



Fachbeiträge des Landesumweltamtes

Heft Nr. 107

**Untersuchungen zum
Schwermetallgehalt von Boden
und Vegetation auf
ehemaligen Rieselfeldern**



**Untersuchungen zum Schwermetallgehalt,
insbesondere Cadmium, von Äsungs-
pflanzen auf potentiellen Weideflächen
der ehemaligen Rieselfelder in
Hobrechtsfelde bei Berlin**

- Trasse vom Schönerlinder Weg zum Teich 12

Bisherige Einzelpublikationen zur Thematik

Schriftenreihe „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0948-0838)

Band 9 Rieselfelder Brandenburg-Berlin (1995)

Band 13/14 Rieselfelder südlich Berlins (1996)

Titelreihe „Fachbeiträge des Landesumweltamtes“

Heft 19 Schwermetallgehalte brandenburgischer Böden (1997)

Heft 77 Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern unter Berücksichtigung der Anforderungen von BBodSchG/BBodSchV (2003)

Heft 81 Untersuchung /Bewertung altlastverdächtiger Flächen/Verdachtsflächen - Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier (2003)

Heft 103 Kennzeichnung von Gebieten mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten - Stadt Brandenburg/Havel (2006)

Fachbeiträge des Landesumweltamtes, Titelreihe, Heft-Nr. 107

Untersuchungen zum Schwermetallgehalt, insbesondere Cadmium, von Äsungspflanzen auf potentiellen Weideflächen der ehemaligen Rieselfelder in Hobrechtsfelde bei Berlin - Trasse vom Schönerlinde Weg zum Teich 12

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg (LUA)

Seeburger Chaussee 2

OT Groß Glienicke

14476 Potsdam

Tel.: 033201 - 442 0

Fax: 033201 - 43678

E-Mail: infoline@lua.brandenburg.de

www.mluv.brandenburg.de/info/lua-publikationen

Fachredaktion: LUA, Referat T6 Altlasten, Bodenschutz (Tel.-Nr. +4933201 442 356, E-Mail: jürgen.ritschel@lua.brandenburg.de auf der Grundlage der Bachelor-Arbeit von Magdalene Gollnow im Studiengang Agrarwissenschaften an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin im April 2007

Endredaktion, Gestaltung: LUA, Ref. S5 Umweltinformation, Öffentlichkeitsarbeit, Landeslehrstätte

Druck: TZ LVLF, AT 48/08

Potsdam, im Februar 2008

Die Veröffentlichung als Print und Internetpräsentation erfolgt im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Ministeriums für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern oder Dritten zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden.

Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkung	4
1 Veranlassung und Zielstellung	5
2 Kenntnisstand	7
2.1 Schwermetalle	7
2.2 Grenzwerte für Schwermetalle	7
2.2.1 Bodenbezogene Grenzwerte	8
2.2.2 Ökotoxikologische Grenzwerte	9
2.3 Geogene Hintergrundbelastung der Böden	10
2.4 Anthropogene Belastung	11
2.5 Sanierung im Rieselgebiet Hobrechtsfelde	13
2.6 Transferfaktoren Boden-Pflanzen	15
2.7 Cadmium	16
2.7.1 Phytotoxische Wirkung	16
2.7.2 Zootoxische Wirkung	16
3 Material und Untersuchungsmethoden	17
4 Ergebnisse der Cadmium-Untersuchungen	18
4.1 Bodengehalte	18
4.1.1 Gesamtgehalte	18
4.1.2 Ammoniumnitratlöslicher Anteil	18
4.2 Pflanzengehalte	19
4.2.1 Wintervegetation	19
4.2.2 Frühjahrsvegetation	20
4.2.3 Sommervegetation	21
4.2.4 Jahresmittel der Vegetation	22
5 Diskussion	22
5.1 Boden-Pflanzen-Transfer	22
5.2 Szenarien der Schwermetall-Akkumulation beim Rind	23
5.3 Tränkstelle Lietzengraben	24
5.4 Wildtiere als Akkumulatoren für Schwermetalle	25
5.5 Risikoabschätzung für die menschliche Gesundheit	27
5.6 Schlussfolgerungen für die Weideeignung	28
5.7 Weitere Aspekte	29
6 Zusammenfassung	30
7 Literatur	31
7.1 zitierte Literatur	31
7.2 weiterführende Literatur	33
7.3 genutzte Internetadressen (Dezember 06 bis April 07)	33



Vorbemerkung

Die Anlage von Riesefeldern erlangte in Deutschland Ende des letzten Jahrhunderts besondere Bedeutung, nachdem in Städten und Ballungsräumen Kanalisationssysteme zur Beseitigung des Abwassers errichtet wurden. Abwasserverrieselung (-beseitigung) bedeutete die Verbringung von Abwasser auf speziell angelegten Rieselflächen. Dazu wurde das zumeist vorher unbehandelte Abwasser auf unterschiedliche Weise verrieselt. Die im Abwasser enthaltenen Pflanzennährstoffe (Stickstoff, Phosphor u.a.) wurden im Riesefeldbetrieb auch zur Düngung von landwirtschaftlichen und gärtnerischen Kulturen genutzt. Neben der Nährstoffzufuhr diente die Abwasserverrieselung auch der ausreichenden Versorgung der angebauten Pflanzen mit Wasser. Mit der Verrieselung wurden jedoch gleichzeitig die im Abwasser enthaltenen Schadstoffe, vor allem Schwermetalle, in großen Mengen in die Rieselfeldböden eingetragen.

Voraussetzung für die Anlage von Riesefeldern war das Vorhandensein von gut durchlässigen Böden, wie z.B. pleistozänen Hochflächensanden mit zwischengelagertem Geschiebemergel im Umland von Berlin. Bei der Passage des aufgebrauchten Abwassers wurde die Reinigungsleistung des Bodens genutzt. Dabei wurden die Inhaltsstoffe des Abwassers sowohl in gelöster Form als auch als Partikel in den Rieselfeldboden eingetragen, dort abgebaut oder angereichert oder mit dem Wasser unter Konzentrationsänderung durch Anreicherung bzw. Ausschwemmung weiter transportiert, wobei eine Vielzahl von geochemischen, physikalischen, biochemischen und biologischen Vorgängen abliefen. Vor allem im unmittelbaren Umland von Berlin oder im Randbereich von Städten wie Potsdam, Cottbus, Brandenburg/Havel, Bernau, Fürstenwalde, Luckenwalde, Neuruppin u.a. wurde anfallendes kommunales und industriell-gewerbliches Abwasser langjährig auf Riesefeldern ausgebracht. Der größte Teil der Rieselfelder ist inzwischen stillgelegt, so dass das Problem der auf den Standorten vorhandenen Schadstoffbelastungen, die im Zuge der oft jahrzehntelangen Abwasserbeaufschlagung entstanden sind, im Hinblick auf den Bodenschutz eine besondere Bedeutung erlangt.

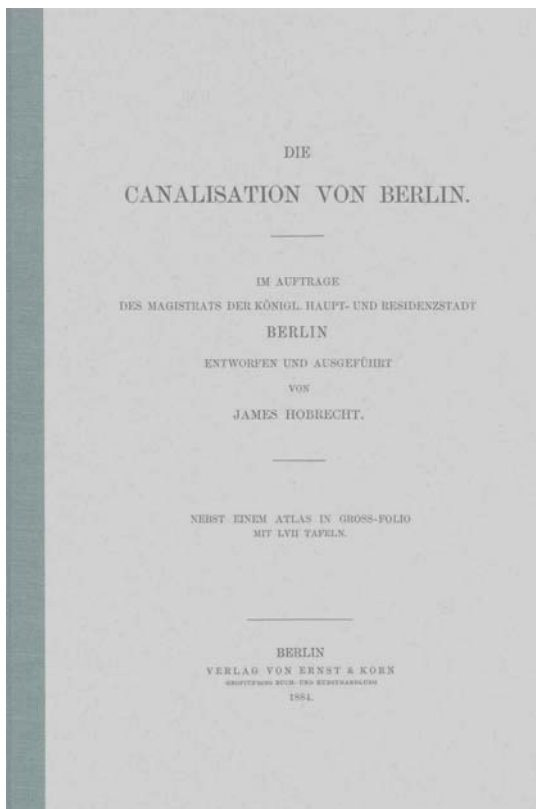
Die in diesem Fachbeitrag thematisierten Rieselfelder Hobrechtsfelde im Landkreis Barnim werden von den Berliner Forsten bewirtschaftet. In diesem Bereich wurden in den letzten Jahren erfolgreich Aufforstungen durchgeführt und auf Freiflächen eine extensive Freilandtierhaltung erprobt. Vorausgegangen sind in allen Fällen Sicherungsmaßnahmen (Einbringen von sorptionsfähigem Geschiebemergel), um den Austritt von Schadstoffen, insbesondere Schwermetalle aus den altlastenverdächtigen Riesefeldern in Schutzgüter (Grundwasser, Nutzpflanzen, tierische Nahrungsmittel) zu unterbinden. In diesem Kontext kann mit diesem Fachbeitrag einer breiten Allgemeinheit zugänglich gemachte Bachelor-Arbeit einen wichtigen Beitrag bei der Entscheidungsfindung von geeigneten Nachnutzungen leisten. Unabhängig davon sind die Ergebnisse der Arbeit ein gutes Hilfs- und Arbeitsmittel für die unteren Bodenschutzbehörden und die betroffenen Eigentümer und Nutzer der Rieselfelder (u.a. Landwirte) sowie für Ingenieurbüros, die sich mit der Umgestaltung dieser Flächen beschäftigen.

Bereits in 2002 wurde durch das LUA die Studie „Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Riesefeldern unter Berücksichtigung der Anforderungen von BBodSchG/BBodSchV“ in der Titel-Reihe „Fachbeiträge des LUA“ herausgegeben.

1 Veranlassung und Zielstellung

Im Umland von Berlin wurden Ackerflächen, Wiesen und Brachland durch die Verrieselung von Abwässern über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahren mit unterschiedlichen Begleitstoffen, darunter auch Schadstoffe, belastet. Ab der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts, mit Beginn der Industriellen Revolution in Deutschland, stieg in der Metropole Berlin die Einwohnerzahl rasant an und es fand eine rasche Industrialisierung und Chemisierung der Wirtschaft statt. Durch den vermehrten Anfall und die verstärkte Kontamination der städtischen Abwässer erhöhte sich auch die Belastung der Umwelt immer mehr. Als Problemlösung wurde zur damaligen Zeit die Ausbringung der Abwässer im Berliner Umland angesehen (Abb. 1).

Trotz der damit verbundenen und sich bis heute auswirkenden Umweltbelastung war die Einführung der Abwasserverrieselung zu diesem Zeitpunkt eine revolutionäre Maßnahme, um die katastrophalen hygienischen Verhältnisse in der Stadt zu verbessern und somit auch ein riesiger Fortschritt.



So berichtete HOBRECHT (1884) in dem Buch „Die Canalisation von Berlin“: „...dass die Canalisation auf den Gesundheitszustand der Bewohner der Stadt entschieden einen sehr günstigen Einfluss ausübt, wie aus der (...) auf der Hygiene-Ausstellung ausgestellten Mortalitätsstatistik (...) zu ersehen ist.“

Die immensen Belastungen der Felder mit Abwasser und Begleitstoffen entwickelten sich erst im Laufe der nachfolgenden Jahrzehnte und wurden in ihrem Ausmaß erst viel später erkannt.

Die heute bekannten Folgen der Abwasserverrieselung sind Schadstoffeinträge in den Boden, deren Transfer und die Akkumulation in Pflanzen (METZ 2005), der Austrag von Schadstoffen in das Grundwasser (HOFFMANN et al. 2001) und die Akkumulation von Schadstoffen in Tieren (GRÜN 1989, LANGGEMACH 1992 und 1999, LOESER et al. 2003).

Inzwischen ist erwiesen, dass sich aus der lang andauernden Nutzung dieser Gebiete als Rieselfelder ein Gefährdungspotential ergibt, dessen Höhe in Bezug auf die Schutzgüter Mensch, Tier, Boden und Grundwasser bei Nutzung dieser altlastverdächtigen Flächen aufgeklärt werden muss. Ein darauf folgender Schritt ist die Weiterführung dieser Erkenntnis, um die erkannten Gefahren abzuwehren.

Eine dem Stand des Wissens entsprechende Bewertung der Auswirkungen von Schwermetallen erfolgt nach § 2 Abs. 2 BBodSchG anhand ihrer Wirkungen auf die Bodenfunktion nach ihrer Schwere (Erheblichkeit) und Dauer (Nachhaltigkeit). Um eine solche Bewertung vornehmen zu können braucht man Kenntnisse über die Ausprägung der Bodenfunktionen und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Belastungen am Ort des Eingriffs.

Besondere Bedeutung sollte dabei den natürlichen Funktionen des Bodens, der Naturnähe und der Archivfunktion von Böden beigemessen werden. Auswertungsergebnisse der Bodeninformationen, z.B. die Bindungsstärke für Schwermetalle, finden sich in der Internetpräsentation der Stadt Berlin (<http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/d11110.htm>).

Je nach Element sind verschiedene Bodenkennwerte unterschiedlich stark für das Bindungsvermögen ausschlaggebend. Während die Bindungsstärke für Blei hauptsächlich vom Feinanteil des Bodens abhängig ist, hängt die Sorption des Elements Kupfer vom Gehalt an organischer Bodensubstanz ab. Für Zink und Cadmium ist der pH-Wert des Bodens ausschlaggebend.

In der folgenden Karte (Abb. 2) sind die spezifischen Bindungsstärken für die an den pH-Wert gebundenen Elemente im Raum Buch dargestellt. Aus dieser Karte ergäbe sich eine mittlere Bindungsstärke für Cadmium im Untersuchungsgebiet.

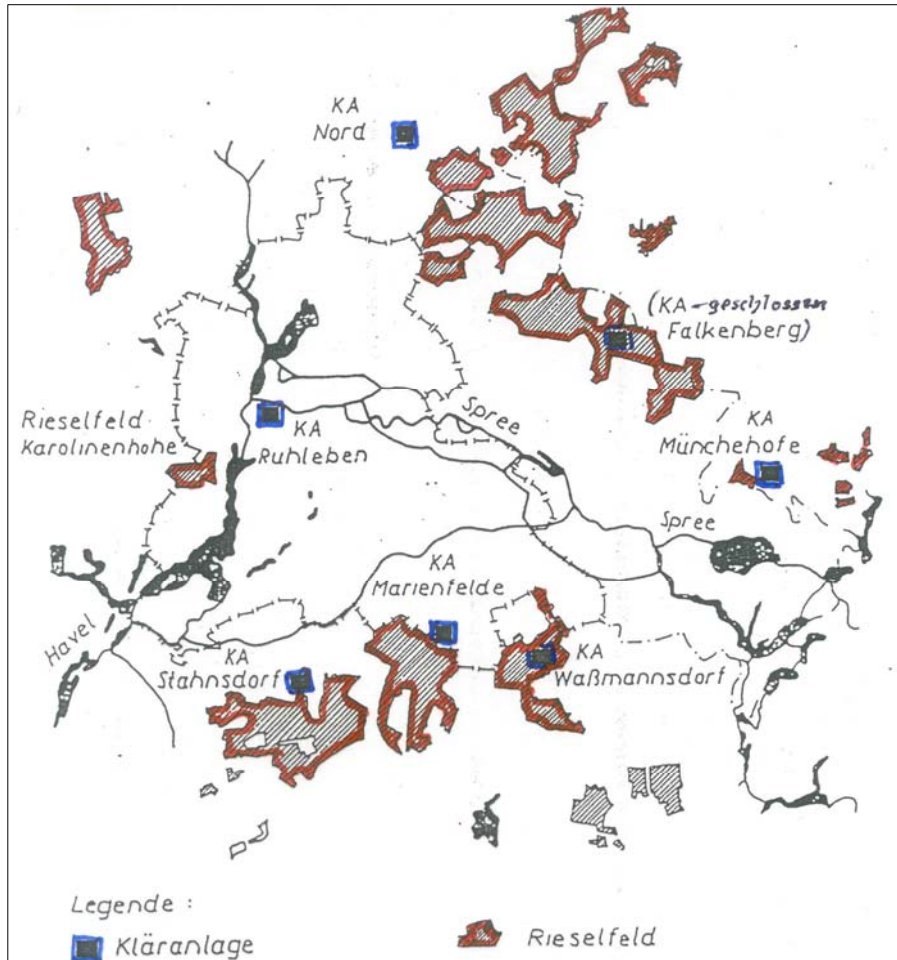


Abb. 1: Übersicht zu den Berliner Rieselfeldern und Standorte der Kläranlagen
Quelle: NESTLER 1990

Es gibt unterschiedliche Möglichkeiten die Flächen der ehemaligen Rieselfelder zu nutzen, diese hängen von der Belastungsstärke ab. So könnten Kinderspielplätze im Gegensatz zu Gewerbeflächen zum Beispiel nur auf Standorten ohne oder mit äußerst geringer Bodenbelastung entstehen (Tab. 1).

