalt sowie der Beeinflussung durch Pflanzenwachstum. Hinzu kommen Gefügeänderungen durch Belastung oder Bearbeitung des Bodens. Prinzipiell bedeutet jedoch eine große Gefügestabilität eine geringe Veränderung der physikalischen Eigenschaften [10].

Im durchwurzelten Bodenraum (Rhizosphäre) unterliegen Wurzeln und Boden einer wechselseitigen Beeinflussung. Das Bodensubstrat mit seinen Poren- und Gefügeeigenschaften bietet die Grundlage für die Durchwurzelung; es kann somit durch seine Poreneigenschaften über bodenmechanische Voraussetzungen und den Luft-Wasserhaushalt die primäre Ausbildung eines für die Pflanze ausreichenden Wurzelsystems beeinflussen. Mit zunehmender Entwicklungsdauer werden Porenräume und Bodeneigenschaften aber durch Durchwurzelung, Bodenleben, Quell-, Schrumpf-, Wachstums-, Ein- und Austragsprozesse verändert. Diese Prozesse steuern maßgeblich die Gefügebildung und beeinflussen damit das 3-Phasen-System Boden bis hin zu messbaren bodenmechanischen Veränderungen. So kann sich z.B. die Scherfestigkeit im Boden durch armierende Wirkung der Wurzeln in Abhängigkeit von ihrer Reißfestigkeit und ihrem Auszugwiderstand erheblich erhöhen [11].

Eine besonders wichtige Rolle spielt die Vegetation in der Regulation des gesamten Wasserhaushaltes und damit auch als Erosionsschutz an Erdbauwerken. Das Auftreffen von Niederschlag und die Zurückhaltung von Teilmengen des Niederschlags (Interzeption) verringern die kinetische Energie des Niederschlags und nivellieren die anfallenden Niederschlagsmengen pro Zeiteinheit, insbesondere bei Starkregenereignissen. Dadurch kann die Verschlammung der Bodenoberfläche und die den Boden erreichende Wassermenge verringert werden. Wiederum kann die durch Pflanzen aufrechterhaltene Porosität und Durchlässigkeit die Infiltration aufrechterhalten und ein übermäßiger Oberflächenabfluss verhindert werden. Die durch Evaporation erhöhte Saugspannung bewirkt die Zunahme der Kohäsion auch in tieferen Bodenschichten und die Verminderung des Porenwasserdrucks [11].

Da die Prognosen der Klimaentwicklung für Sachsen ein höheres Potential für Extremniederschlagsereignisse, Dürreperioden im Sommer und andererseits eine Zunahme der Niederschlagsmengen im Winter vorhersagen [12], ist die Standsicherheit von Erdbauwerken auch eine Frage der bodenmechanischen Stabilität unter sich verändernden Klimabedingungen. Die Auswahl und Nutzung der genannten Eigenschaften einer standortgerechten Vegetation, auch bei zunehmender Beachtung der Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) durch Verwendung gebietseigenen Saatgutes, in Kombination mit günstigen Bodeneigenschaften und stabilem Gefüge, soll unter Einbeziehung von technogenen Substraten durch experimentelle Erfahrungen im Projekt optimiert werden.

6 Ausblick

Der interdisziplinäre und interinstitutionelle Ansatz soll die verfahrenstechnischen, geotechnischen, hydrologischen und pedologischen Betrachtungsweisen zusammenfügen und ein Konzept für die Ertüchtigung bestehender und die Planung zukünftiger Erdbauwerke schaffen. Durch Feld- und Laborversuche sollen dabei die Einsatzmöglichkeiten und Grenzen von natürlichen Materialien und auch technogenen Substraten nach deren Aufbereitung für den Erdbau vergleichsweise bestimmt werden. Durch gezieltes Vermischen verschiedener Substrate soll ein Erdbaustoff gefunden werden, der den sich verändernden klimatischen Bedingungen, beispielsweise gekennzeichnet durch die Zunahme von Starkregenereignissen, standhält. Da der Wasserhaushalt einen maßgeblichen Einfluss auf die Standsicherheit von Umweltinfrastrukturbauwerken hat, ist außerdem im Rahmen einer Promotion, unter Einbeziehung von Klima und Vegetation, die Modellierung der hydraulischen Vorgänge vorgesehen. Zur Datengewinnung kann auf bestehende Anlagen (Lysimeterstation Zittau, Großlysimeterstation Bautzen Nadelwitz, . . .) zurückgegriffen werden. Die im Projekt „Entwicklung umweltingenieurtechnischer Verfahren zur nachhaltigen Bodenressourcennutzung“ gewonnenen Erkenntnisse, können anschließend in die Planung und Entwicklung eines zur exemplarischen Überprüfung der erzielten Ergebnisse geeigneten Großversuches einfließen.

