

Zeitliches und räumliches Verhalten komplexer Schwermetallbelastungen und dessen Auswir- kungen auf die Lösung von Nutzungskonflikten

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)



vorgelegt dem Rat der Chemisch-Geowissenschaftlichen Fakultät
der Friedrich-Schiller-Universität Jena

von Dipl.-Geol. Kersten Roselt
geboren am 28.4.1958 in Jena/Thüringen

Gutachter:

1. Prof. Dr. rer. nat. habil. J. W. Einax

2. Prof. Dr. rer. nat. habil. G. Büchel

Tag der öffentlichen Verteidigung: 02.11.2005

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Problemstellung	5
2	Herausbildung komplexer Schwermetallbelastungen, daraus entstandene Konflikte und gegenwärtiger Stand der Lösungsansätze	7
2.1	Herausbildung von Konflikten	7
2.2	Herangehensweisen zur Konfliktlösung in der Praxis, Beiträge wissenschaftlicher und Ingenieurdisziplinen sowie verfügbare Werkzeuge	10
3	Der exemplarische Standort	15
3.1	Einleitung	15
3.2	Mineralwässer und deren Bedeutung für die Kurortentwicklung	15
3.3	Die Produktion des ehemaligen Leuchtstoffwerkes	17
3.4	Auswirkung des Umganges mit Schwermetallen auf die Beschäftigten des ehemaligen Leuchtstoffwerkes	19
4	Geologische Verhältnisse und deren grundsätzliche Auswirkungen auf die Verteilungsmuster der Schadstoffe	20
4.1	Geologie und Hydrogeologie im Bereich des Altstandortes	20
4.2	Herausbildung von Kontaminationstypen im Boden und deren Wirkpfade	23
5	Kontaminationstyp 1: Direkteintrag am Altstandort	26
5.1	Genese und Charakterisierung des Kontaminationstyps 1 am Beispiel des LWL	26
5.2	Schadstoffmobilisierungen im Boden, Wirkpfad Boden → Grundwasser	31
5.3	Methode der räumlichen Abgrenzung der Bodenkontaminationen als Voraussetzung für eine praxisnahe optimierte Sanierung	34
6	Kontaminationstyp 2: flächige Anreicherung der obersten Bodenschicht mit Cd über den Luftweg	37
6.1	Ergebnisse von Staubniederschlagsmessungen	38
6.1.1	Zeitliche Entwicklung (Zeitreihenanalysen)	38
6.1.2	Räumliche Entwicklung: Interpolation in der Fläche im ArcView	42
6.2	Interpretation der Ergebnisse von Schwebstaubmessungen	44
6.3	Bezüge zu Klimafaktoren	45
6.4	Deposition im Boden	45
7	Kontaminationstyp 3: SM-Anreicherungen im oberen Bodenbereich der Überflutungsareale	47
7.1	Genese: Verfolgung der Emissionswege	47
7.2	Ergebnisse von Untersuchungen auf Testflächen: zeitliche Entwicklung der Kontaminationen unter Berücksichtigung von Immobilisierungsversuchen mittels Kalkung	51

7.3	Transfer Boden → Pflanze	56
7.4	Transfer Pflanze → Tier.....	64
7.5	Methodik der Abgrenzung kontaminierter Bereiche auf den Überflutungsarealen	64
8	Kontaminationstyp 4: verlandeter/verkippter Mühlgraben (Altablagerung).....	67
9	Kontaminationstyp 5: Auftrag Cd-haltiger Substanzen als Markierung auf dem kommunalen Sportplatz.....	70
10	Die Kontaminationstypen im Vergleich	72
10.1	Gesamtbetrachtung der Cd-Kontamination und vergleichende Charakteristik der Kontaminationstypen	72
10.2	Limitierende Faktoren bei der räumlichen Erstreckung der Kontaminationstypen	74
10.3	Auswirkungen unterschiedlicher Kontaminationstypen auf die Beeinträchtigung von Bodenfunktionen	76
11	Gesamtbetrachtung der Bodenkontaminationen und ihrer zeitlichen Entwicklung in den oberen Bodenschichten - geostatistische Auswertung	79
11.1	Bewertung der Repräsentanz der Daten	79
11.2	Aufbau der Datenbank.....	79
11.3	Geostatistische Schätzung der Cd-Belastung auf der Basis der königswasserlöslichen Fraktion	82
11.3.1	Semivariogrammanalyse	82
11.3.2	Gewichtete räumliche Interpolation mit dem Kriging-Verfahren	83
11.4	Vergleich der Ergebnisse verschiedener Interpolationsverfahren und deren Bedeutung für die Praxis	86
12	Nutzungskonflikte	88
12.1	Nutzungssensibilitäten und Schutzwürdigkeitsprofile am exemplarischen Standort unter Berücksichtigung soziogeografischer Aspekte	88
12.2	Hervorgerufene Nutzungskonflikte, Hemmnisse für eine nachhaltige Einwicklung.....	89
13	Ganzheitliche und nachhaltige Lösungswege	92
13.1	Lösung von Nutzungskonflikten im Kurort	92
13.1.1	Prinzipieller Lösungsansatz.....	92
13.1.2	Flächendaten	94
13.1.3	Verarbeitung von Punktdaten	96
13.1.4	Verschneidung im GIS, Interpretation und Umsetzung	98
13.2	Beseitigung der Quelle: Sanierung des Altstandortes und seines unmittelbaren Umfeldes.....	100
14	Verallgemeinernde Schlussfolgerungen	103
14.1	Modellcharakter des exemplarischen Standortes.....	103

14.2	Modellcharakter der Untersuchungsergebnisse zu den Kontaminationstypen	104
14.3	Lösung von Nutzungskonflikten.....	105
14.4	„Globale“ Anwendungen.....	107
15	Zusammenfassung	109
	Quellenverzeichnis	113
	Glossar	125
	Verzeichnis der Abbildungen.....	126
	Verzeichnis der Anlagen:	129
	Danksagung	130
	Selbständigkeitserklärung	131

1 Einleitung und Problemstellung

In einer Zeit immer noch weltweit zunehmender Umweltschädigungen und progressiver Flächeninanspruchnahmen besteht die existenzielle Notwendigkeit, bei bestehenden oder beabsichtigten Flächennutzungen weitere irreversible Störungen des Naturraumpotenzials zu minimieren. Dazu sind innovative Lösungen erforderlich, die ganzheitlich und nachhaltig die Nutzung für ein Gebiet oder eine Region optimieren.

In zunehmendem Maße stoßen Behörden, Kommunen und Planer bei dem Versuch, Nutzungskonflikte in Regionen anthropogen beeinflusster Naturraumpotenziale zu lösen, an die Grenzen herkömmlicher Planungs- und Bewertungsinstrumente, da diese zumeist auf Einzelvorhaben ausgerichtet sind und nicht die Komplexität sich gegenseitig beeinflussender Prozesse und Bedingungen berücksichtigen. Mit dieser praktizierten Verfahrensweise wurden bislang nur Teillösungen gefunden oder gar neue Nutzungskonflikte hervorgerufen, bzw. bestehende aufgeschoben.

Großflächige, komplexe Kontaminationen sowohl in Stadtgebieten als auch in konfliktbehafteten Industrielandschaften (*„brownfields“*) mit mehreren Eignern, Schadensverursachern oder Betroffenen führen so oft zu Hemmnissen bei gewerblichen Investitionen, aber auch zu grundsätzlichen Konflikten bei der mittel- und großräumigen Planung kommunaler städtebaulicher Vorhaben. Ergebnis ist das extensive Bauen auf der *„grünen Wiese“*.

Dieser nach wie vor extensive Flächenverbrauch in Deutschland wurde von 1993 bis zum Jahre 2000 mit einer Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen von 120 ha/Tag auf 131 ha/Tag noch beschleunigt, bis eine vermeintliche Trendumkehr einsetzte, die bis heute anhält: bis zum Jahr 2003 verringerte sich der Zuwachs nach Angaben des UMWELTBUNDESAMTES [2004] auf 93 ha/Tag (zum Vergleich: in Österreich 20 ha/Tag [WEPNER-BANKO & SCHAMANN 2004]). Diese Verringerung des Zuwachses, der einem jährlichen Verbrauch von 341 km²/Jahr entspricht, wird jedoch auf die schwache konjunkturelle Entwicklung und den Rückgang der Bauinvestitionen in Deutschland zurückgeführt [Mitt. d. STAT. BUNDESAMTES 2004].

Dem enormen Flächenverbrauch stehen bundesweit 128 000 ha vorge nutzte Standorte (sog. *„brownfields“*) gegenüber, für die gewerbliche Investoren gesucht werden [BURMEIER et al. 2000]. Ein haushälterisches Bodenmanagement fordert als Mengenziel *„Fläche sparen“* und als Qualitätsziel *„Boden schonen“*. Die BUNDESREGIERUNG DEUTSCHLAND [2002] hat sich im *„Rio-Follow-up-Prozess“* im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie das Ziel gesetzt, bis zum Jahre 2020 die Rate der täglich für Siedlungszwecke in Anspruch genommenen Landwirtschaftsflächen von heute (ca. 93 ha) auf 30 ha zu senken. Die besten Lösungsvorschläge für derartige Senkungen waren jedoch bislang sehr monodisziplinär ausgerichtet und konnten *„den jeweiligen Stallgeruch von Planern, Architekten, Ökonomen und Juristen kaum abstreifen und dadurch letztendlich nicht in der Breite überzeugen“* [BACHMANN 2004].

Die Einbeziehung von Fragen der Gefahrenabwehr, der Dekontamination oder Immobilisierung, der Nutzungsbeschränkung oder gar der Entlassung aus einem Kontaminationsverdacht in großräumige Planungsvorhaben sind bislang nicht ohne größeren Aufwand lösbar. Untersuchungen und Gutachten zu Belastungssituationen beziehen sich zumeist isoliert auf Grundstücke der jeweiligen Auftraggeber, sind untereinander aufgrund verschiedener Zielstellungen, Methoden und Bewertungskriterien schwer vergleichbar, oft veraltet oder aufgrund der Sensibilität der Ergebnisse für den Einzelnen der Allgemeinheit auch nicht verfügbar gemacht worden.

Bei der Bearbeitung derartiger Projekte zeigt sich in vielen Fällen eine Überlagerung von Kontaminationen, die verschiedenen Emissionsquellen (Montanindustrie, Fabriken, Ablagerungen, Kanalsysteme usw.) entstammen und auch unterschiedlichen Belastungspfaden zuzuordnen sind. So sind für großflächige Bodenkontaminationen in Stadtgebieten beispielsweise Schwermetallanreicherungen in der obersten Bodenschicht typisch, die über den Luftweg (Staubniederschlag, Schwebstaub) eingetragen wurden. In Auebereichen können sie sich mit überflutungsbedingten Schadstoffakkumulationen überlagern. Im Übergang zu ländlichen Bereichen spielt wiederum die Gülle- und Klärschlammproblematik eine Rolle.

Die vorliegende Arbeit wird einen Beitrag dazu leisten, Lösungen zur Bewältigung solcher komplexen Nutzungskonflikte zu finden. Dabei spielt hinsichtlich der Belastungssituation eine Differenzierung von Kontaminationen unterschiedlicher Genese und Alters eine Rolle. Zur Auswertung zeitlicher und räumlicher Entwicklungen dieser sich überlagernden Kontaminationen werden bei den jeweiligen Datensätzen und den differenzierten Aufgabenstellungen angepasste unterschiedliche Verfahren angewendet. Dabei ist es besonders wichtig, die Anwendung von GIS und moderner Datenverarbeitung unter eine praxisorientierte Plausibilitätsprüfung zu stellen. Nur daraus können umsetzbare Lösungsvorschläge für konkrete Standorte bzw. Regionen erwachsen.

Die Stadt Bad Liebenstein in Süd-Thüringen wurde als exemplarischer Standort für diese Arbeit im Sinne einer Fallstudie ausgewählt, weil hier zum einen kontaminationsbedingte Nutzungskonflikte offen zu Tage treten und zum anderen in den vergangenen 15 Jahren umfangreiche Untersuchungen zu dieser Problematik angestellt wurden. Die nach heutigen Gesichtspunkten unsinnige Platzierung einer Emissionsquelle im Zentrum einer Kurstadt und in einer Heilwasserschutzzone in den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts stellte bis in die Gegenwart ein entscheidendes Hemmnis für die staatliche Anerkennung als Heilbad und eine gesunde Entwicklung der gesamten Region dar. Aufgrund der zentralen Lage in unmittelbarer Nachbarschaft von Kur- und Klinikeinrichtungen ist der Altstandort des ehemaligen Leuchtstoffwerkes eng mit der Entwicklung der Stadt Bad Liebenstein verknüpft.

Es handelt sich um einen außerordentlich intensiv untersuchten Standort mit einem multikausalen Wirkungsgefüge, wobei die meisten Untersuchungsergebnisse vom Autor selbst stammen. Darüber hinaus sind eine Reihe vergleichbarer Erkenntnisse von anderen Standorten, soweit sie thematische Bedeutung haben, in diese Arbeit eingeflossen.

Die Vielgestaltigkeit der Kontaminationssituation, die verschiedenen sensiblen Nutzungsszenarien und das resultierende multikausale Wirkungsgefüge erforderten eine komplexe Herangehensweise. Unter Einbeziehung neuer Bewertungsalgorithmen, neuer chemometrischer Methoden und der Handwerkszeuge moderner Datenverarbeitung werden praxisorientierte ‚machbare‘ Lösungsvorschläge unterbreitet und verallgemeinert.

Eine Eindämmung des extensiven Flächenverbrauches in Deutschland wie auch in anderen Industrieländern fordert neben schonendem Umgang mit der Ressource Boden vornehmlich die Revitalisierung von Brachflächen. Dabei stellen in zahlreichen Fällen die im Zusammenhang mit einem Kontaminationsverdacht stehenden Probleme entscheidende Entwicklungshemmnisse dar. Verstärkt werden solche Hemmnisse in komplexeren Fällen, bei denen mehrere Grundstücke von sich überlagernden Kontaminationen verschiedener Quellen betroffen sind und im Konflikt mit den beabsichtigten Nutzungen stehen.

Die meisten Ansätze für die Lösung solcher Nutzungskonflikte waren bislang monodisziplinär ausgerichtet. Mit einem interdisziplinären Ansatz leistet diese Dissertation einen Beitrag zur Bewältigung komplexer Nutzungskonflikte.

2 Herausbildung komplexer Schwermetallbelastungen, daraus entstandene Konflikte und gegenwärtiger Stand der Lösungsansätze

2.1 Herausbildung von Konflikten

Seit über hundert Jahren greifen die Industrialisierung, die Urbanisierung und der Einsatz chemischer Mittel in der Land- und Forstwirtschaft in steigendem Maße in das stoffliche Wirkungsgefüge des Naturhaushaltes ein. Merkmal der Veränderungen ist das zunehmende Auftreten von Substanzen, die dem anthropogen unbeeinflussten Stoffhaushalt zumindest in Verbreitung und Menge oder gar in ihrer Art fremd sind. Es werden *direkt* in den Naturraum eingebrachte Fremdstoffe wie industrielle, kommunale und Verkehrsabprodukte, Agrochemikalien und *indirekt* in den Naturraum gelangende Fremdstoffe durch Immissionen und durch kontaminierte Regenwässer, Ingressionen kontaminierten Oberflächenwassers, Metabolite der direkten Fremdstoffzufuhr unterschieden [HAASE 1991].

Die Verteilung der Fremdstoffe im Naturraum ist nur zum Teil aus gezielten Ausbringungen ableitbar, mit denen bestimmte Wirkungen beabsichtigt und Wirkungsbereiche einbezogen werden (z. B. Düngung), sondern in hohem Maße auch als Folge unbeabsichtigter oder mit technologischen Prozessen verbundener Neben- sowie Folgewirkungen, die mit naturraumeigenen Strukturen und Prozessen gekoppelt sind.

Verantwortungsvoller Umgang mit Fremdstoffen im Naturraum erfordert in wachsendem Maße die Kenntnis, die Prognose und die Steuerung ihres Eintretens und Verhaltens in der Landschaft. Dabei ist der Fremdstoffumsatz in biotischen Nahrungsketten ebenso wie die Gesamtheit der naturräumlichen Bedingungen für eine Umverteilung dieser Stoffe durch oberflächigen Abfluss, durch Verwehung, Versickerung und geo- wie biochemische Umsetzungsvorgänge, aber auch die Fixierung der ausgebrachten Stoffe in Böden, Gesteinen und Gewässern zu berücksichtigen.

Von Emissionen mit großflächiger Ausbreitung können prinzipiell die Umweltkompartimente Boden, Grund- und Oberflächenwasser, Luft, Pflanzen, Tiere und der Mensch selbst betroffen sein; auf Grund der Speicher- und Pufferfunktion des Bodens haben sie in jenem jedoch die längste Verweildauer. Der Boden wird jedoch bei Überforderung dieser natürlichen Bodenfunktion selbst zur Emissionsquelle und Ausgangspunkt für die Direktpfade zum Menschen, wie über die Indirektpfade über die Nutzpflanze zu den Nutztieren oder über das Sickerwasser zum Grund- oder Trinkwasser.

In Deutschland muss seit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes [KRWABFG 1994] und der Forderung nach flächenhafter stofflicher Verwertung organischer (wie mineralischer) Abfälle sowie der stetigen atmosphärischen Einträge mit einem schleichenden Anstieg der SM¹-Konzentrationen im Boden gerechnet werden [GÄTH & SCHUG 1999].

In einer Vielzahl von Fällen kommt es zur räumlichen Überlagerung von Belastungen der verschiedenen Kompartimente, die sich aufgrund transferierender Vorgänge über die Wirkpfade gegenseitig beeinflussen, insbesondere bei der Überlagerung mehrerer Emissionsquellen und Wirkpfade. Solche Fälle werden im Sinne dieser Arbeit als ‚komplexe Belastungen‘ bezeichnet.

Tabelle 2-1 Charakteristik großflächiger Kontaminationen
kursiv: Relevanz für den exemplarischen Standort

Ursachen	Beispiele	Verbreitungsgebiete	Stoffverteilung im Boden
Naturereignisse und Katastrophen	Überschwemmungen, Rutschungen, Einsinkungen, Ausspülungen	Flussauen, Gebiete mit Nutzungsformen, die natürlichen Schutz mindern	meist unregelmäßig
Atmosphärische Immissionen	Gasförmige, flüssige oder staubförmige Schadstoffemissionen	Ballungs- und Industriegebiete mit veralteten Kraftwerks- und Hausbrandanlagen	meist regelmäßig von Punktquelle ausgehend
Flächenhafte und langzeitige Stoffeinträge in den Boden	Überdüngung, Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Bioziden	Intensiv landwirtschaftlich genutzte Gebiete, oft mit Monokulturen	meist regelmäßig
Entsorgung von Abfällen verschiedener Art	Verrieseln von Abwässern, Ausbringen von Klärschlamm, Fäkalien, Baggergut, großflächige Melioration mit Kraftwerksaschen	Vielfältig, insbesondere in der Nähe von Ballungsgebieten und Industrie / Bergbauzentren	teilweise regelmäßig (wenn planmäßig ausgebracht)
Transport- und Industrieabfälle	Leckagen von Leitungen, unsachgemäßer Umgang mit gefährlichen Stoffen	Ballungs- und Industriegebiete, Verkehrszentren und -trassen, Truppenübungsplätze	meist engständig, aber in Vielzahl

Als Schwermetalle werden definitionsgemäß diejenigen Metalle oder Halbmetalle angesehen, die eine Dichte > 4,5 g/cm³ aufweisen [HEINTZ & REINHARDT 1991]. Einige dieser Schwermetalle werden in geringen Konzentrationen für Organismen essenziell eingestuft (Cu, Zn, Fe....); die meisten, wie Pb oder Cd zählen zu den nichtessenziellen Schwermetallen, weil sie bezüglich der Organismen zu keinen Mangelerscheinungen bei niedrigen Konzentrationen führen.

¹ Schwermetalle; Erläuterungen zu verwendeten Abkürzungen siehe Glossar Seite 125

Schwermetallbelastungen stehen in der Altlastenproblematik Deutschlands in ihrer Häufigkeit an zweiter Stelle:

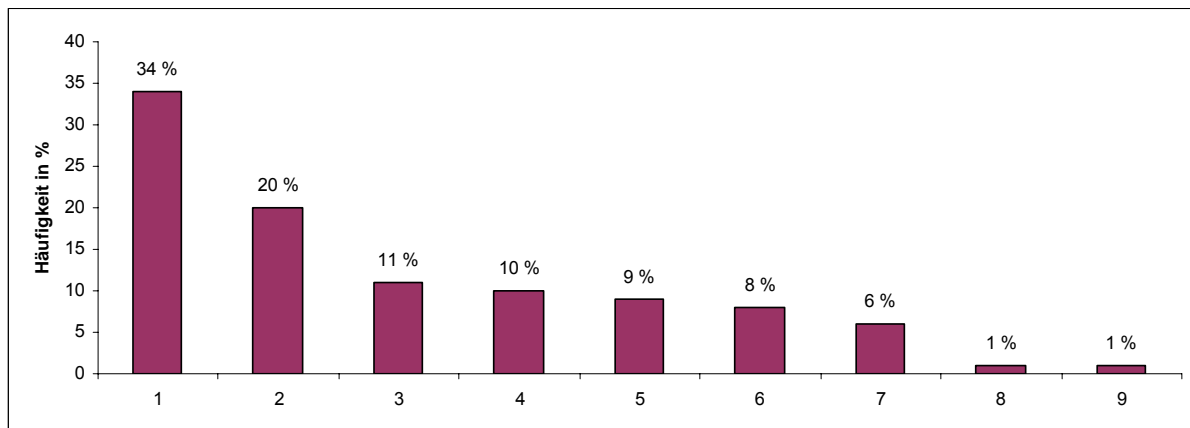


Abbildung 2-1 Anthropogene Hauptbelastungen in Deutschland: Häufigkeit der beteiligten Schadstoffgruppen [nach GRUNEWALD et al. 1994]

1 – MKW; 2 – Metalle; 3 – LHKW; 4 – sonstige Organika; 5 – PAK;
6 – sonstige Anorganika; 7 – BTEX; 8 – Radon; 9 – Keime

In den USA waren Grundwasserverschmutzungen durch SM-belastete Böden dominierend: ca. 40 % der Brunnenschließungen waren auf Metalle zurückzuführen. Von den ‚*National Priority Sites*‘, etwa tausend Standorten mit prioritärem Gefährdungspotenzial, wiesen ca. 40 % SM-Kontaminationen auf, davon wiederum 30 % der Fälle mit nur einem Metall [CALMANO & FÖRSTNER 1993].

Bis Anfang der 90er Jahre des vergangenen Jahrhunderts wurde in der Altlastenpraxis Deutschlands für die Bewertung von Kontaminationen überwiegend die Schwermetallkonzentration im Königswasseraufschluss (‚*pseudototale Gesamtgehalte*‘) herangezogen. Bewertungsverzeichnisse wie beispielsweise die sog. ‚*Hollandliste*²‘ dienten dabei als Maßstab für die Beurteilung von Bodenkontaminationen. Erst sukzessive setzte sich die Erkenntnis der Einzelfall- und der Wirkpfadbetrachtung in der Altlastenpraxis durch, die sich an der Verfügbarkeit des jeweiligen Schadstoffes für das jeweilige Schutzgut orientieren. Hintergrund war natürlich auch die Erfordernis der Beurteilung einer Vielzahl von zu privatisierenden Betriebsgrundstücken im Zusammenhang mit dem gesellschaftlichen Umbruch in Ostdeutschland. Eine Bewertung dieser unzähligen Altstandorte und Altablagerungen nach dem Maßstab der Konzentration im Königswasseraufschluss hätte unabsehbare - und unverhältnismäßig hohe - Sanierungskosten zur Folge gehabt.

Im deutschen Bundesbodenschutzgesetz [BBODSCHG 1998] und dem untergesetzlichen Regelwerk wurde schließlich die Wirkpfadbetrachtung juristisch festgeschrieben. Eine Beeinträchtigung von Schutzgütern wie Grund- und Trinkwasser, Pflanzen, Tiere oder des Menschen selbst ist von dem jeweils verfügbaren toxischen Anteil des gesamten Schwermetallvorrates abhängig. So werden in der aktuellen Praxis Gefährdungen des Grundwassers beispielsweise anhand der Schwermetallkonzentrationen im wässrigen Eluat des Bodens oder der Wirkpfad Boden → Pflanzen mittels des im Ammoniumnitrat löslichen Anteiles beurteilt [BBODSCHV 1999].

² Leidraad Bodemsanering Staatuitgeverij, 's-Gravenhage [STAATUITGEVERIJ 1988]

Schwermetallbelastungen nehmen nicht nur wie beschrieben hinsichtlich der Altlasten, sondern auch hinsichtlich der Problematik großflächiger Bodenkontaminationen einen gewichtigen Raum ein. Dies liegt im Wesentlichen darin begründet, dass es sich im Zusammenhang mit den historisch beginnenden bergbaulichen Aktivitäten des Menschen um die ersten größeren anthropogenen Kontaminationen überhaupt und aufgrund der chemischen Stabilität der Schwermetalle (beispielsweise im Vergleich gegenüber organischen Schadstoffen) auch über Jahrhunderte weitgehend resistente Anreicherungen der oberen Erdkruste handelt.

Art und Ausmaß der Neben- und Folgewirkungen der Immissionen sind oft nicht ausreichend vorhersehbar und daher seit geraumer Zeit Gegenstand verstärkter Anstrengungen der nicht immer koordinierten Forschung in den beteiligten Disziplinen Geologie, Geografie, Chemie und Biologie. Diese Neben- und Folgewirkungen können sowohl die Naturausstattung und die Naturprozesse insgesamt als auch einzelne Geokomponenten (Tier- und Pflanzenarten, Biozöosen, Wasserkörper, Böden u. a), nicht zuletzt aber auch die gesellschaftliche Produktion sowie Gesundheit und Wohlbefinden der Menschen selbst betreffen. Sie zwingen in vielen Fällen zu ökonomisch aufwändigen Gegenmaßnahmen.

Die Komplexität und auch die Großflächigkeit der hier behandelten Schwermetallkontaminationen führt in zahlreichen Fällen zu Nutzungskonflikten, da in ihrem räumlichen Erstreckungsbereich zumindest in Ländern hoher Besiedlungsdichte Grundstücke sensiblerer Nutzung als der Emissionsquelle selbst betroffen sind. Im lapidarsten Falle führen solche Kontaminationen zu Investitionshemmnissen, weil gewerbliche Ansiedlungen durch zusätzliche Kostenaufwendungen, beispielsweise für die Entsorgung von kontaminiertem Bodenaushub im Zuge einer Neubebauung, unattraktiv werden.

In komplexeren Fällen können ganze Regionen betroffen sein und die Konfliktlösung muss sowohl Ansprüchen einer Vielzahl von Forderungen einzelner grundstücksbezogener Nutzungen wie auch der gesunden Entwicklung der betroffenen Region unter nachhaltiger Sicherung ihres Naturraumpotenzials Rechnung tragen.

2.2 Herangehensweisen zur Konfliktlösung in der Praxis, Beiträge wissenschaftlicher und Ingenieurdisziplinen sowie verfügbare Werkzeuge

Altlastenpraxis in Deutschland

In Verbindung mit der Realisierung der deutschen Einheit und den damit im Zusammenhang stehenden Privatisierungen oder Rückübertragungen kontaminationsbehafteter Grundstücke hat die Untersuchung und Bewertung von Altlasten auch qualitativ einen enormen Aufschwung genommen, der Deutschland mit an der Spitze im internationalen Vergleich stehen lässt. Für die Konzipierung und Durchführung von Untersuchungen, deren Auswertung sowie die Ableitung, Planung und Ausführung von Maßnahmen zur Gefahrenabwehr stehen mittlerweile zahlreiche erprobte Instrumentarien zur Verfügung. Es ist vornehmlich Aufgabe des Geologen, Gefahrenquellen einzugrenzen und Wirkpfade zu beurteilen.

Jedoch sind wissenschaftliche Erkenntnisse wie beispielsweise begründete Probennahmekonzepte auf der Grundlage von Semivariogrammanalysen in der Praxis aus Kostengründen oft schwer durchsetzbar. Meist ist eine immense Überzeugungskraft bei den Auftraggebern zu leisten. Dass höhere Untersuchungsaufwendungen neben einer höheren Planungssicherheit oft auch zu Kostenersparnissen bei Sanierungen führen, ist keine Neuigkeit, aber immer wieder Streitfrage zwischen den Financiers und den Ingenieuren, die für ihre Untersuchungsergebnisse und Planungsleistungen haften müssen. Altlastenprobleme sind Nachsor-

geprobleme, für die weniger gern Geld ausgegeben wird wie für eine zukunftsgerichtete Vorsorge. Daher werden vom Geologen bzw. Gutachter oft auf Erfahrungen oder Analogiefällen aufbauende Aussagen erwartet, die zwar wahrscheinlich, aber mangels ausreichender Analysendaten etc. nicht statistisch untermauert sind.

Hinzu kommt eine ökonomische Komponente, die hinter der Wertminderung von Grundstücken durch Altlasten steht. Die Wertermittlung von Grundstücken schließt nach deutschem Recht den meist negativen ‚Teilwert Altlasten‘ aus. Daraus resultieren Unsicherheiten für Käufer und Verkäufer, gerichtliche Verfahren und auch die oft sture Flurstücksbezogenheit von Untersuchungen und Bewertungen (siehe Beispiel in Abbildung 2-2).

Der Umstand, dass sich die Altlastensanierung auf die Gefahrenabwehr, d. h. auf die Unterbrechung von Wirkpfaden beschränkt, führt zum Verbleib von als ‚tolerierbar‘ bezeichneten Restkontaminationen. SCHAMANN & KASAMAS [2004] bedauern die Erkenntnis, dass ingenieurtechnische Maßnahmen allein für eine nachhaltige Problemlösung nicht immer ausreichend sind. In Zukunft sind integrative Lösungsmodelle erforderlich, die die Aspekte der derzeitigen und zukünftigen Nutzung kontaminierter Standorte und Regionen mit den Zielen des Umweltschutzes und regionalen Raumplanungskonzepten in Einklang bringen.

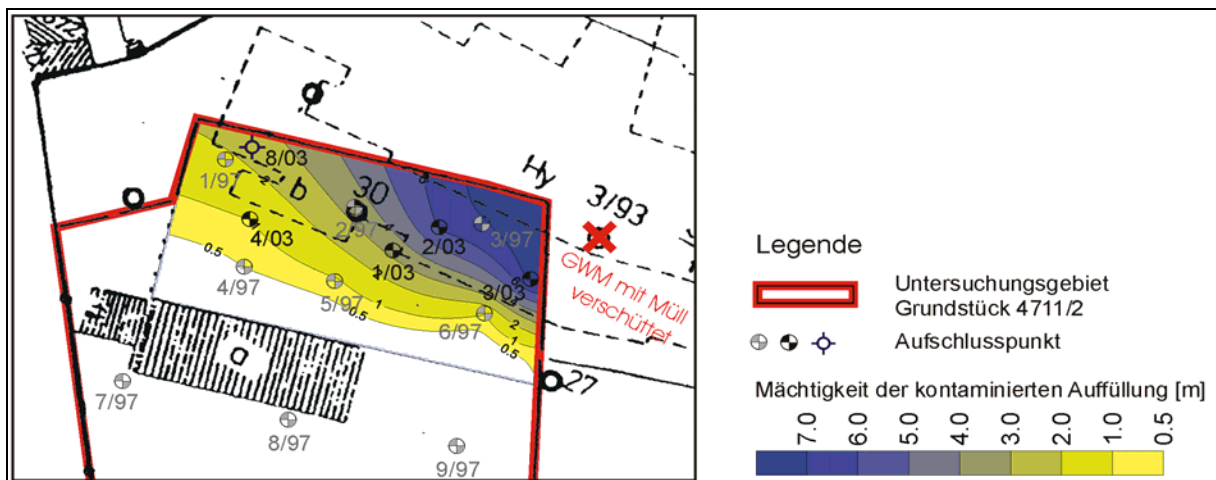


Abbildung 2-2 Oft immer noch umstrittene Praxis bei der Altlastenuntersuchung: Die Kontamination endet an der Flurstücksgränze (anonymisiertes Praxisbeispiel aus dem Jahre 2004)

Geologie, Bodenkunde, Bodenschutz

Die Forschungen richteten sich auf Fragen der Bindungsformen und der Mobilität von SM in verschiedenen Böden [BRÜMMER et al. 1994] und der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen [GÄTH & SCHUG 1999]. Laborative Untersuchungsverfahren wie beispielsweise die chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen z. B. nach ZEIEN & BRÜMMER [1991] wurden weiter verfeinert. Praktische Umsetzung finden diese Forschungen in Versuchen und Anwendungen zur Immobilisierung von SM in Böden durch Zugaben von Kalk, Eisenoxiden, Phosphaten, Zeolithen u. a. [SCHMIDT 2003, MARSCHNER 2003, FRIESL 2003 u. a.]. Es existieren jedoch beispielsweise noch keine belastbaren Ergebnisse von Langzeitversuchen zur Stabilität erfolgter Immobilisierungen von SM, insbesondere im Hinblick auf allmähliche Bodenversauerungen.

