

# Konzentrations-, Toxizitäts- und Mobilitäts-Untersuchungen an einem bleischrotbelasteten Waldboden

## (Ehemalige Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen)

Marcel Brokbartold, Michael Kerth, Andreas Lampe

### 1. Einleitung

In Deutschland gibt es derzeit gut 400 – 600 in Betrieb befindliche zivile Schießanlagen [1]. Die Anzahl der Anlagen, auf denen der Schießbetrieb eingestellt ist, dürfte weitaus größer sein. Angaben zur Anzahl stillgelegter Anlagen stehen für das Bundesgebiet jedoch nicht zur Verfügung.

Zivile Schießanlagen dienen der Ausbildung und dem Schießtraining der Jägerschaft sowie der Sportschützen. Grundsätzlich unterscheidet man zwischen Schießanlagen für Einzelgeschosse (z.B. Büchsen, Revolver, Pistolen) und solchen für das Schießen mit Schrot (Flinten) [2]. Aus Sicht des Bodenschutzes besonders relevant sind die „vollkommen offenen Schießstände“ (z.B. Trap- und Skeetanlagen). Auf diesen Anlagen wird mit Schrotmunition auf abgeworfene Wurfscheiben (umgangssprachlich: Tontauben) geschossen, mit dem Ziel, diese während der Flugphase zu treffen und zu zerstören.

Anders als auf Einzelgeschossschießbahnen oder Roll- und Kipphasenständen, bei denen die Deposition der Geschosse durch bauliche Maßnahmen (sog. Kugelfänge) deutlich eingegrenzt wird, werden beim Wurf-scheibenschießen große Flächen mit Bleischrot beaufschlagt. Die Schrotdepositionsbereiche umfassen hier üblicherweise mehrere Hektar.

Spätestens seit dem Bericht einer Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz 1998 [3] ist bekannt, dass die Böden im Bereich der Schussfelder erheblich mit umweltgefährdenden Stoffen belastet sind. Bei Untersuchungen zur Charakterisierung der Belastungssituationen wurden im Bereich der Schussfelder

- Bleigehalte von mehreren Gramm bis einigen Zehnergramm pro Kilogramm Boden,
- Belastungen des Bodens durch die Bleischrotinhaltsstoffe Antimon und Arsen (1 – 3 Masse-%-Anteil in der Legierung)
- sowie Bodenbelastungen mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch die Verwendung teerpechhaltiger Wurfscheiben nachgewiesen.

Vor diesem Hintergrund wurde in Bezug auf betriebene Wurfscheibenschießanlagen sowie Neuanlagen die DIN 19740 (Entwurf 2006) „Umweltschutzrelevante Anforderungen an den Bau und Betrieb von zivilen Schießstätten“ erarbeitet, sodass zumindest langfristig – nach entsprechendem Umbau/Neubau und bei Beachtung der erforderlichen Unterhaltungs-

maßnahmen – mit deutlich geringeren Einwirkungen des Schießbetriebs auf den Boden zu rechnen ist.

Bisher nur wenig Beachtung gefunden haben die nicht mehr betriebenen Wurfscheibenschießanlagen, bei denen der Schießbetrieb z.T. seit Jahrzehnten eingestellt ist. Diese ehemaligen Wurfscheibenschießanlagen liegen in der „freien Landschaft“ und werden heute meist land- oder forstwirtschaftlich genutzt. Die durch den Betrieb der Anlage auf bzw. in den Boden eingetragenen Schadstoffe unterliegen ggf. schon seit Jahrzehnten den im Boden ablaufenden Verwitterungs- und Stoffumsetzungsprozessen.

Im Hinblick auf die Beurteilung der Umweltrelevanz insbesondere der Altanlagen ist daher von Interesse, inwieweit das in metallischer Bindung vorliegende Blei, Antimon und Arsen der Schrote unter Umwelteinflüssen langzeitbeständig ist. Wenn keine Langzeitbeständigkeit vorliegt, ist zu prüfen, wie sich die entstehenden Korrosionsprodukte in der Umwelt verhalten.

Diesen Fragen einschließlich der ökotoxikologischen Relevanz einer Bleischrotbelastung des Bodens wurde im Rahmen einer Detail- und Sanierungsuntersuchung der ehemaligen Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen nachgegangen.

### 2. Standort und Belastungssituation

Die ehemalige Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen liegt rund 6,5 km nordöstlich der Stadt Lemgo (Kreis Lippe, NRW) und umfasst eine Fläche von rund 7 Hektar. 1986 wurde die Anlage nach knapp 50 Betriebsjahren geschlossen und das Gelände mit Buchen aufgepflanzt, die heute einen etablierten Bestand bilden.

Das Areal ist an einem Unterhang gelegen, der mit temporär wasserführenden Fließgerinnen durchzogen ist. Die Speisung der Fließgerinne erfolgt nach stärkeren Niederschlägen durch ablaufendes Oberflächenwasser sowie durch oberflächennahes, lateral zusickerndes Bodenwasser, dem sogenannten Zwischenabfluss oder Interflow.

