



Das Lebensministerium



## Arsentransfer Boden - Pflanze

Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
Heft 32/2008

Freistaat  Sachsen

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

**Entwicklung von Maßnahmen zur Verhinderung des Arsentransfers  
im System Boden- Pflanze**

Albrecht Serfling, Dr. Ralf Klose

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Grundlage und Zielsetzung des Projektes</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
2.1	Arsen als natürlicher Bestandteil der Umwelt	1
2.2	Toxizität von Arsenverbindungen und etablierte Grenzwerte	2
2.3	Regionaler Bezug zur Arsenproblematik	3
<b>3</b>	<b>Material und Methodik</b>	<b>5</b>
3.1	Sortenversuche und -auswahl	5
3.2	Aufbau der Klimakammerversuche	5
3.3	Auswahl der Böden, Schwermetallgehalte und Messmethoden der Proben	6
3.3.1	Böden	6
3.3.2	Messung der Elementgehalte in den Böden der Feldversuche	6
3.3.3	Ermittlung der MWK für Klimakammer- und Gefäßversuche	7
3.3.4	Untersuchungen der Pflanzen	8
3.3.5	Untersuchungen zur Auswirkung einer P-Düngung auf den As-Gehalt in Pflanzen	8
3.3.6	Verhältnis des As-Gehaltes von Pflanze und Boden	8
3.4	Aufbau und Auswertung der Feldversuche	8
3.4.1	Aufbau der Feldversuche	8
3.4.2	Statistische Auswertung	9
<b>4</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>10</b>
4.1	Ergebnisse der Sortenversuche	10
4.1.1	Sommergerste	10
4.1.2	Winterweizen	11
4.1.3	Klimakammer- und Gefäßversuche zur Aufnahme von As nach Mykorrhizierung und P-Düngung	14
4.1.4	Verhältnis des Arsengehaltes im Boden und in der Pflanze	17
4.2	Ergebnisse Feldversuche	19
4.2.1	Ergebnisse der Bodenuntersuchungen	19
4.2.2	Ergebnisse der Untersuchungen von Pflanzen	22
<b>5</b>	<b>Diskussion</b>	<b>26</b>
5.1	Sortenversuche	26
5.2	Untersuchung der Auswirkung von P-Düngung und Mykorrhizierung	27
5.3	Feldversuche	28
<b>6</b>	<b>Aus den Ergebnissen abgeleitete Empfehlungen für die Praxis</b>	<b>29</b>
6.1	Sortenwahl	29
6.2	Bodenuntersuchungen und Maßnahmen in verdächtigen Gebieten	29
6.3	Maßnahmen zur Senkung des As-Gehaltes in Pflanzen	30
6.4	Zusammenfassung von Ergebnissen, möglicher Maßnahmen und Ausblick	32
<b>7</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>33</b>

## Verzeichnis der Abkürzungen

Al- Standort	Alluvialstandort
V- Standort	Verwitterungsstandort
WHO	World Health Organization
LD <sub>50</sub>	Dosis, die 50 % einer untersuchten Spezies tötet (meist Ratten oder Mäuse)
EG	Europäische Gemeinschaft
NP	Stickstoff-/Phosphordünger
EC	Entwicklungscode (Nutzpflanzen)
R <sup>2</sup>	Regressionskoeffizient
FAO	Food and Agriculture Organization
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy
Ap	oberer Bodenhorizont, landwirtschaftlich regelmäßig bearbeitet
CAL	Calciumlaktat- Methode

## **1 Grundlage und Zielsetzung des Projektes**

Die Arsenbelastung landwirtschaftlicher Nutzflächen ist seit der intensiven Erfassung der Schwermetall- und Arsengehalte in Sachsen bekannt und wurde in Gebieten des Erzgebirges und der Vereinigten Mulde nachgewiesen. Diese Daten sind Grundlage des Projektes und den damit verbundenen Untersuchungen. Folgende Thesen sollen durch Versuche verfolgt werden:

- Gerste- und Weizensorten nehmen unterschiedliche Mengen Arsen auf.
- P-Düngung kann den As-Gehalt in Pflanzen verringern.
- Eine zusätzliche Mykorrhizierung kann den As-Transfer über die Pflanzenwurzel verringern.
- As ist im Boden und in der Pflanze nicht gleichmäßig verteilt.
- Die Aufnahme von As durch Pflanzen hängt vom Gehalt im Boden ab.

Mit der Erprobung unterschiedlicher Strategien im Bereich der Anbauverfahren und der Sortenwahl insbesondere von Getreidepflanzen soll der Arsengehalt möglichst unter den für Futtermittel bestehenden Grenz- bzw. Richtwerten (Tab. 2) liegen, wobei auch auf geplante Grenzwerte für Lebensmittel berücksichtigt werden sollen. Ziel ist es, eine Reihe praktischer Strategien zu testen, die eine Wirkung auf die As-Transferrate vermuten lassen und aus den Ergebnissen wirksame Maßnahmen abzuleiten. Dazu sollen in Klimakammer-, Gefäß- und Feldversuchen zunächst unterschiedliche Sorten auf ihren Arsengehalt geprüft werden, so dass schon durch die Sortenwahl erhebliche Senkungen des As-Gehaltes im Erntegut möglich werden.

Feldversuche schließen moderne Methoden der Phosphordüngung ein, um das Arsenaufnahmeverhalten von Pflanzen zu untersuchen. Phosphor und Arsen werden durch gleiche Mechanismen über die Wurzel aufgenommen.

Weiterhin soll der Einfluss einer Wurzelmykorrhizierung auf die Arsenaufnahme geprüft werden. Durch die Ausführung aller Experimente auf Böden der As kontaminierten AI- und V-Standorte in Sachsen sollen regionale Unterschiede der Arsenaufnahme berücksichtigt werden.

## **2 Einleitung**

### **2.1 Arsen als natürlicher Bestandteil der Umwelt**

Arsen wird in allen Bereichen der Umwelt gefunden und liegt in unkontaminierten Böden in Mengen unter  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  vor (HE et al. 2005). Erhöhte Konzentrationen können natürliche und anthropogene Ursachen haben. Als anthropogene Quellen sind dabei Bergbau, Erz- und Metallverarbeitung und die lange angewendeten arsenhaltigen Pflanzenschutzmittel zu sehen (HE et al. 2005; WANG & MULLIGAN 2006; FITZ & WENZEL 2002; MATSCHULLAT 2000; HELSEN & VAN DEN BULCK 2005).

Der größte Teil arsenkontaminierten Gebietes ist auf natürliche, geochemische Ursachen zurückzuführen. Arsen kommt in Gemeinschaft mit zahlreichen Metallen vor und ist an Silikatminerale ge-

bunden. Weitere wichtige Quellen für Arsen stellen sulfidische Erzlagerstätten, vulkanische Aktivität und kontaminierte Stäube dar (FARIAS et al. 2003; PLANER-FRIEDRICH et al. 2007).

Ein weltweites Problem stellt As-kontaminiertes Grundwasser dar, welches von Millionen Menschen als Trinkwasser genutzt wird. Die Gehalte verseuchten Trinkwassers können  $500 \mu\text{g l}^{-1}$  erreichen (SMITH et al. 2003), Ausnahmewerte bis  $3\ 200 \mu\text{g l}^{-1}$  wurden beobachtet (BHATTACHARYYA et al. 2003). Zahlreiche akute und chronische Vergiftungen sind bestätigt. Neben akuten Symptomen bei hohen Arsenkonzentrationen sind in betroffenen Gebieten zumeist chronische Auswirkungen auf den menschlichen Körper zu beobachten. Diese äußern sich in Anämie, Hautkrebs, Leukämie und Herzkrankheiten (KAPAJ et al. 2006; TSENG 2005; NAVAS-ACIEN 2005; YOSHIDA et al. 2004). Daher bestehen seit längerem Grenzwerte für Trinkwasser (WHO, *Water Guideline*, 2002). Solche Werte liegen für Lebensmittel kaum vor. Großbritannien besitzt seit 1959 einen Grenzwert, der auf der Messgrenze dieser Zeit beruht und bei  $1 \mu\text{g g}^{-1}$  liegt (*Food Standards Agency*, 2004).

Für Futtermittel bestehen Grenzwerte, die in Deutschland durch die Futtermittelverordnung geregelt werden. Auch für landwirtschaftlich genutzte Böden wurden über die Bodenschutzverordnung Maßnahmenwerte und Prüfwerte formuliert. Diese Werte beziehen sich auf den Gesamtgehalt an Arsen, nehmen jedoch keine Rücksicht auf die unterschiedliche Toxizität der Arsenverbindungen.

Für den Anbau von Kulturpflanzen ist auf kontaminierten Flächen der Transfer von Arsen vom Boden in die für Lebens- oder Futtermittel genutzten Teile der Pflanze entscheidend. Dabei kann der Gehalt in Ernteprodukten weitgehend unabhängig von der Arsenmenge im Boden in weiten Grenzen schwanken. Arsen gelangt dabei auf Grund der chemischen Verwandtschaft über die Transportwege des Phosphors in die Pflanze (VETTERLEIN et al. 2007; ZHU et al. 2006).

Die Dekontamination betroffener Böden durch die Schaffung zusätzlicher Sorptionskapazitäten wird in der Literatur häufig diskutiert, wobei der theoretisch im Feldmaßstab entstehende Aufwand und die Kosten meist unbeachtet bleiben (HARTLEY & LEPP 2007; JANG et al. 2006; LIDELÖW et al. 2007; SEAMAN et al. 2001). Die Nutzung arsenaufnehmender Pflanzen zur Entfernung von Arsen („Phytoremediation“) ist meist mit jahrelanger Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung verbunden und kann nur mit regional verfügbaren Arten durchgeführt werden (YANG et al. 2007; RAHMAN et al. 2007; KRÄMER 2005). Die Suche nach Alternativen konzentriert sich daher auf das Vermindern der Arsenaufnahme durch die Pflanze. So ist zum einen die Belastung des Erntegutes mit kontaminiertem Boden durch acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen zu reduzieren (KLOSE 2000). Zum anderen können durch die Wahl geeigneter Sorten bzw. Fruchtarten, angepasste Düngungsstrategien und alternative Anbauverfahren Verminderungen des As-Gehaltes im Erntegut erzielt werden.

## **2.2 Toxizität von Arsenverbindungen und etablierte Grenzwerte**

Die Giftigkeit von Arsenverbindungen ist seit langem bekannt (GROHE & MOSLER 1865; POPOFF 1888; STOCKER 1889). Dabei stehen die anorganischen Verbindungen im Vordergrund. Ihre akute

Toxizität übertrifft die der organischen Arsenverbindungen bei Weitem (Tab. 1). In Betracht gezogen werden müssen dabei aber vor allem die Auswirkungen der chronischen Aufnahme von Arsenverbindungen, die durch Zahlen schwer zu belegen sind, aber in einer karzinogenen Wirkung der organischen Verbindungen resultieren. Des Weiteren kommt es neben der Ausscheidung anorganischer Verbindungen zur schnellen enzymatischen Umwandlung in organische Abkömmlinge.

Lange wurde Arsen in unterschiedlichen Kombinationen mit weiteren Schwermetallen als Farbstoff sowohl für Lebensmittel als auch Wandbemalungen genutzt (LANGECKER 1931). In großem Maße begann Anfang des 20. Jahrhunderts die Verwendung als Pflanzenschutz- und Entlaubungsmittel, wobei große Flächen zum Teil erheblich kontaminiert wurden (STRAUBE 1939; SYMANSKI 1939). Der erfolgreiche Einsatz als Insektizid führte dabei zu einem unkritischen Umgang mit Arsenverbindungen, wie das Verstäuben von Bleiarsenid mit dem Wind, zumeist ohne weitere Schutzmaßnahmen (BAADER & BACHEM 1930).

**Tabelle 1: Akute Toxizität der am häufigsten vorgefundenen Arsenverbindungen bei Ratten (Kaise et al. 1998, abgewandelt).**

Arsenspezies	LD <sub>50</sub> -Wert (mg kg <sup>-1</sup> )
Arsentrioxid	20
Arsenit	21 - 34,5
Arsenat	41
Monomethylarsonsäure und Dinatriumsalz	1800
Dimethylarsinsäure (Mononatriumsalz)	2600
Dimethylarsinsäure	1200
Arsenobetain	10000
Arsenocholin	6500

Die Nutzung arsenverseuchten Trinkwassers und die damit verbundenen Erkrankungen führten zur Etablierung von Grenzwerten für sowohl Luft und Wasser als auch für Böden und Futter-, jedoch nicht für Lebensmittel (Tab. 2).

Die Auswirkungen der chronischen Arsenaufnahme über die Nahrung sind erheblich. Untersuchungen bestätigten den Zusammenhang zwischen Arsen und der Entwicklung unterschiedlichster Krebserkrankungen (KLIGERMAN & TENNANT 2007; YU et al. 2006; HUANG et al. 2004).

### 2.3 Regionaler Bezug zur Arsenproblematik

Seit dem Elbehochwasser des Jahres 2002 findet die Schwermetallbelastung sächsischer Böden stärkere Beachtung. Diese zeigt sich auch in der Durchführung zahlreicher Bodenuntersuchungen, bei der unter anderem eine Arsenbelastung, nicht nur der vom Hochwasser betroffenen Gebiete, für Sachsen festgestellt wurde. Mit der Entwicklung einer vollständigen Übersicht über die Arsenbelastungen in ganz Sachsen wurde eine wichtige Voraussetzung geschaffen, Maßnahmen auch in stark kontaminierten Gebieten mit unterschiedlichen Bodenarten und -typen, zu erproben und zu optimieren (Klose et al., 2006; Hassler & Klose, 2006).

Bei den Bodenuntersuchungen stellte sich heraus, dass überflutete Flussauen mit aus dem Erzgebirge ausgewaschenen arsenhaltigen Mineralien kontaminiert wurden. Diese stellen somit die geo-

gene Hauptquelle der in den Auengebieten vorliegenden Arsenkontamination dar (BERLEKAMP et al. 1998).

Anthropogene Ursachen liegen im Gebiet ehemaliger erzverarbeitender Betriebe vor, wobei insbesondere Halden und der Stoffeintrag durch Staubimmissionen zu einer Arsenbelastung der ackerbaulich genutzten oberen Bodenschichten führte (KLOSE et al. 2006).

**Tabelle 2: Nationale und internationale Grenzwerte für unterschiedliche Schwermetalle und Arsen**

Prüfwerte	As	Cd	Pb	Cu	Ni	Tl	Cr	Hg	Zn	Grundlage
Ackerflächen zeitweise reduzierende Bedingungen	200 50	0,1* <sup>1,2</sup> 0,1* <sup>1,2</sup>	0,1* <sup>2</sup> 0,1* <sup>2</sup>	--- ---	---	0,1* <sup>2</sup> 0,1* <sup>2</sup>	--- ---	5 5	--- ---	Bundesbodenschutz- und Altlastenverordn.
Wachstums- beeinträchtigung Pflanze	0,4* <sup>2</sup>	---	---	1* <sup>2</sup>	1,5* <sup>2</sup>	---	---	---	2* <sup>2</sup>	
Grünland	50	20	1200	1300 (200)* <sup>3</sup>	1900	15	---	2	---	
Vorsorgewerte										
Bodenart Ton	---	1,5	100	60	70		100	1	200	
Bodenart Lehm/ Schluff	---	1	70	40	50		60	0,5	150	
Bodenart Sand	---	0,4	40	20	15		30	0,1	60	
Grenzwerte										Futtermittelverordn.
Einzelfuttermittel	2	1	10	---	---	---	---	0,1	---	
geringster erlaubter Gehalt	2	0,05	5	---	---	---	---	0,1	---	
höchster erlaubter Gehalt	40	2	30	---	---	---	---	0,5	---	
Grenzwerte										Verordnung (EG) Nr. 466/2001
Fleisch	---	0,1	0,1	---	---	---	---	---	---	
Obst	---	0,05	0,1	---	---	---	---	---	---	
Getreide	---	0,1	0,2	---	---	---	---	---	---	
Fette/ Öle	---	---	0,1	---	---	---	---	---	---	
Kohl, Blattgemüse, Pilze	---	0,2	0,3	---	---	---	---	---	---	
Fisch	---	0,05- 1,0	0,2- 0,4	---	---	---	---	0,5- 1,0	---	
Grenzwerte										WHO drinking water guidelines Trinkwasserverordn.
Trinkwasser (WHO)	0,01	0,003	0,01	2	0,02	---	---	0,001	---	
Trinkwasser (BRD)	0,01	0,005	0,01	2	0,02	---	0,05	0,001	---	

\*<sup>1</sup>: bei Brotweizenanbau und Cadmiumakkumulierenden Gemüse 0,04 mg / kg TM Boden

\*<sup>2</sup>: Extraktion mit Ammoniumnitratlösung

\*<sup>3</sup>: Bei Nutzung als Schafweide



### 3 Material und Methodik

#### 3.1 Sortenversuche und -auswahl

Die Auswahl von Sorten erfolgte auf Grundlage der Sortenempfehlungen der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (BEESE et al. 2006). Die Empfehlung für diese Sorten berücksichtigt regionale Besonderheiten wie niederschlagsreiche Mittelgebirgslagen. Für die Versuche wurden jeweils 9 bzw. 10 Sorten in einer Klimakammer untersucht, wobei der der Arsengehalt der Gesamtpflanze im Vordergrund stand. In Gefäßversuchen wurden 20 Weizensorten geprüft (Tab. 3).

