

7.4.2.1	Darstellung der Ergebnisse	99
7.4.2.1.1	pH-Wert	101
7.4.2.1.2	Wasser/Feststoff-Verhältnis	102
7.4.2.1.3	Verwitterung	103
7.4.2.1.4	Trockenfallen	104
7.4.2.1.5	Medium	105
7.4.2.1.6	Korngröße	107
7.4.2.2	Folgerungen	108
7.4.3	Evaluierung der Testmethoden	109
7.4.3.1	Ziel	109
7.4.3.2	Bewertungsmethode und Rahmenbedingungen	109
7.4.3.3	Ergebnisse der 1. Evaluierungsstufe bei geringem L/S (Konzentrationen)	117
7.4.3.4	Ergebnisse der 2. Evaluierungsstufe bei hohem L/S (Konzentrationen)	129
7.4.3.5	Ergebnisse der 3. Evaluierungsstufe bei hohem L/S (kumulative Fracht)	131
7.4.3.6	Evaluierung und Bewertung der Testmethoden	140
7.4.3.6.1	Evaluierung und Bewertung der Testmethoden bei geringem L/S (Konzentrationen)	141
7.4.3.6.2	Evaluierung und Bewertung der Testmethoden bei hohem L/S (Konzentrationen)	142
7.4.3.6.3	Evaluierung und Bewertung der Testmethoden bei hohem L/S (kumulative Frachten)	143
7.4.3.6.4	Evaluierung der Testmethoden für IGLO, GAIL und KA	148
7.4.3.6.4.1	IGLO	148
7.4.3.6.4.2	GAIL	148
7.4.3.6.4.3	KA	149
7.4.3.6.5	Zusammenfassende Beurteilung der Testmethoden	152
7.4.4	Auslaugbarkeit in Abhängigkeit von den Mineralphasen und der Alterung	154
7.4.4.1	Generelles	154
7.4.4.2	Reststoffe aus der Abfallverbrennung	156
7.4.4.3	GAIL	175
7.4.4.4	MY	176
7.4.4.5	KA	178
7.4.4.6	Weitere Modelle zur Interpretation der Ergebnisse	179
7.4.4.7	Kommentar zur Detektion von (Ad-)sorptionsvorgängen in MVA-Schlacke mittels mineralogischer Methoden	182
7.4.4.8	Schlußfolgerungen	183
7.4.4.9	Abschätzung des Auslaugverhaltens thermischer Reststoffe	185
7.4.5	Auswaschung des Karbonatpuffers am Beispiel „Natural Analogue“ Unterlaa	185
<b>7.5</b>	<b>Prognosemodell</b>	<b>187</b>
7.5.1	Sickerwasserrate	188
7.5.2	Verwitterung	189
7.5.3	Auslaugverhalten – Gleichgewichtsbedingungen und bevorzugte Sickerwasserwege	190
7.5.4	Zeitfaktor	190
7.5.5	Deponiefläche	190
7.5.6	Beispiel für die Anwendung des Prognosemodells	191
7.5.7	Grenzen des Prognosemodells	192
<b>8</b>	<b>GESAMTINTERPRETATION UND SCHLUßFOLGERUNGEN</b>	<b>193</b>
8.1	Offene Fragen	196
<b>9</b>	<b>LITERATUR</b>	<b>197</b>

Die auf diese Weise berechneten Abweichungsfaktoren wurden in der Folge je Testmethode zu Klassen zusammengefasst. Als Klassen wurden für die Gruppe der RAU-Materialien (in einer Gruppe bewertet und bis zu 100 Werte je Labortest)  $>+100$ ;  $+100$  bis  $+10$ ;  $+10$  bis  $+2$ ;  $+2$  bis  $-2$ ;  $-2$  bis  $-10$ ;  $-10$  bis  $-100$ ; und  $> -100$  gewählt (Faktor  $+10$  entspricht einer Zehnerpotenz Abweichung - Überschätzung im Labortest; Faktor  $-100$  entspricht 2 Zehnerpotenzen Abweichung- Unterschätzung im Labortest – siehe auch Tabelle 24). Als Klassen für die übrigen (einzeln bewerteten) Materialien wurden  $>+10$ ;  $+10$  bis  $+2$ ;  $+2$  bis  $-2$ ;  $-2$  bis  $-10$ ;  $> -10$  gewählt (max. 25 Werte je Labortest; KA-Deponie; KA-Lysimeter; IGLO und GAIL). Eine seriöse Auswertung für MY ist, auf Grund der Beeinflussung der Sickerwässer durch den Untergrund (Dolomitkies), nicht möglich.

Da eine Auswertung für alle Elemente gemeinsam (unterschiedlich stark beeinflussende Einflussfaktoren (pH, LS, Verwitterung) sowie einzeln (statistisch nicht auswertbar) nicht sinnvoll erscheint wurden bei den RAU-Materialien die Elemente in Gruppen zusammengefasst (siehe Tabelle 23). Chrom ist sowohl in die Auswertung der Metalle als auch Oxianionen mit einbezogen worden. Da für die einzelnen Testmethoden unterschiedlich viele Analysendaten zur Verfügung stehen, sie aber evaluiert und bewertet werden müssen, wurden die Absolutwerte (der Klassenzugehörigkeit) in prozentuale Anteile umgerechnet. Diese Ergebnisse sind graphisch als Säulendiagramme dargestellt. Um eine objektive Bewertung bzw. Reihung dieser Ergebnisse zu ermöglichen, musste ein Wertungssystem eingeführt werden. Geringe Abweichungen (Faktoren  $+2$  bis  $-2$ ) wurden mit weniger „Schlechtpunkten“ bewertet als große Abweichungen ( $>$  Faktoren 100) (siehe Tabelle 24). Diese „Schlechtpunkten“ wurden mit dem Prozentanteil je Klasse und Test multipliziert und in der Folge die Testmethoden nach der Summe der „Schlechtpunkte“ gereiht. Die Reihung ist in Tabelle 27 dargestellt.

<b>Gruppe</b>	<b>Spezies</b>
Salze	Na, K, Cl
Hauptelemente (-spezies)	Ca, SO <sub>4</sub> , Al, Mg, Si
Metalle	Cd, Pb, Zn, Ni, Cu, Co, Cr, Fe, Zn, Mn, Ba
Oxianionen	B, Sb, Cr, Mo, V
"restliche" (N-hältige)	NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub>

**Tabelle 23: Zusammengefasste Elementgruppen für RAU-Materialien**

RAU-Materialien	Beschreibung	WERTUNG ("Schlechtpunkte")
Klasse > +100	Überschätzung der SIWA-Konzentrationen im Labortest um mehr als 2 Zehnerpotenzen	5
Klasse +10 bis +100	Überschätzung zwischen 1 und 2 Zehnerpotenzen	3
Klasse 2 bis + 9,99	Überschätzung zwischen Faktor 2 und einer Zehnerpotenz	1
Klasse +2 bis -2	Abweichung um maximal Faktor 2	0
Klasse -2 bis -9,99	Unterschätzung zwischen Faktor 2 und einer Zehnerpotenz	3
Klasse -10 bis -100	Unterschätzung zwischen 1 und 2 Zehnerpotenzen	5
Klasse > -100	Unterschätzung des SIWA-Konzentrationen im Labortest um mehr als 2 Zehnerpotenzen	7

**Tabelle 24: (Subjektive) Wertetabelle als Hilfsmittel zur Bewertung der Abweichungsklassen und zur Reihung der Testmethoden**

Abweichungen d. Rahmenbedingungen Lysimeter / Deponie von Szenario	Material (Verwitterungszustand)	pH (Bereich)	L/S (abhängig von Materialeigenschaften und regionalem Klima)	sonstige Abweichungen
Szenario (mittel- bis langfristig)	Karbonat-pufferbereich	8,5 bis 7,5	<1 bis 10 bis > 100	
<b>Derzeitige Rahmenbedingungen</b>				
RAU-SB	=	=	0,2	
RAU-S2	=	=	1,0	
RAU-S	=	=	1,0	
RAU-A	=	=	1,0	
KA-Depo	=	=	=	
KA-Lysimeter	Portlandit- und Ettringitbereich	11 bis 12	1,0	karbonatisierte Kornoberfläche aufgebrochen
IGLO	Portlandit- und Ettringitbereich	10 bis 11,2	1,7	
GAIL	=	=	=	
MY	=	=	=	Untergrund hat Einfluss auf SIWA

**Tabelle 25: Abweichung bzw. Übereinstimmung (=) der Rahmenbedingungen (Einflussfaktoren) in den Deponie- und Lysimeterversuchen vom mittel- bis langfristigen Szenario für anorganische Abfälle.**

Wie bereits in Kapitel 7.4.2 beschrieben, haben vor allem der pH-Wert (abgesenkt durch Verwitterungsprozesse), das Wasser zu Feststoffverhältnis (L/S – siehe Tabelle 26) sowie der Verwitterungszustand großen Einfluss auf das Auslaugverhalten der meisten Elemente (Spezies). Ein Vergleich der Labortestmethoden mit natürlichem Sickerwasser verwitterter anorganischer Abfälle sollte deshalb möglichst unter jenen Rahmenbedingungen durchgeführt werden, die dem vorgegebenen Szenarium entsprechen (siehe Tabelle 25) Kapitel 3.4). Einschränkende Vorgaben sind jedoch die der jeweiligen Testmethode (-vorschrift, Norm) innewohnenden Rahmenbedingungen (L/S-(Bereich), Korngröße, Elutionsmedium, ...). Die Rahmenbedingungen der Deponie- bzw Lysimeteruntersuchungen entsprechen bei den RAU-Materialien sowie den KA-Deponiesickerwässern sowohl im Verwitterungszustand (Karbonat-pufferbereich) als auch bei den pH-Werten (um pH 8), dem vorgegebenen Szenarium (siehe Tabelle 25). Das mittel- bis langfristig zu erwartende L/S-Verhältnis von ca. ( $\leq$ ) 2 bis 50 wird

bei diesen Materialien nur von den Deponiesickerwässern in KA , GAIL und MY erreicht. Für Ablagerungen sowie für gewisse Labortests werden bzw. wurden geochemische Gleichgewichte zwischen den Materialkomponenten (bestimmende Phasen) und dem Porenwasser/Sickerwasser erwartet und vorausgesetzt. Ist eine für eine bestimmte Spezies (Element) löslichkeitsbestimmende Phase in „relativ“ großen Mengen (Überschuß / Sättigung) vorhanden, so sollten sich theoretisch im Sickerwasser/Porenwasser so lange (Zeit und L/S) konstante Spezies-Konzentrationen einstellen, bis diese löslichkeitsbestimmende Phase ausgewaschen ist. Allgemein (zu Projektbeginn) wurde erwartet, daß diese geochemischen Gleichgewichte vor allem in verwitterten und gepufferten anorganischen Reststoffen über längere L/S-Verhältnisse und somit Zeiträume bestehen bleiben. Es wurde also postuliert, daß die MPWLP-Konzentrationen und Sickerwasserkonzentrationen (über weite L/S-Bereiche 0,2 bis > 10) konstant bleiben und eine eindeutige Bewertung über weite L/S-Bereiche (z.B. durch Extrapolation) zulassen. In einigen Fällen (z.B. Gips, Barium, Cu bei MY ...) konnte tatsächlich Sättigung über große L/S-Bereiche hinweg festgestellt werden. Für leichtlösliche Salze wurde Verdünnung und Auswaschung erwartet und bestätigt. Wie sich jedoch im Laufe der Untersuchungen herausgestellt hat, nehmen die Konzentrationen vieler Spezies im MPWLP mit steigendem L/S ab (bzw. geringfügig zu; siehe Tabelle 21). Als Ursache kommen mehrere (physikalische) Prozesse bzw. geochemische Modelle in Betracht auf die in Kapitel 7.4.4 näher eingegangen wird. Am wahrscheinlichsten sind dabei Gleichgewichtsmodelle wie „Sättigung und anschließend Abreicherung einer löslichkeitsbestimmenden Phase an den Kornoberflächen“ bzw. „Gleichgewicht mit mehreren Phasen oder Oberflächen“. Daß löslichkeitsbestimmende Phasen bereits nach relativ geringen L/S-Veränderungen durch andere löslichkeitsbestimmende Phasen abgelöst werden können, konnte auch an Hand berechneter Sättigungsindizes bestätigt werden (siehe Kapitel 7.4.4(; Beispiel Cu, Abbildung 94).

Da die Prozesse und Modelle und somit auch der weitere Verlauf der Sickerwässer bis L/S 10 bis jetzt noch nicht erreicht wurden, kann eine abgesicherte Evaluierung (Vergleich Sickerwasser mit Labortestmethoden) derzeit nur für jene Labormethoden durchgeführt die gleiche oder zumindest ähnliche L/S – Verhältnisse wie das Sickerwasser (bis L/S 2) aufweisen. Dies ist auf jeden Fall für die MPWLP-Versuche, die up-flow percolation Tests sowie näherungsweise die CEN (12457) Tests (bei L/S 2 = erster Elutionsschritt) möglich. Die Eluatkonzentrationen der dynamischen upflow percolation Tests, die natürlich verwittertes Material verwenden („a“; ist das natürlich verwitterte Material aus Lysimetern bzw. Deponie), sollten den jeweiligen Sickerwasserkonzentrationen am ehesten entsprechen („a“ dient als Kontrollmaterial). Für die übrigen Testmethoden ist der direkte Vergleich erst nach Erreichen höherer L/S im Sickerwasser möglich.

	RAU-SB	RAU-S2	RAU-S	RAU-A	MY	KA	IGLO	GAIL
Al	5,8	2,5	2,2	-1,3	-3,1	4,0	2,8	-1,0
Sb	-1,8	-2,2	-5,3	-2,2	-1,0	-1,6	-1,5	1,5
B	-7,5	-4,0	-21,9	-22,2	-2,9	-2,9	-11,1	-10,6
Ba	-11,1	-5,5	1,4	-3,0	2,2	2,8	1,1	-3,0
Pb	1,4	-1,0	-1,0	-3,1	-2,0	3,3	4,0	1,9
Cd	-1,8	-1,0	-1,5	-1,6	-1,1	-1,1	-1,6	1,7
Cr	-14,1	-14,3	-9,1	-3,9	-2,0	-6,5	19,6	-1,8
Fe	1,3	-2,1	-2,9	1,0	-1,1	1,9	-1,4	1,1
Co	-10,1	-1,4	-2,2	-3,6	-1,4	-1,4	-8,7	1,7
Cu	-23,2	-37,1	-56,8	-1,1	-5,1	1,1	-27,2	4,3
Mn	-163,2	-78,5	-361,1	-6,4	-3,6	-40,4	-85,3	-4,2
Mo	-13,7	-10,7	-5,5	-2,1	1,5	-48,5	-4,2	1,6
Ni	-6,4	1,4	-12,4	8,9	-4,6	5,7	-59,0	2,9
Si	1,3	2,2	4,4	1,1	-3,0	-1,2	-1,1	1,3
V	-1,1	-10,8	-5,3	-98,6	1,6	-1,6	-22,9	2,3
Zn	-2,6	-6,3	-19,4	-2,8	-4,4	-1,2	-12,8	-1,3
Ca	-30,9	-21,9	-13,5	1,4	-1,5	-1,9	-12,0	-1,9
Mg	-459,3	-114,9	-125,1	-41,5	-3,5	-4,6	-56,0	-10,5
Na	-316,0	-273,4	-328,4	-174,1	-3,9	-30,7	-122,7	-21,4
K	-58,3	-47,0	-83,5	-77,3	-1,4	-6,0	-23,9	-41,3
Cl	-2.080,4	-603,0	-1.167,9	-487,4	-3,1	-43,7	-298,5	-31,7
SO4	-67,0	-138,7	-151,0	-11,0	-1,4	-82,7	-23,1	-16,0
NO3	-5,5	-8,7	1,3	-31,7	-3,7	-34,6	-5,3	-3,0
PO4	2,3	1,3	1,1	-1,6	-2,0	1,4	18,8	-2,6
NH4	1,2	-3,4	-12,6	-4,3	-3,5	-6,0	-1,4	-6,0

**Tabelle 26: Abnahme- (-) bzw. Zunahmefaktor (+) der Konzentrationen im MPWLP von L/S 0,2 bis L/S 10 (Mittelwerte aus Mehrfachbestimmungen)**

Der indirekte Vergleich ist jedoch bei jenen Materialien und Spezies möglich, die eine gute Übereinstimmung (Abweichungsfaktor < 5; = eine halbe Zehnerpotenz) zwischen den Sickerwasserkonzentrationen und den MPWLP-Konzentrationen (bei gleichem L/S) aufweisen. In einem ersten Schritt wurden die entsprechenden Elemente und Materialien herausgefiltert (Abbildung 61 und Tabelle 29). In einem weiteren Schritt (2. Evaluierungsschritt) erfolgt der Vergleich der MPWLP-Referenzkonzentrationen (bei L/S 10; Tabelle 30) mit den übrigen Testmethoden (bei L/S 10 oder passendem L/S; Abbildung 62). Der dritte Evaluierungsschritt besteht in der Evaluierung der kumulativen Frachten (siehe Abbildung 63 und Tabelle „MPWLP-Referenzwerte bei hohem L/S). Basis hierfür (2. und 3. Schritt) stellt jedoch die Verifizierung der Hypothese dar, derzufolge die weiteren Sickerwasserentwicklungen bis L/S 10 jenen der jeweiligen MPWLP Verläufe folgen werden (siehe Abbildung 62).

#### 7.4.3.3 Ergebnisse der 1. Evaluierungsstufe bei geringem L/S (Konzentrationen)

Sehr gut mit den Sickerwasserkonzentrationen (Summe aller „Spezies“) passen die dynamischen Testmethoden, unter Verwendung natürlich bzw. künstlich gealterter Materialien („MPWLP-Test“ und „upflow a“) überein, wobei 40 % bis 50 % der Werte praktisch nicht (Faktor  $< \pm 2$ ) und nur wenige Werte (Eluatkonzentration) mehr als eine Zehnerpotenz abweichen. Der hohe Übereinstimmungsgrad Sickerwasser zu „upflow a“ bestätigt, daß dynamische Testmethoden zur Beschreibung des Sickerwassers geeignet sind. Sehr gut schneidet auch der ebenfalls neu entwickelte „CO<sub>2</sub> 8,3 n-K“ Test („CO<sub>2</sub>-Gleichgewichtstest“) ab. Ausgenommen der „pH-stat n“- (pH-stat Test bei pH 8,3) und der „CO<sub>2</sub> 6,5 n“-Tests (Schweizer CO<sub>2</sub>-Test) können alle Normtests das Sickerwasser im Schnitt nur unzureichend bis sehr schlecht simulieren (siehe Tabelle 34 bis Tabelle 35 sowie Abbildung 65 bis Abbildung 70).

Differenziert man zwischen den in Tabelle 23 aufgelisteten Elementgruppen, so zeigt sich für einige Testmethoden, ein anderes Bild (siehe Tabelle 34 bis Tabelle 35 sowie Abbildung 65 bis Abbildung 70). Die drei Tests „MPWLP“, „MPWLP T“ und „upflow a“ liefern jedoch auch bei einer Differenzierung in praktisch allen Fällen die besten Ergebnisse. Besonders gut schneidet der „MPWLP T“ ab, der mit den Sommersickerwässern verglichen wird, und die Unterschiede im Sickerwasser, die sich durch Trockenperioden ergeben, simuliert. Für die Simulation der Salzkonzentration ist eine sukzessive, mehrmalige Beprobung in dynamischen Testmethoden erforderlich. Die Hauptspezies können aber auch vom „pH-stat n“, „CO<sub>2</sub> 8,3 n-K“ (CO<sub>2</sub> –Gleichgewichtstest an künstlich gealtertem Material) sowie dem „CEN – 2 – a“ relativ gut simuliert werden. Tests an frischem Material ohne induzierte pH-Änderung können das Hauptspeziesverhalten nicht wiedergeben.

Praktisch alle CO<sub>2</sub>-Tests können die Metallkonzentrationen hinreichend bis sehr gut beschreiben.

Die Konzentrationen der Oxianionen im Sickerwasser werden am besten von Testmethoden, die an künstlich aber auch natürlich gealtertem Material durchgeführt werden und daher den gleichen pH-Wert wie das Sickerwasser aufweisen, simuliert. Es sind dies vor allem der „MPWLP T“, der „CO<sub>2</sub> 8,3 n-K“, der „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“ der „pH-stat n-K“, und „CEN – 2 – a“.

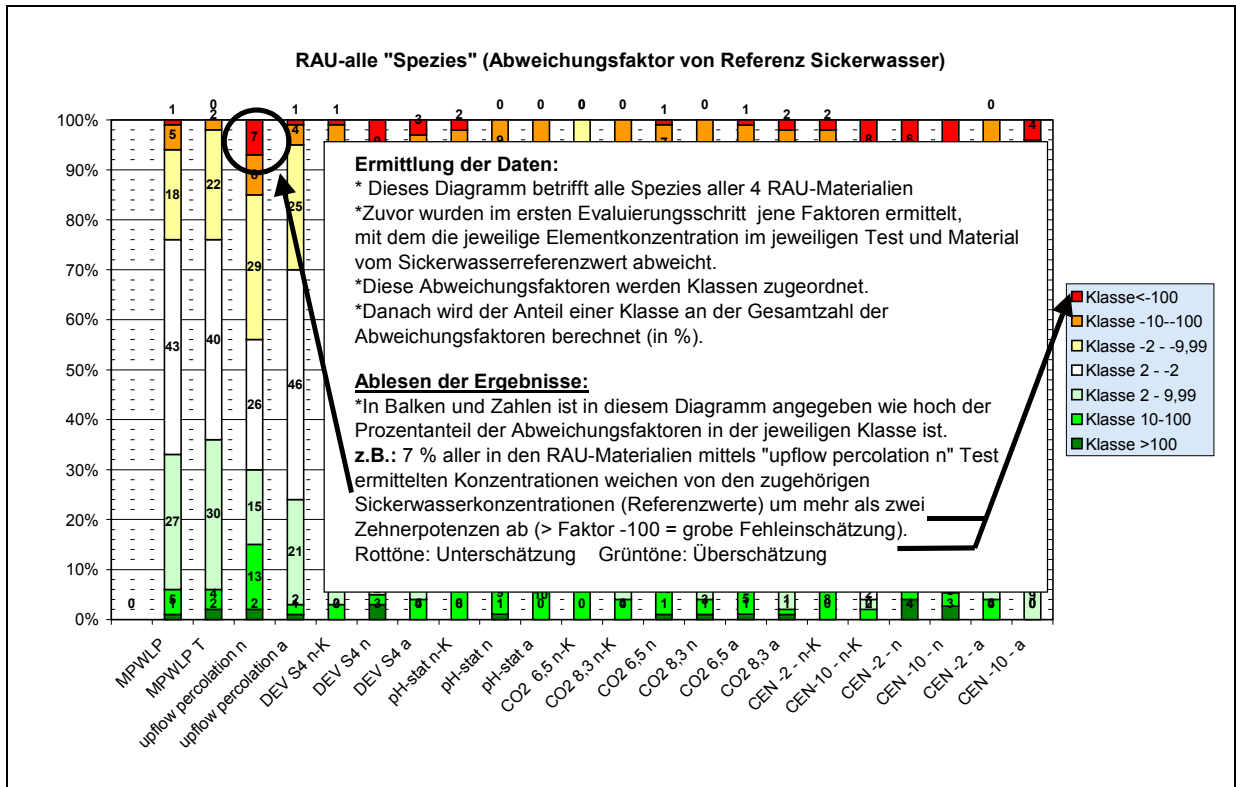
Die drei Tests „MPWLP“, „MPWLP T“ und „upflow a“ liefern auch bei der Differenzierung in Elementgruppen in praktisch allen Fällen die besten Ergebnisse. Die Tabellen mit den sortierten Abweichungsfaktoren je Material und Element sowie die original Konzentrationen je Testmethode, Sickerwasser, Material und Element sind im Anhang zu finden.

Die Reihung der 7 Testmethoden (sind in Tabelle 27 fett hervorgehoben), die bereits heute das (annähernd) gleiche L/S-Verhältnis wie das Sickerwasser aufweisen bestätigt, daß jene Labortests die an frischem Material durchgeführt werden, das mittel- bis langfristige Verhalten anorganischer Abfälle (ausgenommen Salze) nur unzureichend beschreiben können (siehe auch Tabelle 32). Dazu gehören die zwei Standardtests „upflow percolation n“ und „CEN (12457) 2 n“. Die Neuentwicklungen MPWLP und MPWLP T, die an künstlich gealtertem Material durchgeführt werden, liefern auch in diesem Vergleich die besten Resultate. Für die Testmethoden

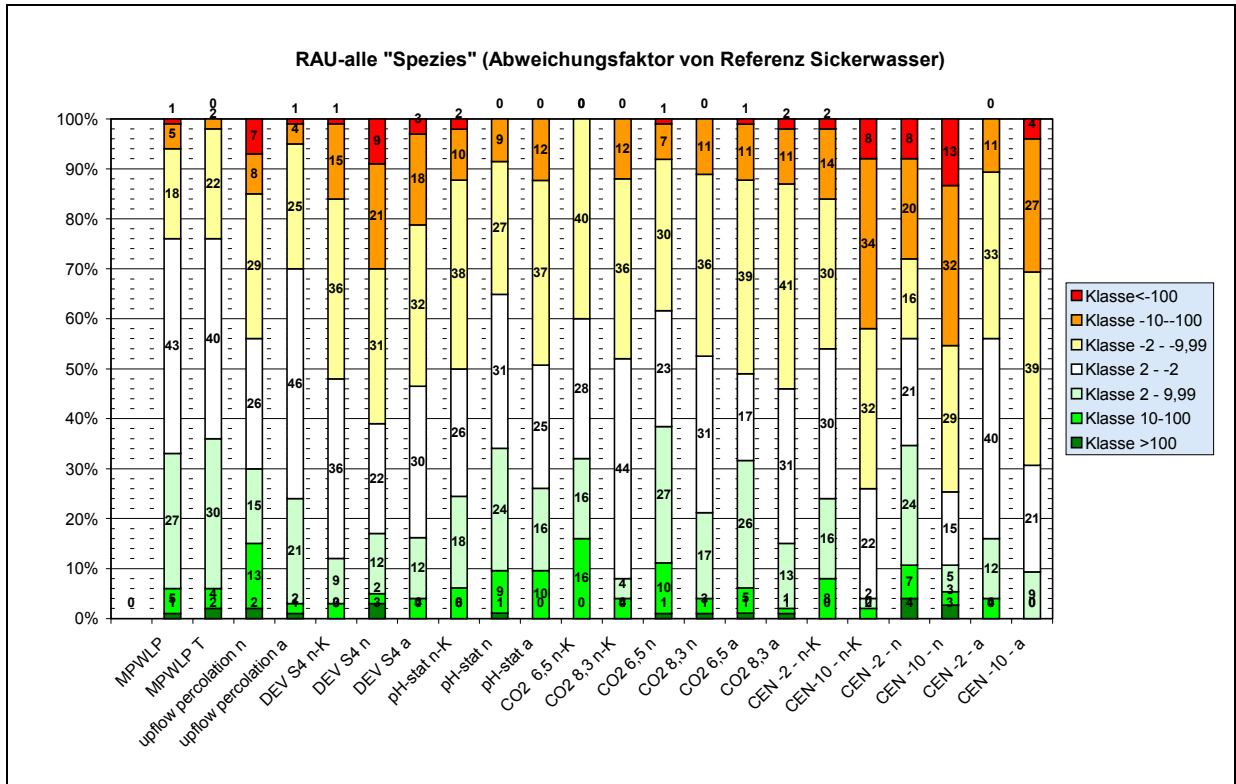
„MPWLP“, „MPWLP T“ (neu entwickelte Test), die „upflow percolation n“ und „-a“ Tests sowie die erste Stufe (L/S 2) der „CEN (12457) 2“-Tests sind die prozentualen Anteile der klassifizierten Abweichungsfaktoren vom Sickerwasser in der Abbildung 72 bis Abbildung 77 dargestellt (Ablese der Ergebnisse siehe auch Abbildung 64).

Da sich die übrigen 3 Materialien (bzw. 4 Sickerwässer: KA-Deponie; KA-Lysimeter; IGLO und GAIL ) in mindestens einer für das Auslaugverhalten entscheidenden Eigenschaft (Material selbst, Verwitterungszustand, ...) von den RAU-Materialien unterscheiden, wurden sie gesondert ausgewertet. Die Auswertung erfolgte bei diesen Materialien jeweils für alle chemischen Spezies gemeinsam wobei weiters die Abweichungsklassen „10 bis 100“ und „> 100“ zusammengefasst wurden. Die Einzelabweichungen sortiert nach Materialien, Elementen und Testmethoden sind im Anhang im Detail aufgelistet. Wie in Tabelle 40 dargestellt schneiden für IGLO bei diesem Vergleich die Labortests an frischen Materialien vergleichsweise besser ab als bei den RAU-Materialien. Dies ist darauf zurückzuführen, daß das Material einen relativ frischen Zustand und somit hohen pH-Wert von 10 bis 11,2 aufweist, wohingegen die künstlich verwitterten Materialien einen pH von ca. 8 (Karbonatpufferbereich) im Eluat ergeben.

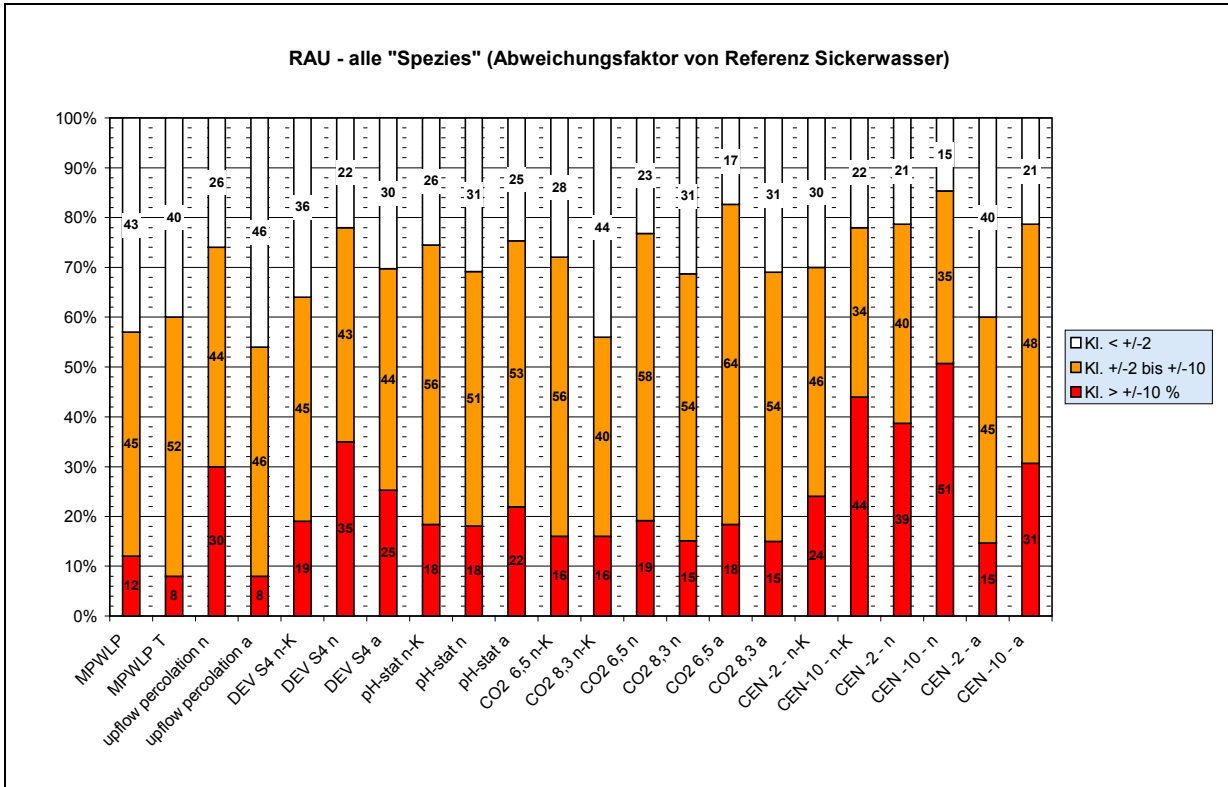
Ähnliches gilt für das Sickerwasser von „KA-Lysimeter“. Hier ist der hohe pH-Wert, trotz relativ hohen Alters des Materials, auf die Zerstörung der Karbonatkrusten und somit Freilegung der CaO-reichen Kerne der Schlackekörner während des Einbaus in das Lysimeter zurückzuführen. „MPWLP“ und „upflow n“ die direkt mit dem Lysimetersickerwasser vergleichbar sind (vergleichbares L/S) schneiden hier relativ gut ab, wobei bei „upflow n“ keine Abweichungen von mehr als einer Zehnerpotenz gegenüber dem Lysimetersickerwasser auftreten. Für das Sickerwasser der KA-Deponie (ca. pH 9) zeigt der MPWLP und vor allem der „MPWLP T“ (Testablauf mit intermittierendem Trockenfallen/Oxidation) geringere Abweichungen als der „upflow n“. Bei GAIL, dem natürlichen erzhältigen Karbonat, unterscheiden sich die angewandten Testmethoden in ihren Abweichungen nicht sehr. Die Unterschätzungen (> Faktor –10) im Labor betreffen hier hauptsächlich  $\text{NH}_4$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ , aber auch Zn und Cd (siehe Tabelle mit sortierten Abweichungsfaktoren im Anhang).



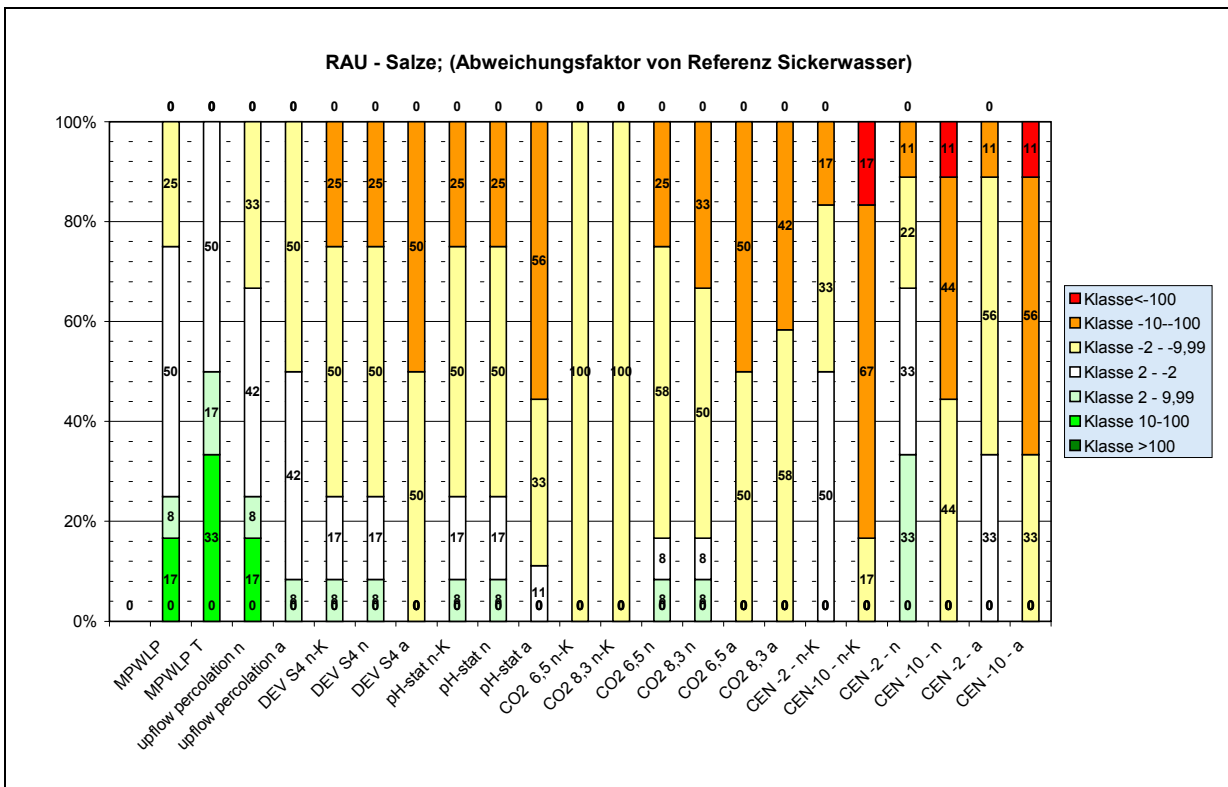
**Abbildung 64: Erklärung der Grafiken (Klasse mit Abweichungsfaktor in Legende)**



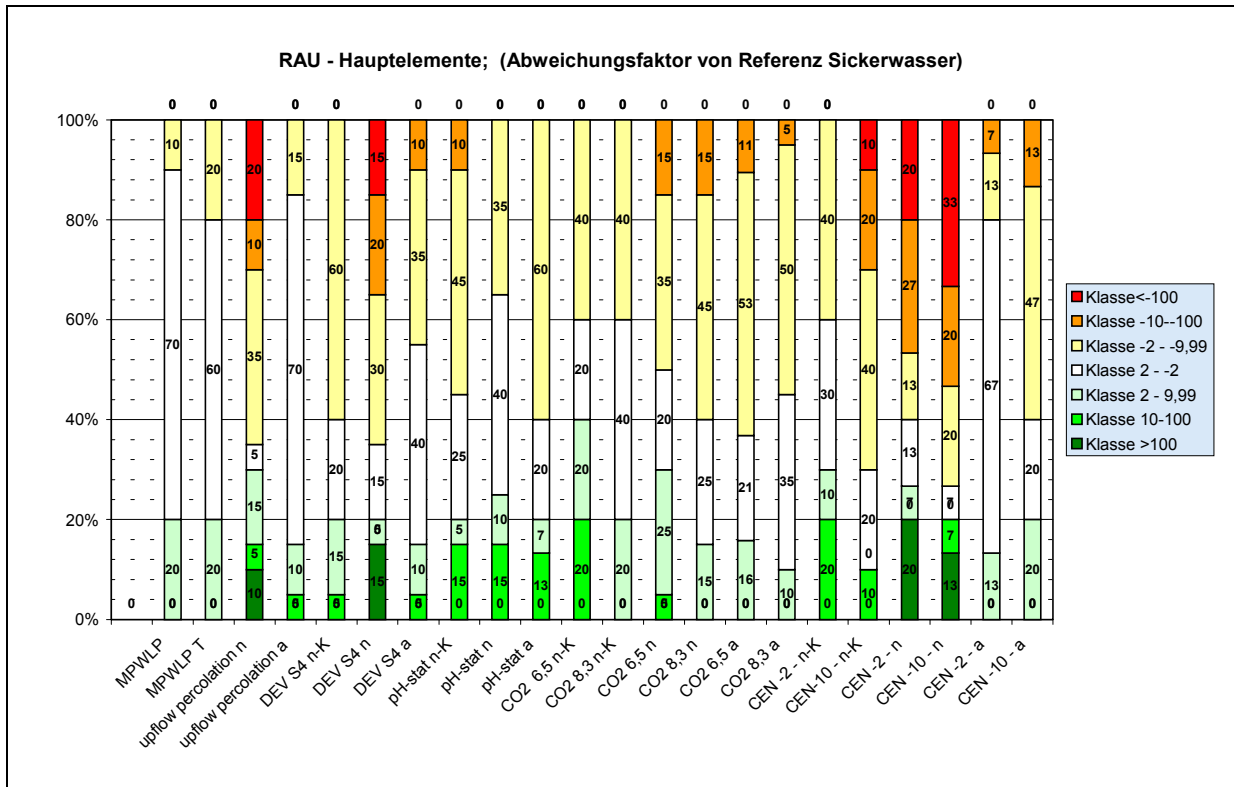
**Abbildung 65: RAU- alle Spezies. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



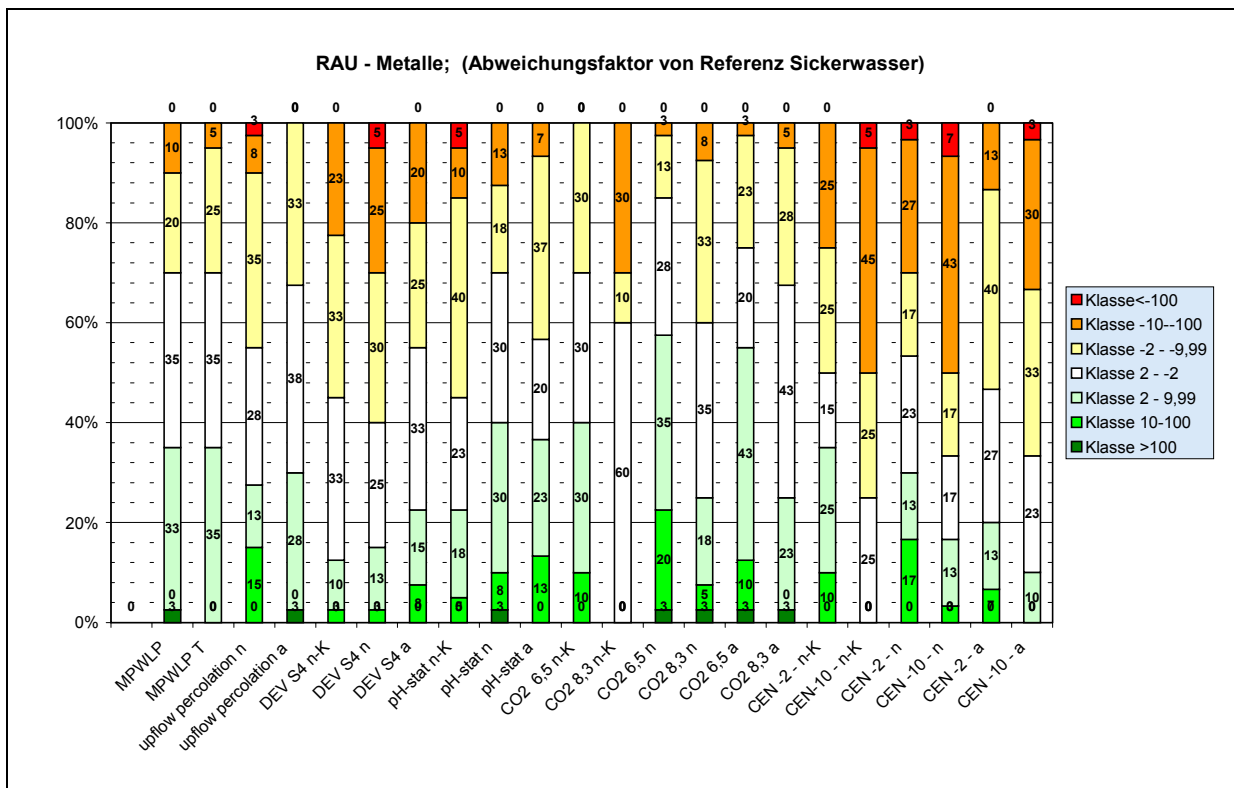
**Abbildung 66: RAU – alle Spezies. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser. Über- und Unterschreitungen in gleicher Faktorenklasse zusammengefaßt.**