Mit der gesetzlichen Verankerung des Bodens als Schutzgut in Deutschland [BBODSCHG 1998] rücken auch zunehmend die Auswirkungen der Schadstoffkonzentrationen auf Boden-

organismen in den Mittelpunkt [THOENES 2003]. Diese Problematik wird in den kommenden Jahren verstärkt Forschungsgegenstand sein.

Von hohem praktischen Interesse sind die Forschungsergebnisse für Fragen der Rekultivierung im Montanbereich, für Stadtböden insbesondere in Ballungsgebieten, für großflächige Waldschadensgebiete, für SM-Belastungen entlang der Verkehrswege, für Überflutungsareale und für die Behandlung von Baggergut im Rahmen der Freihaltung von Fahrrinnen für die Schifffahrt. Hier hat die Entwicklung in den letzten Jahren einen enormen Aufschwung genommen und sich allmählich mit landschaftsplanerischen Aspekten verzahnt.

Stadt- und Industrieböden in Siedlungsbereichen sind in Folge ihrer unterschiedlichen Flächennutzungsgeschichte und den damit einhergehenden Prozessen strukturell und in ihrem Stoffbestand stark verändert. Dies erfordert in Verbindung mit den sich kleinräumig ändernden Bodeneigenschaften und -nutzungen einen im Vergleich zu natürlichen Böden differenzierteren Ansatz zur flächenhaften Darstellung von Schadstoffen in Oberböden. BARKOWSKI et al. [2002] schufen beispielsweise digitale Bodenbelastungskarten für den Raum Duisburg, MIEHLICH [2002] einen SM-Kataster für die Oberböden Hamburgs, EICHBERG [1996] ein Bodenschutzkonzept für Köln auf der Grundlage flächenbezogener Analysen von Landschaftsverbrauch, Kontaminationen, GW-Neubildung und Altlastensituation.

Mittlerweile verfügen fast alle Bundesländer über Fachinformationssysteme Boden und über Karten der SM-Verbreitung. Die Stadtbodenkartierung, die auch Inhalt der ‚Agenda 21‘ ist, steckt jedoch noch in den Anfängen.

Geografie, Raumordnung, Stadt- und Landschaftsplanung

Bei einem globaleren wissenschaftlichen Ansatz der Geografie stehen zunächst ethische Prinzipien des Umgangs mit Natur und Landschaft im Vordergrund. Naturraumpotenzial und Nutzungskonflikte werden analysiert. Für entsprechende Regionen werden Umweltstandards entwickelt und Umweltqualitätsziele formuliert, oft anhand von Leitbildern. Die Festlegung von Verbindlichkeitsgraden von Umweltqualitätszielen führt schließlich zu Maßnahmen zur Stabilisierung und zum Schutz der Landschaft für Boden und Grundwasser [BASTIAN & SCHREIBER 1994]. Ein solches schrittweises Herangehen wird beispielsweise mit der Methodik der Teilraumgutachten im Freistaat Bayern umgesetzt [KOCH & VEIT 2000].

Völlig unbelastete Freiflächen sind bei zahlreichen Kommunen aufgrund von Bodenkontaminationen nur noch in beschränktem Maße vorhanden. Solche Freiflächen werden zumeist für Wohnen reserviert, für Industrie und Gewerbe müssen Altstandorte und belastete Freiflächen recycelt werden. Typische Bedenken der Kommunen sind dabei aufzulösen: ungeklärte Verantwortlichkeiten könnten auf Kommunen zurückfallen, notwendige Sanierungsmaßnahmen könnten die Flächenpreise in die Höhe treiben und bei Neugewerbe auf belasteten Flächen Imageprobleme hervorrufen [BURMEIER et al 2000].

Großflächige Bodenbelastungen behindern die Entwicklung einer Kommune, da immer an die faktische Begrenzung der Umweltbelastungen gestoßen wird. Die Bodensanierung ist eine Maßnahme, durch die die gesamte räumliche Entwicklung und Funktion des Gebiets beeinflusst wird, weil sie das grundsätzliche Medium einer räumlichen Entwicklung betrifft: den Grund und Boden, auf dem sie stattfindet [BOVET 2000].

Die Landschafts- und Bauleitplaner können sich nicht mit der Situation zufrieden geben, dass in ihren jeweiligen großräumigeren Planungsgebieten Altlasten oder großflächige Bodenkontaminationen vorliegen, deren Problembewältigung durch Eigentumsverhältnisse, oft un-

geklärte oder nicht mehr heranziehbare Schadensverursacher, lange Behördenvorgänge u. ä. eine Weiterentwicklung des gesamten Planungsgebietes hemmen oder verhindern. Sie müssen verschiedene planerische Lösungsmöglichkeiten zur Sanierung von Bodenbelastungen einbeziehen: Lösungen im Rahmen der Raumordnung, des BBODSCHG und/oder der Bauleitplanung bzw. der Aufstellung Regionaler Entwicklungskonzepte (REK).

Lösungen für komplexe Nutzungskonflikte werden zunehmend in der Schaffung von einer Art Sonderplanungsgebieten gesehen, wie beispielsweise der Sanierungs- und Entwicklungsgebiete in Sachsen. Der Landesentwicklungsplan des Freistaates definiert ‚Gebiete mit besonderen Entwicklungs-, Sanierungs- und Förderaufgaben‘, als Gebiete, „in denen auf Grund ihrer Lage im Raum, ihrer großflächigen Umwelt- oder bergbaubedingten Belastungen die Lebensbedingungen oder die Entwicklungsvoraussetzungen in ihrer Gesamtheit im Verhältnis zum Landesdurchschnitt wesentlich zurückgeblieben sind oder ein solches Zurückbleiben zu befürchten ist“ [BENEDICT 2000]. Dort betrifft es beispielsweise die Bergbaufolgelandschaften des Braun- und Steinkohle-, Uran- und Erzbergbaues wie auch großflächige Waldschadensgebiete.

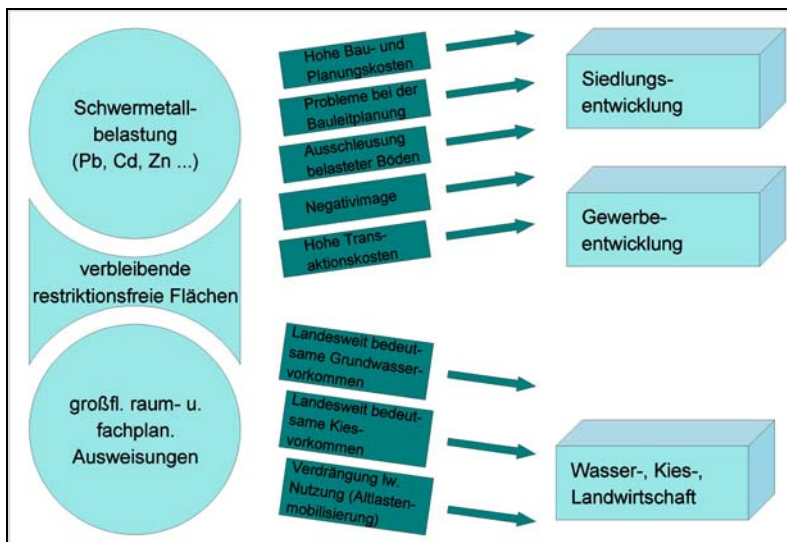


Abbildung 2-3 Problemfelder in einem Modellraum [nach FÜRST & LÖB 2000]

Im Vergleich zur städtebaulichen Sanierung (siehe §§ 136 ff BauGB) ist die Sanierungskooperation in einem Sanierungs- und Entwicklungsgebiet deutlich schwieriger, weil bei solchen Gebieten die aus ökonomischen Interessen resultierende Motivation zur Kooperation viel geringer ist: Es geht primär um die Sanierung von Naturraumpotenzialen, wobei die Verursacher häufig nicht mehr greifbar sind respektive die gegenwärtigen Eigentümer Lasten früherer Verursacher zu tragen haben [FÜRST & LÖB 2000].

Werkzeuge

Im Sinne dieser Arbeit als ‚Werkzeuge‘ bezeichnet, sind es zunächst die immer verfeinerten Methoden und Verfahren der Chemie (einfachstes Beispiel: Nachweisgrenzen in der Analytik) und Ökotoxikologie (Beispiel: Tagesdosisraten), die dem Anwender erlauben, Kontaminationssachverhalte hinsichtlich möglicher Gefährdungen realer einzuschätzen. Forschungsergebnisse dieser Wissenschaften haben auch massiven Eingang in Form von Grenzwertvorgaben in die deutsche und internationale Umweltgesetzgebung gefunden. Am Beispiel des deutschen BBODSCHG bzw. der BBODSCHV wird jedoch deutlich, dass eine befriedigende Praxisanwendung weitgehend nur für ‚konservative Schadstoffe‘ (z. B. SM) möglich ist. Angesichts der weltweit täglichen Entwicklung 100er neuer chemischer Substanzen bleibt hier stets ein Nachholebedarf.

Aller Naturwissenschaften bedurfte es angesichts des Datenzuwachses, des Wunsches nach der Ableitung von Gesetzmäßigkeiten und der Optimierung von Untersuchungen zunehmend der Einführung statistischer Verfahren. So sind ‚Geostatistik‘, ‚mathematische Geologie‘, ‚Chemometrik‘, ‚Biostatistik‘ u. a. heute Teilgebiete, deren Verfahren sich stark ähneln, weil sie Grundansätze der Statistik in die jeweilige naturwissenschaftliche Disziplin transportieren. Die mathematischen Ansätze sind für den dort jeweils anwendenden Naturwissenschaftler jedoch kaum noch durchschaubar; die anwendenden Spezialisten aus dem Bereich der Statistik wiederum kümmern sich oft wenig um die Herkunft und inhaltliche Aussage der Daten aus den Naturwissenschaften. Die Hauptanwendung statistischer Verfahren in den Umweltwissenschaften ist meist die gleiche: Analyse von Zeitreihen oder Ableitung von Gesetzmäßigkeiten bei der räumlichen Verteilung von Daten, Hypothesenprüfung, Daten- und Fehleranalyse, Wahrscheinlichkeitsaussagen, Ausreißerbehandlung, Untersuchungsplanung u. a.

Als ein wesentliches, seit nunmehr ca. 30 Jahren ständig in Entwicklung befindliches Werkzeug zur Auswertung von Flächendaten sind Geografische Informationssysteme (GIS) zu nennen. Sie sind heute nicht mehr aus dem Forschungs- und Anwenderbereich wegzudenken und aktuell im Begriff, auch für die Geologie ein unentbehrliches Instrument bei der Erforschung und Visualisierung dreidimensionaler Sachverhalte zu werden. Die Gemeinschaftstagung der Deutschen Geologischen Gesellschaft und der Gesellschaft für Geowissenschaften 2004 hat ihnen beispielsweise eine eigene Veranstaltungsreihe gewidmet [JACOBS et al. 2004].

Mit der seit einiger Zeit möglichen Implementierung von Interpolationsverfahren wie *Triangulation*, *Inverse Distance Weighted* (IDW) oder *Kriging* in GIS ist die Verknüpfung von (Umwelt-) Punktdaten mit Flächendaten möglich. Problem bleibt bei der Bearbeitung komplexer Sachverhalte die Interdisziplinarität bzw. das Verständnis des Bearbeiters für die beteiligten Teildisziplinen.

Beim Beitrag dieser Arbeit für eine interdisziplinäre, praxisangewandte Problemlösung kann aufgrund der Komplexität der Sachverhalte nicht jedes Teilproblem der sich zunehmend verzahnenden beteiligten Fachdisziplinen bis ins Detail gelöst werden. Ein Schwerpunkt liegt in der praktischen Umsetzung der Ergebnisse aus zahlreichen, verschieden ausgerichteten Untersuchungen.

Unter ‚*komplexen Belastungen*‘ werden im Sinne dieser Arbeit räumliche Überlagerungen von Belastungen über unterschiedliche Immissionswege aus verschiedenen Quellen bezeichnet. Sind durch sie größere Areale oder ganze Regionen betroffen, muss eine Konfliktlösung sowohl Ansprüchen einzelner grundstücksbezogener Nutzungen wie auch der gesunden Entwicklung der betroffenen Region unter nachhaltiger Sicherung ihres Naturraumpotenzials Rechnung tragen.

Der Forschungsfortschritt beteiligter wissenschaftlicher und Ingenieurdisziplinen hat dafür die Voraussetzungen geschaffen; in der Praxis anwendbare Lösungsansätze können jedoch nur unter der Option einer interdisziplinären Verknüpfung erreicht werden.

Für solche Lösungen stehen als moderne Werkzeuge die Anwendung statistischer Verfahren und Geografischer Informationssysteme zur Verfügung.

3 Der exemplarische Standort

3.1 Einleitung

Die Stadt Bad Liebenstein in Südthüringen verdankt ihre Existenz als Kurort kohlenensäurehaltigen Mineralquellen, die bereits seit Beginn des 17. Jahrhunderts zu Heilzwecken genutzt werden. Die Stadt liegt auf einer mittleren Höhe von 340 m ü. NN an der südwestlichen Abdachung des Thüringer Waldes und befindet sich in einem Talkessel, der vom Grumbach (Nebenfluss der Werra) durchflossen wird.

Seit 1953 wurde im Zentrum von Bad Liebenstein inmitten der Wohn- und Geschäftsbebauung sowie der parkähnlichen Grumbachau das ehemalige Leuchtstoffwerk (LWL) betrieben. Im Werk wurde vornehmlich Cadmium als Rohstoff der Leuchtstoffproduktion (Halogenphosphatleuchtstoffe, Pigmente) eingesetzt. Bei den Produktionsabläufen bildeten sich eine Vielzahl von cadmiumhaltigen Stäuben, Dämpfen und Abwässern, die in die Umwelt freigesetzt wurden. 1988 wurde die Cadmiumverarbeitung eingestellt, bis 1990 die gesamte Produktion an einen neuen Standort verlagert. Die Werksruine blieb bis fast in die Gegenwart stehen.

Im Raum Bad Liebenstein traten bis heute zahlreiche Nutzungskonflikte auf. Anthropogene Schwermetallbelastungen von Böden inkl. landwirtschaftlicher Nutzflächen, der Luft und des Grundwassers stehen im Widerspruch mit Kurort-(Heilbad-)entwicklung, Tourismus, Heil- und Trinkwasserschutz, Bioklima, Landwirtschaft, der Entwicklung klein- und mittelständiger Betriebe wie auch bergbaulicher Aktivitäten.

3.2 Mineralwässer und deren Bedeutung für die Kurortentwicklung

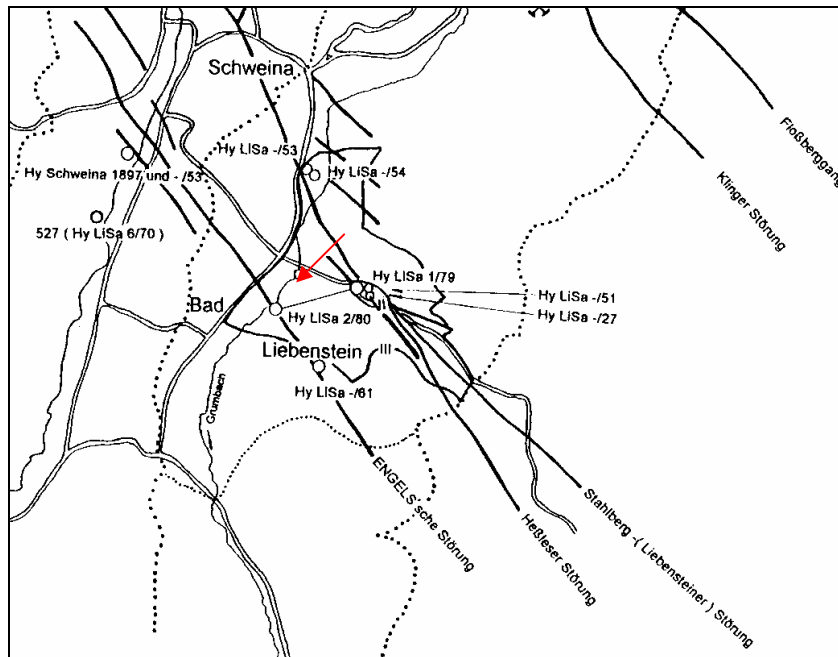
Die Vorkommen von Mineralwässern, deren wichtigster Bestandteil das freie CO₂ ist (sog. ‚Säuerlinge‘) entstammen den tektonischen Störungen am Südrand des Thüringer Waldes. Etwa 150 m südlich des LWL verläuft eine solche Störung, an der sich ein Heilbrunnen befindet. Im unmittelbaren Stadtgebiet schert von der Südrandstörung (‚Stahlbergstörung‘) eine Vorlandstörung (‚Heßleser Störung‘) ab. Im Bereich dieser Abscherung entsprang über Tage die ursprüngliche Spaltenquelle (‚Sauerbrunnen‘), der Liebenstein seine Existenz als Bad verdankt.

Die unterschiedlichen Bestandteile des Mineralwassers deuten auf verschiedene Herkunftsbereiche hin. Der neben dem CO₂ anzutreffende hohe Eisen- (und Arsen-) gehalt ist aus den Erzgängen der Stahlbergstörung abzuleiten (‚Stahlquelle‘), während erhöhte Natrium- und Chloridgehalte von den Zechsteinsalzen herrühren (‚Kochsalzquelle‘, siehe auch die Solen von Bad Salzungen).

Die Nutzung des Heilwassers in Bad Liebenstein geht auf den Anfang des 17. Jahrhunderts zurück. In dieser Zeit wurde der Sauerbrunnen gefasst, der vom Herzog Johann Kasimir zu Coburg und seinem Hofstaat genutzt und ihm zu Ehren ‚kasimirianischer Brunnen‘ genannt wurde. Erst nach 1845 begann jedoch die systematische Erschließung der Mineralwässer durch Bohrungen. Liebenstein erlebte einen Aufschwung als Heilbad und war letztendlich in der DDR das einzige Spezialbad für Herz- und Kreislaufleiden mit beispielsweise monatlich 2 000 Kurpatienten in 1980. Die Wässer dienen zu Bade- und Trinkkuren.

Die im Verlaufe der Zeit eingerichteten Förderbrunnen wiesen differenzierte CO₂-Gehalte, beispielsweise bis 2 200 mg/kg auf, und man erkannte unterschiedliche Mineralwasserhorizonte [GARLEB 1973], die auch gesondert gefasst wurden.

Der untere Horizont weist stark artesisches Verhalten auf; er zeigte auch kurz nach der Erschließung geysirartige Ausbrüche bis einige Meter über Gelände. Die Fördermengen zur DDR-Zeit werden insgesamt mit 4 000 – 5 000 m³/Monat angegeben.



roter Pfeil:
Lage des ehemaligen
Leuchtstoffwerkes

Abbildung 3-1 Lage der tektonischen Störungszonen und Heilwasserbohrungen in Bad Liebenstein (nach HECHT 1994)

Bislang waren für die Kurzwerte nur die Quellen im Stadtgebiet genutzt worden, die den hydrochemischen Typen Ca-Mg-(Na)-HCO₃-Cl zuzuordnen sind [HECHT 1994].

Zunehmend wurde in den 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts die Frage diskutiert, ob die Vorräte an Heilwässern zurückgehen. Auslöser für diese Diskussion war die Feststellung eines über Jahre erfolgten Konzentrationsrückganges gelöster fester Stoffe im Heilwasser. Als Ursache wurde eine Verdünnung der Wässer infolge einer Überanspruchung des Bad Liebensteiner Quellgebietes (gesteigerte Entnahmen) vermutet.

Zur Schaffung von Ersatzkapazitäten wurde neben der Bohrung Hy LiSa 1/1979 auch eine Mineralwasserbohrung südlich des LWL niedergebracht (Hy LiSa 2/1980). Sie wurde hinsichtlich der tektonischen Strukturen südlich der Heßleser Störung auf einer Scholle zwischen dieser und der weiter südlich befindlichen ENGEL'schen Störung angesetzt.

Als Nachteil für den Ansatzpunkt wurde insbesondere die unzulässig hohe Belastung des Grumbaches durch den damaligen VEB Leuchtstoffwerk genannt und es wurde auf die davon ausgehende generelle Gefahr für die Mineral-/Heilwassergewinnung in Bad Liebenstein hingewiesen [HECHT 1994]. Aufgrund der Wasserbeschaffenheit der Grumbach wurde diese Mineralwasserbohrung mit einer Druckzementation bis in 140 m Tiefe versehen (Endteufe der Bohrung: 253,0 m). Das aus dieser Heilwasserbohrung gewinnbare Wasser ist als Fe-haltiger Ca-Na-SO₄-HCO₃-Säuerling mit 5,2 g/kg gelösten Stoffen und 1 610 mg/kg freiem gelösten Kohlendioxid anzusprechen.

3.3 Die Produktion des ehemaligen Leuchtstoffwerkes

Beginnend in den 50er Jahren des vergangenen Jahrhunderts bis 1988 wurden im Leuchtstoffwerk in Bad Liebenstein neben Feinchemikalien in kleinen Chargen im Wesentlichen zwei verschiedene Produkte mit Cadmium als Hauptbestandteil oder Beimischung hergestellt. Zum einen handelt es sich um hellgelbe bis tiefrote Cadmium-Pigmente, zum anderen um cadmiumhaltige Leuchtstoffe (Halophosphate) für Leuchtstoffröhren.

Behandlung des Ausgangsmaterials

Das in Barren angelieferte metallische Cadmium wurde in einer außerhalb des Produktionsgebäudes stehenden Rührmaschine mit einer $\text{H}_2\text{SO}_4/\text{HNO}_3$ -Mischung zu Cadmiumsulfat aufgelöst. Die Lösung wurde im pH-Wert so eingestellt, dass die in der Lösung enthaltenen Fe-Bestandteile ausgefällt wurden. Das Sediment wurde auf eine Sonderdeponie entsorgt.

Diese vorgereinigte Lösung wurde durch Fällern mit H_2S unter Rückführung der Mutterlauge in den Löseprozess zu CdS , oder mit $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ zu CdNH_4PO_4 aufgearbeitet. Die Fällungsprodukte wurden abfiltriert, gewaschen und getrocknet und standen für die weitere Produktion zur Verfügung. Bei diesen Operationen wurde die Umwelt durch das cadmiumhaltige Abwasser belastet, welches ohne Behandlung in den Vorfluter (Grumbach) abgegeben wurde. Cd-Konzentrationen um 3 mg/l mit Spitzenwerten um 20 mg/l waren üblich [GÜNTHER 1990].

Pigmentherstellung

Die Cadmium-Pigmente wurden 1961 in die Produktionspalette aufgenommen. Sie enthielten je nach Farbton zwischen 20 % bei hellgelben und 40 % Cadmium bei tiefroten Farben. Sie basieren auf dem gelben Farbton des CdS . Rote Farbtöne erzielt man durch schrittweisen Ersatz des Schwefels durch Selen. Die Pigmentproduktion wurde am 01.01.1988 eingestellt.

Die Pigmentansätze wurden für die hellen Gelbtöne aus ZnS , CdS , CdCO_3 und S, für die roten Töne aus CdS , CdCO_3 , Se und S zusammengestellt, in Kugelmöhlen gemahlen und vermischt und anschließend in einem Tunnelofen bei 650 °C einer Festkörperreaktion unterzogen.

Das Glühgut aus dem Pigmentofen wurde in Trögen quer über die Betriebsstraße gefahren und in einer anderen Halle weiterverarbeitet. Es wurde gemahlen, gesiebt, mit Wasser angerührt, zweimal gewaschen, nass gemahlen, zentrifugiert und getrocknet. Die abdekantierten Waschwässer wurden über einen Abwasserkanal in die Grumbach geleitet.

Hauptemissionsquellen bei dieser Produktion waren nach GÜNTHER [1990] die Ansatzzusammenstellung und das Entleeren der Ansatzmühle sowie der Glüh- und Trockenprozess.

Herstellung der N-83-Leuchtstoffe

In den N-83-Leuchtstoffen war Cadmium bis zu etwa 1 % enthalten. Diese Produktion begann Mitte der 50er Jahre. Seit Mitte 1988 ist das Cadmium in diesem Leuchtstoff durch eine andere im Werk entwickelte, umweltfreundlichere Verbindung ersetzt worden [GÜNTHER 1990].

Die Produktion dieser Halophosphate verlief ähnlich der Pigmentherstellung. Ein Teil der Ausgangsstoffe wurde in einer Aktivatormühle gemahlen und anschließend in einem Ringmischer mit den restlichen Anteilen zum fertigen Ansatz vermischt. Der Ansatz wurde in Trans-

portgefäße gefüllt und in die Glühhalle transportiert. Dort wurde die beim Transport entstandene Entmischung im Befüllmischer wieder aufgehoben. Über eine Dosiereinrichtung wurden aus diesem Mischer die Glühshalen befüllt und der Leuchtstoff anschließend in einem Ringofen bei 1 200 °C geglüht. Das stückige Glühgut wurde gebrochen, zerkleinert und gesiebt. Das Siebgut wurde einer zweiten Glühung bei 1 000 °C unterzogen. Nach dem Sekundärglühprozess wurde das Glühgut mit Wasser angemaischt, nass gesiebt, von Verunreinigungen befreit, auf einer Rührwerksnutsche gewaschen und als Suspension in einem elektrisch beheizten Sprühtrockner getrocknet. Aus der Trocknerabluft wurde der Leuchtstoff über Zyklone abgeschieden. Im Endmischer wurde die Verkaufscharge zusammengestellt und aus diesem heraus über eine halbautomatische Verpackungslinie in Kunststoffsäcke eingeschweißt.

Hauptemissionsquellen waren die Befüll- und Entleerungsvorgänge der Mischer, das Befüllen der Tiegel, die Zerkleinerungs- und Siebprozesse. Am Primärglühofen wurden größere Mengen sublimierbarer Verbindungen (früher Cadmium-Antimonate) aus dem Abluftsystem abgeschieden.

1986/87 wurde nach Angaben in GÜNTHER [1990] eine Studie zur Cd-Emission bei der N-83-Produktion erarbeitet, die die bis dahin einzige Abschätzung für die aus dem Produktionsprozess entlassene Schadstoffmenge bietet. Danach war bei einer Gesamt-Verarbeitung von 85,7 t metallischem Cadmium im Jahre 1986 allein bei der N-83-Herstellung mit Cadmium-Verlusten (hauptsächlich Abluft, weniger Waschwasser) von mindestens 130 kg zu rechnen:

zit. n. GÜNTHER [1990]:

"... die Zahlen für das Jahr 1986 sollten aber als repräsentativ angesehen werden. Danach sind 1986 85,7 t metallisches Cadmium eingekauft, 120,7 t Cadmiumpigmente und 6,8 t CdNH_4PO_4 (Cadmium-Ammoniumphosphat) für den Einsatz in N-83-Leuchtstoffen produziert worden. Bei den Pigmenten ist eine Verlustrechnung nicht nachvollziehbar. Für die N-83-Produktion sind folgende Werte ausgewiesen:

- Masse des in den Ansätzen vermischten Cd	3 600 kg
- Masse des im produzierten Leuchtstoff enthaltenen Cd	3 100 kg
- Cd-Verluste	500 kg
davon Glühverluste	370 kg
- Masse Cd in der Abluft Glühhalle	60 kg
- Masse Cd in der Abluft Ansatzgebäude	60 kg
- Cd im Abwasser der nasschemischen Behandlung	10 kg ..."

In einem Schreiben des Leuchtstoffwerkes vom 19.09.1975 an die Gewässeraufsicht wird mitgeteilt, dass bei täglich 1 200 kg durchzusetzendem N-83/S-43-Leuchtstoff 36 g Mangan und 96 g Antimon mit dem Abwasser abgegeben werden (d. h. 2,8 mg/l Mn und 7,5 mg/l Sb im Ablauf) [aus GÜNTHER 1990].

Bei den Abluftsystemen Primärofen, Sichter, Sekundärofen, Dosierung und Trockner lagen die Emissionen in Größenordnungen von 10^{-3} bis 10^{-5} g/m³ Cd vor. Die Immissionskonzentration für Cd von $5 \cdot 10^{-6}$ g/m³ wurde in jedem Fall überschritten.

Für die Cd-Pigmentproduktion ist heute keine Verlustrechnung mehr nachvollziehbar.

Gesamtpalette der eingesetzten Substanzen

Insgesamt wurden am Standort hauptsächlich folgende, für die Altlastensituation relevante Stoffe eingesetzt:

Tabelle 3-1 Übersicht zu den am Standort eingesetzten Stoffen

Stoff	Verwendungsbereich	Emissionspfad
Cadmium (metallisch)	Rohstoff für alle Cd-haltigen Verbindungen	
Cadmiumsulfat	Zwischenprodukt für die Pigment- und Leuchtstoffproduktion	Abwasser
silberaktiviertes Zinksulfid silberaktiviertes Zink-Cadmiumsulfid	Produktion von schwarz-weiß-Fernsehleuchtstoffen	Abwasser Abluft
Cadmiumsulfat, Cadmiumammoniumphosphat Antimontrioxid, Arsenat Selendioxid, Calciumfluorid, Yttrium	Produktion von Lichtleuchtstoffen	Abwasser, Abluft
Chrom(VI)oxid, Chrom(III)chlorid	Produktion von Chromsalzen	Abwasser, Abluft
Cadmiumcarbonat, -sulfid Zinksulfid, Selendioxid	Produktion von Cadmiumsulfid-Pigmenten	Abwasser, Abluft

Nach einem sukzessiven Rückfahren der Produktion ab 1987 wurde im Jahre 1990 mit der Demontage der Anlagen und Ausrüstungen begonnen.

3.4 Auswirkung des Umganges mit Schwermetallen auf die Beschäftigten des ehemaligen Leuchtstoffwerkes

Im Ergebnis der Untersuchungen von ANKE [1991] besaßen die leicht- und mittelstark der Cd-Produktion ausgesetzten Beschäftigten des Leuchtstoffwerkes mit 15 bzw. 19 µg/kg Blutrockensubstanz (3 bzw. 4 µg/l Blut) noch zwei Jahre nach der Einstellung der Erzeugung Cd-haltiger Produkte signifikant mehr Cd im Vollblut als die Bürger Bad Liebensteins. Die den Cd-Substanzen stark ausgesetzten Arbeiter besaßen einen Cd-Spiegel von 49 µg/kg Cd Trockensubstanz (10 µg/l Cd im Blut). Sie unterschieden sich damit statistisch gesichert von allen anderen Gruppen und bedurften der ärztlichen Überwachung.

Am deutlichsten waren die Unterschiede zwischen den Testpopulationen beim Harn zu erkennen. Die nur leicht den Cd-Substanzen ausgesetzten Beschäftigten des Leuchtstoffwerkes wurden hinsichtlich ihrer renalen Cd-Ausscheidung als normal eingestuft, während die mittel und stark den Cd-Substanzen ausgesetzten mit 85 bzw. 240 µg/kg Cd Harnrockensubstanz (3,5 bzw. 10 µg/l Cd im Harn) noch immer beträchtliche Körper(Nieren)-Cadmiummengen abbauten. Diese renale Ausscheidung belegte, dass die Cd-Belastung der dritten Gruppe von Arbeitern des Leuchtstoffwerkes beträchtlich war.

Der Cd-Gehalt des Haares gilt gemäß ANKE [1991] nach Nieren und Leber als der drittbeste Indikator des Cd-Status oder besser der Cd-Belastung im Lebensraum. Als Cd-Normalwert können für Frauen 300 bis 1 000 sowie für Männer 400 bis 1 100 µg/kg Haartrockensubstanz angesehen werden. Auch der Vergleich dieser Normalwerte des Haares mit den von ANKE [1991] ermittelten Konzentrationen unterstrich das Ausmaß der Cd-Belastung der in die Gruppe 3 (d. h. stark den Cd-Substanzen ausgesetzten) eingestuften Arbeiter des Leuchtstoffwerkes.

Die Probanden aus Bad Liebenstein schieden in den Untersuchungen ANKES [1991] etwa die doppelte Menge Cd mit dem Kot aus als eine zum Vergleich herangezogene Population aus Bad Langensalza. Der Unterschied zwischen den zwei Testpopulationen war signifikant. Er belegte, dass die Bürger Bad Liebensteins zusätzlich, über den Cd-Gehalt der Nahrung und Getränke hinaus, mit Cd belastet sind. Das Geschlecht nahm auf die fäkale Cd-Ausscheidung der Probanden keinen Einfluss.

Der exemplarischer Standort, die Stadt Bad Liebenstein, verfügt als Heilbad angesichts eines hohen Naturraumpotenzials über ausgezeichnete Voraussetzungen für eine gesunde Entwicklung. Diese Voraussetzungen standen jedoch im krassen Widerspruch zu einer aus ökologischen wie auch gesundheitlichen Gesichtspunkten unverantwortlichen Produktion eines ehemaligen Leuchtstoffwerkes inmitten des Kurortes.