**Tabelle 3: Für Phytokammer- und Gefäßversuche genutzte Sorten (fettgedruckte Sorten wurden sowohl in Phytokammer- als auch in Gefäßversuchen verwendet).**

Winterweizen		Sommergerste
Shamane	<b>Akteur</b>	Auriga
Chevalier	<b>Boomer</b>	Belana
Paroli	<b>Buteo</b>	Braemer
Hatrick	<b>Cubus</b>	Barke
Akratos	<b>Batis</b>	Class
Türkis	<b>Elvis</b>	Djamila
Brilliant	<b>Hermann</b>	Orthega
Campari	<b>Solitär</b>	Pasadena
Hybred	<b>Toras</b>	Tocada
Compliment		Berras
Dekan		
Tommi		

#### 3.2 Aufbau der Klimakammerversuche

Alle Sorten wurden zunächst in Klimakammerversuchen hinsichtlich ihrer Aufnahme von Arsen und Schwermetallen überprüft. Dazu wurden Töpfe mit 16 cm Durchmesser mit Böden von V- und D-Standorten gefüllt. Dabei wurden alle Töpfe auf das gleiche Gewicht eingestellt, um später Wasserverluste korrekt auszugleichen. Unter definierten Bedingungen (Tab. 4) wurden jeweils 10 Pflanzen/Topf angezogen. Für jede Sorte wurden drei Töpfe verwendet und randomisiert innerhalb der Klimakammer angeordnet. Die Anordnung der Töpfe wurde danach täglich verändert. Für alle Versuche wurde eine Klimakammer (Vötsch VB 1014, Vötsch GmbH, Balingen) verwendet. Um im Verlauf der Versuche zu starke Wasserverluste zu vermeiden, wurde auf eine hohe Luftfeuchte während des Versuchs geachtet. Die Programmierung ist in Tab. 4 abgebildet.

#### Gefäßversuche

Neben den Klimakammerversuchen bieten Gefäßstationen unter regionalen klimatischen Gegebenheiten die Gelegenheit, praxisnahe Versuche auf kleinem Raum durchzuführen. Dazu wurden Mitscherlichgefäße verwendet (WEISER 1965), in denen 20 Winterweizensorten auf kontaminierten Böden bis zur Kornreife herangezogen wurden. Ein weiterer Versuch bestand in der Prüfung der Auswirkung der Mykorrhiza und der Unterfußdüngung mit NP-Dünger (10/34) auf die Schwermetallaufnahme.

**Tabelle 4: Programmierung der Phytokammer zur Simulation realer Wetterbedingungen**

Faktor	Zeit	Menge
Beleuchtungsdauer	12,5 h	85%
Dämmerung	2 x 0,5 h	85 % -> 0 %
Nacht	10,5 h	0%
Luftfeuchte	24 h	57%
Tagestemperatur	12,5 h	23 °C
Nachttemperatur	10,5 h	15 °C
Dämmerung	2 x 0,5 h	23 °C -> 15 °C

Je Gefäß wurden 5,5 kg Boden (11 % Wassergehalt) des Standortes Hilbersdorf (siehe Abschnitt 3.4) verwendet. Für jede Sorte und jede Variante wurden vier Gefäße als Wiederholungen verwendet. Randomisierung wurde durch ständiges langsames Rotieren auf einer Strecke von etwa 10 m Länge erreicht. Die Bewässerung erfolgte nach Angleichung der Gefäßgewichte automatisch.

Für den Sortenversuch mit Winterweizen wurde Weizen zur Vernalisation auf einer Versuchsstation mit unbelastetem Boden ausgesät und im März in die Gefäße mit belastetem Boden umgesetzt. Dabei wurden Blattspitzen abgeschnitten, um eine spätere Bestockung zu verbessern und stabilere Halme zu ermöglichen. Die Anzucht von Sommergerste erfolgte im März direkt in den Versuchsgefäßen. Zur Ernte wurden alle Ähren abgeschnitten, in einem Drescher (Wintersteiger Id 180 St4, Wintersteiger AG, Eging) ausgedroschen, in einer Mühle (Tecator Cyclotec *sample mill* 1093, Foss, Rellingen) gemahlen und wie in Abschnitt 3.4 beschrieben untersucht.

### **3.3 Auswahl der Böden, Schwermetallgehalte und Messmethoden der Proben**

#### **3.3.1 Böden**

Für die Experimente in Klimakammer und Gefäßen wurden Böden von zwei Standorten genutzt. Der Boden des V-Standes wurde im Erzgebirge in Hilbersdorf nahe Freiberg entnommen und ist dementsprechend mit Schwermetallen und Arsen belastet. Der Boden des AI-Standes stammt aus Auenböden in Muldennähe bei Grimma. Die Belastungen dieses Bodens stammen aus Auswaschungen durch die Freiburger und Zschopauer Mulde und sind somit nicht anthropogenen, sondern geogenen Ursprungs. Bei den genutzten Böden handelt es sich um Proben, die unmittelbar von agrarisch genutzten Flächen stammen und den oberen Teil eines Ap-Horizontes darstellen. Die Gehalte an Schwermetallen und Arsen sind in Tab. 5 zu finden. Beide Böden wurden hinsichtlich ihrer Belastung mit Schwermetallen und der maximalen Wasserkapazität untersucht. Die Standorte der Feldversuche entsprechen vom Bodentyp und der Bodenart denen der Klimakammer- und Gefäßversuche. Auf die Daten der Bodenuntersuchungen wird im Ergebnisteil eingegangen. Neben dem Schwermetallgehalt wurde auch der P und K-Gehalt mit der CAL-Methode und der pH-Wert bestimmt (Tab. 6).

#### **3.3.2 Messung der Elementgehalte in den Böden der Feldversuche**

Zur Untersuchung der Versuchsflächen wurden an acht unterschiedlichen Stellen innerhalb der Fläche Proben aus 0 - 15 cm, 15 - 30 cm und 30 - 45 cm Tiefe entnommen, wobei ein Bohrstock (Göhler Forstwerkzeuge, Freiberg) mit einem Innendurchmesser von 10 mm achtmal an einer Probenstelle bis zur jeweiligen Tiefe eingeschlagen und durch Drehen wieder aus dem Boden herausgezogen wurde. Die Proben wurden danach getrocknet und gemahlen. Die weitere Aufarbeitung erfolgte in Reaktionsgefäßen, wobei 3 g Boden mit 18 ml HCl und 6 ml HNO<sub>3</sub> konz. versetzt und 12 h bei Raumtemperatur inkubiert wurde. Dann wurden die Proben unter Sieden mit Rückflusskühlung extrahiert, in einen 100 ml-Messkolben überführt und mit verdünnter Salpetersäure aufgefüllt, dann geschwenkt, filtriert und in verschließbare Filtriergefäße überfüllt. Anschließend wurde 1 ml der Proben in 15 ml-Röhrchen überführt, mit 1 ml internem Standard (Rhodium oder Thulium,

c = 0,2 mg l<sup>-1</sup>) versetzt und mit entionisiertem Wasser auf 15 ml aufgefüllt. Des Weiteren wurden Blindwerte, die nur H<sub>2</sub>O enthielten, und Standardproben mit bekannten Schwermetallkonzentrationen zwischen den Proben gemessen. Auf die ermittelten Werte im Boden wird im Abschnitt 4.2.1 eingegangen.

Schwermetallgehalte wurden mittels ICP-MS (*Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy*, ELAN 6000, Perkin Elmer Inc., Waltham, Massachusetts, USA) untersucht. Durch eine bis zu 8 000 Kelvin heiße Plasmafackel werden vorwiegend einwertige Kationen erzeugt. Die entstandenen Ionen der zu messenden Elemente werden auf Grund des jeweiligen Atomgewichts innerhalb von vier parallel zueinander angeordneten goldbeschichteten Keramikstäben unter Nutzung elektrischer Gleich- und Wechselstromspannungen in eine spiralförmige Flugbahn versetzt. Ionen mit einem anderen Atomgewicht verlassen diese spiralförmige Bahn und werden abgesaugt. Die Ionen treffen auf Dynoden, bei denen nach Auftreffen eines Ions Elektronen herausgeschlagen werden und die damit ein elektrisches Signal erzeugen. Die Störung der Arsenbestimmung auf der Masse 75 durch ArCl<sup>+</sup> wurde korrigiert.

### 3.3.3 Ermittlung der MWK für Klimakammer- und Gefäßversuche

Die Messung erfolgte durch Einwiegen 100 cm<sup>3</sup> luftgetrockneten Bodens in einen 250 ml-Messzylinder (Höhe 150 mm, Durchmesser 50 mm) mit einem Siebboden, der mit einem Filterpapier überdeckt und mit 30 ml Kies überschichtet war. Vor dem Einfüllen des Bodens wurde der Zylinder in ein Becherglas gestellt und dieses mit Wasser bis zur gleichen Höhe der Kiesfüllung gefüllt, bis diese an der Oberfläche einen Wasserspiegel zeigte und ebenfalls gewogen wurde. Nach Zugabe des Bodens wurde das Becherglas bis zur Höhe des in den Messzylinder eingefüllten Substrates mit Wasser befüllt, die komplette Durchfeuchtung abgewartet und danach das Becherglas erneut 1 cm über die Substratoberfläche befüllt und 4 h abgewartet. Danach wird der Messzylinder entnommen und für 2 h auf einem mit Vlies bedeckten Kiesbett so getrocknet, dass kein Wasser mehr abtropft. Dann wird der Messzylinder zurückgewogen und so das Gewicht des enthaltenen Wassers ermittelt (Fiedler, 1990).

**Tabelle 5: Elementgehalte der für Klimakammer- und Gefäßversuche genutzten Böden. Die jeweils obere Zeile zeigt Ergebnisse des Königswasseraufschlusses (KW), die untere Zeile die Menge des in NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> nach DIN 19730 extrahierbaren Gehaltes.**

Herkunft	MWK	Einheit	Methode	As	Cd	Pb	Co	Cu
Hilbersdorf	29,85	mg/ kg	KW	167,88	3,84	447,36	6,19	23,51
		µg/ kg	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	107,79	70,21	48,98	3,27	41,80
Herkunft	MWK	Einheit	Methode	As	Cd	Pb	Co	Cu
Grimma	55,53	mg/ kg	KW	209,03	7,24	483,29	11,74	89,88
		µg/ kg	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	30,96	329,36	148,57	3,95	109,83

**Tabelle 6: Daten des P- und K-Gehaltes sowie des pH-Wertes der für Gefäßversuche verwendeten Böden**

Standort	P-(CAL)	K-(CAL)	pH- Wert
V- Standort Hilbersdorf	10,15	18,15	6,6
Al- Standort Grimma	10	23,1	5,8

### **3.3.4 Untersuchungen der Pflanzen**

Pflanzenproben sowohl aus Feld- als auch aus Klimakammer- und Gefäßversuchen wurden mittels oben genannter ICP-MS analysiert. Dazu wurden Pflanzen im Trockenschrank bei 60 °C 6 h getrocknet. Bis zu 0,25 g der zerkleinerten Proben wurden unter Druck in einer Mikrowelle (Ethos, MLS GmbH, Leutkirch) nach Zugabe von 5 ml HNO<sub>3</sub> und 2 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> aufgeschlossen, dann mit 3 ml H<sub>2</sub>O auf 15 ml aufgefüllt und 1 ml der Lösung für die Messungen verwendet. Untersucht wurden neben As auch Cd und Pb.

### **3.3.5 Untersuchungen zur Auswirkung einer P-Düngung auf den As-Gehalt in Pflanzen**

Um vor Feldversuchen Einflüsse einer P-Düngung auf den As-Gehalt in Pflanzen zu prüfen, wurde Boden des Standortes Hilbersdorf verwendet und homogen mit P-Dünger versetzt. Pro Topf wurden 1,3 kg Boden verwendet. Zugrunde gelegt wurden  $3 \times 10^6$  kg Boden ha<sup>-1</sup>. Düngungsstufen waren nach Umrechnung 10; 20; 30; 50; 75; 100; 200 und 400 kg P ha<sup>-1</sup>. Alle Düngungsstufen wurden vierfach wiederholt, um statistisch sichere Ergebnisse zu erreichen. Für den Versuch wurde KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> in 10%iger (w/v) Lösung verwendet. Als Kontrolle diente 10%ige KCl-Lösung. Somit konnte ein durch unterschiedliche K-Konzentrationen möglicher Effekt auf die As-Aufnahme der Pflanzen verhindert werden. 12 Wochen nach der Aussaat wurden die drei oberen Blättagen und die Wurzeln untersucht, um einen Überblick über die As-Verteilung in der Pflanze zu erhalten. Die Messung der Pflanzen erfolgte wie im Abschnitt 3.4.4 beschrieben.

### **3.3.6 Verhältnis des As-Gehaltes von Pflanze und Boden**

Dieser Klimakammerversuch diente der Untersuchung der Abhängigkeit zwischen dem Arsengehalt im Boden und der Aufnahme durch die Pflanze. Dazu wurde Boden aus Hilbersdorf mit unbelastetem Boden des Standortes Sprotta gemischt und so unterschiedliche As-Gehalte des Bodens simuliert. Dieser Boden enthielt 4,1 mg kg<sup>-1</sup> As und ist somit unbelastet. Die so hergestellte Konzentrationsreihe bestand aus den Stufen 4,1 mg kg<sup>-1</sup>; 50 mg kg<sup>-1</sup> und dann in 50 mg kg<sup>-1</sup> Schritten bis zu 500 mg kg<sup>-1</sup> As (gemessen nach Königswasseraufschluss).

## **3.4 Aufbau und Auswertung der Feldversuche**

### **3.4.1 Aufbau der Feldversuche**

Um die auf Flächen von Agrarbetrieben durchgeführten Versuche für diese so unkompliziert wie möglich zu gestalten, wurde auf vollständige Randomisierung verzichtet, dafür die Anzahl der Wiederholungen erhöht und Ernteparzellen nicht kleiner als 25 m<sup>2</sup> verwendet. Feldversuche wurden zum einen entsprechend den zuvor erfolgten Topf- und Gefäßversuchen auf einem Auen- und einem Verwitterungsstandort durchgeführt und zum anderen in der Nähe von Eilenburg im Überschwemmungsgebiet der Mulde und im Erzgebirge in der Nähe von Ehrenfriedersdorf. Der Boden im Auengebiet ist nach der FAO Klassifikation (FAO, 2004) ein *mollic fluvisol*, während der Standort im Erzgebirge einen Boden vom Typ *vertic cambisol* darstellt. Zuvor wurden von der genutzten Fläche an acht Punkten Bodenproben aus einer Tiefe von 0 - 15 cm, 15 - 30 cm und 30 - 45 cm

genommen. Mit Hilfe der daraus gewonnenen Daten wurde die Verteilung unterschiedlicher Schwermetalle innerhalb des Versuches erstellt.

Die Breite der jeweiligen Parzellen wurde der in der Praxis verwendeten Drillmaschine (6 m) angepasst. Die Länge entsprach mit 100 m der gewünschten Parzellenlänge von 18 m mit 1 m Rand und fünf Wiederholungen. Es wurden zwei Sommergerstesorten, die sich im Klimakammerversuch hinsichtlich der Arsenaufnahme sehr unterschieden, verwendet, wobei die Sorte Berras (Keimfähigkeit 96 %, Tausendkornmasse 50,2; Limagrain GmbH, Edemissen) in geringem Maße, die Sorte Braemar (Keimfähigkeit 97 %, Tausendkornmasse 52,0; Syngenta Seeds GmbH, Kleve) in hohem Maße Arsen aufnehmen sollte. Diese Sorten wurden als Varianten gebeizt, in einer weiteren Variante ungebeizt durch die Firma AMykor GmbH (Wolfen) mit Mykorrhizapilzen versetzt und diese beiden Varianten, mit zusätzlicher Phosphordüngung ergänzt, ausgedrillt. Dazu wurden mit einem Horsch Airseeder 6 CO (Horsch Maschinen GmbH, Schwandorf), mit einer Menge von 320 Körnern/m<sup>2</sup> und wahlweise zusätzlich flüssigem NP Dünger (10/34-Ammoniumpolyphosphat) in einer Menge von 80 l ha<sup>-1</sup> gedrillt.

Die Aussaat am Standort Ehrenfriedersdorf erfolgte am 28.03.2007 und am Standort bei Eilenburg am 26.03.2007. Nach dem Auflaufen wurden aus den Parzellen Pflanzenproben entnommen, wobei zu EC20 der Gehalt der Gesamtpflanze, zu EC40 die unterschiedlichen Blattetagen, zu EC60 Blattetagen, Ähre und Grannen und zur Ernte Blattetagen und Korngehalt untersucht wurden. Des Weiteren wurde die erfolgreiche Mykorrhizierung der Wurzeln durch die Firma AMykor GmbH Wolfen mikroskopisch geprüft. Pflanzenmaterial wurde im Trockenschrank bei 80 °C getrocknet und danach per Hand zerkleinert, Körner in der Labormühle gemahlen und dann nach dem im Punkt 3.3 genannten Verfahren weiterverarbeitet. Die Ernte erfolgte mit einem Parzellenmähdrescher Hege 180 (Wintersteiger AG, Ried, Österreich) im Feldversuch Ehrenfriedersdorf mit einer Arbeitsbreite von 2 m und mit einem Hege classic mit einer Arbeitsbreite von 1,50 im Feldversuch Eilenburg. Der Häcksler wurde nicht verwendet, um das Stroh ganzer Pflanzen bergen zu können.

### **3.4.2 Statistische Auswertung**

Die Auswertung der Versuche erfolgte mit Hilfe des Statistikprogramms SPSS 14.00 (SPSS Software GmbH, München). Es wurden mindestens drei Wiederholungen innerhalb einer Variante verwendet, wobei randomisiert wurde. Die Daten wurden zuerst mit dem Kolmogorov-Smirnov Test auf das Vorliegen einer Normalverteilung als Voraussetzung für die Verwendung der Varianzanalyse und des Tukey-Tests geprüft, wobei eine Irrtumswahrscheinlichkeit für den  $\alpha$ -Fehler von  $\alpha = 0,05$  angenommen wurde. Signifikant unterschiedliche Gruppen sind in den Diagrammen und Tabellen stets durch unterschiedliche Zahlen bzw. Buchstaben gekennzeichnet. So bildet eine Variante die Gruppe 0. Dies ist die Kontrollvariante bzw. in Sortenversuchen die Variante mit der geringsten Arsen- oder Schwermetallaufnahme. Unterscheidet sich eine Variante oder Sorte nach Durchführung des Tukey-Tests, so wird sie der Signifikanzgruppe 1 zugeordnet. So können maximal der Anzahl unterschiedlicher Varianten entsprechend Signifikanzgruppen entstehen. Sind Varianten

nach der statistischen Auswertung nicht voneinander zu unterscheiden, werden sie der gleichen Signifikanzgruppe zugeordnet (z.B. 0+1+2). Sind mehrere Versuche in einer Tabelle zusammengefasst, so werden Signifikanzgruppen in einem Versuch als Zahl im weiteren Versuch mit kleinen Buchstaben gekennzeichnet.