Tab. 1: Nutzungsspezifische Cadmium-Prüfwerte nach § 8 Abs.1 Bundes-Bodenschutzgesetz für die Aufnahme von Schadstoffen

	Kinder-spielfläche	Wohngebiet	Park- und Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
Cadmium in mg/kg TM	10	20 *	50	60

* In Haus- und Kleingärten, die sowohl als Aufenthaltsbereiche für Kinder als auch für den Anbau von Nahrungspflanzen genutzt werden, ist für Cadmium der Wert von 2,0 mg/kg TS als Prüfwert anzuwenden.

Auf den ehemaligen Rieselfeldern bei Hobrechtsfelde soll ein attraktives Erholungsgebiet für den Menschen entstehen. Die Pflege und naturnahe Entwicklung einiger ausgewählter Flächen des Gebietes soll durch extensive und großflächige Beweidung (mit Rindern und Pferden) erfolgen. Dazu sind Gefährdungsabschätzungen hinsichtlich der Auswirkungen noch vorhandener Belastungen erforderlich. Pflanzen akkumulieren Schwermetalle in unterschiedlichem Maße, es muss also sicher gestellt werden, dass die Weidetiere durch den Boden-Pflanzen-Tier-Transfer der Schwermetalle keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch die Aufnahme von Pflanzen und Boden dieser Fläche zu erwarten haben. Es ist eine Risikoabschätzung notwendig, um festzustellen, ob eine Beweidung möglich sein wird.

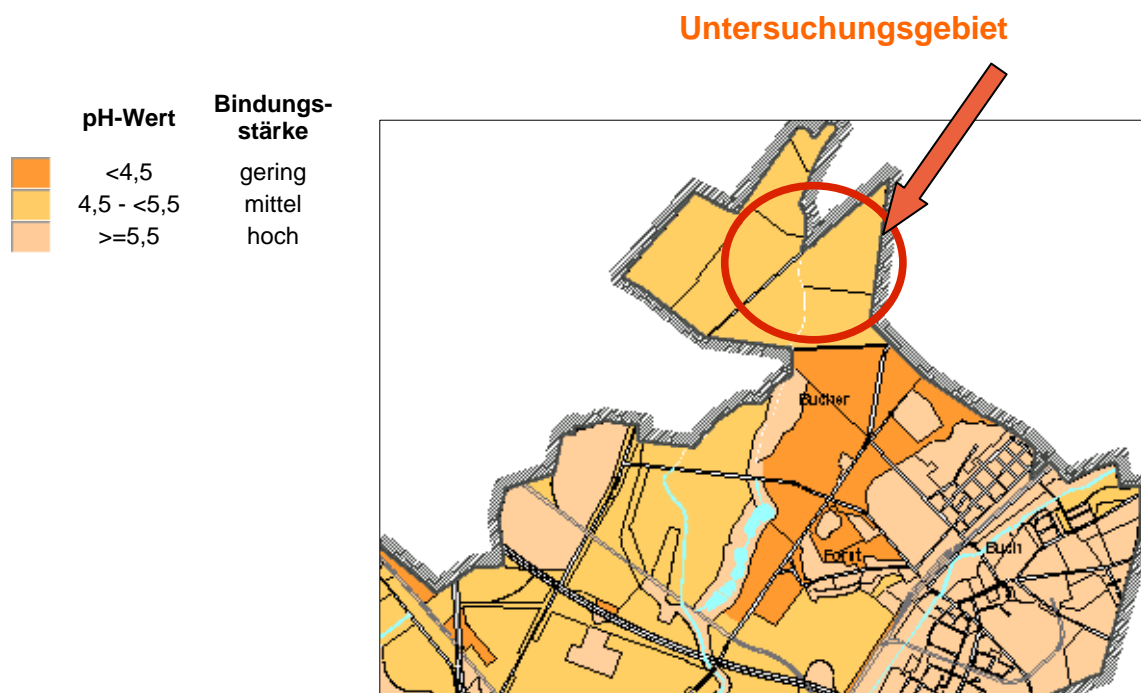


Abb. 2: Bindungsstärke für die an den pH-Wert gebundenen Schwermetalle
 Quelle: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/d11110.htm>

2 Kenntnisstand

Der Schwermetallgehalt eines Bodens setzt sich aus dem Gehalt im Ausgangsgestein und anthropogenen Einträgen zusammen. Klärungsbedarf gibt es demnach bei der Hintergrundbelastung der Böden, der entstandenen Zusatzbelastung durch die Nutzung als Rieselfelder (Akkumulation von Schadstoffen) und die sich daraus ergebende heutige Belastung bzw. das Risiko bei Nutzung dieser Böden in Bezug auf das Futterraufnahmeverhalten der in Frage kommenden Weidetiere.

2.1 Schwermetalle

Metalle mit einer Dichte größer als 4,5 g/cm³ werden als Schwermetalle bezeichnet (ZIECHMANN und MÜLLER-WEGENER 1990), sie machen ungefähr die Hälfte aller Elemente im Periodensystem aus. Dazu gehören unter anderem auch die Edelmetalle (z.B. Silber, Gold, Platin) und die für Mensch und Tier lebenswichtigen Spurenelemente (z.B. Kupfer, Eisen, Zink). Bei unzureichender Verfügbarkeit dieser essentiellen Schwermetalle kann es zu Mangelerscheinungen bei Organismen kommen, weshalb der Begriff Schwermetall nicht synonym mit Schadstoff / Giftstoff verwendet werden sollte. Alle Schwermetalle – auch die essentiellen – werden ab einer bestimmten Konzentration im Boden toxisch für Mikroorganismen, Bodentiere und Pflanzen. In der Nahrungskette kann es dann zu einer weiteren Anreicherung kommen, so dass auch Tiere und Menschen, die am Ende der Nahrungskette stehen, gesundheitlich beeinträchtigt werden können. So unterscheidet man zwischen phyto-, zoo- und human-toxischen Wirkungen. Da es in dieser Arbeit um die Weideeignung eines Altlaststandortes geht, interessieren in erster Linie die phyto- und zootoxischen Elemente.

2.2 Grenzwerte für Schwermetalle

„All Ding' sind Gift und nichts ohn' Gift; allein die Dosis macht, dass ein Ding kein Gift ist.“ Dieser Satz stammt vom Arzt und Alchemisten Paracelsus (1493-1541). Er will damit zum Ausdruck bringen, dass nicht ein Element an sich, sondern die Menge dieses Stoffes ausschlaggebend für seine toxische Wirkung ist. Auch Stoffe des täglichen Gebrauchs können entsprechend dieser Aussage ab einer be-

stimmten Dosis schädigend auf den Organismus wirken. Im Verlauf dieses Kapitels werden Grenz- und Richtwerte betrachtet, die der Risikoabschätzung im Bezug auf die Nutzung von Boden und Pflanze dienen. Diese Betrachtung wird beispielhaft überwiegend am Element Cadmium vollzogen, da das Element eine besondere Bedeutung für diese Arbeit hat.

2.2.1 Bodenbezogene Grenzwerte

Mit der reifenden Kenntnis über die toxische Wirkung von Schwermetallen und anderen Schadstoffen wurde Anfang der 1980er Jahre die erste Verordnung mit verbindlichen Grenzwerten zum Schutz der Pflanzen vor dem Schadstofftransfer aus dem Boden erlassen (Klärschlammverordnung 1982). In der Abfall- / Klärschlammverordnung von 1992 wurden diese Restriktionen dann präzisiert und ergänzt.

Die aktuell gültige Grundlage für einen wirksamen Bodenschutz und die Sanierung von Altlasten wurde mit Inkrafttreten des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) 1998 und der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) im Jahre 1999 geschaffen. So werden die Bodenwerte in solche zur Beurteilung von bestehenden Belastungen (Prüf- und Maßnahmewerte) und in solche eingeteilt, die mögliche künftige Einwirkungen mit berücksichtigen (Vorsorgewerte).

Im § 8 Bundes-Bodenschutzgesetz werden die voran genannten Bodenwerte wie folgt definiert:

- **Maßnahmewerte:** Werte, für Einwirkungen oder Belastungen, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast auszugehen ist und Maßnahmen erforderlich sind.
- **Prüfwerte:** Werte, bei deren Überschreitung unter Berücksichtigung der Bodennutzung eine einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen und festzustellen ist, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.
- **Vorsorgewerte:** Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen und großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht.

Der Vorsorgewert ist vom natürlichen Gehalt des Bodens abgeleitet. Dieser Wert ist so bemessen, dass die Schadstoffgehalte im 90er Perzentil unterhalb des Vorsorgewertes liegen. Eingeschlossen sind die ubiquitären Kontaminationen mit anthropogenen Schadstoffen, die in allen Böden vorhanden sind und von den natürlichen Gehalten kaum zu differenzieren sind.

Grenzwerte (Prüf- und Maßnahmewerte) sind nutzungsspezifisch festgelegt. Bei Überschreitung eines Grenzwertes wird unmittelbar eine Nutzungsbeschränkung, eine Überwachung oder Sanierung des Bodens erforderlich (ROSENKRANZ et al. 2005). In Abbildung 3 sind die Kategorien für die Gehalte potentiell öko- und humantoxischer Stoffe dargestellt.

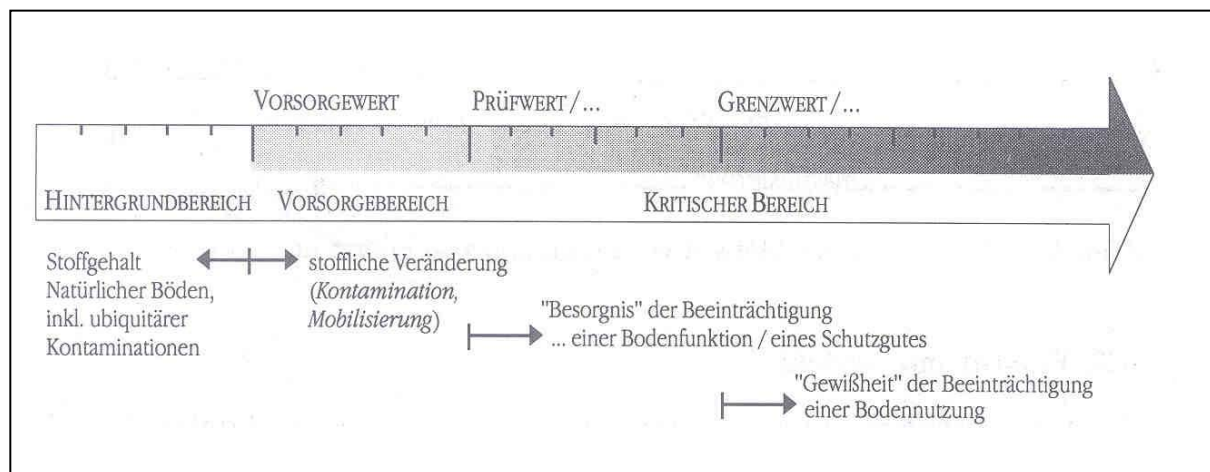


Abb. 3: Kategorien für die Gehalte potentiell öko- und humantoxischer Stoffe
Quelle: ROSENKRANZ et al. 2005

2.2.2 Ökotoxikologische Grenzwerte

Für die Nutzung von Pflanzen als Tierfutter gilt der Grenzwert der Futtermittelverordnung (FuttMV). Gehalte, die den einfachen Grenzwert der FuttMV überschreiten, sind nur betriebsintern und nicht als Alleinfuttermittel zu verwenden. Futterpflanzen, deren Belastung den 2,5-fachen Wert überschreiten, dürfen nicht mehr verfüttert werden (Tabelle 2).

Tab. 2: Relevante Einstufungswerte für Cadmium

	Vorsorgewert der BBodSchV Bodenart Sand	Maßnahmewert Grünland BBodSchV	Grenzwert der FuttMV Alleinfuttermittel	2,5-facher Grenzwert der FuttMV	ADI * eines Rinds mg/d
Cd in mg/kg TS	0,4	20	1	2,5	63

* ADI = Acceptable Daily Intake (DE VRIES et al. 2003)

Weitere Möglichkeiten der Risikoabschätzung können auf Basis von Vergleichen vorhandener oder prognostizierter Belastungen entstehen. Dabei nutzt man Wirkungsschwellen, unterhalb derer schädliche Wirkungen nach heutigem Stand des Wissens auszuschließen sind. Im Bereich der Ökotoxikologie erfolgt dies mit Hilfe eines Vergleiches von Predicted Environmental Concentrations (PEC) und Predicted No Effect Concentrations (PNEC). Unter Predicted Environmental Concentrations fasst man sowohl die aktuellen als auch die zukünftigen (Cadmium-) Gehalte im Boden, sowie berechnete Werte für Bodenlösung und Pflanzen zusammen. Ist der Quotient dieser Werte > 1, besteht für den betrachteten Rezeptor ein Risiko (SCHÜTZE et al. 2003.1).

Mit diesem PNEC-Ansatz wird gegenwärtig für die Gefährdungseinschätzung eine europaweite Datenbank im „Joint Research Center“ der EU aufgebaut, die über das Internet zugänglich gemacht ist (<http://ecb.jrc.it/esis>) und bereits vielfältig genutzt wird (EU Risk Assessment Report, Entwurf vom Mai 2003).

Die Ableitung eines PNEC-Wertes erfolgt in Auswertung möglichst vieler ökotoxikologischer Daten nach einer statistischen Hochrechnungsmethode (statistical extrapolation method, SEM) und unter Einbeziehung eines „Sicherheitsfaktors“ (assessment factor method, AFM). Nach Tabelle 3 ergibt sich beispielsweise aus Studien mit Säugetieren und Vögeln ein PNEC von 0,16 mg Cadmium je kg Trockenmasse als ermittelter NOEC-Wert geteilt durch den Sicherheitsfaktor AF = 10.

Tab. 3: Beispiel für die Ableitung eines PNEC-Wertes (alle Werte in mg Cd/kg Futter)

	PNEC ¹⁾ NOEC ²⁾ / AF ³⁾	SEM ⁴⁾ 5 % Effektkonzentration im 50 % Konfidenzbereich
Säuger		1,9
Vögel		0,75
Gesamt	0,16	1,6

1) Predicted No Effect Concentration (PNEC)

2) No Observed Effect Concentration (NOEC)

3) Assesment Factor (AF) = 10

4) Statistical Extrapolation Method (SEM)

Aus der europäischen Datenbank zur Gefährdungsabschätzung findet sich dann für Cadmium (CAS Nummer 7440-43-9) die in Tabelle 4 wiedergegebene Zusammenstellung von PNEC-Werten.

Wenn man die im Untersuchungsgebiet festgestellten Cd-Belastungen als PEC-Werte annimmt, kann zur langfristigen Gefährdungsabschätzung ein Vergleich dieser mit den PNEC-Werten aus der Europäischen Datenbank erfolgen (Tabelle 5).

Tab. 4: PNEC-Werte für verschiedene Risikobereiche
Quelle: EU Risk Assessment Report, Draft May 2003

	PNEC-Wert	Einheit	Bemerkung
PNEC Wasser	0,19	µg Cd/l	gelöste Fraktion
PNEC Boden	1,15 – 2,3	mg Cd/kg TM	ökotoxikologisch
PNEC Boden	0,9	mg Cd/kg TM	indirekte, sekundäre Vergiftungsgefahr bei Prädatoren
PNEC Sedimente	2,3	mg Cd/kg TM	allgemeingültig
PNEC Mikroorganismen	20	µg Cd/l	gelöste Fraktion
PNEC Futtermittel	0,16	mg Cd/kg TM	Vögel / Säuger

Abkürzungen siehe Tabelle 3 TM Trockenmasse

Tab. 5: PEC-Werte (Cd-Gehalt in den Pflanzen) des Untersuchungsgebiets im Vergleich zu PNEC-Werten (Cd) der Europäischen Datenbank zur Gefährdungsabschätzung

	PEC¹⁾ mg/kg TS	Mittelwert mg/kg TS	PNEC (Futtermittel, mg/kg TS)	PEC¹⁾ / PNEC Spanne (Mittelwert)
belastete Flächen	0,13 – 10,5	3,53	0,16	0,81 – 65,25 (22,06)
sanierte Flächen	0,14 – 6,55	2,65	0,16	0,88 – 40,94 (16,56)

Abkürzungen siehe Tabelle 3 * redicted Environmental Concentration (PEC)

Es ist erkennbar, dass der Quotient von PEC und PNEC, bis auf die minimal gemessenen Werte innerhalb der Spanne, den risikofreien Bereich unter 1 im Mittel um das 10- bis 20fache überschreitet und bei den maximalen Werten sogar um das 40- bis 65fache.

No Observed Adverse Effect Loads (NOAEL) beschreiben die höchste Dosis eines Stoffes, die auch bei stetiger Aufnahme keine nachweisbaren Wirkungen (Schäden) hinterlässt.