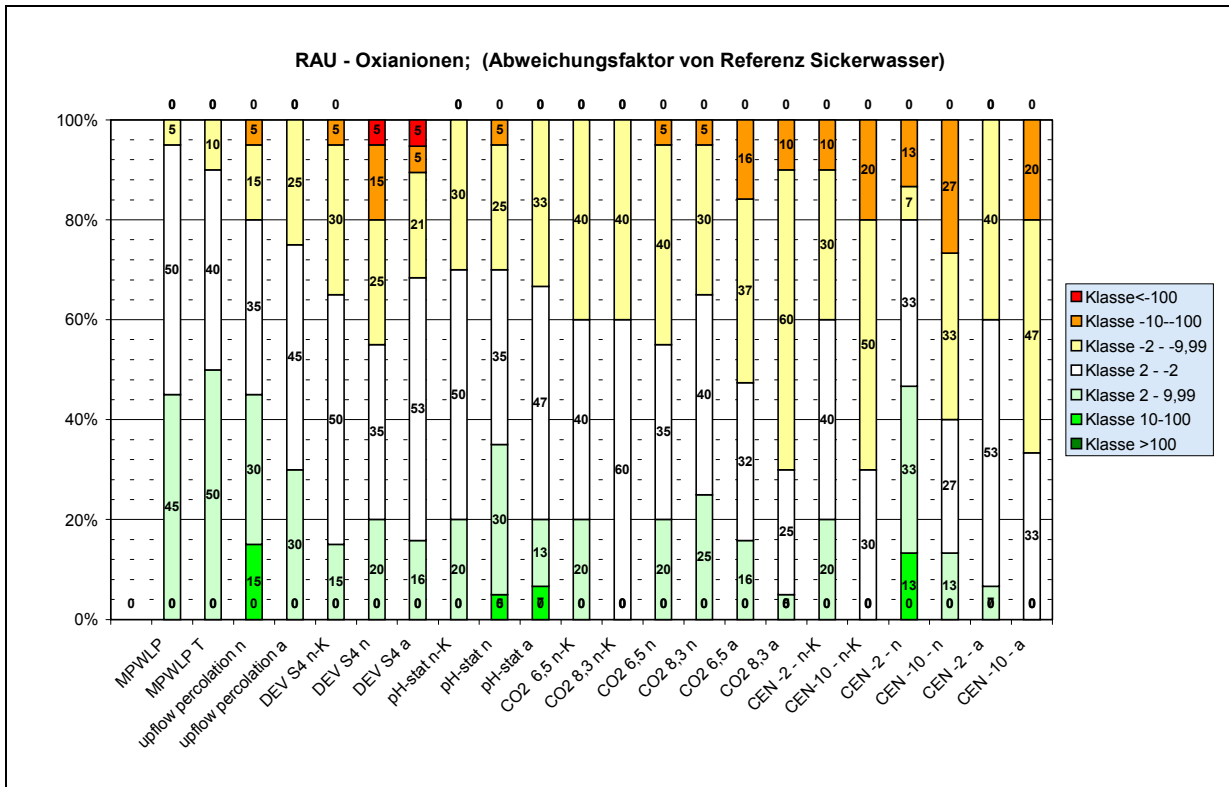
**Abbildung 67: RAU – Salze. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



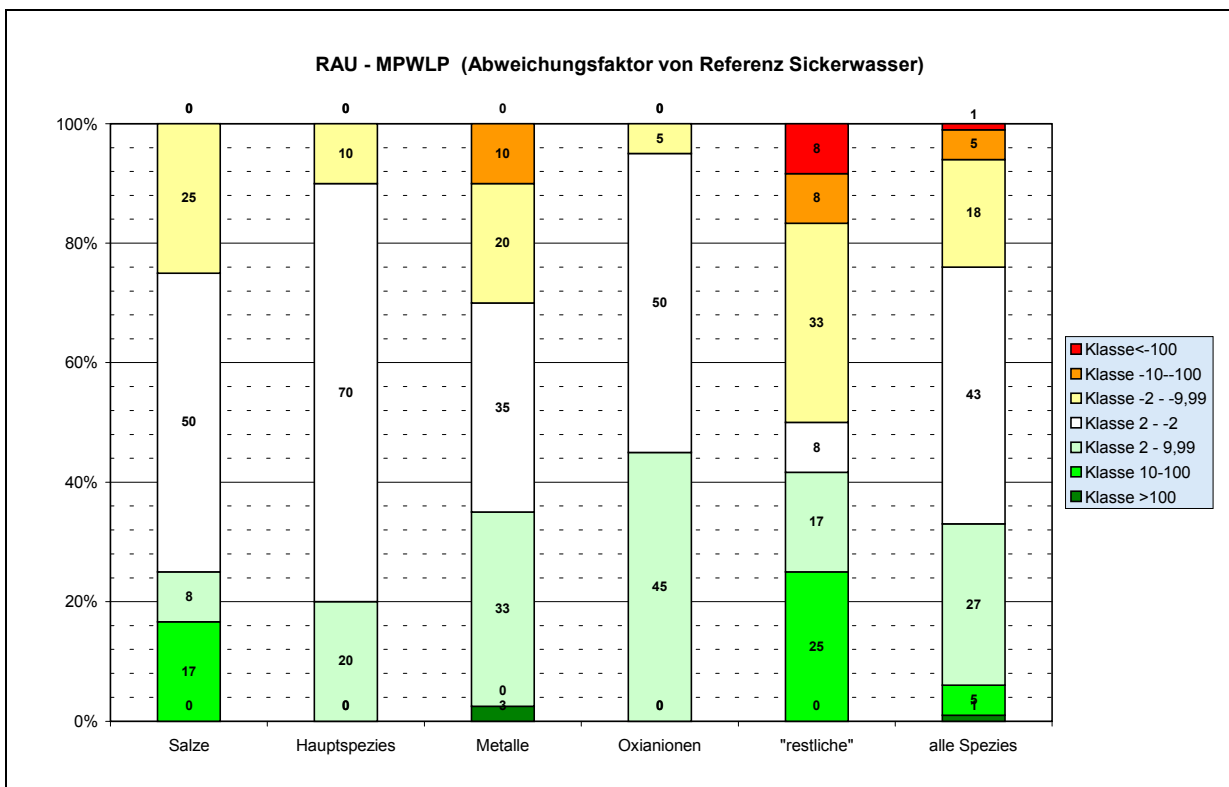
**Abbildung 68: RAU – Hauptelemente. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



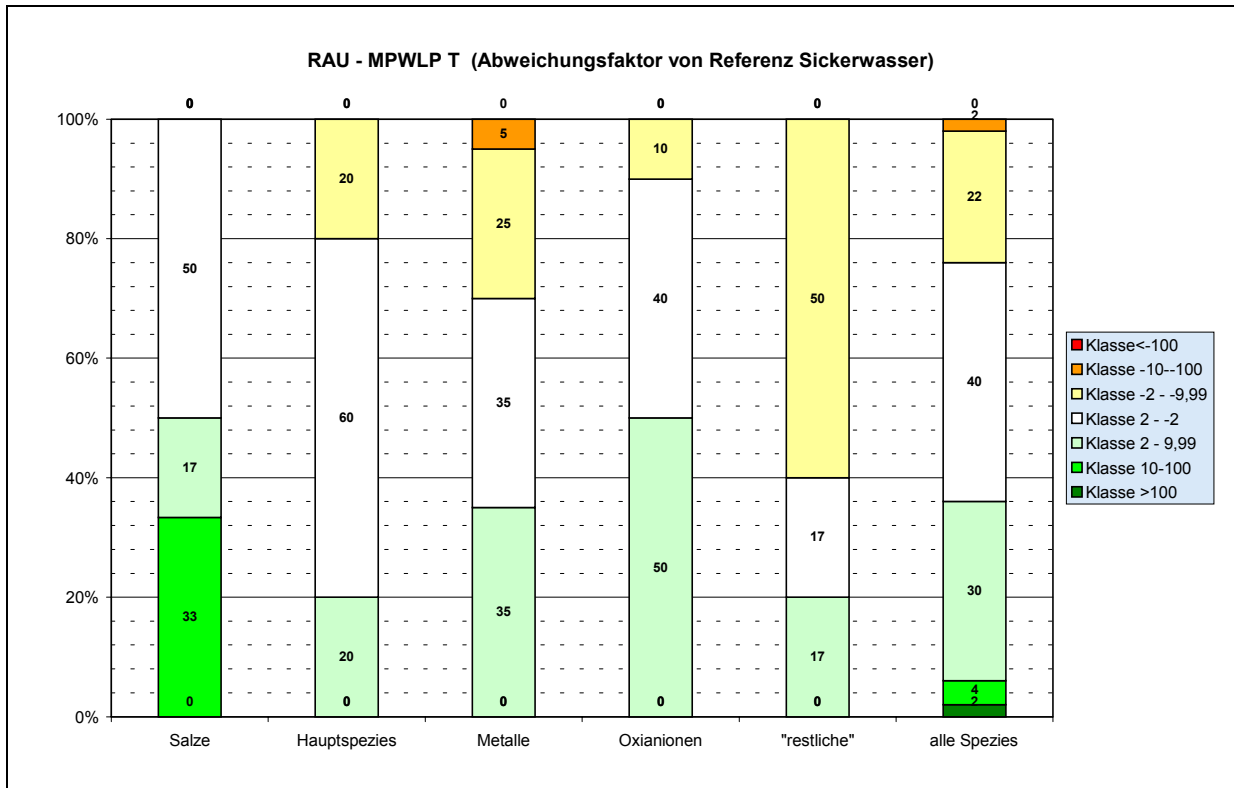
**Abbildung 69: RAU – Metalle. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



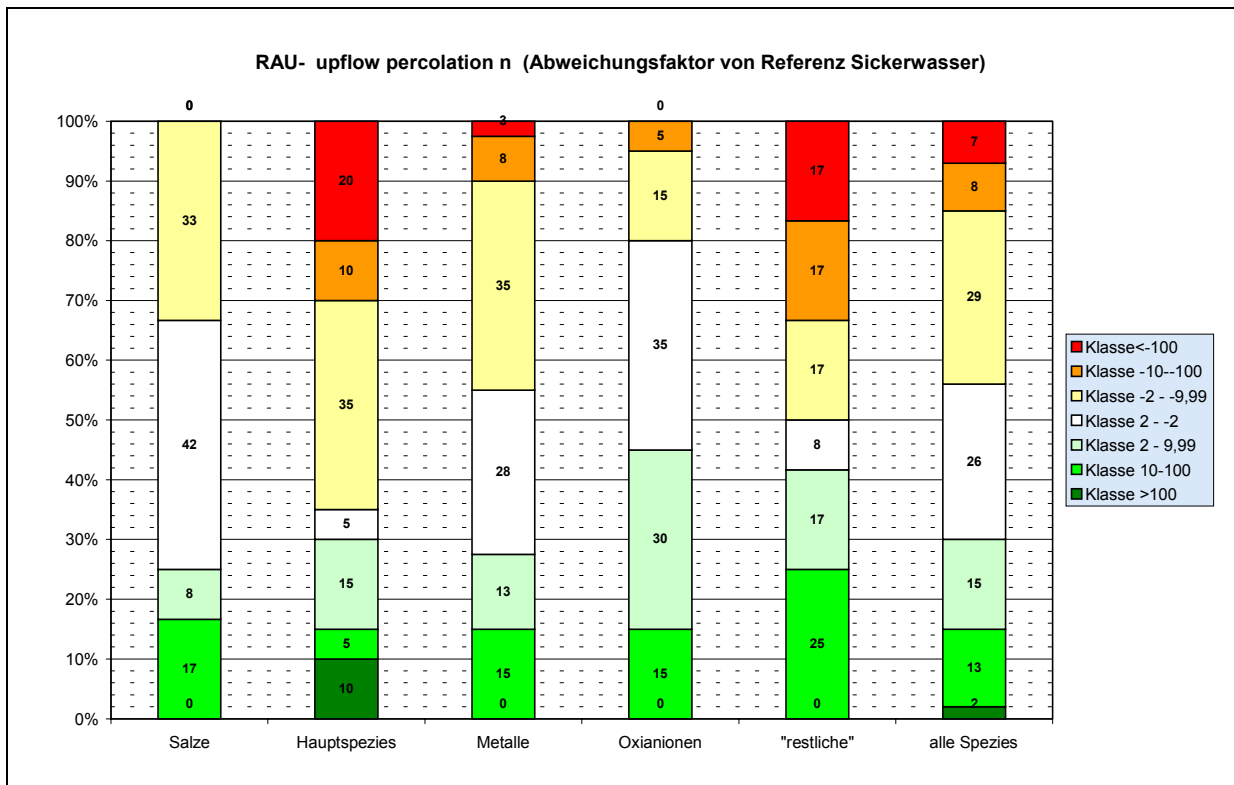
**Abbildung 70: RAU – Oxianionen. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



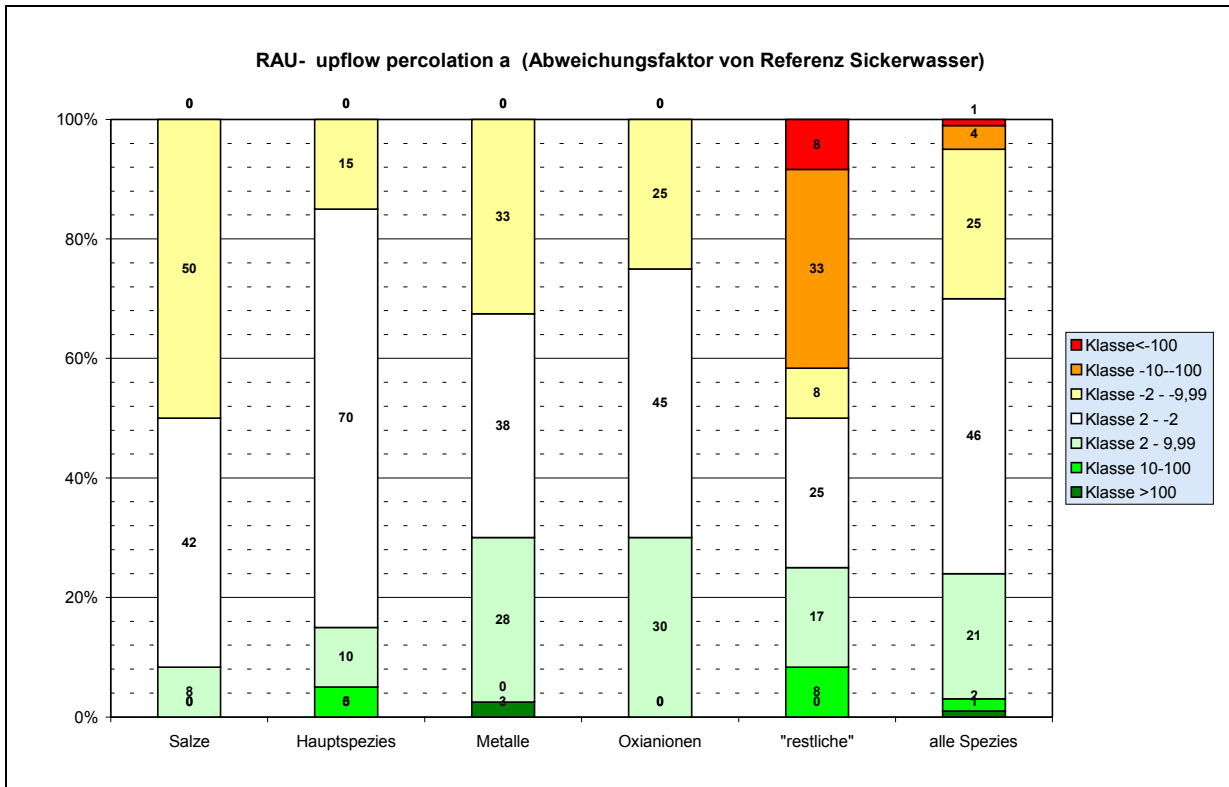
**Abbildung 71: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren gegenüber der Referenz Sickerwasser je Klasse und Elementgruppe für die Testmethode „MPWLP“ (künstlich gealtertes Material).**



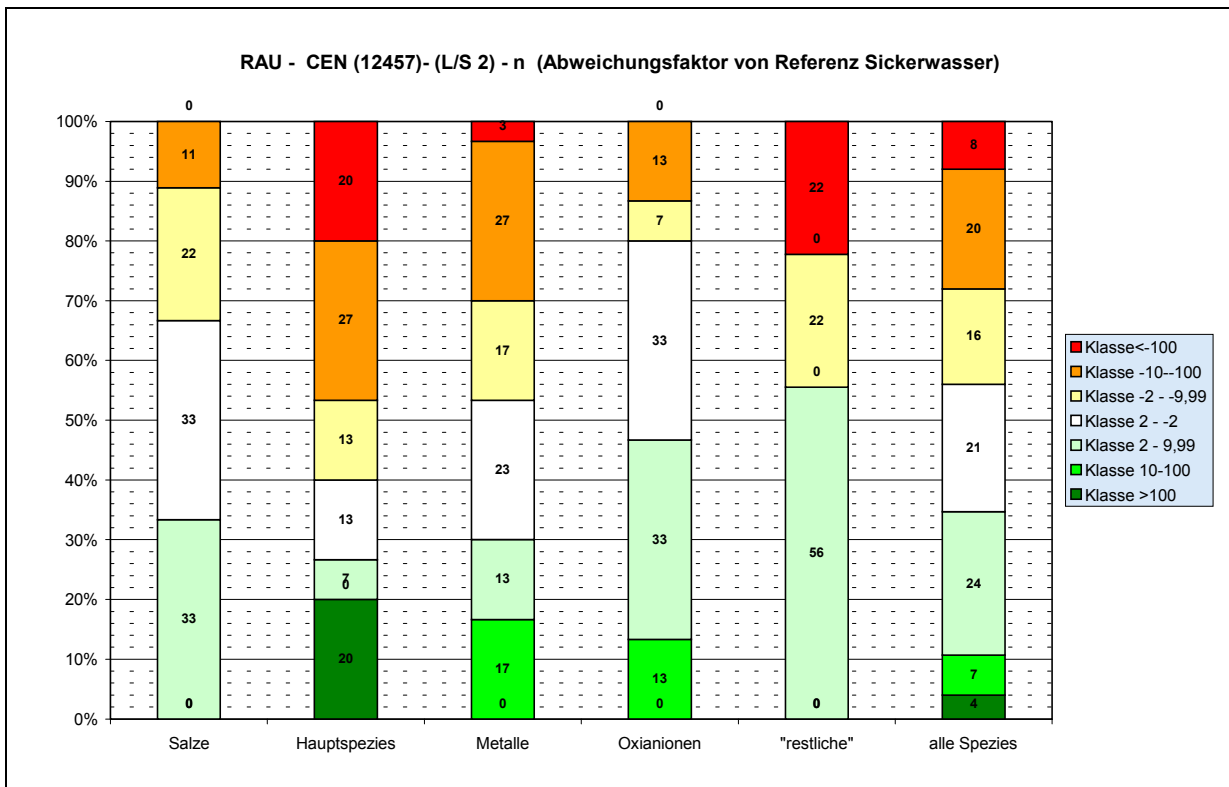
**Abbildung 72: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Elementgruppe für die Testmethode „MPWLP T“ (künstlich gealtertes Material).**



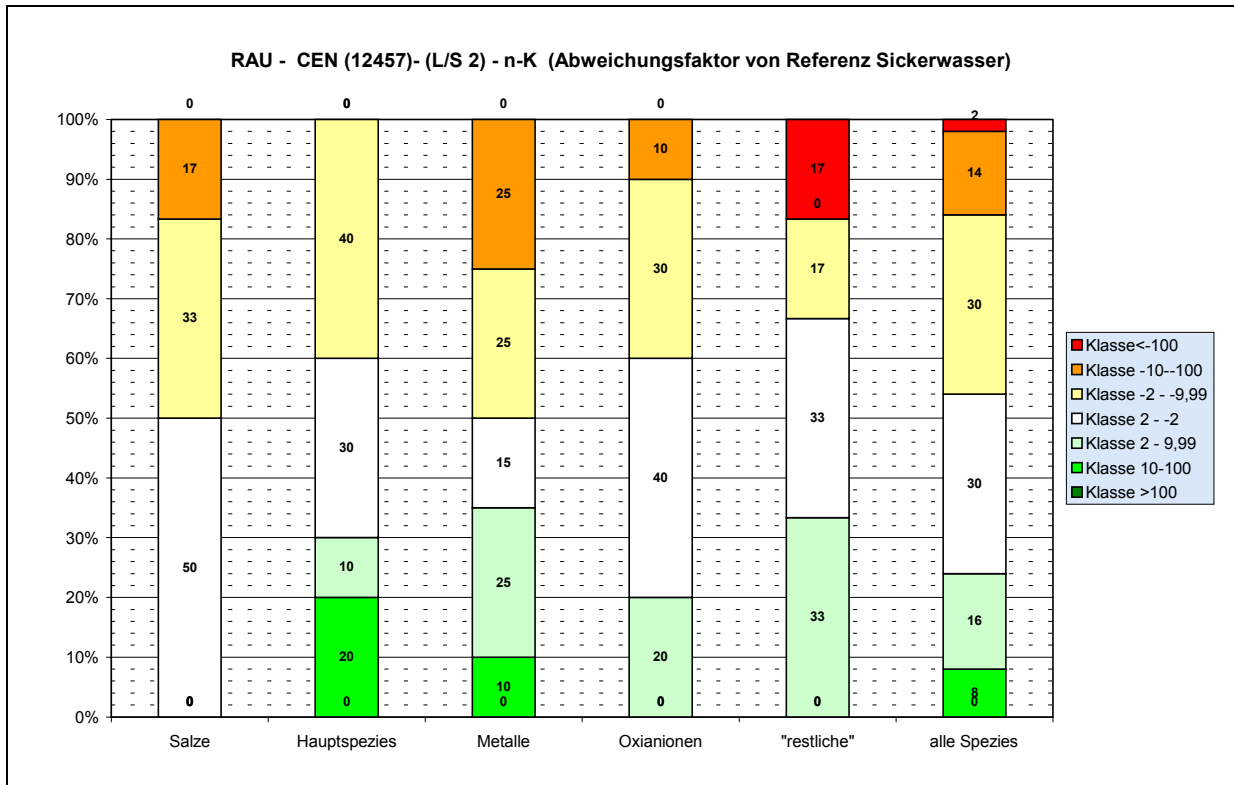
**Abbildung 73: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Elementgruppe für die Testmethode „upflow percolation n“ (frisches Material).**



**Abbildung 74: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Elementgruppe („upflow percolation a“ natürlich verwittertes Material).**



**Abbildung 75: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren gegenüber der Referenz Sickerwasser für „CEN (L/S 2) -n“ (frisches Material).**



**Abbildung 76: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren gegenüber der Referenz Sickerwasser für „CEN (12457) – L/S 2 - n-K“ (künstlich gealtertes Material).**

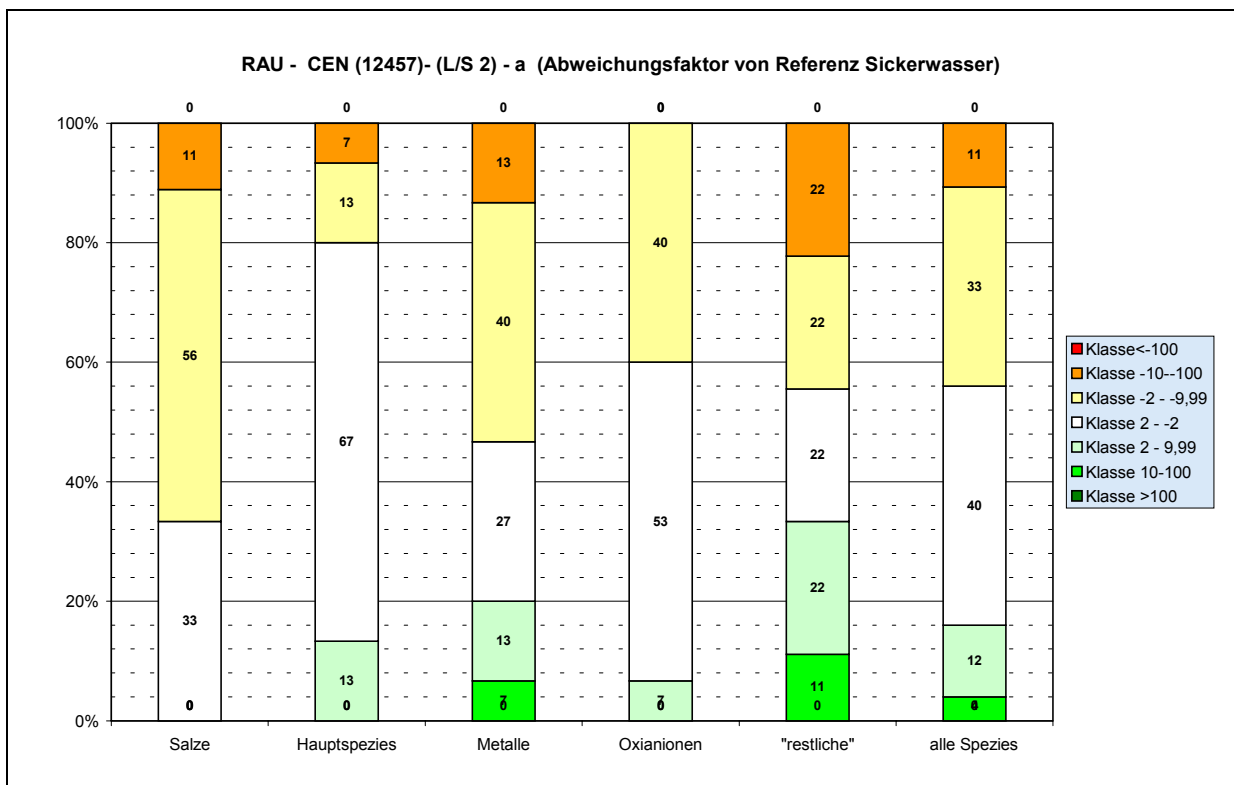


Abbildung 77: Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren gegenüber der Referenz Sickerwasser „CEN (12457) – L/S 2 - a“ (nat. verwittertes Material).

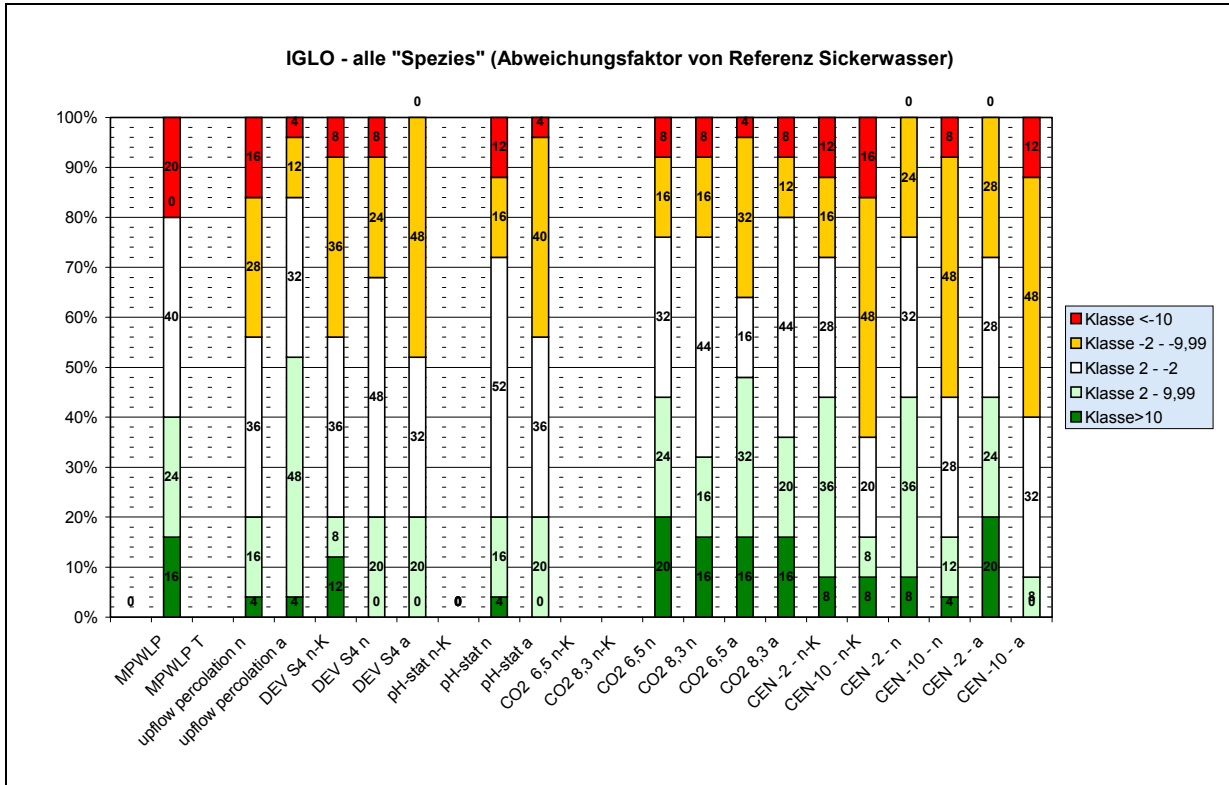
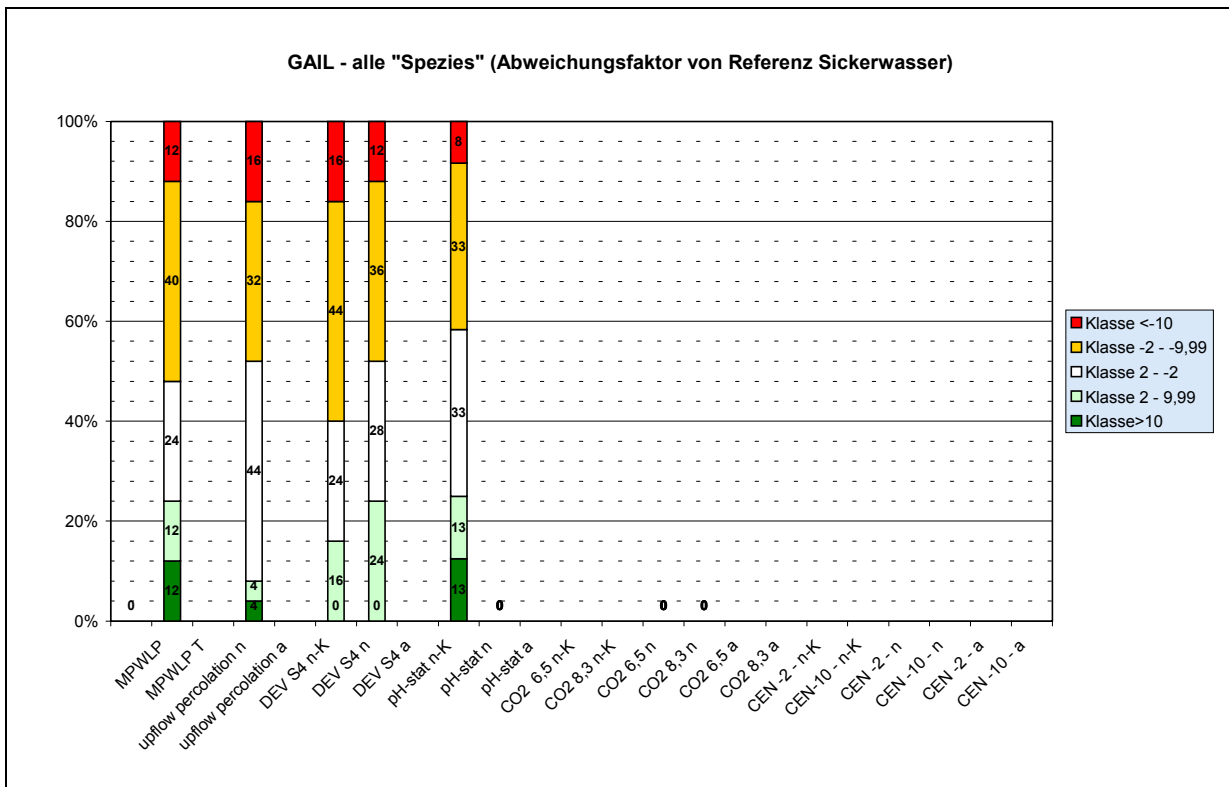
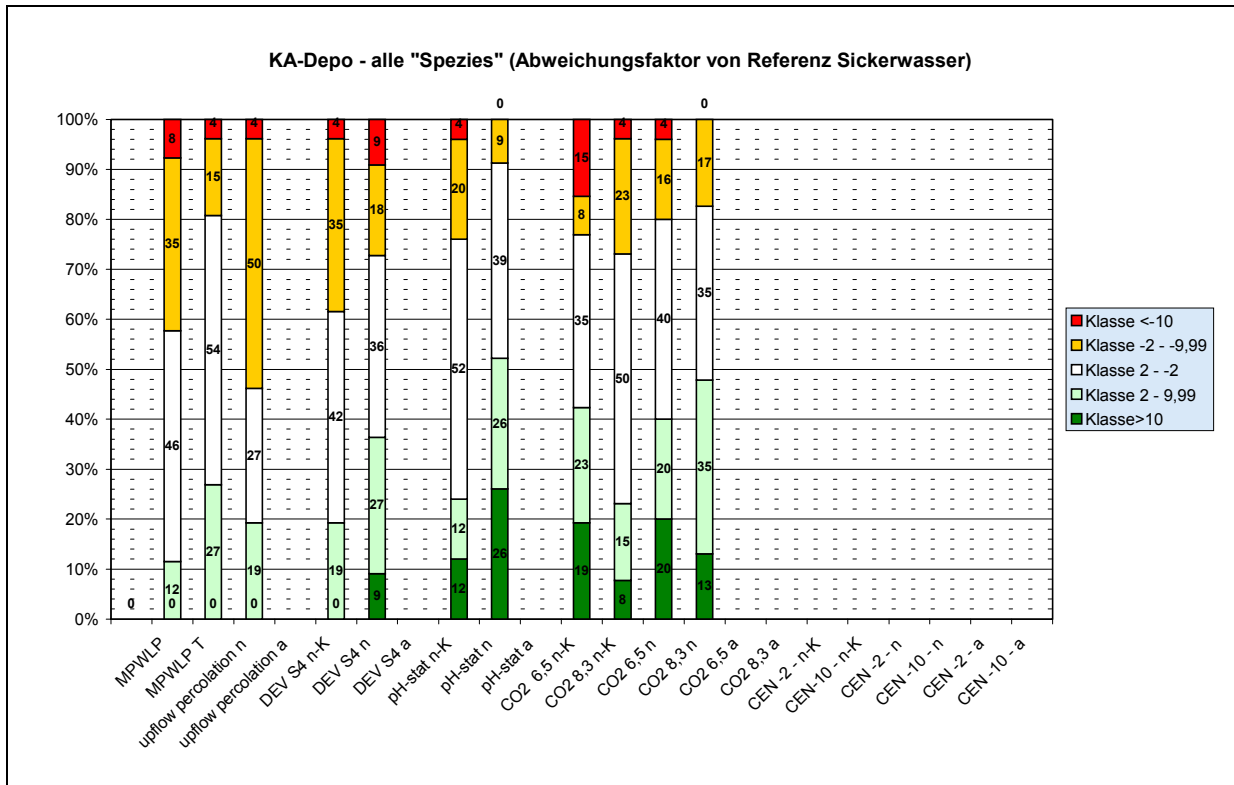


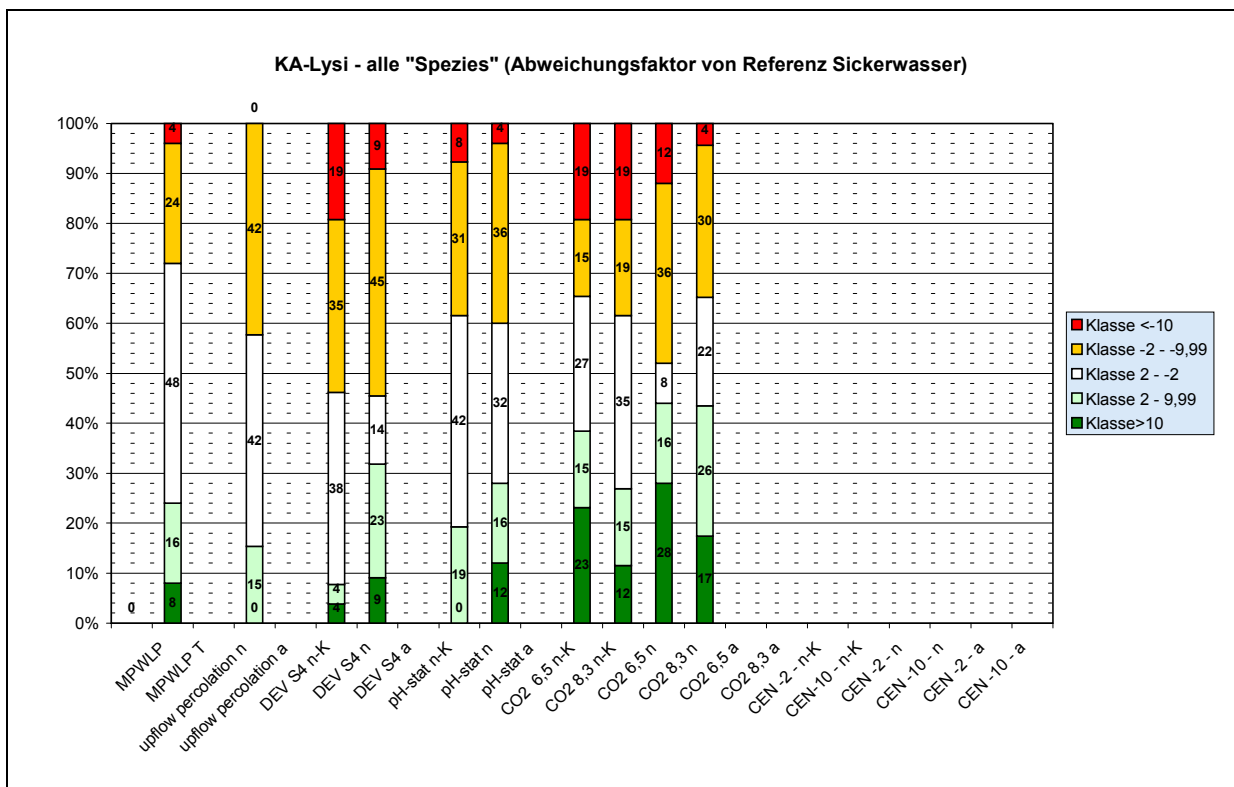
Abbildung 78: IGLO - Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.



