

# Karbonatisierung mineralischer Abfälle mit Fokus Verbrennungsrückstände in der Schweiz

Literaturstudie im Auftrag der Stiftung ZAR

März 2026

## Impressum

### Auftraggeber

Stiftung Zentrum für nachhaltige Abfall- und Ressourcennutzung (ZAR)

### Auftragnehmerin

Fachstelle Sekundärrohstoffe (FSSR), Institut für Geologie, Universität Bern

### Berichterfassung

Gisela Weibel

Fachstelle Sekundärrohstoffe (Projektleitung)

Philipp Ingold

Fachstelle Sekundärrohstoffe

Philipp Hänggi

Fachstelle Sekundärrohstoffe

Fachstelle Sekundärrohstoffe  
Universität Bern  
Institut für Geologie  
Baltzerstrasse 3  
3012 Bern

[gisela.weibel@unibe.ch](mailto:gisela.weibel@unibe.ch)

079 588 61 80

[www.fachstelle-sekundaerrohstoffe.unibe.ch](http://www.fachstelle-sekundaerrohstoffe.unibe.ch)



# Inhalt

<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>3</b>
<b>2</b>	<b>Grundlagen der Karbonatisierung</b> .....	<b>3</b>
2.1	Natürliche Karbonatisierung .....	3
2.2	Einflussfaktoren auf die Karbonatisierung .....	3
2.2.1	Chemische und mineralogische Zusammensetzung des zu karbonatisierenden Materials .....	4
2.2.2	Partikelgrösse/Oberflächeneigenschaften .....	4
2.2.3	Temperatur .....	4
2.2.4	Wassergehalt .....	4
2.2.5	pH-Wert .....	4
2.2.6	CO <sub>2</sub> -Partialdruck und CO <sub>2</sub> -Konzentration .....	5
2.2.7	Interaktionszeit .....	5
<b>3</b>	<b>Methoden der forcierten Karbonatisierung</b> .....	<b>5</b>
3.1	In-situ Karbonatisierung .....	5
3.2	Ex-situ Karbonatisierung .....	7
<b>4</b>	<b>Karbonatisierung am Bauwerk Schweiz</b> .....	<b>7</b>
4.1	Karbonatisierungsprozesse am Bauwerk .....	7
4.2	Karbonatisierung von Betonabbruch .....	8
<b>5</b>	<b>Karbonatisierung von Verbrennungsrückständen</b> .....	<b>8</b>
5.1	Karbonatisierung von KVA-Schlacke .....	8
5.1.1	Karbonatisierung von KVA-Schlacke während der Lagerung und Aufbereitung .....	9
5.1.2	Karbonatisierung der KVA-Schlacke nach der Deponierung .....	11
5.1.3	Eluatverhalten von karbonatisierter KVA-Schlacke .....	11
5.1.4	Forcierte Karbonatisierung von KVA-Schlacke .....	12
5.1.5	CO <sub>2</sub> -Bindevermögen von KVA-Schlacke .....	13
5.1.6	Einfluss karbonisierter KVA-Schlacke auf die Deponienachsorge .....	13
5.2	Karbonatisierung von Aschen aus Verbrennungsprozessen .....	14
5.2.1	KVA-Filterasche .....	14
5.2.2	Holzasche .....	14
5.2.3	Klärschlammasche .....	14
<b>6</b>	<b>Karbonatisierung von mineralischen Abfällen, die in der Schweiz nicht anfallen</b> .....	<b>15</b>
6.1	Mine tailings .....	15
6.2	Phosphorgips .....	15
6.3	Rückstände aus der Stahlindustrie .....	16
<b>7</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>16</b>
7.1	Karbonatisierung und Deponierung .....	16
7.2	Karbonatisierung und Klimaschutz .....	16
7.3	Karbonatisierung und Kreislaufwirtschaft .....	17
<b>8</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>17</b>

## 1 Einleitung

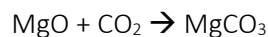
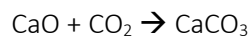
Die Karbonatisierung ist in der Schweiz nicht erst seit den jüngsten Klimadiskussionen ein Thema. Im Bauwesen, insbesondere bei den Baustoffen Zement und Beton, spielt sie bereits seit Langem eine wichtige Rolle. Heute steht die Karbonatisierung jedoch zunehmend im Zusammenhang mit dem Klimaschutz. Mineralische Abfälle und Gesteine sollen künftig verstärkt zur CO<sub>2</sub>-Fixierung genutzt werden. Im Zuge dieser Klimaschutzbestrebungen sind zuletzt auch die KVA-Schlacken als potenzielle CO<sub>2</sub>-Speicher in den Fokus gerückt. Da Kehrichtverbrennungsanlagen künftig CO<sub>2</sub> abscheiden müssen, könnte die Schlacke als lokaler Speicherort dienen. Die verschiedenen Aktivitäten und Entwicklungen zur Karbonatisierung von Schlacken haben in der Abfallverbrennungs- und Deponiebranche zu intensiven Diskussionen geführt.

Der vorliegende Bericht erläutert, was unter Karbonatisierung zu verstehen ist, und bietet einen Überblick über die vorhandene Literatur zur Karbonatisierung mineralischer Abfälle - mit besonderem Fokus auf Verbrennungsrückstände in der Schweiz im Kontext von Deponie, Klimaschutz und Kreislaufwirtschaft.

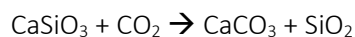
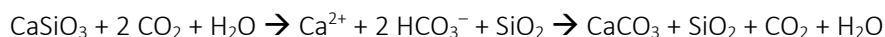
## 2 Grundlagen der Karbonatisierung

### 2.1 Natürliche Karbonatisierung

Unter dem Begriff Karbonatisierung wird grundsätzlich die chemische Reaktion von Verbindungen divalenter Metalle mit CO<sub>2</sub> verstanden (Woodall et al., 2019). Meistens handelt es sich bei den Metallen um Calcium (Ca) oder Magnesium (Mg). Als Beispiel für die Karbonatisierung sind nachfolgend zwei Reaktionen aufgeführt, bei denen Calciumoxid und Magnesiumoxid mittels CO<sub>2</sub> zu Calciumcarbonat und Magnesiumcarbonat umgesetzt werden (Sanna et al., 2014).



Beide Reaktionen sind, wie die Karbonatisierung im Allgemeinen, exotherm und laufen spontan ab. Ein Beispiel der Karbonatisierung in der Natur stellt die nachfolgende Urey-Reaktion dar, welche zuerst mit Zwischenschritt und danach als Nettoreaktion notiert ist (Kellogg et al., 2019).



Bei der Verwitterung bestimmter Gesteine wird CO<sub>2</sub> aus der Atmosphäre dauerhaft in festen Mineralen gebunden. Dieser natürliche Prozess ist ein wichtiger Teil des globalen Kohlenstoffkreislaufs und trägt wesentlich dazu bei, das Klima langfristig zu stabilisieren (Sleep & Zahnle, 2001). Rund 30 % der natürlichen CO<sub>2</sub>-Bindung entstehen auf diese Weise (Snæbjörnsdóttir et al., 2020). Die Reaktionen laufen jedoch sehr langsam ab, weshalb sie allein nicht ausreichen, um in kurzer Zeit grosse CO<sub>2</sub>-Mengen zu speichern.

### 2.2 Einflussfaktoren auf die Karbonatisierung

Karbonatisierungsprozesse werden sowohl durch das karbonatisierende Material als auch durch die gewählten Systemparameter beeinflusst. Die Effizienz und Geschwindigkeit der Karbonatisierung sind massgeblich von Parametern wie Druck, Temperatur, Partikelgrösse, Wasser-Feststoff-Verhältnis, pH und CO<sub>2</sub>-Konzentration abhängig (Fernández Bertos et al., 2004a; Van Zomeren et al., 2011; Humbert & Castro-Gomes, 2019; Ibrahim et al., 2019; Gao et al., 2023).

### 2.2.1 Chemische und mineralogische Zusammensetzung des zu karbonatisierenden Materials

Die chemische Zusammensetzung des Materials bestimmt die Bindungsfähigkeit von  $\text{CO}_2$  sowie die Reaktionsgeschwindigkeit. Minerale, welche reich an divalenten Elementen wie Ca, Mg, Fe sind, spielen hierbei die wichtigste Rolle. Je mehr dieser Metalle vorhanden sind, desto höher ist die theoretische Kapazität des Materials (d.h., desto mehr  $\text{CO}_2$  kann gebunden werden; Stokreef et al., 2022). Entscheidend für das Karbonisierungspotential ist die Bindungsform der jeweiligen Elemente. Diese kontrolliert die Reaktionsgeschwindigkeit, aber auch die Verfügbarkeit. So zeigen Oxide (z.B. Periklas  $\text{MgO}$ , Kalk  $\text{CaO}$ ) und Hydroxide (z.B. Portlandit  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , Brucit  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) gegenüber Silikatmineralen (z.B. Anorthit  $\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ , Olivin  $\text{Mg}_2\text{SiO}_4$ ) aufgrund ihrer Löslichkeit eine schnellere Verfügbarkeit (Stokreef et al., 2022).

### 2.2.2 Partikelgrösse/Oberflächeneigenschaften

Die Partikelgrösse, insbesondere jedoch die reaktive Oberfläche, bestimmt die Zugänglichkeit des  $\text{CO}_2$  an die karbonisierbaren Elemente. Kleinere Partikel bieten hierbei grössere Oberflächen für ablaufende Reaktionen. Weiter wird durch eine Korngrössenverkleinerung die Distanz, welche das  $\text{CO}_2$  durch Diffusion zur reaktiven Stelle überwinden muss, entscheidend verringert (Miao et al., 2023; Viola et al., 2024). So zeigen diverse Studien eine Erhöhung der Karbonisierungseffizienz durch eine Korngrössenreduktion (Sanna et al., 2014). Die Oberflächeneigenschaften des Materials wie beispielsweise die Porosität oder passivierte Flächen (d.h. abschirmende Zonen, welche durch Bildung von Karbonaten oder anderen Sekundärmineralen die weitere Karbonatisierung schmälern), wirken sich ebenfalls auf die Interaktionseigenschaften zwischen dem  $\text{CO}_2$  und den karbonisierbaren Elementen aus (Fernández Bertos et al., 2004; Stokreef et al., 2022; Viola et al., 2024).

### 2.2.3 Temperatur

Die Temperatur kann bei Karbonisierungsverfahren sowohl förderliche als auch nachteilige Einwirkungen zeigen und wird somit als einer der wichtigsten Parameter angesehen (Tian & Jiang, 2012; Tu et al., 2015; Bastos et al., 2024). Einerseits wird durch die Erhöhung der Temperatur die Reaktivität, und somit die Reaktionsgeschwindigkeit, erhöht, wodurch Lösungs- und Fällungsreaktionen beschleunigt werden. Andererseits beeinträchtigt eine erhöhte Temperatur die Löslichkeit von  $\text{CO}_2$  in wässrigen Systemen, wodurch die Karbonatisierung aufgrund reduzierter  $\text{CO}_2$ -Verfügbarkeit verlangsamt werden kann (Sanna et al., 2014; Stokreef et al., 2022).

### 2.2.4 Wassergehalt

Wasser agiert in vielen Karbonisierungsverfahren als Transport- und Reaktionsmedium sowohl für das  $\text{CO}_2$  als auch die gelösten divalenten Elemente (Gomes et al., 2023). Zu wenig Wasser reduziert den Transport der Ionen, wodurch der Kontakt und der Massentransport reduziert und somit die Karbonisierungsreaktion limitiert oder gestoppt wird (Rendek et al., 2006; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Baciocchi et al., 2010; Miao et al., 2023). Zu viel Wasser hingegen kann die Diffusion des  $\text{CO}_2$  in das Material beeinträchtigen (Diffusion in Wasser ca. 1'000- bis 10'000-fach langsamer als in Luft), da Kapillarporen gesättigt werden und so ein Wasserfilm entsteht, wodurch die Karbonatisierung stark beeinträchtigt wird oder gar nicht stattfindet (Fernández Bertos et al., 2004; Costa et al., 2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Baciocchi et al., 2010; Bastos et al., 2024). Zudem wird die Konzentration des  $\text{CO}_2$  und der karbonisierbaren Ionen dadurch verringert (Tu et al., 2015).

### 2.2.5 pH-Wert

Der pH spielt während der Karbonatisierung eine entscheidende Rolle. Einerseits verstärken saure Bedingungen die Lösungsprozesse, wodurch vermehrt divalente Ionen freigesetzt werden. Andererseits ist die Fällung von Karbonaten unter sauren Bedingungen stark limitiert, weshalb die  $\text{CO}_2$ -Speicherung nur bedingt voranschreitet. Alkalische Bedingungen hingegen ermöglichen zwar die Bildung und Stabilisierung von Karbonaten und somit die langfristige Speicherung des  $\text{CO}_2$ , erschweren jedoch die kontinuierliche Freisetzung der benötigten Metallionen, wodurch die Karbonatisierung mit der Zeit ins Stocken geraten kann (Sanna et al., 2014; Snæbjörnsdóttir et al., 2020; Stokreef et al., 2022). Weiter wird durch den pH die

dominante CO<sub>2</sub>-Spezies beeinflusst, wodurch die Reaktionskinetik der Karbonatbildung verändert werden kann (Stokreef et al., 2022).