#### 4 Ergebnisse

##### 4.1 Ergebnisse der Sortenversuche

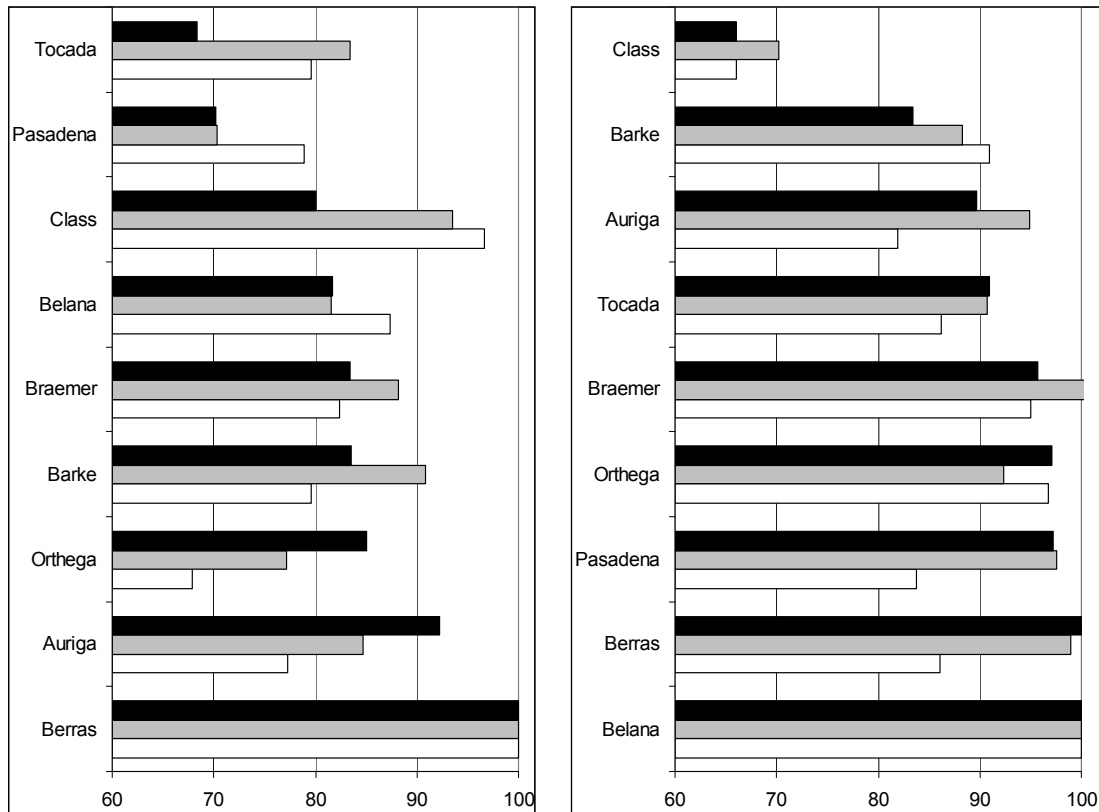
##### 4.1.1 Sommergerste

In den mit den Böden aus dem Raum Grimma (AI-Standort) und Hilbersdorf (V-Standort) durchgeführten Klimakammerversuchen nahmen Pflanzen sehr unterschiedliche Arsenmengen auf. Die Messung des As-Gehaltes in der Trockenmasse der Gesamtpflanze ergab für die Sorte Berras  $8,1 \pm 0,4 \text{ mg kg}^{-1}$  auf Auenboden. Dies war der höchste Gehalt aller Sorten. Auf verwittertem Boden nahm die Sorte Belana mit  $8,1 \pm 0,2 \text{ mg kg}^{-1}$  am meisten auf. Ein ebensolcher Unterschied zeigt sich auch bei der jeweils am wenigsten aufnehmenden Sorte (Abb. 1). Ebenso unregelmäßig ist die Aufnahme zu verschiedenen Zeitpunkten. Zwei Wochen nach dem Auflaufen zeigt sich die Sorte Tocada mit der niedrigsten Aufnahme, während nach drei Wochen die Sorte *Pasadena* und nach vier Wochen die Sorte *Orthege* den niedrigsten Arsengehalt aufweist. Eine sichere Aussage nach kurzer Versuchszeit ist demnach nicht möglich, insbesondere der Schluss auf den Gehalt im Korn. In jungen Entwicklungsstadien liegen die Gehalte über dem Grenzwert für Futtermittel. So liegen die Werte nach vier Wochen im Versuch Hilbersdorf bei der Sorte *Auriga* bei  $6,6 \pm 0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  und im Versuch Grimma bei  $6,2 \pm 0,1 \text{ mg kg}^{-1}$ . Der Unterschied zwischen niedrigster und höchster Belastung liegt nach zwei Wochen bei 26 % zwischen *Orthege* und *Berras* im Boden der Muldeau und bei 16 % zwischen *Class* und *Belana* in Boden des Erzgebirges. Nach vier Wochen ist eine statistische Unterscheidung der einzelnen Sorten auf Böden beider Standorte unmöglich (Tab. 7).

**Tabelle 7: Arsengehalte von Sommergerste nach vier Wochen ( $\text{mg kg}^{-1}$  in der Gesamtpflanze); oben Boden Hilbersdorf, unten Boden Grimma.**

Sorte	As- Gehalt ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Signifikanzgruppe
Auriga	6,6	0
Pasadena	6,8	0
Class	6,8	0
Berras	6,9	0
Tocada	6,9	0
Djamila	7,2	0
Barke	7,3	0
Braemer	7,7	0
Orthege	7,8	0
Belana	8,1	0

Sorte	As- Gehalt ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Signifikanzgruppe
Orthege	5,5	0
Auriga	6,2	0
Pasadena	6,4	0
Barke	6,4	0
Tocada	6,4	0
Braemer	6,6	0
Djamila	6,7	0
Belana	7,0	0
Class	7,8	0
Berras	8,1	0



**Abbildung 1:** Arsengehalt unterschiedlicher Sommergerstesorten nach zwei (—), drei (—) und vier (—) Wochen im Auenboden Grimma (links) und im Verwitterungsboden Hilbersdorf (rechts) prozentual ausgehend von der Sorte mit dem höchsten Gehalt (100 %) nach zwei Wochen.

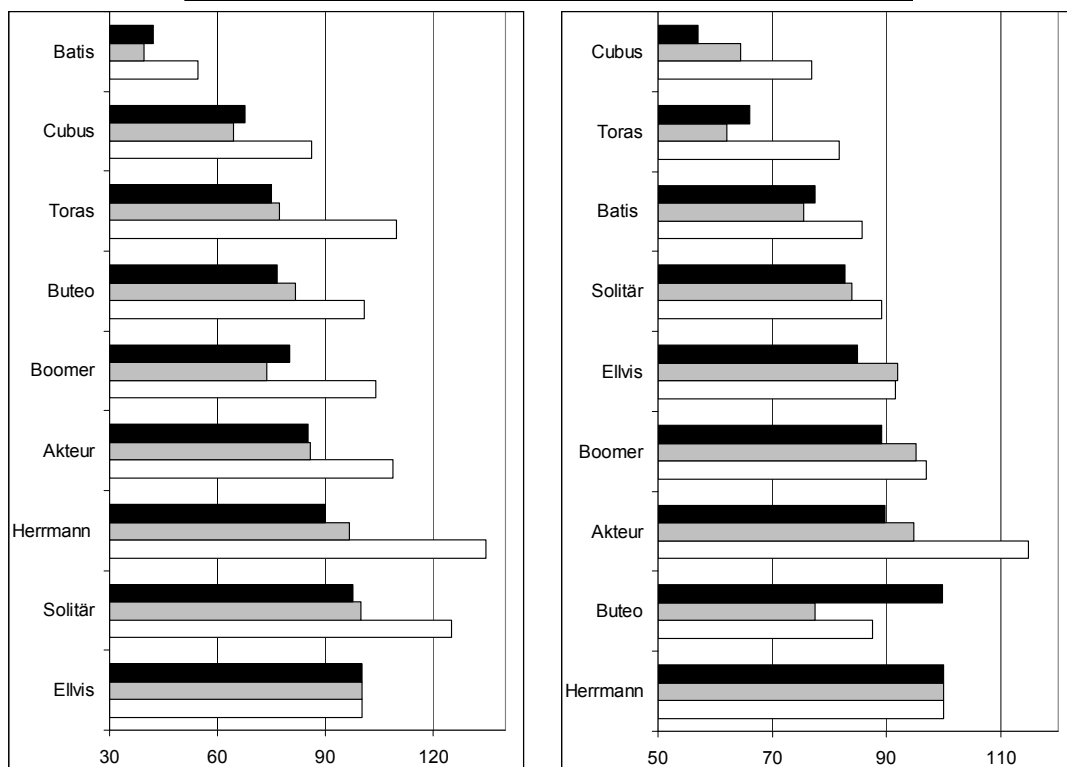
#### 4.1.2 Winterweizen

Die Arsenaufnahme in der Gesamtpflanze zeigt sich bei Winterweizen deutlich differenzierter als bei Sommergerste, was sich durch statistisch signifikante Unterschiede nachweisen lässt. Auch der Unterschied zwischen der Sorte mit dem niedrigsten und höchsten Gehalt ist größer, bei gleichzeitig geringerer Variation innerhalb der Wiederholungen der Sorten. Um die Daten der Klimakammerversuche zu bestätigen, wurde zusätzlich ein Gefäßversuch unter realistischen regionalen klimatischen Bedingungen durchgeführt, der nach Vernalisation bis zur Kornreife durchgeführt werden konnte. Dabei zeigten Körner einen deutlich niedrigeren Gehalt des As als die Gesamtpflanzen im Klimakammerversuch. Auf die Verteilung in der Gesamtpflanze wird im Abschnitt 4.1.3 eingegangen. Als Sorte mit dem höchsten Gehalt erweist sich nach vier Wochen in Auenboden die Sorte Boomer mit  $7,0 \pm 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$  und in Verwitterungsboden die Sorte Akteur mit  $8,3 \pm 0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ . Sortenunterschiede von bis zu 55 % in Auenboden und 32 % in Verwitterungsboden waren feststellbar, wobei nach zwei Wochen auftretende Unterschiede häufig auch nach vier Wochen noch nachweisbar sind (Abb. 2; Tab. 8).

**Tabelle 8: As-Gehalt (mg kg<sup>-1</sup>) von Weizensorten vier Wochen nach dem Auflaufen im Klimakammerversuch auf einem Auenboden vom Standort Grimma (oben) und dem Boden des Standortes Hilbersdorf**

Sorte	As- Gehalt (mg kg <sup>-1</sup> )	Signifikanzgruppe
Toras	3,9	0
Ellvis	4,6	0+1
Buteo	4,8	0+1+2
Solitär	4,9	0+1+2
Batis Kontrolle	5,1	0+1+2
Cubus	5,6	0+1+2
Batis	5,8	0+1+2
Herrmann	6,4	1+2
Akteur	6,4	1+2
Boomer	7,0	2

Sorte	As- Gehalt (mg kg <sup>-1</sup> )	Signifikanzgruppe
Cubus	5,6	0
Batis Kontrolle	5,9	0
Toras	5,9	0
Batis	6,2	0+1
Buteo	6,3	0+1
Solitär	6,4	0+1
Ellvis	6,6	0+1
Boomer	7,0	0+1
Herrmann	7,2	0+1
Akteur	8,3	1



**Abbildung 2: Darstellung des Arsengehalts unterschiedlicher Winterweizensorten nach zwei (—), drei (—) und vier (—) Wochen in einem Auenboden (links) und einem Verwitterungsboden (rechts), prozentual ausgehend von der Sorte mit dem höchsten Gehalt (100 %) nach zwei Wochen.**



In beiden Böden unterscheiden sich die Sorten Herrmann und Cubus oder Batis und Akteur signifikant, so dass zunächst Aussagen zu Sortenunterschieden gerechtfertigt sind. Der zur Bestätigung der Daten durchgeführte Gefäßversuch zeigt eine gewisse Annäherung der Daten an die Werte nach vier Wochen im Klimakammerversuch, wobei zwei Sorten stark abweichen und sich weitere sechs Sorten im prozentualen Verhältnis zwischen Gefäß- und Klimakammerversuch ähnlich zeigen. Überprüft man die Korngehalte der Sorten im Gefäßversuch, so zeigt sich bei Vergleich des Korngehaltes mit dem Gehalt der Gesamtpflanze im Klimakammerversuch aus Abschnitt. 4.1.2 ein ähnliches Verhältnis zwischen den Sorten mit Ausnahme der Sorte Cubus. Bemerkenswert ist dabei der Gehalt im Korn von  $0,6 \pm 0,07$  bis zu  $1,0 \pm 0,10$ , der auf effiziente Rückhaltemechanismen innerhalb der Gesamtpflanze schließen lässt. Abbildung 4 zeigt den Vergleich zwischen Klimakammerversuch nach vier Wochen und Gefäßversuch nach Abreife des Korns. Die Grundlage sortenbasierender Empfehlungen sollten daher Gefäßversuche mit den Standorten entsprechenden Oberböden sein, auch wenn diese zeitlich aufwändig sind. So ist die Untersuchung von bis zu 20 Sorten möglich und es lassen sich statistisch sicherere Aussagen treffen, die die Unterscheidung von bis zu sechs Signifikanzgruppen ermöglichen (Abb. 3; Tab. 9).

**Tabelle 9: As-Gehalt ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) von Weizensorten im Mischversuch nach statistischer Auswertung.**

Sorte	Gehalt ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	Signifikanzgruppen
Schamane	0,60	0
Akratos	0,62	0+1
Hybrid	0,63	0+1
Chevalier	0,65	0+1
Buteo	0,65	0+1
Batis	0,66	0+1
Toras	0,67	0+1
Brillant	0,71	0+1+2
Türkis	0,74	0+1+2
Paroli	0,77	0+1+2+3
Boomer	0,77	0+1+2+3
Hatrick	0,80	0+1+2+3+4
Campari	0,80	0+1+2+3+4
Herman	0,82	1+2+3+4
Cubus	0,88	2+3+4+5
Tommi	0,91	2+3+4+5
Akteur	0,92	2+3+4+5
Compliment	0,97	3+4+5
Dekan	1,00	4+5
Solitär	1,04	5