Grenzwerte für die Aufnahme als Tagesdosis (Acceptable Daily Intake, ADI-Werte) werden auf der Grundlage von Ergebnissen umfangreicher toxikologischer Untersuchungen abgeleitet. Sie geben die Menge eines Stoffes an, die ein Organismus bei täglicher und lebenslanger Einnahme aufnehmen kann, ohne dass dadurch gesundheitliche Schädigungen ausgelöst werden. Nach DE VRIES et al. (2003) wären das bei Rindern zum Beispiel 63 mg Cadmium pro Tag.

Es ist sehr schwierig und umfassend nicht lösbar die Risiken für alle Umweltgüter abzuschätzen. Das liegt an der großen Vielfalt der in der Natur vorkommenden Pflanzen-, Tier- und Mikroorganismenarten und deren natürlichen Lebensbedingungen. Die netzartigen Beziehungen innerhalb von Lebensgemeinschaften und Ökosystemen sind zu komplex um das Zusammenwirken aller biotischen und abiotischen Faktoren in die Untersuchungen einzubeziehen. Darum konzentriert man sich in der Praxis auf Ausschnitte. Die Systeme werden in ihrer Komplexität reduziert und dadurch übersichtlicher, verlieren aber möglicherweise gerade die Merkmale, die für ihr „natürliches“ Verhalten entscheidend sind (FÜLGRAFF 1995).

2.3 Geogene Hintergrundbelastung der Böden

Schwermetalle sind natürliche Bestandteile der Erdkruste, die das Ausgangsmaterial für die Bodenbildung stellt. Daher enthalten alle Böden eine natürliche, geogene Hintergrundkonzentration an Schwermetallen. Böden befinden sich im obersten, belebten Bereich des Verwitterungsmantels der Erdkruste. Dieser Bereich wird als Pedosphäre bezeichnet und grenzt nach unten an die Lithosphäre und nach oben an die Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1989). Der Prozess der Gesteinsverwitterung (Bodenbildung) führt zur Ausdehnung des für die Pflanzen erreichbaren und ausschöpfbaren Bodenhorizonts und dadurch zu einer größeren Menge an potentiell verfügbaren Schwermetallen. Im Gegensatz dazu kommt es bei der Verwitterung der Minerale

innerhalb der Pedosphäre lediglich zu einer Änderung der Bindungsintensität der Schwermetalle. Sie lösen sich aus der festen Bindung in eine weniger feste oder gehen in die Bodenlösung über und werden dadurch auch pflanzenverfügbar. Da die Bindung der Metalle an das Ausgangssubstrat unterschiedlich stark ist, gibt eine Messung des Gesamtgehaltes von Schwermetallen in den Böden lediglich Auskunft über die geogene und anthropogene Vorbelastung (potentielle Gefahr), nicht aber über den leicht mobilisierbaren Anteil, aus dem ein unmittelbares ökologisches Risiko entstehen würde (akute Gefahr).

Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) ist Herausgeber der Bodenübersichtskarte Deutschlands (BÜK) im Maßstab 1 : 1.000.000 (BÜK 1000). Darin sind den Bodenleiteneinheiten Hintergrundwerte zugeordnet worden, die darstellen sollen, wie die Bodengehalte ohne anthropogene Einflüsse wären (Tabelle 6). Alles über diese Werte hinaus ist durch den Menschen eingetragen worden. Mögliche Quellen sind Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Bewässerung mit Abwasser, direkte landwirtschaftliche Verwertung von schwermetallhaltigen organischen Düngemitteln (Klärschlamm, Klärschlammkomposte, Grüngut- und Bioabfallkomposte), Düngung, Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Futtermittelimporte oder Futtermittelzusätze und Tiermedikamente.

Tab. 6: Bodenleiteneinheiten und Hintergrundwerte des Untersuchungsgebietes nach den Legendeneinheiten der BÜK 1 : 1.000.000 (BÜK 1000)
Quelle: HARTWICH 1995

Geographische Länge / Breite	Nutzung ¹⁾	Perzentil	Cadmium mg / kg	BAG ²⁾	BUEK 1000	Name
13,47 / 52,66	23	50	0,21	4	32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden
13,47 / 52,66	23	90	0,35	4	32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden
13,47 / 52,67	23	50	0,21	4	32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden
13,47 / 52,67	23	90	0,35	4	32	Braunerde aus nährstoffreichen Sanden

¹⁾ Nutzung 23 - Wiesen und Weiden

²⁾ BAG 4 - Bodenausgangsgestein Sande

Aus diesen Werten lässt sich schlussfolgern, dass sich der geogen bedingte Cadmium-Gehalt des Bodens in diesem Gebiet zwischen 0,21 und 0,35 mg/kg bewegt. Alles was über diesen Erwartungswerten liegt, ist demnach anthropogenen Einflüssen zuzuordnen.

Der Vorsorgewert für Cadmium bei der Bodenart Sand liegt bei 0,4 mg/kg TS. Es ist zu erkennen, dass schon der geogen bedingte Gehalt recht nah am Vorsorgewert liegen kann.

2.4 Anthropogene Belastung

Um das Abwasserproblem und die katastrophalen hygienischen Verhältnisse, der im Zuge der industriellen Revolution ständig wachsenden Stadt Berlin zu lösen, wurde die Stadt 1869 vom damaligen Stadtbaudirektor von Berlin, James Hobrecht, nach englischem Vorbild in Radialsysteme aufgeteilt. Aus jedem dieser Segmente wurde das Abwasser durch ein unterirdisches Druckrohrnetz aus dem Zentrum auf die außerhalb gelegenen, sandigen und grundwasserfernen Flächen gepumpt. Ziel war es, die hygienische Situation in der Stadt zu verbessern und gleichzeitig die Bodenfruchtbarkeit der sandigen Brandenburger Böden durch die Wasserwirkung, die enthaltenen Nährstoffe und die relativ hohen Gehalte an organischer Substanz zu erhöhen.

Die Stadt Berlin kaufte Flächen im Umland auf und passte sie mit meliorativen Maßnahmen an die geplante Nutzung an. Eine Rieselgalerie setzte sich aus sechs bis zehn hinter- bzw. nebeneinander angeordneten Rieseltafeln (je 0,25 ha) zusammen. Jede Rieseltafel wurde von einem Erddamm von 50 – 100 cm Höhe begrenzt, um das Abwasser aufzunehmen. Um diese Galerien anzulegen ebnete man die Flächen so weit es nötig war ein und stattete jede Tafel dabei mit einem Gefälle von ungefähr 0,5 % in Richtung der Vorflutergräben aus. Die einzelnen Tafeln waren durch ein Netz von Gräben beziehungsweise Rohrleitungen miteinander verbunden. Ein Teil der Flächen wurde, um eine schnelle Wasserableitung zu gewährleisten, in einem Abstand von 4 – 6 m in 40 – 50 cm Tiefe mit Dränrohren versehen. Ein Standrohr diente als Druckausgleich und versorgte mehrere Rieselgalerien mit dem Abwasser, das durch die angeschlossenen Druckleitungen aus den Berliner Pumpwerken vor die Stadt befördert wurde. An den Standrohren waren Fahnen oder Lampen befestigt mit Hilfe derer die

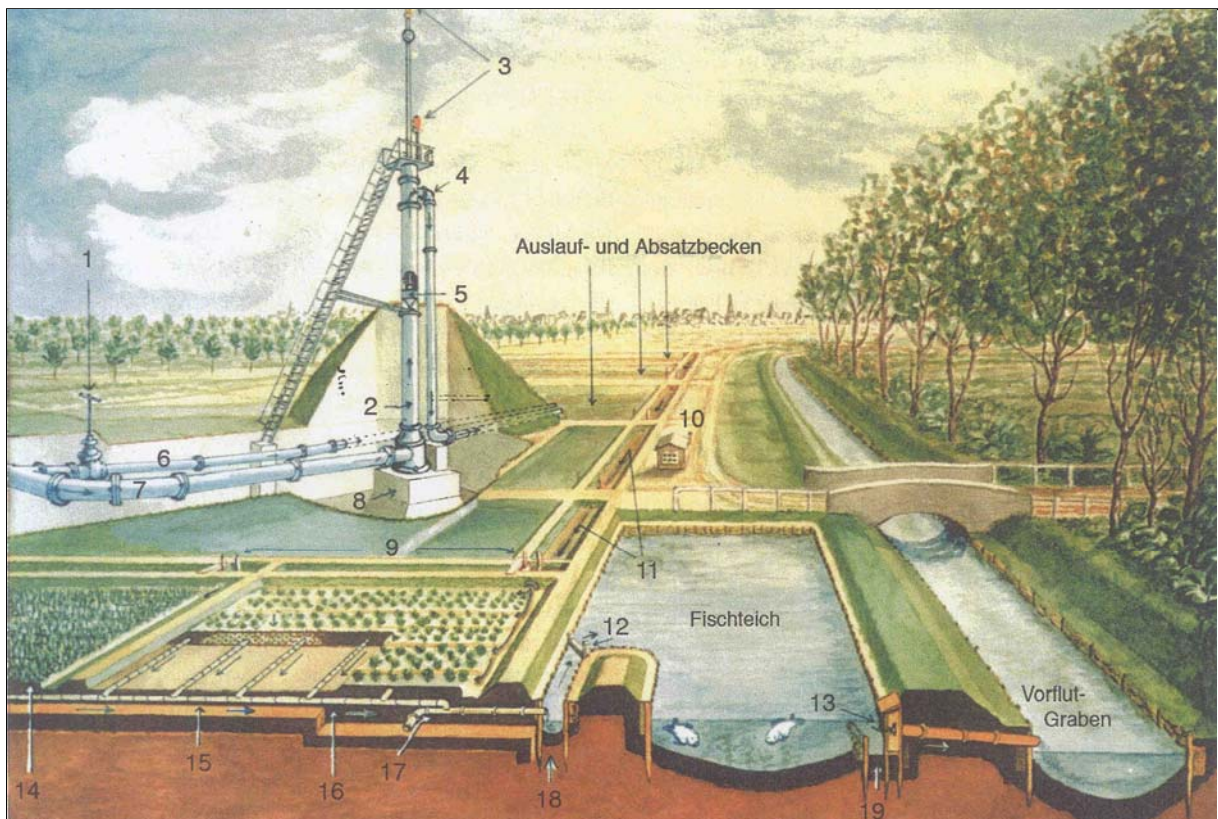
Rieselwärter den aktuellen Wasserdruck ablesen und dadurch die Wassermengen steuern konnten (Abb. 4).

Zunächst wurde das ankommende Abwasser in ein Absatzbecken geleitet, wo ein großer Teil der enthaltenen Schwebstoffe sedimentierte. Dann kam das Abwasser über Rohre oder offene Gräben in die Einleitertafel einer Rieselgalerie und verteilte sich nach und nach durch Überläufe auf die nachgeschalteten Tafeln. So wurden jährlich zwischen 1.000 und 4.500 l/m² ausgebracht (zitiert in HOFFMANN et al. 2001).

Faktoren, die die jährlich ausgebrachte Menge beeinflussten, waren

- die in der Stadt anfallende Wassermenge,
- die Durchlässigkeit der Böden und
- die angebaute Kultur auf der jeweiligen Fläche.

Wenn die Infiltrationsleistung des „rieselmüde“ werdenden Bodens mit der Zeit nachließ, trug man die schlammreiche oberste Schicht der Tafeln ab und schüttete sie auf die Dämme.



- 1 Auslass- oder Absperrschieber
- 2 Standrohr
- 3 Signallampen
- 4 Überfallrohr
- 5 Schwimmer
- 6 Verteilungsleitung zum Auslauf
- 7 Haupt-Druckrohr
- 8 Fundament
- 9 Drumpen und Schützen

- 10 Rieselwärterhütte
- 11 Zuleitungs- oder Bewässerungsgraben
- 12 Wehr
- 13 Mönch
- 14 Feldstück b
- 15 Dränsammler
- 16 Feldstück a
- 17 Hauptsammler
- 18 Entwässerungsgraben
- 19 Fischgrube

Abb. 4: Funktionsweise der Rieselfelder
Quelle: KRAJEWSKI 2006

Die ursprünglich sorptionsschwachen Böden entwickelten sich zu den ertragreichsten in Deutschland. Dabei war vor allem der Wassereffekt enorm. Man muss bedenken, dass man die Böden zu dieser Zeit hauptsächlich mit Stallmist düngte und mit 1000 Kubikmetern der kommunalen Abwässer nach RHUTS (1928) rund 85 kg Stickstoff, 60 Kilogramm Kali und 20 Kilogramm Phosphorsäure ausgebracht wurden. Gräser konnten sechs Mal gemäht werden und bald begann man Gemüse anzubauen.

Auch Klärschlamm war jahrzehntelang ein nährstoffreicher und deshalb gefragter Dünger.

Zu den Haushaltsabwässern kamen jedoch auch die Abwässer der Industrieansiedlungen, die große Mengen an Schwermetallen enthielten.

Im Untersuchungsgebiet Hobrechtsfelde wurden rund 80 Jahre (1906 bis 1984) nur mechanisch gereinigte Berliner Abwässer verrieselt, sodass sich im Boden immer mehr Schadstoffe abgelagert haben. Mitte der 60er Jahre waren die Abwassermengen so angestiegen, dass ab 1967 Teile der Flächen auf Intensivfilterbetrieb umgestellt werden mussten. Das geschah durch Zusammenlegung von 4 – 6 Tafeln zu großen Becken mit neu aufgeschütteten bis zwei Meter hohen Wällen. Diese wurden dann jährlich mit mehr als 10.000 Liter Abwasser pro Quadratmeter beschickt und waren somit ganzjährig überstaut. Diese Wassermenge entspricht der 20-fachen Regenwassermenge Berlins (HOFFMANN 2006).

Mit der Inbetriebnahme des Klärwerks Schönerlinde 1984 wurden die Abwässer mechanisch, biologisch und chemisch gereinigt, die Rieselfelder in Berlin Buch verloren ihre Bedeutung und die Rieselfeldwirtschaft wurde hier eingestellt.

2.5 Sanierung im Rieselgebiet Hobrechtsfelde

Nach der Stilllegung wurden die Flächen eingeebnet, so dass von der charakteristischen „Rieselfeldlandschaft“ nur die rechtwinklig angeordneten Wege und Gräben blieben. Aus Anlass der 750-Jahrfeier von Berlin sollten die brachliegenden Rieselfeldanteile zwischen Blankenfelde und Hobrechtsfelde innerhalb kürzester Zeit im Rahmen des größten Aufforstungsprojekts der DDR in ein großflächiges Waldgebiet überführt werden, was jedoch ohne ausreichende wissenschaftliche Begleituntersuchungen geschah.

Dass der Anwuchs der Pflanzen allein auf Grund der hohen Schadstoffgehalte im Boden nur teilweise gelang, wurde schnell widerlegt (SCHLENTHER 1996). Die Ursachen mangelnder Aufwuchserfolge sind vor allem darin zu sehen, dass die Pflanzen in den trockenen Sand eingesetzt wurden und auch nach der Pflanzung eine hohe und lange Trockenheit herrschte. Außerdem ließ sich geeignetes Pflanzgut nicht in den geforderten großen Mengen von den Baumschulen liefern und es wurden nicht standortgerechte Ersatzsortimente, von zum Teil nicht ausreichend qualifizierten Arbeitskräften gepflanzt (KAPPEL und JAPP 2006).

Aufgrund der missglückten Pflanzungen und der Gefahr von Schwermetallausträgen in das Grundwasser begannen die Berliner Forsten im Jahr 1996 mit dem heute so genannten „Bucher Verfahren“: Auf die belasteten Flächen wurde eine etwa 40 cm dicke Mergelschicht aus Baustellenaushub der Stadt Berlin aufgebracht, die mit einer Verzögerung von 4 – 6 Monaten bis in eine maximale Tiefe von 80 – 90 cm eingefräst wurde. Die gewählte Tiefe ergab sich hierbei aus vorangegangenen Laborversuchen in denen ein Mischungsverhältnis des Mergels mit dem kontaminierten Rieselfeldboden im Verhältnis 1:1 als optimal ermittelt wurde. Durch die Überdeckungsdauer von 4 – 6 Monaten wurde die bestandsbildende Queckenflur wirkungsvoll unterdrückt, sodass sich nach dem Fräsen des Bodens eine artenreichere Vegetation entwickeln konnte (METZ zitiert in HOFFMANN et al. 2001).

Folgende Ziele sollten durch dieses Verfahren erreicht werden:

- Verringern des ökotoxikologischen Potentials (Verdünnung der Schadstoffkonzentration),
- Eintrag von Sorptionsträgern für Nähr- und Schadstoffe,
- positive Beeinflussung des Wasserhaushaltes durch Erhöhung der Feldkapazität,
- Anheben des pH-Wertes und dadurch Verbesserung des (Schad-) Stoffbindungsvermögens für bestimmte Elemente,
- verdrängen der dominanten Quecke und Schaffung einer artenreicheren Vegetation und
- Unterstützung der Wiederaufforstung.