Literaturverzeichnis

- [1] SCHULZE, D.: *Pulver und Schüttgüter. 3., ergänzte Auflage*, Springer, Berlin Heidelberg. 2014
- [2] SCHOENHERR, J. I. ; BLAŽKOV´, M. ; ENGEL, J.: *Erdbau und Rekultivierung. Satztechnik Meißen, Zittau, Liberec, Dresden.* 2012
- [3] FLOSS, R.: *Handbuch ZTVE-Stb. 4. Auflage*, Kirschbaum, Bonn. 2009
- [4] AL-AKEL, S. ; ENGEL, J. ; LAUER, C. ; SCHOENHERR, J. I. ; MÜLLER, M. ; BAUMERT, R.: *Zusammenhängende Betrachtung geotechnischer und bodenkundlicher Aspekte bei der Planung von qualifizierten Rekultivierungsschichten. Tagungsband, Wissenschaftliche Berichte Hochschule Zittau/Görlitz, Nr. 96, S. 45 ff.* 2007
- [5] MÜLLER, M. ; BALOUN, T. ; SCHOENHERR, J. I. ; AL-AKEL, S. ; KAMMEL, E. ; ENGEL, J.: *Einsatz von Wasserhaushaltsschichten als Oberflächenabdichtung – Teil 1: Lysimeterbau und Ergebnisse. Tagungsband zur 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, S.147 ff.* 2009
- [6] MÜLLER, M. ; BALOUN, T. ; SCHOENHERR, J. I. ; AL-AKEL, S. ; KAMMEL, E. ; ENGEL, J.: *Einsatz von Wasserhaushaltsschichten als Oberflächenabdichtung – Teil 2: Verwendete Böden. Tagungsband zur 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, S. 151 ff.* 2009
- [7] AL-AKEL, S. ; ENGEL, J. ; KAMMEL, E.: *Konzept zur Sicherung rutschgefährdeter Oberflächen von Böschungen - Erste Lösungsansätze und Modellversuche. Tagungsband: Aktuelle Probleme in der Abfallwirtschaft, Nr. 3.* 2010
- [8] DYCK, S. ; PESCHKE, G.: *Grundlagen der Hydrologie. 3. stark bearbeitete Auflage*, Verlag für Bauwesen, Berlin. 1995
- [9] BLUME, H.-P. ; BRÜMMER, G. W. ; HORN, R. ; KANDELER, E. ; KÖGEL-KNABNER, I. ; KRETZSCHMAR, K. ; STAHR, K. ; WILKE, B.-M.: *Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage*, Spektrum, Heidelberg. 2011
- [10] KUNTZE, H. ; ROESCHMANN, G. ; SCHWERTDFEGER, G.: *Bodenkunde. 5. neubearbeitete und erweiterte Auflage*, Ulmer, Stuttgart. 1994
- [11] WEINBERGER, C.: *Einfluss der Vegetation auf die Stabilität des Bodens (Masterarbeit). Universität für Bodenkultur, Wien.* 2011
- [12] ALBERT, E. ; BOBETH, A. ; HAUSMANN, A.: *Kompendium Klima: Sachsen im Klimawandel. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.* 2014

Problematika černých skládek

Problematik der illegalen Abfallablagerung

Věra Pelantová¹

Abstrakt

Organizace vytvářejí velké množství produktů z nejrůznějších průmyslových oborů. Po fyzickém nebo morálním zastarání produktů, nebo když svého majitele omrzí, stávají se odpadem. Nejčastějším způsobem likvidace je skládkování. Ovšem kromě řízeného, legálního skládkování vznikají z nejrůznějších pohnutek též černé skládky. Jejich existence je z mnoha důvodů nežádoucí.

