



Chair of Waste Processing Technology and Waste Management

Doctoral Thesis



Development of Innovative Recycling
Processes for Mineral Wool Waste

Theresa Magdalena Sattler, MSc

January 2024



AFFIDAVIT

I declare on oath that I wrote this thesis independently, did not use other than the specified sources and aids, and did not otherwise use any unauthorized aids.

I declare that I have read, understood, and complied with the guidelines of the senate of the Montanuniversität Leoben for "Good Scientific Practice".

Furthermore, I declare that the electronic and printed version of the submitted thesis are identical, both, formally and with regard to content.

Date 07.01.2024

Signature Author
Theresa Magdalena Sattler

*For my father,
Harald*

Danksagung

Ich danke meinem Doktorvater Roland Pomberger für die unzähligen Werkzeuge, die er mir in meiner Zeit am AVAW an die Hand gegeben hat. Deine lebhaften Anekdoten und dein Erfahrungsschatz aus dem Bereich der Abfallwirtschaft haben es mir möglich gemacht, mich stets mit großem Interesse in die vielseitigen Themen zu vertiefen. Ich schätze deinen Führungsstil sehr, ich habe mich dadurch immer gefördert, gefordert und motiviert gefühlt!

Spezieller Dank gilt meinem langjährigen Arbeitsgruppenleiter Daniel Vollprecht. Du hast meine wissenschaftliche Zukunft maßgeblich mitgestaltet und mir stets sehr viel zugetraut, worüber ich dir sehr dankbar bin. In unserer Zusammenarbeit war es mir immer möglich, selbständig zu arbeiten, gleichzeitig warst du immer sofort zur Stelle, wenn ich Unterstützung oder einen kompetenten Diskussionspartner brauchte. Lieber Daniel, herzlichen Dank!

Ich möchte mich bei allen Projektpartnern für die vielen konstruktiven Gespräche und die Unterstützung über alle Jahre hinweg bedanken!

Danke auch den lieben Kolleginnen und Kollegen vom AVAW. Viele von euch haben mich aktiv durch Gespräche oder Analytik im Labor unterstützt. Danke euch, Bettina und Tanja, dass ihr mir immer bei den bürokratischen Hürden geholfen habt und mir so manchen Tag mit einem kleinen auflockernden Gespräch im Sekretariat versüßt habt. Ganz besonders möchte ich mich bei allen „Mädels“, die das Mädelsbüro über alle Jahre mit mir geteilt haben, bedanken. Danke euch für all die einzigartigen und unvergesslichen Momente!

Ganz besonderer Dank gilt meinen Eltern! Liebe Mama, mein ganzes Leben schon habt ihr mich in jeder Hinsicht unterstützt und seid mir ausnahmslos immer zur Seite gestanden. Danke dafür! Deine Stärke und deine Zuversicht sowie dein Engagement sind mir ein großes Vorbild.

Ich danke meinen beiden Schwestern, die mir immer mit einem offenen Ohr und guten Ratschlägen zur Seite gestanden sind und auf die ich mich immer verlassen kann. Danke Simone und Verena!

Mein lieber Soufiane, ich danke dir dafür, dass du immer für mich da bist und warst! Du hast mich in dieser fordernden Zeit jederzeit ermutigt und bestärkt und warst für mich ein Fels in der Brandung. Danke, dass du mir in vielerlei Hinsicht eine große Stütze gewesen bist.

Ich danke dir, Kate, dass bei uns Nähe keine Frage der Entfernung ist. Danke dafür, dass es dich gibt und danke für deinen klugen und reflektierten Blick von außen! Danke dir, lieber Thomas, für unsere Freundschaft, die weit über den Arbeitsalltag hinaus geht. Sie wird weiter bestehen, auch wenn ich nach Mordor ziehe! Lieber Heinz, ich danke dir für die gemeinsamen sportlichen Aktivitäten und ich weiß, dass ich mit dir immer auf einen humorvollen Freund zählen kann. Liebe Birgit, vielen Dank für unsere langjährige Freundschaft in allen Lebenslagen!

Abstract

Development of Innovative Recycling Processes for Mineral Wool Waste

The present doctoral thesis comprises recovery and recycling options for mineral wool waste along the waste hierarchy. The aim of this thesis was the development of innovative landfilling solutions through processing of the waste stream, recovery of mineral wool waste in backfilling and recycling in the cement industry, and a circular solution with a closed loop scenario for the waste in and glass/stone wool industries. Obtained results are presented in the five publications and the supplementary chapters found in the appendix.

The recycling of mineral wool waste is not yet conducted in Austria due to economic inefficiency, technical challenges and suspected health issues. Some recycling and processing options already exist however; other options are investigated in the RecyMin project, which compares various recycling methods in regard to environmental and economic impact.

In a study researching landfilling, three scenarios for the conditioning of rock wool for landfilling are compared. The performance of the different sample bodies under landfill conditions are simulated at the lab scale by cyclic loading along with the monitoring of the deformation during the experiment and the graphical derivation of the Young's modulus. The results show that a combination of comminution and cement-supported briquetting significantly increases the geotechnical performance of mineral wool waste with respect to landfilling. Mineral wool waste can be used together with an inorganic binder as backfill material. Corresponding recipes indicate the compliance with all requirements. Research on the recycling of mineral wool waste to produce a supplementary cementitious material shows that materials obtained from thermochemical treatment of mineral wool waste with other secondary raw materials fulfill the performance requirements regarding an alternative binder component. The circular route investigated to recycle mineral wool waste into new mineral wool showed that valuable and limited landfill volume can be conserved and the reduction of primary resource consumption and CO₂ emissions is possible. The solubility-controlling mechanisms of mineral wools were investigated using pH-dependent leaching tests according to ÖNORM EN 14429 and hydrogeochemical models (LeachXS/Orchestra). For the Al-rich samples, the precipitation of the mineral phase wairakite is suggested to control the leaching, for the Al-poor sample, the precipitation of talc yields to leachable concentrations of Silicon at a pH value of 10. The thermochemical treatment using correction materials to adjust the chemical composition of the mineral wool that was followed by rapid cooling through a spinning process revealed the possibility of a closed loop scenario for mineral wool waste.

The present doctoral thesis deepens the understanding regarding mineral wool waste in general and its recovery and recycling options in Austria on a broad and fundamental approach. The results gained through the RecyMin project open up numerous future paths facilitating recycling of mineral wool waste.

Kurzfassung

Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle

Die vorliegende Doktorarbeit untersucht Verwertungs- sowie Recyclingoptionen für Mineralwolleabfälle entlang der Abfallhierarchie. Ziel dieser Arbeit war ist, mittels eines mehrstufigen Ansatzes, innovative Lösungen für die Deponierung anhand unterschiedlicher Aufbereitungskonzepte des Abfalls zu finden, Verwertungsoptionen für Mineralwolleabfälle im Bergversatz und in der Zementindustrie zu schaffen sowie durch die Rückführung in die Mineralwolleindustrie durch eine Kreislaufführung des Abfallstroms zu ermöglichen. Die Forschungsergebnisse werden anhand von 5 Publikationen und ergänzenden Kapiteln präsentiert.

Derzeit findet aus ökonomischen, technischen und gesundheitlichen Aspekten kein Recycling von Mineralwolleabfällen unbekannter Herkunft in Österreich statt. Bisher bestehen nur wenige Aufbereitungs- und Recyclinglösungen. Das Projekt RecyMin soll neue, breit gefächerte Konzepte, welche auch ökologische und wirtschaftliche Kriterien umfassen, erforschen.

Um verfahrenstechnische Pfade einer verbesserten Deponierbarkeit des Materials zu ergründen, werden 3 Aufbereitungsszenarien der Steinwolle verglichen. Probenkörper werden nach der Aufbereitung Deponiebedingungen ausgesetzt und zyklischen Belastungstests unterzogen. In weiterer Folge wird der E-Modul graphisch abgeleitet. Die Kombination aus Zerkleinerung, Zementzugabe und anschließender Brikettierung weist die beste Deponierbarkeit auf. Mineralwolleabfall kann, wenn weitere anorganische Bindemittel beigefügt werden, als Bergversatzmaterial verwendet werden. Für diesen Zweck wurden spezifische Rezepturen entwickelt und getestet. Die im Rahmen der Arbeit durchgeführten Versuche zur Verwertung von Mineralwolleabfall als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff (AHWZ) verdeutlichten, dass eine thermochemische Behandlung des Abfalls unter der Zugabe von Zuschlagstoffen zu einer alternativen Bindemittelkomponente führt welche sämtliche erforderlichen Kriterien erfüllt. Die freisetzungsbestimmenden Mechanismen bei Mineralwolleabfällen wird in pH-abhängigen Laugungsversuchen nach ÖNORM EN 14429 und hydrogeochemischer Modellierung mittels LeachXS/Orchestra ermittelt. Es wird gezeigt, dass bei Al-reichen Proben das Mineral Wairakit die Löslichkeit bestimmt. Bei Al-armen Mineralwollen führt die Ausfällung von Talk zu gelösten Konzentrationen von Silizium bei pH 10. Die Ergebnisse der thermochemischen Behandlung der Mineralwolle mit hinzugefügten Korrekturstoffen zum Anpassen des Chemismus und der anschließende Verspinnprozess zeigten, dass eine neue Mineralwolle versponnen werden konnte und eine Kreislaufführung für Mineralwolleabfälle somit möglich ist.

Die vorliegende Doktorarbeit zeigt unterschiedliche Ansätze zu Verwertungs- und Recyclinglösungen für Glas- und Steinwolleabfälle. Versuchsergebnisse zeigen, dass zukünftig ein Recycling der Mineralwolleabfälle möglich sein wird.

Publications

In the following, publications, master's and bachelor's theses produced in the context of the present doctoral thesis are listed.

Publications in peer-reviewed journals:

Sattler, T. M., Pomberger, R., Schimek, J., & Vollprecht, D. (2020a). Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options. *Detritus*, 9(March), 174-180. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13904>

Sattler, T. M., Sartori, M., Galler, R., Pomberger, R., Krainz, J., Schimek, J., & Höllen, D. (2020b). Effects of cement addition and briquetting of rock wool on its geomechanical stability in landfills. *Waste Management & Research*, 38.2020 (4), 408-414. <https://doi.org/10.1177/0734242X20906876>

Sattler, T. M., Doschek-Held, K., Krammer, A., Pomberger, R. & Vollprecht, D. (under review). Recycling of potential hazardous Stone Wool into a non-hazardous New Stone Wool. [under review in *Detritus Journal*].

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, F., **Sattler, T. M.**, Juhart, J. (submitted). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. [submitted to *Waste Management & Research*].

Publications in reviewed journals:

Sattler, T. M., Galler, R., & Höllen, D. (2019). Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin. *Berg- und hüttenmännische Monatshefte: BHM*, 164.2019(12), 552-556. <https://doi.org/10.1007/s00501-019-00922-w>.

Sattler, T. M., Galler, R., & Vollprecht, D. (2021). Sekundärrohstoffbasierte Versatzprodukte im Bergbau – Mineralwolleabfälle für den ressourcenschonenden Versatz. *Berg- und hüttenmännische Monatshefte: BHM*, 166.2021 (12), 618-622. <https://doi.org/10.1007/s00501-021-01177-0>.

Publications in conference proceedings (oral presentations):

Vollprecht, D., **Sattler, T. M.**, Doschek-Held, K., Galler, R., Schimek, J., Kasper, T., Daul, J., & Pomberger, R. (2019). Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zementindustrie und in der Mineralwolleindustrie – das Projekt RecyMin. in *Berliner Konferenz Mineralische Nebenprodukte und Abfälle: Aschen, Schlacken, Stäube, Baurestmassen* (Band 6, S. 480). TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.

Sattler, T. M., Pomberger, R., Schimek, J., & Höllen, D. (2019). MINERAL WOOL WASTE IN AUSTRIA, ASSOCIATED HEALTH ASPECTS AND RECYCLING OPTIONS. in *Proceedings SARDINIA2019 CISA*.

Schimek, J., & **Sattler, T. M.** (2020). Aufbereitung von künstlichen Mineralfasern als Grundlage für die weitere Verwendung. in Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7: -Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen-.

Sattler, T. M., Vollprecht, D., Dietrich, V., & Schimek, J. (2020). Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie. in Recy&DepoTech (Band 15, S. 605-610).

Sattler, T. M., Höllen, D., & Pomberger, R. (2020). Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zement- und Mineralwolleindustrie. in Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7: -Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen-(Band 7, S. 342-355).

Sattler, T. M., Vollprecht, D., Galler, R., & Daul, J. (2022). Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld - Auch eine Abfallgeschichte. in Recy&DepoTech 2022: Vorträge-Konferenzband (S. 705-708).

Doschek-Held, K., Mimra, C., **Sattler, T. M.**, & Steindl, F. R. (2022). Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie. in Recy & DepoTech 2022: Vorträge-Konferenzband zur 16. Recy & DepoTech-Konferenz (S. 711-716).

Sattler, T. M., Doschek-Held, K., Krammer, A., & Vollprecht, D. (2023). RECYCLING OF MINERAL WOOL WASTE INTO A NEW MINERAL WOOL. in Proceedings SARDINIA2023 CISA.

Publications in conference proceedings (poster presentations):

Sattler, T. M., & Vollprecht, D. (2018). Processing & Recycling of Synthetic Mineral Fibers. GeoBonn2018, Bonn, Deutschland.

Sattler, T. M., Vollprecht, D., Pomberger, R., & Schimek, J. (2019). Recycling künstlicher Mineralfasern. in 9. Wissenschaftskongress Abfall- und Ressourcenwirtschaft (S. 215 - 219).

Sattler, T. M., Bauer, S., & Vollprecht, D. (2021). Solubility controlling mechanisms of mineral wool and mineral wool waste phase. in Mitteilungen der Österreichischen Mineralogischen Gesellschaft (Band 167).

Bachelor's theses:

Sampl, K. (2019). Charakterisierung von künstlichen Mineralfasern als Grundlage für Recyclingmethoden. Chair of Thermal Processing Technology, Montanuniversität Leoben, 58 pages, Supervisors: Prof. Harald Raupenstrauch & Dr. mont. Klaus Doschek-Held.

Gerold-Kastner, S. (2023). Recycling von Abfällen in Baustoffen – ein Literaturreview. Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversität Leoben, 51 pages, Supervisors: Dr. mont. Sandra Viczek & **Theresa Sattler, MSc.**

Master's theses:

Schenk, J. (2021). Ökologische Bewertung des Recyclings von Mineralwolleabfällen als Ersatzrohstoffe und Zuschlagstoffe in der Zementindustrie. Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversität Leoben, 125 pages, Supervisors: **Theresa Sattler, MSc**, DI Tudor Dobra & Prof. Daniel Vollprecht.

Bauer, S. (2021). Zusammensetzung, Löslichkeit und löslichkeitsbestimmende Mechanismen von Mineralwollen. Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Montanuniversität Leoben, 115 pages, Supervisors: Prof. Daniel Vollprecht & **Theresa Sattler, MSc**.

Mimra, C. (2021). Recycling von Mineralwolle, Behandlung von Steinwolle zur potentiellen Verwertung als Sekundärzuschlagstoff in der Zementindustrie. Chair of Thermal Processing Technology, Montanuniversität Leoben, 90 pages, Supervisors: Prof. Harald Raupenstrauch & Dr. mont. Klaus Doschek-Held.

Table of Contents

	Page
1 INTRODUCTION.....	2
1.1 Mineral Wool Products.....	6
1.2 Mineral Wool Waste.....	7
1.2.1 Waste Legislations.....	7
1.2.2 Mineral wool waste quantities.....	9
1.2.3 State of the Art Processing and Recycling Methods.....	10
1.3 Problem Formulation.....	11
1.4 Scope of Investigations.....	11
1.4.1 Research Question 1.....	12
1.4.2 Research Question 2.....	12
1.4.3 Research Question 3.....	13
1.4.4 Research Question 4.....	13
1.4.5 Research Question 5.....	14
2 RESEARCH QUESTION 1.....	15
2.1 Publication 1.....	15
2.2 Chemical Characterization of Mineral Wool & Mineral Wool Waste.....	23
3 RESEARCH QUESTION 2.....	27
3.1 Publication 2.....	27
4 RESEARCH QUESTION 3.....	35
4.1 Publication 3.....	35
5 RESEARCH QUESTION 4.....	41
5.1 Publication 4.....	41
5.2 Mineral Wool as Alternative Raw Material (ARM).....	65
6 RESEARCH QUESTION 5.....	66
6.1 Publication 5.....	66
7 SUMMARY AND DISCUSSION.....	93
8 OUTLOOK AND FUTURE RESEARCH.....	97
9 REFERENCES.....	99
APPENDIX.....	103

1 Introduction

In development and established societies, there is an increased awareness and urgent focus on conserving and recycling resources and an awareness to minimise waste thus decreasing the strain on natural resources. Politically, laws on international and national levels try to serve as instruments for waste reduction.

The United Nations (UN) has set goals on a global scale and proclaimed 17 Sustainable Development Goals (SDGs) in their Agenda 2030. Ending poverty, dealing with issues of health and education, reducing inequality, safeguarding the environment and preserving natural resources are some of the goals (United Nations 2023). Waste management is addressed indirectly in the SDGs but there is an overlap with the legally protected goods from Austrian Waste Management Act, for e.g. the protection of human health, protection from hazards for water, air, soil, animals or plants through the collection and treatment of waste, can be seen (AWG 2002). Thus, waste management and its goals and principles are linked to the goals set by the United Nations.

The Waste Framework Directive of the European Union outlines the “waste hierarchy”, which specifies a prioritized approach to waste prevention and management in legislation and policy. Where the highest priority is listed first and the lowest priority last: Prevention, preparing for re-use, recycling, recovery and disposal (WFD 2008). The waste hierarchy is the foundation for all approaches and considerations in waste management in all European countries.

The Austrian government introduced the Austrian Circular Economy Strategy in 2022, which states that the goal of the Austrian federal government is to transform the Austrian economy and society into a fully sustainable circular economy by 2050 (BMK 2022).

In the context of a functioning circular economy, resources are conserved and waste is reduced. Additionally, the life cycle of products is prolonged and their use intensified. At the end-of-life, products and goods are returned to the product cycle to retain and optimize their full potential for as long as possible. When products can no longer be used in any other way are they collected as recycled and utilized as secondary raw materials in the material cycle. Waste that cannot be recycled is, as a final option, then used to generate energy or is disposed of (BMK 2022).

Approximately 69.81 million tons of waste were generated in Austria in 2020. The amount of construction and demolition (C&D) waste was 11.43 million tons, or 16.4% of the total waste volume (BAWP 2023). This indicates that C&D waste is a significant waste stream with a great recycling potential. Efficient waste management can lead to energy and emissions savings for e.g. the usage of recycled building materials, as opposed to relying solely on natural resources. In addition to the regulations set out by the Austrian Waste Management Act (AWG 2002), the Austrian regulation for recycled construction materials (RVO 2016) establishes the legal structure for recycling of C&D waste.

Mineral wool waste is C&D waste and is derived from mineral wool products which include glass wool, stone wool or slag wool products. Each are made from different raw materials and therefore have a unique chemical composition and physical properties, such as fiber geometry.

Mineral wool products serve e.g. as insulation material or horticultural aids. All mineral wool has the potential to contain respirable fibers, which are defined by criteria of the World Health Organization (WHO) in 1988 (WHO 1988).

Due to the presence of respirable fibers and the resulting potential health risk, mineral wool waste including non-biosoluble respirable fibers is classified as hazardous waste.

With the implementation of the Austrian Recycling Building Materials Ordinance from January the 1st in 2016 (RVO 2016), an unprecedented issue with mineral wool waste has been revealed. Separate collection of mineral wool waste has become necessary as this waste presents a barrier to the recycling of C&D waste as recycled aggregates. The hazardous mineral wool waste is essentially disposed of at a landfill in hermetic bags at a landfill site to prevent the spread of respirable fibers into the environment. There is currently no fast and suitable on-site technology determine the possible hazardous property. Therefore, nearly all mineral wool waste is to be considered hazardous according to the precautionary principle of the European Union (EU 2016). In Austria there is currently no recycling of mineral wool waste from unknown origin, almost 100% of this mineral wool waste is disposed of in landfills.

To facilitate future recycling or recovery efforts, the "RecyMin" (Recycling of Synthetic Mineral Fibers) project with the grant number 868064 was initiated in 2018 (<https://www.ffg.at/>). The project focuses on mineral wool waste in Austria and overall goals are to create innovative landfill solutions and to recover and recycle mineral wool waste in backfill and in the cement- and mineral wool industries.

The research of this doctoral thesis pursues the above-mentioned objectives. Obtained results are presented in five research questions which are comprised in the five manuscripts. Research papers 1 and 2 are published in peer-reviewed journals, research paper 3 is published in a review journal. Publication 4 is submitted to a peer-reviewed journal and research paper 5 is under review in peer-reviewed journal. Figure 1 illustrates the connection of the five research questions in a graphical abstract.

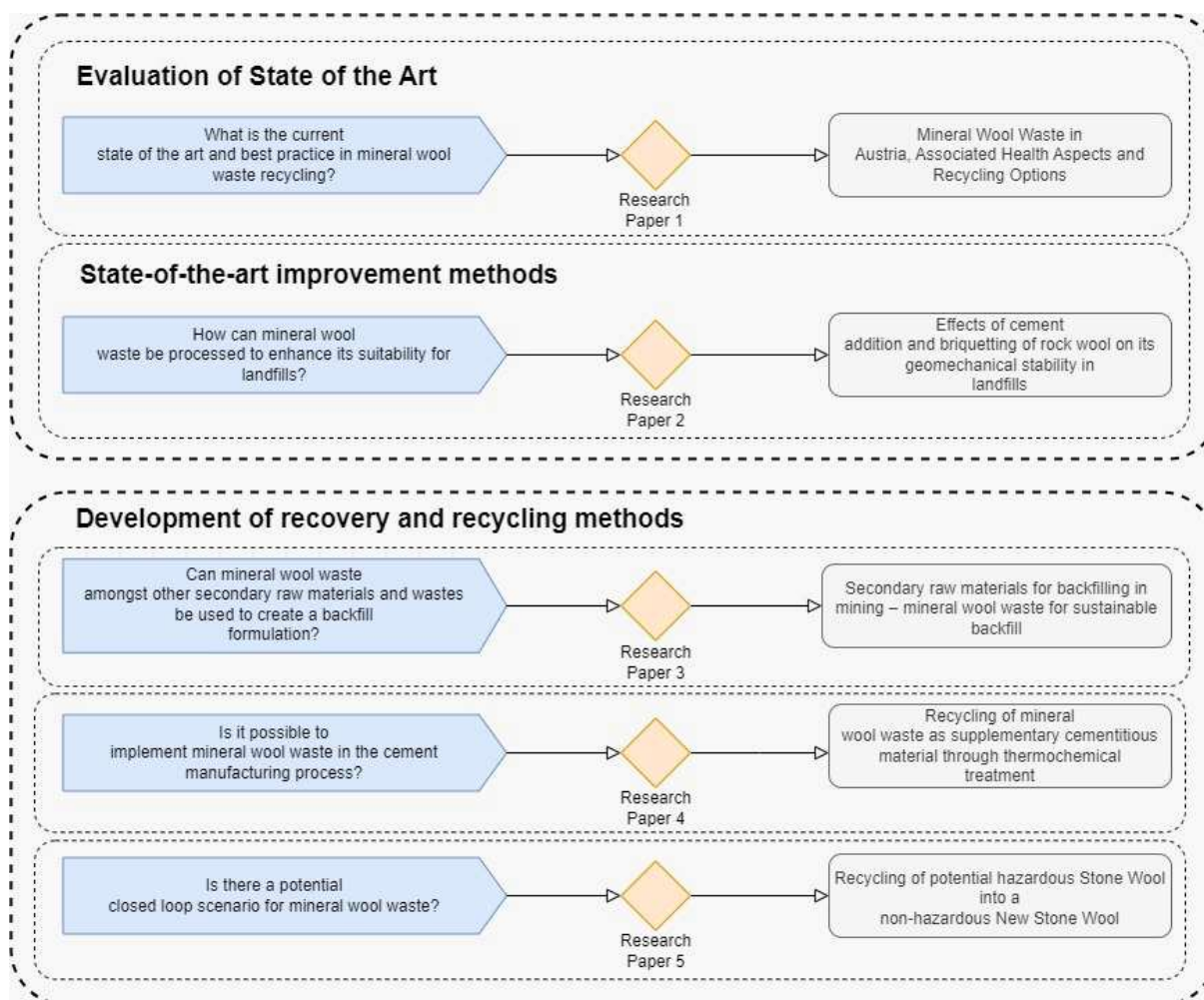


Figure 1: Graphical abstract of the doctoral thesis.

Publication 1 “Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options” (Sattler et al. 2020a) is a review article, which is a summary of researched information regarding: mineral wool, mineral wool waste, health aspects and recovery as well as pre-existing recycling options for mineral wool waste in Austria at the time of publication. Research question 1 is answered within this scientific paper.

Research question 2 outlines the concept of three different processing steps for mineral wool waste to achieve improved landfill suitability through increased Young's moduli of the waste. The second publication of the doctoral thesis is titled “Effects of cement addition and briquetting of rock wool on its geomechanical stability in landfills” (Sattler et al. 2020b). The performance of different sample bodies under landfill conditions is simulated to assess performance at lab-scale. It depicts that the combination of comminution and cement-supported briquetting increases the geotechnical performance and yields optimal Young's moduli results through processing of mineral wool waste.

Publication 3 addresses the recovery of mineral wool waste, which is a level higher on the waste hierarchy than waste disposal. The aim of the research which is answered in the third

question is how to create an innovative mineral wool waste formula for backfilling to safeguard unstable cavities in the mine from collapse. The 3rd publication entitled “Backfill Products Based on Secondary Raw Material in Mining—Mineral Wool Waste for Resource Saving Backfilling” (Sattler et al. 2021) focuses on the legal requirements for a suitable backfill formula. Compared to waste disposal of mineral wool waste, “other recovery” of the waste as backfill material offers a viable alternative in Austria.

Research question 4 depicts possible implementation of mineral wool waste in the cement manufacturing process and therefore a recycling option for mineral wool waste. On one hand this may be attained by mineral wool waste as a replacement for natural raw materials in the raw meal, or on the other hand by the usage as supplementary cementitious material (SCM). Publication 4 “Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment” (Döschek-Held et al. [submitted]) researches the recycling of mineral wool waste to produce a SCM. Different input material combinations undergo thermochemical treatment in an inductively heated reactor forming a silicate melt which is then granulated in a granulation basin filled with water. The results demonstrate that slag fractions meet the necessary performance criteria as an alternative binder component.

The main objective in a waste management perspective is to reprocess the mineral wool waste for recycling. Research question 5 addresses a possible closed loop scenario for mineral wool waste. Publication 5 “Recycling of potential hazardous Stone Wool into a non-hazardous New Stone Wool” (Sattler et al. [under review]) demonstrates the potential of a recycling of stone wool waste in mineral wool industry. A lab-scale “wool2wool” experiment shows, that a thermochemical treatment using correction materials to adjust the chemical composition, followed by rapid cooling through a spinning process, can produce mineral wool in a desired chemical composition. This could be a potential recycling process in a mineral wool factory in future.

The waste hierarchy is the basis for all considerations and paths in waste management. Therefore, the publications are related to the waste hierarchy in Figure 2.

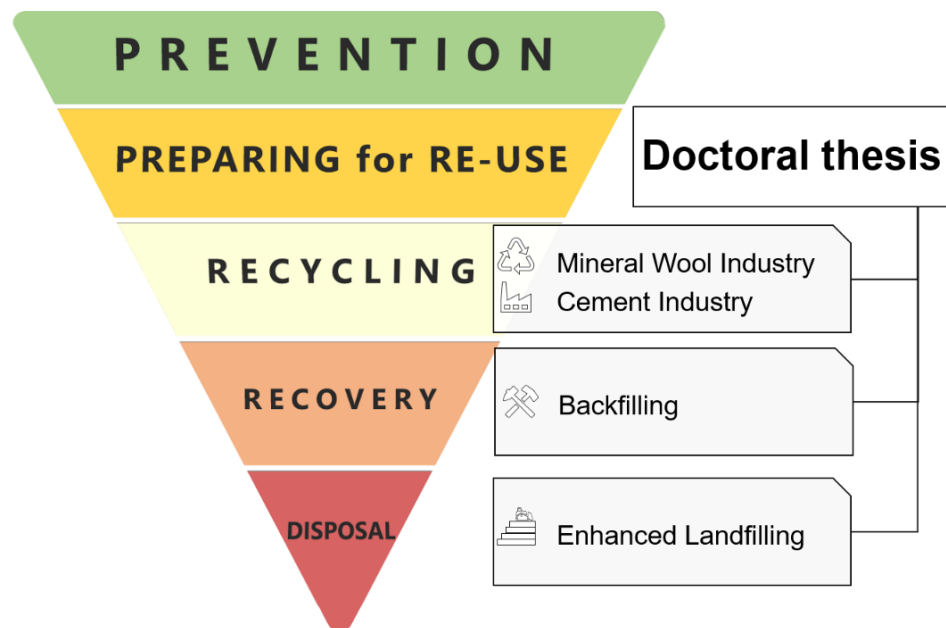


Figure 2: Concept of the dissertation associated to the EU waste hierarchy.

1.1 Mineral Wool Products

Man-made vitreous fibers consist of fibrous inorganic substances. They are divided into glass fibers, glass wool, stone wool, slag wool and ceramic fibers. Mineral wool products are a subgroup of man-made vitreous fibers (DGUV 2014). Mineral wool is made primarily from glass (glass wool), slag and igneous rocks such as basalt and diabase (stone wool). Waste glass is added as a secondary raw material (IARC1988, BBSR 2011). Mineral wool is used in many applications such as thermal and acoustic insulation, fire protection (DGUV 2014) and horticulture (TRGS 521 2002). Mineral wool products are primarily used at operating temperatures up to 300°C (TRGS 619 2013), but can also be used at temperatures up to 600°C (DIN EN 1094-1 2008).

Mineral wools are currently manufactured with quality labels, such as the German RAL quality label for mineral wool products (approximately 1998 and later), meet today's requirements for bio-solubility and therefore may not be listed as carcinogenic materials. All other mineral wools, at least those manufactured prior to 1998, may have lower bio-solubility and are classified by the European Union as "possibly carcinogenic to humans" (EU 2008).

The negative health effects of fibers are determined by certain characteristics: fiber length, fiber diameter, and in vivo durability and persistence (IARC 1988). Fibers with dimensions of diameter < 3 µm and length > 5 µm and a length to diameter ratio ≥ 3:1 can be deposited in the alveolar region of the lung (IARC 1988); these fibers are called WHO fibers or critical fibers because the World Health Organization (WHO) defined respirable fiber dimensions in 1988.

1.2 Mineral Wool Waste

Mineral wool waste is generated during the demolition and dismantling of buildings. Glass wool and stone wool waste cannot easily be separated easily on-site, leading to its disposal as a single unit. Mineral wool waste has to be collected in bags and transferred to landfill sites. The mineral wool waste stream is currently assigned to the asbestos disposal compartment of the construction waste where the hazardous wool waste is discarded. Therefore, the innate recycling potential of potentially non-hazardous mineral wool is lost.

The challenge is that mineral wool waste generated during the dismantling of a building cannot be attributed to a specific year of production or to a specific industrial producer on-site. Due to the precautionary principle, this mineral wool waste has to be classified as carcinogenic or "old" mineral wool and therefore as hazardous waste (WKÖ 2018), regardless of whether this is the fact or not. For disposal, this mineral wool must be collected in hermetically sealed packages, such as big bags, resulting in an unstable landfill body.

No rapid test methods have yet been developed to analyze mineral wool waste at the construction site for its possible hazardous property "HP7 carcinogenic" in terms of its biological solubility. As a result, an unknown amount of mineral wool waste is incorrectly assigned to the hazardous waste code. Due to this, it is impossible to collect accurate data on the specific amounts of hazardous and non-hazardous mineral wool waste in Austria.

1.2.1 Waste Legislations

The waste law in the EU is regulated by the Waste Framework Directive, which is implemented in Austria by the Waste Management Act (AWG 2002). Waste is defined as moveable objects which someone disposes of or has to dispose of (subjective or objective definition of waste). The Waste Framework Directive acknowledges two categories of waste: hazardous and non-hazardous. Waste is considered hazardous if it meets the HP criterion or hazardous property (WFD 2008). Treatment for hazardous waste is subject to strict requirements, resulting in high expenses for disposal and recycling. Hazardous waste can be recycled both energetically and materially. According to the Austrian Waste Management Act (AWG 2002), the above-ground disposal of hazardous waste is not permitted in Austria, but there are no underground landfills.

There is an exemption in the Austrian Landfill Ordinance allowing mineral wool waste with hazardous fiber properties to be disposed of in landfills allocated for non-hazardous waste without analytical testing, provided it meets certain conditions. For example, the hazardous mineral wool waste must be deposited in separate compartments and the deposit area should be fully covered with appropriate materials on a regular basis and before each compaction (DVO 2008).

At the start of this research, mineral wool waste was classified according to the Austrian Waste Catalog (AVV 2003), which is now replaced by the currently valid Austrian Waste Catalog (AVV 2020). In general, the properties of waste material are classified in both the Austrian Waste Catalogs. Each type of hazardous, non-classifiable, or non-hazardous waste is assigned a waste code with a specific designation. The list of waste contains the specifications for the classification of hazardous waste and the regulations for the assessment of its hazard-relevant properties. Consistency in classification ensures appropriate waste management. The meanwhile invalid Waste Catalog Ordinance (AVV 2003) provides the classification table for mineral fiber waste, as seen in Table 1. The regulation currently in force is shown in Table 2. The current expansion of waste codes and specifications creates new opportunities in terms of future recycling activities of mineral wool waste.

Table 1: Chapters of the former Austrian Waste List (AVV 2003) and five-digit code for the waste.

Waste Code	Description	hazardous
31416	mineral fibers	
31437	asbestos waste, asbestos dust	gn
31430	contaminated mineral fibers	

Table 2: Mineral fibers waste classification according to present Waste Catalog Ordinance (AVV 2020).

Waste Code	Description	Specification	hazardous
31416	mineral fiber waste without hazardous fiber properties	41 man-made mineral fibers	
		42 stone wool	
		43 glass wool	
		44 stone wool and glass wool mixtures	
		77 dangerously contaminated	g
		91 solidified, immobilized or stabilized	
31437	mineral fiber waste with hazardous fiber properties	40 asbestos wastes, asbestos dusts	gn
		41 man-made mineral fibers	gn
		42 stone wool	gn
		43 glass wool	gn
		44 stone wool and glass wool mixtures	gn
		91 solidified, immobilized or stabilized	gn
31430	contaminated mineral fiber waste without hazardous fiber properties	77 dangerously contaminated	
		91 solidified, immobilized or stabilized	

In terms of intended recycling, the European Union's Circular economy package currently foresees a landfill ban for certain waste streams by 2030. As a result, Austria will have a landfill ban for mineral wool waste from 2027 (DVO 2021). The Austrian regulation for recycled construction materials (RVO 2016) dictates the recycling of the waste stream, thus it is providing the legal structure for the recycling of mineral wool waste. Landfilling of mineral fiber waste (both hazardous and non-hazardous) can only be carried out when the small quantity regulation is met. This applies if the total generated mineral fiber waste and mineral fiber composite materials from a building demolition or construction project of multiple buildings does not exceed 3 tons (BAWP 2023).

Nevertheless, the recycling and recovery of mineral fiber waste will continue to have a crucial role in the circular economy. This dissertation research provides invaluable insights into how it may be possible to meet the landfill ban while keeping the mineral wool in a life cycle.

1.2.2 Mineral wool waste quantities

The European Union's countries generated in 2010 around 2.54 million tons of mineral wool waste, and this is forecast to increase to 2.82 million tons by 2030 (Müller 2009) (Väntsi & Kärki 2014) (Yap et al. 2021). The Austrian Chamber of Commerce estimates the amount of mineral wool waste produced in Austria at 20,000-30,000 t/a in 2018.

The Federal Waste Management Plan released the information on the quantity of mineral fiber waste categorized by hazardous fiber properties: mineral fiber waste without hazardous fibers (31416), contaminated mineral wool waste without hazardous fibers (31430), and mineral fiber waste with hazardous fibers (31437) (BAWP 2023). The total amount of mineral fiber waste produced was 17,270 tons (Table 3), and it is important to note that some of this waste may be attributed to asbestos waste and asbestos dust (Table 4).

Table 3: Waste volume of man-made mineral fibers from 2015 to 2026 (BAWP 2023).

Waste Volume	2015	2018	2019	2020	2026	comment
Waste Code / Name	[t]	[t]	[t]	[t]	[t]	
Mineral C & D Waste				11.400,000		<i>excluding excavated materials, wood waste, packaging, plastic waste, metal waste, mixed municipal waste, man-made mineral fibers, asbestos and other hazardous waste</i>
31416, 31430			6,000		7,000	<i>non-hazardous (rounded), incl. estimation 2026</i>

31437, 31412				86,670		<i>Asbestos cements, asbestos wastes, asbestos dusts</i>
31437	65,140	8,380	11,430	13,010		<i>asbestos wastes, asbestos dusts, incl. man-made mineral fibers with hazardous fiber properties</i>
31416		6,050	4,780	3,660		<i>man-made mineral fibers without hazardous fiber properties</i>
31430		390	1,450	600		<i>contaminated mineral fiber waste without hazardous fiber properties</i>

Table 4: Waste volume asbestos wastes, asbestos dusts from 2011 to 2015 (BAWP 2017).

Waste Volume	2011	2012	2013	2014	2015
Waste Code	[t]	[t]	[t]	[t]	[t]
31437	930	890	300	400	340

1.2.3 State of the Art Processing and Recycling Methods

There has been some research into the recycling of mineral wool waste (Öhberg 1966) (Balkevicius et al. 2007) (Holbek 1987), but it has mostly focused on mineral wool manufacturing waste (Väntsi et al. 2014) and not on mineral wool waste resulting from building demolition. Müller et al. (2009) developed a recycling method for slagging mineral wool waste on a laboratory scale using a specific microwave technology. The slags produced in this process could be used as products in the future, as the hazardous property, i.e. the fibrous character combined with low biosolubility, is destroyed. The patented "re:cyKMF" process produces backfill material using, amongst others, mineral wool waste, binder suspension and water (Gröper & Lack 2016).

The RecyMin project is investigating different recycling paths for mineral wool waste to promote a sustainable, closed-loop economy and conserve resources. These research project includes solutions ranging from innovative landfilling, backfilling, recycling in the cement and mineral wool industries (Sattler et al. 2020a). The use of waste mineral wool waste as a binding component was also explored in Project RecyMin, but has also been investigated in other projects, e.g. the "wool2loop" project (Yliniemi et al., 2021) and "UpcycSlag-Binder - US-B" project (Doschek-Held et al., 2022) (Steindl et al., 2022) (Steindl et al., 2023).

1.3 Problem Formulation

In dealing with mineral wool waste, there are various objectives to consider regarding a potential recovery and recycling process. In order to work on problems that need to be solved, numerous factors need to be considered.

Mineral wool waste contains fibers which pose a potential hazard to human health due to their ability to be respirable. The hazardous potential must be considered at every processing and recycling stage and certain steps must be taken to prevent the release of breathable fibers into the environment.

Another issue in the handling of mineral wool waste is, that there is no suitable on-site analysis for mineral wool waste, so glass wool waste and stone wool waste cannot be separated. Finding an efficient way to analyse the mineral wool on-site is a vital component in optimizing future recycling routes.

The large volume, low raw density and low compressibility of mineral wool waste is the third challenge faced when handling it. This leads to logistical difficulties of transporting the waste stream, poor deposition characteristics and unpleasant processing behavior.

1.4 Scope of Investigations

This doctoral thesis researches and answers five research questions, according to the overall scope of the research project conducted. Initially, a literature study (research article 1) is conducted to gather relevant information on mineral wool, mineral wool waste and existing recycling and recovery methods.

Considering the ever fluctuating and uncertain recycling capacity and the hazardousness potential of mineral wool waste, a combination of methods is necessitated. These methods include performing a chemical, mineralogical, and morphological characterization of the waste in a laboratory setting. Furthermore, the research uses a waste management survey, combining process engineering, material science, and waste management principles to inform the fundamental approach. A concept for recycling mineral wool waste could be developed, considering logistical, economic, and technical circumstances. The concept includes an innovative disposal method of briquetted mineral wool waste, backfill of mineral wool waste based backfill products and the recycling in the cement industry. Proposed processes' impacts on waste management systems are analyzed in an ecological and economic evaluation and summarized in a waste management context. To generate a loop, the possibility of the recycling in the mineral wool industry is researched, where compensation additives are used when necessary (Sattler et al. 2019), (Vollprecht et al. 2019).

The scope of investigations is answered in five main research questions that are addressed in the following five articles.

1.4.1 Research Question 1

What is the current state of the art and best practice in mineral wool waste recycling?

This publication lays the foundation for the subsequent research. Investigations are conducted on general literature regarding mineral wool products and mineral wool waste to determine recycling options and routes to address research question 1. The publication provides an historical overview of developments in the field and the latest scientific findings as of 2020. Additionally, the RecyMin project and its scientific aims and research approaches are introduced, as well as health factors related to mineral wool waste are assessed. This publication examines the classification according to the Austrian Waste Catalog in 2020, clarifying distinctions between mineral wool waste and asbestos waste. Initial proposals for enhancing disposal practices and exploring recycling possibilities for mineral wool waste are presented to address research question 1.

1.4.2 Research Question 2

How can mineral wool waste be processed to enhance its suitability for landfills?

Three different processing routes are chosen to produce sample bodies for subsequent mechanical testing. The studies described in publication 2 examined the relaxation behavior and assesses the Young's modulus of sample bodies under cyclic loading with uniaxial pressure, simulating the mineral wool waste landfilling scenario post-disposal. The influence of cyclic loading of "loose packing", "cutting comminution and cement addition" as well as "cutting comminution with cement addition and briquetting" is examined in trials lasting for several months in a controlled environment chamber. The results obtained from the sample body's Young's moduli are then compared to each other as well as to the Young's modulus of conventional construction and demolition waste from a landfill. The improved landfilling techniques with processed mineral wool waste and therefore enhanced geomechanical stability are then proposed in this publication.

1.4.3 Research Question 3

Can mineral wool waste amongst other secondary raw materials and wastes be used to create a backfill formulation?

Research on the creation of a suitable backfilling formulation made from mineral wool waste and additional secondary raw materials is presented in publication 3. The objective is to create a backfilling product that meets the high backfilling requirements in regard to mining safety, has a positive environmental impact and fulfils economic concerns. Additionally, it is the goal to bind the respirable fibers within the backfill material. Formulas in varying percentages of fly ash from the incineration of paper residues, return suspension from civil engineering, and cement are combined with mineral wool waste. The secondary raw material-based backfill formulation is categorized in the frame of waste management, mining industry and process engineering.

1.4.4 Research Question 4

Is it possible to implement mineral wool waste in the cement manufacturing process?

The main goal of the research in publication number 4 is to modify the mineral wool's chemical and physical properties using corrective materials in a carbothermal reduction to generate a SCM and destroy hazardous fiber characteristics. Initially, a chemical characterisation of the materials is performed and the chemical and mineralogical composition of initial materials are determined. Then, a briquette press is used to process the material and generate briquettes with high volume and form stability. To reach the desired chemical composition, the correction materials fly ash from the incineration of paper residues and pure CaO are used to adapt the chemical composition. The material underwent thermochemical treatment in an inductively heated reactor, followed by selective cooling through wet granulation. The slag is poured directly into a pump-generated jet of water and disintegrated into granules, rapidly cooled in the water-filled granulation basin. The mineral wool containing granules produced are analyzed and compared to the currently utilized granulated blast furnace slag in terms of its properties and possible application in the cement industry as supplementary cementitious material.

1.4.5 Research Question 5

Is there a potential closed loop scenario for mineral wool waste?

Publication 5 presents an investigated route for the recycling of MW waste into new mineral wool, a closed loop scenario. The solubility-controlling mechanisms were identified by research based on pH-dependent leaching tests of the mineral wool fibres according to ÖNORM EN 14429 and hydrogeochemical modelling using LeachXS/Orchestra. This is followed by a thermochemical treatment using correction materials to adjust the chemical composition. Rapid cooling is performed through a spinning process on a 2-wheel spinner. Additional focus is on the theoretical determination of the dynamic viscosity to ensure suitable flow behaviour during fibre production. After the new mineral wool is spun, an XRF analysis is conducted to determine the chemical composition. The produced fiber chemistry then can be compared to the chemistry of non-hazardous mineral fibers.

2 Research Question 1

Research question 1 researching the current state of the art and best practice in mineral wool waste recycling is answered fundamentally answered by publications 1 and 1a (Appendix). Subchapter 2.2 provides a chemical characterization of mineral wool waste and mineral wool products what laid the foundation for further investigations in this doctoral thesis.

2.1 Publication 1

Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options

Sattler, T. M., Pomberger, R., Schimek, J., & Vollprecht, D. (2020a). Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options. *Detritus*, 9 (March), 174-180. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2020.13904>

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The conceptualization of the peer-review paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-author Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was solitarily written and envisaged by PhD candidate. The internal review process was carried out in consultation with the co-author Daniel Vollprecht.

MINERAL WOOL WASTE IN AUSTRIA, ASSOCIATED HEALTH ASPECTS AND RECYCLING OPTIONS

Theresa Sattler ^{1,*}, Roland Pomberger ¹, Julia Schimek ² and Daniel Vollprecht ¹

¹ Montanuniversitaet Leoben, Department of Environmental and Energy Process Engineering, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management, Franz-Josef-Straße 18, A-8700, Leoben, Austria

² PORR Umwelttechnik GmbH, Absberggasse 47, A-1100, Vienna, Austria

Article Info:

Received:
12 July 2019
Revised:
5 December 2019
Accepted:
20 December 2019
Available online:
10 February 2020

Keywords:

Recycling
Mineral Wool
Health aspects
Waste Management
Man-made vitreous fibres

ABSTRACT

Mineral wool products are man-made vitreous fibres that are used as thermal and acoustic insulation materials and as substrates for horticulture. Mineral wool waste is generated from demolition activities by the building and construction industry. Unfavourable mechanical properties, such as low compressibility, elastic behaviour, high volume and low bulk density, cause problems in landfills when mineral wool waste is disposed of. Mineral wool waste with a certain content of carcinogenic fibres is classified as hazardous waste type 31437 g "Asbestos Waste, Asbestos Dust" in Austria, since some characteristics of such fibres are similar to those of asbestos fibres. An exception is those mineral wool materials that have been tested to be noncarcinogenic due to their characteristics of biological solubility or geometrical dimension. Such noncarcinogenic mineral wool waste is classified as non-hazardous waste type 31416 "Mineral fibres". Generally, it can be assumed that most of the industrial producers of mineral wool in the EU have not been producing carcinogenic material since 1998; however, carcinogenic mineral wool material has not yet been banned in Austria. Therefore, a segregation between so-called "old" and "new" mineral wool material is not necessarily possible. The medical aspects of mineral wool products are still controversial. The International Agency for Research on Cancer (IARC) evaluated mineral wool (glass wool and rock wool) as "possibly carcinogenic" in 1988 but revised this evaluation to "inadequate evidence in humans for the carcinogenicity" in 2002. Fibrous dusts that reach the alveolar region of the lungs undergo a congruent or incongruent chemical dissolution process. Alveolar macrophages ingest the intruded fibres and fulfil anti-infection and clearance functions. Biosolubility is a key property of this process. The recycling of mineral wool waste has not yet been performed in Austria due to economic inefficiency, technical problems and suspected health issues. However, some recycling and processing options already exist; other options are investigated in the project RecyMin, which compares different concepts with respect to environmental and economic criteria.

1. INTRODUCTION

Mineral wool is a man-made vitreous fibre that is primarily produced from glass, igneous rocks and slags. Mineral wool products are used as insulation material and in horticulture.

Mineral wool waste causes problems in waste management due to its high volume and low density, e.g., the lack of stability in the landfill body. Currently, most of the mineral wool waste in Austria is landfilled, and to date, no recycling is carried out. These problems have become increasingly urgent because of the higher quantities of this waste stream in recent years due to the separate collection of mineral wool waste and the higher amounts used for insulation.

Mineral wool waste is also under observation because of possible health aspects. In general, fibres of mineral wool can be released into the environment due to the production process, the usage of the product and the demolition and dismantling of buildings containing mineral wool products, which can cause health difficulties because of airborne respirable fibres with low biosolubility.

Mineral wool materials that have been produced with certain quality labels, such as the German RAL quality label for mineral wool products (approximately from 1998 and later), fulfil current requirements of biological solubility and may therefore not be listed as carcinogenic. All other mineral wool materials, at least those produced before 1998, might have a lower biosolubility and are classified by the



* Corresponding author:
Theresa Sattler
email: theresa.sattler@unileoben.ac.at



European Union as “possibly carcinogenic to humans” (EU 2008). Therefore, it is very important to distinguish these two types of mineral wool materials due to hazardousness. The differentiation between glass wool and rock wool is even more important for the recycling process.

In this review, we provide an overview of the technical, health and legal aspects of mineral wool waste treatment.

2. MATERIALS AND METHODS

This article summarises the challenges of waste management, technical issues, and health aspects and discusses the legal aspects of mineral wool waste in Austria.

The literature research was performed by reading and summarising reviewed articles, books, legislations, guidelines and standards. Sources were selected based on their importance for the article in terms of waste- and health-related aspects as well as the concerning legislations.

A patent search has been performed in addition to the literature research to gather patent information regarding recycling and processing options for mineral wool waste and man-made vitreous fibres in general. Expert discussions with landfill engineers, waste collectors, waste processors and the mineral wool industry have been carried out to provide professional experience regarding the challenges of mineral wool waste in Austria.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Technical aspects

Man-made vitreous fibres consist of fibrous inorganic substances. They are divided into glass fibres, glass wool, rock wool, slag wool and ceramic fibres. Mineral wool comprises glass wool, rock wool and slag wool (DGUV 2014). The term “wool” describes an omnidirectional accumulation of fibres with different lengths and diameters (DIN EN 1094-1 2008).

3.1.1 Production of mineral wool

Mineral wool is mainly produced from glass, slags and igneous rocks such as basalt and diabase. Waste glass is added as a secondary raw material (IARC 1988, BBSR 2011). The production of mineral wool products can be divided into the following steps: supplying the raw materials and energy sources, melting in a furnace, fiberization and collection, primary layer formation and finishing (Sirok et al. 2008).

Figure 1 shows the process of mineral wool production. The raw material is melted in a cupola furnace, and coal is mostly used as an energy source. The fiberization of the molten raw material is usually executed on spinner wheels (Sirok et al. 2008). The fibres are then collected in the wool chamber (Sirok et al. 2013). The primary layer is formed in the wool chamber and then folded by a pendulum. The stack of mineral wool is then brought to the required thickness and enters the curing chamber where the previously applied resin hardens (Sirok 2008). Following the preceding steps, the fibres are formed into different products, such as blankets, mats and other product types (IARC 1988).

3.1.2 Application of mineral wool products

Mineral wool is used for a wide range of applications, such as thermal and acoustic insulation material, fire prevention (DGUV 2014) and horticulture (TRGS 521 2002). Mineral wool products are primarily used at temperature ranges up to 300°C (TRGS 619 2013) but can also be applied at temperatures up to 600°C (DIN EN 1094-1 2008).

3.1.3 Waste-related aspects

Amount of mineral wool waste

A survey study on mineral wool waste in Europe (Väntsi et al. 2014) estimates that there are approximately 2.5 million tons of mineral wool waste produced in the European Union per year but the study notes a lack of data.

In Austria, an amount of 20,000-30,000 t/a of mineral wool waste was estimated by the Austrian Economic Chamber in 2018.

Challenges in practice

The management of mineral wool waste is technically challenging due to its high volume, low bulk density, high elasticity, poor compressibility and the consequential lack of stability in a landfill. Additionally, legal challenges arise from the distinction between old and new mineral wool waste. In contrast, during the collection of mineral wool, no distinction between glass wool and rock wool is made, which would be necessary for many recycling options.

The transport of mineral wool waste to a recycling plant or landfill is associated with high economic and ecological burdens due to its low bulk density.

The knowledge of mineral wool not being carcinogenic does not solve the problem from a waste management point of view. Mineral wool waste that occurs due to the dismantling of a building is primarily not relatable to a certain year of production or to a certain industrial producer. Because of the precautionary principle, this mineral wool waste must be classified as possibly carcinogenic or “old” mineral wool and therefore as hazardous waste (Wirtschaftskammer Österreich 2018), regardless of whether this is the case or not. For disposal, this mineral wool must be gathered in hermetically sealed packages, such as big bags, which results in an unstable landfill body.

No testing methods to analyse mineral wool waste at the construction site for its possible hazardous property (HP7, carcinogenic) have been developed yet concerning its biological solubility since the geometrical characteristics are unclear. Therefore, an unknown amount of mineral wool waste is wrongly assigned to the hazardous waste code. As a result of this situation, it is impossible to gather precise data on the specific amounts of hazardous and non-hazardous mineral wool waste in Austria.

3.1.4 Recycling options and patents

There has already been some research on the recycling options for mineral wool waste (Öhberg 1966) (Balkevicius et al. 2007) (Holbek 1987), but this only concerns mineral wool production waste (Väntsi et al. 2014) and not mineral wool waste from the demolition of buildings. Müller et al. (2009) developed a recycling method for slagging mi-

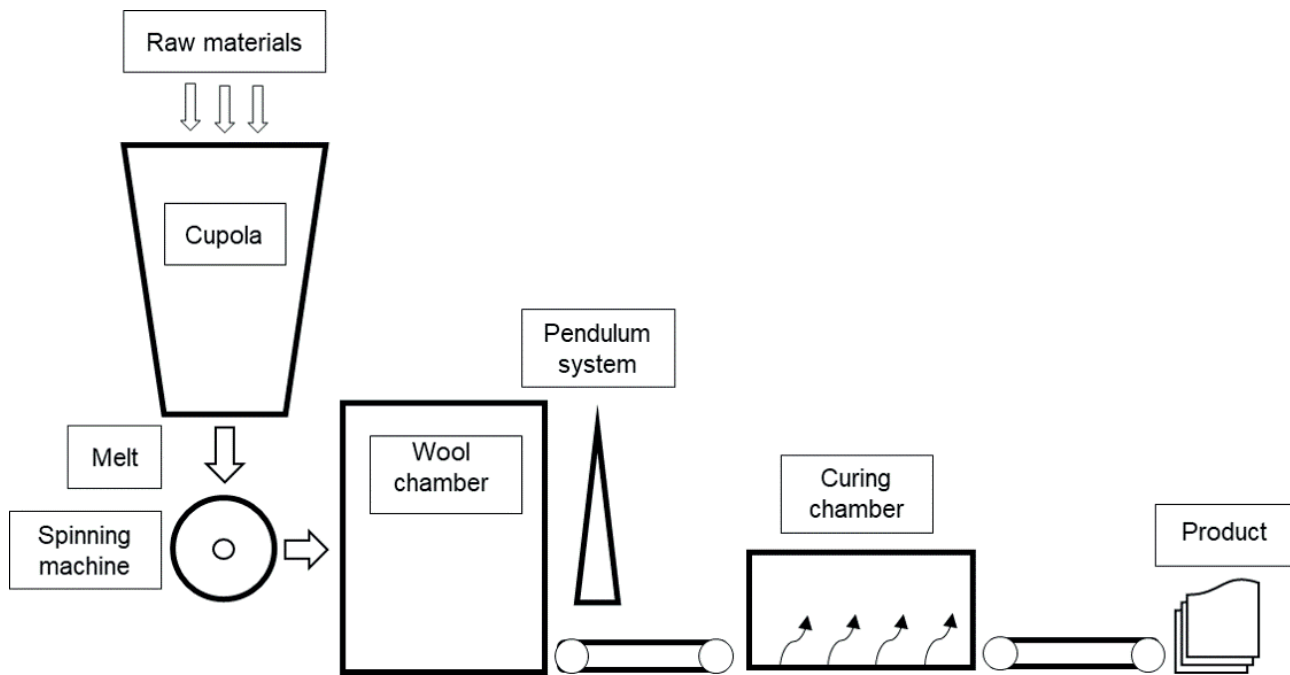


FIGURE 1: Schematic figure showing the production process of mineral wool (modified after Sirok et al. 2008, Institut Bauen und Umwelt e.V. 2012).

neral wool waste at the laboratory scale using a specific microwave technology. The slags created in this process might be used as products in the future as the hazardous property, i.e., the fibrous character in combination with low biosolubility, is destroyed.

The patented “re:cyKMF” process generates backfill material using mineral wool waste, binding agent suspension and water (Gröper & Lack 2016).

A mobile press to agglomerate waste of man-made vitreous fibres was patented by Wurzer Umwelt GmbH Eitting in 2016. The vehicle contains a compaction unit and is therefore able to execute the pressing of mineral wool waste where it accrues and to reduce the high volume of the mineral wool waste (Patent EP 3 168 037 A1). The agglomeration of mineral wool waste is an important preparation step prior to optimised disposal or recycling.

Project RecyMin

The project RecyMin focuses on mineral wool waste in Austria. It aims to develop innovative landfilling solutions and the recycling of mineral wool waste in backfilling and in the cement and glass/rock wool industries (Sattler et al. 2019).