### 2.2.6 CO<sub>2</sub>-Partialdruck und CO<sub>2</sub>-Konzentration

Der CO<sub>2</sub>-Partialdruck spielt während des Karbonatisierungsprozesses eine wichtige Rolle. Dabei stehen vorwiegend die Reaktionsgeschwindigkeit, aber auch die Effizienz der Karbonatisierung im Vordergrund. In wässrigen Lösungen entscheidet der Partialdruck, wie viel CO<sub>2</sub> gelöst werden kann (Henry's Gesetz). Durch erhöhte CO<sub>2</sub>-Druckbedingungen wird die Diffusion und das Eindringen des CO<sub>2</sub> in Porensysteme erhöht, wodurch die Karbonatisierung erhöht werden kann (Sanna et al., 2014; Bastos et al., 2024; Viola et al., 2024). Die CO<sub>2</sub>-Konzentration hat ebenfalls grossen Einfluss auf die Reaktivität des Karbonatisierungsprozesses. Höhere CO<sub>2</sub>-Konzentrationen ermöglichen eine verstärkte Diffusion, wodurch generell die Karbonatisierungsrate erhöht wird (Gomes et al., 2023; Bastos et al., 2024). Zu hohe Konzentrationen können jedoch zu schnell wachsenden Karbonatfällungen führen, welche Fliess- oder Porensysteme blockieren können, wodurch die Diffusion limitiert wird (Sun et al., 2008; Bastos et al., 2024).

### 2.2.7 Interaktionszeit

Die Dauer der Interaktion zwischen dem karbonatisierbaren Feststoff und dem CO<sub>2</sub> hat grossen Einfluss auf den Karbonatisierungsgrad. Untersuchungen an recycelten Betonmaterialien zeigt während der initialen Interaktion hohe Karbonatisierungsraten, welche sich mit zunehmender Zeit zunehmend verlangsamt, bis eine Art stabiler Zustand vorliegt. Als Grund für diese Beobachtungen werden abnehmende Porosität und somit die limitierte Durchströmung des CO<sub>2</sub> beschrieben (Pu et al., 2021). Weiter kommen auch passivierte Flächen infrage, welche die weitere Lösung der divalenten Metalle verhindern und somit den Karbonatisierungsprozess reduzieren. Es gilt jedoch zu berücksichtigen, dass die erläuterten Prozesseigenschaften (d.h. Mineralogie/Chemie, pH, Temperatur, CO<sub>2</sub>-Druck und -Konzentration) sowie die Kontrolle der Kinetik grossen Einfluss auf die Interaktionsdauer ausüben.

## 3 Methoden der forcierten Karbonatisierung

Die forcierte Karbonatisierung kann auf viele verschiedene Arten erfolgen. Bei allen Prozessen wird CO<sub>2</sub> in stabile Karbonate umgewandelt. Dabei wird meist unterschieden, ob die Speicherung des CO<sub>2</sub> direkt «vor Ort» des zu karbonatisierenden Materials vollzogen wird (In-situ) oder ob das Material für die Karbonatisierung «abseits des Ursprungsorts» in einem industriellen Umfeld durchgeführt wird (Ex-situ). So umfasst In-situ Karbonatisierung primär die Speicherung von CO<sub>2</sub> im Untergrund, während Ex-situ Karbonatisierungsverfahren meist auf Abfallströme angewendet werden (Power et al., 2013; Wilson et al., 2014; Snæbjörnsdóttir et al., 2020; Campbell et al., 2022).

### 3.1 In-situ Karbonatisierung

In-situ Karbonatisierung beschreibt die Injektion von CO<sub>2</sub> oder CO<sub>2</sub>-haltiger Lösungen unter erhöhten Druck- und Temperatur-Bedingungen in zur Karbonatisierung geeignete, geologische Formationen. Dabei stehen mafische (z.B. Basalte) und ultramafische (z.B. Peridotite) Gesteine im Vordergrund. Diese Gesteine müssen eine hohe Porosität und Permeabilität aufweisen und reich an divalenten Metallen wie Ca, Mg und Fe sein, welche beim Kontakt mit CO<sub>2</sub> zu Karbonatmineralien reagieren können. Das CO<sub>2</sub> wird dabei meist in gelöster Form injiziert, was die Mobilität erhöht. Die wässrige Lösung weist hierbei einen pH-Wert zwischen 3-5 auf, was die Löslichkeit der Matrixminerale erhöht und somit die Freisetzung und Verfügbarkeit, der für die Karbonatisierung wichtigen Elemente, verbessert. Durch das Auflösen der Lithologie wird der pH stetig erhöht, wodurch die Fällung von Karbonaten ermöglicht wird. Abhängig der vorherrschenden Temperatur-, Druck- und Redoxbedingungen stellen Kalzit (CaCO<sub>3</sub>), Magnesit (MgCO<sub>3</sub>), Dolomit (CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) und Siderit (FeCO<sub>3</sub>) oder hydratisierte Karbonatphasen (z.B. Hydromagnesit (Mg<sub>5</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>(OH)<sub>2</sub> · 4 H<sub>2</sub>O), Dypingit (Mg<sub>5</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub>(OH)<sub>2</sub> · 5 H<sub>2</sub>O), Nesquehonit (MgCO<sub>3</sub> · 3 H<sub>2</sub>O)) die dominanten Karbonatminerale dar (Wilson et al., 2014; Aminu et al., 2017; Snæbjörnsdóttir et al., 2020). Durch die Karbonatausfällung kann der Porenraum und die Permeabilität reduziert werden, was die Mobilität des (gelösten) CO<sub>2</sub>

beeinträchtigen kann. Andererseits können durch die Volumenvergrößerung durch Sekundärphasen Spannungen entstehen, welche zu Rissen oder Erweiterung bestehender Kluftsysteme führen können (Wilson et al., 2014; Aminu et al., 2017; Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

In der Schweiz sind potenzielle Speicherlithologien vorhanden. Diese bestehen im Wesentlichen aus Peridotit, Amphibolit und Serpentin und sind in den Alpen und den südlich angrenzenden Gebieten zu finden. Jedoch wird das Potential für eine mögliche Nutzung der Körper als In-situ-Speichersysteme als gering eingeschätzt (Diamond et al., 2010; Leu & Siddiqi, 2013). Dies einerseits aufgrund der geringen Volumina, andererseits auch durch die geologische Überprägung der Gesteine. Durch die alpine Gebirgsbildung haben die Gesteine einen wesentlichen Teil ihrer Permeabilität und ihrer Porenräume eingebüsst, wodurch die Mobilität des CO<sub>2</sub> stark eingeschränkt ist. Das CO<sub>2</sub>-Bindevermögen dieser Lithologien wird auf 200-500 kg CO<sub>2</sub> pro Tonne Gestein geschätzt (BAFU, 2023a). Äussere Faktoren wie Zugänglichkeit, Distanzen zu CO<sub>2</sub>-Quellen und der hohe Energiebedarf sprechen aktuell gegen eine In-situ-Karbonatisierung in der Schweiz (BAFU, 2023a). Zudem ist die Karbonatisierung ultramafischer Gesteine mit gewissen Umweltbedenken verbunden, da durch die Lösung der Minerale auch Schwermetalle (z.B. Nickel) mobilisiert werden könnten (Wilson et al., 2014; Aminu et al., 2017; Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

Im Ausland laufen seit einigen Jahren diverse Projekte zur In-situ Karbonatisierung (Tabelle 1). Das erfolgreichste Projekt stellt dabei das Projekt CarbFix in Island dar. Dabei wird CO<sub>2</sub> mithilfe von Wasser in ein poröses, nicht-metamorphes Basaltreservoir in einer Tiefe von 400-800 m gepumpt und mineralisiert (Snæbjörnsdóttir et al., 2020). Während des Pilotversuchs karbonatisierte 95 % des injizierten CO<sub>2</sub> innert zwei Jahren und wurde so erfolgreich im Untergrund gespeichert (Matter et al., 2016).

Ein ähnliches Projekt wurde 2011 in Wallula, Washington State (USA) lanciert (McGrail et al., 2011). 2013 wurde an diesem Standort 1000 Tonnen superkritisches CO<sub>2</sub> in basaltische Sequenzen in 800-900 m Tiefe injiziert. Untersuchungen zeigten, dass das CO<sub>2</sub> bereits innerhalb weniger Jahre in Karbonaten gebunden und so langfristig gespeichert werden konnte (White et al., 2020). Zudem demonstrierte das angewandte Verfahren auch die In-situ-Karbonatisierung unter trockenen Bedingungen (d.h. ohne Einsatz von wässrigen Lösungen) und dient als Referenz für weitere, grösser skalierte Projekte (Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

Weitere Pilotprojekte wurden im Oman im Samail-Ophiolit durchgeführt. Die Grundlagen hierfür wurden bereits in den späten 2000ern präsentiert (Kelemen & Matter, 2008). Die hohe Reaktivität und das grosse CO<sub>2</sub>-Bindevermögen des Olivin- und Serpentin-reichen Gesteins macht den Samail-Ophiolit-Körper zu einem vielversprechenden CO<sub>2</sub>-Speicher (Mervine et al., 2014; Sanna et al., 2014). Im Rahmen eines Pilotprojekts wurde reines CO<sub>2</sub> in das Peridotgestein injiziert, wovon 88 % innerhalb von 45 Tagen in stabilen Karbonaten gebunden wurde (Matter et al., 2025). Derzeit laufen weitere Untersuchungen, um industrielle Anwendungen umzusetzen.

*Tabelle 1: Größenordnungen und abgeschätzte CO<sub>2</sub>-Bindevermögen ausgewählter geologischer Formationen, welche für die In-situ-Karbonatisierung von Interesse sind oder in welchen derzeit Pilotprojekte durchgeführt werden.*

Geologische Speicher	Dimensionen	CO <sub>2</sub> -Bindevermögen	Referenz
	Mio. t	Mio. t CO <sub>2</sub>	
Metamorphe Gesteine (Schweiz)	726 km <sup>2</sup> <sup>1)</sup>	-	BAFU, 2023a
CarbFix Projekt (Island)	8'100	1'200	Aradóttir et al., 2009
Wallulla (USA)	671'000'000	30'200	McGrail et al., 2011
Chalk Projekt (Oman)	69'300'000	43'700'000	Kelemen&Matter, 2008; Sanna et al., 2014

<sup>1)</sup> Aufgeschlossene Fläche, bestimmt anhand geologischer Karten

## 3.2 Ex-situ Karbonatisierung

Im Vergleich zur In-situ Karbonatisierung sind Ex-situ Anwendungen weniger ortsgebunden. Dabei werden hauptsächlich mineralische Abfälle unter tiefen Temperatur- und Druckbedingungen entweder mit atmosphärischem CO<sub>2</sub> oder mit reinem CO<sub>2</sub> zur Reaktion gebracht (Olajire, 2013; Wilson et al., 2014; Snæbjörnsdóttir et al., 2020). Im Falle der Ex-situ Karbonatisierung ist eine direkte oder indirekte Karbonatisierung möglich. Die direkte Karbonatisierung beschreibt den Kontakt des zu karbonatisierenden Feststoffs mit dem gasförmigen CO<sub>2</sub>. Die Feststoff-Gas-Reaktionen führen zu einer Karbonatisierung des Materials, wobei teilweise lange Zeitspannen benötigt werden. Alternativ kann mit einer CO<sub>2</sub>-haltigen, wässrigen Lösung gearbeitet werden, wobei die Zugabe des Wassers die Mehrphasenreaktionen beschleunigt und so schneller Karbonate ausgefällt werden. Hierbei löst sich das CO<sub>2</sub> im Wasser und bildet zunächst Kohlensäure (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>), welche zu Bikarbonat (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) und Wasserstoff (H<sup>+</sup>) dissoziiert. Dies ermöglicht und verstärkt die Lösung und Auslaugung des Feststoffs und setzt die Metall-Ionen (Ca und Mg) für die Karbonatisierung frei, welche nun mit dem Bikarbonat reagieren und Karbonate bilden (Stokreef et al., 2022; Hanifa et al., 2023). Die indirekte Karbonatisierung wird in einem zweistufigen Prozess durchgeführt. In einem ersten Schritt werden die Metalle (Ca und Mg) unter sauren Bedingungen aus den Materialien ausgelaugt und gelöst. In einem zweiten Schritt erfolgt die Karbonatisierung unter alkalischen Bedingungen. Dieser Ansatz ermöglicht zwar eine höhere Ausschöpfung der Karbonatisierung sowie eine bessere Kontrolle der Reaktionsbedingungen, welche dessen Anwendung für spezifische industrielle Abfallströme ermöglicht, ist jedoch aufgrund des Einsatzes von Chemikalien und den damit verbundenen höheren Kosten in ihrer praktischen Anwendung eingeschränkt (Ibrahim et al., 2019; Stokreef et al., 2022; Gao et al., 2023; Hanifa et al., 2023).