4 Geologische Verhältnisse und deren grundsätzliche Auswirkungen auf die Verteilungsmuster der Schadstoffe

4.1 Geologie und Hydrogeologie im Bereich des Altstandortes

Nach ersten stichpunkthaften Untersuchungen [JUNGWIRTH 1990] mit drei Kernbohrungen auf dem LWL-Gelände wurde im darauffolgenden Jahr eine Detailerkundung mit 6 Trockenkernbohrungen und 32 Rammkernsondierungen durchgeführt [ROSELT 1991]. 1994 wurden 12 Kernbohrungen für die Errichtung von Grundwassermessstellen und eine für einen Wasserdurchlässigkeitstest zur Prüfung der Dichtheit der basalen Bröckelschiefer niedergebracht [ROSELT & JÜLICH 1994]. 1996 folgten vertiefende hydrogeologische Untersuchungen mit acht Kernbohrungen auf dem LWL-Gelände und seiner unmittelbaren südlichen Nachbarschaft [ROSELT 1996]. Im Jahre 2003 schließlich wurden nochmals 77 Rammkernsondierungen im Rahmen sanierungsvorbereitender Untersuchungen abgeteuft [ROSELT & REDLICH 2003].

Kleinere Untersuchungskampagnen wie auch Baugrunduntersuchen sind hier nicht mit aufgeführt. Für die Darstellung und Beschreibung des geologischen Aufbaues im Bereich des LWL stehen Schichtenverzeichnisse von 160 Bohraufschlüssen auf einer Fläche von etwa 2,5 ha zur Verfügung.

Geologische Strukturen

Die geomorphologischen und geologischen Verhältnisse sind als typisch für Industriestandorte anzusehen, die seit dem 19. Jahrhundert im städtischen Bereich in Talauen angelegt wurden. Die schematische Schnittdarstellung der geologischen Verhältnisse in Abbildung 4-3 resultiert aus einer Verallgemeinerung der Inhalte von 10 geologischen Schnittdarstellungen. Ein repräsentativer Schnitt ist in Anlage 1.a) enthalten.

Die Ergebnisse der vom Verfasser durchgeführten geologischen Untersuchungen am Standort zeigen eine deutliche tektonische Zerstückelung des Präquartärs. Der unmittelbare präkänozoische Untergrund besteht aus den Bröckelschiefern (zB), die partiell (südlich des Altstandortes) von schluffigen Feinsandsteinen des Calvörde-Sandsteins (suCS, Unterer Buntsandstein) residual überlagert werden. Ein relativ steiles Einfallen der Bröckelschiefer nach Süden ist ableitbar (vgl. Anlage 1.a).

Das Relief des präkänozoischen Untergrundes (Anlage 1.c) zeigt das der Talerosion folgende generelle Abfallen in südliche Richtung, das lokalen geomorphologischen Schwankungen unterworfen ist. Diese haben ihre Ursachen im Einfluss des unmittelbar südlich des Altstandortes einmündenden Nebentales des Baches ‚Erdfallwasser‘ sowie in synquartären Auslaugungen des Zechsteins, die sich in kleinen Senken mit Torfbildungen manifestieren.

Die dem präkänozoischen Untergrund auflagernden pleistozänen Grumbach-Schotter (Anlagen 1.d und e) sind aufgrund ihrer Durchlässigkeit und ihrer Grundwasserführung (teilweise gespanntes Wasser) als Haupttransfermedium für Schadstoffe von Bedeutung.

Auf dem Betriebsgelände ist der die Schotter bedeckende und somit das Grundwasser schützende Auelehm zu Teilen vom Kanalisationssystem durchörtert bzw. von den tiefen Fundamentgründungen der unterkellerten Gebäude perforiert. Des Weiteren ist das defekte bzw. marode Kanalisationssystem mitverantwortlich für einen massiven Schwermetalleintrag.

Die aus Pumpversuchen ermittelten Kennwerte des Grundwasserleiters stimmen mit den materialanalytisch abgeleiteten k_f -Werten in den Größenordnungen überein. Danach ist dem Grumbach-Schotter eine spezifische Durchlässigkeit $k_f = n \cdot 10^{-5}$ m/s; $n = 1,0 \dots 9,9$ zuzuordnen. Nach DIN 18130, T 1, handelt es sich somit um ein ‚durchlässiges Lockergestein‘. Zum Rand des Tales der Grumbach hin sind zunehmend Verwitterungslehme eingeschaltet, die die Durchlässigkeit der Schotter entsprechend verringern.

Die holozänen Auelehmbildungen sind im Talauenbereich durchgängig vorhanden und haben auf dem Altstandort relativ konstante Mächtigkeiten von ca. 1,0 m (abgesehen von o.g. Durchörterungen bzw. Verritzungen durch Gebäudegründungen und Kanalisation). Unmittelbar südlich des LWL steigt die Mächtigkeit lokal schnell bis auf über 5 m an, einhergehend mit Einschaltungen von Torfbildungen (Anlage 1.f).

Das Material der anthropogenen Auffülle, die das gesamte Betriebsgelände bedeckt, ist als sehr inhomogen anzusprechen: Ton, Schluff, Sand, Kies mit Beton- und Ziegelresten, Teer und Bitumen sowie Kohlegrus, Aschen und Schlacken. Die Mächtigkeiten reichen bis 2,0 m und können im Gründungsbereich der unterkellerten Gebäude bis über 3 m erlangen.

Hydrodynamik

Auf dem ehemaligen Betriebsgelände befanden sich zwei Betriebsbrunnenschächte. Im Jahre 1991 wurden zunächst zwei Abstrom-Messstellen im quartären GWL [ROSELT 1991] errichtet. 1994 wurde zur Verhinderung der Ausbreitung einer Schadstofffahne eine Abstromsicherung mittels Brunnengalerie, bestehend aus 12 Brunnen (5“-Ausbau) am Südrand des LWL installiert [ROSELT & JÜLICH 1994]. 2 Jahre später wurde das Messstellennetz auf dem LWL-Gelände bis in den weiteren Grundwasserabstrom verdichtet [ROSELT 1996]. Heute können 24 DIN-gerechte Grundwassermessstellen auf dem Gelände des ehemaligen LWL und im südlichen Abstrom zur Erfassung der Hydrodynamik und -chemie

genutzt werden. Neben Pumpversuchen zur Ermittlung hydraulischer Kennwerte wurden Siebanalysen an den Grumbachschottern und den Stauern durchgeführt. Bis heute wurden – in verschiedenen Zeitabständen – neben den Grundwasserbeprobungen mit Analysen vornehmlich auf Cd die Grundwasserstände mit einer Genauigkeit $\pm 0,5$ cm, bezogen auf NN, erfasst. So liegt heute ein umfassender Kenntnisstand auch zu den saisonalen Spiegelschwankungen des Grundwassers vor.

Die hydrodynamischen Verhältnisse des Lockergesteinsgrundwasserleiters werden im Bereich des LWL wesentlich von den Vorflutern Grumbach und Erdfallwasser geprägt. Mit relativ gleichmäßigem hydraulischen Gradienten von $J = 0,01$ bis $0,02$ fließt das Grundwasser im ehemaligen Werksgelände, dem Tal der Grumbach folgend, generell in südwestliche bis westsüdwestliche Richtung (Anlage 1.g). Lediglich am Westrand des ehemaligen Werksgeländes führt die direkte Entlastung des Grundwassers in den Vorfluter zu einem erhöhten hydraulischen Gefälle mit westlicher Fließrichtung.

Der Grundwasserflurabstand liegt im ehemaligen Werksgelände in Abhängigkeit von der Geländemorphologie zwischen 1,5 und 2,5 m.

Die vorliegenden Messreihen belegen für das Untersuchungsgebiet gleichbleibende hydrodynamische Verhältnisse. Spiegeländerungen, die auf den Niederschlagsgang bzw. auf Hochwasserereignisse zurückzuführen sind, betragen nur wenige Dezimeter. Kurzfristige Änderungen der Grundwasserfließrichtung bei extremen Hochwasserereignissen beschränken sich auf einen schmalen Streifen entlang der Vorfluter.

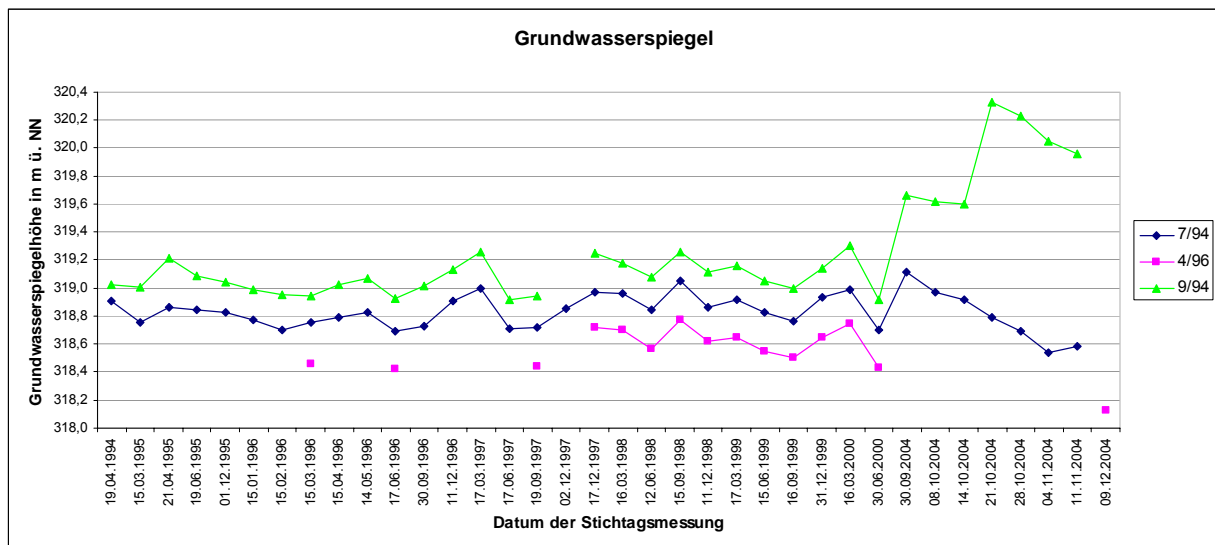


Abbildung 4-1 Grundwasserspiegelschwankungen einiger ausgewählter Messstellen im Grundwasserleiter Grumbach-Schotter

Anmerkung: Die GWM 4/96, 7/94 und 9/94 befinden am Südrand des LWL im Grundwasserabstrom. Der starke Anstieg des GWSp in der Messstelle 9/94 ist auf den Beginn der Sanierungsarbeiten (Errichtung einer Spundwand) zurückzuführen

Aus dem Verlauf der Grundwasserdrucklinien ergeben sich im unbeeinflussten Zustand durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten von $3,0 \cdot 10^{-6}$ m/s. Daraus kann abgeleitet werden, dass sich das Grundwasser im Hauptströmungsbereich mit einer Geschwindigkeit von ca. 100 m/Jahr talabwärts bewegt (bezogen auf den Ruhestand). Die Migrationsgeschwindigkeit

von im Grundwasser gelösten Schwermetallen ist in Abhängigkeit vom Retardationsfaktor entsprechend niedriger.

4.2 Herausbildung von Kontaminationstypen im Boden und deren Wirkpfade

Im Rahmen der Untersuchung großflächiger Kontaminationen wird zumeist die Strategie verfolgt, flächendeckende Beprobungen, beispielsweise in Rastern, durchzuführen, um anschließend die Messwerte mit verschiedensten Methoden räumlich zu interpolieren. Damit sollen Verbreitungsgebiete unterschiedlicher Konzentrationsgruppen, meist orientiert an Grenzwerten, ausgehalten werden. Diese Herangehensweise wurde auch im Stadtgebiet Bad Liebensteins mit den Untersuchungen von SCHEIBERT et al. [1995] und HUNDT et al. [1998] praktiziert. Nicht berücksichtigt wurden dabei eine differenzierte Herkunft der Immissionen und der Umstand, dass daraus entstandene unterschiedliche Kontaminationstypen im Boden völlig verschiedene Gefahrensituationen hervorrufen können.

Es wird hier die These aufgestellt, dass diese unterschiedlichen Kontaminationstypen verschiedenartige Verteilungsmuster der Schadstoffe im Boden aufweisen, differenzierte Wirkpfade beanspruchen und verantwortlich für ein Geflecht von Nutzungskonflikten sind.

Eine Zusammenschau aller bisherigen Untersuchungen des Verfassers lässt den Schluss zu, dass die Bodenbelastungen bezüglich ihrer Genese im Wesentlichen fünf Typen zuzuordnen sind: dem Direkteintrag, der Anreicherung über den Luftweg, der Anreicherung durch Überflutungen, der Verkipfung und dem bewussten Auftrag. Die Selektierung der Gesamtsituation am exemplarischen Standort in eine bez. der Kontaminationstypen differenzierte Betrachtung und die daraus folgenden Konsequenzen für die Lösung der Nutzungskonflikte im Stadtbereich sind Aufgaben, die mit dieser Arbeit gelöst werden sollen.

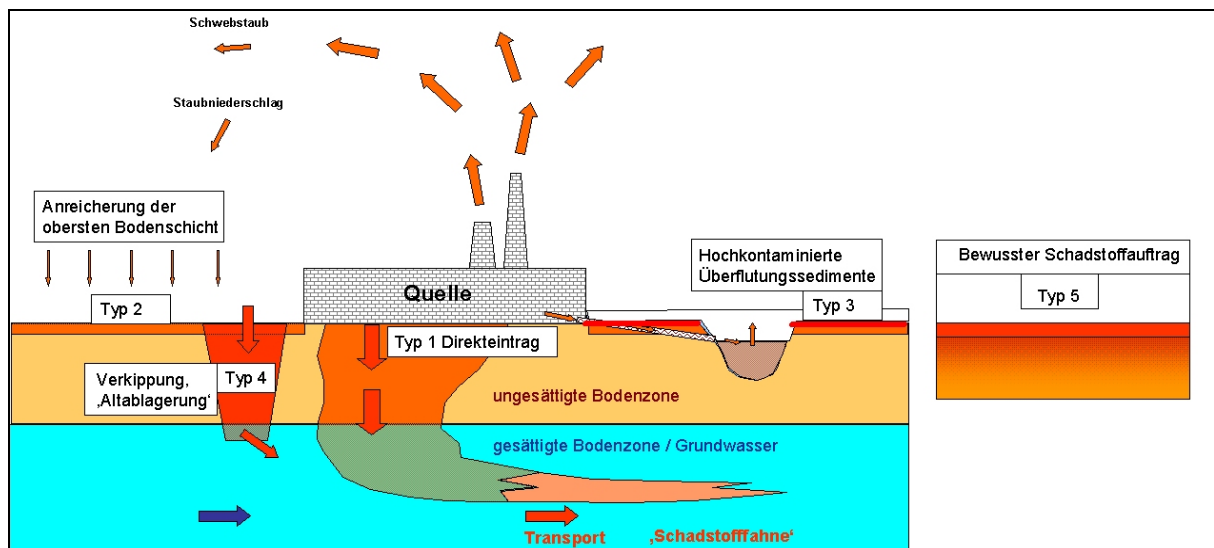


Abbildung 4-2 Schematische Darstellung der Entstehung der fünf Kontaminationstypen

Zunächst ist es sinnvoll, diese Kontaminationstypen zu beschreiben und räumlich voneinander abzugrenzen, ihre unterschiedlichen Größenordnungen hinsichtlich der Stoffkonzentrationen zu charakterisieren und ihre speziellen Verlagerungsprozesse zu untersuchen (Kapitel 5 bis 9).

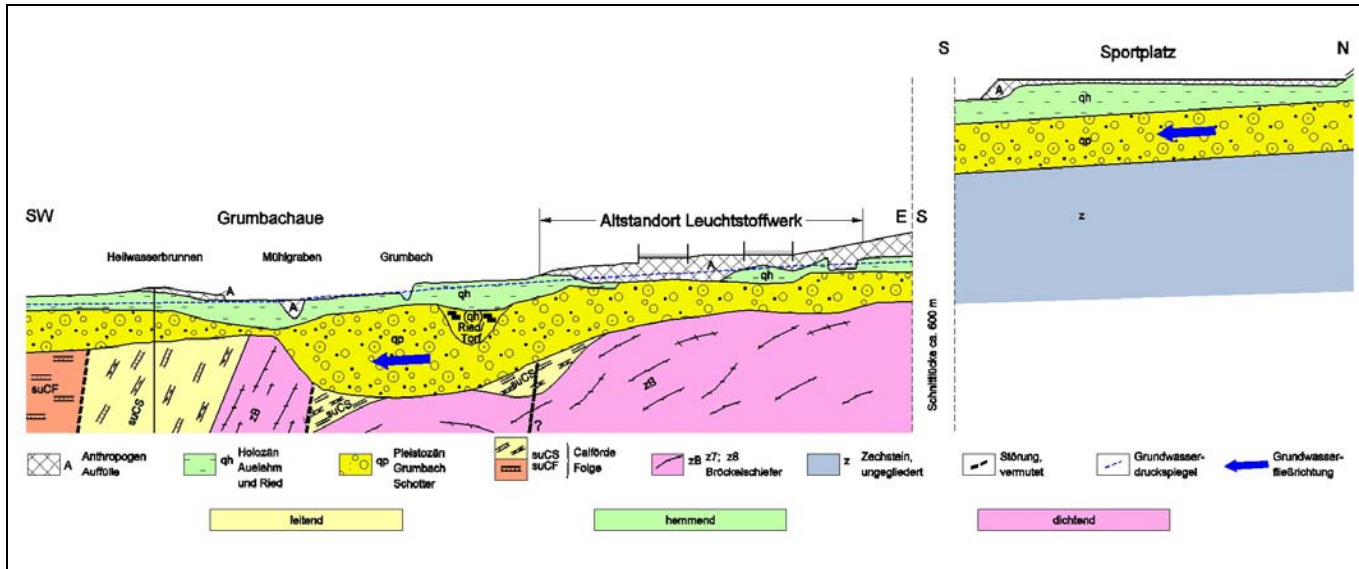


Abbildung 4-3 Schematische Darstellung des Schichtaufbaues und der Lagerungsverhältnisse

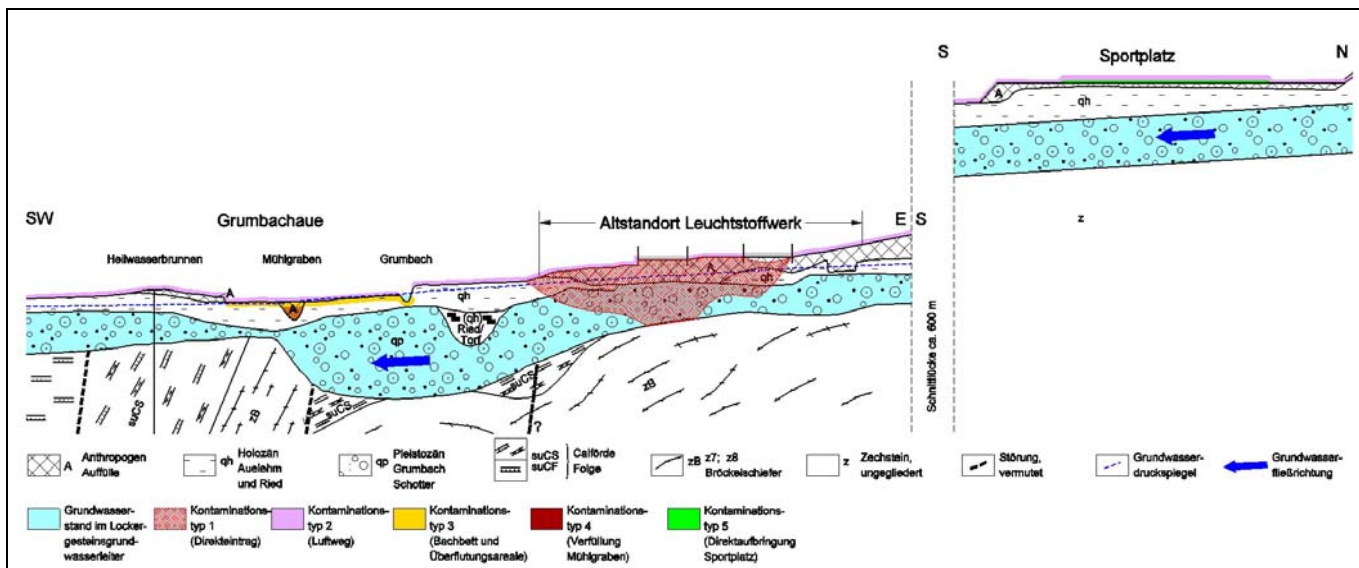


Abbildung 4-4 Schematische Darstellung der Kontaminationstypen im Bezug zu den geologischen Verhältnissen

Die am exemplarischen Standort auftretenden Kontaminationstypen sind bis auf den Sonderfall des Kontaminationstyps 5 grundsätzlich beispielhaft für Schwermetallimmissionen an Altstandorten und deren Umgebung:

Tabelle 4-1 Charakterisierung der Kontaminationstypen des Bodens

Kontaminationstyp	Genese	beanspruchte Wirkpfade	Ergebnis
1	Direkteintrag am Altstandort (sog. Handhabungsverluste)	von Oberfläche bzw. Kanalisationssystem in Boden (→ Grundwasser)	tiefgründige SM-Belastung der ungesättigten und gesättigten Bodenzone, Kontaminierung des Grundwassers
2	Schwermetallaustritt durch Abluftsysteme	Luft → Boden (→ Pflanze → Nahrungskette)	flächige Anreicherung der obersten Bodenschichten mit Cd und anderen SM
3	Abgabe gering- oder völlig ungeklärter Abwässer in die Vorflut	Abwässer → Boden (→ Pflanze → Nahrungskette)	Kontaminierung des Bachbettes und flächige Anreicherungen im oberen Bodenbereich der Überflutungsareale („Seifen“)
4	Ablagerung SM-haltiger Produktionsabfälle in der Hohlform eines (nicht mehr genutzten) Mühlgrabens	Abfall → Boden (→ Pflanze → Nahrungskette) sowie (→ Grundwasser)	Bestehen eines langgestreckten Schadstoffkörpers als latente Quelle
5	Auftrag Cd-haltiger Leuchtstoffe als Markierung auf dem kommunalen Sportplatz	Direktauftrag auf Boden (Boden → Pflanze und Boden → Mensch)	Punkt-/linienförmige Belastung, zufällige Verschleppung und Verwehung

In die schematische geologische Schnittdarstellung in Abbildung 4-4 ist die Verbreitung der Kontaminationstypen im Bezug zu den geologischen Verhältnissen aufgenommen worden.

Die durch das Leuchtstoffwerk hervorgerufenen Kontaminationen betreffen zahlreiche Metalle, wie neben Cd auch in der Reihenfolge entsprechend dem Gewicht der Kontaminationen Zn, As, Cr, Ni, Pb, Cu, Sb, Mn, Eu, Se, Y und andere. Cadmium hat sich jedoch im Ergebnis der zahlreichen Untersuchungen als der herausragende Kontaminant („Leitparameter“) herausgestellt. Im Folgenden werden deshalb die Betrachtungen zum jeweiligen Kontaminationstyp ausschließlich anhand des Cd geführt.

Die entstandenen Bodenbelastungen am exemplarischen Standort sind bezüglich ihrer Genese im Wesentlichen fünf Typen zuzuordnen: dem Direkteintrag (Kontaminationstyp 1), der Deposition (Typ 2), der Überflutung (Typ 3), der Altablagerung (Typ 4) und der Direktaufbringung (Typ 5). Die Abschätzung der Auswirkungen der Immissionen auf das Schutzgut Boden erfordert daher eine selektive Betrachtungsweise.

In den darauffolgenden Kapiteln 5 bis 9 werden die Kontaminationstypen im Boden, deren zeitliche und räumliche Entwicklung sowie Transfers zu anderen Kompartimenten beschrieben.

5 Kontaminationstyp 1: Direkteintrag am Altstandort

Kontaminationen mit Cd auf Altstandorten erstrecken sich im Wesentlichen auf die Hüttenindustrie, die Batterieproduktion, die Herstellung von Korrosionsschutz für Metalle, von Pigmenten zur Farb- und Leuchtmittelherstellung, von Cd-Seifen als Stabilisatoren für die PVC-Produktion und von Laborchemikalien. An derartigen Standorten konnte es bei entsprechend sorglosem Umgang bzw. veralteten Produktionsanlagen zu einem Direkteintrag Cd-haltiger Substanzen in den Boden kommen.

In der Hüttenindustrie ist Cd als Emittent meistens mit anderen erzbürtigen Schwermetallen vergesellschaftet. Bekannt dafür sind in Deutschland u. a. der Raum Freiberg (Sachsen), Ilsenburg (Harz), die Maxhütte Unterwellenborn (Thüringen) und die Metallhütte Lübeck.

Für die Farb- und Leuchtmittelherstellung stehen neben den Standorten Farbenfabrik Vossen in Bad Homburg sowie mehreren Standorten im Neckartal auch das Leuchtstoffwerk in Bad Liebenstein.

Für hohe Cd-Umsätze bei der Herstellung von Laborchemikalien ist der ehemalige VEB Laborchemie Apolda in Thüringen zu nennen.

5.1 Genese und Charakterisierung des Kontaminationstyps 1 am Beispiel des LWL

Fast sämtliche der in Abschnitt 4.1 aufgeführten Untersuchungskampagnen wurden mittels Bodenproben und Analytik auf SM (grundsätzlich im Königswasser-aufschluss und teilweise im wässrigen Eluat) für die Ermittlung der räumlichen Verbreitung der Cd-Kontamination im Untergrund des LWL genutzt:

JUNGWIRTH [1990]:	17 Bodenproben
ROSELT [1991]:	637 Bodenproben
ROSELT & JÜLICH [1994]:	68 Bodenproben
ROSELT [1996]:	24 Bodenproben
ROSELT & REDLICH [2003]:	279 Bodenproben

Kleinere Untersuchungskampagnen wie auch operative Beprobungen bei der Bodensanierung sind hier nicht mit aufgeführt. Für die Darstellung und Beschreibung des Kontaminationstyps 1 im Bereich des LWL stehen insgesamt Analysen von ca. 1 200 Proben aus den 160 Bohraufschlüssen auf einer Fläche von etwa 2,5 ha zur Verfügung. Hinzu kommen ca. 400 Analysen zur Einschätzung der Belastung der Gebäudesubstanz.

Ausgangspunkt für den direkten Schadstoffeintrag am Altstandort LWL war ein nach heutigen Gesichtspunkten äußerst sorgloser Umgang mit den Chemikalien in der Produktion. Die nachfolgenden Abbildungen sind beredtes Zeugnis dafür.

Im Bereich der Pigmentproduktion (schwerlösliche Cd-Verbindungen) erreicht der von gelb über orange bis tiefrot eingefärbte Innenputz an den Wänden (siehe Abbildung 5-1) Cd-Gehalte bis 22 700 mg/kg (im Eluat 1,19 mg/l). Die Eindringtiefe ist gering, das darunter liegende Mauerwerk kaum belastet (5,08 mg/kg KW). Im Bereich der ‚Lösungsreinigung‘, wo mit löslichen Cd-Verbindungen hantiert wurde, lagen im Bereich von Abflussgräben (siehe Abbildung 5-2) die Gehalte für Cd (TS) bei 8 – 17 %. Eine meterdicke Boden-Betonsperre

wies in 50 - 60 cm Tiefe noch Cd-Gehalte von 9 455 mg/kg auf [ROSELT 1991 u. ROSELT et al. 2003].

Der Mörtel zwischen den Ziegeln aus dem Fußbodenbereich der Lösungsreinigung ist mit hohen Anteilen durch Cd-Verbindungen regelrecht substituiert worden (s. o.). Der ‚Mörtel‘ weist hier 30 % Cd auf.

Durch die so genannten ‚Handhabungsverluste‘ gelangten Cd-Verbindungen über die Gebäudesubstanz, insbesondere auch über das marode Kanalisationssystem in die ungesättigte und schließlich auch in die gesättigte Bodenzone. Die Auswirkungen durch den jahrzehntelangen Eintrag waren beträchtlich. Bis zur Sanierung waren teilweise extrem hohe Konzentrationen von Cadmium und untergeordnet anderen anorganischen Komponenten (Zn, As, Cu, Cr, Pb, Sb, Se, Eu, Y und Mn) angetroffen worden.



Abbildung 5-1 Innenaufnahme des Gebäudes ‚Pigmentproduktion‘ aus dem Jahre 1991



Abbildung 5-2 Freiliegender Abflusskanal im Produktionsbereich ‚Lösungsreinigung‘, eingefärbt von Cd-haltigen Substanzen



Abbildung 5-3 a) und b) Ziegel aus der Lösungsreinigung

Die Cd-Gehalte im Königswasseraufschluss erreichen nicht selten mehrere Gramm je kg TS. Für weitere Einschätzungen hinsichtlich der Wirkpfade, insbesondere in Bezug auf eine mögliche Kontaminierung des Grundwassers, ist von Bedeutung, die Zusammensetzung der Cd-Verbindungen im Boden zu ermitteln. Zu diesem Zwecke wurde eine aus dem südlicheren Bereich des LWL stammende Großprobe (ca. 50 kg) laboranalytisch untersucht [ROSELT 1995]. Grundlage bildete das Wissen um am Standort in der Produktion vorkommende Cd-Verbindungen und die unterschiedlichen Löslichkeiten gegenüber verschiedenen Lösemitteln:

Tabelle 5-1 Einschätzung der Löslichkeiten verschiedener Cd-Verbindungen als Grundlage für eine laboranalytische Identifizierung der am exemplarischen Standort im Boden vorkommenden Cd-Verbindungen

(Quelle: Laborbericht aus ROSELT [1995], ergo Umweltinstitut GmbH Dresden)

Lösemittel	Löslichkeit							
	Cd-Verbindungen lt. historischer Erkundung am Standort					weitere Cd-Verb.		
	Cd (met.)	CdSO ₄	CdS	CdNH ₄ PO ₄	CdCO ₃	CdCl ₂	Cd(NO ₃) ₂	CdO
H ₂ O	-	+	-	-	-	+	+	-
verd. CH ₃ COOH	-	+	-	-	+	+	+	-
verd. HCl	-	+	-	+	+	+	+	+
halbkonz. HCl	-	+	+	+	+	+	+	+
halbkonz. HNO ₃	+	+	+	+	+	+	+	+

(+) löslich
(-) kaum löslich

Drei Teilproben wurden nun nacheinander mit den in Tabelle 5-1 aufgeführten Lösemitteln extrahiert, die Extrakte jeweils auf Cd analysiert und die Ergebnisse gemittelt. Es wurden keine wasserlöslichen Cd-Verbindungen gefunden, d. h. die Anwesenheit von CdSO₄, CdCl₂ und Cd(NO₃)₂ ist auszuschließen. Der Anteil an CdCO₃ (löslich in verdünnter Essigsäure) beträgt 59 %. Weitere 39 % der Cd-Verbindungen, die sich in verdünnter HCl lösen, können aus CdNH₄PO₄ oder CdO bestehen. Da laut historischer Erkundung [in ROSELT 1991] kein Hinweis auf die Verwendung von CdO bestand, ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass es sich um CdNH₄PO₄ handelt. In halbkonzentrierter HCl war nur ein verschwindend geringer Anteil der Cd-Verbindungen löslich; somit kann das Vorhandensein von CdS ausgeschlossen werden. Die restlichen ca. 2 % lagen als metallisches Cd vor (in halbkonz. HNO₃ löslich). Die Repräsentanz dieser Untersuchung dürfte eingeschränkt für den zentralen und südlichen Bereich des LWL gelten, in dem mit (NH₄)₂HPO₄ im Produktionsprozess hantiert wurde. Zwischen diesen Bereichen wurde auch die Großprobe entnommen.

Fragen möglicher Festlegungen der Cd-Verbindungen im Boden stehen u. a. im Zusammenhang mit dem Kornspektrum des jeweiligen Schadstoffträgersubstrates. Es wurden 10 Proben mit Material der pleistozänen Grumbachschotter aus 10 Kernbohrungen (sog. ‚Brunnenabwehrgalerie‘ im südlichen GW-Abstrom des LWL) entnommen [ROSELT 1994], um die Cd-Konzentrationen in den einzelnen Kornfraktionen zu bestimmen.

Die Ton-/Schluff-Fraktion (< 0,063 mm), die im Durchschnitt einen Anteil < 2 Masse-% am Gesamtsubstrat der Grundwasser führenden Schichten besitzt, enthält dabei jeweils über ein Drittel der Gesamtmenge des Cadmiums.