Die Schadstoffablagerungen auf den Rieselfeldflächen waren sowohl in einer Galerie als auch innerhalb einer Rieseltafel (0,25 ha) sehr heterogen. Nach Untersuchungen von HOFFMANN (2002) befanden sich die höchsten Konzentrationen jeweils im Bereich der Einlassbecken und nahmen zum Ende

einer Galerie deutlich ab (Tabelle 7). Innerhalb einer Tafel trat durch das Absinken des Schlammes die höchste Konzentration stets am Einlass auf, diese verringerte sich dann über die Mitte zum Auslass hin.

Tab. 7: Cadmium-Gehalte (mg/kg) und Humusgehalte (%) im Oberboden der Rieselfelder Berlin Buch in Abhängigkeit von der Lage innerhalb einer Rieselgalerie
Quelle: HOFFMANN 2002 entnommen aus STROHBACH et al. 1992

	Ort	Min.	Max.	75 % - Perzentil	95 % - Perzentil	Vorsorgewert der BBodSchV Bodenart Sand
Cadmium	Einlass	1,2	43,4	20,7	41,7	0,4
	Mitte	0,1	16,6	5,1	12,3	
	Auslass	0,1	9,5	3,1	8,9	
Humus	Einlass	3,5	44,6	11,4	28,8	
	Mitte	0,5	16,4	4,6	8,0	
	Auslass	1,1	7,4	4,6	6,0	

Im Bezug auf den Vorsorgewert der BBodSchV 1999 für die Bodenart Sand befanden sich, trotz der Konzentrationsverdünnung in Richtung der Vorfluter, bis auf wenige Ausnahmen in allen Bereichen der Rieselgalerie Konzentrationen, die über den Vorsorgewerten lagen.

Zu dieser anthropogen bedingten kommt noch die geogen bedingte Heterogenität der Böden (Abb. 5): es können sandige und lehmige Adern sehr dicht nebeneinander verlaufen und teilweise bis an die Oberfläche gelangen, was großen Einfluss auf die Sorption und Verfügbarkeit von Schwermetallen hat. Durch die spätere Nutzung von Teilflächen als Intensivfilter wurde die Anreicherung von Schwermetallen in den lehmigen Adern nochmals verstärkt.

Nach der Einstellung des Riesel- und Intensivfilterbetriebes 1984 wurden die Flächen bis 1987 eingeebnet und ab 1996 zum Teil überlehmt und tiefgefräst.

Durch diese mehrmaligen meliorativen Eingriffe in Struktur, Relief und Zusammensetzung der Böden sind die Flächen heute in Hinblick auf die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften und dem sich daraus ergebenden Schadstoffgehalt als sehr heterogen einzustufen.

Untersuchungsgebiet

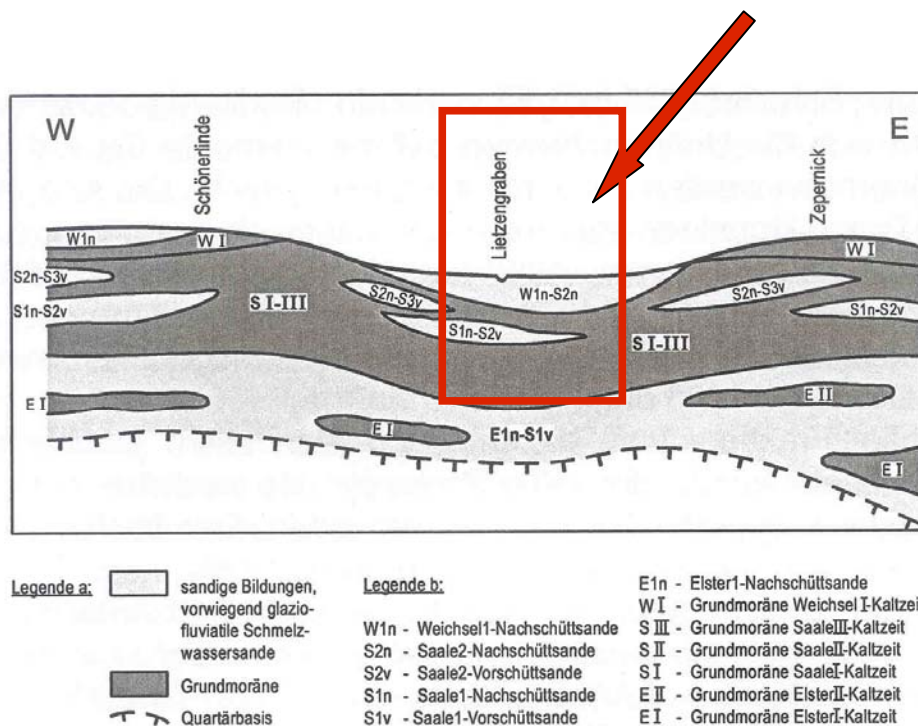


Abb. 5: Schematischer hydrologischer Schnitt des Gebietes der ehemaligen Rieselfelder Berlin-Buch (Quelle: GINZEL 1990)

2.6 Transferfaktoren Boden-Pflanzen

Der Transfer von Schadstoffen vom Boden zu Pflanzen kann analytisch bestimmt und mit mathematischen Modellen beschrieben werden. Grundsätzlich lassen sich die Prozesse, die an der Pflanzenaufnahme beteiligt sind, einzeln mathematisch fassen. Daraus lassen sich nachfolgend komplexe Modelle ableiten. Solche mechanistischen Modelle bedürfen allerdings zahlreicher schwer messbarer Parameter, denn die biologische Verfügbarkeit von Schwermetallen ist keine statische Größe, sondern stellt einen organspezifischen Wert dar.

Die Verfügbarkeit von Schwermetallen und somit die Transferfaktoren sind unter anderem abhängig von der Pflanzenart, dem Schadstoffgehalt des Bodens, dem pH-Wert des Bodens, dem Anteil organischer Bodensubstanz, der Bodenfeuchte, den Mikroorganismen und deren Interaktion mit dem Boden und dem Vorhandensein von spezifischen Antagonisten. Zum Beispiel verdrängt Zink Cadmium und Kupfer verdrängt Zink aus dem Sorptionskomplex (DORN 1999 und PRÜß 1992), deshalb kann man solche Ergebnisse nicht von einem Gebiet auf ein anderes übertragen, ohne die oben genannten Faktoren zu berücksichtigen. So liegt der Entzug der Pflanzen auf einem sehr stark belasteten Boden nicht zwingend bedeutend höher als auf einem weniger stark kontaminierten. Der prozentuale Entzug der Pflanzen im Verhältnis zum Bodengehalt sinkt mit steigendem Bodengehalt.

Ab einem bestimmten Punkt nimmt der Pflanzengehalt nicht mehr zu und die Biomasse beginnt zu sinken. In Abbildung 6 ist dies schematisch dargestellt, der genaue Kurvenverlauf ist element- und pflanzenspezifisch und wird außerdem durch Bodeneigenschaften, wie zum Beispiel pH-Wert und Feuchte maßgeblich beeinflusst.

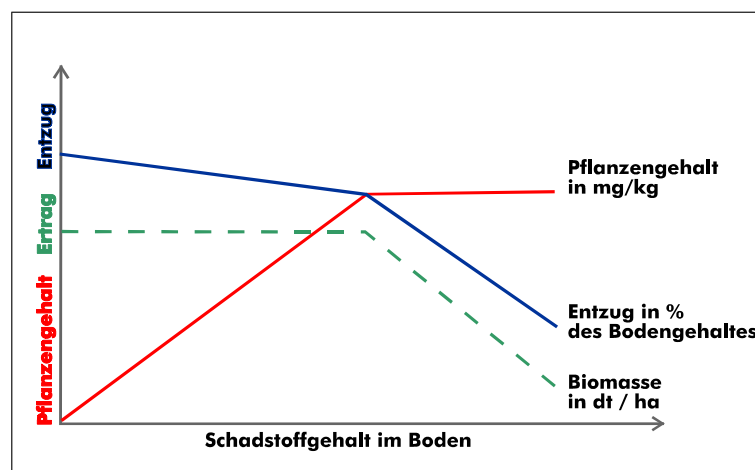


Abb. 6: Schematische Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalt an Schwermetallen (Quelle: METZ 2006)

Infolge der recht großen Spanne zwischen den möglichen Cd-Gehalten von Pflanzen und toxischen Gehalten im Pflanzengewebe ist eine akute Cd-Toxizität bei Pflanzen in Form von Blattchlorosen, Verwelken und Zwergwuchs nur selten zu beobachten (verändert und ergänzt nach LITZ et al. 2005). Nach DORN (1999) kann man die phytotoxische Wirkung bei Cadmium nur bei sehr hohen Bodengehalten und bestimmten Pflanzenarten (zum Beispiel Kartoffeln) feststellen.

Um schädliche Wirkungen auf die Biozönosen unterschiedlicher Ökosystemkompartimente vollständig abschätzen zu können, sind Kenntnisse über Wirkungsschwellen der Metalle in allen trophischen Ebenen (Primärproduzenten, Konsumenten lebender und toter Biomasse bis hin zu den Endgliedern der Nahrungsketten) erforderlich. Weiterhin braucht man Informationen zum Transfer- und Akkumulationsverhalten der Metalle in den abiotischen und biotischen Ökosystemkompartimenten. Die wenigen auf diesem Gebiet vorhandenen Daten beziehen sich eher auf Nutzpflanzen (Nahrungspflanzen) und Gehölze (DE VRIES et al. 2003), sind aber mit hohen Unsicherheiten belastet und reichen für eine generelle Festlegung kritischer Konzentrationen in der Vegetation nicht aus. Zu hinterfragen wäre, ob es bei diesen komplexen Zusammenhängen, auf die so eine Vielzahl von Einflussgrößen wirken, überhaupt möglich ist, generelle Festlegungen zu treffen. Auch eine Berechnung heutiger oder zukünftiger Metallkonzentrationen in den verschiedenen erntbaren Pflanzenteilen in Abhängigkeit von kritischen Konzentrationen in der Bodenlösung ist problematisch, weil derzeit für die meisten Pflanzenteile keine ausreichend sicheren Transferbeziehungen Boden - Bodenlösung - Pflanzengehalt bestehen.

Einige Faktoren für Gräser wurden von LÜBBEN und SAUERBECK zusammengestellt (zitiert von WILKE et al. 1995) und sind in Tabelle 8 dargestellt. Sie geben das Verhältnis von Pflanzen- zu Bodengehalt an. Transferfaktoren werden bestimmt, indem der Pflanzengehalt eines Elements durch dessen pflanzenverfügbaren Anteil im Boden dividiert wird. Ist das Ergebnis größer eins handelt es sich bei der betrachteten Pflanze um eine Akkumulatorpflanze. Ist der Quotient der Werte gleich oder kleiner eins handelt es sich um eine Indikator- beziehungsweise Exkluderpflanze. In Tabelle 8 ist zu erkennen, dass alle beprobten Gräser aufgrund ihrer Transferfaktoren den Exkluderpflanzen zuzuordnen sind.

**Tab. 8: Transferfaktoren für Gras (Mediane, ohne Angabe der untersuchten Arten)
Quelle: LÜBBEN und SAUERBECK zitiert in WILCKE et al. 1995**

Element	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Transferfaktor	0,50	0,010	0,39	0,2	0,037	0,84

2.7 Cadmium

Cadmium ist ein nichtessentielles Schwermetall, das für Menschen, Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen oberhalb bestimmter Schwellenwerte toxisch ist. So muss sicher gestellt werden, dass trotz der Belastung des Gebietes den Weidetieren eine gesundheitlich unschädliche Futtergrundlage zur Verfügung steht.

Das **Element Cadmium** wurde **als Testparameter** für die Futterqualität dieser Flächen ausgewählt, da es

- zoo- und phytotoxisch wirkt und somit eine besondere Bedeutung für das Beweidungsprojekt hat,
- leicht löslich ist und deshalb neben Zink bevorzugt von den Pflanzen aufgenommen wird,
- analytisch gut nachweisbar ist,
- auf Grund seiner starken Toxizität in der Literatur sehr gut beschrieben ist und
- die Versuchsflächen relativ hoch mit diesem Element belastet sind.

Ob Cadmium auch ein Marker auf den kombiniert belasteten Böden ist, soll nachgewiesen werden.

2.7.1 Phytotoxische Wirkung

Für die Verfügbarkeit von Cadmium für Pflanzen ist der pH-Wert in der Rhizosphäre entscheidend. Pflanzen können durch eigene Wurzelauausscheidungen den pH-Wert im engeren Wurzelbereich bis auf einen pH-Wert nahe 3 senken und somit maßgeblich die Verfügbarkeit von pH-abhängigen Schwermetallen erhöhen (DORN 1999).

Pflanzen nehmen Schwermetalle, die durch Massenfluss oder Diffusion zur Wurzel gelangt sind unter anderem über ihre Wurzelhaare oder Hyphen von Mykorrhizapilzen auf. Diese Aufnahme geschieht nicht proportional zum steigenden Gesamtgehalt des Bodens, da die Pflanzen ab einer gewissen Aufnahmemenge stark geschädigt werden (STYPEREK 1986). Durch Schwermetalle kann die Aktivität der Pflanzen sowohl erhöht als auch gehemmt werden. Sie beeinträchtigen die Photosynthese, Atmung, Transpiration und Stomatabewegung (ODROWSKI 1990). Oberhalb bestimmter Gehalte im Pflanzengewebe (z.B. 5 – 10 mg Cd/kg, 20 mg Cu/kg, und 150 – 200 mg Zn/kg) treten Stoffwechselstörungen in Form von Chlorosen auf, die zu Nekrosen führen können (nach BLUME 1990). Weitere Symptome können rotbraune Flecken auf den Blättern, verkrümmte Stängel, Kräuseln der Blätter und morphologische Veränderungen, wie z.B. Gefäßdeformationen sein. Von den Wurzeln werden die Seitenwurzeln am stärksten geschädigt. Das Ausmaß der Schwermetall-Akkumulation ist je nach Pflanzenart und betrachtetem Pflanzenteil unterschiedlich, so dass nach Versuchen von DORN (1999) die Kartoffelpflanze zum Beispiel deutlich geringere Schwermetallgehalte in der unterirdischen und deutlich höhere in der oberirdischen Biomasse aufweist als vergleichsweise die Versuchspflanzen Roggen oder Mais. Der element- und pflanzenartspezifische Transfer von der Wurzel in den Spross nimmt in der Reihenfolge Zn > Cd > Cu > Ni ab (DORN 1999).

2.7.2 Zootoxische Wirkung

Aus der Belastung der Pflanzen auf einem kontaminierten Standort kann man auf einen erhöhten Eintrag in den Tierkörper schlussfolgern. GRÜN (1989) hat in Untersuchungen erhöhte Schwermetallge-

halte in Organen bei Milchkühen nachgewiesen, die überwiegend mit kontaminiertem Futter versorgt wurden (Tabelle 9). Es stellte sich heraus, dass die Filterorgane (Leber und Niere) mit zunehmendem Alter eine immer stärkere Belastung aufwiesen, wohingegen im Muskelfleisch und in der Milch die Lebensmittelgrenzwerte nicht überschritten wurden (GRÜN 1989).

Tab. 9: Cd-Gehalte (mg / kg TS) verschiedener Organe und Kot von Milchkühen nach dem Verzehr von mehr als 50 % der Ration Rieselgras (nach GRÜN 1989)

Organ	Alter in Jahren	Cd-Gehalt in mg / kg TS	Überschreitung der Lebensmittelgrenzwerte in %
Nieren	3 – 4	7	58
	5 – 7	13	71
	> 7	27	85
Leber	3 – 4	1,4	0
	5 – 7	1,9	19
	> 7	3,5	38
Muskel	3 – 4	0,28	0
	5 – 7	0,3	0
	> 7	0,33	33
Kot	unbelastetes Gebiet	0,22	
	belastetes Gebiet	6,6	

Ähnliche Ergebnisse konnte auch LANGGEMACH (1995) bei Untersuchungen von Wildtieren im Rieselfeldgebiet nachweisen, auf die im Kapitel 5.3 noch ausführlicher eingegangen wird.

Cadmium ist durch den Körper zu 5 % resorbierbar. In Folge der Aufnahme kumuliert es vor allem in Nieren und Leber, aber auch in der Schilddrüse, Bauchspeicheldrüse, Speicheldrüsen und in den Knochen. Die deutlichsten Folgen dieser Anreicherung sind Nierenschäden (HASSELMANN 2006).

3 Material und Untersuchungsmethoden

Das geplante Weidegebiet / Untersuchungsgebiet mit einer Größe von 56 ha befindet sich im ungefähr 450 ha großen Projektgebiet der stillgelegten Rieselfelder im Forstrevier Buch. Etwa 1/3 der Fläche wurde im Zuge von Sanierungsmaßnahmen überlehmt, der andere Teil (etwa 2/3) besteht noch aus ursprünglichem einplanierten Rieselfeld- und Intensivfilterboden. Durch das Gebiet fließt der Lietzengraben, der den Tieren als Tränkmöglichkeit dienen soll.