Vorherrschende Bodentypen sind Pseudogleye und Braunerden, die sich auf lößdominiertem Substrat gebildet haben. Der Auflagehorizont aus Bestandsabfall der Buchenbestockung ist 3 – 14 Zentimeter mächtig. Ab einer Tiefe von mehr als 80 Zentimetern nimmt der Anteil des durch Solifluktion umgelagerten, verwitterten Keuper-Festgesteins zu. Weitgehend unver-

## Konzentrations-, Toxizitäts- und Mobilitäts-Untersuchungen an einem bleischrotbelasteten Waldboden

Tabelle 1:

Mittlere pH-Werte und Metallgesamtgehalte (mg/kg, in Klammern Spannweiten) im vertikalen Bodenprofil des Hauptbleischrotdepositionsbereiches.

Bodenbereich	pH-Wert [pH(CaCl <sub>2</sub> )]	Blei [mg/kg]	Arsen [mg/kg]	Antimon [mg/kg]
Auflagehorizont (n = 1)	3,9	bis > 40.000	bis 217	bis 1.685
Oberboden (n = 10)	4,4 (4,0 - 5,3)	3.500 (1.300 - 22.000)	41 (25 - 230)	72 (25 - 500)
Unterboden (n = 5)	4,3 (4,1 - 5,8)	27 (16 - 82)	5 (1 - 10)	< 1 (< 1 - 1)
Untergrund (n = 4)	5,1 (4,3 - 5,8)	15 (8 - 50)	5 (-)	< 1 (-)

wittertes Festgestein des Lettenkohlenkeupers steht flächenhaft ab einer Tiefe von mehreren Metern an. Die pH-Werte im Boden liegen im Auflagehorizont unter 4, darunter zwischen 4 und knapp 6 und damit im mäßig bis stark sauren Milieu (Tabelle 1).

Innerhalb der Gesteine des Lettenkohlenkeupers ist ein erstes Grundwasserstockwerk mit Flurabständen im Bereich der Schießanlage von rund 10 m vorhanden. Der Lettenkohlenkeuper wird von Gesteinen des Oberen Muschelkalks unterlagert, die ein zweites, durch schwach durchlässige Schichten des Unteren Lettenkohlenkeupers getrenntes Grundwasserstockwerk bilden. Aus diesem wird in unmittelbarer Nähe der Wurfscheibenschießanlage Trinkwasser gewonnen.

Auf den beiden im Bereich der ehemaligen Schießanlage vorhandenen Schießständen (Trap und Skeet) wurden jährlich geschätzte 80.000 Schrotschuss abge-

geben. Insgesamt ist daher auf dem Standort von einer Masse an Bleischrot in der Größenordnung von hundert Tonnen auszugehen. Das Bleischrot ist dabei auf einer Fläche von rund 7 ha verteilt und liegt im Wesentlichen im (unteren Teil) des Auflagehorizonts und im Oberboden, d.h. in den oberen Zentimetern des Bodens. Vergleichbare Massen an Bleischrot sind auch für andere Wurfscheibenschießanlagen beschrieben [4, 5, 6, 7].

Resultierend aus dem spezifischen Bleischrotdepositionsverhalten beim Trap- und Skeetschießen ist auf der Schießstätte Lemgo-Lüerdissen eine 3,7 ha große Belastungskernzone ausgebildet, in der Bleischrotgehalte von bis zu 6,0 kg/m<sup>2</sup> auftreten. Eine Übersicht über die Verteilung der Metallkontaminanten im vertikalen Bodenprofil der Belastungskernzone enthält Tabelle 1.

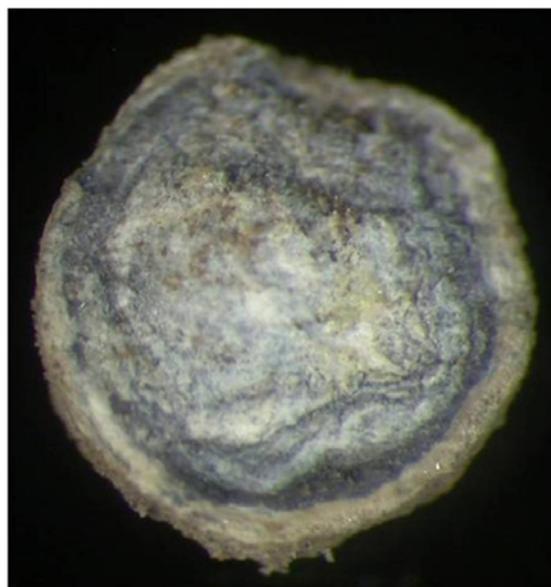


Abbildung 1:

Links: Korrodierte Bleischrote im Hauptdepositionsbereich (Bleischrotdurchmesser 2,0 - 2,5 mm)

Rechts: Geöffnete Bleischrotkugel (unter dem Binokular, 80-fache Vergrößerung)

### 3. Durchgeführte Untersuchungen und Ergebnisse

#### 3.1 Verwitterungszustand des Bleischrots und neu gebildete Mineralphasen

Die im Wesentlichen an der Grenzfläche zwischen Auflagehorizont und Oberboden vorhandenen Bleischrote zeigen eine weißliche Färbung und bereits makroskopisch erkennbar nur noch eine unvollkommene Kugelgestalt (Abbildung 1 links). Zwischen den Fingern lassen sich die Bleischrote weitgehend zu einem weißlichen Pulver zerdrücken.

Unter dem Binokular zeigt eine geöffnete Bleischrotkugel vom Standort Lemgo-Lüerdissen eine „Korrosionsrinde“ (Abbildung 1 rechts), die eine weiß-bräunliche Färbung aufweist.

