

Arbeitshilfe

zur

Immobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Böden

Diese Arbeitshilfe ist im Rahmen des Projektes NUTZRAUM entstanden, wobei der Technische Leitfaden, erstellt im Forschungsprojekt INTERLAND, einer Überarbeitung unterzogen wurde und Erfahrungen aus der Praxis eingeflossen sind.

September 2011

Arbeitshilfe

Immobilisierung von Schwermetallen in kontaminierten Böden

Autoren: Wolfgang Friesl-Hanl¹, Othmar Horak¹

Überarbeitete von: Wolfgang Friesl-Hanl¹, Othmar Horak¹, Florian Wittstock^{1,2}, Markus Puschenreiter² und Walter Wenzel²



¹AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Health and Environment Department, 3524 Tulln, Österreich

²Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Institute für Bodenforschung, Arbeitsgruppe Rhizosphärenökologie und Biogeochemie, Universität für Bodenkultur Wien, 3430 Tulln, Österreich

Gefördert aus Mitteln des
Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Förderungsmanagement by Kommunalkredit Public Consulting GmbH



lebensministerium.at



Vorwort

Die vorliegende Arbeitshilfe beruht einerseits auf den Ergebnissen des Forschungsprojektes NUTZRAUM (Innovative in-situ Methoden zur Sanierung von Altablagerungen und kontaminierten Standorten) und andererseits auf dem Papier das im Zuge des vorangegangenen Projektes INTERLAND (INnovative TEchnologies for Remediation of LANDfills and Contaminated Soils; <http://interland.arcs.ac.at>) erarbeitet worden war. Im Rahmen des Projektes NUTZRAUM wurden ausgewählte „INTERLAND-Leitfäden“ auf Basis der neu erarbeiteten Daten und vorhandenen internationalen Erfahrungen aktualisiert. Zugleich wurde die bisher als „Leitfäden“ bezeichneten Schriften der Nomenklatur des ÖVA (Österreichischer Verein für Altlastenmanagement, www.altlastenmanagement.at) angepasst bei der zwischen den folgenden Bezeichnungen unterschieden wird:

- Wissenschaftlich-technische Grundlagen
- Arbeitshilfe
- Technischer Leitfaden

Diese Bezeichnungen spiegeln den Entwicklungsgrad der beschriebenen Methode und die Detailtiefe des Regelwerkes wider und geben somit einen Hinweis, was der/die LeserIn von der jeweiligen Schrift erwarten kann. Unverändert geblieben ist der Anspruch der jeweiligen Autoren mit diesen Arbeiten eine Hilfestellung für die praktische Anwendung von in-situ Methoden zu geben, die auf dem derzeitigen internationalen Erkenntnisstand inklusive den im Projekt NUTZRAUM gewonnen Erkenntnissen beruht.

Damit soll ein weiterer Beitrag zur Etablierung der dargestellten Methoden als „Stand der Technik“ geleistet werden. Die vorliegende Arbeitshilfe soll daher vor allem Amtssachverständigen und Zivilingenieuren als Entscheidungshilfe dienen, ob eine bestimmte Methode für einen aktuellen Sanierungsfall prinzipiell geeignet ist. Diese Information wird vor allem in den Kapiteln „Einsatzbereiche und Einsatzrandbedingungen (ERB)“ sowie „Vorversuche“ gegeben. Darüber hinaus gibt der Leitfaden Informationen zu den Qualitätsanforderungen an die jeweilige Methode in den Kapiteln „Qualitätssicherung des Verfahrens“ und „Monitoring“. Schlussendlich werden als Entscheidungshilfe Informationen zur „Erreichbaren Restkontamination“, zu den „Kosten“ und zu „Nutzung/Nachnutzung“ gegeben.

Thomas G. Reichenauer

Tulln, im Dezember 2011

Inhaltsverzeichnis

1	IN SITU VERFAHREN ZUR SICHERUNG VON SCHWERMETALL-KONTAMINATIONEN.....	6
1.1	Ausgangssituation und Zielsetzung	6
1.2	Auswahlhilfe für die am besten geeignete Methode	6
1.3	Grundlagen der in situ Immobilisierung.....	8
1.4	Wirkungsweise der in situ Immobilisierung	8
1.5	Schadensbild.....	9
1.6	Sicherungs- bzw. Verfahrensziel.....	9
2	EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB).....	10
2.1	Kontaminationsprofil.....	10
2.2	Geomorphologisch – klimatische ERB.....	10
2.3	Bodenchemische ERB	10
2.4	Bodenphysikalische ERB	11
2.5	ERB aus Voruntersuchungen.....	11
2.6	Zusammenfassung der Einsatzrandbedingungen (ERB).....	13
3	GRUNDLAGEN- LEGISTISCH /TECHNISCH / NATURWISSENSCHAFTLICH.....	13
3.1	Bestehende Rahmengesetzgebungen und Normen.....	13
3.2	Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Bewertung von Schwermetallbelastungen in Böden	14
3.3	Methoden zur Bodenuntersuchung	15
3.3.1	Publizierte Verfahren:	15
3.4	Stand der Technik	16
3.5	Stand der Wissenschaft	16
4	BESTANDSAUFNAHME DES ALTSTANDORTES.....	17
4.1	Allgemeine Standortparameter des Altstandortes	17
4.1.1	Grundcharakterisierung des Substrates	17
4.2	Schadensbild.....	17
4.2.1	Charakterisierung des Kontaminationsprofiles	18
5	VORVERSUCHE.....	18
5.1	Versuchsbeschreibung.....	18
5.1.1	Versuchsparameter	18
5.2	Sicherungsmittel.....	19
5.2.1	Bodenadditive	19
5.2.2	Einsatzpflanzen	19
5.3	Qualitätssicherung.....	20
5.4	Auswertung und Interpretation	20
5.5	Versuchsdauer	21
5.6	Kosten	21
6	SICHERUNGSVERFAHREN	22
6.1	Immobilisierung	22
6.1.1	Verfahrensbeschreibung für Ackerland (ohne geschlossener Pflanzendecke)	22
6.1.2	Verfahrensbeschreibung für Grünland (geschlossene Pflanzendecke)	22

6.1.3	<i>Qualitätssicherung des Verfahrens</i>	22
6.1.4	<i>Monitoring (während der Sicherung und nach dem Abschluss)</i>	22
6.1.5	<i>Sicherungs- bzw. Verfahrensdauer</i>	23
6.1.6	<i>Restkontamination</i>	23
6.1.7	<i>Kosten (Investitionen, Betriebsmittel)</i>	23
7	NUTZUNG UND/ ODER NACHNUTZUNG.....	23
7.1	Immobilisierung	23
8	LITERATURVERZEICHNIS.....	24
9	ANHANG	25
9.1	Anwendungsbeispiele	25

1 IN SITU VERFAHREN ZUR SICHERUNG VON SCHWERMETALL-KONTAMINATIONEN

1.1 Ausgangssituation und Zielsetzung

Schwermetallbelastete Böden in Industrie- und Ballungsgebieten oder im Bereich ehemaliger Erzabbau- und Verarbeitungsanlagen sowie auf anderen, durch anthropogene oder natürliche Einträge beeinflussten Flächen stellen potentielle Quellen von Schädwirkungen auf Pflanzen, Tiere und Menschen dar. Aufgrund der derzeitigen österreichischen Rechtslage ist bei Kontaminationen erst ein Eingreifen von behördlicher Seite notwendig, wenn z. B. Grenzwerte für Schwermetalle in Nahrungsmitteln, Futtermitteln bzw. Trinkwasser überschritten sind, nicht jedoch allein anhand von Schwermetall-Konzentrationen im Boden.

Bei Vorliegen großflächiger Schwermetallkontaminationen stellt sich die Frage nach dem Umgang mit derartigen Flächen.

(a) Eine Möglichkeit ist die Entfernung der Schwermetalle mit Hilfe von Pflanzen. Diese Technik wird Phytoextraktion genannt (siehe Arbeitshilfe PHYTOEXTRAKTION).

(b) Eine weitere Möglichkeit stellt die Verringerung der Wirksamkeit bzw. Verhinderung der weiteren Ausbreitung der in erhöhter Konzentration vorhandenen Elemente dar, was durch geeignete Bodenmanagement-Maßnahmen erreicht werden kann. Diese Technik wird als IMMOBILISIERUNG bezeichnet.