The fundamental research approach is based on a waste management survey. Through a combination of waste management, process engineering and material science methods, a concept for the recycling of mineral wool waste will be developed. This concept, depending on logistical, economic and technical circumstances, includes an innovative disposal method, recycling through backfilling, in the cement industry and recycling in the mineral wool industry under consideration and the evaluation of ecological, economic and health aspects (Figure 2) (Sattler et al. 2019) (Vollprecht et al. 2019).

The challenge of varying and unknown potential for recycling and possible hazardousness of mineral wool waste should be solved by a combination of methods, including waste management life cycle assessment (LCA) and chemical, mineralogical and morphological material characterisation of waste in the laboratory. The processing of mineral wool waste aims to enhance the properties of mineral wool waste for landfill technology, recycling options and health characteristics. Mineral wool waste can be disposed of in the form of briquettes, as the low density and poor compressibility are improved by preceding processing by a briquetting press (Sattler et al. 2019) (Vollprecht et al. 2019). Using processed mineral wool waste as a backfilling material is another possible application (Höllén et al. 2015). RecyMin evaluates another application to recycle mineral wool waste in the cement industry. In the case of recycling in the mineral wool industry, the consequences on the procedural properties of the melt are investigated, and additives applied for the compensation of chemistry are used. The consequences of the proposed processes on waste management systems are investigated through an ecological-economic evaluation and summarised in a waste management context (Sattler et al. 2019) (Vollprecht et al. 2019).

3.2 Health aspects

3.2.1 Waste-related aspects

Health implications due to exposure to man-made vitreous fibres might be the irritation of the skin and mucous membranes, as well as health effects on the breathing organs (Valic 2012).

Due to their composition, synthetic vitreous fibres are degraded in the environment only under acidic or alkaline

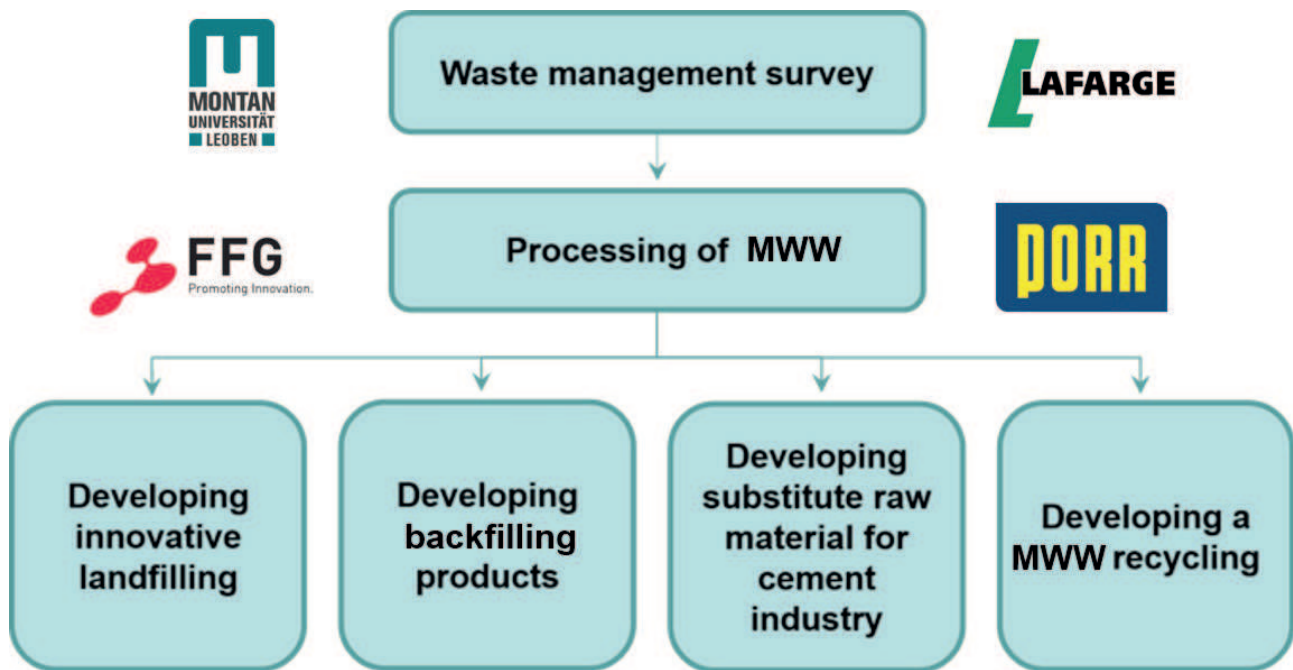


FIGURE 2: Schematic figure of the project RecyMin; MWW=mineral wool waste.

conditions by dissolution of the silicate network. Hence, the fibres can remain in soil and water over a long time. In particular, people working on construction sites (demolition, dismantling, building maintenance and repair) or in the fibre production industry can be exposed to synthetic vitreous fibres to a high degree (ATSDR 2004).

It is assumed that negative health effects are determined by certain fibre characteristics:

- Fibre length;
- Fibre diameter;
- In vivo durability and persistence (IARC 1988).

Fibres with dimensions of a diameter $< 3 \mu\text{m}$ and length $> 5 \mu\text{m}$ and a length to diameter ratio $\geq 3 : 1$ can be deposited in the alveolar region of the lungs (IARC 1988); these fibres are called WHO fibres or critical fibres because the World Health Organisation (WHO) defined the respirable fibre dimensions in 1988.

Distinguishing between rodents and humans, in general, a larger amount of long respirable fibres are able to penetrate into human lungs compared to those of rats (Dai & Yu 1998).

3.2.2 Observations in humans

The inhalation of man-made vitreous fibres causes deposition of these fibres in the nasal, oral sections and upper lung airways at first. They are mostly transported to the stomach by a layer of mucous in the throat (ATSDR 2004). If respirable fibres are present, they can reach the alveolar region (Skinner et al. 1988) where they are exposed to the acidic intracellular environment with a presumed pH of 4.5-5 in the phagolysosome (ATSDR 2004) and undergo chemical dissolution or leaching processes due to the macrophages. The macrophages ingest the intruded fibres

to fulfil anti-infection and clearance functions (phagocytosis). During phagocytosis, alveolar macrophages produce oxidising free radicals of many materials. They transport the absorbed materials through the lymphatic system to the lymph nodes (Skinner et al. 1988). Fibres are actively eliminated simultaneously by phagocytic cells. The fibre lengths are the decisive criterion for partial or complete removal (Lundborg et al. 1995).

The deposition of fibrous particles can cause inflammatory responses (Skinner et al. 1988), alveolitis, bronchitis and potentially fibrosis (Lippmann et al. 1971).

Pulmonary fibrosis is caused by man-made vitreous fibres of low biosolubility that stay in the lungs over longer periods of time (ATSDR 2004).

3.2.3 Observations in animals

Animal experiments showed that the lung reacts to the inhalation of foreign material such as fibres with a process called pulmonary inflammation, where macrophages increase and then remove the fibres. With increasing amounts of fibres, macrophages can also clump together (ATSDR 2004). This process may release reactive oxygen and nitrogen species, triggering potential DNA damage and therefore may foster tumour development (Coussens & Werb 2002). Further animal studies showed that repeated inhalation of certain types of synthetic vitreous fibres can cause scar-like tissues in the lungs and the surrounding membrane, making breathing more difficult, which is called pulmonary fibrosis. Such fibres stay in the lung over a long period of time and are therefore called durable or biopersistent. In addition to durability, the dose and duration of exposure and the fibre dimension are significant factors fostering pulmonary fibrosis, lung cancer and mesothelioma, respectively (ATSDR 2004).

3.2.4 Historical development

The discussion about the health aspects of mineral wool products started in the 1970s. The results of several studies (IARC 1988, Pott & Friedrichs 1972, Stanton et al. 1977) raised the suspicion of mineral wool being possibly carcinogenic (Draeger 2015). In 1988, the International Agency for Research on Cancer (IARC) published a monograph that reviews the carcinogenic risks to humans caused by man-made mineral fibres (IARC 1988). The IARC classified mineral wool (glass wool and rock wool) as “possibly carcinogenic” in this monograph based on epidemiological data and animal experiments (IARC 1988).

An IARC evaluation is executed as follows: the evaluations of the evidence of cancer in humans and the evidence of cancer in experimental animals are performed separately. The terms “sufficient evidence”, “limited evidence”, “inadequate evidence” and “evidence suggesting lack of carcinogenicity” are used. Other relevant data regarding the current evaluation are then considered. An overall evaluation is subsequently performed that implements the weight of evidence from the studies in humans and experimental animals as well as additional data (Baan & Grosse 2004).

Since 1988, there have been more long-term investigations, and these data were re-evaluated in the IARC monograph volume 81 of 2002 (IARC 2002).

In this monograph, it is evaluated that:

- There is inadequate evidence in humans for the carcinogenicity of glass wool;
- There is inadequate evidence in humans for the carcinogenicity of rock (stone) wool/slag wool;
- There is limited evidence in experimental animals for the carcinogenicity of insulation glass wool;
- There is limited evidence in experimental animals for the carcinogenicity of rock (stone) wool (IARC 2002).

The results of the evaluation in 2002 for carcinogenicity in humans are based on epidemiological information (Baan & Grosse 2004).

The manufacturers of mineral wool products responded to evaluations and founded the Joint European Medical Research Board (JERMB) in 1975. They started discussions about appropriate testing procedures and biosolubility with the World Health Organisation and founded umbrella organisations of mineral wool producers in Europe (EURIMA) and North America (NAIMA) (Draeger 2015).

Due to changes in industrial production from approximately 1996 onwards, mineral wool products with higher biosolubility have been produced (Kropiunik 2004), which would constitute the so-called “new mineral wool products”. Biosolubility was not tested before that time. The differences between the chemistry of old rock wool and new rock wool products have been examined by Wohlleben et al. (2017). They found that most of the new rock wool products are high in alumina and low in silica content. Dissolution tests were conducted for 32 days at pH 4.5 and pH 7.4 with and without binder and at various flow rates. The removal of the binder accelerated the dissolution of the fibre. Size fractions of old mineral wool products and new mineral wool products were measured and showed that

the respirable fraction of new mineral wool is low, but not less than that in old mineral wool (Wohlleben et al. 2017).

3.3 Legal aspects

3.3.1 Product regulations

The classification for carcinogenicity of a product is described in Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council; therefore, several hazard categories for carcinogens are defined. Mineral wool with a content larger than 18% per weight of alkaline oxides and alkali earth oxides falls into the category of “suspected human carcinogens”. To prove that this classification does not apply, the Note Q and Note R have to be fulfilled. The mineral wool product can be placed on the market if one of the four in vivo tests of Note Q on the one hand or Note R on the other hand is complied.

Note Q and Note R are defined as follows:

“Note Q:

The classification as a carcinogen need not apply if it can be shown that the substance fulfils one of the following conditions:

- *a short term biopersistence test by inhalation has shown that the fibres longer than 20 µm have a weighted half-life less than 10 days; or*
- *a short term biopersistence test by intratracheal instillation has shown that the fibres longer than 20 µm have a weighted half-life less than 40 days; or*
- *an appropriate intra-peritoneal test has shown no evidence of excess carcinogenicity; or*
- *absence of relevant pathogenicity or neoplastic changes in a suitable long term*
- *inhalation test.*

Note R:

The classification as a carcinogen need not apply to fibres with a length weighted geometric mean diameter less two standard geometric errors greater than 6 µm. (EU 2008)”.

Another testing method besides in vivo and in vitro tests is the “carcinogenicity index” (CI). The CI is a test based on the calculation of a formula that implies certain oxide contents of a sample and is only applied in Germany. Calculations must be performed using the following formula: $CI = Na_2O + K_2O + B_2O_3 + CaO + MgO + BaO - 2 Al_2O_3$. If the CI is larger than or equal to 40, according to “Technische Regeln für Gefahrstoffe” (TRGS 905), mineral wool produced prior to 1998 can be classified as “not carcinogenic”. The test has the advantage of being an inexpensive, simple and fast method. The disadvantage is the frequent misclassification, especially in the case of rock wool waste, because of the high Al_2O_3 content. Mineral fibres with high alumina contents tend to be classified as cancerogenic, although they often show high solubility in in vivo and in vitro tests. Fibres that passed the in vivo test and are classified as “not carcinogenic” might have a CI lower than 40 and should be classified as “carcinogenic” after the CI (Ausschuss für Gefahrstoffe 2016).

In contrast to Germany (ChemVerbotsV 2000), it is not forbidden to place mineral wool products without

exemption on the market in Austria after Regulation (EC) No 1272/2008. As a result, so-called old mineral wool products with lower biosolubility and, consequently, possibly carcinogenic impact can still be sold.

3.3.2 Waste regulations

Classification of waste in Europe

The European Waste Catalogue (2000/532/EC) regulates the assignment of waste types. Different waste types are described in the waste list. The types of waste are defined by a six-digit code for the waste and the corresponding two-digit and four-digit chapter headings (Table 1). A waste is considered hazardous when marked with an asterisk (EU 2000).

Classification of waste in Austria

The List of Wastes Ordinance regulates the assignment of a waste material to waste codes of the Austrian Waste Catalogue at a national level (BMLFUW 2003), with some exceptions to the waste codes of the European Waste Catalogue (2000/532/EC). This is necessary because of Austria's different waste classification system in contrast to the other EU member states.

Originally, a waste type has been classified by the OE-NORM 2100 in Austria (ÖNORM S 2100 2005); then, this classification has been taken over by the Austrian Waste List (AVV), which includes the five-digit code for the waste. Additionally, all hazardous waste codes are labelled with "g".

Waste codes for mineral wool waste

Hazardous mineral wool waste in Europe is assigned to "other insulation materials consisting of or containing hazardous substances" waste code 17 06 03*, and new mineral wool waste is assigned to "insulation materials other than those mentioned in 17 06 01 and 17 06 03" waste code 17 06 04.

Mineral wool waste in Austria must be assigned to the following three waste codes: 31416 "Mineral Fibres", 31430 "Contaminated Mineral Fibres" and 31437 g "Asbestos Waste, Asbestos Dust". Mineral wool waste consisting of mineral wool that has been produced with certain quality labels, such as the German RAL quality label (so-called new mineral wool), has to be classified as "Mineral Fibres", whereas mineral wool waste composed of mineral wool that was produced without any quality label (so-called old mineral wool) has to be assigned to "Asbestos Waste, Asbestos Dust" (Table 2). Old mineral wool waste is hazardous but may be disposed of in the asbestos compartment in a landfill for non-hazardous waste (DVO 2008).

TABLE 2: Chapters of the Austrian Waste List (AVV) and five-digit code for the waste.

Waste Code	Description
31416	Mineral fibres
31430	Contaminated mineral fibres
31437 g	Asbestos waste, asbestos dust

Asbestos is a naturally occurring fibrous inorganic material, and the hazards are attributed to the fibrous character (Skinner et al. 1988). These two parameters can be seen as similarities between old mineral wool waste and asbestos waste.

However, there are significant physical differences between mineral wool waste and asbestos waste, e.g., with respect to crystallinity, cleavage and biosolubility.

4. CONCLUSIONS

Mineral wool products of today with certain quality labels do show higher biosolubility due to the Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council. Such new mineral wool products still contain respirable fibres with the fibre dimensions defined by the WHO. Mineral wool waste causes several problems in Austria. The impossible distinction between old and new, i.e., possibly carcinogenic and non-carcinogenic mineral wool waste, complex logistics and poor landfill stability are examples of occurring difficulties. An uncertain amount of mineral wool waste in Austria complicates an assessment of the recycling potential. To date, many studies have focused on the recycling potential of mineral wool waste from production. The technique of Müller et al. (2009) is realised at the laboratory scale. Compaction of man-made vitreous fibres by the patented press of Wurzer Umwelt GmbH Eitting might be a first step to improve landfill behaviour of the waste. The procedure of Gröper & Lack focuses on backfilling with products made from mineral wool waste. In contrast to these current recycling and processing options, project RecyMin is following a comprehensive aim and therefore addresses aspects such as landfilling, backfilling, recycling in the cement industry and recycling in the mineral wool industry. The comparison of the economic and ecological effects of the different examined aspects will allow an integrated evaluation.

REFERENCES

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry), 2002. Toxicological profile for synthetic mineral fibers. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. September 2004, pp.1-275.

TABLE 1: Chapters of the list and waste codes for insulation materials (EU 2000).

Chapter	Description	Chapter	Description	Waste Code	Description
17	Construction and demolition wastes (including excavated soil from contaminated sites)	17 06	Insulation materials and asbestos-containing construction materials	17 06 01*	Insulation materials containing asbestos
				17 06 03*	Other insulation materials consisting of or containing hazardous substances
				17 06 04	Insulation materials other than those mentioned in 17 06 01 and 17 06 03
				17 06 05*	Construction materials containing asbestos

- Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS), 2016. Abbruch- Sanierungs- und Instandhaltungsarbeiten mit alter Mineralwolle, Technische Regeln für Gefahrstoffe, 2008, Bd. 521, 1-14.
- Balkevičius, V., et al., 2007. Analysis of some properties of model system from low-melting illite clay and fibrous mineral wool waste. *Materials Science Poland*. 2007, Bd. 25, S. 209-217.
- Baan, R., Grosse, Y., 2004. Man-made mineral (vitreous) fibres: evaluations of cancer hazards by the IARC Monographs Programme. Unit of Carcinogen Identification and Evaluation, WHO – International Agency for Research on Cancer, 150, cours Albert Thomas, 69372 Lyon cedex 08, France.
- BBSR (Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung), 2011. Künstliche Mineralfaserdämmstoffe. BBSR-Berichte KOMPAKT, 1/2011, pp.1-20.
- BMLFUW, 2003. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnisverordnung) StF: BGBl. II Nr. 570/2003; inkl. Änderung BGBl. II Nr. 89/2005.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2017. Bundesabfallwirtschaftsplan. 2017.
- Bundesrepublik Deutschland, 2010. Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen (Gefahrstoffverordnung), 2010.
- ChemVerbotsV (Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens und über die Abgabe bestimmter Stoffe, Gemische und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz), 2000. Fassung Jänner 2017.
- Coussens, L., Werb, Z., 2002. Inflammation and cancer, *Nature* 420 (2002) 860–867.
- Dai, Y.T., Yu, C.P., 1998. Alveolar deposition of fibers in rodents and humans, *J. Aerosol. Med.* 11, 247–258.
- DGUV (Deutsche gesetzliche Unfallversicherung e.V.), 2014. Verfahren zur getrennten Bestimmung der Konzentrationen von lungengängigen anorganischen Fasern in Arbeitsbereichen – Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren, Berlin Februar 2015, pp.1-60.
- DHHS (NIOSH), 2006. Occupational Exposure to Refractory Ceramic Fibers. Criteria for a Recommended Standard. Department of health and human services. Publication No. 2006–123.
- DIN EN 1094-1, 2008. Feuerfeste Erzeugnisse für Wärmedämmzwecke – Teil 1: Terminologie, Klassifizierung und Prüfverfahren für Erzeugnisse aus Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung; Deutsche Fassung EN 1094-1:2008, September 2008.
- Draeger, U., 2015. Gesundheitliche Bewertung von Mineralwollen an Hand der Biolöslichkeit. Hrsg.: GGM Gütegemeinschaft Mineralwolle e. V., März 2016.
- DVO, 2008. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO 2008).
- EU (European Union), 2000. European Waste Catalogue and Hazardous Waste List. 2000/532/EC, 6.9.2000, pp. 3-24.
- EU (Europäische Union), 2008. Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006. Amtsblatt der europäischen Union, L353/1, 31.12.2008.
- Gröper, J.; Lack, D., 2016. Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialien aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen. *Recy&DepoTech*, 2016, Bd. 13, S. 161-166.
- Höllén, D.; Galler, R.; Pomberger, R., 2015. Möglichkeit des Schlackeeinsatzes als Untertageversatz. In: *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle*. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, 2015, Bd. 2, S. 519-530.
- Holbek, K., 1987. 4,287,142 1987.
- IARC, 1988. IARC Man-made Mineral Fibres and Radon, IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans, Volume 43.
- IARC, 2002. Man-made Vitreous Fibres, IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans, Volume 81.
- Institut Bauen und Umwelt e.V., 2012. Umwelt-Produktdeklaration. Steinwolle-Dämmstoffe im hohen Rohdichtebereich Deutsche ROCKWOOL Mineralwoll GmbH & Co. OHG, pp.1-13.
- Kropiunik, H., 2004. Künstliche Mineralfasern. *Umweltschutz*, 2004, Bde. 1-2, S. 32-33.
- Lippmann, M., Albert, R. E., Peterson, H. T., 1971. The regional deposition of inhaled aerosols in Man, pp. 105-122. In Walton, W. H., ed. *Inhaled Particles III*. Unwin Bros. Ltd., Surrey.
- Lundborg, M., Johard, U., Johansson, A., Eklund, A., Falk, R., Kreyling, W., Camner, P. 1995. Phagolysosomal morphology and dissolution of cobalt oxide particles by human and rabbit alveolar macrophages, *Exp. Lung Res.* 21.
- Müller, A.; Leydolph, B.; Stanelle, K., 2009. Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen - Technologien für die Strukturumwandlung. *Keramische Zeitschrift* 06/2009, pp. 367-375.
- Öhberg, T., 1966. 205247 Schweden, 1966.
- ÖNORM S 2100, 2005. Abfallverzeichnis. Österreichisches Normungsinstitut, 1020 Wien, pp.1-95.
- Patent EP 3 168 037 A1, 2016. PRESSEINHEIT UND FAHRZEUG MIT EINER PRESSEINHEIT. Anmelder Wurzer Umwelt GmbH Eitting (DE), Erfinder KIENLEIN, J., KLOTZ, F., SACK, B., 11.07.2016.
- Pott, F., Friedrichs, K. H., 1972. Tumoren der Ratte nach i.p.-Injektion faserförmiger Stäube, Springer-Verlag 1972.
- Sattler, T., Vollprecht, D., Schimek, J., Pomberger, R., 2019. Recycling künstlicher Mineralfasern, Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. DGAW, 9. Wissenschaftskongress, Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Amberg-Weiden, innsbruck university press 2019, pp.215-219.
- Sirok, B., Blagojevic, B., Bullen, P., 2008. Mineral Wool: Production and Properties. Woodhead Publishing Limited, Cambridge.
- Sirok, B., Bizjan, B., Orbanic, A., Bajcar, T., 2013. Mineral wool melt fiberization on a spinner wheel. Elsevier 2014. pp. 80-90.
- Skinner, H.C., Ross, M., Frondel, C., 1988. Asbestos and other fibrous materials, Mineralogy, Crystal Chemistry, and Health Effects. Oxford University Press, Inc. 1988.
- Stanton, M.F., Laynard, M., Tegeris, A., Miller, E., May, M., Kent, E., 1977. Carcinogenicity of fibrous glass: pleural response in the rat in relation to fiber dimension. *Journal of the National Cancer Institute*.
- TRGS 521, 2002. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Faserstäube. Mai 2002, pp.1-47.
- TRGS 619, 2013. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Substitution für Produkte aus Aluminiumsilikatwolle. GMBI 2013 S. 654-668 [Nr. 34].
- TRGS 905, 2016. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Verzeichnis krebserzeugender, keimzellmutagener oder reproduktionstoxischer Stoffe. Geändert und ergänzt: GMBI 2018, pp. 1-20.
- Valic, E., 2012. Künstliche Mineralfasern, Toxikologische und arbeitsmedizinische Aspekte, Lunge Umwelt Arbeitsmedizin, Linz, 3.3.2012, [Powerpoint Presentation AUV].
- Väntsi, O. und Kärki, T., 2014. Mineral wool waste in Europe: a review of mineral wool waste quantity, quality, and current recycling methods. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 2014, Bd. 16, S. 62-72.
- Vollprecht, D., Sattler, T., Doschek-Held, K., Galler, R., Schimek, J., Kasper, T., Daul, J., Pomberger, R., 2019. Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie. Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin 2019, pp. 481-492.
- Wirtschaftskammer Österreich (WKÖ), 2018. Kurzanleitung für den Umgang mit künstlichen Mineralfasern (KMF) im Bauwesen. Glaswollen und Steinwollen. Jänner 2018.
- Wohlleben, W., Waindok, H., Daumann, B., Werle, K., Drum, M., Egenolf, H., 2017. Composition, Respirable Fraction and Dissolution Rate of 24 Stone Wool MMVF with their Binder. *Particle and Fibre Toxicology*, pp.1-16.

2.2 Chemical Characterization of Mineral Wool & Mineral Wool Waste

The chemical characterization of mineral wool products and mineral wool waste, which forms the basis for subsequent research, can be found in this chapter. The representative sample material of mineral wool waste was collected via staggered sampling at an Austrian landfill. Waste material was taken from each truck over the course of a month, and then placed in hermetically sealed bags. The chemical composition of the mineral wool waste and mineral wool product samples was determined by XRF. A Panalytical XRF instrument (Axios PW2400) from CRB GmbH was used at a voltage of 60 kV. The results can be found in the following tables (Table 5 to Table 8).

In summary, some variations are depicted in the chemical compositions of mineral wool waste compared to mineral wool products detected. The aluminium and iron oxide content of the glass wool waste samples were on average 0.5 to 2.4 wt% higher than in that of the glass wool product samples but there is fluctuation. This can be attributed to the contamination by aluminium particles and steel nails in some samples. The partially increased CaO and SO₃ content is also due to impurities, like gypsum fragments. Regarding the stone wool samples, the aluminium oxide content of the stone wool products fluctuated more than that of the waste. As products are not contaminated, the fluctuations here are explained by different formulations of the mineral wool producers, whereas contamination can also play a role in the stone wool waste. CaO and SO₃ are also slightly higher on average when compared to the stone wool product samples.

In general, the deviation of the analyzed oxides of the glass and stone wool waste samples (with the exception of the SiO₂ content) was a maximum of 3 wt%, which could prove favorable a possible circular solution in future.

Table 5: Chemical analyses of the stone wool product samples (Sattler et al. [under review]).

	1	2	3	4	5	6	7
	[wt%]	[wt%]	[wt%]	[wt%]	[wt%]	[wt%]	[wt%]
F	-	-	-	-	-	-	-
Cl	-	-	-	-	-	-	-
Na₂O	2.1	2.2	2.2	3.9	3.7	1.7	1.8
MgO	11.4	12.8	11.5	6.7	6.5	10.3	10.3
Al₂O₃	14.1	15.1	13.2	1.7	1.6	15.4	15.3
SiO₂	39.6	42.0	37.8	54.9	54.7	40.5	40.6
P₂O₅	0.1	-	0.2	-	-	0.3	0.3
SO₃	0.3	-	0.1	0.3	0.3	0.2	0.2
K₂O	0.3	0.1	0.6	0.3	0.3	1.1	1.1
CaO	18.1	18.9	17.8	18.3	18.5	16.1	16.1
TiO₂	1.6	1.7	1.2	0.3	0.3	1.4	1.4
Cr₂O₃	-	-	0.1	-	-	0.3	0.3
MnO	0.2	0.2	0.6	-	-	0.6	0.6
Fe₂O₃	9.2	7.3	7.0	8.9	9.0	8.8	8.8
BaO	-	-	-	-	-	-	-

Table 6: Chemical analyses of the stone wool waste samples (Sattler et al. [under review]).

	1 [wt%]	2 [wt%]	3 [wt%]	4 [wt%]	5 [wt%]	6 [wt%]	7 [wt%]	8 [wt%]	9 [wt%]	10 [wt%]
F	-	0.3		-	-	-	0.2	-	-	0.3
Cl	-	0.1		-	-	-	-	-	-	0.1
Na₂O	2.6	2.4	2.4	2.7	2.7	2.9	2.6	3.0	2.7	2.3
MgO	10.7	8.6	11.1	9.6	10.2	9.2	9.3	9.0	9.6	8.3
Al₂O₃	12.5	15.2	11.5	13.0	13.5	11.8	14.4	10.5	12.1	15.2
SiO₂	40.7	38.5	41.8	39.1	38.8	39.7	38.5	41.5	40.4	38.2
P₂O₅	0.3	0.3	0.2	0.4	0.4	0.3	0.4	0.4	0.4	0.3
SO₃	0.3	0.4	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.2	0.2	0.4
K₂O	0.5	2.0	0.4	1.2	0.6	1.8	1.3	1.2	1.0	2.1
CaO	20.9	16.2	21.0	19.6	20.5	20.7	18.3	19.7	20.4	16.8
TiO₂	1.0	1.2	0.9	1.6	1.3	1.4	1.2	2.9	1.8	1.2
Cr₂O₃	0.1	0.3	-	0.2	0.1	0.1	0.2	-	-	0.3
MnO	0.3	0.9	0.2	0.5	0.4	0.6	0.7	0,2	0.4	0.9
Fe₂O₃	5.4	8.5	5.1	8.0	6.8	6.2	7.8	9.4	7.6	8.6
BaO	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-

	11 [wt%]	12 [wt%]	13 [wt%]
F	-	-	-
Cl	-	-	-
Na₂O	2.7	2.6	2.7
MgO	9.0	10.0	9.2
Al₂O₃	12.6	12.9	12.3
SiO₂	38.4	39.0	38.8
P₂O₅	0.4	0.4	0.5
SO₃	0.4	0.3	0.2
K₂O	1.3	0.6	0.9
CaO	21.9	21.2	20.8
TiO₂	1.3	1.2	1.9
Cr₂O₃	0.1	0.1	0.1
MnO	0.6	0.4	0.3
Fe₂O₃	6.8	6.5	8.5
BaO	-	-	-

Table 7: Chemical analyses of the glass wool product samples.

	1 [wt%]	2 [wt%]	3 [wt%]	4 [wt%]	5 [wt%]	6 [wt%]
F	-	-	-	-	-	-
Cl	0,1	0,1	-	-	-	-
Na₂O	14,6	14,5	15,3	15,2	14,6	14,5
MgO	3,2	3,1	3,2	3,2	3,7	3,7
Al₂O₃	1,6	1,5	1,8	1,8	0,9	0,9
SiO₂	63,9	63,9	62,6	62,9	63,8	63,2
P₂O₅	0,1	0,1	-	-	-	-
SO₃	0,2	0,2	0,3	0,4	1,3	1,4
K₂O	0,8	0,8	0,6	0,5	0,3	0,3
CaO	7,2	7,2	7,0	7,1	6,7	6,7
TiO₂	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-
Cr₂O₃	-	-	-	-	-	-
MnO	0,6	0,6	-	-	-	-
Fe₂O₃	0,6	0,6	0,2	0,2	0,2	0,2
CuO	-	-	-	-	-	-
BaO	0,1	0,1	-	-	-	-
B₂O₃	1,1	1,2	1,1	1,0	1,0	1,2

Table 8: Chemical analyses of the glass wool waste samples.

	1 [wt%]	2 [wt%]	3 [wt%]	4 [wt%]	5 [wt%]	6 [wt%]	7 [wt%]	8 [wt%]	9 [wt%]	10 [wt%]
F	0,5	-	0,3	0,3	0,7	0,3	0,3	0,5	0,3	0,4
Cl	0,1	-	-	-	0,1	0,1	-	0,1	0,1	-
Na₂O	13,7	14,4	13,4	13,8	14,2	14,2	14,0	13,6	14,1	14,0
MgO	0,6	3,3	3,6	3,7	3,6	3,4	3,1	0,3	3,4	3,1
Al₂O₃	2,9	2,5	2,8	3,0	2,9	2,7	1,9	2,8	2,8	1,9
SiO₂	64,9	60,5	57,2	59,9	62,8	61,1	60,1	66,1	61,8	60,6
P₂O₆	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
SO₃	0,7	0,8	2,5	0,9	0,8	1,3	1,0	0,5	0,5	0,5
K₂O	1,4	0,9	1,1	1,3	1,6	1,5	1,2	1,5	1,4	1,2
CaO	8,4	7,5	8,8	8,0	8,1	8,2	7,6	8,2	8,1	7,7
TiO₂	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1
Cr₂O₃	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MnO	-	0,3	-	0,1	-	-	0,4	-	-	0,4
Fe₂O₃	0,8	0,6	0,5	0,5	0,4	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3
CuO	-	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
BaO	-	0,5	0,2	0,5	-	-	-	-	-	-
B₂O₃	1,2	2,6	2,7	2,4	2,6	2,8	1,9	1,0	3,1	2,2

	11 [wt%]	12 [wt%]	13 [wt%]
F	0,6	0,6	0,6
Cl	0,1	0,1	0,1
Na₂O	13,9	13,6	13,4
MgO	3,6	3,5	3,6
Al₂O₃	2,9	3,0	3,0
SiO₂	60,8	60,2	60,4
P₂O₆	-	-	-
SO₃	0,6	0,9	1,1
K₂O	1,6	1,6	1,5
CaO	7,7	8,0	8,3
TiO₂	0,1	0,1	0,1
Cr₂O₃	-	-	-
MnO	-	-	-
Fe₂O₃	0,4	0,4	0,5
CuO	-	-	-
BaO	-	-	-
B₂O₃	3,1	3,3	2,2

3 Research Question 2

The processing of mineral wool waste is not only important for landfilling but also for future recovery and recycling options, the research question “How can mineral wool waste be processed to enhance its suitability for landfills?” is of interest and answered in this chapter by publication 2 and 2a (Appendix).

3.1 Publication 2

Effects of cement addition and briquetting of rock wool on its geomechanical stability in landfills

Sattler, T. M., Sartori, M., Galler, R., Pomberger, R., Krainz, J., Schimek, J., & Vollprecht, D. (2020b). Effects of cement addition and briquetting of rock wool on its geomechanical stability in landfills. *Waste Management & Research*, 38.2020 (4), 408-414. <https://doi.org/10.1177/0734242X20906876>

Annotation on the doctoral candidate’s contribution to this publication:

The conceptualization of the peer-review paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-author Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was solitarily written and envisaged by PhD candidate. Experiments were mainly carried out by the doctoral student with supporting work from co-authors Jörg Krainz in the function as laboratory manager and Marco Sartori as student assistant. The internal review process was carried out in consultation with the co-authors Daniel Vollprecht and Robert Galler.

Effects of cement addition and briquetting of rock wool on its geomechanical stability in landfills

Waste Management & Research

1–7

© The Author(s) 2020

Article reuse guidelines:

sagepub.com/journals-permissions

DOI: 10.1177/0734242X20906876

journals.sagepub.com/home/wmr



Theresa Sattler¹ , Marco Sartori¹, Robert Galler², Roland Pomberger¹, Jörg Krainz², Julia Schimek³ and Daniel Vollprecht¹

Abstract

Landfilling of mineral wool waste in big bags at separate landfill compartments is required in Austria. This results in enormous differences in the Young's moduli between common construction and demolition (C&D) waste compartments and mineral wool compartments, which causes severe accidents in terms of overturned vehicles due to sudden subsidence of the subsurface. Conditioning of mineral wool waste might be applied to adjust its geomechanical behaviour to that of common C&D waste but has never been investigated scientifically before.

In this study we compare three scenarios for the conditioning of rock wool for landfilling: (A) loosely packing, (B) cutting comminution + cement addition and (C) cutting comminution + cement-supported briquetting. The performance of the different sample bodies under landfill conditions was simulated at the lab scale by cyclic loading (1223–3112 N, up to 160 cycles) using a 'Wille Geotechnik UL 300' press. The deformation was monitored during the experiment and Young's modulus was derived graphically, whereas the test execution was piston controlled. The Young's modulus increased during the experiments from 0.2 MPa to 4.6 MPa for scenario (A), from 0.6 MPa to 20.5 MPa for scenario (B) and from 7.5 MPa to 111.0 MPa for scenario (C). These results show that a combination of comminution and cement-supported briquetting significantly increases the geotechnical performance of mineral wool waste with respect to landfilling, which is still three orders of magnitude below that of common C&D waste, which is in the range of 30,000 MPa.

Keywords

Mineral wool waste, landfilling, cement addition, processing, Young's modulus, rock wool, briquetting

Received 3rd December 2019, accepted 25th January 2020 by Editor in Chief Arne Ragossnig.

Introduction

Mineral wools, i.e. rock wool, glass wool and slag wool, are produced by melting, quenching and spinning of siliceous materials. Mineral wool products are used as thermal and acoustic insulation material, but also for fire prevention (DGUV, 2014) and horticulture (TRGS 521, 2002). This study deals with rock wool as the most abundant mineral wool product. Rock wool is produced from raw materials such as basalt, diabase, dolomite, dolomitic limestone and cleaned waste glass (Institut Bauen und Umwelt e.V., 2008; 2012).

The activities of the construction and demolition industry (C&D) generate 2.5 million tonnes of mineral wool waste in Europe every year (Väntsi and Kääri, 2014). In Austria, the regulation for recycled construction materials (RVO, 2016) requires a separate collection of mineral wool waste because it would impede the recycling of C&D waste as recycled aggregates. Furthermore, separate collection is also a prerequisite for appropriate recycling of mineral wool waste.

Öhberg (1966), Balkevicus et al. (2007) and Holbek (1987) researched recycling options for mineral wool waste resulting

directly from the production process (Väntsi et al., 2014). However, no investigations on the recycling options of mineral wool waste from the dismantling of buildings were carried out.

As these recycling options for mineral wool do not yet exist in Austria, landfilling of separately collected mineral wool waste takes place. In this context, the large volume and low stiffness of mineral wool negatively affect its stability in a landfill body. Consequently, from a geotechnical perspective, mixing of mineral wool waste with other C&D wastes (such as waste concrete or bricks) prior to landfilling would be beneficial. However, this is allowed only for non-hazardous mineral wool waste. As no

¹Chair of Waste Processing Technology and Waste Management (AVAW), Montanuniversität Leoben, Austria

²Chair of Subsurface Engineering (SE), Montanuniversität Leoben, Austria

³PORR Umwelttechnik GmbH, Vienna, Austria

Corresponding author:

Theresa Sattler, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management (AVAW), Montanuniversität Leoben, Franz-Josef-Strasse 18, Leoben, 8700, Austria.

Email: theresa.sattler@unileoben.ac.at

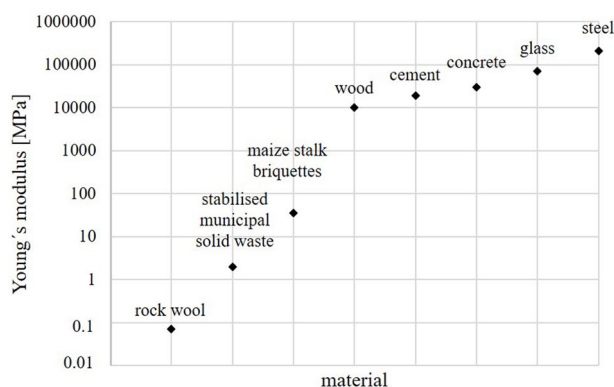


Figure 1. Young's moduli of building materials (data from Bölcskey et al., 2014; Dauchez et al., 2008; Gomes et al., 2014; Kamali-Bernard et al., 2004 and Ramírez-Gómez et al., 2013).

suitable technology for on-site determination of the possible hazardous property, i.e. carcinogenicity, exists, almost the entire mineral wool waste is considered hazardous following the precautionary principle (EU, 2016). Hazardous mineral wool waste must be landfilled in sealed big bags as a mono-fraction to avoid dissipation of airborne fibres in the environment. These mono-fractions differ significantly with respect to stability and stiffness from the other landfilled C&D waste.

A key parameter to determine the stiffness is the Young's modulus which describes the proportional relation between stress and strain. The Young's moduli of several materials are given in a logarithmic display in Figure 1.

The Young's modulus of concrete is more than 400 times higher than that of rock wool. This led to several accidents of vehicles crossing the landfill, as the vehicle turned over when driving from concrete-dominated C&D waste on the mineral wool body (Huber, 2019). Huber (2019) suggests a checkered installation of mineral wool waste and C&D waste, as this would be preferred in a landfill construction perspective. However, this is not permitted yet in Austria.

To increase the Young's modulus of rock wool waste, the embedding of the waste in a cementitious matrix might be an interesting option. Embedding a waste in a cementitious matrix can be considered as stabilisation in case of the integration of pollutants into the matrix, which would otherwise not fulfil acceptance criteria of a landfill (DVO, 2008), and as immobilisation in case of contaminated soil remediation (Gupta, 2007; Kogbara & Al-Tabbaa, 2011).

As rock wool waste fulfils the acceptance at a landfill according to Austrian legislation and does not contain any contaminants which might need to be integrated, the term solidification, i.e. a process which encapsulates a waste to form a solid material, is more appropriate (Ioannidis & Zouboulis, 2005). However, as there are different inorganic binders for stabilisation/solidification/immobilisation and only cement is considered in this study, a short review on the Young's moduli of cement and cementitiously bound material is given, and the term 'cement addition' is

used. Hardened cement has a Young's modulus of approximately 19 GPa (Kamali-Bernard et al., 2004), which might decrease over time due to the dissolution of portlandite ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). However, concrete, which is composed of hardened cement and aggregate, has a Young's modulus of about 40 GPa (Bölcskey et al., 2014), which is in the same range as that of the aggregate alone (Hsieh et al., 2014). It has been shown that the Young's modulus of concrete increases with the share of aggregate and the maximum particle radius of the aggregate (Li et al., 1999). In summary, for concrete, the Young's modulus of the composite material approaches the value of the aggregate with an increasing share of aggregate.

Transforming this concept to composite materials of cement and rock wool suggests a decrease in the Young's modulus with increasing share of rock wool, as the Young's modulus of rock wool is in the range of 20 to 30 kPa (Dauchez et al., 2008) or 250 to 330 kPa (Vigran, 2008) for the dynamic modulus, i.e. six orders of magnitude below that of cement.

However, as there are no studies on the binary system cement–rock wool, it is interesting to note that for the ternary system cement–rock wool–aggregate the compressive strength, splitting tensile strength, abrasion resistance, absorption, resistance, potential alkali reactivity, resistivity and chloride-ion penetration of cement-based composites, in which up to 10 wt% of the natural aggregate was replaced by rock wool waste, were shown to increase (Cheng et al., 2011).

However, no studies were found on the Young's modulus – not in the binary system cement–rock wool nor in the ternary system cement–rock wool–aggregate. The effect of briquetting on Young's modulus has been investigated for maize stalk briquettes, for which values between 14 and 36 MPa were reached (Ramirez Gomez et al., 2014). This is three orders below that of cement, but three orders above that of rock wool, and agrees with values of 15 to 35 MPa obtained for briquettes from energy plants (Swietochowski et al., 2016).

The effect of briquetting of mineral wool and mineral wool waste on the density and strength was shown by Sattler et al. (2019) and Vollprecht et al. (2019). The density of shredded mineral wool and mineral wool waste was increased from 22 kg m^{-3} and 40 kg m^{-3} to 2100 kg m^{-3} and a uniaxial compressive strength of the briquettes up to 16 MPa was reached (Sattler et al., 2019; Vollprecht et al., 2019).

However, no data on the Young's modulus of briquetted rock wool could be found and this information cannot be deduced from density or strength. Even if a material is high in strength, it must not be high in its Young's modulus. Elastomers, for instance, show tensile strengths of around 100 MPa, but Young's moduli of more than 100 GPa, non-technical ceramics are high in their stiffness but low in tensile strength (Sun et al., 2016).

Therefore, in this study we present the first approach to increase the Young's modulus of rock wool by different processing scenarios, i.e. cementitious binding and briquetting to allow for safer landfilling.

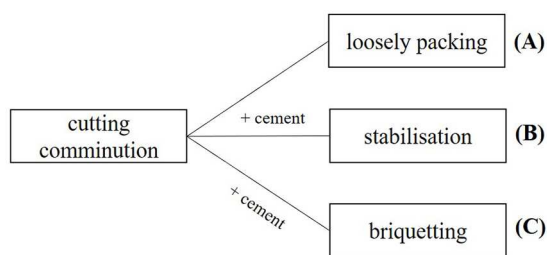


Figure 2. Processing scenarios to produce rock wool sample bodies.

Materials and methods

Sample material

ROCKWOOL Sonorock 035 carrying the RAL and EUCEB quality label was used for the experiments. This product is used in the building and construction industry as a heat protection plate in thermal, noise and fire insulation. As cement, CEM II/B-M (S-L) 32,5 R and local tap water were used as a binding agent for both stabilisation and briquetting.

Preparation of sample bodies

Three different processing routes (Figure 2) were chosen to produce sample bodies for subsequent mechanical tests:

(A) Loose packing: The sample material was brought to a cylindric shape, the mineral wool mats were cut into circular plates with a diameter of 20.5 to 23 cm by using a knife, packed loosely and enclosed by a thin layer of plastic foil.

(B) Cutting comminution & cement addition: The mineral wool was shredded by a twin shaft shredder to pieces of 1 cm length and width. Subsequently the shredded mineral wool was mixed with cement and water. The exact composition must not be given due to a non-disclosure agreement with an industrial partner. The mixture was filled in a forming pipe to cure for 7 days. Due to the forming pipe, the diameter of the cylindric sample bodies accounted for 19 cm.

(C) Cutting comminution & cement addition & briquetting: Firstly, mineral wool mats were cut into squares with dimensions of 10×15 cm. The mineral wool squares were mixed with 5 wt% of cement and 10 wt% tap water to allow the mixing of the mineral wool, binding agents and a liquid phase. Briquetting was carried out by a ‘ArnoBrik’ briquetting press applying a pressing force of 280 N mm^{-2} , which yielded homogeneous cylindric sample bodies. The sample bodies’ diameter was 20 cm, so that the top plane had an area of $314,159 \text{ cm}^2$; the height varied between 11 cm and 19 cm.

Cyclic loading tests

Cyclic loading tests were applied to the sample bodies to simulate the landfilling situation of mineral wool waste on the landfill after being disposed of. A uniaxial force was applied to imitate the crossing of a caterpillar (25,100 kg) at the landfill after disposal of the waste and its coverage by a layer of excavated soil material of a thickness of 2 m and a density of 1.6 t m^{-3} .

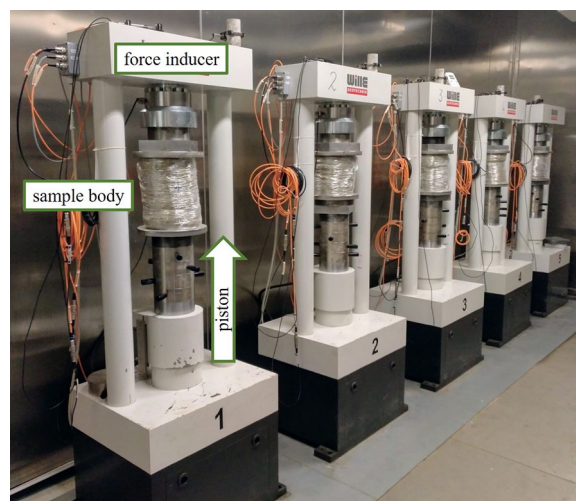


Figure 3. Experimental setup in climate chamber.

The force required to simulate a steady load of overlaying excavated soil was calculated to be 1223 N. To simulate the crossing caterpillar, the weight of the caterpillar was added to the weight of the excavated soil, which yielded in the maximum force of 3112 N that was loaded on the sample material.

Each sample body was put in a hydraulic press (Wille Geotechnik UL 300) located in a climate chamber (Figure 3), which provided a constant humidity and temperature of 60% and 25°C , respectively, and loaded cyclically by a uniaxial force. One loading consisted of a period of variable duration in which the piston cylinder was moved upwards until the desired force of 3112 N was reached. Then, without any holding time, the piston was moved back so that the force was immediately released. Immediately after the piston reached its original position, the next loading was begun. This procedure was repeated until a total number of 160 cycles was reached. After the experiment, the sample bodies were removed from the press and investigated optically.

Relaxation behaviour

The height of the sample bodies from scenarios (A)–(C) was measured after removal from the hydraulic press. The measurement was performed three times: Immediately following the replacement, after 24 h and 48 h.

Evaluation of Young’s modulus

The piston movement, which was equivalent to the deformation of the sample body, and the uniaxial stress, which is proportional to the applied force, were monitored during the experiment.

The Young’s modulus was determined by a graphic evaluation.

A tangent was drawn to the linear part during loading periods in a stress–deformation diagram (compare Figure 4). L_0 was the residual deformation which remained after pressure release. By drawing a vertical line to the x -axis from the point at which the maximum stress σ_{\max} occurred, simulating the crossing of the

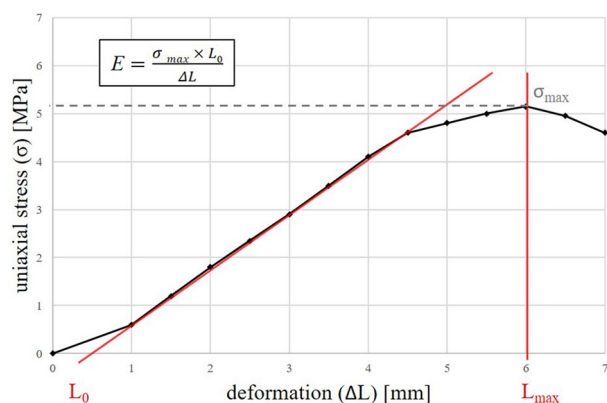


Figure 4. Graphic evaluation of Young's modulus (L_0 = residual deformation, L_{max} = maximum deformation, σ_{max} = maximum uniaxial stress).

landfill vehicle, the maximum deformation ΔL in the simulated experiment was derived.

The Young's modulus was calculated by the following equations which result in the overall equation given in Figure 4:

- 1) $E = \frac{\sigma}{\varepsilon}$, where E = Young's modulus, σ = uniaxial stress, ε = strain;
- 2) $\sigma = \frac{F}{A}$, where σ = uniaxial stress, F = force, A = area;
- 3) $\varepsilon = \frac{\Delta L}{L_0}$, where L = deformation

In every scenario, more than one sample was tested. In case of scenario (A), four sample bodies, in scenario (B) five and in scenario (C) seven sample bodies were tested. The statistical error of the Young's moduli of the samples was defined as the mean value of all standard deviations of every scenario. The statistical errors are given in Figure 5 by error bars.

Results and discussion

Mode of deformation

During the loading process, the sample bodies made from loosely packed mineral wool mats, scenario (A) and the samples bodies made from shredded mineral wool and cement, scenario (B) were compacted up to 50% compared to the original height and volume, as almost no lateral expansion occurred. This compression is entirely due to the displacement of air from the pores as the fibres themselves are almost incompressible. However, as the initial pore volume is more than 90%, which can be concluded from the ratio of the true density of silicate glasses (about 2190 kg m^{-3} after Beer et al., 2002) and the bulk density of rock wool (less than 200 kg m^{-3}), almost half of the pores remain in the sample bodies. It is suggested that increasing the stress beyond the range investigated in the experiments would at first lead to a complete displacement of air and only then to a lateral expansion of the pores in the material. In summary, sample bodies (A) and (B) were deformed ductilely.

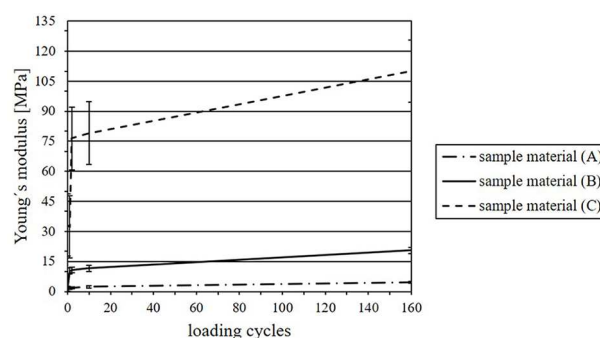


Figure 5. Comparison of change in Young's moduli of sample material (A)–(C) with statistical error bars.

In contrast to sample bodies (A) and (B), briquettes (C) deformed brittlely, as some crack injections on the surface were visible. Compared to the sample bodies of scenario (A) and (B), the pore volume of sample material (C) has been decreased in the upstream briquetting process (Sattler et al., 2019; Vollprecht et al., 2019). The individual rock wool fibres touch each other more often and the force transmission is performed more easily in this scenario. Consequently, also cracks can propagate through the sample body (C) due to the tight fibre–fibre-interfaces, whereas the pore space in between the fibres in sample bodies (A) and (B) leads to an elastic behaviour.

Young's modulus of packed mineral wool (A)

The Young's modulus of loosely packed rock wool increased especially during the first ten loadings from a minimum of 0.2 MPa to a maximum of 2.4 MPa, whereas the additional deformation occurring within one loading decreased over time (compare Figure 5). The deceleration of the increase can be explained by a model that states that the number of newly formed fibre contacts decrease over time, as an increasing percentage of fibres are already in touch at a certain point. Although the increase in the Young's modulus becomes smaller, even after 160 loadings it is still increasing and reaches a final value of 4.6 MPa. We suggest that the maximum Young's modulus will not be reached if a certain porosity is present. As described above, at the end of the experiments the porosity still accounts for 50% of the original porosity.

Young's modulus of cement-bound mineral wool (B)

The Young's modulus of the shredded and cement stabilised mineral wool showed a minimum of 0.6 MPa after the first loading, followed by an increase to 8.9 MPa during the two further loadings. The final stiffness of the sample material was 20.5 MPa after 160 loadings. A significant difference compared to the mineral wool mats samples is the higher gradient within the first three loadings due to the addition of cement as binding agent. Because of the additional (hydrated) cement in the sample bodies, more particle contacts occur, which favours

the friction within the sample bodies itself and thus increases the stiffness. It is suggested that as soon as the increase in fibre contact points flattens, the Young's modulus does not increase as strongly as during the first repetitions of the loading process. The shredded mineral wool with added cement shows values in the Young's modulus ten times as high as the mineral wool mats.

Young's modulus of briquetted, cement-bound mineral wool (C)

The Young's modulus increases within the first loadings in the press. This compaction behaviour was also shown in the test of shredded mineral wool with added cement. After the first loading, Young's moduli of 4.8 to 10.2 MPa are reached. After the loading period of the first ten repetitions, Young's moduli of 6.8 to 11.6 MPa are gained and after 160 loadings even 111 MPa were reached, which is more than five times more than for scenario (B). The temporal evolution of the Young's modulus in scenario (C) can be explained by the same mechanisms as described for scenario (B).

Comparison of sample material (A), (B) and (C)

Sample materials (A), (B) and (C) show similar compaction behaviour during the period of the first ten loadings. A rapid increase of the Young's modulus in the first period, followed by a slower increase later on was observed for all scenarios.

The highest Young's moduli were measured amongst the briquettes, which is sample material (C).

Although the addition of cement to the shredded mineral wool increases the stiffness of the material, the effect of briquetting was much more pronounced than the effect of cement addition. This can be explained by the increase of fibre contacts due to cracking of fibres. The resulting, more isometric, particle size allows a higher number of grain contacts per volume. This effect is more dominant than the effect of cement bridges between the fibres which takes place in scenario (B). Consequently, for sample body (C), the Young's modulus is 24 times as high as the Young's modulus of loosely packed mineral wool mats, sample material (A), and still 5 times higher than for sample material (B).

The average statistical error of sample material (A) accounts for 0.52 MPa, for sample material (B) 1.49 MPa and for 15.61 MPa for sample material (C) (compare Figure 5).

Compression and relaxation behaviour

During each loading cycle the sample bodies underwent a compression phase during loading and an extension phase (relaxation) during the pressure release period.

In scenario (A), the volume of the sample body before the installation process in the hydraulic press was 24,709 cm³, which can be seen in Figure 6 in field a. Due to the friction

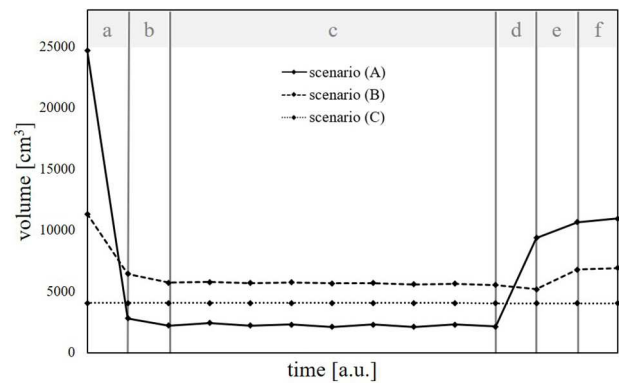


Figure 6. Change in volume during installation (a)–(b), loading (c) and relaxation (d)–(f) of sample material (A)–(C).

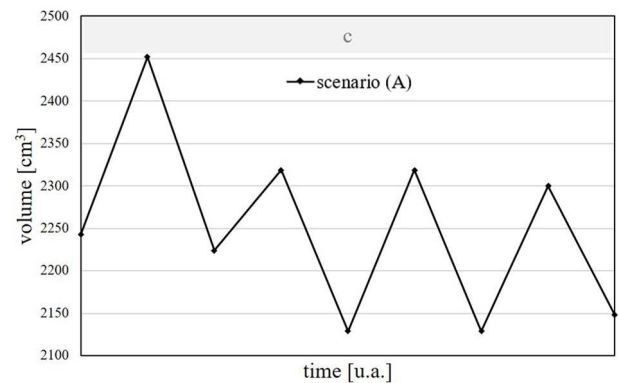


Figure 7. Change in volume during loading (c) of sample material (A).

locking installation, the volume of the body decreased to 2813 cm³ (field b in Figure 6). This state is reached in nature when the caterpillar and the layer of excavated soil material firstly burden the landfill. It is obvious that this tremendous decrease in volume, i.e. the subsidence of the landfill body, can cause accidents. Afterwards the cyclic loading process started, field c, where the volume changes between a maximum of 2452 cm³ and a minimum of 2129 cm³ within 40 loadings (compare Figure 7). This means that the pressure release by removing the caterpillar will yield a volume increase by a maximum of 15%, but friction locking remains due to the overburden. When being replaced from the hydraulic press (relaxation period), the volume of the sample body immediately increased to 9408 cm³ (field d). After 24 hours it increased to 10,691 cm³ and after 48 hours a volume of 10,976 cm³ was determined (fields e and f). This means that fibres were interlocked during the loading process and eustatic uplift is prevented.