Röntgendiffraktometrische Untersuchungen der Korrosionsrinde ergaben, dass sich diese vorrangig aus Bleikarbonaten, Bleisulfaten, Bleioxyden sowie aus Mischphasen zusammensetzt (Tabelle 2).

Tabelle 2:

Ergebnis der röntgendiffraktometrischen Untersuchung. Bleiverbindungen in der verwitterten/korrodierten Rinde von Bleischrotkugeln der ehemaligen Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen.

Bleiphasen in der Korrosions- / Verwitterungsrinde der Bleischrotkugeln
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bleikarbonate</li> <li>- Cerrusit (<math>PbCO_3</math>)</li> <li>- Hydrocerrusit (<math>Pb(CO_3)_2(OH)_2</math>)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bleisulfate</li> <li>- Anglesit (<math>PbSO_4</math>)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bleioxyde</li> <li>- Plattnerit (<math>PbO_2</math>)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Mischphasen</li> <li>- Susannit/Leadhillit (<math>Pb_4(CO_3)_2(SO_4)(OH)_2</math>)</li> <li>- Lanarkit (<math>Pb_2O(SO_4)</math>)</li> </ul>

#### 3.2 Sequentielle Extraktion nach Zeien & Brümmer

Die Bindungsformen und der jeweilige Anteil der relevanten Metalle Blei, Antimon und Arsen im Boden wurden durch eine sequentielle Extraktion nach Zeien & Brümmer [8] bestimmt. Untersucht wurden Proben des Auflagehorizonts, des Ober- und des Unterbodens von drei Standorten der Wurfscheibenschießanlage sowie eine Oberbodenprobe eines Referenzbodens, der außerhalb der Wurfscheibenschießanlage genommen wurde, ansonsten jedoch ähnliche Bodenverhältnisse aufweist. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 aufgelistet.

Im Auflagehorizont liegt Blei mit einem Anteil von 41 bis 57 % in den Fraktionen I „mobil“ und II „leicht nachlieferbar“ vor. Bei drastisch abnehmenden Gesamtgehalten nimmt mit zunehmender Tiefe im Profil der (relative Anteil) der Fraktion I „mobil“ zu.

Bei Arsen und Antimon herrschen bei dem hier betrachteten Standort generell die Fraktionen III – VII (Fraktion III: „an Mn-Oxide gebunden“, Fraktion IV: „organisch gebunden“, Fraktion V: „an schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden“, Fraktion VI: „an kristal-

line Fe-Oxide gebunden“, Fraktion VII: „residual gebunden“) vor. Folglich sind diese Elemente deutlich weniger verfügbar als Blei und werden im Boden insgesamt relativ stark chemisch gebunden.

#### 3.3 Untersuchung des Bodensickerwassers

Auf dem Standort wurden in der Belastungskernzone insgesamt fünf Saugkerzenanlagen mit jeweiligen Einbautiefen von 0,1, 0,5 und 1,0 m sowie in drei Anlagen zusätzlich in 2,0 m unter Gelände eingerichtet, mit denen das Bodenwasser bzw. Bodensickerwasser direkt beprobt werden konnte. Eingebaut wurden Kunststoff-Saugkerzen aus Nylon mit Polyamid-Membranfiltern und Polyethylen-Stützkörpern (Lieferant: ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH, Bonn). Diese Saugkerzen sind, wie auch die Untersuchungen an der Wurfscheibenschießanlage Heede zeigen, speziell für Schwermetalluntersuchungen geeignet [4].

Innerhalb eines Zeitraums von 2 Jahren wurden die Saugkerzen insgesamt achtmal (diskontinuierlich) beprobt.

In drei der fünf Saugkerzenanlagen ist Blei im Bodensickerwasser nachweisbar, in einer der Saugkerzenanlagen bis in eine Tiefe von 2,0 m unter Gelände (Tabelle 4).

Die Arsengehalte lagen im beprobten Bodensickerwasser in allen untersuchten Proben unter der Nachweisgrenze von 10 µg/l, Antimon trat nur vereinzelt in den Proben aus 0,1 m Tiefe mit Maximalkonzentrationen von 20 µg/l auf.

#### 3.4 Untersuchungen des Grund- und Oberflächenwassers

Im Zu- und Abstrom sowie in der Belastungskernzone wurden fünf Grundwassermessstellen im ersten Grundwasserstockwerk eingerichtet und in den Jahren 2006/07 achtmal beprobt. Die Proben wurden auf die potentiellen Kontaminanten (Blei, Arsen, Antimon) der Altanlage untersucht, dabei konnte kein Blei, Arsen oder Antimon nachgewiesen werden.

In den periodisch wasserführenden Fließgerinnen des Schießfeldes wurden Bleikonzentrationen von bis zu 130 µg/l nachgewiesen.

#### 3.5 Löslichkeitsverhalten der korrodierten Bleischrote

Das Löslichkeitsverhalten der korrodierten Bleischrote wurde in Becherglasversuchen über fünf Tage mit wässriger Lösung verschiedener Aciditäten (pH 3, 4, 5, 7, 9) untersucht. Dazu wurden je 250 ml pH-eingestelltes demineralisiertes Wasser und 0,75 g korrodiertes Bleischrot in einem Becherglas vereint und ohne weitere Zufuhr von Energie (z. B. Schütteln) bei Raumtemperatur stehen gelassen. Alle 24 Stunden wurden durch Dekantieren Proben des wässrigen Überstandes gewonnen und nach DIN EN ISO 11885 auf Blei analysiert.