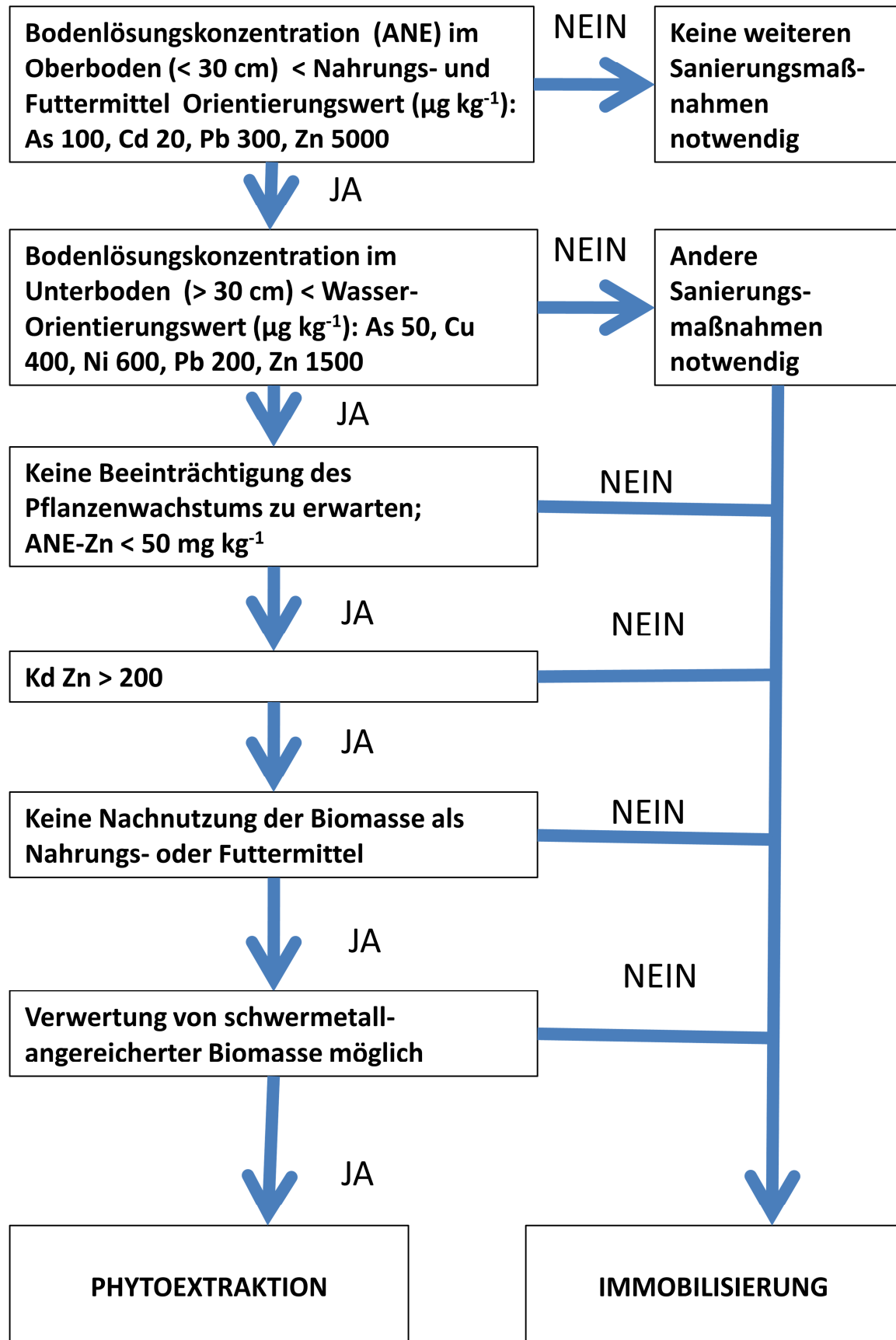
1.2 Auswahlhilfe für die am besten geeignete Methode

Welche, der in situ Methoden (Kap. 1.1. a oder b) am besten geeignet für einen bestimmten Standort ist, wird in diesem Kapitel erläutert.

Der aussagekräftigste Bodenparameter für die Auswahl der am besten geeigneten sanften Bodensanierungsmethode ist der K_d-Wert, also das Verhältnis vom gebundenen (EDTA-extrahierbar) zum löslichen (NH₄NO₃-extrahierbar) Anteil der Schadstoffe. Auf Böden mit niedrigem K_d ist sowohl die Phytoextraktion als auch die Immobilisierung geeignet (wobei eine ausreichende Phytoextraktionseffizienz nur bei moderat belasteten Böden gegeben ist, siehe Arbeitshilfe PHYTOEXTRAKTION). Phytotoxizität schließt die Phytoextraktion aus, in diesem Fall ist die Immobilisierung anzuwenden. Bei Böden mit hohem K_d ist die Phytoextraktion der Immobilisierung vorzuziehen. Weitere Faktoren, die für eine Entscheidung für eine bestimmte sanfte Sanierungsmethode ausschlaggebend sind stellen z. B. die verfügbare Zeit, der weitere Nutzungsbedarf der Fläche sowie die sinnvolle Weiternutzung der produzierten Pflanzenbiomasse dar.

Für die Wahl der Sanierungsmethode wird daher der folgende Entscheidungsbaum vorgeschlagen:

Folgende Parameter sind notwendig um eine Auswahl treffen zu können: Gesamtgehalt (Königswasserextrakt) im Oberboden, Ammoniumnitrat-Extrakt (ANE) im Oberboden und Unterboden, EDTA-Extrakt im Oberboden.



1.3 Grundlagen der in situ Immobilisierung

In situ-Immobilisierung wird jenes Verfahren genannt, bei dem die in erhöhter Konzentration vorhandenen Schwermetalle im Boden verbleiben. Ihre Mobilität und somit auch ihre Bioverfügbarkeit werden jedoch durch gezielte Maßnahmen wesentlich eingeschränkt. Grundsätzlich ist dieses Verfahren bei anthropogenen Bodenbelastungen durch Schwermetalle wie Pb, Zn, Cd, Cu, Ni, Cr, Mo anzuwenden, denen allgemein auch das Metalloid Arsen zugeordnet wird. (Metalloide sind Elemente, die im Periodensystem zwischen den Metallen und den Nicht-Metallen liegen. Neben As zählen B, Si, Ge, Sb und Te zu ihnen.) Die Elemente liegen im Boden stets in unterschiedlichen Bindungsformen vor:

Sie sind in Form schwerlöslicher Verbindungen (Sulfide, Oxide, Carbonate etc.) Bestandteil der Boden bildenden Gesteine, aus denen sie im Zuge der Verwitterung nur sehr langsam freigesetzt werden. Ein mehr oder weniger großer Anteil befindet sich in adsorptiver Bindung an den Oberflächen von Sorptionsträgern. Diese liegen bodenspezifisch sowohl quantitativ als auch qualitativ in unterschiedlicher Ausprägung vor und umfassen vor allem Tonminerale, die Organische Substanz (Huminstoffe) und pedogene Oxide vorwiegend des Eisens, aber auch des Mangans und Aluminiums.

Ein relativ zum Gesamtgehalt kleiner Teil der im Boden befindlichen Schwermetalle ist mobil und befindet sich in Form löslicher Komplexe oder als hydratisierte Ionen in der Bodenlösung (labiler Pool). Diese Fraktion ist bioverfügbar und schwankt stets innerhalb bestimmter Grenzen, die durch bodenchemische Faktoren, welche auch dem Einfluss biologischer Vorgänge unterliegen, bestimmt werden. Der mobile Anteil der Schwermetalle wird aus einem relativ leicht mobilisierbaren, austauschbar adsorbierten Anteil nachgeliefert.

Der immobile Pool umfasst jene Metalle, die in mineralischer Bindung vorliegen sowie auch den durch kovalente Bindungen an hydratisierten Oberflächen pedogener Oxide spezifisch adsorbierten Anteil. Als immobil gelten auch Chelatkomplexe mit hochmolekularen Huminstoffen.

1.4 Wirkungsweise der in situ Immobilisierung

Das Ziel der Immobilisierung ist die dauerhafte Veränderung des Verhältnisses zwischen mobilem und adsorbiertem Schwermetallanteil zugunsten des letzteren. Dies kann auf verschiedenartige Weise erfolgen:

Durch Zusatz von Sorptionsträgern, die auch in natürlichen Böden vorhanden sind, wird insgesamt die Anzahl der Bindungsstellen für Schwermetalle erhöht. Wesentlich für die Erreichung des Sanierungszieles ist die maximale Erhöhung des gebundenen (immobilen) Anteiles der Schwermetalle. Dies wird vor allem dadurch erreicht, dass jene Sorptionsträger (z.B. Eisenoxide) zugesetzt werden, an denen es zu dauerhaften Bindungen kommt.

Wesentliche Bedeutung hat die gleichzeitige Veränderung bodenchemischer Einflussfaktoren, durch welche die Adsorption verstärkt wird. Allein schon die Erhöhung des pH-Wertes kann die Mobilität der meisten Schwermetalle (vor allem von Zn, Cd und Ni) deutlich absenken. Die Erhöhung des pH-Wertes kann durch Bodenzusätze wie Kalk, Dolomit, Flugasche sowie andere alkalisch wirkende Substanzen erzielt werden. Die Mobilität von Cu und Pb wird durch den pH-Wert in geringerem Maße beeinflusst. Zur Immobilisierung kann organische Substanz (z. B. Kompost (Cu, Pb) oder Phosphate (Pb) eingesetzt werden. Jene Elemente, die als Anionen vorliegen (As, Mo) verhalten sich umgekehrt; sie werden bei niedrigen pH-Werten stärker gebunden. Zur Erniedrigung des pH-Wertes können schwefelhaltige Substanzen eingesetzt werden (z. B. Ammoniumsulfat, Eisensulfat).

Substanzen mit sorbierenden Eigenschaften zur Sorption oder Komplexbindung von Schwermetallen sind z. B. Eisenoxide, Zeolithe, Phosphate sowie organisches Material.

1.5 Schadensbild

Als umweltrelevante Elemente sind in den meisten Fällen Zn, Pb und Cd von Bedeutung, die auch stets, wie am Standort Arnoldstein (Pb-Zn Schmelze, Kärnten), gemeinsam vorkommen. Zusätzlich treten fallweise auch noch Cu und As in erhöhten Konzentrationen auf. An manchen Standorten liegt nur ein einzelnes belastendes Element vor, z.B. Zn, Cu, Ni oder Mo. Entsprechend dem unterschiedlichen biologischen Verhalten der umweltrelevanten Elemente ist das Schadensbild für jeden Standort gesondert zu ermitteln, wobei im Falle von Elementkombinationen additive, synergistische, aber auch antagonistische Effekte in Betracht zu ziehen sind.

Im Allgemeinen orientiert sich die Beurteilung des Schadensbildes an jenem Schutzgut, das in erster Linie durch die Belastung beeinträchtigt wird. So ist bekannt, dass Cu, Ni und Zn primär auf Pflanzen toxisch wirken, wodurch es in der Regel nicht zu unerwünscht hohem Eintritt dieser Elemente in die Nahrungskette kommt. Pflanzenschäden äußern sich vor allem in Ertragsminderungen und sind nur selten an optischen Symptomen eindeutig zu charakterisieren. Die Überschreitung ertragsbezogener Toxizitätsschwellen kann als Bewertungskriterium herangezogen werden. Die zumeist durch Schwermetallüberschuss induzierte Chlorose gilt jedoch als unspezifisches Symptom, da ihre Ursache auch in anderen Bereichen liegen kann: Mikronährstoffmangel beziehungsweise hoher Carbonatgehalt oder eine Kombination von beidem sind die häufigsten Chlorose auslösenden Faktoren. Zusätzlich kann auch noch Staunässe eine Rolle spielen. Im Falle erhöhter Gehalte an pflanzentoxischen Schwermetallen ist anzunehmen, dass das Erscheinungsbild der Chlorose durch geringe Versorgung mit Mikronährstoffen (zumeist Fe und Mn) und hohen Carbonatgehalt verstärkt wird. In allen Fällen ist eine umfangreiche Analyse von Boden und Pflanzen durchzuführen, in die auch Nährstoffe einzuschließen sind und die dann als Basis für eine gutachtliche Bewertung des standortspezifischen Schadensbildes heranzuziehen ist.