**Abbildung 79: GAIL - Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



**Abbildung 80: KA-Depo. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**



**Abbildung 81: KA-Lysimeter. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der Referenz Sickerwasser.**

1.Evaluierungsstufe - Reihung der Testmethoden nach Bewertung mit Punktesystem	Salze	Haupt-spezies	Metalle	Ox-ianionen	alle "Spezies" (ausgen. NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> )	"Schlecht-punkte"
<b>MPWLP</b>	2	1	5	1	1	398
<b>MPWLP T</b>	1	3	1	2	2	412
<b>upflow percolation a</b>	5	2	2	3	3	471
<b>CEN -2 - a</b>	7	4	14	6	4	656
CO <sub>2</sub> 8,3 n-K	12	5	8	5	5	740
<i>pH-stat n</i>	8	6	8	12	6	768
<b>CEN -2 - n-K</b>	6	9	17	14	7	788
CO <sub>2</sub> 6,5 n-K	12	10	4	9	8	790
DEV S4 n-K	8	11	15	7	9	851
<i>CO<sub>2</sub> 6,5 n</i>	14	12	6	16	9	851
pH-stat n-K	8	17	16	4	11	866
CO <sub>2</sub> 8,3 n	15	13	8	9	12	870
<b><i>upflow percolation n</i></b>	<b>4</b>	<b>19</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>13</b>	<b>896</b>
DEV S4 a	18	7	12	11	14	935
pH-stat a	16	15	11	8	15	944
CO <sub>2</sub> 8,3 a	17	8	3	19	16	946
CO <sub>2</sub> 6,5 a	18	14	7	18	17	997
<b>CEN -2 - n</b>	<b>3</b>	<b>21</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>18</b>	<b>1.006</b>
<i>DEV S4 n</i>	8	19	18	17	19	1.133
CEN -10 - a	21	16	20	20	20	1.206
CEN-10 - n-K	22	18	21	22	21	1.405
<i>CEN -10 - n</i>	20	22	22	21	22	1.497

**Tabelle 27: Reihung der Testmethoden für die RAU- Materialien unter Verwendung der Bewertung mittels „Punktesystem“ als Hilfsmittel. Niedrigster Rang bedeutet geringste (bewertete) Abweichung der jeweiligen Testmethode und Speziesgruppe von den Sickerwasser-referenzwerten. Standardisierte bzw. „übliche“ Testmethoden sind hell hinterlegt. Neu entwickelte bzw. modifizierte (Testmethoden sind grau hinterlegt. Testmethoden die direkt mit natürlichem Sickerwasser (gleiches L/S) verglichen werden können sowie die Ränge 1 bis 5 sind fett hervorgehoben.)**

Original-bezeichnung (Kurzversion)	Kurzbezeichnung in Diagrammen und Tabellen	Material (Verwitterung)	pH (Bereich)	L/S	Korngröße	Medium	Redox-bedingungen	Kontaktzeit
Sickerwasser (Referenz)	SIWA	Referenz	Referenz	Referenz	Referenz	Referenz	Referenz	Referenz
MPWLP	MPWLP 1/2				++	+	+	+
MPWLP T	MPWLP-D				++	+		+
upflow percolation n	UPFLOW-f	+++	+++		++	+	+	+
upflow percolation w	UPFLOW-w				++	+	+	+
DEV S4 n-K	S4-a			+++	++	+	+	++
DEV S4 n	S4-f	+++	+++	+++	++	+	+	++
DEV S4 a	S4-w			+++	++	+	+	++
pH-stat n-K	pH-stat-a	+		+++	+++	+++	+	++
pH-stat n	pH-stat-f	+++		+++	+++	+++	+	++
pH-stat a	pH-stat-w			+++	+++	+++	+	++
CO <sub>2</sub> 6,5 n-K	CO <sub>2</sub> - a - 6,5		+	+++	++	+	+	++
CO <sub>2</sub> 8,3 n-K	CO <sub>2</sub> - a - 8,3			+++	++	+	+	++
CO <sub>2</sub> 6,5 n	CO <sub>2</sub> - f - 6,5	+++	+	+++	++	+	+	++
CO <sub>2</sub> 8,3 n	CO <sub>2</sub> - f - 8,3	+++		+++	++	+	+	++
CO <sub>2</sub> 6,5 a	CO <sub>2</sub> - w - 6,5		+	+++	++	+	+	++
CO <sub>2</sub> 8,3 a	CO <sub>2</sub> - w - 8,3			+++	++	+	+	++
CEN -2 - n-K	CEN (12457)-2 - a			+	++	+	+	+++
CEN -10 - n-K	CEN (12457)-10 - a			++	++	+	+	++
CEN -2 - n	CEN (12457)-2 - f	+++	+++	+	++	+	+	+++
CEN -10 - n	CEN (12457)-10 - f	+++	+++	++	++	+	+	++
CEN -2 - a	CEN (12457)-2 - w			+	++	+	+	+++
CEN -10 - a	CEN (12457)-10 - w			++	++	+	+	++

**Tabelle 28: Abweichungen im Labortest gegenüber natürlichen mittel- bis langfristigen Deponiebedingungen. Abweichungen sind mit + gekennzeichnet.**

#### 7.4.3.4 Ergebnisse der 2. Evaluierungsstufe bei hohem L/S (Konzentrationen)

Der **indirekte** Vergleich der Sickerwasserkonzentrationen (bei höherem L/S als dem derzeit aktuellen) mit den übrigen Testmethoden (und somit deren vorläufige Evaluierung **mittels der passenden MPWLP-Konzentrationen**) wird im folgenden für alle RAU-Materialien dargestellt. In einem ersten Schritt wurden jene Elemente herausgefiltert, die im MPWLP-Test gegenüber dem Sickerwasser eine geringere Abweichung als Faktor 5 zeigen (siehe Tabelle 29). In nächsten Schritt erfolgt der Vergleich der MPWLP-Konzentrationen mit den übrigen Testmethoden (bei L/S 10 oder passendem L/S), die Berechnung der Abweichungsfaktoren, die Klassifizierung und in der Folge eine Reihung unter Verwendung des zuvor beschriebenen Punktesystems (Tabelle 24). [Dieses Punktesystem dient jedoch nur als unterstützendes Hilfsmittel zur Bewertung der Testmethoden!]

Die Konzentrationen „aller Spezies“ bei hohem L/S können auch in diesem Fall von Testmethoden, die verwitterte Materialien verwenden, am besten simuliert werden (vergleiche auch Tabelle 32, Tabelle 36 und Tabelle 37). Es sind dies vor allem der „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“, der „DEV S4 n-K“, der „DEV S4 a“, der „CEN (12457) 10 – n-K“, „CO<sub>2</sub> 6,5 a“ sowie der „CEN (12457) 10 – a“ wobei zu berücksichtigen ist, daß bei dem Konzentrationsvergleich für alle „CEN (12457) 10“ Tests nur die Konzentration der 2. Elutionsstufe zur Beurteilung herangezogen wurde. Die DEV S4-, CO<sub>2</sub>-, pH-stat- und CEN (12457) – (Standard-) Tests die an frischem Material durchgeführt werden, liefern auch hier vergleichsweise schlechte Ergebnisse.

Differenziert man nach Elementgruppen, so werden die Salzkonzentrationen in allen Testmethoden immer, die Hauptspezies aber auch alle anderen Spezies eher überschätzt als unterschätzt. Dies liegt vor allem an der sukzessiven Ausspülung im

dynamischen MPWLP-Test bzw. Sickerwasser (siehe Tabelle 26) mit denen die Tests verglichen werden.

Abweichungsfaktoren (< 5) im MPWLP gegenüber Sickerwasser bei gleichem L/S								
RAU-SB	Al	-2,5	RAU-S	Cr	-1,1	RAU-S2	Pb	-1,8
RAU-S	Al	1,6	RAU-SB	Cr	2,0	RAU-S	Pb	-1,5
RAU-S2	Al	1,7	RAU-A	Cr	3,3	RAU-SB	Pb	1,2
RAU-A	Al	2,0	RAU-S	Cu	1,4	RAU-A	Pb	2,5
RAU-S2	B	-1,2	RAU-SB	Cu	2,1	RAU-S2	PO4	-4,9
RAU-S	B	1,1	RAU-A	Cu	2,4	RAU-S	PO4	-3,5
RAU-SB	B	1,8	RAU-S2	Cu	4,0	RAU-A	PO4	3,7
RAU-SB	Ba	-1,5	RAU-S	Fe	-1,7	RAU-S	Sb	-1,9
RAU-S	Ba	2,1	RAU-A	Fe	1,0	RAU-A	Sb	-1,4
RAU-S2	Ba	2,7	RAU-SB	K	-3,4	RAU-S2	Sb	2,1
RAU-A	Ba	3,2	RAU-S2	K	-1,4	RAU-SB	Sb	3,3
RAU-SB	Ca	-2,2	RAU-S	K	1,4	RAU-A	Si	-1,6
RAU-A	Ca	-1,3	RAU-S	Mg	-1,1	RAU-SB	Si	1,0
RAU-S2	Ca	-1,3	RAU-SB	Mg	1,2	RAU-S	Si	1,1
RAU-S	Ca	1,1	RAU-S2	Mg	1,2	RAU-S2	Si	2,1
RAU-S	Cd	-2,0	RAU-A	Mg	2,3	RAU-S	SO4	1,1
RAU-A	Cd	2,5	RAU-S	Mo	1,7	RAU-S2	SO4	1,1
RAU-SB	Cl	-4,0	RAU-SB	Mo	3,6	RAU-SB	SO4	1,4
RAU-S2	Cl	-1,5	RAU-SB	Na	-3,4	RAU-A	SO4	3,6
RAU-S	Cl	1,1	RAU-S	Na	1,3	RAU-S2	V	-1,4
RAU-S2	Co	-4,4	RAU-S2	Na	1,5	RAU-S	V	1,7
RAU-S	Co	-2,6	RAU-SB	NH4	1,2	RAU-SB	Zn	-1,3
RAU-SB	Co	-1,5	RAU-S	Ni	-3,8	RAU-S	Zn	1,0
RAU-A	Co	2,4	RAU-A	Ni	-1,2	RAU-A	Zn	1,9
			RAU-A	NO3	-2,8			

**Tabelle 29: Elemente, die im MPWLP gegenüber dem Sickerwasser (bei gleichem L/S (~1)) einen Abweichungsfaktor < 5 zeigen.**

Differenziert man nach Elementgruppen, so werden die Salzkonzentrationen in allen Testmethoden immer, die Hauptspezies aber auch alle anderen Spezies eher überschätzt als unterschätzt. Dies liegt vor allem an der sukzessiven Ausspülung im dynamischen MPWLP-Test bzw. Sickerwasser (siehe Tabelle 26) mit denen die Tests verglichen werden. In allen statischen Testmethoden hingegen kommt es zu einer „Aufkonzentration“ oder besser „Konservierung/Speicherung“ der bereits bei geringen L/S-Verhältnissen in höheren Konzentrationen ausgelaugten Spezies. Damit wird im dynamischen Test bereits bei L/s unter 5 ein erheblicher Anteil der löslichen Stoffe ausgewaschen. Dies ist bei einstufigen „statischen“ Tests (DEV S4) nicht und bei zweistufigen Tests nur begrenzt der Fall. Außer im „pH-stat a“, „DEV S4 a“, „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“ und „CO<sub>2</sub> 8,3 n-K“ werden die Hauptspezies tw. zusätzlich stark unterschätzt. Das Auslaugverhalten von Metallen kann sehr gut „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“ und „CEN (12457) 10 n-K“ und das der Oxianionen von „DEV S4 n-K“, „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“ und „CEN (12457) 10 – a simuliert werden. Warum es in den CO<sub>2</sub>-Tests mit langfristiger Gleichgewichtseinstellung (pH 8,3) im Vergleich zu jenen bei pH 6,5 eher zu einer Unterschätzung kommt ist nicht endgültig geklärt. Es könnte an der weitaus längeren Kontaktzeit liegen, in der es eher zu einem Einbau in, zu Fällung von bzw. Adsorption an Phasen kommen kann.

MPWLP-Referenzwerte (Konzentrationen in mg/l) bei hohem L/S (Mittelwerte aus Mehrfachbestimmungen)							
RAU-SB		RAU-S2		RAU-S		RAU-A	
Al	0,2225	Al	0,5000	Al	0,2450	Al	0,0850
Sb	0,0605	Sb	0,0273	Sb	0,0049	Sb	0,0055
B	0,7175	B	0,4025	B	0,3675	Ba	0,0095
Ba	0,0090	Ba	0,0090	Ba	0,0550	Pb	0,0025
Pb	0,0009	Pb	0,0057	Pb	0,0009	Cd	0,0045
Cr	0,0009	Co	0,0009	Cd	0,0009	Cr	0,0030
Co	0,0005	Cu	0,0198	Cr	0,0014	Fe	0,0090
Cu	0,0250	Si	1,6375	Fe	0,0260	Co	0,0010
Mo	0,2300	V	0,0011	Co	0,0009	Cu	0,0015
Si	2,0250	Ca	22,9000	Cu	0,0018	Ni	0,0020
Zn	0,0338	Mg	9,0500	Mo	0,1875	Si	1,5000
Ca	26,6000	Na	8,4750	Ni	0,0009	Zn	0,0350
Mg	1,3575	K	10,4000	Si	6,0125	Ca	326,5000
Na	10,0250	Cl	4,4000	V	0,0020	Mg	11,0000
K	17,2000	SO4	41,7500	Mg	7,1250	SO4	670,5000
Cl	2,6750	PO4	0,0553	Na	4,8750	NO3	0,0900
SO4	57,5000			K	8,2750	PO4	0,8400
NH4	0,0875			Cl	0,9000		
				SO4	44,7500		
				PO4	0,0120		

**Tabelle 30: MPWLP-Referenzwert (mg/l) bei hohem L/S für RAU-Materialien, die im MPWLP gegenüber den Sickerwasserkonzentrationen (bei gleichem L/S ~1) einen Abweichungsfaktor < 5 zeigen.**

#### 7.4.3.5 Ergebnisse der 3. Evaluierungsstufe bei hohem L/S (kumulative Fracht)

Die **kumulative Fracht** des Sickerwassers bzw. eines Labortests gibt an welche Menge (z.B. pro kg) einer bestimmten Spezies unter den dem jeweiligen Labortest innewohnenden Rahmenbedingungen bis zu einem bestimmten L/S (in den meisten Fällen L/S 10) in Summe ausgelaugt wird. Es handelt sich dabei um den auslaugbaren Anteil am Gesamtgehalt zu einem bestimmten L/S bzw. Zeitpunkt. Die aktuellen (Sickerwasser)Konzentrationen die zu diesem Zeitpunkt auf die Umwelt einwirken, werden damit nicht beschrieben. Der **indirekte** Vergleich der kumulativen Sickerwasserfrachten für alle RAU-Materialien (bei höherem L/S als dem derzeit aktuellen) mit den übrigen Testmethoden (und somit deren vorläufige Evaluierung **mittels der passenden MPWLP-Frachten**; siehe Kapitel 7.4.3.2 und Tabelle 29) stellt sich wie folgt dar:

Verglichen mit dem Konzentrationsvergleich (2.Evaluierungsstufe) überschätzen die kumulativen Frachten aller Spezies (gemeinsam betrachtet) die MPWLP-Referenzfrachten (bei entsprechendem L/S) zu einem wesentlich geringeren Anteil, wogegen die Unterschätzungen ansteigen. Die kumulativen Frachten „aller Spezies“ können auch in diesem Fall von Testmethoden, die verwitterte Materialien verwenden, am besten simuliert werden. Es sind dies vor allem der „pH-stat n-K“, der „DEV S4 n-K“ sowie die „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“ und „CO<sub>2</sub> 8,3 n“. Als sehr gut kann der „DEV S4 n-K“ beurteilt werden, bei dem 73 % der Werte geringere Abweichungen als mit

dem Faktor 2 aufweisen und nur 2 Prozent mehr als eine Zehnerpotenz abweichen (siehe Tabelle 38). Die Standardtestmethoden „pH-stat n“, „CO<sub>2</sub> 6,5 n“ und der „CEN (12457)“ können die kummulative Fracht ebenfalls relativ gut simulieren. Es treten dabei kaum Unterschätzungen auf.

MPWLP-Referenzwerte bei hohem L/S - kumulative FRACHTEN mg/kg (Mittelwerte aus Mehrfachbestimmungen)							
RAU-SB		RAU-S2		RAU-S		RAU-A	
Al	1,055	Al	2,784	Al	1,694	Al	0,850
Sb	0,619	Sb	0,332	Sb	0,089	Sb	0,164
B	16,304	B	7,395	B	11,302	Ba	0,277
Ba	0,368	Ba	0,203	Ba	0,342	Pb	0,024
Pb	0,009	Pb	0,025	Pb	0,009	Cd	0,032
Cr	0,069	Co	0,009	Cd	0,011	Cr	0,113
Co	0,011	Cu	1,036	Cr	0,026	Fe	0,196
Cu	0,788	Si	17,950	Fe	0,160	Co	0,027
Mo	7,238	V	0,031	Co	0,010	Cu	0,138
Si	24,067	Ca	1.342,000	Cu	0,119	Ni	0,148
Zn	0,259	Mg	1.261,000	Mo	2,976	Si	20,663
Ca	3.350,000	Na	2.298,000	Ni	0,044	Zn	0,622
Mg	913,000	K	656,000	Si	27,440	Ca	4.922,000
Na	3.061,000	Cl	2.073,000	V	0,020	Mg	1.838,000
K	1.738,000	SO <sub>4</sub>	8.949,000	Mg	758,000	SO <sub>4</sub>	26.886,000
Cl	3.836,000	PO <sub>4</sub>	0,390	Na	1.303,000	NO <sub>3</sub>	29,615
SO <sub>4</sub>	11.372,000			K	661,000	PO <sub>4</sub>	7,344
NH <sub>4</sub>	1,331			Cl	606,000		
				SO <sub>4</sub>	7.528,000		
				PO <sub>4</sub>	0,485		

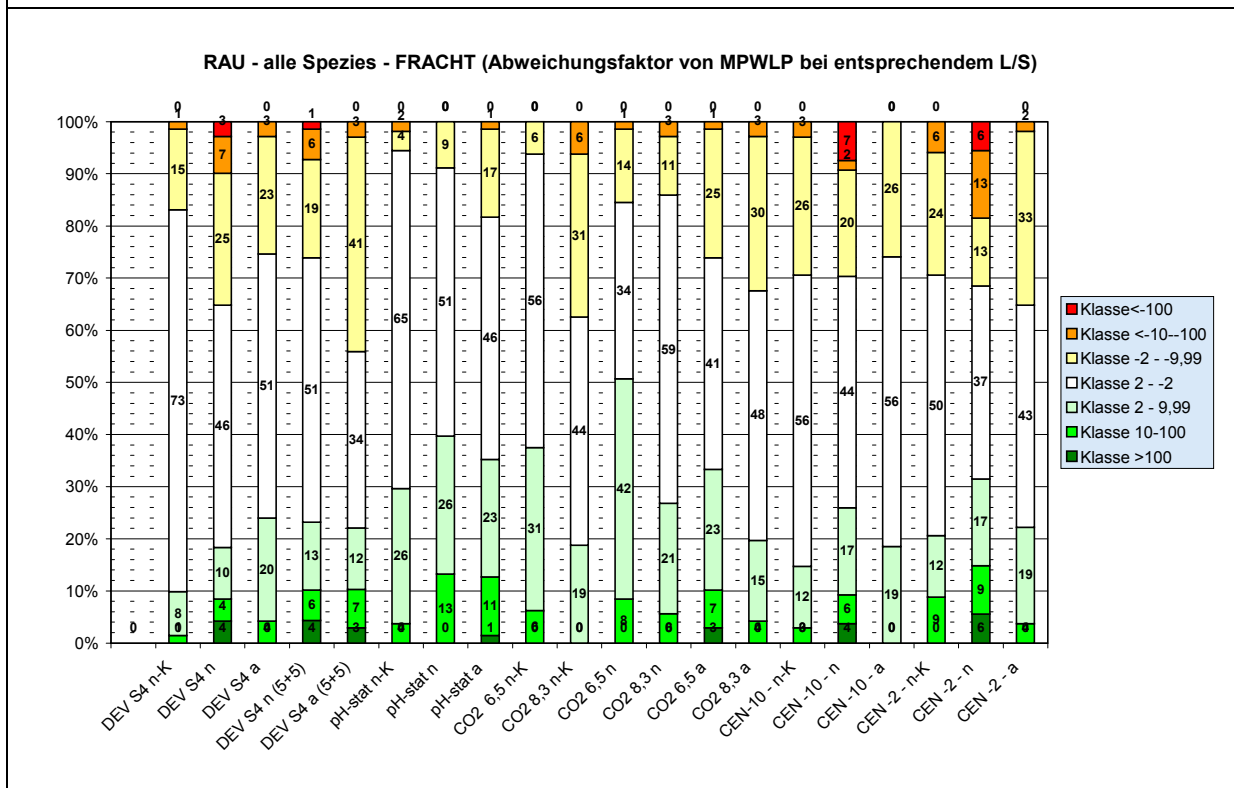
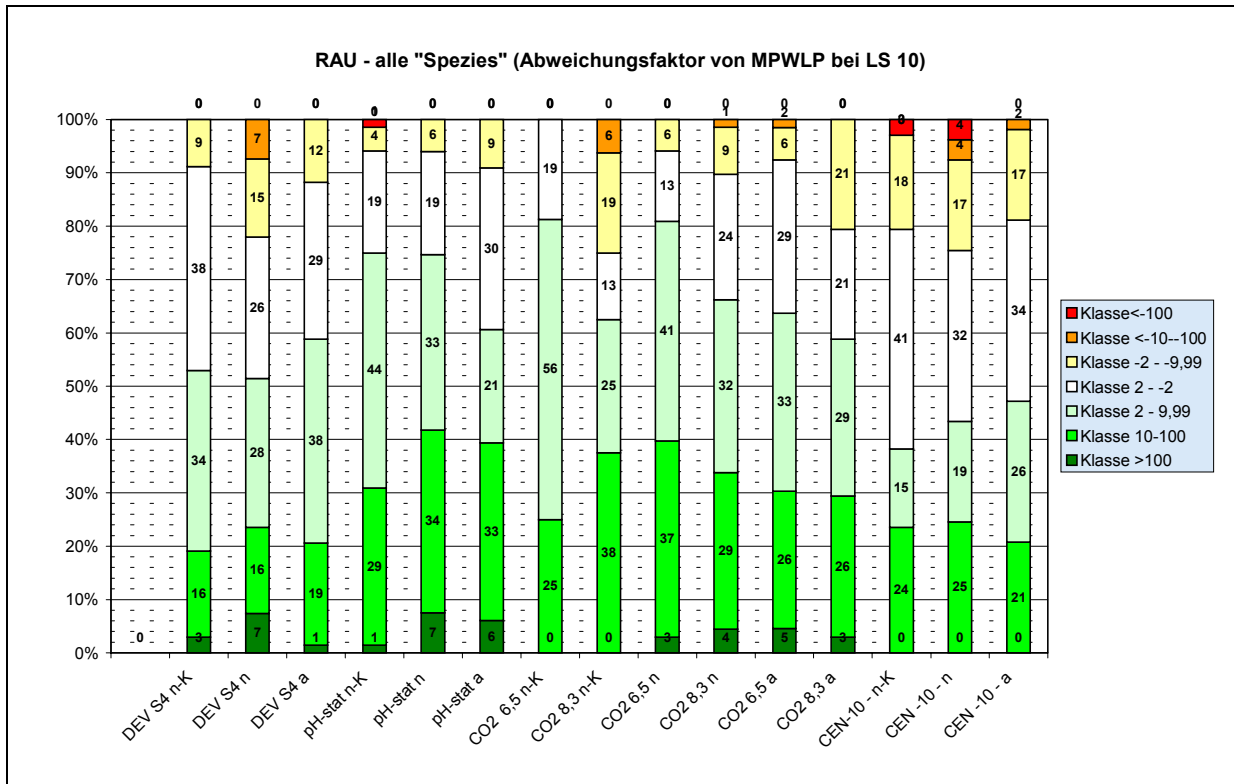
**Tabelle 31: Ausgewählte MPWLP-Referenzwerte (kumulative Frachten bei hohem L/S in mg/kg -RAU-Materialien, die im MPWLP gegenüber de Sickerwasserkonzentrationen (bei gleichem L/S ~1) einen Abweichungsfaktor < 5 zeigen).**

Differenziert man zwischen den einzelnen Elementgruppen wird deutlich, daß sich hier ein vollkommen anderes Bild als bei dem Konzentrationsvergleich ergibt. So kann das Auslaugverhalten (kumulative Frachten) von Salzen von fast allen Testmethoden sehr gut simuliert werden. (Aus der Betrachtung ausgeblendet müssen die kumulativen Salzfrachten von natürlichen Materialien werden da die leicht löslichen Salze bereits teilweise auf der Deponie ausgewaschen wurden im Gegensatz zu künstlich gealtertem frischem Material).

Die kumulativen Frachten der Hauptspezies werden von „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“, „DEV S4 n-K“ und „CO<sub>2</sub> n 8,3“ gut simuliert. Neben dem „pH-stat n-K“, dem „DEV S4 n-K“, dem „CEN 10 n-K“, dem „DEV S4 n (5+5)“ und dem „DEV S4 n“ kann auch der „CEN(12457)-10-n“-Test die Fracht für Metalle gut beschreiben. [Für die „CEN (12457) –2“ – Tests wurde in diesem Vergleich die kumulative Fracht bei L/S 2 und für die „CEN (12457) – 10“ –Tests die kumulative Fracht beider Elutionsstufen (L/S2 + L/S 10) herangezogen.]

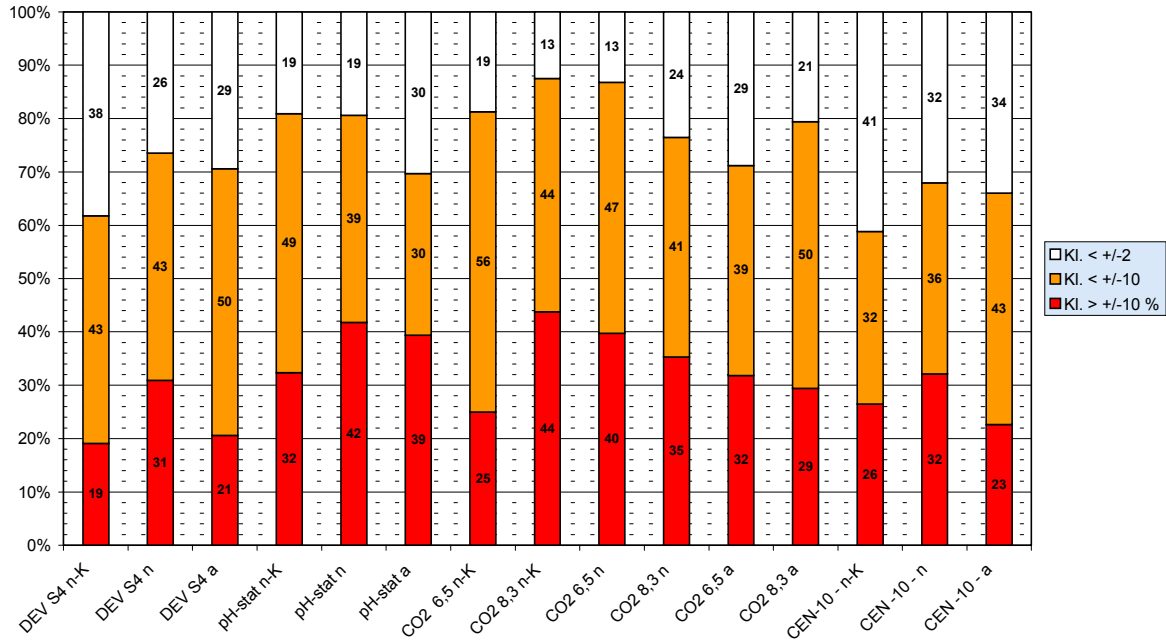
Wie schon bei allen anderen Vergleichen stimmen auch in diesem Fall die (kummulativen) Frachten von Oxianionen aus Labortestmethoden, die an verwittertem Material bzw. gleichem pH-Wert durchgeführt wurden, am besten mit der (indirekten) Referenz (Frachten von MPWLP bei entsprechendem L/S) überein.

Vergleichbar mit der Auswertung der Konzentrationen werden im „DEV S4 n“ die Frachten in 13 % der Fälle um mehr als eine Zehnerpotenze unterschätzt.



**Abbildung 82: RAU-alle Spezies. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der zweiten Referenz (MPWLP) bei L/S 10 bzw. 2 (bezogen auf Konzentrationen – oben und kumulative Frachten – unten).**

RAU - alle "Spezies" (Abweichungsfaktor von MPWLP bei LS 10)



RAU - alle Spezies - FRACHT (Abweichungsfaktor von MPWLP bei entsprechendem L/S)

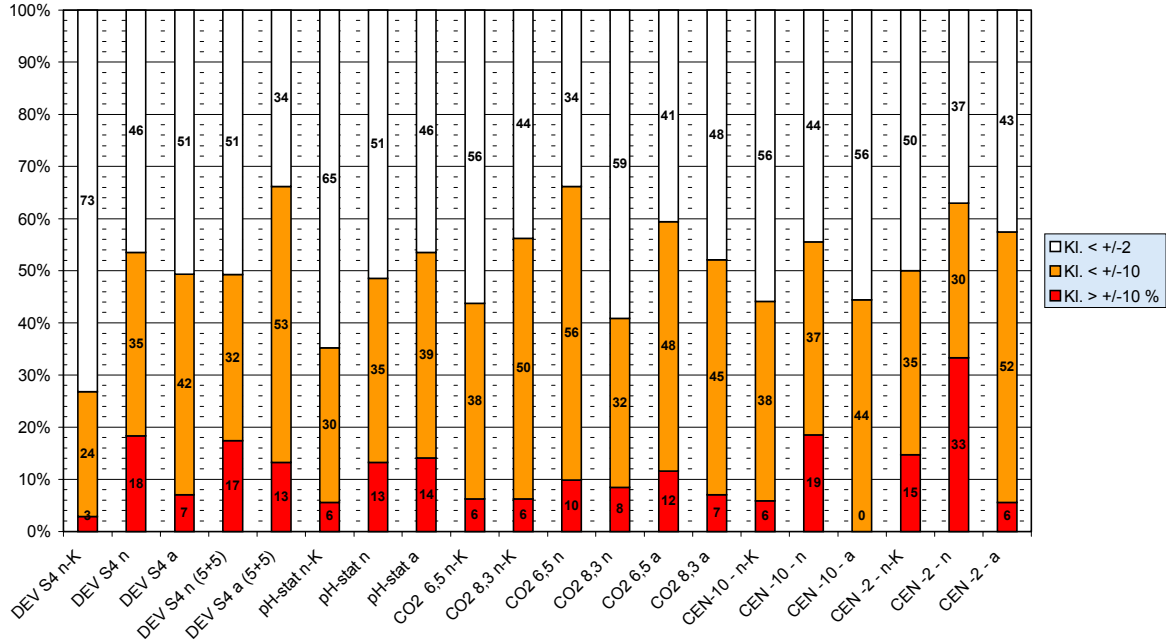
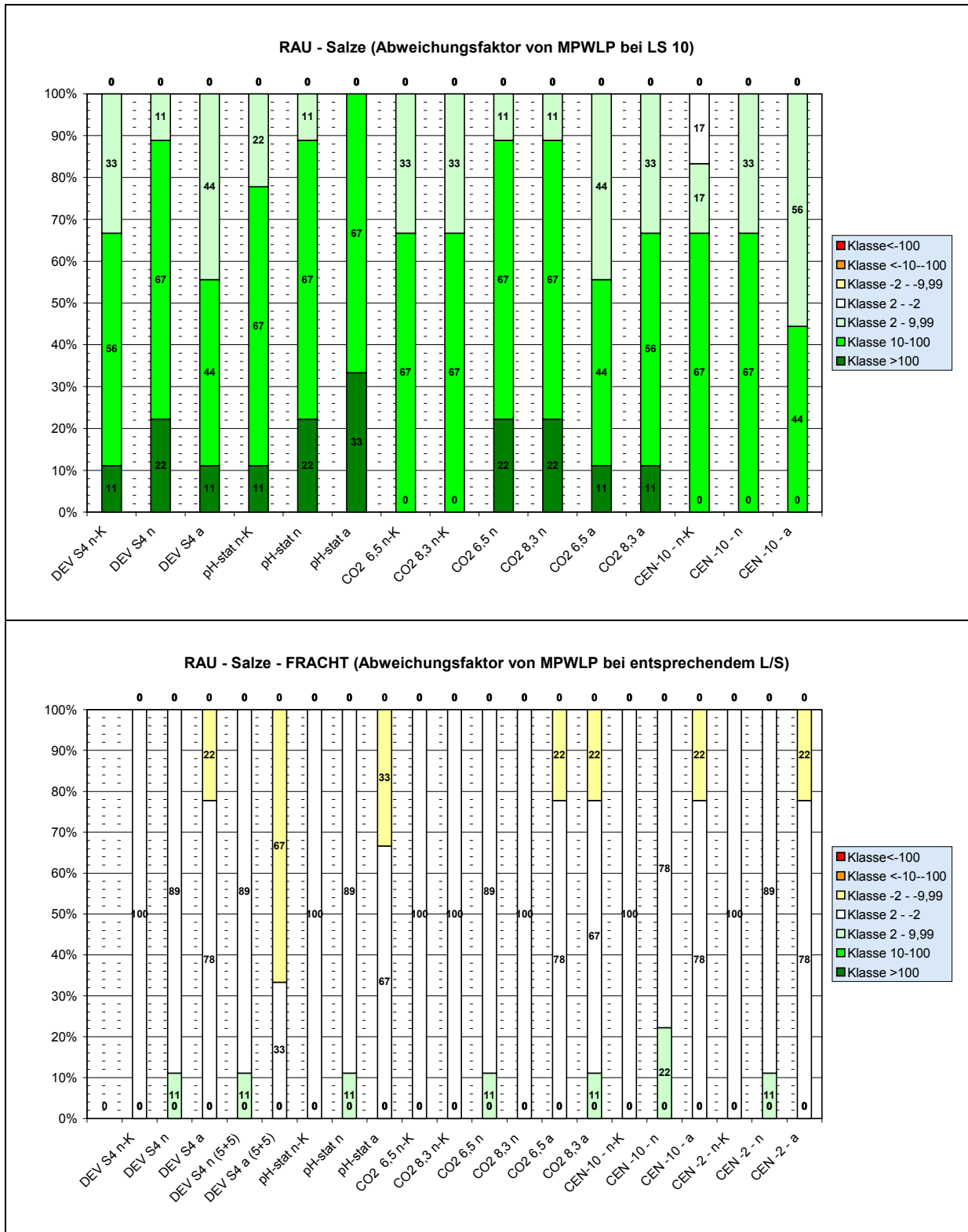
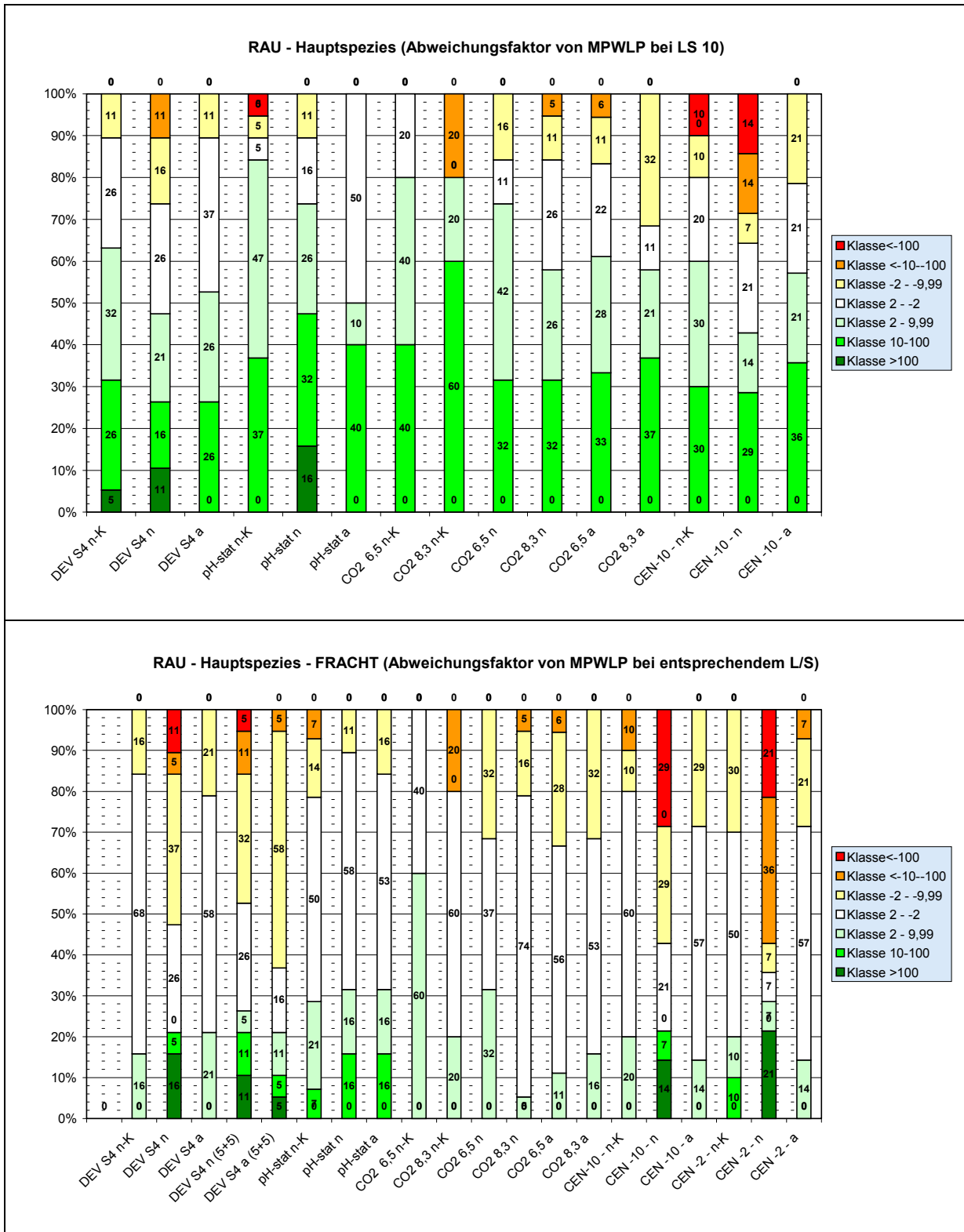


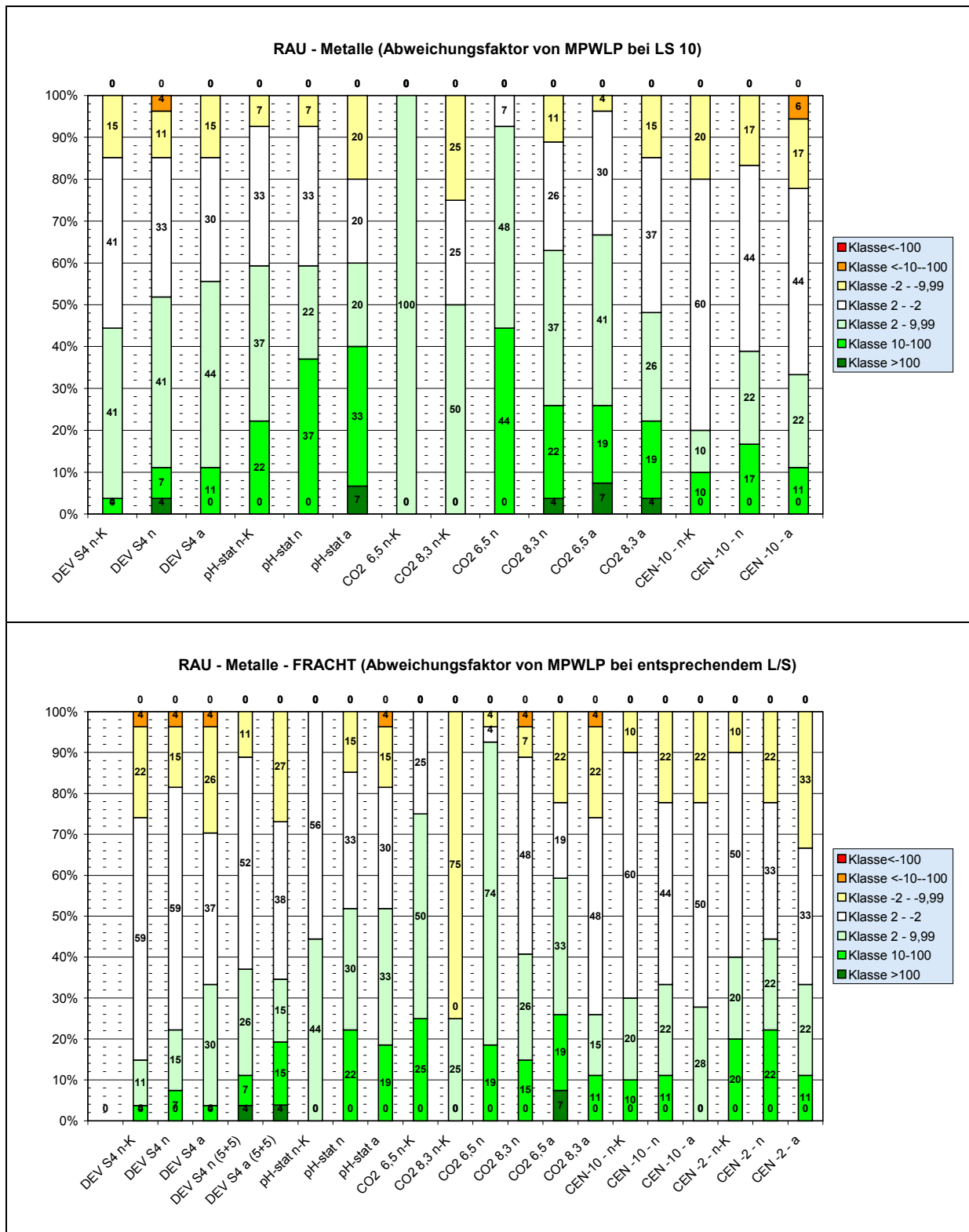
Abbildung 83: RAU-alle Spezies. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der zweiten Referenz MPWLP bei L/S 10 bzw. 2 (für Konzentrationen – oben; für kumulative Frachten – unten).