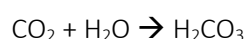
Forschungsarbeiten zur Ex-situ-Karbonatisierung haben in mehreren Ländern zur Entwicklung und Errichtung von Anlagen zur forcierten Karbonatisierung von mineralischen Abfällen geführt (z.B. Carbon8; Gunning et al., 2009; Gunning & Hills, 2014; Hills et al., 2020; Hills et al., 2021; I: COSMOS-Rice Technologie (COLlodial silica Medium to Obtain Safe inert); Bontempi et al., 2010, Brück et al., 2020). In der Schweiz ist v.a. die Firma Neustark als Anbieter für Lösungen zur dauerhaften Speicherung von CO<sub>2</sub> in mineralischen Abfällen aktiv. Zurzeit sind 40 Abscheidungs- und Speicheranlagen europaweit von der Firma Neustark in Betrieb (Neustark, 2025).

## 4 Karbonatisierung am Bauwerk Schweiz

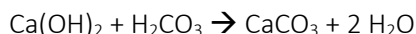
Im Bauwesen, insbesondere bei den Baustoffen Zement und Beton, spielt die Karbonatisierung eine wichtige Rolle. Um die CO<sub>2</sub>-Bilanz von Bauwerken zu verbessern, wird die Karbonatisierung von Recyclingmaterialien immer wichtiger. In der Schweiz fallen jährlich ca. 75 Mio. Tonnen Abfälle aus dem Bauwesen an. Dies umfasst ca. 58 Mio. Tonnen sauberer und kontaminierter Aushub und ca. 17 Mio. Tonnen mineralische Rückbaumaterialien (BAFU, 2023b). Der Begriff Rückbaumaterialien umfasst die Kategorien Ausbauphosphat, Strassenaufbruch, Beton- und Mischabbruch sowie Ziegelbruch und weitere mineralische Bauabfälle wie Gips, Keramik oder Glas. Betonabbruch stellt aufgrund des hohen Anteils an Ca-reichen Phasen ein geeignetes Material für die Speicherung von CO<sub>2</sub> dar (Li & Wu, 2022; Bergmans et al., 2024; Wolffers & Bosoppi, 2024).

### 4.1 Karbonatisierungsprozesse am Bauwerk

Nebst natürlichen Prozessen findet Karbonatisierung auch Bauprodukten aus Zement und Beton statt. Bei Betonbauten startet der Karbonatisierungsprozess an der Oberfläche und schreitet nach innen fort, wobei sich die Karbonatisierungsfront abhängig von der Beschaffenheit des Betons und der Umgebungsbedingungen unterschiedlich schnell verschiebt (Winnefeld et al., 2022). Dabei löst sich in einem ersten Schritt atmosphärisches CO<sub>2</sub> im Feuchtfilm auf der Betonoberfläche, wobei Kohlensäure (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) gebildet wird (Stark & Wicht, 2013).



Die gebildete Kohlensäure reagiert anschliessend mit dem im Beton enthaltenen Calciumhydroxid ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) zu Calciumcarbonat und Wasser (Stark & Wicht, 2013).



Wie bei der Karbonatisierung, die während der natürlichen Verwitterung silikatischen Gesteins abläuft, wird auch hier der Atmosphäre  $\text{CO}_2$  entzogen. Weiter führt die Reaktion zu einer Senkung des pH-Werts. Diese Eigenschaft ist für Konstruktionsbeton (Stahlbeton) unerwünscht, da das alkalische Milieu, welches den Bewehrungsstahl vor Korrosion schützt, verloren geht.

## 4.2 Karbonatisierung von Betonabbruch

Die Karbonatisierung von Betonabbruch wird in der Schweiz im industriellen Massstab durchgeführt (Tiefenthaler et al., 2021; Izoret et al., 2023). Jährlich fallen in der Schweiz ca. 5 Mio. Tonnen Betonabbruch an (Hiltbrunner, 2017), wobei die Recyclingquote ca. 85% beträgt (Matasci et al., 2019). Betonabbruch wird zu Betongranulat aufbereitet und gebunden als RC-Gesteinskörnung oder in ungebundener Form im Strassenbau verwertet. Das  $\text{CO}_2$ -Bindevmögen von Betonabbruch variiert aufgrund des unterschiedlichen Zementgehalts und den physikalischen Eigenschaften (z.B. Porosität, Partikelgrösse). Durchschnittlich können mit industriellen Verfahren 10 kg  $\text{CO}_2$  pro Tonne Betonabbruch gespeichert werden (Neustark, 2025).

Nebst der Speicherung von  $\text{CO}_2$  werden durch die Karbonatisierung auch die mechanischen Eigenschaften wie beispielsweise die Druckfestigkeit oder die Oberflächenmorphologie (verringerte Porosität) des Betonabbruchs verbessert und eine Reduktion der Wasseraufnahme erreicht (Winnefeld et al., 2022; Hanifa et al., 2023; Leemann et al., 2023). Trotz dieser Fortschritte ist die Karbonatisierung von Betonabbruch mit Herausforderungen verbunden. So kann z.B. die Mobilisierung von Sulfat durch die Karbonatisierung von Ettringit die Korrosion der Armierung fördern oder durch eine Veränderung de Ca/Si-Verhältnis potenziell die mikrostrukturelle Stabilität des karbonatisierten Materials beeinträchtigt (Li & Wu, 2022; Winnefeld et al., 2022; Bergmans et al., 2024).

*Tabelle 2: Jährliche Menge und geschätztes  $\text{CO}_2$ -Bindevmögen von rezykliertem Betonabbruch in der Schweiz.*

Materialstrom	Massenstrom Tonnen / Jahr	$\text{CO}_2$ -Bindevmögen Tonnen $\text{CO}_2$ / Jahr
Rezyklierter Betonabbruch	4'250'000	42'500 <sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> Basierend auf nationalen Werten (Neustark, 2025)

## 5 Karbonatisierung von Verbrennungsrückständen

Aus Verbrennungsprozessen resultieren in der Schweiz derzeit knapp 1 Mio. Tonnen Verbrennungsrückstände pro Jahr. Diese setzen sich zusammen aus ca. 825'000 t KVA-Rückstände (KVA-Schlacke und KVA-Filterasche) aus der thermischen Verwertung von Siedlungsabfällen, ca. 80'000 Tonnen Holzaschen aus Holzfeuerungen und rund 40'000 Tonnen Klärschlammasche aus Monoverbrennungsanlagen.

### 5.1 Karbonatisierung von KVA-Schlacke

Jährlich fallen in der Schweiz ca. 750'000 Tonnen KVA-Schlacke aus 29 Kehrrechtverwertungsanlagen (KVA) an. Die KVA-Schlacke besteht mineralogisch überwiegend aus Silikaten, Oxiden, Salzen und Metallen. Chemisch betrachtet nehmen die Elemente Calcium, Aluminium, Eisen, Silicium und Magnesium bedeutende Anteile ein. Die Schlacke enthält zahlreiche stark reaktive Komponenten, die unter Umweltbedingungen metastabil sind (Eighmy et al., 1994; Meima & Comans, 1997; Chimenos et al., 2000; Speiser et al., 2001; Eggimann, 2008; Bayuseno & Schmahl, 2010; Saffarzadeh et al., 2011; Alam et al., 2019; Ingold et al., 2024). Zu den ablaufenden Reaktionen zählen die Oxidation metallischer Bestandteile, die Hydratation von

Metalloxiden sowie die Karbonatisierung infolge der Aufnahme von  $\text{CO}_2$  (Chimenos et al., 2000). Das Ausmass dieser Reaktionen hängt von der Art des Austrags der Schlacke aus dem Ofen ab. Dabei wird die Schlacke entweder mit Wasser abgeschreckt (Nassaustrag) oder in trockenem Zustand ausgetragen (Trockenausstrag).

### 5.1.1 Karbonatisierung von KVA-Schlacke während der Lagerung und Aufbereitung

Der erhöhte Gehalt an stark reaktiven Bestandteilen wie freier Kalk ( $\text{CaO}$ ) und Portlandit ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), stellen ideale Bedingungen für die Karbonatisierung von KVA-Schlacken dar. Bei der Lagerung und der Aufbereitung von KVA-Schlacken spielt die Karbonatisierung deshalb als Teil der kontrollierten Alterung bereits seit vielen Jahren eine wichtige Rolle (Marzi et al., 1998, Koralewska, 1999). Für KVA-Schlacken ist eine Metallrückgewinnungspflicht vor der Ablagerung auf Typ D-Deponien in der Schweiz vorgeschrieben (Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen, VVEA Anhang 5 Ziffer 3.4, Schweizer Eidgenossenschaft, 2023) Nass ausgetragene KVA-Schlacke wird vor der Aufbereitung meist während einigen Wochen auf mehreren Metern hohen Haufen gealtert. Dabei initiiert der Kontakt mit Wasser und atmosphärischem  $\text{CO}_2$  an der Oberfläche des Haufens die natürliche Verwitterung der Schlacke und führt zu Lösungs- und Fällungsreaktionen, welche über längere Zeiträume in der Bildung von Karbonaten endet (Johnson et al., 1996; Meima & Comans, 1997; Chimenos et al., 2000; Cornelis et al., 2008; Saffarzadeh et al., 2011; Ingold et al., 2025). Das Wasser stellt bei der natürlichen Karbonatisierung ein wichtiger Faktor dar, da dieses sowohl für den Transport des  $\text{CO}_2$  als auch für die Lösung der Ionen (Ca, Mg) essenziell ist. Es konnte gezeigt werden, dass die Karbonatisierung unter natürlichen Alterungsbedingungen auf eine wenige Zentimeter starke Schicht an der Oberfläche der Haufen beschränkt bleibt (Marzi et al., 2004). Grund dafür ist die Abtrocknung der Oberfläche mit zunehmender Zeit aufgrund der Evaporation und der Konsumation des Wassers durch chemische Reaktionen (z.B. Hydratbildung), wodurch das durch die Atmosphäre gelieferte  $\text{CO}_2$  nicht in tieferliegende Zonen transportiert werden kann. Diffusiver Transport kann aufgrund der tiefen Geschwindigkeit (signifikant langsamer als in gelöster Form) vernachlässigt werden (Fernández Bertos et al., 2004b; Costa et al., 2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Baciocchi et al., 2010; Bastos et al., 2024). Durch die mechanische Aufbereitung der Schlacke zur Metallrückgewinnung werden durch das Abreiben der passivierten (d.h. bereits alterierte oder karbonatisierte) Flächen neue reaktive Oberflächen gebildet, welche bei einer anschliessenden Zwischenlagerung vor der Deponierung mit Regenwasser und dem in der Atmosphäre enthaltenen  $\text{CO}_2$  weiter interagieren können. Asal et al. (2019) konnten aufzeigen, dass eine Zugabe geringer Mengen organischen Materials (Biosolide) zur KVA-Schlacke die Karbonatisierung in eingebautem Zustand beschleunigen kann.

Der Kontakt zum Wasser erfolgt bei der Trockenschlacke erst nach der Aufbereitung beim Transport zur Reduktion der Staubemissionen und nach dem Abladen auf der Deponie. Anhand frischer Trockenschlacke können deshalb ablaufende Alterationsreaktionen, welche mit der Bildung und Auflösung von Karbonaten beim Kontakt der Schlacke mit Wasser und  $\text{CO}_2$  im Zusammenhang stehen, gut beschrieben werden (Abbildung 1, rote Kurve). Die Bildung von Portlandit ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) aus freiem Kalk ( $\text{CaO}$ ) stellt eine der dominantesten Reaktionen beim initialen Wasserkontakt der Schlacke dar (Portlanditpuffersystem, roter Bereich in Abbildung 1) wobei der pH während der Portlandit-Präsenz auf Werte  $>12$  gepuffert wird. Als weitere Reaktionen werden die Mineralphasen Ettringit ( $\text{Ca}_6\text{Al}_2[(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_3]\cdot 26 \text{ H}_2\text{O}$ ), Calcium-Silikat-Hydrate (CSH) und Karbonate wie Kalzit ( $\text{CaCO}_3$ ) und Vaterit ( $\text{CaCO}_3$ ; metastabile Phase, typischerweise bei tiefen Temperaturen gebildet) in der KVA-Schlacke gebildet. Die anhaltende Alteration der Schlacke, ausgelöst durch das Regenwasser (pH 5.6; Liljestrand, 1968; Clark & Thompson, 1989) und das darin gelöste  $\text{CO}_2$  führt zum kontinuierlichen Abfallen des pH-Werts (pH  $< 12$ ), wodurch die gebildeten CSH-Phasen und der Ettringit zunächst puffernd wirken (Ettringitpuffersystem, grüner Bereich in Abbildung 1). Mit zunehmender Zeit werden die Mineralphasen jedoch instabil (pH  $< 10$ ) und bilden schlussendlich ebenfalls Karbonate. Die Lösung der CSH-Phasen erfolgt dabei meist über selektive Lösungseffekte (d.h. Ca-Ionen werden aus der Struktur gelöst, wodurch sich das Ca/Si-Verhältnis als Funktion der Reaktionszeit und des pH-Werts verändert; Sugiyama & Fujita, 2006). Diese Reaktionen stellen hierbei die primären Karbonatisierungsreaktionen in der KVA-Schlacke dar (Ingold et al., 2025). Aber auch andere in der Schlacke enthaltene Phasen wie z.B. Ca-Silikate (Wollastonit, Olivin, Pyroxene) oder Ca-Sulfate wie Gips stehen als Reaktionspartner für

die Alteration zur Verfügung, sind aber aufgrund ihrer kinetisch limitierten Reaktionen und der tieferen Anteile in der Schlacke weniger dominant als jene der primären Reaktionen (Fernández Bertos et al., 2004b; Costa et al., 2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Baciocchi et al., 2010; Bastos et al., 2024). Weiterführende Verwitterung durch das Einbringen von Regenwasser führt schliesslich zur Auflösung der Karbonate, welche eine Pufferung des Systems verursachen (Karbonatpuffersystem, blauer Bereich in Abbildung 1).