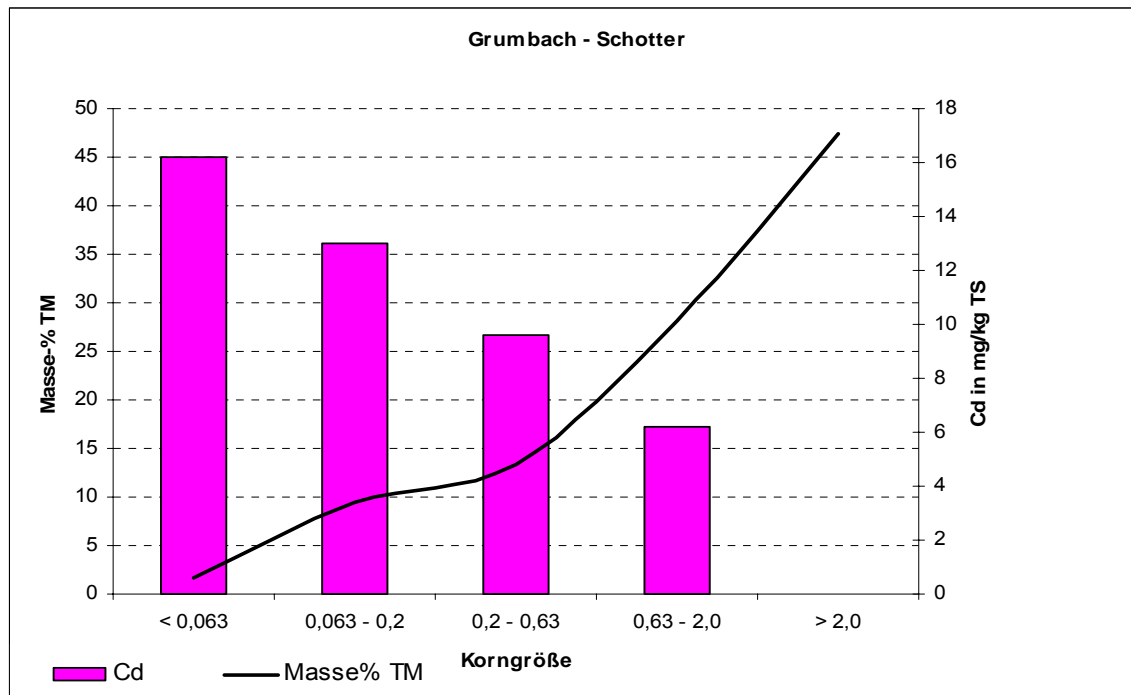


Abbildung 5-4 Cd-Konzentrationen in den einzelnen Kornfraktionen der Grumbachschotter (n = 10), der Siebkurve gegenübergestellt, ergänzt aus ROSELT [1994]

Anmerkung: Für den Korngrößenbereich > 2,0 mm wurden keine Cd-Gehalte bestimmt.

Cadmium (und auch Zink) liegen in relativ stabilen Bindungsformen im Boden des ehemaligen Leuchtstoffwerkes vor. Neben der oben beschriebenen Art der Verbindungen selbst sind dafür folgende Faktoren verantwortlich:

1. der pH-Wert der Trägersubstrate beträgt 7,5 ... 8,5
2. das Trägersubstrat Grumbach-Schotter (Qp1) enthält Ton- und Schluffpartikel mit hoher substratbedingter Bindungsstärke sowie Sesquioxide (Fe- und Mn-oxide) mit der Fähigkeit, Schwermetalle in Hydroxokomplexen zu binden [DVWK 1988]
3. das Trägersubstrat Auelehm (Qh) enthält Ton- und Schluffanteile mit hoher substratbedingter Bindungsstärke sowie hohe Humusanteile (teilweise Torfbildungen)

Prinzipiell ist ein Ansteigen der Eluierbarkeit des Cadmiums mit zunehmender Gesamtkonzentration im Boden erkennbar. Bei löslicheren Cd-Verbindungen wird im wässrigen Eluat eine Konzentration von 5 µg/l (= Grenzwert der TRINKWV [1990] für Grundwasser) bei Feststoffgehalten im Boden von etwa 70 bis 80 mg/kg erreicht.

Neben den lokalen geologischen Verhältnissen und dem Grad der Versiegelung der Oberfläche (Sickerwasserzutritt) bewirkt die voran beschriebene Differenziertheit der Cd-Verbindungen in den einzelnen Produktionsbereichen eine unterschiedliche Tiefenausdehnung der Kontaminationen im Boden.

Im Produktionsbereich ‚Pigmente‘, in dem vorwiegend mit schwerer löslichen Cd-Verbindungen hantiert wurde, erreichen die Schadstoffgehalte wesentlich geringere Eindringtiefe. Am Produktionsstandort ‚Lösungsreinigung‘, in dem mit gelösten Cd-Verbindungen (z. B. Cadmium-Ammoniumphosphat) gearbeitet wurde, ist die Eindringtiefe signifikant größer (vgl. Abbildung 5-5 und Abbildung 5-6).

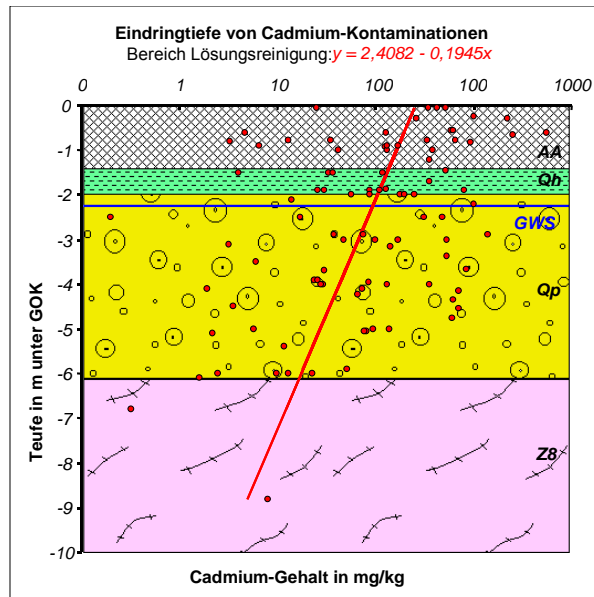


Abbildung 5-5 Tiefenverteilung der Cadmium-Konzentrationen (KW-Aufschluss) im Bereich ‚Lösungsreinigung‘.

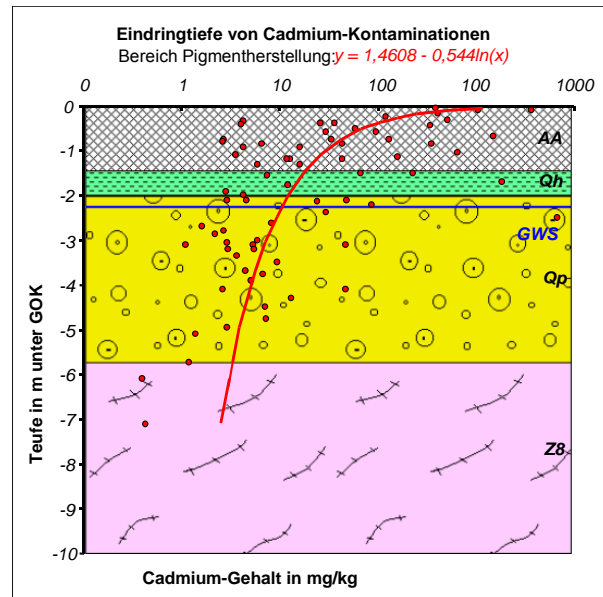


Abbildung 5-6 Tiefenverteilung der Cadmium-Konzentrationen (KW-Aufschluss) im Bereich ‚Pigmente‘.

(Probennahmetiefen als Mittelwert des Entnahmeintervalls, Signaturen geologischer Schichten wie in Abbildung 4-3)

Die Konzentrationsschwankungen der vertikalen Cd-Verteilung lassen 2 Typen der Beaufschlagung des Bodens mit diesen Schadstoffen erkennen:

1. Direkteintrag von Cadmium über die Oberfläche.

Dieser Oberflächeneintrag ist auf den produktionsbedingten Umgang mit Cadmium und Cadmiumverbindungen im Zuge der Leuchtstoffproduktion zurückzuführen.

2. Eintrag in einer Tiefe ab ca. 1 m unter GOK.

Letzterer kann nur auf defekte Ver- und Entsorgungsleitungen, aus denen Cd-haltige Substanzen ausgetreten sind, zurückgeführt werden. Vergleicht man den Verlauf der Kanalisation auf dem Betriebsgrundstück mit den Kontaminationsschwerpunkten im Boden, ist eine direkte räumliche Beziehung erkennbar.

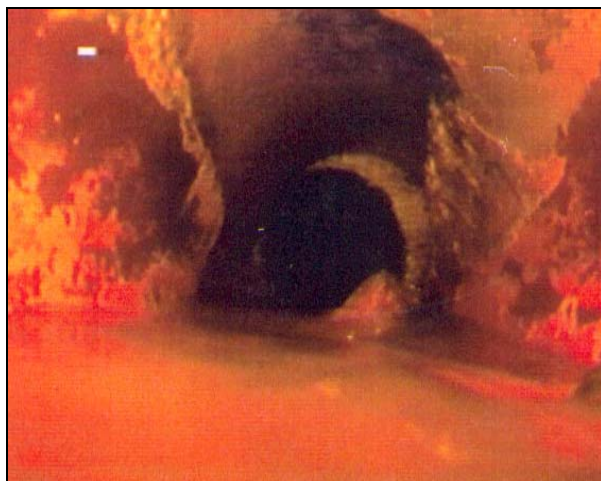


Abbildung 5-7 TV-Aufnahme in der Kanalisation mit deutlicher Scherbenbildung

Anmerkung zum Maßstab: Der Rohrdurchmesser beträgt 300 mm.

Der Einfluss der Kanalisation auf die räumliche Erstreckung ist von wesentlicher Bedeutung für die Abgrenzung der kontaminierten bzw. zu sanierenden Bereiche. Diese Problematik ist in Abbildung 5-8 dargestellt. Eine lineare Interpolation (rote Linie) der Schadstoffgehalte entlang der waagerechten Verbindung der Probennahmeintervalle zwischen den beiden Bohrungen würde zu erheblich höherem kontaminiertem Bodenvolumen führen.

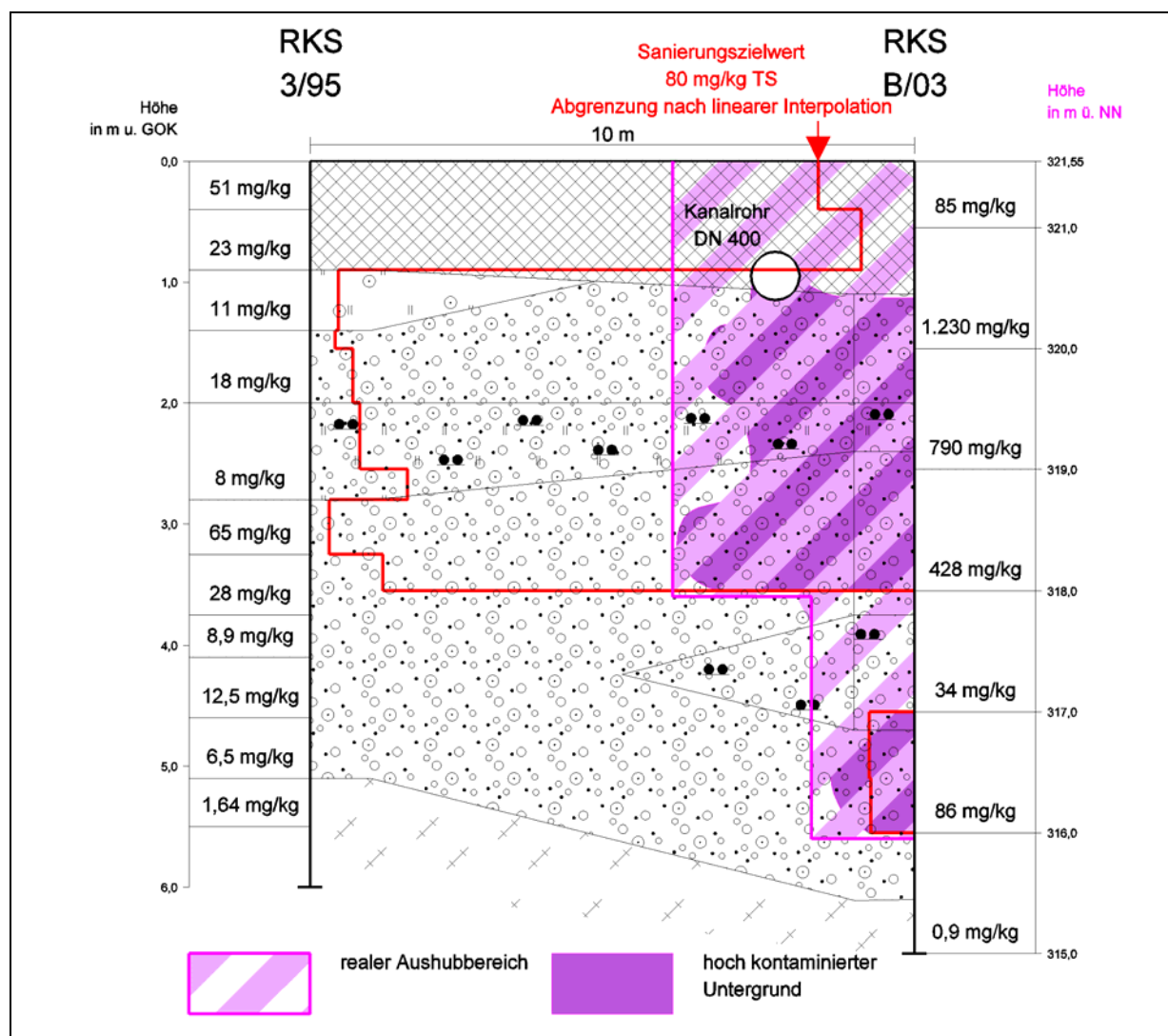


Abbildung 5-8 Schichtprofil mit Darstellung der Abgrenzungsproblematik bei linearer Interpolation von Cd-Konzentrationen zwischen 2 Bohrungen

5.2 Schadstoffmobilisierungen im Boden, Wirkungspfad Boden → Grundwasser

Die im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen stabilen Bindungsformen im Boden bewirken, dass die Schwermetallverbindungen im Grundwasser keine große Ausbreitung erlangen. Die ‚Schadstofffahne‘ erreicht - bezogen auf einschlägige Grenzwerte - in Grundwasserfließrichtung eine Länge von max. 100 m; bei einer Fließgeschwindigkeit des Grundwassers von 90 m/a sind Veränderungen gut kontrollierbar.

Ungeachtet dessen ist angesichts des hohen Schadstoffpotenzials im Boden und der sensiblen Lage in einer Heilwasserschutzzone die Frage zu stellen, ob die Gefahr von Mobilisierungen und damit verbundenem verstärktem Cd-Eintrag in das Grundwasser besteht. Abbildung 5-9 zeigt, dass Spiegelerhöhungen des Grundwassers mit einem gewissen zeitli-

chen Verzug zu höheren Cd-Anreicherungen im Grundwasser selbst führen, weil ein Nachschub an Cd aus der vorher ungesättigten Bodenzone erfolgte. Inwieweit die beiden Zeitreihen im Hinblick auf eine zeitliche Verschiebung voneinander abhängig sind, wurde mittels Kreuzkorrelationsanalyse geprüft. Diese lieferte jedoch keine signifikante Korrelation, was darauf zurückzuführen ist, dass die Daten nicht in äquidistanter Form vorliegen.

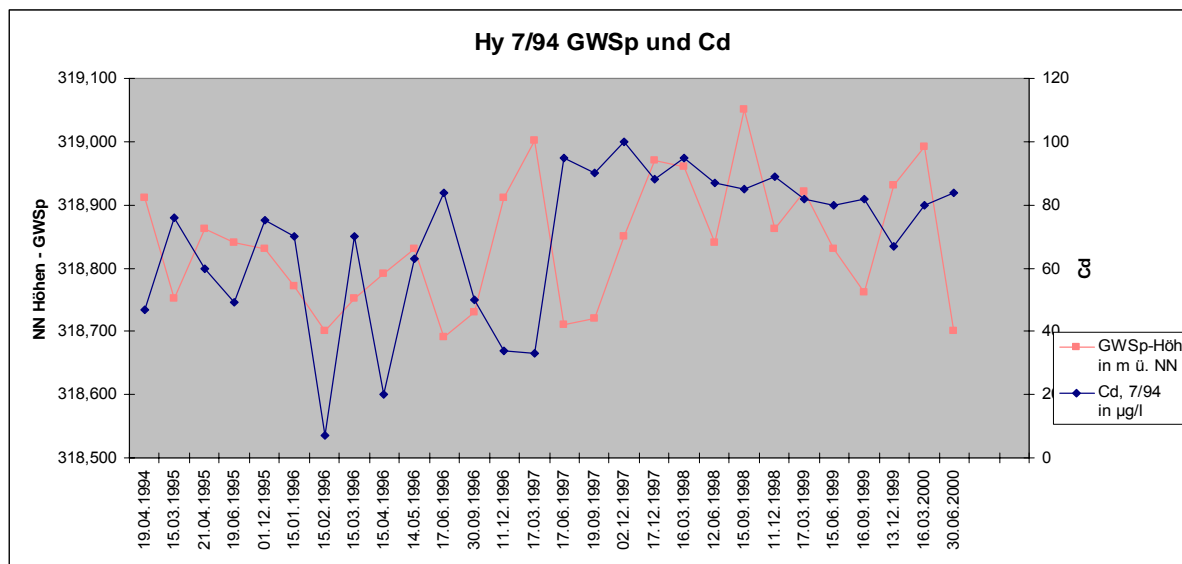
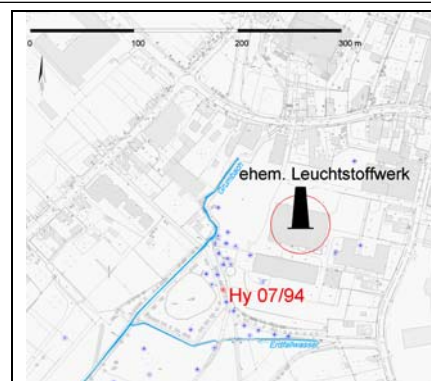


Abbildung 5-9 Verlauf der Cd-Konzentration im Grundwasser der Messstelle Hy 7/94 in Abhängigkeit von den Grundwasserspiegelschwankungen

rechts: Lage der Messstelle Hy 7/94 (rot) inmitten des GW-Messnetzes



Weitere Beobachtungen des Autors zeigen, dass beim Eintrag mechanischer Energie eine weitere Gefahr der Schwermetallmobilisierung besteht. Der einfachste Fall ist die Cd-Mobilisierung durch den Vorgang der Errichtung von Messstellen (vgl. Tabelle 5-2 und Tabelle 5-3).

Tabelle 5-2 Konzentrationsverlauf von Cd nach der Einrichtung von Messstellen (Rammpegel) zum Zeitpunkt x

Lage der Rammpegel siehe Abbildung 7-4

Rammpegel Nr.	Cd in µg/l im Grundwasser (Rammpegel)			
	Zeitpunkt x	+ 6 Monate	+ 11 Monate	+ 17 Monate
RP Gru 1	32	6,9	3	1
RP Gru 2	44	5,8	< 1	1
RP Gru 3	39	5,1	< 1	<1
RP Gru 4	32	14,0	< 1	<1

Tabelle 5-3 Konzentrationsverlauf von Cd nach der Einrichtung von Messstellen (Saugkerzen) zum Zeitpunkt x
Lage der Saugkerzen siehe Abbildung 7-4
n. b.: nicht bestimmt, weil kein Wasser in den Saugkerzen vorhanden war

Saugkerze Nr.	Cd in µg/l im Bodenwasser (Saugkerzen)							
	Zeitpunkt x	+ 8 Monate	+ 9 Monate	+ 10 Monate	+ 11 Monate	+ 12 Monate	+ 19 Monate	+ 23 Monate
1	n. b.	30	29	33	14	18	14	15
2	n. b.	n. b.	40	31	n. b.	7	8	< 1
3	n. b.	n. b.	25	6	n. b.	4	<3	3
4	10	3	1,4	n. b.	< 3	< 3	n. b.	2

In diesen genannten Fällen kann die Beachtung des Mobilisationsverhaltens zu einer Relativierung von Gefährdungsaspekten führen, die sich aus der Interpretation der jeweiligen Erstbestimmung ergeben könnten. Schwerwiegender sind Energieeinträge, die zu einer Mobilisation der gesamten Schadstofffahne führen können, wie das im Jahre 1995 während 3-monatiger Rammarbeiten für Pfahlgründungen in der unmittelbaren Nachbarschaft des Standortes dokumentiert wurde (siehe schematische Darstellung in Abbildung 5-10).

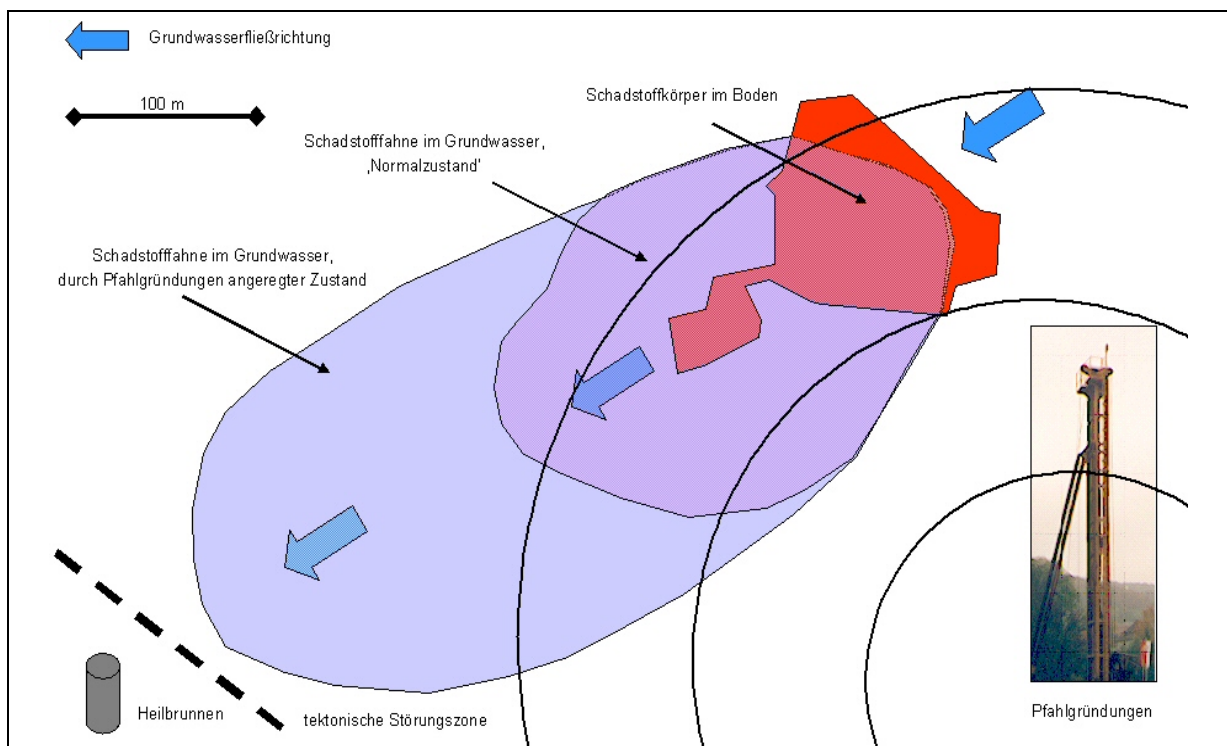


Abbildung 5-10 Mobilisierung des Cd in Boden und Grundwasser durch Pfahlgründungen in der Nachbarschaft des Standortes

Die Schadstofffahne des Cd bewegt sich im Falle von Mobilisierungen zungenartig vom Betriebsgelände in südwestliche Richtung auf eine tektonische Störungszone zu, an der sich ein Heilbrunnen (derzeit nicht genutzt) befindet. Eine nicht völlig auszuschließende Schwermetallmigration in die tektonischen Störungsfieder der Südrandstörungen des Thüringer Waldes hätte eine Unbeherrschbarkeit des Problems zur Folge und würde den Status des Kurortes gefährden.

5.3 Methode der räumlichen Abgrenzung der Bodenkontaminationen als Voraussetzung für eine praxisnahe optimierte Sanierung

Die Beurteilung und Behandlung von derartigen Schwermetallkontaminationen auf Altstandorten sind Stand der Ingenieurskunst in Deutschland. Praktische Probleme bereitet den Ingenieuren jedoch angesichts der weit verbreiteten ‚Sparwut‘, Auftraggeber oder Behörden zu überzeugen, dass mit höherer Untersuchungsdichte eine Optimierung der Sanierungskosten erreichbar ist. Zudem sind Untersuchungen zum Kontaminationsstatus oder im Rahmen einer Gefährdungsabschätzung nur bedingt ausreichend für eine technische Umsetzung von Sanierungszielen geeignet. Nachfolgend wird diese Problematik am exemplarischen Altstandort beschrieben.

Ausgangslage

In den ersten Untersuchungskampagnen [ROSELT 1991, 1995] wurden entsprechend eines unsymmetrischen, auf vermutete Zentren der Bodenbelastung ausgerichteten Beprobungsrasters eine Abgrenzung der hochkontaminierten Bodenbereiche (hier $> 80 \text{ mg/kg Cd TS}$) vorgenommen. Die Abgrenzung wurde in Kombination von Triangulation, gutachterlichem Sachverstand und unter Berücksichtigung der Lagebeziehungen zu Kanalisationssträngen vorgenommen und ergab das in Abbildung 5-11 dargestellte Bild.

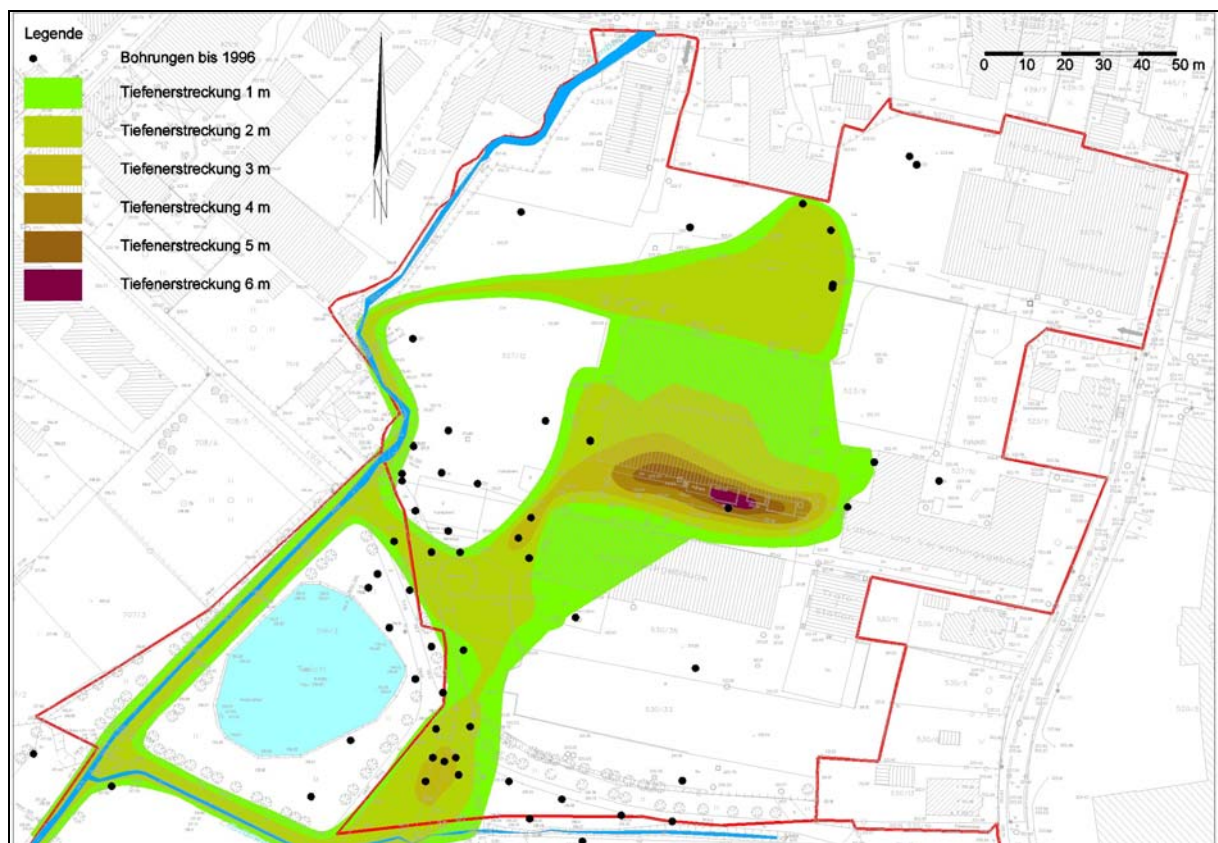


Abbildung 5-11 Abgrenzung des Schadstoffkörpers mit $\text{Cd} > 80 \text{ mg/kg TS}$ nach unregelmäßigem Bohrraster (Untersuchungskampagnen 1991 bis 1996). Die eingefärbten Bereiche geben die Verbreitung in Meter unter Gelände für $\text{Cd} > 80 \text{ mg/kg TS}$ an.

Im Ergebnis dieser Abgrenzung konnte von einem mit $\text{Cd} > 80 \text{ mg/kg TS}$ kontaminierten Körper von fast $18\,000 \text{ m}^3$ gerechnet werden. Die Gesamtmenge des darin enthaltenen Cd wurde durch Mittelwertbildung aller Cd-Analysen (KW) auf 4,5 t geschätzt.

Im Jahre 2003 stand die Entfernung dieser Körper als erforderliche Maßnahme zur Bodensanierung nicht mehr zur Diskussion und wurde planerisch vorbereitet.

Für die Aussagen zur Umweltgefährdung waren die Untersuchungen mit dem Raster wie oben beschrieben ausreichend. Im Rahmen einer Sanierungsplanung [ROSELT et al. 2003] ist jedoch eine Abgrenzung vorzunehmen, die eine auf die Aushubtechnologie (Bagger-schnitt) abgestellte planbare Sicherheit bietet. Somit war in diesem Falle das Beprobungs- und Planungsszenario nach dieser Sanierungstechnologie festzulegen.

Bergungstechnologie für den belasteten Boden

Die Entnahme- und Separationstechnologie (Baggertechnik) besteht in 1 m mächtigen Scheiben, unterteilt in Felder. Den Feldern ist ein Kontaminationsgrad und damit eine Weiterbehandlungsoption zugeordnet. Nach Freilegen einer Scheibe erfolgt in jedem Feld vor Bodenaushub eine Beprobung zur Verifizierung des Materials und anschließend die Entnahme und Zuordnung zur Weiterbehandlung.

Entsprechend abgeleitete Untersuchungsstrategie

1. Festlegung der Sondierdichtenverteilung über die Fläche anhand der bisherigen Erkenntnisse, bezogen auf die bisher bekannte Kontaminationsverteilung
2. Schaffung eines Probennahmerasters mit Sondierpunkten im Gitterabstand von 10 m
3. Festlegung der Probennahmehorizonte auf Meter-Schritte, bezogen auf NN
4. Auswertung: Abgrenzung der zu entnehmenden Bodenbereiche mit Cd-Konzentrationen > 80 mg/kg KW in Form von Verteilungskarten für jeden Meterbereich bezogen auf NN, anschließend Einteilung in Felder (*Sanierungsabschnitte*)

Durchführung und Ergebnisse

Die Untersuchung der räumlichen Cd-Verbreitung erfolgte mit dem Abteufen von 77 Sondierungen und der Entnahme von 279 horizontalen Bodenproben in auf NN bezogenen Meterintervallen.

Die räumliche Modellierung der Cd-Verbreitung nach den Ergebnissen der Bodenuntersuchungen ist in Abbildung 5-12 dargestellt. Versuche einer Abgrenzung der hochbelasteten Bereiche mittels geostatistischer Verfahren schlugen fehl, da extrem große Sprünge bei der dreidimensionalen Konzentrationsverteilung im Umfeld der Kontaminationsquellen zu verzeichnen sind (vgl. Abbildung 5-8).

Die Abgrenzung erfolgte *blockweise* unter Einbeziehung der Lage des Kanalisationssystems sowie nach Plausibilitätsprüfungen. Die Volumenermittlung ergab einen mit Cd > 80 mg/kg KW kontaminierten Körper von ca. 12 500 m³, von dem sich etwa die Hälfte in der gesättigten Bodenzone befindet. Mit einem Aufwand von ca. 23 T€ für die Untersuchungen konnte so ein Einspareffekt für die Bodensanierung von ca. 4 Mio € erzielt werden. Die nun mögliche präzisierte Berechnung des Schadstoffinhaltes des kontaminierten Körpers ergibt rund 8,7 t Cd (bezogen auf Korngrößen des Bodens < 2 mm).

Für die Planung von Bodenbewegungen, wie hier des Aushubes der kontaminierten Körper, ist es nicht sinnvoll, eine wie bei den Altlastenuntersuchungen/Gefährdungsabschätzungen zu praktizierende Herangehensweise (Probennahmeintervalle sind dem geologischen Schichtaufbau anzupassen) zu befolgen, sondern die Beprobung an möglichen Sanierungstechnologien auszurichten.