Pb und Cd sind in erster Linie als Kontaminanten der Nahrungskette bekannt. Das Schadensbild orientiert sich an den Schutzgütern Mensch und Tier und wird anhand des Auftretens erhöhter Gehalte der toxischen Elemente im Ernteprodukt definiert, wobei auf gesetzlich festgelegte Grenzwerte für Futtermittel und Lebensmittel Bezug genommen wird. Im Allgemeinen ist Cd das wesentlich mobilere Element, welches stets in erheblichen Mengen auch in Früchte, Samen und Knollen transportiert wird. Pb hingegen wird nicht nur im Boden, sondern auch in der Pflanzenwurzel festgelegt und tritt nur selten in der oberirdischen Biomasse in hohen Konzentrationen auf.

As wirkt sowohl pflanzentoxisch, ist aber auch in der menschlichen und tierischen Nahrung nicht in höheren Konzentrationen erwünscht. Es wird allerdings von den meisten Pflanzen nur geringfügig angereichert. Die Beurteilung des Schadensbildes ist nicht für As spezifisch durchzuführen, da das Element stets gemeinsam mit anderen Schwermetallen auftritt. Mo ist ausschließlich für Wiederkäuer toxisch. Das als „Molybdänose“ beschriebene Krankheitsbild kann ab einem bestimmten Schwellenwert im Futter in Erscheinung treten. Es ist aber von der Versorgung des Nutztieres mit Cu abhängig.

Grundsätzlich ist bei der Beurteilung des Schadensbildes sicher zu stellen, dass die in Pflanzen auftretenden erhöhten Schwermetallkonzentrationen tatsächlich aus dem Boden stammen. Durch Immissionen oder Resuspension bereits am Boden deponierter Partikel können Schwermetallanreicherungen an der Oberfläche der Pflanzen auftreten (Interception), die ein falsches Bild von der zu sanierenden Belastungssituation geben.

1.6 Sicherungs- bzw. Verfahrensziel

Ziel des Verfahrens ist es, die Mobilität und somit auch die Bioverfügbarkeit der relevanten Elemente auf ein minimales Maß zu reduzieren, bei dem es nicht mehr zu ökologisch nachteiligen Effekten wie Phytotoxizität oder Eintritt erhöhter Konzentrationen in die Nahrungskette kommt. Gleichfalls wird die Möglichkeit der Auswaschung ins Grundwasser wesentlich reduziert. Entscheidend für die erfolgreiche Durchführung des Verfahrens ist die nachhaltige Wirkung der Bodenadditive. Ist diese nicht gegeben, so wird eine Nachbehandlung notwendig, die eine wirtschaftlich sinnvolle Anwendung der Immobilisierung in Frage stellt. Es ist daher unbedingt erforderlich,

die Erreichung des Verfahrenszieles durch zuverlässige und aussagekräftige Monitoringverfahren zu kontrollieren (siehe Kapitel 6.1.4).

2 EINSATZBEREICHE UND EINSATZRANDBEDINGUNGEN (ERB)

Die Entscheidung, ob der Einsatz von Bodenadditiven zur Immobilisierung an einem Standort angewendet werden kann, hängt von verschiedenen Parametern ab, die in den Kapiteln 2.1. bis 2.5. im Detail diskutiert werden.

2.1 Kontaminationsprofil

Bei Vorliegen von großflächigen, oberflächennahen (< 30 cm Tiefe, Ausnahme < 50 cm), moderaten bis hohen Kontaminationen ist der Einsatz von Bodenadditiven zur Immobilisierung eine mögliche Sicherungsoption. Die Kontamination kann durch einzelne Elemente (z. B. nur Zn, Cu oder Mo) verursacht werden, liegt jedoch in den meisten Fällen als Elementgemisch vor (häufig Zn, Pb und Cd). Bei Vorhandensein von Kationen und Anionen (z. B. As, Se, Mo) ist zusätzliches Augenmerk auf die Anionen zu legen. Als erschwerend für den Sicherungs- bzw. Sanierungserfolg ist hier das unterschiedliche Adsorptionsverhalten der Anionen zu beurteilen, die im Gegensatz zu Kationen bei höheren pH-Werten stärker mobilisiert werden.

2.2 Geomorphologisch – klimatische ERB

Der Einsatz von Verfahren zur Immobilisierung von Schwermetallen ist grundsätzlich auf allen Flächen geeignet, wo eine Pflanzendecke entstehen kann bzw. schon besteht. Es sind dies landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Ackerflächen, Grünland, Grünflächen in Industriegebieten sowie hoch belastete, brach liegende, vormals industriell genutzte Flächen, die zu begrünen sind. In letzterem Fall kann durch Zusatz von Sorptionsträgern, Kalk und Nährstoffen das Pflanzenwachstum ermöglicht werden, wobei auch die gezielte Auspflanzung schwermetalltoleranter Arten in Betracht zu ziehen ist.

Einschränkungen bieten lediglich stark geneigte Flächen > 20% wo erhöhte Erosionsgefahr besteht, sowie Flächen, die möglichen Überschwemmungen unterliegen (Augebiete, Retentionsflächen etc.) oder unter Grundwassereinfluss stehen. Niederschlagsmengen, wie sie in Österreich auftreten, sollten prinzipiell keine Einschränkung darstellen.

2.3 Bodenchemische ERB

Im Wesentlichen kann Immobilisierung auf allen Böden, wo Pflanzenwachstum möglich ist bzw. nach Behandlung erzielt werden kann, zum Einsatz kommen. Die ÖNORM L 1050 „Boden als Pflanzenstandort“ kann für diese Zwecke herangezogen werden. Der Boden pH-Wert ist ein Schlüsselindikator für den mobilen Schwermetallanteil. Vor allem Sorptionsträger mit funktionellen OH-Gruppen (z.B. Eisenoxide) weisen im höheren pH-Bereich zunehmende negative Ladung an ihrer Oberfläche auf, wodurch es zu verstärkter spezifischer Adsorption von Metall-Kationen kommt. Die besten Ergebnisse durch Immobilisierung können daher auf sauren bis mäßig sauren Böden erzielt werden, wenn gleichzeitig Kalk oder carbonathaltige Sorptionsträger zugegeben werden. Carbonathaltige Böden zeigen auf Grund ihrer bereits vorhandenen höheren Neigung zur Schwermetalladsorption die Grenzen des Machbaren auf. Nach bisherigen Versuchsergebnissen zeigten Bodenadditive auf kalkhaltigen Schwermetallböden nur geringe immobilisierende Wirkung.

2.4 Bodenphysikalische ERB

Wesentliche Parameter, die auf die Einbringung von Bodenadditiven maßgebenden Einfluss ausüben sind die Textur und der Grobskelettgehalt.

Bei einem Tonanteil von >40 % (Schwereklasse IV) und darüber scheint ein homogenes Einmischen nicht mehr möglich zu sein, und aufgrund von vorhandenen Adsorptionsplätzen des Tons bzw. der Tonminerale auch nicht mehr sinnvoll und ökonomisch. Bei Auftreten von Grobskelett (> 10 %) wird ebenso der Vorgang des Einbringens gehemmt.

2.5 ERB aus Voruntersuchungen

Die Entscheidung ob eine Sicherung bzw. Sanierung eines Bodens notwendig ist, kann erst dann getroffen werden, wenn sicher gestellt ist, dass die Bioverfügbarkeit eines oder mehrerer Elemente einen für diverse Schutzgüter (Pflanze, Tier, Mensch) kritischen Schwellenwert überschreitet, bei dem es zu Schädigungen kommt. Als erster Ansatz kann zur Abschätzung der Bioverfügbarkeit die Ermittlung mobiler Schwermetallfraktionen im Ammoniumnitrat-Auszug dienen, wenn Erfahrungswerte hinsichtlich ihrer toxikologischen Relevanz (Prüß, 1994) vorliegen. In allen Fällen ist zu empfehlen, gleichzeitig die Vegetation am Standort zu untersuchen und nach Grenzwerten bzw. toxikologisch relevanten Kriterien (Tabelle 1 bis Tabelle 3) zu bewerten.

Tabelle 1: Ertragsbezogene Bereiche der Pflanzentoxizität für einige Schwermetalle nach SAUERBECK (1982)

Element	Ertragsbezogener mg kg ⁻¹	Pflanzentoxizitätsbereich, Normalgehalt, mg kg ⁻¹	
	Div. Pflanzen ¹⁾	Junge Gerste ²⁾	Junge Gerste
Zink	150 – 200	120 - 220	60
Kupfer	15 – 20	14 - 25	11
Blei	10 – 20	20 - 35	2
Cadmium	5 – 10	6 - 10	<0,1
Nickel	20 – 30	11 - 13	2
Quecksilber	0,5 – 1	2 - 5	0,02

¹⁾ Diverse Pflanzen aus Literaturangaben; ²⁾ Junge Gerstenpflanzen (Beckett & Davis, 1977)

Als Bewertungsmaßstab für die Pflanzentoxizität können die von Sauerbeck (1982) angeführten ertragsbezogenen Toxizitätsgrenzbereiche verwendet werden (Tabelle 1). Dabei ist zu berücksichtigen, dass es sich lediglich um Orientierungswerte handelt, die eine toxische Schwermetallwirkung als „wahrscheinlich“, aber nicht als absolut sicher anzeigen. Es ist durchaus möglich, dass bei Elementen, die von Pflanzen nur schwach angereichert werden (z.B. Cu oder Pb) die angeführten Toxizitätsbereiche nicht erreicht werden, obwohl Schwermetallwirkungen bereits erkennbar sind. Andererseits gibt es Pflanzen, die das mobile Zn mit großer Intensität aufnehmen und akkumulieren, so dass Überschreitungen des Toxizitätsbereiches bei normalem Wachstum auftreten.