In scenario (B), the volume of the sample material was decreased from 11,341 cm³ to 6464 cm³ because of friction locking in the press. This decrease is less pronounced as for scenario (A) due to pre-compression of the sample body in scenario (B). During the cyclic loading process, the sample material showed a maximum volume of 5741 cm³ and minimum volume of 5784 cm³ during the first loading and release. The difference is less

than 1% compared to 13% in scenario (A). This is due to the bridging effect of cement between the fibres. The volume decreased finally to 5557 cm³ after 40 loadings. After being replaced from the hydraulic press, the volume increased to 5189 cm³, which increased to 6805 cm³ after 24 h and 6946 cm³ after 48 h. The eustatic uplift accounts only for 25%, which can be explained by the bridging effect of cement as well.

In scenario (C), sample bodies' volume did not decrease after friction locking in the press. Within the cyclic loading process, the maximum volume of 4071 cm³ decreased to a minimum of 4062 cm³. The volume expansion during temporary pressure release is only 0.2%, i.e. only one fifth of that in scenario (B). This can be explained by the additional effect of interlockings due to prior briquetting. After being replaced from the hydraulic press, no gain in volume occurred due to the interlockings.

Conclusion and outlook

In this study, we investigated the effects of cement addition and briquetting of rock wool on its geomechanical stability in landfills, which is highly relevant, because accidents of vehicles crossing landfills have already occurred. The difference between the stiffness of common C&D waste and mineral wool waste as monofraction caused, for example, a vehicle to turn over when driving on the mineral wool body. To simulate different options, the rock wool was conditioned in three scenarios and cyclically loaded to simulate landfill situations at laboratory scale. Based on this research, the Young's modulus was determined regarding the three different sample materials.

It was shown that the Young's modulus increased due to cyclic loading during the experiments in every scenario. The loosely packed mineral wool mats showed Young's moduli from 0.2 to 4.6 MPa, comminuted and stabilised mineral wool reached Young's moduli from 0.6 MPa to 20.5 MPa, whereas cement supported, comminuted and briquetted mineral wool showed the highest values from 7.5 to 111.0 MPa. Consequently, briquetting is by far the best option to increase the Young's modulus of rock wool waste, although the resulting value is still three orders of magnitude below common C&D waste,

Further research should focus on additional processing options for mineral wool waste. A possible fine comminution and other binding agents in greater quantity might increase the Young's modulus. In this case, the costs must be taken care of. It might be unreasonable to create a process of too much expense for a waste stream that is disposed of. However, the suggested briquetting processing might also be useful for future recycling options in the rock wool, cement and mining industry.

A realistic experimental setup at a landfill might also be a next step to scale up this lab simulation. The three tested scenarios from this study, especially sample material (B) and (C), could form a basis for this. In this realistic setup, a test field at a landfill could be used to replace the uniaxial press and the force could be applied by an actual vehicle used at the landfill.

Acknowledgements

The authors thank Mr. Franz Duspiva from the company ATM Recyclingsystems for the possibility of carrying out the briquetting and the technical know-how, and the Austrian Dust Control Association for the consultancy in the field of occupational safety.

Declaration of conflicting interests

The authors declared no potential conflicts of interest with respect to the research, authorship, and/or publication of this article.

Funding

The authors disclosed receipt of the following financial support for the research, authorship, and/or publication of this article: The project RecyMin is funded by the Austrian Research Promotion Agency (FFG) within the programme 'Bridge', grant no. 868064.

ORCID iD

Theresa Sattler  <https://orcid.org/0000-0002-2627-1023>

References

- An Cheng, Wei-Ting Lin and Ran Huang (2011) Application of rock wool waste in cement-based composites. *Materials & Design* 32: 636–642.
- Balkevicius V, Christauskas J, Gailius A, et al. (2007) Analysis of some properties of model system from low-melting illite clay and fibrous mineral wool waste. *Materials Science Poland* 25: 209–217.
- Beer FP, Johnston R, DeWolf J, et al. (2002) *Mechanics of Materials*. New York: McGraw-Hill Education.
- Bölskey E, Bruckner H, Haerdtl J, et al. (2014) *Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Baustofflehre. Schriftenreihe des Instituts für Hochbau und Technologie*. 2nd edn. Vienna: Forschungsbereich für Baustofflehre, Werkstofftechnik und Brandsicherheit, Technische Universität Wien.
- Dauchez N, Etchessahar M and Sahraoui S (2008) On measurement of mechanical properties of sound absorbing materials. In: *2nd Biot Conference on Poromechanics*, Grenoble, August 2002, pp. 1–4.
- DGUV (Deutsche gesetzliche Unfallversicherung e.V.) (2014) *Verfahren zur getrennten Bestimmung der Konzentrationen von lungengängigen anorganischen Fasern in Arbeitsbereichen*. Berlin: Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren, pp. 1–60.
- DVO (Deponieverordnung) (2008) *Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO 2008)*.
- EU (Amtsblatt der Europäischen Union) (2016) *Konsolidierte Fassung des Vertrags über die Europäische Union und des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union*. Amtsblatt der Europäischen Union.
- Gomes C, Lopes M and Oliveira P (2014) Stiffness parameters of municipal solid waste. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 73: 1073–10879.
- Guoqiang Li, Yi Zhao and Su-Seng Pang (1999) Four-phase sphere modeling of effective bulk modulus of concrete. *Cement and Concrete Research* 29: 839–845.
- Gupta SK and Surwade MT (2007) *Immobilization of Heavy Metals from Steel Plating Industry Sludge Using Cement as Binder at Different pH*. Mumbai: Centre for Environmental Science and Engineering, Indian Institute of Technology.
- Holbek K (1987) Process for the production of mineral wool products. Patent US4287142A.
- Hsieh A, Dyskin AV and Dight P (2014) The increase in Young's modulus of rocks under uniaxial compression. *International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences* 70: 425–434.
- Huber C (2019) Dämmstoffe (Glas- und Steinwolle) auf der Deponie-deponiebautechnische Aspekte. Powerpoint Präsentation. Wien: Erfahrungsaustausch Deponien.
- Institut Bauen und Umwelt e.V. (2008) Umwelt-Produktdeklaration, Unkaschierte Steinwolle-Platten und -Filze, Saint-Gobain ISOVER G+H AG, Deklarationsnr. EPD-GHI-2008111-D.

- Institut Bauen und Umwelt e.V. (2012) Umwelt-Produktdeklaration. Steinwolle-Dämmstoffe im hohen Rohdichtebereich Deutsche ROCKWOOL Mineralwolle GmbH & Co. OHG, pp. 1–13.
- Ioannidis Th A and Zouboulis AI (2005) Solidification/stabilization of hazardous solid wastes. Waste water treatment. *Water Encyclopedia*. Wiley.
- Kamali-Bernard S, Moranville M, Garboczi EJ, et al. (2004) Hydrate dissolution influence on the Young's modulus of cement pastes. In: *Conference on Fracture Mechanics of Concrete Structures FraMCoS-V*, At Vail, Colorado, USA, January 2004.
- Kogbara R and Al-Tabbaa A (2011) Mechanical and leaching behaviour of slag-cement and lime-activated slag stabilised/solidified contaminated soil. *Science of the Total Environment* 409: 2325–2335.
- Öhberg T (1966) Sätt vid smältning av finkrossade råvaror för framställning av mineralull. Patent 205 247, Patents and Registration Office, Sweden.
- ÖNORMS 2100, 2005. Abfallverzeichnis. Österreichisches Normungsinstitut, 1020 Wien, pp.1–95.
- Ramírez-Gómez Á, Gallego E, Fuentes JM, et al. (2013) *Values for Particle-scale Properties of Biomass Briquettes made from Agroforestry Residues*. Elsevier BV: Chinese Society of Particology and Institute of Process Engineering, Chinese Academy of Sciences, pp. 100–106.
- RVO (Recyclingbaustoffverordnung) (2016) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung – RBV). StF: BGBl. II Nr. 181/2015. Änderung BGBl. II Nr. 290/2016.
- Sattler T, Vollprecht D, Schimek J, et al. (2019) *Recycling künstlicher Mineral-fasern*. Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. DGAW, 9. Wissenschaftskongress, Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Amberg-Weiden. Innsbruck: University Press, pp. 215–219.
- Sun H, Mukherjee S, Daly M, et al. (2016) New insights into the structure-non-linear mechanical property relations for graphene allotropes. *Carbon* 110: 443–457.
- Swietochoowski A, Lisowski A and Dabrowska-Salwin M (2016) Strength of briquettes and pellets from energy crops. In: *15th Internal Scientific Conference "Engineering for Rural Development"*, Warsaw University of Life Sciences, Poland, 25–27 May 2016. Jelgava, Latvia: Latvia University of Agriculture, pp. 547–551.
- TRGS 521 (2002) Technische Regeln für Gefahrstoffe. Faserstäube. Mai 2002, pp. 1–47.
- Väntsi O and Kärki T (2014) Mineral wool waste in Europe: a review of mineral wool waste quantity, quality, and current recycling methods. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 16: 62–72.
- Vigran TE Erik (2008) *Building Acoustics*. London/New York: Taylor & Francis Group, pp. 1–362.
- Vollprecht D, Sattler T, Doschek-Held K, et al. (2019) Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineral-wolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie. In: *Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen*. Neuruppin: Thomé Kozmiensky, pp. 481–492.

4 Research Question 3

In backfilling, each backfilling formula needs to be adjusted to the mine's specific conditions and requirement. This also applies for backfill formulations made from secondary raw materials. The research question “Can mineral wool waste amongst other secondary raw materials and wastes be used to create a backfill formulation?” is clarified regarding the conditions of a specific mine in Austria in publication 3 and 3a (Appendix).

4.1 Publication 3

“Secondary raw materials for backfilling in mining – mineral wool waste for sustainable backfill” (in German)

Sattler, T. M., Galler, R., & Vollprecht, D. (2021). Sekundärrohstoffbasierte Versatzprodukte im Bergbau – Mineralwolleabfälle für den ressourcenschonenden Versatz. Berg- und hüttenmännische Monatshefte: BHM, 166.2021 (12), 618-622. <https://doi.org/10.1007/s00501-021-01177-0>.

Annotation on the doctoral candidate’s contribution to this publication:

The conceptualization of the review paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-author Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was solitarily written and envisaged by PhD candidate. The internal review process was carried out in consultation with the co-authors Daniel Vollprecht and Robert Galler.



Berg Huettenmaenn Monatsh
<https://doi.org/10.1007/s00501-021-01177-0>
 © Der/die Autor(en) 2021

BHM Berg- und
 Hüttenmännische
 Monatshefte

Sekundärrohstoffbasierte Versatzprodukte im Bergbau – Mineralwolleabfälle für den ressourcenschonenden Versatz

Theresa Sattler¹, Robert Galler² und Daniel Vollprecht¹

¹Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

²Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

Eingegangen 24. Oktober 2021; angenommen 15. November 2021

Zusammenfassung: Versatz wird im Bergbau aus sicherheitstechnischen, umweltrelevanten, bergtechnischen und wirtschaftlichen Gründen durchgeführt. Durch den Einsatz von Versatzprodukten kann die Gebirgsfestigkeit sowie die Stabilität erhöht werden. Somit können beispielsweise einsturzfähige Hohlräume aus aufgelassenen Bergbauen gesichert und Bergschäden, wie z.B. Tagbrüche, vermieden werden. Um ein bergbaufremdes Material einzusetzen, müssen rechtliche Vorgaben erfüllt werden, die Notwendigkeit der Versatzfähigkeit muss begründet werden und das eingesetzte Versatzprodukt hat mechanische und chemische Eigenschaften zu erfüllen. Der Versatz mit sekundärrohstoffbasiertem Material kann die geforderten Funktionen erfüllen, wenn eine geeignete Versatzrezeptur entwickelt wurde. Im Fall von Mineralwolleabfall kann dieser, nach dem Einbringen in eine Bindemittelmatrix, als Bestandteil eines Versatzprodukts eingesetzt werden. Da Mineralwolleabfälle aktuell in Österreich deponiert werden, ab dem 01.01.2027 jedoch ein Verbot für die Deponierung von Mineralwolleabfälle durch den Gesetzgeber beschlossen wurde, stellt die „sonstige Verwertung“ im Bergversatz eine sinnvolle Alternative dar.

Schlüsselwörter: Mineralwolleabfall, Sekundärrohstoff, Versatz, Ressourcen, RecyMin, Deponie, Bergbau

Backfill Products Based on Secondary Raw Material in Mining – Mineral Wool Waste for Resource Saving Backfilling

Abstract: Backfilling is carried out in mining for safety, environmental, mining engineering, and economic reasons. The use of backfill products can increase rock strength

T. Sattler, MSc (✉)
 Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft,
 Montanuniversität Leoben,
 Franz-Josef-Straße 18,
 8700 Leoben, Österreich
 theresa.sattler@unileoben.ac.at

and stability. Thus, for example, cavities from abandoned mines that are in danger of collapsing can be secured. In order to use a non-mining material, legal requirements must be met, the necessity of the backfill activity must be justified, and the backfill product used must meet mechanical and chemical properties. Backfilling with secondary raw material can fulfil the required functions if a suitable backfill formulation has been developed. In the case of mineral wool waste, after being incorporated into a binder matrix, it can be used as a component of a backfill product. Since mineral wool waste is currently landfilled in Austria, but a ban on the landfilling of mineral wool waste has been set by law, “other recovery” in the backfill represents a reasonable alternative.

Keywords: Mineral wool waste, Secondary raw material, Backfill, Resource, RecyMin, Landfill, Mining

1. Anforderungen an den Versatz im Bergbau

Versatz wird im Bergbau aus sicherheitstechnischen, umweltrelevanten, bergtechnischen und wirtschaftlichen Gründen durchgeführt [1]. Ein Versatzprodukt muss gewissen physikalischen und chemischen Eigenschaften entsprechen. Es muss ein hoher E-Modul vorliegen und chemisch sollte das Versatzgut dem geogenen Hintergrund entsprechen [2]. Das Versatzprodukt darf keine umwelt- und gesundheitsschädlichen Komponenten beinhalten, wobei besonders darauf geachtet werden muss, dass die Bergwasserqualität nicht beeinflusst wird [1].

Laut der Versatzrichtlinie des Bergmännischen Verbands Österreich (BVÖ) werden Aktivitäten als „Versetzen“ bezeichnet, welche das teilweise oder vollständige Verfüllen von Hohlräumen im Rahmen von Bergbauaktivitäten betreffen [2]. Die Hauptaufgabe von Versatz im Bergbau stellt die Sicherstellung der Langzeit-Stabilität dar, wobei der Versatz Spannungseffekte im Gebirge bewirkt, die die Festigkeit erhöhen, Konvergenzen in Hohlräumen li-

mitieren und die Integrität des Gebirges um Hohlräume erhalten. Des Weiteren kann eine Oberflächenbeeinträchtigung durch das Verfüllen oberflächennaher untertägiger Hohlräume erheblich reduziert werden [3].

Der Großteil der untertägigen Bergbaubetriebe in Österreich setzt Versatzprodukte ein. Dabei ergeben sich die Versatzstoffe, aus welchen die Versatzprodukte bestehen, aus den Einsatzziele [2].

1.1 Rechtliche Aspekte des Versatzes in Österreich

Nach dem *Mineralrohstoffgesetz* (MinRoG) hat der Betreiber des Bergwerks eine Sicherungspflicht und muss für die Sicherheit von Personen, die Umweltverträglichkeit und insbesondere die Sicherung der Oberflächennutzung nach Beendigung des Bergbauvorhabens sorgen [4]. Durch das *Wasserrechtsgesetz* (WRG) wird eine gesonderte wasserrechtliche Bewilligung notwendig, wenn durch Lagerung, Leitung oder Umschlag von wassergefährdenden Stoffen mit einem negativen Einfluss auf die Gewässer zu rechnen ist. Versatz, der eine notwendige Sicherungsmaßnahme darstellt, wird als „sonstige Maßnahme“ eingestuft, die eine Bewilligungspflicht auslösen kann [5, 6].

Die *Versatzrichtlinie* des BVÖ ist rechtlich nicht verbindlich, sie bietet den Versatzbetrieben und den mit der Genehmigung von Versatzsystemen befassten Behörden jedoch einen Leitfadens. Laut dieser Versatzrichtlinie sind betriebsspezifische Ziele, die Wirkungsweise des Versatzkörpers, die verfügbaren Versatzgüter, Eigenschaften des Versatzproduktes, das Versatzverfahren und die Ausarbeitung eines QS-Systems vor der Versatzeinbringung festzulegen [7].

1.2 Rechtliche Aspekte des Versatzes von Sekundärrohstoffen

Der Einsatz von sekundärrohstoffbasierten Versatzprodukten kann dem Gebrauch von Primärrohstoffen vorgezogen werden, wenn nicht ausreichende Mengen an bergbaueigenem Material vorhanden sind [8]. Laut der 5-stufigen Abfallhierarchie des *Abfallwirtschaftsgesetzes* (AWG) ist Bergversatz der sonstigen Verwertung zuzuordnen [9]. Die Eignung muss jedoch für jeden Fall einzeln geprüft und von der Behörde muss das Ende der Abfalleigenschaft durch einen Feststellungsbescheid anerkannt werden. Es muss die Notwendigkeit der Einbringung begründet werden können und das bergbaufremde Material muss chemisch geeignet sein [8].

In Österreich sind insbesondere folgende Rechtsmaterien relevant: *Abfallwirtschaftsgesetz* (AWG), *Deponieverordnung* (DepVO), *Wasserrechtsgesetz* (WRG), *UVP-Gesetz*, *EU-Richtlinien*, *Mineralrohstoffgesetz* (MinRoG), *ArbeitnehmerInnenschutzgesetz* [6].

1.3 Bergversatz mit bergbaufremdem Material in Österreich

In Heiligenkreuz (Niederösterreich) befindet sich der untertägige Gipsbergbau Preinsfeld. Mit dem Erwirken eines Abfallendes für Realit (REA-Gips) durch die Vermengung mit einem Bindemittel konnte ein sekundäres Versatzmaterial, ein Realit-Bindemittelgemisch (Calcium-Sulfat-Sulfit-Gemisch), entwickelt werden [10], mit welchem die Hohlräume des alten Bergbaus bisher verfüllt wurden. REA-Gips entsteht bei der Abgasreinigung von Kohlekraftwerken [11]. Da der Versatz mit dem Realit-Bindemittelgemisch aufgrund der Einstellung der Kohlekraftwerke in Österreich keine Option mehr darstellt, müssen Alternativen geschaffen werden.

Eine Möglichkeit für den Bergbau in Preinsfeld stellt der Versatz einer sekundärrohstoffbasierten Versatzrezeptur mit Mineralwolleabfällen dar [12].

Um den rechtlichen Vorgaben Folge zu leisten, werden im Projekt RecyMin hydraulisch abbindende, pumpfähige Versatzprodukte hergestellt, die hauptsächlich aus Sekundärrohstoffen bestehen [13]. Das Laugungsverhalten des Versatzproduktes wird in Elutionsversuchen ermittelt, um die Einhaltung der rechtlichen Rahmenbedingungen zu gewährleisten.

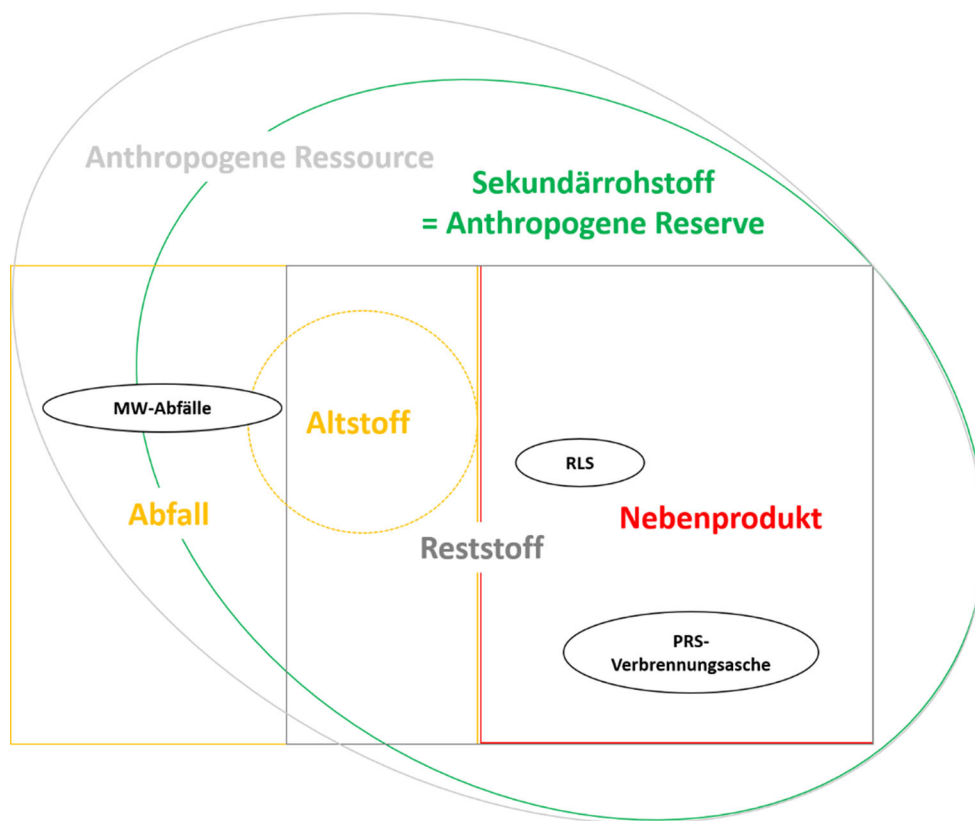
2. Mineralwolleabfälle in Österreich – Projekt RecyMin

Nach dem Ende der Lebensdauer bereiten Mineralwolleprodukte, wie Glas- und Steinwolle, als Mineralwolleabfälle auf einer Deponie aufgrund ihres hohen Volumens, der geringen Steifigkeit und der geringen Rohdichte Probleme in der Abfallwirtschaft [12, 14]. Im Zuge der abfalltechnischen, abfallwirtschaftlichen und recyclingtechnischen Forschungsarbeit zu Mineralwolleabfällen im Projekt RecyMin wird auf die stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen im Bergversatz eingegangen. In Österreich wurden bisher noch keine Versatzprodukte, die Mineralwollen enthalten, hergestellt [15]. Daher wird im Projekt RecyMin an der Erstellung von Versatzrezepturen geforscht, deren Einsatz eine Langzeitstabilität und Festigkeitserhöhung des Gebirges zur Folge haben. Bedeutende Eigenschaften sind neben der Pumpfähigkeit, dem hydraulischen Abbinden und einem adäquaten Laugungsverhalten, dass sie hauptsächlich aus Sekundärrohstoffen bestehen. Daher wird nur ein Minimum an klassischem Zement eingesetzt. Durch den Einsatz dieser Sekundärrohstoffe sind eine weitgehende CO₂-Neutralität und Ressourceneffizienz gewährleistet [13].

3. Abfallwirtschaftliche, bergwirtschaftliche und verfahrenstechnische Einordnung der sekundärrohstoffbasierten Versatzrezeptur

Sekundärrohstoffe sind laut Prochorow [16] Materialien und Gegenstände, die nach vollständiger Erstverwendung

Abb. 1: Einteilung der Sekundärrohstoff. (Modifiziert nach [17])



(Verschleiß) in der Produktion wiederholt als Ausgangsmaterial verwendet werden können.

Die im Labormaßstab getestete Versatzrezeptur für Re-cyMin setzt sich aus folgenden Abfällen, Nebenprodukten und Produkten zusammen:

- Mineralwolleabfall (Hochbau),
- Papierreststoff-Verbrennungsasche,
- Rücklaufsuspension (Tiefbau),
- Zement.

Im Folgenden wird daher auf die unterschiedlichen Begrifflichkeiten aus dem abfallwirtschaftlichen, bergwirtschaftlichen und verfahrenstechnischen Bereich eingegangen, um die unterschiedlichen Inhaltsstoffe der Versatzrezeptur in Beziehung zueinander zu bringen (siehe Abb. 1).

Der Mineralwolleabfall (MW-Abfall) ist als Abfall, im Fall der getrennten Sammlung auf der Baustelle laut Recyclingbaustoffverordnung jedoch ebenso als Altstoff und Schad- sowie Störstoff, einzuordnen. Die Rücklaufsuspension (RLS) entsteht im Tiefbau, etwa beim Bau von Schlitzwänden. Sie wird nach ihrem Einsatz auf der Baustelle einer weiteren Verwendung als Versatzmaterial zugeführt, insofern besitzt sie einen Produktstatus. Mineralwolleabfall sowie die Rücklaufsuspension stellen anthropogene Ressourcen dar, da sie potenziell als Rohstoff eingesetzt werden können. Die Papierreststoff-Verbrennungsasche (PRS-Verbrennungsasche) ist ein Reststoff, da sie aus einem industriellen Prozess stammt, aufgrund eines vorhandenen Bescheids zudem ein Nebenprodukt und aufgrund ihrer potenziellen Nutzbarkeit als Rohstoff eine anthropo-

gene Ressource. Handelsüblicher Zement wird in geringen Mengen in der Versatzrezeptur angewandt.

Aus verfahrenstechnischer Sichtweise besteht das Versatzprodukt aus den Sekundärrohstoffen Mineralwolleabfall, Papierreststoff-Verbrennungsasche und Rücklaufsuspension sowie dem standardisierten Bauprodukt Zement (Abb. 2). Aus technischer Sicht wird durch den Einsatz dieses Versatzprodukts ein sinnvoller Zweck erfüllt. Wenn die Mineralwolleabfälle ein Abfallende erreichen, kann nach

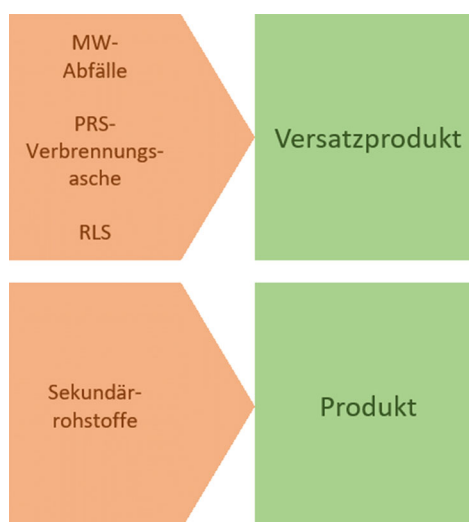


Abb. 2: Verfahrenstechnische Betrachtung der Zuordnung der verwendeten Sekundärrohstoffe

bescheidlicher Feststellung auch abfallrechtlich von einem Produkt gesprochen werden.

4. Fazit zum Einsatz von sekundärrohstoffbasierten, mineralwolleabfallhaltigen Versatzprodukten

Der Versatz von bergbaufremdem Material in aufgelassenen Bergbauen mit einsturzgefährdeten Gruben ist für jeden Fall rechtlich einzeln zu prüfen und von der Behörde durch einen Feststellungsbescheid zu genehmigen. Dadurch kann davon ausgegangen werden, dass bergtechnischen und umweltrelevanten Forderungen nachgekommen wird.

Der Versatz von sekundärrohstoffbasierten Versatzprodukten wurde im Bergwerk Preinsfeld in Heiligenkreuz für das sekundäre Versatzmaterial „Realit-Bindemittelgemisch“ von der Montanbehörde im Jahr 2006 bewilligt [10]. Durch das Einstellen der Kohlekraftwerke in Österreich fällt kein REA-Gips bei der Rauchgasentschwefelung mehr an, wodurch alternative Versatzprodukte für den Gipsbergbau gefunden werden müssen.

Mineralwolleabfälle erzeugen auf Deponien aufgrund des hohen Volumens und der geringen Dichte Probleme, wie etwa bei der Stabilität im Deponiekörper. Derzeit werden Mineralwolleabfälle in Österreich jedoch fast ausschließlich deponiert, was bei steigenden Abfallmengen die Problematik in der Zukunft steigert [14].

Der Einsatz von sekundärrohstoffbasierten Versatzprodukten mit Mineralwolleabfällen kann somit für den Bergbau in Preinsfeld sowie für die Abfallwirtschaft einen Nutzen aufweisen. Die Stabilität des Grubengebäudes kann durch eine Erhöhung der Stabilität des Gebirgskörpers gesichert werden. Die senkungsgefährdete Oberfläche oberhalb des Bergwerks wird durch diese Maßnahmen ebenso geschützt, wenn eine geeignete Versatzrezeptur eingesetzt wird.

Im Fall der Abfallwirtschaft ist eine Versatzrezeptur mit Mineralwolleabfällen eine sinnvolle Alternative zur Deponierung, da die Mineralwolleabfälle durch eine „Verfüllung“ einer „Verwertung“/„sonstigen Verwertung“ zugeführt werden. Im Sinne der 5-stufigen Abfallhierarchie, einer Prioritätenfolge in der Abfallwirtschaft, ist die „Sonstige Verwertung“ der Deponierung vorzuziehen [18]. Zudem sieht die Novelle zur geltenden Deponieverordnung in Österreich ein Deponierungsverbot für Mineralwolleabfälle ab 01.01.2027 vor [19]. Die Deponierung ab dem Jahr 2027 wird somit in Österreich nicht mehr möglich sein. Insofern wird seitens des Gesetzgebers verdeutlicht, dass Verwertungsmethoden für Mineralwolleabfälle von großer Bedeutung sind, wobei der Versatz von sekundärrohstoffbasierten Versatzprodukten mit Mineralwolleabfällen eine zweckmäßige Option für die Verwertung darstellt.

Funding. Open access funding provided by Montanuniversität Leoben.

Open Access Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Au-

tor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Artikel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

Weitere Details zur Lizenz entnehmen Sie bitte der Lizenzinformation auf <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>.

Literatur

1. Wagner, H.: Die Rolle von Versatz im Bergbau, Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 154 (2009), Nr. 2, S. 52–59
2. Hohl, W.; Frömmer, T.: Die Versatzrichtlinie des BVÖ: Ein Leitfaden für die zeitgemäße Planung eines Versatzsystemes, BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 158 (2013), S. 410–423
3. Potvin, Y.; Thomas, E.; Fourie, A.: Handbook on Mine Fill, Nedlands: Australian Centre of Geomechanics, 2005
4. MinRoG: Bundesgesetz über mineralische Rohstoffe (Mineralrohstoffgesetz – MinroG), 1999
5. WRG: Wasserrechtsgesetz, Wasserrechtsgesetz 1959 – WRG, 1959
6. Niss, P.: Verwertung und Beseitigung von Materialien im Bergbau, Diplomarbeit, Leoben: Montanuniversität, Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik (IED), 2001
7. BVÖ: Bergmännischer Verband Österreichs, Fachausschuss für Untertagebergbau: Verfahrensrichtlinie – Versatzsysteme im untertägigen Bergbau, 22.05.2013, 2013
8. Höllen, D.; Pomberger, R.; Eisenberger, M.; Galler, R.: Zur Fragestellung des Einsatzes von Schlacken als Versatz im Bergbau, Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 159 (2014), Nr. 12, S. 465–469, <https://doi.org/10.1007/s00501-014-0314-5>
9. AWG: Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz), Bundesrepublik Österreich, 2002
10. BH Baden (Bezirkshauptmannschaft Baden): Feststellungsbescheid BNW2-AW-0624, 20.12.2006, 2006
11. Sundl, K.: Entsorgung und Verwertung von Gipskartonplatten. Graz: Das Land Steiermark, Fachabteilung 19D, 2005
12. Sattler, T.; Galler, R.; Vollprecht, D.: Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin, Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 164 (2019), Nr. 12, S. 552–556
13. Sattler, T.; Vollprecht, D.; Schimek, J.; Pomberger, R.: Recycling künstlicher Mineralfasern, Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. DGAW, 9. Wissenschaftskongress, Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Amberg-Weiden. Innsbruck: university press, 2019, S. 215–219
14. Sattler, T.; Pomberger, R.; Schimek, J.; Vollprecht, D.: Mineral wool waste in Austria, associated health aspects and recycling options, Detritus, Multidisciplinary Journal for Waste Resources & residues, 9 (2020), S. 174–180
15. Vollprecht, D.; Sattler, T.; Doschek-Held, K.; Galler, R.; Schimek, J.; Kasper, T.; Daul, J.; Pomberger, R.: Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement und in der Mineralwolleindustrie. Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baumrestmassen, Neuruppin: Thomé Kozmiensky, 2019, S. 481–492
16. Prochorow, A. (1970–1979). The Great Soviet Encyclopedia, <https://encyclopedia2.thefreedictionary.com/Secondary+Raw+Material> (08.10.2021)
17. Vollprecht, D.; Pomberger, R.: Ökodesign von Stahlwerksschlacken durch thermochemische Behandlung zur Erhöhung der Recyclingfähigkeit, Berg- und Hüttenmännische Monatshefte, 166 (2021), Nr. 3, S. 137–143
18. BAWP (Bundesabfallwirtschaftsplan): Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017, Teil 1, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien Dezember 2017, 2017

19. DepVO (Deponieverordnung): Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, mit der die Deponieverordnung 2008 geändert wird. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 1. April 2021, 2021

Hinweis des Verlags. Der Verlag bleibt in Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutsadressen neutral.

5 Research Question 4

Several studies have been conducted to find the optimal recycling path for mineral wool waste as SCM. The research question is answered in publication 4 (the supplementary content has been removed from the document), subchapter 5.2 as well as in publications 4a, 4b and 4c in the Appendix. Many aspects of this promising recycling route have been scrutinized and analyzed.

5.1 Publication 4

Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, F., **Sattler, T. M.**, Juhart, J. (submitted). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. [submitted to Waste Management & Research].

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

Klaus Doschek-Held supervised the conceptualization of the peer-review paper. The PhD candidate supported in the formulation of the research question and then in planning the experiments. A student researcher, A. Krammer, was supported by the doctoral candidate throughout the experiments; the obtained data were discussed together with the doctoral candidate. In addition, the doctoral candidate internally reviewed the publication next to the co-authors.

Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment

Journal:	<i>Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy</i>
Manuscript ID	Draft
Manuscript Type:	Original Article
Date Submitted by the Author:	n/a
Complete List of Authors:	Doschek-Held, Klaus; Montanuniversität Leoben, Chair of Thermal Processing Technology Krammer, Anna; Montanuniversität Leoben, Chair of Thermal Processing Technology Steindl, Florian; Graz University of Technology Institute of Applied Geosciences; Graz University of Technology, Institute for Technology and Testing of Building Materials Sattler, Theresa; Montanuniversität Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management Juhart, Joachim; Graz University of Technology, Institute for Technology and Testing of Building Materials
Keywords:	recycling, mineral wool waste, stone wool, glass wool, supplementary cementitious material, thermochemical treatment
Abstract:	<p>Mineral wool is used in construction as a thermal, acoustic and fire protection material. This wool generates a small proportion of the waste directly during construction, but the more significant proportion of mineral wool waste (MWW) occurs during demolition. Landfilling, the standard disposal method in Europe, is challenging due to mineral wool waste's low bulk density and dimensional stability. Alternative recycling routes are under investigation according to the law changes and the desired landfill ban in Austria until 2027.</p> <p>This paper points out the recycling of MWW and its thermochemical treatment to produce a supplementary cementitious material (SCM), which can be utilised as a component of cements or cementitious binders. For this purpose, different input material combinations were treated according to specified quality requirements, which in turn were derived from requirements of potential structural civil engineering applications. The material characterisation results and investigations on the binder suitability demonstrate that processed slag fractions are well qualified to be used as future cementitious binder components. Finally, based on the results, a material flow analysis is carried out to estimate the substitution potential of MWW as SCM in the Austrian cement industry.</p>

SCHOLARONE™
Manuscripts

Abstract

Mineral wool is used in construction as a thermal, acoustic and fire protection material. This wool generates a small proportion of the waste directly during construction, but the more significant proportion of mineral wool waste (MWW) occurs during demolition. Landfilling, the standard disposal method in Europe, is challenging due to mineral wool waste's low bulk density and dimensional stability. Alternative recycling routes are under investigation according to the law changes and the desired landfill ban in Austria until 2027.

This paper points out the recycling of MWW and its thermochemical treatment to produce a supplementary cementitious material (SCM), which can be utilised as a component of cements or cementitious binders. For this purpose, different input material combinations were treated according to specified quality requirements, which in turn were derived from requirements of potential structural civil engineering applications. The material characterisation results and investigations on the binder suitability demonstrate that processed slag fractions are well qualified to be used as future cementitious binder components. Finally, based on the results, a material flow analysis is carried out to estimate the substitution potential of MWW as SCM in the Austrian cement industry.

Keyword: recycling, mineral wool waste, stone wool, glass wool, supplementary cementitious material, thermochemical treatment (6-8 words)

Introduction

The United Nations (UN) 2030 Agenda for Sustainable Development proclaimed 17 Sustainable Development Goals (SDG) on the Millennium Development Goals (United Nations, 2015). The relevant issues for this paper are the direct protection of the planet through sustainable

1
2
3
4
5
6
7
8
9 consumption and the sustainable management of its natural resources. In detail, the focus is on
10 promoting the consideration of waste as a valuable resource, transforming the current economic
11 system towards a sustainable circular economy, and preventing waste. At the EU level, efforts in
12 this direction have been laid down in the Circular Economy Action Plan (European Commission,
13 2015) and the European Green Deal (European Commission, 2019) and have been incorporated
14 into the Austrian Circular Economy Strategy (Federal Ministry of Austria for Climate Action,
15 Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology, 2022).

16
17
18
19
20
21
22 The European Green Deal serves as a growth strategy to achieve zero net greenhouse gas
23 emissions in the EU by 2050 and to decouple economic growth from resource use to combat
24 climate change (European Commission, 2019). Providing alternative binder components from
25 residues, such as mineral wool waste, meets this requirement and is also reflected in
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
SDG 12 - Sustainable Consumption and Production. Especially in energy-intensive sectors such
as chemical, cement and steel industries, substituting virgin raw materials with high-quality
secondary raw materials (SRM) is important to reduce the CO₂ intensity of the products. In this
context, the indispensability of these industries in Europe is explicitly mentioned. (European
Commission, 2019) Therefore, these sectors' decarbonisation, modernisation and optimisation
are particularly important to achieve the climate goals.

As mentioned before, the efficient use and recycling of by-products and waste is essential to
achieve climate neutrality by 2050 within the European Union. The EU has set a target for member
states to increase the recycling of construction and demolition (C&D) waste, including mineral
wool insulation, as part of its circular economy strategy to minimise the environmental impact,
recover valuable raw materials, and reduce waste. The EU Waste Framework Directive (WFD)
(European Parliament and Council, 2018) sets a target of 70% recycling and reuse of C&D waste
by 2020. As a result, there will be a landfill ban for mineral wool waste (glass and stone) in Austria

1
2
3
4
5
6
7
8
9 from 2027. (Federal Ministry of Austria for Climate Action, Environment, Energy, Mobility,
10 Innovation and Technology, 2021) The prerequisite for this is the existence of a suitable recycling
11 process. In this context, this investigation aims to establish a recycling of mineral wool waste to
12 provide a SCM for the cement industry.
13
14

15 16 17 *Mineral Wool Products*

18 Mineral wool insulation is widely used in the construction industry as a thermal insulation material
19 to reduce heat loss or gain through building envelopes. It is commonly used in walls, roofs, floors,
20 and industrial applications to insulate pipes, boilers, tanks, and other equipment. Mineral wool is
21 a general term used to refer to a group of thermal insulation materials. This investigation focuses
22 on glass wool (GW) and stone wool (SW). Glass wool is made from recycled glass and sand, and
23 stone wool is made from natural rock materials such as basalt, diabase, or slag. In both cases,
24 the input materials are melted at high temperatures and spun into fibres. These fibres are mixed
25 with a binder and formed into batts, blankets or loose-fill insulation. (Papadopoulos, 2005; Sirok
26 et al., 2008; Joint Research Centre et al., 2013) However, the low density of mineral wool makes
27 it difficult to compact the waste and ensure its stability in a landfill (Sattler et al., 2020a; Sattler et
28 al., 2020b). The bulk density can be assumed in the range of 13 - 100 kg m⁻³ (Saint-Gobain
29 ISOVER Austria GmbH, 2019a) for glass wool and 25 - 200 kg m⁻³ (Saint-Gobain ISOVER Austria
30 GmbH, 2019b) for stone wool.
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42

43 44 *Waste Generation*

45 When buildings containing mineral wool are demolished or renovated, the insulation is part of the
46 C&D waste and should be collected separately in Austria. (Federal Ministry of Austria for
47 Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, 2015; Federal Ministry of Austria for
48 Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology, 2021) Mineral wool
49 waste is a significant issue in Europe due to the C&D waste generated by the building sector. If
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3
4
5
6
7
8
9 not properly managed, mineral wool insulation can become a source of environmental pollution.

10 In 2010, the total amount of mineral wool waste generated in the 27 countries of the European
11 Union was approximately 2.54 million tons, and it is expected to rise to 2.82 million tons by
12 2030 (Mueller, 2009; Väntsi and Kärki, 2014; Yap et al., 2021). This assumption is confirmed by
13 the EU's forecast growth of the mineral wool insulation market from 2015 to 2025. (Pavel and
14 Blagoeva, 2018) In 2020, 2.5 million cubic metres of mineral wool (rock and glass wool) was sold
15 and installed for insulation purposes, representing a market share of around 40 % of total
16 insulation materials in Austria. (Demacsek, 2021) In general, the volume distribution of mineral
17 wool production is estimated to be 1/3 glass wool and 2/3 stone wool (Mueller, 2009). Considering
18 the production distribution and the density range, 10,800 - 83,300 tonnes of glass wool and
19 41,500 - 333,300 tonnes of stone wool were sold in Austria in 2020. However, these quantities
20 placed on the market will only end up as waste after a correspondingly long service life of
21 approximately 30 years. (Mueller, 2009; Pavel and Blagoeva, 2018) Considering this
22 circumstance, Kleemann et al. (Kleemann et al., 2017) analysed Vienna's material stock in
23 buildings and calculated 378,000 tonnes of mineral wool in 2013. The annual amount of mineral
24 wool waste can only be estimated by adding up the artificial mineral fibre and asbestos waste in
25 a range of 4,200 - 17,200 tonnes for Austria in 2020. (Federal Ministry of Austria for Climate
26 Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology, 2023) In comparison, the
27 PORR AG estimates the current volume of mineral wool waste at approximately 24,000 t per year.
28 (Porr AG, 2022)

29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47 A literature review on mineral wool products and waste composition was carried out for this paper.
48
49 The aim was to determine the variation in composition for MWW. Table 1 shows the min, max
50 and average chemical composition of mineral wool products and waste divided into stone and
51 glass wool in weight percentage (wt.-%).
52
53
54
55
56
57
58
59
60

Table 1: Main composition of mineral wool products and waste in weight percentage (wt.-%), data set and literature (Supplementary Material).

in wt.-%	stone wool (N=71)			glass wool (N=37)		
	min	max	average	min	max	average
CaO	3.5	46.9	18.5	3.0	9.9	7.7
SiO₂	16.9	60.1	42.5	57.5	68.3	62.8
Al₂O₃	0.8	24.0	14.7	1.3	5.8	2.9
Fe₂O₃	0.4	16.2	7.3	0.0	2.1	0.5
FeO	0.0	8.2	3.7	0.0	0.4	0.2
Na₂O	0.1	8.2	2.4	10.1	17.7	15.5
K₂O	0.3	6.3	1.1	0.0	2.9	0.9
MgO	1.4	14.7	9.2	0.2	4.1	2.7
P₂O₅	0.0	0.8	0.3	0.0	0.6	0.1
TiO₂	0.0	3.3	1.6	0.0	0.6	0.1
B₂O₃	0.0	0.1	0.0	1.1	10.7	4.9
LOI	1.4	7.4	3.0	0.6	11.9	7.4

Significant variations in SiO₂, CaO, Na₂O, Al₂O₃, and B₂O₃ contents are observed in the literature, perhaps due to the wider geographical representation of the samples. Overall, there is more variation in the composition of stone wool than glass wool, see Figure 3. A tracer for glass wool is a Na₂O content greater than 10 wt.-% and the presence of B₂O₃. (Joint Research Centre et al., 2013)

Mineral Wool Recycling

Different recycling paths are under investigation to promote a sustainable circular economy without residues and conserve resources. These research projects include various solutions, from innovative landfilling, backfilling, recycling in the cement and mineral wool industry (Sattler et al., 2020a) to use as a SCM (Yliniemi et al., 2021; Doschek-Held et al., 2022; Steindl et al., 2022; Steindl et al., 2023).

This paper focuses on using mineral wool (waste) as a future SCM for the cement and construction industry. For example, in 2020, 790,118 tonnes of ground granulated blast furnace

1
2
3
4
5
6
7
8
9 slag (GGBFS) were used in the Austrian cement industry without milling plants. (Mauschitz, 2022)

10 Replacing energy- and CO₂-intensive Portland cement clinker with alternative components from
11 residues makes sense in several respects: (i) to reduce CO₂ emissions from clinker production,
12 (ii) to reduce the amount of waste or the need for landfilling, and (iii) to close material cycles.
13
14

15 The energy technology perspectives of the International Energy Association have shown that
16 heavy industries are changing. Therefore, common cement substitutes such as fly ash and
17 granulated blast furnace slag will not be available in sufficient quantities. (Moser et al., 2014) On
18 the way to decarbonising mineral building materials, new clinker substitutes for low-emission and
19 sustainable binders are urgently sought (Favier et al., 2018). The use case of mineral wool waste
20 in the binder industry after recycling is also a solution to the problem of landfilling. Recycling, in
21 this case, includes the pretreatment to reduce the volume, the chemical modification to achieve
22 the required composition, and the thermal treatment to melt and phase modification. After that,
23 the rapidly cooled modified mineral wool waste slag (MWS) is then milled and analysed.
24
25

26 Recycled mineral wool waste can not only be used as an addition or substitute for ordinary
27 Portland cement (OPC), but also in the production of alkali-activated materials (AAMs). Alkali-
28 activated materials are alternative binder systems activated by alkaline solutions, such as alkali
29 hydroxides or waterglass, and can be used to produce concrete-like structures. To use mineral
30 wool waste in alkali-activated systems, the fibres are mixed with an alkaline solution and a source
31 of silica and alumina, such as fly ash or slag. The mixture is then cured, resulting in a hardened
32 material with properties similar to traditional OPC concrete. (Juhart et al., 2020) However, it is
33 essential to carefully evaluate mineral wool waste regarding its use in AAMs to ensure that the
34 resulting concrete product meets quality and safety standards and does not release any
35 hazardous materials. Additionally, using alkali-activated materials in concrete production is still
36 an ongoing research and development area, and further studies are needed to understand the
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

performance characteristics and long-term durability fully. (Väntsi and Kärki, 2014; Yliniemi et al., 2019; Grengg et al., 2020; Yliniemi et al., 2020; Mastali et al., 2021; Yap et al., 2021; Yliniemi et al., 2021; Zhao, 2021; Steindl et al., 2023)

Materials and Methods

The following section describes the input materials used, the process steps and the analytical methods for the thermochemical treatment. The main goal is to modify the mineral wool's chemical and physical properties using corrective materials in a carbothermal reduction to generate a SCM. Furthermore, the characteristics of the conducted material flow analysis is explained. Figure 1 is a schematic depiction of the relations between the different process steps.

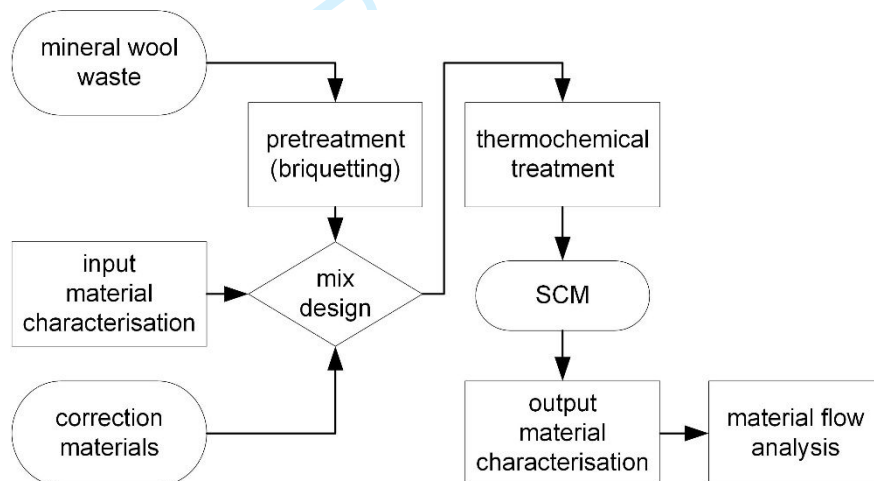


Figure 1: Schematic depiction of the relations between the process steps for mineral wool recycling to provide a supplementary cementitious material (SCM).

Material characterisation

To effectively carry out the targeted thermochemical treatment of optimised mixtures of mineral wool and correction materials, it is first necessary to perform a chemical characterisation of the materials. The chemical composition of initial and treated (see below) materials was determined at Graz University of Technology through X-ray fluorescence (XRF) spectroscopy on a Bruker Tiger S8 and Malvern Panalytical Epsilon 4 spectrometer. For the measurement, glass pellets

1
2
3
4
5
6
7
8
9 were prepared using lithium metaborate/tetraborate and 0.6 - 1.0 grams of the sample that had
10 been ignited at 950°C to measure the loss on ignition (LOI).

11
12 The mineralogical composition of the materials was determined by X-ray diffraction using a
13 PANalytical X-Pert PRO diffractometer (Co-K α radiation, 40 kV, 40 mA, range 4 to 85°2 θ ,
14 0.008°2 θ step size, 45 seconds count time per step) followed by phase identification and
15 quantification with Highscore Plus 3.0.5. The amorphous content was determined using NIST
16 SRM 676a as an external standard.

21 22 *Pretreatment*

23
24 In order to generate sufficient output material for chemical analysis and the tests regarding the
25 cementitious properties, it is necessary to produce briquettes, as the mineral wool has a very low
26 density. The briquettes were produced using a briquette press supplied by ATM
27 Recyclingsystems GmbH at a maximum pressure of 13 bar for three seconds. In order to place
28 the mineral wool mats in the press, it was necessary to cut them into smaller pieces of about
29 10 cm x 10 cm with a utility knife. No binder was added during the briquetting process, and the
30 briquettes produced were approximately 5.5 cm in height and 7.5 cm in diameter. (Mimra, 2021)

31 32 33 34 35 36 37 *Input Materials and Mix Design*

38
39 Briquetted stone wool (Sonorock 035 Rockwool) and glass wool (type 604818 Isover) were
40 investigated for thermochemical treatment. As correction materials, fly ash (FA) from paper
41 production and pure CaO were used to adapt the chemical composition. Three mixtures (M1, M2,
42 M3) of these materials were evaluated for suitability as a SCM. The chemical composition of the
43 input and correction materials as well as the composition of the mixtures of these materials are
44 presented in Table 2.
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

Table 2: Mix proportions of the initial mixtures (M1 – M3) for the thermal treatment and main chemical composition of the input materials in weight percentage (wt.-%).

		stone wool	glass wool	fly ash	CaO
relative content in wt.-%	M1	49	15	36	-
	M2	76	-	-	24
	M3	76	3	-	21
chemical composition in wt.-%	CaO	15.25	7.00	57.81	> 98.50
	SiO ₂	41.01	64.39	14.97	-
	Al ₂ O ₃	15.55	1.49	9.98	-
	Fe ₂ O ₃	-	-	0.44	-
	FeO	3.75	0.19	-	-
	Na ₂ O	1.88	15.23	0.18	-
	K ₂ O	1.17	0.62	0.28	-
	MgO	10.32	3.16	2.00	-
	P ₂ O ₅	0.35	0.13	0.53	-
	TiO ₂	1.34	0.06	0.24	-
B ₂ O ₃	0.05	0.08	-	-	

The cement and construction industry standards regulate the chemical composition of SCMs. For example, the oxide content and basicities must be within defined limits, see Table 3. The same regulations would apply to recycled mineral wool as a potential SCM, namely a processed slag. For this work, the composition of the targeted slag fraction was predetermined by the goal of using as little correction material as possible. The objective was to mix the input materials beneficially to produce a slag that met the cement and construction industry's limits. Additionally, the aim was to minimise the metal content by determining and adding the required stoichiometric reducing agent quantity. An MS Excel Solver Add-in was used to perform this mixing calculation. (Eisner, 2023) Thereby, the reducing agent amount was calculated with a surplus of 10 % and a degree of reduction of 50 % for TiO₂, 98 % for Fe₂O₃ and 98 % for FeO.

Thermochemical Treatment

The thermochemical treatment was conducted in an inductively heated reactor (InduMelt) constructed at the Chair of Thermal Processing Technology at Montanuniversitaet Leoben. Approximately 0.7 to 0.8 kg of the mixtures were compacted in a graphite crucible. The test duration for mixture M1 was about three hours long with a holding time of 60 minutes at the maximum temperature of 1400 °C. Melting of M2 and M3 lasted for two hours, including a holding time of 30 minutes. The melting process was followed by selective cooling by wet granulation, where the slag was poured directly into a jet of water generated by a pump. The slag stream was disintegrated into granulates and cooled down rapidly in the water-filled granulation basin. The rapid cooling led to forming an amorphous (glass-like) phase, which is crucial for its hydraulic reactivity as an SCM. (Hewlett and Liska, 2019) A wet granulation unit was utilised with a water-to-slag ratio of ten to achieve the necessary cooling rate. Subsequently, a drying step was implemented for 24 hours at 105 °C. The dried granules were then crushed to 0.1 millimetre by a laboratory jaw crusher (Retsch BB50) and screened (Retsch AS2002), followed by magnetic separation of the metal and slag fractions.

Building Material Tests

The slag fraction generated was chemically and mineralogically analysed analogously to the input material characterisation. Furthermore, the cementitious properties, such as the hydraulic reactivity and the corresponding activity index (AI), were determined. As a measure of the ability of the slag powder to react hydraulically, the heat release after seven days was determined according to the R³ test protocol using a Calmetrix I-Cal 4000H calorimeter. (Li et al., 2018; Blotevogel et al., 2020) Additionally, the hydraulic reactivity of the slag fraction in combination with Portland cement was analysed by measuring the activity index (AI) according to ÖN B 3309-1 (Austrian Standards Institute, 2010) on mortar prisms with a binder consisting of

1
2
3
4
5
6
7
8
9 75 % standard cement (CEM I 42.5 R) and 25 % test material. This work had a deviation from the
10 test standard EN 15167-1, requiring a mixture of 50 % standard cement and 50 % test material.
11
12 (Steindl et al., 2022)

13 14 *Material Flow Analysis*

15
16 For the material flow analysis (MFA) implementation, the programme STAN 2.6 (subSTance flow
17 ANalysis) is used, which is based on ÖNORM S 2096 (Austrian Standards, 2005) and allows the
18 construction of graphical models. Based on the characterisation results, a material flow analysis
19 was carried out to estimate the potential for recycling the slag fraction in Austria. In this case,
20 mixture M1 was used as it approximates the assumed production quantity distribution between
21 glass wool and rock wool. For this purpose, an accumulation of 14,500 tonnes per year SW was
22 assumed as the basis for calculation and compared with the SCM demand for granulated blast
23 furnace slag (GBFS) of the cement industry in Austria of approximately 790,000 tonnes for the
24 year 2020. (Mauschitz, 2022; Porr AG, 2022) Figure 4 shows the result as a material flow diagram.
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35

36 **Results and Discussion**

37 The material characterisation showed as targeted significant differences between the initial
38 mixtures and the slag fractions. Essentially, the CaO, SiO₂, Al₂O₃ and MgO contents were
39 modified to match. The chemical composition of the feed mixtures and the generated slag fraction
40 are shown in Figure 2.
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

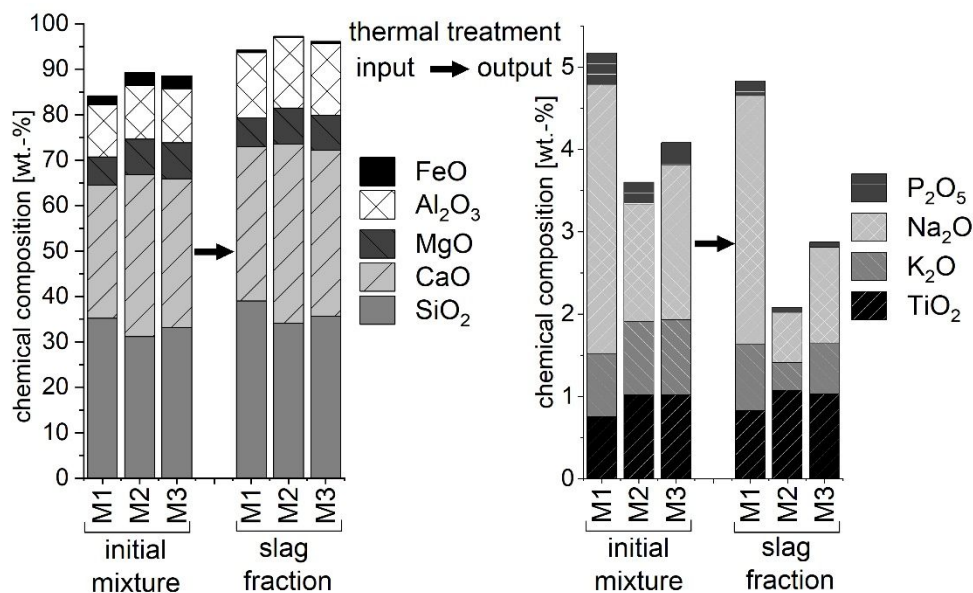


Figure 2: Main chemical composition of the initial mixture and the resulting slag fraction after the thermochemical treatment in weight percentage (wt.-%).