Ähnlich wird auch in der Rohstofferkundung vorgegangen; beispielsweise wird bei der Untersuchung von Braunkohlelagerstätten bezüglich der Probenintervalle von der jeweils geringst möglichen realisierbaren Baggerschnitttiefe (meist 1,5 oder 1,0 m) ausgegangen.

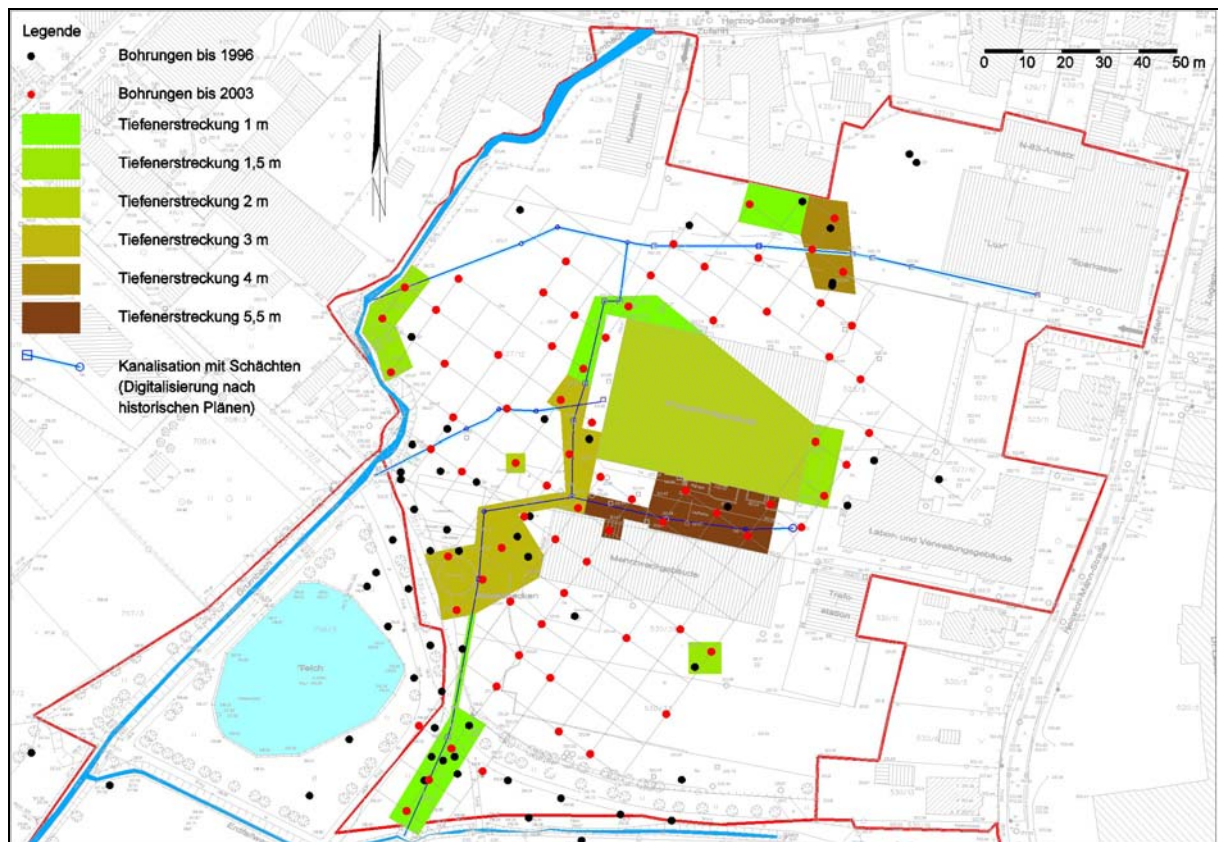


Abbildung 5-12 Räumliche Modellierung der Verbreitung für Cd > 80 mg/kg nach rasterförmiger Untersuchung

Direkteinträge von SM in den Boden können unter Berücksichtigung

- des Ortes des Eintrages (Oberfläche, Kanalisation)
- unterschiedlicher Eindringtiefen verschieden mobiler SM-Verbindungen
- der Immissionsdauer und -intensität
- des Fehlens oder des Durchhörterns grundwasserschützender Schichten

zu einer Kontamination des Grundwassers durch gelöste wie auch partikuläre Schwermetallverbindungen führen.

Im Lockergesteinsgrundwasserleiter selbst ist die weitaus größte Schadstoffmenge in der Ton-/Schlufffraktion enthalten und dort aufgrund der substratbedingten Bindungsstärke relativ stabil festgelegt.

Auch nach der Beendigung des Schadstoffnachscheses (hier: Einstellung der Produktion) verhält sich der Schadstoffkörper im Boden weiterhin stabil. Beispielsweise bewirkt jedoch der Eintrag mechanischer Energie SM-Mobilisierungen im Boden und die Ausbreitung der Schadstoffe im Grundwasser.

Extrem große Sprünge in der räumlichen Schadstoffverteilung führen zu Problemen bei der Anwendung geostatistischer Verfahren zur Abgrenzung belasteter Bereiche.

6 Kontaminationstyp 2: flächige Anreicherung der obersten Bodenschicht mit Cd über den Luftweg

Schwermetalle treten in der Abluft vieler Verbrennungs- und Produktionsprozesse auf. Die trockene, feuchte (Nebel) oder nasse (Regen oder Schnee) Ablagerung von Luftschadstoffen auf Oberflächen wird als Deposition bezeichnet.

In unbelasteten Gebieten beträgt die Cd-Konzentration in der Luft ca. $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In Ballungsgebieten kann die Cadmiumkonzentration in der Luft $0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in der Nähe von Emittenten $0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreichen [SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992]. Cd gehört zu den Elementen, die vorwiegend durch feuchte Deposition aus der Atmosphäre entfernt werden. Die Anteile der trockenen Deposition liegen in der Regel unter 20 % [GEORGII et al. 1983].

Seit Mitte der 70er Jahre des vergangenen Jahrhunderts kann eine deutliche Verringerung der Emissionen von Pb und Cd und ihrer Verbindungen in Deutschland beobachtet werden. Beispielsweise verringerte sich die Cd-Immissionskonzentration im Schwebstaub von 1974 bis 1989 im Ruhrgebiet um ca. 90 %, im Rhein-Ruhr-Gebiet und in Berlin lagen die Jahresmittelwerte 1989 bei $0,003 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [EIKMANN 1994].

Aufgrund hoher Niederschläge treten in manchen hochgelegenen Waldgebieten überdurchschnittliche Konzentrationen von Pb und Cd auf. Bei Messungen des Landesamtes für Ökologie (1986 - 1993) in Hannover wurde deutlich, dass überproportional hohe Depositionen an Schwermetallen in der Nähe der durch die Stahlindustrie beeinflussten Standorte zu finden sind [RINK et al. 1995]. Erstaunlicherweise sind aber auch Waldmessstationen in ‚Reinluftgebieten‘ von vergleichbar hohen Konzentrationen an Blei und Cd betroffen, teilweise um 80 % höher als der Landesdurchschnitt. Die durch menschliche Aktivitäten verursachten Emissionen können teilweise in Form von Gasen, Feinstäuben und Aerosolen über sehr große Entfernungen transportiert werden, bevor sie die Erdoberfläche wieder erreichen [SCHÜTZE 1997].

Im Zusammenhang mit der Erstellung einer digitalen Bodenbelastungskarte im stark durch Immissionen belasteten Raum Duisburgs untersuchten BARKOWSKI et al. [2002] den Zusammenhang zwischen SM-Konzentrationen im Staub und im Boden. Das Variogramm der Schwermetallverteilung im Boden zeigt gegenüber dem Staub eine deutlich hohe Nuggetvarianz, der räumliche Zusammenhang der Bodengehalte ist deutlich weniger ausgeprägt.

Anhand vorliegender Messreihen zur Immission am exemplarischen Standort soll die zeitliche Entwicklung der Cd-Gehalte in der Luft untersucht werden. Von wesentlicher praktischer Bedeutung ist, ob mit der Verminderung und schließlich Einstellung der Produktion des LWL eine Verbesserung hinsichtlich der Cd-Immissionen im Kurort eingetreten ist. Des Weiteren ist von Interesse, inwieweit sich die Immissionen über den Luftweg als Cd-Depositionen im Boden widerspiegeln und ob sich nach Einstellung der Produktion des LWL die Konzentrationen im Boden ebenfalls rückläufig verhalten.

6.1 Ergebnisse von Staubniederschlagsmessungen

Mit der Erfassung des Staubniederschlages können atmosphärische Stoffeinträge in Böden sowie Oberflächen- und Grundwasser überwacht werden. Während die Gehalte von Ni und Cr in Böden überwiegend geogen bedingt sind, werden die natürlichen Gehalte von Zn, Pb, Cd und Cu in Oberböden meist von anthropogenen Einträgen überlagert [HINDEL & FLEIGE 1991].

Aus den Abluftsystemen und den Schornsteinen des ehemaligen LWL traten massiv Stäube aus, die sich entsprechend der Windrichtungen im Talkessel Bad Liebensteins ausbreiteten.

Für Bad Liebenstein existieren Messreihen zur Belastungen durch den Staubniederschlag, die von der THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (TLUG Jena) zur Verfügung gestellt wurden. An 6 Standorten in der unmittelbaren und weiteren Umgebung des ehemaligen Leuchtstoffwerkes wurde im Zeitraum von 1984 bis 2001 mit Unterberechnungen der Staubniederschlag nach der VDI-Richtlinie 2119 [VDI 1996] mit dem BERGERHOFF-Verfahren erfasst. Die Beprobung und Analytik erfolgte gemäß dieser Richtlinie monatlich.

Tabelle 6-1 Vorhandene Messreihen zum Gesamtstaub und zur Cd-Konzentration im Staubniederschlag der Messstellen in Bad Liebenstein (Quelle: TLUG Jena)

Messstelle	Bezeichnung	Koordinaten (Hochwert, Rechtswert)	Messungen mit BERGERHOFF-Verfahren, monatliche Probenahme mit Auswaage Gesamtstaub und Analyse auf Cd																			
			1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
SLZ 21	Bahnhofstr., Krankenhaus	3594885 5632225																				
SLZ 22	ehem. Poliklinik	3595302 5631905																				
SLZ 23	Puschkinstr., Haus "Else"	3595414 5631724																				
SLZ 24	Kurhaus	n. b.																				
SLZ 25	Barchfelder Straße 40	3594861 5631875																				
SLZ 26	Herzog Georg Str., Kurheim	n. b.																				

6.1.1 Zeitliche Entwicklung (Zeitreihenanalysen)

Abbildung 6-1 verdeutlicht, dass nur der Standort SLZ22 (ehemalige Poliklinik direkt neben dem Altstandort) für die hohen Cd-Konzentrationen im Staub in den Jahren 1984 - 1989 repräsentativ ist. Außerdem ist diese Zeitreihe (Standort SLZ22) am wenigsten durch Lücken gekennzeichnet. Für alle weiteren Untersuchungen und Berechnungen ist deshalb dieser Standort zugrunde gelegt worden.

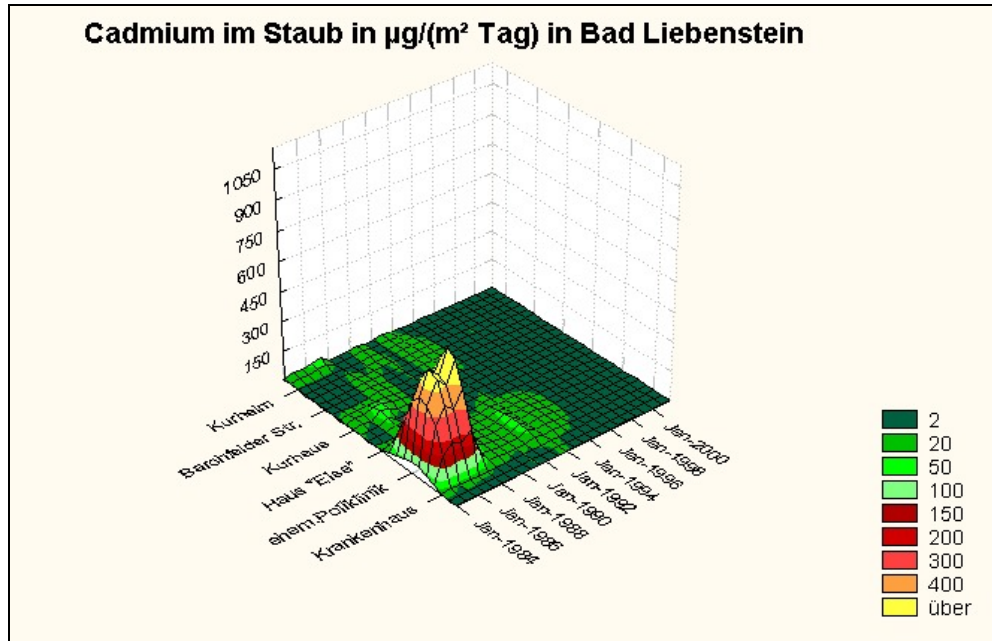


Abbildung 6-1 Ergebnisse der Staubniederschlagsmessungen in Bad Liebenstein, Zeitreihen aller 5 gemessenen Standorte.

Dunkelgrüne Daten liegen unterhalb des Grenzwertes der Luftreinhalte-Verordnung von 1986 von $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ Tag}$ als Jahresmittelwert. Die Anordnung der Messpunkte im Diagramm ist willkürlich.

Der historische Verlauf der Immissionen ist anhand des Diagramms in Abbildung 6-2 erkennbar. Die geglättete Zeitreihe (5-er gleitender Mittelwert, hier: Mittel aus den 2 vorhergehenden, dem eigentlichen und den beiden folgenden Werten) von SLZ22 zeigt eine eindeutige Zweiteilung mit einem Strukturbruch in den Jahren 1987 bis 1989. Dieser entspricht dem Zeitraum der teilweisen Einstellung emissionsstarker Produktionsprozesse im Rahmen der sukzessiven Auslagerung der Produktion an einen neuen Standort.

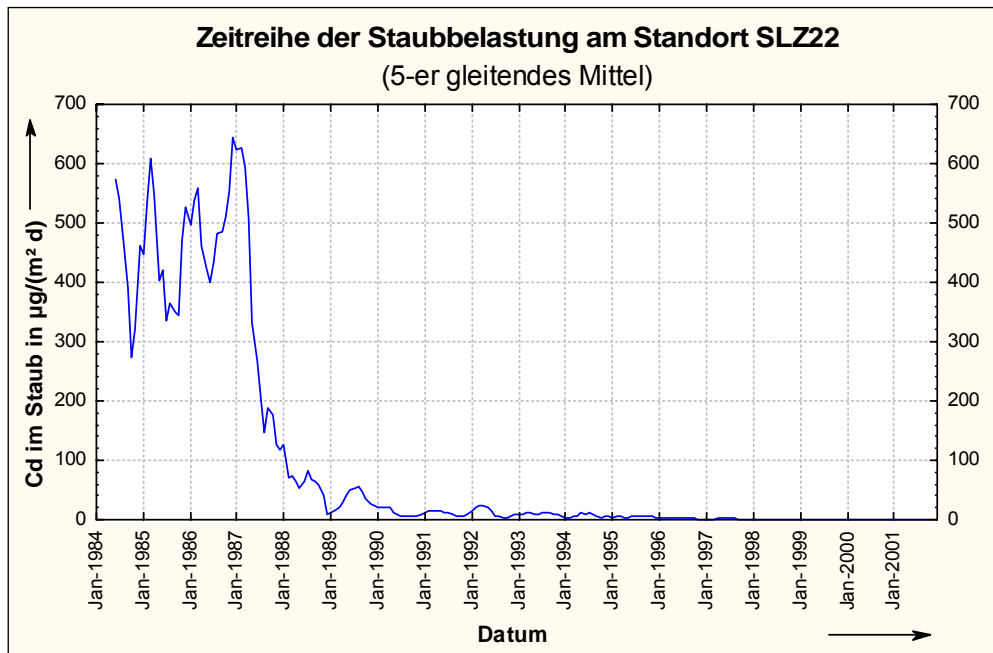


Abbildung 6-2 Einzelzeitreihe vom Standort SLZ22 (ehemalige Poliklinik, Lage neben dem Altstandort)

Bei Betrachtung der Monatsmittelwerte in Abbildung 6-3 und Abbildung 6-4 sind drei Grundgesamtheiten erkennbar:

- Januar 1984 bis Dezember 1987: hohe Konzentrationen mit Spitzen über 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ Tag
- Januar 1988 bis Dezember 1995: langsamer Rückgang der Staubkonzentration mit extremen Schwankungen (Maxima z. T. noch bis über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ Tag) und weiterhin starken Überschreitungen des Grenzwertes
- Januar 1996 bis Dezember 2001: Einhaltung des Grenzwertes

Diese drei Abschnitte widerspiegeln die drei Phasen Produktion, Werkstilllegung/Teilabriss und Ruhephase.

Abbildung 6-3
Messstelle
SLZ22: Monatsmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^2$ Tag bis Januar 1989 mit Grenzwert der Luftreinhalteverordnung (LRV) in rot

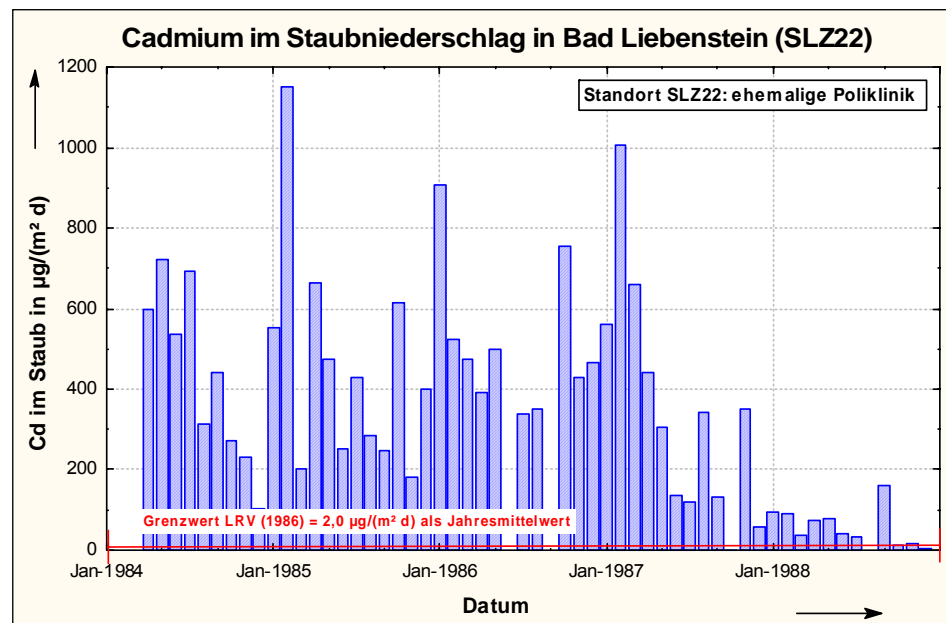
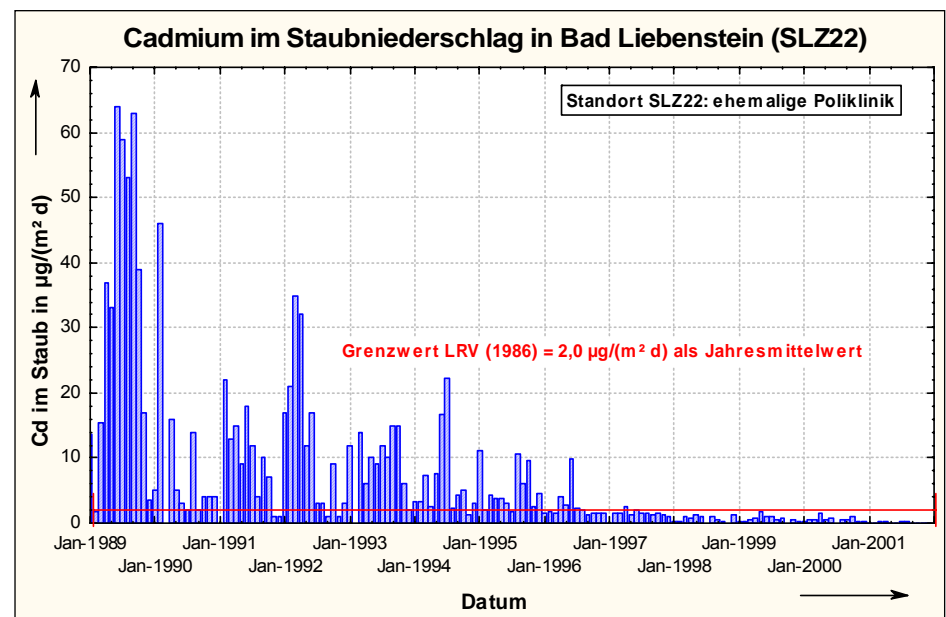


Abbildung 6-4
Messstelle SLZ22: Monatsmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^2$ Tag ab Januar 1989 mit Grenzwert LRV in rot



Unter der Voraussetzung, dass die Emissionen durch das LWL vornehmlich durch die Produktion selbst (betriebene Abluftanlagen etc.), weniger durch Verwehungen o. Ä. hervorgerufen wurden, bewirkt die Einstellung der Produktion des LWL hinsichtlich der Emission einen abrupten Rückgang. Die Messreihe, die über diesen Zeitraum beobachtet werden kann, ist für eine weitere Zeitreihenanalyse als abrupt, permanente Zeitreihe mit Strukturbruch nach McDOWALL et al. [1980] zu charakterisieren. Da genaue Monatsangaben für die Einstellung der Produktion am Standort LWL nicht vorlagen, wurde ein Interventionspunkt zum Dezember 1987 visuell festgelegt.

Die Autokorrelationsfunktionen in Abbildung 6-5 und Abbildung 6-6 dienen zur Ermittlung einer evtl. wiederkehrenden Saisonkomponente in der Zeitreihe. Diese wäre aus Abbildung 6-3 für die Zeitreihe bis Januar 1989 aus einer Betrachtung der Monatsmittelwerte möglicherweise zu erwarten (beispielsweise höhere Cd-Immissionen in Wintermonaten mit Schneefall, siehe auch KURTH [1996]). Bei einer Autokorrelation handelt es sich um eine Korrelation der Zeitreihe mit sich selbst. Saisonmuster in Zeitreihen können mit Hilfe von Autokorrelogrammen überprüft werden.

Das Autokorrelogramm zeigt grafisch und numerisch die Autokorrelationsfunktion, d. h. die Autokorrelationskoeffizienten (und ihre Standardfehler) für aufeinander folgende Verschiebungen in einem festgelegten Bereich.

Es wurden hier 25 Monate gewählt, um mögliche ein- oder zweijährige Saisonmuster zu erkennen. Aus Abbildung 6-5 und Abbildung 6-6 ist ersichtlich, dass keine signifikanten Korrelationskoeffizienten bei 12 oder 24 existieren. Damit ist ein jahreszeitliches Saisonmuster mathematisch für beide Grundgesamtheiten vor und nach Januar 1989 nicht nachzuweisen. Es handelt sich bei den zu erkennenden Mustern um unregelmäßige Schwankungen in den Messwerten, die durch keinen Saisonverlauf verursacht worden sind.

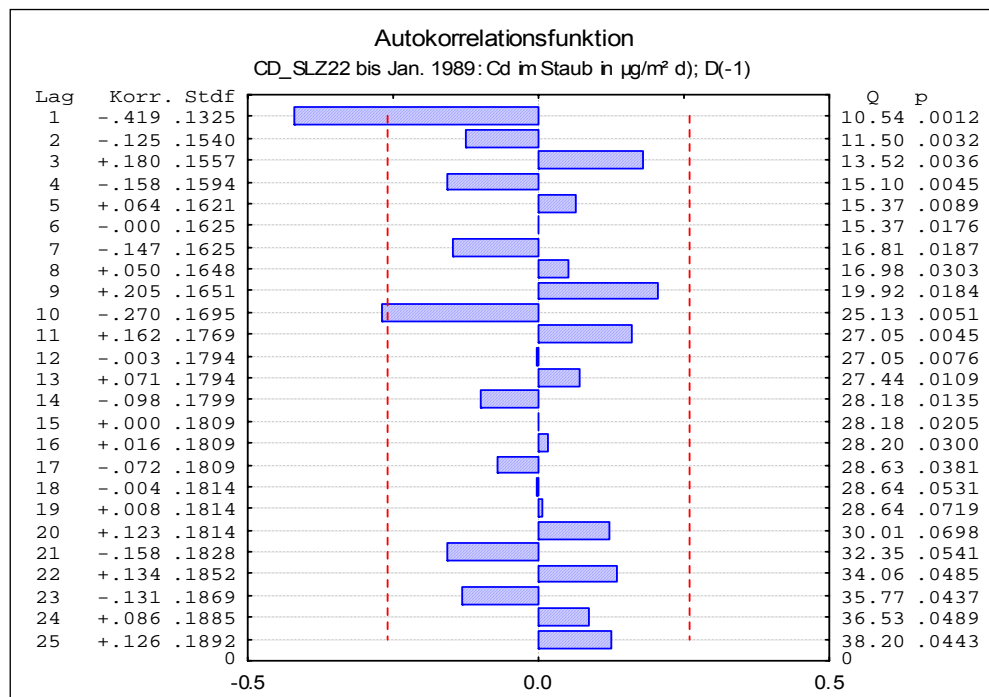


Abbildung 6-5 Autokorrelationsfunktion der Monatsmittelwerte von SLZ22 bis Jan. 1989 (bis zu einer Verschiebung von 25 Monaten). Der Zufallshöchstwert der Korrelation ist als gestrichelte Linie gekennzeichnet.

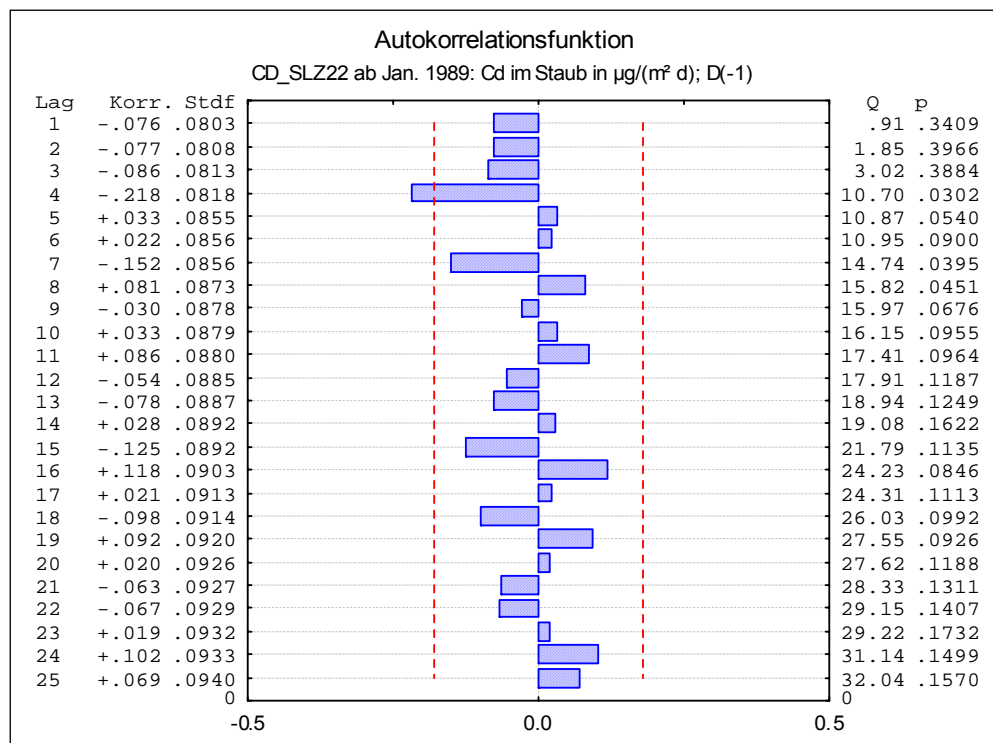


Abbildung 6-6 Autokorrelationsfunktion der Monatsmittelwerte von SLZ22 ab Jan. 1989 (bis zu einer Verschiebung von 25 Monaten). Der Zufallshöchstwert der Korrelation ist als gestrichelte Linie gekennzeichnet.

Für die weitere Zeitreihenanalyse wurde das Prognosemodell ARIMA verwendet. ARIMA steht für *Auto-Regressive Integrated Moving Average* und ist ein mathematisches Modell zur Schätzung von Zeitreihenanteilen (Trend, Saison, Konjunktur, Streuung) und zur Erstellung von Prognosen [DANZER et al. 2001, STATSOFT 2004]. Eine Prognoseerstellung ist im vorliegenden Fall nicht sinnvoll, da die eigentliche Quelle nicht mehr vorhanden ist. Deshalb wurde das ARIMA-Modell auf eine Zeitreihe mit Strukturbruch angewendet, um eine Aussage über die Veränderungen vor und nach einem Interventionszeitpunkt zu bekommen. Das Ergebnis zeigt mit hoher statistischer Wahrscheinlichkeit, dass sich der Gesamtmittelwert der Reihe zum Interventionszeitpunkt Dezember 1987 um $\Omega = -421,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ Tag}$ verschoben hat und der Mittelwert der Cadmiumkonzentrationen im Staub am Standort SLZ22 vor und nach diesem Interventionszeitpunkt eine abrupt permanente Änderung in diesem Maße widerspiegelt.

Das zugrunde liegende ARIMA-Modell lautet (0,1,1) mit exakter Maximum-Likelihood-Schätzung.

6.1.2 Räumliche Entwicklung: Interpolation in der Fläche im ArcView

Die Auswahl der geeigneten Interpolationsmethoden ist durch in ARCVIEW implementierte Verfahren auf *IDW* (Inverse Distanzwichtung) und *Splines* beschränkt. Weitere Verfahren sind im Ergebnis der Trendflächenanalyse aufgrund der exponentiellen Abnahme der Cadmiumkonzentrationen vom Messpunkt SLZ22 am ehemaligen Leuchtstoffwerk zu den anderen Messpunkten nicht sinnvoll. Geostatistische Verfahren (z. B. Kriging) werden schon allein durch die wenigen Beprobungspunkte ausgeschlossen.