Wird die Karbonatisierung von trocken ausgetragener KVA-Schlacke durch Befeuchtung und CO<sub>2</sub>-Begasung forciert, zeigt sich eine Umwandlung des freien Kalks und des Portlandits zu Ettringit, CSH-Phasen und Karbonaten (Abbildung 1, grüne Kurve). Das Fehlen des Portlandits in der karbonatisierten Trockenschlacke verunmöglicht die Pufferung bei hohen pH-Werten (pH >12). Der Ettringit- sowie der Karbonatpuffer sind dafür signifikant stärker ausgeprägt. Der Pufferverlauf von nass ausgetragener KVA-Schlacke unterscheidet sich stark von der karbonatisierten Trockenschlacke. Durch den Nassaustrag wird ein signifikanter Anteil der gut löslichen und einfach karbonatisierbaren Minerale (freier Kalk, Portlandit) von der Schlacke gewegewaschen. Dies führt zu tieferen pH-Startbedingungen (Abbildung 1, blaue Kurve) und insgesamt zu einem signifikant kleineren Karbonatpuffersystem als karbonatisierte Trockenschlacke (Abbildung 1, grüne Kurve).

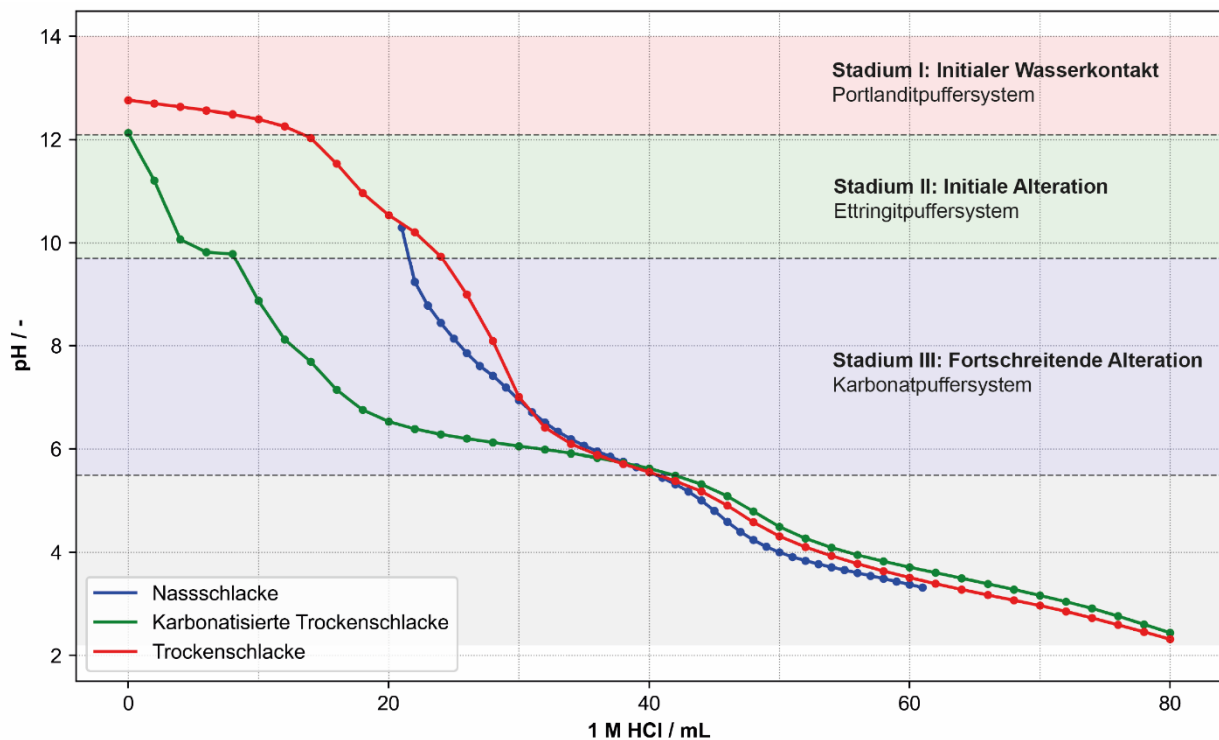


Abbildung 1: Titrationskurven von trocken (rot) und nass (blau) ausgetragener Schlacke sowie karbonatisierter Trockenschlacke (grün). Weiter werden die unterschiedlichen Alterationsstadien dargestellt. Adaptiert nach Ingold et al. (2025).

### 5.1.2 Karbonatisierung der KVA-Schlacke nach der Deponierung

Die Ablagerung der KVA-Schlacke ist mit der Bildung präferenzialer Fließwege verbunden. Dieses Phänomen tritt primär bei Starkniederschlagsereignissen auf. So versickert das anfallende Regenwasser zunächst zwar homogen in den Deponiekörper, wird jedoch bereits in geringer Tiefe (ca. 10 cm) kanalisiert, wodurch sich ein stark heterogenes Fließsystem bildet (Johnson et al., 1998; Ingold, 2024; Ingold et al., 2024). Dies hat zur Folge, dass nur ein geringer Anteil der abgelagerten Schlacke kontinuierlich mit frischem Wasser und somit auch mit CO<sub>2</sub> in Kontakt kommt. Entsprechend ist die Karbonatisierung nach dem Einbau in die Deponie stark reduziert und beschränkt sich dabei primär auf die oberflächennahen Zonen. Des Weiteren interagiert eindringendes Regenwasser mit dem umliegenden Material, wodurch die CO<sub>2</sub>-Konzentration im Wasser mit zunehmender Eindringtiefe stetig abnehmen dürfte, was eine Karbonatisierung in tieferen Schichten weiter limitiert. Bohrungen bis 30 m in diverse Schlackenkompartimente haben gezeigt, dass sich KVA-Schlacke, welche vor vielen Jahren abgelagert wurde sowohl mineralogisch als auch chemisch kaum von der frisch abgelagerten Schlacke unterscheidet (Ingold, 2024; Blanc, 2025). In Zonen, wo sich aufgrund des Wasserkontakts der Schlacke Umwandlungsreaktionen und Verhärtungen durch Mineralneubildungen (z.B. CSH und Ettringit) beobachten liessen, konnten keine signifikant erhöhten Karbonat-Gehalte nachgewiesen werden. Titrationsversuche an abgelagerter Schlacke zeigten keine variierenden Puffersystematiken, was auch die Bildung von amorphen Karbonaten in grösseren Tiefen ausschliesst (Blanc, 2025).

### 5.1.3 Eluatverhalten von karbonatisierter KVA-Schlacke

Die Karbonatisierung des freien Kalks, Portlandit, Ettringit und der CSH-Phasen in der KVA-Schlacke führen zu einer Verstärkung des Karbonatpuffers (Abbildung 1, grüne Kurve). Dies führt zu einer Reduktion des pH, wodurch die Löslichkeit gewisser Schwermetalle stark reduziert wird. Kationen (z.B. Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Co<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>) weisen ein Löslichkeitsminimum zwischen pH 8 und 10 auf (Costa et al., 2007; Lin et al., 2015; Assi et al., 2019; G. P. Sorrentino et al., 2023; Ingold et al., 2025), welches durch die Karbonatisierung der Schlacke erreicht werden kann (Abbildung 2). Weiter werden potenziell gewisse schwermetallhaltige Mineralphasen stabilisiert (z.B. Zink- und Bleikarbonate, Zink-Silikate wie Willemit; Hyks et al., 2009; Tiberg et al., 2021; Ingold et al., 2025). Dies kann dazu führen, dass Schwermetalle aus dem Sickerwasser entzogen werden und in Mineralphasen eingebunden und somit immobilisiert werden (Fernández Bertos et al., 2004b; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2010; Chang et al., 2015; Ingold et al., 2025).

Das Auflösen vorhandener Mineralphasen während der fortschreitenden Alteration der KVA-Schlacke kann jedoch auch zur Mobilisierung von Metallen führen. Oxyanionisch gebundene Elemente (z.B. Chrom, Molybdän, Arsen, Antimon) verlieren durch die Karbonatisierung ihre immobilisierenden Mineralphasen und werden so in die liquide Phase übertragen, da die Oxyanionen mit den neu gebildeten Karbonaten inkompatibel sind (Abbildung 2). So verbleiben diese in der Lösung und verursachen dadurch erhöhte Emissionswerte (Alba et al., 2001; Freyer & Voigt, 2003; Weigand & Marb, 2004; Van Gerven et al., 2005; Costa et al., 2007; Cornelis et al., 2008; G. P. Sorrentino et al., 2023; Ingold et al., 2025). Solche Effekte sind insbesondere bei der Trockenschlacke zu erwarten, welche noch die volle Reaktivität aufweist. Der initiale Kontakt mit Wasser der Nassschlacke während der Entschlackung bei der KVA führt dazu, dass signifikante Anteile der Oxyanionen bereits im Nassentschlacker mobilisiert werden. Andere Rückhalteeffekte (z.B. Sorption, Komplexbildungen) sind durch den pH-Wert kontrolliert und zeigen aufgrund der vorliegenden Bedingungen im Karbonatstabilitätsfeld (pH > 7) kaum Effekte auf die Oxyanionen. Schwermetall-Kationen hingegen könnten aufgrund der leicht alkalischen pH-Bedingungen an Eisen- und Aluminium-(Hydro-)Oxiden adsorbieren und so zusätzlich immobilisiert werden (Freyer & Voigt, 2003; Cornelis et al., 2008).

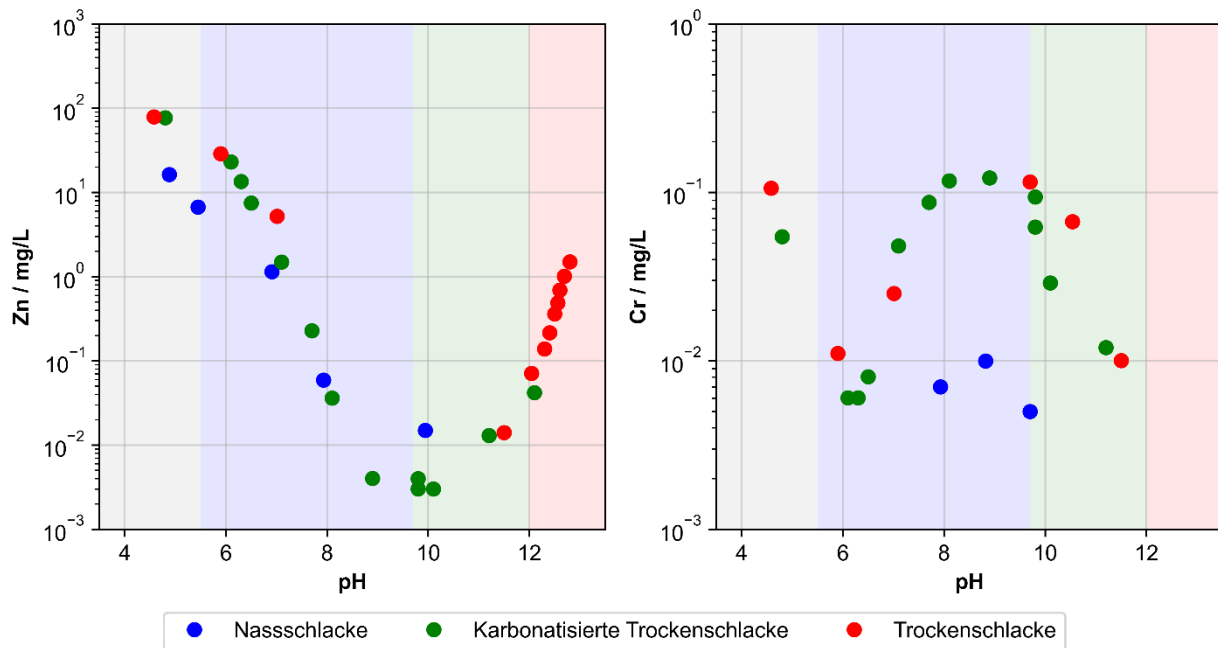


Abbildung 2: Zink- und Chrom-Konzentrationen von pH-Stat-Versuchen von trocken (rot) und nass (blau) ausgetragener Schlacke sowie karbonatisierter Trockenschlacke (grün) als Funktion des pH. Die Hintergrundfarben stellen hierbei die verschiedenen Alterationsstadien mit den jeweiligen Puffersystemen dar. Adaptiert nach Ingold et al. (2025).