Aus den Versuchen (Abbildung 2) wird ersichtlich, dass zum einen – wie zu erwarten – eine deutliche

## Konzentrations-, Toxizitäts- und Mobilitäts-Untersuchungen an einem bleischrotbelasteten Waldboden

Tabelle 3: Ergebnis der sequentiellen Extraktion nach Zeien & Brümmner von drei Standorten (S1 – S3) auf der Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen und einem Referenzboden, differenziert nach Auflagehorizont, Ober- und Unterboden.

	Fraktion*	Auflage		Oberboden		Unterboden	
		[mg/kg]	[%-Anteil]	[mg/kg]	[%-Anteil]	[mg/kg]	[%-Anteil]
S1	I	3.976	11	4.016	17	1.269	51
	II	15.350	44	10.957	48	575	23
	III	6.419	19	3.128	14	173	7
	IV	7.401	21	3.952	17	152	6
	V	877	3	729	3	84	3
	VI	120	0	29	0	228	9
	VII	431	1	187	1	21	1
	Summe	34.573	100	22.999	100	2.502	100
S2	I	1.098	8	734	50	76	53
	II	4.286	33	396	27	32	23
	III	2.546	20	191	13	12	8
	IV	4.467	34	123	8	17	12
	V	470	4	25	2	2	2
	VI	71	1	5	0	1	1
	VII	98	1	6	0	1	1
	Summe	13.036	100	1.480	100	141	100
S3	I	2.371	22	701	49	16	30
	II	3.705	35	365	25	13	25
	III	1.974	18	182	13	9	18
	IV	2.350	22	141	10	11	21
	V	202	2	31	2	1	3
	VI	38	0	7	0	1	3
	VII	35	0	5	0	1	1
	Summe	10.676	100	1.431	100	52	100
<b>Bod15 (Referenz- boden)</b>	I			17	28		
	II			14	25		
	III			10	18		
	IV			16	27		
	V			0	0		
	VI			1	1		
	VII			1	1		
	Summe			58	100		

\* Extraktionssequenz nach Zeien & Brümmner  
Fraktion I: „mobil“, Fraktion II: „leicht nachlieferbar“, Fraktion III: „an Mn-Oxide gebunden“, Fraktion IV: „organisch gebunden“, Fraktion V: „an schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden“, Fraktion VI: „an kristalline Fe-Oxide gebunden“, Fraktion VII: „residual gebunden“

	m u. GOK	0,1	0,5	1,0	2,0
S1	[µg/l]	<b>31</b> (<10 – 40)	<b>590</b> (410 – 860)	<b>330</b> (290 – 570)	<b>280</b> (190 – 410)
S2	[µg/l]	<b>200</b> (50 – 460)	<b>10</b> (<10 – 30)	<b>30</b> (<10 – 30)	<b>&lt;10</b> (<10)
S3	[µg/l]	<b>210</b> (180 – 250)	<b>420</b> (190 – 730)	<b>20</b> (<10 – 20)	<b>&lt; 10</b> (<10 – 20)
S4	[µg/l]	<b>&lt;10</b> (<10)	<b>&lt;10</b> (<10)	<b>&lt;10</b> (<10)	n.b.
S5	[µg/l]	<b>&lt;10</b> (<10)	<b>&lt;10</b> (<10)	<b>&lt;10</b> (<10)	n.b.

Tabelle 4:  
Bleikonzentrationen im Bodensickerwasser der Saugkerzenanlagen S1 bis S5 in den Jahren 2006 und 2007 (Mediane und Spannweiten aus 8 Messungen).  
n.b.: nicht bestimmt.

Konzentrations-, Toxizitäts- und Mobilitäts-Untersuchungen an einem bleischrotbelasteten Waldboden

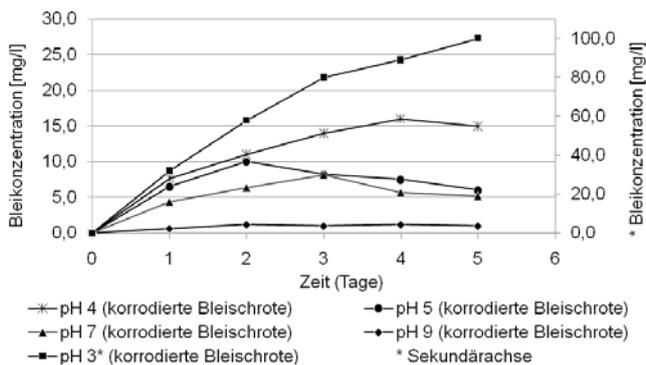


Abbildung 2:  
Bleikonzentrationsverläufe in wässrigen Testmedien der pH-Werte 3, 4, 5, 7, 9 im statischen Versuch zur Bestimmung der Löslichkeitskinetik korrodiierter Bleischrote (Versuchsreihe über fünf Tage)

Korrelation zwischen Bleilöslichkeit und steigender Lösungsacidität besteht. Zum anderen ist aber selbst bei pH 7 nach 24 Stunden im wässrigen Überstand des Versuchssystems ein Bleigehalt von rund 5 mg/l nachzuweisen.