Příspěvek mapuje důvody vzniku černých skládek a snahy po jejich odstranění. Je zde také představen vlastní návrh řešení odpadového hospodářství. Cílem je zabránit vzniku černých skládek, posílení recyklace a zlepšení životního prostředí.

Kurzfassung

Durch Einrichtungen wird eine große Menge von Produkten aus unterschiedlichsten Industriebereichen produziert. Nach einem physischen oder moralischen Verschleiß der Produkte, oder wenn der Eigentümer Verdruss an diesem Produkt findet, werden diese Produkte zum Abfall. Die häufigste Entsorgungsart ist das Deponieren. Neben einer gesteuerten, legalen Abfallablagerung entstehen aus unterschiedlichen Gründen auch Wilddeponien. Ihre Existenz ist aus mehreren Gründen unerwünscht.

In dem Beitrag werden die Gründe für die Entstehung von wilden Mülldeponien sowie die Bemühungen zu ihrer Beseitigung erörtert. Es wird auch ein Lösungsansatz für die Abfallwirtschaft vorgestellt. Das Ziel ist es die Entstehung von wilden Deponien zu vermeiden, das Recycling zu stärken und die Umwelt zu verbessern.

1 Stručně o černých skládkách

Černou skládkou je libovolný druh odpadu nepovoleně vyvezený na nějaký pozemek. Černé skládky pocházejí z období před r. 1989, kdy neprobíhal svoz odpadu. Zavázely se lomy, lesíky, prostory za zemědělskými družstvy apod., jak píše autor [9]. Ovšem černé skládky vznikají i v současném období, jak potvrzují např. články [4] a [6]. Dokonce počet černých skládek meziročně roste, ale jejich počet v ČR se liší podle literárních zdrojů. Je těžké stanovit, kdo vytvořil černou skládku, uvádí např. autorka [5]. Článek [12] dodává, že by měla platit úměra, že čím bohatší země, tím by měla být vyšší úroveň nakládání s odpady. Ve skutečnosti tomu tak není. Autor [7] píše, že část elektroodpadu je „uskladněna“ v domácnostech a část se dokonce vyváží na skládky v třetích zemích. Černé skládky poškozují životní prostředí (hlavně půdu a vodu) a zdraví obyvatelstva a nejsou estetické, píší např. texty [10] a [14]. U požárů skládek musejí často zasahovat hasiči, dodávají např. publikace [14] a [11], přitom situace se zhoršuje v případě suchého počasí. Problémy jsou hlavně s pozemky, kde není vlastník

¹Ústav mechatroniky a technické informatiky, OSR, Technická univerzita v Liberci, Studentská 2, Liberec, 46117, vera.pelantova@tul.cz

přítomen, doplňuje text [11]. Skládkování se v ČR zdražuje a má skončit r. 2024, uvádějí publikace [15], [13] a [17]. Přitom podle posledně uvedené publikace v ČR končí úplně, kdežto např. Evropská unie omezuje skládkování na 10% od roku 2030. Třídění obalů v ČR je výborné, shodují se [13] a [17]. Komunálního odpadu je však stále hodně podle [6] a [13]. Platby za odpad by se měly při provádění třídění (do barevných kontejnerů) snížit. Cílem je zpracovat alespoň 50% komunálního odpadu, píše [13].