Liegen an einem belasteten Standort keine Vegetationsproben vor, so ist es zweckmäßig, die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle mit einem dreiwöchigen Gersten-Testversuch (Pflanze-Boden-Test) zu prüfen, wobei gleichzeitig auch die mobile Schwermetallfraktion im Ammoniumnitrat-Auszug bestimmt wird (ÖNORM L 1094-1, Zwirger, 2006). Diese Versuche sind unabhängig von der Vegetationsperiode durchführbar und eignen sich auch als Monitoring-Verfahren zur Ermittlung des Sicherungs- bzw. Sanierungserfolges (siehe Kapitel 6.2.3).

Tabelle 2: Höchstgehalte an unerwünschten Stoffen in Futtermitteln nach Richtlinie 2002/32/EG, Werte in mg kg⁻¹ bei einem Feuchtigkeitsgehalt von 12 %. Für Zn und Cu liegen keine Grenzwerte vor.

Futtermittel			As	Pb	Cd	Hg
			mg kg ⁻¹			
Alleinfuttermittel	und	Futtermittel-				
Ausgangserzeugnisse		pflanzlichen	2	10	1	0,1
Ursprungs						
Grünfütter				40	1	

Tabelle 3: Höchstgehalte für bestimmte Lebensmittel nach EG Verordnung 466/2001 (Kontaminantenverordnung). Werte in mg kg⁻¹ Frischsubstanz.

Lebensmittel	Pb	Cd
	mg kg ⁻¹	
Getreide und Hülsenfrüchte	0,2	-
Kohl Gemüse, Blattgemüse (Blattg.) und alle Kulturpilze	0,3	-
Blattg., frische Kräuter, Knollensellerie und Kulturpilze	-	0,2
Stängelgemüse, Wurzelgemüse (Ausn. Knollensellerie), Kartoffel (geschält)	-	0,1
Getreide (ausgen. Kleie, Keime Weizengetreide und Reis)	-	0,1
Kleie, Keime, Weizengetreide und Reis	-	0,2

Diese Werte sind auf Frischsubstanz bezogen und müssen mit pflanzenspezifischen Umrechnungsfaktoren multipliziert werden, um einen Vergleich mit den auf Trockensubstanz bezogenen Analysendaten zu ermöglichen. Zur groben Abschätzung werden Umrechnungsfaktoren bereitgestellt (durchschnittliche Zahlenwerte in Klammer):

Salat (12); Buschbohne (10); Tomaten, Obst (15); Karotte u.a. Wurzelgemüse (7 – 9); Blattgemüse (5 – 8); Getreide (1,1).

Weitere Vorversuche in Form von Gefäß- sowie Kleinparzellenversuchen im Freiland und Batch-Versuchen im Labor dienen sowohl der Abschätzung der Phytotoxizität des Systems sowie auch der Auswahl des Sanierungsmittels (Bodenadditive, Düngung). Vor allem Batch-Versuche eignen sich vorteilhaft zur raschen Bestimmung der Additivmengen, zur Voraussage des Schadstoffverhaltens (Nachlieferung) sowie auch zur Abschätzung der Nachhaltigkeit der Maßnahmen. Als Beispiel einer zielgerichteten Voruntersuchung seien hier die Ergebnisse von Friedl (2006, in Deutsch) und Friesl et al. (2006 in Englisch) angeführt, die den mit Pb, Zn und Cd belasteten Standort Arnoldstein charakterisieren.

2.6 Zusammenfassung der Einsatzrandbedingungen (ERB)

Tabelle 4: Zusammenfassung der Einsatzrandbedingungen (ERB)

ERB Parameter	Einsatzrandbedingungen ERB	Kommentar
Kontaminationsprofil		
Schadstoff	Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, As, Mo,	Schwermetalle und Metalloide
Gesamtgehalte	moderat bis hoch	Pflanzenwachstum muss möglich sein
Matrix	Böden und Sedimente	
Tiefe der Kontamination	bis maximal 30 cm	
Geomorphologische – klimatische ERB		
Inklination	> 20 %	Erosionsgefahr
Niederschlag	Keine Einschränkung in Ö	
Bodenchemische ERB		
pH	4 < pH < 9	Beste Ergebnisse im sauren bis mäßig saurem Bereich
	ÖNORM L 1050	„Boden als Pflanzenstandort“ als Grundlage
Bodenphysikalische ERB		
Textur	< Schwereklasse IV	Tongehalt < 40%
Grobskelett	< 10 %	Mechanische Störung

3 GRUNDLAGEN- LEGISTISCH /TECHNISCH / NATURWISSENSCHAFTLICH

3.1 Bestehende Rahmengesetzgebungen und Normen

In Österreich sind Maßnahmen zum Schutz des Bodens Landessache (Gesetzgebung und Vollziehung), soweit solche Maßnahmen nicht von einer speziellen Bundeskompetenz mit umschlossen sind. Es gibt kein einheitliches Bodenschutzgesetz – Bodenschutz ist eine Querschnittsmaterie. In der Praxis steht das Thema „Grundwasserschutz“ im Vordergrund, welches in die Zuständigkeit des Bundes fällt (Wasserrechtsgesetz - WRG). Regelungen betreffend Waldböden (fast die Hälfte Österreichs wird von Wald bedeckt) werden vom Forstrecht behandelt, welches ebenso in der Kompetenz des Bundes liegt.

Die Sanierung verunreinigter Böden fällt in den Kompetenzbereich des Bundes, (a) soweit es um Verunreinigung durch gefährliche Abfälle geht, (b) soweit es um Waldboden geht und (c) soweit mit der Bodenverunreinigung eine Gewässergefährdung einhergeht. Im Übrigen ist die Sanierung verunreinigter Böden Sache der Länder. Im Wesentlichen kommen die Regelwerke des Altlastensanierungsgesetzes (AISAG) und des Wasserrechtsgesetzes (WRG) sowie die bundes- und landesrechtlichen Instrumente des Abfallrechtes zur Anwendung (Raschauer, 2002). In welchen Fällen in-situ Verfahren Anwendung finden könnten, kann nur auf Basis eines rechtlichen Gutachtens geklärt werden.

Zu verwendende Regelwerke bezüglich der Risikoabschätzung des Eintritts in die Nahrungskette-Ernährungssicherheit:

Verordnung (EG) Nr.466/2001 der Kommission vom 8. März 2001 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln (Tabelle 3).

Richtlinie 1999/29/EG des Rates vom 22. April 1999 über unerwünschte Stoffe und Erzeugnisse in der Tierernährung (Tabelle 2). (aktuelle Fassung) _

3.2 Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Bewertung von Schwermetallbelastungen in Böden

Prüß, A. (1994) schlug eine Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden auf der Basis von Extrakten mit 1 mol Ammoniumnitrat vor. In dieser Arbeit befinden sich Vorsorgewerte als obere Grenze des Normalgehaltes, sowie Prüfwerte hinsichtlich des Pflanzenwachstums und der Futterqualität und Grenzwerte mit Bezug auf die menschliche Nahrung und die Tierfütterung.

Zur Beurteilung von Bodensanierungen wird in der vorliegenden Arbeitshilfe auf folgende von Prüß angegebene Werte zurückgegriffen (Tabelle 5), wobei aber empfohlen wird, in jedem Fall zusätzlich auch Schwermetallkonzentrationen in Pflanzenproben nach Grenzwerten oder toxikologisch relevanten Kriterien zu bewerten (Tabelle 1 bis Tabelle 3).

Sauerbeck (1982) versuchte eine Zuordnung von beginnenden Ertragsminderungen aufgrund von Schwermetallüberschuss zu kritischen Werten für Schwermetalle in der Pflanzensubstanz. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Schwermetallanreicherungen in oberirdischen Pflanzenteilen eine gewisse Variationsbreite aufweisen und auch vom Alter der Pflanzenorgane abhängen. Es ist in einzelnen Fällen auch möglich, dass Schwermetalltoxizität nicht mit einer wesentlichen Zunahme der Schwermetallkonzentration der Pflanzensubstanz verbunden ist, weil überschüssige Schwermetalle in der Wurzel festgehalten werden. Somit sollten auch zur Beurteilung der Pflanzentoxizität zusätzliche Bewertungskriterien verwendet werden (z.B. Testversuche oder optisch sichtbare Symptome).

Tabelle 5: Ausgewählte Grenz- und Prüfwerte hinsichtlich der Produktion von Nahrungs- und Futterpflanzen (aus Prüß, 1994)

Element	Grenzwert in $\mu\text{g kg}^{-1}$	Einschränkung folgender pflanzenbaulicher Produktionen
Cd	30 ± 9	Nahrungspflanzen: Endivie, Grünkohl, Hafer*), Karotten, Kresse, Lauch, Mangold, Petersilie, Radieschen, Rote Rübe, Schnittlauch, Schwarzwurzeln, Sellerie (Blatt*) u. Knolle, Sonnenblume, Spinat*), Weizen*)
		Futterpflanzen: Grünmais, Rübenblatt, Sonnenblumenextraktionsschrot
Cd	90 ± 15	Nahrungspflanzen: Beerenobst, Blumenkohl, Chinakohl, Kartoffel, Kohlrabi, Rettich, Rosenkohl, Rotkohl, Tomate, Wirsing, Zwiebel
		Futterpflanzen: Ackerbohne, Grünland, Weizenstroh
Cu	2500 ± 250	Grünfutter für Schafe
Pb	10000	Alle Arten pflanzenbaulicher Produktion
	Prüfwert in $\mu\text{g kg}^{-1}$	
Zn	5000 ± 500	Futterpflanzenqualität allgemein
Zn	10000 ± 1000	Pflanzenwachstum allgemein

*) Akkumulatorpflanzen können auch bei Angebotskonzentrationen unter dem Grenzwert kritische Anreicherungen aufweisen

3.3 Methoden zur Bodenuntersuchung

Die Anwendung von in situ Verfahren kann derzeit nur auf Basis eines rechtlichen Gutachtens geklärt werden. Einleitende sowie prozeßbegleitende Untersuchungen (Monitoring) stützen sich in den anzuwendenden Methoden auf eine Reihe von Normen und publizierten Verfahren nach Stand der Technik bzw. Stand der Wissenschaft.