#### 5.1.4 Forcierte Karbonatisierung von KVA-Schlacke

Im Zuge der Klimaschutzbestrebungen sind in letzter Zeit im Bereich der Abfallwirtschaft die KVA-Schlacken als CO<sub>2</sub>-Speicher in den Fokus gerückt. KVA's müssen zukünftig eine CO<sub>2</sub>-Abscheidung durchführen, wobei die Schlacke als lokaler Speicherort dienen könnte. Durch den zusätzlichen Behandlungsschritt der Schlacke vor der Deponierung könnten die karbonatbildenden Alterungsprozesse forciert und auf die gesamte Schlacke (nicht nur die Oberfläche) ausgedehnt werden. Die Geschwindigkeit der Karbonatisierung soll dabei gegenüber der üblichen Praxis der mehrmonatigen Lagerung deutlich erhöht werden.

Im Zusammenhang mit einer verringerten Schwermetallfreisetzung wurden im nahen Ausland in den letzten zwanzig Jahren diverse grosstechnische Versuche zur künstlichen Alterung von Schlacke im Nassentschlacker sowie auf Deponien durchgeführt (Koralewska, 1999; Faulstich et al., 2000; Gohlke, 2001; Marzi et al., 2004; Fernández Bertos et al., 2004a; Brück et al., 2020). In jüngerer Zeit wird auch in der Schweiz zunehmend versucht, mittels aufwändiger technischer Installationen und verifiziertem Monitoring die Karbonatisierung von KVA-Schlacken in Anlagen und auf Deponien gezielt zu fördern, um diese als CO<sub>2</sub>-Senke zu nutzen. Dafür steht die Nutzung von reinem CO<sub>2</sub>, welches aus dem Rauchgas abgeschieden wird, im Vordergrund, da durch die erhöhte CO<sub>2</sub>-Konzentration die Interaktionszeit deutlich verkürzt werden kann. Die Nutzung von reinem CO<sub>2</sub> ist jedoch mit kostenintensiven und, abhängig von den vorliegenden Bedingungen, auf technischer und logistischer Seite mit grossen Aufwänden verbunden (z.B. Abscheidung von reinem CO<sub>2</sub> aus dem Rauchgas, Transport und sichere Lagerung von reinem CO<sub>2</sub> oder anderen Chemikalien zum Karbonatisierungsstandort). So sind auch andere Techniken, beispielweise die direkte Karbonatisierung mittels Rauchgases der KVA (12 % CO<sub>2</sub>) oder forcierte Karbonatisierung an der Luft (0.04 % CO<sub>2</sub>) interessant, da diese ein CO<sub>2</sub>-Senkeleistung ohne signifikante ressourcen- und kostenintensive Investitionen ermöglichen.

Analog zur natürlichen Alteration der Schlacke stellen der freie Kalk und der Portlandit die primären Edukte der Karbonatisierungsreaktion dar. Dabei werden diese in Kalzit und Vaterit umgewandelt (Costa et al.,

2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2010; Assi et al., 2019; Sorrentino et al., 2023), dessen Bildung im Gegensatz zur natürlichen Alteration aufgrund der erhöhten CO<sub>2</sub>-Konzentration bevorzugt gebildet werden. Diese Umwandlungen stellen die initialen und einfach umsetzbaren Reaktionen dar, welche bei forcierten Karbonatisierungsprozessen einfach umsetzbar sind. Die durch natürliche Alteration gebildeten Anteile an Ettringit und CSH-Phasen sind schwerer karbonatisierbar und benötigen somit längere Reaktionszeiten, was ihre Attraktivität im Kontext von technischen Anwendungen schmälert. Andere Silikate (z.B. Olivin, Pyroxene, Wollastonit) und Gips stehen am Ende des Prozesses und können karbonatisiert werden, sind jedoch aufgrund der kinetischen Limitationen und des geringen Anteils in der Schlacke wirtschaftlich und ökologisch von geringem Interesse.

### 5.1.5 CO<sub>2</sub>-Bindevermögen von KVA-Schlacke

Wissenschaftliche Studien zeigen, dass Schlacke aus der thermischen Verwertung von Abfällen ein CO<sub>2</sub>-Bindevermögen zwischen 25 und 100 kg CO<sub>2</sub> pro Tonne aufweisen kann (Fernández Bertos et al., 2004a; Van Gerven et al., 2005; Rendek et al., 2006; Costa et al., 2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Baciocchi et al., 2010; Tian & Jiang, 2012; Chang et al., 2015; Liu et al., 2018; Assi et al., 2019; Sorrentino et al., 2023a; Sorrentino, R. et al., 2023b; Lu et al., 2025). Die unterschiedlichen Werte sind nebst den variablen chemischen (z.B. Verfügbarkeit der karbonatisierbaren Phasen) und physikalischen (z.B. Korngrösse) Eigenschaften der Schlacken auch durch unterschiedliche Aufbereitungsverfahren (z.B. Nass-/Trockenausstrag) und Karbonatisierungsverfahren (z.B. direkte/indirekte Karbonatisierung, CO<sub>2</sub>-Druck/-Konzentration, Temperatur) zu erklären.

Untersuchungen von Schweizer KVA-Schlacken (<8 mm) hinsichtlich ihres CO<sub>2</sub>-Bindevermögens zeigt auf, dass rund 40 kg CO<sub>2</sub> pro Tonne Schlacke technisch gespeichert werden kann (Weibel et al., 2026). Dabei wurde auch untersucht, inwiefern sich eine aktive Karbonatisierung mit reinem CO<sub>2</sub> von einer forcierten, natürlichen Karbonatisierung (d.h. kontinuierliche Befeuchtung und Umschichtung des Materials zur Erhöhung des Luft-Wasser-Feststoff-Kontakts) unterscheidet. Die Resultate zeigen, dass ein signifikanter Teil des CO<sub>2</sub>-Bindevermögens innerhalb von zwei Wochen durch forcierte, natürliche Alteration erreicht werden kann. Der dabei umgewandelte Anteil widerspiegelt die Mengen an freiem Kalk und Portlandit der jeweiligen Schlacke (Portlanditpuffer). Bei nass ausgetragener Schlacke fällt der Portlanditpuffer aufgrund des initialen Wasserkontakts und der daraus resultierenden Bildung von Ettringit und CSH-Phasen kleiner aus (Ettringitpuffer). Dies führt dazu, dass die einfach karbonatisierbaren Anteile der Nassschlacke reduziert werden. Diese Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Art und Weise des gewählten Karbonatisierungsverfahrens einen gewissen Einfluss auf die initiale CO<sub>2</sub>-Speicherung aufweist, sich diese in einem längeren Zeitraum jedoch nur bedingt unterscheiden.

### 5.1.6 Einfluss karbonatisierter KVA-Schlacke auf die Deponienachsorge

Die forcierte Karbonatisierung der KVA-Schlacke kann im Kontext der Deponienachsorge einen Mehrwert bringen. Besonders bei der trocken ausgetragenen Schlacke führt die Karbonatisierung zu einer Langzeitstabilisierung, da der freie Kalk und der Portlandit ins Karbonatpuffersystem eingegliedert wird (Abbildung 1, grüne Kurve). Die Absenkung des pH-Werts reduziert die initiale Löslichkeit zahlreicher Schwermetalle, wodurch die Schadstoffemissionen im Sickerwasser bereits zu Beginn stark limitiert werden können (abhängig des pH-Werts sinkt die Löslichkeit zwischen 10-1000-fach; Ingold et al., 2025). Weiter sorgt die Verstärkung des Karbonatpuffers für langanhaltende pH-Stabilität, so dass das Sickerwasser für eine signifikant verlängerte Zeitspanne in den Bedingungen des Schwermetalllöslichkeitsminimum verweilt. Die Stabilität der Karbonate in alkalischen Bedingungen (pH > 7) gewährleistet auch die langfristige Speicherung des CO<sub>2</sub>, falls durch externe Einflüsse ein Anstieg der pH-Bedingungen zu erwarten ist (z.B. durch Einbringen von stark alkalischen Abfällen wie beispielsweise Holzasche). Dabei muss jedoch berücksichtigt werden, dass bei erhöhten pH-Bedingungen die Löslichkeit gewisser Schwermetalle, die nicht in Karbonaten gebunden sind, ansteigen kann und diese dadurch mobilisiert werden können. Weiter gilt es, die erhöhten Emissionstrends der Oxyanionen durch die Karbonatisierung im Kontext der Deponienachsorge zu beachten (Paoletti, 2002; Cornelis et al., 2008; Ingold et al., 2025).

## 5.2 Karbonatisierung von Aschen aus Verbrennungsprozessen

### 5.2.1 KVA-Filterasche

Jährlich fallen in der Schweiz ca. 75'000 Tonnen KVA-Filterasche an, die hauptsächlich aus Alumosilikaten, Oxiden, löslichen Salzen, Schwermetallen und toxischen organischen Verbindungen bestehen (Weibel, 2017). Im Kontext der Karbonatisierung wird in Filteraschen hauptsächlich Ca-Chloride ( $\text{CaClOH}$ ) und Portlandit als reaktive Phasen identifiziert (Sun et al., 2008; Assi et al., 2019). Für unbehandelte Filteraschen wurden  $\text{CO}_2$ -Bindevermögen zwischen 40-250 kg  $\text{CO}_2$  pro Tonne ermittelt (Fernández et al., 2004a; Costa et al., 2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Tian & Jiang, 2012; Chang et al., 2015; Liu et al., 2018; Assi et al., 2019; Sorrentino et al., 2023a; Sorrentino et al., 2023b; Lu et al., 2025).

In der Schweiz kann bis Ende 2027 unbehandelte Filterasche gemäss Abfallverordnung (VVEA) ins benachbarte Ausland exportiert und dort in einer Untertagedeponie (UTD) abgelagert oder mit Zement verfestigt auf einer Typ C-Deponie entsorgt werden (Schweizer Eidgenossenschaft, 2023). Bei beiden Entsorgungswegen kann im Laufe der Zeit eine natürliche Karbonatisierung erfolgen, die zur Stabilisierung des Materials beiträgt. Mit der künftig geltenden Pflicht zur Rückgewinnung von Metallen aus Filterasche werden diese Entsorgungswege jedoch nicht mehr möglich sein. Der grösste Teil der KVA-Filterasche in der Schweiz wird heute bereits nach einer sauren Wäsche (FLUWA) auf einer Typ D-Deponie abgelagert. Durch die Extraktion mit Säure (ca. 5 % Salzsäure) verliert die Filterasche ihre Puffereigenschaften, und in der gewaschenen Asche ist kein Karbonatisierungspotenzial mehr vorhanden.

### 5.2.2 Holzasche

Aufgrund des hohen Anteils von (Ca-)Oxiden und Hydroxiden in den Rückständen stellt die Holzasche eine vielversprechende Möglichkeit zur Karbonatisierung dar, ist jedoch mit 80'000 Tonnen pro Jahr ein relativ kleiner Materialstrom. In verschiedenen Laborversuchen wurde ein  $\text{CO}_2$ -Bindevermögen zwischen 150 und 240 kg  $\text{CO}_2$  pro Tonne Holzasche ermittelt (Lombardi et al., 2018; Vassilev et al., 2022; Miao et al., 2023; Rusanowska et al., 2023; Viola et al., 2024). Eine grosse Herausforderung für eine Karbonatisierung von Holzaschen stellt der dezentrale Anfall und die sehr variable Zusammensetzung der Fraktionen dar (Lombardi et al., 2018; Koch et al., 2021; Tripathi et al., 2024).

### 5.2.3 Klärschlammasche

Jährlich fallen in der Schweiz rund 180'000 Tonnen Klärschlamm an, die sich auf drei aktuelle Entsorgungswege in der Schweiz verteilt (BAFU, 2019). Dies umfasst die Verbrennung in Monoverbrennungsanlagen (ca. 114'000 t/a), in KVA's (25'000 t/a) oder in Zementwerken (38'000 t/a). Die ca. 40'000 Tonnen Klärschlammasche pro Jahr werden zurzeit auf Typ D-Deponien abgelagert und könnten für eine  $\text{CO}_2$ -Speicherung genutzt werden. Die Klärschlammasche zeigt aufgrund der vorhandenen Oxide (CaO, MgO) Potential zur Karbonatisierung. Abhängig vom CaO- und MgO-Gehalt könnten so zwischen 60-120 kg  $\text{CO}_2$  pro Tonne Klärschlammasche gebunden werden (Grünhäuser Soares et al., 2021; Zhang et al., 2022). Allerdings ist die Phosphorrückgewinnung aus Klärschlammasche in der Schweiz für die nahe Zukunft vorgeschrieben (VVEA, Art. 15, Schweizer Eidgenossenschaft, 2023). Ob die nach verschiedenen Rückgewinnungsverfahren (BAFU, 2021) verbleibenden mineralischen Rückstände noch ein  $\text{CO}_2$ -Bindevermögen haben, wird zu prüfen sein.