2 Legislativa a možná řešení

Tuzemská legislativa o odpadech se nachází na rozcestí, protože se připravuje nový zákon. Dle zákona č. 183/2006 Sb., ve znění pozdějších předpisů [2], se provozovatel nebo vlastník pozemku dopouští přestupku, pokud na pozemku stojí neohlášená černá skládka. Pokud je skládka na sousedním pozemku, nesmí obtěžovat nad míru přiměřenou nebo bránit ve výkonu vlastnických práv. Postup odstranění je v tomto případě na sousedovi. Odstranění odpadu ze zdravotních nebo z ekologických důvodů na náklady odpovědné osoby umožňuje zákon č. 185/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů [3]. Zákon č. 128/2000 Sb., ve znění pozdějších předpisů [1], dovoluje obcím dávat sankce vlastníkům pozemků s černou skládkou, ale jen podnikatelům do 2 let od zjištění skládky. Vlastníkovi pozemku, na kterém se nachází černá skládka tak nezbyvá, než podat žalobu na osobu zakladatele skládky, uvádí autor [9]. Novela zákona o odpadech může vést na posílení sousedských sporů např. podle názoru autora [8]. Přitom v novele [3] je legislativní požadavek, že majitel pozemku bude muset dokázat, že odpad není jeho, skládku odstranit na vlastní náklady a příp. zaplatit vysokou pokutu. Zavedením povinností ze zákona a trestních postihů se opět docílí vzniku černých skládek, píše např. [17]. Při úředních řešeních podle autora [7] úředníci často rezignují u některých případech a konstatují, že jde o soukromý pozemek. Navíc se legislativně neřeší, co se bude dělat s nevyužitelnými odpady, doplňuje autor [17].

3 Snahy o odstranění černých skládek

Za těmito snahami o odstranění černých skládek jsou nelegislativní řešení. Stát na sebe nechce brát náklady za likvidaci skládek. Proto je jednou z možností, přihlásit se do veřejné soutěže a zkusit získat prostředky na odstranění černé skládky, navrhuje autor [9]. Metoda platby podle hmotnosti odpadu, příp. podle skladby odpadu, je další možností, ale podle textů [15] a [17] není nejvhodnější. Patrně vede ke vzniku černé skládky a plní lesy, ale i popelnice sousedů. Nevhodnost této metody dokládá i fakt, kdy po zavedení této metody v zahraničí narostly černé skládky v ČR. Autor [17] poukazuje též na problematické vážení odpadu na sídlištích. Metoda poplatku za odpad sníženého dle příspěví občanů ke třídění odpadu se spolu s komunikací s občany ukazuje dobrá např. v Mikulově. Pro zpracování odpadu jsou zde 2 možnosti - třídění a recyklace nebo spalování. Metoda poplatků uvažuje však minimální množství 10kg nebo 60l odpadu měsíčně podle textu [16]. ČR dle tohoto článku je nedostačující v třídění bioodpadu. Autor [7] zmiňuje třídění elektroodpadu v ČR. Uvádí, že sběrné dvory jsou pro občany tzv. zadarmo, platí se jen stavební suť a pneumatiky. Měl by tak být tlak na ekologickou výstavbu z vhodných materiálů. Organizace v článku [6] provádí třídění na plasty, papír, kovy, sklo a jiné materiály a předává je na další zpracování. Další možnosti se týkají umístění kontejnerů na směsný odpad na místech skládek, instalace plošného kamerového systému, zvýšení počtu sběrných dvorů apod. Podle autorky [5] však nejsou řešením situace. Občané sice využívají např. sběrné dvory, ale počet černých skládek neklesá. Navíc nepovolená skládka je i odpad v pytli u popelnice. Někde takto situaci s přeplněnými popelnicemi doporučují řešit i majitelé domů. Jinde naopak dochází k vybírání popelnic, jak píše autorka [5]. Navýšení poplatku za odpad v obcích vedlo k snížení ochoty placení ze strany občanů, k vymáhání poplatků apod., dodává autor [17]. Článek [16] popisuje možnost používání čipů

a čárových kódů, vah a zámků na kontejnery v hospodaření s odpady.