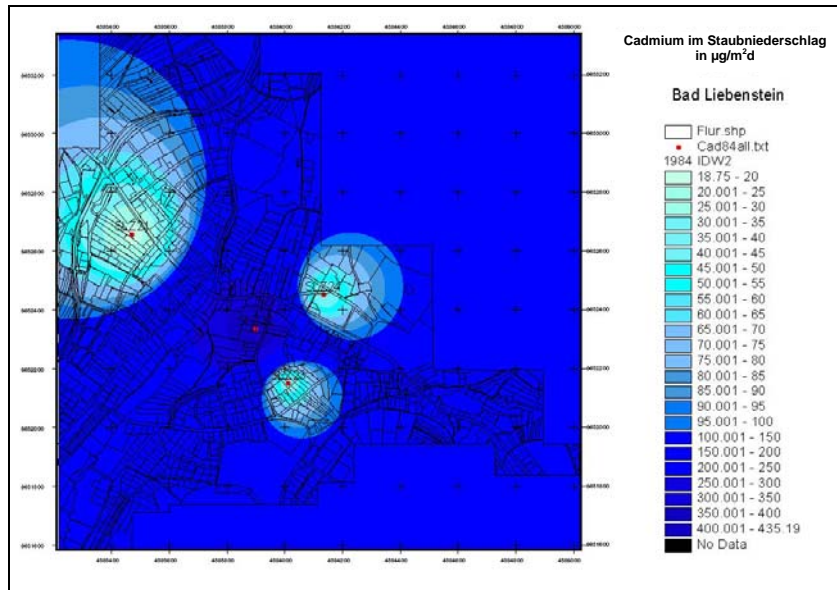
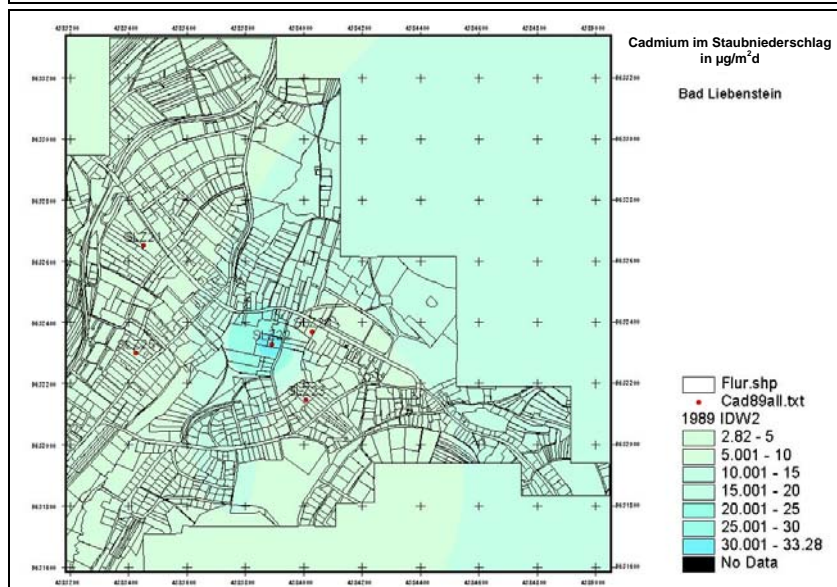


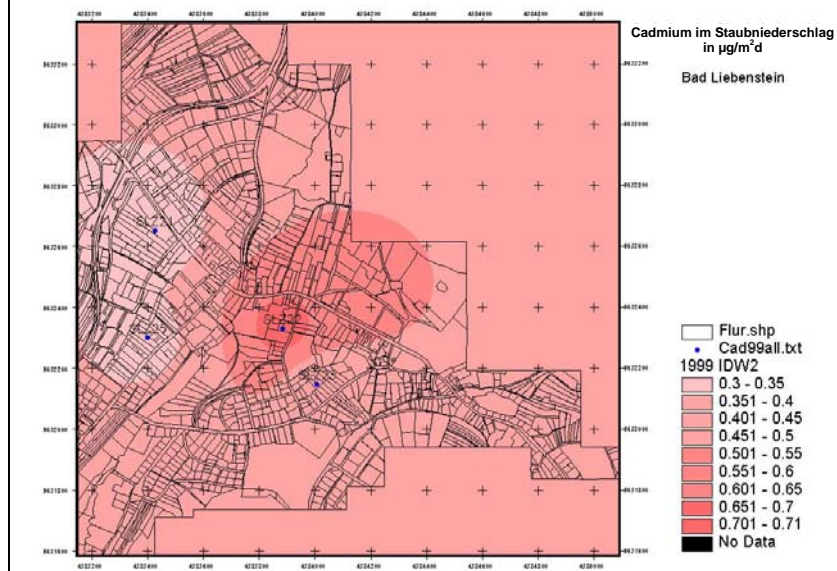
Abbildung 6-7
 Interpolation von Staubbiederschlags-Messdaten der TLUG bzw. ihrer Vorgängereinrichtungen

Interpolationsverfahren IDW, implementiert in ArcView 3.2a

- a) Interpolation der Messwerte (Jahresmittel) für Cd aus 1984 durch extrem hohe Gradienten verfälscht



- b) Interpolation der Messwerte (Jahresmittel) für Cd aus 1989



- c) Interpolation der Messwerte (Jahresmittel) für Cd aus 1999

Die in Abbildung 6-7 a) bis c) dargestellten räumlichen Interpolationen demonstrieren die Ausbreitung der Cd-angereicherten Stäube und die Beruhigung der Situation bis heute. Dem dabei gewählten Interpolationsverfahren IDW (*inverse distance weighted*) liegt die Annahme zugrunde, dass die punktuell gemessenen raumbezogenen Daten in Abhängigkeit von der Distanz im Raum gewisse Ähnlichkeiten in den Werten aufweisen.³

Da insbesondere die Messergebnisse aus den Produktionsjahren (vgl. in Abbildung 6-7 a)) extreme Gradienten der Cd-Verteilung von der Emissionsquelle zu den äußeren Messstellen aufweisen, ‚überstrahlt‘ die Konzentration in der Messstelle 22 die der anderen dahingehend, dass ein unlogisch erscheinendes Bild von steigenden Konzentrationen mit zunehmender Entfernung vom Emissionsherd entsteht. Diese Darstellung vermittelt lediglich ein Bild von den massiven historischen Immissionen.

Später traten messbare Cd-Konzentrationen nur noch an der Messstelle SLZ22 auf; für 2001 betrug der IW1-Wert 0,13 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$, der IW2-Wert 0,25 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$. Nach der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft [BMU 2002] betragen die Grenzwerte 0,35 bzw. 0,65 $\mu\text{g}/\text{m}^2\text{d}$.

Die historischen Immissionen liefern heute vergleichbare Aussagen im Zusammenhang mit der diesem Kontaminationstyp zuordenbaren Verteilung der Belastungen des Oberbodens.

6.2 Interpretation der Ergebnisse von Schwebstaubmessungen

Im Gegensatz zum Staubbiederschlag, der im Abstand zu den Quellen exponentiell abnimmt, verteilt sich der Schwebstaub samt Inhaltsstoffen vergleichsweise homogen um die Quellen auch in weiterer Entfernung und größerer Höhe. Von den Staubinhaltsstoffen sind die Schwermetalle von besonderer Bedeutung.

Schwebstaubmessungen wurden im Zeitraum von 1994 bis 1999 mit Unterbrechungen sowie als Begleitung von Abrissmaßnahmen im Jahr 2003 durchgeführt. Bis 1997 erfolgten die Messungen an 3 Messstellen in Bad Liebenstein, dann nur noch auf dem Altstandortgelände selbst.

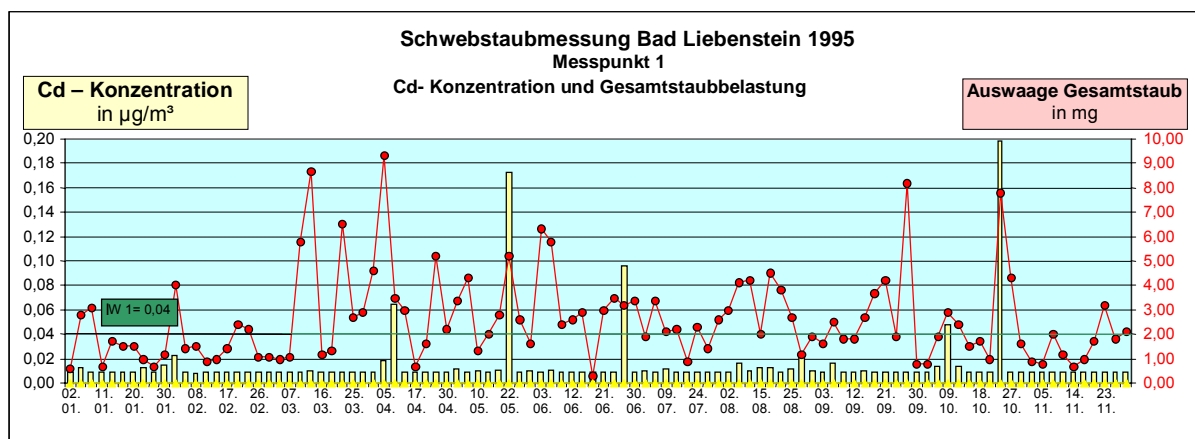


Abbildung 6-8 Gesamtstaubbelastung und Cd-Konzentration der Schwebstaubmessungen des Jahres 1995

Ziel der Untersuchungen war es, vornehmlich die Freisetzung von Stäuben während der Abrissarbeiten zu beobachten und ggf. Einfluss auf die Ausführung der Arbeiten hinsichtlich Immissions- und Arbeitsschutz zu nehmen. Die Ergebnisse zeigten, dass in der Schweb-

³ Eine Beschreibung des Interpolationsverfahrens ist in Abschnitt 11.3.2, Seite 83, enthalten

staubfraktion im Jahresmittel (IW1) keine Gefährdung für Einwohner und Kurgäste durch Cadmium bestand. Jedoch wiesen einzelne extreme Spitzen auf einen unregelmäßigen Schadstofftransfer hin. In unmittelbarer Nähe des Leuchtstoffwerkes wurden mehrfach Überschreitungen der maximalen Immissionskonzentration (24-h-Werte) registriert. Diese Situation wird mit dem Diagramm Abbildung 6-8 verdeutlicht.

Beispielsweise wiesen die Analysenergebnisse für den Messpunkt I (auf dem Altstandort) einzelne deutliche Spitzen mit teilweise extrem hohen Cadmiumkonzentrationen im Schwebstaub auf. Der Maximalwert betrug für diesen Messpunkt $0,198 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (24./25.10.1995). In diesen Tagen wurde eine Produktionshalle abgetragen.

6.3 Bezüge zu Klimafaktoren

Bereits 1968 wurde der Raum um Bad Liebenstein zur ‚*Bioklimatischen Schutzzone*‘ erklärt. In einem amtlichen Gutachten des Deutschen Wetterdienstes [2002] wird für die Stadt Bad Liebenstein auch aus klimatischen Gründen die Prädikatisierung zum Heilbad befürwortet. Bedingung ist die Sanierung des Leuchtstoffwerkgeländes.

Es liegen Messreihen zur Lufttemperatur, zum Niederschlag und den Windrichtungen vor. KURTH [1996] verglich die Messreihen zum Staubbiederschlag mit klimatischen Daten aus der Region Bad Liebenstein und wies nach, dass die Cd-Konzentration im Staubbiederschlag mit zunehmender Niederschlagsmenge steigt, da die in der Luft befindlichen Stäube an den Regen bzw. die allgemein hohe Luftfeuchtigkeit gebunden werden. Liegt der Niederschlag in Schneeform vor, ist die Cd-Konzentration im Staubbiederschlag am höchsten.

Die Darstellung in Abbildung 6-9 (Seite 46) zeigt neben einer konzentrischen Deposition im Boden auch deutliche windrichtungsabhängige Immissionen. Südöstlich der Ortslage befindet sich ein morphologischer Sattel in Richtung des benachbarten Dorfes Bairoda. Durch eine verstärkte Windtätigkeit nach Südost kam es hier zu einer ausgedehnteren Verfrachtung Cd-haltiger Stäube.

6.4 Deposition im Boden

Bereits GÜNTHER [1990] ermittelte eine GAUSSsche Normalverteilung der Cd-Konzentrationen um die Emissionsquelle, indem er um den Mittelpunkt LWL Beprobungskreise mit zunehmenden Radien anordnete. 260 Bodenproben wurden untersucht. Er ermittelte eine Grenze für tolerierbare Cd-Gehalte im Boden⁴ in umlaufend 300 m Entfernung vom Leuchtstoffwerk und den Übergang zu den ‚natürlichen Cd-Gehalten⁵‘ in 500 m Entfernung.

Mittlerweile liegen für das Stadtgebiet Bad Liebensteins Cd-Analysen von über 3 000 Bodenproben vor, die mittels räumlich gewichteter Interpolation in einem Geografischen Informationssystem ausgewertet wurden [ROSELT et al.1999, vgl. hierzu Kapitel 11].

Die Verbreitung der Cd-Anreicherung im Oberboden der Stadt Bad Liebenstein ist für drei Beprobungskampagnen in Abbildung 6-9 dargestellt. Die Darstellung lässt den Schluss zu, dass die flächige Verbreitung von 1990 (ca. 214 ha) über 1995 (ca. 168 ha) bis 1998 (ca. 147 ha) um ca. 31% zurückgegangen ist. Entsprechend ist auch der durchschnittliche Gehalt für Cd (KW) innerhalb dieser Verbreitung von 1990 (4,47 mg/kg) bis 1998 (3,13 mg/kg) um

⁴ bezogen auf die damals üblicherweise herangezogene ‚*Hollandliste*‘ [STAATUITGEVERIJ 1988]

⁵ hier angesetzt für Buntsandsteinsedimente mit $0,5 \text{ mg}/\text{kg}$, für Zechsteinböden bis $1,5 \text{ mg}/\text{kg}$ [SCHEIBERT et al. 1996]

30 % zurückgegangen (einschränkende Fehlerquelle: unterschiedliche Beprobungsraster). Unter Annahme eines Versiegelungsgrades für das Stadtgebiet von 15 %⁶ [TLUG 2001, ROSELT 1998] ist abzuleiten, dass von einer bis 1990 im Oberboden deponierten Gesamtmenge an Cd von 2,92 t bis zum Jahre 1998 1,52 t Cd durch Migration in tiefere Bodenschichten, Abwehung, Abspülung und Aufnahme von Pflanzen verfrachtet wurden. Des Weiteren sind ca. 0,7 t Cd, die auf versiegelte Flächen immittiert wurden, überwiegend über die Kanalisation abgeführt worden.

Es gibt in der Fachliteratur keine vergleichbaren Erhebungen, die eine solche hohe Rate eines 30 %igen Stoffverlustes innerhalb eines relativ kurzen Zeitraumes an anderen Standorten belegen könnten. Nach Auffassung des Autors ist dieser hohe Rückgang den speziellen Bedingungen im Stadtgebiet Bad Liebensteins geschuldet. Nicht umfassend dokumentierte bauliche Tätigkeit insbesondere in den Jahren nach dem wirtschaftlichen Umbruch in Ostdeutschland, wie auch beispielsweise das Umgraben der Böden in Haus- und Kleingärten, können neben den o. g. natürlichen Transfers die Ursache für den hohen Konzentrationsrückgang im Oberboden sein.

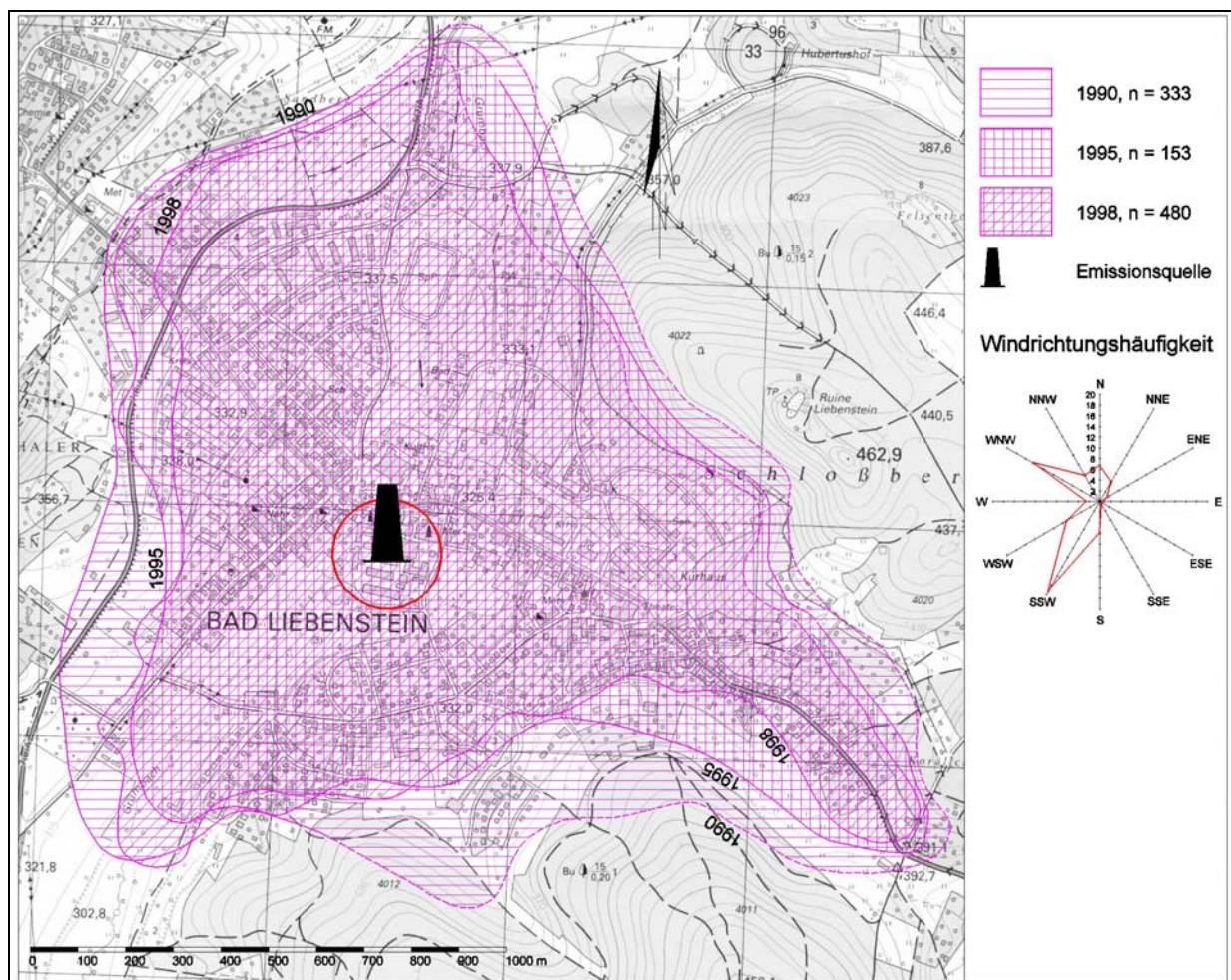


Abbildung 6-9 Verbreitung der anthropogenen Cd-Anreicherungen ($\geq 0,8$ mg/kg) im Oberboden (0 – 20 cm Tiefe) der Stadt Bad Liebenstein. Auswertung der Untersuchungskampagnen von 1990, 1995 und 1998

⁶ sowie der Annahme, dass sich der Versiegelungsgrad von 1990 bis 1998 nicht wesentlich geändert hat

Die Emission Cd-haltiger Stäube führte zur Deposition in der oberen Bodenschicht. Die Messergebnisse von historischen Immissionen liefern vergleichbare Aussagen im Zusammenhang mit der Konzentrationsverteilung im Oberboden.

Der Rückgang der Immission durch die Produktionseinstellung spiegelt sich unmittelbar in den Staubniederschlagsmessungen wieder. Im Stadtgebiet ließ die Belastung des Oberbodens sowohl hinsichtlich ihrer Konzentration als auch ihrer räumlicher Erstreckung im Verlaufe eines knappen Jahrzehntes um ca. 30 % nach. Ursachen sind neben der natürlichen Migration jedoch auch in baulichen und gärtnerischen Umlagerungen der obersten Bodenschicht zu sehen.

7 Kontaminationstyp 3: SM-Anreicherungen im oberen Bodenbereich der Überflutungsareale

7.1 Genese: Verfolgung der Emissionswege

Altstandort → Oberflächenwasser

In das Erdfallwasser und die Grumbach wurden unbehandelte Abwässer aus dem Leuchtstoffwerk abgeführt. Zeitzeugen berichten von Einleitungen, die die Vorfluter Erdfallwasser und Grumbach von gelb über orange bis tiefrot einfärbten. Cadmium-Analysen liegen für die Einleitstelle des Leuchtstoffwerkes in das Erdfallwasser seit 1986 vor. Die gemessenen Maximalwerte mit großen Abweichungen von den Mittelwerten zeigen die schubweise Einleitung von hochkonzentriertem Abwasser an. Weitere analysierte Schwermetalle spielen für die Belastung der Vorflut keine (Nickel und Kupfer) oder nur eine untergeordnete Rolle (Chrom als Cr^{6+} und $\text{Cr}_{\text{gesamt}}$ sowie Zink).

Gemäß der damaligen Gewässerklassifizierung der DDR in TGL 22764 wurde aufgrund der Cadmiumbelastung die Grumbach in der Regel in die schlechteste Güteklasse 6 eingestuft.

Tabelle 7-1 Analysenergebnisse einer Schlammprobe aus der Abwasserkanalisation

Parameter	im wässrigen Eluat	im Feststoff in mg/kg
Elektr. LF	369 $\mu\text{S}/\text{cm}$	-
pH	7,5	-
Arsen	< 0,1 mg/l	115
Cadmium	< 0,01 mg/l	71 900
Chrom	< 0,01 mg/l	12 000
Kupfer	< 0,01 mg/l	203
Quecksilber	< 0,5 $\mu\text{g}/\text{l}$	20
Mangan	0,16 mg/l	1 010
Nickel	< 0,02 mg/l	155
Blei	< 0,1 mg/l	361
Antimon	< 0,1 mg/l	659
Selen	< 0,1 mg/l	5 000
Yttrium	< 0,01 mg/l	932
Zink	< 0,01 mg/l	6 740
Cr-VI	< 0,02 mg/l	-
Sulfat	100 mg/l	-
AOX	0,01 mg/l	-

Seit Ende 1989 war eine deutliche Abnahme des Cadmiumgehaltes im Abwasser um über zwei 10er-Potenzen zu verzeichnen.

2003 waren Cd-Einleitungen noch deutlich messbar. Eine Analyse von 120 µg/l belegt einen ungehinderten Stoffaustrag aus der maroden Kanalisation des ehemaligen Leuchtstoffwerkes vor dessen Sanierung ab dem Jahre 2004. Der bis dahin anhaltende Cd-Nachschub führt zu einer relativ hohen Belastung der Grumbach. Die Analysenergebnisse des in den Kanalisationsrohren abgesetzten Sedimentes (tonig-schluffiges Substrat) verweisen andererseits auf die über viele Jahre erfolgte Herauslösung eluierbarer Cd-Anteile (vgl. Tabelle 7-1).

Gewässergüte

Die Veröffentlichungen der HESSISCHEN LANDESANSTALT FÜR UMWELT [1989, 1995] zeigen für das Wasser der Werra eine Cd-Anomalie an. In der Messstelle ‚Letzter Heller‘ ging die Cd-Konzentration der Werra von 0,9 auf < 0,5 µg/l zurück (Jahresmeridiane 1985 bis 1994).

Schwebfrachten

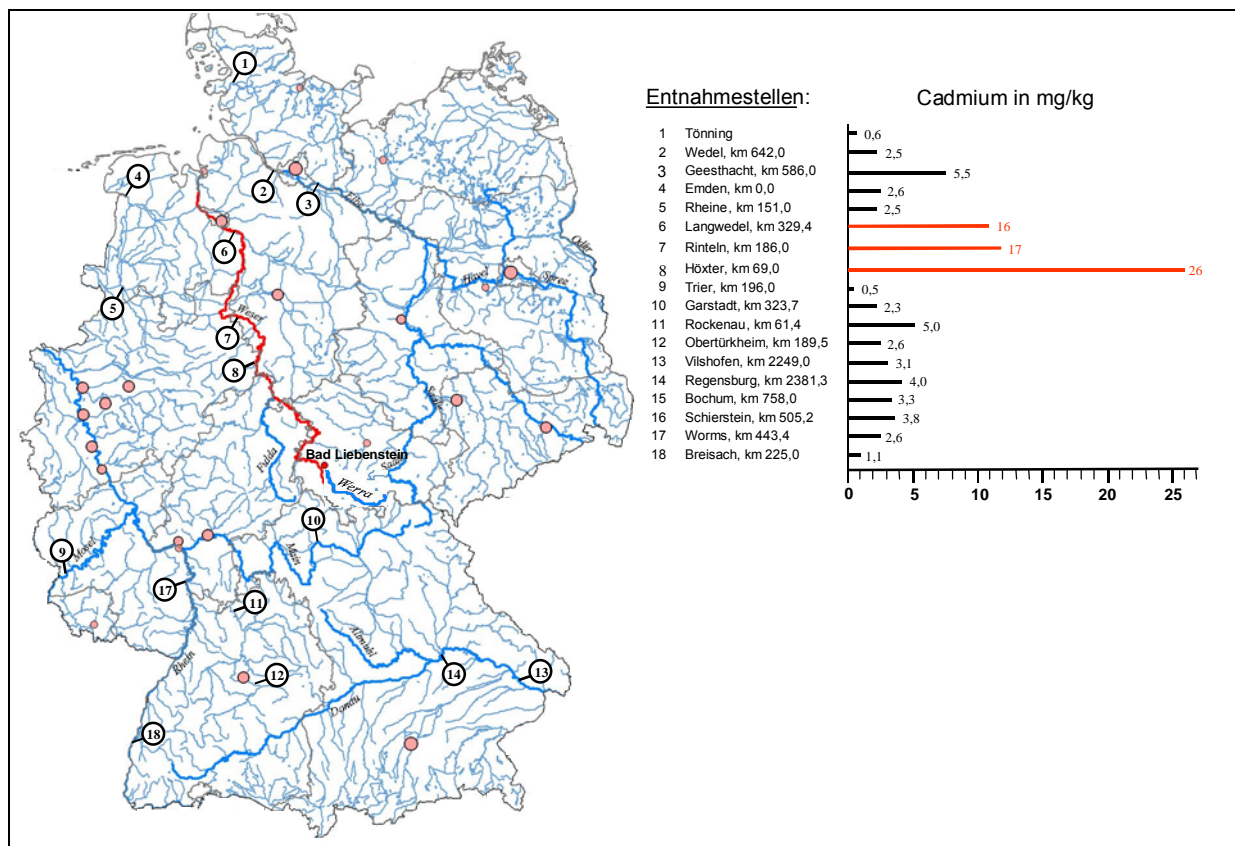


Abbildung 7-1 Cadmium-Belastung der Feinkornfraktion aller Messstellen 1982/84. Arithmetische Zwei-Jahresmittelwerte, Primärdaten normiert auf Fe = 4,7 %. Darstellung nach HELLMANN [1992], grafisch überarbeitet

HELLMANN hatte 1992 eine überaus deutliche Cd-Belastung der Schwebstoffe (< 20 µm-Fraktion) von Werra und Weser bis zu deren Mündung in die Nordsee nachgewiesen. Der direkte Bezug zum Leuchtstoffwerk in Bad Liebenstein darf angenommen werden, ohne dass dem Verfasser der Publikation damals die Emissionsquelle bekannt war.

zit .n. HELLMANN [1992]: "... Die Tatsache, dass - für die betrachteten Jahre 1983/84 - die sehr hohen Cd-Gehalte der Schwebstoffe schon weit oberhalb der Allermündung (Höxter, Rinteln) auftreten, ist anzumerken! Sie spricht nämlich gegen die weitverbreitete Auffassung, derzufolge u. a. die Cd-Belastung der Unterweser allein vom Erzbergbau im Harz herrühren und über die Aller eingetragen werde. Dass auch über die Werra zumindest in der Vergangenheit eine sehr große Belastung nicht nur an Cadmium in die Weser gelangte, wird außer durch die Zahlen in Tab. 4 (Tabelle im Originalaufsatz – Anm. d. Verf.), gleicherweise durch die dem Verfasser vorliegenden Sedimentanalysen der Mittelweser einschließlich der letzten Stauhaltung der Werra vor der Mündung in die Weser („Letzter Heller“) bekräftigt. ...“

KNETSCH [1999] untersuchte Suspensionsproben aus dem Steinbach (Zufluss der Grumbach) und der Grumbach selbst. Der Cd-beladene Zufluss vom Altstandort war auch im Jahre 1999 mit bis zu 153,3 mg/kg in der Suspension noch deutlich ablesbar.

Sedimente der Gewässer

Seit der frühen Menschheitsgeschichte diente die organoleptische Prospektion von Gewässersedimenten der Lokalisierung von Erz- bzw. Edelmetallvorkommen.

GREIF & PÄLCHEN [2000] haben auf der Grundlage umfangreicher prospektionsorientierter Bachsedimentuntersuchungen in den Grundgebirgseinheiten Sachsens eine Abschätzung regionaler geogener Hintergrundgehalte von Bachsedimenten mit Hilfe von GIS vorgenommen.

Untersuchungen zu Schadstoffbefrachtungen von Gewässersedimenten schiffbarer bzw. schiffbar gemachter Flüsse wurden seit den 70er Jahren des vergangenen Jahrhunderts intensiviert. Sie sind von enormer ökologischer, aber auch wirtschaftlicher Bedeutung bei der Behandlung von Baggergut, das bei der Freihaltung von Fahrrinnen für die Schifffahrt jährlich in Millionen Kubikmetern in Deutschland anfällt.

Umfassende Untersuchungen hinsichtlich des Cadmiums in Gewässersedimenten sind vom Neckar bekannt [FÖRSTNER et al. 1981, MÜLLER 1981, MÜLLER et al. 1993]. Der Neckar galt bis dahin als die Typuslokalität hinsichtlich Cd-Belastungen in aquatischen Systemen Deutschlands. FÖRSTNER et al. [1981] maß in den Sedimenten der Stauhaltungen von Poppenweiler und Lauffen für Cd einen Mittelwert von 10 bzw. 52 mg/kg. Der Normalwert wird mit 0,3 mg/kg angegeben. Der Vergleich von SM-Messungen der Neckarsedimente von 1972, 1979, 1985, 1990 ergab beispielsweise für Cd einen Rückgang der mittleren Konzentration in der Tonfraktion von 37,3 auf 2,5 mg/kg (entspricht um 93 % !) über den Gesamtzeitraum [MÜLLER et al. 1993].

Die Untersuchungen zu den Auswirkungen des Elbe-Hochwassers von 2002 [GELLER et al. 2004] belegen episodische SM-Anreicherungen in den Flusssedimenten.

Erste Untersuchungen der Sedimente der Grumbach, des Erdfallwassers sowie des Teiches südlich des LWL nahm der Autor im Jahre 1991 vor. Für die Sedimente der Grumbach wurden damals Spitzenwerte der Cd-Gehalte von 361 mg/kg, für die des Erdfallwassers von 395 mg/kg und für die Teichablagerungen neben dem Altstandort von 8,1 mg/kg gemessen. Im Sediment der Werra sind 20 km flussabwärts der Grumbachmündung am Pegel Dorndorf Cd-Gehalte von 110 mg/kg (KW) registriert worden.

Es soll der Versuch einer Bilanzierung angestellt werden, wie sich der Cd-Anteil im Bachsediment nach Einstellung der Produktion des ehemaligen Leuchtstoffwerkes insbesondere angesichts der hohen Dynamik der Grumbach verhält. Aufgrund der starken Niederschläge in den Kammlagen des Thüringer Waldes (bis 1150 mm/a) führt die Grumbach stark wechselnde Schüttungen. KNETSCH [1999] gibt den mittleren Abfluss mit $0,208 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ an. Das HQ_{100} beträgt in der Nähe des Leuchtstoffwerkes $16,60 \text{ m}^3/\text{s}$ [ROSELT et al. 2003].

Die Bachsedimente wurden vom Verfasser in den Jahren 1994 und 2003 an den gleichen Stellen (jeweils Schlitzproben über ca. 30 m Bachlänge) zwischen dem Altstandort und der Mündung in die Werra beprobt und auf SM untersucht. Die Ergebnisse für Cd in der Kornfraktion $< 2 \text{ mm}$ sind in Abbildung 7-2 dargestellt.

Letztere verdeutlichen für das Jahr 2003 einen Rückgang der Cadmium-Konzentrationen im Bachsediment, bezogen auf den Mittelwert, auf 37 % der Konzentrationen von 1994. Die Bereiche erhöhter Konzentrationen verlagern sich wellenartig bachabwärts. Beobachtungen des Verfassers belegen, dass eine schubweise Nachlieferung Cd-haltiger Schlämme aus dem maroden Kanalsystem im Zusammenhang mit starken Regenereignissen erfolgt. Dies erklärt die hohe Cd-Konzentration im Bachbett direkt am LWL im Jahre 2003.

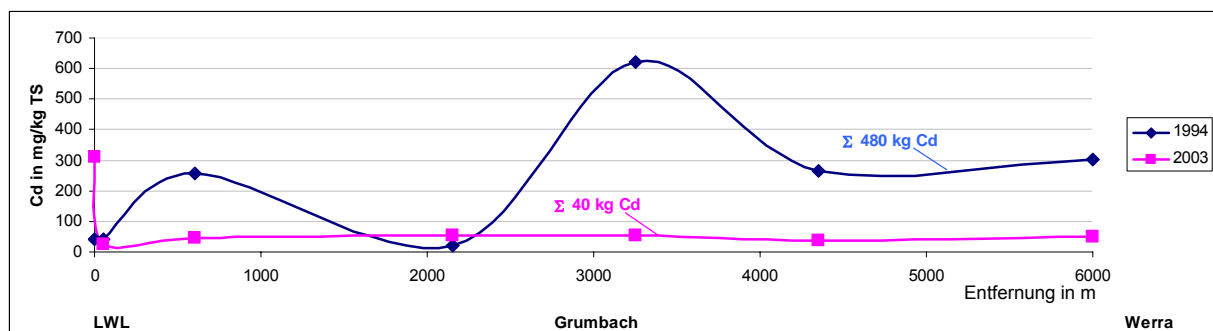


Abbildung 7-2 Vergleichsmessung aus 1994 und 2003, Cd-Konzentrationen im Bachsediment zwischen LWL und Einmündung in die Werra

Unter pauschaler Annahme des Vorhandenseins von $0,1 \text{ m}^3$ Bachsediment je laufenden Bachmeter befanden sich 1994 ca. 480 kg Cd im Sediment des gesamten Bachabschnittes über 6 km Länge. Im Jahre 2003 waren es nur noch 40 kg.

Überflutungsareale: Morphologie und Cd-Anreicherung

Periodische bis episodische Überflutungsereignisse der Grumbach und des Erdfallwassers führten zu seifenartigen Anreicherungen im oberen Bodenbereich der Überflutungsareale, angegeben mit einer geschätzten Fläche von 70 ha (mdl. Mitt. TLUG).

Die Konzentrationen von Cd im Bereich der Überflutungsareale sind vor allem durch eine sehr unregelmäßige räumliche Verteilung gekennzeichnet. Dies liegt in Zufälligkeiten von Umlagerungsprozessen begründet. Weitere Verschleppungen entstanden offensichtlich auch durch weidende Pferde und Kühe.

KNETSCH [1999] untersuchte anhand von fast 200 Bodenproben im Mikrorelief einer Testfläche an der Grumbach den Zusammenhang zwischen der Pegelhöhe des Baches und der Schwermetallbelastung. Er wies nach, dass ab einer relativen Höhe von 1,1 m über dem Bachspiegel die Schwermetallkonzentrationen signifikant abnehmen. Dadurch ergibt sich die

Möglichkeit, unter Verwendung des relativen Höhenmodells eine obere Höhengrenze der hoch belasteten Auebereiche darzustellen (nähere Ausführungen dazu im Kapitel 10.2).