**Abbildung 84: RAU-Salze. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der zweiten Referenz MPWLP bei L/S 10 bzw. 2 (für Konzentrationen – oben; für kumulative Frachten – unten).**

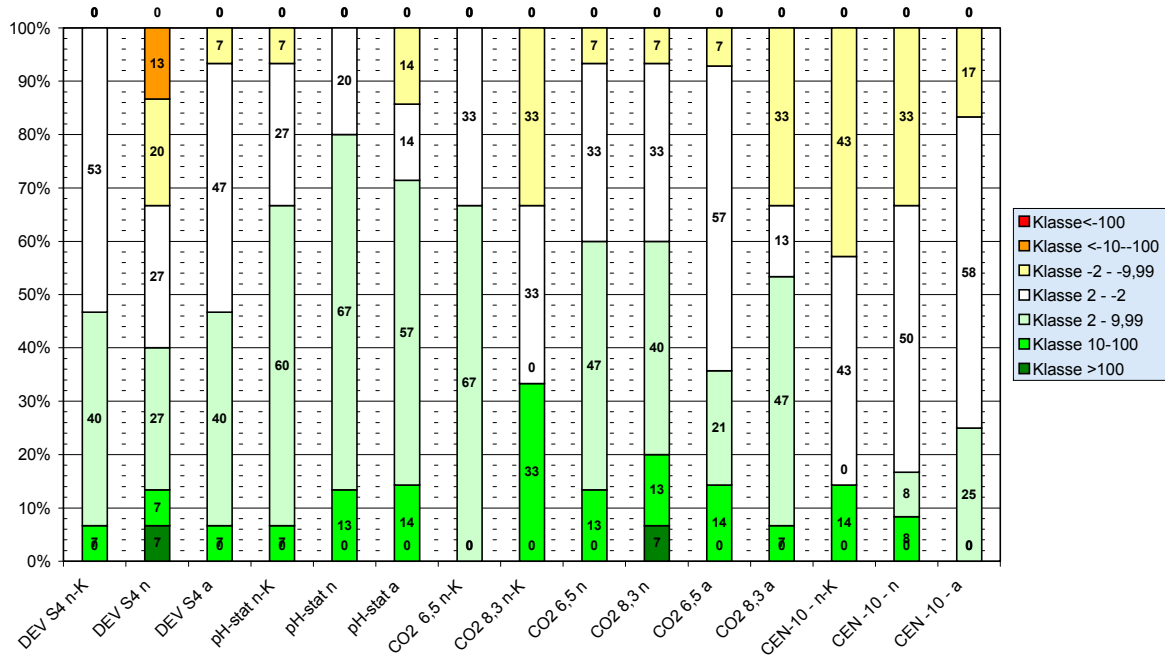


**Abbildung 85: RAU-Hauptspezies. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der zweiten Referenz MPWLP bei L/S 10 bzw. 2 (für Konzentrationen – oben; für kumulative Frachten – unten).**



**Abbildung 86: RAU-Metalle. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der zweiten Referenz MPWLP bei L/S 10 bzw. 2 (für Konzentrationen – oben; für kumulative Frachten – unten).**

RAU - Oxianionen (Abweichungsfaktor von MPWLP bei LS 10)



RAU - Oxianionen - FRACHT (Abweichungsfaktor von MPWLP bei entsprechendem L/S)

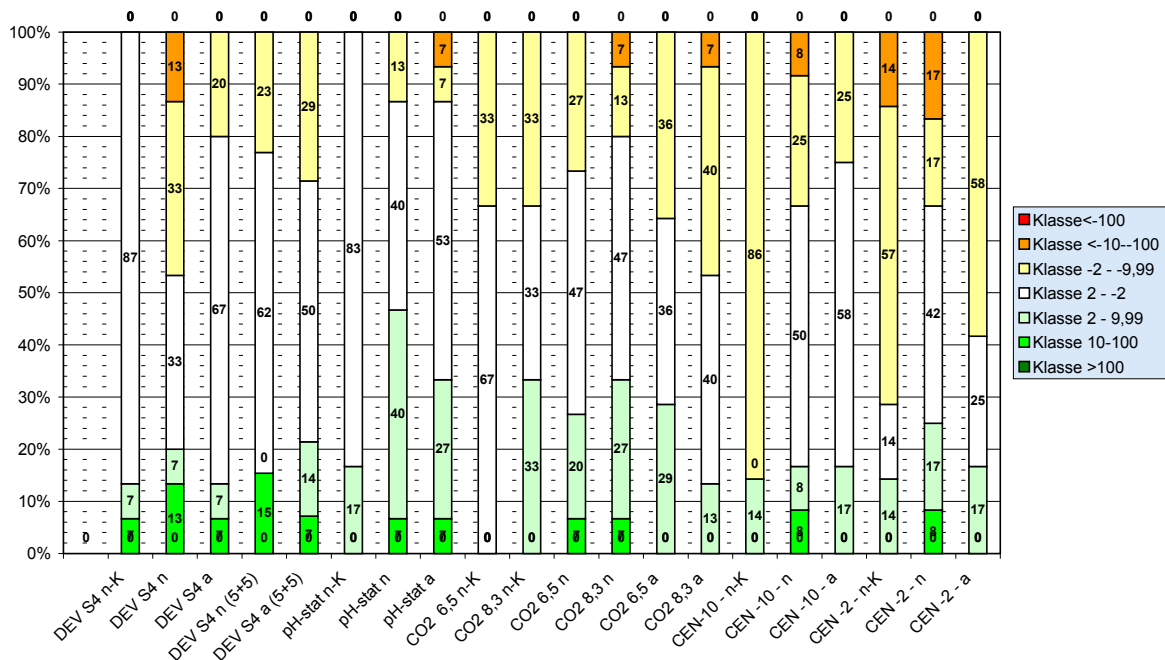


Abbildung 87: RAU-Oxianionen. Prozentualer Anteil der Abweichungsfaktoren je Klasse und Testmethode gegenüber der zweiten Referenz MPWLP bei L/S 10 bzw. 2 (für Konzentrationen – oben; für kumulative Frachten – unten).

2.Evaluierungs-stufe - Reihung der Testmethoden nach Bewertung mit Punktesystem	Salze	Haupt-spezies	Metalle	Oxi-anionen	alle "Spezies" (ausgen. NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> )	"Schlecht- punkte"
CO <sub>2</sub> 6,5 n-K	3	3	2	2	1	560
DEV S4 a	3	2	5	4	2	572
DEV S4 n-K	8	4	1	1	3	580
CEN -10 - a	1	8	8	3	4	590
CO <sub>2</sub> 6,5 a	3	7	10	5	5	652
CEN-10 - n-K	2	10	2	13	6	708
pH-stat n-K	10	9	7	6	7	714
<b>CEN -10 - n</b>	<b>3</b>	<b>14</b>	<b>4</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>782</b>
CO <sub>2</sub> 8,3 n	11	5	12	10	9	790
CO <sub>2</sub> 8,3 a	8	12	11	12	10	793
<b>CO<sub>2</sub> 6,5 n</b>	<b>11</b>	<b>6</b>	<b>14</b>	<b>7</b>	<b>11</b>	<b>795</b>
<b>pH-stat n</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>7</b>	<b>12</b>	<b>816</b>
pH-stat a	15	1	15	11	13	853
CO <sub>2</sub> 8,3 n-K	3	15	6	14	14	858
<b>DEV S4 n</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>15</b>	<b>15</b>	<b>883</b>

**Tabelle 32: RAU - Reihung der Testmethoden im Bezug auf den Abweichungsfaktor zu den entsprechenden MPWLP Tests (Konzentrationen) bei L/S 10 nach Wertung mittels Punktesystem. Punktesystem gemäß Tabelle 24.**

3. Evaluierungsstufe - Reihung der Testmethoden nach Bewertung mit Punktesystem	Salze	Haupt- spezies	Metalle	Oxi-anionen	alle "Spezies" (ausgen. NH <sub>4</sub> , NO <sub>3</sub> , PO <sub>4</sub> )	"Schlecht- punkte"
pH-stat n-K	1	12	1	1	1	183
DEV S4 n-K	1	2	6	2	2	197
CO <sub>2</sub> 6,5 n-K	1	1	10	5	3	285
CO <sub>2</sub> 8,3 n	1	3	8	9	4	310
pH-stat n	8	5	13	6	5	347
CEN -10 - a	14	6	3	4	6	353
DEV S4 a	14	4	12	3	7	375
CO <sub>2</sub> 6,5 n	8	14	14	9	8	398
CEN-10 - n-K	1	6	2	20	9	451
pH-stat a	19	8	15	6	10	462
CO <sub>2</sub> 8,3 a	18	8	11	15	11	488
CEN -2 - n-K	1	15	7	19	12	497
DEV S4 n (5+5)	8	17	4	8	13	500
CO <sub>2</sub> 8,3 n-K	1	11	20	12	14	503
CO <sub>2</sub> 6,5 a	14	13	19	13	15	517
CEN -2 - a	14	10	16	17	16	528
DEV S4 n	8	18	5	18	17	630
CEN -10 - n	13	19	9	14	18	673
DEV S4 a (5+5)	20	16	18	11	19	736
CEN -2 - n	8	20	16	16	20	806

**Tabelle 33: RAU - Reihung der Testmethoden im Bezug auf die Abweichung der kumulativen Frachten bei L/S 10 bzw. 2 zu den entsprechenden MPWLP Tests nach Wertung mittels Punktesystem. Punktesystem gemäß Tabelle 24.**

#### 7.4.3.6 Evaluierung und Bewertung der Testmethoden

Wie schon in Kapitel 7.4.2 dargestellt, bestimmen (abhängig vom Element und Material) die in den Labortests variablen Faktoren Wasser zu Feststoff Verhältnis (L/S), der pH-Wert, der Verwitterungszustand, das Elutionsmedium (H<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> oder HNO<sub>3</sub>) sowie in geringem Maß das Trockenfallen und die Korngröße das Auslaugverhalten der untersuchten Materialien. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen des direkten Vergleiches der Testmethoden mit Sickerwasserkonzentrationen verwitterter Abfälle wider. Für zukünftige Beurteilungen von Abfällen stehen nur frische Materialien („n“) bzw. Materialien, die künstlich gealtert wurden („n-K“) zur Verfügung. Es werden daher nur jene Testmethoden in

die Bewertung aufgenommen, die an (ursprünglich) frischen Materialien durchgeführt wurden, bzw. zukünftig angewandt werden können. Die Untersuchungen an natürlich verwitterten Materialien („a“) dienen in diesem Projekt der Evaluierung der Testart („Kontrollmaterial“).

#### 7.4.3.6.1 Evaluierung und Bewertung der Testmethoden bei geringem L/S (Konzentrationen)

An Hand des direkten Vergleiches der Testmethoden mit Sickerwasserkonzentrationen verwitterter Abfälle können die Testmethoden sowie deren Rahmenbedingungen wie folgt beurteilt werden.

Im folgenden werden jene Testmethoden und deren Rahmenbedingungen dargestellt, die eine Simulation des real mittelfristig zu erwartenden **Sickerwassers bei (geringem L/S < 2)** ermöglichen (1. Evaluierungsstufe, siehe Abbildung 61 sowie Tabelle 34 und Tabelle 35):

Betrachtet man die Einzelbewertung der Testmethoden differenziert nach Elementgruppen, so zeigt sich, daß der Verlauf des Auslaugverhaltens von **Salzen** praktisch nur vom L/S abhängig ist und am besten von **dynamischen Auslaugtests** („MPWLP“ oder „upflow percolation“) beschrieben werden kann. Das in diesen dynamischen Testmethoden beschriebene Verhalten entspricht aber, da es pH- und verwitterungs- unabhängig ist auch gleichzeitig dem kurzfristigen Auslaugverhalten von Salzen .

Das Auslaugverhalten der **Hauptspezies** kann am besten von Testmethoden simuliert werden, in denen der **pH-Wert** und der Verwitterungszustand mit jenem des betrachteten Szenarios überein stimmt. Bei den Elementen Mg und SO<sub>4</sub> spielt auch das L/S noch eine sehr wichtige Rolle. Dynamische Tests an verwittertem Material („MPWLP“ und „MPWLP T“) können das Auslaugverhalten von Hauptelementen am besten simulieren.

Stärker vom Elutionsmedium **CO<sub>2</sub>** und dem sich damit einstellenden pH-Wert beeinflusst wird das Auslaugverhalten von **Metallen**. Die Konzentrationen von Mn aber auch Cu sinken bei zunehmendem L/S zusätzlich relativ stark. Dynamische Tests („MPWLP“ und „MPWLP T“) aber auch der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“ an verwittertem Material können das Auslaugverhalten von Metallen am besten simulieren. Untersuchungen an frischen Materialien sind hier weniger geeignet.

Das Auslaugverhalten von **Oxianionen** wird vor allem durch Testmethoden sehr gut beschrieben, in denen der Verwitterungszustand und somit der pH jenem des vorgegebenen Szenariums entspricht. Dynamische Testmethoden an verwittertem Material („MPWLP“ und „MPWLP T“) aber auch „**CO<sub>2</sub> – Tests**“ und und der „**pH-stat Tests**“ eignen sich am besten, um das natürliche Auslaugverhalten von Oxianionen nachvollziehen zu können.

**NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> und NH<sub>4</sub>** können, ausgenommen im „MPWLP T“ in den Laborversuchen nur sehr schlecht bis gar nicht nicht simuliert werden. Die Ursache ist bis jetzt nicht eindeutig geklärt, kann aber an Oxidations- bzw. Reduktionsprozessen liegen.

Fasst man die Einzelbewertungen **aller Spezies** bei niedrigem L/S ( $\leq 2$ ) zusammen so können **dynamische** Testmethoden, die an **verwittertem Material**, unter dem Einfluss von **CO<sub>2</sub>** und bei sich so einstellendem **pH-Wert (ca. 8)** durchgeführt werden, das mittel- bis langfristige Auslaugverhalten anorganischer Reststoffe am besten simulieren. Es sind dies der „**MPWLP**“ und der „**MPWLP T**“ Test. Tests an frischen Materialien wie der „DEV S4 n“, der „upflow percolation n“ oder der „CEN (12457) L/S2 n“ (erste Elutionsstufe) sind dafür nur wenig geeignet (ausgenommen z.B. Salze). Ebenfalls weniger geeignet für die Beschreibung der Sickerwasserkonzentrationen bei relativ geringem L/S sind Testmethoden, die bei hohem L/S durchgeführt werden. Am ehesten eignen sich noch „**CO<sub>2</sub> –Tests**“ bei **pH 6,5** und „**pH-stat (8,3)**“-Tests an verwittertem und unverwittertem Material.

#### 7.4.3.6.2 Evaluierung und Bewertung der Testmethoden bei hohem L/S (Konzentrationen)

Die Evaluierung (2. Schritt, siehe Abbildung 62) der **Testmethoden bei hohem L/S** (bis 10) ist, solange das L/S der Lysimeter noch geringer ist, nur indirekt möglich. Als Referenz (-Konzentrationen) dienen jene Elemente und Materialien der MPWLP – Tests bei L/S 10, bei denen gegenüber dem Referenzsickerwasser (bei entsprechendem L/S ( $< 2$ )) eine geringere Abweichung als den Faktor 5 auftreten (siehe Abbildung 61 bis Abbildung 63 und Tabelle 30). Im folgenden werden jene Testmethoden und deren Rahmenbedingungen dargestellt, die eine Simulation des mittel- bis langfristigen real zu erwartenden Sickerwassers bei höherem (L/S 10) ermöglichen. Da der „MPWLP“ als Referenz dient und der „upflow percolation n“ nur bis L/S 2 durchgeführt wurde, werden hier nur statische Testmethoden ausgewertet (siehe auch Tabelle 36 und Tabelle 37):

Betrachtet man die Einzelbewertung der Testmethoden differenziert nach Elementgruppen, so zeigt sich, daß die **Salzkonzentrationen** bei hohem L/S von allen statischen Testmethoden extrem überschätzt werden. Geeignet sind hierfür nur dynamische Testmethoden („**MPWLP**“ und „**upflow percolation**“). Am ehesten stimmen noch die Konzentrationen der zweiten Elutionsstufe des „CEN (12457) 10“ mit jenen der Referenz überein.

Das Auslaugverhalten der **Hauptspezies** bei hohem L/S kann am ehesten von jenen statischen Testmethoden simuliert werden, in denen der **pH-Wert** und der Verwitterungszustand (bedingt durch den Einfluss von CO<sub>2</sub>) mit jenem des betrachteten Szenariums übereinstimmt. Überschätzungen durch die statischen Testmethoden überwiegen aber auch bei diesen Spezies. Geeignet sind vor allem der „**DEV S4 n-K**“ sowie die „**CO<sub>2</sub>-Tests**“ bei pH 6,5.

**Metalle** können am ehesten von „**DEV S4 n-K**“, „**CO<sub>2</sub> n-K**“-Tests sowie dem „**CEN (12457) 10 n-K**“ beschrieben werden wobei auch bei den Metallen die Überschätzungen überwiegen. Unterschätzungen um mehr als eine Zehnerpotenz treten kaum auf. Tests an frischen Materialien sind weniger geeignet. Das Auslaugverhalten der **Oxianionen** wird, ausgenommen in den „CEN (12457) 10“ Tests von den statischen Testmethoden – analog zu den Salzen - ebenfalls eher überschätzt. Starke Unterschätzungen treten nur bei „DEV S4 n“ auf. Am besten eignen sich der „**DEV S4 n-K**“, der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“ sowie der „**pH-stat 8,3 n-K**“ die alle an künstlich verwittertem Material durchgeführt werden sowie der „**CEN 10 n**“.

Fasst man den Verbleich der Konzentrationen **aller Spezies** bei hohem L/S (10) zusammen so erkennt man, daß, - wenn man die Tests an natürlich verwittertem Material außer Betracht lässt - ebenfalls Testmethoden an künstlich verwittertem Material das mittel- bis langfristige Auslaugverhalten anorganischer Abfälle am ehesten simulieren können. Es sind dies der „**DEV S4 n-K**“, der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“, sowie der „**CEN (12457) 10 n-K**“. Es ist jedoch zu beachten, daß diese statischen im Vergleich zu den dynamischen Testmethoden („**MPWLP**“) die Konzentrationen im Sickerwasser oftmals überschätzen und nur „punktuelle“ Information ergeben.

#### 7.4.3.6.3 Evaluierung und Bewertung der Testmethoden bei hohem L/S (kumulative Frachten)

Der 3. Evaluierungsschritt, der die **kumulativen Frachten der Testmethoden bei hohem L/S** (bis 10) betrachtet, ist ebenfalls nur indirekt möglich (Abbildung 63). Als Referenz (Frachten) dienen jene Elemente und Materialien der MPWLP – Tests bei L/S 10 bzw. 2, bei denen gegenüber dem Referenzsickerwasserkonzentrationen (bei entsprechendem L/S (< 2)) geringere Abweichungen als der Faktor 5 auftreten (Tabelle 29 und ). Die kumulativen Frachten bei hohem L/S beschreiben jenen Anteil am Gesamtmaterial, der unter den vorgegebenen (Test-) Rahmenbedingungen in Summe ausgelaugt wird. Es werden also alle bis dahin abgelaufenen Prozesse und Emissionen zusammengefaßt und können nicht differenziert werden. Dies bedeutet, daß der dritte Evaluierungsschritt bei der Gesamtbewertung Nachrang vor allem gegenüber den Ergebnissen des ersten aber auch des zweiten Evaluierungsschrittes hat (Ausnahme Salzfrachten).

Im folgenden werden jene Testmethoden und deren Rahmenbedingungen dargestellt, die eine reale Simulation der mittel- bis langfristige zu erwartenden kumulativen Sickerwasserfracht bei höherem (L/S 10) ermöglichen. Da der MPWLP als Referenz dient und der upflow „percolation n“ nur bis L/S 2 durchgeführt wurde, werden hier nur statische Testmethoden angeführt (siehe auch Tabelle 38 und Tabelle 39):

Eine Differenzierung nach Elementgruppen zeigt, daß die kumulativen **Salzfrachten** von **allen Testmethoden** sehr gut erfasst werden können [Die Unterschätzung in den Tests an natürlich verwittertem Material ist auf die rasche Ausspülung der Salze während der Verwitterung auf der Deponie zurückzuführen]. Die kumulativen Frachten der **Hauptspezies** können von „**DEV S4 n-K**“, „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“, „**CO<sub>2</sub> 8,3 n**“ und „**pH-stat n**“ sehr gut beschrieben werden. „CEN (12457)“-Tests an frischem Material eignen sich wenig. Zur Simulation der kumulativen **Metallfrachten** in den statischen Testmethoden sind besonders der „**pH-stat 8,3 n-K**“, „**CO<sub>2</sub> 8,3 n-K**“ sowie der „**DEV S4 n-K**“ geeignet. Die kumulativen Frachten der **Oxianionen** werden vom „**pH-stat 8,3 n-K**“ und vom „**DEV S4 n-K**“ Test sehr gut beschrieben. Gut geeignets sind weiters der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“, „**CO<sub>2</sub> 8,3 n-K**“ sowie der „**pH-stat 8,3 n**“, „**CO<sub>2</sub> 6,5 n**“ und auch „**CEN (12457) 2 – n**“.

Die Betrachtung **aller Spezies** (gemeinsam) bei hohem L/S (10) lässt erkennt, daß auch in diesem Fall jene Testmethoden, die an künstlich verwittertem Material durchgeführt werden, die Bestimmung der kumulativen Frachten im Labor am besten ermöglichen. Es sind dies vorallem der „**DEV S4 n-K**“, der „**pH-stat 8,3 n-K**“ der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“, der „**CO<sub>2</sub> 8,3 n-K**“ aber auch der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n**“ und der **pH-stat 8,3 n**.

alle Spezies (bei allen RAU-Materialien)		Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei geringem L/S ( $\leq 2$ )			
Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)	
<b>MPWLP</b>	<b>43</b>	<b>88</b>	<b>12</b>	<b>1</b>	
<b>MPWLP T</b>	<b>40</b>	<b>92</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	
DEV S4 n-K	36	81	19	1	
pH-stat n-K	26	82	18	2	
<b>CO2 6,5 n-K</b>	<b>28</b>	<b>84</b>	<b>16</b>	<b>0</b>	
CO2 8,3 n-K	44	84	16	0	
CO2 8,3 n	31	84	16	0	
CEN -2 - n-K	30	76	24	2	
CEN-10 - n-K	22	56	44	8	
upflow percolation n	26	70	30	7	
DEV S4 n	22	65	35	10	
<b>pH-stat n</b>	<b>31</b>	<b>82</b>	<b>18</b>	<b>0</b>	
<b>CO2 6,5 n</b>	<b>23</b>	<b>81</b>	<b>19</b>	<b>1</b>	
CEN -2 - n	21	61	39	8	
CEN -10 - n	15	49	51	13	

Metalle (bei allen RAU-Materialien)		Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei geringem L/S ( $\leq 2$ )			
Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)	
<b>Neu entwickelte Tests</b>	<b>MPWLP</b>	<b>35</b>	<b>87</b>	<b>13</b>	<b>0</b>
	<b>MPWLP T</b>	<b>35</b>	<b>95</b>	<b>5</b>	<b>0</b>
	DEV S4 n-K	33	74	26	0
	pH-stat n-K	23	80	20	5
	<b>CO2 6,5 n-K</b>	<b>30</b>	<b>90</b>	<b>10</b>	<b>0</b>
	CO2 8,3 n-K	60	70	30	0
	CO2 8,3 n	35	82	18	0
	CEN -2 - n-K	15	65	35	0
	CEN-10 - n-K	25	50	50	5
<b>Standard Tests</b>	upflow percolation n	28	74	26	3
	DEV S4 n	25	67	33	5
	<b>pH-stat n</b>	<b>30</b>	<b>76</b>	<b>24</b>	<b>0</b>
	<b>CO2 6,5 n</b>	<b>28</b>	<b>74</b>	<b>26</b>	<b>0</b>
	CEN -2 - n	23	53	47	3
	CEN -10 - n	17	47	53	7

**Tabelle 34: RAU – alle Spezies und Metalle. Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (SIWA).**

	Oxianionen (bei allen RAU-Materialien)	Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei geringem L/S ( $\leq 2$ )			
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
Neu entwickelte Tests	<b>MPWLP</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	<b>MPWLP T</b>	<b>40</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	DEV S4 n-K	50	95	5	0
	pH-stat n-K	50	100	0	0
	<b>CO2 6,5 n-K</b>	<b>40</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	CO2 8,3 n-K	60	100	0	0
	CO2 8,3 n	40	95	5	0
	CEN -2 - n-K	40	90	10	0
	CEN-10 - n-K	30	80	20	0
Standard Tests	upflow percolation n	35	80	20	0
	DEV S4 n	35	80	20	5
	pH-stat n	35	90	10	0
	CO2 6,5 n	35	95	5	0
	CEN -2 - n	33	74	26	0
	CEN -10 - n	27	73	27	0

**Tabelle 35: RAU – Oxianionen. Prozentanteil der Abweichungsfaktoreiner Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (SIWA).**

	alle Spezies (bei allen RAU-Materialien)	Vergleich mit Referenz MPWLP Konzentration bei hohem L/S (10)			
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
Neu entwickelte Tests	<b>MPWLP</b>	<b>REFERENZ</b>	<b>REFERENZ</b>	<b>REFERENZ</b>	<b>REFERENZ</b>
	<b>DEV S4 n-K</b>	<b>38</b>	<b>81</b>	<b>19</b>	<b>0</b>
	pH-stat n-K	19	69	31	1
	<b>CO2 6,5 n-K</b>	<b>19</b>	<b>75</b>	<b>25</b>	<b>0</b>
	CO2 8,3 n-K	13	56	44	0
	CO2 8,3 n	24	66	34	0
	<b>CEN-10 - n-K</b>	<b>41</b>	<b>73</b>	<b>27</b>	<b>3</b>
Standard Tests	DEV S4 n	26	70	30	0
	pH-stat n	19	59	41	0
	CO2 6,5 n	13	60	40	0
	CEN -10 - n	32	66	34	4

**Tabelle 36: RAU – alle Spezies. Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (MPWLP). (siehe Tabelle 35)**

	Metalle (bei allen RAU-Materialien)	Vergleich mit Referenz MPWLP Konzentration bei hohem L/S (10)			
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
	MPWLP	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ
Neu entwickelte Tests	<b>DEV S4 n-K</b>	<b>41</b>	<b>96</b>	<b>4</b>	<b>0</b>
	pH-stat n-K	33	78	22	0
	<b>CO2 6,5 n-K</b>	<b>0</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	CO2 8,3 n-K	25	100	0	0
	CO2 8,3 n	26	74	26	0
	<b>CEN-10 - n-K</b>	<b>60</b>	<b>90</b>	<b>10</b>	<b>0</b>
	Standard Tests	DEV S4 n	33	85	15
pH-stat n		33	63	37	0
CO2 6,5 n		7	56	44	0
CEN -10 - n		44	83	17	0

	Oxianionen (bei allen RAU-Materialien)	Vergleich mit Referenz MPWLP Konzentration bei hohem L/S (10)			
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
	MPWLP	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ
Neu entwickelte Tests	<b>DEV S4 n-K</b>	<b>53</b>	<b>93</b>	<b>7</b>	<b>0</b>
	pH-stat n-K	27	93	7	0
	<b>CO2 6,5 n-K</b>	<b>33</b>	<b>100</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
	CO2 8,3 n-K	33	67	33	0
	CO2 8,3 n	33	80	20	0
	<b>CEN-10 - n-K</b>	<b>43</b>	<b>86</b>	<b>14</b>	<b>0</b>
	Standard Tests	DEV S4 n	27	72	28
pH-stat n		20	87	13	0
CO2 6,5 n		33	87	13	0
CEN -10 - n		50	92	8	0

**Tabelle 37: RAU – Metalle und Oxianionen. Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (MPWLP).**

	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ
	DEV S4 n-K	73	98	2	0
	pH-stat n-K	65	96	4	0
	CO2 6,5 n-K	56	94	6	0
	CO2 8,3 n-K	44	94	6	0
	CO2 8,3 n	59	91	9	0
	CEN -2 - n-K	50	85	15	0
	CEN-10 - n-K	56	94	6	0
Standard Tests	DEV S4 n	46	82	18	3
	DEV S4 n (5+5)	52	83	17	1
	pH-stat n	51	87	13	0
	CO2 6,5 n	35	91	9	0
	CEN -2 - n	37	65	35	6
	CEN -10 - n	44	81	19	7

	Metalle (bei allen RAU-Materialien)	Vergleich mit Referenz MPWLP FRACHT bei hohem L/S (10)			
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ
	DEV S4 n-K	59	92	8	0
	pH-stat n-K	56	100	0	0
	CO2 6,5 n-K	25	75	25	0
	CO2 8,3 n-K	0	100	0	0
	CO2 8,3 n	48	81	19	0
	CEN -2 - n-K	50	80	20	0
	CEN-10 - n-K	60	90	10	0
Standard Tests	DEV S4 n	59	89	11	0
	DEV S4 n (5+5)	52	89	11	0
	pH-stat n	33	78	22	0
	CO2 6,5 n	4	81	19	0
	CEN -2 - n	33	78	22	0
	CEN -10 - n	44	89	11	0

**Tabelle 38: RAU – alle Spezies und Metalle. Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (kumulative Frachten MPWLP).**

	Oxianionen (bei allen RAU-Materialien)	Vergleich mit Referenz MPWLP FRACHT bei hohem L/S (10)			
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > - 100 (grobe Fehleinschätzung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ	REFERENZ
	DEV S4 n-K	87	93	7	0
	pH-stat n-K	83	100	0	0
	CO2 6,5 n-K	67	100	0	0
	CO2 8,3 n-K	33	100	0	0
	CO2 8,3 n	47	86	14	0
	CEN -2 - n-K	14	86	14	0
	CEN-10 - n-K	0	100	0	0
Standard Tests	DEV S4 n	33	74	26	6
	DEV S4 n (5+5)	62	85	15	0
	pH-stat n	40	93	7	0
	CO2 6,5 n	47	93	7	0
	CEN -2 - n	42	75	25	0
	CEN -10 - n	50	84	16	0

**Tabelle 39: RAU – Oxianionen. Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (kumulative Frachten MPWLP).**

#### 7.4.3.6.4 Evaluierung der Testmethoden für IGLO, GAIL und KA

##### 7.4.3.6.4.1 IGLO

Die Ergebnisse des Materials IGLO unterscheiden sich von jenen der RAU-Materialien. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Eigenschaften und die pH-Werte (pH 11 bis 10) des ins Lysimeter eingebauten Materials (und somit die Referenzwerte) eher noch einem frischen Material entsprechen. Die Folge ist, daß die Testmethoden an frischen Materialien wie z.B. der „upflow n“, der DEV S4 n“, der „CEN (12457) 2 - n“ sowie der „pH-stat n“ in Summe aller Spezies geringere Abweichungen von den Sickerwasserreferenzwerten zeigen, als die Tests an künstlich verwitterten Materialien. Dies zeigt abermals, wie wichtig es ist, die Szenarien zu definieren und die Rahmenbedingungen der Labormethoden jenen des zu simulierenden Szenariums anzupassen.

##### 7.4.3.6.4.2 GAIL

Die als frisch („GAIL n“) gekennzeichneten Materialien in den Laboruntersuchungen entsprechen in deren Zusammensetzung jenen der natürlichen Sickerwassererfassungen. Die Unterschiede liegen darin, daß durch die Aufbereitung (brechen und mahlen) die oberflächlichen Verwitterungskrusten zerstört wurden und unverwitterte Erzanteile an der Kornoberfläche liegen. Durch die künstliche Verwitterung sollte es zu einer zumindest teilweisen Verwitterung dieser frischen Oberflächen kommen wodurch die Auslaugeigenschaften der so

behandelten Materialien jenen der im Freiland beobachteten (Sickerwassererfassung) entsprechen. Wie sich aber im direkten Vergleich der Metallkonzentrationen in den beiden dynamischen Elutionstests („MPWLP“ und „upflow n“) zeigt treten hier kaum Konzentrationsunterschiede auf. Einige Ausnahmen sind vorhanden z.B. „MPWLP T“ für Zn.

#### 7.4.3.6.4.3 KA

Für KA muß man zwischen den Deponiesickerwässern mit einem pH-Wert um 9 und den Lysimetersickerwässern mit einem pH-Wert um 11,5 unterscheiden. Die Deponiesickerwässer durchströmen das Material das bereits oberflächenkarbonatisiert ist und stehen mit diesem im Gleichgewicht. Während des Einbaus in das Lysimeter wurden diese Verwitterungsoberflächen zerstört und frische Oberflächen freigelegt wodurch es in seinen Auslaugeeigenschaften eher einem frischen Material entspricht. Dies zeigt sich neben dem pH-Wert auch in den SIWA-Konzentrationen.

Verglichen mit dem Deponiesickerwasser (pH ~9) spiegeln jene Laboruntersuchungen, die an künstlich verwittertem Material durchgeführt wurden, die Deponiesickerwasserkonzentrationen genauer wider. Es sind dies der „MPWLP“, „DEV S4 n-K“, die „CO“-Tests“ bei pH 8,3 sowie der „pH-stat n-K“-Test bei pH 8,3. Eine Ausnahme bildet der „CO<sub>2</sub> 6,5 n-K“, in dessen niedrigem pH-Wert (6,5) die Ursache für die größeren Abweichungen zu liegen scheinen. Gute Übereinstimmung zeigt auch noch der „upflow n“.

Vergleicht man mit dem Lysimetersickerwasser spiegeln jene statischen und dynamischen Laboruntersuchungen, die bei entsprechendem pH-Wert (pH-stat 11,5) bzw. gleichem L/S durchgeführt wurden die Sickerwasserkonzentrationen relativ gut wider. Es sind dies der „upflow n“, der „MPWLP“ sowie die pH-stat Tests. (pH 11,5). Wie schon bei allen anderen Materialien ist es auch bei KA besonders wichtig, daß in den gewählten Laboruntersuchungen die Faktoren und Parameter des realen Szenariums (pH-Wert, Verwitterung, L/S ....) berücksichtigt werden.

	alle Spezies (IGLO-Materialien)	Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei geringem L/S ( $\leq 2$ )		
		Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	40	64	36
	DEV S4 n-K	36	80	20
	CO2 8,3 n	44	76	24
	CEN -2 - n-K	28	80	20
	CEN-10 - n-K	20	76	24
Standard Tests	upflow percolation n	36	80	20
	DEV S4 n	48	92	8
	pH-stat n	52	84	16
	CO2 6,5 n	32	72	28
	CEN -2 - n	32	92	8
	CEN -10 - n	28	88	12

**Tabelle 40: IGLO - Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (SIWA).**

	alle Spezies (GAIL-Materialien)	Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei L/S ca. 10		
		Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	24	76	24
	DEV S4 n-K	24	84	16
	pH-stat n-K	33	79	21
Standard Tests	upflow percolation n	44	80	20
	DEV S4 n	28	88	12

**Tabelle 41: GAIL - Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (SIWA).**

	alle Spezies (KA-Depo-Materialien)	Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei ca. L/S 3,6		
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	46	92	8
	MPWLP T	54	96	4
	DEV S4 n-K	42	96	4
	pH-stat n-K	52	84	16
	CO2 6,5 n-K	35	66	34
	CO2 8,3 n-K	50	88	12
	CO2 8,3 n	35	87	13
Standard Tests	upflow percolation n	27	96	4
	DEV S4 n	36	82	18
	pH-stat n	39	74	26
	CO2 6,5 n	40	76	24
	alle Spezies (KA-Lysimeter-Materialien)	Vergleich mit Referenzsickerwasser Konzentration bei geringem L/S ( $\leq 2$ )		
	Prozentanteil des Abweichungsfaktors in dieser Klasse	Faktor +/- 2 (keine Abweichung)	Faktor < +/- 10 (Erreichen der angestrebten Übereinstimmung!)	Faktor > +/-10 (Abweichung von der angestrebten Übereinstimmung!)
Neu entwickelte Tests	MPWLP	48	88	12
	MPWLP T			
	DEV S4 n-K	38	77	23
	pH-stat n-K	42	92	8
	CO2 6,5 n-K	27	58	42
	CO2 8,3 n-K	35	69	31
	CO2 8,3 n	22	79	21
Standard Tests	upflow percolation n	42	100	0
	DEV S4 n	14	82	18
	pH-stat n	32	84	16
	CO2 6,5 n	8	60	40

**Tabelle 42: KA - Prozentanteil der Abweichungsfaktoren einer Testmethode (in Klasse) vom jeweiligen Referenzwert (SIWA).**

#### 7.4.3.6.5 Zusammenfassende Beurteilung der Testmethoden

Ziel dieses Projektes ist es eine oder mehrere Testmethoden zu identifizieren, die das mittel- bis langfristige Emissionsverhalten schadstoffhaltiger anorganischer Abfälle möglichst genau simulieren können. Als „hinreichendes“ Ergebnis haben wir einen Faktor von  $< +/- 10$  und als „sehr gutes“ Ergebnis einen Faktor von  $< +/- 2$  als Abweichung vom Referenzsickerwasser vorgegeben. Die Zusammensetzung dieses Referenzsickerwassers wird hauptsächlich von jenen Faktoren bestimmt, die durch das zukünftige Szenarium vorgegeben werden (siehe Kapitel 3.4).

Referenz für die Bewertung der Elutionsmethoden waren gewichtete Mittelwerte der Sickerwässer aus den Freilandgroßlysimeterversuchen, die an natürlich verwitterten Materialien mit einem Alter von 2 bis  $> 20$  a durchgeführt wurden.

Als die einflussreichsten Faktoren haben sich die Verwitterung (unter dem Einfluss von  $H_2O$ ,  $CO_2$  und  $O_2$ ), der pH-Wert (der von Verwitterungszustand direkt abhängig ist) sowie das Wasser zu Feststoff Verhältnis (L/S) erwiesen. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen der 1. Evaluierungsstufe für niedrige L/S-Verhältnisse (L/S  $< 2$ ) wider.

Ein L/S von 1 deckt je nach Infiltrationsrate und Deponiehöhe einen Zeithorizont von  $\sim 25$  (hohe Infiltration) bis 500 Jahren (geringe Infiltration) ab. Es ist zu erwarten, daß die meisten Materialien bis zu diesem L/S karbonatisiert sind.

Um das zukünftige Auslaugverhalten des vorgegebenen Szenariums mit der angestrebten Genauigkeit beschreiben zu können, müssen Labortestmethoden in einem **dynamischen Verfahren an künstlich verwittertem Material** durchgeführt werden, dessen pH-Wert jenem des Szenariums entspricht. Ziel und Zweck der Alterung ist die Simulation und Beschleunigung der wichtigsten Prozesse wie Hydratisierung, Karbonatisierung und pH-Absenkung.

Möglich ist diese Simulation des Auslaugverhaltens mittels der neu entwickelten Labortestmethoden „**MPWLP**“ bzw. „**MPWLP T**“ (**M**ulti **P**hase **W**eathering and **L**eaching **P**rocedure). Wie die Ergebnisse für L/S-Verhältnisse bis  $< 2$  zeigen, weichen von allen untersuchten Elementen 43 % bzw. 40% nicht, 88% bzw. 92 % weniger als eine Zehnerpotenz ab und nur 1% bzw. 0 % mehr als zwei Zehnerpotenzen von den Referenzwerten ab. Um Prozesse erkennen bzw. modellieren zu können, müssen die Ergebnisse als **Konzentrationsverläufe** (in mg/l) dargestellt werden. Anhand der Konzentrationsverläufe kann z.B. entschieden werden, inwieweit Sättigung mit bestimmten Phasen vorliegt.

Relativ gute Ergebnisse lassen sich aber auch mit statischen Testmethoden erzielen, in denen der pH-Wert während des Tests mittels  $CO_2$  oder  $HNO_3$  induziert wird. Es sind dies „**CO<sub>2</sub>-Test**“ bzw. „**pH-stat**“ Tests die an künstlich gealtertem aber auch frischem Material durchgeführt werden können. Für frische Materialien gilt die Einschränkung, daß die Konzentrationen der Metalle und Oxianionen weniger gut simulierbar sind. Eine Aussage über den Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen ist mit statischen Testmethoden nicht möglich. Statische (DEV S4, CEN 12457, ...)

und dynamische Labortestmethoden (upflow percolation), die an **frischem Material** ohne induzierte pH-Änderung durchgeführt werden eignen sich **nicht**, das mittel- bis langfristige Emissionsverhalten schadstoffhaltiger anorganischer Abfälle zu simulieren. Bei Anwendung des „DEV S4“ und des „upflow percolation“ Tests weichen 35% bzw. 30 % um mehr als eine Zehnerpotenz und 10% bzw 7 % um mehr als zwei Zehnerpotenzen von den Referenzwerten ab. Eine Ausnahme stellt die Abschätzung der Salzkonzentrationen- und Frachten dar, die auch an frischem Material durchgeführt werden können und im upflow percolation Test realitätsnahe Ergebnisse liefern.

Geeignete Testmethoden	Ungeeignete Testmethoden
<ul style="list-style-type: none"> <li>• An <b>künstlich verwittertem Material</b></li> <li>• Mit <b>steigendem L/S</b></li> <li>• Mit fixiertem <b>pH-Wert (~8)</b></li> <li>• Mit Elutionsmedium <b>CO<sub>2</sub></b></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• An <b>frischem Material</b></li> <li>• Bei <b>einem konstanten L/S</b></li> <li>• Mit stark <b>basischem</b> oder <b>sauren</b> pH-Wert</li> </ul>
<p>„Sehr gut“:</p> <p><b>MPWLP; MPWLP T</b></p>	<p>In den meisten Fällen</p> <p>„mäßig“ bis „schlecht“:</p> <p><b>DEV S4; upflow percolation; CEN 12457</b></p>
<p>„Gut“ ( bis tw. „mäßig“):</p> <p><b>CO<sub>2</sub> 6,5; pH-stat (8,3)</b></p>	

**Tabelle 43: Anforderungen an und Eignung von Testmethoden, die das mittel- bis langfristigen Emissionsverhalten schadstoffhaltiger anorganischer Abfälle möglichst genau simulieren sollen. Eine abgesicherte Evaluierung ist derzeit bis  $L/S < 2$  erfolgt.**

Eine **Evaluierung** der Testmethoden bei **hohen L/S-Verhältnissen (10)** war bis jetzt nur indirekt mittels passender (evaluierter) MPWLP-Referenzwerte möglich, da alle Lysimeter-sickerwässer ein L/S von  $< 2$  aufweisen. Es wird bei dieser Evaluierungsstufe zugrunde gelegt, daß alle jene **MPWLP**-Ergebnisse, die bei niedrigem L/S ( $< 2$ ) sehr gute Ergebnisse liefern geeignet sind, das Auslaugverhalten des Referenzsickerwassers bei hohem L/S ebenfalls gut zu beschreiben.