4 Hlášení černých skládek

Skládky lze hlásit např. pomocí SMS jako v Opavě, kde výsledky pak oznamuje město na webu podle textu [5]. V legislativním návrhu stojí, že mají být pokutováni lidé, kteří skládku nenahlásí. Přitom není uvedeno, jako poznat, kdo skládku viděl. Oznamení o spatření skládky se má hlásit bez zbytečného odkladu obci s rozšířenou působností, poznamenávají články [14] a [15]. V ČR probíhá též akce „ZmapujTo“. Hlášení skládek a dalších problémů na veřejném prostranství má být pomocí tzv. Smart Phonu, dodávají texty [4] a [14]. Pomocí „ZmapujTo“ je dobře řešena např. oblast Horního Jiřetína a Mostu. Autor [7] uvádí akci „Uklidme Česko“, kdy občané nezávazně uklízejí odpadky z vymezeného prostoru a likvidují tím černé skládky. Podobné akce provádějí nezávisle také skautské oddíly po nahlášení na příslušné obecní úřady. Organizace v [6] si provádí vlastní šetření ohledně černých skládek a sama je též uklízí. Všichni zde zmínění také sledují případný výskyt nebezpečného odpadu.

5 Diskuse k problematice

Na základě rešerše výše v textu je možno konstatovat následující poznatky k tématu tohoto článku. Vlastník pozemku nemusí vědět, že se na jeho pozemku nachází skládka. Proto je návrh zákona o odpadech v tomto případě zbytečně přísný. Postup odstranění v případě sousední skládky nemusí být pokaždé ekologický, což je nutno mít na paměti. Odpovědná osoba podle zákona č. 185/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů [3], není plně konkretizována. To je de facto problém. Je nutno si uvědomit, že černou skládku zakládá zpravidla neznámý pachatel. Navíc, že je nepovolenou skládkou také odpad u popelnice, lidé často nevědí. Domnívají se, že situaci řeší dobře a, že dotyčného úklidového pracovníka napadne odpad uklidit. Zpravidla se do kontejneru totiž již tento odpad nevešel. Přitom se jedná o trestnou činnost, jde zde proto o rozpor legislativy a veřejného mínění.

Metodu hlášení černých skládek např. v Opavě dle textu [5] je možno považovat za uzavřený cyklus, který je v pořádku. Z novely zákona o odpadech plyne, že oznámení o „vidění“ skládky se má hlásit bez zbytečného odkladu na obec s rozšířenou působností, což je neurčitý časový údaj, který si mohou státní orgány následně vykládat po svém. Obec s rozšířenou působností je rovněž problém, protože jak bude náhodný občan vědět, která to je obec, když se skládka nachází např. na hranici obcí a tzv. extravilán mnohdy neznají ani místní lidé. Na pokles sběru a třídění opadu mají vliv i klíčové osoby, jako jsou starosta, učitelé a jiné významné osobnosti obce. U mládeže to může vést k poklesu zájmu o sběr a třídění dopadu celkově. Navíc je odpadu tolik, že ho mnozí občané již jako odpad ani nevnímají, natož podivnou manipulaci s ním. K problému vážení odpadu na sídlištích dle autora [17] je nutno spíše doplnit, že problematičtější než samo vážení je adresné přiřazení podílů jednotlivým občanům na sídlištích. Také je otázkou, zda nutit lidi třídít odpad, když se současně zvyšuje poplatek za odpad (tzv. za popelnici) v dané obci. Ke snížení množství komunálního odpadu to nepřispívá a lidem se pak třídít nechce. Obvykle před svozem řeší, co do té popelnice dát, aby byla plná.

Metoda odvozu odpadu od konkrétního domu v textu [16] je problematičtější v tom, že popelnici je nutno dát na ulici předem, než je den svozu. Není přesně stanovený svozový čas, ale pouze v období přibližně daných 24h. Potom se stává, že jdou lidé ze sídliště a házejí tam svoje odpadky, nebo dokonce poškozují nádobu na odpadky. Myšlenka autora [16], že tzv. domkáři budou odvážet odpady na sídliště, je tedy mylná. Již nyní je totiž realita opačná. Kromě toho může dojít ke stavu, kdy někdo založí černou skládku a protože nebude možno pálit věci doma v kotli, tak založí za městem na louce oheň a poškodí tím tamní vegetaci.