Überflutungsareale: Zusammensetzung der Cd-Verbindungen

Bezüglich der Belastungssituation sind die pflanzenverfügbaren und die im Wasser eluierbaren Anteile am Gesamt-Cd-Vorrat von Bedeutung. Dazu werden in späteren Abschnitten Ausführungen gemacht. Bedeutsam ist jedoch die Beantwortung der Frage, ob die Zusammensetzung der genannten Anteile des Cd auf verschiedene Cd-Verbindungen schließen lässt, die in den Bach geleitet und sich auf den Auwiesen akkumuliert haben.

Im Rahmen der Sanierungsvorbereitung [ROSELT et al. 2003, ROSELT 2003] wurde auf den Aueböden südlich des LWL eine Untersuchung der obersten Bodenschicht (0 - 0,2 m) im Raster 15 x 15 m vorgenommen und alle 192 Proben auf Cd in Königswasser- und Ammoniumnitrat aufschluss sowie im wässrigen Eluat untersucht.

Aus der Anordnung der Datenpunkte in Abbildung 7-3 lässt sich auf Grundlage der drei Variablen KW, AN und Eluat jedoch keine Struktur erkennen, die auf unterschiedliche Cd-Verbindungen schließen lassen könnte. Auffällig ist lediglich der geringe Anteil der AN-löslichen Fraktion.

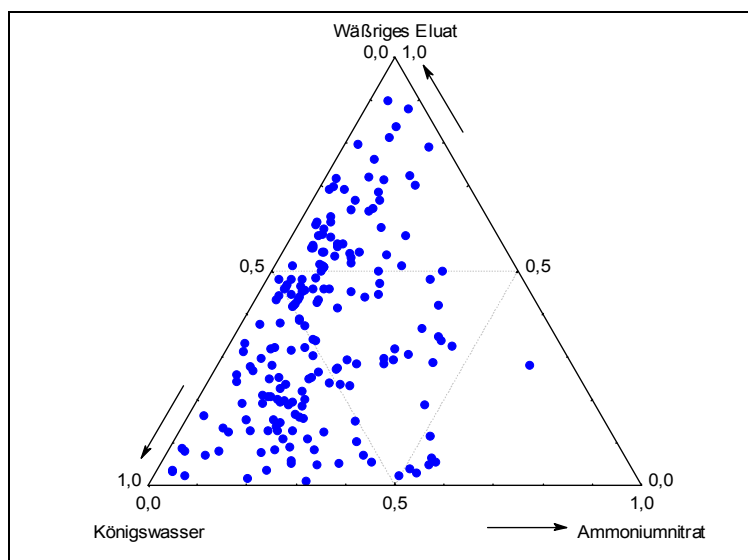


Abbildung 7-3 Ternär-Diagramm der Cd-Fractionen von Bodenproben der Überflutungsareale (n = 192)

Für die Darstellung wurden die Einzelwerte jeweils durch den Maximalwert der KW-, AN- und Eluatfraktion geteilt

7.2 Ergebnisse von Untersuchungen auf Testflächen: zeitliche Entwicklung der Kontaminationen unter Berücksichtigung von Immobilisierungsversuchen mittels Kalkung

Kalkgaben zur Immobilisierung mobiler SM-Anteile, ggf. im Zusammenhang mit Anbau-beschränkungen, sind seit geraumer Zeit praktiziertes Mittel zur Behandlung großflächiger, allerdings relativ gering kontaminierter Böden landwirtschaftlicher Nutzflächen [DELSCHEN 2003, FRIESL 2003]. Nutzungsbeschränkungen wie Anbauempfehlungen auf bestimmte, SM nur gering akkumulierende Pflanzen [z. B. GESUNDHEITSAMT GOSLAR 2001], sind jedoch erfahrungsgemäß in der Praxis schwer durchsetzbar.

Die in der Fachliteratur beschriebenen derart behandelten Flächen sind hinsichtlich der SM-Konzentrationen der Böden mit denen der Überflutungsareale in der Grumbachau nicht vergleichbar. Es soll daher die Frage beantwortet werden, ob Kalkungen auf derartigen

Überflutungsarealen sinnvoll sind. Die unmittelbar bachabwärts des Altstandortes gelegenen Auewiesen wurden und werden für die Beweidung (Pferde, Kühe) genutzt.

Auf einer innerhalb eines Überflutungsareals eingerichteten Testfläche ca. 400 m südlich des LWL wurden von 1995 bis 1999 umfangreiche Untersuchungen zur SM-Immobilisierung mittels Kalkung durchgeführt [ROSELT & SCHREIBER 1999]. Die sogenannte Blockanlage wurde mit vier Wiederholungen und vier Prüfgliedern eingerichtet (s. Abbildung 7-4).

Die Fläche bestand aus einer Reihe von vier unterschiedlich gekalkten Parzellen á 3 x 3 m, der drei weitere Reihen angegliedert sind, in denen jeweils die Reihenfolge der Parzellen variiert wird. Die Kalkung selbst wurde durch das Aufbringen unterschiedlich hoher Mengen des Substrates auf die Oberfläche der einzelnen Parzellen vollzogen.

Jede Parzelle wurde in den Jahren 1995 und 1999 halbjährlich, in den 1996 bis 1998 vierteljährlich in den Intervallen 0 – 0,1, 0,1 – 0,2 und 0,2 – 0,3 m beprobt (je mindestens 10 Einstiche für eine Mischprobe) und die Proben auf pH, Cd (KW) und Cd (AN) analysiert.

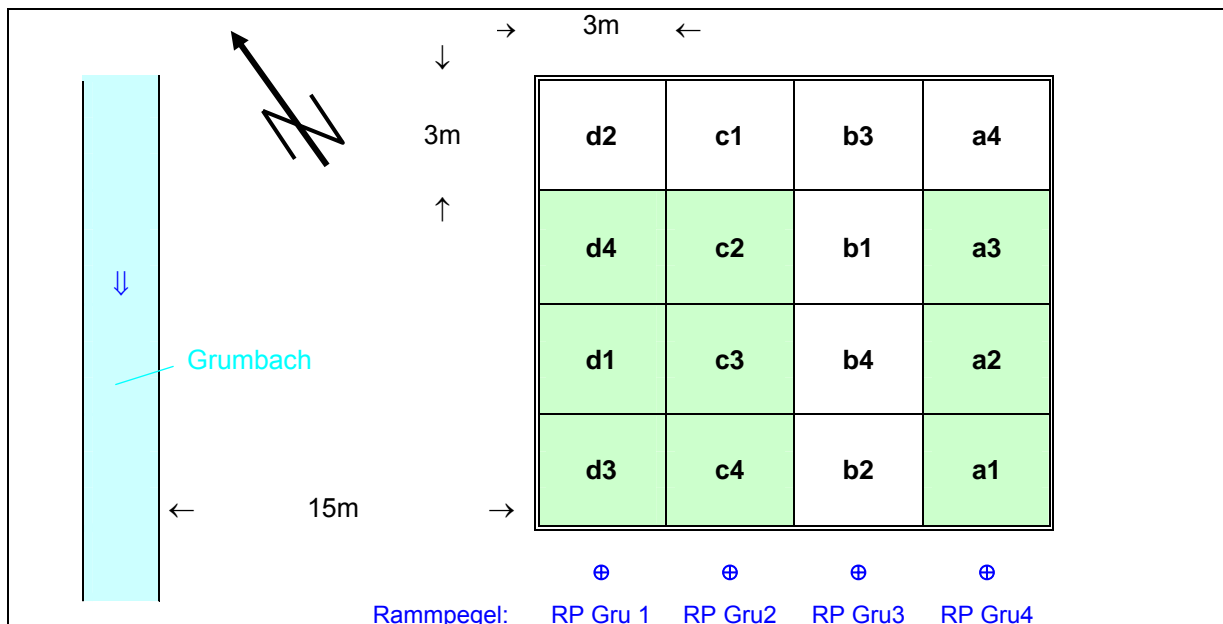


Abbildung 7-4 Versuchsanordnung einer Testfläche mit Kalkungsversuchen auf einem Überflutungsareal in der Grumbachaue bei Bad Liebenstein

- | | | | |
|---|----------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| 1 | Parzelle ohne Kalkung | | Parzelle mit 3 Saugkerzen in 30, 50 und 100cm Tiefe |
| 2 | Parzelle mit Aufkalkung auf pH ca. 6,5 | | |
| 3 | Parzelle mit Aufkalkung auf pH ca. 7 | | |
| 4 | Parzelle mit Aufkalkung auf pH ca. 8 | | |

Innerhalb dieser Testfläche schwanken beispielsweise die Cd-Konzentrationen wie folgt:

Tabelle 7-2: Schwankungsbreite der Cd-Konzentrationen auf einer Testfläche 12 x 12 m (Überflutungsareal) aus Messungen von 1995 - 1999 [ROSELT & SCHREIBER 1999]

Beprobungsintervall	Cd in mg/kg Königswasseraufschluss	Cd in mg/kg Ammoniumnitratextraktion
0 – 10 cm Tiefe	274 - 1.267 n = 160	1,4 - 50,1 n = 160
10 – 20 cm Tiefe	57 - 695 n = 160	1,0 - 45,8 n = 160
20 – 30 cm Tiefe	9 - 291 n = 160	0,6 - 15,3 n = 160
60 – 90 cm Tiefe	2,2 - 4,8 n = 4	keine Analysen
90 – 150 cm Tiefe	0,7 - 5,0 n = 4	keine Analysen
150 – 350 cm Tiefe	< 0,7 - 2,2 n = 4	keine Analysen

Angesichts der insgesamt sehr hohen Cd-Konzentrationen im Königswasser-Aufschluss sind die ammoniumnitratlöslichen Anteile prozentual zunächst als gering einzustufen (< 2 %). BRÜMMER et al. [1994] fanden beispielsweise in einer Parabraunerde in Stolberg/Rheinland bei einem Gesamtgehalt an Cd von 2,8 mg/kg mobile Anteile von 53 %. Aufgrund des hohen Gesamtvorrats des Cd auf der Testfläche ist der absolute mobile Anteil dennoch als bedenklich hoch anzusehen. Selbst bei den auf pH 8 aufgekalkten Flächen treten im Mittel immer noch 4 mg/kg in der obersten Bodenschicht, 1,7 mg/kg im Bereich 11 bis 20 cm Tiefe und 0,8 mg/kg in 21 - 30 cm Tiefe auf. Insgesamt sind die Eindringtiefen aufgrund der stark bindigen Ausbildung des Auelehms gering und eher auf die Bioturbation als auf durch Sickerwässer gesteuerte vertikale Migration zurückzuführen [WEIGMANN 1998].

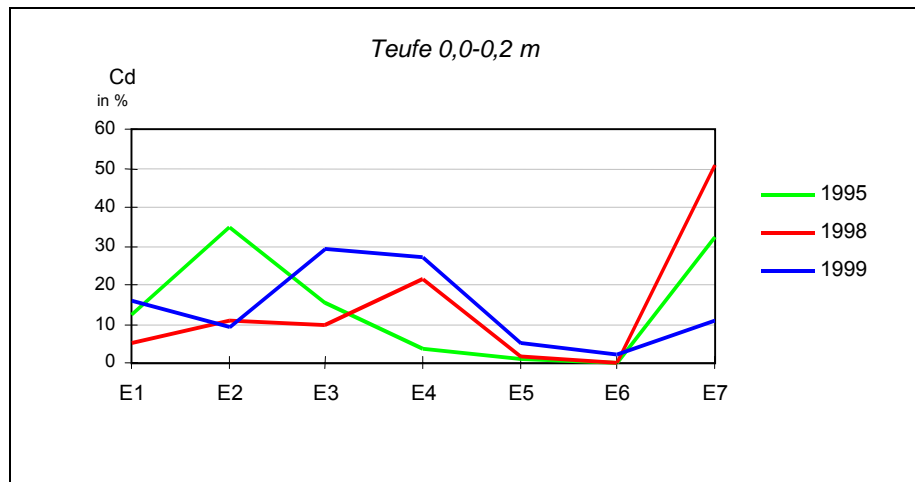
Die Untersuchung des Verhaltens von Cadmium in den Bodenproben nach der pH_{stat}-Methode zeigt, dass das Cadmium vor allem im sauren Bereich (pH = 4) eine sehr starke Mobilität besitzt. Hier wird rund die Hälfte des Gesamtgehaltes des Cadmium in eine mobile Form überführt. Dagegen wird im basischen Bereich (pH = 8) eine starke Immobilisierung des Cadmiums festgestellt. Nur noch weniger als 3 % des Gesamtgehaltes an Cadmium liegen in mobiler Form vor.

Tabelle 7-3 Ergebnisse von Cd-Analysen nach der pH_{stat}-Methode in % [ROSELT & SCHREIBER 1999]

Tiefe in cm	Cd in % nach der pH _{stat} -Methode mit den pH-Einstellungen								
	4	4,5	5	5,5	6	6,5	7	7,5	8
0 - 20	55	18	9	7	4	3	3	0,6	0,4
30 - 50	55	19	5	4	4	4	3	3	3
80 - 100	44	15	11	10	7	6	4	2	1

Die prozentuale Verteilung der Cd-Anteile in den Extraktionsstufen der sequenziellen Extraktion nach ZEIN und BRÜMMER [1991] lässt den Schluss zu, dass seit der ersten Messung im Jahre 1995 eine Verschiebung der sequenziell extrahierbaren Anteile in Richtung der schwer mobilisierbaren Verbindungen stattgefunden hat. Dieser Trend hatte sich mit den Messergebnissen von 1999 jedoch nicht bestätigen lassen:

Abbildung 7-5
Prozentuale Anteile
des Cd in den Ex-
traktionsstufen E1
bis E7 für die Un-
tersuchungen
1995, 1998 und
1999

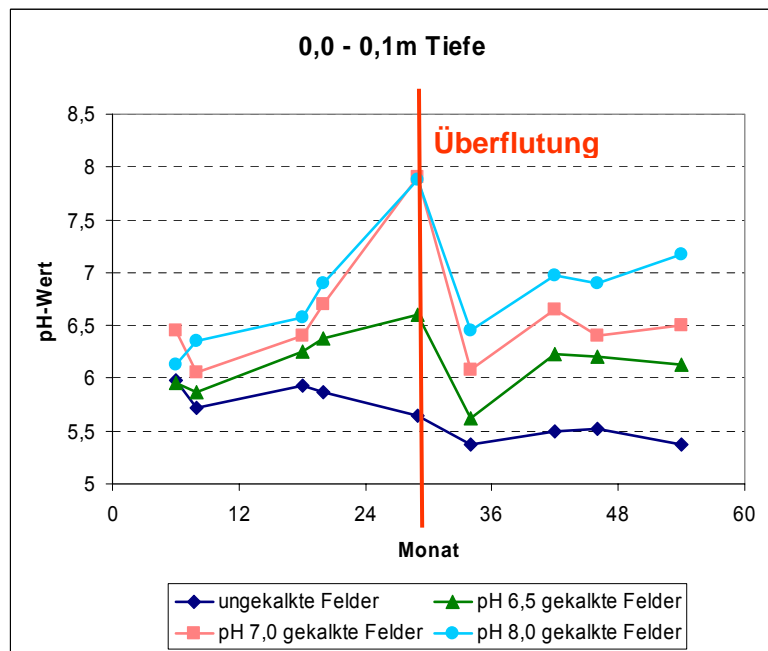


Als Ursachen werden vom Verfasser zwischenzeitliche Überflutungsereignisse gesehen, die die mit den Kalkungen verbundene pH-Wert-Verschiebung teilweise wieder aufhob. Dies bestätigt die Betrachtung des pH-Verlaufes über den Messzeitraum.

pH-Verlauf im Messzeitraum

Die 1995 durchgeführte Kalkung fand in den nachfolgenden pH-Messungen zunächst deutlich ihren Niederschlag. Beispielsweise stieg in den Parzellen mit der stärksten Aufkalkung der pH-Wert seitdem bis zum Jahre 1997 in der obersten Bodenschicht um 0,6 ... 1,2.

Abbildung 7-6
pH-Verlauf über 54 Mona-
te nach der Kalkung im
Teufenintervall 0 - 0,1m



Überflutungsereignisse machen die Kalkungswirkung jedoch teilweise zunichte, was einen kurzfristigen Erfolg dieser Sanierungstechnologie auf solchen Arealen zumindest hinterfragen lässt. Der stetige Anstieg der pH-Werte bis zum Sommer 1997 wird scheinbar durch das Hochwasserereignis im Juni desselben Jahres unterbrochen. Erst gegen Ende des Jahres 1997 beginnt sich der Zustand des Bodens wieder zu stabilisieren und es erfolgt ein erneuter langsamer Anstieg der pH-Werte in allen gekalkten Flächen, der sich ab Sommer 1998 um einen relativ konstanten Wert eingepegelt hat.

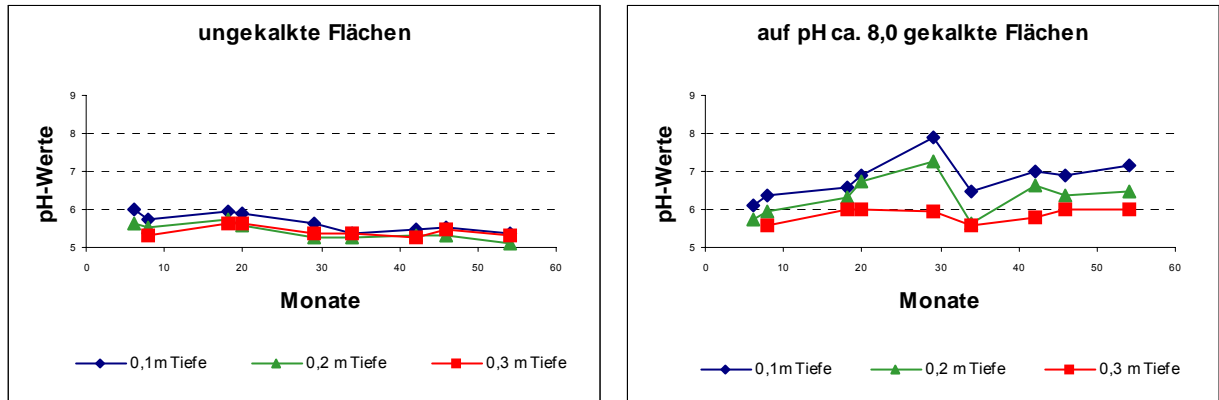


Abbildung 7-7 pH-Verlauf der ungekalkten und der auf pH = 8,0 gekalkten Felder/Parzellen über 54 Monate in den 3 Tiefenintervallen

(Auf die Darstellung der Ergebnisse der auf pH ca. 6,5 und pH ca. 7 gekalkten Flächen wurde verzichtet.)

Die ungekalkten Flächen zeigen kaum unterschiedliche pH-Werte in den verschiedenen Tiefen des Bodens. Die Messwertschwankungen über die Zeit liegen zumeist innerhalb der Fehlergrenzen, sind also durch geringe natürliche pH-Wert-Schwankungen im Boden bzw. Probenahme und Messverfahren bedingt. Insgesamt zeigt sich für diese Parzellengruppe ein allmählicher Trend in Richtung Bodenversauerung innerhalb des Messzeitraumes.

Auf den gekalkten Parzellen lässt sich eine deutliche Veränderung der pH-Werte im Boden erkennen. Die jeweils tiefsten beprobten Bodenschichten (20 - 30 cm Tiefe) sind erwartungsgemäß am wenigsten von diesen pH-Wert-Änderungen betroffen.

Entwicklung mobiler Cd-Fractionen im Messzeitraum

Der mobile, pflanzenverfügbare Anteil am Gesamtcadmium im Boden verändert sich im Messzeitraum auf den ungekalkten Flächen signifikant. Die Anteile schwanken zwischen 12 % (1995), ca. 5 % (1996) bis ca. 23 % (1999). Im mittleren Beprobungsintervall (10 - 20 cm Tiefe) sind diese Schwankungen am stärksten ausgeprägt.

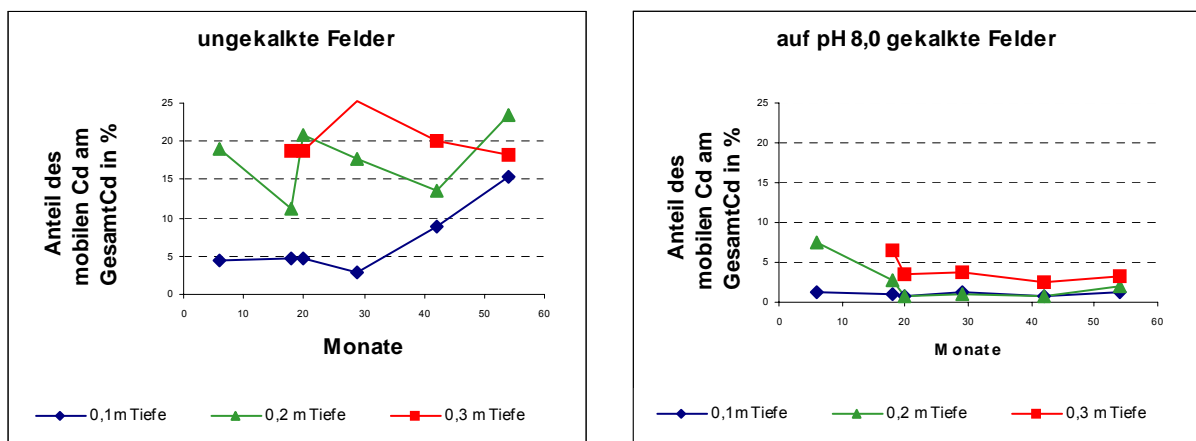


Abbildung 7-8 Entwicklung des Anteiles mobiler (pflanzen verfügbarer) Cd-Fractionen am Gesamt-Cd (KW) im Messzeitraum über 54 Monate in den 3 Tiefenintervallen

(Auf die Darstellung der Ergebnisse der auf pH ca. 6,5 und pH ca. 7 gekalkten Flächen wurde verzichtet.)

Bei den gekalkten Flächen wird dagegen deutlich, dass die Kalkgaben zu einem Rückgang des mobilen Cadmiumgehaltes gegenüber dem Gesamtgehalt an Cadmium geführt haben. Durch die Kalkzugabe im Oberboden stellt sich insgesamt ein stabiles Verhältnis bezüglich des mobilen Cadmiumgehaltes im Boden ein (Abbildung 7-8).

Hinsichtlich der praktischen Anwendbarkeit bleibt zu konstatieren, dass die Kalkzugaben zu einer Festlegung mobiler Cd-Anteile führen. Angesichts der insgesamt hohen Konzentrationen am exemplarischen Standort wird jedoch kein Sanierungserfolg derart erzielt, dass pflanzenverfügbares Cd nur noch in Konzentrationen unterhalb einschlägiger Grenzwerte (s. BBODSCHV [1999], Maßnahmewert: 0,1 mg/kg AN) vorliegt. Solange jedoch weiterhin Überflutungen stattfinden, die zu einer Umlagerung der Sedimente führen, bachaufwärts verfügbares Schadstoffpotenzial vorhanden ist und die Kanalisation des Altstandortes über die Einleitstellen für Cd-Nachschub sorgt, ist der Sinn von Immobilisierungen mittels Kalkzugaben auf den Überflutungsarealen fraglich.

7.3 Transfer Boden → Pflanze

Der Aufnahme von Schadstoffen durch Pflanzen wird seit geraumer Zeit große Aufmerksamkeit gewidmet [FILIPINSKI & KUNTZE 1990, BLUME 1990, SCHALLER & DIEZ 1991 u.a.]. Dieses Thema, die Nahrungskette und somit den Menschen unmittelbar betreffend, ist diesem näher liegend als Boden- oder Grundwasserkontaminationen. Strenge Richtlinien speziell in Deutschland, die Lebensmittelproduktion betreffend, tun ihr Übriges. Pflanzliche und tierische Nahrung sind die Hauptquelle der Belastung des Menschen beispielsweise mit Arsen, Blei und Cadmium [EIKMANN 1994].

Stellvertretend für zahlreiche Arbeiten zum Schadstofftransfer Boden → Pflanze sei die Arbeit von LÜBBEN & SAUERBECK [1991] genannt, in der eine rechnerische Beurteilung des Transfers von SM erstmals statistisch gesichert durchgeführt wurde. Der Einfluss von Pflanzenart und Pflanzenteil auf die Aufnahmebereitschaft für SM sind seitdem durch Transferfaktoren und Transferkoeffizienten belegt. Dabei werden die als mobil angesehenen Elemente Cd und Zn in teilweise beachtlichem Umfang von den Pflanzen aufgenommen und akkumuliert. HASSELBACH & BOGUSLAWSKI [1991] fanden deutliche Korrelationen von SM-Gehalten in Gemüsepflanzen mit SM-Gehalten in Böden unter Berücksichtigung des pH-Wertes und der C_{org}-Gehalte. Aufkalkung und Versauerung der Versuchsböden erwiesen sich als sehr einflussreich auf SM-Verfügbarkeit. ERNST [1994] untersuchte die Cd-Empfindlichkeit von Pflanzen und deren Fertilitätsveränderungen, die Wirkung Cd-komplexierender Phytochelatine und die Cd-Resistenz bestimmter Pflanzen. Diese Arbeiten waren von zunehmendem praktischen und ökonomischen Interesse im Zusammenhang mit der Problematik des Aufbringens von Klärschlämmen auf landwirtschaftliche Nutzflächen.

Bekannt ist das Beispiel der Rieselfeldflächen in Berlin-Buch [SCHLENTHER et al. 1996], die 1985 stillgelegt, daraufhin eingeebnet und ohne Untersuchungen aufgeforstet wurden. Bereits nach 4 Jahren zeigte sich, dass nur 40 % der Bäume angewachsen waren. Nachfolgende Untersuchungen ergaben, dass Belastungen des Bodens mit Schwermetallen (vorwiegend Cd) und organischen Schadstoffen die Ursache des Baumsterbens waren. Die Cadmium-Gehalte betragen dort im Oberboden im Maximum 44,3 mg/kg.

Neben der beschriebenen Forschungsausrichtung, die die Beurteilung des Cd-Gefährdungspotenzials für Pflanzen zum wesentlichen Inhalt hatte, wird seit geraumer Zeit die Möglichkeit von Bodensanierungen mittels SM-akkumulierenden Pflanzen (*Phytosanierung*, *Phytore-*

mediation, *heavy metal harvesting*) diskutiert. SAUERBECK & LÜBBEN zeigten bereits 1991, dass die Dekontamination SM-belasteter Böden mit Hilfe des Schwermetallentzuges von Kulturpflanzen zumindest bei signifikanten anthropogenen Cd-Anreicherungen in Böden praktisch unmöglich ist. Auch wenn bei den mobilen Elementen Cd, Zn und Ni überhaupt nennenswerte Entzüge stattfanden, würde eine Reduzierung des Cd-Gehaltes im Boden von 3 auf 1 mg/kg etwa 200 - 500 Jahre in Anspruch nehmen. Dies ist für den exemplarischen Standort besonders interessant, da von den Behörden auf die Wirkung der ‚Wunderwaffe‘ *heavy metal harvesting* gehofft wurde.

KAYSER, SCHULIN & FELIX [1999] ermittelten rechnerisch anhand von Feldversuchen zur Phytoextraction schwermetallbelasteter Standorte das extrahierte Cd mit einigen 10-er Gramm pro ha und Jahr. Daraus folgt ein Erreichen des Gehaltes von Cd im Boden von 0,8 mg/kg je nach Art der eingesetzten Nutzpflanzen in einem Zeitraum 77 bis 1 500 Jahren

Die Bioverfügbarkeit von Schadstoffen hat sich als ein wesentlich begrenzender Faktor bei der Phytoextraktion von Metallen aus Böden herausgestellt [LOMBI & MENZEL 1999].

Seit Beginn des neuen Jahrtausends richtet sich die Forschung verstärkt auf die Festlegung (Biosorption, Komplexbildung mit zellulären Liganden) toxischer SM in der mikrobiellen Biomasse der autochthonen Flora. Es wird dabei am ‚Akuten Risikopotenzial‘ angesetzt, der mobilen Fraktion, die im Ammoniumnitrataufschluss messbar ist. Die Ergebnisse zeigen bislang, dass derartige Verfahren in der Zukunft für schwach SM-belastete Areale eine Alternative sein können. Von besonderem Interesse sind derartige Lösungen für die Fixierung von Radionukleiden, beispielsweise bei der WISMUT GmbH in Sachsen und Thüringen. Methoden der pflanzlichen Biotechnologie sind wichtige Instrumente, um die ökonomisch wie auch ökologisch sinnvolle Sanierung von schwach kontaminierten Substraten mit Hilfe von Pflanzen zu optimieren [VARNSKÜHLER & HAASE 1999].

Untersuchungen am exemplarischen Standort

Aufgrund der hohen Cd-Anreicherungen auf den Überflutungsarealen am exemplarischen Standort und deren Naturnähe ist der Wirkpfad Boden → Pflanze für den Kontaminationstyp 3 von besonderer Bedeutung.

Untersuchungen zum Transfer Boden → Pflanze an solch hochkontaminierten Standorten sind aus der Literatur nicht bekannt. Äußerlich ist der Vegetation in der Grumbachau keine Beeinträchtigung (Wuchsfehler, Absterben...) anzumerken. Interessant ist die Frage, ob die Pflanzen höhere Cd-Anteile aufgenommen haben.

In mehreren Untersuchungen wurden hohe Aufnahmequoten verfügbarer Cd-Fractionen in Pflanzensubstraten nachgewiesen [ANKE 1991, KÖNIG et al. 1991, ROSELT 1991, ROSELT & MAIER 2001, ROSELT et al. 2003, ROSELT & HEIDRICH 2004].

Tabelle 7-4 Cadmium-Gehalte in ausgewählten Pflanzen in und an Grumbach (G) und Erdfallwasser (E) aus ROSELT & MAIER [2001] im Vergleich mit unbelasteten Pflanzenteilen in Russland aus ROVINSKI et al. [1993], in mg/kg

Die Untersuchungsstellen G1 - E1 befanden sich unmittelbar am Bachbereich südlich des ehemaligen Leuchtstoffwerkes, siehe Abbildung 7-9.

Untersuchte Pflanzen / -teile	Cadmium-Konzentration in Pflanzen an den Untersuchungsstellen				Vergleich mit unbelasteten Pflanzenteilen in Russland		
	G1	G2	G3	E1	\bar{x}	s	Pflanzenart
Brennessel - Wurzelbereich	172,00	70,10	141,00	-	0,18	0,10	verschiedene unbelastete Kräuter
Glanzgras	-	-	-	1,39			
Kälberkopf - Blätter	4,44	0,86	27,30	-	0,45	0,17	
Kälberkopf - Knolle	61,90	3,32	141,00	-			
Moos	-	106	82,80	-	0,12	0,12	Moose
					1,10	1,40	
Weide - junger Ast	11,30	-	-	-	0,47	0,15	Baumblätter (Maximalwert)
Weide - Wurzeln	-	35,4	58,6	-			
Pappel - Wurzeln	-	9,0	-	-	0,39	0,42	Baumnadeln

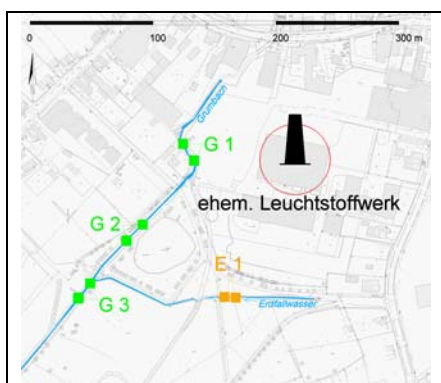


Abbildung 7-9 Lage der Beprobungsstellen von Pflanzen

Im Vergleich mit Untersuchungen aus der Fachliteratur sind solch hohe Cd-Anreicherungen bislang kaum bekannt. KAYSER, SCHULIN & FELIX [1999] ermittelten bei Feldversuchen zur Phytoremediation schwermetallbelasteter Standorte die Cd-Akkumulationen verschiedener Pflanzen und fanden für einige Pflanzenarten recht hohe Aufnahmen: Steinkraut bis 34 mg/kg, Nutzpflanzen wie Tabak 10 mg/kg, Mais 1,2 - 7,5 mg/kg, Senf 2,6 - 3,5 mg/kg, Weide bis 22 mg/kg. Hier in der Grumbachau (Überflutungsareale) stellen die Cadmium-Belastungen der Pflanzen eine echte Gefährdung dar. Eine orale Aufnahme von Pflanzenteilen in den Auewiesen oder entlang der Parkwege beispielsweise durch Kinder (Beispiel: Taubnesselblüten) ist leichter vorstellbar als die orale Aufnahme von Böden. Gleiches gilt für die immer wieder beobachtete Beweidung und die Verfütterung des Grasschnittes aus den Parkanlagen.