### 3.6 Aquatische Ökotoxizitätstests

Die Auswirkungen einer Bleiexposition auf aquatische Lebensgemeinschaften wurden in Tests mit dem Kleinkrebs *Daphnia magna* (in Anlehnung an [9] DIN 38412-11) und dem Leuchtbakterium *Vibrio fischeri* (in Anlehnung an [10] DIN EN ISO 11348-3) ermittelt, die sensitiv auf Stoffwechselgifte im Wasser reagieren [11]. Mittels synthetisch hergestellter Bleilösung wurden bleispezifische Konzentrations-Wirkungs-Kurven aufgenommen. Aus diesen konnte der EC-Wert (EC = effective concentration) direkt abgelesen werden. Der im Daphnien-Kurzzeitest ermittelte EC50-Wert, der die Bleikonzentration im Testmedium beschreibt, bei der 50 % der eingesetzten Organismen schwimmunfähig sind, lag bei 2.100 µg/l. Die Leuchtbakterien reagierten bei einer Bleikonzentration im Testmedium von 1.500 µg/l mit einer Leuchtintensitätshemmung um 50 %. Diese Werte liegen deutlich (>Faktor 10) über den Bleigehalten im Oberflächenwasser der Belastungskernzone von maximal 130 µg/l.



Abbildung 3:  
Oberirdischer Pflanzenapparat nach Ablauf der 10-tägigen Versuchszeit  
Links: Kressekultur auf Boden des Hauptbleischrotdepositionsbereiches  
Rechts: Kressekultur auf bleischrotfreiem Referenzboden

Versuchsreihen mit Bodeneluat des Hauptbleischrotdepositionsbereiches zeigten keine Reaktion im Daphnien- und Leuchtbakterienhemmtest.

### 3.7 Wachstumshemmtest und Transfer Boden – Pflanze

Zur Überprüfung einer Phytotoxizität wurden Wachstumshemmtests mit der Keimpflanze *Lepidium sativum* (Gartenkresse) im Labormaßstab durchgeführt. Dazu wurden in die Kulturgefäße einerseits bleischrotbelasteter Oberboden des Standorts, andererseits Referenzboden, der außerhalb des belasteten Bereichs vom gleichen Standort entnommen wurde, eingefüllt und jeweils 60 Kressesamen eingesetzt (zwei Kulturen bleischrotbelastet, zwei mit Referenzboden). Zur Beurteilung bleiinitiiertter Wuchsanomalien wurde die visuelle Bonitur des oberirdischen und unterirdischen Pflanzenapparates nach 10-tägigem Wachstum vergleichend bewertet und der Erntefaktor (Biomassezuwachs der Kulturen) ermittelt.

Wie Abbildung 3 und 4 erkennen lassen, zeigten die Kressepflanzen der bleischrotbelasteten Kultur deutliche Wuchsanomalien.

Die Hypokotyllängen (Länge des Abschnitts der Sprossachse zwischen Wurzelhals und Keimblättern der Kressepflanzen) lagen auf den bleischrotbelasteten Kulturen bei durchschnittlich 41,8 mm und waren damit gegenüber den Referenzkulturen um 22,3 % im Längenwachstum vermindert (Abbildung 3). Die Primärwurzellänge der bleischrotexponierten Pflanzen (Abbildung 4) war im Vergleich zu den Referenzkulturen sogar um 23,7 % reduziert. Darüber hinaus zeigte sich das Seitenwurzelwachstum im bleischrotbelasteten Boden deutlich eingeschränkt. Der Erntefaktor des Kresseaufwuchses lag mit 1.600 % in den Referenzkulturen rund 400 % über dem Biomassezuwachs der bleischrotexponierten Pflanzen.

Der mittlere Bleigehalt in gewaschener Kressebiomasse des oberirdischen Pflanzenapparates der bleischrotbelasteten Kulturen lag bei 209 mg/kg·TS (ermittelt mit ICP-AES nach Mikrowellendruckaufschluss). In der Pflanzenbiomasse der Referenzkultur war hingegen kein Blei nachweisbar.

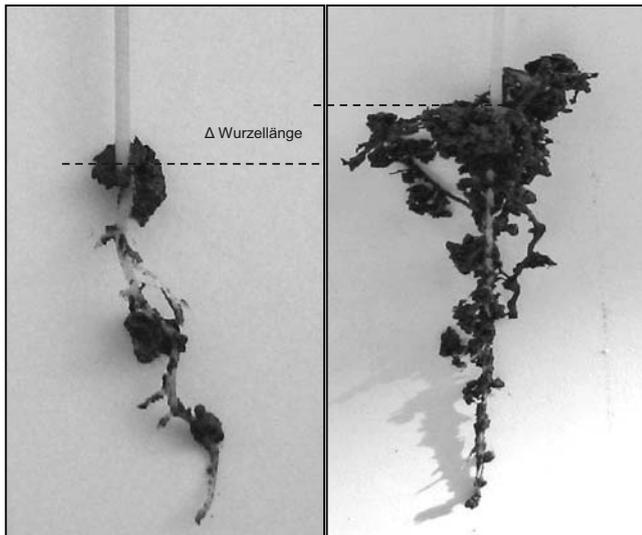


Abbildung 4:  
Wurzelbeschaffenheit nach zehntägiger Versuchszeit  
Links: Deutlich gehemmtes Seitenwurzel- sowie Primärwurzellängenwachstum in Kulturansätzen mit bleischrotbelastetem Boden  
Rechts: Wurzelbildung in bleischrotfreier Referenzkultur