ÖNORMEN:

- L 1083: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Acidität (pH-Wert)
- L 1061: Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Korngrößenverteilung des Mineralbodens Teile 1-3
- L 1068: Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Dichte von Mineralböden
- L 1080: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung des organischen Kohlenstoffs durch trockene Verbrennung
- L 1082: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von Stickstoff nach Kjeldahl
- L 1084: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von Carbonat
- L 1085: Chemische Bodenuntersuchungen - Säureextrakt zur Bestimmung von Nähr- und Schadelementen
- L 1086-1: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der austauschbaren Kationen und der effektiven Kationen-Austauschkapazität (KAKeff) durch Extraktion mit Bariumchlorid-Lösung
- L 1087: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von "pflanzenverfügbarem" Phosphor und Kalium nach der Calcium-Acetat-Lactat (CAL)-Methode
- L 1088: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von "pflanzenverfügbarem" Phosphor und Kalium nach der Doppel-Lactat-Methode (DL-Methode)
- L 1089: Chemische Bodenuntersuchungen - EDTA-Extrakt zur Bestimmung von Schwermetallen
- L 1091: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung von mineralischem Stickstoff - Nmin-Methode
- L 1094-1: Chemische Bodenuntersuchungen - Extraktion von Spurenelementen mit Ammoniumnitratlösung
- L 1095: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung des Gesamtstickstoffgehaltes durch trockene Verbrennung
- L 1096: Chemische Bodenuntersuchungen - Bestimmung des Gesamt-Schwefelgehaltes durch trockene Verbrennung.

3.3.1 Publierte Verfahren:

- Blum, W.E.H., H. Spiegel und W.W. Wenzel; 1996. Bodenzustandsinventur - Konzeption Durchführung und Bewertung. 2. Auflage. ARGE Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft; BMLF (Hrsg.)
- Blum, W.E.H., A. Brandstetter, C. Riedler und W.W. Wenzel; 1995. Bodendauerbeobachtung. Empfehlung für eine einheitliche Vorgehensweise in Österreich; Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft und Umweltbundesamt.

3.4 Stand der Technik

Das Prinzip der Zufuhr von Bodenadditiven zur Bodenverbesserung wird schon seit Jahrzehnten durch den Einsatz von Bodenkalkungen angewendet. Da die Kalkung überwiegend durch die Erhöhung des pH-Wertes des Bodens zu einer Immobilisierung von Elementen führt, dies aber nach mehreren Jahren unter Umständen wieder erneuert werden muss und auch nicht für alle Elemente wirkt, kann dies nicht als nachhaltige Sicherung angesehen werden. In Abhängigkeit von klimatischen Standortsfaktoren kann die Kalkung durch Auswaschung und weitere Versauerung ihre Wirkung verlieren, andererseits kann durch überschüssige Kalkung ein Nährstoffmangel (Fe, Mn etc.) induziert werden.

Schwermetall-Immobilisierende Substanzen wurden im Feldmaßstab z. B. in den USA, Belgien, Großbritannien - und Deutschland angewendet, jedoch bleiben häufig technische Fragen offen, die noch auf eine wissenschaftliche Lösung warten (siehe Anhang). In Österreich kann die großflächige Anwendung von Bodenadditiven zur Immobilisierung von Schwermetallen derzeit nicht als Stand der Technik eingestuft werden. Zukünftige Forschungsergebnisse sollten diese Technik auf eine fundierte Basis stellen.

3.5 Stand der Wissenschaft

In einer Vielzahl von Ländern werden derzeit Versuche unterschiedlichen Maßstabs durchgeführt (Labor-, Feldanwendung), auf der Suche nach geeigneten Bodenadditiven und Bodenmanagementmethoden zur Sicherung von schwermetallkontaminierten Standorten. Einige Additive zeigten und zeigen vielversprechende Ergebnisse, besonders im Labormaßstab, die auf eine Anwendung in der Praxis abzielen (Vangronsveld et al., 2000).

Der Einsatz von eisenoxidreichen Substanzen zeigte in Versuchen im Glashaus (Gefäßversuchsniveau, Friesl et al., 2003) und im Versuchsgelände (Großgefäßversuch im Freiland, Friesl et al. 2004) erfolgversprechende Ergebnisse. Die Anwendung von einem Gemisch (Eisenoxide + Tonminerale + Carbonate) konnte auch auf Freilandniveau (Friesl et al., 2006) eine Reduktion des mobilen Schwermetall-pools, sowie der Pflanzenaufnahme erzielen, die auch nachhaltig Wirkung zeigen (Friesl-Hanl et al., 2009).

Ergebnisse aus INTERLAND zeigen Reduktionen der Cd Aufnahme in die Gersten-Körner um bis zu 62 % durch Kiesschlamm- und Eisenoxidzugabe. Eine weitere Verbesserung konnte durch die Auswahl einer Schwermetall-exkludierenden Sorte (BODEGA anstelle von HELLANA) erzielt werden, was zu einer Reduktion der Cd Aufnahme im Vergleich zur Kontrolle um bis zu 75 % führte. Die Blei-Aufnahme konnte durch die gesetzten Maßnahmen um 68 % reduziert werden. Im Freilandversuch in Arnoldstein konnte durch Kiesschlamm- und Rotschlammzugabe und der Sortenwahl die Blei-Aufnahme unter der maximal erlaubten Konzentration der EU KontaminantenVO gehalten werden. Die Cd-Aufnahme konnte an einem Standort allein durch die Sortenwahl diese Grenzwerte unterschreiten. Eine weitere Feldanwendung im Projekt NUTZRAUM hat gute Erfolge mit einer Kombination aus Kiesschlamm und siderithaltigen Eisenreststoffen aus Eisenerz sowie mit Lehm-pulver gezeigt. Immobilisierung gemeinsam angewendet mit der Auswahl von Schwermetall exkludierenden Sorten konnte den Schwermetalleintrag in die Nahrungskette bedeutend verringern.

4 BESTANDSAUFNAHME DES ALTSTANDORTES

Die Bestandsaufnahme eines Altstandortes gliedert sich in 3 Untersuchungsschritte:

(1) Recherche der Kontaminationshistorie

- Emittent (Verursacher)
- Mögliche Schadstoffe
- Immissionsdauer
- Screening etwaiger Vorerhebungen

(2) Literaturrecherche zu folgenden Fachdisziplinen bezüglich des Standortes

- Geologie, Hydrogeologie und Bodenkunde
- Vegetationsökologie und Klimatologie
- Felduntersuchungen

(3) Aufnahme der Vegetation und Landnutzung (Land- und Forstwirtschaft, Bebauung)

- Feldbodenkundliche Ansprache
- Flächenbeprobung und Ermittlung allgem. Standortparameter (Kapitel 4.1.)

4.1 Allgemeine Standortparameter des Altstandortes

Die Ermittlung allgemeiner Standortparameter erfolgt gemäß Bodenzustandsinventur- Konzeption, Durchführung und Bewertung (Blum et.al; 1996). Das Probenahmedesign erfolgt in Anlehnung an das Bodendauerbeobachtungskonzept (Blum et al.; 1996) und erfolgt in der Grundbeprobung in 4 Tiefenstufen (0-20, 20-40, 40-70 und > 70cm).

4.1.1 Grundcharakterisierung des Substrates

Die Ermittlung allgemeiner Standortparameter erfolgt gemäß Bodenzustandsinventur- Konzeption, Durchführung und Bewertung (Blum et. al; 1996). Folgende Bodenparameter sind zu erheben:

- Textur (ÖNORM L 1061)
- Elektrische Leitfähigkeit und pH (CaCl₂ und Wasser; ÖNORM L 1083-89)
- Lagerungsdichte (ÖNORM L 1068)
- Organischer Kohlenstoff (ÖNORM L 1080)
- Gesamtstickstoff (ÖNORM L 1082-89)
- Gesamtschwefel
- Karbonatgehalt (ÖNORM L 1084-89)
- Austauschbare Kationen (ÖNORM L 1086-89)
- Phosphor und Kalium im CAL/DL Extrakt (ÖNORM L 1087/ÖNORM L 1088)
- Mineralischer Stickstoff (ÖNORM L 1091)
- Mineralische Nähr- und Schadelemente im Säureaufschluss (ÖNORM L 1085-89)

4.2 Schadensbild

Die Charakterisierung des Schadensbildes erfordert folgende Angaben:

- Art und Konzentration des/der Schadstoffe(s) im Boden

Angaben zum Schadstoffverhalten im Boden
Verteilung der Kontamination im Boden
Gehalte in Pflanzen am belasteten Standort
Bewertung durch den Pflanze-Boden-Test (siehe Monitoring)

4.2.1 Charakterisierung des Kontaminationsprofiles

Folgende Parameter sind zu erheben:

Elemente im 1 M NH_4NO_3 Extrakt- Labiler Metallpool im Boden (ÖNORM L 1094-1)
Elemente im 0,05 M EDTA Extrakt – Nachlieferbarer Metallpool im Boden (ÖNORM L 1091)
Desorptionsisothermen
Pflanze-Boden-Test (Monitoring, Interland Endbericht)

Die Beprobung erfolgt in 4 Tiefenstufen zusammen mit der Bestimmung der Grundcharakterisierung des Substrates. Die Proben werden bis auf die Bestimmung der Totalgehalte naturfeucht eingewogen unter Einhaltung möglichst kurzer Lagerzeiten (Kühlraum 4 ° C; < 2 Wochen).

5 VORVERSUCHE

Vorversuche werden im Anschluss an die Bestandsaufnahme des Altstandorts durchgeführt. Sie dienen der Entscheidungsfindung bezüglich der Anwendbarkeit des Immobilisierungs-Verfahrens unter den jeweiligen Randbedingungen, sowie der Auswahl geeigneter Mittel (Additive, Pflanzen, Sorten). Zusätzlich erlauben Vorversuche die Abschätzung des zu erwartenden Sicherungsverlaufes sowie der damit verbundenen Kosten.