Množství odpadu 10kg nebo 60l měsíčně na osobu se může zdát minimální, ale jsou v ČR takoví skromní lidé, že nevytvoří ani toto množství odpadu v uvedeném časovém období. Budou

tedy doplácet na systém, který je de facto postaven pro rozmařilé občany?

Třídění bioodpadu v ČR naráží na špatnou výchovu občanů. Pro některé bohatší občany a úředníky je kompost, příp. hnojiště, na zahrádce symbolem špinavosti daného občana. Jinde se smí bioodpad vyvážet na skládku za městem, ale tam neprobíhá kompostování, jak bylo původně sděleno, ale jednou za čas na příkaz kohosi z města je tento odpad spálen.

Oproti názoru autora [7] je nutno konstatovat, že lidé by např. televize často nevyhazovali, kdyby se neměnilo digitální vysílání a oni by nemuseli měnit přístroje z důvodu nové technologie. Platba ve sběrném dvoře je pak vázána podle obcí např. na placení poplatku za popelnici, příslušnost k dané obci apod. Dále klesá empatie obyvatel s prostředím, klesá zájem o veřejné prostředí jako takové a především klesá skromnost mnoha hlavně mladých lidí. To vše vede ke vzniku většího množství odpadu a tím ke vzniku černých skládek. Neuvádí se tzv. čínské výrobky z umělých hmot, používané v mnoha spotřebičích, hračkách, tužkách, textilu apod. Zde se nikdo nesnaží o zákaz samotné produkce těchto nezdravých látek. Přitom jsou často součástí odpadu a jejich dopad na životní prostředí je velký. Zpětný odběr baterií a pneumatik u prodejců nebo ve sběrném dvoře v některých obcích funguje poměrně dobře. Na skládkách se tam proto tyto produkty nenajdou.

Modely výpočtu poplatku za skládkování jsou různé podle toho, co se započítává (např.: vlastní uložení na skládku, svozy a převozy odpadu, stupeň třídění, čištění atd.). Navíc tzv. „tabulkové převody“ kategorií odpadu jsou nebezpečné samy o sobě, protože se z odpadu administrativní formou „vyrábějí“ produkty bez toho, aby došlo k mechanickému či chemickému apod. zpracování materiálů. Dále je nutno upozornit, že řešením není ani pouhé částečné odtěžení černých skládek a zbytečné odklady při jejich řešení v důsledku administrativních řízení. Zatěžuje to totiž přírodní prostředí a ohrožuje zdraví obyvatel, neboť se prodlužuje doba expozice.

Dále je patrný rozpor ve vnímání přístupu ke skládkování mezi Ministerstvem životního prostředí ČR na jedné straně a na druhé straně Svazem měst a obcí podle textu [13] a Českou asociací odpadového hospodářství podle autora [17]. Přitom by tyto organizace měly najít společný přístup k tomuto tématu. Za poznámku stojí též fakt, že ČR je ve svém návrhu zákona o odpadech mnohem přísnější z hlediska lhůty ukončení a procenta skládkování, než EU. Dále je nutno zmínit např. podle výčtu v textu [10], že je používána ve zprávách o skládkových opatřeních řada zkratk, které oborově mohou znamenat jiný výraz. V tomto případě je nutná osvěta, příp. zvážení používání některých zkratk a jejich změna.

Důvody vzniku černých skládek je proto možno shrnout takto:

- Lenost a nezájem občanů
- Zlomyslnost lidí
- Necítění se do krajiny
- Nedostatek odpadových nádob
- Výše poplatků za odpad (tzv. za popelnici)
- Tresty za odpadky
- Složitá legislativa
- Náročný systém sběru a třídění
- Nevhodný příklad klíčových osobností
- Snaha nenechat si odpad u sebe (kompost jako nečisté místo)
- Požadování „poplatků“ za odpad ve sběrném dvoře, ač tyto neměly být účtovány

- Chybějící recyklační technologie
- Jiné důvody?