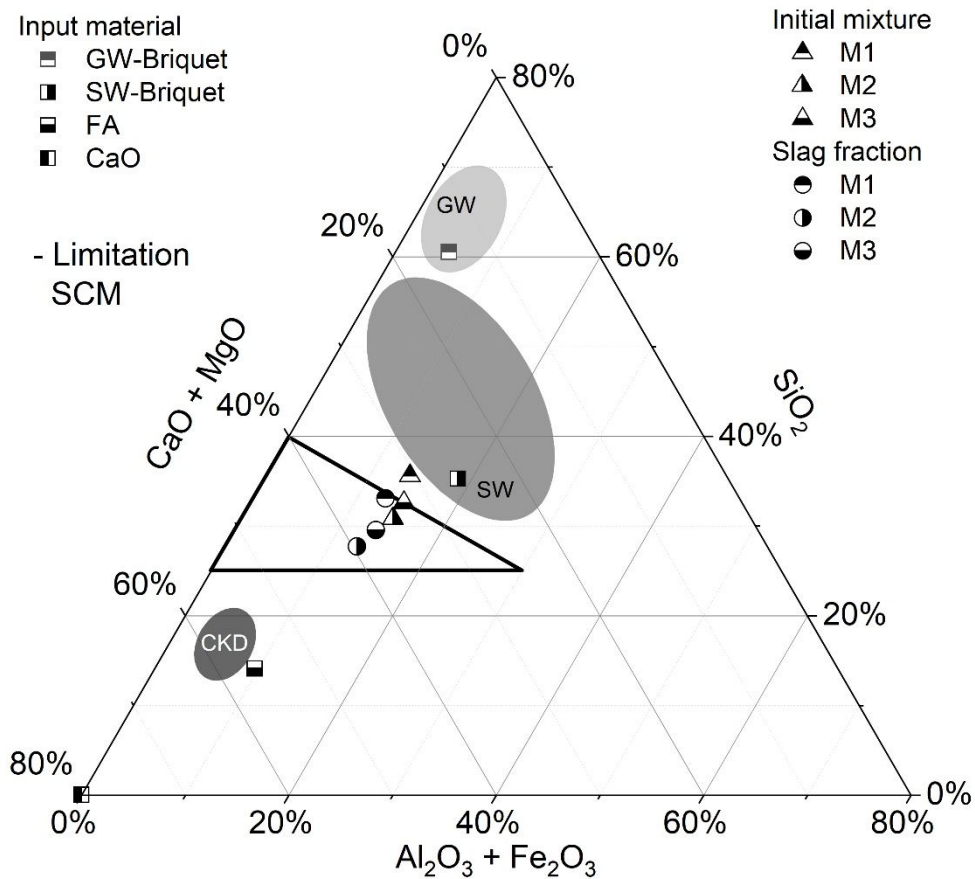
The targeted modification of the chemical composition of the slag fraction can be derived. A glass content higher than 97 % was proven due to amorphous solidification. Further results and a comparison of the obtained parameters with the criteria for SCMs are in Table 3.

Table 3: Comparison of the slag fraction properties after the thermochemical treatment to the requirements.

parameter	unit	requirements	M1	M2	M3
according to ÖNORM B 3309-1&2 (Austrian Standards Institute, 2010a, 2010b)					
CaO+MgO+SiO₂	wt.-%	> 67.0	79.4	81.8	80.0
(CaO+MgO)/SiO₂	-	> 1.0	1.03	1.04	1.25
glass content	wt.-%	> 67.0	100	100	100
activity index after 28 days¹⁾	-	0.9	0.97	1.03	0.95
according to the literature (Blotevogel et al., 2020; Steindl et al., 2022)					
R³ heat release after 7 days	J/g _{slag}	> 250	329.6	494.3	438.2
SiO₂	wt.-%	31 – 39	39.0	33.7	35.6
Al₂O₃	wt.-%	7 – 18	14.4	15.2	15.9
CaO	wt.-%	32 – 46	33.9	40.2	36.7
MgO	wt.-%	2 – 17	6.3	7.9	7.7
FeO	wt.-%	low	0.6	0.2	0.4
TiO₂	wt.-%		0.8	1.1	1.0
MnO	wt.-%		0.3	0.3	0.3
Na₂O	wt.-%		3.0	0.5	0.7

¹⁾ binder composition: 75 % Austrian standard cement (CEM I 42.5 R) and 25 % slag.

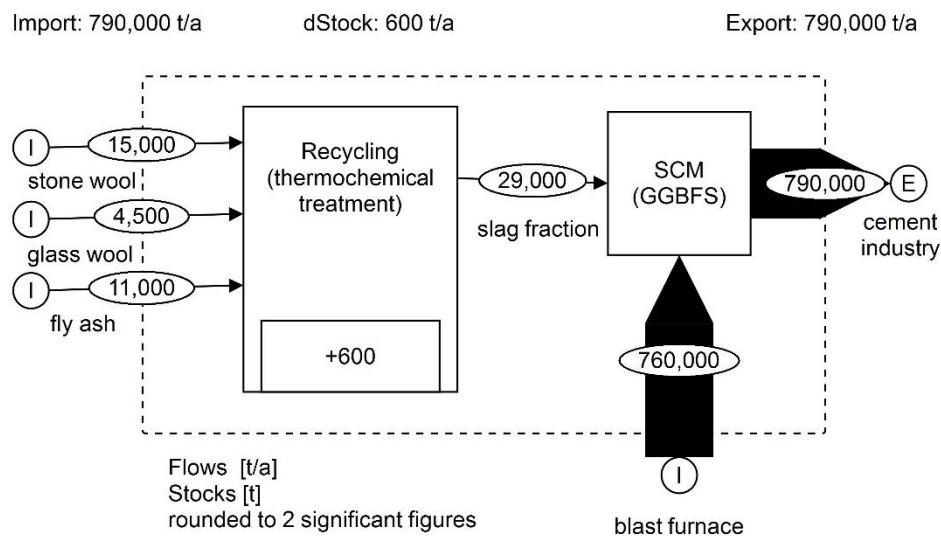
Based on the results, the suitability of the slag after thermal treatment as a building material could be well demonstrated on the laboratory scale. Glass content, activity index and R³ heat release of the generated slags exceed the standard criteria by far. The analytical results of the input materials and mixtures, as well as the resulting slag fraction, are summarised in the ternary plot [SiO₂] - [CaO+MgO] - [Al₂O₃+Fe₂O₃] in Figure 3.



38 *Figure 3: Ternary plot [SiO₂] - [CaO+MgO] - [Al₂O₃+Fe₂O₃] of the input materials and initial mixtures, as*
 39 *well as the slag fraction after thermal treatment.*

40 This plot also includes an alternative correction material, cement kiln dust (CKD), which will be
 41 part of further investigations as a source of calcium. (Barnat-Hunek et al., 2018) Finally, the result
 42 of the material flow analysis to estimate the substitution potential of MWW based on mixture M1
 43 as SCM in the Austrians' cement industry is shown in Figure 4.

44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



27 *Figure 4: Material flow diagram of mixture M1 to estimate the substitution potential of MWW as SCM in the*
 28 *Austrians' cement industry 2020. (Mauschitz, 2022; Porr AG, 2022)*

29
30 This results in a valuable slag recovery potential of approximately 29,000 tonnes annually for the
 31 cement and construction industry. This amount could cover about 4 % of the Austrian blast
 32 furnace slag demand as SCM in 2020. In the "recycling" process, stocks are created that can be
 33 traced back to the gaseous reduction products and treatment losses, which are currently not
 34 recorded in detail. The quantification of the corresponding transfer coefficients is part of further
 35 investigations and will show the influence of the individual oxides and the treatment conditions on
 36 the binder quality. In addition, an intended scale-up will provide a sufficient quantity for the
 37 constructional suitability investigation.

44 Conclusion

45
46 It has been demonstrated at the laboratory scale that the slag fraction generated in the recycling
 47 process performs very well for use as a SCM. Future use of such recycled mineral wool waste as
 48 a SCM can provide several benefits, including reducing waste sent to landfills, conserving natural
 49 resources by reducing the need for raw materials or tightening traditional SCMs and reducing the
 50 carbon footprint of construction materials.
 51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3
4
5
6
7
8
9 Based on the findings, a follow-up project, "BitKOIN", has already started. This project includes
10 further development steps, such as the pretreatment and scale-up of thermal treatment. To this
11 end, the project consortium will also evaluate the possibility of using an inductive inline furnace
12 (Bartashov et al., 2022) on a pilot plant scale.

13
14
15
16 Additionally, purity classification of mineral wool waste from different sources must be performed
17 to develop a suitable approach to handle the waste. This classification should primarily address
18 the type of mineral wool, the types of contaminants, the physical condition, and the chemical
19 composition. In addition, the influencing and disturbing variables on the material properties
20 (Schultz-Falk et al., 2018; Nagy, 2020) and quality characteristics during the recycling will be
21 described in more detail. In summary, using mineral wool as an SCM in cement production will
22 provide technical and environmental benefits and is an ongoing research and development area.
23
24
25
26
27
28
29
30
31

32 **Acknowledgements**

33 The material characterisations were part of the "UpcycSlag-Binder - US-B" research project,
34 funded by the Styrian Future Fund and the Climate Protection Fund of the City of Graz in the
35 programme "Green Tech 100 – 1 Earth, 0 Carbon, 0 Waste". The pretreatment of the mineral
36 wool was carried out as part of the RecyMin project funded by the Austrian Research Promotion
37 Agency (FFG) under the "Bridge" programme. The ongoing research project "BitKOIN" is also
38 funded by the Austrian Research Promotion Agency (FFG) and carried out as part of the
39 programme "FTI-Initiative Kreislaufwirtschaft".
40
41
42
43
44
45
46

47 **References**

48
49 Austrian Standards (2005) Stoffflussanalyse (Material flow analysis) - Teil 1: Anwendung in der
50 Abfallwirtschaft - Begriffe (Part 1: Application in waste management - Concepts). Austrian
51 Standards, Wien.
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9 Austrian Standards Institute (2010) Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die
10 Betonherstellung (AHWZ) (Processed, hydraulic additions for concrete production) - Teil 1:
11 Kombinationsprodukte (GC/GC-HS) (Part 1: Combination products (GC/GC-HS). Austrian
12 Standards Institute, Wien.
13
14
15
16 Barnat-Hunek D, Góra J, Suchorab Z and Łagód G (2018) Cement kiln dust. In *Waste and*
17 *supplementary cementitious materials in concrete: Characterisation, properties and*
18 *applications* (Siddique R and Cachim P (eds)). WP Woodhead Publishing an imprint of
19 Elsevier, Duxford, UK, Cambridge, MA, Kidlington, UK, pp. 149–180.
20
21
22
23
24 Bartashov V, Grass K and Sucker J (2022) Der induktive Inline-Ofen für Recycling und
25 Verwertung mineralischer Abfälle und Reststoffe (The induction inline furnace for recycling
26 and recovery of mineral waste and residues). In *Recy & DepoTech 2022: Vorträge*
27 (Pomberger R (ed.)), pp. 717–724.
28
29
30
31
32 Blotevogel S, Ehrenberg A, Steger L et al. (2020) Ability of the R3 test to evaluate differences in
33 early age reactivity of 16 industrial ground granulated blast furnace slags (GGBS). *Cement*
34 *and Concrete Research* 130: 105998, 10.1016/j.cemconres.2020.105998.
35
36
37
38 Demacsek C (2021) *Presseinformation - Dämmstoffmarkt (Press Release - Insulation Market*
39 *Austria)*. GDI 2050 – Gebäudehülle+Dämmstoff Industrie 2050, Oberwaltersdorf.
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
51 Doschek-Held K, Mimra C, Sattler T and Steindl RF (2022) Behandlung von Steinwolle zur
52 stofflichen Verwertung als Sekundärzumarzählstoff in der Baustoffindustrie (Recycling of rock
53 wool as a binder component in the building materials industry). In *Recy & DepoTech 2022:*
54 *Vorträge* (Pomberger R (ed.)).
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74
75
76
77
78
79
80
81
82
83
84
85
86
87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97
98
99
100
101
102
103
104
105
106
107
108
109
110
111
112
113
114
115
116
117
118
119
120
121
122
123
124
125
126
127
128
129
130
131
132
133
134
135
136
137
138
139
140
141
142
143
144
145
146
147
148
149
150
151
152
153
154
155
156
157
158
159
160
161
162
163
164
165
166
167
168
169
170
171
172
173
174
175
176
177
178
179
180
181
182
183
184
185
186
187
188
189
190
191
192
193
194
195
196
197
198
199
200
201
202
203
204
205
206
207
208
209
210
211
212
213
214
215
216
217
218
219
220
221
222
223
224
225
226
227
228
229
230
231
232
233
234
235
236
237
238
239
240
241
242
243
244
245
246
247
248
249
250
251
252
253
254
255
256
257
258
259
260
261
262
263
264
265
266
267
268
269
270
271
272
273
274
275
276
277
278
279
280
281
282
283
284
285
286
287
288
289
290
291
292
293
294
295
296
297
298
299
300
301
302
303
304
305
306
307
308
309
310
311
312
313
314
315
316
317
318
319
320
321
322
323
324
325
326
327
328
329
330
331
332
333
334
335
336
337
338
339
340
341
342
343
344
345
346
347
348
349
350
351
352
353
354
355
356
357
358
359
360
361
362
363
364
365
366
367
368
369
370
371
372
373
374
375
376
377
378
379
380
381
382
383
384
385
386
387
388
389
390
391
392
393
394
395
396
397
398
399
400
401
402
403
404
405
406
407
408
409
410
411
412
413
414
415
416
417
418
419
420
421
422
423
424
425
426
427
428
429
430
431
432
433
434
435
436
437
438
439
440
441
442
443
444
445
446
447
448
449
450
451
452
453
454
455
456
457
458
459
460
461
462
463
464
465
466
467
468
469
470
471
472
473
474
475
476
477
478
479
480
481
482
483
484
485
486
487
488
489
490
491
492
493
494
495
496
497
498
499
500
501
502
503
504
505
506
507
508
509
510
511
512
513
514
515
516
517
518
519
520
521
522
523
524
525
526
527
528
529
530
531
532
533
534
535
536
537
538
539
540
541
542
543
544
545
546
547
548
549
550
551
552
553
554
555
556
557
558
559
560
561
562
563
564
565
566
567
568
569
570
571
572
573
574
575
576
577
578
579
580
581
582
583
584
585
586
587
588
589
590
591
592
593
594
595
596
597
598
599
600
601
602
603
604
605
606
607
608
609
610
611
612
613
614
615
616
617
618
619
620
621
622
623
624
625
626
627
628
629
630
631
632
633
634
635
636
637
638
639
640
641
642
643
644
645
646
647
648
649
650
651
652
653
654
655
656
657
658
659
660
661
662
663
664
665
666
667
668
669
670
671
672
673
674
675
676
677
678
679
680
681
682
683
684
685
686
687
688
689
690
691
692
693
694
695
696
697
698
699
700
701
702
703
704
705
706
707
708
709
710
711
712
713
714
715
716
717
718
719
720
721
722
723
724
725
726
727
728
729
730
731
732
733
734
735
736
737
738
739
740
741
742
743
744
745
746
747
748
749
750
751
752
753
754
755
756
757
758
759
760
761
762
763
764
765
766
767
768
769
770
771
772
773
774
775
776
777
778
779
780
781
782
783
784
785
786
787
788
789
790
791
792
793
794
795
796
797
798
799
800
801
802
803
804
805
806
807
808
809
810
811
812
813
814
815
816
817
818
819
820
821
822
823
824
825
826
827
828
829
830
831
832
833
834
835
836
837
838
839
840
841
842
843
844
845
846
847
848
849
850
851
852
853
854
855
856
857
858
859
860
861
862
863
864
865
866
867
868
869
870
871
872
873
874
875
876
877
878
879
880
881
882
883
884
885
886
887
888
889
890
891
892
893
894
895
896
897
898
899
900
901
902
903
904
905
906
907
908
909
910
911
912
913
914
915
916
917
918
919
920
921
922
923
924
925
926
927
928
929
930
931
932
933
934
935
936
937
938
939
940
941
942
943
944
945
946
947
948
949
950
951
952
953
954
955
956
957
958
959
960
961
962
963
964
965
966
967
968
969
970
971
972
973
974
975
976
977
978
979
980
981
982
983
984
985
986
987
988
989
990
991
992
993
994
995
996
997
998
999
1000

1
2
3
4
5
6
7
8
9 *steel slags as a supplementary cementitious material (SCM) - Development of a mixing*
10 *calculator*). Bachelor Thesis, Leoben.

11
12 European Commission (2015) *Den Kreislauf schließen - Ein Aktionsplan der EU für die*
13 *Kreislaufwirtschaft (Closing the loop - An EU action plan for the circular economy)*, Brüssel,
14 COM(2015) 614 final.

15
16
17
18 European Commission (2019) *Der europäische Grüne Deal (The European Green Deal)*,
19 Brüssel, COM(2019) 640 final.

20
21
22 European Parliament and Council (2018) Directive 2008/98/EC of the European Parliament and
23 of the Council on waste and repealing certain Directives.

24
25
26 Favier A, Wolf C de, Scrivener K and Habert G (2018) *A sustainable future for the European*
27 *Cement and Concrete Industry: Technology assessment for full decarbonisation of the*
28 *industry by 2050*.

29
30
31
32 Federal Ministry of Austria for Agriculture, Forestry, Environment and Water Management
33 (2015) *Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von*
34 *bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende*
35 *von Recycling-Baustoffen - Recycling-Baustoffverordnung (Obligations during construction*
36 *or demolition activities, the separation and treatment of waste arising from construction or*
37 *demolition activities, the production and end-of-waste of recycled building materials -*
38 *Recycling Building Materials Ordinance): RBV*. Federal Ministry of Austria for Agriculture,
39 Forestry, Environment and Water Management, BGBlA_2015_II_181.

40
41
42
43
44
45
46
47 Federal Ministry of Austria for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and
48 Technology (2021) *Änderung der Deponieverordnung (Landfill Ordinance): DVO 2008*.

49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
Federal Ministry of Austria for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and
Technology (2022) *Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären*

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9 *Gesellschaft - Die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie (Austria on the way to a*
10 *sustainable and circular society - The Austrian circular economy strategy)*, Wien (Vienna).
11
12 Federal Ministry of Austria for Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and
13
14 Technology (2023) *Federal Waste Management Plan (BAWP) 2023 - part 1*, Wien (Vienna).
15
16 Grengg C, Ukrainczyk N, Koraimann G et al. (2020) Long-term in situ performance of
17
18 geopolymer, calcium aluminate and Portland cement-based materials exposed to
19
20 microbially induced acid corrosion. *Cement and Concrete Research* 131: 106034,
21
22 10.1016/j.cemconres.2020.106034.
23
24 Hewlett PC and Liska M (2019) *Lea's Chemistry of Cement and Concrete*. Elsevier.
25
26 Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Sissa A et al. (2013)
27
28 *Best available techniques (BAT) reference document for the manufacture of glass industrial*
29
30 *emissions Directive 2010/75/EU: integrated pollution prevention and control*. Publications
31
32 Office.
33
34 Juhart J, Gößler C, Grengg C et al. (2020) Material characterization of geopolymer mortar for its
35
36 beneficial use in composite construction. *RILEM Technical Letters* 5: 174–185,
37
38 10.21809/rilemtechlett.2020.125.
39
40 Kleemann F, Lederer J, Rechberger H and Fellner J (2017) GIS-based Analysis of Vienna's
41
42 Material Stock in Buildings. *Journal of Industrial Ecology* 21(2): 368–380,
43
44 10.1111/jiec.12446.
45
46 Li X, Snellings R, Antoni M et al. (2018) Reactivity tests for supplementary cementitious
47
48 materials: RILEM TC 267-TRM phase 1. *Materials and Structures* 51(6), 10.1617/s11527-
49
50 018-1269-x.
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9 Mastali M, Zahra A, Hugo K and Faraz R (2021) Utilization of mineral wools in production of
10 alkali activated materials. *Construction and Building Materials* 283: 122790,
11 10.1016/j.conbuildmat.2021.122790.
12
13
14 Mauschitz G (2022) *Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie -*
15 *Berichtsjahr 2021 (Emissions from plants in the Austrian cement industry - reporting year*
16 *2021)*. Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaft, Wien.
17
18
19
20 Mimra C (2021) *Recycling von künstlichen Mineralfasern als Sekundärzumahlstoff in der*
21 *Bindemittelindustrie (Recycling of mineral wool: Treatment of rock wool for the potential*
22 *utilization as a secondary grinding material in the cement industry)*. Master thesis, Leoben.
23
24
25
26 Moser S, Leitner K-H and Steinmüller H (2014) *F&E-Fahrplan - Energieeffizienz in der*
27 *energieintensiven Industrie (R&D Roadmap - Energy efficiency in energy-intensive*
28 *industry)*.
29
30
31
32 Mueller A (2009) Recycling mineral wool waste - technologies for the conservation of fiber
33 structure. *InterCeram: International Ceramic Review*: 378–381.
34
35
36 Nagy N (2020) *Determination of Thermal Properties of Mineral Wool Insulation Materials for Use*
37 *in Full-Scale Fire Modelling*. Master thesis, Waterloo.
38
39
40 Papadopoulos AM (2005) State of the art in thermal insulation materials and aims for future
41 developments. *Energy and Buildings* 37(1): 77–86, 10.1016/j.enbuild.2004.05.006.
42
43
44 Pavel CC and Blagoeva DT (2018) *Competitive landscape of the EU's insulation materials*
45 *industry for energy-efficient buildings: revised edition*.
46
47
48 Porr AG (2022) *Press Release - Mineral Wool Processing Plant*.
49
50 Saint-Gobain ISOVER Austria GmbH (2019a) *Glas Wool - Environmental Product Declaration*.
51 Bau EPD GmbH.
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3
4
5
6
7
8
9 Saint-Gobain ISOVER Austria GmbH (2019b) *Stone Wool - Environmental Product Declaration*.

10 Bau EPD GmbH.

11
12 Sattler T, Pomberger R, Schimek J and Vollprecht D (2020a) Mineral Wool Waste in Austria,
13 Associated Health Aspects and Recycling Options. *Detritus*(9): 174–180, 10.31025/2611-
14 4135/2020.13904.
15
16
17

18 Sattler T, Sartori M, Galler R et al. (2020b) Effects of cement addition and briquetting of rock
19 wool on its geomechanical stability in landfills. *Waste management & research the journal of*
20 *the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 38(4): 408–414,
21 10.1177/0734242X20906876.
22
23
24
25

26 Schultz-Falk V, Agersted K, Jensen PA and Solvang M (2018) Melting behaviour of raw
27 materials and recycled stone wool waste. *Journal of Non-Crystalline Solids* 485: 34–41,
28 10.1016/j.jnoncrysol.2018.01.035.
29
30
31

32 Sirok B, Blagojevic B and Bullen P (2008) *Mineral wool: Production and properties*. Woodhead
33 Publishing Limited, Cambridge, England.
34

35 Steindl RF, Doschek-Held K, Juhart J, Wohlmuth D and Mittermayr F (2022) Mineralische
36 Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten (Mineral
37 residues and by-products as components of reactive binder components). In *Recy &*
38 *DepoTech 2022: Vorträge* (Pomberger R (ed.)).
39
40
41
42

43 Steindl RF, Doschek-Held K, Weisser K et al. (2023) Mineral residues and by-products upcycled
44 into reactive binder components for composite cements or alkali-activated materials. In
45 *SynerCrete '23* (Synercrete (ed.)).
46
47
48

49 United Nations (2015) *Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige*
50 *Entwicklung (Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development)*, New
51 York, A /RES/70/1.
52
53
54
55
56
57
58
59
60

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9 Väntsi O and Kärki T (2014) Mineral wool waste in Europe: a review of mineral wool waste
10 quantity, quality, and current recycling methods. *Journal of Material Cycles and Waste*
11 *Management* 16(1): 62–72, 10.1007/s10163-013-0170-5.
12
13
14 Yap ZS, Khalid NHA, Haron Z et al. (2021) Waste Mineral Wool and Its Opportunities-A Review.
15 *Materials (Basel, Switzerland)* 14(19), 10.3390/ma14195777.
16
17
18 Yliniemi J, Luukkonen T, Kaiser A and Illikainen M (2019) Mineral wool waste-based
19 geopolymers. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* 297(1): 12006,
20 10.1088/1755-1315/297/1/012006.
21
22
23 Yliniemi J, Ramaswamy R, Luukkonen T et al. (2021) Characterization of mineral wool waste
24 chemical composition, organic resin content and fiber dimensions: Aspects for valorization.
25 *Waste management (New York, N. Y.)* 131: 323–330, 10.1016/j.wasman.2021.06.022.
26
27
28 Yliniemi J, Walkley B, Provis JL, Kinnunen P and Illikainen M (2020) Nanostructural evolution of
29 alkali-activated mineral wools. *Cement and Concrete Composites* 106: 103472,
30 10.1016/j.cemconcomp.2019.103472.
31
32
33 Zhao S (2021) *Circular economy strategy for mineral wool wastes: potential secondary raw*
34 *material for Alkali Activated Materials (AAMs)*. School of Architecture and the Built
35 Environment, Stockholm.
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

5.2 Mineral Wool as Alternative Raw Material (ARM)

The use of mineral wool as an ARM to produce mineral wool-containing clinker was examined with the aim of replacing 5% of the primary raw materials for cement in the raw meal. The tests were performed on a laboratory scale.

Three raw meal blends were calculated, two of which contained mineral wool. Blend 1 was composed of glass wool, limestone, gravel, iron scale, and clay. Formula 2 consisted of stone wool, limestone, gravel, iron scale, and clay. The third blend was a standard cement clinker composition without any added mineral wool. The powdery blends were pelletized on a rotating plate and then processed individually in a Top Blown Rotary Converter (TBRC) via direct heating by an oxy-fuel burner. After reaching maximum temperatures of 1430-1460 °C and holding it for 30 minutes, the pellets were poured into a metal container and cooled using compressed air. The chemical composition of the pellets was then determined and the clinker pellets were embedded in resin and polished to perform clinker microscopy.

The high Na₂O content of 16% in the glass wool limited the amount that could be added to the raw meal blend. Therefore, the pursued content of 5% glass wool in the blend was not reached. To meet the chemical requirements of the composition, only 0.5% glass wool were added to the raw meal blend. The addition of glass wool to the mixture reduced limestone and clay by 0.1% and gravel by 0.39%.

The stone wool blend could replace up to 7.94% of primary raw materials. Additionally, the Fe₂O₃ content in the stone wool allowed for a 0.15% reduction in iron scale. The use of stone wool also resulted in saving 9.34% of clay and 1.02% of limestone.

The presence of glass wool and stone wool had a minimal effect on the quality of the raw meal. During the TBRC kiln procedure, any fibers present were destroyed and transformed into clinker phases. This process did not negatively impact the quality.

6 Research Question 5

6.1 Publication 5

Recycling of potential hazardous Stone Wool into a non-hazardous New Stone Wool

Sattler, T., M., Doschek-Held, K., Krammer, A., Pomberger, R. & Vollprecht, D. (under review). Recycling of potential hazardous Stone Wool into a non-hazardous New Stone Wool. [under review in Detritus Journal].

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The conceptualization of the review paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-authors Daniel Vollprecht and Klaus Doschek-Held. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The experiments were mainly carried out by the doctoral student with supporting work from student assistants Lukas Neumayr, Christoph Gatschlhofer and Anna Krammer. The publication was mainly written and envisaged by the PhD candidate, supported by Klaus-Doschek-Held and Anna Krammer. The internal review process was carried out in consultation with the co-authors Klaus Doschek-Held and Daniel Vollprecht.

Recycling of potential hazardous Stone Wool into a non-hazardous New Stone Wool

Journal:	<i>Detritus Journal</i>
Manuscript ID	DJ-23-075
Manuscript Type:	Full Length Research Article
Date Submitted by the Author:	22-Sep-2023
Complete List of Authors:	Sattler, Theresa; Montanuniversitat Leoben, Chair of Waste Processing Technology and Waste Management Doseck-Held, Klaus; Montanuniversitat Leoben, Chair of Thermal Processing Technology Krammer, Anna; Montanuniversitat Leoben, Chair of Thermal Processing Technology Pomberger, Roland; Montanuniversitat Leoben Department für Umwelt- und Energieverfahrentechnik, Chair of waste processing technology and waste management Vollprecht, Daniel; Universität Augsburg, Chair of Resource and Chemical Engineering, Institute of Materials Resource Management
Keywords:	mineral wool waste, recycling, stone wool, hazardous waste, leaching behaviour, wool2wool
Abstract:	Mineral wool products are man-made vitreous fibres (MMVFs), such as glass wool and stone wool, mainly used for thermal and acoustic insulation. Demolition of buildings generates mineral wool (MW) waste. With regard to the intended recycling of materials, the European Union's circular economy package currently foresees a landfill ban for certain waste streams by 2030. As a result, Austria will have a landfill ban for MMVFs from 2027. This paper presents an investigated route for the recycling of MW waste into new mineral wool (wool2wool). The recycling route aims to conserve valuable and limited landfill volume and enables the reduction of primary resource consumption and CO ₂ emissions. The investigation was based on pH-dependent leaching tests of the fibres according to ÖNORM EN 14429 and hydrogeochemical modelling using LeachXS/Orchestra to identify the solubility-controlling mechanisms. The next step was a thermochemical treatment using correction materials to adjust the chemical composition, followed by rapid cooling through a spinning process. Another focus was on the theoretical determination of the dynamic viscosity to ensure suitable flow behaviour during fibre production. The chemical composition of the mineral wool produced was analysed, and it was shown that the target formulation could not be achieved for all elements within the permitted variation. The variations were due to the dissolution of the kiln lining, which had a more significant influence on the experiment than expected. Overall, the recycling pathway showed a high potential for CO ₂ savings, resource savings and other environmental benefits by recycling waste that is

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

	currently landfilled.

SCHOLARONE™
Manuscripts

Abstract

Mineral wool products are man-made vitreous fibres (MMVFs), such as glass wool and stone wool, mainly used for thermal and acoustic insulation. Demolition of buildings generates mineral wool (MW) waste. With regard to the intended recycling of materials, the European Union's circular economy package currently foresees a landfill ban for certain waste streams by 2030. As a result, Austria will have a landfill ban for MMVFs from 2027. This paper presents an investigated route for the recycling of MW waste into new mineral wool (wool2wool). The recycling route aims to conserve valuable and limited landfill volume and enables the reduction of primary resource consumption and CO₂ emissions. The investigation was based on pH-dependent leaching tests of the fibres according to ÖNORM EN 14429 and hydrogeochemical modelling using LeachXS/Orchestra to identify the solubility-controlling mechanisms. The next step was a thermochemical treatment using correction materials to adjust the chemical composition, followed by rapid cooling through a spinning process. Another focus was on the theoretical determination of the dynamic viscosity to ensure suitable flow behaviour during fibre production. The chemical composition of the mineral wool produced was analysed, and it was shown that the target formulation could not be achieved for all elements within the permitted variation. The variations were due to the dissolution of the kiln lining, which had a more significant influence on the experiment than expected. Overall, the recycling pathway showed a high potential for CO₂ savings, resource savings and other environmental benefits by recycling waste that is currently landfilled.

Keywords

mineral wool waste, recycling, stone wool, hazardous waste, leaching behaviour, wool2wool

1. Introduction

The 2030 Agenda for Sustainable Development of the United Nations (UN) proclaimed 17 Sustainable Development Goals (SDGs) in addition to the Millennium Development Goals (MDGs) (United Nations 2015). The recycling of mineral wool waste is expected to contribute to the achievement of these goals. It should also enable the implementation of the Austrian landfill ban for mineral wool waste from 2027 (DepVO 2021).

1
2
3 Mineral wool is a man-made vitreous fibre made primarily from glass, igneous rock and slag.
4
5 Mineral wool products are used as insulation and in horticulture. Mineral wool waste causes waste
6
7 management problems due to its high volume and low density. Currently, most of Austria's mineral
8
9 wool waste is landfilled and not recycled (Sattler et al. 2020a). As it is mandatory to landfill mineral
10
11 wool waste in big bags in separate landfill compartments, this results in a 400-fold difference in
12
13 Young's modulus between the general Construction and Demolition (C&D) waste and the mineral
14
15 wool compartments (Sattler et al. 2020b), causing serious accidents in the form of overturned
16
17 vehicles due to sudden ground settlement (Huber 2019). This has led to several accidents involving
18
19 vehicles crossing the landfill, as the vehicles have overturned when driving through the concrete
20
21 dominated C&D waste on the mineral wool body (Huber 2019). The positive effect of briquetting
22
23 mineral wool waste on density and strength was shown by Sattler et al. (2019), where the bulk
24
25 density of glass wool and stone wool was increased up to 100 times. Therefore, briquetted mineral
26
27 wool waste is expected to be more stable in landfill than loose mineral wool waste (Sattler et al.
28
29 2019).

30
31 In line with the waste hierarchy, priority however should be given to recycling rather than landfilling.
32
33 The recycling of mineral wool waste by using processed mineral wool waste as backfill material is
34
35 a possible application (Höllén et al. 2015). In Austria, it is not yet common practice to backfill
36
37 underground mines that are in danger of collapsing with backfill products containing mineral wool
38
39 waste (Sattler et al. 2019), (Sattler et al. 2021) (Vollprecht et al. 2019). Unconfined compressive
40
41 strength (UCS) investigations have shown that the formulations tested in the laboratory provide a
42
43 sufficiently stabilising function for the fractured rock. However, in addition to the UCS, the leaching
44
45 of contaminants is also important to evaluate within an environmental assessment (Sattler et al.
46
47 2022). Studies have shown that recycling mineral wool waste (glass wool waste and stone wool
48
49 waste) in the cement industry can decrease production costs, saves primary raw materials and
50
51 decreases CO₂ emissions in production, and can also save valuable landfill space (Sattler et al.
52
53 2020c). Another way in which mineral wool can be recycled is as supplementary cementitious
54
55 material (SCM) (Doschek-Held et al. 2023), (Sattler et al. 2020d). It can also be used to produce
56
57 alkali-activated materials (AAMs). AAMs are alternative binder systems, activated by alkaline
58
59
60

1
2
3 solutions, such as water glass and alkali hydroxides and are used to create concrete-like structures
4
5 (Tuorila et al. 2020), (Grenng 2021), (Steindl et al. 2023).

6
7 From the point of view of the waste hierarchy, a recycling at the mineral wool plant is preferable.

8
9 Currently, mineral wool manufacturers only take back their own new, non-hazardous mineral wool
10
11 waste for recycling. This is because mineral wool fibres may have adverse health effects in case
12
13 of low solubility in the human lung (Muhle et al. 1998) which is generally not known for old mineral
14
15 wool fibres in C&D waste. The carcinogenicity of mineral wool fibres depend on their dimension,
16
17 dosis and durability (Barly et al. 2019). A dimension with a length of more than 5 μm , a diameter of
18
19 less than 3 μm and a length-to-diameter-ratio of 3 or more is considered as "critical" for lung
20
21 diseases according to the World Health Organization (WHO), so that such fibres are called WHO
22
23 fibres (IARC 1988), However, even WHO fibres can be destroyed in the human lung by so-called
24
25 clearing mechanisms. The dwell time of a fibre in the human lung is described by the biopersistance
26
27 which is affected by mechanical clearance mechanisms and biochemical dissolution (IARC, 1988).
28
29 Therefore, since the 1990s many countries introduced compulsory biosolubility tests for newly
30
31 produced mineral wool (97/69/EC 1997, GefStoffV 2010) and the industry developed
32
33 corresponding labels such as RAL (RAL 2023) and EUCEB (EUCEB 2023). The EUCEB
34
35 (EUropean CErtification Board for mineral wool products) was established in 2000 to increase the
36
37 confidence of authorities, customers, and consumers in the safety of mineral wool. The general
38
39 purpose of these labels is to provide voluntary certification that the manufactured fibres have a
40
41 chemical composition within the ranges of the approved reference fibres. In these in-vivo tests,
42
43 mineral fibres are implanted into animals and after 40 days the animals are killed and the number
44
45 of still existing fibres is compared with the initial amount. An alternative are in-vitro-tests in which
46
47 the lung environment is modelled by experimental solutions. In this case the pH values of the
48
49 extracelular environment (7.4) and within the macrophages (4.5) must be investigated (Oberdörster
50
51 1991). For stone wool, a mineral wool subgroup, the biosolubility increase was reached by a higher
52
53 alumina content (Guldberg et al. 2000). The relation between the Al content and the biosolubility is
54
55 highly complex. For Al/(Al+Si) ratios below 0.1, which is typical for glass wool, the dissolution rate
56
57 at pH 7.4 decreases with increasing Al content, whereas it increases with increasing Al content
58
59 above ratios of 0.2 which are typical for stone wool (Guldberg et al. 2000). In consequence, for
60

1
2
3 stone wool, “new” products with Al_2O_3 concentrations of 19 to 22 wt% and SiO_2 -concentrations of
4
5 37 to 43 wt% compared to “old” products with Al_2O_3 concentrations of around 14 wt% and SiO_2
6
7 concentrations of about 46 wt% were produced. However, due to the landfill ban, demolition and
8
9 waste management face a severe challenge and request manufacturers to recycle all mineral wool
10
11 waste. For this purpose, it is necessary to investigate how old, hazardous mineral wool waste can
12
13 be spun into new mineral wool. The adverse health effects of hazardous mineral wool are thought
14
15 to be determined by certain fibre characteristics such as fibre length, fibre diameter and also in vivo
16
17 durability and persistence (IARC 1988). In vivo tests (Eastes et al. 2000) and in vitro tests (Guldberg
18
19 et al. 2001) found that an increasing aluminium content and decreasing silicon content increased
20
21 the dissolution/degradation rate at an acidic pH in stone wool, which is preferable from a health
22
23 point of view. However, beside the aspect of health, the chemical composition effects the properties
24
25 of the melt. The implementation of the aforementioned EUCEB certificate led to an increase in the
26
27 aluminium oxide content of stone wool products. This circumstance is essential for the chemical
28
29 modification in a wool-to-wool recycling concept and influences the thermal behaviour of the melt,
30
31 e.g. the dynamic viscosity, during the fibre production process. The aluminium oxide content of
32
33 stone wool is in the range of 14 to 18 wt% (Yliniemi et al. 2021). Peternej et al. (2017) published a
34
35 dynamic viscosity 1.88 Pa*s at 1400°C for his spinning wheel tests using a stone wool sample with
36
37 an aluminium oxide content of about 17 wt%. The dynamic viscosity was calculated using the
38
39 Urbain model (Urbain 1987).

40
41 This study aimed to investigate the recycling of low aluminium mineral wool in order to obtain new
42
43 mineral wool with a higher aluminium content. The results of this work show that it is possible to
44
45 recycle mineral wool waste by conditioning it with other correction materials.

46 47 48 **2. Materials and Methods**

49 50 **2.1 Sampling**

51
52 In order to obtain a representative sample material of mineral wool waste, a staggered sampling
53
54 was conducted at an Austrian landfill. The waste material was collected from each truck over the
55
56 course of a month, and then placed in hermetically sealed bags. 13 stone wool waste samples
57
58 were taken.

59
60 Seven mineral wool product samples were purchased from Austrian construction markets.

2.2 XRF analyses

The chemical composition of the mineral wool waste and mineral wool product samples, as well as the new mineral wool spun in this study, was determined by XRF. A Panalytical XRF instrument (Axios PW2400) from CRB GmbH was used at a voltage of 60 kV.

2.3 Chemical composition and solubility of stone wool

Three stone wool samples (SW_1, SW_2 and SW_3) were analysed for loss on ignition at 1025°C and subsequently for chemical composition using X-ray fluorescence spectroscopy (XRF). pH-dependent leaching tests based on ÖNORM EN 14429 were conducted to study the solubility of the samples (Bauer 2021). In contrast to the study of Guldberg et al. (2000) who determined dissolution rates, i.e. kinetic constants, in this approach a thermodynamic equilibrium between solid and aqueous solutions should be achieved. Prior to the leaching tests, samples were comminuted using an Eirich mixer to particle sizes of 1 to 1.5 cm. In deviation to the standard, a liquid/solid (L/S) ratio of 15 instead of 10 was chosen to prevent complete absorption of the liquid by the solid, which had been observed for L/S = 10. The leachate was analysed after the experiment for pH, filtrated at 0.45 µm and analysed for cations using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS, Agilent 7500 CE) and for anions using ion chromatography (IC, Thermo Fisher Scientific ICS 2000). The leachable concentrations at all pH values were used as input for hydrogeochemical modelling which was done using LeachXS/Orchestra and the Minteqv4 database. The program uses the maximum leachable concentrations as “available” concentrations and predicts the precipitation of solid phases from this hypothetical solution as well as the sorption of dissolved species to sorbents such as hydrous ferric oxides (HFO). The modelling strategy was based on the inclusion of all phases possibly precipitating from the solution. If the model yielded lower concentrations than in equilibrium with these phases, the corresponding phases were excluded from the model. This procedure was applied iteratively until modelled and analysed leached concentrations matched each other. Since carbonate was not determined in the leachates due to the rapid interaction with the atmosphere, the available carbonate concentrations were fitted to the measured Ca concentrations since calcite saturation is suggested to be a leaching controlling mechanism. The corresponding values were 20,000 mg/kg dry matter (DM) for the Al-rich samples and 500 mg/kg DM for the Al-poor sample.

2.4 Wool2wool – Mineral wool recycling

The stone wool sample with the lowest aluminium content, i.e. 1.65 wt%, was selected as the conditioned sample due to its presumed low solubility. This value is far below the “old” stone wool composition given in the literature and rather suggests a high solubility (Guldberg et al. 2000). The target formulation in the experiment was the chemical composition of a new, non-hazardous mineral wool. The Urbain model was used to ensure comparability with the dynamic viscosity published by Peternelj et al. (2017). The dynamic viscosity was calculated for the chemical composition of the melt of the newly spun mineral wool and the target composition range using the EUCEB deviation criteria.

2.4.1 Chemical composition

In order to achieve the target composition (Table 3), the appropriate amount of addition of waste and correction materials to be added to the stone wool was calculated, using a Microsoft Excel Solver Add-In; these correction materials were dolomite slurry and corundum dust, while SiO₂ and MgO were added as pure materials (Table 1). The chemical composition of the stone wool, dolomite slurry and corundum dust are shown in Figure 1.

****Table 1****

****Figure 1****

2.4.2 Mechanical processing

The first step was to prepare the mineral wool using a forced action mixer to reduce particle size and homogenise the material with the other residual and pure materials (correction materials), followed by wet pelletising. Prior to the thermochemical treatment, the pellets were dried, preheated at 120°C and separated in 2 batches of 18 kg each.

2.4.3 Thermochemical conditioning

A top blown rotary converter (TBRC) furnace was loaded with the preheated pellets. The material was then heated to a maximum temperature of 1500°C in the furnace. As the melting point of the pellets was exceeded, a melt was formed. When the target temperature was reached, the furnace was tilted and the melt stream was poured over a steel nose onto a 2-wheel spinner. At the spinner,

1
2
3 the melt was defibred by compressed air and spun into conditioned, new mineral wool (Figure 2).
4
5 The melting process of both batches was monitored and documented using a thermal imaging
6
7 camera, a high-speed camera and several pyrometers.
8
9

10 ****Figure 2****
11
12
13
14

15 **3. Results and Discussion**

16 **3.1 Chemical Composition of stone wool products and stone wool waste**

17
18 The chemical composition of the stone wool products is shown in Figure 3 and the composition of
19
20 the analysed stone wool waste is presented in Figure 4. Stone wool products tend to be richer in
21
22 SiO_2 , Al_2O_3 , Na_2O and MgO , whereas values for CaO , K_2O and Fe_2O_3 tend to be slightly higher in
23
24 stone wool waste. The variation in stone wool waste is explained by two factors. Firstly, the
25
26 chemistry of old mineral wool waste has changed compared to new mineral wool waste after the
27
28 EUCED label for new mineral wool products was achieved. This explains in particular the variation
29
30 in Al_2O_3 content. Secondly, some impurities are introduced into the waste as a result of
31
32 contamination during the demolition of buildings. Typical impurities in stone wool waste are gypsum
33
34 adhesions, iron filings and aluminium facings. The presence of these materials results in increased
35
36 levels of CaO and Fe_2O_3 .
37
38
39

40 ****Figure 3****
41
42
43
44

45 ****Figure 4****
46
47
48
49

50
51 The full list of chemical analyses can be found as supplementary content alongside the electronic
52
53 version of this article.
54
55

56 **3.2 Solubility of Stone Wool**

57
58 The chemical composition of the investigated samples within the solubility tests (Table 2) shows
59
60 that one sample (SW_3) is significantly depleted in Al compared to the other two samples. The
Al/(Al+Si) ratio of this sample is 0.03 compared to 0.23 and 0.26, respectively. According to the

1
2
3 data of Guldberg et al. (2000), the Al-poor sample should have an increased biosolubility compared
4
5 to the Al-rich samples, whereas even higher Al/(Al+Si) ratios of around 0.4 would also yield a high
6
7 biosolubility.
8

9
10 ****Table 2****

11
12 The pH-dependent leachability of Si and the corresponding hydrogeochemical models of the
13
14 investigated samples is displayed in Figure 5, modified after Bauer (2021).
15

16
17 ****Figure 5****

18
19 Si can be considered as a proxy for stone wool dissolution as it is the network former of the glass
20
21 structure. At first, the solubility at pH 4.5, the environment inside the macrophages, shall be
22
23 compared. In this range, 150 mg/L Si are leached from sample SW_1, 18 mg/L from sample SW_2
24
25 and less than 1 mg/L from sample SW_3. In contrast to the results for the dissolution rates of
26
27 Guldberg et al (2000), these equilibrium tests show the lowest leaching of Si for the lowest Al
28
29 concentration and lowest Al/Si ratio. The sample with the highest Al concentration and highest Al/Si
30
31 ratio plots, however, does not show the highest, but intermediate leaching. At pH 7.5, the
32
33 environment outside the macrophages in the lung fluid, 30 mg/L Si are leached from sample SW_1,
34
35 6 mg/L from sample SW_2 and only 0.5 mg/L from sample SW_3. This means, that the order
36
37 between the samples remains the same, but the overall leaching of Si is lower at neutral pH than
38
39 in the acidic range. The overall pH-dependent trend of Si leaching shows an amphoteric behavior
40
41 with lowest leaching in the neutral pH range and increasing leachability towards both acidic and
42
43 alkaline pH. However, the low-leaching Al-rich sample SW_3 has the leaching maximum in the
44
45 alkaline pH range - with similar values as the two other samples, whereas the higher-leaching
46
47 samples have a leaching maximum in the acidic pH range. The main difference between the Al-
48
49 rich sample and the other two samples is the suppression of Si leaching in the acidic to neutral pH
50
51 range.
52

53
54 Hydrogeochemical modelling revealed the reasons for the different solubility of the three stone wool
55
56 samples, reflected in the different Si leaching. The low solubility of the Al-rich sample SW_3 in the
57
58 acidic to neutral pH range can be explained by the low solubility of quartz. It seems unlikely that
59
60 quartz precipitates from aqueous solutions at room temperature, but also the slightly higher

1
2
3 solubility of amorphous silica would be a reasonable leaching control mechanism. In contrast, in
4
5 the Al-rich sample, the entire available Si concentration, i.e. more than 100 mg/L, is leached at
6
7 acidic pH and any leaching control mechanism is absent. It can be suggested that the presence of
8
9 Al in the leachate yields to the formation of dissolved Al-Si species increasing the solubility of Al-
10
11 rich stone wool and preventing precipitation of secondary mineral phases. In contrast, in the
12
13 alkaline pH range, leaching control mechanisms are present. For the Al-rich samples, the
14
15 precipitation of wairakite, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{O})_2[\text{Al}_2\text{Si}_4\text{O}_{12}]$, is suggested to control the leaching. For the Al-poor
16
17 sample, the precipitation of talc, $\text{Mg}_3[(\text{OH})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}]$, yields similar leachable concentrations of
18
19 <10 mg/L Si at pH 10. Anyway, this pH range is not relevant to assess the health risks associate
20
21 with stone wool waste.
22

23
24 Based on the chemical analyses and the solubility studies, the sample SW_3 was selected as a
25
26 potentially hazardous material to demonstrate that such kind of wastes can be recycled into non-
27
28 hazardous, highly soluble new stone wool. The composition of sample SW_2 was defined as a
29
30 target composition which would be non-hazardous and could be sold under current legislation. This
31
32 was done, because the even more soluble sample SW_1 was a waste sample, whereas the chosen
33
34 SW_2 was indeed a “new” stone wool product with EUCEB certificate. The aim of the subsequent
35
36 thermochemical treatment test was therefore to adjust the composition of SW_3 to the composition
37
38 of SW_2 by adding Al-rich residues.
39

40 41 **3.3 Recycling test**

42
43 The XRF analysis of the newly spun mineral wool (Figure 6) showed that the target formulation
44
45 within the permitted range of variation of the EUCEB quality label was not achieved for all elements
46
47 (Table 3). The Al_2O_3 content after spinning was 2.73 wt% higher in batch 1 and 4.23 wt% higher in
48
49 batch 2 than calculated using the composition and mixing ratio of the input materials. There were
50
51 also deviations in the magnesium oxide and iron oxide contents. This can be explained by the fact
52
53 that the refractory lining has dissolved and mixed with the melt. It was observed that all components
54
55 detachable from refractory lining were raised in both batches of newly spun mineral wool.
56

57 ******Table 3******

58
59 ******Figure 6******
60

3.4 Dynamic Viscosity

The determination of dynamic viscosity over a temperature range of 1000°C to 1700°C was effectively determined using the Urbain model (1987), with the chemical compositions serving as the controlling factor. Importantly, both batch 1 and batch 2 met the specified EUCEB deviation criteria for the desired target composition. Consequently, both batches are well within the specified dynamic viscosity thresholds. It should be emphasized that there is a high degree of consistency between the results of the two test batches, indicating a good reproducibility and methodological reliability. This consistency is evident in Figure 7, which shows not only the internal agreement but also the agreement with the dynamic viscosity results published by Peterneij et al. 2017. These agreements support the validity of the Urbain model and enhance its applicability in predicting the dynamic viscosity trends for similar compositions and conditions.

****Figure 7****

4 Conclusion

The feasibility of recycling post-consumer mineral wool waste of unknown origin and potential hazardous properties into safe, new mineral wool products is demonstrated by the recycling route (wool2wool) investigated. Post-consumer mineral wool waste from C&D activities is often lacking labels indicating health safety and is therefore considered hazardous. In-vitro and especially in-vivo tests for (bio)solubility are not feasible for mineral wool waste due to temporal and financial efforts. The relationship between chemistry and solubility generally allows to predict the health impact of mineral wool. However, mineral wool manufacturers and quality associations do often not disclose the chemical composition of their products and the outcome of (bio)solubility tests, excluding a scientific assessment of the complex relations between chemistry and solubility. pH-dependent leaching tests revealed that low-Al fibres (1.65 wt% Al_2O_3) are characterized by a low solubility in the biologically relevant acidic to neutral pH range (<1 mg/L Si), whereas high-Al fibres (11.83 wt% and 15.11 wt% Al_2O_3) exhibit more than one order of magnitude higher solubility (>10 mg/L Si). Hydrogeochemical modelling suggests that low solubility is due to the presence of amorphous pure silica, whereas the formation of dissolved alumino-silicate species fosters the

1
2
3 dissolution of high-Al mineral wool fibres. Therefore, mixing Al-poor and therefore potentially
4 hazardous mineral wool waste with Al-rich corundum dust and additional correction materials, and
5 remelting the mixture to produce Al-richer mineral wool products is a feasible strategy to cope with
6 the challenge of mineral wool waste management. In order to calculate the required mixing ratio,
7 the dissolution of refractory material in the melt must also be considered. Further research is
8 required to develop appropriate refractory concepts and to predict the dissolution of refractories in
9 silicate melts obtained from multi-waste mixtures. In summary, thermochemical treatment of
10 mineral wastes allows to destroy hazardous properties such as biopersistence or fibre geometry.
11 Since, unlike landfilling, thermo-chemical treatment can destroy the hazardous character, it should
12 be further investigated for the recycling of other hazardous wastes such as asbestos.
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

REFERENCES

- Barly, S.H.Q.; Okhrimenko, D.V.; Solvang, M.; Yue, Y.; Stipp, S.L.S. (2021) Dissolution of Stone Wool Fibres with Phenol-urea-formaldehyde Binder in a Synthetic Lung Fluid. *Chemical Research in Toxicology* 32, 2398-2410. DOI:10.1021/acs.chemrestox.9b00179.
- Bauer, S. (2021). Zusammensetzung, Löslichkeit und löslichkeitsbestimmende Mechanismen von Mineralwollen. Master's thesis. Montanuniversity Leoben.
- DepVO (Deponieverordnung) (2021) Deponieverordnung 2008 – DVO 2008, Änderung der Deponieverordnung 2008, Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK).
- Doschek-Held K., Krammer A., Steindl F., Sattler T., Juhart J. (2023). Recycling of mineral wool waste as supplementary cementitious material through thermochemical treatment. *Waste Management & Research*, submitted for publication.
- Eastes, W., Potter, R. M., Hadley, J. G. (2000). Estimation of dissolution rate from in-vivo studies of synthetic vitreous fibers. *Inhal. Toxicol.* 12, 1037–1054.
- 97/69/EC (1997) Commission Directive 97/69/EC of 5 December 1997 adapting to technical progress for the 23rd time Council Directive 67/548/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions relating to the classification, packaging and labelling of dangerous substances
- EUCEB (European Certification Board for Mineral Wool Products) (2023) www.euceb.org, assessed on 2023/08/22
- GefStoffV (Gefahrstoffverordnung) (2010) Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen, Bundesrepublik Deutschland, BGBl. I 2010, 1674 - 1676
- Grengg C, Ukrainczyk N, Koraimann G et al. (2020). Long-term in situ performance of geopolymer, calcium aluminate and Portland cement-based materials exposed to microbially induced acid corrosion. *Cement and Concrete Research* 131(February): 106034, 10.1016/j.cemconres.2020.106034.
- Guldberg, M. Jensen, S., Knudsen, T., Steenberg, T. Kamstrup, O. (2001). High-Alumina Low-Silica HT Stone Wool Fibers: A Chemical Compositional Range with High Biosolubility. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 35, 217–226 (2002) DOI:10.1006/rtp.2001.1523, June 2001.
- Guldberg, M.; de Meringo, Al; Kamstrup, Ol, Furtak, H, Rossiter, C. (2000) The Development of Glass and Stone Wool Compositions with Increased Biosolubility. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 32, 184-189. DOI: 10.1006/rtp.2000.1418
- Huber, C. (2019). Dämmstoffe (Glas- und Steinwolle) auf der Deponiedeponiebautechnische Aspekte. Powerpoint Präsentation. Wien: Erfahrungsaustausch Deponien.
- Höllén, D.; Galler, R.; Pomberger, R., (2015). Möglichkeit des Schlackeeinsatzes als Untertageversatz. In: Mineralische Nebenprodukte und Abfälle. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, 2015, Bd. 2, S. 519-530.
- IARC (1988). IARC Man-made Mineral Fibres and Radon, IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans, Volume 43.
- Muhle, H.; Bellmann, B.; Sebastian, K.; Barig, A.; Blome, H. (1998) Fasern - Tests zur Abschätzung der Biobeständigkeit und zum Verstaubungsverhalten, BIA-Report. HVBG, Sankt Augustin.
- Oberdörster, G. (1991) Deposition, elimination and effects of fibres in the respiratory tract of humans and animals. *VDI-Berichte* 853, 17-37.
- Peternelj, M., Bizjan, B., Širok, B. (2017). The Influence of Airflow Characteristics and Accumulation Grid Velocity on the Formation of a Stone Wool Primary Layer. *Strojniški vestnik - Journal of Mechanical Engineering* 63(2017)6, 405-414. 2017 *Journal of Mechanical Engineering*. DOI:10.5545/sv-jme.2017.4503.
- RAL (2023) www.ral-guetesiegel.de, accessed on 2023/08/22.
- Sattler, T., Vollprecht, D., Schimek, J., Pomberger, R. (2019). Recycling künstlicher Mineralfasern, Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. DGAW, 9. Wissenschaftskongress, Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Amberg-Weiden, innsbruck university press 2019, pp.215-219.