#### 4. Interpretation

Die durchgeführten Untersuchungen belegen eine sehr starke Korrosion des Bleischrots innerhalb eines Zeitraums von einigen Jahrzehnten. Mit ausschlaggebend für diese starke Korrosion dürften dabei die sauren bis stark sauren Bodenverhältnisse sein. Aus dem im Bleischrot metallisch gebundenen Blei bilden sich als neue Mineralphasen Bleikarbonate und Bleisulfate. Die Neubildung dieser Mineralphasen scheint für in den Boden eingetragene Bleimunition (sowohl für Bleischrot wie für Einzelgeschosse) typisch zu sein [vgl. z.B. 12, 13, 14, 15].

Die an Bodenmaterial des Standortes und an dem korrodierten Bleischrot durchgeführten Untersuchungen belegen eine hohe Mobilität des Bleis, während im vorliegenden Fall Antimon und Arsen zumindest derzeit nicht als mobil einzustufen sind. Bestimmend für die hohe Löslichkeit sind vermutlich die neu gebildeten Mineralphasen Cerrusit und Anglesit. Die durchgeführte sequentielle Extraktion von Bodenproben zeigt dabei, dass das freigesetzte Blei im Wesentlichen in den Fraktionen „mobil“ und „leicht nachlieferbar“ vorliegt. Wie die bei unterschiedlichen pH-Werten durchgeführten Untersuchungen zur Lösungskinetik zeigen, wurde selbst (in demineralisiertem Wasser) bei neutralem pH-Wert Blei aus dem korrodierten Bleischrot in erheblichem Umfang freigesetzt.

Auch in dem mittels Saugkerzen beprobten Bodensickerwasser kann Blei z.T. bis in Tiefen von 2,0 m in erheblichen Konzentrationen nachgewiesen werden. Aufgrund der Tatsache, dass dies nicht durchgängig für alle Saugkerzenanlagen gilt, ist von „preferential flow“-Phänomenen auszugehen, wie sie auch für die Saugkerzenanlagen bei der Wurfscheibenschießanlage Heede beschrieben sind [4]. Weitere Ursache für

die unterschiedlichen Befunde in den Saugkerzenanlagen könnte aber auch die unterschiedliche Position der jeweiligen Saugkerzenanlage zu den auf dem Standort vorhandenen Fließgerinnen sein, die den „Interflow“ abführen.

In den nach Regenereignissen bzw. Regenperioden wasserführenden Fließgerinnen war Blei mit einer Maximalkonzentration von 130 µg/l nachweisbar. Auch dies belegt die grundsätzlich hohe Mobilität des Bleis am Standort und einen Austrag von Blei über die Oberflächengewässer.

Ursache für die Belastung des Oberflächenwassers ist vermutlich zum einen der flächenhafte Oberflächenabfluss, zum anderen aber auch der „Interflow“. So ist der Standort der Wurfscheibenschießanlage in Teilbereichen als stauwasserbeeinflusst bis in den mineralischen Oberboden ( $A_H$ -Horizont) einzustufen. Hier kommt es dann zu einem Kontakt des Stauwassers, aus dem sich der Interflow speist, mit den eine hohe Löslichkeit aufweisenden, durch die Korrosion gebildeten Mineralphasen. Wie die durchgeführten Löslichkeitsversuche im wässrigen System zeigen, kommt es bereits nach vergleichsweise kurzer Kontaktzeit zu vergleichsweise hohen Bleikonzentrationen in der Wasserphase.

Es ist überwiegend der Blei-Sorptionsleistung (erschöpflich) der oberflächenaktiven Komponenten des Bodens (wesentlich organische und amorphe Substanz, Tonminerale und Oxide) zu verdanken, dass die Bleiverlagerung im vertikalen Bodenprofil gebremst abläuft und eine Gefährdung für das Grundwasser derzeit „noch“ nicht besteht. Eine schematische Darstellung des Wasserhaushalts am Standort zeigt Abbildung 5.

Die durchgeführten Untersuchungen zur aquatischen Ökotoxizität ergaben bei den gegebenen Konzentrationen keine Befunde. Chronische Veränderungen der aquatischen Fauna sowie Reproduktionsanomalien durch eine Bleilangzeitexposition und Bleiakkumulation in den betroffenen Systemen sind jedoch nicht auszuschließen.

Nachweisbar sind allerdings phytotoxische Wirkungen des offensichtlich bioverfügbaren Bleis. Vor dem Hintergrund der kurzen Kressevegetationszeit (geringe Bleiakkumulationsphase) im Laborversuch ist der nachgewiesene Bleigehalt in der Biomasse von rund 200 mg/kg (bezogen auf Trockensubstanz) und der beobachtete Bleitransferkoeffizient (Boden/Pflanze) mit rund 0,01 als hoch zu betrachten. Untersuchungen auf bleischrotbelasteten Flächen baden-württembergischer Schießplätze zeigen vergleichbare Ergebnisse. Hier konnten im Spross einjähriger Rapspflanzen 500 mg Blei pro kg Biomassetrockensubstanz, sowie in einjährigen Fichtenkeimlingen 400 mg Blei pro kg Biomassetrockensubstanz nachgewiesen werden [3]. Die Kulturversuche haben außerdem gezeigt, dass die Bleischrotbelastungen im Boden der ehemaligen Schießanlage zu Wuchs-anomalien und Vitalitätseinbußen der Vegetation führen.