Tabelle 3: Jährliche Massenströme und berechnetes CO<sub>2</sub>-Bindevermögen (robuste Mittelwerte) verschiedener Verbrennungsrückstände in der Schweiz.

Materialstrom	Massenstrom	CO <sub>2</sub> -Bindevermögen
	Tonnen / Jahr	Tonnen CO <sub>2</sub> / Jahr
KVA-Schlacke	750'000	30'000 <sup>1)</sup>
KVA-Filterasche (ungewaschen)	75'000	10'000 <sup>2)</sup>
Holzasche	80'000	15'000 <sup>2)</sup>
Klärschlammasche	40'000	3'600 <sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Berechnet basierend auf eigenen Untersuchungen (Weibel et al., 2026).

<sup>2)</sup> Berechnet basierend auf Mittelwerten der in der Literatur ausgewiesenen CO<sub>2</sub>-Bindevermögen (Fernández Bertos et al., 2004b; Van Gerven et al., 2005; Rendek et al., 2006; Costa et al., 2007; Sun et al., 2008; Baciocchi et al., 2009; Baciocchi et al., 2010; Tian & Jiang, 2012; Chang et al., 2015; Liu et al., 2018; ; Lombardi et al., 2018; Assi et al., 2019; Grünhäuser Soares et al., 2021; Zhang et al., 2022; Vassilev et al., 2022; Sorrentino et al., 2023a; Sorrentino, R. et al., 2023b; Miao et al., 2023; Rusanowska et al., 2023; Viola et al., 2024; Lu et al., 2025).

## 6 Karbonatisierung von mineralischen Abfällen, die in der Schweiz nicht anfallen

Einige industrielle Materialströme, welche im Rahmen von Forschungsarbeiten weltweit zur Karbonatisierung untersucht werden, kommen in der Schweiz nicht vor. Meist handelt es sich dabei um Rückstände der Primärressourcengewinnung, welche aufgrund der grossen Massenströme und des hohen CO<sub>2</sub>-Bindevermögens international für die Speicherung von CO<sub>2</sub> von grossem Interesse sind.

### 6.1 Mine tailings

Mafische und ultramafische Gesteine wie Serpentine und Peridotite werden weltweit für die Gewinnung von Metallen wie Kupfer (Cu), Nickel (Ni) und Kobalt (Co) abgebaut. Bei der Aufbereitung der Erze fallen grosse Mengen (ca. 419 Millionen Tonnen pro Jahr) an Ganggesteinen (d.h. Nicht-Erze) an (Power et al., 2013), welche nach der Erz-Extraktion in Halden oder Absetzbecken (mine tailings) gelagert werden. Diese feinkörnigen Rückstände bestehen grösstenteils aus silikatischen und hydroxid-reichen Mineralen mit hohem Gehalt an Ca, Mg und Fe und stellen ideale Kandidaten für die CO<sub>2</sub>-Bindung durch die Karbonatisierung dar (Bea et al., 2012; Sanna et al., 2014; Wilson et al., 2014; Stokreef et al., 2022). Berechnungen des Potentials der Karbonatisierung wurden am Beispiel der Mount Keith Nickel-Mine (Australien) durchgeführt. Es zeigte sich, dass die Karbonatisierung von 11 % des in den mine tailings enthaltenen Brucit-Gehalts die gesamtbetrieblichen CO<sub>2</sub>-Emissionen der Mine neutralisiert werden könnte (Wilson et al., 2014). Ähnliche Ergebnisse konnten bei der Untersuchung der Baptiste Nickel-Mine (Kanada) gezeigt werden, bei welcher 42-53 % der jährlichen CO<sub>2</sub>-Emissionen durch passive oder forcierte Karbonatisierung ausgeglichen werden könnten (Power et al., 2020).

### 6.2 Phosphorgips

Die Gewinnung von Phosphor und dessen Produkte (z.B. Phosphorsäure oder Dünger) ist mit grossen Volumen von Rückständen verbunden. Ein Rückstand ist Phosphorgips, wovon jährlich zwischen 100-280 Millionen Tonnen bei der Produktion von Phosphorsäure entstehen (Reijnders, 2007) und in grossen Halden gelagert werden. Dieser besteht primär aus Gips mit Anteilen von Restsäuren (Phosphor-, Schwefel-, und Flusssäure), Schwermetallen (Cd, Cr, Cu, Zn), Seltene Erden (Ce, La, Nd) und radioaktive Isotopen (U, Th; Habashi, 1984). Aufgrund des hohen Ca-Gehalts und der hohen Verfügbarkeit stellt Phosphorgips einen geeigneten Kandidaten für die Karbonatisierung dar. Es existieren in der Literatur hauptsächlich Daten aus Laborversuchen mit indirekter Karbonatisierung.

Dabei wird der Rückstand karbonatisiert, indem der Phosphorgips zunächst mit Kaliumhydroxid behandelt wird, wodurch sich Calciumhydroxid ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) und Kaliumsulfat ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) bildet. Im Anschluss wird das Hydroxid unter atmosphärischen Bedingungen zu Kalzit ( $\text{CaCO}_3$ ) karbonatisiert (Lachehab et al., 2020). Ein weiterer, indirekter Karbonatisierungsansatz von Phosphorgips fokussiert sich auf die Synthese von Katoit ( $\text{Ca}_3\text{Al}_2(\text{OH})_{12}$ ), welcher durch die Auflösung des Phosphorgips in Al-reichen Lösungen aus der Aluminium-Veredelung entsteht (Romero-Hermida et al., 2017). In einem zweiten Schritt wird der Katoit karbonatisiert ( $\text{Ca}_3\text{Al}_2(\text{OH})_{12} + 3 \text{CO}_2 \rightarrow 3 \text{CaCO}_3 + 2 \text{Al}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}_2\text{O}$ ). Bei allen Versuchen konnte eine hohe Karbonatisierungseffizienz erreicht werden (80-100 % der Gesamtmenge an Ca).

### 6.3 Rückstände aus der Stahlindustrie

Bei der Stahlproduktion fallen erhebliche Mengen an Stahlschlacke an. Pro Tonne Stahl entstehen zwischen 120 und 200 kg Schlacke (Gao et al., 2023), was weltweit jährlich zu mehr als 130 Millionen Tonnen dieser Rückstände führt (Humbert & Castro-Gomes, 2019). Je nach angewandtem Verfahren entstehen unterschiedliche Arten von Stahlwerkschlacke - darunter Hochofenschlacke, Sauerstoffblasschlacke, Lichtbogenschlacke und Pfannenofenschlacke - welche sich in ihrer chemischen und mineralogischen Zusammensetzung teils deutlich unterscheiden (Ibrahim et al., 2019). Stahlschlacken enthalten generell hohe Konzentrationen an Ca, Mg und Fe, die in verschiedenen Phasen wie Oxiden, Silikaten, Aluminitaten und Ferriten vorliegen. Diese Zusammensetzung macht sie zu vielversprechenden Kandidaten für Karbonatisierungsprozesse (Van Zomeren et al., 2011; Yüksel, 2016; Humbert & Castro-Gomes, 2019; Ibrahim et al., 2019).

## 7 Zusammenfassung

### 7.1 Karbonatisierung und Deponierung

Die natürliche Karbonatisierung von KVA-Schlacke und anderen mineralischen Abfällen während der Aufbereitung, dem Transport und der Lagerung beschränkt sich auf die Oberflächenschicht, da Evaporation und chemische Reaktionen den Transport von  $\text{CO}_2$  in tiefere Bereiche limitieren. Nach der Ablagerung ist die Karbonatisierung in Deponien durch präferenzielle Fließwege und begrenzte Wasser- und  $\text{CO}_2$ -Durchdringung stark eingeschränkt. Im Rahmen der Deponienachsorge kann eine forcierte Karbonatisierung einen Mehrwert bringen, da sie sowohl die Langzeitstabilität des Materials als auch die Umweltverträglichkeit des Sickerwassers verbessern kann. Durch die Integration von freiem Kalk und Portlandit in das Karbonatpuffersystem wird der pH-Wert gesenkt, wodurch die Löslichkeit vieler Schwermetalle deutlich reduziert und deren Emissionen im Sickerwasser bereits zu Beginn stark limitiert werden. Gleichzeitig sorgt die Verstärkung des Karbonatpuffers für eine langanhaltende pH-Stabilität, die das Sickerwasser über längere Zeit in Bereichen minimaler Schwermetalllöslichkeit hält. Auf der anderen Seite können oxyanionische Metalle wie Chrom, Molybdän, Arsen und Antimon durch den Verlust ihrer immobilisierenden Mineralphasen in die lösliche Phase übergehen, was zu erhöhten Emissionen führen kann. Diese Effekte sind insbesondere bei stark reaktiven, alkalischen Abfällen wie Verbrennungsrückstände ausgeprägt.

### 7.2 Karbonatisierung und Klimaschutz

Die Karbonatisierung von Feststoffen bietet ein hohes Potenzial zur dauerhaften  $\text{CO}_2$ -Speicherung und stellt eine vielversprechende Ergänzung zu bestehenden Klimaschutzmassnahmen dar. Während die In-situ-Karbonatisierung in geeigneten Gesteinen ein grosses theoretisches  $\text{CO}_2$ -Bindevormögen besitzt, ist ihre Umsetzung in der Schweiz aufgrund der geologischen Rahmenbedingungen derzeit kaum realistisch. Die Ex-situ-Karbonatisierung hingegen nutzt mineralische Abfälle unter kontrollierten Bedingungen und bietet dadurch eine technisch umsetzbare und ortsunabhängige Lösung, die sich bereits industriell bewährt hat. Insgesamt zeigt sich, dass gezielte forcierte Karbonatisierung mineralischer Abfälle die Geschwindigkeit und Effizienz der  $\text{CO}_2$ -Bindung deutlich erhöhen kann. Technisch können sowohl reines  $\text{CO}_2$  als auch Rauchgas oder Luft zur Karbonatisierung eingesetzt werden. Besonders KVA-Schlacken zeichnen sich durch ihre hohe Reaktivität und günstige chemisch-mineralogische Zusammensetzung aus und

erreichen ein überdurchschnittliches CO<sub>2</sub>-Bindevormögen von bis zu 40 kg CO<sub>2</sub> pro Tonne. Dies entspricht einem jährlichen CO<sub>2</sub>-Bindevormögen von rund 30'000 Tonnen. Untersuchungen zeigen, dass ein grosser Teil dieses Potenzials bereits innerhalb von zwei Wochen durch eine forcierte natürliche Karbonatisierung (Befeuchtung und Umschichtung) erreicht werden kann. Betonabbruch weist aufgrund der grossen Mengenströme ein ähnliches jährliches CO<sub>2</sub>-Bindevormögen wie KVA-Schlacke auf, obwohl die spezifische Speicherung geringer ist (ca. 10 kg CO<sub>2</sub>/t). Für Aschen aus Verbrennungsprozessen (z. B. KVA-Filteraschen sowie Holz- oder Klärschlammaschen) ist die Karbonatisierung jedoch nur bedingt geeignet. Zum einen stehen nur begrenzte Mengen zur Verfügung, zum anderen kann das CO<sub>2</sub>-Bindevormögen aufgrund gesetzlicher Vorgaben zur Metall- bzw. Phosphorrückgewinnung deutlich eingeschränkt sein.

### 7.3 Karbonatisierung und Kreislaufwirtschaft

Die Karbonatisierung mineralischer Abfälle stellt nicht nur ein Verfahren zur dauerhaften CO<sub>2</sub>-Speicherung dar, sondern bewirkt auch eine deutliche Modifikation der physikalisch-mechanischen Eigenschaften der Materialien, was im Kontext der Kreislaufwirtschaft von besonderem Interesse ist. Durch die Karbonatisierung können die mechanischen Eigenschaften verbessert, die Druckfestigkeit erhöht und die Porosität sowie Wasseraufnahme reduziert werden. Dies steigert die Stabilität und Langlebigkeit der Materialien was sich positiv auf die Verwertung mineralischer Abfälle in der Bauindustrie, beispielsweise als Gesteinskörnung oder Zementersatz, auswirken kann.