- 1
2
3 Sattler T, Pomberger R, Schimek J and Vollprecht D (2020a). Mineral Wool Waste in Austria, Associated
4 Health Aspects and Recycling Options. *Detritus*(9): 174–180, 10.31025/2611-4135/2020.13904.
5
6 Sattler T, Sartori M, Galler R et al. (2020b). Effects of cement addition and briquetting of rock wool on its
7 geomechanical stability in landfills. *Waste management & research the journal of the International Solid
8 Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 38(4): 408–414, 10.1177/0734242X20906876.
9
10 Sattler, T. M., Höllen, D., & Pomberger, R. (2020c). Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der
11 Zement- und Mineralwolleindustrie. in *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7: -Aschen, Schlacken,
12 Stäube und Baurestmassen-* (Band 7, S. 342-355).
13
14 Sattler, T. M., Vollprecht, D., Dietrich, V., Schimek, J. (2020d). Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle
15 als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie. *Recy&DepoTech*. Band 15. S.
16 605-610.
17
18 Sattler, T., Galler, R., Vollprecht, D. (2021). Sekundärrohstoffbasierte Versatzprodukte im Bergbau –
19 Mineralwolleabfälle für den ressourcenschonenden Versatz. *Berg- und Huettenmaennische Monatshefte*
20 166, 618–622. <https://doi.org/10.1007/s00501-021-01177-0>.
21
22 Sattler, T. M., Vollprecht, D., Galler, R., Daul, J. (2022). Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld -
23 Auch eine Abfallgeschichte. in *Recy&DepoTech 2022: Vorträge-Konferenzband* (S. 705-708).
24
25 Steindl RF, Doschek-Held K, Weisser K et al. (2023). Mineral residues and by-products upcycled into reactive
26 binder components for composite cements or alkali-activated materials. In *SynerCrete '23* (Synercrete
27 (ed.)).
28
29 Tuorila, H., Luukkonen, T., Yliniemi, J., Ramaswamy, J., D'Hooghe, J., Kinnunen, P., Kaiser, A., Illikainen, M.
30 (2020). Utilization of mineral wool from construction and demolition waste: sorting, pre-treatment, and
31 alkali activation. <https://www.wool2loop.eu/en/deliverables/> [20.06.2023].
32
33 United Nations (2015). *Transformation unserer Welt: die Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung*. Vereinte
34 Nationen, New York, A /RES/70/1.
35
36 Urbain, G (1987). Viscosity estimation of slags. *Steel research* 58 (198) NO.3. March 1987.
37 <https://doi.org/10.1002/srin.198701513>.
38
39 Vollprecht, D., Sattler, T., Doschek-Held, K., Galler, R., Schimek, J., Kasper, T., Daul, J., Pomberger, R.
40 (2019). Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement
41 und in der Mineralwolleindustrie. *Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, 6, Aschen,
42 Schlacken, Stäube und Baurestmassen*, Neuruppin: Thomé Kozmiensky, 481–492.
43
44 Yliniemi, J., Ramaswamy. R., Luukkonen, T., Laitinen, O., Nunes de Sousa, A., Huuhtanen, M. Illikainen, M.
45 (2021). Characterization of mineral wool waste chemical composition, organic resin content and fiber
46 dimensions: Aspects for valorization. *Waste Management* 131 (2021) 323–330. June 2021.
47 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.022>
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60

1
2
3 **TABLES with CAPTIONS**
4
5

6 Table 1. Amount of stone wool and residual correction materials.
7

component	weight [g]
stone wool (SW_3)	17,500.0
dolomite slurry	7,001.6
corundum dust	7,001.1
SiO ₂ (pure)	2,455.0
MgO (pure)	1,049.0

16
17 Table 2. Chemical composition of the stone wool samples chosen for solubility tests.
18

	SW_1 [wt%]	SW_2 [wt%]	SW_3 [wt%]
Na ₂ O	2.85	2.24	3.87
MgO	9.24	12.80	6.68
Al ₂ O ₃	11.83	15.11	1.65
SiO ₂	39.68	41.96	54.94
P ₂ O ₅	0.28	0.09	0.05
SO ₃	0.49	0.07	0.29
K ₂ O	1.83	0.14	0.32
CaO	20.71	18.86	18.31
TiO ₂	1.42	1.70	0.31
Cr ₂ O ₃	0.11	0.04	0.03
MnO	0.62	0.19	0.05
Fe ₂ O ₃	6.19	7.30	8.93

35
36 Table 3. Composition of the newly spun mineral wool (batch 1 and batch 2) compared to target composition.
37

	initial composition [wt%]	batch 1 [wt%]	batch 2 [wt%]	target composition [wt%]
Na ₂ O	3.87	2.1	2.2	1.72
MgO	6.68	12.5	12.5	9.77
Al ₂ O ₃	1.65	18.6	20.1	15.87
SiO ₂	54.94	43.4	42.8	41.09
P ₂ O ₅	0.05	0.1	0.0	0.36
SO ₃	0.29	<0.025	<0.025	0.33
K ₂ O	0.31	0.2	0.2	1.29
CaO	18.31	16.9	16.3	15.65
TiO ₂	0.31	0.2	0.2	1.34
Cr	0.0	0.07	0.07	0.0
MnO	0.05	0.1	0.0	0.45
FeO	8.04	5.22	5.04	3.69

FIGURES CAPTION

Figure 1. Chemical composition of stone wool and waste correction waste materials.

Figure 2. Overview of thermochemical conditioning and spinning process.

Figure 3. Chemical composition of the stone wool products (n=7).

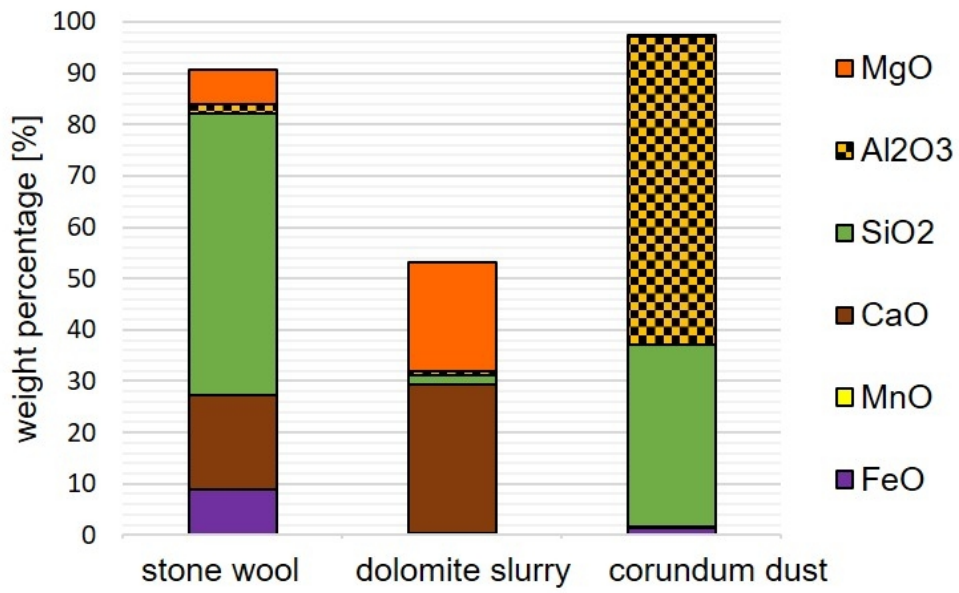
Figure 4. Chemical composition of the stone wool waste (n=13).

Figure 5. Hydrogeochemical models regarding the pH-dependent leachability of silicon for SW_1, SW_2 and SW_3 (modified after Bauer (2021)).

Figure 6. Newly spun mineral wool.

Figure 7. Dynamic viscosity for batch 1 and batch 2 compared to the target composition range.

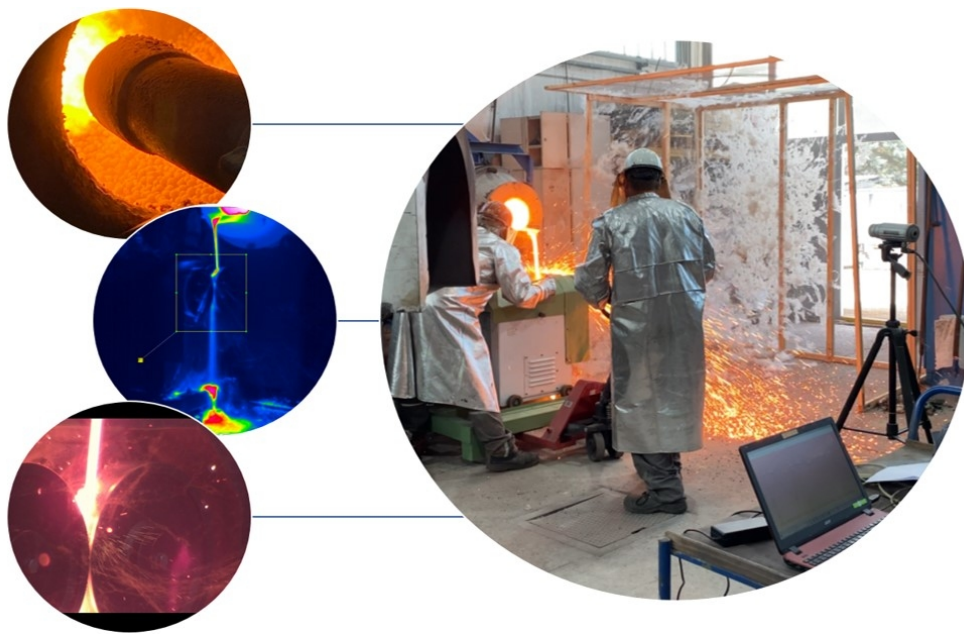
For Review Only



Chemical composition of stone wool and waste correction waste materials.

127x78mm (150 x 150 DPI)

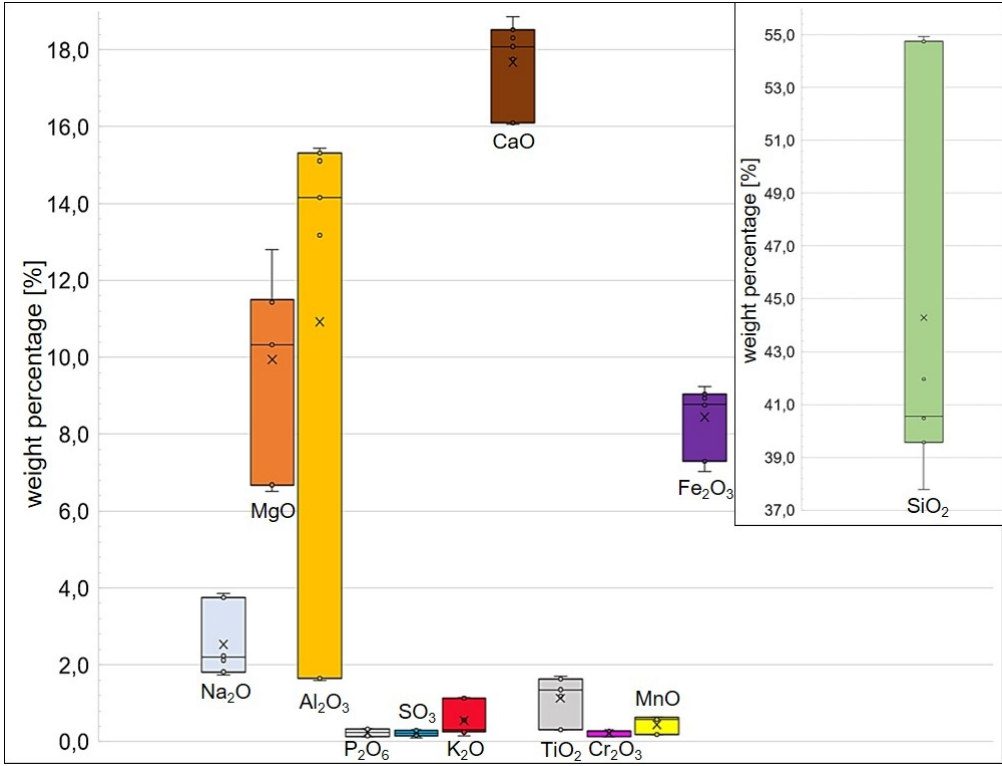
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



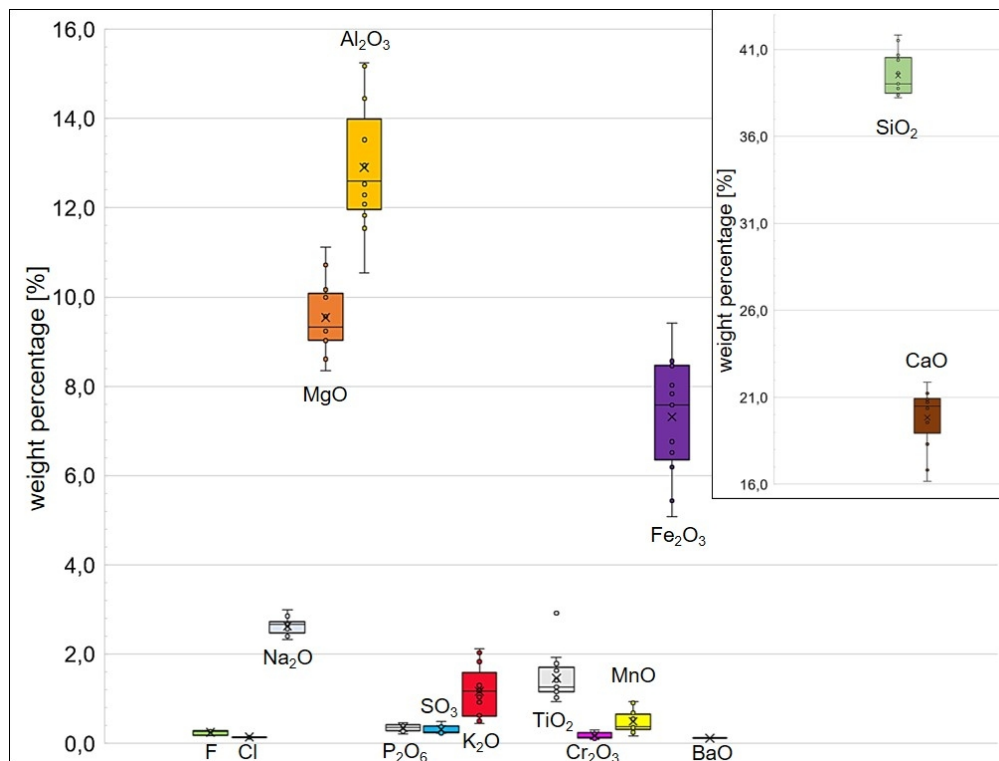
Overview of thermochemical conditioning and spinning process.

169x105mm (149 x 149 DPI)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



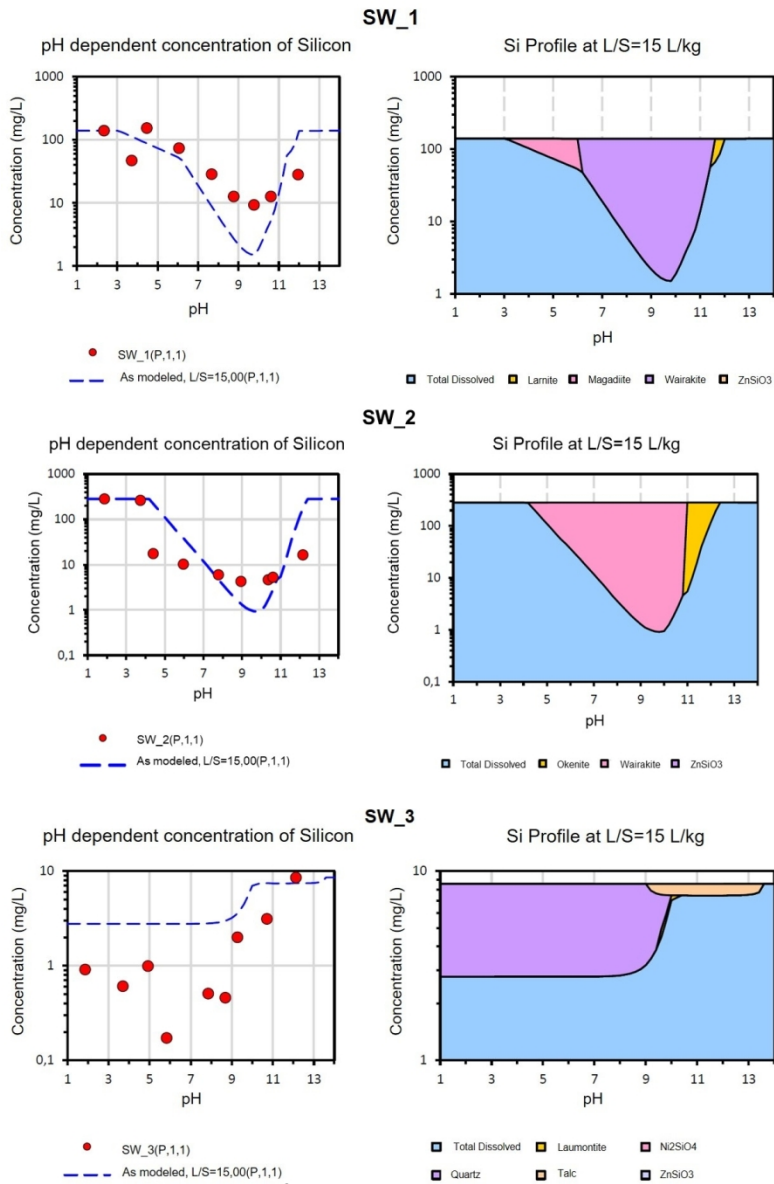
Chemical composition of the stone wool products (n=7).
168x130mm (150 x 150 DPI)



Chemical composition of the stone wool waste (n=13).

170x130mm (150 x 150 DPI)

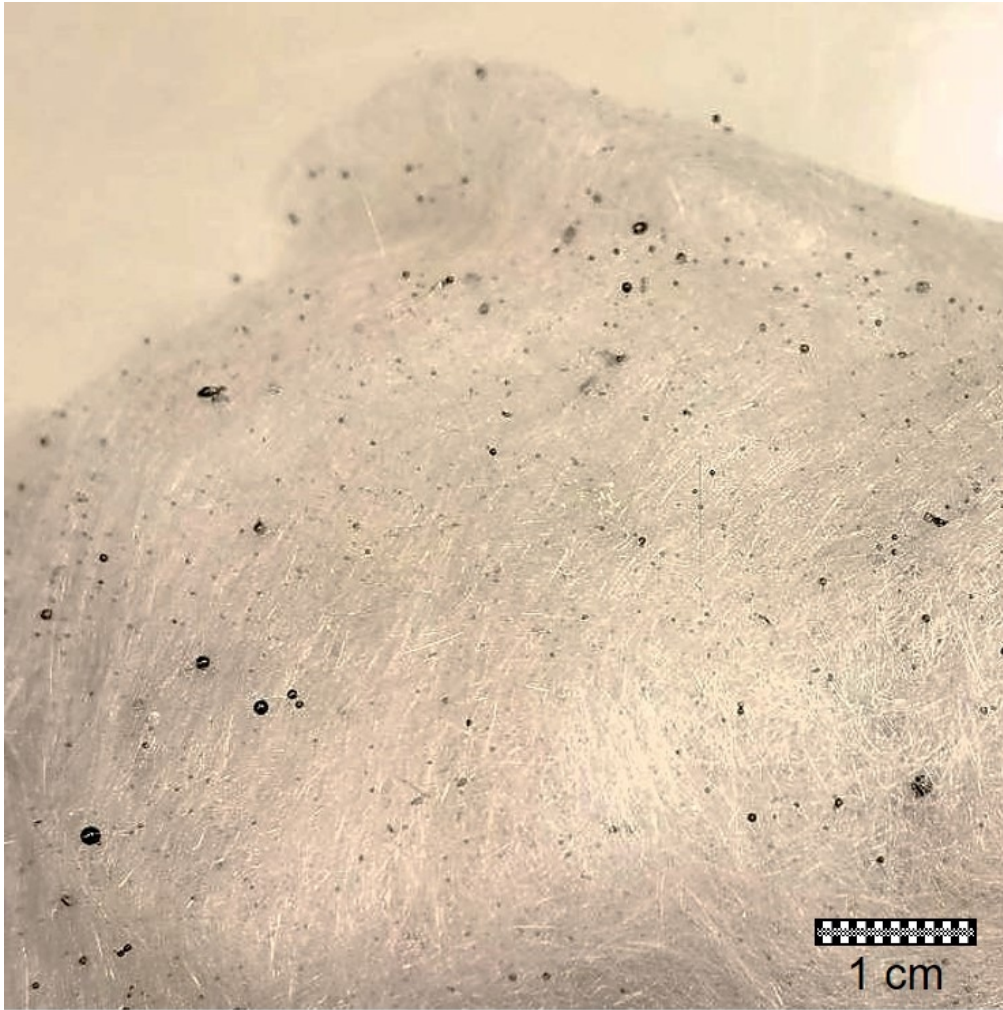
1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



Hydrogeochemical models regarding the pH-dependent leachability of silicon for SW_1, SW_2 and SW_3 (modified after Bauer (2021)).

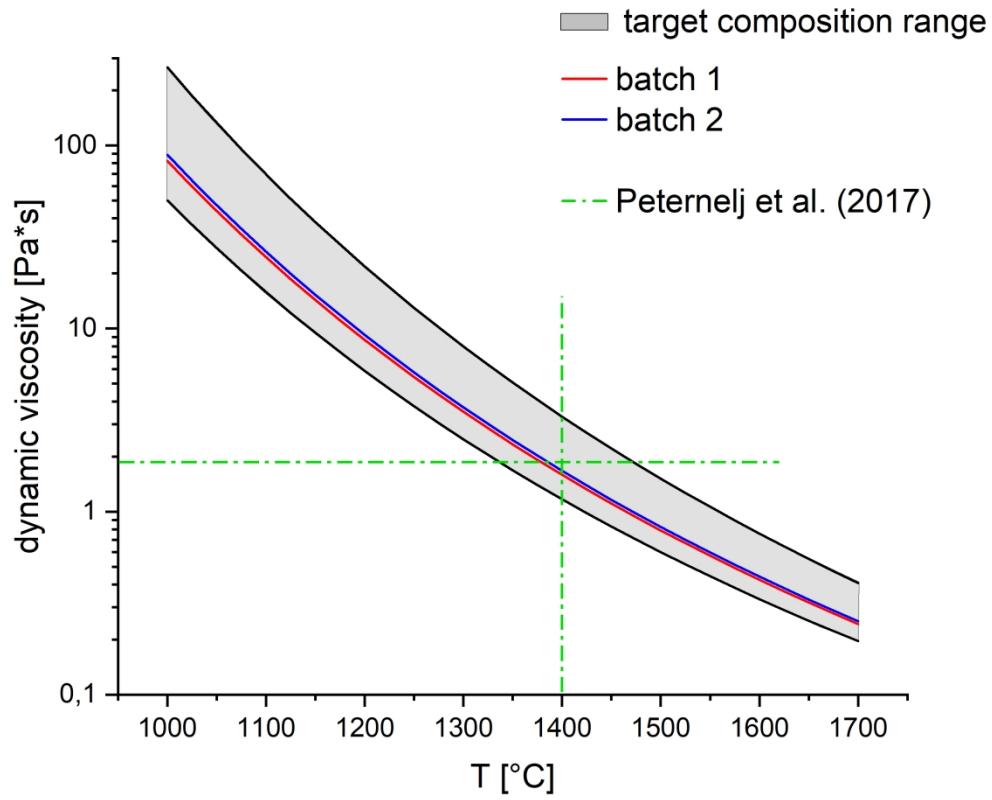
209x321mm (150 x 150 DPI)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



Newly spun mineral wool.
124x127mm (150 x 150 DPI)

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60



Dynamic viscosity for batch 1 and batch 2 compared to the target composition range.

235x190mm (300 x 300 DPI)

Table 1. Chemical analyses of the stone wool product samples.

	1 [wt%]	2 [wt%]	3 [wt%]	4 [wt%]	5 [wt%]	6 [wt%]	7 [wt%]
<i>F</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cl</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Na₂O</i>	2.1	2.2	2.2	3.9	3.7	1.7	1.8
<i>MgO</i>	11.4	12.8	11.5	6.7	6.5	10.3	10.3
<i>Al₂O₃</i>	14.1	15.1	13.2	1.7	1.6	15.4	15.3
<i>SiO₂</i>	39.6	42.0	37.8	54.9	54.7	40.5	40.6
<i>P₂O₅</i>	0.1	-	0.2	-	-	0.3	0.3
<i>SO₃</i>	0.3	-	0.1	0.3	0.3	0.2	0.2
<i>K₂O</i>	0.3	0.1	0.6	0.3	0.3	1.1	1.1
<i>CaO</i>	18.1	18.9	17.8	18.3	18.5	16.1	16.1
<i>TiO₂</i>	1.6	1.7	1.2	0.3	0.3	1.4	1.4
<i>Cr₂O₃</i>	-	-	0.1	-	-	0.3	0.3
<i>MnO</i>	0.2	0.2	0.6	-	-	0.6	0.6
<i>Fe₂O₃</i>	9.2	7.3	7.0	8.9	9.0	8.8	8.8
<i>BaO</i>	-	-	-	-	-	-	-

Table 2. Chemical analyses of the stone wool waste samples.

	1 [wt%]	2 [wt%]	3 [wt%]	4 [wt%]	5 [wt%]	6 [wt%]	7 [wt%]	8 [wt%]	9 [wt%]	10 [wt%]
<i>F</i>	-	0.3		-	-	-	0.2	-	-	0.3
<i>Cl</i>	-	0.1		-	-	-	-	-	-	0.1
<i>Na₂O</i>	2.6	2.4	2.4	2.7	2.7	2.9	2.6	3.0	2.7	2.3
<i>MgO</i>	10.7	8.6	11.1	9.6	10.2	9.2	9.3	9.0	9.6	8.3
<i>Al₂O₃</i>	12.5	15.2	11.5	13.0	13.5	11.8	14.4	10.5	12.1	15.2
<i>SiO₂</i>	40.7	38.5	41.8	39.1	38.8	39.7	38.5	41.5	40.4	38.2
<i>P₂O₅</i>	0.3	0.3	0.2	0.4	0.4	0.3	0.4	0.4	0.4	0.3
<i>SO₃</i>	0.3	0.4	0.3	0.3	0.3	0.5	0.3	0.2	0.2	0.4
<i>K₂O</i>	0.5	2.0	0.4	1.2	0.6	1.8	1.3	1.2	1.0	2.1
<i>CaO</i>	20.9	16.2	21.0	19.6	20.5	20.7	18.3	19.7	20.4	16.8
<i>TiO₂</i>	1.0	1.2	0.9	1.6	1.3	1.4	1.2	2.9	1.8	1.2
<i>Cr₂O₃</i>	0.1	0.3	-	0.2	0.1	0.1	0.2	-	-	0.3
<i>MnO</i>	0.3	0.9	0.2	0.5	0.4	0.6	0.7	0.2	0.4	0.9
<i>Fe₂O₃</i>	5.4	8.5	5.1	8.0	6.8	6.2	7.8	9.4	7.6	8.6
<i>BaO</i>	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-

	11 [wt%]	12 [wt%]	13 [wt%]
<i>F</i>	-	-	-
<i>Cl</i>	-	-	-
<i>Na₂O</i>	2.7	2.6	2.7
<i>MgO</i>	9.0	10.0	9.2
<i>Al₂O₃</i>	12.6	12.9	12.3
<i>SiO₂</i>	38.4	39.0	38.8
<i>P₂O₅</i>	0.4	0.4	0.5
<i>SO₃</i>	0.4	0.3	0.2
<i>K₂O</i>	1.3	0.6	0.9
<i>CaO</i>	21.9	21.2	20.8
<i>TiO₂</i>	1.3	1.2	1.9
<i>Cr₂O₃</i>	0.1	0.1	0.1
<i>MnO</i>	0.6	0.4	0.3
<i>Fe₂O₃</i>	6.8	6.5	8.5
<i>BaO</i>	-	-	-

7 Summary and Discussion

Mineral wool products are a subgroup of man-made vitreous fibers and consist primarily of glass (glass wool), slag and igneous rocks such as basalt and diabase (stone wool). The numerous usages of mineral wool products are in applications such as thermal and acoustic insulation, fire protection and horticulture. Mineral wool waste is mainly generated during the demolition and dismantling of buildings. Glass wool waste and stone wool waste cannot be separated easily on-site, leading to its disposal as a single unit, which complicates future recycling. Mineral wool waste may contain respirable fibers that might have negative health effects because of the WHO fiber geometry. Due to the precautionary principle, this mineral wool waste has to be classified as carcinogenic or "old" mineral wool and therefore as hazardous waste. No rapid test methods have yet been developed to analyze mineral wool waste at the construction site.

As a consequence of unfavorable disposal behavior of this waste stream, Austria will have a landfill ban for mineral wool waste from 2027. This important signal mobilizes urgent research in areas of recovery and recycling of mineral fiber waste contributing towards a circular economy concept. In addition to the landfill ban, the government has implemented other significant regulations, such as the amendment of the Austrian Waste Catalog. Increased diversification of the waste code system has paved the way for future recycling.

Mineral wool waste became an issue initially because of the implementation of the Austrian Recycling Building Materials Ordinance from January the 1st in 2016 because separate collection revealed the problem of this waste stream being disposed of. On the other hand, separate waste collection has created opportunities for future circular solutions and this leads to research question 1:

“What is the current state of the art and best practice in mineral wool waste recycling?”

Based on the literature review in publication 1, research question 1 can be answered as follows. There are no currently performed recycling options for mineral wool waste of unknown origin yet. Some producers do have material retrieval systems, but these apply only to their products and “new” mineral wool waste consisting of mineral wool produced after the label criteria of e.g. the RAL or EUCEB label. As far as is known, only small quantities are taken back presently. The research on the recycling of mineral wool waste focuses mainly on mineral wool manufacturing waste to this day. A recycling method for slagging mineral wool waste on a laboratory scale using a specific microwave technology and the use of waste mineral wool waste as a binding component are some of them. The amount of mineral wool waste produced in Austria is estimated to be 20,000-30,000 t/a. Due to current and increasing energy concerns, this estimation will increase in the future since e.g. the insulation of buildings becomes increasingly relevant in order to reduce energy consumption.

All these factors demonstrate the importance of the RecyMin project that takes a comprehensive approach to solving the issues on mineral wool waste issues. The project addresses numerous and varied recycling and recovery possibilities, as well as depicting possible solutions to the lack of feasible circular solutions.

Since unfavorable disposal characteristics of mineral wool waste are the primary issue at present, a method to enhance the suitability of this waste for landfills is the first step to be taken. Research question 2 covers this topic:

“How can mineral wool waste be processed to enhance its suitability for landfills?”

The laboratory experiments showed, that several steps must be taken to make mineral wool waste more easily disposable. A combination of comminution and cement-supported briquetting significantly increased the geotechnical performance of the stone wool.

The cyclic loading of the briquettes showed, that the Young's modulus, and therefore the stiffness, increased within the first loadings in the press due to the uniaxial force applied. After the first loading, Young's moduli of 4.8 to 10.2 MPa were reached. After the loading period of the first ten repetitions, Young's moduli of 6.8 to 11.6 MPa were gained and after 160 loadings even 111 MPa were attained. It is assumed that as soon as the increase in fibre contact points flattens, the Young's modulus does not increase as strongly as during the first repetitions of the loading process anymore.

In addition to the stiffness, the compression and relaxing behavior are also critical factors to consider in terms of landfill stability. During each loading cycle the sample bodies underwent a compression phase during loading and an extension phase (relaxation) during the pressure release period. The briquetted sample bodies' volume did not decrease after friction locking in the press. Within the cyclic loading process, the maximum volume of 4,071 cm³ decreased to a minimum of 4,062 cm³. The volume expansion during temporary pressure release was only 0.2%.

In conclusion, briquetting of mineral wool waste proves to be the best option to increase the Young's modulus, although the resulting value is still three orders of magnitude below common C&D waste.

The studies on enhanced waste disposal were crucial in identifying general waste processing options for mineral wool waste. It was evident that each recycling and recovery stage required treated mineral wool waste instead of loosely packed mineral wool mats. Therefore, the next step upwards waste hierarchy was to find a recovery option for mineral wool waste. Whether a backfill formulation can be developed including mineral wool was content of the next research question:

“Can mineral wool waste amongst other secondary raw materials and wastes be used to create a backfill formulation?”

Results showed that mineral wool waste might be an appropriate material to be used in a backfill formulation. The backfilling of non-mining material in abandoned mines needs to be approved by the authorities via a notice of determination to ensure legal compliance. It can then be assumed that the mining operation will comply with all relevant mining and environmental requirements. The backfill formulation generated in RecyMin were required to fulfil the important properties: pumpability, hydraulic setting, and adequate leaching behavior. Attention was paid to the formula, which was mainly consisting of secondary raw materials. To showcase the rock-stabilizing capabilities of the backfill product, different formulas were subjected to a test of their unconfined compressive strength (UCS). The mixtures were hardened into Polokal tubes with a 50 mm diameter and subsequently tested at the top and bottom edges of the resulting cylinder on both sides. Trial specimens were tested using a servo-hydraulic MTS 815 rock press until failure. Depending on the backfill formulation created, uniaxial compressive strengths of up to 3.2 MPa were attained after 28 days. Formulations containing a mix of mineral wool waste exceeded the required unconfined compressive strength of 2 MPa. The leaching behavior depends strongly on the used secondary raw material used in the formula. The leaching behavior must meet the unique specifications of the backfill mine and varies at each location. From a mining and construction perspective, mineral wool waste meets the criteria for use as a backfill material.

A next approach for a recycling possibility of mineral wool waste was tested in this doctoral project. The following research question deals with the utilization of mineral wool waste in the cement industry:

“Is it possible to implement mineral wool waste in the cement manufacturing process?”

To ascertain whether it is possible, several probable solutions were examined and the varied investigation results were confirmed.

Mineral wool waste was evaluated for its possibility as a supplementary cementitious material in the cement industry and for this purpose, it was ground to a fineness of up to 6000 Blaine. It was shown that the ground non-hazardous mineral wool wastes activity indexes mostly met the requirements for the ÖNORM B 3309-3:2010 (fly ash standard). Because after 90 days, the achieved percentages were 98%, 99%, and 105%, whereas at least 95% have to be reached. The glassy condition of the mineral wool waste is in this case a favorable factor that enhances hydraulicity. Since the respirable fibers of the mineral wool were not destroyed in the grinding process, it is unsuitable for use in the cement manufacturing process if untreated. Therefore, another route was chosen to be investigated in finding an option for mineral wool waste as SCM. In this case, the mineral wool was processed differently and then underwent thermochemical treatment. The cutting and briquetting process steps optimised the

handleability and enabled the thermochemical treatment that was subsequent to the disintegration into granulates and cooling down rapidly in the water-filled granulation basin. The targeted modification of the chemical composition of the slag fraction was demonstrated in addition also a glass content higher than 97% was proven, which means that in this case, a suitable SCM was generated and also the respirable fibers were destroyed.

The second recycling option investigated confirming a positive response to the research question is the use of mineral wool waste as an alternative raw material (ARM) to replace natural raw materials in the cement manufacturing process.

Since a circular solution for mineral wool waste is the most favorable option according to the waste hierarchy, the next research question deals with this subject:

“Is there a potential closed loop scenario for mineral wool waste?”

The feasibility of recycling post-consumer mineral wool waste of unknown origin and potential hazardous properties into safe, new mineral wool product was demonstrated by the recycling route (wool2wool) investigated in this doctoral thesis.

The pH-dependent leaching tests revealed that low-Al fibres (1.65 wt% Al_2O_3) were characterized by a low solubility in the biologically relevant acidic to neutral pH range ($< \text{mg/L Si}$), whereas high-Al fibres (11.83 wt% and 15.11 wt% Al_2O_3) exhibited more than one order of magnitude higher solubility ($>10 \text{ mg/L Si}$). Hydrogeochemical modelling suggested that low solubility is due to the presence of amorphous pure silica, whereas the formation of dissolved alumino-silicate species fosters the dissolution of high-Al mineral wool fibres.

The XRF analysis of the newly spun mineral wool showed that the target formulation within the permitted range of variation of the EUCEB quality label was not achieved for all elements. This can be explained by the fact that the refractory lining has dissolved and mixed with the melt. This problem can be addressed in the future once the dissolution behavior of the refractories in the kiln is known. The spinning process itself did not reveal any problems as the dynamic viscosity fitted within the specified dynamic viscosity thresholds.

Consequently, mixing Al-poor and therefore potentially hazardous mineral wool waste with Al-rich corundum dust and additional correction materials, then remelting the mixture to produce Al-richer mineral wool products is a feasible strategy to cope with the challenge of mineral wool waste management. It was shown that thermochemical treatment of mineral wool waste allowed to destroy hazardous properties such as biopersistence or fibre geometry.

8 Outlook and Future Research

Recycling research exploring optimal solutions based on sustainable conceptualization is imperative to the health of the planet. Based on the thorough fundamental research conducted, this doctoral project identified a wide range of recovery and recycling solutions for mineral wool waste within the RecyMin project.

Preliminary laboratory tests have been carried out for the possible use of mineral wool waste in cement plants. It is believed that large-scale use could lead to the desired results and a possible recycling route. Safety aspects would have to be considered in addition.

Based on the recycling of mineral wool waste in a closed loop scenario, future studies focusing on an upscaled process would be vital. To facilitate large scale recycling in the future, it is desirable to produce larger new mineral wool batches from residual materials.

This research opens another area for future, addressing the utilization of mineral wool waste as secondary cementitious material. This resulted in the submission of a follow-up project to the Austrian Research Promotion Agency (FFG) in 2023 that deals with “CO₂-reduced binding agents through thermochemical conversion of mineral wool waste combinations” and has the acronym “BitKOIN” (<https://www.ffg.at/>).

The BitKOIN project (grant number: FO999897739) initiated in March 2023 and is forecasted to end in February 2026. It conducts further research of mineral wool waste as a SCM. Additional development steps, such as the pre-treatment and scale-up of thermal treatment of mineral wool waste are performed. In the BitKOIN project, the possibility of using an inductive inline furnace on a pilot plant scale is also planned which represents a scale-up compared to the thermochemical treatment conducted in the RecyMin project.

In the BitKOIN project, samples of mineral wool waste and other mineral wastes, required as corrective substances to achieve the desired chemical composition, are initially sampled and chemically, mineralogically and physically characterized and are then additionally classified according to waste regulations. This is followed by impurity separation and mechanical conditioning of the materials to increase purity and density. The various materials are introduced in a large number of potential mixture variants as a raw material into an electrically heated melting process. The melt is granulated during cooling. The granules produced are characterized concerning their suitability as binder components, optimized by adapting the melting process and combined with other binder components to optimize resource consumption and efficiency. The environmental impact of the investigated scenarios will be analyzed by life cycle assessment and evaluated concerning their sustainability.

To this day, the unknown formula of “new” mineral wool that was produced after the criteria of the RAL or EUCEB label presents a major challenge. The exact formulations are regarded as a trade secret, the chemical composition of new mineral wool products can only be replicated in the laboratory by buying and imitating the ones from the hardware store. Due to variations in the chemical composition permitted to obtain the RAL or EUCEB quality seal for a new mineral wool product, it remains uncertain which laboratory formula accurately simulates the wool product analyzed.

In general, it is recommended to prioritize recycling options which destroy the fibers, e.g. through thermal treatment. These findings open new directives for future research.

9 References

- Abfallwirtschaftsgesetz (AWG), 2002. Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 - AWG 2002).
- AVV (Abfallverzeichnisverordnung), 2003. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über ein Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnisverordnung) StF: BGBl. II Nr. 570/2003; inkl. Änderung BGBl. II Nr. 89/2005.
- AVV (Abfallverzeichnisverordnung), 2020. Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie über ein Abfallverzeichnis. (Abfallverzeichnisverordnung 2020) StF: BGBl. II Nr. 409/2020 [CELEX-Nr.: 32008L0098].
- Balkevicius, V., et al., 2007. Analysis of some properties of model system from low-melting illite clay and fibrous mineral wool waste. *Materials Science Poland*. 2007, Bd. 25, S. 209-217.
- BBSR (Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung), 2011. Künstliche Mineralfaserdämmstoffe. BBSR-Berichte KOMPAKT, 1/2011, pp.1-20.
- BMK (Federal Ministry Republic of Austria Climate Action, Environment, Energy, Mobility, Innovation and Technology), 2022. Austria on the path to a sustainable and circular society. The Austrian Circular Economy Strategy. Vienna, 2022.
- Bundes-Abfallwirtschaftsplan (BAWP), 2023. Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023, Teil 1. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Wien 2023.
- DGUV (Deutsche gesetzliche Unfallversicherung e.V.), 2014. Verfahren zur getrennten Bestimmung der Konzentrationen von lungengängigen anorganischen Fasern in Arbeitsbereichen – Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren, Berlin Februar 2015, pp.1-60.
- DVO (Deponieverordnung), 2008. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008 – DVO 2008) StF: BGBl. II Nr. 39/2008; inkl. Änderungen BGBl. II Nr. 185/2009, BGBl. II Nr. 178/2010, BGBl. II Nr. 455/2011, BGBl. II Nr. 104/2014 und BGBl. II Nr. 291/2016.
- DVO (Deponieverordnung), 2021. Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, mit der die Deponieverordnung 2008 geändert wird. Änderung der Deponieverordnung 2008. Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. 1. 2016 April 2021.

- Doschek-Held K., Mimra C., Sattler T. and Steindl F., 2022. Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie. In Recy & DepoTech 2022: Vorträge (Pomberger R (ed.)).
- DIN EN 1094-1, 2008. Feuerfeste Erzeugnisse für Warmedämmzwecke – Teil 1: Terminologie, Klassifizierung und Prüfverfahren für Erzeugnisse aus Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung; Deutsche Fassung EN 1094-1:2008, September 2008.
- EU (Europäische Union), 2008. Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006. Amtsblatt der europäischen Union, L353/1, 31.12.2008.
- EU (European Union), 2016. Konsolidierte Fassung des Vertrags über die Europäische Union und des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union. Amtsblatt der Europäischen Union.
- Gröper, J.; Lack, D., 2016. Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialien aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen. Recy&DepoTech, 2016, Bd. 13, S. 161-166.
- Holbek, K., 1987. 4,287,142 1987.
- IARC, 1988. IARC Man-made Mineral Fibres and Radon, IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risks to humans, Volume 43.
- Öhberg, T., 1966. 205247 Schweden, 1966.
- RVO (Recyclingbaustoffverordnung), 2016. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung – RBV). StF: BGBl. II Nr. 181/2015. Änderung BGBl. II Nr. 290/2016.
- Sattler, T., Vollprecht, D., Schimek, J., Pomberger, R., 2019. Recycling künstlicher Mineralfasern, Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e.V. DGAW, 9. Wissenschaftskongress, Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Amberg-Weiden, innsbruck university press 2019, pp.215-219.
- Steindl F., Doschek-Held K., Juhart J., Wohlmuth D. and Mittermayr F., 2022. Mineralische Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten. In Recy & DepoTech 2022: Vorträge (Pomberger R (ed.)).

- Steindl F., Doschek-Held K., Weisser K. et al., 2023. Mineral residues and by-products upcycled into reactive binder components for composite cements or alkali-activated materials. In SynerCrete '23 (Synercrete (ed.)).
- TRGS 521, 2002. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Faserstäube. Mai 2002, pp.1-47.
- TRGS 619, 2013. Technische Regeln für Gefahrstoffe. Substitution für Produkte aus Aluminiumsilikatwolle. GMBI 2013 S. 654-668 [Nr. 34].
- United Nations, 2015. Transforming our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development. United Nations, New York, A /RES/70/1.
- Väntsi, O. und Kärki, T., 2014. Mineral wool waste in Europe: a review of mineral wool waste quantity, quality, and current recycling methods. Journal of Material Cycles and Waste Management. 2014, Bd. 16, S. 62-72.
- Vollprecht, D., Sattler, T., Doschek-Held, K., Galler, R., Schimek, J., Kasper, T., Daul, J., Pomberger, R., 2019. Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie. Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin 2019, pp. 481-492.
- Waste Framework Directive (WFD), 2008. DIRECTIVE 2008/98/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.
- WKÖ (Wirtschaftskammer Österreich), 2018. Kurzanleitung für den Umgang mit künstlichen Mineralfasern (KMF) im Bauwesen. Glaswollen und Steinwollen. Jänner 2018.
- World Health Organization (WHO), 1988. Man-Made Mineral Fibres. Environmental Health Criteria. World Health Organization, Geneva 1988.
- Yliniemi J., Ramaswamy R., Luukkonen T. et al., 2021. Characterization of mineral wool waste chemical composition, organic resin content and fiber dimensions: Aspects for valorization. Waste management (New York, N.Y.) 131: 323–330, 10.1016/j.wasman.2021.06.022.

Appendix

Publication 1a

Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin (in German)

Sattler, T.M., Galler, R. & Vollprecht, D. (2019). Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin. Berg Hüttenmännische Monatshefte (2019) Vol. 164 (12): 552–556. <https://doi.org/10.1007/s00501-019-00922-w>.

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The conceptualization of the review paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-author Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was solitarily written and envisaged by PhD candidate. The internal review process was carried out in consultation with the co-authors Daniel Vollprecht and Robert Galler.



Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin

Theresa Sattler¹, Robert Galler² und Daniel Vollprecht¹

¹Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

²Subsurface Engineering, Montanuniversität Leoben, Leoben, Österreich

Eingegangen 17. Oktober 2019; angenommen 8. November 2019; online publiziert 26. November 2019

Zusammenfassung: Mineralwolleabfall, Glas- sowie Steinwolleabfall fällt durch den Rückbau von Gebäuden im Bauwesen an. Dieser Abfallstrom weist eine schlechte Verdichtbarkeit, elastisches Verhalten und eine geringe Rohdichte auf, was sich bei der Deponierung als problematisch erweist. Mineralwolleabfall, bestehend aus Mineralwolle, die vor dem Jahr 1998 produziert wurde, wird als gefährlicher Abfall eingestuft. Diesem Abfall wird die gefahrenrelevante Eigenschaft HP 7 (karzinogen) zugeordnet. Mineralwolleabfälle bestehend aus Mineralwolleprodukten, die das RAL oder EUCEB Gütesiegel tragen, sind als ungefährlicher Abfall einzustufen und werden der Schlüsselnummer 31416 „Mineralfasern“ zugeordnet. Das Projekt RecyMin beschäftigt sich mit der Entwicklung unterschiedlicher Recyclingoptionen von Mineralwolleabfällen, da es in Österreich derzeit noch kein Recycling für diesen Abfallstrom gibt. Im Gegensatz zu Recyclingkonzepten anderer Länder werden bei RecyMin sämtliche Mineralwolleabfälle, auch durch Störstoffe verunreinigte Mineralwolleabfälle unbekannter Herkunft, berücksichtigt. Die im Projekt vorgesehenen Recyclingoptionen werden anhand ökonomischer und ökologischer Kriterien beleuchtet.

Schlüsselwörter: Recycling, Mineralwolle, Abfall, Projekt, RecyMin, Baurestmassen, Gefährlicher Abfall

Development of Innovative Recycling Processes for Mineral Wool Waste—Project RecyMin

Abstract: Demolition activities of the building and construction industry generate mineral wool waste. This mineral wool waste is characterised by unfavourable mechanical properties like low compactability, elastic behaviour and low bulk density, which causes problems on landfills when mineral wool waste is disposed of. Mineral wool

waste consisting of mineral wool that was produced prior to the year 1998 is classified as carcinogenic (HP 7) after the Commission regulation 1357/2014 of the European Union Parliament and Council. Mineral wool waste consisting of mineral wool products that carry the RAL or EUCEB label and produced from 1998 onwards belongs to the non-hazardous waste type 31416 “Mineral fibres”. The project RecyMin generates several recycling options of mineral wool waste and is a novelty, as the recycling of mineral wool waste has not been performed in Austria so far. RecyMin compares different concepts with respect to environmental and economic criteria. RecyMin also deals with old mineral wool waste, mineral wool waste with various impurities and mineral wool waste of unknown origin, which makes this project unique beyond some recycling and processing options that do already exist in other countries.

Keywords: Recycling, Mineral wool, Waste, Project, RecyMin, Construction, Demolition, Hazardous waste

1. Einleitung

Mineralwolle gehört der Gruppe der künstlichen Mineralfasern an und wird hauptsächlich aus Glas, magmatischen Gesteinen und Schlacken hergestellt. Analog dazu werden Mineralwollen in Glaswolle, Steinwolle und Schlackewolle untergliedert [1].

Primär werden Mineralwollen in isolierender Funktion eingesetzt, aber auch z. B. im Gartenbau. Mineralwolle kann in loser Form sowie in verpresster Form eingesetzt werden [2].

Aufgrund des hohen Volumens und der geringen Rohdichte von Mineralwolle bereiten auch die aus dem Gebäudeabbruch resultierenden Mineralwolleabfälle Probleme in der Abfallwirtschaft. Mineralwolleabfall, bestehend aus Mineralwolle, die vor dem Jahr 1998 produziert wurde, wird als gefährlicher Abfall eingestuft. Diesem Abfall wird gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1357/2014 der Kommission vom 18. Dezember 2014 die gefahrenrelevante Eigenschaft

T. Sattler, MSc (✉)
 Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft,
 Montanuniversität Leoben,
 8700 Leoben, Österreich
theresa.sattler@unileoben.ac.at

HP 7 (karzinogen) zugeordnet [3]. Die Ablagerung von Mineralwolleabfällen auf Deponien führt unter anderem zu instabilen Deponiekörpern, welche eine Gefahr für die Standsicherheit der Deponie darstellen können. Durch ein Ansteigen dieses Abfallstroms und die getrennte Sammlung von Mineralwolleabfällen, bedingt durch die Trennpflicht der österreichischen Recycling-Baustoffverordnung, ist abzusehen, dass diese sortenreinen Abfallströme in Zukunft Probleme bereiten werden. Daher ist es unabdingbar, neue ressourcenschonende und umweltfreundliche Wege zu finden. Diese zukünftigen Möglichkeiten werden im Projekt RecyMin (Recycling von Mineralwolleabfällen) an der Montanuniversität sowie bei der Porr Umwelttechnik GmbH und der Lafarge Zementwerke GmbH aus wissenschaftlicher Sicht beleuchtet und erforscht.

2. Ziele des Projekts RecyMin

Im Projekt RecyMin wird an abfallwirtschaftlichen, abfalltechnischen und recyclingtechnischen Zusammenhängen geforscht. Die grundlagennahe sowie anwendungsorientierte Herangehensweise ermöglicht die Entwicklung innovativer Lösungsansätze für die variierenden Herausforderungen, die eine Handhabung des Materials bei der Deponierung sowie das Entwickeln neuer Recyclingoptionen mit sich bringen.

Im Projekt RecyMin wird ein mehrstufiges Ziel angestrebt, das von der Entwicklung eines Konzepts zur Konditionierung von Mineralwolleabfällen für die Deponierung durch nass- sowie trockenmechanische Aufbereitung, über Untersuchungen zur Entwicklung eines Versatzproduktes aus Mineralwolleabfällen für den untertägigen Bergbau, der Entwicklung eines Konzepts zum Einsatz von Mineralwolleabfällen als Ersatzrohstoff in der Zementindustrie, bis



Abb. 1: Projektskizze Projekt RecyMin

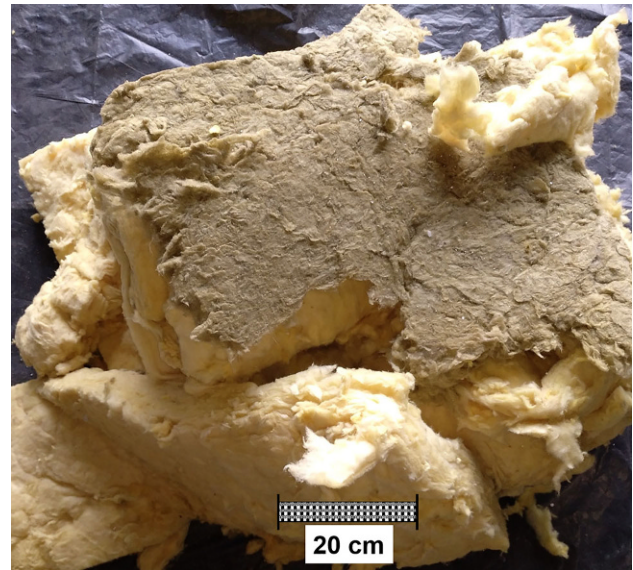


Abb. 2: Mineralwolleabfall bestehend aus Glas- sowie Steinwolle

hin zur Entwicklung eines Konzepts zur Rückführung von Mineralwolleabfällen in die Mineralwolleindustrie reicht (Abb. 1).

3. Abfallwirtschaftliche Aspekte

Eine Verfahrenskombination aus abfallwirtschaftlicher Stoffflussanalyse, abfallchemischer, abfallmineralogischer und morphologischer Materialcharakterisierung wurde für die Beurteilung des schwankenden und unbekanntenen Recycling- und Gefährdungspotenzials von Mineralwolleabfällen (Abb. 2) durchgeführt [4, 5]. Die abgeschätzte Abfallmenge an Mineralwolleabfällen beträgt derzeit für Österreich 24.276t/a.

4. Aufbereitung

Im Rahmen des Projekts wurden Mineralwolleabfälle aufbereitungstechnischen Versuchen unterzogen, um ihre deponietechnischen Eigenschaften sowie ihre Verwertbarkeit zu verbessern.

Um die ungünstigen deponie- und recyclingtechnischen Eigenschaften der Mineralwolleabfälle zu verbessern, wurde zuerst der Faserverbund gelöst. Hierfür wurden schneidende und reißende Zerkleinerungsaggregate eingesetzt. Der Agglomerationsprozess, die Brikettierung (Abb. 3), schließt direkt an die Grobzerkleinerung an. Durch die Brikettierung der Mineralwolleabfälle wurde einerseits eine bessere Verdichtbarkeit für die Deponierung, aber auch eine höhere Druckfestigkeit von bis zu maximal 13MPa erreicht [4, 5].

Abb. 3: Mineralwollebrikett bestehend aus Steinwolle und Bindemittel



5. Deponierung

Im Projekt wurden deponietechnische Tests entwickelt, um das Ablagerungsverhalten der Mineralwollebriketts sowie das Langzeitverhalten unter bestimmten Belastungen im Deponiekörper selbst zu bewerten. In einem zyklischen Belastungsversuch wurden mehrere Szenarien getestet, wobei auf die Probekörper eine uniaxiale Kraft aufgebracht wurde.

6. Stoffliche Verwertung

6.1 Bergversatz

Der Bergversatz ist eine weitere alternative Einsatzmöglichkeit für Mineralwolleabfälle [6]. In Deutschland besteht ein patentiertes Verfahren [7], während bisher in Österreich noch keine Versatzprodukte aus Mineralwolleabfällen erzeugt werden [5].

Im Projekt RecyMin werden hydraulisch abbindende, pumpfähige Versatzprodukte hergestellt, die hauptsächlich aus Sekundärrohstoffen bestehen. Auf klassische Zemente wird aus Gründen der CO₂-Neutralität und Ressourceneffizienz möglichst verzichtet. Mögliche Wechselwirkungen mit Bergwässern und das Laugungsverhalten des Versatzmaterials werden in Laboruntersuchungen getestet [4].

6.2 Verwertung in der Zementindustrie

Auch an der Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zementindustrie wird im Projekt RecyMin geforscht. Einerseits besteht hierbei die Möglichkeit auf den Einsatz von Mineralwolleabfällen als Ersatzrohstoff in der Klinkerherstellung, andererseits die Verwendung des Materials als Zuschlagstoff in der Vermahlung des Klinkers zu Zement [5].

Als Klinkerrohstoff könnte Mineralwolle aus chemisch-mineralogischer Sicht natürliche Rohstoffe wie Kalkstein und Ton ersetzen. Dies könnte zu einer Reduktion der CO₂-Emissionen beitragen. Aufgrund der Prozessführung im System ist auf die Gleichmäßigkeit der Materialien, eine möglichst geringe Belastung durch organische Bestandteile sowie die Stimmigkeit im Chemismus der sonstigen

Rohmaterialien zu achten [5]. Durch die thermischen Prozesse findet eine Umschmelzung der Fasern zu nicht-faserigen Klinkerphasen statt, so dass auch im Falle gefährlicher Mineralwolleabfälle die gefahrenrelevante Eigenschaft zerstört wird [4].

Werden Mineralwolleabfälle als Zuschlagstoff eingesetzt, dürfen sie hingegen keine gefahrenrelevante Eigenschaft aufweisen und müssen bereits latent hydraulische Eigenschaften besitzen, da hier kein Hochtemperaturprozess stattfindet. Um puzzolanische Aktivität zu erreichen, müssen Mineralwolleabfälle auf <75 µm aufgemahlen werden [8]. Die Komponenten werden im Mahlprozess sehr fein vermahlen und gemischt. Das Einsetzen der vermahlenden Mineralwolleabfälle kann Einfluss auf die Abbindeigenschaften des Zementes, wie den Zeitverlauf, Früh- und Endfestigkeit haben [5].