Konzentrations-, Toxizitäts- und Mobilitäts-Untersuchungen an einem bleischrotbelasteten Waldboden

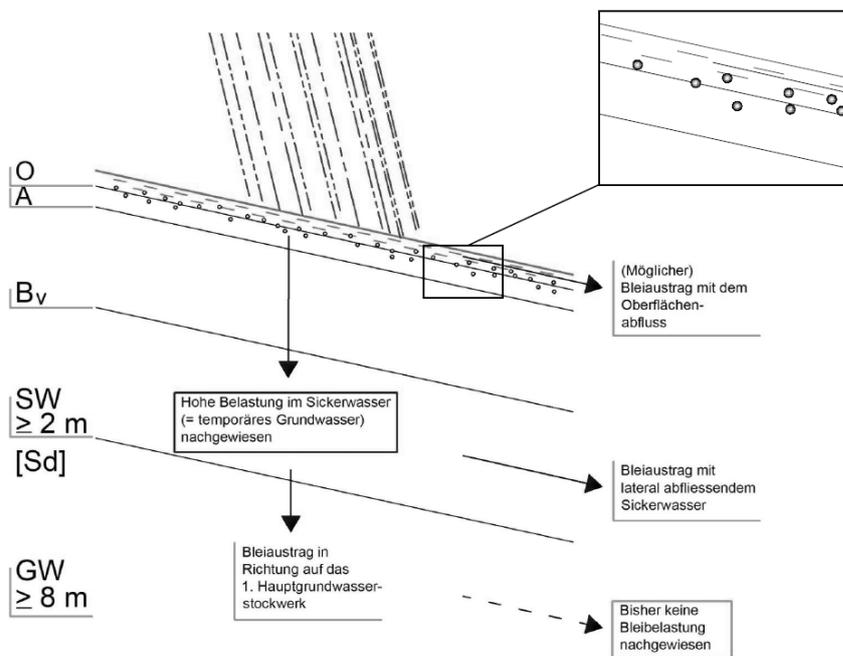


Abbildung 5:  
Prinzipische Skizze des Wasserhaushalts und des damit verbundenen Bleiaustrags im Bereich der ehemaligen Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen (Bleischrote sind als graue Kügelchen dargestellt).

Durch das breit gefächerte Arteninventar der Waldstandortfauna auf dem Gelände der ehemaligen Wurfscheibenschießanlage ist von einer Bleieinschleusung in die terrestrische Nahrungskette auszugehen, wobei auf den höheren trophischen Ebenen vermutlich eine starke „Verdünnung“ auftritt.

**5. Resümee**

Auf der ehemaligen Wurfscheibenschießanlage Lemgo-Lüerdissen bilden 100 Tonnen Bleischrot eine Schadstoff-Langzeitquelle. Über absehbare Zeiträume ist nicht mit „natural attenuation“, sondern nur mit Verdünnung in den Wirkungspfaden Boden-Oberflächengewässer und Boden-Pflanze-Herbivore zu rechnen.

Durch die vergleichsweise hohe Löslichkeit der aus den Bleischroten korrosionsbedingt entstandenen Mineralphasen muss von einem episodischen Bleieintrag in das Oberflächenwasser ausgegangen werden. Derzeit kann eine Grundwassergefährdung angesichts der Belastungssituation und den Standorteigenschaften (niedriger Boden pH, preferential flow) nicht ausgeschlossen werden. Aktuell ist allerdings keine Belastung des Grundwassers nachweisbar.

Anders als bei Untersuchungen vergleichbar belasteter Standorte [z.B. 7] sind die Bleischrotinhaltsstoffe Antimon und Arsen in den wässrigen Phasen des betrachteten Standortes derzeit nicht nachweisbar.

Aus den hier durchgeführten Untersuchungen einer seit mehr als 20 Jahren stillgelegten Wurfscheibenschießanlage, aber auch aus vorliegenden Untersuchungen von stillgelegten und noch betriebenen „Altanlagen“ [5, 6, 7, 14] ist abzuleiten, dass zumindest bei sauren Bodenreaktionen innerhalb weniger Jahrzehnte eine weitgehende Korrosion des Bleischrotes stattfindet und es damit verbunden zu einer gesteigerten Bleimobilität kommt. Dieser Vorgang ist insbe-

sondere auf Waldstandorten zu beobachten bzw. zu erwarten. Vor dem Hintergrund, dass bei ehemaligen Wurfscheibenschießanlagen teilweise Bleimassen von jeweils mehreren 10er Tonnen, ggf. auch von mehr als 100 t in den Boden eingetragen wurden, sind hier eine Vielzahl von potentiell langfristig aktiven lokalen Quellen für Bleieinträge in die Ökosphäre, insbesondere auch in die Hydrosphäre, vorhanden. Dabei sind zumindest auf Standorten mit saurer Bodenreaktion regelmäßig Austräge in das Oberflächen- und/oder Grundwasser anzunehmen.