Wie diese Ergebnisse (Eluatkonzentrationen) zeigen, sind auch bei hohen L/S Verhältnissen nur jene Testmethoden gut geeignet, die an **künstlich verwittertem Material** durchgeführt werden. Es sind dies neben dem (postulierten) **MPWLP** vor allem der „**DEV S4 n-K**“, der „**CO<sub>2</sub> 6,5 n-K**“ sowie 2. Elutionsstufe des „**CEN (12457) n-K**“ .

Zur Simulation der **kumulativen Frachten bis L/S 10**, die jenen Anteil am Gesamtmaterial beschreiben, der unter den vorgegebenen (Test-) Rahmenbedingungen in Summe ausgelaugt wird eignen sich neben dem (postulierten) **MPWLP** vor allem der „**DEV S4 n-K**“ an künstlich gealtertem Material aber auch die **CO<sub>2</sub>** – Tests und **pH-stat** Tests. Letztere zwei können sowohl an künstlich gealtertem, aber auch tw. an frischem Material durchgeführt werden.

#### 7.4.4 Auslaugbarkeit in Abhängigkeit von den Mineralphasen und der Alterung

##### 7.4.4.1 Generelles

Abfälle befinden sich zum Zeitpunkt der Ablagerung nicht im Gleichgewicht mit den Umgebungsbedingungen. Je nach der Reaktivität der Abfälle treten mehr oder minder starke chemische und/oder biologische Reaktionen im Deponiekörper auf. Dies gilt vor allem für nicht vorbehandelte Abfälle (z.B. Restmüll, nicht vorbehandelt), aber auch für vorbehandelte Abfälle.

Reststoffe aus thermischen Prozessen enthalten Mineralphasen, die gegenüber Wasser und/oder den reaktionsfähigen Bestandteilen der Luft (CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, Wasserdampf) instabil sind. Demnach sind vor allem drei Arten von Alterungsprozessen kurz- mittel- oder langfristig zu erwarten, nämlich Hydratation, Oxidation und Carbonatisierung. Einige Beispiele dazu werden in der Tabelle 44 genannt.

Vorgang	Beispiel <i>(instabile Phase in kursiver Schrift)</i>	Zeithorizonte zum <b>Beispiel</b>
Hydratation	$\text{CaO} + \text{H}_2\text{O} = \text{Ca(OH)}_2$	Minuten, Stunden
Carbonatisierung	$\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2 = \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	Monate, Jahre, Jahrzehnte
Oxidation	$2 \text{Fe} + 1 \frac{1}{2} \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} = 2 \text{FeOOH}$	Monate, Jahre, Jahrzehnte und eventuell Jahrhunderte

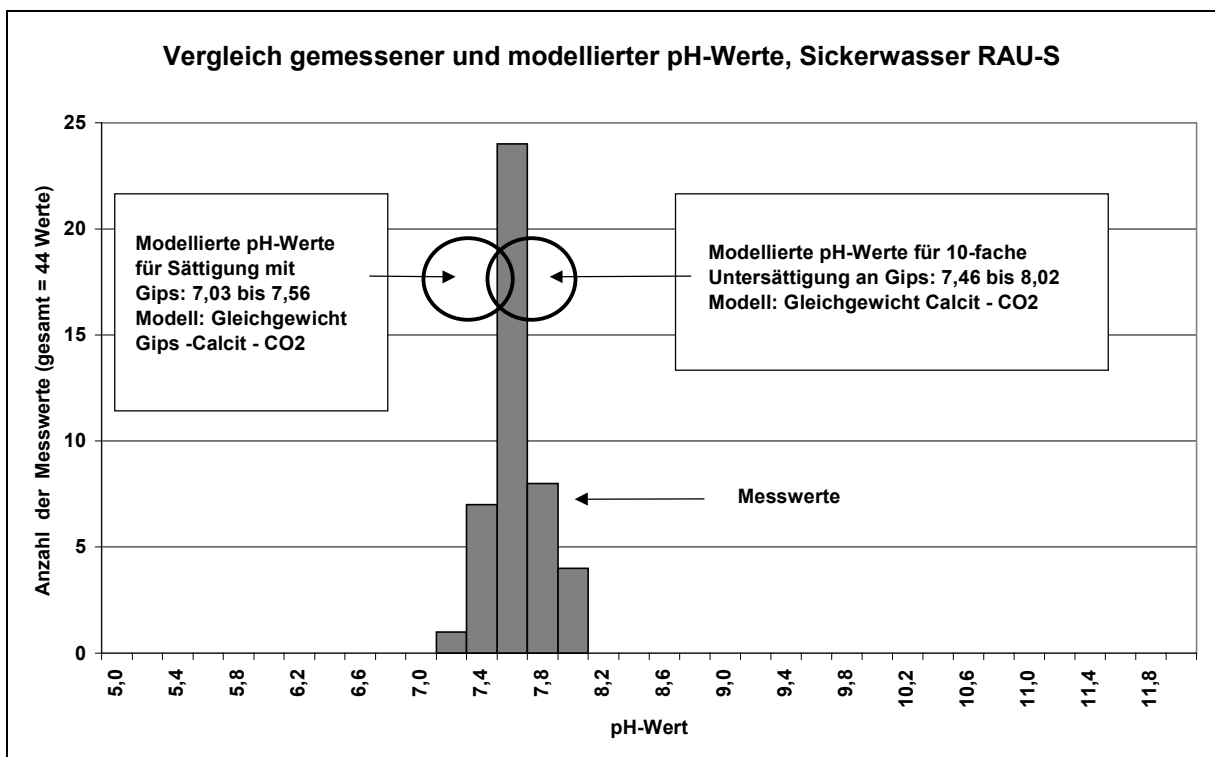
**Tabelle 44: Alterungsvorgänge in Schlacken- und Aschen**

Unsere mineralogischen Untersuchungen zielten darauf ab, die für die Auslaugbarkeit relevanten Veränderung der Mineralphasenzusammensetzung der Abfälle (Mineralneubildung; Auflösung von Mineralen) während und als Folge der künstlichen und natürlichen Alterung zu beobachten.

Wie wir zeigen konnten, liegen in den gealterten Abfällen Mineralsäume, d.h. Krusten bzw. Säume, die aus Mineralneubildungen bestehen, vor (siehe Kapitel **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Diese Mineralsäume sind längerfristig unmittelbar in Kontakt mit dem in die Deponie eindringenden Niederschlagswasser und bestimmen somit das Auslaugverhalten wesentlich. Obwohl die Untersuchungen der Gesamtmaterialien bei den frischen Reststoffen aus der Abfallverbrennung insgesamt einen ähnlichen Phasenbestand ergab wie in den

zugehörigen verwitterten Materialien (siehe Kapitel 7.2), ist eine wesentliche Änderung der Gleichgewichte der Materialien mit dem Auslaugmedium gegeben, eben weil der Oberflächenchemismus bei der Alterung stark verändert wird.

Relativ gering ist auch der Zuwachs an Calcit bei der künstlichen Alterung im Labor – er beträgt maximal etwa ein Drittel, bezogen auf den Ausgangs-Calcitgehalt (primäre Karbonate, z.B. aus Bauschutt), bzw. weniger als 10 %, bezogen auf die Abfall-Gesamtmasse (siehe Kapitel 7.2) und in zwei Fällen (RAU-S2, IGLO) weniger als 1 %, bezogen auf die Abfall-Gesamtmasse. Dennoch wird durch die künstliche und auch die natürliche Alterung eine entscheidende Änderung des Emissionsverhaltens erreicht. Die an der Oberfläche der Körner haftenden Calcitsäume sind für die Auslaugbarkeit bestimmend, ebenso auch die übrigen an der Oberfläche vorhandenen Mineralneubildungen, z.B. Eisenoxide, Eisenhydroxide, Böhmit etc..



**Abbildung 88: Vergleich gemessener und modellierter pH-Werte (RAU-S).**

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ , welches anfänglich bei Schlacken und Aschen zu hohen pH-Werten führt (pH-Werte über 12; in der Literatur sind sogar Eluate mit pH über 13 dokumentiert) und damit die Elemente Zn, Pb und Cr verstärkt mobilisiert, ist in den natürlich oder künstlich gealterten Proben nicht vorhanden (Ausnahme: im Inneren der Körner von KA ist noch ein Rest an  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  vorhanden).

Es konnte mittels geochemischer Modellrechnung bestätigt werden, daß die pH-Werte im Lysimeter durch Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt werden. Dazu

wurde in der Porenluft der CO<sub>2</sub>-Gehalt gemessen und als Eingangsgröße für die Modellierung verwendet.<sup>5</sup>

Bei der Berechnung wurde berücksichtigt, daß das Sickerwasser mit Gips gesättigt ist (in der Praxis ist eine geringe Untersättigung möglich). Die pH-Verschiebung von etwa 0,6 pH-Einheiten (z.B. von pH 8,3 auf 7,7 wenn 0,04 % CO<sub>2</sub> vorliegt) stimmt gut mit den beobachteten pH-Werten überein (siehe Abbildung 88). Das Sickerwasser der Proben RAU-A, RAU-S2 und RAU-SB liefert eine sehr ähnliche pH-Verteilung (hier nicht dargestellt).

#### 7.4.4.2 Reststoffe aus der Abfallverbrennung

Der Schadstoffgesamtgehalt dieser Abfälle (siehe Kapitel 7.1) lässt die Frage offen, ob die Schwermetalle metallisch, lokal aufkonzentriert in der Form kristalliner oder amorpher „Reinphasen“ oder dispers- z.B. adsorbiert an Al- oder Eisenhydroxiden vorliegen.

Die mineralogischen Untersuchungen haben aufgezeigt, daß edlere Metalle oder Legierungen, z.B. Ni, Pb, Sn, Cu und Messing auch in gealterten Abfällen im Kern unverändert auftreten können. Kristalline Schwermetallphasen wurden dagegen auch nach einer speziellen Anreicherung (Schwerkrafttrennung, Magnettrennung) nur sehr sporadisch gefunden. Nachgewiesen wurden hierbei Baryt (BaSO<sub>4</sub>), Bleioxid (PbO), Zinkit (ZnO) und Chalkosin (CuS). In keinem Fall konnten Schwermetallhydroxide und/oder –carbonate detektiert werden. Dazu ist zu erwähnen, daß die RDA amorphe Hydroxide nicht erfasst. Andererseits wären (siehe dazu die Ergebnisse vom Material GAIL) mit den gewählten Methoden (RDA und REM/EDAX) die entsprechenden Schwermetallcarbonate und –hydroxycarbonate erkennbar, wenn sie in ausreichender Menge (z.B. im %-Bereich) und/oder Häufigkeit vorgelegen wären. Um die Frage zu beantworten, ob Schwermetallcarbonate und/oder Hydroxide dennoch löslichkeitsbestimmend sind, musste daher auf die einschlägige Literatur zurückgegriffen werden und auch die Methode der geochemischen Modellierung eingesetzt werden.

Für 13 Elemente (Ba, Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, Fe, Mn, Al, Mo, Mg, Ca, S) werden sämtliche Analysenwerte (Eluate, Sickerwasserproben) jenen der modellierten pH-Abhängigkeit gegenübergestellt (siehe Diagramme ab der Abbildung 92). Weiters wurden für mehrere MPWLP-Tests für jeweils den gesamten Datensatz an Analysenwerten die Sättigungsindices berechnet (siehe Anhang, Abschnitt Daten/Sättigungsindices). Ist der Sättigungsindex über längere L/S-Bereiche hinweg null oder liegt er nahe bei null, dann liegt mit hoher Wahrscheinlichkeit Sättigung bezüglich der betreffenden Phase vor. Für die Berechnungen wurde das geochemische Programm PHREEQC-2 verwendet.

---

<sup>5</sup> Das Programm PHREEQC-2 erlaubt die Definition einer Gasphase, die im Gleichgewicht mit der Lösung steht. Sämtliche Nebenreaktionen der Elemente Ca und S in Lösung werden ebenfalls berücksichtigt.

Da Carbonate eine mögliche Form der Ausfällung von Schwermetallen darstellen, wurde weiters die Carbonatkonzentration für die in den Lysimeter RAU-A und RAU-S vorgefundenen  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen und auch für  $\text{CO}_2=0,036$  Vol.% berechnet (siehe Tabelle 45).

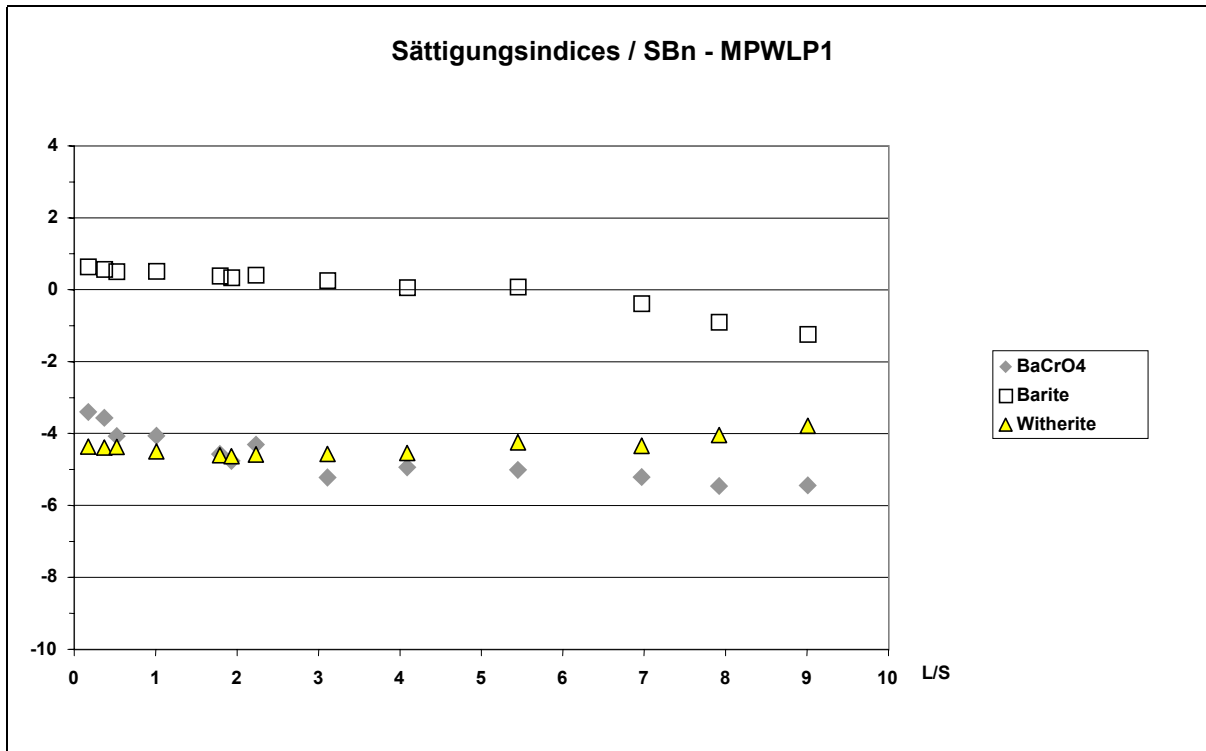
Modelle→	Calcit im Gleichgewicht mit $\text{CO}_2$ bei $10^\circ\text{C}$	Calcit im Gleichgewicht mit $\text{CO}_2$ bei $10^\circ\text{C}$ , wenn das Sickerwasser gleichzeitig mit Gips gesättigt ist
$\text{CO}_2$ -Gehalt der Porenluft (Extremwerte der Messwerte im Lysimeter bzw. Außenluft)	<b>Gelöstes Carbonat</b>	<b>Gelöstes Carbonat</b>
2,6 Vol.%	0,17 mg/l $\text{CO}_3^{-2}$	0,08 mg/l $\text{CO}_3^{-2}$
0,3 Vol.%	0,31 mg/l $\text{CO}_3^{-2}$	0,09 mg/l $\text{CO}_3^{-2}$
0,036 Vol.% (Außenluft)	0,56 mg/l $\text{CO}_3^{-2}$	0,09 mg/l $\text{CO}_3^{-2}$

**Tabelle 45: Aus dem Calcit-Gleichgewicht berechnete Carbonat-Konzentrationen im gepufferten Sickerwasser.**

*Barium (siehe Abbildung 89 und Abbildung 92)*

Am Beispiel des Elementes Barium kann aufgezeigt werden, daß es Fälle gibt, bei denen eine ganz bestimmte schwerlösliche Phase – nämlich Bariumsulfat (Baryt) – die Konzentrationen in Lösung bestimmt (Abbildung 92). Modelliert wurde die Gleichgewichtskonzentration von Ba in Anwesenheit von  $\text{BaSO}_4$  und Gips (untere Linie) und diejenige, die sich ergibt, wenn nur  $\text{BaSO}_4$  als Sulfatquelle vorliegt. Man erkennt, daß fast alle gemessenen Konzentrationen unter der  $\text{BaSO}_4$ -Sättigung („Kurve  $\text{BaSO}_4$ “) liegen, und die meisten über dem zweiten modellierten Kurvenverlauf. Die Kurve „ $\text{BaSO}_4$ “, bei der angenommen wurde, daß kein Gips vorliegt, stellt für Reststoffe aus der Abfallverbrennung (also ohne KA) ein Maximum dar, d.h. die Ba-Konzentration kann maximal die Sättigungskonzentration für Bariumsulfat erreichen. Tatsächlich wurde  $\text{BaSO}_4$  auch mineralogisch nachgewiesen. Daneben kann etwas Ba in Barytocalcit eingebaut werden.

Die Berechnung der Sättigungsindices zeigt, daß Bariumchromat oder –carbonat (Witherit) nicht löslichkeitsbestimmend sind (siehe z.B. Probe RAU-SB, Abbildung 89). Ähnliche Sättigungsindices für  $\text{BaCrO}_4$  und  $\text{BaCO}_3$  weisen auch die anderen RAU-MPWLP-Eluate auf.



Legende zur Abbildung: Barit = BaSO<sub>4</sub> Witherit(e) = BaCO<sub>3</sub>

### Abbildung 89: Sättigungsindices für Bariumverbindungen, SBn

*Blei (siehe Abbildung 92)*

Das Auslaugverhalten von Pb läßt sich im schwach alkalischen Bereich (pH 8 bis über 11) am besten durch die Anwesenheit bzw. Bildung von Pb(OH)<sub>2</sub> erklären. Die vorgefundenen Gleichgewichtskonzentrationen stimmen mit den in der Standard-Datenbank von PHREEQC-2 enthaltenen Daten, wie Löslichkeitsprodukt und den entsprechenden Komplexbildungskonstanten für Pb-Hydroxidkomplexe, überein. Unterhalb von pH=8 wird eine Sättigung mit Pb-Hydroxiden oder Pb-Carbonaten sehr selten beobachtet.

Da Pb stärker als übrige Schwermetallkationen an amorphem Eisenhydroxid (HFO) und Goethit (FeOOH) adsorbiert wird, liegt die Vermutung nahe, daß zumindest unterhalb von pH=8 Adsorption der dominierende Rückhalte Mechanismus ist. Wir haben daher die Möglichkeit von PHREEQC-2 genutzt, auch für die Adsorption an HFO Gleichgewichtskonzentrationen abzuschätzen. Das SCM (surface Complexation Model) ergab eine gute Übereinstimmung mit den beobachteten Werten. Die Bildung von amorphen Eisenhydroxiden, kristallinen Eisenhydroxiden und Goethit wird durch die mineralogischen Befund bestätigt (Kapitel 7.2). Somit ist zumindest im schwach sauren Bereich und im Neutralbereich Adsorption der dominierende Mechanismus.

Eine Desorption der Elemente Cu und Pb findet, wenn sie an Eisenhydroxid gebunden vorliegen, erst in relativ saurem Milieu statt (Cu: etwa pH=5, Pb: etwa pH=4).. Man beachte dazu das Beispiel zur pH-Abhängigkeit der Desorption von Schwermetallen aus STUMM & MORGAN (1996) im Anhang, Abschnitt „Adsorptionsvorgänge und deren Modellierung“.

#### *Zink (siehe Abbildung 93)*

Beim Element Zink bildet das Zinksilikat Willemite ( $Zn_2SiO_4$ ) annähernd eine Obergrenze der gelösten Konzentrationen im pH-Bereich zwischen 7 und 12,5. Bei pH-Werten um 4 wäre eine deutlich höhere Löslichkeit zu erwarten, wenn Zn als Carbonat, Hydroxid oder als Willemite vorliegt. Wieder kann wie beim Element Pb das Verhalten im pH-Bereich zwischen 3 und etwa 8 besser durch ein Adsorptionsmodell beschrieben werden, als durch eine Zinkverbindung (ein Zinkmineral).

#### *Kupfer (siehe Abbildung 94 und Abbildung 90)*

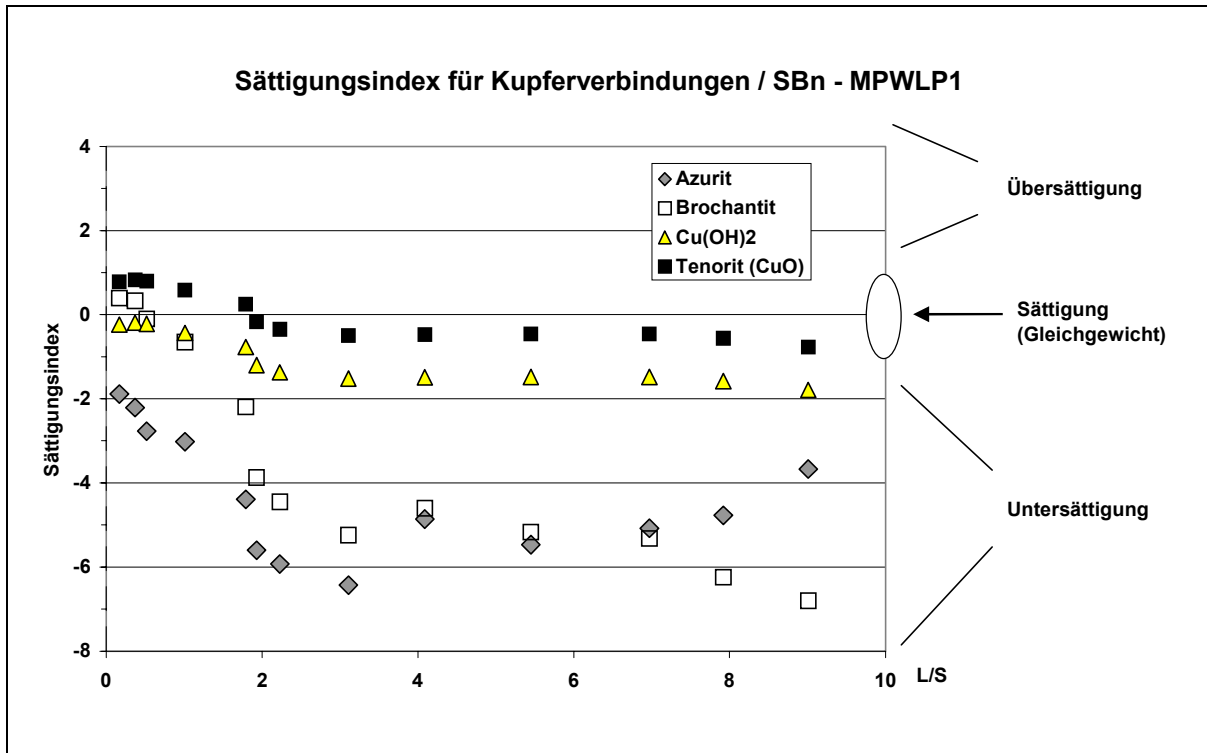
Beim Element Kupfer können Tenorit ( $CuO$ ), Malachit ( $Cu_2(CO_3)(OH)_2$ ), Kupferhydroxid ( $Cu(OH)_2$ ), oder Brochantit,  $Cu_4(OH)_6SO_4$ , löslichkeitsbestimmend sein.  $CuO$  und Malachit sind bei pH=8 gleich stabil. Oberhalb von pH=8 überwiegt nach SIGG & STUMM (1989) die Bildung von Tenorit, dagegen unterhalb von pH=8 die Bildung von Malachit<sup>6</sup>. In Gegenwart von Sulfat fällt dagegen aus  $Cu+2$ -haltigen Lösungen eher Brochantit aus (BALTPURVINS et al., 1996). In Gegenwart von höheren Chloridkonzentrationen kann ferner auch Azurit oder Paratacamit ( $Cu_2Cl(OH)_3$ ) gebildet werden.

Grundsätzlich wird die „Löslichkeit“ von  $CuO$  und/oder Brochantit bei den von uns analysierten Eluaten und Sickerwasserproben selten überschritten. Ausnahmen, deren Werte über der Gleichgewichtskonzentration von  $CuO$  und/oder Brochantit liegen, werden eventuell durch Komplexbildung verursacht (siehe Anhang „löslichkeitsbestimmende Phasen“). Bei pH-Werten unter 8 ergibt die für Adsorption an HFO modellierte Kurve eine Obergrenze an. Der Einbruch bei etwa pH=7 wird im Modell gut wiedergegeben<sup>7</sup>.

Beim Material SBn kann eine Kaskade löslichkeitsbestimmender Phasen erkannt werden (Abbildung 90). Zunächst ist Brochantit oder  $Cu(OH)_2$  löslichkeitsbestimmend. Im späteren Verlauf des MPWLP-Tests liegt die Cu-Konzentration deutlich unter der Sättigungskonzentration für Brochantit, und Sättigung mit  $CuO$  (Tenorit) ist wahrscheinlich.  $CuO$  (Tenorit) wurde auch mineralogisch – wenn auch nur in einzelnen Handstücken – identifiziert.

<sup>6</sup> Gilt exakt nur für eine TIC-Konzentration von  $C_t=0,002$  Mol/l.

<sup>7</sup> Voraussetzung ist, daß auch die dominierenden Ca-Phasen, also Gips und Calcit, und der mittlere Mg-Gehalt der Eluate mit berücksichtigt werden.



**Abbildung 90: Sättigungsindex für Kupferverbindungen, MPWLP-Test**

*Cadmium (siehe Abbildung 93)*

Keine der in Betracht gezogenen Cd-Mineralphasen kann das Verhalten von Cd erklären. Die Adsorption an HFO liefert für schwach saure pH-Wert Übereinstimmung mit den gemessenen Maximalwerten. Eine leicht Überschätzung im Modell weist darauf hin, daß der bei der Modellierung als Eingabegröße verwendete verfügbare Anteil (desorbierbar, mit ca. 3 ppm Cd abgeschätzt) möglicherweise zu hoch ist.

Wie in der Anlage erläutert wird, kann auch durch Mischkristallbildung mit Calcit (DAVIS et al., 1987, WEIJDEN & COMANS, 1995) die Cd-Konzentration in Lösung wesentlich absinken. Dies wurde durch Pfeile in der Abbildung 93 veranschaulicht.

*Nickel (siehe Abbildung 94)*

Nur beim stark Ni-hältigen Material My liegt die Konzentration in den Eluaten nahe der Sättigung von Ni(OH)<sub>2</sub>. Bei Schlacken und Aschen aus der Abfallverbrennung treten im Neutralbereich Konzentrationen auf, die deutlich unter der Ni(OH)<sub>2</sub>-Sättigung liegen. Ni wird vermutlich adsorbiert. Längerfristig ist ein weiterer langsamer Einbau in Mineralphasen nachgewiesen, wobei jedoch die Rückhaltemechanismen ungeklärt sind (SCHECKEL et al., 2000).

*Aluminium (siehe Abbildung 96)*

Die vorgefundenen Al-Konzentrationen liegen fast durchwegs zwischen denjenigen von amorphem, frisch gefällttem Al(OH)<sub>3</sub> und Gibbsite, also kristallinem Al(OH)<sub>3</sub>. Al ist in frischen Abfällen auch in metallischer Form enthalten. Nach Reaktion mit den im

frischen Abfall vorhandenen  $\text{OH}^-$  - Ionen liegt ein Teil des Al als Komplex, nämlich  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  vor. Bei der weiteren Alterung wird Ettringit gebildet. Ettringit wurde in den frischen bzw. jüngeren Proben nachgewiesen. Bei weiterer Absenkung des pH-Wertes ( $\text{pH} < 10$ ) zerfällt der Ettringit wieder, und es wird erneut amorphes  $\text{Al}(\text{OH})_3$  gebildet, sowie eventuell Böhmit ( $\text{AlOOH}$ ).

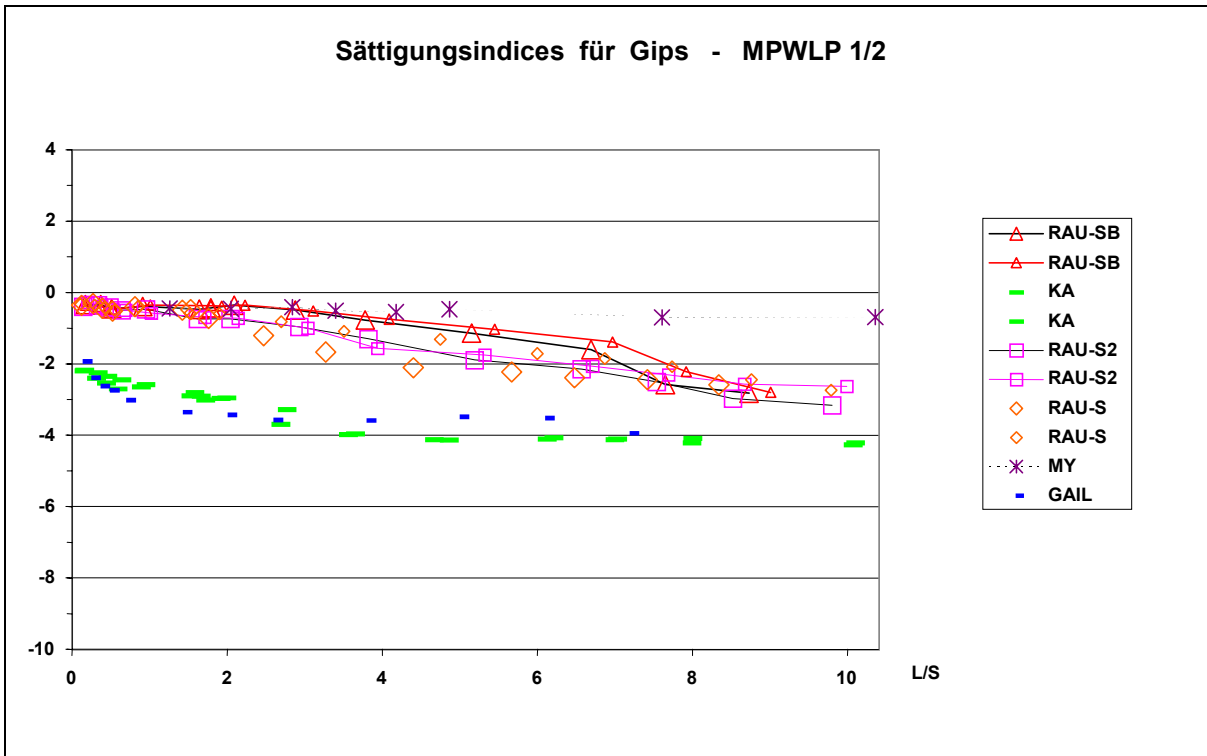
Man beachte, daß der obere modellierte Kurvenverlauf nur für frisch gefälltes  $\text{Al}(\text{OH})_3$  gilt. Mit zunehmendem Alter des  $\text{Al}(\text{OH})_3$  sinkt dessen „Löslichkeit“ und nähert sich derjenigen von Gibbsit an. Viele der Proben spiegeln daher das Verhalten von gealtertem, mehr oder minder kristallinem  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (Gibbsit) wider.

#### *Ca und Sulfat (siehe Abbildung 91 und Abbildung 100)*

Die Angaben aus der Literatur, daß Gips über weite pH-Bereiche hinweg löslichkeitsbegrenzend ist, konnten bestätigt werden. Der Verlauf der Sättigungsindices legt nahe, daß bei wiederholter Elution ( $L/S > 5$ ) die im Labor gewählte Kontaktzeit eventuell nicht mehr für eine vollständige Sättigung ausreicht. In der Deponie sowie in den Lysimetern ist die Kontaktzeit jedoch länger, und somit liegt Sättigung mit Gips nahe, solange noch Gips in ausreichender Menge vorhanden ist.

Der Rückgang der Sulfatkonzentrationen im pH-Bereich zwischen 11 und 12 kann durch die Bildung von Ettringit ( $\text{Ca}_6[\text{Al}(\text{OH})_6]_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 26\text{H}_2\text{O}$ ) erklärt werden. Wenn Ettringit als einzige Phase auch den pH-Wert bestimmt, dann ergeben sich (in Abhängigkeit von der Ionenstärke) pH-Werte von etwa 11,2 bis 11,5, Sulfatkonzentrationen um ca. 110 bis 230 mg/l, Ca-Konzentrationen zwischen 80 und 170 mg/l und Al-Konzentrationen zwischen 20 und 45 mg/l (siehe die in Abbildung 96 und Abbildung 100 eingezeichneten großen Quadrate). Bei Sulfat ergibt sich durch die Bildung von Ettringit zwischen  $\text{pH} = 11,5$  und  $\text{pH} = 9$  ein deutlicher Anstieg, der darauf zurückgeführt werden könnte, daß Ettringit zerfällt und Gips gebildet wird.

In der Abbildung 100 wurde auch jener pH-Abhängigkeit der Sulfatkonzentration vom pH-Wert eingezeichnet, die sich ergeben würde, wenn Ettringit und amorphes  $\text{Al}(\text{OH})_3$  gleichzeitig löslichkeitsbestimmend sind (strichlierte Linie). Die Übereinstimmung der Meßwerte mit diesem Modell ist nur bei einigen Proben des Materials IGLO gegeben. Es konnte nicht endgültig geklärt werden, ob generell Gleichgewichte mit Ettringit alleine (als einzige löslichkeitsbestimmende Phase) oder auch die Anwesenheit anderer Phasen der Elemente Al, Si, Ca und S ein geeignetes Modell für frühe Verwitterungsphasen darstellt. Die Abbildung 100 auch einige experimentell bestimmte Sättigungskonzentrationen von Ettringit (Weiße Kreuze auf grauem Hintergrund; Quelle: PERKINS & PALMER, 1998). In späten Verwitterungsphasen ist Gips das dominierende Sulfatmineral.