## 8 Literatur

- Alam, Q., Schollbach, K., van Hoek, C., van der Laan, S., de Wolf, T., & Brouwers, H. J. H. (2019). In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements. *Waste Manag*, 87.
- Alba, N., Vazquez, E., Gasso, S., & Baldasano, J. M. (2001). Stabilization/solidification of MSW incineration residues from facilities with different air pollution control systems. Durability of matrices versus carbonation. *Waste Manag*, 21, 313-323.
- Aminu, M. D., Nabavi, S. A., Rochelle, C. A., & Manovic, V. (2017). A review of developments in carbon dioxide storage. *Applied Energy*, 208, 1389-1419.
- Aradóttir, E., Sonnenthal, E., Björnsson, G., Gunnlaugsson, E., & Jónsson, H. (2009). Development of a coupled reactive fluid flow model for mineral CO<sub>2</sub> capture in Hellisheidi, Iceland. TOUGH Symposium 2009, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA.
- Asal, S., Laux, S.J., McVay, M., Townsend, T. (2019). Blending organic material with municipal solid waste incinerator bottom ash to promote in-situ carbonation in road base. *Waste Management & Research*, 37(9) 951-955.
- Assi, A., Federici, S., Bilo, F., Zacco, A., Depero, L. E., & Bontempi, E. (2019). Increased Sustainability of Carbon Dioxide Mineral Sequestration by a Technology Involving Fly Ash Stabilization. *Materials (Basel)*, 12(17).
- Bacocchi, R., Costa, G., Poletini, A., Pomi, R., & Prigiobbe, V. (2009). Comparison of different reaction routes for carbonation of APC residues. *Energy Procedia*, 1(1), 4851-4858.
- Bacocchi, R., Costa, G., Lategano, E., Marini, C., Poletini, A., Pomi, R., Postorino, P., & Rocca, S. (2010). Accelerated carbonation of different size fractions of bottom ash from RDF incineration. *Waste Manag*, 30(7), 1310-1317.

- BAFU (2019). Klärschlamm Entsorgung in der Schweiz in Hinblick auf die Rückgewinnung von Phosphor - Erhebung der Daten 2017 im Auftrag des Bundesamts für Umwelt.
- BAFU (2021). Technologien zur Phosphor-Rückgewinnung - Bewertung von Technologien für die Schweiz bezogen auf den Entwicklungsstand April 2019 (mit punktuellen Ergänzungen aus dem Jahr 2021).
- BAFU (2023a). Carbostore-CH Geologisches Screening von Gesteinsvorkommen für CO<sub>2</sub>-Mineralisation in der Schweiz.
- BAFU (2023b). Verwertung mineralischer Rückbaumaterialien - Ein Teil des Moduls Bauabfälle der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA).
- Bastos, D., Brazão Farinha, C., Maia Pederneiras, C., Veiga, R., Bogas, J. A., Infante Gomes, R., & Santos Silva, A. (2024). Pathway to Carbon Neutrality in the Cement Industry: CO<sub>2</sub> Uptake by Recycled Aggregates from Construction and Demolition Waste. *Applied Sciences*, 14(12).
- Bayuseno, A. P., & Schmahl, W. W. (2010). Understanding the chemical and mineralogical properties of the inorganic portion of MSWI bottom ash. *Waste Manag*, 30(8-9), 1509-1520.
- Bea, S. A., Wilson, S. A., Mayer, K. U., Dipple, G. M., Power, I. M., & Gamazo, P. (2012). Reactive Transport Modeling of Natural Carbon Sequestration in Ultramafic Mine Tailings. *Vadose Zone Journal*, 11(2).
- Bergmans, J., Kazemi Kamyab, H., Ghosh, D., Van Mierloo, P., Carens, H., & Nielsen, P. (2024). Carbonation of Recycled Concrete Aggregates for New Concrete and Concrete Fines to Make Cement-Free Hollow Blocks. *Sustainability*, 16(8).
- Blanc, T. (2025). Drill Core Analyses from Type D Landfills - Geochemical Characterization and Eluate Behavior of Deposited Incineration Residues (MSc-Thesis, Universität Bern).
- Bontempi, E., Zacco, A., Borgese, L., Gianoncelli, A., Ardesi, R., & Depero, L. E. (2010). A new method for municipal solid waste incinerator (MSWI) fly ash inertization, based on colloidal silica. *J Environ Monit*, 12(11), 2093-2099.
- Brück, F., Schnabel, K., Henkel, J., Kreiling, O., Funk, M., Mansfeldt, T., Weigand, H. (2020). Beschleunigte Alterung von MV-Rostaschen im Realmasstab: DK-II- und HMVA-2- Niveau imn einer Stunde erreichbar. *Müll und Abfall* 22.20 (627-633).
- Campbell, J. S., Foteinis, S., Furey, V., Hawrot, O., Pike, D., Aeschlimann, S., Maesano, C. N., Reginato, P. L., Goodwin, D. R., Looger, L. L., Boyden, E. S., & Renforth, P. (2022). Geochemical Negative Emissions Technologies: Part I. Review. *Frontiers in Climate*, 4.
- Chang, E. E., Pan, S. Y., Yang, L., Chen, Y. H., Kim, H., & Chiang, P. C. (2015). Accelerated carbonation using municipal solid waste incinerator bottom ash and cold-rolling wastewater: Performance evaluation and reaction kinetics. *Waste Manag*, 43, 283-292.
- Chimenos, J. M., Fernandez, A. I., Nadal, R., & Espiell, F. (2000). Short-term natural weathering of MSWI bottom ash. *J Hazard Mater*, 79(3), 287-299.
- Clark, D. B., & Thompson, R. E. (1989). Acid Rain, pH & Acidity: A Common Misinterpretation. *American Biology Teacher*, 51(1), 11-13.

- Cornelis, G., Johnson, C. A., Van Gerven, T., & Vandecasteele, C. (2008). Leaching mechanisms of oxyanionic metalloids and metal species in alkaline solid wastes: A review. *Applied Geochemistry*, 23(5), 955-976.
- Costa, G., Baciocchi, R., Poletti, A., Pomi, R., Hills, C. D., & Carey, P. J. (2007). Current status and perspectives of accelerated carbonation processes on municipal waste combustion residues. *Environ Monit Assess*, 135(1-3), 55-75.
- Diamond, L. W., Chevalier, G., & Leu, W. (2010). Studie zur Abschätzung des Potenzials für CO<sub>2</sub>-Sequestrierung in der Schweiz.
- Eggimann, M. (2008). *Geochemical Aspects of Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash and Implications for Disposal* (Dissertation, Universität Bern).
- Eighmy, T. T., Eusden, J. D., Marsella, K., Hogan, J., Domingo, D., Krzanowski, J. E., & Stämpfli, D. (1994). Particle Petrogenesis and Speciation of Elements in MSW incineration Bottom Ashes. In *Environmental Aspects of Construction with Waste Materials, Proceeding of the International Conference on Environmental Implications of Construction Materials and Technology Developments* (pp. 111-136).
- Faulstich, M., Dorner, H., Koralewska, R., Gohlke, O., Horn, J., Busch, M. (2000). Müll und Abfall 3.00 (116-125).
- Fernández Bertos, M., Li, X., Simons, S. J. R., Hills, C. D., & Carey, P. J. (2004a). A review of accelerated carbonation technology in the treatment of cement-based materials and sequestration of CO<sub>2</sub>. *Journal of Hazardous Materials B112*, 193-205.
- Fernández Bertos, M., Li, X., Simons, S. J. R., Hills, C. D., & Carey, P. J. (2004b). Investigation of accelerated carbonation for the stabilisation of MSW incinerator ashes and the sequestration of CO<sub>2</sub>. *Green Chem.*, 6(8), 428-436.
- Freyer, D., & Voigt, W. (2003). Crystallization and Phase Stability of CaSO<sub>4</sub> and CaSO<sub>4</sub> - Based Salts. *Monatshefte für Chemie / Chemical Monthly*, 134(5), 693-719.
- Gao, W., Zhou, W., Lyu, X., Liu, X., Su, H., Li, C., & Wang, H. (2023). Comprehensive utilization of steel slag: A review. *Powder Technology*, 422.
- Gohlke, O., Busch, M., Horn, J. (2001). Integrierte Verfahren zur Qualitätsverbesserung von Müllverbrennungsschlacken. *Umweltpraxis; Journal Volume: 1; Journal Issue: 11*.
- Gomes, H. C., Reis, E. D., Azevedo, R. C. d., Rodrigues, C. d. S., & Poggiali, F. S. J. (2023). Carbonation of Aggregates from Construction and Demolition Waste Applied to Concrete: A Review. *Buildings*, 13(4).
- Grünhäuser Soares, E., Castro-Gomes, J., Sitarz, M., Zdeb, T., & Hager, I. (2021). The Immobilisation of Heavy Metals from Sewage Sludge Ash in CO<sub>2</sub>-Cured Mortars. *Sustainability*, 13(22).
- Gunning, P. J., & Hills, C. D. (2014). Carbon Negative: First Commercial Application of Accelerated Carbonation Technology. *7th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials*.
- Gunning, P. J., Hills, C. D., & Carey, P. J. (2009). Production of lightweight aggregate from industrial waste and carbon dioxide. *Waste Manag*, 29(10), 2722-2728.

- Habashi, F. (1984). The recovery of the lanthanides from phosphate rock. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 35, 5-14.
- Hanifa, M., Agarwal, R., Sharma, U., Thapliyal, P. C., & Singh, L. P. (2023). A review on CO<sub>2</sub> capture and sequestration in the construction industry: Emerging approaches and commercialised technologies. *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, 67.
- Hills, C. D., Tripathi, N., & Carey, P. J. (2020). Mineralization Technology for Carbon Capture, Utilization, and Storage. *Frontiers in Energy Research*, 8.
- Hills, C. D., Tripathi, N., & Carey, P. J. (2021). Managed pathways for CO<sub>2</sub> mineralisation: analogy with nature and potential contribution to CCUS-led reduction targets. *Faraday Discuss*, 230, 152-171.
- Hiltbrunner, D. (2017). Das Bauwerk als Rohstofflager. *Swiss Bull. angew. Geol.*, 22(1), 65-69.
- Humbert, P. S., & Castro-Gomes, J. (2019). CO<sub>2</sub> activated steel slag-based materials: A review. *Journal of Cleaner Production*, 208, 448-457.
- Hyks, J., Astrup, T., & Christensen, T. H. (2009). Leaching from MSWI bottom ash: evaluation of non-equilibrium in column percolation experiments. *Waste Manag*, 29(2), 522-529.
- Ibrahim, M. H., El-Naas, M. H., Benamor, A., Al-Sobhi, S. S., & Zhang, Z. (2019). Carbon Mineralization by Reaction with Steel-Making Waste: A Review. *Processes*, 7(2).
- Ingold, P. (2024). Pollutant dynamics of bottom ash landfills: An interplay of hydrological and geochemical processes (Dissertation, Universität Bern).
- Ingold, P., Weibel, G., Wanner, C., Gimmi, T., & Churakov, S. V. (2024). Hydrological and geochemical properties of bottom ash landfills. *Environmental Earth Sciences*, 83(6).
- Ingold, P., Weibel, G., Kämpfer, P., & Churakov, S. V. (2025). Weathering and trace element mobilisation of MSWI bottom ash from wet and dry extraction. *J Contam Hydrol*, 272, 104566.
- Izoret, L., Pernin, T., Potier, J.-M., & Torrenti, J.-M. (2023). Impact of Industrial Application of Fast Carbonation of Recycled Concrete Aggregates. *Applied Sciences*, 13(2).
- Johnson, C. A., Kersten, M., Ziegler, F., & Moor, H. C. (1996). Leaching behaviour and solubility - controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. *Waste Manag*, 16(1-3), 129-134.
- Johnson, C. A., Richner, G. A., Vitvar, T., Schittli, N., & Eberhard, M. (1998). Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash: Part I: The hydrology of Landfill Lostorf, Switzerland. *Journal of Contaminant Hydrology*, 33(3-4), 361-376.
- Kelemen, P. B., & Matter, J. M. (2008). In situ carbonation of peridotite for CO<sub>2</sub> storage. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 105(45), 17295-17300.
- Kellogg, L. H., Lokavarapu, H., & Turcotte, D. L. (2019). Carbonation and the Urey reaction. *American Mineralogist*, 104(10), 1365-1368.
- Koch, R., Sailer, G., Paczkowski, S., Pelz, S., Poetsch, J., & Müller, J. (2021). Lab-Scale Carbonation of Wood Ash for CO<sub>2</sub>-Sequestration. *Energies*, 14.