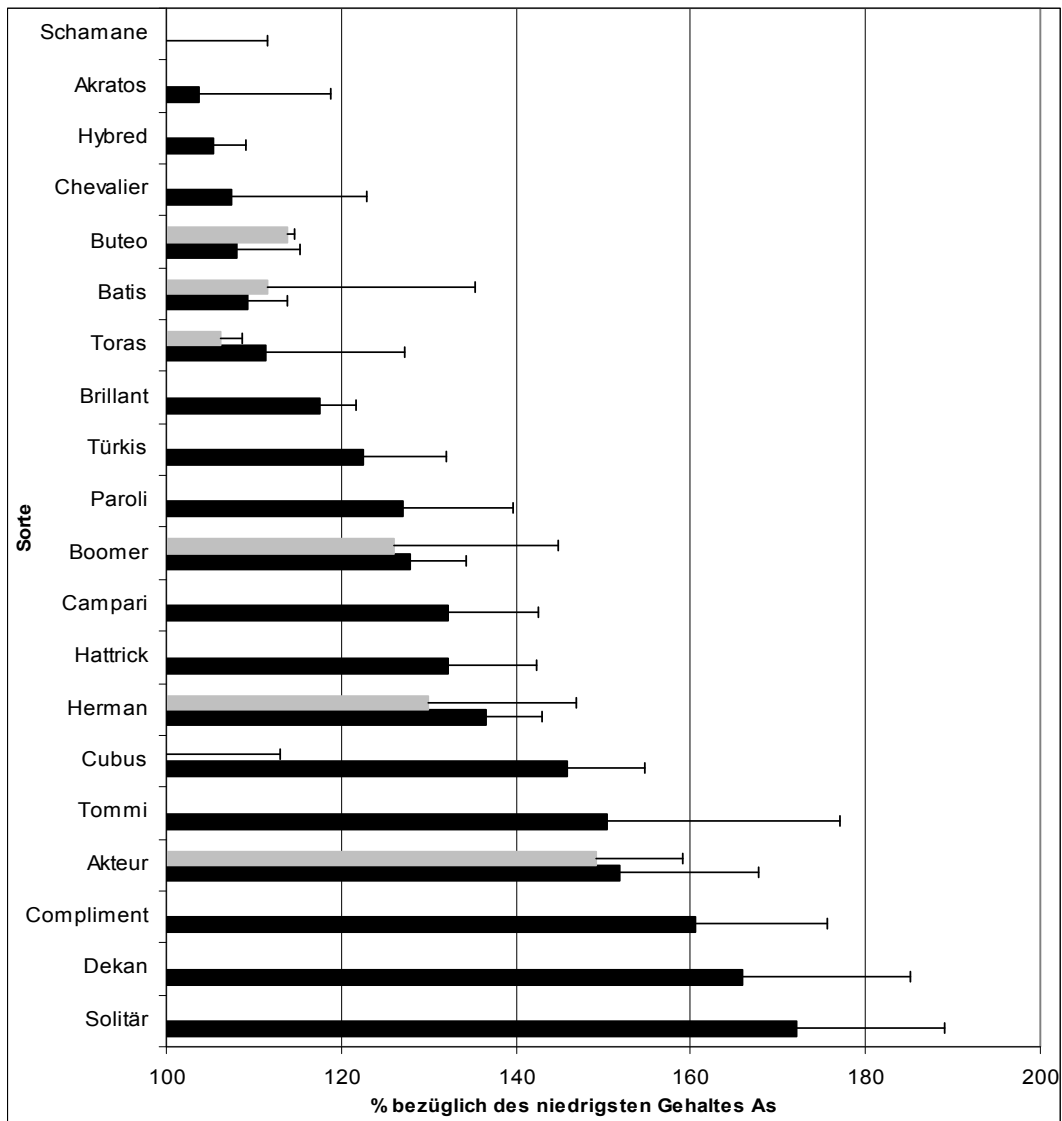


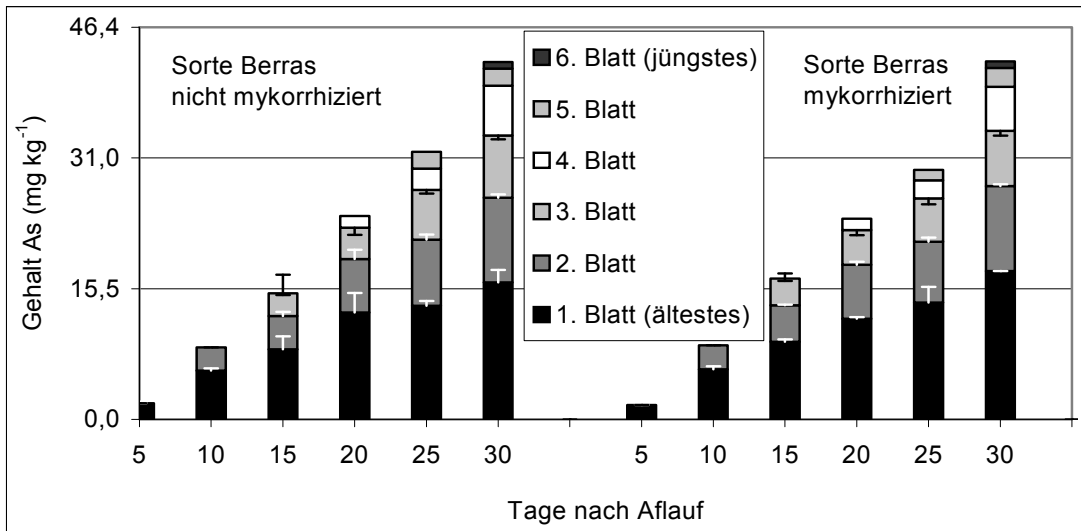
Abbildung 3: Ergebnisse des Gefäßversuchs. Die Säulen zeigen den prozentualen As-Gehalt im Vergleich zur Sorte mit der geringsten Aufnahme ins Korn. Hellgrau sind die Ergebnisse des Phytokammerversuches dargestellt, bei dem die Sorte Cubus den niedrigsten Gehalt (100 %) zeigte (daher nur Standardabweichung sichtbar), während im Gefäßversuch die Sorte Schamane die 100 %-Basis darstellt.

#### 4.1.3 Klimakammer- und Gefäßversuche zur Aufnahme von As nach Mykorrhizierung und P- Düngung

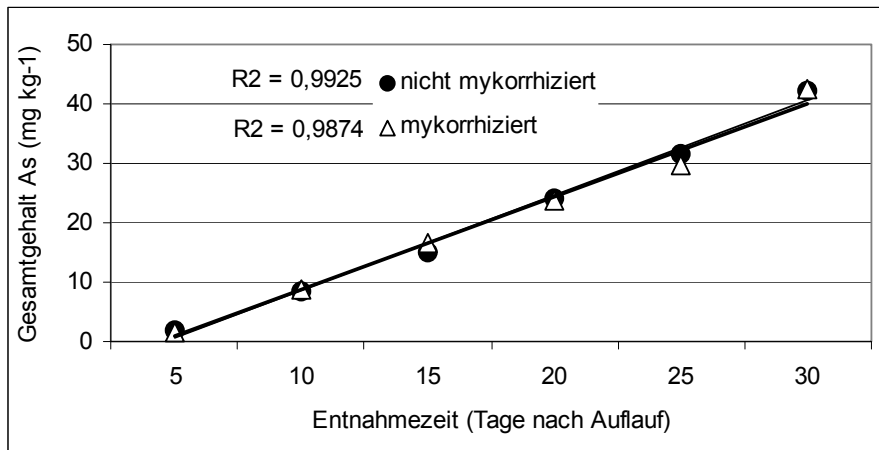
Zur Untersuchung der Verteilung von As in mykorrhizierter und nicht mykorrhizierter Sommergerste stellte sich im Klimakammerversuch ein kaum zu unterscheidendes Aufnahmeverhalten dar. Auch vier Wochen nach dem Auflaufen der Pflanzen kam es weder in der Verteilung noch in der Aufnahmemenge zu Unterschieden. Auch die Entwicklung der Pflanzen erwies sich als völlig gleich, so dass sich die jeweiligen Blattetagen in gleichen Zeiträumen entwickelten. Die letzte Blattetage begann sich nach 30 Tagen zu etablieren (Abb. 4). Dabei kam es zu keiner Veränderung hinsichtlich der summarischen Aufnahme von Arsen, es war also keine Sättigung der Aufnahme sichtbar.

Sehr hohe As-Gehalte fanden sich in den Wurzeln, die im Mittel der Sorte bei  $108,7 \pm 26,0$  (Berras) und  $112,2 \pm 19,5$  (Braemar) lagen und zeit- sowie variantenabhängig nicht stiegen oder sanken (Abbildung 6). Um die Auswirkungen von Mykorrhizierung und P-Unterfußdüngung über die gesamte Vegetationsdauer zu prüfen, wurden in Gefäßversuchen nach der Ernte unterschiedliche Blattetagen und Körner auf ihren Arsengehalt geprüft. Dabei zeigten Körner einen sehr geringen As-Gehalt, während die restlichen Teile der Pflanzen sehr hohe Gehalte bis zu  $17,8 \text{ mg kg}^{-1}$  (Sorte Braemar, gebeizt, P-Düngung) aufwiesen. Der Korngehalt dieser Variante betrug  $0,58 \text{ mg kg}^{-1}$ . Damit zeigen die vegetativen Organe eine hohe Aufnahmefähigkeit für Arsen, wobei der maximale Gesamtgehalt in der Trockenmasse  $62,6 \pm 3,7 \text{ mg kg}^{-1}$  (Sorte Braemar gebeizt) und minimal  $60,6 \pm 2,8 \text{ mg kg}^{-1}$  (Sorte Braemar gebeizt und P-Düngung) beträgt. Es waren keinerlei statistische Unterschiede feststellbar. Die Aufnahme der unterschiedlichen Blattetagen ist dabei unterscheidbar, so ist der Gehalt in der Blattetage F-1 in der Variante Braemar gebeizt mit  $16,3 \pm 0,06 \text{ mg kg}^{-1}$  höher als in der mykorrhizierten Variante mit  $14,4 \pm 0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ . Das Fahnenblatt weist in der mykorrhizierten Variante  $13,1 \pm 0,6 \text{ mg kg}^{-1}$  und in der gebeizten Variante  $12,5 \pm 0,3 \text{ mg kg}^{-1}$  auf. Beim Korntrag konnte kein Unterschied festgestellt werden (Abb. 7). Die so untersuchten Maßnahmen führten demnach zumindest in Klimakammer- und Gefäßversuchen zwar zu einer geringfügigen Umverteilung innerhalb der Blattetagen, jedoch nicht zur Senkung oder Erhöhung des As-Gehaltes im Korn. Im Weiteren wurden die Maßnahmen im Feldmaßstab (siehe Abschnitt 4.2) geprüft.

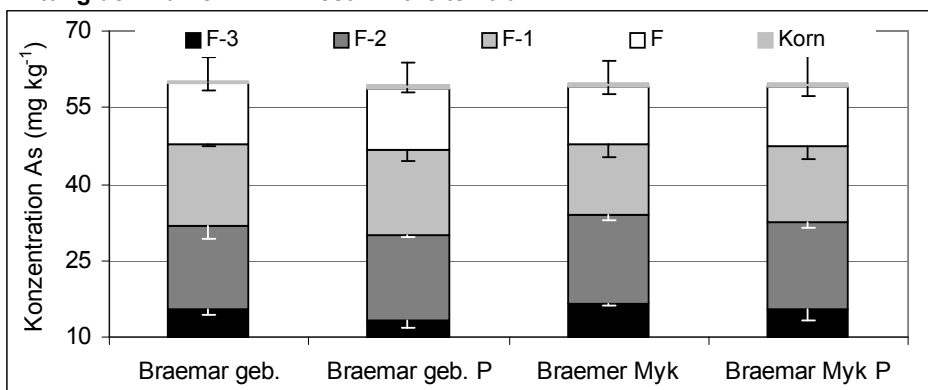
Im Gegensatz zu den genannten Gefäßversuchen konnte durch die Düngung mit wasserlöslichem Kaliumdihydrogenphosphat ein Effekt erzielt werden. Die angewendete P-Menge war größer als die im Feldversuch zur Aussaat verwendeten  $8 \text{ kg ha}^{-1}$ . Im Klimakammerversuch wurde ein Bereich zwischen umgerechnet  $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$  und  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$  untersucht. Dabei konnte der As-Gehalt der oberirdischen Pflanzenteile um  $25,6 \% \pm 10,5 \%$  gesenkt werden. Dieser Wert wurde bei einer Gabe von  $25 \text{ kg P ha}^{-1}$  erreicht. Dabei gab es wiederum Unterschiede zwischen den Blattetagen. Im ältesten Blatt sank der Gehalt von  $21,8$  auf  $17,4 \text{ mg kg}^{-1}$ . Im jüngsten Blatt sank er von  $3,7$  auf  $2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ . Gegensätzlich zu den in oberirdischen Pflanzenteilen geringeren Gehalten stieg der As-Gehalt der Wurzel stark an. Er erhöhte sich um von  $254$  auf  $302 \text{ mg kg}^{-1}$ . Der Kurvenverlauf und die Verteilung sind in Abbildung 8 dargestellt. Ähnlich verhielt sich die Entwicklung des Gehaltes auch bei einer Gabe von  $30 \text{ kg ha}^{-1}$ .



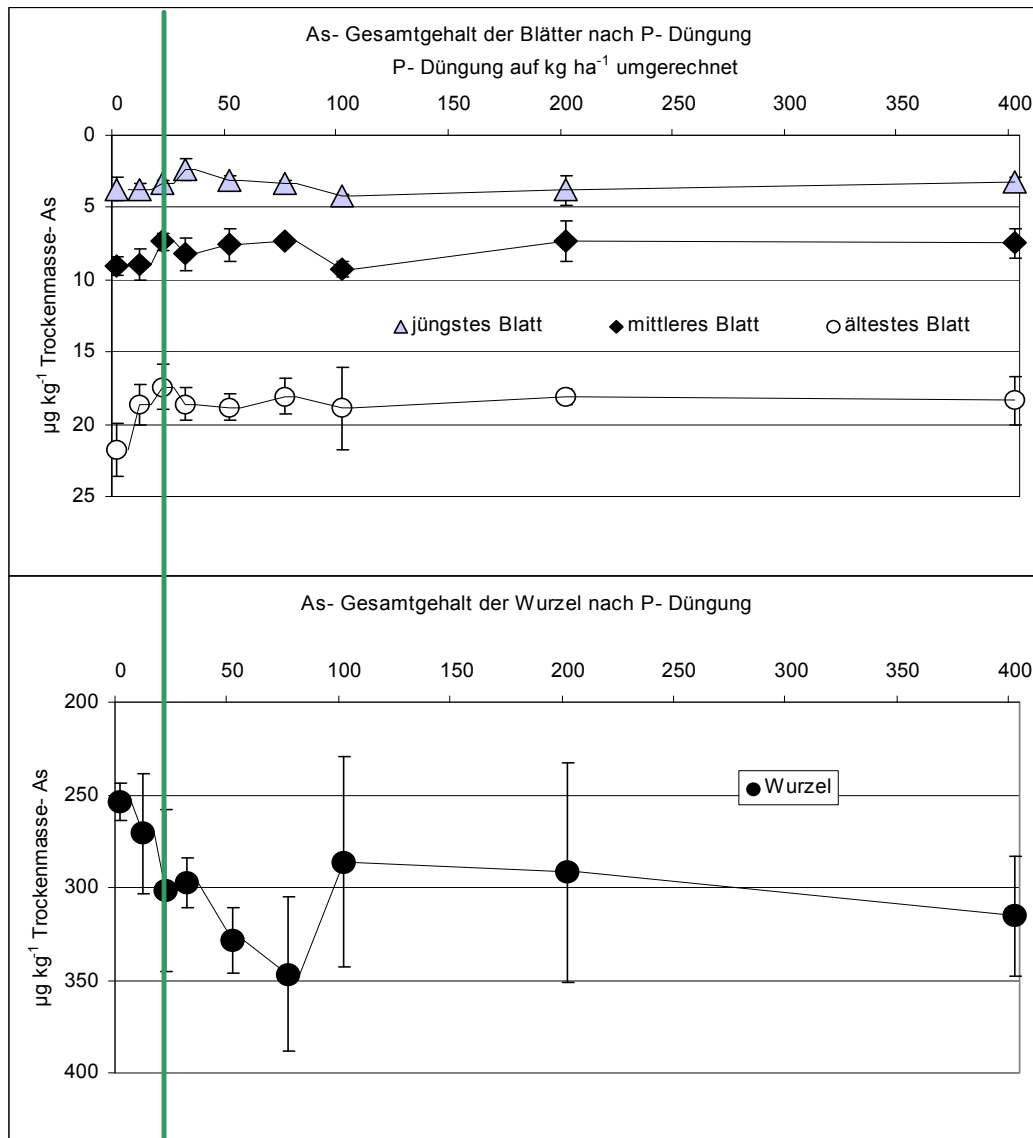
**Abbildung 4:** Gehalte der jeweiligen Gesamtpflanze, aufgeteilt auf die jeweiligen Blatttagen. Wenn der Wert des darüberliegenden Säulenabschnittes zu klein ist, zeigen die Balken nach unten, sind die Balken nicht sichtbar, ist die Standardabweichung sehr klein. Statistisch konnte kein Unterschied festgestellt werden (Tukey  $\alpha = 0.05$ ).



**Abbildung 5:** Entwicklung der summarischen As-Aufnahme der Gesamtpflanze mykorrhizierter und nichtmykorrhizierter Pflanzen ohne Beachtung der Wurzeln. R<sup>2</sup> = Bestimmtheitsmaß



**Abbildung 6:** Ergebnisse des Gefäßversuchs zur Auswirkung der Mykorrhizierung (Myk) und P-Unterfußdüngung (P) von Sommergerste auf den As-Gehalt. F = Fahnenblatt; F-1 = eine Blattnote unter dem Fahnenblatt; geb. = gebeizt;

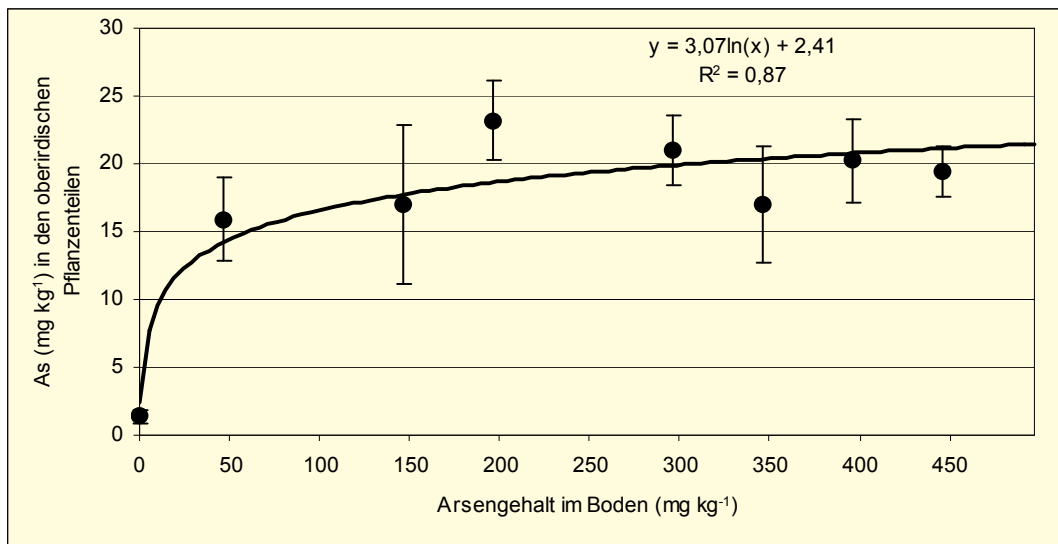


**Abbildung 7: Arsengehalte der oberirdischen Pflanzenteile (a) und der Wurzel (b) nach Gabe unterschiedlicher P-Mengen. Die grüne Linie bezeichnet die im Text erwähnten 25 kg ha<sup>-1</sup>. Zu beachten ist die umgekehrte Skalierung.**

#### 4.1.4 Verhältnis des Arsengehaltes im Boden und in der Pflanze

Im Klimakammerexperiment konnte ein Zusammenhang der Pflanzen- und Bodenarsengehalte festgestellt werden. Dieser ist nicht linear und nähert sich offensichtlich einer oberen Grenze an, die durch den mathematischen Grenzwert einer logarithmischen Funktion mit einem Bestimmtheitsmaß von  $B = 0,87$  definiert werden kann. Dieser nähert sich  $44,8 \text{ mg kg}^{-1}$  an. Rechnet man nach dieser Formel mit einem Arsengehalt von  $10\,000 \text{ mg kg}^{-1}$  im Boden, so wird in der Pflanze ein Wert von etwa  $30,7 \text{ mg kg}^{-1}$  erreicht. Nach der in Abb. 8 dargestellten Formel würde der Futtermittelgrenzwert von  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  rechnerisch bei Pflanzen diesen Alters (EC 20) bereits bei einem Arsengehalt im Boden von  $4,2 \text{ mg kg}^{-1}$  überschritten werden.