6.3 Recycling in der Mineralwolleindustrie

In Hinblick auf die Kreislaufwirtschaft ist das Recycling von Mineralwolleabfällen in der Mineralwolleindustrie eine optimale Lösung. Durch das Wiedereinschmelzen von Mineralwolleabfällen werden gefährdungsrelevante Charakteristika wie Morphologie und Chemie im Schmelz- und Erstarrungsprozess modifiziert [5]. Zudem können somit Rohstoffe durch Sekundärrohstoffe ersetzt werden.

Eine Schwierigkeit stellt jedoch der hohe Feinanteil von Mineralwolleabfällen dar, der unmittelbare Einsatz kann zu einer Verstopfung der Zufuhr von Luft und Sauerstoff führen [9]. Dem kann durch eine Brikettierung unter Einsatz eines Bindemittels vorgebeugt werden [5].

In mehreren Studien wurde bereits diese Verwertungsoption untersucht [8, 10, 11], hierfür wurden allerdings ausschließlich Produktionsabfälle verwertet [12], da die chemische Zusammensetzung für die Verwertung bekannt sein muss [13]. Dies ist jedoch bei Mineralwolleabfällen, welche den Baurestmassen zugeordnet werden, nicht der Fall [5].

Ein mögliches Brikettierverfahren von Öhberg [10] sieht vor, Bindemittel wie Portlandzement, Ton und Wasserglas mit Mineralwolle zu brikettieren. Beim Erhitzen der Briketts auf eine Temperatur von 500°C konnte jedoch eine Abnahme der Druckfestigkeit festgestellt werden, worauf die entstandenen Brikettbruchstücke die Zufuhr von Luft und Gasen verstopfte. Daraus resultierte ein inhomogenes Aufschmelzen des Materials. Durch eine Erhöhung des SiO₂-Gehalts des Bindemittels und eine Aufmahlung auf eine Korngröße von <100 µm konnten Briketts mit einer uniaxialen Druckfestigkeit von 5,9 N/mm² erzeugt werden [11].

Um die Energieeffizienz im Recyclingprozess zu steigern, stellt die Absenkung des Schmelzpunktes eine Möglichkeit dar. Diese kann durch das Verwenden von Bindemitteln mit geringen Schmelztemperaturen erreicht werden, wobei dies ein Gemisch aus Illit, Dolomit und Zement sein könnte [9].

Ein Verfahren für ein direktes Einbringen von Mineralwolleabfällen in den Kupolofen wurde im Rahmen des EU-Forschungsprogramms LIFE entwickelt. Ohne vorangestellte Aufbereitungsschritte wurden Mineralwolleabfälle mit einer Korngröße zwischen 0–6 mm injiziert, wobei eine Sub-

stitutionsrate von 10% erreicht werden konnte. Bei einer Substitutionsrate von 5% wurde eine Kokseinsparung von mehr als 10% erzielt [14].

Trotz der untersuchten Recyclingoptionen, die bereits bestehen, erfolgt in Österreich kein Recycling von Mineralwolleabfällen, da die Hersteller nur eigene Produkte zurücknehmen und diese Information beim Abbruch von Gebäuden meist nicht bekannt ist [5, 15].

Im Projekt RecyMin werden Analysen in Bezug auf Auswirkungen auf verfahrenstechnisch relevante Eigenschaften der Schmelze und auf die Qualität der Produkte untersucht. Als Herausforderung gilt die inhomogene Temperaturverteilung beim Einsatz unbehandelter Mineralwolleabfälle, welcher durch ein speziell entwickeltes Brikettierverfahren für das Rohgut entgegengewirkt wird. Zur Kompensation des Chemismus werden Additive als Bindemittel eingesetzt [5].

7. Sonstige Verwertungskonzepte

Neben dem Recycling von Mineralwolle in der Mineralwolleindustrie bestehen weitere alternative Verwertungsmöglichkeiten z. B. in Kombination mit illitischen Tonen für die Herstellung von Keramiken [16] sowie mit Holz in Spanplatten [17].

Die Verwertung von Mineralwolleabfällen als grobe oder feine Gesteinskörnung oder ultrafeiner Füllstoff in der Betonindustrie ist eine bedeutsame Option. Die Zug- und Druckfestigkeit, Absorptionsfähigkeit, Widerstandsfähigkeit und Chloridbeständigkeit wird durch eine Zugabe als grobe Körnung verbessert und die Rissausbreitung gehemmt [8]. Auch die Härte von derartigen Verbunden wird durch eine Zugabe erhöht [18].

8. Zusammenfassung und Ausblick

Das Projekt RecyMin ist ein grundlagenorientiertes Forschungsprojekt, welches an Themenbereichen wie der innovativen Deponierung sowie dem Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, der Zement- und Mineralwolleindustrie forscht. Da das Projekt RecyMin einen ganzheitlichen Ansatz verfolgt, ist damit zu rechnen, dass themenübergreifend verbesserte Lösungswege für das Recycling gefunden werden. Erste Ergebnisse der Forschungsansätze von RecyMin erwiesen sich als vielversprechend, es ist in Zukunft damit zu rechnen, dass eine ressourcenschonende und effiziente Verwertungsmethode von Mineralwolleabfällen gegeben sein wird.

Im ersten Projektjahr von RecyMin wurde vor allem im Bereich der Aufbereitung der Materialien geforscht. Neben der Zerkleinerungstechnik wurde an dem optimalen Brikettierprozess gearbeitet. Die mechanische Handhabbarkeit des Materials konnte durch diesen Prozess immens verbessert werden. Die Briketts bilden eine Grundlage für zukünftige Recyclingschritte, da sie auf der Deponie abgelagert sowie im Zementwerk eingesetzt werden können. Auch für die Recyclingoption der Rückführung der Mineralwolle-

abfälle in die Mineralwolleindustrie stellen diese aufbereiteten Materialien eine Möglichkeit dar.

In zukünftigen Versuchen wird an der Entwicklung von Versatzprodukten geforscht, die den Gegebenheiten am Versuchsstandort entsprechen und neben dem passenden Laugungsverhalten auch optimale geomechanische Eigenschaften aufweisen.

Für den Einsatz von Mineralwolleabfällen in der Zementindustrie sind Klein- sowie Großversuche vorgesehen, bei denen das Schmelzverhalten der Fasern im Drehrohrföfen sowie die optimale Dosierung ermittelt werden.

Um ein Recycling der Mineralwolleabfälle in der Mineralwolleindustrie zu ermöglichen, werden die schmelzrelevanten Parameter ermittelt, die Schmelze ggf. konditioniert, und Mineralwolleabfälle zu neuer Mineralwolle versponnen.

Danksagung. Die AutorInnen danken der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG), die das Projekt RecyMin im Rahmen des Programms Bridge 1 unter der Projektnummer 868064 fördert. Weiterer Dank gilt der Firma ATM Recyclingsystems für die Unterstützung bei der Brikettierung sowie der Österreichischen Staub-(Silikose-)Bekämpfungsstelle (ÖSBS) für die Beratung in Bezug auf die Arbeitssicherheit.

Funding. Open access funding provided by Montanuniversität Leoben.

Open Access Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>) veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Literatur

1. DGUV (Deutsche gesetzliche Unfallversicherung e. V.): Verfahren zur getrennten Bestimmung der Konzentrationen von lungengängigen anorganischen Fasern in Arbeitsbereichen – Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren, Berlin: DGUV, Februar 2014, S. 1–60 (BGI/GUV-I 505-46, DGUV Information 213–546)
2. Papadopoulos, A. M.: State of the art in thermal insulation materials and aims for future developments. *Energy and Buildings*, 37 (2005), pp 77–86
3. Europäische Union: Verordnung Nr. 1357/2014 der Kommission vom 18. Dezember 2014 zur Ersetzung von Anhang III der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien
4. Sattler, T.; Vollprecht, D.; Schimek, J.; Pomberger, R.: Recycling künstlicher Mineralfasern, Deutsche Gesellschaft für Abfallwirtschaft e. V. DGAW, 9. Wissenschaftskongress, Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Amberg-Weiden. Innsbruck: university press, 2019, pp.215–219
5. Vollprecht, D.; Sattler, T.; Doschek-Held, K.; Galler, R.; Schimek, J.; Kasper, T.; Daul, J.; Pomberger, R.: Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie. *Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle*, 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Neuruppin: Thomé-Kozmiensky, 2019, S. 481–492
6. Höllen, D.; Galler, R.; Pomberger, R.: Möglichkeit des Schlackeeinsatzes als Untertageversatz. In: Thomé-Kozmiensky, K.J. (Hrsg.): *Mineralische Nebenprodukte und Abfälle*. Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Bd. 2, Neuruppin: TK, 2015, S. 519–530
7. Gröper, J.; Lack, D.: Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen. In: Pomberger, R. u. a. (Hrsg.): *Tagungsband zur 13. Recy & Depotech-Konferenz*, November 2016, Leoben: AVW (Eigenverlag), 2016, S. 161–166

8. Cheng, A.; Lin, W.-T.; Huang, R.: Application of rock wool waste in cement-based composites. *Materials and Design*, 32 (2011), pp 636–642
9. Balkevičius, V.; Christauskas, J.; Gailius, A.; Špokauskas, A.; Siaurys, V.: Analysis of some properties of model system from low melting illite clay and fibrous mineral wool waste. *Materials Science Poland*, (25) 2007, no 1, pp 209–217
10. Öhberg, T.: Schwedisches Patent Nr. 205247, 1966
11. Holbek, K.: Process for the production of mineral wool products. Patent US4287142A, 1987
12. Väntsi, O.; Kärki, T.: Mineral wool waste in Europe: a review of mineral wool waste quantity, quality, and current recycling methods. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16 (2014), iss. 1, pp 62–72
13. Müller, A.; Leydoph, B.; Stanelle, K.: Recycling mineral wool waste—Technologies for the conversion of the fibre structure, Part 1. *Interceram*, 58 (2009), pp 378–381
14. Karppinen, K.: Paroc-WIM—Waste injection into the stone wool melting furnace—LIFE02 ENV/FIN/000328, 2002. http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/-index.-cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=2126&docType=pdf. Zugegriffen: 02.09.2019
15. Sattler, T.; Pomberger, R.; Schimek, J.; Vollprecht, D.: Mineral wool waste in Austria, associated health aspects and recycling options. Sardinia Symposium 2019, Proceedings SARDINIA2019. Cagliari: CISA Publisher, 2019, www.cisapublisher.com
16. Pranckevičeina, J.; Balkevičius, V.; Špokauskas, A.: Investigation on properties of sintered ceramics out of low-melting illite clay and additive of fine-dispersed nepheline syenite. *Medziagotyra*, 16 (2010), pp 231–235
17. Mamiński, M.; Król, M.; Jaskółowski, W.; Borysiuk, P.: Wood-mineral wool hybrid particleboards. *European Journal of Wood and Wood Products*, 69 (2011), iss. 2, pp 337–339
18. Romaniaga Piñeiro, S.; del Río Merino, M.; Pérez García, C.: New Plaster Composite with Mineral Wool Fibres from CDW Recycling. *Advances in Materials Science and Engineering*, vol 2015 (2015), pp 1–9

Hinweis des Verlags. Der Verlag bleibt in Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutsadressen neutral.

Publication 2a

Treatment of Mineral Wool for Further Use

(in German)

Schimek, J., & **Sattler, T. M.** (2020). Aufbereitung von künstlichen Mineralfasern als Grundlage für die weitere Verwendung. in Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7: -Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen- (Band 7).

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The doctoral candidate took part in the conceptualization of the conference paper. The literature review was carried out by the author Julia Schimek. The publication was written and envisaged by Julia Schimek and the PhD candidate. The doctoral candidate conducted the internal review process.

Bauabfälle

Treatment of Mineral Wool for Further Use

Julia Schimek and Theresa Sattler

The handling of mineral wool from construction and demolition poses new challenges to the waste industry. Especially the low density as well as unfavorable compactability of mineral wool in case of landfilling and missing recycling options makes it a difficult waste stream.

State of the art is the recycling of mineral wool from production (cuttings) which can be recycled and used for the production of new mineral wool products. Mineral wool waste from demolition and dismantling is therefore only landfilled. Recycling of mineral wool stemming from demolition and dismantling activities is not possible. The reasons for this are not only high impurities with other mineral waste, plastic and metal fractions, but also differences in chemical composition, however, the latter being easier to solve with analyses.

Research projects, such as RecyMin, aim to find solutions for mineral wool from demolition and dismantling facilities in order to bring them back to the production process to close the loops.

At the moment mineral wool waste is landfilled. In that process hazardous properties play a major role. In Austria waste is classified according to the Austrian List of Waste following ÖNORM S 2100. This list not only includes waste codes for non-hazardous mineral wool but also hazardous mineral wool waste, however the latter one is allocated to the waste code for asbestos waste. Therefore, recycling mineral wool waste from demolition as well as treatment in waste treatment plants is a difficult process, as mineral wool waste is always referred to the hazardous properties of asbestos waste. This is also the reason for the increase of the price for disposal of mineral wool waste which has risen 18-fold up to now. Another problem is the classification of hazardousness due to economical and temporal reasons on construction sites. Mineral wool waste is therefore often classified as hazardous and handled under the waste code of asbestos waste.

The short-term-goal is to improve the properties of mineral wool waste to improve the disposal on a landfill in order to increase stability. The middle- and long-term goal is to recycle mineral wool waste. In order to achieve this aim a treatment plant is inevitable to treat mineral wool waste for further use. The treatment comprises shredding and producing a mixture of mineral wool waste and further additives. The plant itself comprises a closed system working under negative pressure with filters for asbestos fibers.

Aufbereitung von künstlichen Mineralfasern als Grundlage für die weitere Verwendung

Julia Schimek und Theresa Sattler

1.	Gesetzliche Grundlagen in Österreich	330
2.	Feststellung der Eigenschaft von Mineralwolle.....	331
2.1.	CLP-Verordnung.....	332
2.2.	KI-Index	333
2.3.	Beurteilung der Einstufungsmöglichkeiten.....	335
3.	Mineralwolleabfälle aus dem Abbruch.....	336
4.	Anlage zur Aufbereitung von Mineralwolleabfällen	338
5.	Quellen	339

Der Umgang mit künstlicher Mineralwolle aus Abbruch- und Rückbautätigkeiten stellt die Abfallbranche zum derzeitigen Stand vor neue Herausforderungen. Schwierig gestaltet sich im Speziellen die geringe Rohdichte und die schlechte Verdichtbarkeit im Zuge der Deponierung sowie fehlende Verwertungsmöglichkeiten.

Der derzeitige Stand der Technik sieht vor, Mineralwolleabfälle stammend aus der Produktion (Verschnitt o.Ä.) in den Produktionskreislauf rückzuführen und so zur Herstellung neuer Mineralwolle einzusetzen. Eine Rückführung von Mineralwolle aus Rückbau- und Abbruchtätigkeiten ist kaum möglich. Grund dafür sind hauptsächlich hohe Verunreinigungen mit Mineralien, Kunststoffen als auch metallischen Fraktionen, aber auch Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der Mineralwolle, wobei letztere zumindest durch aufwendigere Analysetätigkeiten festzustellen wären. Forschungsprojekte, wie das Forschungsprojekt RecyMin an der Montanuniversität Leoben, beschäftigen sich vermehrt mit der Thematik zur Rückführung und Recycling von Mineralwolleabfällen aus dem Abbruch, um umweltfreundlichere Lösungen zu finden.

Mineralwolleabfälle werden zum jetzigen Stand einer Deponierung zugeführt. Dabei spielt die Gefährlichkeit von Stein- und Glaswolle eine wichtige Rolle. In Österreich wird das Abfallverzeichnis gemäß ÖNORM S 2100 angewendet. Dieses beinhaltet sowohl Schlüsselnummern für nicht gefährliche Mineralwolle und gefährliche Mineralwolleabfälle, wobei letztere unter anderem mit der Schlüsselnummer für Asbestabfälle gehandhabt wird. Aus diesem Grund gestaltet sich einerseits die Verwertung als auch jegliche Behandlung in regulären Anlagen als schwierig, da prinzipiell immer

auf die gefahrenrelevanten Eigenschaften von Asbest verwiesen wird. Die spiegelt sich auch in den Entsorgungskosten von Mineralwolleabfällen wider, die in den letzten Jahren bis um das 18-fache angestiegen sind. Problematisch ist auch die Schwierigkeit der Feststellung der Gefährlichkeit aufgrund der Wirtschaftlichkeit und zeitlichen Komponenten auf der Baustelle. Aus diesem Grund wird diese oft ohne Nachweis unter der Asbestschlüsselnummer geführt.

Ein kurzfristiges Ziel ist es daher, Mineralwolleabfälle in einem geeigneten Zustand auf der Deponie einzubringen, sodass die Standsicherheit gewährleistet wird. Mittel- und Langfristig sollen Mineralwolleabfälle einer Verwertung zugeführt werden. Zur Erreichung dieser Ziele wurde eine Anlage konzipiert, mit der die Mineralwolleabfälle an die jeweiligen Anforderungen vorbereitet werden können. Diese dient zur Vorbereitung der Mineralwolleabfällen aus u.A. Rückbau- und Abbruchtätigkeiten für die nachfolgende Verwendung. Die Behandlungsschritte bestehen aus Zerkleinerung und Vermischung mit den notwendigen Zugabemitteln, wobei die Anlage geschlossen ist und in Unterdruck mit asbestspezifischen Filtern betrieben wird.

1. Gesetzliche Grundlagen in Österreich

In Österreich ist am 01. Jänner 2016 die Recycling-Baustoffverordnung in Kraft getreten. Ziel dieser Verordnung ist es, durch Sicherstellung einer hohen Qualität von bei Bau- und Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen das Recycling zu fördern [13]. Die Verordnung schreibt eine verpflichtende Trennung von gefährlichen und nicht gefährlichen Abfällen vor. Des weiteren gilt ab einer Menge von 750 Tonnen Bau- und Abbruchabfälle (ausgenommen Bodenaushub) eine Trennpflicht der Hauptbestandteile, sowie eine verpflichtende Schad- und Störstofferkundung (gemäß ÖNORM B 3151 oder ab 3.500 m³ Brutto-Rauminhalt gemäß ÖNORM EN ISO 16000-32) und ein verwertungsorientierter Rückbau. Nationale als auch internationale Erfahrungen zeigen, dass ein qualitativ hochwertiges Recycling von Bau- und Abbruchabfällen nur mit qualitativ hochwertigen Inputstoffen ohne relevante Mengen an Schad- und Störstoffen möglich ist. Aus diesem Grund ist es wichtig, Schad- und Störstoffe bereits im Zuge des Rückbaus zu entfernen. Die von der Recycling-Baustoffverordnung verpflichtenden Vorgaben bilden eine wichtige Voraussetzung zur Herstellung qualitativ hochwertiger Recycling Baustoffe.

Die zu beachtenden Schad- und Störstoffe sind in der ÖNORM B 3151 gelistet. Als Störstoffe gelten demnach Materialien, die die vorgesehene Behandlung oder einen Behandlungsschritt zur Herstellung von Recyclingbaustoffen verhindern oder erschweren. Ein Schadstoff ist ein Stoff, der selbst oder in Zusammenwirken mit anderen Stoffen bzw. seinen Abbauprodukten oder Emissionen zu einer Schädigung oder Beeinträchtigung von Mensch oder Umwelt oder einer Wertminderung/Nutzungseinschränkung von Bauwerken führt [6].

Gesundheitsgefährdende Mineralfasern werden gemäß dieser Norm als zu entfernender Schadstoff gelistet. Lose verbaute Mineralwolle, Glaswolle und sonstige Dämmstoffe fallen hingegen unter Störstoffe.

Aus diesem Grund fallen seit der Einführung der Recycling-Baustoffverordnung künstliche Mineralfasern als folgende Materialien an:

- gefährliche Mineralfasern als Schadstoffe und
- ungefährliche Mineralfasern als Störstoffe.

Die Zuordnung der Mineralfasern in Österreich entspricht der Österreichischen Abfallverzeichnisverordnung. Das Abfallverzeichnis umfasst die Abfallarten, die in Punkt 5 Tabelle 1 der ÖNORM S 2100 *Abfallverzeichnis*, ausgegeben am 1. Oktober 2005, aufgelistet sind. Die relevanten Schlüsselnummern, denen Mineralwolle zugeordnet werden kann, sind in nachfolgender Tabelle gelistet.

Tabelle 1: Übersicht der Schlüsselnummern gemäß Österreichischer Abfallverzeichnisverordnung, die auf der ÖNORM S2100 beruht

Schlüsselnummer	gefährlich	Bezeichnung
gemäß Anlage 5 der Österreichischen Abfallverzeichnisverordnung		
31416		Mineralfasern
31416 77	x	Mineralfasern gef. kontaminiert
31416 91		Mineralfasern verf. oder stabilisiert
31430		Verunreinigte Mineralfaserabfälle
31430 77	x	Verunreinigte Mineralfaserabfälle gef. kontaminiert
31430 91		Verunreinigte Mineralfaserabfälle verf.
31437	x	Asbestabfälle, Asbeststäube

Quelle: ÖNORM S2100 (2005): Abfallkatalog.

In Österreich erfolgt die Zuordnung gefährlicher Mineralwolleabfälle zu der Asbestschlüsselnummer 31437 g *Asbestabfälle, Asbeststäube*. Es existieren zwar weitere Schlüsselnummern für gefährliche Mineralwolleabfälle, aber diese dürfen nur für verunreinigte Materialien verwendet werden bzw. sind sie für gefährliche kontaminierte Mineralwolleabfälle anzuwenden.

Publikationen zeigen allerdings, dass Mineralwolle von Asbest zwingend zu unterscheiden ist [10]. Dies zeigt auch die Motivation, die österreichische Abfallverzeichnis-VO anzupassen und neue bzw. erstmalig eigene Schlüsselnummern für Mineralwolleabfälle einzuführen. Seitens des Ministeriums ist geplant, das Abfallverzeichnis zu novellieren, wodurch gefährliche Mineralwolleabfälle nicht mehr der Asbestschlüsselnummer zuzuordnen ist. Es soll eine neue Schlüsselnummer für gefährliche Mineralwolleabfälle eingeführt werden, sodass Mineralwolleabfälle getrennt zu Asbestabfällen handzuhaben ist.

2. Feststellung der Eigenschaft von Mineralwolle

Fasern werden in natürliche und künstlich hergestellte Fasern differenziert – wobei beide Gruppen wiederum in organische und anorganische Fasern unterschieden werden [16]. Unter die letzte Gruppe fallen sowohl Stein-, Glas- als auch Schlackenwolle.

70 % der EU-weiten Mineralwolleproduktion betrifft Steinwolle, der Rest ist Glaswolle, wobei Glaswolle eine geringere Dichte aufweist und dieser Anteil dadurch volumsmäßig (Anzahl produzierte Dämmstoffplatten) wieder aufgewertet wird [3].

2.1. CLP-Verordnung

In der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinie 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (CLP-Verordnung) werden Mineralfasern anhand ihres Gehalts an Erdalkali- und Alkali-metalloxiden kategorisiert [14].

Gemäß der Definition der WHO, werden Fasern mit einer Länge größer 5 µm und einem Durchmesser kleiner 3 µm sowie einem Länge-zu-Durchmesser-Verhältnis, das größer als 3 zu 1 ist, als alveolengängig (lungengängig) angesehen.

Hierbei wird lediglich die *physikalische* Eigenschaft beurteilt.

Zum derzeitigen Stand erfolgt die Einstufung der Mineralwolle gemäß CLP Verordnung. In dieser Verordnung finden sich ebenfalls Anmerkung Q und R.

In der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinie 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (CLP-Verordnung) sind folgende Kategorien für die Einstufung der Karzinogenität festgelegt:

- Kategorie 1: Bekanntermaßen oder wahrscheinlich beim Menschen karzinogen. Ein Stoff wird anhand epidemiologischer und/oder Tierversuchsdaten als karzinogen der Kategorie 1 eingestuft. Die Einstufung eines Stoffes kann weiter wie folgt differenziert werden:
 - Kategorie 1A: Kategorie 1A für Stoffe, die bekanntermaßen beim Menschen karzinogen sind; die Einstufung erfolgt überwiegend aufgrund von Nachweisen beim Menschen;
 - Kategorie 1B Kategorie 1B, für Stoffe, die wahrscheinlich beim Menschen karzinogen sind; die Einstufung erfolgt überwiegend aufgrund von Nachweisen bei Tieren.

Die Einstufung in Kategorie 1A und 1B beruht auf der Aussagekraft der Nachweise in Verbindung mit zusätzlichen Hinweisen z.B. aus epidemiologischen Studien oder Tierversuche.

- Kategorie 2: Verdacht auf karzinogene Wirkung beim Menschen

Die Einstufung eines Stoffes in Kategorie 2 erfolgt aufgrund von Nachweisen aus Studien an Mensch und/oder Tier, die jedoch nicht hinreichend genug für eine Einstufung des Stoffes in Kategorie 1A oder 1B sind, anhand der Aussagekraft der Nachweise und zusätzlicher Hinweise.

Anmerkung Q bzw. R. können allerdings angewendet werden, wodurch Mineralwolle nicht mehr gefahrenrelevante Eigenschaften zugeordnet werden.

Anmerkung Q besagt:

Die Einstufung als karzinogen ist nicht zwingend, wenn nachgewiesen werden kann, dass der Stoff eine der nachstehenden Bedingungen erfüllt:

- Mit einem Kurzzeit-Inhalationsbiopersistenztest wurde nachgewiesen, dass die gewichtete Halbwertszeit der Fasern mit einer Länge von über 20 µm weniger als 10 Tage beträgt.
- Mit einem Kurzzeit-Intratrachealbiopersistenztest wurde nachgewiesen, dass die gewichtete Halbwertszeit der Fasern mit einer Länge von über 20 µm weniger als 40 Tage beträgt.
- Bei einem geeigneten Intraperitonealtest ergaben sich keine Belege für übermäßige Karzinogenität.
- Bei einem geeigneten Langzeit-Inhalationstest blieben eine relevante Pathogenität oder neoplastische Veränderungen aus.

Anmerkung R besagt:

Die Einstufung als karzinogen ist nicht zwingend für Fasern, bei denen der längengewichtete mittlere geometrische Durchmesser abzüglich der zweifachen geometrischen Standardabweichung größer ist als 6 µm.

Mineralwolleprodukte, die eines der Kriterien von Anmerkung Q erfüllen, werden als nicht karzinogen qualifiziert. Bei Nichterfüllung werden Mineralwolleprodukte der Kategorie 2 *Verdacht auf karzinogene Wirkung* zugeordnet.

Neue KMF mit einer Biolöslichkeit/Biopersistenz: Halbwertszeit < 40 Tage sind demnach keiner Kategorie zuzuordnen, alte KMF werden je nach Gehalt ihrer Alkali- und Erdalkali-Metalloxide ≤ 18 Ma.-% entweder der Kategorie 1B (≤ 18 Ma.-%) oder Kategorie 2 (> 18 Ma.-% oder Biolöslichkeit/Biopersistenz: Halbwertszeit > 40 Tage) zugeordnet [1].

2.2. KI-Index

Eine andere Herangehensweise zur Beurteilung der chemischen Eigenschaften ist der Kanzerogenitätsindex (KI-Index). Der KI ergibt sich aus der Differenz zwischen der Summe der Massengehalte der Oxide von Natrium, Kalium, Bor, Calcium, Magnesium und Barium sowie dem doppelten Massegehalt von Aluminiumoxid. Bei einem KI-Wert größer oder gleich 40 wird die Mineralfaser als nicht kanzerogen eingestuft.

$$KI = \sum (\text{Na, K, B, Ca, Mg, Ba-Oxide}) - 2 \times \text{Al-Oxid} \quad (1)$$

Ein hoher KI bedeutet, dass die Fasern eine hohe Biolöslichkeit und eine geringe Halbwertszeit haben. Ein hoher KI bedeutet ferner, dass die Fasern aus einem großen Anteil aus Oxiden von Na, K, B, Mg und Ba und einem relativ geringen Anteil Aluminiumoxiden bestehen.

Folgende Einstufungen sind möglich:

$KI \geq 40$: nicht kanzerogen

$30 < KI < 40$: Einstufung gemäß Kategorie 2

$KI \leq 30$: Einstufung gemäß Kategorie 1 B

Die Einstufung beruht auf den Gefahrenkategorien für karzinogene Stoffe der CLP-Verordnung (Kategorie 1A, 1B und 2) [14].

Der KI Index existiert zwar gemäß Unterlagen der Gütegemeinschaft Mineralwolle als Kriterium für Mineralwollen, hat sich aber in der Praxis nicht durchgesetzt. Die Beurteilung gemäß KI-Wert entspricht nicht dem heutigen Wissensstand [7]. Auch bei der Einführung des KI Indexes gab es bereits negative Stimmen, denn das Aluminiumoxid in der Formel zur Berechnung des KI Indexes vermindert demnach die Biolöslichkeit. Mineralwollehersteller zeigten jedoch, dass Aluminiumoxid in anderen Mineralwollearten zu einer erhöhten Biolöslichkeit beiträgt [7].

Im Jahr 1997 wurde die EU-Richtlinie 97/69/EG (wurde durch Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 CLP-Verordnung [14] ersetzt. zur dreiundzwanzigsten Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe verabschiedet[6]. Die Umsetzung der Mitgliedsstaaten hatte bis Dezember 1998 zu erfolgen.

Eine Ausnahme der Führung der Mineralwolle als gefährlich war rechtlich gegeben, wenn die Mineralwolle im Zuge von vier möglichen Tierversuchen als nicht krebs-erzeugend eingestuft wurde.

Deutschland stimmte schon im Zuge der Abstimmung der Mitgliedsstaaten gegen den Entwurf. Man wollte die Festlegung und Einstufung von Mineralwolle mit einem geänderten Wortlaut (durch Aufnahme des KI-Indexes) umsetzen, sodass es zwei Klassen von Mineralwolle gegeben hätte – in der europäischen Richtlinie wurde Mineralwolle nur eingestuft als krebs-erzeugend, Kategorie 3. Die Aufnahme des KI-Indexes hätte eine weitere Ausnahme geben sollen, um Mineralwolle nicht der Kategorie 3 zuordnen zu müssen.

Die Entscheidung der Kommission vom 26.10.1999 lehnte die Aufnahme des KI-Indexes über die von Deutschland mitgeteilten einzelstaatlichen Bestimmungen für Mineralwolle in Abweichung von der Richtlinie 97/69/EG ab [4].

Der KI Index war daher *kein* Kriterium nach EU-Recht und wurde auch in der später veröffentlichten CLP-Verordnung zur Aufhebung der Richtlinie 97/69/EG nicht mitaufgenommen.

Der KI-Index wurde in Deutschland in die Gefahrstoffverordnung bzw. Chemikalienverordnung aufgenommen und ist ein Kriterium für Ausnahmen von Verboten nach diesen Verordnungen – er ist kein Kriterium zur Freizeichnung hinsichtlich Kanzerogenität von Mineralwolle nach EU-Recht.

Die Gefahrstoffverordnung ist eine deutsche Verordnung zur Neuregelung der Anforderungen an den Arbeitsschutz bei der Verwendung von Arbeitsmitteln und Gefahrstoffen [5].

Deutsche Freizeichnungskriterien nach GefStoffV/ChemVerbotsV (Einhaltung einer dieser Bedingungen):

1. ein geeigneter Intraperitoneal-Test hat keine Anzeichen von übermäßiger Kanzerogenität zum Ausdruck gebracht,
2. die Halbwertszeit nach intratrachealer Instillation von 2 mg einer Fasersuspension für Fasern mit einer Länge größer 5 Mikrometer, einem Durchmesser kleiner 3 Mikrometer und einem Länge-zu Durchmesser-Verhältnis von größer 3 zu 1 (WHO-Fasern) beträgt höchstens 40 Tage,
3. der Kanzerogenitätsindex KI, der sich aus der Differenz zwischen der Summe der Massengehalte (in %) der Oxide von Natrium, Kalium, Bor, Calcium, Magnesium, Barium und dem doppelten Massegehalt (in %) von Aluminiumoxid ergibt, ist bei künstlichen Mineralfasern mindestens 40.

Der KI-Index ist auch in den TRGS (Technische Regeln für Gefahrstoffe) aufgenommen. Diese sind prinzipiell Konkretisierungen der Vorgaben in der Gefahrenstoffverordnung für die jeweiligen Anwendungsbereiche und geben den Stand der Technik wieder. Bei Einhaltung dieser ist davon auszugehen, dass die Vorgaben der Verordnung erfüllt sind. Eine rechtliche Verpflichtung der TRGS ist allerdings nur gegeben, wenn in der GefStoffV darauf hingewiesen wird.

In Deutschland dürfen Mineralwolledämmstoffe, die nicht den Freizeichnungsbedingungen nach der TRGS 905 entsprechen weder in Verkehr gebracht noch verwendet werden.

2.3. Beurteilung der Einstufungsmöglichkeiten

Es zeigt sich, dass das wichtigste Kriterium, sowohl nach EU-Recht als auch nach deutschem Recht, auf der Biolöslichkeit bzw. Biopersistenz der Fasern basiert. Selbst bei einem Zutreffen des Gefährlichkeitskriterium durch Bestimmung des KI Index, könnte es sein, dass Mineralwolle im Einzelfall aufgrund einer hohen Biolöslichkeit nicht gefährlich ist. Aus diesem Grund muss daher sowohl die Lungengängigkeit als auch die Biopersistenz (Biobeständigkeit) beurteilt werden – d.h. die Verweildauer der Faser in der Lunge. Die alleinige Betrachtung der Lungengängigkeit, die lediglich die physikalische Fasergeometrie beurteilt, gibt somit keine Auskunft über die chemische Zusammensetzung und die damit verbundene Verweildauer in der Lunge.

Die Nutzung des Kanzerogenitätsindex KI zur Einstufung von WHO-Fasern als krebserzeugend kann dazu führen, dass WHO-Fasern mit einem KI kleiner 40 als krebserzeugend eingestuft werden, obwohl Versuche gemäß Anmerkung Q nicht zu einer Einstufung als krebserzeugend führen. Das bedeutet, dass WHO-Fasern, für die lediglich ein KI Index unter 40 vorliegt, vorsorglich als krebserzeugend einzustufen sind, obwohl weitere Prüfungen diese Einstufung widerlegen könnten.

Der KI ist jedoch ein preiswerter Test, mit dem alte Wollen, die vor 1996 eingebaut wurden, im Zweifelsfalle auf Kanzerogenität untersucht werden könnten. Alte Wollen mit WHO-Fasern, die einen KI größer 40 aufweisen, können aufgrund des KI-Indexes Ausnahmen von Verboten nach den in Deutschland geltenden Verordnungen (Gefahrstoffverordnung bzw. Chemikalienverordnung) eingestuft werden.

In Deutschland wird daher geprüft, ob Mineralwolle sowohl die Vorschriften der Gefahrstoff- und der Chemikalienverbotsverordnung – und damit die Freizeichnungskriterien in der TRGS 905 – einhalten, als auch die EU Freizeichnungskriterien. Dies ist auch in den jeweiligen Sicherheitsdatenblättern hergestellter Mineralwolle angegeben. Die deutschen Vorschriften für den Arbeitsschutz sind eingehalten und das Produkt unterliegt zusätzlich keinem Verbot aus der Gefahrstoff- oder der Chemikalienverbotsverordnung. Weiters sind die Anforderungen der geltenden sogenannten Legal-einstufung, des europaweit harmonisierten Chemikalienrechts, durch die Einhaltung der EU Kriterien gegeben [8].

Kurz: EU-weit eingestufte Fasern könnten beispielsweise in Deutschland verboten sein, in Deutschland hergestellte Fasern halten sowohl die Deutschen als auch Europäischen Rechtsvorschriften ein.

3. Mineralwolleabfälle aus dem Abbruch

Gemäß der österreichischen Abfallverzeichnis-Verordnung werden Abfälle dem Kriterium H7 krebserzeugend zugeordnet wenn:

- Abfälle, die mehr als 0,1 vH der Masse an einem oder mehreren gemäß Chemikalienrecht als krebserzeugend (Kategorie 1A oder Kategorie 1B) eingestuft Stoffen enthalten, bzw.
- Abfälle, die mehr als 1 vH der Masse an einem oder mehreren gemäß Chemikalienrecht als krebserzeugend (Kategorie 2) eingestuft Stoffen enthalten.

Da die CLP-Verordnung nicht für Abfälle, sondern für Produkte gilt, wurde die EU die Verordnung Nr. 1357/2014 zur Änderung bzw. Anpassung der Gefährlichkeitskriterien (HP – *hazardous Properties*-Kriterien) des Anhangs III der Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG an die CLP-Verordnung erlassen.

In dieser Verordnung sind auch die Konzentrationsgrenzen für HP 7 der Verordnung (EU) Nr. 1357/2014 angegeben. Die Grenzwerte der österreichischen Abfallverzeichnis-Verordnung entsprechen diesen Gefahrenkriterien.

D.h. aufgrund der Bestimmungen der Abfallverzeichnisverordnung sind künstliche Mineralfasern generell als krebserzeugend der Kategorie 1B oder 2 als einzustufen, außer bei Vorliegen von max. 0,1 bzw 1,0 Ma.-% lungengängigen Fasern (WHO-Fasern).

Zur Einstufung, ob Mineralwolle im Einzelfall gefährlich oder nicht gefährlich ist, ist derzeit kein baustellengeeignetes Gerät verfügbar. Die Gefährlichkeit wird im Zuge der Schad- und Störstofferkundung, die ab einer Menge von 750 Tonnen Bau- und

Abbruchabfälle (ausgenommen Bodenaushub) verpflichtend ist, anhand von Analysen festgestellt. Diese beruhen prinzipiell auf Berechnung anhand der Alkali- bzw. Erdalkaligehalte bzw. der Beurteilung der physikalischen Fasereigenschaften (WHO-Faser).

Eine Durchführung von in vivo (Tierversuche) bzw. in vitro (Laugungsversuche in simulierten Lungenfluiden) Versuchen stellt sich aufgrund zeitlichen Mangels und fehlender Wirtschaftlichkeit als schwierig heraus.

In Österreich wurde im Jahr 2019 ein Leitfaden zum *Umgang von KMF Abfällen auf Baustellen* veröffentlicht. Demzufolge sind SN 31416 *Mineralfasern* zuzuordnen, wenn:

- KMF Produkte, die ab dem Jahr 1998 von einem Mitglied der österreichischen Fachvereinigung Mineralwolleindustrie *hergestellt* wurden

In Deutschland durften ab 01.06.2000 nur noch KMF in Verkehr gebracht werden, die nicht potenziell karzinogen sind. Diese Regelung gib es in Österreich nicht.

Im Zuge der Rückbaudokumentation gemäß Recyclingbaustoffverordnung, sind zum Zutreffen der Nichtgefährlichkeit folgende Kriterien zu berücksichtigen. Um eine Freizeichnung von Mineralwolle zu erreichen, können Nachweise im Zuge der Stör- und Schadstofferkundung getätigt werden, um Mineralwolle als nicht gefährliche Schlüsselnummer zu führen. Darunter fallen:

- die Kennzeichnung mit Gütesiegel (EUCEB, RAL),
- Produktsicherheitsdatenblätter der Mineralwollen gemeinsam mit Rechnungen (Produktionsjahr, Hersteller, Hinweis auf Gütesiegel),
- chemisch-analytischer Nachweis der Nichtgefährlichkeit (nicht Zutreffen der gefahrenrelevanten Eigenschaft *HP 7 karzinogen*): Untersuchung der Mineralfasern auf deren Massegehalt von Oxiden und Bestimmung des längengewichteten mittleren geometrischen Faserdurchmessers abzüglich des zweifachen geometrischen Standardfehlers gemäß der Verordnung (EG) Nr.761/2009 und Einstufung der Fasern gemäß Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 (CLP-Verordnung). Diese kann in Labors von KMF-Herstellern, Zertifizierungsstellen der Fasern oder hierzu spezialisierten Labors durchgeführt werden.

Alle anderen Abfälle bzw. Mineralwolleabfälle, bei denen die angegebenen Kriterien nicht erfüllt werden können, sind als gefährliche Abfälle zu führen (derzeit unter der Asbestschlüsselnummer). Aufgrund des schwierigen Umgangs mit Mineralwolleabfällen (rechtlicher Hintergrund; teure Analysemethoden, fehlende Beweissicherung zur Feststellung der Nichtgefährlichkeit) im Zuge von Abbruch- und Rückbauarbeiten, wird Mineralwolleabfall zu einem hohen Anteil der gefährlichen Schlüsselnummer zugeordnet.

Nicht gefährliche Abfälle (Tabelle 1) sind beim Transport und der Zwischenlagerung abzudecken, um Staubverfrachtung zu unterbinden (z.B. Deckmulde). Der Transport und die Zwischenlagerung gefährlicher künstlicher Mineralfasern hat in verpackter Form zu erfolgen. Diese Abfälle sind am Ort des Anfalls in reißfeste, staubdichte und

staubdicht verschließbare Kunststoffsäcke (z.B. Big Bags) zu verpacken. Die Deponierung gefährlicher Mineralfaser mit der Schlüsselnummer 31437 g sind auf einem Asbestkompartiment in einer Baurestmassen-, Reststoff- oder Massenabfalldéponie zulässig [2].

Die Großvolumigkeit dieses Materials bedingt eine schlechte Standsicherheit in der Déponie und stellt sich daher als sehr schwierig heraus. Eine Verwertung für Mineralfasernabfälle aus dem Abbruch steht in Österreich derzeit nicht zur Verfügung. Einzelne Hersteller bieten jedoch an, Verschnitte aus Mineralfasernprodukten einer stofflichen Verwertung zuzuführen [2].

Prinzipiell besteht weiterhin Bedarf an Verwertungsmöglichkeiten, um Mineralwolleabfälle endgültig dem Kreislauf rückführen zu können.

4. Anlage zur Aufbereitung von Mineralwolleabfällen

Da es bisher keine Verwertungsmöglichkeit von Mineralwolleabfällen aus dem Abbruch bzw. Rückführung in den Mineralwollekreislauf gibt und die Eigenschaften der Mineralwolleabfälle für die Déponierung nicht geeignet sind, wurde eine Anlage konzipiert um mit dieser Mineralwolleabfälle für die nachfolgende Behandlung aufzubereiten.

Mit dieser Anlage sollen kurz- und langfristiger Ziele erreicht werden – die Verbesserung deponietechnischer Eigenschaften und Verhinderung der Staubfreisetzung sowie die Herstellung geeigneter Ausgangsmischungen für eine mögliche stoffliche Verwertung (z.B. Rückführung in den Mineralwollekreislauf).

Die Anlage ist derart konzipiert, dass sie sowohl Mineralwolleabfälle der gefährlichen als auch nicht gefährlichen Schlüsselnummer behandeln kann. Sie ist vollständig geschlossen und kann geschlossen als *Schwarzbereich* verwendet werden.

Die Kapazität der geplanten Anlage beträgt 30 m³/h – je nach Gewicht der Mineralwolleabfälle entspricht das etwa 1,5 bis 5 t/h. Der Betrieb der Anlage erfolgt chargenweise, wobei die Abluftreinigungsanlage ständig in Betrieb ist.

Die Absaugung ist derart ausgelegt, dass sie einen 100-fachen Luftwechsel pro Stunde aufweist, wodurch selbst die Anforderungen der TRGS 519 für Asbest- Abbruch-, Sanierungs- oder Instandhaltungsarbeiten, die einen achtfachen Luftwechsel von pro Stunde vorgibt, bei Weitem übertroffen werden.

Das Personal zur Bedienung der Anlage ist mit der notwendigen PSA ausgestattet.

Behandlungsablauf

Die Aufgabe der Mineralwolleabfälle erfolgt in dem Zustand, in dem diese angeliefert werden – d.h. es kommt zu keiner Manipulation der Verpackung gefährlicher Mineralwolleabfälle, wie sie in dem österreichischen KMF Leitfaden gefordert wird.

Der Mineralwolleabfall wird in diesem Zustand (einschließlich Verpackung bei gefährlichen Mineralwolleabfälle) in das Zerkleinerungsaggregat der Behandlungsanlage aufgegeben. Das Zerkleinerungsaggregat ist mit einem Deckel ausgestattet, sodass dieser nach Aufgabe des Materials sofort geschlossen werden kann und somit

ein *Schwarzbereich* in der Anlage entsteht- Bei dem Zerkleinerungsaggregat handelt es sich um einen Shredder der im Betrieb zu einer geringen Faserfreisetzung führt. Die Mineralfasern können in einem einzigen Behandlungsschritt zerkleinert werden, wodurch keine Vor- und Nachzerkleinerung notwendig ist.

Nach Zerkleinerung der Mineralwolleabfälle (einschließlich Verpackung) werden diese mit einem Bindemittel sowie Wasser vermengt und homogenisiert. Die Zugabe von Bindemitteln bzw. anderen Stoffen kann an die jeweiligen Anforderungen angepasst werden. Nach der Homogenisierung wird das Material ausgetragen.

Vor einer erneuten Öffnung des Deckels der Zerkleinerungsanlage wird die Anlage etwa 1,5 min im Leerlauf abgesaugt, damit eine Freisetzung von Fasern verhindert wird. Die Absaugung der Anlage erfolgt durchgehend, wodurch selbst bei Öffnung des Deckels eine klare Strömungsrichtung zu den Absaugstellen erfolgt.

Weiters verfügt die Anlage über eine Pufferstation. Dadurch kann die Behandlung (Mischdauer, Dauer des Shreddervorganges je nach gewünschter Stückgröße) an das jeweilige Material und an die Anforderungen für die nachfolgende Behandlung angepasst werden.

Folgende Verbesserungen der Eigenschaften von Mineralwolleabfällen können erreicht werden:

- Zerkleinerung des Mineralwolleabfalls und Erhöhung der Schüttdichte,
- Verminderung des Volumens von Mineralwolleabfälle um bis zu Faktor 5,
- Homogenisierung mit Bindemittel und Wasser sowie anderen möglichen Zugabestoffen abhängig von der weiteren Behandlung.

In einem ersten Schritt sollen die Materialeigenschaften für die Deponierung verbessert werden. Zukünftig kann mit der Anlage das Material für nachfolgende Verwendungszwecke dienen. Die Anlage kann für Testversuche zur Vorbereitung für eine Verwertung von Mineralwolleabfällen genutzt werden, um Abhilfe mit den Entsorgungsengpässen zu schaffen und Stoffkreisläufe zu schließen.

5. Quellen

- [1] Baustoffprüfung und Consulting e.U.: KMF-Mineralwolle: richtiger Umgang mit KMF, 2019.
- [2] Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus: Künstliche Mineralfaserabfälle – KMF-Abfälle ab der Baustelle, 2019.
- [3] Ecofys; Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research; Öko-Institut: Methodology for the free allocation of emission allowances in the EU ETS post 2012, Sector report for the mineral wool industry. Abgerufen am 25.03.2018: https://ec.europa.eu/clima/sites/clima/files/ets/allowances/docs/bm_study-mineral_wool_en.pdf. Nach Eurima (2009c), EU Emissions Trading Scheme; Benchmarking Analysis, 2009.
- [4] Entscheidung der Kommission vom 26.10.1999 über die von Deutschland mitgeteilten einzelstaatlichen Bestimmungen für Mineralwolle in Abweichung von der Richtlinie 97/69/EG zur dreiundzwanzigsten Anpassung der Richtlinie 67/548/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe an den technischen Fortschritt, 1999.

- [5] Gefahrstoffverordnung (GefStoffV): Verordnung zum Schutz vor Gefahrstoffen (Gefahrstoffverordnung – GefStoffV)
- [6] ÖNORM B 3151:2014 12 01: Rückbau von Bauwerken als Standardabbruchmethode, 2014.
- [7] RAL Mineralwolle: Der Weg zur Biolöslichen Mineralwolle: Regulatorische Aspekte, s.a. Online: <https://www.ral-mineralwolle.de/der-weg-zur-bioloeslichen-mineralwolle-regulatorische-aspekte.html> (17.02.2020).
- [8] RAL Gütezeichen: Gesundheitliche Bewertung von Mineralwollen an Hand der Biolöslichkeit, 2016 Abgerufen am 26.02.2020: https://www.ral-mineralwolle.de/tl_files/Downloads/PDF/Artikel%20Bioloeslichkeit%20auf%20Website_deutsch.pdf.
- [9] RICHTLINIE 2008/98/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, 2008.
- [10] Sattler, T., Pomberger, R., Schimek, J., Vollprecht, D. (in press): Mineral wool waste in Austria, associated health aspects and recycling options. Detritus, 2019 (in press).
- [11] TRGS 905: Technische Regeln für Gefahrstoffe. Verzeichnis krebserzeugender, keimzellmutagener oder reproduktionstoxischer Stoffe, 2016
- [12] TRGS 519. Asbest – Abbruch-, Sanierungs- oder Instandhaltungsarbeiten, 2014.
- [13] Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Pflichten bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten, die Trennung und die Behandlung von bei Bau- oder Abbruchtätigkeiten anfallenden Abfällen, die Herstellung und das Abfallende von Recycling-Baustoffen (Recycling-Baustoffverordnung – RBV); StF: BGBl. II Nr. 181/2015
- [14] Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006
- [15] Verordnung (EU) Nr. 1357/2014 der Kommission vom 18. Dezember 2014 zur Ersetzung von Anhang III der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien
- [16] WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark (2000): Air Quality Guidelines – Second Edition. Chapter 8.1 Environmental Tobacco Smoke.



Ansprechpartner

Dipl.-Ing. Julia Schimek, B.Sc.
PORR Umwelttechnik GmbH
Projektleiterin
Bereich Abfallmanagement/Abteilung Verfahrensentwicklung
Absberggasse 47
1100 Wien, Österreich
+43 664 6265347
julia.schimek@porr.at

Publication 3a

The development of the Preinsfeld mine - also a story of waste (in German)

Sattler, T.M., Daul, J., Galler, R. & Vollprecht, D. (2022). Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld – Auch eine Abfallgeschichte. in Recy&DepoTech 2022: Vorträge-Konferenzband (S. 705-708).

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The conceptualization of the conference paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-authors Johannes Daul and Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was written and envisaged by the PhD candidate and Johannes Daul. The internal review process was carried out in consultation with all the co-authors.

Die Versatzentwicklung des Bergwerks Preinsfeld – Auch eine Abfallgeschichte

T. Sattler¹, J. Daul², R. Galler³ & D. Vollprecht⁴

¹) Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Leoben, Österreich

²) Lafarge Perlmooser / Gipsbergbau Preinsfeld GmbH Nfg KG, Wien, Österreich

³) Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Subsurface Engineering, Leoben, Österreich

⁴) Universität Augsburg, Institut für Materials Resource Management, Augsburg, Deutschland

KURZFASSUNG: Aus sicherheitstechnischen Gründen erfolgt im Gipsbergbau Preinsfeld die Verfüllung mit bergfremdem Material, da es nach Stilllegung des Bergwerks aufgrund von Wasserzutritten und der Instabilität des Grubengebäudes zu Verbrüchen bis zur Tagesoberfläche kam. Um das Grubengebäude zu stabilisieren, wurde zunächst Realit, ein Abfall aus der Rauchgasentschwefelung, eingesetzt. Nach Ende der Verfügbarkeit dieses Materials wird derzeit gips-haltiges Tunnelausbruchmaterial des Semmering-Basistunnels im Sturzversatz eingesetzt. Da Mineralwolleabfall zukünftig verwertet statt deponiert werden soll, wird an der Möglichkeit eines einsetzbaren Versatzprodukts mit Mineralwolleabfall geforscht. Hierfür wurden im Labor unterschiedliche Rezepturen hinsichtlich ihrer einaxialen Druckfestigkeit und dem daraus resultierenden gebirgsstabilisierenden Einfluss getestet. Weiters muss das Eluat aus dem Versatzprodukt Grenzwerte, die für eine Bodenaushubdeponie vorgeschrieben sind, einhalten.

1 VERSATZGESCHICHTE DES BERGWERKS PREINSFELD

Der Gipsbergbau Preinsfeld liegt in der Gemeinde Heiligenkreuz im Wienerwald. Seit 1962 wurde die Gipslagerstätte bergmännisch abgebaut, bis im Jahre 2001 die Gewinnung eingestellt wurde. Der Abbau erfolgte zuerst im Tagebau, dann untertage mit Örter-Pfeilerbau auf insgesamt acht Sohlen. Der Gips wurde zunächst im Bohr- und Sprengverfahren gewonnen. Mit dem Auffahren der vierten Sohle wurde zur Gewinnung ein Walzenschrämlader AM 50 eingesetzt. Der Hauptabnehmer des gewonnenen Gipses war das Zementwerk Rodaun, ca. 25 km entfernt am Rande der Stadt Wien im Tal der Dürren Liesing. Nachdem dieses 1996 geschlossen worden war, wurde der Preinsfeld-Gips im Zementwerk Mannersdorf eingesetzt. Als man dort aber den sogenannten Zitro-Gips für die Zementproduktion entdeckte, nahm die Nachfrage nach dem Naturprodukt stetig ab, bis sie 2001 gänzlich zum Erliegen kam. Der Abfall aus der Zitronensäure-Herstellung, der ein Abfallende und damit einen Produktstatus erreichte, war in seiner Gleichmäßigkeit der Qualität, und auch bei anderen technischen Parametern dem natürlichen Gips weit überlegen. Der Preis spielte zudem ebenso eine Rolle. Die jüngere Geschichte des Bergwerks ist in einzigartiger Weise mit der Abfallwirtschaft verbunden.

1.1 Verfüllung als Aufgabe

Bei der Stilllegung der Grube erstreckte sich das untertägige Grubengebäude über sechs Sohlen, bis ca. 80 m Teufe mit einer Streckenausdehnung von rd. 25 km. Das gesamte damals zugängliche Hohlraumvolumen des alten Örterpfeilerbaues betrug etwa eine halbe Million Kubikmeter. Teile der Grube, vor allem die oberflächennahen Sohlen, die von einem Tagebau aus aufgefahren worden waren, waren durch Wasserzutritte und als Folge intensiver Sprengarbeit instabil. Um die Lagerstätte möglichst vollständig auszunutzen, war zwischen den Sohlen stellenweise nur eine sehr dünne Schwebelasse belassen worden. Zudem standen die Pfeiler vielfach nicht übereinander, sodass insgesamt eine latente Verbruchgefahr für das ganze Grubengebäude bestand. Die Tagesoberfläche wurde zu einem Bruchgebiet erklärt und unter Betretungsverbot abgezäunt. Tagbrüche über dem Grubengebäude erzeugten immer wieder im Luftbild erkennbare Pingen, also durch Einsturz alter Grubenbaue entstandene trichterförmige Vertiefungen an der Erdoberfläche.

Aufgrund dieser Situation sowie vor dem Hintergrund des Grubenunglückes von Lassing im Juli 1998 ergab sich die Aufgabe, das Bergwerk zu verfüllen, um eine spätere Nachnutzung der Tagesoberfläche grundsätzlich zu ermöglichen. Da kein Abbau mehr stattfand, musste der Versatzbetrieb sich finanziell selbst tragen. Der Versatzbaustoff musste die Kosten decken und den Kriterien der Umweltverträglichkeit entsprechen, da der Versatzbaustoff in einem grundwassersensiblen Bereich einzusetzen war, was eine zusätzliche Herausforderung darstellte. Keine unwesentliche Rolle spielte in den ersten Jahren auch der Widerstand der lokalen Bevölkerung, die von früheren Versatzversuchen kritisch geworden war und anfangs eine starke Gegnerschaft bildete.

1.1.1 Verfüllung mit Realit

Ein Versatzbaustoff, der diesen Anforderungen entsprach, war das sogenannte Realit, ein Abfall aus der Rauchgasentschwefelung des Kohlekraftwerks Dürnrohr. Zwischen 2001 und 2008 wurden die dafür erforderlichen Versuche vorgenommen, die Abfallendefeststellung erwirkt und die weiteren behördlichen Genehmigungen besorgt. Realit war somit ein Produkt, das mit Zement und Wasser vermischt einen idealen Baustoff für die Anwendung als Spülversatz darstellte. Aufgrund der sehr guten Pumpbarkeit und Fließfähigkeit ließen sich damit Flächen über mehrere Hundert Quadratmeter ohne weiteres anfüllen. Das Material härtete innerhalb von einigen Wochen aus und erreichte eine Festigkeit von über 7 MPa. Die lange Abbindedauer spielte in dieser Anwendung keine Rolle. Innerhalb der ersten Jahre konnte sogar eine Marktfähigkeit für Realit, der Name ReaZem war dafür angedacht worden, als Schlitzwandfüller erzielt werden. Die Vorarbeit für die Verfüllung im Bergbau bestand lediglich aus der Abdichtung der einzelnen Versatzabschnitte. Dazu wurden Schläuche aus Geovlies an den Enden abgebunden, zwischen Pfeilern verlegt und mit Versatzmaterial verfüllt. Der dahinterliegende Bereich konnte dann verfüllt werden. Sobald eine Schicht abgebunden hatte, konnte die nächste Schicht darauf angelegt werden. Zur Herstellung der Firstbündigkeit wurde die letzte Schicht mit Brunnenschäum zusätzlich abgedichtet, wobei ein Luftauslass bestehen blieb (Abb. 1).