6 Návrh řešení

Uvedené metody zabránění vzniku černých skládek jsou sice chvályhodnými počiny, ale mají své nedostatky. Jsou složité, nejednoznačné, nedůsledné a některé, dalo by se říci, nespravedlivé. Proto je zde navržen další přístup, který má tyto nedostatky potlačit.

Již nyní se v ČR vybírá recyklační poplatek z elektroodpadu. V ČR se ovšem vyrábí a prodává mnoho druhů nejrůznějších produktů z mnoha nejrůznějších oborů. Lze proto doporučit zavést takový recyklační poplatek ze všech produktů na trhu. Při matematickém odvození od cen elektronického zboží vychází přibližně částka 2% z ceny produktu. Z této částky by pak bylo možno platit likvidaci existujícího odpadu, dopravu odpadků, úklidové pracovníky („popeláře“), vlastní recyklaci i vývoj nových vhodných technologií. Není nutno zavádět další složité poplatky a řešit, z čeho se budou hradit případné černé skládky. To není návod, že se černé skládky v takovém případě mohou bezstarostně zakládat. Naopak je nutno dbát na třídění odpadu. Ovšem to je spíše problém výchovy jedinců, kteří musejí vědět, že se nic nikam nevyváží a co nejvíce se musí zužitkovat.

Kontrola výběru tohoto recyklačního poplatku je v podstatě snadná, protože se už nyní ve finančním řízení státu vidí, kolik který podnikatel vyprodukoval a vydělal a tudíž, kolik má zaplatit. Jemu pak platí jeho zákazníci za produkty, které od něho odeberou. Metoda je tak velmi snadná. Přitom zpravidla platí, že člověk, který méně vydělá, také méně utratí a tím má méně odpadu. Je nutno si také uvědomit, že o recyklačních postupech se rozhoduje již při konstrukci produktu a na to je nutno dbát v předvýrobní etapě produkčního procesu. Vztah lidí ke krajině se musí také postupně budovat (viz texty [4] a [6]), pak jim není jedno, co z čeho je produkt a co kde zůstane ležet. Samozřejmě je možno tento návrh dále rozpracovat, pro potřebu tohoto článku je však zmínka dostačující.

7 Závěr

Problematika černých skládek nejen v ČR je dosti složitá. Bylo nalezeno mnoho druhů řešení, kterými se jednotliví občané i některé organizace snaží tyto skládky likvidovat nebo zabránit jejich vzniku. Přesto černé skládky vznikají dále. Připravovaný zákon o odpadech není ve všech bodech vhodný a je možno konstatovat, že by přinesl též řadu následných problémů. Tento článek shrnuje snahy o odstranění či zabránění vzniku černých skládek. Mapuje též důvody jejich vzniku. Příčinu je nutno hledat jak ve vlastnostech některých jednotlivců, tak ve složitém a drahém systému nakládání s odpady. Prospěla by větší osvěta o třídění odpadů, konkretizace svozu odpadů časově, snížení poplatků, propracovanější legislativa, větší ohleduplnost mezilidská i vůči přírodě a celkové zjednodušení řešení. Proto je zde představen vlastní autorský návrh řešení zabránění vzniku černých skládek.