Solche Werte sind auf Feldversuche nicht übertragbar. Dort wird der Futtermittelgrenzwert rechnerisch bei einem Arsenbodengehalt von  $97,2 \text{ mg kg}^{-1}$  mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,54 überschritten (Abb. 9). Der zu EC 20 gemessene Wert korreliert nicht mit dem späteren Gehalt im Korn. Der As-Korngehalt hängt nur in geringem Maße von den Gehalten im Boden ab. Das Bestimmtheitsmaß dieser Messungen beträgt 0,26 (Abb. 11). Aus dem Vergleich der Boden und Korngehalte kann jedoch geschlossen werden, dass selbst bei einem Arsengehalt von  $2\,000 \text{ mg kg}^{-1}$  im Boden der Futtermittelgrenzwert im Korn von  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  unterschritten wird. Des Weiteren wurde beobachtet, dass im Korn, verglichen mit dem Mittelwert der restlichen oberirdischen Pflanzenteile, nicht mehr als 4,9 % erreicht werden. So betrug der As-Gehalt im Korn im Feldversuch Ehrenfriedersdorf  $4,9 \% \pm 1,2 \%$ ; im Feldversuch Eilenburg  $3,5 \% \pm 1,86 \%$  im Vergleich zur Gesamtpflanze. Im Mitscherlichversuch betrug dieser Wert  $3,0 \% \pm 1,7 \%$ . Nach diesen Daten würde der Grenzwert für Futtermittel im Korn im Feldversuch bei etwa  $1\,985 \text{ mg kg}^{-1}$  (Ehrenfriedersdorf) bzw.  $2\,800 \text{ mg kg}^{-1}$  (Eilenburg) überschritten. Aus dem Feldversuch wurden Bodengehalte aus einer Tiefe von 0 bis 45 cm verwendet.

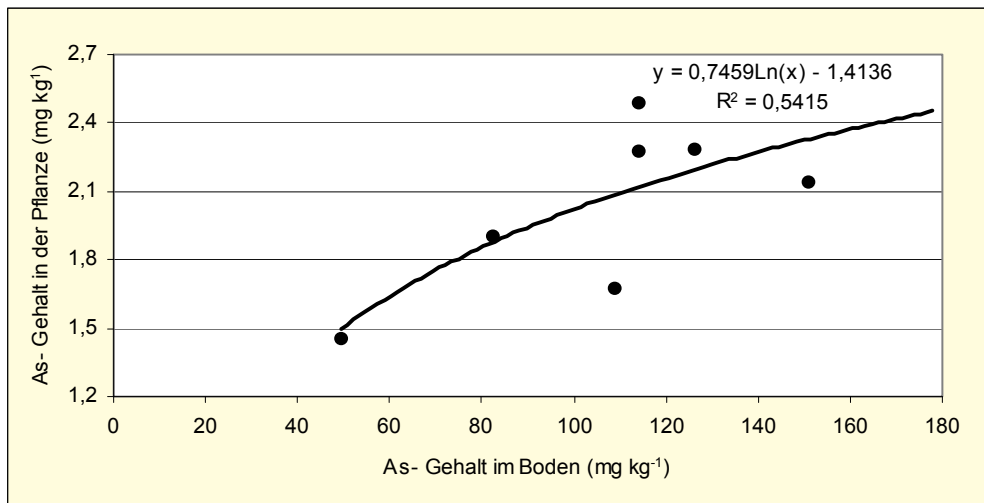


**Abbildung 8: Logarithmische Funktion des As-Gehaltes der Gesamtpflanze in Abhängigkeit vom Bodengehalt im Klimakammerversuch**

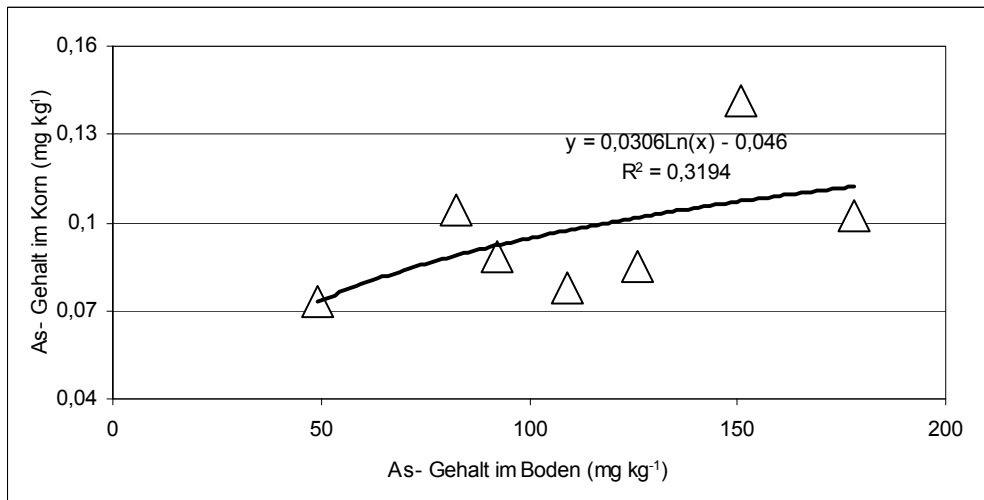
## 4.2 Ergebnisse Feldversuche

### 4.2.1 Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

Für die beiden Versuchsstandorte wurden in Tiefen von 0 - 15 cm, 15 - 30 cm und 30 - 45 cm des Oberbodens Proben entnommen und analysiert. Dabei konnte für beide Versuchsstandorte ein Profil der As-Belastung ermittelt werden. So zeigte sich am Standort Eilenburg eine geringere As-Konzentration als am Standort Ehrenfriedersdorf. Des Weiteren wurde eine große Heterogenität innerhalb weniger Meter in der Fläche und in den geringen Tiefenentfernungen von 15 - 30 cm festgestellt. So zeigten sich im Versuch Ehrenfriedersdorf innerhalb von 50 m Unterschiede von  $64 \text{ mg kg}^{-1}$  und im Versuch Ehrenfriedersdorf  $32 \text{ mg kg}^{-1}$ .



**Abbildung 9: Arsengehalt von Gesamtpflanzen im Feldversuch Ehrenfriedersdorf zum Entwicklungsstadium EC 20. Zu beachten ist die Skalierung, die hinsichtlich des As-Gehaltes der Pflanzen von  $1,2$  bis  $2,7 \text{ mg kg}^{-1}$  As reicht.**



**Abbildung 10: Arsengehalt des Kornes im Verhältnis zum Gehalt des Bodens. Zu beachten ist die Skalierung, die hinsichtlich des As-Gehaltes des Kornes von  $0,04$  bis  $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$  As reicht.**

Insgesamt war am Standort Ehrenfriedersdorf eine deutlich höhere Arsenbelastung, die sich dort auch heterogener zeigte (Abbildung 8) zu beobachten. Deutlich war an beiden Standorten die Akkumulation von Arsen, aber auch Schwermetallen wie Blei und Cadmium in den oberen 15 cm des Bodens, während die Tiefen von 15 - 45 cm geringer belastet waren. Die Flächen wirkten oberflächlich völlig homogen, im Versuch Eilenburg war am Südostende eine beginnende Senke sichtbar, die in ein Feuchtbiotop überging.



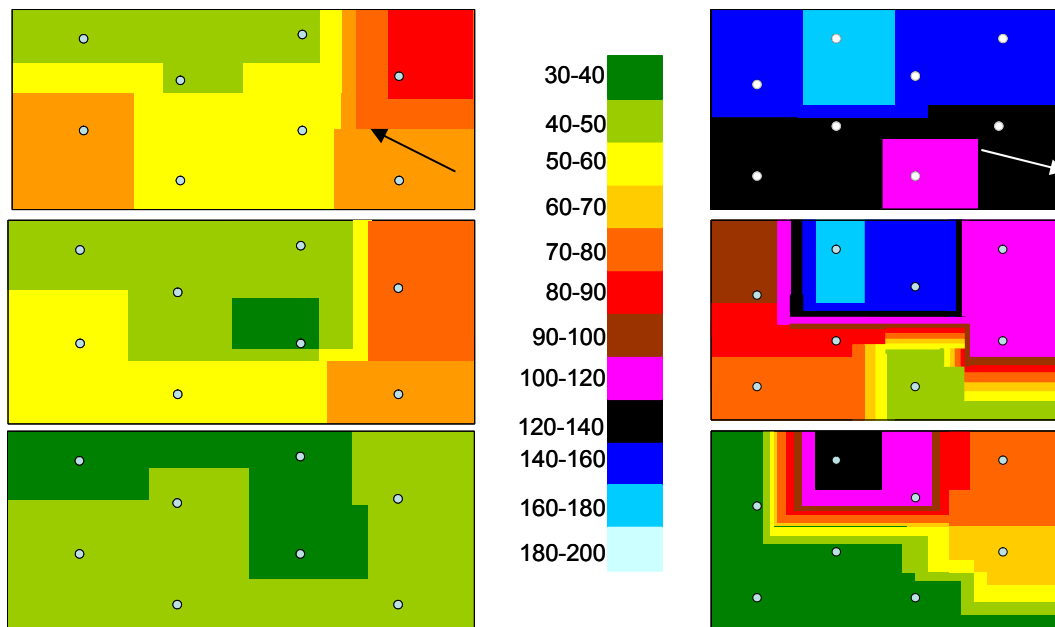


Abbildung 11: Darstellung unterschiedlicher Bodenschichten der Feldversuche. Links Eilenburg, rechts Ehrenfriedersdorf, von oben nach unten 0 - 15 cm, 15 - 30 cm und 30 - 45 cm. Pfeile zeigen nach Norden

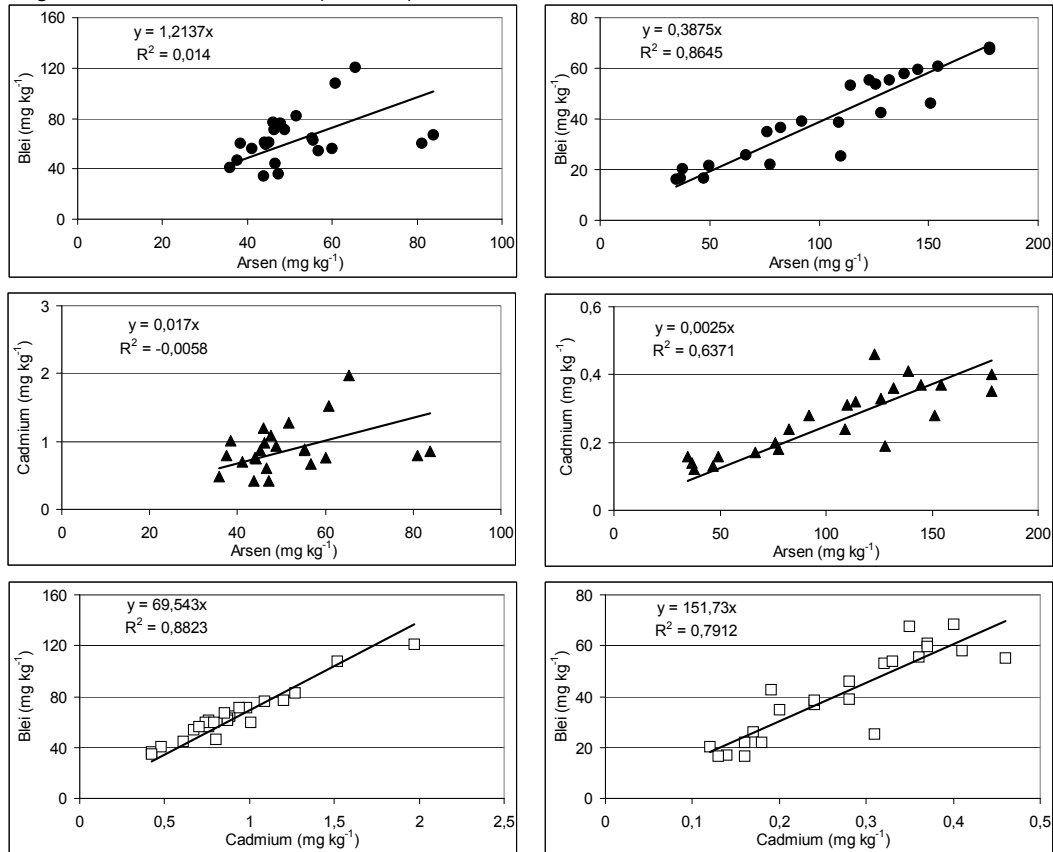
Tabelle 10: Arsen-, Cadmium- und Bleigehalte in unterschiedlichen Bodenschichten der Versuchsstandorte. Alle Messungen erfolgten mit Königswasseraufschluss.

Standort	As	Cd	Pb
Eilenburg (gemittelt)	51,4 ± 12,41	0,90 ± 0,35	64,05 ± 20,32
0-15 cm Bodentiefe	55,8 ± 13,07	1,01 ± 0,28	72,19 ± 16,89
15-30 cm Bodentiefe	54,7 ± 13,51	1,01 ± 0,41	70,63 ± 21,57
30-45 cm Bodentiefe	42,6 ± 4,59	0,63 ± 0,21	47,24 ± 12,76
Ehrenfriedersd. (gemittelt)	103,8 ± 44,92	0,27 ± 0,10	40,68 ± 17,49
0-15 cm Bodentiefe	140,7 ± 21,18	0,38 ± 0,04	58,71 ± 5,05
15-30 cm Bodentiefe	108,0 ± 42,13	0,26 ± 0,06	42,33 ± 13,71
30-45 cm Bodentiefe	67,3 ± 35,68	0,18 ± 0,06	23,25 ± 8,71

Tabelle 11: P- und K-Gehalte in mg 100 g<sup>-1</sup> mittels der CAL-Methode gemessen und der pH-Wert der Versuchsflächen

Standort	P (CAL)	K (CAL)	pH- Wert
Eilenburg (gemittelt)	7,4 ± 3,4	17,2 ± 7,1	6,6 ± 0,26
0-15 cm Bodentiefe	8,9 ± 3,3	19,9 ± 5,6	6,4 ± 0,30
15- 30 cm Bodentiefe	8,4 ± 3,3	20,2 ± 6,5	6,7 ± 0,16
30- 45 cm Bodentiefe	4,5 ± 1,5	10,7 ± 5,1	6,7 ± 0,23
Ehrenfriedersdorf (gemittelt)	2,3 ± 1,5	12,7 ± 7,8	5,3 ± 0,18
0-15 cm Bodentiefe	1,0 ± 0,1	5,6 ± 1,2	5,1 ± 0,13
15- 30 cm Bodentiefe	1,8 ± 0,5	9,8 ± 2,2	5,4 ± 0,12
30- 45 cm Bodentiefe	4,3 ± 0,7	22,8 ± 2,8	5,3 ± 0,11

Bemerkenswert waren die im Zusammenhang mit den Bodenproben angestellten Berechnungen zur Korrelation bestimmter Schwermetalle. Während am Standort Ehrenfriedersdorf sichere Zusammenhänge im Auftreten unterschiedlicher Schwermetalle nachweisbar waren, zeigten sich am Standort Eilenburg kaum Korrelationen. Nur Cadmium und Blei sind an beiden Standorten vergesellschaftet anzutreffen (Abb. 12).



**Abbildung 12: Korrelationen von Arsen, Cadmium und Blei an den Versuchstandorten Eilenburg (links) und Ehrenfriedersdorf (rechts). Gleichungen zeigen die zugeordneten linearen Funktionen und das jeweilige Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ). Für die Analysen wurden alle Daten aus allen Bodenschichten zusammengefasst.**

#### 4.2.2 Ergebnisse der Untersuchungen von Pflanzen

##### Feststellung der Mykorrhizierung

Um in den Varianten mit mykorrhiziertem Saatgut feststellen zu können, ob die zusätzliche Ausbildung symbiontischer Strukturen stattgefunden hat, wurden zum Entwicklungszeitpunkt EC 20 und nach der Ernte Wurzelproben entnommen und mikroskopisch der prozentuale Anteil mykorrhizabesiedelter Wurzelzellen festgestellt. Dort waren am Standort Ehrenfriedersdorf keine signifikanten Unterschiede zwischen mykorrhizabehandeltem Saatgut (Ehrenfriedersdorf:  $44,9 \pm 8,3$  %; Eilenburg  $36,7 \pm 15,6$  % der Wurzelzellen besiedelt) und gebeiztem Saatgut (Ehrenfriedersdorf  $55,4 \pm 8,0$  %; Eilenburg  $35,0 \pm 15,7$  %) feststellbar. Die Mykorrhizierung von Wurzelzellen im Versuch Ehrenfriedersdorf war gemittelt über alle Varianten häufiger zu beobachten ( $50,3 \pm 13,0$  %) als in Eilenburg ( $35,8 \pm 13,7$  %).