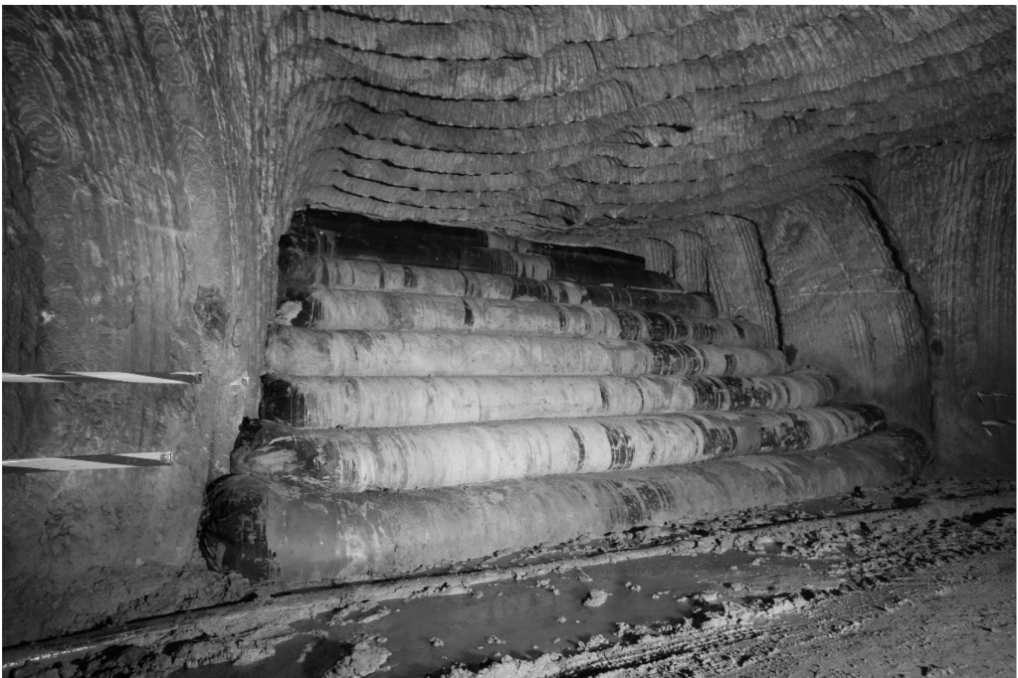


Abb. 1 Verfüllung mit Realit im Bergbau Preinsfeld

Die Verfüllung des Grubengebäudes ging aus statischen Gründen grundsätzlich von unten nach oben. Bedingt durch die Wasserlöslichkeit des Gipses bestand aber die Verbruchgefahr eher im oberen Bereich des Bergbaus und im Süden des sich Süd-Nord erstreckenden Grubengebäudes. Damit ergab sich für einige Jahre durchaus eine Art Wettlauf-Situation, nämlich, ob es gelingen würde, die Verfüllung so rasch als möglich abzuwickeln, bevor es in den oberen Sohlen zu massiven Verbrüchen mit möglichen Dominoeffekten kommen würde. Das ist zum guten Glück gelungen. Zur selben Zeit richtete sich jedoch die Entwicklung der Klimapolitik mehr und mehr darauf aus, den Einsatz von Kohlekraftwerken zu reduzieren. Entsprechend ging auch die Verfügbarkeit des Versatzbaustoffes immer weiter zurück. Das geplante Lebensende des Kraftwerkes Dürnrohr vom Jahr 2025 wurde letztlich überraschend auf das Jahr 2019 vorverlegt. Bis dahin waren rd. 60 % des Hohlraumes verfüllt.

Seit 2018, mit der Ankündigung der Stilllegung des Kraftwerkes, war klar, dass für den verbleibenden offenen Hohlraum ein neuer Versatzbaustoff gefunden werden musste. Verschiedenste Materialien wurden untersucht, wie etwa Schlacken, Aschen und andere Stäube. Letztlich scheidete es immer entweder an den Umwelteinwirkungen, d. h. die Eluatwerte waren zu weit entfernt von den Grenzwerten für Bodenaushub-Deponien, oder die Wirtschaftlichkeit war nicht gegeben.

1.1.2 Gips aus der Auffahrung des Semmering-Basistunnels

Sehr naheliegend ist es, das Gips-haltige Material, das bei der Herstellung des Semmering-Basistunnels als Bodenaushubmaterial anfällt, als Versatzbaustoff zu verwenden. Das Verfahren um das Abfallende dieses Materials dauerte zweieinhalb Jahre. Seit März 2021 wird Semmering-Gipsausbruch im Gipsbergbau Preinsfeld als Versatzbaustoff im Sturzversatz eingebracht. Die Stückgröße liegt bei ca. bis 250 mm, einzelne Brocken erreichen jedoch Stückigkeiten von bis zu 500 mm. Das Material wird am Vorplatz abgekippt, darauf folgt eine Probenahme mit nachfolgender Analyse zur Qualitätskontrolle. Wenn das Material den Vorgaben entspricht, wird es mit Hydraulikbagger auf einen Muldenanhänger geladen und ein Traktor fährt mit dem Anhänger untertage. Der Muldenanhänger wird über eine Schiebewand entladen, weil das Aufkippen bei ca. 4 m Firsthöhe nicht möglich ist. Vor-Ort untertage schiebt ein Radlader den Versatz soweit als möglich an die Firste an. Für die nachfolgende Verfüllung des Firstspaltes werden Leitungen für den Pumpversatz eingebaut. Mittlerweile sind auf diese Weise über 140.000 t verfüllt worden.

Die Firstspaltverfüllung soll zukünftig wiederum mit einem pumpfähigen Versatzmaterial geschehen.

2 MINERALWOLLEABFALL ALS VERSATZMATERIAL

Mineralwolleabfall bereitet aufgrund ungünstiger deponietechnischer Eigenschaften, wie der niedrigen Rohdichte, des geringen Elastizitätsmoduls und des großen Volumens, Probleme bei der Ablagerung im Kompartiment beispielsweise einer Baurestmassendeponie (Sattler et al. 2019, 2020). Als eine Verwertungsmöglichkeit wird daher im Projekt RecyMin an der stofflichen Verwertung von Mineralwolleabfall im Bergversatz geforscht, da in Österreich bisher noch keine Verfüllung von einsturzgefährdeten untertägigen Grubengebäuden mit mineralwollehaltigen Versatzprodukten erfolgt (Vollprecht et al. 2019, Sattler et al. 2021). Eine Versatzrezeptur mit Mineralwolleabfällen stellt eine sinnvolle Alternative zur Deponierung dar, da die Mineralwolleabfälle somit einer „Verwertung“/„sonstigen Verwertung“ zugeführt werden. Abfallwirtschaftlich betrachtet ist die „Sonstige Verwertung“ im Sinne der fünfstufigen Abfallhierarchie einer Deponierung vorzuziehen (BAWP 2017). Zudem wird voraussichtlich ab dem Jahr 2027 ein Deponierungsverbot für gefährliche Mineralfaserabfälle eingeführt, wie in der Novelle der Deponieverordnung (DepVO 2021) angekündigt wurde.

In Deutschland besteht ein patentiertes Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen, hierbei können Dämmmaterialabfälle in eine anorganisch-mineralische Matrix eingebunden und im Stapelversatz oder mittels Pumpversatz als Dickstoff in ein Bergwerk eingebracht werden (Gröper & Lack 2016).

Im Projekt RecyMin wird jedoch an einer geeigneten Versatzrezeptur geforscht, die einerseits an die speziellen Vorgaben des Versatzbergwerks Preinsfeld angepasst ist, andererseits sollen Se-

kundärrohstoffe und Rohstoffe eingesetzt werden, die in Prozessen von Projektpartnern entstehen. Somit kann durch die Verwertung im Versatzprodukt eine optimale Kreislaufführung entstehen.

Es ist davon auszugehen, dass der Einsatz des Mineralwolleabfalls zu einer Verbesserung der Eigenschaften des Versatzmaterials führt und somit ein Nutzen bei der Verwendung im einsturzgefährdeten Grubengebäude besteht. Cheng et al. (2011) stellten fest, dass bei zementbasierten Verbundwerkstoffen, bei denen bis zu 10 Gew.-% der natürlichen Gesteinskörnung durch Steinwolleabfälle ersetzt wurden, die Druckfestigkeit, Spaltzugfestigkeit, Zugfestigkeit, Abriebfestigkeit, Absorption, Widerstand und die potenzielle Alkalireaktivität von zementbasierten Verbundwerkstoffen erhöht werden konnten.

3 MATERIAL & METHODEN

Um eine geeignete Rezeptur für das Bergwerk in Preinsfeld zu entwickeln, wurden unterschiedliche Reststoffe auf ihre Eignung untersucht. Hierfür wurde in den Rezepturen Mineralwolleabfall, Feinanteil, Rücklauf suspension, Papierreststoff-Verbrennungsgasche, Bypassstaub und Wasser zu unterschiedlichen Anteilen vermengt (Tab. 1).

Tab. 1: Untersuchte Reststoffe sowie deren Herkunft

Reststoff	Herkunft
Mineralwolleabfall	Gebäuderückbau
Feinanteil	Baurestmassen Recycling
Rücklauf suspension	Tiefbau
Papierreststoff-Verbrennungsgasche	Papierindustrie
Bypassstaub	Zementindustrie

3.1 Laborversuche Druckfestigkeit

Um die gebirgsstabilisierenden Eigenschaften des Versatzprodukts nachzuweisen, wurden aus den einzelnen Reststoffen unter der Zugabe von Wasser variierende Rezepturen erzeugt und auf ihre einaxiale Druckfestigkeit (UCS) getestet. Die Gemische wurden, nachdem sie zum Erhärten in Polokalrohre mit einem Durchmesser von 50 mm gefüllt wurden, beidseitig an den Ober- und Unterkanten des entstandenen Zylinders planparallel angeschliffen. Danach wurden die Probekörper in einer servo-hydraulischen Gesteinsprüfpresse vom Typ MTS 815 bis zum Versagen des Materials belastet (Abb. 2). Die maximal gemessene Kraft wurde auf die Querschnittsfläche des Probenkörpers bezogen und als Spannung bzw. einaxiale Druckfestigkeit (MPa) ermittelt.

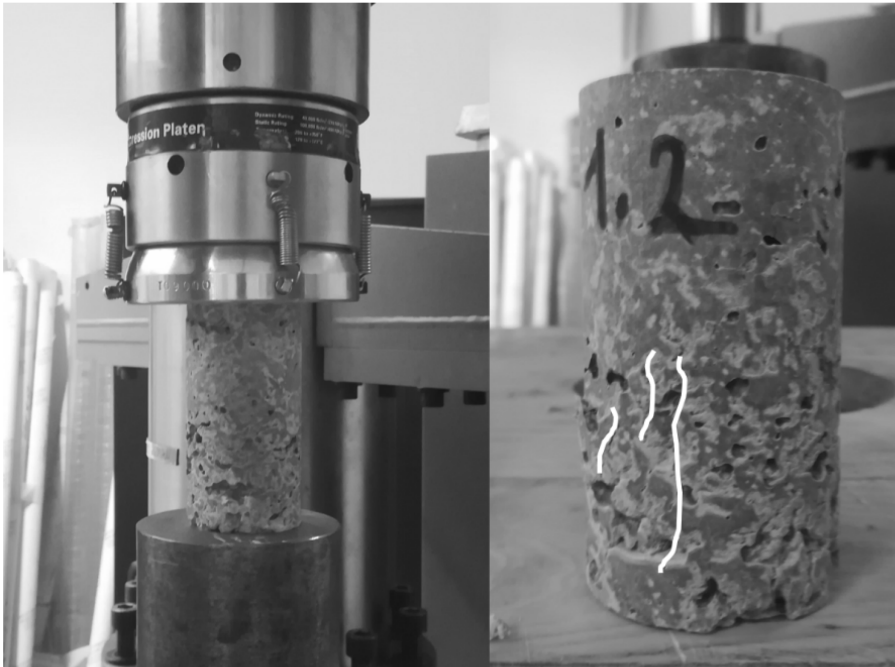


Abb. 2: Versatzprobekörper vor (links) und nach (rechts) UCS-Testung inkl. Rissinitiation

3.2 Laborversuche Eluatanalysen

Da beim Versatz mit bergfremdem Material keinesfalls der Eintrag von Schadstoffen erfolgen darf, ist es vorgesehen, die Eluate der im Projekt erzeugten Versatzprodukte zu analysieren. Bei der Eluatanalyse werden die löslichen Stoffe des Feststoffs mit Reinstwasser ausgewaschen, das erzeugte Eluat wird darauffolgend analysiert. Die Ergebnisse der Eluatanalytik zu den erzeugten Versatzprodukten liegen aktuell noch nicht vor, diese werden jedoch bei der Tagung im November präsentiert.

4 ERGEBNISSE & DISKUSSION

Die Ergebnisse der UCS-Analysen zeigen deutlich, dass je nach Versatzrezeptur nach 28 Tagen einaxiale Druckfestigkeiten von bis zu 3,2 MPa erreicht werden können. Während Rezepturen unter Zugabe von Feinanteil aus dem Baurestmassenrecycling keine feststellbare Erhöhung der UCS aufweisen, kann gezeigt werden, dass Rezepturen, bestehend aus Mineralwolleabfall, Rücklaufsuspension, Papierreststoff-Verbrennungasche, Bypassstaub und Wasser die geforderte einaxiale Druckfestigkeit von 2 MPa übersteigen.

Die Eluate des Versatzprodukts müssen, um alle umweltrelevanten Faktoren den Bergbau in Preinsfeld betreffend einzuhalten, innerhalb der Grenzwerte einer Bodenaushubdeponie liegen, wobei jedoch die geogenen Verhältnisse der Gipslagerstätte berücksichtigt werden. Sofern dies gegeben ist, ist aus abfalltechnischer Sicht der Versatz mit einer getesteten Rezeptur möglich. Aus bergbau- und aus bautechnischer Sicht erfüllt Mineralwolleabfall die Anforderungen an ein Versatzbaustoffprodukt.

5 SCHLUSSFOLGERUNG & ZUSAMMENFASSUNG

Der stillgelegte Gipsbergbau Preinsfeld wird aufgrund einer latenten Verbruchgefahr für das gesamte Grubengebäude durch den Einsatz von Versatzprodukten stabilisiert. Von einem ursprünglichen Hohlraumvolumen von etwa einer halben Million Kubikmeter wurden bereits ca. 80 % verfüllt. Neben dem bereits erfolgten Einsatz von Realit und dem aktuell verwendeten gipshaltigen Tunnelausbruchmaterial des Semmering-Basistunnels, stellt der Einsatz eines Versatzproduktes mit Mineralwolleabfall eine Möglichkeit dar.

Untersuchungen hinsichtlich der einaxialen Druckfestigkeit haben ergeben, dass im Labor getestete Rezepturen eine ausreichende stabilisierende Funktion für das verbruchgefährdete Gebirge aufweisen. Neben der UCS sind jedoch die Ergebnisse der Eluatanalytik von Bedeutung.

Das Versatzprodukt besteht verfahrenstechnisch betrachtet aus den Sekundärrohstoffen Mineralwolleabfall, Papierreststoff-Verbrennungsgasche und Rücklauf suspension, wobei durch den Einsatz des Versatzmaterials technisch betrachtet ein sinnvoller Zweck durch die Stabilisierung der einsturzgefährdeten Hohlräume gegeben ist. Voraussetzung ist das Erreichen eines Abfallendes des Mineralwolleabfalls, dann kann nach bescheidlicher Feststellung auch abfallrechtlich von einem Produkt gesprochen werden (Sattler et al. 2021).

LITERATUR

- BAWP (Bundesabfallwirtschaftsplan) (2017) *Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2017, Teil 1*, Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, Wien Dezember 2017, 2017.
- DepVO (Deponieverordnung) (2021) *Deponieverordnung 2008 – DVO 2008, Änderung der Deponieverordnung 2008*, Verordnung der Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.
- Cheng, A., Lin, W.-T., Huang, R. (2011) *Application of rock wool waste in cement-based composites*. *Materials & Design* 32, 636–642.
- Gröper, J., Lack, D. (2016) *Verfahren zur Verwertung von Dämmmaterialabfällen aus Mineralwolle in Spezialbaustoffen*, Recy & DepoTech 2016, Leoben.
- Sattler, T., Galler, R., Vollprecht, D. (2019) *Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin*, Berg- und Hüttenmännische Monatshefte 164, 552–556.
- Sattler, T., Pomberger, R., Schimek, J., Vollprecht, D. (2020) *Mineral wool waste in Austria, associated health aspects and recycling options*, *Detritus, Multidisciplinary Journal for Waste Resources & residues*, 9 (2020), 174–180.
- Sattler, T., Galler, R., Vollprecht, D. (2021) *Sekundärrohstoffbasierte Versatzprodukte im Bergbau – Mineralwolleabfälle für den ressourcenschonenden Versatz*. Berg- und Huettenmaennische Monatshefte 166, 618–622. <https://doi.org/10.1007/s00501-021-01177-0>.
- Vollprecht, D., Sattler, T., Doschek-Held, K., Galler, R., Schimek, J., Kasper, T., Daul, J., Pomberger, R. (2019) *Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement und in der Mineralwolleindustrie*. Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle, 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Neuruppin: Thomé Kozmiensky, 481–492.

Publication 4a

Recycling of Mineral Wool Waste in the Cement Industry and Mineral Wool Industry

(in German)

Sattler, T.M. & Vollprecht, D. (2020). Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zement- und Mineralwolleindustrie. in Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7: -Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen-(Band 7, S. 342-355).

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The conceptualization of the conference paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-author Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was solitarily written and envisaged by PhD candidate. The internal review process was carried out in consultation with the co-author Daniel Vollprecht.

Recycling of Mineral Wool Waste in the Cement Industry and Mineral Wool Industry

Theresa Sattler and Daniel Vollprecht

Mineral wool waste is generated due to activities in the construction and building industry. Low bulk density and elastic behaviour are examples amongst other unfavourable mechanical properties of this waste stream. They result in difficulties on landfills as the mineral wool waste is disposed of. In addition, mineral wool waste often involves impurities such as plastic foils, aluminium linings and other contaminants that occur at a construction and demolition site. In Austria, mineral wool waste consisting of mineral wool that was produced prior to the year 1998 is classified as carcinogenic (HP 7) after the Commission regulation 1357/2014 of the European Union Parliament and Council. Mineral wool waste consisting of mineral wool products that carry the RAL or EUCEB label and produced from 1998 onwards belongs to the non-hazardous waste type 31416 *Mineral fibres*. Therefore, a recycling process that includes destruction of the hazardous property would be an ideal solution. Two technologies by which the fibre structure and thus the carcinogenicity are destroyed are discussed in this article. One option is the usage of mineral wool waste as a substitute raw material in cement industry. The other possibility is the recirculation of the material into the production process of mineral wool. Both ways are characterised by high temperature processes in which melting of the fibres takes place and the hazardous property HP 7 is disarmed. For these recycling routes, the chemical composition of the mineral wool waste is crucial, as the raw material composition for clinker and mineral wool production may vary only in very narrow ranges. In this study it is demonstrated that the chemical composition of mineral wool waste is depleted with respect to CaO compared to the raw material composition for clinker production. This allows the co-recycling of Ca-rich residues which may compensate for the lacking CaO.

Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zement- und Mineralwolleindustrie

Theresa Sattler und Daniel Vollprecht

1.	Mineralwolleabfälle
1.1.	In der Abfallwirtschaft.....
1.2.	In der Zementindustrie
1.3.	In der Mineralwolleindustrie.....
2.	Material und Methoden
2.1.	Probenahme und Zerkleinerung.....
2.2.	Röntgenfluoreszenzanalytik.....
3.	Ergebnisse und Diskussion
3.1.	Makroskopische Charakterisierung.....
3.2.	Resultate Röntgenfluoreszenzanalyse.....
3.3.	Darstellung der Chemismen im ternären System.....
4.	Zusammenfassung und Ausblick.....
5.	Literatur.....

1. Mineralwolleabfälle

Mineralwollen gehören den künstlich hergestellten anorganischen amorphen (glasigen) Fasern (KMF) an [5]. Sie werden zum Großteil aus magmatischen Gesteinen, Glas und Schlacken erzeugt [4] und weisen als Dämmstoffe im Bauwesen die größte Verbreitung auf [20]. Im Hochbau werden Mineralwollen hauptsächlich als akustische und thermische Isolierung eingesetzt, sowie zusätzlich im Brandschutz [10] und im Gartenbau.

Ein aus Mineralwolle, die vor 1998 produziert wurde, bestehender Mineralwolleabfall wird als gefährlicher Abfall eingestuft. Diesem Abfall wird gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1357/2014 der Kommission vom 18. Dezember 2014 die gefahrenrelevante Eigenschaft HP 7 (karzinogen) zugeordnet [6]. Während in Österreich dieser Abfall nach dem Abfallverzeichnis gemäß ÖNORM S 2100 den *Asbestabfällen und Asbeststäuben* zugeordnet wird, werden ungefährliche Mineralwolleabfälle als Abfallart *Mineralfasern* klassifiziert (ÖNORM S 2100, 2005).

1.1. In der Abfallwirtschaft

Für die Abfallwirtschaft stellen Mineralwolleabfälle, bestehend meist aus sortenrein getrennt gesammelten Mineralwollen inklusive Verunreinigungen, eine Herausforderung dar. Mineralwolleabfälle sind durch eine geringe Rohdichte charakterisiert und führen nach der Ablagerung als Monofraktion auf der Deponie oftmals zur Instabilität eines Deponiekörpers. Die Deponierung stellt in Österreich derzeit den Stand der Technik dar [17, 20], da innerhalb Österreichs noch kein Recycling von Mineralwolleabfällen vorgenommen wird. Auch im restlichen europäischen Raum stellt ausschließlich das Recycling von Produktionsabfällen den Stand der Technik dar [19].

Da die Quantität dieses Abfallstroms stetig steigt und sich durch die getrennte Sammlung und Ablagerung von Mineralwolleabfällen deponietechnische Probleme ergeben [9], sind neue Lösungsansätze anstelle einer Deponierung erforderlich. Eine Möglichkeit hierfür stellt der Einsatz von KMF als Ersatzrohstoff zur Klinkerherstellung in der Zementindustrie dar. Eine weitere Option ist die Verwendung von Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff bei der Vermahlung des Klinkers zu Zement. Die sogenannten *Aufbereiteten hydraulisch wirksamen Zusatzstoffe (AHWZ)* werden dem Zement beigemischt. Gegenwärtig werden v.a. Mischungen aus Hüttensand, Flugasche und Kombinationsprodukte verwendet. Der Aktivitätsindex (AI) für AHWZ gibt ein prozentuales Verhältnis der Druckfestigkeit an, die ein Gemisch aus einem bestimmten Anteil AHWZ und Prüfzement im aufweist. Laut ÖNORM B 3309-3:2010 [13] hat Flugasche, an der sich in dieser Studie orientiert wird, folgende Rahmenbedingungen zu erfüllen: Bei einem Verhältnis von 75 % Prüfzement und 25 % Flugasche muss der AI nach 28 Tagen mindestens 90 % betragen. Als Referenzwert wird Einheitszement angewandt. Wenn der AI nach 28 Tagen weniger als 90 %, jedoch mindestens 88 % beträgt, muss der AI nach 90 Tagen bei der erneuten Bestimmung mindestens 95 % betragen [13]. Gegenwärtig ist der Einsatz von Mineralwollen als AHWZ nicht zulässig, sollten Mineralwolleabfälle jedoch sämtliche Auflagen erfüllen, könnte die Grundlage für eine Erweiterung der Normen gelegt werden. Fraglich ist, ob Mineralwolleabfälle ein Zusatz im Sinne der Anforderungen an Normalzemente, EN-197.1, Abschnitt 5.5 [14] sein könnten. Hierbei dürften 1 % Mineralwolleabfälle zugegeben werden. Erforderlich ist allerdings, dass durch die Zusätze die *Herstellung oder die Eigenschaften von Zement verbessert werden* [14].

Die Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zementindustrie im Allgemeinen kann einerseits natürliche Rohstoffe ersetzen, sowie eine Minderung der CO₂-Emissionen herbeiführen. Bezüglich der Emissionen wird jedenfalls die CO₂-Freisetzung bei der Calcinierung vermieden, da Mineralwolleabfälle von Verunreinigungen abgesehen kein Karbonat enthalten, andererseits wird im Fall des Einsatzes als Zumahlstoff auch Brennstoff eingespart. Um den Mineralwolleabfall möglichst emissionsfrei und akkurat einzubringen, müssen die geringe Rohdichte sowie das elastische Verhalten und die Kompressibilität vor dem Einsatz optimiert werden [20]. Diesbezüglich sind vorgeschaltete Aufbereitungsschritte, wie etwa ein Zerkleinern Agglomerieren und Stabilisieren möglich und notwendig.

Eine weitere Möglichkeit der Verwertung von Mineralwolleabfällen ist die Rückführung in die Mineralwolleindustrie. Hierbei ist, aufgrund der reglementierten Rezeptur für die Freizeichnung der neuen, ungefährlichen Mineralwolleprodukte die variable Zusammensetzung eine besondere Schwierigkeit, die jedoch unter Berücksichtigung einiger Aspekte gelöst werden kann.

1.2. In der Zementindustrie

Die Zementindustrie spielt eine wesentliche Rolle bei der energetischen und stofflichen Verwertung von Abfällen. Während bei der energetischen Verwertung bereits über 80 % der Brennstoffe durch Ersatzbrennstoffe substituiert werden können [16], beträgt die Substitutionsrate hinsichtlich der Rohstoffe nur 6 % [2]. Gleichzeitig schätzte die Wirtschaftskammer Österreich 2018 die Menge der Mineralwolleabfälle auf etwa 20.000 bis 30.000 t/a ab. Das Potenzial für die stoffliche Verwertung in der Zementindustrie ist dadurch durchaus gegeben. Die Eignung mineralischer Abfälle für eine stoffliche Verwertung in der Zementindustrie wird maßgeblich durch ihre chemische Zusammensetzung bestimmt, die beim Einsatz als Ersatzrohstoff der Primärrohstoffe sowie beim Einsatz als Zuschlagstoff der des Klinkers entsprechen oder spezifische andere Funktionen erfüllen sollte.

Portlandzement besteht im Wesentlichen aus Portlandzementklinker sowie einem Sulfatträger. Portlandzementklinker wird aus einer Mischung aus Kalkstein und Ton hergestellt. Kalkstein und Ton sind das sogenannte *Rohmehl*, diesem werden zusätzlich Quarzsand und Eisenerz zugefügt. Die Mischung wird im Drehrohrofen bis zur Sinterung auf Temperaturen von 1.400 °C bis 1.500 °C erhitzt. Durch das Erhitzen tritt partielles Schmelzen ein, nach einer Verweildauer von etwa 45 Minuten im Drehrohr wird das entstandene Sinterprodukt, der Klinker, abgekühlt [22].

Die Zusammensetzungen des Rohmehls sowie des Portlandzementklinkers sind in Tabelle 1 dargestellt.

	Rohmehl	Portlandzementklinker
Komponente	Gew.-%	Gew.-%
CaO	40–45	63,76–70,14
CO ₂	31–35	0,03–0,83
SiO ₂	12–16	19,71–24,25
Al ₂ O ₃ +TiO ₂	2–5	3,97–7,30
Fe ₂ O ₃ +Mn ₂ O ₃	≤ 2	1,32–5,32
MgO	0,3–3	0–4,51
K ₂ O	0,2–1,4	0,31–1,76
Na ₂ O	≤ 0,3	0,03–0,33
Cl	0,01–0,1	–
S	< 0,5	0,08–0,83

Tabelle 1:

Rohmehl- und Portlandzementklinkerzusammensetzung

Quellen :

modifiziert nach: Cembureau Bat, 1999. Best Available Techniques for the Cement Industry. In: Verbandsschrift, D/1999/5457/December, Dezember 1999. Cembureau, The European Cement Association, Brüssel

Sprung, S.: Technologische Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung. In: Schriftreihe der Zementindustrie, Heft 43, 1982, Beton-Verlag, Düsseldorf

Portlandzementklinkerminerale

Klinker besteht hauptsächlich aus Alit (C3S, Tricalciumsilikat), Belit (C2S, Dicalciumsilikat) der Aluminat- (C3A) sowie Ferritphase (C4AF), wobei Alit und Belit als die Hauptphasen im Zement etwa 80 Gew.-% ausmachen [22].

Der CaO- sowie SiO₂-Gehalt steuern die Klinkerqualität und Festigkeit des Zements maßgeblich.

1.3. In der Mineralwolleindustrie

Um einen Einsatz von Mineralwolleabfällen in der Mineralwolleindustrie zu ermöglichen müssen mehrere Aspekte beachtet werden. Die Ausgangszusammensetzung eines Mineralwolleabfalls kann stark variieren, was wiederum zur Notwendigkeit führt, die Rezeptur der Mineralwollenschmelze exakt auf diese abzustimmen. Nur dadurch kann gewährleistet werden, dass die Auflagen der Freizeichnung für ungefährliche Mineralwolleprodukte erfüllt werden, um den erforderlichen Bestimmungen für das jeweilige Gütesiegel zu entsprechen. Zudem gibt es die Möglichkeit Mineralwolleabfälle an zwei unterschiedlichen Stellen im Werk einzubringen. Zum einen können Mineralwolleabfälle neu eingeschmolzen werden. In diesem Fall können diese auch von der Rezeptur des jeweiligen Werks abweichen. Zum anderen können die Fasern nach dem Verspinnungsprozess zu den neu erzeugten Fasern eingeblasen werden. In diesem Fall muss sichergestellt sein, dass es sich um Fasern mit derselben Rezeptur des erzeugten Materials handelt, was bedeutet, dass es sich um herstellereigene, nicht verunreinigte Abfälle, also nicht um die in dieser Arbeit behandelten Mineralwolleabfälle aus dem Abbruch von Gebäuden, handeln muss.

Eine Rückführung in die Mineralwolleindustrie würde aus Sicht der Kreislaufwirtschaft den optimalen Weg darstellen. Der direkte Einsatz kann jedoch neben den Schwierigkeiten durch die variierende Abfallzusammensetzung auch zu Verstopfungen der Zufuhr von Luft und Sauerstoff führen, bedingt durch den hohen Feinanteil [1]. Durch den Einsatz unbehandelter Mineralwolleabfälle kann eine inhomogene Temperaturverteilung auftreten. Wenn das Material allerdings schon davor konditioniert wird, kann dem vorgebeugt werden. Diesbezüglich kann sich eine Pressagglomeration (Brikettieren) als sinnvoll erweisen [20]. Das Brikettieren des Rohguts sowie der gezielte Einsatz von an den Chemismus angepassten Additiven kann diese Problematik lösen [20].

Aufgrund der Problematik der variierenden Zusammensetzung von Mineralwolleabfällen, wurde dieser Verfahrensweg bisher nur mittels Studien von Öhberg 1966 [12], Balkevicius et al. [1] und Holbek 1987 [8] an nicht stark verunreinigten Produktionsabfällen untersucht.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen finden im Rahmen des Projekts Recycling künstlicher Mineralfasern (RecyMin) statt. Im Rahmen von RecyMin wird über eine verbesserte Deponierung von Mineralwolleabfällen, sowie Recycling- und Verwertungsmethoden geforscht [17].

Eine untersuchte Möglichkeit der Verwertung stellt jene in der Zementindustrie dar. Im Folgenden sind die Untersuchungen, welche für das Recycling in der Zementindustrie von Bedeutung sind, dargestellt.

2.1. Probenahme und Zerkleinerung

An einer österreichischen Deponie im Wiener Raum wurden im Zuge von zwei Wochen stichprobenartig Mineralwolleabfallproben gezogen. Das Gewicht der einzelnen Proben variierte je nach Rohdichte des Abfalls zwischen 3 bis 8 kg.

Im Weiteren wurden diese 20 Abfallproben geviertelt und daraus repräsentative kleinere Probenmengen zu je 3 kg geteilt. Aus Proben, die laut makroskopischer Charakterisierung aus einem Gemisch aus Glas- sowie Steinwolleabfällen bestanden, wurden zusätzlich Einzelproben aus einer reinen Glaswolle- sowie Steinwollefraktion, sowie eine Mischprobe im ursprünglichen Mischungsverhältnis erstellt.

Tabelle 2: Probenanzahl der unterschiedlichen Probenmaterialien

Probenmaterial	Probenanzahl
Glaswolleabfall	15
Glaswolleprodukt	2
Steinwolleabfall	11
Steinwolleprodukt	7

Das daraus entstandene Probenmaterial, bestehend aus 43 Proben (Tabelle 2), wurde anschließend mittels eines Eirichmischers homogenisiert, wobei zudem eine erste Zerkleinerung stattfand. Anschließend wurde das Probenmaterial mittels einer Stabmühle zu einem Pulver weiter vermahlen.

2.2. Röntgenfluoreszenzanalytik

Mittels Röntgenfluoreszenzanalyse wurde die (oxidische) Zusammensetzung der Mineralwolleabfälle bestimmt. Der Gehalt 20 unterschiedlicher Oxide wurde detektiert. Die Analytik wurde an ein externes Labor (CRB Analyse Service GmbH), das auf die Analyse von Mineralfasern spezialisiert ist, vergeben.

Um die Eignung der Mineralwolleabfälle als Ersatzrohstoff darstellen zu können, wurden die Zusammensetzungen der Glas- und Steinwolleabfallproben im ternären System $\text{CaO-Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$ geplottet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden werden die makroskopische Charakterisierung, sowie die Resultate der Röntgenfluoreszenzanalytik ausgeführt und diskutiert.

3.1. Makroskopische Charakterisierung

Die Glaswolle- sowie Steinwolleabfallproben wiesen durchweg leichte bis starke Verschmutzungen auf (Bilder 1 und 2). Neben Anhaftungen aus Gips- und Putzresten konnten häufig Verunreinigungen wie handgroße Stücke bestehend aus Plastikfolien

sowie metallische Störstoffe festgestellt werden. Diese bestanden meist aus Aluminiumspänen sowie (Stahl-) Nägeln.

Teilweise wurde auf den Abfallproben ein *branding* des jeweiligen Herstellers vorgefunden. Es konnte grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass es sich bei den Proben um Mineralwolleabfälle bestehend aus Mineralwolleprodukten produziert vor 1998, respektive gefährliche Mineralwolleabfälle, sowie danach, also ungefährliche Mineralwolleabfälle, handelte.



Bild 1:

Glaswolleabfall



Bild 2:

Steinwolleabfall

3.2. Resultate Röntgenfluoreszenzanalyse

Die Zusammensetzungen der Glaswolleabfälle wurden jenen von Glaswolleprodukten gegenübergestellt (Tabelle 3).

Der Aluminium- sowie Eisenoxidgehalt der Glaswolleabfallproben war im Mittel von 0,5 bis 2,4 Ma.-% erhöht im Vergleich zu jenem der Glaswolleproduktproben, schwankte jedoch stark. Dies kann auf die Verunreinigungen durch Aluminiumspäne sowie Stahlnägel in einigen Proben zurückgeführt werden.

Tabelle 3: Mittlere Zusammensetzungen von Glaswolleabfällen sowie Glaswolleprodukten

Parameter	Glaswolleabfälle (n=15)		Glaswolleprodukte (n=2)
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert
	Ma.-%		Ma.-%
F	0,46	0,14	–
Cl	0,05	0,01	0,08
Na ₂ O	12,35	3,88	14,55
MgO	4,05	2,88	3,13
Al ₂ O ₃	3,94	3,20	1,55
SiO ₂	58,58	7,10	63,90
P ₂ O ₅	0,11	0,10	0,13
SO ₃	0,83	0,52	0,21
K ₂ O	1,25	0,36	0,78
CaO	9,76	4,39	7,24
TiO ₂	0,20	0,31	0,05
Cr ₂ O ₃	0,07	0,03	–
MnO	0,18	0,14	0,56
Fe ₂ O ₃	1,07	1,65	0,59
ZnO	–	0,00	0,04
BaO	–	0,00	0,07
NiO	0,05	0,01	–
CuO	0,40	0,68	–
SrO	0,04	0,14	–
B ₂ O ₃	2,39	0,01	1,18

Weiters ist auch der teilweise erhöhte CaO- und SO₃-Gehalt auch auf Störstoffe, nämlich Gipsanhaftungen, zurückzuführen.

In Tabelle 4 sind die mittleren oxidischen Zusammensetzungen der Steinwolleabfälle sowie Steinwolleprodukte aufgelistet.

Der Aluminiumoxidgehalt der Produkte schwankt stärker als jener der Abfälle. Da die Produkte nicht kontaminiert sind, können die Schwankungen hier nur durch unterschiedliche Rezepturen erklärt werden, wohingegen bei den Abfällen auch Kontaminationen eine Rolle spielen können. Ebenso sind CaO sowie SO₃ im Mittel leicht erhöht im Vergleich zur Steinwolleproduktproben.

Im Allgemeinen betrug die Abweichung der analysierten Oxide der Glas- sowie Steinwolleabfallproben, mit Ausnahme des SiO₂-Gehalts, maximal 3 Ma.-%, was eine mögliche Rückführung des Materials bei sortenreiner Anlieferung begünstigen könnte. Auch der SiO₂-Gehalt wäre problemlos durch eine adäquate Konditionierung anzupassen.

Tabelle 4: Mittlere Zusammensetzungen von Steinwolleabfällen sowie Steinwolleprodukten

Parameter	Steinwolleabfälle (n=11)		Steinwolleprodukte (n=7)	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
	Ma.-%			
F	0,17	0,10	–	0,001
Cl	0,07	0,05	0,03	0,825
Na ₂ O	2,66	0,18	2,53	2,250
MgO	9,29	0,52	9,94	5,927
Al ₂ O ₃	13,06	1,38	10,92	6,774
SiO ₂	39,18	0,95	44,29	0,112
P ₂ O ₅	0,37	0,06	0,16	0,086
SO ₃	0,32	0,09	0,20	0,388
K ₂ O	1,29	0,49	0,55	1,053
CaO	19,64	1,73	17,67	0,54
TiO ₂	1,54	0,50	1,13	0,10
Cr ₂ O ₃	0,15	0,08	0,12	0,25
MnO	0,53	0,23	0,33	0,82
Fe ₂ O ₃	7,69	0,97	8,44	0,00
NiO	0,04	0,02	0,03	0,01
CuO	0,03	0,00	–	0
ZnO	0,03	0,00	–	0,01
SrO	0,08	0,01	0,05	0,02
ZrO ₂	0,03	0,00	0,03	0,00
BaO	0,06	0,02	0,04	0,001
La ₂ O ₃	–	0,00	0,38	0,825
Ce ₂ O ₃	0,04	0,00	–	2,250
B ₂ O ₃	0,03	0,10	0,03	5,927

3.3. Darstellung der Chemismen im ternären System

Im ternären System CaO-Al₂O₃-SiO₂ [21] (Bild 3) unterscheiden sich Glaswolleabfälle vor allem durch ihren hohen SiO₂- und geringen CaO-Gehalt vom Chemismus des Portlandzements. Den Aluminiumoxid-Gehalt betreffend befinden sich beide Stoffgruppen zwischen 0 bis 10 Ma.-%. Insofern wäre der Einsatz des Glaswolleabfalls,

nach dem Hinzufügen von geeigneten Ca-Trägern als Additiven, als Ersatzrohstoff auf dieses ternäre System bezogen durchaus sehr geeignet. Hier kommen z.B. Elektroofenschlacken [11] oder Edelstahlschlacken [7] in Frage.

Steinwolleabfälle weisen einen höheren Gehalt an CaO auf als Glaswolleabfall und entsprechend diesbezüglich eher dem Chemismus des Portlandzements. Da der Al_2O_3 -Gehalt mit rund 12 bis 23 Ma.-% jedoch höher ist als jener des Portlandzements, könnte bei der Zudosierung als Ersatzrohstoff nur eine geringere Menge an Steinwolleabfällen eingesetzt werden als an Glaswolleabfällen. Zudem müsste ein Ca-reiches, Al-armes Material zudosiert werden. Stahlwerksschlacken wären hier zu Al-reich, so dass auf den Primärrohstoff Kalk zurückgegriffen werden müsste, was die CO_2 -Bilanz verschlechtern würde.

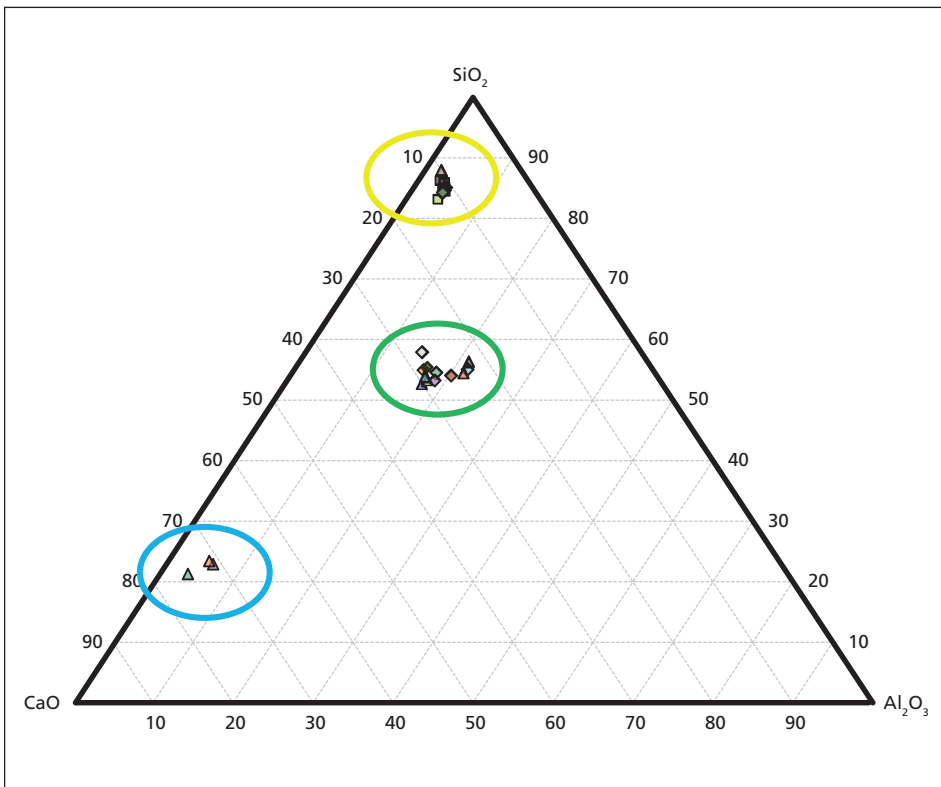


Bild 3: Chemische Zusammensetzungen der Glaswolleprodukte und Glaswolleabfälle (gelb) sowie Steinwolleprodukte und Steinwolleabfälle (grün) und von Portlandzement (blau) im ternären System $\text{CaO}-\text{Al}_2\text{O}_3-\text{SiO}_2$

Im ternären System $\text{CaO}-(\text{Al}_2\text{O}_3+\text{Fe}_2\text{O}_3)-\text{SiO}_2$ [21] (Bilder 4 und 5) unterscheiden sich Steinwolleabfälle durch ihren niedrigeren $(\text{Al}_2\text{O}_3+\text{Fe}_2\text{O}_3)$ -Gehalt vom Chemismus der Steinwolleprodukte. Der Cao-Gehalt der Steinwolleabfälle ist leicht erhöht im Vergleich zu jenem der Steinwolleprodukte.

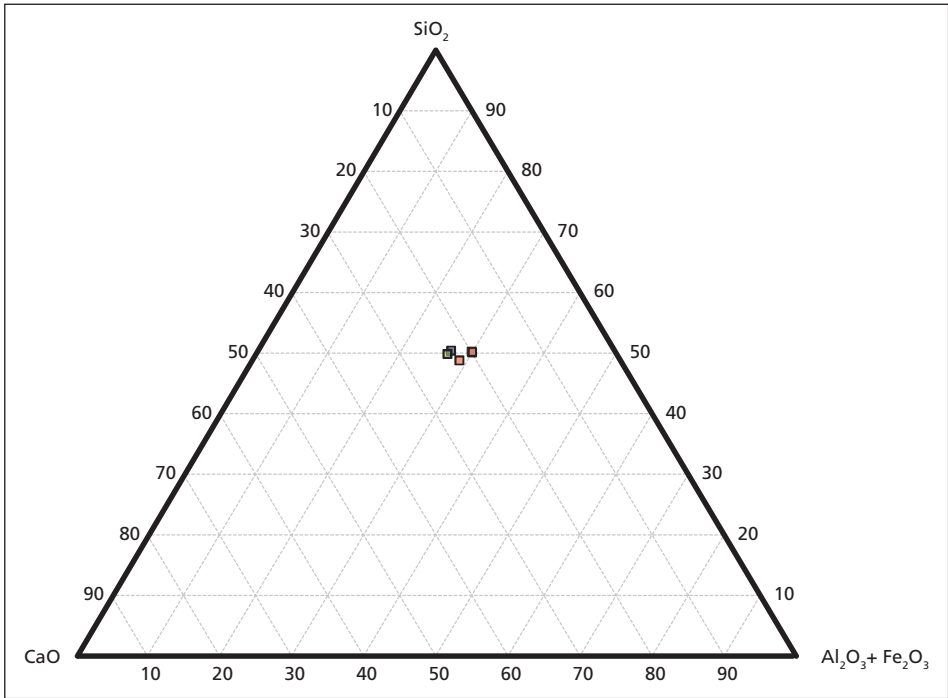


Bild 4: Chemische Zusammensetzungen der Steinwolleprodukte im ternären System CaO - $(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3)$ - SiO_2

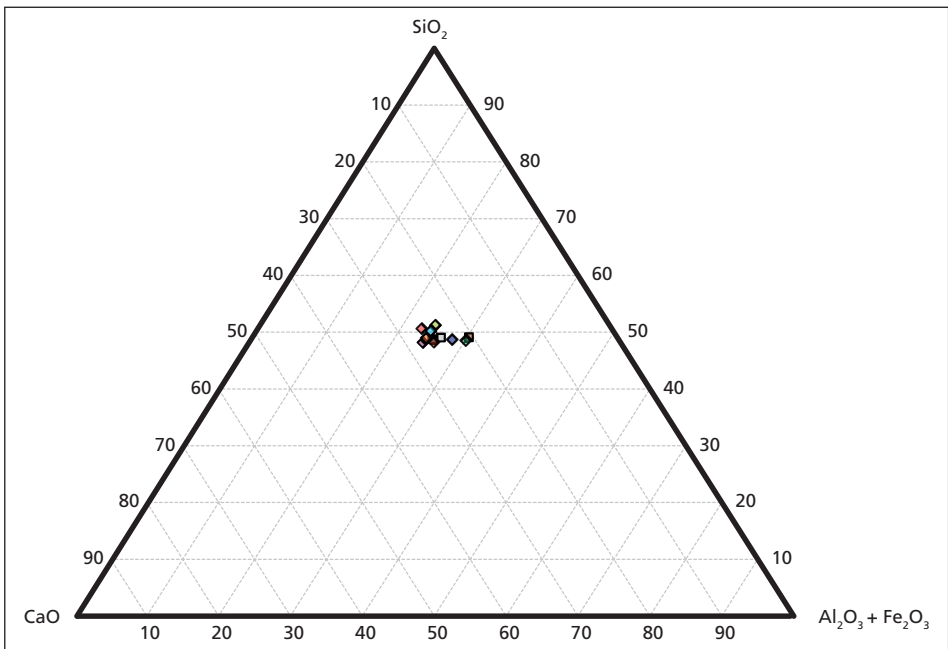


Bild 5: Chemische Zusammensetzungen der Steinwolleabfälle im ternären System CaO - $(\text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3)$ - SiO_2

4. Zusammenfassung und Ausblick

Mineralwolleabfälle können nach derzeitigem Stand der Technik in Österreich nicht recycelt werden und müssen daher auf Deponien abgelagert werden. Dies führt aufgrund der physikalisch-mechanischen Eigenschaften, wie etwa der geringen Rohdichte, zu Problemen auf den dafür vorgesehenen Kompartimentsabschnitten.

Durch den Einsatz von Mineralwolleabfällen, Glas- sowie Steinwolleabfällen, in der Zement- sowie Mineralwolleindustrie können materielle sowie finanzielle Ressourcen, wie etwa Rohstoffe und CO_2 in der Produktion, jedoch ebenso wertvoller Deponieraum, eingespart werden.

Die oxidischen Zusammensetzungen der Glas- sowie Steinwolleabfallproben weichen nur gering von den Chemismen ihrer Produktpendants ab. Unterschiede wurden vor allem in den Al_2O_3 -, SiO_2 -, CaO - sowie SO_3 -Gehalten nachgewiesen. Abgesehen von den SiO_2 -Gehalten ist, trotz des Vorhandenseins von Störstoffen in den Abfallproben, die Variation der Chemismen zu jenen der Produkte in einem geringen Ausmaß von maximal 3 Ma.-% im Falle der Hauptkomponenten der Stoffsysteme.

Um Glaswolleabfälle sowie Steinwolleabfälle als Ersatzrohstoff in der Zementindustrie heranzuziehen, wäre es notwendig Additive in Form von Ca-Trägern einzusetzen.

In weiterer Folge sind, aufbauend auf dieser grundlegenden chemischen Charakterisierung, Drehrohrversuche im Labormaßstab vorgesehen. Im Zuge dieser Versuche werden die Rohstoffe des Rohmehls (Kalk, Ton, Quarzsand) beim Klinkerbrand durch Mineralwolleabfälle substituiert. Hierfür wird eine Mischungsrechnung durchgeführt, um die erforderliche Zusammensetzung des Rohmehls für den optimalen Ersatz der Rohstoffe bei gleichbleibender Klinkerqualität zu ermöglichen. Eine Substitutionsrate von 5 Ma.-% ist vorgesehen, wobei anschließend die Qualität des Klinkers ermittelt wird. Mittels Röntgenfluoreszenzanalyse wird der Chemismus bestimmt, die mineralogische Analyse wird mittels Röntgendiffraktometrie erfolgen und optisch wird der Klinker mittels Durchlichtmikroskopie von Klinkerschleifen beurteilt werden.

Danksagung

Die AutorInnen und ihre Institutionen danken der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG), die das Projekt RecyMin im Rahmen des Programms Bridge unter der Fördernummer 868064 fördert. Weiterer Dank gilt der Firma ARP Aufbereitung, Recycling und Prüftechnik Gesellschaft m.b.H. für die Aufbereitung des Probenmaterials sowie der Firma CRB GmbH.

5. Literatur

- [1] Balkevicius, V.; Christauskas, J.; Gailius, A.; Špokauskas, A.; Siaurys, V.: Analysis of some properties of model system from low melting illite clay and fibrous mineral wool waste. In: Materials Science Poland, (25) 2007, no 1, S. 209-217
- [2] Braun, H.: Sekundärbrennstoffeinsatz in der Zementindustrie – vom Altreifen bis zum Tiermehl. In: Lehrveranstaltungsunterlagen Montanuniversität Leoben, 2010

- [3] Cembureau Bat: Best Available Techniques for the Cement Industry. In: *Verbandsschrift, D/1999/5457/December*, Dezember 1999. Cembureau, The European Cement Association, Brüssel
- [4] DGUV (Deutsche gesetzliche Unfallversicherung e.V.): *Verfahren zur getrennten Bestimmung der Konzentrationen von lungengängigen anorganischen Fasern in Arbeitsbereichen – Rasterelektronenmikroskopisches Verfahren*, Berlin: DGUV, Februar 2014, S. 1–60 (BGI/GUV-I 505-46, DGUV Information S. 213-546)
- [5] Dunster, A.: *Characterisation of Mineral Wastes, Resources and Processing technologies – Integrated waste management for the production of construction material*, 2007. Abgerufen am 25.03.2018 über: http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool_sectorstudy.pdf
- [6] Europäische Union: *Verordnung Nr. 1357/2014 der Kommission vom 18. Dezember 2014 zur Ersetzung von Anhang III der Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien*, 2014
- [7] Höllen, D.; Berneder, I.; Capo Tous, F.; Stöllner, M.; Sedlazeck, K.; Schwarz, T.; Aldrian, A.; Lehner, M.: *Stepwise treatment of ashes and slags by dissolution, precipitation of iron phases and carbonate precipitation for production of raw materials for industrial applications*. In: *Waste management*, Vol. 78, S. 750-762, 2018
- [8] Holbek, K.: *Process for the production of mineral wool products*. Patent US4287142A, 1987.
- [9] Huber, C.: *Dämmstoffe (Glas- und Steinwolle) auf der Deponiedeponiebautechnische Aspekte*. Powerpoint Präsentation. Wien, 2019: Erfahrungsaustausch Deponien
- [10] Müller, A.; Leydoph, B.; Stanelle, K.: *Recycling mineral wool waste – Technologies for the conversion of the fibre structure, Part 1*. In: *Interceram*, 2009, Bd. 58, S. 378-381
- [11] Neuhold, S.; Van Zomeren, A.; Dijkstra, J.; Van der Sloot, H.; Drissen, P.; Algermissen, D.; Mudersbach, D.; Schüler, S.; Griessacher, T.; Raith, J.; Pomberger, R.; Vollprecht, D.: *Investigation of Possible Leaching Control Mechanisms for Chromium and Vanadium in Electric Arc Furnace (EAF) Slags Using Combined Experimental and Modeling Approaches*. In: *Minerals*, Jahrgang 2019, Nr. 9, 30.08.2019, S. 525
- [12] Öhberg T.: *Sätt vid smältning av finkrossade råvaror för framställning av mineralull*. Patent 205 247, Patents and Registration Office, Sweden, 1966
- [13] ÖNORM B 3309-3:2010: *Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die Betonherstellung (AHWZ) – Teil 3: Flugasche für Beton (GF bzw. GF-HS) – Nationale Anwendung der ÖNORM EN 450-1*. Austrian Standards 2010
- [14] ÖNORM EN 197-1: 2011-10-15: *Zement – Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement*. Austrian Standards Institute/Österreichisches Normungsinstitut (ON)
- [15] ÖNORM S 2100, 2005. *Abfallverzeichnis*. Österreichisches Normungsinstitut, 1020 Wien, S. 1-95
- [16] Sarc, R.; Pomberger, R.; Lorber, K., 2013: *Perspektiven der Verwertung von Ersatzbrennstoffen in Zementwerken*. In: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Verstejl, A. (Hrsg.): *Strategie Planung Umweltrecht – Band 7*. Neuruppin: TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 2013.
- [17] Sattler, T.; Pomberger, R.; Schimek, J.; Vollprecht, D. (in press): *Mineral wool waste in Austria, associated health aspects and recycling options*. *Detritus*, Dezember 2019
- [18] Sprung, S. 1982. *Technologische Probleme beim Brennen des Zementklinkers, Ursache und Lösung*. In: *Schriftreihe der Zementindustrie*, Heft 43, 1982, Beton-Verlag, Düsseldorf
- [19] Väntsi, O.; Kärki, T.: *Mineral wool waste in Europe: a review of mineral wool waste quantity, quality, and current recycling methods*. In: *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 2014, Bd. 16, S. 62-72

- [20] Vollprecht, D.; Sattler, T.; Doschek-Held, K.; Galler, R.; Schimek, J.; Kasper, T.; Daul, J.; Pomberger, R.: Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie. In: Thiel, S.; Thomé-Kozmiensky, E.; Pretz, T.; Senk, D. G.; Wotruba, H. (Hrsg.): Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6 – Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen. Neuruppin: Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, 2019, S. 481-492
- [21] Warnsloh, J.M.: TriAngle: A Microsoft Excel™ spreadsheet template for the generation of triangular plots. N. Jahrb. Miner./J. Min. Geochem., 2015, 192, 1, 101-105. DOI: 10.1127/0077-7757/2014/0267
- [22] Zilch, K.; Diederichs, C. J.; Katzenbach, R.; Beckmann, K. J.: Handbuch für Bauingenieure. In: Technik, Organisation und Wirtschaftlichkeit. 2. aktualisierte Auflage. Heidelberg: Springer-Verlag 2002, 2012

Ansprechpartner



Theresa Sattler, M.Sc.

Montanuniversität Leoben

Wissenschaftliche Mitarbeiterin

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Franz-Josef-Str. 18

8700 Leoben, Österreich

+43 3842 4025138

theresa.sattler@unileoben.ac.at



Assistenzprofessor Dr. Daniel Vollprecht

Montanuniversität Leoben

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Franz-Josef-Str. 18

8700 Leoben, Österreich

+43 3842 4025110

daniel.vollprecht@unileoben.ac.at

Publication 4b

Suitability of non-hazardous mineral wool waste as supplementary cementitious material in the cement industry

(in German)

Sattler, T.M., Dietrich, V., Schimek, J. & Vollprecht, D. (2020). Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie. in Recy&DepoTech (Band 15, S. 605-610).

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The conceptualization of the conference paper was adopted by the doctoral candidate and discussed with the co-author Daniel Vollprecht. The literature review was carried out by the author of the doctoral thesis. The publication was written and envisaged by the PhD candidate. The REM Analysis were conducted by Valentina Dietrich under the supervision of the doctoral candidate. The internal review process was carried out in consultation with the co-authors Julia Schimek and Daniel Vollprecht.