Es wurden Pflanzenproben sowohl von den nichtüberlehnten als auch von den sanierten Flächen genommen. Die Auswahl von geeignetem Probenmaterial geschah anhand von Verbiss Spuren an Äsungspflanzen durch Wildtiere. Zudem wurden dominante Pflanzen auf der Fläche analysiert.

Aus Untersuchungen von HOFFMANN (2002) geht hervor, dass durch den Verdünnungseffekt des Mischens die Gesamtgehalte der Schwermetalle um 60 – 70 % reduziert wurden. Der mobile Anteil des Elements Cadmium reduzierte sich durch die pH-Wert Anhebung von 22 % auf 2,5 %.

Da für das geplante Weidegebiet keine repräsentativen Ergebnisse für die Gesamtgehalte an Cadmium im Bodens vorhanden sind, werden in dieser Arbeit Werte aus Bodenproben von HOFFMANN et al. (2001) verwendet, die im Rahmen eines Pilotprojekts des Bucher Verfahrens in den Jahren 1998 und 1999 entstanden. Werte für die lösliche Cadmiumfraktion im Boden stammen aus Analysen der BfU (2005).

Die Analyse der Pflanzenproben führte die Firma U&A Consult (Gesellschaft für Umwelt und Analytik mbH) aus Berlin durch. Die Proben wurden nach Trocknung bei 380° C verascht, nach DIN EN 13 657 zur anschließenden Bestimmung des königswasserlöslichen Anteiles aufgeschlossen und mittels AAS-Flammentchnik analysiert.

Eine Analyse von Mischproben wurde nicht gemacht, da die Tiere die bevorzugten Futterpflanzen selektiv aufnehmen und eine Mischprobenanalyse deshalb nicht zu einem realistischen Ergebnis geführt hätte. Trotzdem wurde eine Modellberechnung durchgeführt (Kapitel 5.2), die unter der theoretischen Annahme, dass alle Pflanzen zu gleichen Teilen aufgenommen werden, einen durchschnittlichen Cd-Gehalt (Mittelwert) des Pflanzenaufwuchses veranschaulicht.

4 Ergebnisse der Cadmium-Untersuchungen

Die im Untersuchungsgebiet gewonnenen Proben wurden hinsichtlich der Cd-Gehalte im Boden und im Pflanzenmaterial ausgewertet. Bei der Bestimmung des Cd-Gehaltes im Boden spielen die verwendeten Analyseverfahren eine bedeutende Rolle, worauf nachfolgend näher eingegangen wird.

4.2 Bodengehalte

Schwermetalle in Böden sind geogenen und / oder anthropogenen Ursprungs und werden an den Austauschplätzen im Boden teilweise sehr stark gebunden. Aufgrund ihrer oft geringen Bioverfügbarkeit sind Konzentrationsangaben als Gesamtgehalte des Bodens nur bedingt geeignet, um aktuelle Wirkungen und Risiken für Flora und Fauna zu prognostizieren. Deshalb wird die Gesamtkonzentration von Schwermetallen in der Bodenlösung (löslicher Anteil) als wichtigstes Kriterium für den Transfer zu Pflanzen betrachtet. Streng genommen müsste man darüber hinaus noch zwischen der Konzentration freier Metallionen (mobile Fraktion), die kurzfristig verfügbar sind, und den an lösliche Komplexbildner gebundenen Metallen (leicht nachlieferbar) unterscheiden, die mittelfristig verfügbar sind.

4.1.1 Gesamtgehalte

Die Gesamtgehalte des Bodens werden mittels Königswasseraufschluss bestimmt. Bei diesem Aufschlussverfahren bleiben nur mineralische Stoffe zurück (z.B. Sand), so dass Schwermetalle in allen Bindungsformen erkannt werden können. Um Aussagen über den pflanzenverfügbaren Anteil zu treffen, müssen bei Transferauswertungen auf Basis der Königswasser-Extraktion mobilitätsbestimmende Bodenparameter, wie zum Beispiel der pH-Wert, der Tongehalt und der Gehalt an organischer Bodensubstanz beachtet werden (www.umweltrecht.de/recht/boden/bbvm8.htm).

**Tab. 10: Cadmium-Gehalte (Gesamtgehalte) des Bodens einer sanierten und einer belasteten Fläche (Angaben in mg/kg TM)
Quelle: HOFFMANN et al. 2001**

	Wertespanne Pilotfläche	Median	Vorsorgewert BBodSchV Bodenart Sand	Maßnahmewert BBodSchV Grünland
belastete Fläche (n=118)	4,5 - 100	22,5	0,4	20
sanierte Fläche (n=35)	0,8 - 12,6	2,5	0,4	20

Die in Tabelle 10 verwendeten Werte stammen von einer Pilotfläche auf der 1998 eine der ersten Überlehmungen im Gebiet durchgeführt worden ist. Der Effekt dieser Sanierungsmaßnahme ist sehr deutlich zu erkennen. Der Cadmium-Gehalt reduziert sich durch die Überlehmung um ca. 85 %. So liegen die Cadmium-Gehalte des Bodens vor der Sanierung zum Teil deutlich über und danach insgesamt deutlich unter dem Maßnahmewert für Grünland der BBodSchV.

4.1.2 Ammoniumnitratlöslicher Anteil

Die Ammoniumnitrat-Extraktion erfasst die leicht pflanzenverfügbare Schwermetallfraktion des Bodens. Die Abschätzung des Schwermetalltransfers Boden - Pflanze (systemische Aufnahme über die Wurzeln) ist durch diese Extraktionsmethode besser möglich als durch den Aufschluss mittels Königswasser, der zur Bestimmung des Gesamtgehalts, darunter auch des nichtpflanzenverfügbaren Anteiles, dient.

Der Anteil der mobilen Cadmium-Fraktion im Boden ist deutlich kleiner als der Gesamtgehalt (Tabelle 11). Das spiegelt sich auch in den gemessenen Pflanzengehalten (Tabelle 12 – 14) wider. Der Unterschied zwischen den Gesamtgehalten und den Werten der NH_4NO_3 -Extraktion ist durch die Einbindung von Cadmium in Bodenkomplexe zu erklären, aus denen es weder durch NH_4NO_3 noch durch Pflanzen gelöst werden kann. Bei der teilflächigen Überlehmung der ehemaligen Rieselfelder wurden durch Eintrag von Sorptionsträgern und Anhebung des pH-Wertes neue Sorptionsplätze (Bodenkomplexe) geschaffen, die zuvor durch Mineralisierung und damit Abbau von organischer Substanz in Folge der Stilllegung der Verrieselungsflächen verloren gegangen sind.

Tab. 11: Cadmium-Gehalte (NH₄NO₃-Extraktion) des Bodens einer sanierten und einer belasteten Fläche (Angaben in mg/kg TM) (BfU 2005)

	Wertespanne	Median	Maßnahmewert BBodSchV Ackerbau- und Nutzgarten
belastete Fläche (n=4)	0,328 – 0,554	0,44	0,04 / 0,1 *
sanierte Fläche (n=4)	0,022 – 0,050	0,03	0,04 / 0,1 *

* Auf Flächen mit Brotweizenanbau oder Anbau stark cadmiumanreichernder Gemüsearten gilt als Maßnahmewert 0,04 mg/kg Trockenmasse; ansonsten gilt als Maßnahmewert 0,1 mg/kg Trockenmasse

In dieser Tabelle wird als Bezugsgröße der Maßnahmewert der BBodSchV für Ackerbau und Nutzgarten verwendet, da für Grünland keine NH₄NO₃-Extraktion durchgeführt wird und die Werte somit nicht vergleichbar wären.

Es ist zu erkennen, dass der pflanzenverfügbare Cadmium-Anteil im Boden vor den Sanierung oberhalb und danach unterhalb des Maßnahmewertes 0,1 mg/kg Trockenmasse der BBodSchV liegt. Der Maßnahmewert 0,04 mg/kg Trockenmasse gilt für Flächen auf denen Brotweizen und stark cadmiumanreichernde Gemüsearten angebaut werden. Dieser wird auf der belasteten Fläche deutlich und auf der sanierten zum Teil überschritten.

Durch eine Extraktion mit Ammonium-Acetat ließe sich außerdem der leicht nachlieferbare Schwermetallanteil des Bodens bestimmen.

4.2 Pflanzengehalte

Bei der Bestimmung von Cadmium im Pflanzenbestand waren die jahreszeitlichen Variationen zu berücksichtigen, da aufgrund pflanzenspezifischer Aufnahme eine unterschiedliche Bestandszusammensetzung (Abb. 7 und 8) auch zu unterschiedlichen Gehalten des Futterspektrums führen könnte. Ebenso spielten die jahreszeitlich unterschiedlichen Aufnahmegewohnheiten des Wildes eine Rolle. Zusätzlich wurde neben der Auswertung der Beprobung von Winter-, Frühjahrs- und Sommervegetation das daraus abgeleitete Jahresmittel in die Auswertung einbezogen.



Abb. 7: Wintervegetation im Weidegebiet Abb. 8: Frühjahrsvegetation im Weidegebiet

4.2.1 Wintervegetation

Die unterschiedlichen Werte gleicher Pflanzenarten (z.B. Quecke) veranschaulichen die Heterogenität des Bodens und die Notwendigkeit großer Wiederholungszahlen von Probenahmen (Tabelle 12).

Unter der theoretischen Annahme, dass die Tiere von allen Pflanzen gleichviel aufnehmen, würde die mittlere Belastung der Pflanzen den Grenzwert der FuttMV um mehr als das Doppelte überschreiten. Beachtet man die Verbissspuren, so kann man erkennen, dass die sehr stark belastete Balsampappel nicht verbissen wird, was auf das höhere Alter der Bäume und damit mangelnde Schmackhaftigkeit zurückzuführen sein könnte.

Bei der stark verbissenen und hoch belasteten Salweide könnte man in Betracht ziehen die wenigen Bäume, die auf der Fläche sind, auszuzäunen. Bei der Lehmeinbringung wurde um vorhandene Bäume herumgefräst, daher stehen diese Bäume eigentlich in unsaniertem Boden. Die Salweide ist im Gegensatz zu anderen Gehölzen, bei denen ebenso verfahren wurde, besonders stark belastet. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass es sich um eine Akkumulatorpflanze handelt.

Tab 12: Cadmium-Gehalte/Einzelwerte an den Beprobungsstellen (Winterfutter 24.02.06)

Probenmaterial	Cadmium in mg/kg TM	
	Werte < Grenzwert der FuttMV	Werte > Grenzwert der FuttMV
Gehölze		
Ahornlaub trocken		2,48 ¹⁾
Ahornlaub trocken	0,94	
Ahornzweige stark verbissen	0,49	
Ahornzweigspitzen o. Blätter		1,11
Balsampappellaub trocken		10,50
Birkenzweige ohne Blätter		3,25
Eichenzweige mit trockenem Laub	0,09	
Kiefernzweigspitzen / Nadeln		1,75
Pappellaub trocken		4,55
Pappelzweigspitzen ohne Blätter (sanierte Fläche)		3,68
Pappelzweigspitzen ohne Blätter (sanierte Fläche)		3,04
Salweidentriebe o. Blätter		2,98
Sträucher		
Hartriegelzweige o. Blätter	0,41	
Gräser und Kräuter		
Beifuß trocken		6,55
Landreitgras trocken	0,94	
Landreitgras trocken		1,62 *
Quecke trocken (sanierte Fläche)	0,14	
Quecke trocken (belastete Fläche)	0,58	
Quecke trocken (sanierte Fläche)	0,83	
Queckentriebe trocken (bel. Fläche)	0,58	
Grenzwert der FuttMV		1,00
Mittelwert		2,33

	< Grenzwert der FuttMV
	> einfacher Grenzwert < 2,5facher Grenzwert (keine Vermarktung)
	> 2,5facher Grenzwert (keine Verfütterung)

* Die hohe Belastung ist bei diesen Werten wahrscheinlich auf Verschmutzung zurückzuführen.

4.2.2 Frühjahrsvegetation

Um einen eigenen Beweis für die mögliche Einschränkung der Analytik auf die Cadmium-Gehalte zu haben, wurden bei dieser Probennahme außerdem die Gehalte von Arsen, Blei, Kupfer, Quecksilber und Zink untersucht (Tabelle 13). Das Element Zink überschreitet als einziges zweimalig den Grenzwert der FuttMV. Davon liegt ein Wert oberhalb des 2,5fachen Grenzwertes der Futtermittelverordnung. Dieser hohe Wert von trockenem Schilf im Gegensatz zu dem niedrigen des grünen Schilfs ist unklar und eventuell durch eine mögliche Verunreinigung durch Bodenteilchen zu erklären, da das trockene Schilf abgeknickt war. Diese Vermutung sollte verifiziert werden.

Die Probenahmestelle des Schilfs lag außerhalb der geplanten Weidefläche und wurde nur zu ergänzenden Untersuchungen genutzt.

Bei den Untersuchungen der Frühjahrsvegetation wird der Futtermittelgrenzwert für das Element Cadmium vom Mittel der Pflanzengehalte geringfügig überschritten. Trotz des hohen Wertes von trockenem Schilf bleibt Zink im Mittel der untersuchten Pflanzen unterhalb des Futtermittelgrenzwertes.

Bei den Elementen Arsen, Blei, Kupfer und Quecksilber wurden keine Gehalte oberhalb des Grenzwertes der FuttMV festgestellt. Damit ist belegt, dass eine Cadmium-Untersuchung in dieser Untersuchung ausreichen würde, wenn die Ursache für die hohen Zinkgehalte tatsächlich auf Verschmutzung zurückzuführen ist.

Tab. 13: Schwermetall-Gehalte/Einzelwerte an den Beprobungsstellen (Frühjahrsvegetation 26.04.06)

Probenmaterial	Analyseergebnisse in mg / kg TM					
	Cd	Zn	As	Pb	Cu	Hg
Gehölze						
Balsampappel	6,37	384	< 0,5	2,0	7,4	0,07
Esche	0,37	90,7	0,7	3,0	3,4	0,06
Sträucher						
Schneebeere	0,72	55,7	< 0,5	2,0	6,1	0,06
Gräser und Kräuter						
Ampfer ssp.	0,30	119	< 0,5	2,2	4,6	0,08
Binsen	< 0,1	48,1	< 0,5	3,2	7,4	0,04
Rotschwengel	0,15	67,9	< 0,5	6,5	7,8	0,06
Schilf grün	0,73	109	< 0,5	3,0	11,4	0,04
Schilf trocken	0,83	843 ¹⁾	< 0,5	6,7	8,1	0,1
Quecke (san. Fläche)	0,14	86,9	0,7	3,6	10,6	0,08
Quecke (bel. Fläche)	0,13	106	< 0,5	3,6	10,3	0,07
Grenzwert der FuttMV bzw. Literatur	1,0	284 ²⁾	2,3	45	40	0,11
Mittelwert	1,09	191,03				

Farbbedeutung siehe Tabelle 12

¹⁾ Die hohe Belastung ist bei diesem Wert wahrscheinlich auf Verschmutzung zurückzuführen.

²⁾ Quelle: KNOCHE (1997)

4.2.3 Sommervegetation

Diese Analyse (Tabelle 14) wurde durchgeführt, um die Sommervegetation zu erfassen, vorherige Werte zu bestätigen und um den Gehalt der Art Eschenahorn festzustellen.

Auch bei der Auswertung der Sommervegetation fällt wie in den vorherigen Proben auf, dass Balsampappel und Salweide zu den Pflanzen gehören, die am stärksten belastet sind.

Die Triebspitzen der anderen beprobten Gehölze haben niedrige Cadmiumgehalte, die für die Weidetiere keine Gefahr darstellen würden.

Da bei dieser Analyse weniger Arten beprobt wurden, von denen zwei sehr hoch belastet sind, ist der gebildete Mittelwert nur für die geprüften Pflanzenarten repräsentativ.

Tab. 14: Cadmium-Gehalte/Einzelwerte an den Beprobungsstellen (Sommervegetation 20.07.06)

Probenmaterial	Cadmium in mg/kg TM	
	Werte < Grenzwert der FuttMV	Werte > Grenzwert der FuttMV
Gehölze (junge Triebe und Blätter)		
Balsampappel		6,15
Eiche	0,17	
Esche	< 0,1	
Eschenahorn	< 0,1	
Salweide		4,62
Gräser		
Landreitgras	0,67	
Grenzwert der FuttMV		1,00
Mittelwert		1,97

Farbbedeutung siehe Tabelle 12

4.2.4 Jahresmittel der Vegetation

Die Sanierungswirkung der Überlehmung spiegelt sich in den Schadstoffgehalten der auf der Fläche wachsenden Pflanzen wider. An den Mittelwerten der Pflanzen lässt sich feststellen, dass die Sanierung eine Minderung der Pflanzengehalte von etwa 25 % bewirkt hat (Tabelle 15). Das ist vor allem auf den niedrigeren Gehalt des Bodens an mobilen Schwermetallen zurückzuführen, der nach HOFFMANN (2002) um etwa 90 % verringert ist. Diese Aussage lässt sich auch mit den Analyseergebnissen der BfU (Tabelle 11) bestätigen.