**Abbildung 91: Sättigungsindices für Gips, alle Materialien**

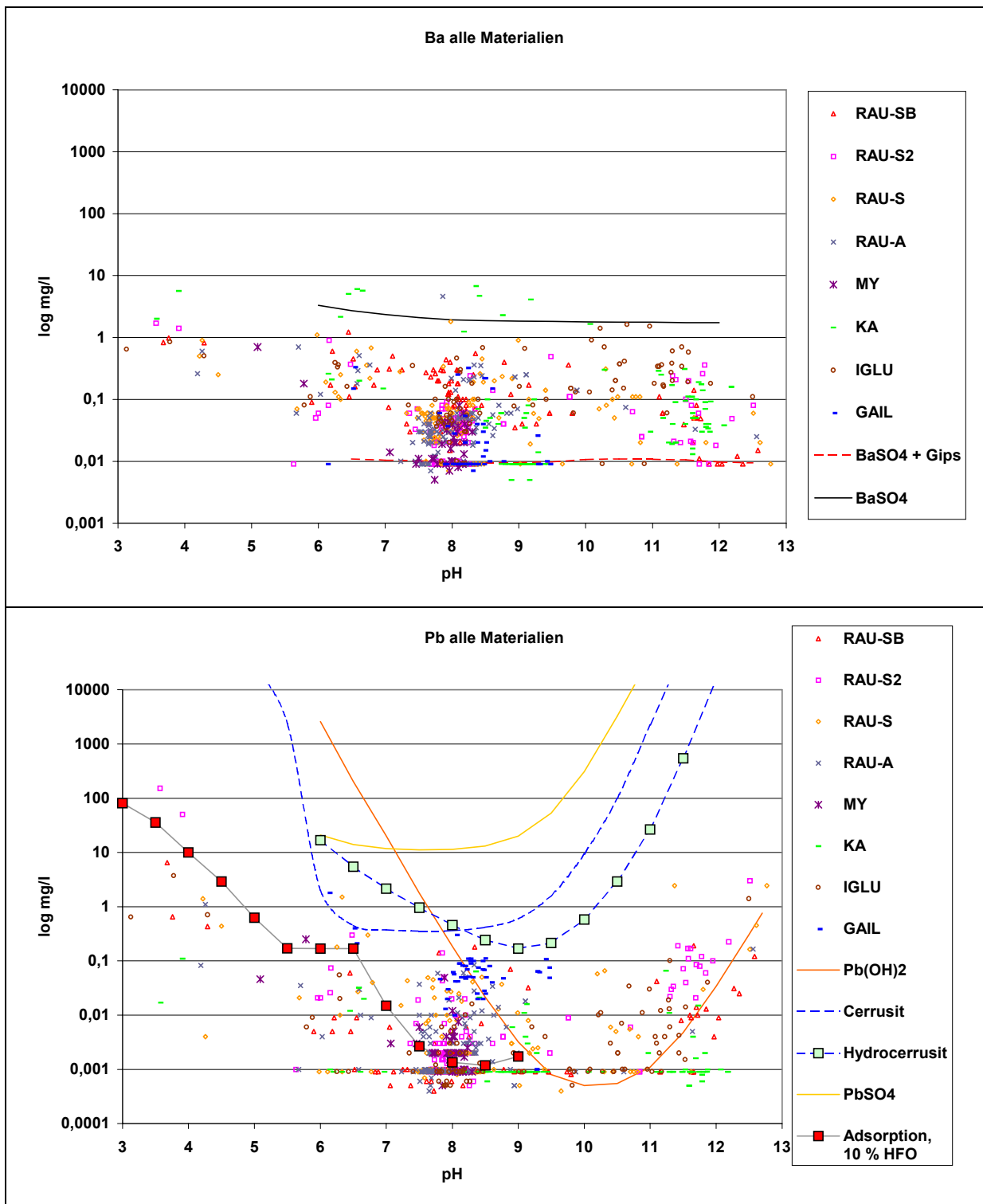


Abbildung 92: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Ba und Pb

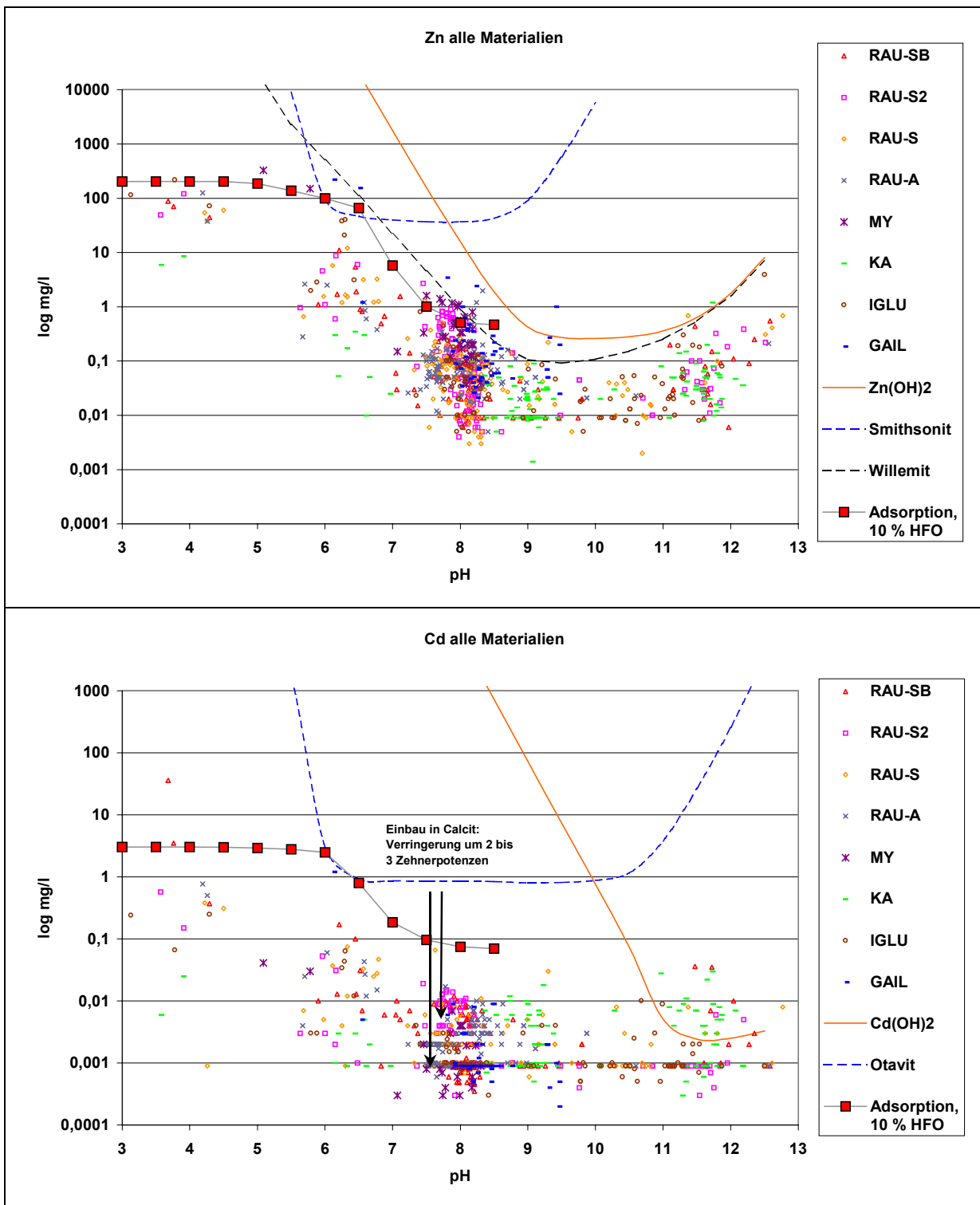


Abbildung 93: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Zn und Cd

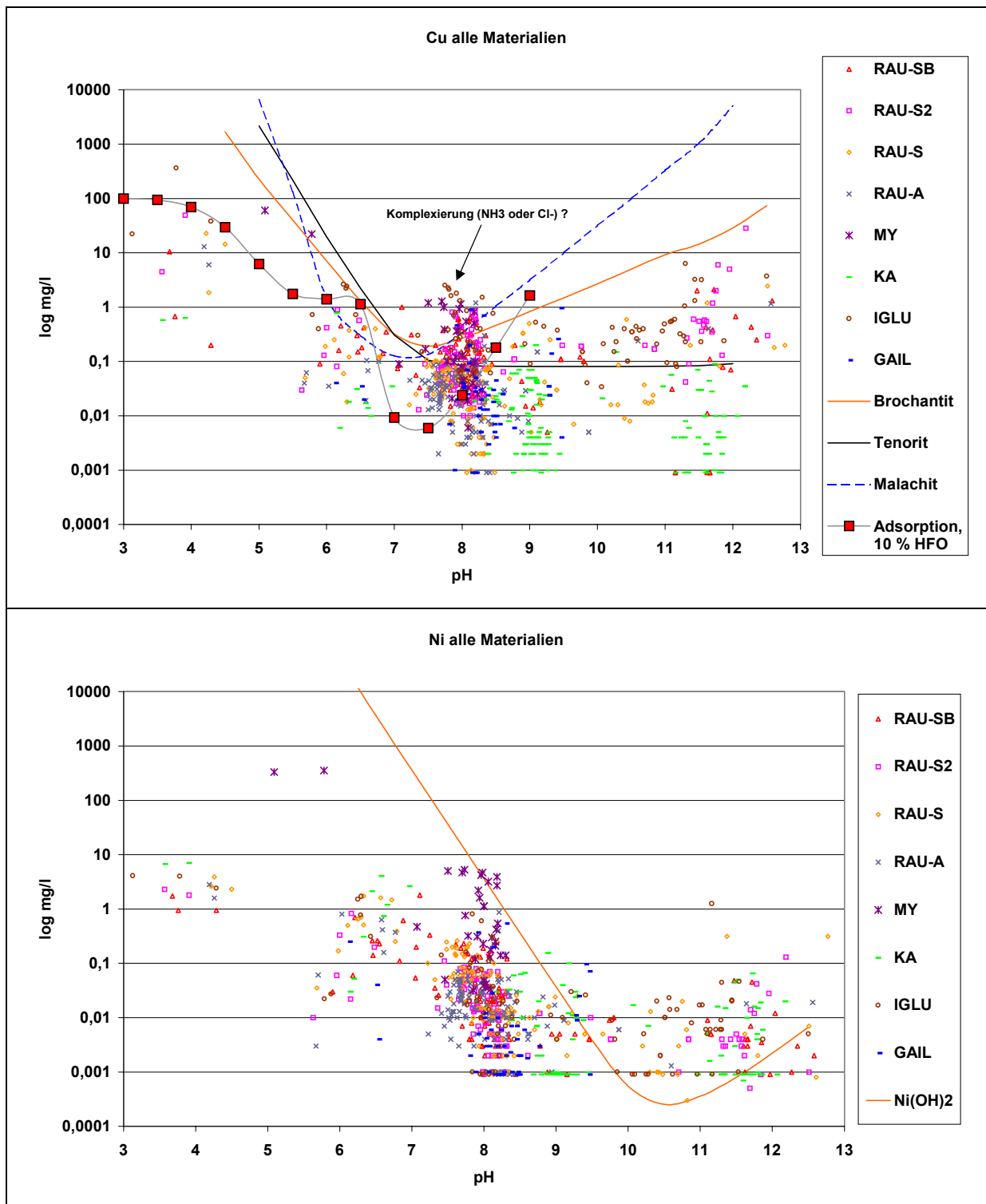
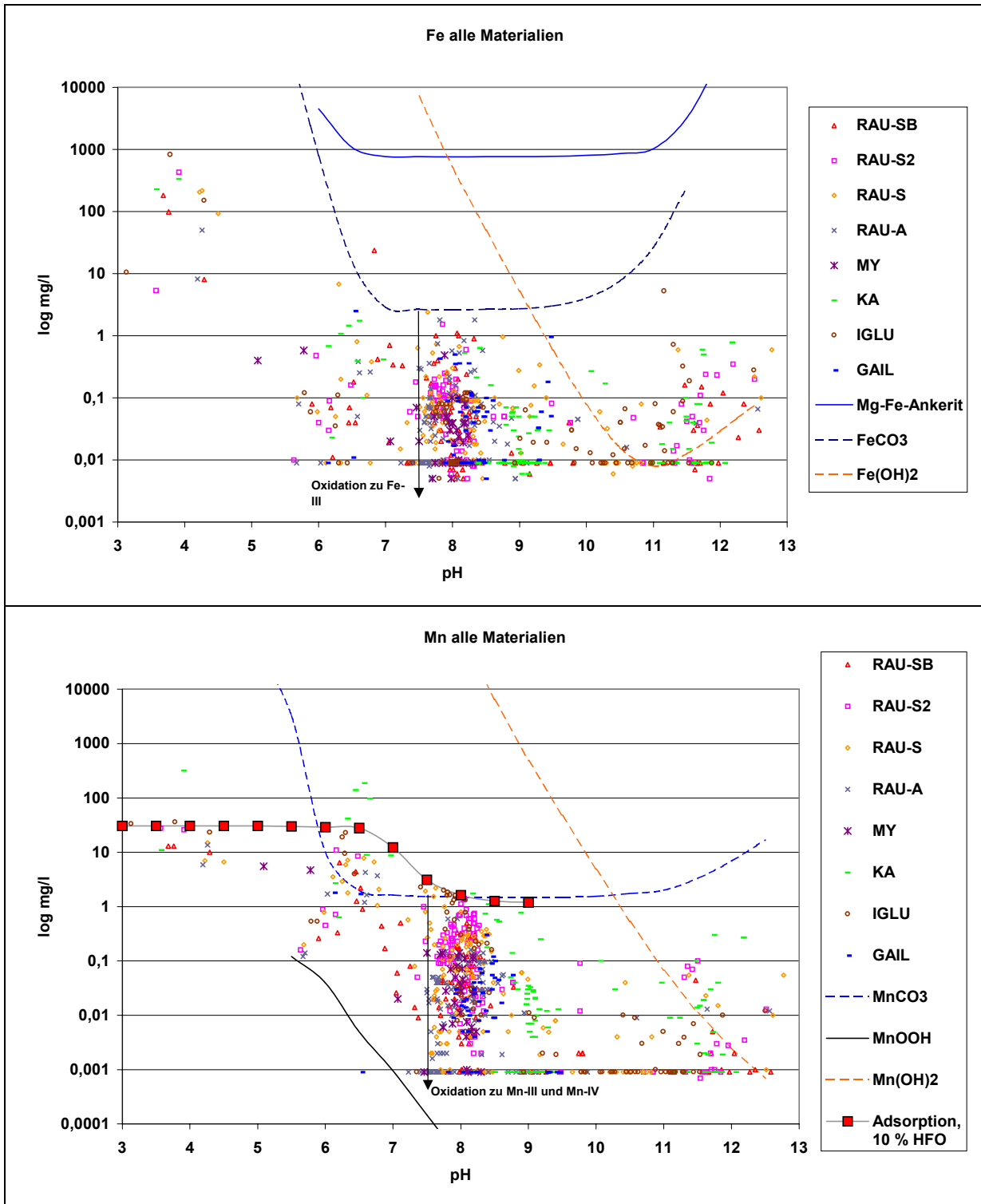


Abbildung 94: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Cu und Ni



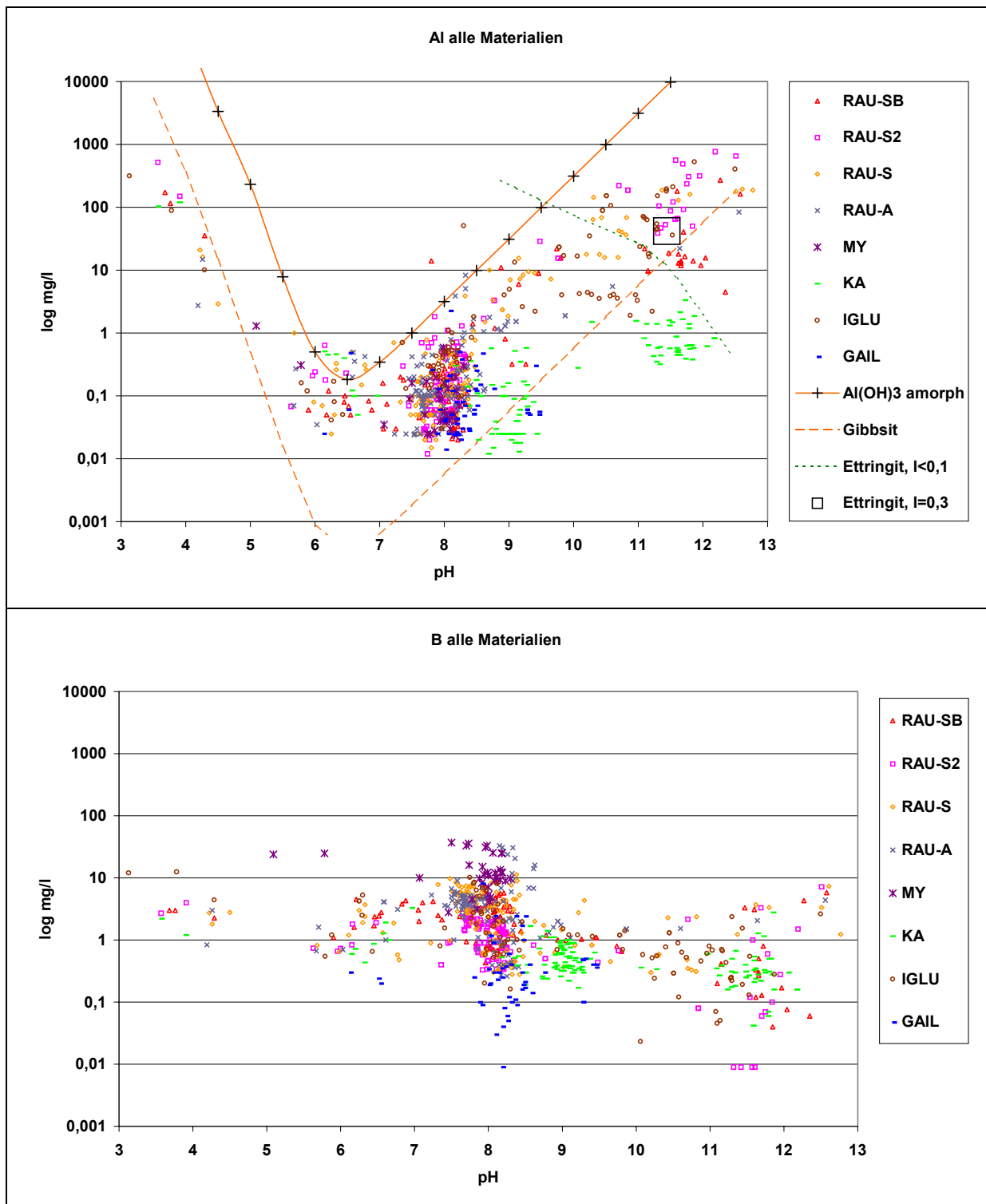


Abbildung 96: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Al und B

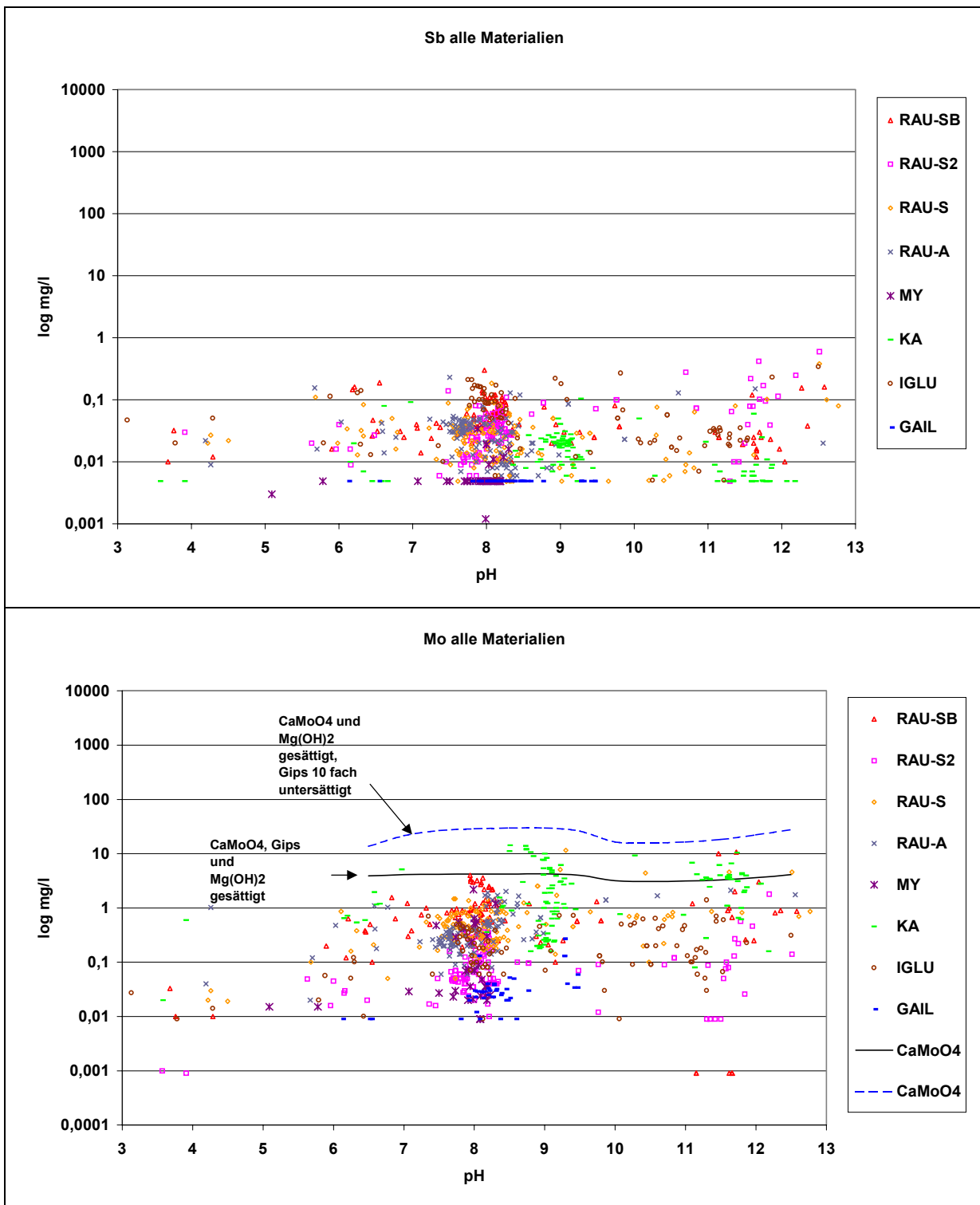


Abbildung 97: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Sb und Mo

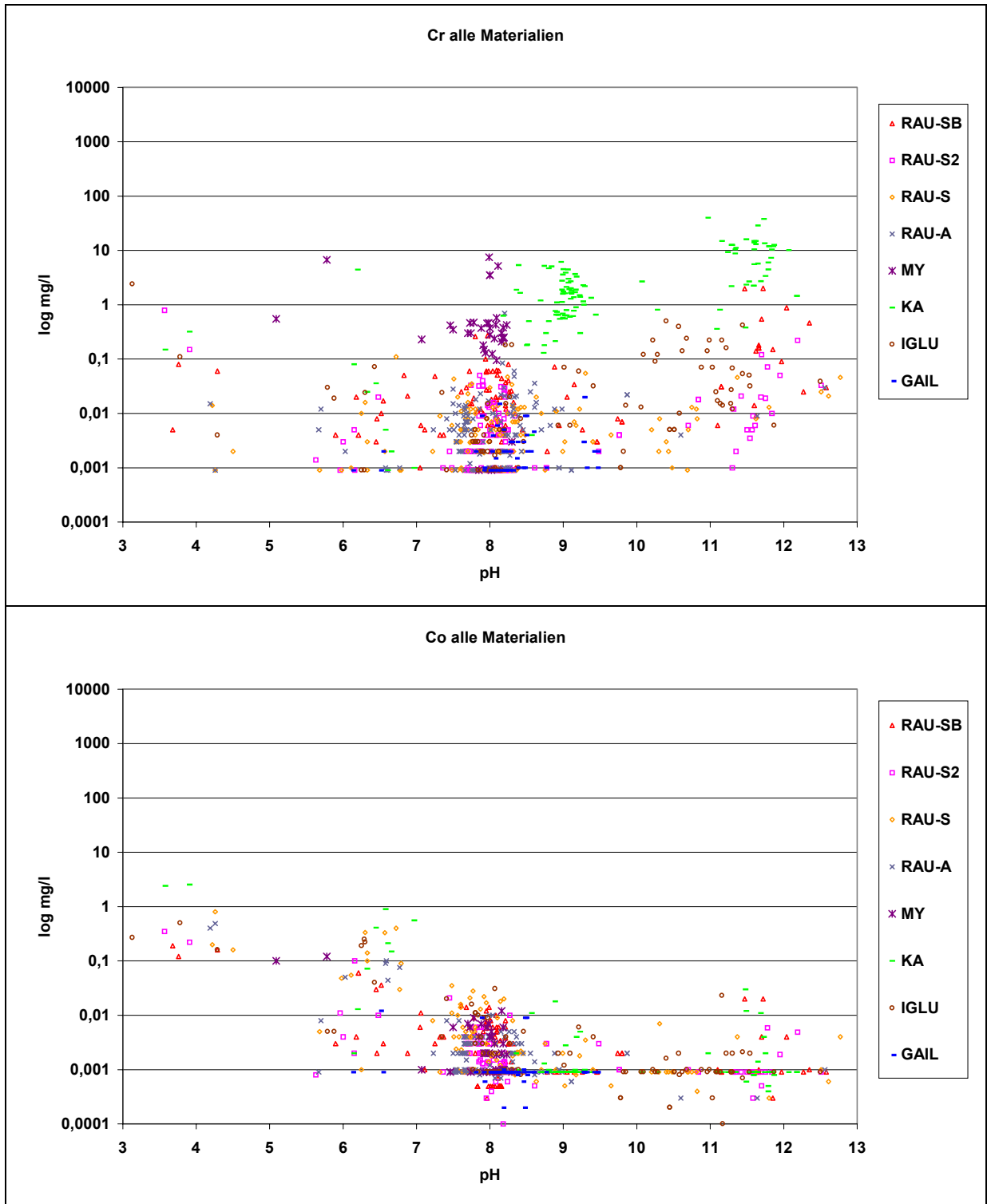


Abbildung 98: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Cr und Co

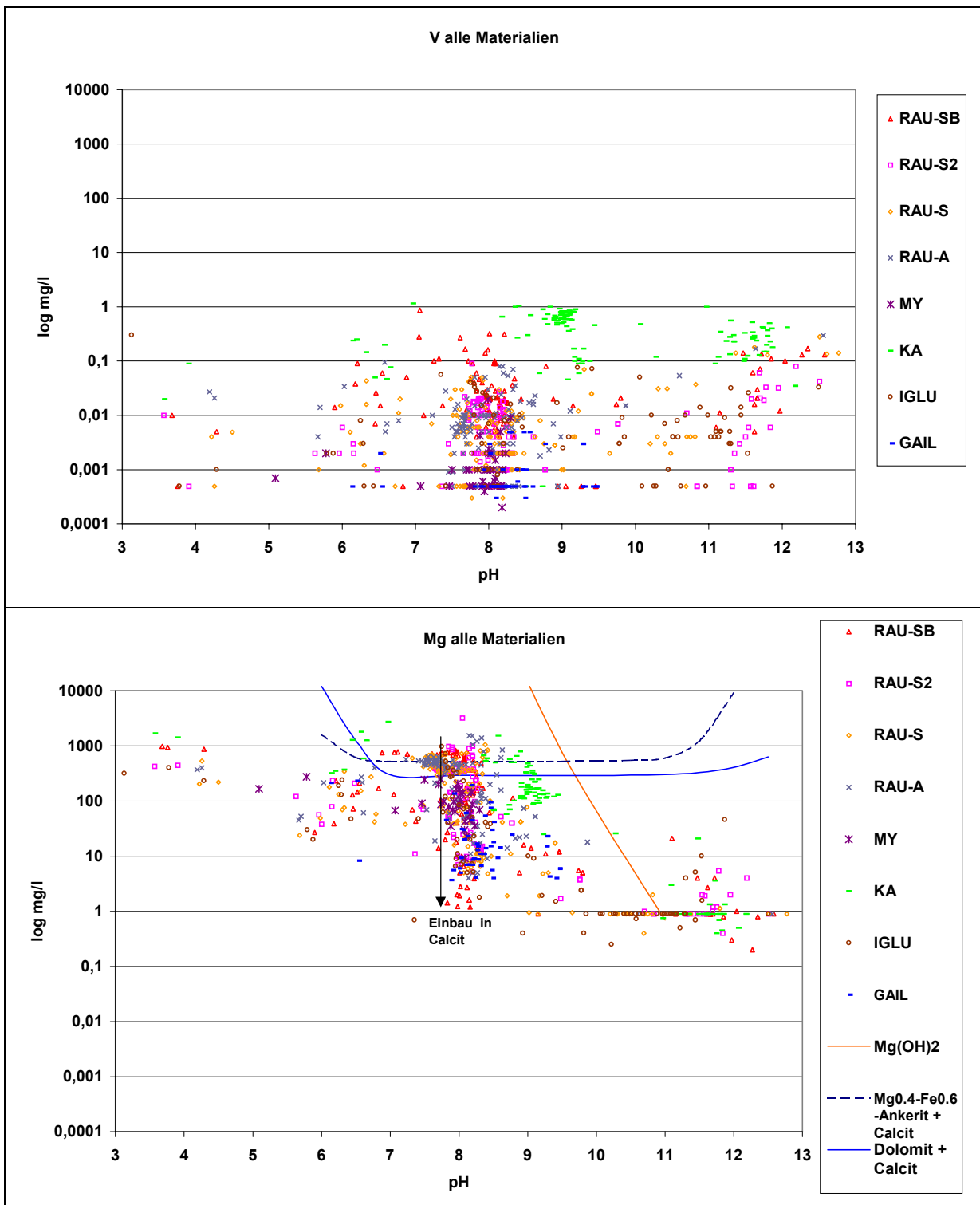


Abbildung 99: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von V und Mg

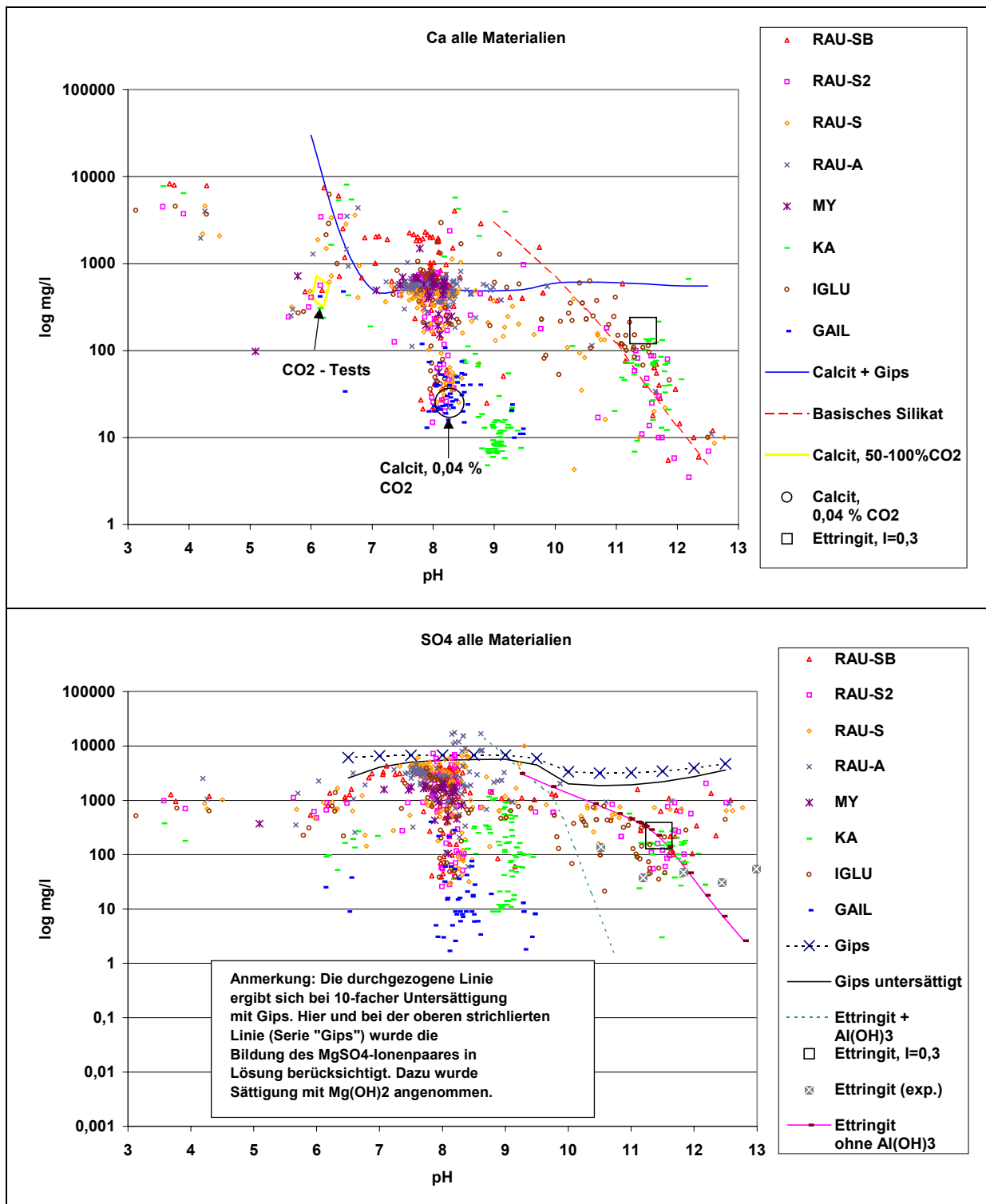


Abbildung 100: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Ca und Sulfat

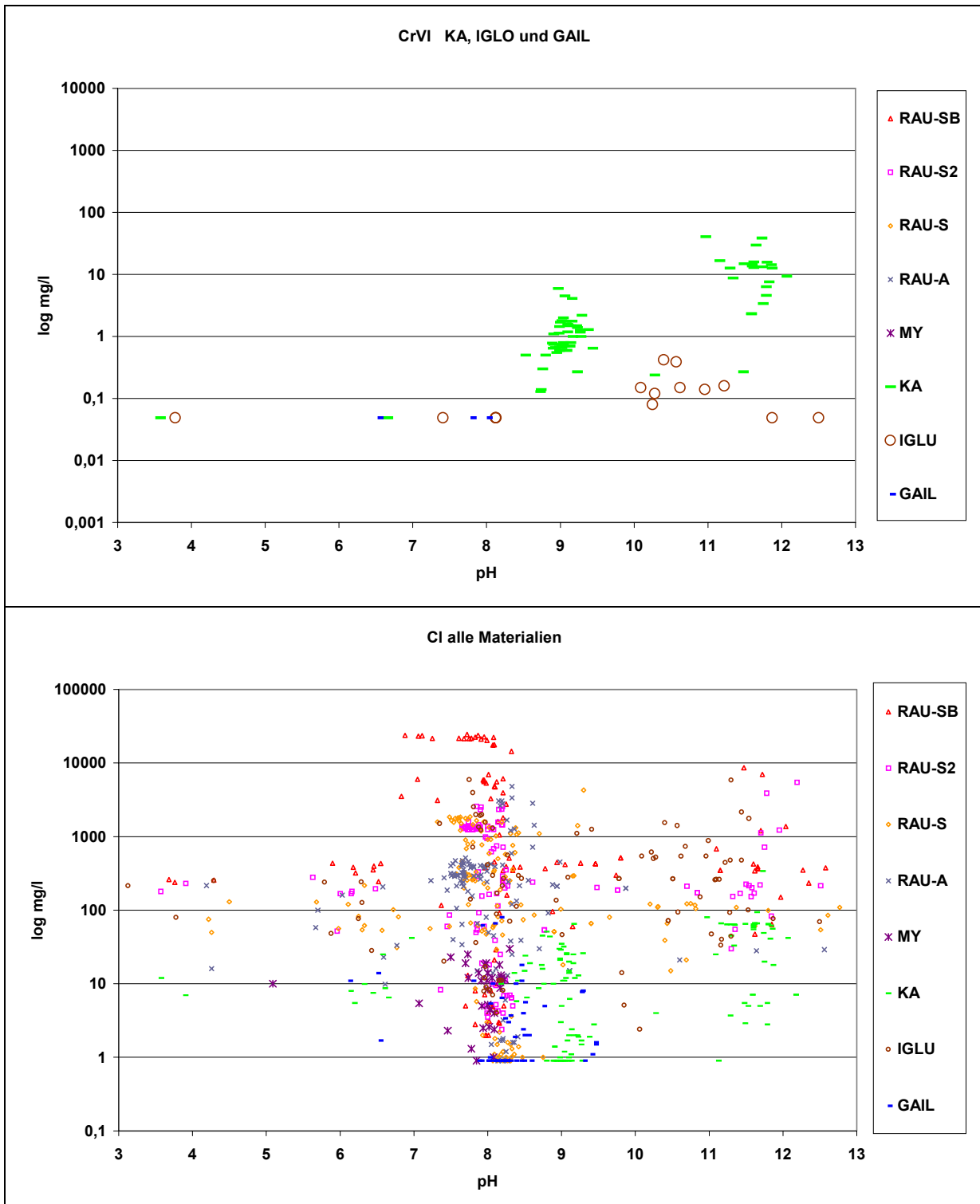


Abbildung 101: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Chrom-VI und Cl

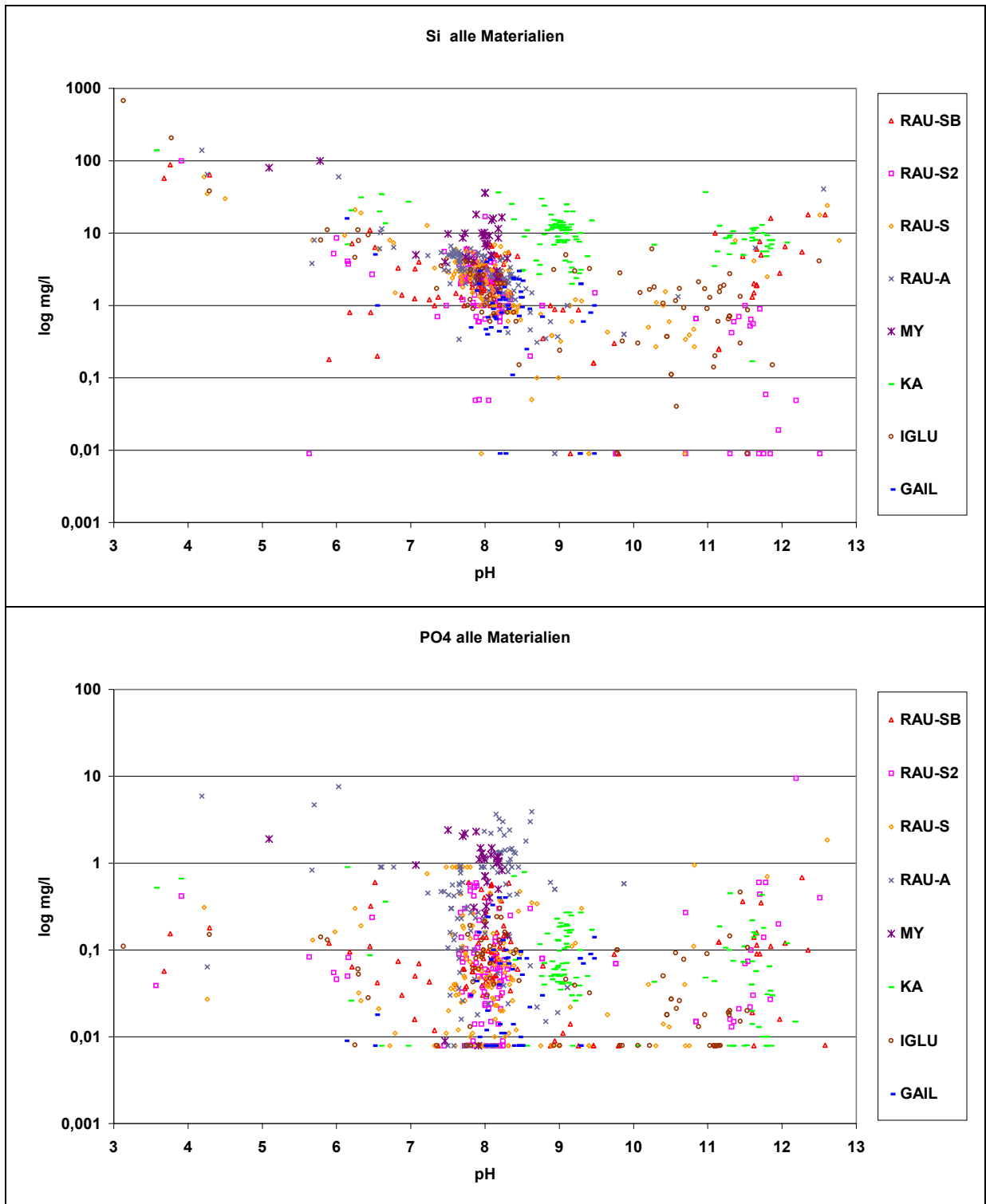


Abbildung 102: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Si und Phosphat

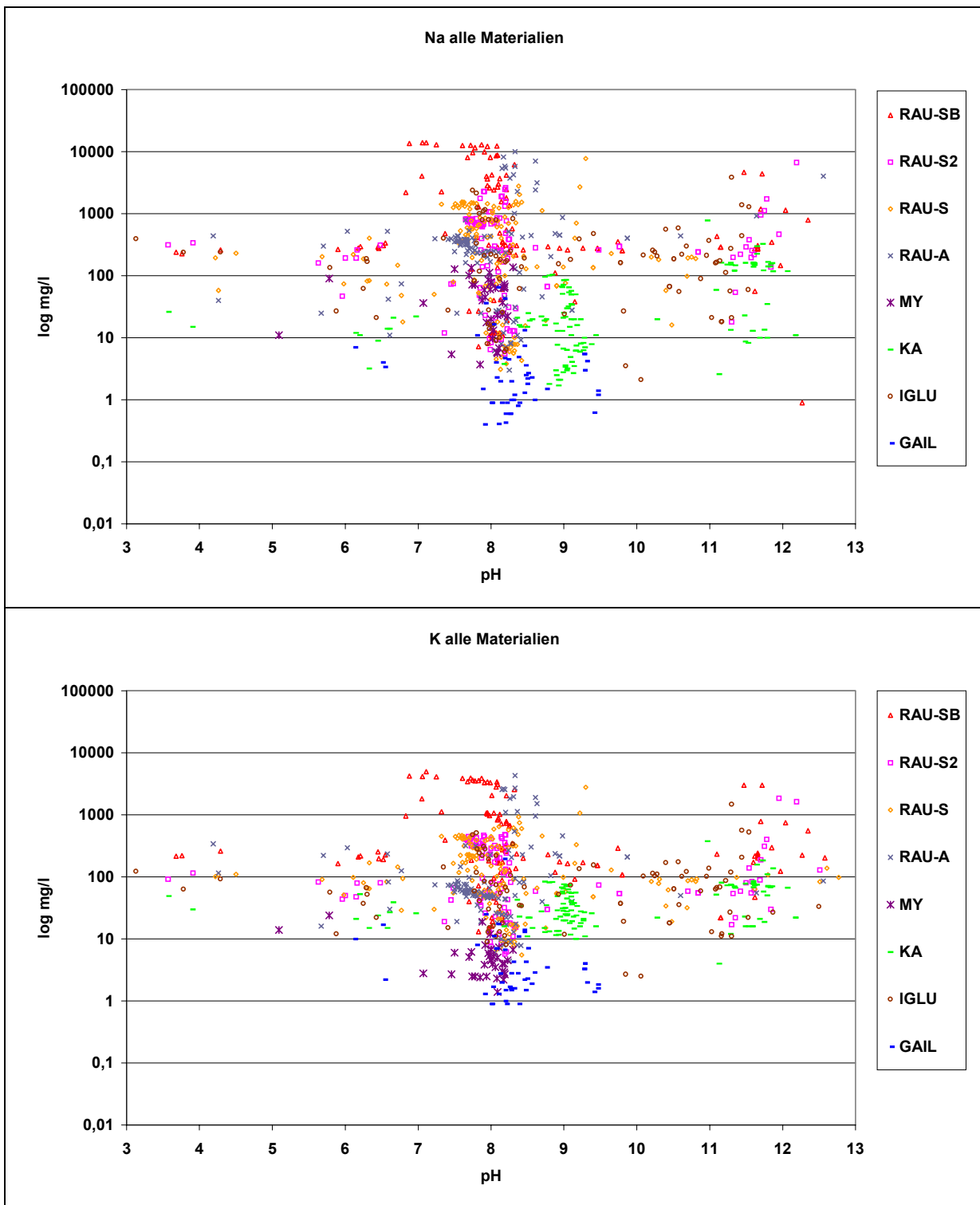
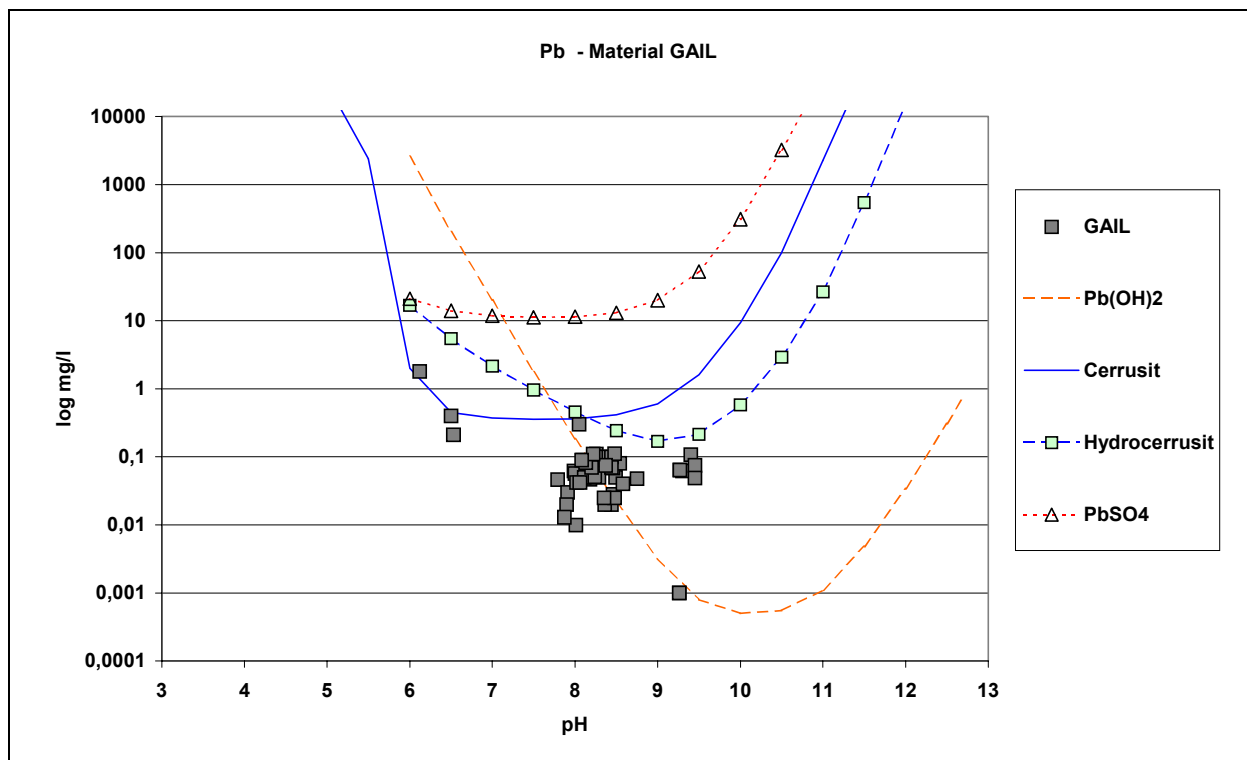


Abbildung 103: pH-Abhängigkeit der Auslaugung von Na und K

#### 7.4.4.3 GAIL

Das erzältige Material GAIL ist ein Beispiel dafür, daß bei hohem Gesamtgehalt (3570 ppm Pb) die Identifizierung von löslichkeitsbestimmenden Mineralphasen mit den Methoden der Mineralogie gelingt. Die vorgefundenen Eluatkonzentrationen können durch die Anwesenheit von Cerussit ( $\text{PbCO}_3$ ) und/oder Hydrocerussit,  $\text{Pb}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$ , erklärt werden<sup>8</sup>. Der im Vergleich zu Reststoffen aus der Abfallverbrennung wesentlich geringere Fe-Gehalt und die geringere Ausbildung von Oxidationsprodukten von Al, Fe und Mn führt dazu, daß hier die Adsorption von Pb nicht die Bedeutung erlangt wie bei jenen.  $\text{PbCO}_3$  wurde durch unsere mineralogischen Untersuchungen bestätigt. In einer sehr gut vergleichbaren Erzhalde haben AL et al. (2000) ebenfalls Hydrocerussit nachgewiesen und als löslichkeitsbestimmende Phase identifiziert.