Literatura

- [1] Zákon č. 128/2000 Sb., ve znění pozdějších předpisů, Zákon o obcích (obecní zřízení).
- [2] Zákon č. 183/2006 Sb., ve znění pozdějších předpisů, Zákon o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon).
- [3] Zákon č. 185/2001 Sb., ve znění pozdějších předpisů, Zákon o odpadech a o změně některých dalších zákonů.
- [4] BENEŠ, J.: V České republice je na 8 tisíc černých skládek. Ukáže vám je mobilní aplikace ZmapujTo. Rozhlas.cz, Sever, Informace ze severu Čech, online cit.:2016-09-14, 2014,
http://www.rozhlas.cz/sever/informacezeseveru/_zprava/v-ceske-republice-je-na-8-tisic-cernych-skladek-ukaze-vam-je-mobilni-aplikace-zmapujto--1644216.
- [5] BERNARDOVÁ, V.: Vypátrat pachatele černých skládek bývá problém. Opavský deník, Opava, online cit.:2016-09-14, 2016,
http://opavsky.denik.cz/zpravy/_region/cerne-skladky04092016.html.
- [6] BOUBLÍK, Z.: Lesy ČR: černé skládky představují v našich lesích stále velký problém. Lesy České republiky, s.p., online cit.:2016-09-14, 2014,
<http://www.agris.cz/clanek/185455>.
- [7] GROHMANN, D.: Skládky, elektro a děti. Sedmá generace, Brno, online cit.:2016-09-14, 2015,
<http://www.sedmagenerace.cz/text/detail/skladky-elektro-a-deti>.
- [8] JANOUŠ, V.: Černá skládka není vaše? Dokažte to, žádá novela zákona o odpadech. www.idnes.cz, online cit.:2016-09-14, 2016,
http://zpravy.idnes.cz/novela-zakona-odpad-skladka-pokuta-dt1-/domaci.aspx?c=A160311_213117_domaci_ane.
- [9] JARMIČ, L.: Černé skládky. online cit.:2016-09-14, 2008,
http://frankbold.org/poradna/kategorie/odpady/dotaz/cerne_skladky.
- [10] KOLEKTIV AUTORŮ: Odstraňování nepovolených skládek odpadu a jiných zařízení. www.dotace.nature.cz, online cit.:2016-09-14,
<http://www.dotace.nature.cz/bezlesi-opatreni/odstranovani-nepovolenych-skladek-odpadu-a-jinych-zarizeni.html>.
- [11] KOLEKTIV AUTORŮ: Požár skládky na Berounsku: Hasiči vyhlásili druhý stupeň poplachu! AKTU.cz, online cit.:2016-09-14, 11.9.2016,
<http://www.blesk.cz/clanek/zpravy-krimi/417702/pozar-skladky-na-berounsku-hasici-vyhlasil-druhy-stupen-poplachu.html>.

- [12] KOLEKTIV AUTORŮ: Mýty a fakta o skládkování odpadů - zákaz skládkování problém s odpady nevyřeší! Tretiruka.cz, CEMC, online cit.:2016-09-14, 2012,
<http://www.tretiruka.cz/news/myty-a-fakta-o-skladkovani-odpadu-zakaz-skladkovani-problem-s-odpadem-nevyresi-/>.
- [13] KOLEKTIV AUTORŮ: V 21. století je skládkování totálně nemorální, říká expert přes odpady. www.idnes.cz, online cit.:2016-09-14, 2016,
http://ekonomika.idnes.cz/hostem-idnes-cz-bude-urednik-pres-odpady-manhart-fua-/ekonomika.aspx?c=A160301_075233_ekonomika_fih.
- [14] KOLEKTIV AUTORŮ: Černé skládky a lhostejnost občanů. EMPRESS, online cit.:2016-09-14, 2016,
<http://www.empress.cz/2016/08/cerne-skladky-a-lhostejnost-obcanu/>.
- [15] SŮRA, J.: Absurdita roku? Stát chce pokutovat lidi, kteří nenahlásí skládku. www.idnes.cz, online cit.:2016-09-14, 2016,
http://ekonomika.idnes.cz/stat-chce-pokutovat-lidi-kteri-nenahlasil-skladku-fbd-/ekonomika.aspx?c=A160229_095953_ekonomika_suj.
- [16] SŮRA, J.: Kdo poctivě třídí odpad, zaplatí méně, navrhuje stát. www.idnes.cz, online cit.:2016-09-14, 2016,
http://ekonomika.idnes.cz/poplatky-za-svoz-odpadu-0wk-/ekonomika.aspx?c=A160218_210836_ekonomika_jkk.
- [17] SŮRA, J.: Platit za odpad podle váhy? Vzniknou černé skládky, varuje šéf odpadářů. www.idnes.cz, online cit.:2016-09-14, 2016,
http://ekonomika.idnes.cz/platit-za-odpad-podle-vahy-vzniknou-cerne-skladky-varuje-sef-odpadaru-1kq-/ekonomika.aspx?c=A160222_172531_ekonomika_pas.