Tab. 15: Cadmium-Gehalte der Pflanzen im Mittel der Probennahmen und Pflanzenarten auf einer jeweils 0,25 ha großen Teilfläche (Angaben in mg/kg TS)

	Wertspanne	Mittelwert	Grenzwert der FuttmV
belastete Fläche (n=6)	0,13 - 10,5	3,53	1,0
sanierte Fläche (n=6)	0,14 - 6,55	2,65	1,0

5 Diskussion

Die mit dieser Studie vorgelegten Ergebnisse bestätigen und ergänzen die bereits in vergangenen Jahren in diesem Untersuchungsgebiet durchgeführten Analysen. Es können Hinweise auf Gefährdungspotentiale und zukünftige Bewirtschaftungsmöglichkeiten abgeleitet werden. Diese bedürfen, gerade weil durch die gegenwärtigen Ergebnisse eine Gefährdung nicht ausgeschlossen werden kann, einer ständigen weiteren Kontrolle und wissenschaftlichen Begleitung. Dabei ist auch für diese Arbeit zu betonen, dass es sich um stichprobenartige Ergebnisse handelt, die eine verallgemeinernde flächenhafte Aussage nur begrenzt ermöglichen.

5.1 Boden-Pflanzen-Transfer

Da das zur Sanierung der Flächen eingebrachte mergelige Substrat nur Spuren von Cadmium enthält (0,09 mg/kg TS nach HOFFMANN et al. 2001), sollte durch Einbringen in den Boden ein erkennbarer Verdünnungseffekt messbar werden. Die Werte der Feststoffanalyse (Tabelle 10) und der NH_4NO_3 -Extraktion (Tabelle 11) auf der überlehmten Fläche bestätigen dies.

Der geringere pflanzenverfügbare Anteil ist möglicherweise auf den höheren pH-Wert nach der Überlehmung zurückzuführen, mit dem sich auch die Sorptionskapazität des Bodens erhöht hat. Dieses Ergebnis spiegelt sich ebenfalls deutlich in den Pflanzengehalten wider, die auf den sanierten Flächen festgestellt wurden. Die Spanne der gemessenen Werte kann auf eine heterogene Lehmeinbringung und die ungleichmäßige Mischung des Bodens zurückzuführen sein. Wie schon in Kapitel 2.4 erwähnt, ist selbst innerhalb einer Rieseltafel der Stoffeintrag sehr unterschiedlich. Da die Flächen vor der Lehmeinbringung nicht homogenisiert werden konnten, ist es wahrscheinlich, dass die Bodenproben an unterschiedlich stark belasteten Stellen entnommen wurden. Der Median der hohen Bodenwerte aus der Feststoffanalytik hat nur eine begrenzte Aussagekraft über die Gefährdung der Gesamtfläche, da dieser allein das Gefahrenpotenzial nicht ausdrücken kann und zudem unklar ist, welcher Anteil der analysierten Schwermetalle für die Pflanzen verfügbar ist.

Bei der Futtaufnahme durch die Weidetiere ist auch der Wert der Feststoffanalytik von Bedeutung, da in diesem Fall die Verschmutzung der Pflanzen mit der kontaminierten Erde eine Rolle spielen kann.

Pflanzen nehmen Schwermetalle in unterschiedlichem Maße auf. Man unterscheidet Exkluderpflanzen (der Gehalt der Pflanze liegt unter dem Bodengehalt), Indikatorpflanzen (der Pflanzengehalt spiegelt den Bodengehalt wider) und Akkumulatorpflanzen (der Pflanzengehalt übersteigt den Bodengehalt). WITTEN hat 2002 verschiedene Pflanzen auf akkumulierende Eigenschaften bezüglich Kupfer, Cadmium, Blei, Zink und Nickel untersucht. So stellte sich der gern gefressene Weißklee zum Beispiel als Exkluderpflanze heraus, dessen Cadmium-Gehalte selbst bei teilweise starker Cadmium-Kontamination des Bodens deutlich unterhalb des Futtermittelgrenzwertes lagen.

5.2 Szenarien der Schwermetall-Akkumulation beim Rind

Betrachtet man die Schwermetallbelastung von Pflanzen auf kontaminierten Böden sind zwei verschiedene Einwirkungspfade zu beachten. Zum einen nimmt die Pflanze art- und elementspezifisch die in der Bodenlösung enthaltenen Schwermetalle über die Wurzeln auf, die sich dann bevorzugt im Transpirationsstrom organspezifisch in der Pflanze verteilen. Der andere Weg, der zur Belastung der Biomasse führt, ist auf die äußerliche Verschmutzung mit kontaminiertem Boden beziehungsweise auf direkte Bodenaufnahme durch Weidetiere zurückzuführen. Dieser Sachverhalt ist bei der Beweidung von belasteten Flächen von besonderer Bedeutung, da eine passive Bodenaufnahme durch die Tiere mit in Betracht gezogen werden muss.

Im Unterschied zum Gesamtgehalt des Bodens kann beim löslichen Gehalt angenommen werden, dass er weder für direkte Bodenaufnahme noch für die erdige Verunreinigung relevant ist (HÄMMANN 1997). Es ist nicht nachgewiesen, welche Bindungsformen von Schwermetallen durch Pansensekrete (pH-Wert 5,5 – 7 nach ROSENBERGER 1969) und Mikroorganismen innerhalb des Rinds gelöst werden können. Deshalb wird um die Cadmium-Aufnahme der Rinder zu berechnen der Gesamtgehalt des Bodens und nicht, wie bei Aufnahme durch die Pflanzen, nur der NH_4NO_3 -lösliche Anteil betrachtet. Der mit einem Futtermittel aufgenommene Schadstoffgehalt setzt sich somit aus dem Anteil durch direkte Bodenaufnahme und dem der Schwermetallaufnahme über die pflanzliche Biomasse zusammen.

Nach DE VRIES et al. (2003) nimmt ein Rind in ausschließlicher Weidehaltung täglich 16,9 kg Gras (Trockenmasse) auf und damit zusätzlich 0,41 kg Boden. Der acceptable daily intake (ADI) einer Kuh beträgt 63 mg Cadmium.

Um den Zusammenhang zwischen Futteraufnahme des Rinds und den Schwermetallgehalten der Fläche zu veranschaulichen, werden in den folgenden Absätzen verschiedene Szenarien auf der überlehnten Fläche und der sanierten Fläche im Untersuchungsgebiet dargestellt (Tabelle 16).

Geht man vom „worst case“- Szenario aus, bei dem ein Rind seinen Futterbedarf allein mit den am stärksten belasteten Pflanzen der Weidefläche deckt (Balsampappellaub von nicht sanierten Flächen mit 10,5 mg Cd/kg TS) würde es allein durch den Gehalt im Pflanzenmaterial rund 177,45 mg Cd/d aufnehmen. Es ist nicht notwendig an diesem Beispiel die Cd-Aufnahme über den Boden mit zu berechnen, da bereits die Aufnahme über die Pflanze den ADI um den fast dreifachen Wert überschreitet. Glücklicherweise ist anhand der Verbissspuren zu erkennen, dass das Laub der Balsampappel nicht zu den bevorzugten Futterpflanzen gehört.

Bei der bevorzugt aufgenommen Salweide wurde in der Sommervegetation ein Cadmium-Gehalt von 4,62 mg/kg TM festgestellt (Tabelle 14). Auch in diesem Fall würden die Rinder allein durch das Pflanzenmaterial über 78 mg Cd/d aufnehmen und ihren ADI damit annähernd um 25 % überschreiten. Nicht berücksichtigt ist auch in dieser Rechnung die durch das Bodenmaterial aufgenommene Cadmiummenge, die zu einer noch höheren Belastung führen könnte.

Auch auf einer sanierten Fläche würde sich das Rind in einem „worst case“- Szenario ausschließlich vom am stärksten belasteten Beifuß (6,55 mg Cd/kg TS) ernähren. Dabei wäre eine Cd-Aufnahme von 110,7 mg/d allein über die Pflanze zu erwarten, dazu käme aber auch hier noch der Gehalt aus dem aufgenommen Boden. Da auch in diesem Fall die durch die Pflanzen aufgenommene Cadmiummenge den ADI bereits deutlich überschreitet, kann auch hier auf die Betrachtung der zu addierenden Bodengehalte verzichtet werden.

Ausgehend von der Annahme, dass das Rind sich von allen beprobten Pflanzen zu gleichen Teilen ernährt, würde es durch die Pflanzen auf der belasteten Teilfläche mit der Winter- und Frühjahrsvegetation täglich durchschnittlich 59,6 mg Cd aufnehmen. Der Median der Bodengehalte dieser Fläche liegt bei 22,5 mg Cd/kg TS (HOFFMANN et al. 2001). Addiert man die durch den Boden zusätzlich aufgenommene Menge an Cadmium (9,23 mg Cd in 0,41 kg Boden), ergibt sich eine täglich aufgenommene Menge von rund 68,8 mg Cadmium. Dieser Wert liegt sehr dicht am acceptable daily intake, so dass eine geringe Verschiebung des Futterspektrums der Tiere in Richtung einer stärker belasteten Pflanze den ADI überschreiten würde. Abgesehen davon liegt der Grenzwert der Futtermittelverordnung (FuttMV) für Cadmium bei 1,0 mg/kg TS in Futtermitteln, dieser ist bei dieser Beispielberechnung fast um das vierfache überschritten!

Der mittlere Gesamtgehalt des Bodens auf der überlehnten Teilfläche beträgt nach den Untersuchungen von HOFFMANN et al. (2001) 2,5 mg Cd/kg TS, damit wird der Vorsorgewert der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) ebenso, wie auf der belasteten Fläche, deutlich überschritten. Allerdings liegt der durchschnittliche Gehalt der Pflanzen auf der sanierten Fläche niedriger, was wie schon in Kapitel 5.1 verdeutlicht, am höheren pH-Wert und der dadurch steigenden Sorptionskraft des Bodens liegen kann.

So würden die Rinder auf dieser sanierten Fläche mit der Winter- und Frühlingsvegetation durchschnittlich 44,78 mg Cd/d durch die Pflanzen aufnehmen und zusätzlich 1,03 mg Cadmium durch den Boden. Insgesamt ergibt sich in diesem Fall eine tägliche Aufnahme von 45,81 mg Cadmium, dieser Wert liegt unter dem acceptable daily intake, aber allein der mittlere Pflanzengehalt überschreitet den Grenzwert FuttmV mit 2,65 mg Cd/kg TS um mehr als das Zweieinhalbfache deutlich.

Tab. 16: Übersicht zu rechnerischen Szenarien (alle Angaben in mg Cd/kg TS, wenn nicht anders gekennzeichnet)

	„worst case“-Szenarien		mittlere Gehalte in Winter- und Frühlingsvegetation	
	belastete Fläche Balsampappellaub	sanierte Fläche trockener Beifuß	beprobte Pflanzen der belasteten Fläche	beprobte Pflanzen der sanierten Fläche
Cd Gehalt der Pflanzen	10,5	6,55	3,53	2,65
Median ¹⁾ Bodengehalt belastete Fläche (Gesamtgehalt, n=118)	22,5 ³⁾		22,5 ³⁾	
Median ¹⁾ Bodengehalt sanierte Fläche (Gesamtgehalt, n=35)		2,5 ³⁾		2,5 ³⁾
Ø Cd Aufnahme /d ²⁾	186,68	111,72	68,88	45,81
ADI ⁴⁾ in mg/d	63	63	63	63
Cd-Aufn. in mg/kg TS	10,78	6,45	3,98	2,65
Grenzwert der FuttmV	1,0	1,0	1,0	1,0

- 1) Von den in diesem Kapitel verwendeten Bodenwerten wurde, obwohl das nicht die übliche und empfehlenswerte Praxis ist, für die rechnerischen Szenarien der Median verwendet, da bei diesen Beispielen davon ausgegangen wird, dass die Rinder den Boden gleichmäßig aufnehmen.
- 2) Angaben unter der Annahme einer täglichen Futteraufnahme von 16,9 kg TS und einer täglichen Bodenaufnahme von 0,41 kg TS (DE VRIES et al. 2003).
- 3) Quelle: HOFFMANN et al. 2001
- 4) Acceptable Daily Intake (ADI)

5.3 Tränkstelle Lietzengraben

Wie für das Futterangebot gibt es auch für die Tränkwasserversorgung auf der Weide wichtige Anforderungen. So muss das Tränkwasser auf der Weide den Tieren jederzeit, ausreichend und in chemisch-bakteriologischer guter Qualität zur Verfügung stehen. Dabei ist es nicht erforderlich, dass das Tränkwasser Trinkwasserqualität hat, aber es muss darauf geachtet werden, dass das Wasser weder chemische noch biologische Schadstoffe von gefährdender Menge enthält. Bezogen auf diesen Punkt ist das Vorhaben den Lietzengraben (Abb. 9) als Tränkstelle zu nutzen als fragwürdig einzustufen. Der Vorteil dieser Variante sind die geringen Investitionen. Nachteilig ist die Schädigung des Uferbereichs durch die Tiere (es müssen Uferschutzzonen eingerichtet werden). Das größere Risiko birgt allerdings die wahrscheinliche Schadstoffbelastung des Wassers mit gelösten Cadmium-Teilchen und die nachgewiesene Schadstoffbelastung des Bodens, den die Tiere beim Trinken zwangsläufig anteilig mit dem Wasser aufnehmen würden.

Weitere schwer abzuschätzende Aspekte sind mögliche Verunreinigungen des Lietzengrabens im Lauf vor der Tränkstelle. So zum Beispiel durch die noch funktionstüchtigen Drainagen und Vorfluter der ehemaligen Rieselfelder, die die Tränkwasserqualität zusätzlich beeinflussen würden. Darüber hinaus kann es auch zu Verunreinigungen des Fließes durch die Tiere selbst kommen.

Letzteres kann zum Beispiel im Sommer auftreten, wenn sich die Tiere zum Kühlen in das Wasser stellen und dabei hineinkoten.

Nach Überprüfung der Grundwasserqualität ist die effektivste Variante den oben genannten Risiken und zu erwartenden Schäden aus dem Weg zu gehen die Einrichtung einer stationären Wasserversorgung in Form eines oder mehrerer Flachbrunnen mit eingehauster und beheizbarer Membranpumpe. Dies wäre die kostengünstigste und im Bezug auf die Tauglichkeit des Tränkwassers risikoärmste Variante (PRIEBE 1999). Durch die Platzwahl für die Brunnen auf dem Gelände lassen sich auch die Aufenthaltsorte der Rinder beeinflussen, ebenso würden mehrere Brunnen der punktuellen Nährstoffverlagerung im Umkreis der Tränkstelle und einer allzu großen Beeinträchtigung der Grasnarbe an diesen Stellen vorbeugen, da sich die Rinder auf verschiedene Tränkstellen verteilen könnten. Dieser Fakt wird auch durch VOGEL (2006) bestätigt, ist aber bei der geplanten Besatzdichte von 0,2 – 0,4 GVE / ha nicht zu überbewerten.



Abb. 9: Lietzengraben mit Weidezaun am Rand des geplanten Weidegebietes

5.4 Wildtiere als Akkumulatoren für Schwermetalle

Um die Gefährdung von Weidetieren bei einer langfristigen Beweidung schwermetallbelasteter Gebiete abschätzen zu können, kann man unter anderem auch die Auswirkungen der Metalle auf Wildtiere mit in die Betrachtung einbeziehen. Dieses Thema wurde von LANGGEMACH (1995) ausführlich behandelt.

Wildtiere sind akkumulierende Bioindikatoren. Anthropogene Einflüsse in Form von Schwermetallen wirken über ihre Futtergrundlage (Pflanzen und direkte Bodenaufnahme). Das Kennzeichen akkumulierender Bioindikation ist, dass sie im Gegensatz zu sensitiven Indikatoren, die ihre Lebensäußerungen durch anthropogene Einflüsse signifikant von der Norm ändern, kurzfristig meist ohne erkennbare Schäden verläuft. Wildtiere sind in ihrem natürlichen Habitat nicht nur einem oder mehreren Schadstoffen, sondern auch Klima, Stress, Ernährungsrestriktion usw. ausgesetzt. Gegenüber Haus- und Labortieren, die unter relativ definierten Bedingungen leben, demonstrieren wild lebende Tiere die effektive Gefahr von Umweltchemikalien einschließlich der Wirkung von Stressfaktoren, die außerhalb der menschlichen Kontrolle liegen (DRESCHER-KADEN 1979, TATARUCH und ONDERSCHEKA 1981 und 1982 zitiert von LANGGEMACH 1995).