### Schwermetallgehalte zu unterschiedlichen Untersuchungszeitpunkten

Die Gehalte wurden zunächst zum Zeitpunkt des Bestockungsbeginns (EC 20) an Hand der Gesamtpflanze bestimmt. Zu diesem Zeitpunkt ist die Mykorrhizierung der Pflanzen voll ausgeprägt und die Startgabe mit Flüssig-NP-Dünger wirksam. An beiden Versuchstandorten konnten Auswirkungen durch Mykorrhizierung und P-Düngung festgestellt werden, die sich in gesteigerten As-Gehalten äußerten. So lag der Gehalt am Standort Eilenburg in der Gesamtpflanze zwischen  $0,28 \pm 0,02$  und  $0,6 \pm 0,17 \text{ mg kg}^{-1}$  und am Standort Ehrenfriedersdorf zwischen  $1,4 \pm 0,23$  und  $2,9 \pm 0,86 \text{ mg kg}^{-1}$ . Dabei war zu beobachten, dass Mykorrhizierung zu einer Erhöhung des As-Gehaltes führt, der signifikant nachweisbar ist. So steigt der Gehalt bei der Sorte Berras nach Mykorrhizierung von  $0,36 \pm 0,06$  auf  $0,47 \pm 0,07$  und bei der Sorte Braemar von  $0,29 \pm 0,07$  auf  $0,5 \pm 0,09$  in Eilenburg. Am Standort Ehrenfriedersdorf zeigte sich nur bei der Sorte Braemar eine signifikante Steigerung von 2,1 auf  $2,7 \text{ mg kg}^{-1}$ . Positiv wirkt sich zu diesem EC-Stadium die zur Düngung verabreichte P-Düngung aus, die zu einer signifikanten Senkung des As-Gehaltes von bis zu 70,3 % (Ehrenfriedersdorf, Berras) führte. In Tabelle 7 sind dazu weitere Schwermetalle ausgeführt, die allerdings nicht den Themenschwerpunkt Arsen betreffen.

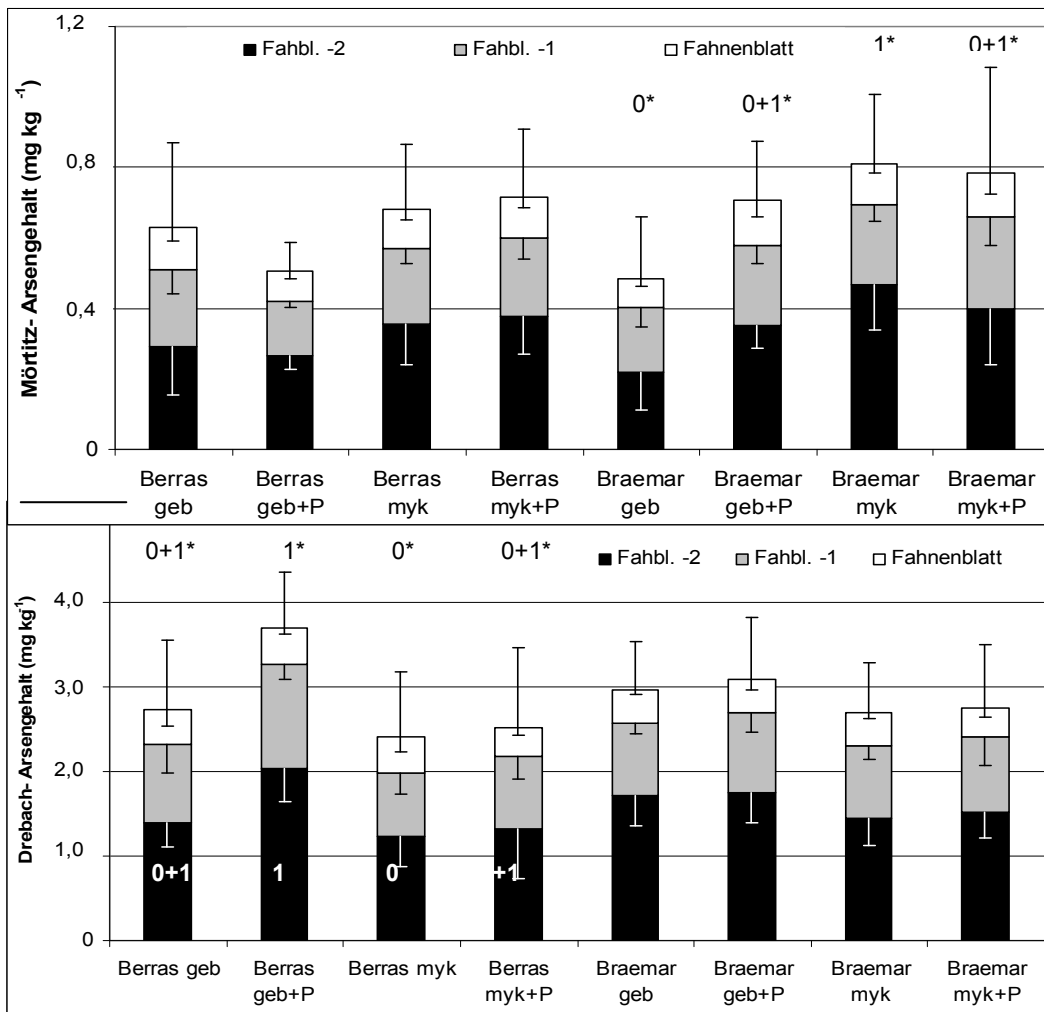
Eine weitere Untersuchung fand zum EC-Stadium 40 statt, wobei verschiedene Blattetagen untersucht wurden. Dabei konnte die verstärkte Anreicherung von Arsen in alten Blättern der Pflanze beobachtet werden. Unterschiede zwischen den Varianten zeigten sich nach Zusammenfassung aller Blattetagen erneut hinsichtlich des zuvor mykorrhizierten Saatgutes. Die Mykorrhizierung führte, wie bereits zum Zeitpunkt EC 20 (Tab. 7) an der Gesamtpflanze beobachtet werden konnte, zu einer signifikanten Mehraufnahme von Arsen, die zum Zeitpunkt EC 40 jedoch nur bei Annahme eines Fehlers  $\alpha = 0,1$  bei der Sorte Braemar im Versuch Eilenburg wiederum statistisch absicherbar war. Dabei zeigte sich im Versuch Ehrenfriedersdorf auf Grund der ältesten Blätter (Blatttage F-2) ein Höchstgehalt der gebeizten, mit Phosphor gedüngten Variante (Abbildung 10 unten, Berras geb. +P, Blatttage F-2). Die Gesamtwerte lagen dabei in Ehrenfriedersdorf zwischen  $3,7 \pm 0,66$  und  $2,4 \pm 0,77$  und in Eilenburg zwischen  $0,81 \pm 0,20$  und  $0,51 \pm 0,08 \text{ mg kg}^{-1}$ .

**Tabelle 12: Tabelle der As-, Cd- und Pb-Gehalte zum EC-Stadium 20 in der Gesamtpflanze. Angaben in  $\text{mg kg}^{-1}$ , unterschiedliche Signifikanzgruppen nach Tukey,  $p = 0,05$**

		EC 20 Gesamtpflanze					
	Variante	Arsen	Signif.-gruppe	Cadmium	Signif.-gruppe	Blei	Signif.-gruppe
Ehrenfriedersdorf	Berras gebeizt	$2,9 \pm 0,86$	1	$0,15 \pm 0,04$	0	$0,36 \pm 0,17$	0
	Berras gebeizt + P Dng	$1,4 \pm 0,23$	0	$0,25 \pm 0,05$	1	$0,28 \pm 0,08$	0
	Berras mykorrh.	$2,7 \pm 0,48$	1	$0,17 \pm 0,03$	0+1	$0,35 \pm 0,17$	0
	Berras mykorrh. + P Dng	$1,9 \pm 0,39$	0+1	$0,36 \pm 0,06$	2	$0,29 \pm 0,11$	0
	Braemar gebeizt	$2,1 \pm 0,36$	a	$0,09 \pm 0,01$	a	$0,22 \pm 0,02$	a
	Braemar gebeizt + P Dng	$1,5 \pm 0,19$	a	$0,14 \pm 0,04$	a	$0,27 \pm 0,11$	a
	Braemar mykorrh.	$2,7 \pm 0,35$	b	$0,11 \pm 0,03$	a	$0,25 \pm 0,03$	a
	Braemar mykorrh. + P Dng	$1,7 \pm 0,41$	a	$0,26 \pm 0,05$	b	$0,32 \pm 0,14$	a
Eilenburg	Berras gebeizt	$0,36 \pm 0,06$	0+1	$0,25 \pm 0,10$	0	$0,17 \pm 0,03$	0
	Berras gebeizt + P Dng	$0,28 \pm 0,02$	0	$0,27 \pm 0,12$	0	$0,14 \pm 0,03$	0
	Berras mykorrh.	$0,47 \pm 0,07$	1	$0,33 \pm 0,03$	0	$0,21 \pm 0,06$	0
	Berras mykorrh. + P Dng	$0,45 \pm 0,14$	1	$0,35 \pm 0,04$	0	$0,26 \pm 0,09$	0
	Braemar gebeizt	$0,29 \pm 0,07$	a	$0,14 \pm 0,04$	a	$0,13 \pm 0,02$	a
	Braemar gebeizt + P Dng	$0,37 \pm 0,04$	a+b	$0,18 \pm 0,06$	a+b	$0,20 \pm 0,04$	a
	Braemar mykorrh.	$0,50 \pm 0,09$	a+b	$0,30 \pm 0,12$	b	$0,23 \pm 0,06$	a
	Braemar mykorrh.+ P Dng	$0,60 \pm 0,17$	b	$0,22 \pm 0,07$	a+b	$0,32 \pm 0,17$	a

Zusammengefasst bleiben die Gehalte in Eilenburg niedrig und bleiben weit unter dem Grenzwert für Futtermittel, im Versuch Ehrenfriedersdorf wird nur bei der P-gedüngten Sorte Berras der Grenzwert für Futtermittel in den ältesten Blättern überschritten ( $2,04 \pm 0,41 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Abbildung 10).

Abschließend fand die Untersuchung des Kornes statt. Dabei zeigte sich, dass der Gehalt im Korn äußerst gering ist. Dieser lag knapp über der Nachweisgrenze im Feldversuch Eilenburg und war erwartungsgemäß größer im Versuch Ehrenfriedersdorf. Dort lag der mittlere Korngehalt bei  $0,084 \pm 0,013 \text{ mg kg}^{-1}$  und in Eilenburg bei  $0,013 \pm 0,006 \text{ mg kg}^{-1}$ .



**Abbildung 13: Diagramme der Auswertung zum Entwicklungsstadium EC 40 im Feldversuch.** Das Fahnenblatt (F), die darunterliegende Blattetage (F-1) und die ältesten Blätter (F-3) sind von oben nach unten in der Säule dargestellt. Alle Werte sind auf Trockenmasse bezogen. Nach unten zeigende Säulen stellen die Standardabweichung der jeweiligen Blattetagen dar, die nach oben zeigende die Gesamtstandardabweichung. Die Beschriftung wurde eingekürzt: Mykorrhiziert (myk), gebeizt (geb) und erfolgte P-Düngung (P). Signifikanzgruppen beruhen auf Tukey,  $\alpha$  0,05, wenn sie mit \* versehen sind Tukey  $\alpha$  0,1.

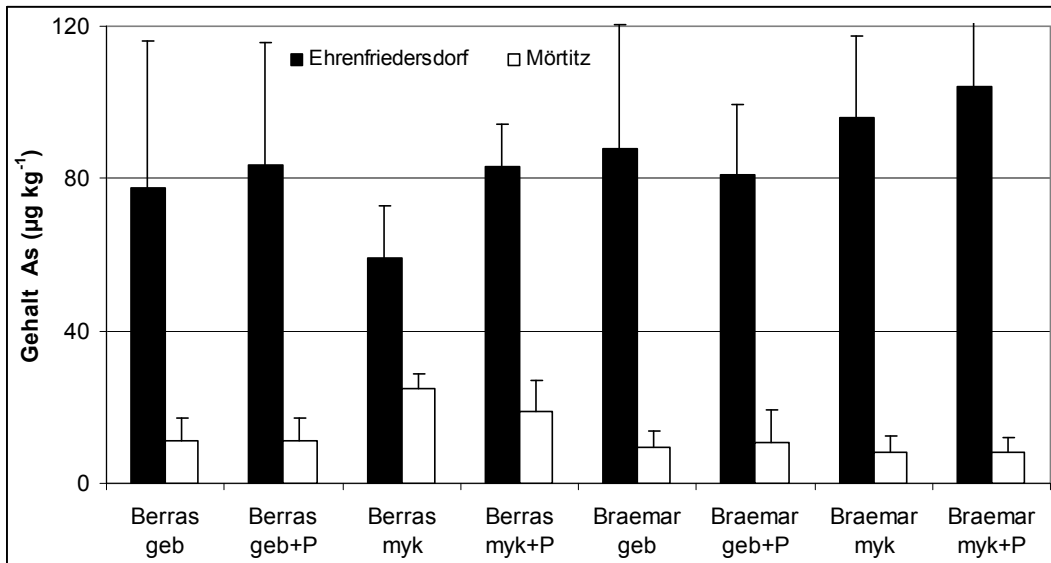


Abbildung 14: As-Korngehalte in  $\mu\text{g kg}^{-1}$  für beide Feldversuchstandorte. Keine signifikanten Unterschiede (Tukey,  $\alpha = 0,05$  und  $\alpha = 0,10$ )

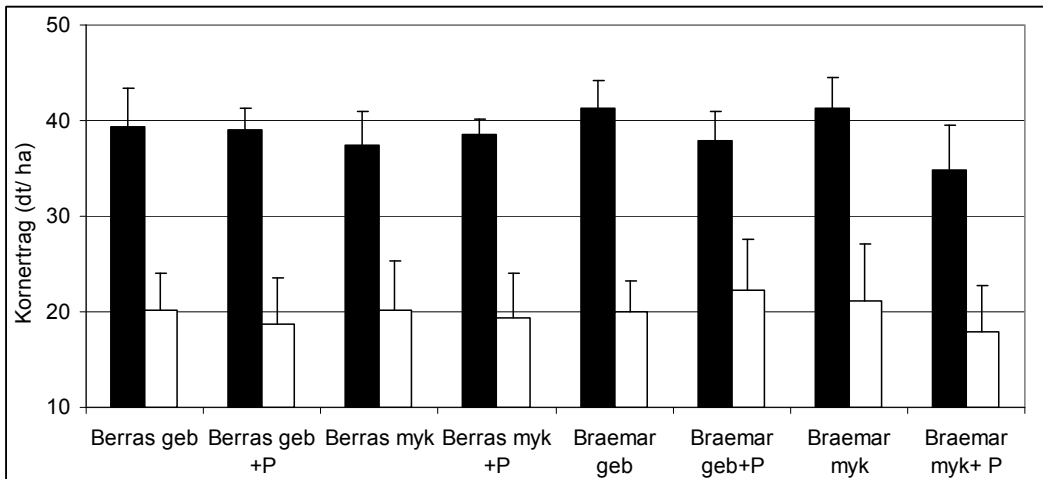


Abbildung 15: Kornerträge der Feldversuche in Ehrenfriedersdorf (■) und Eilenburg (□). Statistische Tests ergaben keine Unterschiede (Tukey,  $\alpha = 0,05$ ; Tukey  $\alpha = 0,10$ ).

## **5 Diskussion**

### **5.1 Sortenversuche**

Die bei Winterweizen und Sommergerste durchgeführten Klimakammer- und Gewächshausversuche zeigen sehr differenzierte Bilder hinsichtlich der zeitabhängigen Aufnahme von Arsen und bezogen auf die Sorten. Sie zeigten in den einzelnen Versuchen immer signifikante Unterschiede auf dem  $\alpha = 0,05$  Niveau, so dass statistisch differenzierbare Gruppen unterschiedlicher As-Aufnahme entstanden. Offensichtlich war dabei, dass von lediglich vier Wochen dauernden Klimakammerversuchen kein Bezug auf den Korngehalt einer Sorte möglich ist. Des Weiteren traten bereits im Wiederholungsversuch mit anderem Boden andere Verhältnismäßigkeiten zwischen den Sorten auf, die dann erneut eine signifikante Unterscheidung zwischen diesen zuließen. So hatte die Sorte Berras auf dem Boden vom Standort Grimma den höchsten Gehalt an Arsen nach zwei, drei und vier Wochen Wachstum in der Klimakammer, während dies auf Boden aus Hilbersdorf die Sorte Belana war.