5.1 Versuchsbeschreibung

Vorversuche sind Batch- und Gefäßversuche mit den kontaminierten Böden zur Auswahl der in Frage kommenden Sicherungsmittel.

Aus der Literatur ist eine Vielzahl von wirksamen Bodenadditiven bekannt. Für die Auswahl der Additive und deren Optimierung in Bezug auf die Zuschlagsmenge und deren Kombination sind vorab Batch-Versuche durchzuführen (100 g gesiebter Boden werden mit den Additiven (ca. 1 bis 5 % w/w) vermengt und 4 Wochen lang in wechselfeuchtem Zustand gehalten. Danach wird der mobile Anteil der Schwermetalle mittels 1 M Ammoniumnitrat-Extrakt (ANE) ermittelt). Jene Varianten mit den geringsten Schwermetallgehalten im ANE werden in weitere Versuche eingebunden. Parallel mit den Batch-Versuchen können (je nach Fragestellung) auch verschiedene Kulturen (Sorten) auf ihre Schwermetallaufnahme-Eigenschaften getestet werden.

In einem Optimierungsverfahren werden mögliche Kombinationen der Additive getestet, wovon die 3 erfolgversprechendsten in einem Gefäßversuch (5 kg Boden, Bepflanzung je nach Fragestellung) Anwendung finden. Ausgewählte Sorten fließen ebenfalls in diesen Gefäßversuch ein. Die Versuchsanordnung erfolgt im Glashaus unter kontrollierten Bedingungen in 4-6 Wiederholungen.

5.1.1 Versuchsparameter

Folgende Parameter sollten in den jeweiligen Versuchen getestet werden.

(a) Batch-Versuche: Schwermetallgehalt (SMG) im 1M NH_4NO_3 Extrakt
 pH-Wert

- (b) Sorten-Versuche: SMG im Pflanzenmaterial (Verteilung i. d. Pflanze)
(Wurzel, Blätter, Korn, Stroh, Frucht etc.)
- (c) Gefäßversuche: SMG im Königswasser-Extrakt
SMG im 1 M Ammoniumnitrat-Extrakt
Nährstoffgehalt im Königswasser-Extrakt
SMG im Pflanzenmaterial (Blatt, Frucht, Korn etc.)
Biomasse, Ertragsparameter, TKG (Tausendkorngewicht) etc.
- (d) Freilandversuche: SMG im Königswasser-Extrakt
SMG im 1 M Ammoniumnitrat-Extrakt
Nährstoffgehalt im Königswasser-Extrakt
SMG im Pflanzenmaterial (Blatt, Frucht, Korn etc.)
Biomasse, Ertragsparameter, TKG (Tausendkorngewicht) etc.

5.2 Sicherungsmittel

5.2.1 Bodenadditive

Je nach Kontaminationsprofil steht eine Vielzahl von Additiven zur Verfügung, die immobilisierende Wirkung zeigen. Im Wesentlichen stellen Additive Oberflächen als Bindungsplätze für Schwermetalle zur Verfügung wie z. B. Tonminerale, Eisenoxide, organische Substanzen. Auch Mischungen aus diversen Bodenadditiven können je nach Schadstoffpotential Verwendung finden.

Tabelle 6: Bodenadditive (Auswahl), Mechanismen und Bemerkungen

Bodenadditiv	Wirkungsmechanismus	Bemerkungen
Eisen(hydr)oxide	Spezifische Sorption, Diffusion	Achtung: Unter sich ändernden Redox-Bedingungen auch reversibel
Phosphate	Spezifische Sorption, Fällung	Achtung: Bei Vorliegen von Schadstoffen in anionischer Form kann es zu einer Mobilisierung kommen (z. B. As).
Tonminerale	Un- bzw. spezifische Sorption, Diffusion	
Organisches Material	Komplexbindung	Achtung: Durch Abbau der org. Substanz ist eine Mobilisierung möglich.
Kalkhaltige Materialien	pH-Erhöhung, spezifische Sorption	Achtung: Wirkung lässt nach einer bestimmten Zeit nach.

Auswahlkriterien für die Bodenadditive sind neben der immobilisierenden Wirkung, auch jene des Transportaufwandes (bevorzugt regionale Herkunft), Kosten, Eigenkontamination.

5.2.2 Einsatzpflanzen

Je nach Fragestellung werden verschiedene Sorten einer Kultur auf ihre Schwermetall-Aufnahmeigenschaften untersucht, um die „Exkluder-Typen“ herauszufinden.

Folgende Schwermetall-ausschließenden sowie akkumulierende Sorten wurden bisher identifiziert:

Tabelle 7: Schwermetallausschließende (Exkluder) und akkumulierende (Akkumulator) Sorten.

Pflanzenart	Exkluder-Typ*	Akkumulator-Typ	Referenz
Sommergerste	BODEGA	HELLANA	Friesl-Hanl et al. 2009
Futtermais	FUXXOL, MORISAT, ACCESS, DIESAMANTA, ANTONIO	FALKONE, LG2326	Friesl-Hanl et al. 2011
Winterweizen	BATIS, ORKAS, TOMMI	LINUS, MEISTER,	Klose, 2011
Winterweizen	BATIS, TOMMI, COBUS	ELVIS, ENORM, COMPLIMENT	Sächs. Landesanstalt 2006
Sommergerste	URSA, PASADENA, XANADU	BERRAS, BELANA, BELLEVUE	Sächs. Landesanstalt 2006
Mais		MARSHALL	Kurz et al. 1999
Weizen (Qualitäts-)	BRUTUS, JOSEF		Wenzel et al., 1996
Sommer-Durum	ASTRADUR	BONADUR, EXTRADUR, GRANDUR	Wenzel et al., 1996
Winterweizen	FLORIAN, WILLI, IKARUS, LINDOS		Wenzel et al., 1996

*An Standorten wo Schwermetall immobilisiert werden, sind die Exkluder-Typen zu bevorzugen.

5.3 Qualitätssicherung

Zur Dokumentation der Vorversuche sowie zur Reproduzierbarkeit der Versuchsreihen sind neben den Analysenergebnissen auch die detaillierten Versuchsrandbedingungen anzugeben:

- Angaben zur Werbung des Versuchsbodenmaterials
- Ort und Datum
- Art der Entnahme (Auskoffnung, Bohrungen)
- Entnahmestellen (Beprobungsskizze)
- Art und Dauer der Lagerung
- Lagerdauer < 2 Wochen
- Verwendung von Lagerbehältnissen mit nicht-adsorbierenden Oberflächen
- Versuchsbedingungen
- Aufzeichnungen von Wasser- und Nährstoffzugaben sowie Pflanzenschutzmaßnahmen
- Klimadaten (Parzellenversuche im Freiland)
- Anzahl der Versuchs- und Meßwiederholungen
- Analysenmethoden
- Kommentar über Besonderheiten des Versuchsverlaufes (Pflanzenkrankheiten,...)

5.4 Auswertung und Interpretation

Die Versuchsergebnisse werden im Wesentlichen in den mobilen (ANE) Gehalten, sowie in den Pflanzengehalten offenkundig. Reduktionen dieser Gehalte im Vergleich zu den unbehandelten Kontrollen zeigen die Wirksamkeit der Maßnahmen auf. Die Pflanzengehalte können mit den gesetzlichen Rahmenbedingungen (Futtermittelverordnung, EU-Kontaminantenverordnung etc.) in Beziehung gesetzt werden.

5.5 Versuchsdauer

- (a) Batch-Versuche: 1 Monat + Analysen = ca. 2-4 Monate
- (b) Sorten-Versuche: 1 Monat + Analysen = ca. 2 Monate
- (c) Gefäßversuche: 1 Vegetationsperiode + Analysen = 6 Monate (verschiedene Nutzpflanzen testen)
- (d) Freilandversuche: 1 Vegetationsperiode + Analysen = <8 Monate (mehrere Vegetationsperioden erhöhen die Aussagekraft)

5.6 Kosten

Durch Vorversuche im Glashaus- und Freilandexperimentansatz sowie zur Bestandsaufnahme der Altstandort ergeben sich veranschlagte Kosten von etwa 30.000 bis 50.000 EURO abhängig von der Anzahl der Schwermetalle, Anzahl möglicher Sicherungsmittel etc. Diese Kosten inkludieren auch Angaben zum Schadstoffverhalten im Boden.

Anwendungsbeispiel der Arbeitshilfe (bzw. des Leitfadens) in Georgien (Hanauer et al., 2010)

Für eine Sanierung mittels 1 Gew.-% nullwertigem Eisen (ZVI) wäre eine Aufwandmenge von 30 Tonnen pro ha notwendig. Während die Kosten für die Einarbeitung gering sind (mehrmaliges Fräsen) sind die Kosten für das Additiv erheblich, ~900 € pro Tonne; reine Materialkosten für Fe (Aufmahlungsgrad <100 µm). Vorzugsweise nur für kleinräumig, stark belastete Flächen zu verwenden.

Ein weiteres (kostengünstigeres) Fe-oxidhaltigen Additiv ist Stahlspäne bei Kosten von ~105 € pro Tonne (reine Materialkosten, ohne Aufmahlen). Allerdings müssen hierbei u.U. Einschränkungen hinsichtlich der Qualität d.h. Beimengungen von u.U. toxischen Elementen, beispielsweise Cr oder Ni je nach Legierung, in Kauf genommen werden.

Wenn es sich um Reststoffe, Abfallstoffe bzw. Nebenprodukte handelt, kann der Preis für das Material sehr gering bzw. zu vernachlässigen sein, jedoch sind immer die Transportkosten, Nachteile (Eigenkontamination) sowie Akzeptanz zu berücksichtigen.