Schwierigkeiten der Nutzung von Wildtieren als Indikatoren ergeben sich nach LANGGEMACH (1992) zum Beispiel aus artspezifischen Besonderheiten und Faktoren, wie

- Verbreitung, Abundanz und Verfügbarkeit einer Art,
- Aktionsraum und Mobilität,
- Ernährungsgewohnheiten und Nahrungsangebot,

- Empfindlichkeit der Art gegenüber chemischen Einwirkungen und die Möglichkeit des sicheren Rückschlusses auf die lokale Situation und
- Lebensdauer.

Ausgehend von den nachgewiesenen hohen Schwermetallgehalten der Berliner Rieselfeldböden hat LANGGEMACH 1992 im Rahmen des Ökologischen Sofortprogramms „Rieselfelder Berlin Nord“ durch umfassende Untersuchungen zur Schwermetallbelastung freilebender Wildtiere (Rehe, Wildkaninchen und Füchse) auf den ehemaligen Rieselfeldern im Bereich des Forstamtes Berlin Buch geprüft, in welchem Maße diese Metalle Eingang in die Nahrungskette finden. Es wurden der Einfluss von Alter, Geschlecht und Gewicht auf das Belastungsniveau getestet. Als Leitelemente dienten Cadmium, Blei und Arsen.

Wildkaninchen wiesen bei diesen Untersuchungen die höchsten Cadmium-Werte auf. Die Werte der untersuchten Füchse sind niedriger und die der Rehe am geringsten (Tabelle 17). Besonders beim Element Cadmium ließ sich bei Rehen dabei eine deutliche Korrelation zwischen der Konzentration in Niere und Leber und dem Alter feststellen. Als besonders signifikant stellten sich die Unterschiede zwischen den Kitzen und einjährigen sowie zwischen einjährigen und allen älteren Tieren für die Organe Niere und Leber heraus (Tabelle 18). Ein großer Teil des Cadmiums wird demnach in den ersten beiden Lebensjahren im Körper angereichert, danach ist der Anstieg des Gehalts der einzelnen Organe geringer. Cadmium akkumuliert im Körper.

**Tab. 17: Cadmiumgehalte in verschiedenen Organen freilebender Wildtiere (Medianwerte, in Klammern Arithmetisches Mittel, allen Angaben in mg/kg FS)
Quelle: LANGGEMACH 1995**

	Niere	Leber	Muskel
Fuchs	0,540 (0,655)	0,245 (0,327)	0,008 (0,014)
Reh	1,065 (1,486)	0,130 (0,183)	0,013 (0,021)
Wildkaninchen	8,650 (15,365)	0,585 (0,744)	0,014 (0,026)

**Tab. 18: Cadmiumwerte von 58 Rehen in Abhängigkeit vom Lebensalter (Medianwerte und (Spanne) in mg/kg FS)
Quelle: LANGGEMACH 1995**

	Niere	Leber	Muskel
Kitz	0,370 (0,08-2,06)	0,074 (0,008-0,23)	0,010 (0,0005-0,05)
1 Jahr	1,070 (0,32-3,22)	0,130 (0,05-0,33)	0,016 (0,0005-0,038)
älter	1,650 (0,66-6,34)	0,160 (0,013-0,84)	0,02 (0,0005-0,17)

Die Belastung der untersuchten Rehe und Wildkaninchen ist, trotz der auffallend starken Belastung der Wildkaninchenieren, nach LANGGEMACH im Vergleich zu Untersuchungen von anderen Autoren als eher gering einzustufen. Begründet wird dies bei den Rehen mit dem geringen durchschnittlichen Lebensalter der Tiere und dem Aktionsradius der Rehe auch über die Rieselfeldgrenzen hinaus. Die Ergebnisse der Fuchsuntersuchungen zeigten gegenüber Literaturangaben keine Auffälligkeiten. Allerdings waren die Füchse dieser Untersuchung sehr jung, so dass der Cd-Gehalt der Organe mit zunehmendem Alter noch ansteigen wird.

Zur Untersuchung des Schwermetall-Pflanzen-Tier-Transfers muss der Aktionsradius der betrachteten Tiere berücksichtigt werden. Da vor allem Rehe und Füchse sehr mobil sind und sich auch außerhalb der Rieselfeldflächen ernähren, sind diese Tierarten als Schadstoffindikatoren weniger geeignet. Der Fuchs ernährt sich hauptsächlich karnivor, es ist demnach schwer festzustellen, ob seine Nahrungsgrundlage ebenfalls auf den Rieselfeldern zu finden ist oder auch in angrenzenden, aber unbelasteten Gebieten.

Wildkaninchen haben einen kleineren Aktionsraum, man kann davon ausgehen, dass sie sich zumindest in den Kerngebieten der Rieselfelder auch von der dortigen Vegetation ernähren. Cadmiumbefunde aus Kaninchenorganen stellen aus diesen Gründen am ehesten die Belastungssituation der untersuchten Flächen dar.

Niere und Leber von auf Rieselfeldern erlegten Tieren sollten nicht verzehrt werden. Organe von jüngeren Tieren sind unbedenklicher als die von älteren, dennoch ist eine Gefährdung nicht auszuschließen. Der Verzehr von Muskelfleisch stellt kein Risiko dar (LANGGEMACH 1995).

5.5 Risikoabschätzung für die menschliche Gesundheit

Um die Cadmium-Kontamination in tierischen Lebensmitteln zu begrenzen hat der Verein Deutscher Ingenieure maximale Immissionsdosen für Cadmium festgesetzt. Diese VDI-Werte (nach VDI 2310 Blatt 28) liegen für Rinder bei 0,02 mg / kg Lebendmasse und Tag. Durch die Tiere werden nur ungefähr 5 % des durch das Futter aufgenommenen Cadmiums resorbiert, dadurch ergibt sich eine Verdünnung der Cd-Konzentration in der Nahrungskette auf dem Weg zum Menschen. Frisst ein Tier dauerhaft cadmiumhaltige Futtermittel so reichert sich das Metall im Laufe seines Lebens vor allem in der Niere und der Leber an. In diesen Organen schreitet die Anreicherung im Gegensatz zu Muskelfleisch sehr schnell voran, deshalb ist die Übertragung des Cadmiums auf den Menschen bei bestimmten Ernährungsgewohnheiten (Innereien) durchaus von Belang (SCHÜTZE et al. 2003.1). Bezüglich der Cd-Aufnahme des Menschen sind vor allem der orale (Aufnahme von Nahrungs- und Genussmitteln und Trinkwasser) und der inhalative Pfad von Bedeutung. Für Kleinkinder kann außerdem die Aufnahme von Staub und Boden relevant sein.

Im Hinblick auf die Gehalte im Rindfleisch gibt es EG-Richtlinien über zulässige Gesamtkonzentrationen (Tabelle 19).

Tab. 19: Höchstgehalte für Cadmium nach EG-Verordnung Nr. 466/2001

	Höchstgehalt in mg/kg Frischgewicht
Niere	1,0
Leber	0,5
Fleisch	0,05

GRÜN (1989) führte eine Studie mit 85 Milchkühen durch, die in der Grundfuttermittellieferung überwiegend mit Rieselgras gefüttert wurden. Es wurden der Cd-Gehalt verschiedener Organe und Kot in Abhängigkeit vom Lebensalter getestet (Tabelle 20). Bei einem angenommenen Trockensubstanzgehalt des Fleisches und der Organe von 25 % (KOLB 2007) würden die zulässigen Höchstgehalte nach EG-Verordnung Nr. 466/2001 von fast allen gemessenen Gehalten der Organe und des Fleisches aus GRÜNS Untersuchungen überschritten. Die einzige Ausnahme bildet die Leber von drei- bis siebenjährigen Milchkühen. Wie auch von LANGGEMACH (1992, 1995) bei Wildtieren nachgewiesen wurde, waren die Filterorgane Niere und Leber am stärksten belastet. Mit zunehmendem Alter der Tiere stellte er eine Anreicherung des Cadmiums in den Organen fest.

**Tab. 20: Cd-Gehalte verschiedener Organe von 85 Milchkühen nach dem Verzehr von mehr als 50 % der Ration Rieselgras, bei einem TS-Gehalt des Fleisches von 25 %
Quelle: GRÜN 1989**

Organ	Alter in Jahren	Cd-Gehalt in mg/kg TS und (mg/kg Frischgewicht)	Überschreitung EG-Verord. 466/2001 in %
Nieren	3 - 4	6,9 (1,73)	73
	5 - 7	13 (3,25)	225
	> 7	27 (6,75)	575
Leber	3 - 4	1,4 (0,35)	keine Überschreitung
	5 - 7	1,9 (0,475)	keine Überschreitung
	> 7	3,5 (0,875)	75
Muskel	3 - 4	0,28 (0,07)	40
	5 - 7	0,38 (0,095)	90
	> 7	0,33 (0,083)	66

Da in dieser Untersuchung eine große Tierzahl betrachtet wurde, sind die Ergebnisse als relativ sicher einzuschätzen. GRÜNS Ergebnisse sind auch deshalb für dieses Projekt von Bedeutung, da Heckrinder in ihren Stoffwechselfunktionen sicherlich den Milchkühen näher stehen als Rehe.

LOESER et al. (2003) führten weitere Untersuchungen mit Milchkühen durch. Die untersuchten Kühe wurden mit Mischrationen gefüttert, wodurch sich der Cadmium-Gehalt der Gesamtration verringerte. Die Höchstgehalte gemäß Richtlinie 2002/32/EG wurden für das Element Cadmium im Mittel nur zu

21 % ausgeschöpft (Tabelle 21). Auch bei den anderen untersuchten Elementen (Blei, Quecksilber, Kupfer, Zink) konnten keine Überschreitungen der Höchstgehalte festgestellt werden.

In den untersuchten Muskel- und Leberproben ergab sich keine Überschreitung der zulässigen Höchstgehalte für Cadmium in Lebensmitteln nach EG-Verordnung Nr. 466/2001 (Tabelle 22). Auch die untersuchten Milchproben wiesen Cadmium-Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze auf. Generell kann davon ausgegangen werden, dass durch Zufütterung von anderen unbelasteten Futtermitteln zu dem zum Teil stark belasteten Rieselfeldfutter eine mögliche Gefährdung der Weidetiere ausgeschlossen werden kann, da sich der Cadmium-Gehalt der Gesamtration reduziert.

Tab. 21: Cadmium-Gehalt der Milchkuhmischration (ohne Mineralfutterergänzung)
Quelle: LOESER et al. 2003

	Cadmium in mg/kg TS (88 %)
Minimum	0,042
Maximum	0,55
Mittelwert	0,21
Höchstgehalt gemäß Richtlinie 2002/32/EG	1,0

Tab. 22: Cadmium-Gehalt des Muskel- und Leberfleisches
Quelle: LOESER, 2003

	Cadmium in mg/kg FS	
	Muskelfleisch	Leberfleisch
Minimum	< 0,005	0,032
Maximum	0,012	0,36
Mittelwert	< 0,005	0,15
Höchstgehalt EG-Verordnung 466/2001	0,05	0,5

Für die in dieser Untersuchung geprüften Bedingungen wird eine toxikologisch relevante Cadmium-Belastung des Menschen durch Milch und Fleisch der Rinder ausgeschlossen. Überschreitungen der Cadmium-Höchstgehalte nach EG 466/2001 wurden nicht festgestellt, können aber nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden.

An den Ergebnissen dieser Untersuchung wird deutlich, dass durch die Mischung von Rieselfeldfutter mit unbelastetem Futter eine deutliche Reduzierung des Cadmium-Gehalts der Gesamtration, der tierischen Organe und des Fleisches zu erreichen ist.

5.6 Schlussfolgerungen für die Weideeignung

Es ist nachgewiesen, dass belastete Böden zu belasteten Pflanzen führen können, die dann eine belastete Futtergrundlage darstellen. Da Schwermetalle in den betrachteten Böden nicht oder nur mit sehr hohen Kosten zu eliminieren oder zu verringern sind, können diese Flächen nur eingeschränkt genutzt werden. Der Cadmium-Gehalt liegt bei einem großen Teil der vorkommenden Wildpflanzen und Gehölze oberhalb des Futtermittelgrenzwertes, daher ist die gesamte Fläche mit der aktuellen Vegetation als ungeeignet für die Beweidung einzustufen.

Bei einer zukünftigen Nutzung sollten daher folgende Punkte mit in die Planung einbezogen werden:

- Aufgrund des hohen Boden-Pflanzen-Transfers von Cadmium sind für die Beweidung ausschließlich überlehnte Flächen vorzusehen.
- Cadmium kann als limitierendes Element für die Weideflächen angesehen werden.
- Soweit es in der Praxis möglich ist, sollte den Tieren zusätzlich unbelastetes Futter zur Verfügung gestellt werden. Auf den Weideflächen sind Akkumulatorpflanzen für die Tiere unzugänglich zu machen, sie müssen ausgezäunt oder gerodet werden.
- Die Pflanzensammensetzung kann einen höheren Effekt als die Sanierung bewirken, beides zusammen bringt den besten Erfolg. Deshalb sind eine gezielte Förderung von Exkluderpflanzen

und eine Reduzierung von Akkumulatorpflanzen notwendig, um den Tieren eine möglichst schadstofffreie Futtergrundlage zur Verfügung zu stellen.

- Das Äsungsverhalten der Tiere muss beobachtet werden, damit auf Bestandsverschiebungen reagiert und gegebenenfalls eingegriffen werden kann.
- Um Ablenkungsflächen für die Futtermittelaufnahme zu schaffen, ist eine teilflächige Ansaat von standortangepassten und gern gefressenen Gräsern (z.B. Rotschwingel) und Leguminosen (z.B. Weißklee nach WITTEN 2002), die geringe akkumulierende Eigenschaften haben, in Betracht zu ziehen.
- Die äußerliche Verschmutzung des Futters mit kontaminierter Erde kann minimiert werden, wenn auf potentiellen Weideflächen zusätzlich oberflächlich eine Schicht unbelasteter Mutterboden ausgebracht wird.
- Die Besatzdichte der Weidefläche sollte gering gehalten werden, um Grasnarbenschäden und damit stärkere Verschmutzung der Pflanzen zu vermeiden und um die Verbisstiefe der Tiere gering zu halten. Die von VOGEL (2006) empfohlene Besatzdichte von 0,4 GVE/ha kann als Richtgröße gelten.
- Es ist zu prüfen, ob der Lietzengraben als Tränkstelle für die Tiere geeignet ist, da sich die direkte Boden- und Schwermetallaufnahme und damit die Belastung der Tiere durch das Wasser noch mehr erhöhen würde und das zusätzliche Risiko besteht, dass Krankheitserreger, wie Coli-Bakterien oder Salmonellen aufgenommen werden.

5.7 Weitere Aspekte

Als weitere relevante Schadstoffe sind durch Klärschlamm und Abwässer neben Schwermetallen auch organische Schadstoffe, wie zum Beispiel Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs) und Polychlorierte Biphenyle (PCBs) in den Boden gelangt und können so über potentielle Äsungspflanzen von den Weidetieren aufgenommen werden.

Die Substanzklasse der PAKs umfasst eine Gruppe von ungefähr 200 kanzerogenen Einzelsubstanzen. Sie entstehen bei unvollständiger Verbrennung von organischem Material, wie zum Beispiel Kohle, Heizöl, Kraftstoff, Holz und Tabak und sind deshalb weltweit ubiquitär verbreitet. Aus zoo-, human- und ökotoxikologischer Sicht kommt dieser Stoffgruppe eine besondere Bedeutung zu, da einige Substanzen mutagene und teratogene Eigenschaften besitzen (DORN, 1999)

PCBs sind ausschließlich anthropogenen Ursprungs und werden zum Beispiel als Kühlmittel oder Hydraulikflüssigkeit verwendet. Sie gelangen über trockene oder nasse Depositionen in den Boden und sind vorwiegend an organisch gebundenen Kohlenstoff im Boden adsorbiert, weniger an Tonminerale. Zur Kontamination von Pflanzen kommt es vorwiegend durch atmosphärische Depositionen und Anlagerungen von Bodenpartikeln und bei hohen Bodengehalten durch Verdampfung der PCBs und anschließende Adsorption an der Pflanzenoberfläche (DORN 1999). Durch PCBs kommt es zu chronischen Wirkungen, wie Haarausfall und Hyperpigmentierungen. Daneben stehen sie in Verdacht krebserregend und für Unfruchtbarkeit bei Männern und männlichen Tieren verantwortlich zu sein.

Diese Aspekte sind nicht Bestandteil des Themas dieser Arbeit, aber wichtig, weil es Synergismen zwischen Schwermetallen und organischen Schadstoffen gibt.

So führt HAAS et al. (1990) zum Beispiel einen erhöhten PAK-Gehalt in Pflanzen auf eine Vorschädigung der Wurzeln durch Schwermetalle zurück. Diese sollen die Membran verändern und dadurch die Permeabilität der Zellmembran für andere Stoffe verändern.

Nach WILD et al. (1990) steigen die Halbwertszeiten von PAKs, wenn im Boden sehr hohe Schwermetallkonzentrationen vorliegen.