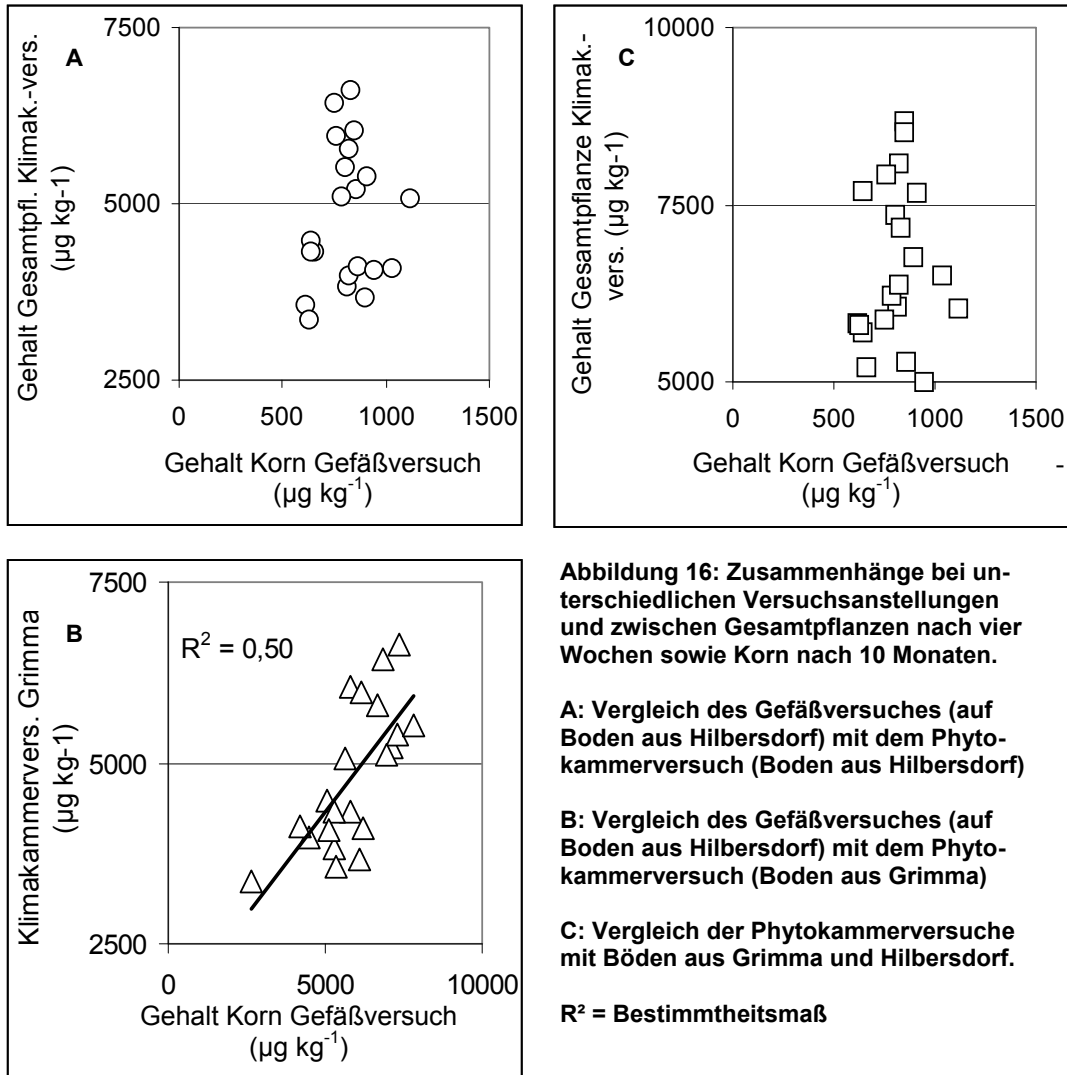
Mitscherlichversuche zur sortenabhängigen As-Aufnahme liefern zuverlässigere Daten, da größere Bodenmengen (etwa 5 kg) verwendet werden. So können Pflanzen bis zur Reife geprüft und sichere Daten der Korngehalte ermittelt werden. Nachteil dieser Untersuchungen ist die zeitliche Verzögerung, mit der Sortenempfehlungen herausgegeben werden können. Neue auf dem Markt gelangende Sorten können so nicht mehr rechtzeitig erfasst werden. Insbesondere bei Weizen gelang eine sichere Unterscheidung der As-Aufnahme, die bei allen Sorten sicher unter dem Futtermittelgrenzwert von  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  lag. Sieben der Sorten lagen unter  $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ , so dass bei der Nutzung des Korns als Futtermittel keine Probleme auch bei einem hohen As-Gehalt im Boden zu erwarten sind.

Die Versuche mit Winterweizen zeigten bessere Übereinstimmung, wobei der Gefäßversuch die besten Ergebnisse lieferte, die die Bildung mehrerer statistischer Gruppen und die direkte Messung des Korngehaltes zuließen. Der Zusammenhang zwischen den Böden unterschiedlicher Standorte in Klimakammerversuchen unter sonst gleichen Bedingungen ist mit einem Bestimmtheitsmaß von  $R^2 = 0,5$  nicht ausreichend, um immer zuverlässige Aussagen zur As-Aufnahme zu treffen.

Somit bleiben Gefäßversuche, die bis zum reifen Korn führen, essentiell, wobei Böden unterschiedlicher Standorte wie Auenboden oder Verwitterungsboden verwendet werden sollten. Dabei sollten Böden eines AI- und eines V-Standes verwendet werden, da ein Einfluss des Bodentyps und der Bodenart auf das Aufnahmeverhalten besteht.

## 5.2 Untersuchung der Auswirkung von P-Düngung und Mykorrhizierung

In den Klimakammerversuchen mit einer Vegetationsdauer von vier Wochen war weder für Arsen noch für die Schwermetalle Cd und Pb ein Unterschied hinsichtlich der Aufnahme feststellbar. Diese Ergebnisse widersprechen den aus der Literatur dargestellten Daten, die für eine deutliche Mehraufnahme von Arsen und Schwermetallen, zumindest im Bereich der Symbiose mit vesikulär arbuskulärer Mykorrhiza, sprechen (AL AGELY et al. 2005; LIU et al. 2005). Der Arsengehalt sinkt zum Teil, wenn das Wachstum durch Mykorrhizierung erheblich verbessert ist und einen Verdünnungseffekt in der Pflanze bewirkt (CHEN 2007). Der Korngehalt blieb bei allen Varianten weit unter



den Grenzwerten für Futtermittel. Somit kann davon ausgegangen werden, dass trotz hoher Belastung vegetativer Pflanzenteile der Arsengehalt unter den Grenzwerten bleibt. Geht man vom mittleren Verhältnis des Gehaltes von vegetativen Organen zum Korn von 28,4 : 1 aus, darf der mittlere

Gehalt vegetativer Organe bei  $56 \text{ mg kg}^{-1}$  liegen, um den Grenzwert von  $2 \text{ mg kg}^{-1}$  im Korn zu überschreiten.

Ähnlich verhält es sich bei der Sorte Berras. Insgesamt war in Topf- und Gefäßversuchen hinsichtlich der Mykorrhizierung kein Einfluss erkennbar. Auch die P-Unterfußdüngung führte zu keiner Verringerung des As-Gehaltes der Pflanzen, auch wenn dies nach Daten einiger Literaturquellen zu erwarten gewesen wäre. Dort wird beschrieben, dass moderate P-Gaben zu einer signifikant niedrigeren As-Aufnahme führten (HUANG et al. 2007). Weitere Quellen erwähnen jedoch eine nach P-Gaben erhöhte As-Aufnahme bei Weizen (TAO et al. 2006; CAO & MA, 2004; FAYIGA & MA, 2006). Diese ist verbunden mit einer erhöhten Toleranz der Pflanzen gegenüber hochbelasteten Böden (KNUDSON et al. 2003). Im Feldmaßstab und nach Erhöhung der P-Zufuhr im Klimakammerversuch konnte die As-Aufnahme durch Pflanzen verringert werden. Dabei korrelieren Effekte nicht mit dem zuvor im Boden ermittelten Phosphorgehalt (nach CAL-Methode). Demnach müssen andere, im Boden während der Versuche nicht ermittelte, Faktoren vorliegen, die im Zusammenhang mit P-Gaben die Aufnahme von Arsen in Pflanzen beeinflussen.

### 5.3 Feldversuche

Um annähernd praxisrelevante Daten zur Verfügung zu stellen, wurden Feldversuche auf sehr unterschiedlichen Bodentypen durchgeführt. Problematisch war das Auffinden von As-Konzentrationen im Boden, die oberhalb des Maßnahmenwertes von  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  Boden nach der Bodenschutzverordnung lagen. Trotz des Studiums entsprechender Belastungskarten (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1999) wurden nur örtlich begrenzte hochbelastete Areale gefunden. Arsen tritt dabei auch auf kleinen Flächen in sehr unterschiedlichen Konzentrationen auf und bildet hohe Konzentrationen in Gebieten von z. T.  $<100 \text{ m}^2$ . In der Umgebung solcher Areale bleibt die As-Belastung unter dem Grenzwert. Diese Heterogenität konnte bei Bodenuntersuchungen der Versuchsfelder (Abbildung 7) bestätigt werden. In den Feldversuchen wurde die Fragestellung der Gefäß- und Klimakammerversuche weitergeführt und auf Praxisflächen untersucht. Dabei konnten Angaben der Literatur hinsichtlich der Mykorrhizierung von Wurzeln bestätigt werden, die auf eine erhöhte Aufnahme von As hindeuteten (LIU et al. 2005; AL AGELY 2005). Dieser Effekt wurde zum Entwicklungszeitpunkt EC 20 sichtbar, war zu EC 40 bei Analysen mit höherem Fehler ( $\alpha = 0,1$ ) noch nachweisbar und nach der Ernte im Korn nicht mehr messbar.

Da die meisten Untersuchungen in der Literatur als Topfversuche durchgeführt wurden, wird dort zumeist nicht auf Korngehalte eingegangen. Die im Korn gefundenen Arsengehalte sind von Einflüssen durch Mykorrhizierung oder P-Düngung während der Aussaat nicht betroffen und als sehr gering zu bezeichnen. Sie lagen weit unter dem Grenzwert für Futtermittel, könnten bei Annahme eines zukünftigen Grenzwertes von  $0,2 \text{ mg kg}^{-1}$  - dieser war bereits bis 1979 Richtwert (BARUDI & BIELIG 1980) - für Lebensmittel auf Flächen wie im Raum Ehrenfriedersdorf jedoch problematisch werden, insbesondere wenn man örtlich vorhandene, höhere As-Belastungen annimmt. Die geringe Einlagerung von As in Ähre und Korn sind auch für Reis beschrieben, wo der Gehalt in den Wur-



zeln um das 28- bis 75-Fache erhöht gegenüber der Ähre war (Gerste in eigenen Experimenten teilweise 200-fach) (RAHMAN et al. 2007). Zu EC 20 konnten positive Auswirkungen der P-Düngung hinsichtlich der As-Aufnahme der Gesamtpflanze festgestellt werden. Der Unterschied war bei den Sorten Berras und Braemar gegenüber der mykorrhizierten Variante signifikant, wobei auch mykorrhiziertes Saatgut in Kombination mit P-Unterfußdüngung geringere Mengen As als die mykorrhizierte Variante ohne Düngung aufnahm. Diese Daten widersprechen zunächst Feldexperimenten mit dem hyperakkumulierenden Farn *Pteris vittata*, der nach Phosphorgabe eine 265 % gesteigerte As-Aufnahme zeigte (WEI et al. 2006) und Experimenten mit Weizen, der ebenfalls mehr Arsen aufnahm (TAO et al. 2006), entspricht aber anderen Daten, in denen P-Düngung zu verstärkter Eisenoxidanlagerung an Wurzeln führt und As somit nicht in die Pflanze gelangen kann (HU et al. 2005). Der Kornertrag wurde weder durch die Phosphatgabe noch durch die Mykorrhizierung beeinflusst. Damit übereinstimmend berichtet die Literatur von Zunahme der Biomasse von Spross und Blättern, aber nicht des Korns (LIU et al. 2005; CHEN et al. 2005; ZHU et al. 2003; WALLER et al. 2005; SERFLING et al. 2007).

## **6 Aus den Ergebnissen abgeleitete Empfehlungen für die Praxis**

### **6.1 Sortenwahl**

Aus den Ergebnissen dieses Projektes lässt sich eine Sortenabhängigkeit hinsichtlich der Schwermetall- und Arsenaufnahme ableiten. Somit kann beispielsweise der Futtermittelgrenzwert durch die Wahl einer geeigneten Sommergerste- und Weizensorte unterschritten werden. Dazu werden jährlich Sortenempfehlungen des LfULG veröffentlicht, die eine Auswahl ermöglichen.

Da in der Praxis häufig bestimmte Sorten durch Abnehmer bevorzugt werden, deren Blickpunkt nicht primär auf die Reduzierung der Belastung mit Schwermetallen und Arsen gerichtet ist, muss jedoch der Arsengehalt durch weitere Maßnahmen in Nutzpflanzen reduziert werden.

### **6.2 Bodenuntersuchungen und Maßnahmen in verdächtigen Gebieten**

Zunächst sollte durch Bodenproben ein Überblick über die Verteilung des Arsens in der Fläche und der Tiefe geprüft werden. Die Arsenbelastung im Boden ist nicht gleichmäßig verteilt. So kann der As-Gehalt in Senken mit hohem Grundwasserspiegel insbesondere auf Al-Standorten den Maßnahmenwert der Bodenschutzverordnung überschreiten, während er sonst deutlich unterschritten wird. In solchen Bereichen sollten dann gesondert Bodenproben genommen werden.



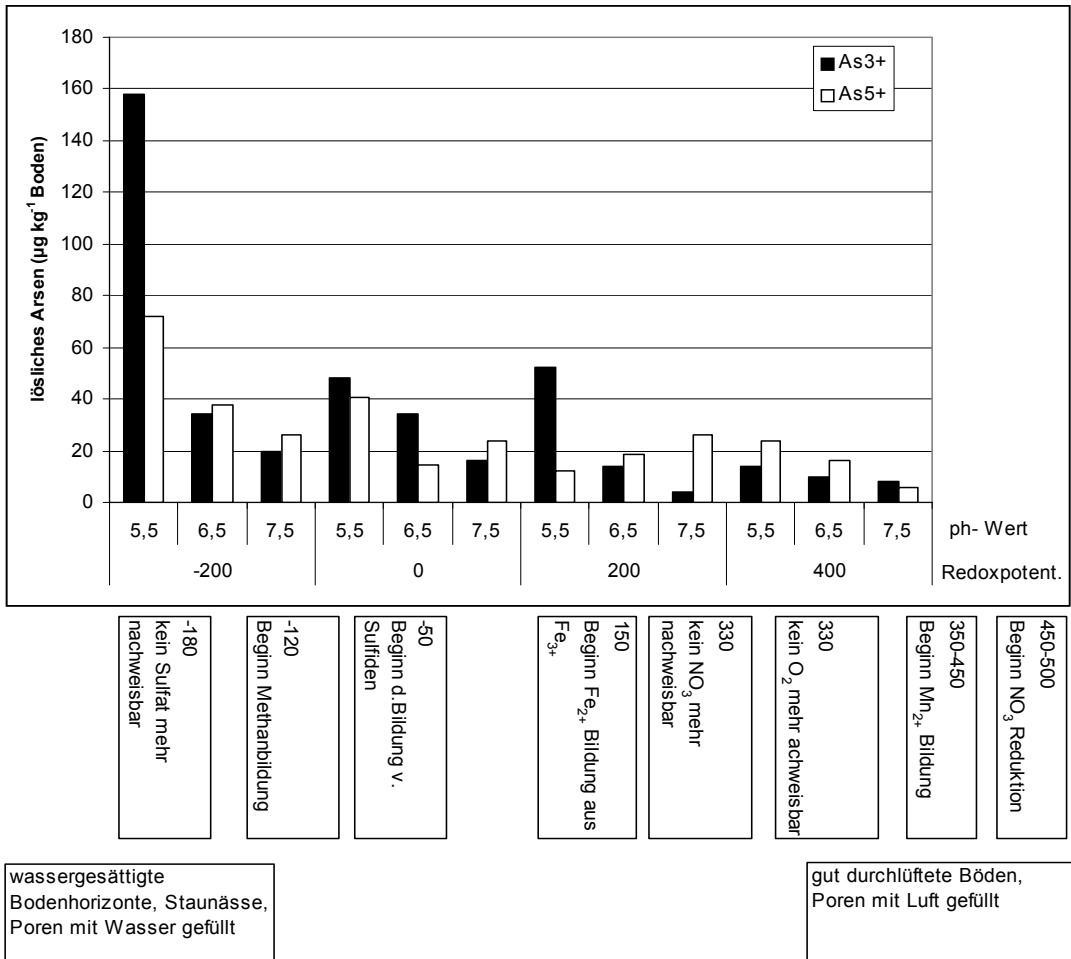
**Abbildung 17: Übergang zu einer zeitweise unter Wasser stehenden Senke.**

In Abbildung 14 ist ein Al-Standort dargestellt, der an eine von Schilf umgebene Senke grenzt. In diesem Bereich ist mit erhöhten Bodengehalten zu rechnen (Abbildung 14, Pfeil). Auf Verwitterungsböden treten Unterschiede der Belastung innerhalb von wenigen Metern auf, die visuell durch Pflanzenbewuchs nicht sichtbar sind. Daher sollte bei der Untersuchung des Bodens von Verwitterungsflächen stets der Schwermetall- und Arsengehalt geprüft werden. Dies trifft insbesondere bei der Nutzung als Grünland zu, da vegetative Teile von Gräsern und bei diesen die bodennahen älteren Blätter das 25-fache des Arsengehaltes des reifen Korns erreichen.

### **6.3 Maßnahmen zur Senkung des As-Gehaltes in Pflanzen**

Neben der oben bereits erwähnten Sortenwahl können gezielte Düngemaßnahmen zur verminderten Arsenaufnahme beitragen. Phosphordüngungen können den Arsengehalt in Pflanzen um bis zu 20 % senken. Dieser Wert wurde in Experimenten mit einer Gabe von umgerechnet bis zu 25 kg ha<sup>-1</sup> P erreicht. Die Wirkung der Düngung war in bisherigen Experimenten unabhängig von bereits im Boden verfügbarem Phosphor. Höhere P-Gaben führten zu keiner weiteren Senkung des As-Gehaltes. Zu beachten ist bei der Düngung der Cadmiumgehalt des P-Düngers, um den zusätzlichen Eintrag dieses und weiterer Schwermetalle zu vermeiden.

In der Literatur ist die Abhängigkeit der Löslichkeit von As vom pH-Wert und dem Redoxpotenzial des Bodens mehrfach erwähnt (MIGON & MORI 1999; MARIN et al. 1993; SADIQ 1997). Der Einfluss dieser Werte wurde in unseren Experimenten bisher nicht berücksichtigt. Demnach kann die Regulierung des pH-Wertes im Boden durch Kalkung und die Vermeidung von Sauerstoffmangel die Mobilität von As-Verbindungen verringern und die Aufnahme durch Pflanzen senken. Die geringste Löslichkeit besitzen As-Verbindungen demnach im neutralen pH-Wertbereich bei etwa pH 7. Dazu kann folgende Grafik als Orientierung dienen (Abb. 18):



**Abbildung 18: Verhalten der für die Pflanzenaufnahme wichtigen anorganischen As-Spezies in Abhängigkeit vom pH-Wert und vom Redoxpotenzial der Böden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989; ROWELL 1994; MARIN et al. 1993, stark abgewandelt)**

Beeinflussbar ist das Redoxpotenzial durch die Unterstützung einer guten Bodendurchlüftung. Mehrere Maßnahmen können dieses soweit erhöhen, dass die Werte des sich in Lösung befindenden Arsens kleiner werden. Neben der Regulierung des pH-Wertes sind Verdichtungen zu vermeiden. Diese unterbinden durch die Verkleinerung des Porenvolumens im Boden die Sauerstoffversorgung, wodurch das Redoxpotenzial sinkt (HORN 1987). Daher kann der Anbau von Zwischenfrüchten wie Gelbsenf (*Sinapis alba*) (FRIEDRICH & FRANKEN 2003) und Ölrettich (*Raphanus sativus*) (NIKOLAY & SIKORA 1989), die Verdichtungshorizonte durchdringen, zu einer Verringerung der As-Aufnahme führen. Weiterhin besteht die Möglichkeit, durch eine tiefgründige Bearbeitung des Bodens eine bessere Durchlüftung zu erreichen (Tab. 13).