Grundsätzlich erscheint daher eine systematische Erfassung stillgelegter Wurfscheibenschießanlagen notwendig, um hiervon ausgehende Gefährdungen im Einzelfall beurteilen zu können. Besondere Beachtung sollten dabei vor allem ehemalige Wurfscheibenschießanlagen auf Waldstandorten finden, weil hier regelmäßig von einer sauren Bodenreaktion auszugehen ist.

Saure Bodenreaktionen sind allerdings auch auf Grünlandstandorten häufig. Vor dem Hintergrund des beobachteten hohen Transfers in Pflanzen, aber auch der hohen Wasserlöslichkeit des im Boden vorhandenen Bleis und der damit anzunehmenden hohen Verfügbarkeit im Magen-Darm-Trakt von Weidetieren sind Gefahren über den Pfad Boden-Nutztier (- Mensch) im Einzelfall nicht auszuschließen.

## Danksagung

Für die wissenschaftliche Begleitung durch die Hochschule Ostwestfalen-Lippe (ehemals Fachhochschule Lippe und Höxter), vertreten durch Frau Prof. Dr. Gabriele Brand und Frau Prof. Dr. Marianne Grupe sei an dieser Stelle recht herzlich gedankt. Herrn Prof. Dr. Bernd Marschner, Ruhruniversität Bochum und seiner Arbeitsgruppe danken wir für die Durchführung der Versuche zur sequentiellen Extraktion und für die Durchführung der röntgendiffraktometrischen Untersuchungen.

Der Alten Hansestadt Lemgo gilt unser Dank für die konstruktive Zusammenarbeit.

## Literatur:

- [1] Deutsches Institut für Normung e.V. (2004): Umwelt und Schießen. Beuth Verlag, Berlin.
- [2] DIN 19740-1 -Entwurf (2006): Umweltrelevante Anforderungen zum Bau und Betrieb von zivilen Schießstätten. Teil 1: Begriffe, Arten von Schießstätten, umweltbezogene rechtliche Rahmenbedingungen. Beuth Verlag, Berlin.
- [3] Bericht der Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz (UMK) (1998): Bodenbelastung auf Schießplätzen -www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de (29.09.2008).
- [4] Zeddel, A., Bädger, N. (LANU 2005): Untersuchungsmöglichkeiten und Bewertung von Bodenbelastungen durch Bleischrote zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser am Beispiel der Wurfscheiben-Schießanlage in Heede. - www.schleswig-holstein.de/UmweltLandwirtschaft (09.01.2009).
- [5] Bücherl, K., Immler L. (2002): Untersuchung und Bewertung von Bodenbelastungen auf Wurfscheibenschießanlagen www.sv-buecherl.de/upload/SAL.pdf (03.02.2009).
- [6] Umweltbundesamt (Österreich) (2007): Altlastenverzeichnis, O 56, Tontaubenschießplatz Treffling, www.umweltbundesamt.at (05.02.2009).
- [7] Umweltbundesamt (Österreich) (2002): Altlastenverzeichnis, O 57, Tontaubenschießplatz Kuchlmühle, www.umweltbundesamt.at (05.02.2009).

- [8] Zeien, H. & Brümmer, G.W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung der Schwermetallbindungsformen in Böden. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1: S. 505-510.
- [9] DIN 38412-11 (1982): Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) Bestimmung der Wirkung von Wasserinhaltsstoffen auf Kleinkrebse (Daphnien-Kurzzeitest) (L 11). Beuth Verlag, Berlin.
- [10] DIN EN ISO 11348-3 (1998): Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest). Europäisches Komitee für Normung, Brüssel. Beuth Verlag, Berlin.
- [11] Fomin, A., Oehlmann, J., Markert B. (2003): Praktikum zur Ökotoxikologie. ecomed Verlag, Landsberg, 1. Auflage.
- [12] Cao, X., Ma, L. Q., Chen, M., Hardison, D. W. und Harris, G. (2003): Weathering of Lead Bullets and Their Environmental Effects at Outdoor Shooting Ranges, Journal of Environmental Quality 32: S. 526-534.
- [13] Clausen, J. L., Korte, N., Bostick, B., Rice, B. (2007): Environmental Assessment of Lead at Camp Edwards, Massachusetts Small Arms Ranges, US Army Corps of Engineers, Final Report ERDC/CRREL TR-07-11.
- [14] Pohla, H. (1995): Wurftaubenschießen: Auswirkungen auf die Umwelt. Umweltbundesamt (Österreich), Bericht UBA-BE-050
- [15] Wersin, P. (2007): Gefährdung von Grundwasser durch Schießanlagen: Blei und Antimon. Bericht Nr. 00174.3 für das Bundesamt für Umwelt (BAFU); Bern (Schweiz), Geotest AG, Zollikofen.

## Anschrift der Autoren:

Dipl.-Ing. (FH) Marcel Brokbartold  
Hochschule Ostwestfalen-Lippe  
An der Wilhelmshöhe 44, 37671 Höxter  
E-Mail: marcel.brokbartold@hs-owl.de  
Homepage: www.hs-owl.de/hx/

Dipl.-Geol. Dr. Michael Kerth  
Dipl.-Ing. (FH) Andreas Lampe  
Dr. Kerth + Lampe Geo-Infometric GmbH  
Walter-Bröker-Ring 17, 32756 Detmold  
E-Mail: m.kerth@dr-kerth-lampe.de  
Homepage: www.dr-kerth-lampe.de