Die Kupfermobilität im Boden wird nach Dorn (1999) sowohl durch PCB 52 (Stoffgruppe PCB), als auch durch BaP (Stoffgruppe PAK) erhöht. Das mobilere Kupfer verdrängt Cadmium von den Bindungsplätzen, sodass der Anteil an leicht pflanzenverfügbarem Cadmium steigt. Durch die erhöhte Belastung des Bodens und der Pflanze mit Cadmium ist eine Voraussetzung geschaffen, die es durch eine geschädigte Wurzelmembran auch PAKs und PCBs ermöglicht sich in die Pflanze zu verlagern.

6 Zusammenfassung

Auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin Buch soll eine halboffene Erholungslandschaft entstehen.

Um den Erlebnis- und Erholungswert zu steigern, sind Teile des Gebiets für eine extensive Beweidung mit Rindern vorgesehen. Dadurch wird die natürliche Sukzession der Landschaft so beeinflusst, dass weite Bereiche als Offenlandschaft erhalten bleiben.

Aufgrund der langjährigen Nutzung des Gebietes zur Verrieselung von Abwässern und der damit verbundenen Vorbelastung des Bodens und der Vegetation ist es wichtig, eine Risikoabschätzung durchzuführen und die Nutzungseignung für diesen Zweck zu prüfen. Da die in diesem Gebiet bis 1984 ausgebrachten Abwässer unter anderem einen erhöhten Gehalt an dem toxischen Schwermetall Cadmium aufwiesen, diente dieses Element als Testparameter für die Futterqualität der Flächen.

In der vorliegenden Arbeit wurden geogene und anthropogene Cadmium-Gehalte in den Böden der ehemaligen Rieselfelder Berlin Buch und deren Akkumulation in den Pflanzen des Standorts betrachtet.

Eine weitere Fragestellung war die Auswirkung der Sanierung von Teilflächen auf die Cadmium-Gehalte in den wichtigsten bestandsbildenden Pflanzen:

- Es wurden unter Anderem verschiedene Akkumulations-Szenarien aufgestellt und ausgewertet, die sich bei einer Weidehaltung mit Rindern ergeben können.
- Des Weiteren fanden Ergebnisse Eingang, die einerseits eine Akkumulation von Cadmium bei Wildtieren zum Inhalt hatten und andererseits das sich für die menschliche Gesundheit ergebende Risiko abschätzten.

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die ehemaligen Rieselfeldflächen bis heute ein erhöhtes Risikopotenzial aufweisen.

Bei den beprobten Pflanzen wurde bei 14 von insgesamt 36 Proben (8 von 17 Pflanzenarten) eine Überschreitung des Grenzwertes der Futtermittelverordnung für das Element Cadmium bei mindestens einer Probe und einem Pflanzenteil festgestellt.

Nimmt man Risikoabschätzungen nach einem EU-Verfahren zur Grundlage, muss nahezu für das gesamte Gebiet von einem erhöhten Gefährdungspotenzial ausgegangen werden.

Hinsichtlich des Erfolgs von Sanierungsmaßnahmen stellte sich heraus, dass die überlehnten Flächen für eine Nutzung als Weide besser geeignet sind als die unsanierten. Dennoch sind auch auf diesen Flächen Maßnahmen notwendig, um die Schwermetallaufnahme durch die Tiere möglichst gering zu halten, dafür sind Empfehlungen abgeleitet worden.

7 Literatur

7.1 zitierte Literatur

ANONYMA

- Abfall- und Klärschlammverordnung. BGBl. I 1992, Seite 912
www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abfkl_rv_1992/gesamt.pdf
- Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG). BGBl. I 1998, Seite 502
www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschg/gesamt.pdf
- Bundesbodenschutz -und Altlastenverordnung (BBodSchV). BGBl. I 1999, Seite 1554
www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschv/gesamt.pdf
- EG-Verordnung Nr. 466/2001 zur "Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln". Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft
http://europa.eu.int/eur-lex/pri/de/oj/dat/2001/l_077/l_07720010316de00010013.pdf
- EU Risk Assessment Report (2003): <http://ecb.irc.it/esis/>
- Futtermittelverordnung (2005). BGBl. I, Seite 522
www.mluv.brandenburg.de/v/lbsvet/TEILG/G1_2_1.PDF
- Klärschlammverordnung (1982). BGBl. I, Jahrgang 1982, Nummer 21, Seite 734 - 738
- Richtlinie 2002/32/EG: Unerwünschte Stoffe in der Tierernährung. Abl. EG Nr. L 140, S.10

BLUME, H. P. (1990)

Handbuch des Bodenschutzes: ecomed Verlagsgesellschaft mbH, 686 Seiten

BfU – Büro für Umweltfragen (2005): Analyseergebnisse aus dem Bodenmonitoring der Teilflächen 07 und 08 im Rieselfeldgebiet Hobrechtsfelde. unveröffentlicht

DE VRIES, W. et al. (2003): zitiert in: SCHÜTZE, G. et al (2003.2)

DORN, J. (1999): Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von ausgewählten anorganischen und organischen Schadstoffen beim Anbau verschiedener Pflanzenarten auf Rieselfeldböden. Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der HU zu Berlin

FÜLGRAFF, G. (1995): zitiert in: WIECHMANN, 1995

GINZEL, G. und G. NÜTZMANN (1990): Modellierung des Schwermetallverhaltens auf den ehemaligen Rieselfeldern Berlin-Buch. Technische Universität Berlin, FB 7, FG Standortkunde

GRÜN, M. et al. (1989): Kontrollierte landwirtschaftliche Nutzung ausgewählter schwermetallbelasteter Gebiete Ergebnisdokumentation zum Forschungs- und Entwicklungsbericht, IPE Jena. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR

HAAS, R. et al. (1990): PAK- und Schwermetall-Aufnahme in Getreide -Wechselseitige Beeinflussung UWSF – Zeitschrift Umweltchemie / Ökotoxikologie 2, 66-70

HÄMMANN, M. und S. K. GUPTA (1997): Herleitung von Prüf- und Sanierungswerten für anorganische Schadstoffe im Boden. Umweltmaterialien Nr. 83 – Boden, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Bern)

HARTWICH, R. et al. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1 : 1000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. Bundesanstalt für Geowissenschaften, Hannover (BÜK 1000) und Daten der Schätzprofile für die Leitböden (digital)

HASSELMANN, L. (2006): Vorlesungsskript zum Modul „Produkt- und Produktionsqualität in der Nutztierhaltung“ Teil Futtermittelkunde (Wintersemester 2006 / 2007). Humboldt-Universität zu Berlin

HOBRECHT, J. (1884): Die Canalisation von Berlin. Verlag von Ernst & Korn, Berlin. Unveränderte Buchreproduktion im Auftrag der Berliner Wasserwerke

HOFFMANN, C. et al. (1999): Schadstoffimmobilisation auf den Forstflächen Buch. Forschungsbericht der TU Berlin, HU Berlin und des Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (Forschungsverbund Berlin e.V.)

HOFFMANN, C. et al. (2001): Immobilisierung von Schwermetallen auf Rieselflächen der Berliner Forsten. CD-Rom, Technischen Universität Berlin

HOFFMANN, C. (2002): Schwermetallmobilität und Risikopotentiale der Rieselfeldböden Berlin Buch. Institut für Ökologie der TU Berlin, Heft 35 der Reihe Bodenökologie und Bodengene. S. 16 – 23, 159 – 167

HOFFMANN, C. (2006): Von der Altlast zum Erholungsgebiet in „100 Jahre Hobrechtsfelde“. Oktoberdruck AG, Berlin, Seiten 60 - 61

KAPPEL, R. und B. JAPP (2006): Rieselaufforstung ab 1985 durch den Forstwirtschaftsbetrieb Berlin - Planlose Aufforstung / Planungsziel Hobrechtsfelde in „100 Jahre Hobrechtsfelde“. Oktoberdruck, Berlin, Seiten 55 - 59

- KNOCHE, H. et al. (1997): Schwermetalltransfer Boden – Pflanze, Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat - Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER. Umweltbundesamt, Text 11/99
- KOLB, H. (2007): Modul: „Verarbeitung tierischer Produkte“ (Sommersemester 2006). Humboldt-Universität zu Berlin
- KRAJEWSKI (2006): Funktion eines Rieselsystems (Aquarell) in „100 Jahre Hobrechtsfelde“. Oktoberdruck, Berlin
- LANGGEMACH, T. (1992): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung freilebender Rehe, Wildkaninchen und Füchse auf den aufgeforsteten ehemaligen Riesefeldern im Bereich des Forstamtes Berlin Buch. Gutachten im Rahmen des ÖSP Rieselfelder Berlin Nord im Auftrag des Landesforstamtes Berlin
- LANGGEMACH, T. (1995): Die Cadmium- und Bleibelastung freilebender Wildtiere auf den ehemaligen Riesefeldern der Stadt Berlin. Dissertation an der FU Berlin, Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Seiten 25 – 27 und 169 - 170
- LITZ, N., WILCKE, W. und B.-M. WILKE (2005): Bodengefährdende Stoffe. CD-Rom, Ecomed Verlag, Teil 2, Kapitel VI, Stoffdatenblatt Cadmium
- LOESER, C. et al. (2003): „Untersuchungen zum Schadstofftransfer Boden-Pflanze-Tier auf Riesefeldern im Land Brandenburg“. Agrar- und Umweltanalytik GmbH, Jena
- METZ, R. et al. (2005): Wiederbewässerung der Rieselfelder um Hobrechtsfelde. Bericht des Bodenmonitorings Phasen 2-3. UBB Umweltvorhaben, unveröffentlicht
- METZ, R. (2006): mündliche Mitteilung
- NESTLER, W. (1990): Umweltgerechte Nutzung ehemaliger Rieselfelder Berlins. In: Zeitschrift Wasserwirtschaft – Wassertechnik 5
- ODROWSKI, TH. (1990): Bodensanierung mittels schwermetallakkumulierender Pflanzen der Art *Polygonum sachalinense*. Diplomarbeit, Oldenburg
- PRIEBE, R. (1999): Tränkwasserversorgung auf der Weide. Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung. www.mluv.brandenburg.de/cms/media.php/2331/weide.pdf
- PRÜß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden. Verlag Ulrich E. Grauer, Wendlingen, Seiten 73-74
- ROSENBERGER, G. (1969): Krankheiten des Rindes. Verlag M. und H. Schaper, 1. Auflage
- ROSENKRANZ, D. et al. (2005): Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Erich Schmidt Verlag, Berlin, Band 1-3
- RUTHS, H. (1928): Fünfzig Jahre Berliner Stadtgüter. Verlag von Alfred Metzner, Berlin, Seite 7
- SCHAEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart, 13. Auflage, Seite 1
- SCHLENTHER, L. et al. (1996): Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch. Forschungsbericht im Fachgebiet Bodenkunde der Technischen Universität Berlin
- SCHÜTZE, G. et al. (2003.1): Risikoabschätzung der Cadmium-Belastung für Mensch und Umwelt infolge der Anwendung von cadmiumhaltigen Düngemitteln. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, 133-149
- SCHÜTZE, G. et al. (2003.2): Proceedings, Expert Meeting in Critical Limits for Heavy Metals and Methods for their Application. Umweltbundesamt 47/03, 55-56
- STÖCKER, G. (1980): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. In: SCHUBERT, R. und J. SCHULZ (1980): Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation (10-21) Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wiss. Beiträge 24
- STROHBACH, B. et al. (1992): Bericht über die Schwermetallbelastung und Nährstoffversorgung der Böden im Rahmen des ÖSP Rieselfelder Berlin Buch. Im Auftrag der Berliner Forsten, 35 Seiten
- STYPERECK, P. (1986): Die Cd-Aufnahme von Pflanzen aus verschiedenen Böden und Bindungsformen und ihre Prognose durch chemische Extraktionsverfahren. Zitiert in DORN, J. (1999)
- VOGEL, C. (2006): Machbarkeitsstudie „Beweidung zur Offenhaltung der Landschaft für das Projekt 4914 UEP/OÜ5 – Wiederbewässerung der Rieselfelder um Hobrechtsfelde“ im Auftrag der Berliner Forsten, unveröffentlicht
- WIECHMANN, H. E. et al. (1995): Handbuch der Umweltmedizin. Ecomed Verlag, III–1.3.1 Bedeutung von Grenzwerten, VI–3 Metalle/Cadmium
- WILCKE, W. und H. DÖHLER (1995): Schwermetalle in der Landwirtschaft. Arbeitspapier 217 des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, 1 – 86
- WILD, S. R. et al. (1990): Organic Contaminants in an Agricultural soil with a Known History of Sewage Sludge Amendments: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Environ. Sci. Technol. 24, 1706 – 1711. Zitiert in DORN (1999)

- WITTEN, J. (2002): Schwermetalltransfer bei Wildpflanzen auf Böden unterschiedlich starker Schwermetallbelastung im Gefäßversuch und auf ehemaligen Rieselfeldern in Berlin-Buch. Studienprojektarbeit an der HU Berlin, Institut für Acker- und Pflanzenbau, S. 30 – 60
- ZIECHMANN, W. und U. MÜLLER- WEGENER (1990): Bodenchemie. BI Wissenschaftsverlag Mannheim / Wien / Zürich

7.2 Weiterführende Literatur

ANONYMA

- Fachbeiträge des Landesumweltamtes (2003): Bodenschutz und Altlastenbearbeitung. Landesumweltamt Brandenburg; Heftnummer 81
- Tagungsband (1996)
Wissenschaftliche Tagung zum Forschungsschwerpunkt Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Schriftenreihe im Fachbereich Umwelt und Gesellschaft der Technischen Universität Berlin, Herausgeber: W. Kratz
- AUHAGEN, A. et al. (1994): Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich, des Forstamtes Buch. Arbeitsmaterialien der Berliner Forsten 4, herausgegeben von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz
- BACKHAUS, A. et al. (2005): Landschaftsplanerische Gesamtkonzeption, Pflege- und Entwicklungsplan im Rahmen des Projektes: 4914 UEP/OÜ5 Wiederbewässerung der Rieselfelder um Hoberrechtsfelde
- BLUMENBACH, D. et al. (1991): Wirkung von Bodenkontamination -Meßlatten für Arsen, Beryllium, Blei, Cadmium, Quecksilber und Selen. Umweltbundesamt 54/91
- DE VRIES, W. und M. POSCH (2003): Derivation of cation exchange constants for sand, Löss, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Wageningen, Alterra-Report 701 Alterra Green World Research
- ECKEL, H. et al. (2005): Assessment and reduction of heavy metal input into agro-ecosystems Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL-Schrift 432
- HERRCHEN, M. und W. KÖRDEL (2001): Phytoremediation-Möglichkeiten, Kenntnislücken und Forschungsbedarf im Hinblick auf einen Praxiseinsatz. Umweltbundesamt 19/01, 1-39
- HEIDKAMP, A. (2005): Pedotransfer-Funktionen zur Sorption von Schwermetallen in Waldböden. Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde Band 18
- MALBURG-GRAF, B. (2003): Schwermetallbilanzen als Indikatoren nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung. Institut für Geographie der Universität Stuttgart, Stuttgarter Geographische Studien, Band 134
- METZ, R. et al. (1994): Varianten zur extensiven landwirtschaftlichen Nutzung der ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Berlin-Buch. Gutachten zum Bericht: Sanierungs- und Gestaltungskonzeption für die ehemaligen Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch, unveröffentlicht
- NAGEL, H.- D. und H.- D. GREGOR (1999): Ökologische Belastungsgrenzen, critical Loads and Levels Springerverlag Berlin
- SAUERBECK, D. und P. STYPEREK (1988): Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle und organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen -Teilbericht Schwermetalle. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 107 01 003
- SPONAGEL, H. et al (2005): Bodenkundlichen Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- UTERMANN, J. et al. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- WIESEMEIER, A. (2003): Beweidungskonzept zur Freihaltung der Offenflächen der ehemaligen Rieselfelder bei Buch - unter speziellen Einbeziehung einer achtzigjährigen Schadstoffbelastung. Diplomarbeit an der Fachhochschule Eberswalde

7.3 Genutzte Internetadressen (Dezember 06 bis April 07)

www.berliner-rieselfelder.de
www.forst.bayern.de
www.juris.de
www.stadtentwicklung.berlin.de
<http://ecb.jrc.it/esis>

www.bodenschutzrecht.de
www.gesetze-im-internet.de
www.lebensministerium.at
www.umweltrecht.de

**Ministerium für Ländliche Entwicklung,
Umwelt und Verbraucherschutz
des Landes Brandenburg**

Landesumweltamt Brandenburg
Referat Umweltinformation/Öffentlichkeitsarbeit

Seeburger Chaussee 2
14476 Potsdam, OT Groß Glienicke
Tel: (03 3201) 442515
Fax: (03 3201) 43678
E-Mail: info@lua.brandenburg.de
www.mluv.brandenburg.de/info/lua-publikationen