6 SICHERUNGSVERFAHREN

6.1 Immobilisierung

6.1.1 Verfahrensbeschreibung für Ackerland (ohne geschlossener Pflanzendecke)

Immobilisierung beruht auf dem Einbringen von Bodenadditiven in den Oberboden, was zur Verringerung der Schwermetallmobilität bzw. –bioverfügbarkeit führt. Um eine homogene Einbringung von Bodenadditiven in den Ackerboden zu gewährleisten, ist eine Homogenisierung bzw. Vermischung und Lockerung des Bodens Voraussetzung (1. Mechanische Homogenisierung und Lockerung des Bodens). (2. Ausstreuen der Bodenadditive) Anschließend sind die Bodenadditive gleichmäßig auf die Fläche auszustreuen sowie einzuzackern, was mit in der Landwirtschaft üblicherweise verwendeten Geräten bewerkstelligbar ist. Nach einer Equilibrierungsphase (Bodengleichgewichtseinstellung) von ca. 1 Monat (ein Niederschlagsereignis sollte stattfinden) kann eine landwirtschaftliche Kultur (exkludierende Sorte) angebaut werden. Die Einbringungstiefe sollte mindestens 30 cm betragen, da eine weitere Bodenbearbeitung (z. B. Pflügen in folgenden Jahren) eine Vermischung mit dem Unterboden bzw. eine Verdünnung der Immobilisierungswirkung verursachen kann.

6.1.2 Verfahrensbeschreibung für Grünland (geschlossene Pflanzendecke)

Eine homogene Einbringung von Bodenadditiven in Grünlandboden mit Pflanzenbestand ist anzustreben, wenn eine Neigung ($> 20\%$ Erosion) vorliegt, der Boden unbepflügbar ist (Grobskelett), oder der Pflanzenbestand ökologisch wertvoll ist. Einbringungstechniken werden derzeit noch erprobt und getestet und sind nicht Bestandteil dieser Arbeitshilfe.

6.1.3 Qualitätssicherung des Verfahrens

Die Qualitätssicherung des Verfahrens liegt einerseits in der Optimierung der Sicherungsmittel (Additive, Kombinationen, Schadstoff-exkludierende Sorten etc.) sowie in einer lückenlosen Dokumentation des Sicherungsverlaufes (Monitoring, siehe Kapitel 6.1.3).

6.1.4 Monitoring (während der Sicherung und nach dem Abschluss)

Die Dokumentation des Sicherungsverlaufes erfolgt (a) vor der Maßnahme, (b) nach der erfolgten Bodenbehandlung und (c) am Ende der Vegetationsperiode. Zum Zeitpunkt (a) werden Boden- und Pflanzenproben (=Bestand wenn vorhanden), (b) werden nur Bodenproben und (c) wiederum Boden- und Pflanzenproben untersucht. Neben den Königswasserextrakten werden auch mobile Fraktionen untersucht.

Folgende Parameter sind zu erheben:

Elemente im EDTA Extrakt- Austauschbarer Metallpool im Boden (ÖNORM L 1089-93)

Elemente im 1 M NH_4NO_3 Extrakt- Labiler Metallpool im Boden (ÖNORM L 1094-1)

Kombinierter Pflanze-Boden-Test (siehe Endbericht INTERLAND, Monitoring)

Es liegen derzeit Ergebnisse aus Langzeitversuchen vor, aus denen die nachhaltige (Schwermetall-immobilisierende) Wirkung von Bodenadditiven deutlich ersichtlich ist. Dies konnte auch anhand des neu entwickelten „Kombinierten Pflanze-Boden-Tests“ bestätigt werden. Die Ergebnisse zeigen sowohl im Ammoniumnitrat-Extrakt, als auch in den Gerstenpflanzen einen deutlichen Rückgang der Schwermetallverfügbarkeit in den Rotschlamm-behandelten Böden. Weitere Datenauswertungen sind derzeit im Laufen und werden bei Vorliegen publiziert.

Die Beprobung erfolgt in Anlehnung an das Bodendauerbeobachtungskonzept und sieht die Intensivbeprobung kleiner, für den Altstandort repräsentativer Flächen vor. Die Beprobung erfolgt über das gesamte, kontaminierte Solum (z. B.: Tiefenstufen 0-20, 20-40, 40-60 cm).

6.1.5 Sicherungs- bzw. Verfahrensdauer

Die vorgeschlagenen Sicherungsaktivitäten zeigen unmittelbar nach Einbringen der Bodenadditive ihre Haupt-Wirkung, die in weiterer Folge noch verbessert werden kann (Adsorptions-, Diffusions-, Okklussionsvorgänge etc.).

6.1.6 Restkontamination

Bei Anwendung der IMMOBILISIERUNGS-Technik wird der Gesamtgehalt an Schwermetallen im Boden nicht verändert und bleibt somit gleich wie vor der Behandlung, lediglich der mobile bzw. bioverfügbare Anteil wird reduziert und ein weiterer Austrag wird verhindert bzw. verringert.

6.1.7 Kosten (Investitionen, Betriebsmittel)

Die Kosten setzen sich im Wesentlichen aus den Kosten der Betriebsmittelbereitstellung, dem Arbeitsaufwand (Bodenadditive, Einbringungs-Technik etc.), sowie aus den Analysen der Grundbeprobung-, Vorversuchs- und Anwendungsphase sowie dem Projektmanagement zusammen. Die geschätzten Kosten für Verfahren der IMMOBILISIERUNG belaufen sich für die Anfangsphase (Grundbeprobung, Vorversuch, 1malige Anwendung im Feld) auf etwa 55.000 EURO / ha. In den Folgejahren fallen Monitoring Kosten je nach Intensität an.

7 NUTZUNG UND/ ODER NACHNUTZUNG

7.1 Immobilisierung

Die Nutzung der landwirtschaftlichen Flächen kann bei erfolgreicher Anwendung der IMMOBILISIERUNG unter verbesserten Verhältnissen unmittelbar im Anschluss weiter erfolgen. Allfällige Ergebnisse des Monitorings können mögliche Nutzungseinschränkungen verlangen wie z. B. Anwendung von bestimmten Kulturen (schwermetallexkludierend, non-crop etc.), Nutzungsänderungen (von Acker-, zu Grünland-, bzw. Waldnutzung).

Bei weiterer landwirtschaftlicher Nutzung ist ein standortspezifisches Monitoring-Programm (z. B. 1 oder 2 malige jährliche Probenahme (passives Monitoring) oder die Durchführung des „kombinierten Pflanze-Boden-Tests“ (aktives Monitoring.) empfehlenswert.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- Beckett, P.H.T., Davis, R.D. (1977): Upper critical levels of toxic elements in plants. *New Phytologist* 79, 95-106.
- Blum, W.E.H., H. Spiegel, W.W. Wenzel; 1996. Bodenzustandsinventur - Konzeption Durchführung und Bewertung. 2. Auflage. ARGE Bodenzustandsinventur der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft; BMLF (Hrsg.)
- Blum, W.E.H., A. Brandstetter, C. Riedler, W.W. Wenzel; 1995. Bodendauerbeobachtung. Empfehlung für eine einheitliche Vorgehensweise in Österreich; Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft und Umweltbundesamt.
- Friedl, J. 2006. In situ Immobilisierung von Schwermetallen mittels Bodenzusätzen in Kombination mit unterschiedlichen Gerstensorten: Batch- und Gefäßversuch. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Jänner 2006.
- Friesl, W., E. Lombi, O. Horak, W. W. Wenzel. 2003. Immobilization of heavy metals in soils using inorganic amendments in a greenhouse study. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 191-196.
- Friesl W., Horak O. and Wenzel W. 2004. Immobilization of heavy metals in soils by the application of bauxite residues: pot experiments under field conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 167, (1) 54-59.
- Friesl W., J. Friedl, K. Platzer, O. Horak, M.H. Gerzabek. 2006. Remediation of contaminated agricultural soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch, pot and field experiments. *Environmental Pollution* 144, 40-50.
- Friesl-Hanl W., K. Platzer, O. Horak, M.H. Gerzabek (2009). Immobilising of Cd, Pb, and Zn contaminated arable soils close to a former Pb/Zn smelter: a field study in Austria over 5 years. *Environmental Geochemistry and Health*; Vol. 31: 581-594 DOI:10.1007/s10653-009-9256-3
- Hanauer T., Felix-Henningsen P., Steffens D. Kalandadze B., Navrozashvili L., Urushadze T. 2010 In situ stabilization of metals (Cu, Cd, and Zn) in contaminated soils in the region of Bolnisi, Georgia; *Plan and Soil* online DOI 10.1007/s11104-010-0634-5
- Klose R. (2011). Sortenwahl hat Einfluss. *Bauernzeitung, Landwirtschaftliches Wochenblatt*, 35. Woche, S. 9
- Kurz, H., Schulz, R., Römheld, V., (1999). Selection of cultivars to reduce the concentration of cadmium and thallium in food and fodder plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162, 323e328.
- Mench M., J. Vangronsveld, H. Clijsters, N. W. Lepp, R. Edwards (2000): In situ Metal Immobilization and Phytostabilization of Contaminated Soils. CRC Press LLC. 323-358.
- ÖNORM S 2088-2: Altlasten – Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Boden. Ausgabe: 2000-06-01.
- ÖNORM L 1075: Grundlagen für die Bewertung der Gehalte ausgewählter Elemente in Böden. Ausgabe: 2004-07-01.
- Prüß, A. Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: D. Rosenkranz, G. Einsele und M. Harress (Hrsg.): *Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*; 15. Lieferung I/94, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (2006). Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden.
- Sauerbeck, D. (1982): Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? *Landw. Forschung, Sonderheft 39, Kongressband*, 108 – 129.
- Raschauer B. (2002): Bodenschutzkompetenzen im Österreichischen Rechtssystem. *Jahrestagung der ÖBG*, 11. und 12. März 2002, Wien; 17 – 22.
- Vangronsveld, J., Ruttens, A., Mench, M., Boisson, J., Lepp, N. W., Edwards, R., Penny, C., van der Lelie, D. 2000. In situ inactivation and phytoremediation of metal- and metalloid-contaminated soils: Field Experiments. Wise, D. L., Trantolo, D. J., Cichon, E. J., Inyang, H. I., Stottermeister, U. (eds.) *Bioremediation of contaminated soils*. 859-884. Marcel Dekker, New York, Basel.
- Wenzel, W.W., Blum, W.E.H., Brandstetter, A., Jockwer, F., Köchl, A., Oberforster, M., Oberländer, H.E., Riedler, C., Roth, K., Vladeva, I., (1996). Effects of soil properties and cultivar on cadmium accumulation in wheat grain. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 159, 609-614.
- Zwinger I. (2006): Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit von Schwermetallen auf unter unterschiedlich belasteten Böden. Diplomarbeit ARC Seibersdorf..