Eignung ungefährlicher Mineralwolleabfälle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff in der Zementindustrie

T. Sattler

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität, Leoben, Österreich

V. Dietrich

Lehrstuhl für Geologie und Lagerstättenlehre, Montanuniversität, Leoben, Österreich

J. Schimek

PORR Umwelttechnik GmbH, Wien, Österreich

D. Vollprecht

Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, Montanuniversität, Leoben, Österreich

KURZFASSUNG: In dieser Studie wurde das Potenzial von Mineralwolle als aufbereiteter hydraulisch wirksamer Zusatzstoff (AHWZ) untersucht. Der Einsatz von ungefährlichen Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff ist gegenwärtig rechtlich nicht zulässig, könnte aber zur Einsparung natürlicher Rohstoffe sowie zur Minderung von CO₂-Emissionen führen. Um die Eignung als AHWZ zu bestimmen, wurden mehrere Aufbereitungsschritte durchgeführt und im Weiteren der Aktivitätsindex (AI) für Glaswolle sowie Steinwolleproben bestimmt.

1 EINLEITUNG

Mineralwolle gehört den künstlich hergestellten anorganischen amorphen (glasigen) Fasern (KMF) an (Dunster 2007) und weist als Dämmstoffe im Bauwesen die größte Verbreitung auf (Vollprecht et al. 2019). Im Hochbau wird Mineralwolle hauptsächlich als akustische und thermische Isolierung eingesetzt, sowie zusätzlich im Brandschutz (Müller et al. 2009) und im Gartenbau (Sattler et al. 2020).

Mineralwolleabfälle bestehen größtenteils aus sortenrein getrennt gesammelter Mineralwolle inklusive Verunreinigungen. Während der Einsatz von Mineralwolleabfällen als Ersatzrohstoff zur Klinkerherstellung in der Zementindustrie den Energieverbrauch beim Klinkerbrand nicht verringert, könnte die Verwendung von Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff bei der Vermahlung des Klinkers zu Zement eine klimafreundlichere Lösung darstellen, falls die Mineralwolleabfälle latent hydraulische Eigenschaften aufweisen und somit ein Teil des Klinkers substituiert werden könnte. Solche sogenannten „aufbereiteten hydraulisch wirksamen Zusatzstoffe“ (AHWZ) werden dem Zement beigemischt. Gegenwärtig werden v.a. Mischungen aus Hüttensand, Flugasche und Kombinationsprodukte als Zumahlstoffe verwendet.

Zumahlstoffe aus latent-hydraulischen Stoffen, wie etwa Hüttensand, entwickeln bei sulfatischer oder alkalischer Anregung hydraulische Eigenschaften. Diese sind vom glasigen Zustand des Hüttensandes abhängig, wobei hohe Glasgehalte eine höhere Hydraulizität des Hüttensandes hervorrufen. Das ist aufgrund des höheren Energiegehalts des metastabilen, glasigen Zustands gegenüber dem entsprechenden kristallinen Zustand zu begründen (Schiessl 1996, Regourd 1986, Kühl 1961).

Puzzolanische Stoffe, Aschen und Gesteine vulkanischen Ursprungs sowie Flugaschen und Silicastaub, reagieren beim Anmachen mit Portlandzement mit Calciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) in wässriger Lösung zu festigkeitsbildendem Calciumsilicathydrat ($\text{CaH}_2\text{SiO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) (Stark & Wicht 2000).

Der AI für AHWZ gibt ein prozentuales Verhältnis der Druckfestigkeit im Vergleich zu Normzement an. Gegenwärtig ist der Einsatz von Mineralwolle als AHWZ nicht zulässig. Sollten Mineralwolleabfälle jedoch sämtliche Auflagen erfüllen, könnte die Grundlage für eine Erweiterung der Normen gelegt werden. Fraglich ist, ob Mineralwolleabfälle ein Zusatz im Sinne der Anforderungen an Normalzemente, EN-197.1, Abschnitt 5.5 (ÖNORM EN 197-1: 2011-10-15) sein könnten. Hierbei dürften 1 % Mineralwolleabfälle zugegeben werden. Erforderlich ist allerdings, dass durch die Zusätze die „Herstellung oder die Eigenschaften von Zement verbessert werden“ (ÖNORM EN 197-1: 2011). Eine weitere, rechtliche, Anforderung für den Einsatz von Mineralwolleabfällen als Zumahlstoff ist das Erreichen des Abfallendes.

In diesem Beitrag wird auf die Aufbereitung von ungefährlichen Mineralwolleproben und deren Eignung als AHWZ eingegangen.

2 MATERIAL & METHODEN

Für die Aufbereitung und Analyse wurde ungefährliche Mineralwolle gewählt, wobei sich das Probenmaterial aus je zwei Glaswolle- (Isover MK-HRF) und Steinwolleprodukten (Sonorock 035) zusammensetzte. Diese Materialien wurden anstelle von Mineralwolleabfällen ausgewählt, um Einflüsse unbekannter Beimengungen zu vermeiden.

2.1 Zerkleinerung

Die zu analysierenden Proben wurden im ersten Schritt per Eirichmischer vorzerkleinert und homogenisiert. Den nächsten Aufbereitungsschritt stellte eine Feinmahlung per Stabmühle dar. Hierbei wurde das Probenmaterial für 10 min in einer Stabmühle weiter zerkleinert.

2.2 Rasterelektronenmikroskopie

Die Mineralwolleproben wurden als Streupräparat auf einen Objektträger aufgebracht, welcher anschließend mit Kohlenstoff bedampft wurde. Die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden darauffolgend mittels eines Rasterelektronenmikroskops des Typs „ZEISS EVO 10, BRUKER EDX Detektor“ bei einer Anregungsspannung von 15 kV und einem Arbeitsabstand von 10,5-12 mm durchgeführt.

2.3 Röntgenfluoreszenzanalytik

Die oxidische Zusammensetzung der Mineralwolleprodukte wurde mittels Röntgenfluoreszenzanalyse bestimmt. Der Gehalt 21 unterschiedlicher Oxide wurde gemessen.

2.4 Feststellung des Aktivitätsindex

Die auf 4900-6000 Blaine fein aufgemahlene Mineralwolleproben wurden mit dem jeweiligen Anteil von 75 % Normzement (CEM I 42,5 R) vermischt und zu prismatischen Probekörpern gegossen. Blaine ist ein Maß, das den Grad der Feinvermahlung angibt, je höher der Blaine-Wert, desto höher die spezifische Oberfläche. Nach 7, 28 und 90 Tagen wurde die Druckfestigkeit (UCS) der Prismen ermittelt. Der Aktivitätsindex wird aus der Druckfestigkeit der Mineralwolleprobekörper (UCS [Min]) und jener der Normzementprobekörper (UCS [Norm]) berechnet:

$$AI = \frac{UCS [Min]}{UCS [Norm]} * 100$$

Diese Studie orientiert sich an ÖNORM B 3309-3:2010, die ihre Gültigkeit für Flugasche besitzt. Folgende Rahmenbedingungen sind zu erfüllen: Bei einem Verhältnis von 75 % Prüfzement und 25 % Flugasche muss der AI nach 28 Tagen mindestens 90 % betragen. Als Referenzwert wird Einheitszement angewandt. Wenn der AI nach 28 Tagen weniger als 90 %, jedoch mindestens 88 % beträgt, muss der AI nach 90 Tagen bei der erneuten Bestimmung mindestens 95 % betragen.

3 ERGEBNISSE & DISKUSSION

3.1 Zerkleinerung

Durch die Zerkleinerung und Aufmahlung des Probenmaterials wurden Pulver mit Blaine-Werten von 4900-6000 erzeugt, siehe Tabelle 1.

Tab. 1 Blaine-Wert der analysierten Proben.

Probe	Blaine-Wert	Produkt
RecyMin_35	6000	Steinwolle
RecyMin_42	5400	Steinwolle
RecyMin_37	5300	Glaswolle
RecyMin_38	4900	Glaswolle

3.2 Rasterelektronenmikroskopie

Die Rasterelektronischen Untersuchungen zeigten, dass selbst nach der Aufmahlung der Mineralwolle auf eine spezifische Oberfläche von bis zu 6000 Blaine immer noch Mineralwollefasern mit einer Länge von teilweise > 10 µm vorzufinden sind. Weiters konnte festgestellt werden, dass die vorhergegangenen Zerkleinerungsschritte die Fasern in kleine körnige, wenig gerundete, teils kubische Aggregate zerbrechen ließen (siehe Abb. 1 & 2).

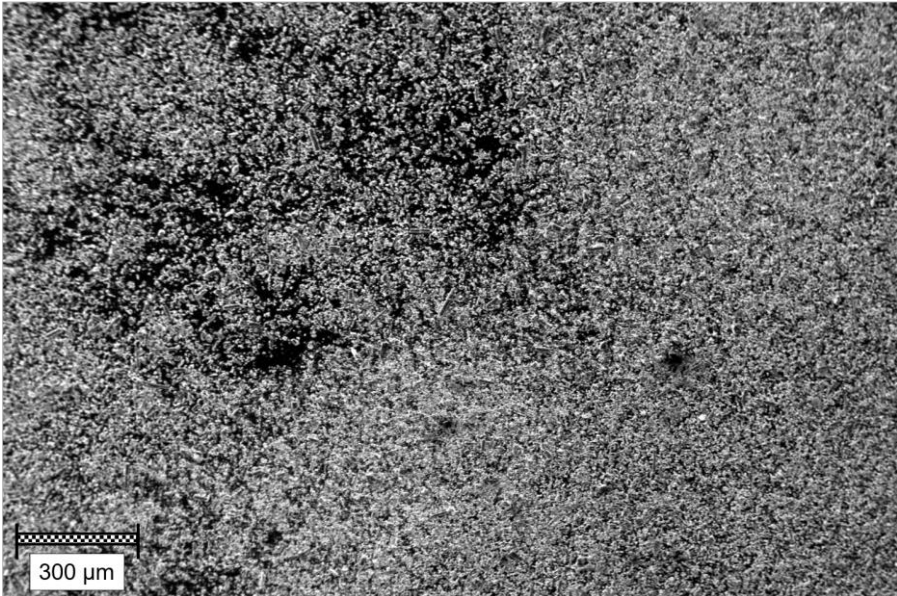


Abb. 1 Mineralwolleprobe in 100-facher Vergrößerung im Rasterelektronenmikroskop.

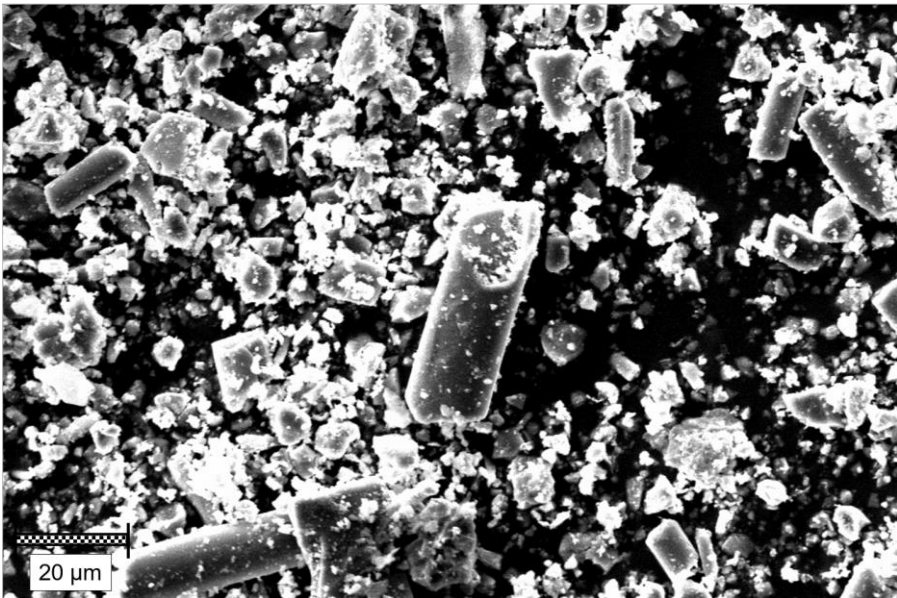


Abb. 2 Mineralwolleprobe in 2000-facher Vergrößerung im Rasterelektronenmikroskop.

3.3 Röntgenfluoreszenzanalytik

Während der Einsatz von Glaswolle bei einem mittleren Gehalt von 64 Ma-% SiO_2 eine attraktive Möglichkeit des Einsatzes als Siliziumträger im Zementwerk darstellt,

ist durch die mittlere oxidische Zusammensetzung der Steinwolleprodukte von 15 Ma-% Al_2O_3 , 40 Ma-% SiO_2 , 17 Ma-% CaO sowie 9 Ma-% Fe_2O_3 ein Einsparungspotenzial von Aluminium-, Silizium-, Kalzium sowie Eisenträgern gegeben.

Tab. 2 Mittlere Zusammensetzungen der Glaswolle- sowie Steinwolleprodukte.

	Glaswolleprodukte (n=2)	Steinwolleprodukte (n=2)
Parameter	Mittelwert (Ma-%)	Mittelwert (Ma-%)
Cl	0,08	0,028
Na_2O	14,55	1,928
MgO	3,13	10,88
Al_2O_3	1,55	14,797
SiO_2	63,90	40,026
P_2O_5	0,13	0,234
SO_3	0,21	0,229
K_2O	0,78	0,697
CaO	7,24	17,09
TiO_2	0,05	1,49
MnO	0,56	-
Cr_2O_3	-	0,16
MnO	-	0,41
Fe_2O_3	0,59	9,00
NiO	-	0,03
ZnO	0,04	-
SrO	-	0,06
ZrO_2	-	0,03
BaO	0,07	0,05
La_2O_3	-	0,36
B_2O_3	1,18	<0,025

3.4 Aktivitätsindex

Die ermittelten Druckfestigkeiten verdeutlichen, dass der Normzement nach 7 Tagen, mit über 45,8 MPa Druckfestigkeit die Mineralwolleproben, welche zwischen 29,9 MPa und 34,9 MPa lagen, überstieg. Nach 28 Tagen glichen sich die Festigkeiten

etwas an und lagen bei 42,7 MPa-51,8 MPa, wobei die Normzementprobe zu diesem Zeitpunkt 51,7 MPa aufwies. Nach 90 Tagen konnte eine Mineralwolleproben sogar die Druckfestigkeit des Normzements (59,1 MPa) überschreiten und lag bei 62,4 MPa, die drei restlichen Proben wiesen 53,5 MPa-58,2 MPa auf (siehe Abb. 3).

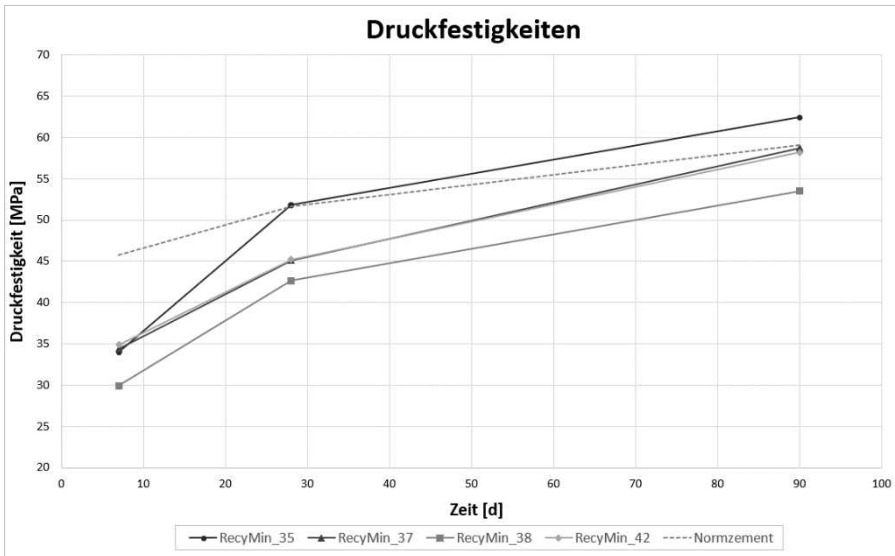


Abb. 3 Ermittelte Druckfestigkeiten nach 7, 28 & 90 Tagen.

Nach 7 Tagen lag der AI der Proben zwischen 65-76 %, wobei drei der Proben einen sehr ähnlichen AI aufwiesen und nur eine Probe einen weitaus geringeren AI aufwies. Der AI lag nach 28 Tagen bei 83 %, 87 %, 88 % (RecyMin_42) und 100 % (RecyMin_35). Was bedeutet, dass zwei der Proben die Kriterien der Flugasche Norm zu diesem Zeitpunkt erfüllten. Nach 90 Tagen wurden 91 % (RecyMin_38), 98 %, 99 % sowie 105 % erzielt. Da der AI laut Norm nach 90 Tagen bei mind. 95 % liegen muss, erreichte nur eine Probe, RecyMin_38, nicht den Mindestwert von 95 % (siehe Abb. 4).

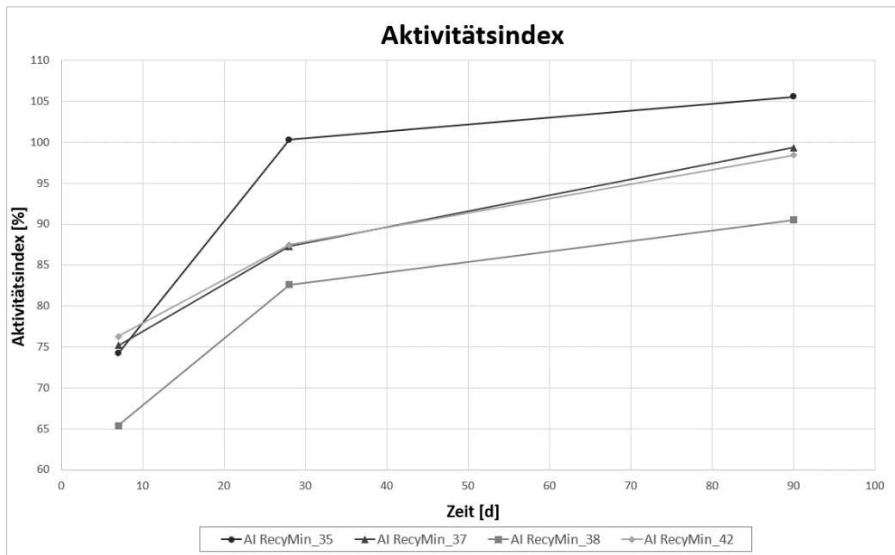


Abb. 4 Berechnete Aktivitätsindizes nach 7, 28 & 90 Tagen.

4 SCHLUSSFOLGERUNG & AUSBLICK

Die Untersuchungen haben deutlich gezeigt, dass Mineralwolle ein Potenzial zur Verwendung als AHWZ aufweist. Als positiver Einflussfaktor auf die Hydraulizität ist hierbei der glasige Zustand der Mineralwolle zu nennen. Die Anforderungen, welche an ÖNORM B 3309-3:2010 angelehnt wurden, konnten von drei der vier Proben erfüllt werden. Da das Probenmaterial einen unterschiedlichen Feinheitsgrad aufwies, ist davon auszugehen, dass bei einem gleichem, hohen, Blaine-Wert, sämtliche Proben die Anforderungen erfüllt hätten. Der Einsatz von ungefährlicher Mineralwolle in der Zementindustrie als AHWZ ist also durchaus sinnvoll, da in dieser Studie ein hydraulisches Potenzial nachgewiesen wurde. Um Mineralwolleabfälle als Zementzuschlagstoff einzusetzen sind rechtliche Schritte, wie etwa das Erreichen des Abfallendes bzw. der Produktstatus, zu klären. Im Folgenden müsste ebenso die Grundlage für eine Erweiterung der Normen gelegt werden, da Mineralwolle durch den Einsatz als AHWZ natürliche Rohstoffe ersetzen kann, sowie eine Minderung der CO₂-Emissionen herbeiführen würde.

LITERATUR

Dunster, A. (2007) *Characterisation of Mineral Wastes, Resources and Processing technologies –Integrated waste management for the production of construction material*, 2007, http://www.smartwaste.co.uk/filelibrary/Mineralwool_sectorstudy.pdf, abgerufen am 25. 03 2018.

Kühl, H. (1961) Zement-Chemie. Bd. 3 - *Die Erhärtung und die Verarbeitung der hydraulischen Bindemittel*, 3. überarb. u. erw. Aufl., Berlin: Verlag Technik 1961.

Müller, A.; Leydoph, B.; Stanelle, K. (2009) *Recycling mineral wool waste - Technologies for the conversion of the fibre structure*, Part 1. Interceram. 2009, Bd. 58, S. 378-381.

- ÖNORM B 3309-3:2010 12 01: *Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die Betonherstellung (AHWZ) - Teil 3: Flugasche für Beton (GF bzw. GF-HS) - Nationale Anwendung der ÖNORM EN 450-1.* Austrian Standards Institute/ Österreichisches Normungsinstitut (ON).
- ÖNORM EN 197-1: 2011-10-15: *Zement - Teil 1: Zusammensetzung, Anforderungen und Konformitätskriterien von Normalzement.* Austrian Standards Institute/ Österreichisches Normungsinstitut (ON).
- Regourd, M. (1986) *Slags and slag cement*, in: Concrete Technology and Design. Bd.3. Cement Replacement Materials, Glasgow, London: Surrey University Press 1986.
- Schiessl, P. (1996) *Vorstudie zu den Wirkungsmechanismen bei der Hydratation von HOZ*, Forschungsbericht, Institut für Bauforschung, RWTH Aachen.
- Sattler, T., Pomberger, R., Vollprecht, D. (2020) *Stoffliche Verwertung von Mineralwolleabfällen in der Zement- und Mineralwolleindustrie.* Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 7, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin 2020.
- Stark, J., Wicht, B. (2000) *Zement und Kalk: der Baustoff als Werkstoff.* Hrsg. F.A-Finger-Institut für Baustoffkunde der Bauhaus-Universität Weimar. Baupraxis, Springer Basel AG.
- Vollprecht, D.; Sattler, T.; Doschek-Held, K.; Galler, R.; Schimek, J.; Kasper, T.; Daul, J.; Pomberger, R. (2019) *Innovative Deponierung sowie Recycling von Mineralwolleabfällen im Bergversatz, in der Zement- und in der Mineralwolleindustrie.* Berliner Konferenz, Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 6, Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen, Thomé Kozmiensky Verlag GmbH, Neuruppin 2019, pp. 481-492.

Publication 4c

Provision of Alternative Binder Components Produced from Residue Combinations through Thermal Treatment (in German)

Doschek-Held, K., Krammer, A., Steindl, F., **Sattler, T.M.** & Wohlmuth, D. (2023). Bereitstellung von alternativen Bindemittelkomponenten aus Reststoffkombinationen mittels thermischer Behandlung. in Mineralische Nebenprodukte und Abfälle 10: -Aschen, Schlacken, Stäube und Baurestmassen.

Annotation on the doctoral candidate's contribution to this publication:

The doctoral candidate supported the conceptualization of the conference paper. The author of the doctoral thesis supported the correct selection and preparation of the sample material. The PhD candidate helped interpret the collected data and supported the writing and internal review process of the publication.

Provision of Alternative Binder Components Produced from Residue Combinations through Thermal Treatment

Klaus Doschek-Held, Anna Krammer, Florian Roman Steindl,
Theresa Sattler and Dominik Wohlmuth

Nearly 40 % of global energy use and about 45 % of global CO₂ emissions can be attributed to industrial activities. [12, 13, 15] Some particularly energy- and CO₂-intensive industry sectors are the production of chemicals, iron/steel, Portland cement and pulp/paper, making them high-priority targets for large-scale industrial decarbonisation. At the same time, these industry sectors have a high potential for connecting their respective materials in- and outputs within a circular economy, promoting the recycling of residues as SRM.

In the present contribution, experiments on the thermochemical treatment of residues from the iron and steel, glass recycling, construction and demolition and paper industry are planned and carried out on a laboratory scale at the Chair of Thermal Processing Technology (TPT) at the Montanuniversität Leoben in cooperation with the Chair of Waste Processing Technology and Waste Management (AVAW). These trials should generate a metal fraction as a secondary raw material (SRM) for the iron and steel industry and/or a slag fraction as an alternative binder component in the cement industry comparable to ground granulated blast furnace slag. The residues are mixed, melted, cooled, processed, and analysed. The material characterisation and investigations on the binder suitability of the slag fraction were provided by the Institute for Technology and Testing of Building Materials (IMBT) and the Institute of Applied Geosciences (IAG) at the Graz University of Technology (TUG). The results of the trials show that the metal and slag fraction separation is possible on a laboratory scale, and the slag fraction fulfils the proven requirements as an alternative binder component. Finally, a material flow analysis based on the results could be carried out to estimate the recycling potential for the province of Styria in Austria.

Bereitstellung von alternativen Bindemittelkomponenten aus Reststoffkombinationen mittels thermischer Behandlung

Klaus Doschek-Held, Anna Krammer, Florian Roman Steindl,
Theresa Sattler und Dominik Wohlmuth

1. Methode.....
2. Material und Prüfmethode.....
3. Durchführung.....
4. Ergebnisse und Diskussion.....
5. Zusammenfassung und Ausblick.....
6. Quellen.....

Das weltweite Streben nach materiellem Wohlstand stellt die Menschheit vor enorme ökologische Herausforderungen. Dies wird durch eine stark wachsende Weltbevölkerung und aufstrebende Volkswirtschaften weiter verstärkt und schlägt sich im rasant steigenden Verbrauch natürlicher Rohstoffe nieder. [6] Die aktuelle Wirtschaftsweise folgt dabei vorrangig einem linearen Ansatz von der Rohstoffgewinnung, über die Produktion, den Nutzungszeitraum bis zur Entsorgung, wobei ungenutzte Reststoffe und Nebenprodukte ein hohes Abfallaufkommen und Emissionen bedingen. [4] In diesem Zusammenhang sind sowohl die Eisen- und Stahlherstellung als auch die Zement- bzw. Bindemittelproduktion als besonders energie- und emissionsintensive Industrien zu nennen. [14, 16] Daher sind die Dekarbonisierung und Optimierung dieser Sektoren von besonderer Wichtigkeit, um die CO₂ Intensität der Produkte zukünftig zu reduzieren. [5, 10]

Diese Bestrebungen zeigen sich in den geplanten Technologieänderungen [12] in der Eisen- und Stahlindustrie hin zu einer CO₂-neutralen Produktion. Dadurch kommt es jedoch zum schrittweisen Entfall von Hochofenschlacke, welche als Hüttensand (HÜS) in der Zement- und Bindemittelproduktion als Klinkersubstitut eingesetzt wird, um unter anderem die gesetzten Klimaziele zu erreichen. [11, 12, 21] Ein Ersatz des Energie- und CO₂-intensiven Portlandzementklinkers durch Reststoffe ist dabei in mehrerlei Hinsicht sinnvoll: (i) um CO₂ Emissionen in der Produktion von mineralischen Bindemitteln einzusparen, (ii) um das Abfallaufkommen bzw. die Deponierung zu verringern und (iii) um Stoffkreisläufe zu schließen.

Daher wird zur Forcierung der reststofffreien, nachhaltigen Kreislaufwirtschaft und Ressourcenschonung am Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik (TPT) an der Montanuniversität Leoben (MUL) an den Möglichkeiten einer stofflichen Verwertung von Reststoffen, welche aufgrund von fehlenden Verwertungsmöglichkeiten zwischengelagert oder deponiert werden müssen, gearbeitet. Das aktuelle Projekt *UpcycSlag-Binder* befasst sich dabei mit dem Upcycling von Hüttenreststoffen zu neuen, nachhaltigen Bindemitteln in der Baustoff-Kreislaufwirtschaft und das Projekt *RecyMin* des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) mit dem Recycling künstlicher Mineralfasern. [7, 8, 18, 25 – 27] Im gegenständlichen Beitrag werden auszugweise Versuche zur thermochemischen Behandlung im Labormaßstab am TPT im Rahmen dieser Projekte beschrieben und auf deren Ergebnisse eingegangen. Im Zuge dieser Versuche gilt es die gezielte Konditionierung und thermische Behandlung entsprechend den angestrebten Qualitätsmerkmalen [27] zur stofflichen Verwertung als Sekundärrohstoff für die Eisen- und Stahlindustrie und/oder als alternative Bindemittelkomponenten, vergleichbar mit konventionellem HÜS, nachzuweisen. Die Materialcharakterisierung und Untersuchungen zur Bindemittelleignung der Schlackenfraktion werden durch die Institute für Materialprüfung und Baustofftechnologie (IMBT) bzw. für Angewandte Geowissenschaften (IAG) an der TU Graz (TUG) erbracht. [27] Die Ergebnisse münden in einer abschließenden Stoffflussanalyse zur Potentialabschätzung der Substitution von Hüttensand als Sekundärrohstoff (SZS) für das Bundesland Steiermark in Österreich.

1. Methode

Allgemein sollen die in den Reststoffen enthaltenen Wertstoffe in zwei Fraktionen isoliert werden: eine Metallfraktion als Sekundärrohstoff und eine reaktive Schlackenfraktion, welche die geforderte Qualität zur Nutzung als Bindemittelkomponente erfüllt. Dazu gilt es die Rest- und Korrekturstoffe entsprechend zu mischen, zu schmelzen und abzukühlen (Bild 1).

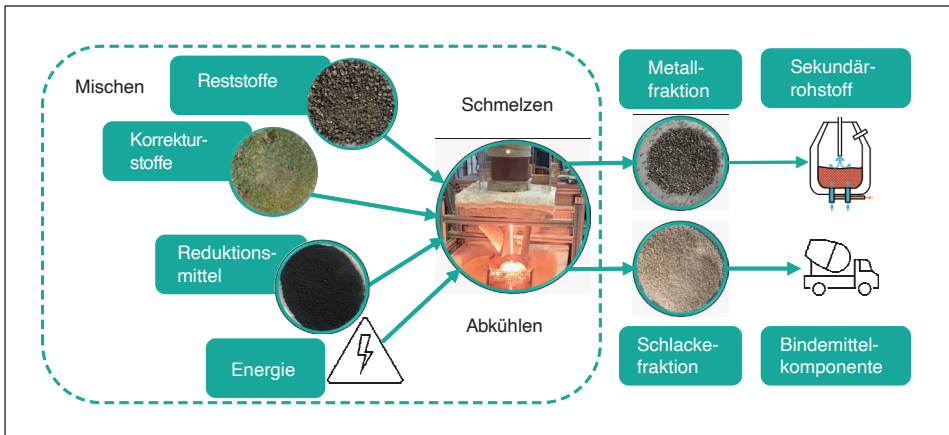


Bild 1: Ablaufdiagramm der thermischen Behandlung von Reststoffen zur stofflichen Verwertung als Sekundärrohstoff und Bindemittelkomponente

Die angestrebte carbothermische Reduktion der Reststoffmischung ist die Voraussetzung zur Rückgewinnung bzw. Abtrennung der Wertmetalle. Bei der anschließenden Abkühlung der Schmelze soll eine glasige Erstarrung der Schlackenphase erreicht werden, um ihre hydraulische Aktivität im Portlandzementssystem und in weiterer Folge die Festigkeitsentwicklung im erhärtenden Material sicherzustellen. Anschließend erfolgen weitere Probenaufbereitungsschritte, um eine umfassende Analyse der entstehenden Fraktion zu ermöglichen. Zur Umsetzung der Stoffflussanalyse wird das Programm STAN 2.6 (subSTance flow ANalysis) herangezogen, welches auf der ÖNORM S 2096 [24] basiert und den Aufbau von grafischen Modellen ermöglicht.

2. Material und Prüfmethode

Voraussetzung für die gezielte thermochemische Behandlung der Rest- und Korrekturstoffe ist eine entsprechende chemisch-mineralogische Charakterisierung. Die zu prüfenden Materialien (Rest- und Korrekturstoffe) wurden dazu homogenisiert und gemahlen. Die chemische Zusammensetzung der Materialien wurde mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) bestimmt. Die mineralogische Zusammensetzung und der amorphe Anteil der Materialien wurde durch Röntgenpulverdiffraktometrie (P-XRD) festgestellt. [17] Die hydraulische Reaktivität, als Maß für die Fähigkeit des Schlackepulvers zur hydraulischen Reaktion, wurde mit dem R³Schnellverfahren ermittelt. [2, 19] Der Aktivitätsindex, welcher der Einschätzung der hydraulischen Reaktivität in Kombination mit Portlandzement dient, wurde gemäß ÖN B 33091 [22] an Mörtelprismen mit einem Bindemittel aus 75 % Einheitszement (CEM I 42,5 R) und 25 % Prüfmaterial bestimmt. Hierbei wurde von der Prüfnorm ÖN B 33092 [23] mit 50 % Einheitszement und 50 % Prüfmaterial abgewichen. [27] Im gegenständlichen Beitrag wurden Reststoffe aus

- der Eisen- und Stahlindustrie,
 - Roheisenentschwefelungsschlacke – REES,
 - Sekundärmetallurgie/Strangguss – CCS,
 - Siemens-Martin-Schlacke – SMS,
- dem Glasrecycling,
 - Aufbereitungsrückstand/Feinglas – FG,
- dem Gebäuderückbau
 - Steinwolle – SW,
 - Glaswolle – GW und
- der Papierindustrie
 - Wirbelschichtverbrennung/Flugasche – FA

betrachtet.

Die entsprechenden chemischen Zusammensetzungen der untersuchten Einsatzmaterialien wurden in Bild 2 zusammengefasst.

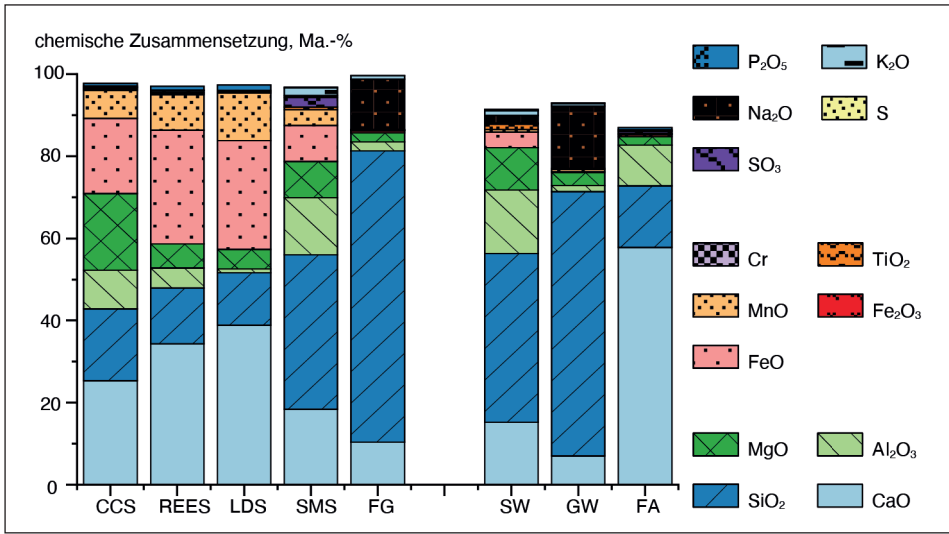


Bild 2: Hauptelementzusammensetzung der gegenständlichen Einsatzmaterialien

3. Durchführung

Basierend auf der Charakterisierung der Einsatzmaterialien und anhand identifizierter Qualitätsansprüche [27] in der angestrebten stofflichen Verwertung wurden potenzielle Stoffgemenge zur thermischen Behandlung erarbeitet. Dafür wurde ein Mischungsrechner in MS Excel mithilfe eines Solver Add-Ins realisiert. [9] Darüber hinaus wurde für den metallischen Reststoffanteil der stöchiometrische Reduktionsmittelbedarf für die carbothermische Reduktion bestimmt. Anhand dieser Ergebnisse wurden Mischungen (M1, M2, M3) der verschiedenen Einsatzstoffe unter Zusatz von Kohlenstoffpulver als Reduktionsmittel hergestellt (Tabelle 1).

	REES	CCS	LDS	SMS	FG	SW	GW	FA
	%							
M1	16	50	4	30				
M2	20	64			16			
M3						49	15	36

Tabelle 1:

Prozentuelle Zusammensetzung der Einsatzmischungen

In einem Graphittiegel wurden anschließend etwa 1 – 1,5 kg der Mischungen induktiv geschmolzen. Die Versuchsdauer betrug im Durchschnitt 200 Minuten mit einer Haltezeit von 60 Minuten. Dabei wurden Heizraten von bis zu 870 K/h und eine maximale Temperatur von 1.450 °C erreicht. Es folgte eine gezielte Abkühlung durch Nassgranulation mit einer anschließenden Trockenzeit von 24 Stunden bei 105 °C. Das getrocknete Granulat wurde im Anschluss mittels Backenbrecher auf 0,1 mm zerkleinert und gesiebt, darauffolgend wurde die Metall- und Schlackenfraktion magnetisch getrennt. Danach wurden die Materialcharakterisierung und Untersuchungen zur Bindemittel-eignung durchgeführt. Basierend auf den Analyseergebnissen wurde abschließend

eine Stoffflussanalyse zur Potentialabschätzung der stofflichen Verwertung der Metall- und Schlackenfraktion für das Bundesland Steiermark in Österreich durchgeführt. Dazu wurde exemplarisch die Mischung M2 und M3 in Bild 3 als Stoffflussdiagramm dargestellt. Hierzu wurde als Berechnungsbasis ein Anfall von 100.000 t/a CCS und 15.000 t/a SW angenommen und dem Sekundärzumahlstoffbedarf (SZS) an Hüttensand (HÜS) der Zementindustrie in der Steiermark von etwa 297.000 t für das Jahr 2020 gegenübergestellt. [3, 20]

4. Ergebnisse und Diskussion

Die durchgeführte Materialcharakterisierung zeigte wesentliche Unterschiede zwischen den Ausgangsmaterialien bzw. -mischungen und den Schlackenfraktionen. Dabei konnte im Wesentlichen der Metallgehalt im Vergleich zur Einsatzmischung reduziert werden und gleichzeitig der Gehalt an CaO, SiO₂, Al₂O₃ und MgO gezielt angepasst werden. Die chemische Zusammensetzung der Einsatzmischungen und der generierten Schlackenfraktion ist in Bild 3 dargestellt.

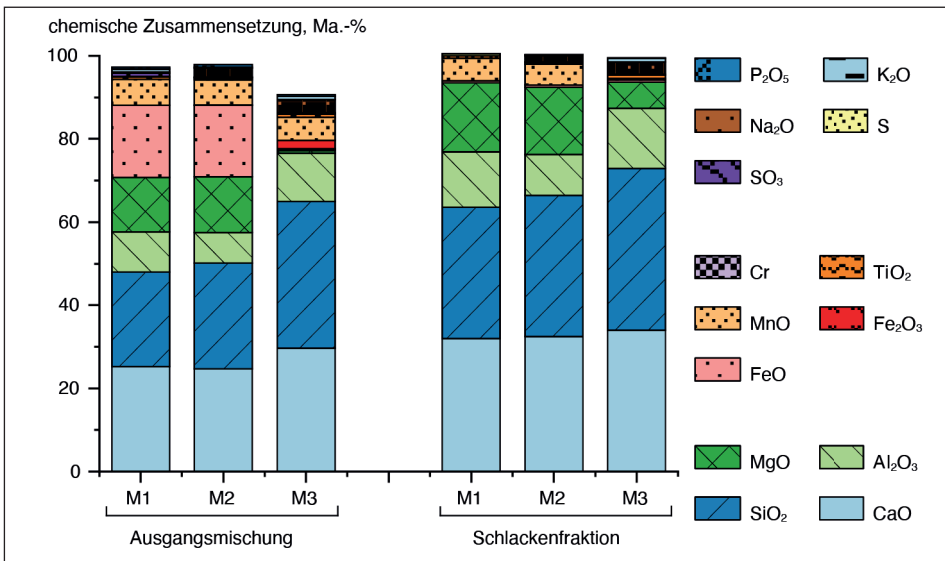


Bild 3: Hauptelementzusammensetzung der Einsatzmischungen und der Schlackenfraktion nach der thermischen Behandlung

Daraus lässt sich die gezielte Modifikation der chemischen Zusammensetzung der Schlackenfraktion sowie die gewünschte Abtrennung der Metalle durch die Transferkoeffizienten der Metalle (Eisen (Fe), Mangan (Mn), Chrom (Cr)) ableiten. Des Weiteren konnte die Modifikation der Schlackenfraktion durch die notwendige Abkühlgeschwindigkeit zur glasigen Erstarrung mittels Glasgehalten größer 97 % nachgewiesen werden. Die weiterführenden Ergebnisse der Materialcharakterisierung, Prozessanalyse und Untersuchung zur Bindemittleignung sind Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Ergebnisse der Materialcharakterisierung und baustofflichen Untersuchung der Schlackenfraktion nach der thermischen Behandlung

Eigenschaft	Einheit	Annahmen/ Anforderungen	M1	M2	M3
Glasgehalt	%	> 66	100	97	100
CaO+MgO+SiO ₂	Ma.-%		80	83	79
(CaO+MgO)/SiO ₂	–	> 1,00	1,55	1,43	1,03
TK* _{Schlacke, Fe}	%	< 10	2	2	27
TK* _{Schlacke, Mn}		< 50	60	59	6
TK* _{Schlacke, Cr}		< 20	7	6	26
R ³ – Hydratationswärme nach 7 Tagen	l/g _{Schlacke}	> 250	525	396	364
Aktivitätsindex nach 28 Tagen	%	≥ 90	100	97	97

*TK – Transferkoeffizient

Anhand der Ergebnisse lässt sich in erster Näherung eine baustoffliche Eignung der Schlackenfraktion nach der durchgeführten thermischen Behandlung feststellen. Basierend auf weiterführenden Untersuchungen sollen die Einflussgrößen der Einzeloxide und der Behandlungsbedingungen auf die Transferkoeffizienten und die Bindemittelqualität ermittelt werden. Darüber hinaus soll durch eine angestrebte Maßstabsvergrößerung eine ausreichende Menge zur bautechnologischen Eignungsuntersuchung bereitgestellt werden. Das abschließende Ergebnis der Stoffflussanalyse zur Potentialanalyse anhand der Mischung M2 und M3 ist in Bild 4 dargestellt.

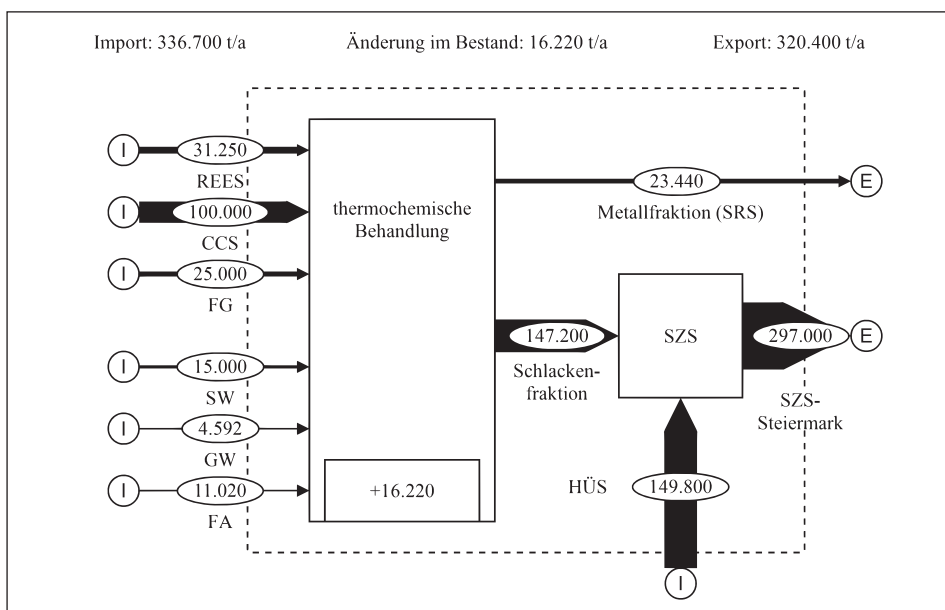


Bild 4: Stoffflussdiagramm zur Potentialabschätzung der Wertmetallrückgewinnung und Sekundärzumahlstoffbereitstellung für die Zementindustrie im Bundesland Steiermark/Österreich in Tonnen für das Jahr 2020

Daraus ergibt sich ein Wertmetallrückgewinnungspotential von etwa 23.440 t/a für die Eisen- und Stahlindustrie und ein Substitutionspotential von Hüttensand (HÜS) von etwa 147.200 t/a für den Einsatz als Sekundärzumahlstoff in der Zementindustrie. Dadurch könnten etwa 43 % des Hüttensandbedarfs in der Steiermark im Betrachtungsjahr 2020 gedeckt werden. Dabei kommt es im Prozess *thermische Behandlung* zur Lagerbildung, welche sich auf die gasförmigen Reduktionsprodukte und Behandlungsverluste zurückführen lässt und aktuell nicht näher erfasst werden. Eine Quantifizierung der entsprechenden Transferkoeffizienten ist Teil weiterführender Untersuchungen.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Die durchgeführten Versuche zeigten, dass die Einsatzmaterialie bzw. -mischungen im Labormaßstab derart thermisch behandelt werden konnten, dass eine Metall- und/oder Schlackenfraktion zur stofflichen Verwertung generiert werden konnte. Die Analyseergebnisse der Einsatzmaterialien und -mischungen sowie die entstandene Schlackenfraktion wurden nochmals im Dreistoffdiagramm $[\text{SiO}_2]$ - $[\text{CaO}+\text{MgO}]$ - $[\text{Al}_2\text{O}_3+\text{FeO}]$ in Bild 5 zusammengefasst.

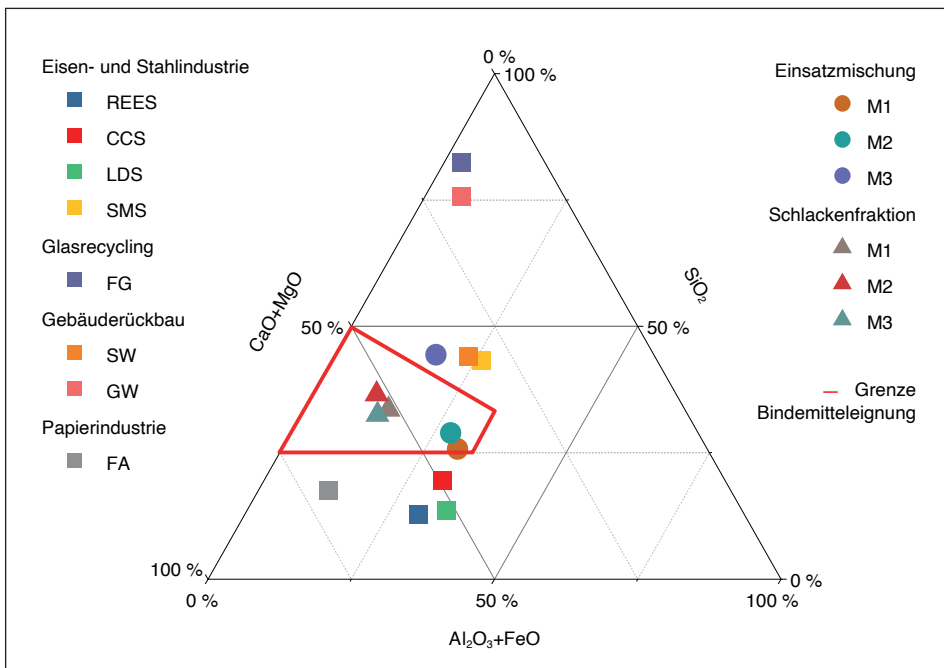


Bild 5: Dreistoffdiagramm $[\text{SiO}_2]$ - $[\text{CaO}+\text{MgO}]$ - $[\text{Al}_2\text{O}_3+\text{FeO}]$ der Einsatzmaterialien und -mischungen sowie der Schlackenfraktion nach der thermischen Behandlung

Allgemein konnte nachgewiesen werden, dass bei Vorhandensein einer entsprechenden Metalloxidmenge ($> 10\%$) in der Einsatzmischung eine Metallfraktion als Sekundärrohstoff zur Rückführung in die Eisen- und Stahlindustrie generiert werden

kann. Gleichzeitig erzielte die gebildete Schlackenfraktion in erster Näherung die geforderte Leistungsfähigkeit zum Einsatz als Hüttensandsubstitut. Basierend auf den Erkenntnissen konnten bereits Folgeprojekte zur Wertmetallrückgewinnung und Bindemittelbereitstellung in der Elektroofenroute (Recover-Met-Binder) und zum Recycling von künstlichen Mineralfasern (BitKOIN) gestartet werden. Dabei sollen weitere Entwicklungsschritte gesetzt werden, wie insbesondere die Maßstabsvergrößerung der thermischen Behandlung, basierend auf regenerativen Energieträgern. Dazu gilt es, die Einsatzmöglichkeit eines induktiven Inline-Ofens [1] im Technikumsmaßstab zu evaluieren. Darüber hinaus sollen auch die Einfluss- und Störgrößen auf die Qualitätsmerkmale näher beschrieben werden.

Danksagung

Das Forschungsprojekt *RecyMin* wurde von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert und im Rahmen des Programms *Bridge* durchgeführt. Das Forschungsprojekt *UpcycSlag-Binder – US-B* wurde aus Mitteln des Zukunftsfonds Steiermark und dem Klimaschutzfonds der Stadt Graz gefördert und im Rahmen des Programms *Green Tech 100 – 1 Earth, 0 Carbon, 0 Waste* durchgeführt. Das Forschungsprojekt *BitKOIN* wird von der Österreichischen Forschungsförderungsgesellschaft (FFG) gefördert und im Rahmen des Programms *FTI-Initiative Kreislaufwirtschaft* durchgeführt. Das Forschungsprojekt *Recover-Met-Binder – RMB* wird aus Mitteln des Zukunftsfonds Steiermark, der Austrian Society for Metallurgy and Materials (ASMET) und einzelner Industrieunternehmen (voestalpine High Performance Metals, Marienhütte, Andritz, Primetals Technologies und Saubermacher) im Rahmen des Programms *Green Tech X* durchgeführt.

6. Quellen

- [1] Bartashov, V.; Grass, K.; Sucker, J.: Der induktive Inline-Ofen für Recycling und Verwertung mineralischer Abfälle und Reststoffe, in: Pomberger, R. (Hrsg.): *Recy & DepoTech 2022: Vorträge, 2022*, S. 717–724
- [2] Blotevogel, S.; Ehrenberg, A.; Steger, L.; Doussang, L.; Kaknics, J.; Patapy, C.; Cyr, M.: Ability of the R3 test to evaluate differences in early age reactivity of 16 industrial ground granulated blast furnace slags (GGBS), *Cement and Concrete Research* 130 (2020), S. 105998
- [3] Bohslavski, S.: Sekundärrohstoffbedarf und -anfall für die Bereitstellung von neuen, nachhaltigen Bindemitteln aus Reststoffen mittels Heatmaps, Bachelorarbeit, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoproszesstechnik, 2021
- [4] Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie: Österreich auf dem Weg zu einer nachhaltigen und zirkulären Gesellschaft - Die österreichische Kreislaufwirtschaftsstrategie, (08.02.2023)
- [5] Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus: Masterplan Rohstoffe 2030, (09.02.2023)
- [6] Dellnik, R.; Chateau, J.; Bibas, R.; Lanzi, E.; Benkovic, M.: Global Material Resources Outlook to 2060 – Economic drivers and environmental consequences, (09.02.2023)
- [7] Doschek-Held, K.; Krammer, A.; Steindl, R. F.; Eisner, P.; Wohlmuth, D.: Thermische Behandlung und Konditionierung von Hüttenreststoffen zur stofflichen Verwertung, in: Pomberger, R. (Hrsg.): *Recy & DepoTech 2022: Poster, 2022*

- [8] Doschek-Held, K.; Mimra, C.; Sattler, T.; Steindl, R. F.: Behandlung von Steinwolle zur stofflichen Verwertung als Sekundärzumahlstoff in der Baustoffindustrie, in: Pomberger, R. (Hrsg.): Recy & DepoTech 2022: Vorträge, 2022
- [9] Eisner, P.: Stoffliche Verwertung von Eisenhütten- und Stahlwerksschlacken als Bindemittelkomponenten - Entwicklung eines Mischungsrechners, Montanuniversität, 2023
- [10] Europäische Kommission: Der europäische Grüne Deal, (08.02.2023)
- [11] Favier, A.; Wolf, C. de; Scrivener, K.; Habert, G.: A sustainable future for the european cement and concrete industry: technology assessment for full decarbonisation of the industry by 2050, ETH Zurich, 2018
- [12] IEA International Energy Agency: Energy Technology Perspectives 2020, (18.05.2022)
- [13] IEA International Energy Agency: Global Energy Review: CO₂ Emissions in 2021, (19.10.2022)
- [14] IEA International Energy Agency: Iron and steel technology roadmap: Towards more sustainable steelmaking, Paris, 2020
- [15] IEA International Energy Agency: Key World Energy Statistics 2020, (19.10.2022)
- [16] IEA International Energy Agency: Low-carbon transition in the cement industry, IEA Technology Roadmaps, Paris, 2018
- [17] Jansen, D.; Goetz-Neunhoeffler, F.; Lothenbach, B.; Neubauer, J.: The early hydration of Ordinary Portland Cement (OPC): An approach comparing measured heat flow with calculated heat flow from QXRD, Cement and Concrete Research 42 (2012), Nr. 1, S. 134–138
- [18] Krammer, A.: Thermal treatment and cooling of metallurgical residues for use as a supplementary cementitious material, Masterarbeit, Montanuniversität Leoben, Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik, 2022
- [19] Li, X.; Snellings, R.; Antoni, M.; Alderete, N. M.; Ben Haha, M.; Bishnoi, S.; Cizer, Ö.; Cyr, M.; Weerd, K. de; Dhandapani, Y.; Duchesne, J.; Haufe, J.; Hooton, D.; Juenger, M.; Kamali-Bernard, S.; Kramar, S.; Marroccoli, M.; Joseph, A. M.; Parashar, A.; Patapy, C.; Provis, J. L.; Sabio, S.; Santhanam, M.; Steger, L.; Sui, T.; Telesca, A.; Vollpracht, A.; Vargas, F.; Walkley, B.; Winnefeld, F.; Ye, G.; Zajac, M.; Zhang, S.; Scrivener, K. L.: Reactivity tests for supplementary cementitious materials: RILEM TC 267-TRM phase 1, Materials and Structures 51 (2018), Nr. 6
- [20] Mauschitz, G.: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie - Berichtsjahr 2020, 11.07.2022
- [21] Moser, S.; Leitner, K.-H.; Steinmüller, H.: F&E-Fahrplan - Energieeffizienz in der energieintensiven Industrie, 28.06.2016
- [22] Österreichisches Normungsinstitut: Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die Betonherstellung (AHWZ): Teil 1: Kombinationsprodukte (GC/GC-HS), Bd. 91.100.30, Wien, 2010
- [23] Österreichisches Normungsinstitut: Aufbereitete, hydraulisch wirksame Zusatzstoffe für die Betonherstellung (AHWZ): Teil 2: Hüttensandmehl zur Verwendung in Beton, Mörtel und Einpressmörtel (GS bzw. GS-HS) - Nationale Anwendung der ÖNORM EN 15167-1, Bd. 91.100.30, Wien, 2010
- [24] Österreichisches Normungsinstitut: Stoffflussanalyse - Teil 1: Anwendung in der Abfallwirtschaft – Begriffe, Wien, 2005
- [25] Sattler, T.; Galler, R.; Vollprecht, D.: Entwicklung innovativer Recyclingverfahren für Mineralwolleabfälle – Projekt RecyMin, BHM Berg- und Hüttenmännische Monatshefte 164 (2019), Nr. 12, S. 552–556
- [26] Sattler, T.; Pomberger, R.; Schimek, J.; Vollprecht, D.: Mineral Wool Waste in Austria, Associated Health Aspects and Recycling Options, Volume 09 - March 2020, Detritus (2020), Nr. 9, S. 174–180
- [27] Steindl, R. F.; Doschek-Held, K.; Juhart, J.; Wohlmuth, D.; Mittermayr, F.: Mineralische Reststoffe und Nebenprodukte als Bestandteile reaktiver Bindemittelkomponenten, in: Pomberger, R. (Hrsg.): Recy & DepoTech 2022: Vorträge, 2022

Ansprechpartner



Dipl.-Ing. Dr. mont. Klaus Döschek-Held

Montanuniversität Leoben
Senior Scientist
Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik
Franz Josef-Straße 18
8700 Leoben, Österreich
+43 3842402 5831
klaus.doschek-held@unileoben.ac.at



Dipl.-Ing. Anna Krammer

Montanuniversität Leoben
Dissertantin
Lehrstuhl für Thermoprozesstechnik
Franz Josef-Straße 18
8700 Leoben, Österreich
+43 3842402 5829
anna.krammer@unileoben.ac.at



Theresa Sattler, M.Sc.

Montanuniversität Leoben
Wissenschaftliche Mitarbeiterin
Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft
Franz Josef-Straße 18
8700 Leoben, Österreich
+43 3842402 5138
theresa.sattler@unileoben.ac.at



Dr. rer. nat. Florian Roman Steindl, B.Sc. M.Sc.

Technische Universität Graz
Universitätsprojektassistent
Institut für angewandte Geowissenschaften, Institut für Materialprüfung und Baustofftechnologie
Rechbauerstraße 12
8010 Graz, Österreich
+43 3168 736870
florian.steindl@tugraz.at