**Abbildung 104: Eluatwerte und Modellierung, Material GAIL, Element Pb.**

Für das Element Zn (Gesamtgehalt 17.400 ppm) konnten in der mineralogischen Untersuchung ebenfalls Sekundärmineralphasen gefunden werden, und zwar Smithsonit ( $\text{ZnCO}_3$ ), Hydrozinkit ( $\text{Zn}_5(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_6$ ) und Hemimorphit ( $\text{Zn}_4\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH})_2 \times \text{H}_2\text{O}$ ). Modellrechnungen ergaben, daß Smithsonit und Hydrozinkit im pH-Bereich zwischen 8 und 10 wesentlich höhere Gleichgewichtskonzentrationen ergeben als in

<sup>8</sup> Ein einziger Ausreißer stimmt nicht überein.

den Eluaten gemessen wurde. Somit ist vermutlich Hemimorphit die Löslichkeitsbestimmende Phase<sup>9</sup>.

Cd findet sich beim Material GAIL assoziiert mit Zn. Sehr wahrscheinlich liegt Mischkristallbildung mit den carbonatischen Zn-Mineralien oder mit Hemimorphit vor. Wie auch bei Schlacken und Aschen, ist auch ein Einbau in das Calcit-Gitter möglich. In beiden Fällen können rein qualitativ die im Neutralbereich sehr geringen Cd-Konzentrationen (< 0,001 bis 0,01 mg/l bei einem Gesamtgehalt von 55 ppm) durch Mischkristallbildung erklärt werden.

#### 7.4.4.4 MY

Wie beim Material GAIL sind bei einigen Schwermetallen (bei MY: Cu, Ni, Cr und Zn) sehr hohe Gesamtgehalte vorhanden. Die Identifizierung von Schwermetallverbindungen scheiterte zunächst an der amorphen Struktur des Materials, die keine auswertbaren Röntgenbeugungsmuster erzeugt. Aufgrund der Herkunft des Abfalls (Neutralisation säurehaltiger Galvanikabwässer mit Kalk) war zu erwarten, daß die Schwermetalle primär als Hydroxide (und Hydroxisulfate) und in der Regel nicht kristallin vorliegen.

Die Verläufe der Sättigungsindices und die Vergleiche mit den modellierten pH-Verläufe zeigen, daß für Cu Brochantit und/oder Malachit, und für Nickel Nickelhydroxid,  $\text{Ni}(\text{OH})_2$ , Löslichkeitsbestimmend sind.  $\text{ZnCO}_3$  und  $\text{CdCO}_3$  sind nicht Löslichkeitsbestimmend. Aufgrund der blaugrünen Färbung einiger Proben kann ebenfalls geschlossen werden, daß die Umwandlung in den schwarzbraunen Tenorit (langfristig möglich) noch nicht erfolgt ist.

---

<sup>9</sup> Für Hemimorphit ist kein Löslichkeitsprodukt bekannt.

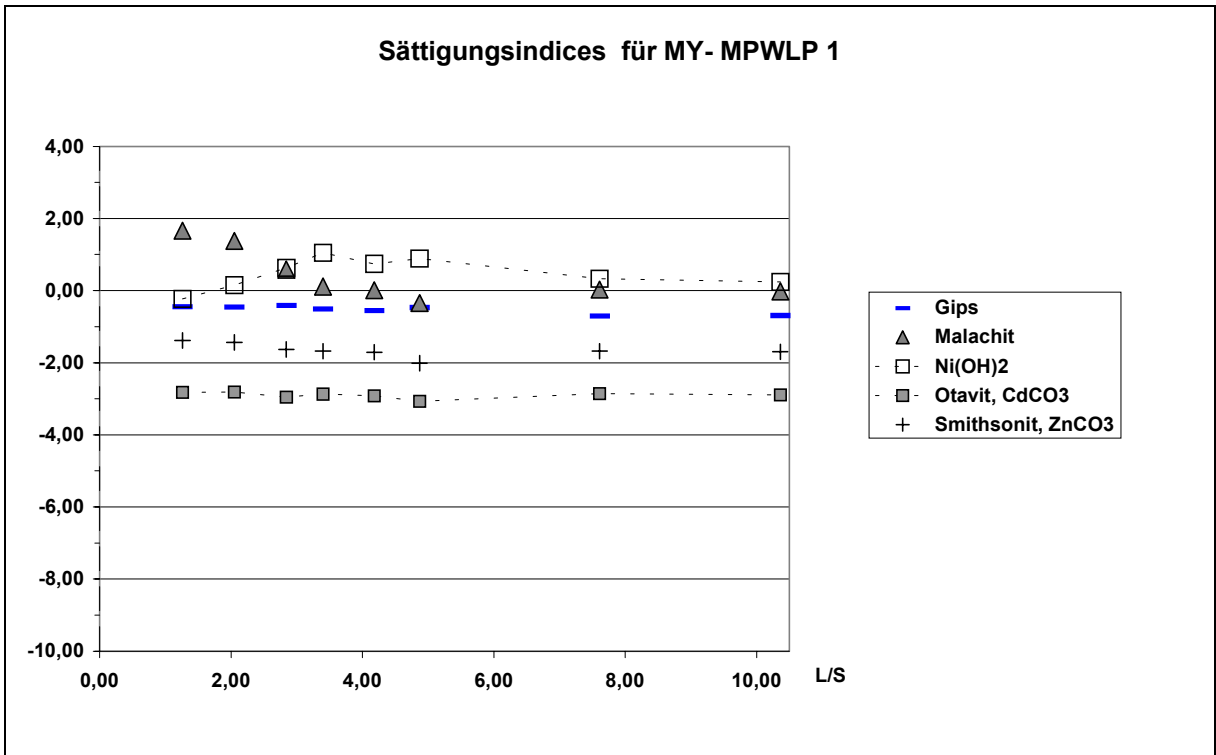


Abbildung 105: Sättigungsindices für Schwermetallverbindungen, MY

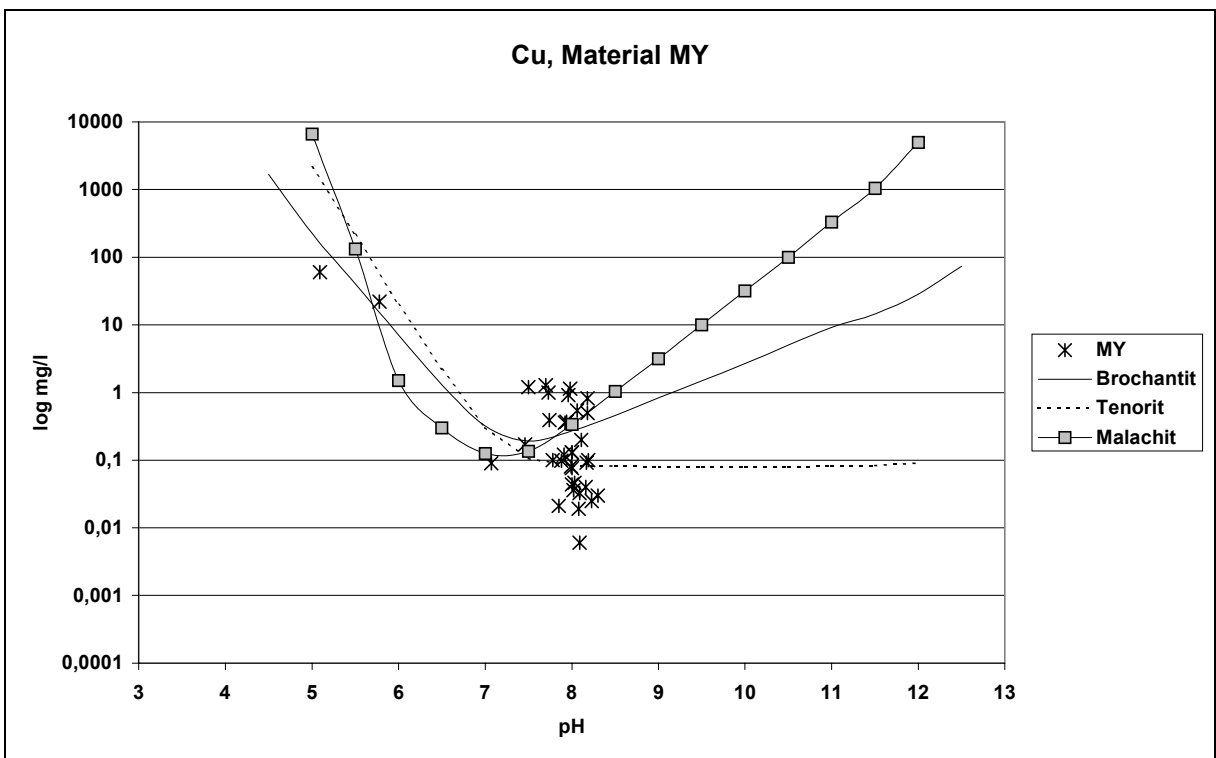
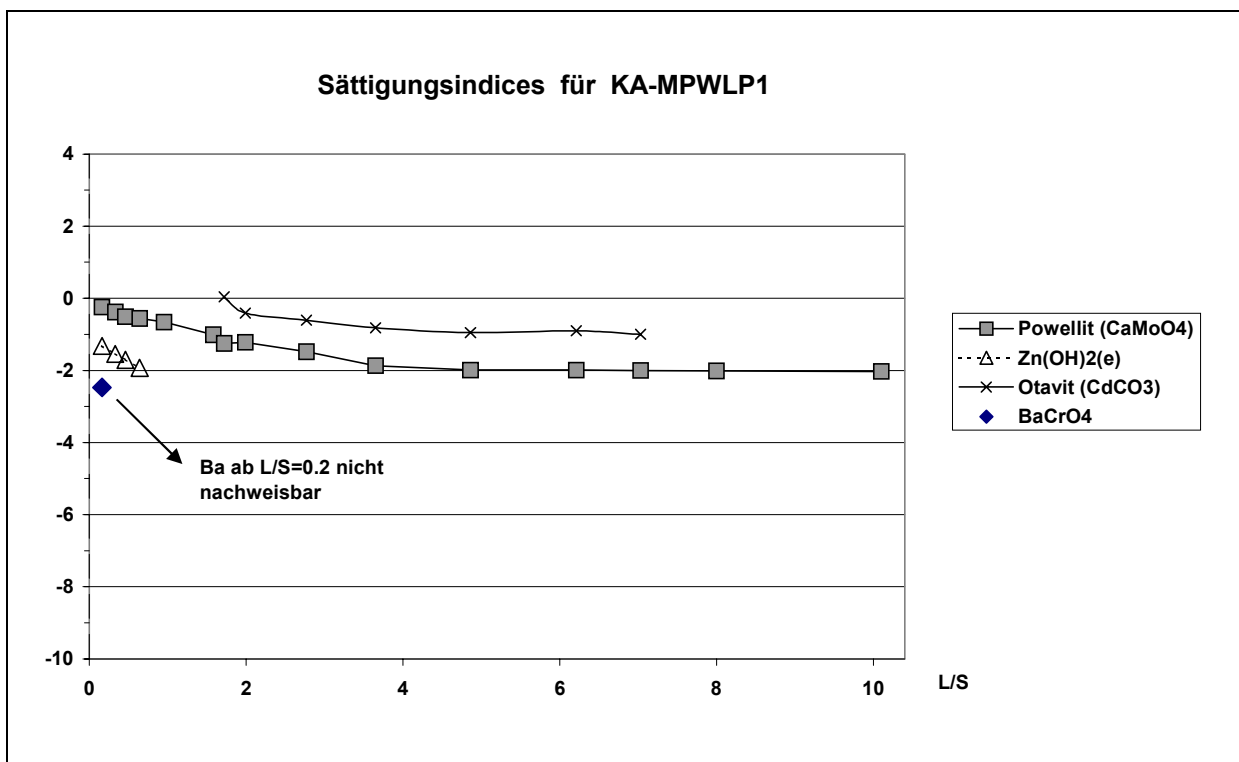


Abbildung 106: Eluat-Konzentrationen (alle Eluate von MY) und Modellierung, Element Cu.

#### 7.4.4.5 KA

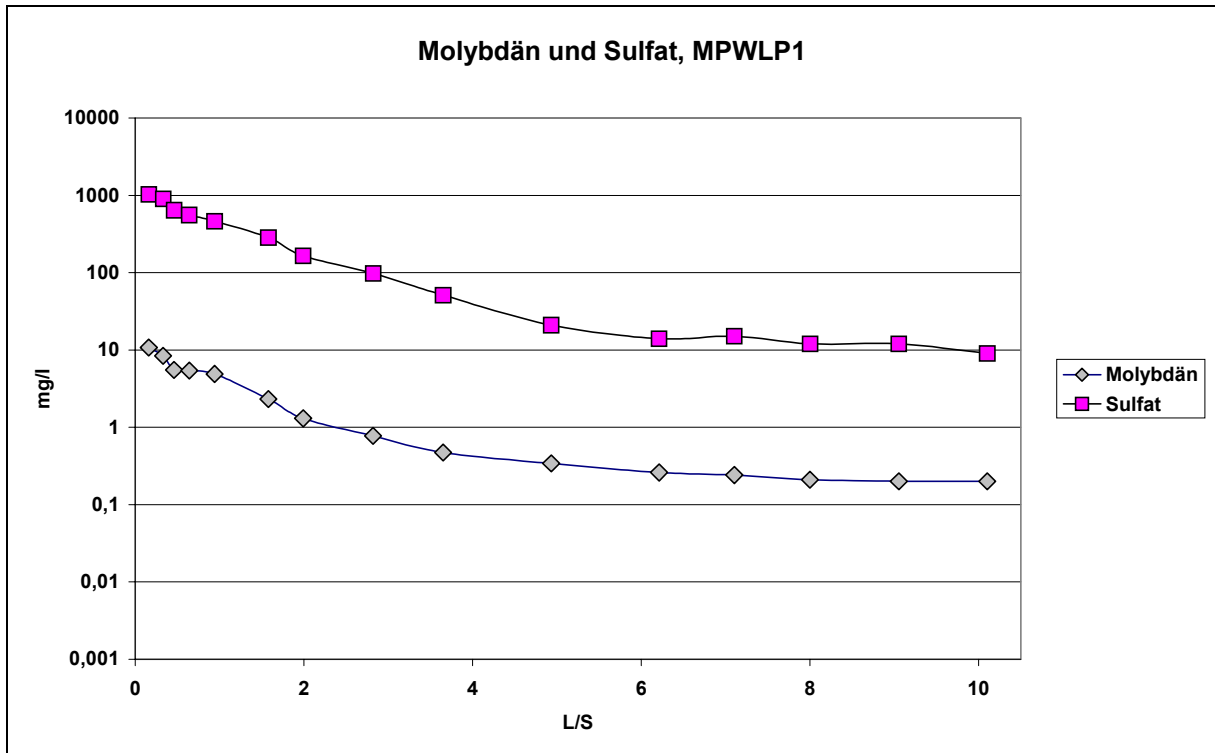
Die Stahlschlacke KA, die im Lysimeterversuch ein alkalisches, chromathältiges Sickerwasser ergab, weist neben den Elementen Cr, V und Mo nur wenig gelöste Metallverbindungen in den Sickerwasser- und Eluatproben auf.

Die mineralogischen Untersuchungen ergaben vor allem chromhaltige Phasen, deren Löslichkeit extrem gering ist, wie Spinelle und Cr-Mn-Oxid. Chrom liegt in diesen Phasen dreiwertig vor, kann jedoch besonders bei Anwesenheit von Basen ( $\text{OH}^-$ -Ionen) und Luftsauerstoff oxidiert werden. Sechswertiges Chrom kann grundsätzlich in Ettringit eingebaut werden, als schwerlösliche Reinphasen  $\text{BaCrO}_4$ ,  $\text{PbCrO}_4$  oder  $3\text{CaO} \times \text{Al}_2\text{O}_3 \times \text{CaCrO}_4 \times n\text{H}_2\text{O}$  (Chrom-Hydrocalumit) vorliegen oder auch als Mischkristall, z.B.  $\text{Ba}[\text{CrO}_4, \text{SO}_4]$ . Ba ist in den Eluaten jedoch oftmals nicht nachweisbar ( $< 0,01 \text{ mg/l Ba}$ ). Im MPWLP-Versuch ist Ba überhaupt nur im ersten Eluat, also bei L/S unter 0,2 nachweisbar (siehe Abbildung 107).  $\text{BaCrO}_4$  und Ettringit wurden als Mineralphasen im RDX nicht nachgewiesen; auch sind im REM sind keine Elementassoziationen zwischen Cr und Ba erkennbar.  $\text{BaCrO}_4$  und die genannte Mischkristallbildungen scheiden damit als löslichkeitsbestimmende Phasen für die Cr-VI-Konzentrationen in den Eluaten bzw. im Sickerwasser aus.



**Abbildung 107: Ausgewählte Sättigungsindices, Material KA**

Für Chrom bleibt die Kinetik der Oxidation von schwerlöslichen Chrom-III-Verbindungen das wahrscheinlichste Modell. Auch beim Element V, welches zwei-, drei-, vier- und fünfwertig vorliegen kann, dürften Redoxprozesse die Emission deutlich beeinflussen.



**Abbildung 108: Verlauf der Mo- und Sulfatkonzentrationen im MPWLP-Test, Material: KA**

Die Konzentration von Molybdän im Sickerwasser (Lysimeterversuch) beträgt häufig zwischen 3 und 5 mg/l. Diese Konzentration ergibt sich auch in der Modellrechnung, wenn Powellit ( $\text{CaMoO}_4$ ) und Gips gleichzeitig im Überschuß vorhanden sind und wenn weiters auch die Ionenpaarbindung von  $\text{MgSO}_4(\text{a})$ , welche die Auflösung von Gips beeinflusst, berücksichtigt wird. PHREEQC-2 errechnet eine Gleichgewichtskonzentration von 3,1 bis 4,3 mg/l (ein wenig pH-abhängig, siehe Abbildung 97). Im MPWLP-Versuch beginnt die Konzentration der Eluate zunächst bei ca. 10 bis 12 mg/l Mo, worauf ein Rückgang bis zum L/S=10 etwa um den Faktor 50 folgt.

Auffällig ist auch der parallele Verlauf der Konzentrationen von Sulfat und Molybdän bei MPWLP-1 (siehe Abbildung 108), MPWLP-2 und MPWLP-T (nicht dargestellt). Möglicherweise ist das Element Mo in sulfathaltige Phasen eingebaut. Da die Sulfat- und Ca-Konzentrationen im Sickerwasser bei KA nahe denen der Sättigung mit Ettringit liegen, könnte es sich hierbei um den Einbau von Molybdat ins Ettringit-Gitter handeln.

Cadmium befindet sich nahe der Sättigung an Otavit ( $\text{CdCO}_3$ ). Die verbreitete Anwesenheit von Otavit ist bei der Stahlschlacke KA jedoch unwahrscheinlich, denn die Stahlschlacke KA enthält nur 5 ppm Cd. Bei diesem geringen Gesamtgehalt ist Adsorption als dominierender Rückhaltemechanismus wahrscheinlich.

#### 7.4.4.6 Weitere Modelle zur Interpretation der Ergebnisse

Die Vorstellung, daß eine einzelne Reinphase die Löslichkeit von anorganischen (Schad-)stoffen bestimmt, fand im Laufe der Auswertung der Daten nicht immer

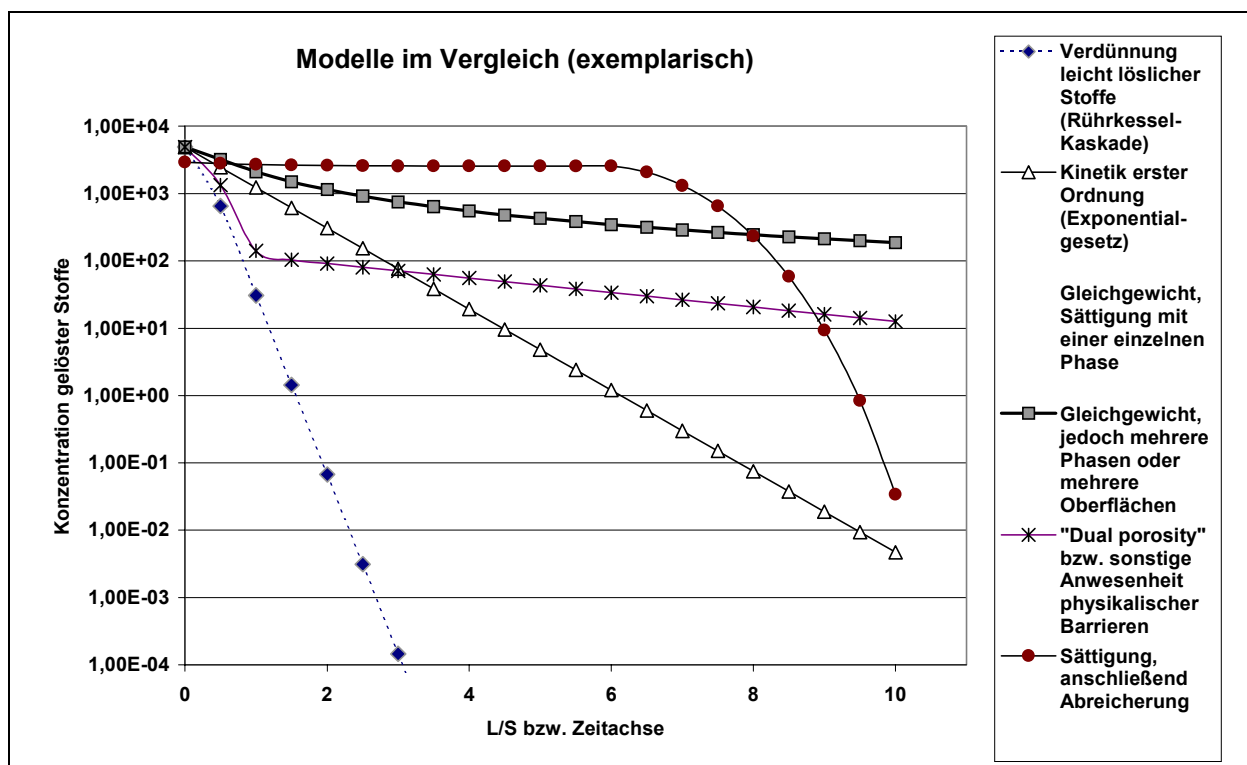
Bestätigung. Es wurde daher nach anderen Modellen gesucht, welche insbesondere den Verlauf der MPWLP-Eluate erklären können.

Eine Eichung dieser alternativen Modelle, sodaß diese auch quantitativ Ergebnisse liefern, welche mit den Analysenwerten übereinstimmen, war aus verschiedenen Gründen nicht möglich. Rein qualitativ können diese Modelle jedoch die Verläufe erklären. Die Abbildung 109 stellt zunächst einmal die verschiedenen Typen an Verläufen dar. Gleichzeitig sind die dargestellten Kurven auch Ergebnisse von (allerdings nicht geeichten) Modellrechnungen, und zwar:

- Die Verdünnung leicht löslicher Stoffe wurde als Rührkesselkaskade modelliert. Dazu wurde im Modell die 26 cm hohe (Abfall-)Säule der MPWLP-Versuche in 13 Abschnitte („Zellen“) zu je 2 cm Höhe unterteilt. Von jedem Abschnitt wurde nun angenommen, daß er sich wie ein gut durchmischter Reaktor („Rührkessel“) verhält. Für den eindimensionalen Transport des Wassers von unten nach oben wurde die Funktion „TRANSPORT“ des Programmes PHREEQC-2 verwendet. Das Resultat ist ein annähernd exponentieller, starker Rückgang der Konzentration. Der prognostizierte Rückgang in diesem Modell deutlich stärker als der Rückgang der beobachteten Werte im MPWLP-Versuch.
- „Dual Porosity“ Modell: Hier wurde angenommen, daß der Abfall einerseits aus einem gut durchströmten Porenraum und andererseits aus gering durchlässigen Bereichen besteht. Der gut durchströmte Porenraum wird als „mobile Phase“ und der wenig durchlässige Bereich als „stationäre Phase“ bezeichnet. In einem relativ einfachen Ansatz („Dual Porosity“) wurde angenommen, daß pro Zeiteinheit und Zelle eine konstante Stoffmenge von der stationären Phase in die mobile Phase übertritt. Für den Stofftransport in der mobilen Phase wurde im Wesentlichen ein Rührkesselkaskaden-Modell veranschlagt. Dieses „Dual Porosity“-Modell ergibt für leicht lösliche Komponenten (Na, K, Cl), Verläufe, die eine gewisse Ähnlichkeit mit experimentellen Verläufen haben.
- Einphasen-Gleichgewicht: Das Gleichgewicht mit einer einzelnen Löslichkeitsbestimmenden Phase ergibt in letzter Konsequenz eine zeitliche Konstanz der Konzentration (waagrechter Kurvenverlauf). Nicht eingezeichnet in der Abbildung 109 ist die Möglichkeit, daß bei sehr geringem L/S (unter 1) die Ionenstärke (oder Komplexbildung) die Gleichgewichtskonzentration erhöht. Bei geringer Ionenstärke und Abwesenheit starker Komplexbildner ist dieser Effekt im logarithmischen Maßstab kaum sichtbar.
- Sättigung, anschließend Abreicherung: Hier wurde wiederum angenommen, daß am Anfang ein Gleichgewicht mit einer ganz bestimmten Phase vorliegt. Die anfängliche Konzentration ist die Sättigungskonzentration. Im späteren Verlauf sinkt der Sättigungsindex (z.B. weil die betreffende Phase an der Oberfläche der Körner bereits rar wird). Derartige Kurvenverläufe wurden z.B. bei den Elementen Ca und Ba beobachtet. Anfänglich lag Sättigung mit Gips bzw. Baryt vor, und obwohl im Gesamtmaterial diese Phasen auch bei L/S über 5 noch in ausreichender Menge vorlagen, dürften die leicht zugänglichen (und feinen ?) Kristallkörner schon verbraucht sein, sodaß im Laborversuch bei höherem L/S langsamere Transportvorgänge, z.B. Diffusion durch weniger durchlässige Schichten, oder langsame Auflösungskinetik bestimmend werden.

- Gleichgewicht, jedoch mehrere Phasen oder Oberflächen: Diese Modellrechnung ging davon aus, daß im Abfall mehrere (es wurde fünf als Anzahl gewählt) Arten von Sorptionsplätzen vorhanden sind, und ein bestimmter Schadstoff unterschiedlich stark an diese Sorptionsplätze gebunden wird<sup>10</sup>. Die weiteren Modellannahmen decken sich weitgehend mit bereits oben beschriebenen, und zwar wurde eine Rührkesselkaskade verwendet, sowie wiederum die Funktion „TRANSPORT“ im Programm PHREEQC-2. Eine geringe longitudinale Dispersion wurde ebenfalls berücksichtigt, diese Dispersion (also Durchmischung in Längsrichtung) hat aber nur einen sehr geringen Einfluß auf das Ergebnis. Es ergibt sich ein konvexer Kurvenverlauf, der im übrigen bei den MPWLP-Tests häufig bei Spurenelementen beobachtet werden kann (sofern nicht die Nachweisgrenze unterschritten wird).

Schließlich wurde in der Abbildung 109 auch eine Gerade eingezeichnet, die einem exponentiellen Abklingen der Konzentration und damit einer Kinetik erster Ordnung entspricht. Die im Rahmen des IMMO-Projektes vorgefundenen Verläufe ergeben jedoch keine Geraden. Auch die Konzentrationsentwicklung während und nach der künstlichen Bewässerung der Lysimeter RAU-A und RAU-S ist ein Indiz gegen eine Kinetik erster oder höherer Ordnung.



**Abbildung 109: Qualitativer Vergleich verschiedener Modelle**

<sup>10</sup> Die fiktiven pK-Werte waren: pK1=-10, pK2=-11, pK3=-12, pK4=-13, pK5=-15.

7.4.4.7 Kommentar zur Detektion von (Ad-)sorptionsvorgängen in MVA-Schlacke mittels mineralogischer Methoden

In MVA-Schlacke entstehen während der Alterung Mineralneubildungen, die aufgrund ihrer chemischen Struktur (z.B. polare OH-Gruppen nahe der Oberfläche) und aufgrund der großen spezifischen Oberfläche anorganische Schadstoffe sorbieren können. MEIMA & COMANS (1998) nennen hierbei vor allem Fe- und Al-hydroxide und -oxide. Zusätzliche können Tonminerale, Silikate mit hoher Oberfläche und Kieselsäure als Sorber bzw. Ionenaustauscher wirken.

Die Ergebnisse der mineralogischen Methoden (siehe Kapitel 7.2) sind in Bezug auf den Nachweis der Sorption von Schadstoffen nicht einheitlich. Einerseits konnte die Anwesenheit von Legierungsbestandteilen in den Korrosionssäumen rund um Legierungen nachgewiesen werden, andererseits waren bei den REM-Aufnahmen kaum Assoziationen zwischen Eisenverbindungen und Schwermetallen zu erkennen. Um diese Diskrepanz zu erklären, betrachte man zunächst die Abbildung 110. In der Abbildung werden zwei verschiedene Szenarien der Anreicherung von Schwermetallen an sorptionsfähigen Mineralen dargestellt. Im Szenario A) erfolgt die Anreicherung simultan mit der Korrosion und Fällung der oxidierten Legierungshauptbestandteile (Beispiele: Fe, Al).

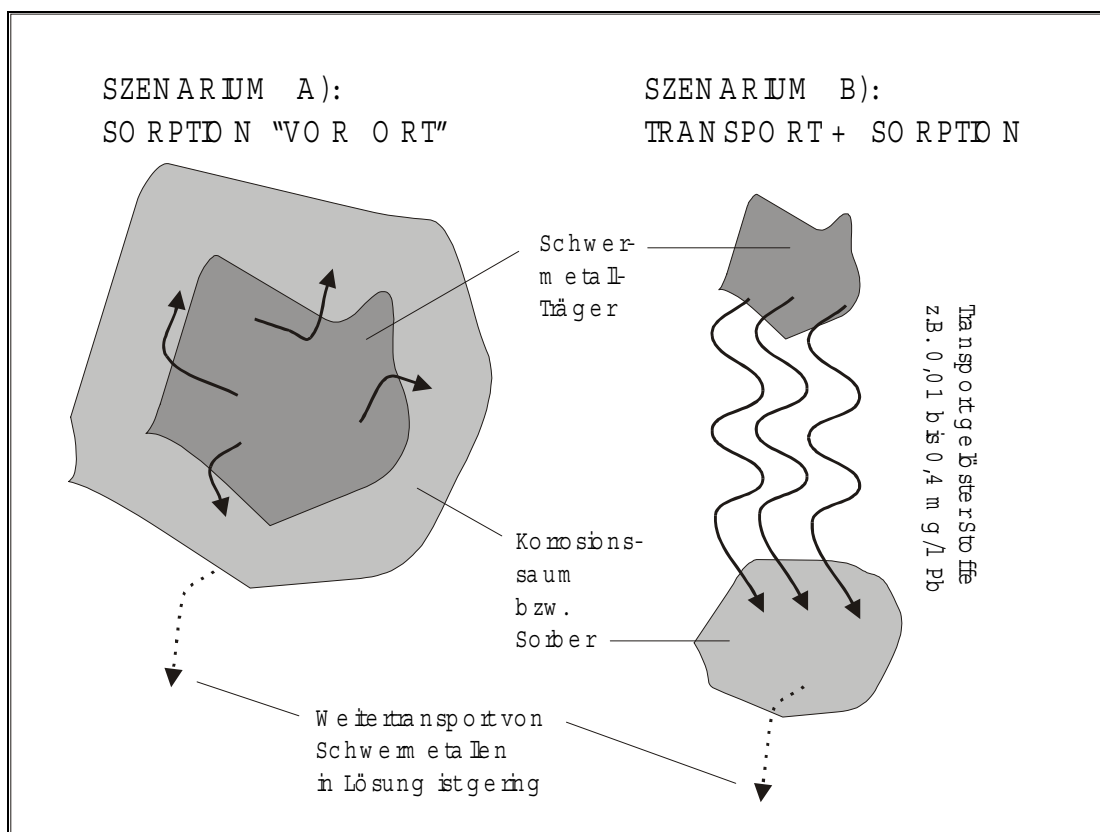


Abbildung 110: Szenarien der Sorption

Im Korrosionssaum werden „vor Ort“ Eisenoxide, Eisenhydroxid und Al-hydroxid gebildet (letzteres nur, wenn der pH nicht mehr allzu basisch ist). Als Legierungsbestandteil vorliegende bzw. in unmittelbarer Nähe vorhandene andere

Metalle verbleiben entweder nicht oxidiert (metallisch), oder sie werden nach der Oxidation infolge der hohen lokalen Konzentration des Sorbers (Sorber: z.B. amorphes Eisenhydroxid, Göthit, amorphes Al-Hydroxid) unmittelbar vor Ort gebunden.

Der Fall B) setzt einen Massetransport der Schwermetalle in Lösung voraus. Das in Lösung transportierte Schwermetall wird erst später sorbiert. Man beachte, daß der Massentransfer aber auch im ungünstigen Fall gering gegenüber der Sorbermenge ist. Man nehme z.B. für das Element Blei (für eine grobe Abschätzung der möglichen Anreicherung) folgende Randbedingungen an:

$$L/S = 1$$

Sorbermenge gesamt ca. 5 Masse %

Pb-Konzentration in Lösung 0,01 bis 0,4 mg/l (Maxima um 0,4 mg/l Pb treten nur bei einem Material, nämlich bei IGLO, auf).

Durch das L/S-Verhältnis von 1 ergibt sich eine Fracht von 0,01 mg/kg bis 0,4 mg/kg. Geht man davon aus, daß diese 0,01 mg/kg bis 0,1 mg/kg durch den Sorber rückgehalten werden, dann sollte der Pb-Gehalt im Sorber bis zum Zeitpunkt, da ein L/S=1 erreicht wird, auf ca. 0,2 mg/kg bis 8 mg/kg angestiegen sein. Dieser Pb-Gehalt liegt jedoch deutlich unter der Nachweisgrenze des REM (diese wird mit 50 bis 100 ppm angegeben).

Daraus folgt, daß die Empfindlichkeit der gewählten mineralogischen Untersuchungsmethoden für einen Nachweis des Szenario B) jedenfalls bei den Proben RAU-A, RAU-S, RAU-SB und RAU-S2 zu gering war, und vermutlich auch bei IGLO nicht zum Erfolg führen kann. Sorptions-Szenarien des Typs A) wurden dagegen eindeutig identifiziert (Abbildung 30)

#### 7.4.4.8 *Schlußfolgerungen*

Das Auslaugverhalten von gealterten Abfällen wird primär durch chemische Gleichgewichte (hierunter fallen auch Sorptionsgleichgewichte)<sup>11</sup> bestimmt. Kristalline Phasen, die in größerer Menge vorhanden sind, wie z.B. Gips und Baryt können mit den mineralogischen Untersuchungsmethoden identifiziert werden. Die in Eluaten und im Sickerwasser vorgefundenen Konzentrationen stimmen gut mit geochemischen Modellrechnungen (Gleichgewichtsmodellen) überein, welche chemische Gleichgewichte voraussetzen. Anhand des Materials MY kann aufgezeigt werden, daß bei amorphen Metallhydroxiden (Cu- und Ni-hydroxide), die Eluat-Konzentrationen in der Sättigung liegen, wenn der Gehalt des Abfalls an der betreffenden Metallverbindung groß ist (z.B. mehrere Masse %).

---

<sup>11</sup> Adsorption ist bei anorganischen Schadstoffen primär als chemischer Vorgang zu verstehen.

EVANS(2000) hat auch durch Verwendung von unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten<sup>12</sup> im Säulenversuch nachgewiesen, daß sich Schwermetallverbindungen, wie Zink- oder Bleicarbonat, bereits unter Labor-Versuchsbedingungen im Gleichgewicht mit der Lösung befinden. Durch eine Erhöhung oder Verringerung der Fließgeschwindigkeit wird die Zn- oder Pb-Konzentration im Eluat eines Säulenversuches nicht verändert.

Bei Spurenelementen können löslichkeitsbestimmende Reinphasen in der Regel nicht identifiziert werden. Adsorption und Mischkristallbildung werden in diesem Fall dominierend. In unserem Modell sind wir davon ausgegangen, daß auch hier Gleichgewichte – und zwar das Gleichgewicht mit den unterschiedlichen Adsorberplätzen an den Oberflächen bzw. das chemische Gleichgewicht mit dem Mischkristall – vorliegen. Der Verlauf der MPWLP-Kurven kann durch eine (Gleichgewichts-)Kaskade von unterschiedlich löslichen Phasen (inklusive Mischkristallphasen) oder durch eine Adsorptionskaskade erklärt werden.

Eine Ausnahme bilden die redoxsensitiven Elemente Eisen, Mangan und Chrom, bei welchen offenbar die Kinetik der Oxidation und/oder Reduktion ebenfalls einen entscheidenden Einfluß ausübt. Eine löslichkeitsbestimmende Phase für Chrom konnte beim stark chromhaltigen Material KA nicht gefunden werden.

Die chemischen Gleichgewichte bestimmen auch den pH-Wert im Sickerwasser („Pufferung“). Nach entsprechend langer Alterungsdauer (z.B. Dekaden) - bzw. unter günstigen Alterungsbedingungen auch schon früher – dominiert das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht den pH-Wert. Damit ergibt sich unter atmosphärischen Bedingungen (0,04 % CO<sub>2</sub>) ein pH-Wert von rund 8,3 (ohne Gips) oder 7,7 (gesättigte Gipslösung), sowie bei einem CO<sub>2</sub>-Gehalt, der auch in Bodenluft oft vorkommt (2 % CO<sub>2</sub>) ein pH-Wert von rund 7,5 (ohne Gips) oder 7,0 (gesättigte Gipslösung). Die entsprechenden pH-Werte (7,2 bis 8,4) wurden in den Sickerwässern der RAU-Lysimeter tatsächlich und über den gesamten Beobachtungszeitraum hinweg vorgefunden.

Der Nachweis von Gleichgewichten hat die Konsequenz, daß Sickerwasser, welches sich bereits in den ersten Schichten der Deponie bis zur Sättigung angereichert wurde, auf dem weiteren Weg durch die Deponie keine weiteren Stoffe mehr lösen kann<sup>13</sup>. Voraussetzung ist hier jedoch, daß die Fließgeschwindigkeit nicht allzu groß ist.<sup>14</sup>

---

<sup>12</sup> 0,04 ml/Min. bis 0,15 ml/Min., bei einem Säulendurchmesser von 10 cm, Säulenhöhe 25 cm und 50 cm, Vorzerkleinerung, Korngröße des Materials < 1 mm.

<sup>13</sup> Ausgenommen sind Abfälle mit sehr hohem Salzgehalt, bei denen Komplexbildung eine entscheidende Rolle spielt.

<sup>14</sup> Die mögliche Anwesenheit bevorzugter Sickerwege werden in unserem Modell bisher nicht berücksichtigt.

#### 7.4.4.9 Abschätzung des Auslaugverhaltens thermischer Reststoffe

In Abbildung 92 bis Abbildung 103 sind für jedes Element alle 900 untersuchten Proben (außer Voruntersuchungen) gegen den pH-Wert aufgetragen. Diese Proben umfassen sowohl alle Sickerwasserdaten als auch die Ergebnisse aller Laboruntersuchungen. Wie auch in den Kapiteln 5.4 und beschrieben sind die Testmethoden unter den Einflüssen verschiedenster Rahmenbedingungen und Faktoren durchgeführt worden. So werden weite pH- und L/S-Bereiche sowie unterschiedliche Korngrößenspektren, Elutionsmedien, Redoxzustände, Salzkonzentrationen, Kontaktzeiten und Verwitterungszustände abgedeckt. Es konnten zwar nicht alle möglichen Faktoren(kombinationen) einbezogen werden, dennoch beinhalten die Summe aller Untersuchungen eine Vielzahl unterschiedlicher Szenarien.

Für die meisten Elemente ist in den Diagrammen eine maximale Eluat- bzw. Sickerwasserkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert zu erkennen. Für einige Elemente konnte diese mögliche maximal ermittelte Auslaugbarkeit auch durch eine oder mehrere löslichkeitsbestimmende Phasen beschrieben werden (z.B.: für Zn ist dies  $Zn(OH)_2$  im basischen Bereich und Adsorption an HFO im sauren Bereich). Diese ermittelten Löslichkeitsobergrenzen bei einem bestimmten pH-Wert können zwar nicht als absolute Obergrenze unter allen möglichen Szenarien und für alle existenten anorganischen Abfälle definiert werden. Sie geben aber die Möglichkeit die Tendenz im Auslaugverhalten sowie den wahrscheinlichen Konzentrationsbereich für die untersuchten Materialien in Monodeponien abzuschätzen. Dies gilt nicht für Salze sowie leicht zu komplexierende Metalle (z.B. Hg, ...). Es sollte auch nicht dazu führen, daß vorbehaltlos nach Schlüsselnummern klassifiziert und deponiert wird.