- Koralewska, R. (1999). Nasschemische Behandlung von Rostschlacken aus der Hausmüllverbrennung (Dissertation, TU München).
- Lachehab, A., Mertah, O., Kherbeche, A., & Hassoune, H. (2020). Utilization of phosphogypsum in CO<sub>2</sub> mineral sequestration by producing potassium sulphate and calcium carbonate. *Materials Science for Energy Technologies*, 3, 611-625.
- Leemann, A., Winnefeld, F., Münch, B., & Tiefenthaler, J. (2023). Accelerated carbonation of recycled concrete aggregates and its implications for the production of recycling concrete. *Journal of Building Engineering*, 79.
- Leu, W., & Siddiqi, G. (2013). CO<sub>2</sub>-Sequestration in Switzerland? *Swiss Bulletin für angewandte Geologie*, 18(2), 105-113.
- Li, L., & Wu, M. (2022). An overview of utilizing CO<sub>2</sub> for accelerated carbonation treatment in the concrete industry. *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, 60.
- Liljestrand, H. M. (1968). Average rainwater pH, concepts of atmospheric acidity, and buffering in open systems. *Atmospheric Environment*, 19(3), 487-499.
- Lin, W. Y., Heng, K. S., Sun, X., & Wang, J. Y. (2015). Accelerated carbonation of different size fractions of MSW IBA and the effect on leaching. *Waste Manag*, 41, 75-84.
- Liu, W., Su, S., Xu, K., Chen, Q., Xu, J., Sun, Z., Wang, Y., Hu, S., Wang, X., Xue, Y., & Xiang, J. (2018). CO<sub>2</sub> sequestration by direct gas–solid carbonation of fly ash with steam addition. *Journal of Cleaner Production*, 178, 98-107.
- Lombardi, L., Costa, G., & Spagnuolo, R. (2018). Accelerated carbonation of wood combustion ash for CO<sub>2</sub> removal from gaseous streams and storage in solid form. *Environ Sci Pollut Res Int*, 25(36), 35855-35865.
- Lu, M., Xia, Y., Yan, J., & Wang, L. (2025). Wet carbonation of MSWI fly ash for sustainable limestone calcined clay cement-type composites. *Cement and Concrete Composites*, 156.
- Marzi, T., Palitzsch, S., Beckmann, R., Kümmel, R., Beard, A., & Keldenich, K. (1998). Wirkungsmechanismen bei der Alterung von Müllverbrennungssaschen. *Müll und Abfall* 5.98 (316-322).
- Marzi, T., Palitzsch, S., Kümmel, R., Pellens, J., & Bleeker, P. (2004). Künstliche Alterung von Rostaschen aus der thermischen Abfallbehandlung. *Müll und Abfall*, 1, 23-30.
- Matasci, C., Gauch, M., & Böni, H. (2019). Material- und Energieflüsse der Schweizerischen Volkswirtschaft.
- Matter, J. M., Stute, M., Snæbjörnsdóttir, S. Ó., Oelkers, E. H., Gislason, S. R., Aradóttir, E. S., Sigfússon, B., Gunnarsson, I., Sigurdardóttir, H., Gunnlaugsson, E., Axelsson, G., Alfredsson, H. A., Wolff-Boenisch, D., Mesfin, K., Fernandez de la Reguera Taya, D., Hall, J., Dideriksen, K., & Broecker, W. S. (2016). Rapid carbon mineralisation for permanent disposal of anthropogenic carbon dioxide emissions. *Science*, 352, 1312-1314.
- Matter, J. M., Speer, J., Day, C., Kelemen, P. B., Ibrahim, A., Mani, S. A., Tasfai, E., Ilyas, M., Khimji, K., & Hasan, T. (2025). Rapid mineralisation of carbon dioxide in peridotites. *Communications Earth & Environment*, 6(1).

- McGrail, B. P., Spane, F. A., Sullivan, E. C., Bacon, D. H., & Hund, G. (2011). The Wallula basalt sequestration pilot project. *Energy Procedia*, 4, 5653-5660.
- Meima, J. A., & Comans, R. N. (1997). Geochemical Modeling of Weathering Reactions in Municipal Solid Waste Incinerator Bottom Ash. *Environmental Science & Technology*, 31(5), 1269-1276.
- Mervine, E. M., Humphris, S. E., Sims, K. W. W., Kelemen, P. B., & Jenkins, W. J. (2014). Carbonation rates of peridotite in the Samail Ophiolite, Sultanate of Oman, constrained through <sup>14</sup>C dating and stable isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 126, 371-397.
- Miao, E., Du, Y., Wang, H., Zheng, X., Zhang, X., Xiong, Z., Zhao, Y., & Zhang, J. (2023). Evaluation of the kinetics of direct aqueous mineral carbonation of wood combustion ash using modified shrinking core models. *Environ Sci Pollut Res Int*, 30(12), 34009-34021.
- Neustark. (2025). <https://www.neustark.com>
- Olajire, A. A. (2013). A review of mineral carbonation technology in sequestration of CO<sub>2</sub>. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 109, 364-392.
- Palitzsch, S., Marzi, T., Kümmel, Beckmann, R., Kümmel, R., & Dohmann, J. (1999). Künstliche Alterung – wein wirtschaftlicher Weg zur Verringerung der Schwermetallfreisetzung aus Müllverbrennungsaschen. *Müll und Abfall* 5.98 (316-322).
- Paoletti, F. (2002). Behaviour of oxyanions forming heavy metals in municipal solid waste incineration (Dissertation, Universität Stuttgart).
- Power, I. M., Dipple, G. M., Bradshaw, P. M. D., & Harrison, A. L. (2020). Prospects for CO<sub>2</sub> mineralization and enhanced weathering of ultramafic mine tailings from the Baptiste nickel deposit in British Columbia, Canada. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 94.
- Power, I. M., Harrison, A. L., Dipple, G. M., Wilson, S., Kelemen, P. B., Hitch, M., & Southam, G. (2013). Carbon Mineralization: From Natural Analogues to Engineered Systems. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 77(1), 305-360.
- Pu, Y., Li, L., Wang, Q., Shi, X., Luan, C., Zhang, G., Fu, L., & El-Fatah Abomohra, A. (2021). Accelerated carbonation technology for enhanced treatment of recycled concrete aggregates: A state-of-the-art review. *Construction and Building Materials*, 282.
- Reijnders, L. (2007). Cleaner phosphogypsum, coal combustion ashes and waste incineration ashes for application in building materials: A review. *Building and Environment*, 42(2), 1036-1042.
- Rendek, E., Ducom, G., & Germain, P. (2006). Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash. *J Hazard Mater*, 128(1), 73-79.
- Romero-Hermida, I., Santos, A., Pérez-López, R., García-Tenorio, R., Esquivias, L., & Morales-Flórez, V. (2017). New method for carbon dioxide mineralization based on phosphogypsum and aluminium-rich industrial wastes resulting in valuable carbonated by-products. *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, 18, 15-22.
- Rusanowska, P., Zielinski, M., & Debowski, M. (2023). Removal of CO<sub>2</sub> from Biogas during Mineral Carbonation with Waste Materials. *Int J Environ Res Public Health*, 20(9).

- Saffarzadeh, A., Shimaoka, T., Wei, Y., Gardner, K. H., & Musselman, C. N. (2011). Impacts of natural weathering on the transformation/neoformation processes in landfilled MSWI bottom ash: a geoenvironmental perspective. *Waste Manag*, 31(12), 2440-2454.
- Sanna, A., Uibu, M., Caramanna, G., Kuusik, R., & Maroto-Valer, M. M. (2014). A review of mineral carbonation technologies to sequester CO<sub>2</sub>. *Chem Soc Rev*, 43(23), 8049-8080.
- Schweizerische Eidgenossenschaft (2023). Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen, 1-50. <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2015/891/de>.
- Sleep, N. H., & Zahnle, K. (2001). CO<sub>2</sub> cycling and implications for climate on ancient Earth. *Journal of Geophysical Research*, 106, 1373-1399.
- Snæbjörnsdóttir, S. Ó., Sigfússon, B., Marieni, C., Goldberg, D., Gislason, S. R., & Oelkers, E. H. (2020). Carbon dioxide storage through mineral carbonation. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(2), 90-102.
- Sorrentino, G. P. G., Zanoletti, A., Ducoli, S., Zacco, A., Iora, P., Invernizzi, C. M., Di Marcoberardino, G., Depero, L. E., & Bontempi, E. (2023a). Accelerated and natural carbonation of a municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash mixture: Basic strategies for higher carbon dioxide sequestration and reliable mass quantification. *Environ Res*, 217, 114805.
- Sorrentino, G. P. G., Valentim, B., & Bontempi, E. (2023b). The Influence of Liquid/Solid Ratio and Pressure on the Natural and Accelerated Carbonation of Alkaline Wastes. *Minerals*, 13(8).
- Speiser, C., Baumann, T., & Niessner, R. (2001). Characterization of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash by scanning electron microscopy and quantitative energy dispersive X-ray microanalysis (SEM/EDX). *Fresenius J Anal Chem*, 370, 752-790.
- Stark, J., & Wicht, B. (2013). *Dauerhaftigkeit von Beton (Vol. 2)*. Springer Verlag.
- Stokreef, S., Sadri, F., Stokreef, A., & Ghahreman, A. (2022). Mineral carbonation of ultramafic tailings: A review of reaction mechanisms and kinetics, industry case studies, and modelling. *Cleaner Engineering and Technology*, 8.
- Sugiyama, D., & Fujita, T. (2006). A thermodynamic model of dissolution and precipitation of calcium silicate hydrates. *Cement and Concrete Research*, 36(2), 227-237.
- Sun, J., Bertos, M. F., & Simons, S. J. R. (2008). Kinetic study of accelerated carbonation of municipal solid waste incinerator air pollution control residues for sequestration of flue gas CO<sub>2</sub>. *Energy & Environmental Science*, 1(3).
- Tian, S., & Jiang, J. (2012). Sequestration of flue gas CO<sub>2</sub> by direct gas-solid carbonation of air pollution control system residues. *Environ Sci Technol*, 46(24), 13545-13551.
- Tiberg, C., Sjostedt, C., & Karlfeldt Fedje, K. (2021). Speciation of Cu and Zn in bottom ash from solid waste incineration studied by XAS, XRD, and geochemical modelling. *Waste Manag*, 119, 389-398.
- Tiefenthaler, J., Braune, L., Bauer, C., Sacchi, R., & Mazzotti, M. (2021). Technological Demonstration and Life Cycle Assessment of a Negative Emission Value Chain in the Swiss Concrete Sector. *Frontiers in Climate*, 3.

- Tripathi, N., Hills, C. D., Singh, R. S., Kyeremeh, S., & Hurt, A. (2024). Mineralisation of CO<sub>2</sub> in wood biomass ash for cement substitution in construction products. *Frontiers in Sustainability*, 5.
- Tu, M., Zhao, H., Lei, Z., Wang, L., Chen, D., Yu, H., & Qi, T. (2015). Aqueous Carbonation of Steel Slag: A Kinetics Study. *ISIJ International*, 55(11), 2509-2514.
- Van Gerven, T., Van Keer, E., Arickx, S., Jaspers, M., Wauters, G., & Vandecasteele, C. (2005). Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling. *Waste Manag*, 25(3), 291-300.
- Van Zomeren, A., van der Laan, S. R., Kobesen, H. B., Huijgen, W. J., & Comans, R. N. (2011). Changes in mineralogical and leaching properties of converter steel slag resulting from accelerated carbonation at low CO<sub>2</sub> pressure. *Waste Manag*, 31(11), 2236-2244.
- Vassilev, S. V., Vassileva, C. G., & Petrova, N. L. (2022). Mineral carbonation of thermally treated and weathered biomass ashes with respect to their CO<sub>2</sub> capture and storage. *Fuel*, 321.
- Viola, V., Catauro, M., D'Amore, A., & Perumal, P. (2024). Assessing the carbonation potential of wood ash for CO<sub>2</sub> sequestration. *Low-carbon Materials and Green Construction*, 2(12).
- Weibel, G. (2017). *Optimized Metal Recovery from Fly Ash from Municipal Solid Waste Incineration* (Dissertation, Universität Bern).
- Weibel G., Kämpfer, P., & Ingold, P. (2026). Einfluss der CO<sub>2</sub>-Speicherung in KVA-Schlacke auf das Klima und die Deponienachsorge. *Technischer Bericht der Fachstelle Sekundärrohstoffe, Universität Bern*.
- Weigand, H., & Marb, C. (2004). *Chemische-hydraulische Wechselwirkung bei der Karbonatisierung von MW-Schlacke*.
- White, S. K., Spane, F. A., Schaef, H. T., Miller, Q. R. S., White, M. D., Horner, J. A., & McGrail, B. P. (2020). Quantification of CO<sub>2</sub> Mineralisation at the Wallula Basalt Pilot Project. *Environmental Science & Technology*, 54(22), 14609-14616.
- Wilson, S., Harrison, A. L., Dipple, G. M., Power, I. M., Barker, S. L. L., Ulrich Mayer, K., Fallon, S. J., Raudsepp, M., & Southam, G. (2014). Offsetting of CO<sub>2</sub> emissions by air capture in mine tailings at the Mount Keith Nickel Mine, Western Australia: Rates, controls and prospects for carbon neutral mining. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 25, 121-140.
- Winnefeld, F., Leemann, A., German, A., & Lothenbach, B. (2022). CO<sub>2</sub> storage in cement and concrete by mineral carbonation. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 38.
- Wolffers, M., Bosoppi, I. (2024). Rückbaumaterialien – Verwertungspotential der Feinfraktion als CO<sub>2</sub>-neutrales Rohmaterial in der Klinkerproduktion und PFAS-Vorkommen. *Technischer Bericht der Fachstelle Sekundärrohstoffe, Universität Bern*.
- Woodall, C. M., McQueen, N., Pilorgé, H., & Wilcox, J. (2019). Utilization of mineral carbonation products: current state and potential. *Greenhouse Gases: Science and Technology*, 9(6), 1096-1113.
- Yüksel, İ. (2016). A review of steel slag usage in construction industry for sustainable development. *Environment, Development and Sustainability*, 19(2), 369-384

Zhang, N., Zhang, D., Zuo, J., Miller, T. R., Duan, H., & Schiller, G. (2022). Potential for CO<sub>2</sub> mitigation and economic benefits from accelerated carbonation of construction and demolition waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 169.