**Tabelle 13: Zusammenfassung untersuchter und in der Literatur empfohlener Maßnahmen zur Verringerung des As-Gehaltes der Pflanzen und des gelösten Arsens im Boden**

Pflanze	Effekt hinsichtlich des As- Gehaltes	Kommentar
Sortenwahl Weizen	-41,9%	Korngehalt Weizenversuch 2007
Sortenwahl Gerste	-19,6%	Korngehalt Gersteversuch 2006
Mykorrhizierung	+22,2%	in der Gesamtpflanze (Gerste)
	n. signifikant	im Korn (Gerste)
P- Düngung	-41,4%	in der Gesamtpflanze (Gerste)
	n. signifikant	im Korn (Gerste)
<b>Boden</b>		
pH- Wert v. 5,5 auf 7,5	-75,6%	lösliches As bei anaeroben Bedingungen
pH- Wert v. 5,5 auf 7,5	-58,9%	lösliches As bei gut durchlüftetem Boden
Erhöhung des Redoxpotentials von -200 mV auf +400 mV und pH 7,5	-69,6%	lösliches As im Boden
<b>Empfehlungen</b>		
Sorte mit möglichst niedriger As- Aufnahme wählen P- Düngung bis 25 kg ha <sup>-1</sup> u abhängig vom P- Gehalt (nach CAL Methode) Erhöhung des pH- Wertes im Boden bis in einen neutralen Bereich Vermeidung von Stauäссе Beseitigung von Verdichtungen beispielsweise durch tiefwurzelnde Zwischenfrüchte gute Durchlüftung des Oberbodens, da sich dort die höchsten As- Konzentrationen befinden Meiden älterer bodennahe Pflanzenteile bei der Verwendung als Futter		

#### 6.4 Zusammenfassung von Ergebnissen, möglicher Maßnahmen und Ausblick

Die Untersuchung unterschiedlicher Maßnahmen gestaltet sich auf Grund der vielfältigen Sorptionsmöglichkeiten, der pH-Wert-Abhängigkeit, der heterogenen Verteilung und der ständig wechselnden Arsenspezies abhängig vom Sauerstoffgehalt schwierig. Dennoch konnten wir in unseren Experimenten mit Sommergerste und Winterweizen Abhängigkeiten von der Sorte feststellen und diese statistisch nachweisen, wobei sich Gefäßversuche am aussagekräftigsten erwiesen. Der Arsengehalt im Korn ist verhältnismäßig zur Pflanze und besonders zur Wurzel sehr gering und wird Grenzwerte nur sehr vereinzelt überschreiten. Dabei können bisher keine Aussagen nach kurzer Zeit an Hand von Blättern getroffen werden, die sicher auf den späteren Korngehalt hindeuten. In Feldversuchen an einem Verwitterungs- und einem Alluvialstandort konnte gezeigt werden, daß die Mykorrhizierung des Saatgutes zu einem Anstieg des Arsengehaltes der Gerste im Feldversuch führt, während geringe Phosphorgaben, als Flüssigdünger vor der Aussaat gegeben, den Gehalt erheblich senken können.

In weiteren Feldversuchen sollten die bisher ermittelten Daten abgesichert werden. Neben Weizensorten sollen im Rahmen von Gefäßversuchen auch Sommergerstesorten geprüft und dabei Böden unterschiedlicher Standorte (z. B. AI- und V-Standort) verwendet werden.

Der positive Einfluss einer Phosphordüngung sollte durch die Gabe unterschiedlicher P-Mengen bereits vor der Aussaat und durch Unterfußdüngung während der Aussaat im Feldversuch geprüft werden.

Eine Fortführung von Sortenversuchen hinsichtlich der As-Aufnahme ist unumgänglich, wobei im Gefäßversuch Böden eines AI- und eines V-Standes zu verwenden sind. Des Weiteren sind mehrere Fruchtarten gleichzeitig zu erfassen, um eine dem Marktangebot entsprechende Sortenempfehlung geben zu können.

Die summarische Entwicklung des As-Gehaltes zeigte eine ansteigende lineare Funktion mit hohem Bestimmtheitsmaß. Die Untersuchung dieser Entwicklung soll bis zur Ausbildung des Kornes weitergeführt werden, um zuverlässige Aussagen bereits nach frühen Entwicklungszeitpunkten der Pflanze prüfen zu können.

## **7 Literaturverzeichnis**

- AL AGELY, A.; SYLVIA, D.M.; MA, L.Q. (2005): Mycorrhizae increase arsenic uptake by the hyperaccumulator Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.). *J Environ Qual.* 34 (6):2181-6
- BAADER, E.W.; BACHEM, C. (1930): Arsen-Vergiftungen bei der Schädlingsbekämpfung mit Flugzeugen. *Archives of Toxicology.* 1 (1): 107-8
- BARUDI, W.; BIELIG, H. J. (1980): Gehalt an Schwermetallen (Arsen, Blei, Cadmium, Quecksilber) in oberirdisch wachsenden Gemüse- und Obstarten\*. *Z. Lebensm. Unters. Forsch.* 170: 254-257
- BEESE, G., BÖHME, M., HAASE, D. (2006): LSV Wintergetreide - Qualitätsbericht 2005.
- BERLEKAMP, J.; HERPIN, U.; MATTHIES, M.; LIETH, H.; MARKERT, B.; WECKERT, V.; WOLTERBEEK, B.; VERBURG, T.; ZINNER, H. H.; SIEWERS, U. (1998): Geographic Classification of Heavy Metal Concentrations in Mosses and Stream Sediments in the Federal Republic of Germany. *Water, Air, & Soil Pollution.* 101 (1-4): 177-95
- BHATTACHARYYA, R.; CHATTERJEE, D.; NATH, B.; JANA, J.; JACKS, G.; VAHTER, M. (2003): High arsenic groundwater: mobilization, metabolism and mitigation--an overview in the Bengal Delta Plain. *Mol Cell Biochem.* 253 (1-2): 347-55.
- CAO, X.; MA, L.Q. (2004): Effects of compost and phosphate on plant arsenic accumulation from soils near pressure-treated wood. *Environ Pollut.* 132 (3): 435-42
- CHEN, B.; XIAO, X.; ZHU, Y.G.; SMITH, F.A.; XIE, Z.M.; SMITH, S.E. (2007): The arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* gives contradictory effects on phosphorus and arsenic acquisition by *Medicago sativa* Linn. *Sci Total Environ.* 379 (2-3): 226-34
- FAO (2003): World reference base for soil resources, Classification key.  
(<http://www.fao.org/ag/AGL/agll/wrb/newkey.stm>;

[http://eusoils.jrc.it/ESDB\\_Archive/eusoils\\_docs/esb\\_rr/n09\\_soilresources\\_of\\_europe/Germany.pdf](http://eusoils.jrc.it/ESDB_Archive/eusoils_docs/esb_rr/n09_soilresources_of_europe/Germany.pdf)

- FARITAS, S.S.; CASA, V.A.; VAZQUEZ, C.; FERPOZZI, L.; PUCCI, G.N.; COHEN I.M. (2003): Natural contamination with arsenic and other trace elements in ground waters of Argentine Pampean Plain. *Sci Total Environ.* 309 (1-3): 187-99.
- FAYIGA, A.O.; MA, L.Q. (2006): Using phosphate rock to immobilize metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Sci Total Environ.* 359 (1-3): 17-25
- FIEDLER, H. J. (1990): *Bodennutzung und Bodenschutz*. VEB Gustav Fischer Verlag Jena
- FITZ, W.J.; WENZEL, W.W. (2002): Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *J Biotechnol.* 99 (3): 259-78.
- FOOD STANDARDS AGENCY (2004): FOOD LAW GUIDE. 34-35. [HTTP://WWW.FOODSTANDARDS.GOV.UK](http://www.foodstandards.gov.uk)
- GROHE, F.; MOSLER, F. (1865): Zur Kenntniss der Veränderungen innerer Organe bei acuter Arsenvergiftung. *Virchows Archiv.* 34 (1-2): 208-25
- HARTLEY, W.; LEPP, N.W. (2007): Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytotoxic metal uptake. *Sci Total Environ.* ahead of print
- HASSLER, S.; KLOSE, R (2006): *Arsentransfer Boden Pflanze, Abschlußbericht*. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. 14: 2-54
- HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFELA, P. J. (2005): Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology.* 19 (2-3): 125-140
- HELSEN, L.; VAN DEN BULCK, E. (2005): Review of disposal technologies for chromated copper arsenate (CCA) treated wood waste, with detailed analyses of thermochemical conversion processes. *Environ Pollut.* 134 (2): 301-14.
- HU, Y.; LI, J.H.; ZHU, Y.G.; HUANG, Y.Z.; HU, H.Q.; CHRISTIE, P. (2005): Sequestration of As by iron plaque on the roots of three rice (*Oryza sativa* L.) cultivars in a low-P soil with or without P fertilizer. *Environ Geochem Health.* 27 (2): 169-76.
- HUANG, C.; KE, Q.; COSTA, M.; SHI, X. (2004): Molecular mechanisms of arsenic carcinogenesis. *Mol Cell Biochem.* 255 (1-2): 57-66.
- HUANG, Z.C.; AN, Z.Z.; CHEN, T.B.; LEI, M.; XIAO, X.Y.; LIAO, X.Y. (2007): Arsenic uptake and transport of *Pteris vittata* L. as influenced by phosphate and inorganic arsenic species under sand culture. *J Environ Sci (China).* 19 (6): 714-8
- JANG, M.; MIN, S.H.; KIM, T.H.; PARK, J.K. (2006): Removal of arsenite and arsenate using hydrous ferric oxide incorporated into naturally occurring porous diatomite. *Environ Sci Technol.* 40 (5): 1636-43.
- KAISE, T.; OCHI, T.; OYA-OHTA, Y.; HANAOKA, K.; SUKURAI, T.; SAITOH, T.; MATSUBARA, C. (1998): Cytotoxicological aspects of organic arsenic compounds contained in marine products using the mammalian cell culture technique. *Appl Organomet Chem* 12: 137-143
- KAPAJ, S.; PETERSON, H.; LIBER, K.; BHATTACHARYA, P. (2006): Human health effects from chronic arsenic poisoning--a review. *Human health effects from chronic arsenic poisoning--a review. J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng.* 41 (10): 2399-428.

- KLIGERMAN, A.D.; TENNANT, A.H. (2007): Insights into the carcinogenic mode of action of arsenic. *Toxicol Appl Pharmacol.* 222 (3): 281-8.
- KLOSE, R.; RANK, G.; MARX, V. (2006): Auenböden der vereinigten Mulde. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft. 11 (2): 2-46
- KNUDSON, J.A.; MEIKLE, T.; DELUCA, T.H. (2003): Role of mycorrhizal fungi and phosphorus in the arsenic tolerance of basin wildrye. *J Environ Qual.* 32(6): 2001-6
- KRÄMER U. (2005): Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Curr Opin Biotechnol.* 16 (2): 133-41
- LANGECKER, H. (1931): Arsen-Vergiftungen, ökonomische, verursacht durch arsenhaltige Farben im Wandanstrich. *Archives of Toxicology.* 2 (1): 19-22
- LIDELÖW S, RAGNALDSSON D, LEFFLER P, TESFALIDET S, MAURICE C. (2007): Field trials to assess the use of iron-bearing industrial by-products for stabilisation of chromated copper arsenate-contaminated soil. *Sci Total Environ.* 387 (1-3): 68-78.
- LIU, Y.; ZHU, Y.G.; CHEN, B.D.; CHRISTIE, P.; LI, X.L. (2005): Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. *Mycorrhiza.* 15 (3): 187-92
- MARIN, A. R.; MASSCHELEYN, P. H.; PATRICK JR., P.H. (1992). The influence of chemical form and concentration of arsenic on rice growth and tissue arsenic concentration. *Plant and Soil* 139: 175-183.
- MATSCHULLAT, J. (2000): Arsenic in the geosphere-a review. *Sci Total Environ.* 249 (1-3): 297-312
- NAVAS-ACIEN. A.; SHARRETT, A.R.; SILBERGELD, E.K.; SCHWARTZ, B.S.; NACHMAN, K.E.; BURKE T.A.; GUALLAR, E. (2005): Arsenic exposure and cardiovascular disease: a systematic review of the epidemiologic evidence. *Am J Epidemiol.* 162 (11): 1037-49.
- OVERESCH, M.; RINKLEBE, J.; BROLL, G.; NEUE, H.U. (2006): Metals and arsenic in soils and corresponding vegetation at Central Elbe river floodplains (Germany). *Environ Pollut.* 145 (3): 800-12
- PLANER-FRIEDRICH, P.; LONDON, J.; MCCLEKEY, R. P.; NORDSTRÖM, D. K.; WALLSCHLÄGER, D. (2007): Thioarsenates in geothermal waters of Yellowstone National Park: determination, preservation, and geochemical importance. *Environ Sci Technol.* 41 (15): 5245-51.
- POPOFF, N.M. (1888): Ueber die Veränderungen im Rückenmarke des Menschen nach acuter Arsenvergiftung. *Virchows Archiv.* 113 (2): 385-91
- RAHMAN, M.A.; HASEGAWA, H.; UEDA, K.; MAKI, T.; OKUMURA, C.; RAHMAN, M.M. (2007): Arsenic accumulation in duckweed (*Spirodela polyrhiza* L.): a good option for phytoremediation. *Chemosphere.* 69 (3): 493-9.
- SADIQ, M. (1997). Arsenic chemistry in soils: An overview of thermodynamic predictions and field observations. *Water, Air Soil Poll.* 93: 117-136.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1999): Elementkarten, Beispiel Arsen. <http://www.lfug.smul.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/veroeffentlichungen>
- SEAMAN JC, AREY JS, BERTSCH PM. (2001): Immobilization of nickel and other metals in contaminated sediments by hydroxyapatite addition. *J Environ Qual.* 30 (2): 460-9.

- SERFLING, A.; WIRSEL, ST.; LIND, V.; DEISING, H. (2007): Performance of the biocontrol fungus *Piriformospora indica* on wheat under greenhouse and field conditions. *Phytopathology*. 97 (4): 523-31
- SMITH, M. M.; HORE, T.; CHAKRABORTY, P., CHAKRABORTY, DK, SAVARIMUTHU, X.; SMITH, A. H. (2003): A dugwell program to provide arsenic-safe water in West Bengal, India: preliminary results. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 38 (1): 289-99
- STRAUBE, G. (1939): Die chronische Arsen-Vergiftung der Winzer. *Archives of Toxicology*. 10 (1): 33-38
- SYMANSKI, H. (1939): Akute Arsen-Vergiftung bei der Kartoffelkäferbekämpfung. *Archives of Toxicology*. 10 (1): 1-8
- TAO, Y.; ZHANG S.; JIAN, W.; YUAN, C.; SHAN, XQ. (2006): Effects of oxalate and phosphate on the release of arsenic from contaminated soils and arsenic accumulation in wheat. *Chemosphere*. 65 (8): 1281-7
- TSENG, CH. (2005): Blackfoot disease and arsenic: a never-ending story. *J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev*. 23 (1): 55-74.
- VETTERLEIN, D.; SZEGEDI, K.; ACKERMANN, J.; MATTUSCH, J.; NEUE, H.U.; TANNEBERG, H.; JAHN, R. (2007): Competitive mobilization of phosphate and arsenate associated with goethite by root activity. *J Environ Qual*. 36 (6): 1811-20.
- WALLER, F.; ACHATZ, B.; BALTRUSCHAT, H.; FODOR, J.; BECKER, K.; FISCHER, M.; HEIER, T.; HÜCKELHOVEN, R.; NEUMANN, C.; VON WETTSTEIN, D.; FRANKEN, P.; KOGEL, K.H. (2005): The endophytic fungus *Piriformospora indica* reprograms barley to salt-stress tolerance, disease resistance, and higher yield. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 102 (38): 13386-91
- WANG, S.; MULLIGAN, C. N. (2006): Natural attenuation processes for remediation of arsenic contaminated soils and groundwater. *J Hazard Mater*. 138 (3): 459-70
- WEI, C.Y.; SUN, X.; WANG, C.; WANG, W.Y. (2006): Factors influencing arsenic accumulation by *Pteris vittata*: a comparative field study at two sites. *Environ Pollut*. 141 (3): 488-93
- WEISER, F. (1965). Untersuchungen generativer Nachkommenschaften von Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) trockener Kalkstandorte und grundwasserbeeinflusster Standorte im Gefäßversuch bei differenzierten Wasser- und Kalkgaben. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 84/ 1-2



## **Impressum**

**Herausgeber:** Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie  
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden  
Internet: [www.smul.sachsen.de/lfulg](http://www.smul.sachsen.de/lfulg)

**Autoren:** Albrecht Serfling, Dr. Ralf Klose  
Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft  
Geschäftsbereich Labore Landwirtschaft (LUFA)  
Gustav-Kühn-Straße 8, 04159 Leipzig  
Telefon: 0341 9174-208  
Telefax: 0341 9174-211  
E-Mail: [ralf.klose@smul.sachsen.de](mailto:ralf.klose@smul.sachsen.de)

**Redaktion:** siehe Autoren

**Endredaktion:** Öffentlichkeitsarbeit  
Präsidialabteilung

**ISSN:** 1867-2868

**Redaktionsschluss:** November 2008

Für alle angegebenen E-Mail-Adressen gilt:

Kein Zugang für elektronisch signierte sowie für verschlüsselte elektronische Dokumente

### **Verteilerhinweis**

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlhelfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.