9 ANHANG

9.1 Anwendungsbeispiele

- (a) Im Umkreis einer Zink-Schmelze in Lommel-Maatheide (Belgien) liegen ca. 140 ha vegetationsfreie, mit Zn hoch kontaminierte Böden vor. Die Zn-Kontamination wies stellenweise Gehalte über $20.000 \text{ mg kg}^{-1}$ auf, dessen pflanzentoxische Wirkung keinerlei Vegetation aufkommen lies. Hier wurden bereits 1990 ca. 3 ha eines sauren, sandigen Bodens durch die Zugaben von Berengite in Kombination mit Kompost behandelt. Durch die Behandlung wurde die Bildung einer artenreichen Vegetationsdecke ermöglicht, was in weiterer Folge auch zu einer Verringerung von Erosion (Wasser, Wind) führte (Vangronsveld et al., 1995). Oste et al. (2001) führen die Ergebnisse im Wesentlichen auf die Erhöhung des pH-Wertes in den neutralen Bereich zurück, wo zwar die Aufnahme in die Pflanzen reduziert werden kann, nicht jedoch in Würmer (*Eisenia veneta*, *Lubricus rubellus*).
- (b) Nahe eines Kupfer verarbeitenden Betriebes in Prescott (England) wurden auf einem Cu-kontaminierten Grünland Versuchsflächen angelegt, wo durch die Zugabe von synthetischen Zeoliten (A4, P) die Wachstumsbedingungen für den Grasaufwuchs im Vergleich zur Kontrolle, aber auch zu einer Kalkung, verbessert wurden (Lepp et al., 1997). Die Zugabemenge muss auf den jeweiligen Standort abgestimmt werden, da eine Überdosierung synthetischer Zeolithe die Bodenstruktur verändern bzw. ver härten kann.
- (c) Nahe einer Zn/Pb-Schmelze in Avonmouth (England) wurde in Freilandversuchen Kalk bzw. Rotschlamm (3 und 5 %) eingebracht, um auf unbewachsenem Industrieboden eine Vegetationsdecke entstehen zu lassen. Sowohl die Kalkung als auch die Rotschlammgaben waren dazu geeignet, einen dichten Schwingelrasen (*Festuca rubra* cv. Merlin) nach 2 Jahren zu erzielen (Gray et al., 2006).
- (d) In den Ortschaften Dottikon, Rafz und Giornico (Schweiz) wurde auf Zn-, Cu- und Cd-kontaminierten Böden Kiesschlamm zur Immobilisierung eingebracht. Der pH-Wert wurde auf allen Böden erhöht und die Extrahierbarkeit (NaNO_3) von Zn über 65 % reduziert. Der Einfluss der Kiesschlammgabe auf die Cu-Extrahierbarkeit war unterschiedlich: in Dottikon wurde eine geringe Reduktion erzielt, in Rafz war kein Einfluss messbar und in Giornico kam es sogar zu einer Erhöhung. Die Zn- und Cd-Aufnahme in Salat wurde sowohl in Dottikon als auch in Giornico reduziert. Die besten Ergebnisse wurden durch die Kiesschlammbehandlung in Böden mit hohen extrahierbaren (mobilen) Cd, Zn, Cu Gehalten erzielt und in Bezug auf die Pflanzenaufnahme wurde bei Weidelgras eine größere Reduktion erzielt als im Vergleich zu Salat (Krebs et al., 2004).
- (e) Berlin (Deutschland) wird umgeben von Rieselfeldern, die in einem Radius von 25 km um die Stadt zur Nutzung der städtischen Abwässer gegen Ende des 19. Jahrhunderts angelegt wurden. Eine Fläche von ca. 200 km^2 wurde bis in die 1960er Jahre landwirtschaftlich genutzt, dann stand die Entsorgung der Abwässer im Vordergrund. Durch den ca. 100-jährigen Eintrag wurden die Bodeneigenschaften stark verändert. Neben der Verdreifachung der organischen Substanz (Hoffmann et al., 1998) wurden auch organische und anorganische Schadstoffe (z. B. Maximum bei Cd = 44 mg kg^{-1} , Zn = 3500 mg kg^{-1}) stark angereichert. Mitte der 1980er Jahre wurde die Beaufschlagung mit Abwässern durch die Inbetriebnahme einer Kläranlage eingestellt. Der einsetzende Mineralisations- bzw. Versauerungsprozess hat den pH-Wert um 2-3 Einheiten gesenkt und die vorhandene Schwermetallkontamination mobilisiert. Um die Schwermetallverlagerung in das Grundwasser zu unterbinden wurden in einem ersten Pilotversuch auf ca. 12 ha Aushubmaterial (Geschiebemergel aus dem U-Bahnbau) in einer 35 cm dicken Schicht (= 44.000 m^3) aufgebracht und in eine Tiefe von ca. 90 cm in den Boden eingefräst. Weitere 120 ha wurden in der Folge der gleichen Behandlung unterzogen (Hoffmann et al., 2000). Neben der Verdünnung der Schadstoffgehalte wurde auch die Wasserhaltekapazität verbessert, der pH-Wert angehoben und ein Pflanzenwachstum (Bäume) ermöglicht.
- (f) Der Überschwemmungsbereich der Flüsse Agrio und Guadiamar (Spanien) wurde durch den Bruch eines Damms der Pyritmine Aznalcóllar im Jahr 1998 schwer in Mitleidenschaft gezogen.

An die 6 Millionen m³ pyritischen, sauren, schwermetallbelasteten Schlamm hat sich auf eine Fläche von ca. 45 km² verteilt. Madejón et al. (2006) verwendeten Zuckerrübenkalk (Rückstand bei der Zuckerrübenverarbeitung mit ca. 70 – 80 % CaCO₃) um die Etablierung einer Pflanzendecke (Spontanvegetation) sowie eine Reduktion des CaCl₂-extrahierbaren Schwermetallpools zu erzielen.

- (g) Aus den USA liegen zahlreiche Berichte vor, wo für großflächige Kontaminationen durch den Einsatz von Bodenzusätzen eine Lösung gesucht wurde. In Leadville (CO) wurde durch pyritreiche Minenabfälle ein 18 km langer Uferstreifen des Arkansas Flusses kontaminiert. Durch die Oxidation des reduzierten Schwefels wurde der pH-Wert der Böden in den sehr sauren Bereich (1,5 – 4,5) verschoben. Als Lösungsansatz wurde eine Klärschlamm- (Biosolids) und Kalkgabe gewählt. In einem Feldversuch wurden 180 t ha⁻¹ Klärschlamm in Kombination mit 224 t ha⁻¹ Kalk in den Boden eingearbeitet. Die Extrahierbarkeit von Cd, Zn und Pb wurde stark reduziert (> 90 %), auch die Etablierung einer Vegetationsdecke wurde verbessert, die Pflanzenaufnahme wurde verringert, jedoch blieben die Gehalte in Futterpflanzen zu hoch (Svendsen et al., 2001). Weitere Untersuchungen bezogen die mikrobielle Aktivität, Regen- bzw. Rotwürmer und Fische (Elritze) mit ein und zeigten eine Restoration des Ökosystems an, jedoch scheinen diese Systeme noch nicht im Gleichgewicht (Brown et al., 2005).
- (h) In Palmerton (PA) wurde in der Umgebung einer Zn-Schmelze Freilandversuche angelegt, wo mit der Zugabe von Eisen angereichertem Klärschlamm und Kalk eine Etablierung einer Pflanzendecke angestrebt wurde. Neben der Zugabe von Bodenzusätzen wurden auch schwermetallresistente Gräser angepflanzt, die auf dem hohen Zink kontaminierten (15.500 mg kg⁻¹) Boden gedeihen konnten (Li et al., 2000).
- (i) In Joplin (MO) wurde ein Feldversuch in der Umgebung einer Pb-Schmelze installiert, wobei unterschiedliche Phosphorgaben (H₃PO₄, Triplesuperphosphat) und (Klärschlamm)-Kompost zur Immobilisierung herangezogen wurden (Ryan et al., 2004). Die Veränderung der Blei-Bioverfügbarkeit wurde sowohl durch *in-vitro*-Extraktion als auch anhand einer Fütterungsstudie an Ratten getestet. Die beste Reduktion der Bioverfügbarkeit konnte für die Phosphorgaben festgestellt werden, jedoch wurde in den Schlussfolgerungen darauf hingewiesen, dass die verwendeten Phosphormengen ein hohes Eutrophierungsrisiko für die Umwelt in sich bergen und auch As mobilisieren können (Brown et al., 2004).
- (j) In Jacksonville (FI) wurde auf dem Gelände einer Pb-Akkumulatoren-Recyclinganlage ein Felddemonstrationsversuch angelegt. Phosphorgaben wurden dem Boden in unterschiedlichen Formen zugegeben (H₃PO₄, Gemisch aus H₃PO₄ und Ca(H₂PO₄)₂ und Apatit. Die besten Ergebnisse wurden zwar mit H₃PO₄ erzielt, jedoch überwiegt hierbei die Gefahr der Auswaschung, da hier das Phosphat sehr mobil ist und auch der pH-Wert in den sauren Bereich verschoben wird. Als gangbarer Weg wurde der Einsatz von Ca(H₂PO₄)₂ im Gemisch mit H₃PO₄ angesehen, da die Nachteile gut abgegrenzt werden konnten (Melamed et al., 2003).

Wie aus den dargestellten Beispielen zu ersehen ist, wurde in der Praxis schon in einigen Fällen eine Sicherung bzw. Sanierung von schwermetallkontaminierten Böden mittels Immobilisierung im Feldmaßstab durchgeführt. Diese Demonstrationsversuche sind ein wesentlicher Beitrag, der zur Etablierung dieser Technik entscheidende Grundlagen liefert. Erst die Feldanwendung wirft für die Praxis relevante Fragen auf, die in weiteren Optimierungsschritten gelöst werden müssen.