#### 7.4.5 Auswaschung des Karbonatpuffers am Beispiel „Natural Analogue“ Unterlaa

Im Zuge der Suche nach „Natural Analogues“ wurden römische Ausgrabungen in Unterlaa beprobt und untersucht. „Natural Analogues“ sind „natürliche“ Materialien, Prozesse, etc. die jenen der künstlichen in den wesentlichen Eigenschaften ähneln. Sie dienen oftmals als Vergleichsmöglichkeit für langfristige Prozesse und Vorgänge, die heute nur berechnet oder simuliert werden können.

Diese inzwischen vollständig karbonatisierte Löschkalkgrube sollte es ermöglichen abzuschätzen, ob die gemessenen bzw. modellierten Austräge des Karbonatpuffers aus anorganischen Materialien bzw. Deponien realen Werten entsprechen.

Die untersuchte Löschkalkgrube in Unterlaa ist so wie die gesamte Ausgrabung zwischen 1600 und 1900 Jahren alt. Sie ist in ca. 40 cm Tiefe unter einer zumindest im letzten Jahrhundert bebauten Ackerfläche gelegen. Auf Grund der bekannten Rahmenbedingungen und Materialdaten ist es möglich den oben angestrebten Vergleich durchzuführen.

<b>Rahmenbedingungen der</b>	<b>Löschkalkgrube in Unterlaa</b>
Alter	1900 Jahre
Ausgangszusammensetzung	CaO – gebrannter Kalk
Ausgangsporosität	ca. 20 %
Lagerungsdichte	1,4 t / m <sup>3</sup>
Karbonatisierungszeitraum	wenige Jahre
Zustand	verwittert, Karbonatpuffer, >1850 Jahre
Mineralogie (heute)	100% CaCO <sub>3</sub>
Porosität (heute)	43 %
Mächtigkeit der Kalkgrube	15 cm
Infiltrationsmenge pro Jahr	125 l / m <sup>2</sup> ·a
CO <sub>2</sub> -Gehalt der Bodenluft:	Kalk (CaCO <sub>3</sub> ) in Lösung mg/l (modelliert):
Szenario I: 0,04 % CO <sub>2</sub> (Luftzusammensetzung)	62,5 mg/l CaCO <sub>3</sub>
Szenario II: 1 % CO <sub>2</sub> (bewirtschafteter Boden I)	212,5 mg/l CaCO <sub>3</sub>
Szenario III: % CO <sub>2</sub> (bewirtschafteter Boden II)	375 mg/l CaCO <sub>3</sub>

**Tabelle 46: Rahmenbedingungen für die Berechnung des Austrags des Karbonatpuffers aus der Löschkalkgrube Unterlaa**

Aus den oben angeführten Rahmenbedingungen lässt sich das erreichte L/S errechnen (L/S ~1100). Mit den drei Szenarien der Bodenluftzusammensetzung lässt sich weiters der Austrag (Bereich) an CaCO<sub>3</sub> in diesen 1900 Jahren berechnen. Dieser **berechnete Austrag** liegt für 0,04 % CO<sub>2</sub> Bodenluft bei ca. 70.000mg/kg (7 %), für 1 % CO<sub>2</sub> Bodenluft bei **234.000 mg/kg** (23,4 %) bzw. für 5 % CO<sub>2</sub> Bodenluft bei 410.000 mg/kg (41 %). Vergleicht man dieses breite Spektrum mit dem **realen**

**Austrag des Karbonatpuffers** (23 % = **230.000mg/kg** !) der letzten 1900 Jahre aus der Löschkalkgrube, so zeigt sich, daß die Berechnungen sehr gut mit den realen Werten übereinstimmen. Alle berechneten Werte weichen weniger als eine Zehnerpotenz von dem realen Wert ab.

Berechneter Karbonatpufferaustrag in 1900 Jahren	Realer Austrag des Karbonatpuffers in 1900 Jahren
Szenario I: 70.000 mg/kg	
Szenario II: 234.000 mg/kg !	230.000 mg/kg (+/- 20%)
Szenario III: 410.000 mg/kg	

Überraschend ist weiters, daß diese relativ geringmächtige Pufferschicht nach 1900 Jahren noch zu einem großen Anteil vorhanden ist und so das darunter liegende Material (in diesem Fall den C-Horizont eines Bodens) vor Versauerung schützt. Dies läßt darauf schließen, daß der Karbonatpuffer in den untersuchten anorganischen Deponien wesentlich länger als einige Jahrhunderte Bestand haben wird.

## 7.5 Prognosemodell

Ein weiteres Ziel dieses Projektes ist es, ein praktikables Modell zur Abschätzung der Frachten („Pollutant Flux“) aus anorganischen Ablagerungen in unser Trink- und Grundwasser zu entwickeln. Ausgehend von den Ergebnissen dieses Projektes kann dieses Prognosemodell zum derzeitigen Zeitpunkt für eine Abschätzung der mittelfristigen Emissionen aus Reststoffen der Abfallverbrennung, die in Monodeponien abgelagert werden, angewandt werden. Weitere Einschränkungen betreffen die derzeitige Gültigkeit für ein geringes L/S (<2) sowie den Zustand der vollständigen Karbonatisierung. Unsere Betrachtungen beziehen sich auf den Deponiekörper selbst, seine Reaktionen mit der Atmosphäre und die daraus resultierenden Emissionen. Weitergehende Prozesse, Reaktionen und Interaktionen die nach Austritt des Sickerwassers aus der Ablagerung mit dem Grundwasser bzw. Biosphäre ablaufen, sind nicht Ziel dieses Projektes, sondern müssen in Zusammenarbeit mit Hydrologen, Biologen und Botanikern erarbeitet werden.

Die Schadstoffemissionsrate („Pollutant Flux“ = **PF**) ist jene Menge an Schadstoffen, die in einer bestimmten Zeit emittiert wird. Die Konzentrationen werden durch das Auslaugverhalten bestimmt, das sich auf Grund von Verwitterungsprozessen und unter dem Einfluss von Wasser und Gasen mit der Zeit ändert. Die Inhaltsstoffe selbst werden mit einer bestimmten Menge an Wasser transportiert, woraus sich die Sickerwasserkonzentration (**C<sub>p</sub>**) ableitet. Die gesamte Sickerwassermenge einer bestimmten Periode hängt von der durch den Deponiekörper strömenden Wassermenge pro m<sup>2</sup> (**SJS** – spezifische jährliche Sickerwassermenge) und der Deponiefläche (**A**) ab (siehe Abbildung 111). Daraus lässt sich folgende Gleichung ableiten:

$$\text{Schadstofffracht: } \mathbf{PF = C_p \times SJS \times A = [mg/l] \times [l/m^2/Jahr] \times [m^2] = [mg/Jahr]}$$



bevorzugten Sickerwasserwegen bis heute nicht genau untersucht sind, die Häufigkeit von bevorzugten SIWA-Wegen nicht bekannt ist und sie nicht modelliert noch in Laborversuchen simuliert werden können, können sie in ein einfaches Vorhersagemodell bis jetzt nicht integriert werden.

Nachdem die jährlichen Sickerwassermengen, neben der Niederschlagscharakteristik, sehr stark von der Vegetation und dem Bodentyp der Deponie abhängen, bestimmt in den ersten Jahren die Evapotranspiration des ungedeckten Abfalls sowie in der Folge die der Rekultivierungsvegetation die Infiltrationsmenge (SSD – subsurface discharge). Nach einigen Jahrzehnten werden sich eine ortsspezifische Vegetation und Boden entwickeln die die Infiltrationsmenge bestimmen. Diese mit den Umgebungsbedingungen (Klima, Deponie, Boden ...) in „Quasi Gleichgewicht“ stehende Vegetation kann „Climax Vegetation“ genannt werden (siehe Kapitel . Betrachtet man längere Zeiträume (einige Jahre) kann unter einer „Climax Vegetation“ die Infiltration in den Deponiekörper (SJS – spezifische Jährliche Sickerwassermenge) mit der anfallenden Sickerwassermenge gleichgesetzt werden. Diese also von den lokalen Bedingungen („Climax Vegetation“) abhängige Infiltration (SJS) bildet einen Inputparameter für unser Vorhersagemodell und muß ermittelt werden. Dabei sind Ergebnisse von Lysimeterversuchen, Gebietsbilanzen und gegebenenfalls auch Wasserhaushaltsmodelle zu verwenden (siehe auch Kapitel „Wasserhaushalt“ im Anhang.

### 7.5.2 Verwitterung

Neben der chemischen Zusammensetzung, den physikalischen Eigenschaften und den Umweltbedingungen bestimmt die mineralogische Zusammensetzung das Auslaugverhalten anorganischer Abfälle. Während der Alterung (Verwitterung) streben vor allem thermisch behandelte Materialien ein Gleichgewicht mit den Umgebungsbedingungen an. Während dieser Verwitterung und bis ein „Quasi Gleichgewicht“ erreicht ist, wird eine Abfolge sekundärer und tertiärer Mineralneformationen und – transformationen durchlaufen (Oxide → Hydroxide → Sulfate → Karbonate → Silikate → ...). Die Zustände und Reaktionen der Hauptphasen bestimmen dabei den geochemischen Zustand des Materials und als Folge den pH-Wert, Lösungs-/Fällungsreaktionen, die Sorption und Komplexbildungsreaktionen von Schwermetallkationen (Pb, Cd, Zn, Cu ...) oder die Mobilität von Schwermetallanionen ( $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$  oder  $\text{HVO}_4^{2-}$ ). All diese mineralogischen und chemischen Änderungen werden von physikalischen Änderungen begleitet. So kommt es zu Porenzementationen, Korngrößenänderungen, Korngrößenverteilungsänderungen und als Folge davon zu veränderten hydrogeologischen Eigenschaften.

Da diese Verwitterungsreaktionen und –zustände das Auslaugverhalten sowie Sickerwassercharakteristik stark beeinflussen (siehe Kap.7.4.4), müssen sie in unserem Vorhersagemodell ebenfalls berücksichtigt werden. Möglich ist dies durch deren Simulation und Integration maßgeblicher Verwitterungsreaktionen in Labortests.

### 7.5.3 Auslaugverhalten – Gleichgewichtsbedingungen und bevorzugte Sickerwasserwege

Das Auslaugverhalten von anorganischen Ablagerungen wird von den mineralogischen, geochemischen und hydrologischen Prozessen bestimmt und ändert sich auf Grund von Verwitterungsprozessen unter dem Einfluss von Wasser und Gasen. Details siehe Kapitel 7.3 und 7.4.

JOHNSON (1998) zeigte für eine MVA Schlackedeponie, daß die Sickerwasserkonzentrationen die meiste Zeit konstant sind und in einem „Quasi Gleichgewicht“ mit dem Material stehen. In diesem Fall repräsentiert das Sickerwasser das Porenwasser und kann zu einem Teil durch geochemische Modellierung nachvollzogen werden. Auf Grund von Regenereignissen mischt sich das Porenwasser mit Regenwasser, was einen Anstieg der Sickerwassermenge und eine gleichzeitige Abnahme der Leitfähigkeit zur Folge hat. Dies lässt auf bevorzugte Sickerwasserwege schließen. Die meisten chemischen Parameter verhalten sich dabei konservativ und zeigen eine starke Korrelation zu der sinkenden Leitfähigkeit. Lediglich einige Komponenten wie z.B. Al und Cu folgen diesem Verhalten nicht, was auf andere überlagernde Prozesse statt Verdünnung hinweist. In unseren Lysimeteruntersuchungen konnten jedoch bevorzugte Sickerwasserwege bis heute nicht nachgewiesen bzw. erkannt werden.

Während konstanter Sickerwasserperioden („Quasi Gleichgewicht“) ohne den Einfluss von Regenereignissen, liegen die Konzentrationen der meisten Parameter über jenen der Regenereignisse JOHNSON (1998). Auf Grund dieser Tatsache und weil die Prozesse in Zusammenhang mit bevorzugten Sickerwasserwegen bis jetzt nicht geklärt sind, wird die sogenannte „Gleichgewichtsemission“ herangezogen, um die Umweltverträglichkeit der Emissionen (Sickerwasserqualität) bewerten zu können. Da praktisch keine Messdaten für Emissionen verwitterter Abfälle existieren und eine abgesicherte geochemische Modellierung bis heute nicht möglich ist, müssen die „Gleichgewichtsemissionen“ aus Laborversuchen abgeleitet werden.

### 7.5.4 Zeitfaktor

Zwei Arten von Zeitfaktoren müssen berücksichtigt werden. Einerseits muß abschätzbar sein, wie schnell die Materialien verwittern und wie lange die Karbonate das System puffern werden. Die Dauer des Verwitterungszustandes kann durch die Kenntnis der Säureneutralisierungskapazität (ANC) sowie des Wasser/Feststoffverhältnisses (L/S) abgeschätzt werden. Dieser Zeitfortschritt kann also durch steigende L/S-Verhältnisse in den Auslaugversuchen simuliert werden. Andererseits ist die Emissionsrate von entscheidender Bedeutung, also die Menge an Stoffen die in einer bestimmten Zeitperiode emittiert wird. Da der Transport dieser Stoffe nur über die Flüssigphase erfolgen kann, ist diese Rate eng mit der Infiltrationsrate (SJS) verknüpft.

### 7.5.5 Deponiefläche

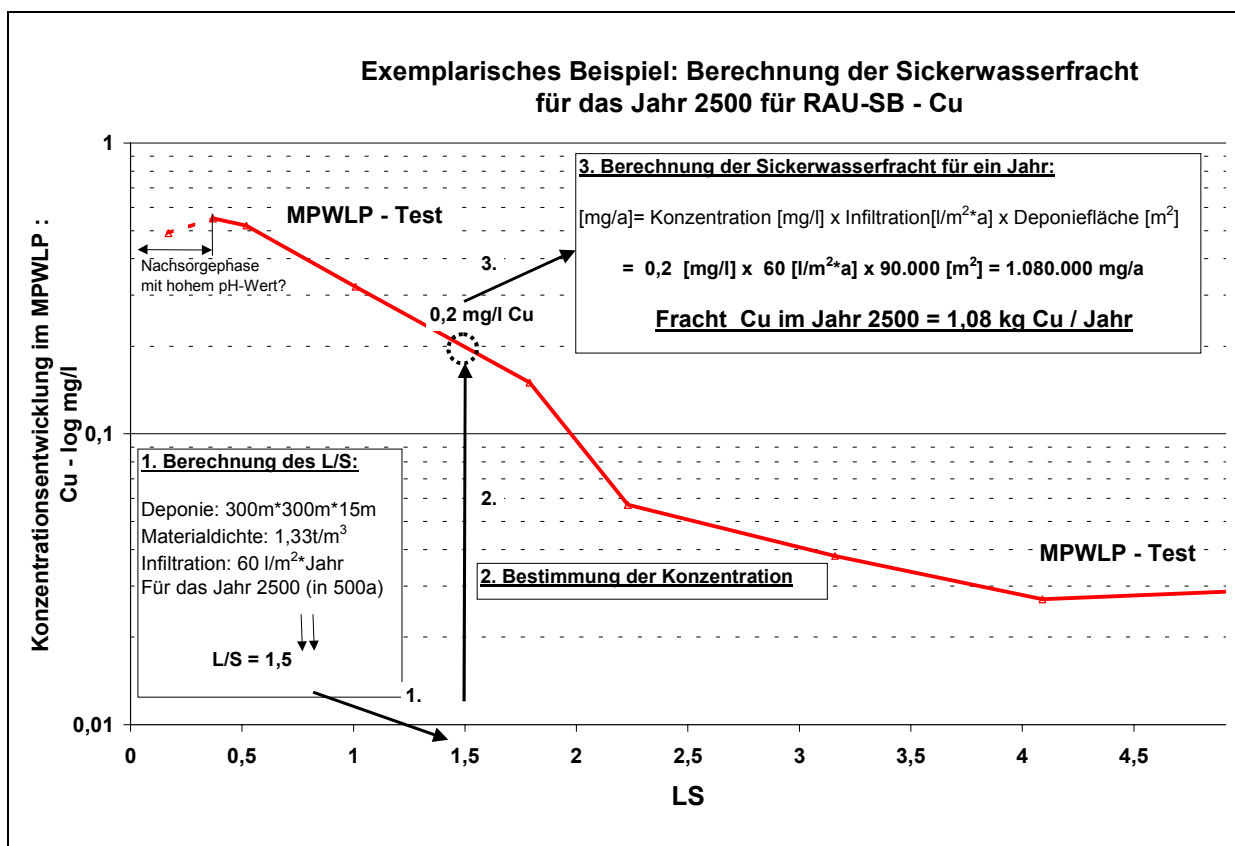
Da im Porenwasser einer Deponie ab einer gewissen Tiefe (wenige Dezimeter bis einige Meter; bevorzugte Sickerwasserwege ausgeschlossen) Gleichgewichtsbedingungen (und Sättigung) zwischen Porenlösung und Material herrschen, wird

sich die Zusammensetzung dieser Porenlösung mit der Tiefe nur ändern, wenn sich das Material selbst oder dessen Eigenschaften (z.B. Verwitterungszustand) stark ändern. Sind die Materialeigenschaften konstant, so beeinflusst die Höhe einer Deponie nur die Dauer der Deponiestadien (z.B. „Karbonatpufferphase“) aber nicht die Konzentration der Sickerwässer. Lediglich für Salze muß die Gesamtmenge berücksichtigt werden. Dies bedeutet aber, daß die Deponiefläche, als eine fixe Größe, einen weiteren Parameter im Vorhersagemodell darstellt.

### 7.5.6 Beispiel für die Anwendung des Prognosemodells

Die Konzentrationen, als ein Inputparameter für das Prognosemodell müssen, wie in den Kapiteln 7.5.3 und 7.5.2 beschrieben, aus Auslaugversuchen im Labor abgeleitet werden. Aus diesem Grund wurden standardisierte und modifizierte Testmethoden evaluiert, inwieweit sie das natürliche Auslaugverhalten natürlich verwitterter Abfälle widerspiegeln. Das beste Ergebnis lieferte dabei der MPWL-Test, eine Kombination aus Verwitterungs- und Auslaugversuchen.

Im Folgenden wird dargestellt, wie die Fracht für Cu für einen bestimmten Zeitraum (ein Jahr) abgeschätzt werden kann. Als Zeitpunkt wird das Jahr 2500 vorgegeben. Die Annahmen für die Deponie sind eine Fläche von 300m x 300m und eine Höhe von 15 m sowie die gleichen klimatischen Bedingungen wie sie beim Standort RAU gegeben waren. Die effektive Infiltration (SJS) wird mit 60 mm/Jahr (60 l/m<sup>2</sup>\*a) angenommen.



**Abbildung 112: Exemplarisches Beispiel für die Ermittlung der Sickerwasserfracht für einen bestimmten Zeitpunkt (Jahr 2500), Dauer (1 Jahr), Deponie (RAU), Material (RAU-SB) und Element (Cu).**

Aus der Dichte des Materials ( $1,33 \text{ t/m}^3$ ), dem Volumen der Deponie, der effektiven Infiltration ( $SJS= 60\text{l/m}^2\cdot\text{a}$ ) sowie dem Zeitpunkt (in 500 Jahren) lässt sich das zukünftige L/S errechnen. Aus dem Diagramm kann man dann die Konzentration (mg/l) ablesen, wie sie sich im MPWLP darstellt, woraus sich in der Folge die Fracht pro Jahr die auf das Grundwasser wirken könnte berechnen lässt.

Die Berechnung der zukünftigen Frachten für die untersuchten Ablagerungen wird aber erst möglich, wenn die Freilanduntersuchungen bis zu einem höheren L/S von ca. 5 bis 10 vorliegen und somit die Verifizierung der MPWLP-Konzentrationsverläufe bei hohem L/S ermöglichen.

### **7.5.7 Grenzen des Prognosemodells**

Wie bereits erwähnt, kann das hier vorgeschlagene Prognosemodell nur für bestimmte anorganische Abfälle gelten, da das Ergebnis direkt von den Inputparametern abhängig ist und der MPWLP (Quelle für die Konzentrationsangaben) nur für das in Kapitel 3.4 beschriebene Szenarium anwendbar ist. Wenn die chemischen Potentiale, die den Abfällen innewohnen, und die daraus abzuleitenden Szenarien nicht bekannt bzw. simulierbar sind, kann keine seriöse Prognose erfolgen.

Die Anwendung des Prognosemodells ist damit im Wesentlichen auf Reststoffe aus der thermischen Behandlung begrenzt, wobei auch eine konventionelle Verfahrenstechnik und Abfalllogistik vorausgesetzt wird.

## 8 Gesamtinterpretation und Schlußfolgerungen

Hauptaufgabe dieses Projektes war es Testmethoden, die auf die Quantifizierung des mittel- bis langfristigen Emissionsverhaltens schadstoffhaltiger anorganischer Abfälle abzielen, zu entwickeln bzw. anzuwenden und zu evaluieren.

Hintergrund ist die Tatsache, daß es nicht verhindert werden kann, daß nach einer Nachsorgephase Sickerwässer, die Schadstoffe enthalten können, auf unsere Umwelt einwirken werden. Es ist daher wichtig ein Instrument in der Hand zu haben, mit dem abgeschätzt werden kann in welchem Environment Abfälle auf Dauer abgelagert werden dürfen, wie lange eine Nachsorgephase möglicherweise dauern muß und kostet, ob eine Vorbehandlung notwendig und effektiv ist und wie groß die Auswirkungen auf das Environment sein werden.

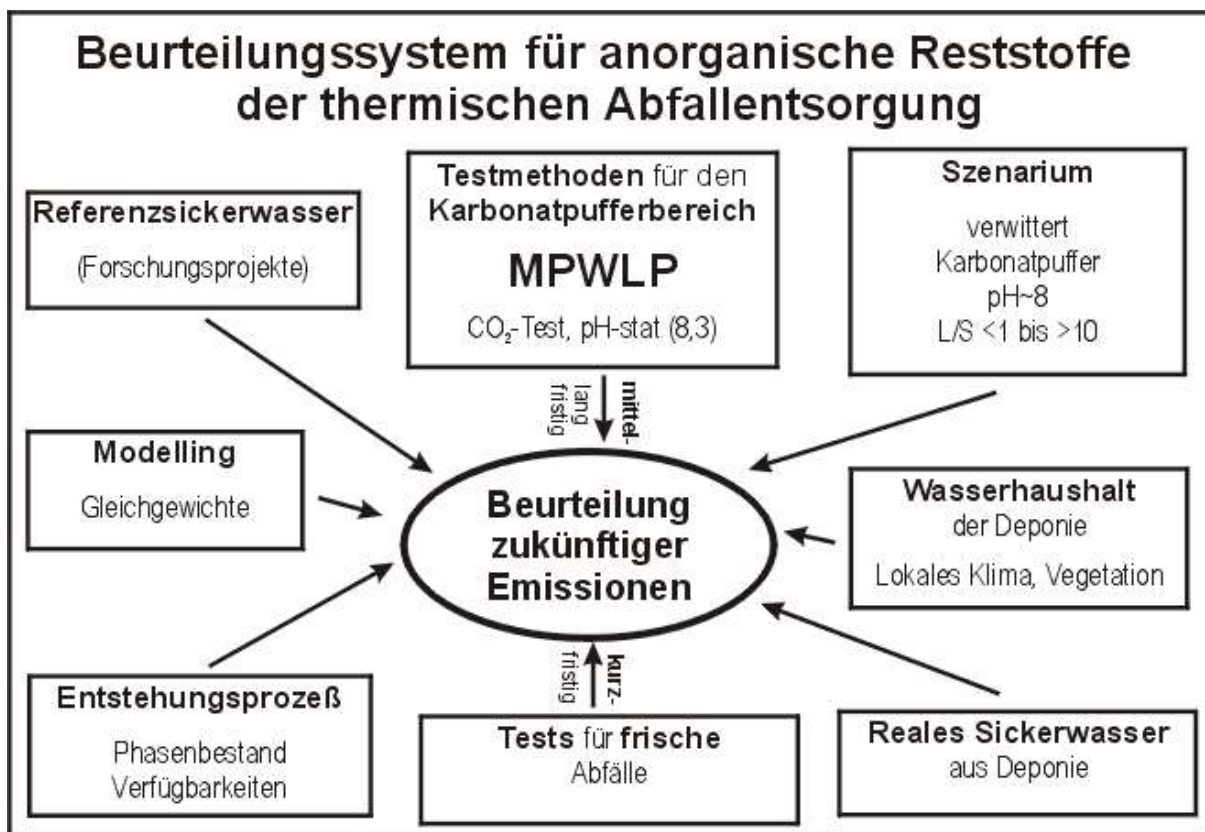
Die Kenntnis des zukünftigen Emissionsverhaltens stellt also die Basis dafür dar, daß notwendige Maßnahmen zielgerichtet geplant und fachlich argumentierbar werden.

Es gelang uns letztendlich Testmethoden zu identifizieren, die das mittelfristige Emissionsverhalten schadstoffhaltiger anorganischer Reststoffe der thermischen Abfallentsorgung mit vergleichsweise geringeren Abweichungen gegenüber einem Referenzsickerwasser bei niedrigem L/S simulieren können und so eine Beurteilung der Emissionen ermöglichen. Die am besten geeigneten Testmethoden sind der „MPWLP“ bzw. „MPWLP T“, die aus einer künstlichen Verwitterung mittels  $H_2O$ ,  $CO_2$  und  $O_2$  mit anschließender dynamischer Laugung bestehen. Die Ergebnisse für höhere L/S-Verhältnisse müssen erst durch die Daten der noch laufenden Freilanduntersuchungen (Referenzsickerwasser bei hohem L/S) bestätigt werden. Mit gewissen Einschränkungen geeignet sind weiters der  $CO_2$ -Test an künstlich gealtertem Material sowie der pH-stat Test bei pH 8,3. Nicht geeignet sind statische Testmethoden die an frischem Material bei pH-Bedingungen durchgeführt werden, die vom Szenarium relativ stark abweichen. Die für das zugrundeliegende Szenarium bedeutendsten Einflußfaktoren sind der pH-Wert (ca. 8,3), das L/S-Verhältnis sowie der Verwitterungszustand (Karbonatpufferbereich).

Diese Testmethoden stellen jedoch nur ein wichtiges Modul eines ganzen Beurteilungssystems dar. Erst mit Hilfe mehrerer Module, die im folgenden dargestellt werden, wird eine Gesamtbeurteilung zukünftiger Emissionen möglich.

Das Basismodul muß Informationen wie die Herkunft und den Entstehungsprozess, die chemische Zusammensetzung, die Verfügbarkeiten sowie den Phasenbestand bereitstellen. So konnten in unseren Untersuchungen z.B. aus der Verteilung primärer kristalliner Phasen und sekundärer amorpher Phasen auf Gesteinungsprozesse und sekundäre Verunreinigungen geschlossen werden. Abgesehen vom Entstehungsprozess sollte möglichst viel über die Eingangsstoffe in den Entstehungsprozess bekannt sein. So wird es möglich, aussergewöhnliche Verhaltensweisen im Auslaugverhalten in Zusammenschau mit den Verfügbarkeiten unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen sowie dem Phasenbestand zu erkennen.

In einem weiteren Modul muss das zugrunde liegende Szenarium definiert und die bestimmenden Einflussfaktoren identifiziert werden die in diesem Fall den oben beschriebenen entsprechen. Diese dominierenden Einflussfaktoren gelten in unserem Fall für schadstoffhaltige anorganische Reststoffe der thermischen Abfallentsorgung die in Monodeponien abgelagert wurden und sich auf Grund ihrer primären Zusammensetzung und (natürlichen) Verwitterungsvorgänge im Karbonatpufferzustand befinden.



**Abbildung 113: Beurteilungssystem für anorganische Abfälle**

Ungleichgewichte zwischen dem zu untersuchenden Material mit dem zugrunde liegenden Szenarium und sich daraus ableitende Prozesse müssen ermittelt, beschrieben und untersucht werden. Diese Prozesse betreffen bei Reststoffen der thermischen Abfallentsorgung hauptsächlich Phasenveränderungen die durch mineralogische Untersuchungen vor allem für matrixbestimmende Phasen darstellbar sind. Um den Einfluss von Phasenneubildungen auf das Auslaugverhalten von Spurenstoffen untersuchen zu können, müssen die angewandten Untersuchungsmethoden auf diese Fragestellung ausgerichtet sein, da diese Prozesse oftmals in Microenvironments ablaufen. Dies betrifft einerseits den Einbau von Spurenstoffen in Phasenneubildungen und andererseits die Adsorption von Metallen an Aluminium- und Eisenhydroxide. Neu- und Umbildungen im Phasenbestand zu identifizieren, darzustellen und zu qualifizieren ist oftmals möglich und stellt ein wichtiges Instrument zum Verständnis von Verwitterungs- und Auslaugprozessen dar. Es gelang großteils nachzuweisen, daß es an den Kornoberflächen neben komplexen Neubildungen vorallem zur Bildung von sekundären Silikaten, Karbonaten und Aluminium- und Eisenhydroxiden kommt.

Das mittelfristige Auslaugverhalten muß durch möglichst mehrere geeignete Testmethoden, wie dem oben beschriebenen MPWLP sowie zusätzlich CO<sub>2</sub>-Tests (an künstlich verwittertem Material) und pH-stat (8,3)-Tests (an künstlich verwittertem oder frischem Material) simuliert werden. Um die Einflüsse der Prozesse, die in einer ersten Deponiephase (Nachsorgephase) ablaufen, auf das mittelfristige Auslaugverhalten berücksichtigen zu können, sind entsprechende Tests an frischen und unverwitterten Materialien durchzuführen und in eine Beurteilung mit einzubeziehen. Dies betrifft vor allem die Auswaschung von Salzen. Liegen weitere Untersuchungen zum Lösungsverhalten der Materialien vor so können diese in eine Beurteilung einbezogen werden um mögliche Veränderungen im Auslaugverhalten unter geänderten Rahmenbedingungen abschätzen zu helfen.

Existieren bereits Ablagerungen annähernd gleicher Zusammensetzung die von den gleichen Rahmenbedingungen wie das zugrundeliegende Szenarium bestimmt werden, so müssen Ergebnisse aus Untersuchungen an diesen Ablagerungen ebenfalls in eine Beurteilung einbezogen werden. In unserem Fall war es möglich die Emissionen aus Materialien bzw. Ablagerungen, die das zu untersuchende zukünftige Szenarium bereits heute beschreiben, zu erfassen und als Referenzsickerwässer in unseren Untersuchungen zu definieren. Wenn möglich, sollte das im Labor simulierte und auf der Basis von Modellen berechnete Auslaugverhalten also mittels realer Sickerwässer verifiziert werden.

Da die Laugungsprozesse in komplexen Systemen ablaufen, ist eine Beschreibung der Vorgänge nur mit Hilfe computerunterstützter Berechnungen auf Basis geochemischer Modelle möglich. Durch die Bestimmung von Sättigungsindizes ist eine Aussage über Gleichgewichtszustände und deren Dauer während einer dynamischen Laugung möglich. So deuten die Untersuchungen darauf hin, daß zwar für einige Phasen und Elemente wie z.B. Gips (Ca) langanhaltende Gleichgewichtszustände bestimmend sind, für viele Elemente aber eine Abfolge von Phasengleichgewichten die Konzentrationsentwicklung im Sickerwasser bestimmen werden. Eine weitere Anwendung der Modellierung besteht in der Bestimmung löslichkeitsbestimmender Phasen, die eine Beurteilung scheinbar maximaler Löslichkeiten ermöglicht. Beschränkt werden diese Modellierungsverfahren durch die Verfügbarkeit thermodynamischer Daten für die oftmals komplexen amorphen Phasen bzw. Adsorptionsprozesse. Eine Verifizierung löslichkeitsbestimmender Phasen mittels mineralogischer Methoden ist oft nur für milieubestimmende Minerale möglich.

Als Folge der Vielzahl von Untersuchungen unter den Einflüssen verschiedenster Rahmenbedingungen und Faktoren war es uns zusätzlich möglich für viele Elemente der untersuchten Materialien eine maximale Eluat- bzw. Sickerwasserkonzentration in Abhängigkeit vom pH-Wert zu erkennen. Für einige Elemente konnte diese (mögliche) maximal ermittelte Auslaugbarkeit auch durch eine oder mehrere löslichkeitsbestimmende Phasen beschrieben werden (z.B.: für Zn ist dies Zn(OH)<sub>2</sub> im basischen Bereich und Adsorption an HFO im sauren Bereich). Diese maximal ermittelten Löslichkeiten bei einem bestimmten pH-Wert können zwar nicht als absolute Obergrenze unter allen möglichen Szenarien und für alle existierenden anorganischen Abfälle definiert werden. Sie geben aber die Möglichkeit die Tendenz im Auslaugverhalten sowie den wahrscheinlichen Konzentrationsbereich für die untersuchten Materialien in Monodeponien abzuschätzen. Dies gilt jedoch nicht für

Salze sowie leicht zu komplexierende Metalle (z.B. Hg, ...). Dies sollte auch nicht dazu führen, daß vorbehaltlos nach Schlüsselnummern klassifiziert und deponiert wird.

Ein weiteres Modul bildet der Wasserhaushalt der Deponie, da Schadstoffe in unseren Klimaten großteils über die flüssige Phase ausgetragen werden. Die hydrogeologischen Prozesse im Inneren einer Deponie können bis jetzt nur sehr grob abgeschätzt werden, wobei vor allem zwischen homogenen Bedingungen und bevorzugten Sickerwasserwegen differenziert werden muß. In unseren Freilanduntersuchungen waren bis zum jetzigen Zeitpunkt jedoch keine bevorzugten Sickerwasserwege zu erkennen. Bevor die hydrogeologischen Prozesse in einer Deponie zu wirken beginnen, sind es vor allem das Standortklima mit seinen Einflüssen auf die Vegetation und den Boden sowie das Material selbst bzw. die Oberflächenabdichtung, die den Wasserhaushalt entscheidend beeinflussen. Die davon direkt abhängige zukünftige spezifische jährliche Sickerwassermenge kann langfristig durch die von der „Klimax Vegetation“ bestimmte Menge beschrieben werden. Wie unsere Untersuchungen zeigten, kann diese standortabhängige spezifische jährliche Sickerwassermenge zwischen 5 % und 80 % des jährlichen Niederschlages liegen.

Die Stabilität eines Systems, das in unserem Fall direkt vom Karbonatpuffer abhängig ist, ist für eine Beurteilung der Entwicklung des Auslaugverhaltens von Deponien von entscheidender Bedeutung. So muss die Beständigkeit und der Widerstand des bestimmenden Puffers gegen Ausspülung bestimmt und berechnet werden. Wie Vergleiche mit „Natural Analogues“ zeigten, scheinen die im Labor und mittels geochemischer Modellrechnung ermittelten Größenordnungen der Pufferauswaschung realitätsnahe zu sein.

**Die in diesem Forschungsprojekt durchgeführten Untersuchungen und Ergebnisse zeigen auf, daß es mit ausreichender Genauigkeit möglich ist eine Abschätzung des mittelfristigen Auslaugverhaltens anorganischer Reststoffe aus der thermischen Abfallentsorgung durchzuführen. Möglich wurde dies durch die Entwicklung einer Testmethode (MPWLP – „Multi Phase Weathering and Leaching Procedure“) die sich an dem zukünftigen Szenarium orientiert.**

Der zuvor beschriebene modular aufgebaute Beurteilungsprozess zur Abschätzung der Emissionen ermöglicht zwar keine hundertprozentig abgesicherte Aussage. Er stellt aber einen wesentlichen Fortschritt bei der Beurteilung des mittelfristigen Auslaugverhaltens schadstoffhaltiger anorganischer Reststoffe der thermischen Abfallentsorgung dar.

## 8.1 Offene Fragen

Um eine Gesamtbeurteilung für die bereits bei niedrigem L/S (<2) direkt evaluierten Testmethoden durchführen zu können, ist es notwendig die Lysimeterversuche bis zu einem L/S von 10 fortzuführen. Neben dieser abschließenden Evaluierung der Testmethoden wird es weiters möglich sein, Aussagen zur Wasserhaushalt anorganischer Deponien zu treffen.

## 9 Literatur

### Elutionsmethoden

CEN/TC 292 (Jänner 2001): prEN Characterisation of waste - Leaching behaviour test - Up-flow percolation test, Version 7

CEN/TC 292/WG 6 N137 (September 1998): Basic characterization tests for leaching behaviour, pH-dependence test Version 3; European committee for standardization

DIJKSTRA J.J., Van der SLOOT H.A., COMANS R.N.J.(2000): Process identification and model development of contaminant transport in MSWI bottom ash. Handout zum Vortrag im Rahmen des WASCON 2000 Kongresses, 31.5.-2.6.2000, Harrogate, England.

DIN 38 414 (Oktober 1984): Schlamm und Sedimente (Gruppe S), Bestimmung der Eluierbarkeit mit Wasser; Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung

GERVAIS C., GARRABRANTS A., SANCHEZ F., BARNA R., MOSZKOWICZ P., KOSSON D.S. (1999): Leaching of inorganic contaminants from cement-based waste materials as a result of intermittent wetting, Proceedings zu Waste Stabilization&Environment 1999, Lyon

HUBER H., SABBAS T., LECHNER P. (1999): Untersuchung der anorganischen und biologischen Restreaktivität von unterschiedlich vorbehandelten Verbrennungsrückständen, Abteilung Abfallwirtschaft, BOKU-Wien, im Auftrag von Amt der OÖ Landesregierung, BMUJF, AE&E, MA 22 Umweltschutz

JAROS M., HUBER H. (1997): Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach forcierter Alterung, Waste Reports No. 06, Hrsg. P. Lechner, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien

MOSTBAUER P., SCHACHERMAYER E., RITTER E., KERNBEIS R., LECHNER P. (1992): Bestimmung der Auslaugbarkeit von Abfällen mit der CO<sub>2</sub>-Methode, Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau, Abteilung Abfallwirtschaft, TU-Wien, im Auftrag des BMfUJuF

ÖNORM EN 12457-3 (Jänner 2000): Charakterisierung von Abfällen, Eluierung – Deklarationstest für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen

### Geochemische Modellierung

(umfassende Literaturliste zur Modellierung im Anhang „Adsorptionsprozesse und deren Modellierung“)

MEIMA J.A., COMANS R.N.J.(1998): Application of surface complexation/precipitation modeling to contaminant leaching from weathered municipal solid waste incinerator bottom ash. Env.Sci.Tech. 32, 688-693.

DZOMBAK D.A., MOREL F.M.M.(1990): Surface complexation modeling: Hydrous ferric oxide. Verlag John Wiley, NY.

PARKHURST D.L., APPELO C.A.J.(1999): User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. U.S. Geological survey, Denver, Colorado.

TIRUTA-BARNA L.R., BARNA R., MOSZKOWICZ P.(2001): Modeling of solid / liquid / gas mass transfer for environmental evaluation of cement-based solidified waste. Env.Sci.Tech. 45, 149-156.

### Alkalinität

APPELO C.A.J., POSTMA D.(1996): Geochemistry, groundwater and pollution. 3.Auflage. Balkema Verlag.

HUBER H., SABBAS T., LECHNER P. (1999): Untersuchung der anorganischen und biologischen Restreaktivität von unterschiedlich vorbehandelten Verbrennungsrückständen, Abteilung Abfallwirtschaft, BOKU-Wien, im Auftrag von Amt der OÖ Landesregierung, BMUJF, AE&E, MA 22 Umweltschutz

JAROS M., HUBER H. (1997): Emissionsverhalten von MVA-Schlacke nach forcierter Alterung, Waste Reports No. 06, Hrsg. P. Lechner, Abteilung Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien

### Abhängigkeiten von Faktoren

MILLOT G. (1970) Geology of of clays, Springer-Verlag

### Auslaugbarkeit in Abhängigkeit von den Mineralphasen und der Alterung

AL T.A., MARTIN C.J., BLOWES D.W.(2000): Carbonate-mineral/water interactions in sulfide-rich mine tailings. Geochemica Cosmochemica Acta, Vol.64, No.23, pp. 3933-3948.

BALTPURVINS K.A., BURNS R.C., LAWRENCE G.A.(1997): Heavy Metals in Wastewater: Modelling the Hydroxide Precipitation of Copper (II) from Wastewater Using Lime as the Precipitant. Waste Management, Vol.16, No.8, pp.717-725.

DAVIS J.A., FULLER C., COOK A.D.(1986): A model for trace metal sorption processes at the calcite surface: Adsorption of Cd<sup>2+</sup> and subsequent solid solution formation. Geochemica Cosmochemica Acta, Vol.51, pp.1477-1490.

EVANS K.A., BANWART S.A.(2000): The importance of surface observation in kinetic leaching. Handout vom Poster, präsentiert beim "Workshop on Surface Chemical Processes in Natural Environments", Monte Verita, Schweiz.

SCHECKEL K.G., SCHEINOST A.C., FORD R.G., SPARKS D.L.(2000): Stability of layered Ni hydroxide surface precipitates – a dissolution kinetics study. Geoch. Kosmoch. Acta 64, No.16, 2727-2735.

SIGG L., STUMM W.(1996): Aquatische Chemie. 4.Auflage. VDF-Hochschulverlag der ETH Zürich.

Van WEIJDEN R.D., COMANS R.N.J.(1995): Precipitation and heavy metal immobilization resulting from carbonation of filtered bottom ash leachates. Geologica Ultraiectina No.135, S.99-116. Herausgeber: Universität Utrecht, NL.