Im Jahre 1991 wurden in Hoffnung auf den Einsatz der Phytosanierung mehrere Testfelder auf dem LWL-Gelände und in der Aue unmittelbar südlich mit *Reynoutria sachalinensis* (Sachalin-Knöterich) eingerichtet [ROSELT 1991]. Erst im Jahre 2003 wurden vom Verfasser wieder Untersuchungen an den Pflanzen durchgeführt. [ROSELT et al. 2003]. Die Transfersituation bezüglich der Cd-Aufnahme durch die Knöterich-Pflanzen nach der 12-jährigen Aufwuchszeit ist in Abbildung 7-10 dargestellt.

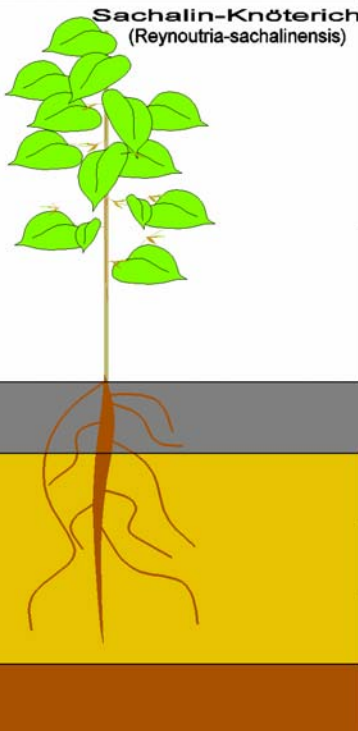

Ergebnisse der Pflanzenproben (n= 30) Cd Druckaufschluss in mg/kg TS	 <p>Sachalin-Knöterich (Reynoutria-sachalinensis)</p>			
		Ergebnisse der Bodenproben (n = 30)		
4,3 (Blatt)		Cd Königswasser- aufschluss in mg/kg TS	Cd Ammonium- nitratextrakt in mg/kg TS	Cd wässriges Eluat in µg/l
18 (Pflanzen- stängel)		360	1,60	40
24 (Pflanzen- wurzel)	10 Ap			
	20 M-aGo	230	0,87	13
	40	140	0,11	4,3
	60	170	0,32	3,7
	80 M-aGro	260	0,24	2,2

Abbildung 7-10 Zusammenstellung der Analysenergebnisse von Cd in verschiedenen Bodentiefen und Pflanzenteilen des Sachalin-Knöterich

Anmerkung: Das Testfeld befindet sich in einem Bereich, auf dem sich die Kontaminationstypen 1, 2 und 3 überlagern. Die hohen Cd-Werte in größerer Bodentiefe sind nicht auf die Überflutungen zurückzuführen.

Für die Blattmasse werden Transferfaktoren im Mittel von 0,02, für die Stängel 0,09 und die Wurzeln von 0,23 erreicht. Diese Werte sind insgesamt relativ gering, jedoch auf die sehr hohen Cd-Gesamtkonzentrationen im Boden zurückzuführen.

HONZIG, VANA, USTAK [1999] unternahmen Dekontaminationsversuche mit verschiedenen Pflanzenarten auf klärschlamm-beladenen Flächen und auf Deponien. Den höchsten Transfer- und Dekontaminationsfaktor erreichte dabei Sachalin-Knöterich mit Transferfaktoren von 0,79 bis 1,75. Jedoch sinkt der Transferfaktor mit zunehmendem SM-Gesamtgehalt im Boden. Die hohen Pseudototalgehalte in der Grumbachau sind als Ursache für die hier niedrigen Transferfaktoren anzusehen.

SAUERBECK & LÜBBEN [1991] stellten fest, dass Cadmium- und Zinkgehalte in den Pflanzenwurzeln fast immer über denen der Böden liegen, bei den Wurzeln die Aufnahmebarriere am geringsten ist. Auch diese Aussage muss auf gering kontaminierte Böden beschränkt werden.

Bei der bislang publizierten Methodik der Ermittlung des Transferfaktors als Quotient von SM-Konzentration (mg/kg TS) in der Pflanze zur SM-Konzentration (mg/kg TS) im Boden bleiben Art und Mobilität der jeweiligen Cd-Verbindung unberücksichtigt. Würde man den Transferfaktor als Quotient von SM-Konzentration (mg/kg TS) in der Pflanze und ammoniumnitratlöslicher (d. h. pflanzenverfügbarer) Konzentration (mg/kg AN) im Boden ermitteln, ergäbe sich ein völlig anderes Bild: Für die Blattmasse beispielsweise des Knöterichs würden hier Transferfaktoren im Mittel von 13,7, für die Stängel von 65,4 und die Wurzeln von

87,1 erreicht. Das heißt, die Pflanzen akkumulieren in ihrer gesamten Biomasse die 55-fache Konzentration dessen, was an pflanzenverfügbarem Cd im zugeordneten Boden enthalten ist. Dabei entfällt etwa die Hälfte allein auf die Wurzeln.

Die Gesamtgehalte stehen erfahrungsgemäß nur selten in einem engen Zusammenhang zu den mobilen, wasserlöslichen Fraktionen. Daraus folgt, dass die Gesamtgehalte, die zur Festlegung von Grenzwerten dienen, nur eine unzureichende Abschätzung der gelösten und/oder als austauschbar geltenden Cd-Fractionen erlauben, die in letzter Konsequenz für die Pflanzenaufnahme oder die Belastung des Grundwassers von Bedeutung sind [s. auch GÄTH & SCHUG 1999].

Im Zusammenhang mit durchgeführten Bodensanierungen auf den Überflutungsarealen in Bad Liebenstein und der beabsichtigten Nachnutzung als Parkaeue mussten zahlreiche Bäume, vorwiegend Schwarzpappeln (*Populus nigra*), gefällt werden. Die Deklarationsanalytik der Stämme ergab Cd-Gehalte bis zu 20 mg/kg TS, im Mittel 6,13 mg/kg TS. Die Stämme der etwa im Jahre 1973 angepflanzten Bäume haben in ihrer gesamten Holzmasse von ca. 822 t innerhalb von 31 Jahren eine Menge von ca. 5 kg Cd aufgenommen.

Es soll der Frage nachgegangen werden, ob sich in den Jahresringen der Bäume eine Emissions- bzw. Immissionsgeschichte, beispielsweise Zeiten verstärkten Cd-Ausstoßes des Leuchtstoffwerkes oder überflutungsreicher Jahre, widerspiegeln. Wenn angenommen werden kann, dass sich die Nährstoff- (und somit auch Schadstoff-) aufnahme bei Bäumen in den äußersten 2 - 3 Jahresringen vollzieht und keine wesentlichen nachfolgenden Umlagerungen innerhalb der Stammstruktur erfolgen, ließe sich eine Jahrringchronologie bezüglich der Cd-Aufnahme aufstellen. Zu diesem Thema sind bislang wenige Arbeiten bekannt. Inwieweit tatsächlich damit ein retrospektives Umweltmonitoring möglich ist, wird widersprüchlich diskutiert [HAGEMeyer 1986, TRÜBY 1994]. Bei jahrringchronologischen Untersuchungen an Fichten aus dem Erzgebirge und dem Thüringer Wald [NEBE et al. 1999] ließen die Werte für Cd aufgrund der starken Streuung keine Aussagen über die radiale Verteilung zu. Die mittleren Gehalte lagen für Cd zwischen 0,067 und 0,362 mg/kg.



Abbildung 7-11 Gerodete Schwarzpappeln (Winter 2003/04) auf Überflutungsgebieten



Abbildung 7-12 Schwarzpappel vom Cd-belasteten Überflutungsareal

Vom Verfasser wurden Baumscheiben bereits gerodeter Bäume geborgen und jahringchronologisch untersucht (Präparation Herr LUTHARDT, Schwarzburg, Analytik: TLL Jena).

Beziehung Niederschlag - Ringstärke

Für die Niederschlagsdaten wurden Messreihen des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES [2004] von der Station Bad Liebenstein/Schweina recherchiert. Die Jahresniederschlagsmengen in Bad Liebenstein schwanken stark (Abbildung 7-13). Auch wenn in den Wintermonaten die Niederschlagshäufigkeit größer ist, besitzen die intensiveren Regenfälle im Sommer den größeren Mengenanteil des jeweiligen Jahres. Im Juni fällt beispielsweise nahezu die doppelte Niederschlagsmenge des Februar oder Oktober. Schauer, die in kurzer Zeit größere Regenmengen abladen, haben in der wärmeren Jahreszeit großes Übergewicht. Da die Niederschlagswässer in dieser Zeit schneller verdunsten oder als Hochwässer abfließen, tragen diese Starkniederschlagsereignisse weniger zur Grundwasserneubildung bei. Dagegen wird der Bodenwasservorrat in den Herbst- und Wintermonaten aufgefüllt. Dies bedeutet, dass ein vermehrtes Baumwachstum, das sich in größerer Jahresringstärke äußert, jeweils in der Wachstumsaison des Folgejahres von Phasen mit hohen Niederschlagsmengen mitteilt. In Abbildung 7-13 ist eine solche Korrelation zu Teilen graphisch belegt. Die durchgeführte Kreuzkorrelation ergab jedoch keine signifikanten Zusammenhänge.

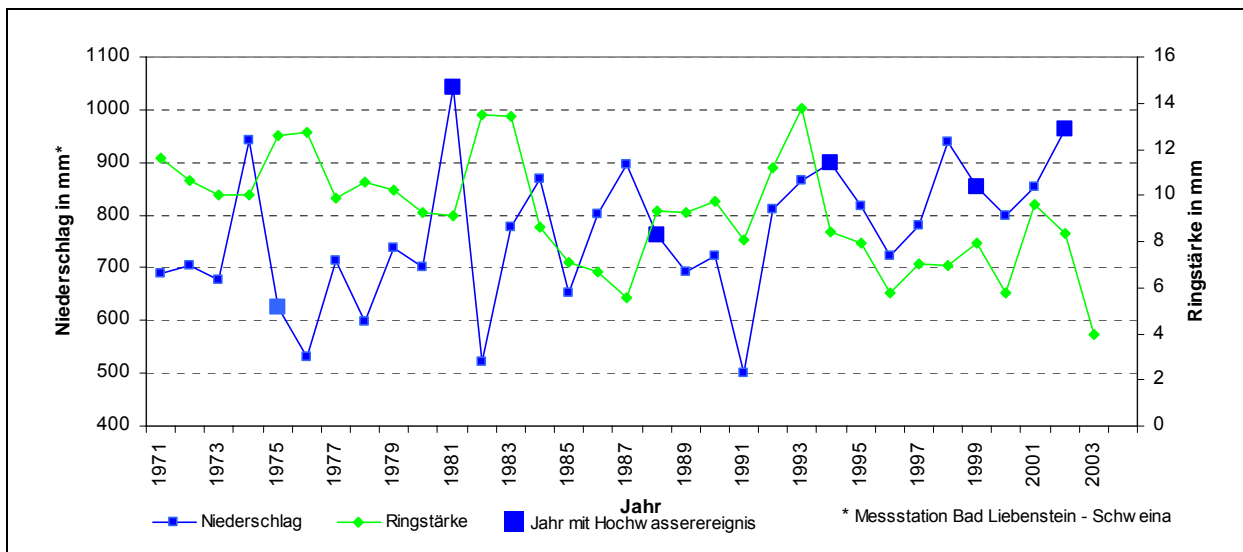


Abbildung 7-13 Jährliche Niederschlagswerte der Wetterstation Bad Liebenstein - Schweina und Ringstärke der Baumscheibe (gemittelt aus 4 Messungen)

Die Jahre mit Hochwasserereignissen beziehen sich auf den Bach Truse im benachbarten Tal (Mitt. Staatl. Umweltamt Suhl).

Beziehung Ringstärke – Cadmium

In Abbildung 7-14 ist diese Beziehung dargestellt. Die Cd-Aufnahme der Schwarzpappel war in ihren Jugendjahren am größten. Ob dies biologischen Ursachen oder einer verstärkten Emission des Leuchtstoffwerkes zuzuordnen ist, konnte nicht geklärt werden. Es existieren keine historischen Aufzeichnungen über die Mengen des Cd-Ausstoßes des LWL über die Kanalisation bzw. in die Vorflut. Auffällig ist die relativ gleichmäßige Cd-Aufnahme der Pappel seit 1978, auch wenn die Cd-Aufnahme über die Ringstärke normiert wird. Möglicherweise ist eine maximale, dem verfügbaren Cd entsprechende Aufnahme der erwachsenen Pappel pflanzenphysiologisch limitiert. Auf den Umstand, dass der Transferfaktor mit zunehmendem SM-Gesamtgehalt im Boden sinkt, die Aufnahmefähigkeit der Pflanze möglicherweise als ‚Selbstschutz‘ an eine Grenze stößt, wurde im vorangegangenen Abschnitt bereits hingewiesen.

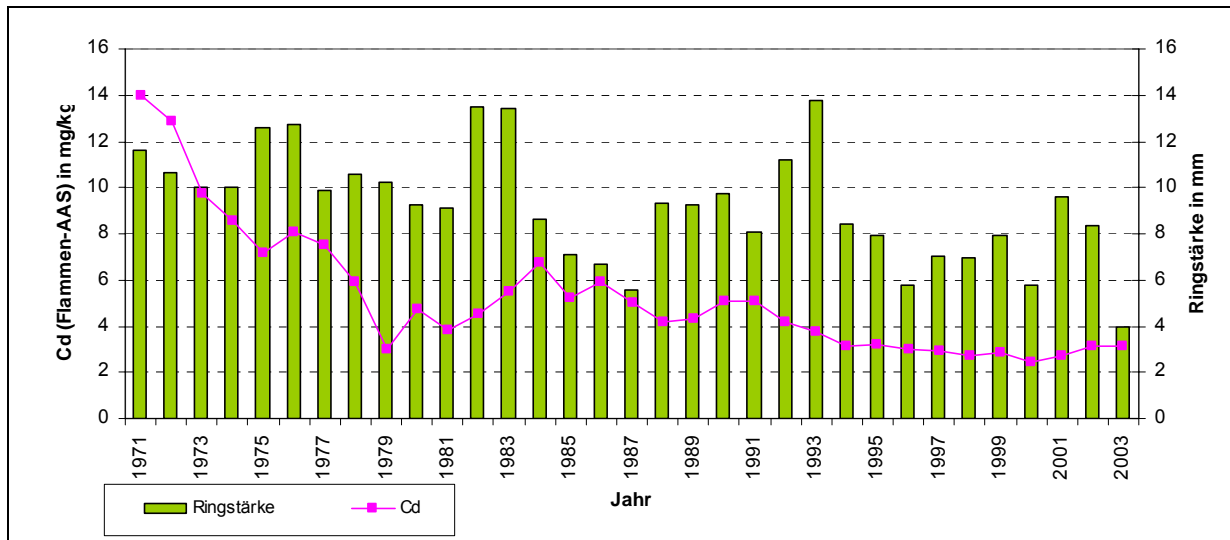


Abbildung 7-14 Cd-Konzentration im Holz der einzelnen Jahresringe im Vergleich zur durchschnittlichen Ringstärke der Baumscheibe einer Schwarzpappel

Ein Zusammenhang zwischen Ringstärke und Cd-Gehalt mittels Kreuzkorrelation konnte nicht nachgewiesen werden.

Chronologie der Aufnahme von Cd in der Schwarzpappel mit LA-ICP-MS

Die Kopplung von ICP-MS mit Laser-Ablations-Systemen ermöglicht die direkt-qualitative und semiquantitative Analyse von Festkörpern. Eine präparierte Schlitzprobe über die Baumscheibe wurde auf 10 Elemente untersucht. Nachfolgendes Diagramm zeigt die Messergebnisse für Cd (normiert auf C13).

Der grundsätzliche Verlauf der Konzentrationskurve in Abbildung 7-14 wird mit den Ergebnissen der LA-ICP-MS im Wesentlichen bestätigt (siehe Abbildung 4-35). Die Kurve zeigt mit großer Wahrscheinlichkeit den Rückgang bzw. die Einstellung der Produktion des LWL mit Cd-haltigen Substanzen im Jahre 1987/88 an. Dies stimmt mit den Ergebnissen zur Entwicklung der Gewässergüte (siehe Abschnitt 7.1, Seite 47) und zur Deposition bei den Staubniederschlagsmessungen (siehe Abschnitt 6.1.1, Seite 38) überein.

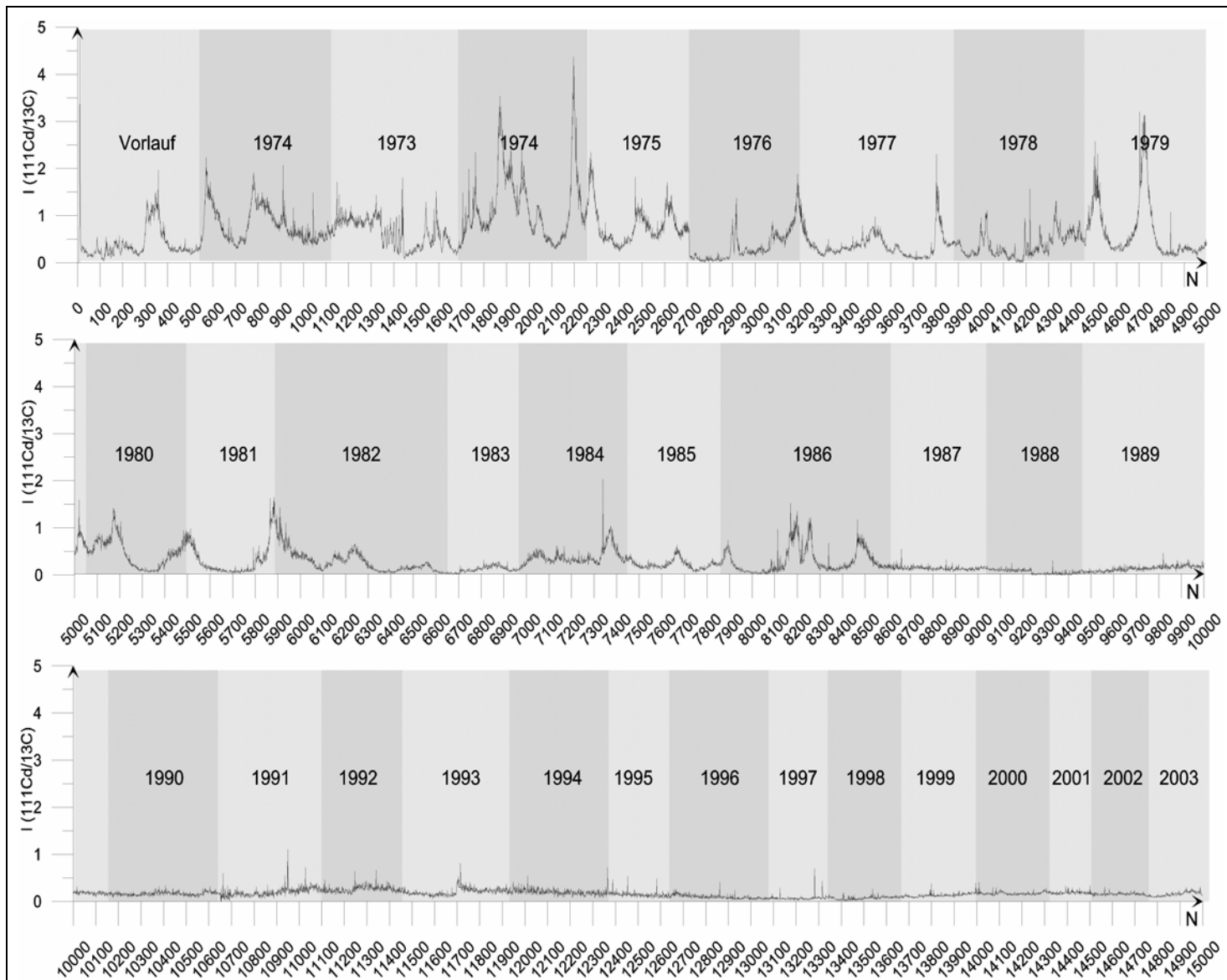


Abbildung 7-15 Untersuchung von Cd in der gleichen Baumscheibe wie in Abbildung 7-13 mit LA-ICP-MS

N bezeichnet die Anzahl der Messungen (insgesamt 14 950)

Anmerkung:

Die Messspur auf der Baumscheibe verlief aus technischen Gründen am Mittelpunkt (1971) vorbei; daher erscheint links neben dem hier ältesten gemessenen Jahrgang 1973 wieder das Jahr 1974.

Dies könnte die Niederschlagssituation in Bad Liebenstein widerspiegeln. Die Rechtsschiefe einiger Ausschläge ist mit Abflusskurven aus Lockergesteins-Grundwasserleitern vergleichbar.

7.4 Transfer Pflanze → Tier

Beprobungen an Tieren erfolgten bislang nicht. 1996 wurde jedoch vom Verfasser Kot (*Pferdeäpfel*) von auf einem Überflutungsgebiet weidenden Pferden untersucht. Dieser Pferdekot wies einen Cd-Gehalt von 20 mg/kg (KW) auf. Die Tiere nehmen mit dem Gras entsprechende Mengen Cd auf. Auch wenn man berücksichtigt, dass ca. 80 - 90 % des von den Pferden aufgenommenen Cadmiums wieder ausgeschieden wird, muss über größere Zeiträume eine relativ hohe Akkumulation im Tierkörper angenommen werden.

7.5 Methodik der Abgrenzung kontaminierter Bereiche auf den Überflutungsarealen

Unter Sanierung wird in Deutschland gem. BBODSCHG [1998] eine Abwehr von Gefahren für Schutzgüter verstanden, die die Unterbrechung von Wirkpfaden zum Inhalt hat. Bei dem hier betrachteten Kontaminationstyp 3 sind hinsichtlich des Ausmaßes der Gefährdungen nachfolgende Wirkpfade relevant:

Tabelle 7-5 Priorisierung der Wirkpfade auf den Überflutungsarealen

Wirkpfad	Aufschlussart	Priorität	Begründung
Boden → Pflanze	AN	1	unmittelbarer Schadstofftransfer, massive Cd-Aufnahme durch Gräser (Beweidung!), Büsche und Bäume
Boden → Mensch	KW	2	orale und dermale, untergeordnet auch inhalative Aufnahme prinzipiell möglich, jedoch in den stark bewachsenen Wiesen weniger wahrscheinlich (wenig Personenverkehr)
Boden → Grundwasser	wässr. Eluat	3	trotz oberflächennahem GW-Spiegel ist das GW durch die Auelehme relativ gut geschützt

Für die Praxisumsetzung sind für die o. g. Gefahrtenabwehr die sanierungsrelevanten Areale für die einzelnen Wirkpfade abzugrenzen. Dazu wurde auf einem Überflutungsareal ein Beprobungsraster von 15 x 15 m angelegt. In

ist die Abgrenzung der Cd-Konzentrationen für den Oberboden (0 - 20 cm Tiefe) mittels Krigingschätzung für diese Wirkpfade dargestellt.

Es ist zu hinterfragen, ob die Synopsis dieser Krigingschätzungen für eine Abgrenzung im Rahmen einer Sanierungsplanung ausreichend ist. Hintergrund für diese Frage sind mögliche Haftungsansprüche an den Planer. Liegen höhere Konzentrationen als der festgelegte Sanierungszielwert außerhalb des abgegrenzten Bereiches, kann der Planer für eine fehlerhafte Sanierung haftbar gemacht werden. Da bei der Krigingschätzung prinzipiell die Möglichkeit besteht, dass punktuell derartige Anomalien unterdrückt werden, wird neben einer Plausibilitätsprüfung ein Sicherheitsstreifen parallel zur äußersten Verbreitung der Synopsis der Isokonzen der Sanierungszielwerte zugeschlagen, im vorliegenden Falle mit einer Breite von 10 m.



Abbildung 7-16 Kriging-Auswertung auf einem Überflutungsareal nach Rasterbeprobung 15 x 15 m (n = 433) der oberen Bodenschicht von 0 – 20 cm (am oberen Kartenabschnitt beginnt jeweils das Gelände des LWL)

Bei der Sanierungsdurchführung wurde die obere Bodenschicht (0 - 20 cm) abgeschoben und entsorgt, der freigelegte Boden mittels Kalkung immobilisiert und darüber neuer Boden aufgetragen. Beispielsweise wurden bei einem Teilareal von 8 800 m² der Überflutungsbe-
reiche mit der Entfernung der oberen Bodenschicht ca. 2 700 t Boden entsorgt, der 810 kg Cd enthielt.



Abbildung 7-17 Praktische Umsetzung der Abgrenzung hochkontaminierter Überflutungsareale mittels Kriging: Abschieben des Oberbodens

Bis zum Vorliegen erster Ergebnisse des Bodenmonitorings nach der Sanierung werden Nutzungsbeschränkungen im Sinne von Beweidungsverbot, Verfütterungsverbot der Mahd, eingehalten. Im Ergebnis dieses Monitoring wird über die Aufhebung dieser Nutzungsbeschränkungen entschieden.

Überflutungen durch Gewässer mit hoher SM-Fracht führen zur Kontaminierung der Bachbette und zu seifenartigen Ablagerungen der Schadstoffe auf den Überflutungsarealen. Die Eindringtiefe der Schadstoffe in die lehmigen Auesedimente ist relativ gering und vermutlich vorwiegend durch Bioturbation kontrolliert.

Der Wirkpfad Boden → Pflanze dominiert gegenüber anderen Schutzgütern. Die Pflanzen nehmen hohe Anteile verfügbaren Cd aus dem Boden auf. Bei Bäumen spiegelt sich die Einstellung der Produktion und der damit verbundene nachlassende SM-Nachschub in einer deutlich geringeren Cd-Aufnahme in den entsprechenden Jahresringen wider.

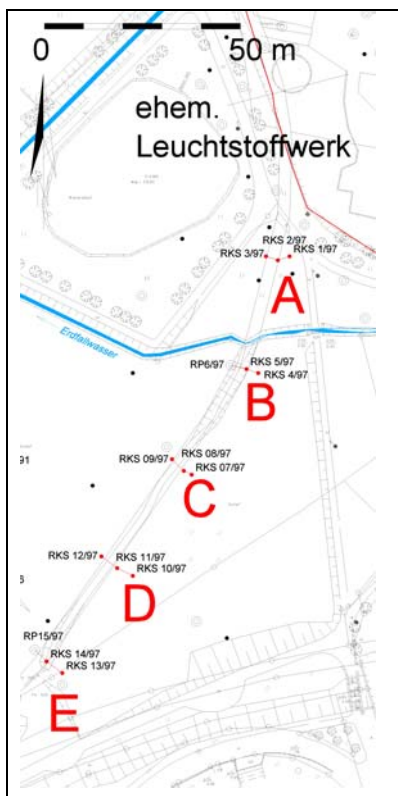
Auch wenn prinzipiell die Schadstoffkonzentrationen im Oberboden mit zunehmender Entfernung vom Bach abnehmen, ist die Verteilung der Schadstoffkonzentrationen aufgrund des Mikroreliefs und des anteilig partikulären Charakters der Akkumulation von einem hohen Nuggeteffekt gekennzeichnet. Dies ist bei der Anwendung von Interpolationsverfahren zur Generierung von Konzentrationsverteilungsplänen zu berücksichtigen.

8 Kontaminationstyp 4: verlandeter/verkippter Mühlgraben (Altablagerung)

Seit Menschengedenken wurde gerne auf die Möglichkeit zurückgegriffen, sich der Abfälle in natürliche oder von Menschen geschaffene Hohlformen zu entledigen. Totarme von Gewässern, Erdfälle, natürliche Senken, Hohlwege oder auch Steinbrüche, Tagebaurestlöcher wie auch Bombentrichter eignen sich besonders dazu, die Abfälle aus dem Blickfeld zu entfernen. Insbesondere weil diese Art der Ablagerung von Abfällen im Gegensatz zu Halden, Kippen und aufragenden Deponien aus der Sicht und schließlich aus dem Bewusstsein des Menschen geraten, ist es wichtig, ihr Gefahrenpotenzial zu untersuchen.

Im Standortbereich des Leuchtstoffwerkes wurde vor dessen Existenz vermutlich schon im 18. Jahrhundert von der Grumbach ein Mühlgraben abgezweigt, der eine talabwärts am Aue- rand gelegene Mühle mit Wasser versorgte. In dieser 'Dreschersmühle', benannt nach ihrem ersten Inhaber, wurde mit Hilfe der Wasserkraft das Korn aus den Nachbarorten Bairoda und Meimers gemahlen.

Ein Teil der Abwässer des Leuchtstoffwerkes wurde im Zeitraum von 1948 bis etwa 1968 in diesen Mühlgraben geleitet. Daraus resultiert eine hohe Belastung des zunehmend verlandenden Grabensedimentes insbesondere mit Cadmium. Die extensiven Produktions- erweiterungen des Leuchtstoffwerkes führten Anfang der 60er Jahre des vorigen Jahrhun- derts zu einigen Neubauten. Diese Expansion nach Süden bewirkte eine räumliche Kollision mit dem Mühlgraben, so dass er verfüllt wurde, offensichtlich auch mit Cd-haltigen Abfällen [ROSELT 1997].



Der Mühlgraben wurde mit jeweils drei Rammkernsondierungen in 5 Profilen senkrecht zu seiner Längserstreckung untersucht [ROSELT 1997]. 63 Bodenproben wurden auf Cd (KW) untersucht. Außerdem wurden im unmittelbaren GW- Abstrombereich zwei Rammpegel installiert, um mögliche Schadstoffausträge aus dem Mühlgraben in das Grund- wasser zu detektieren.

Abbildung 8-1 Lage der Bohrprofile für Rammkernsondierungen senkrecht zur Erstreckung des Mühlgrabens

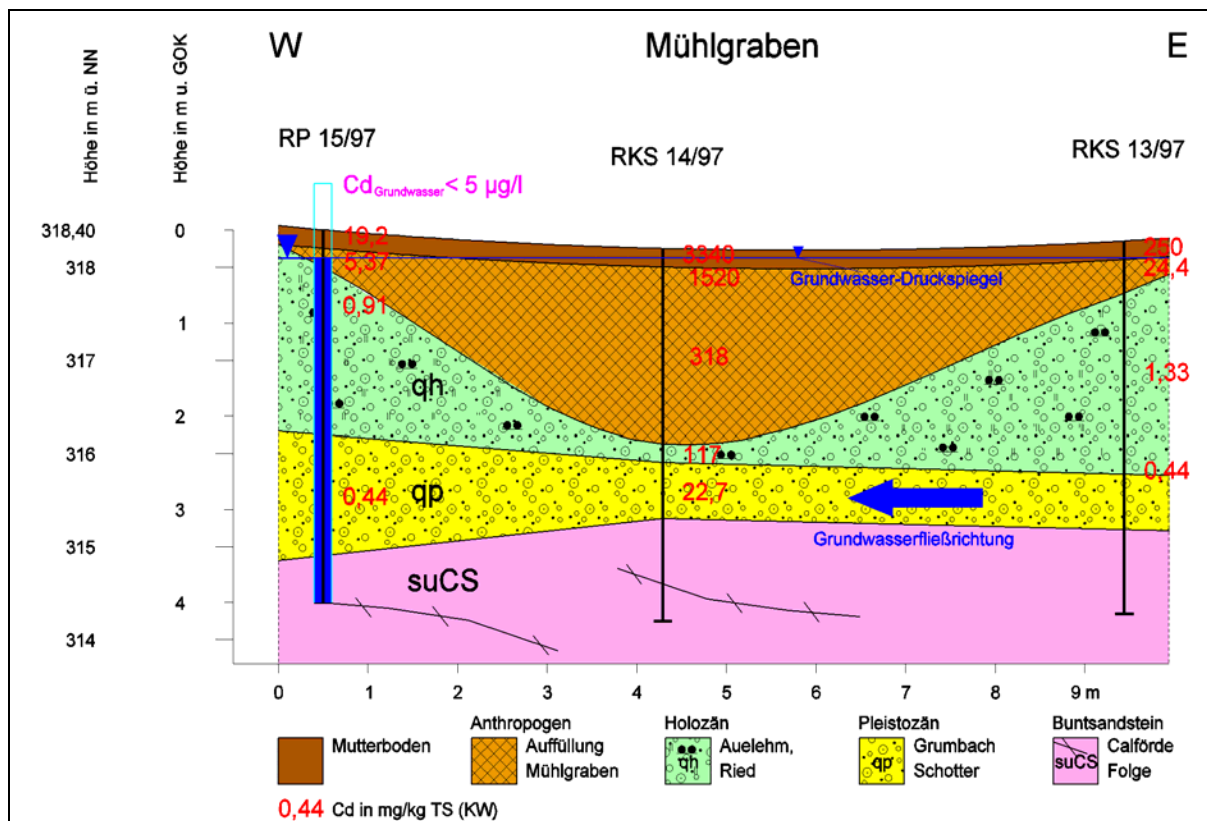


Abbildung 8-2 Geologischer Schnitt durch die Mühlgrabenstruktur mit angetragenen Cd-Gehalten

Das kontaminierte Verfüllungssubstrat verkörpert im Mühlgrabenabschnitt südlich des Leuchtstoffwerkes ein Volumen von ca. 818 m³. Einen Überblick über die Grabenstruktur und die Konzentrationsverteilung des Cd gibt Abbildung 8-2.

Die Cd-Gehalte im verfüllten Substrat des Mühlgrabens liegen zumeist im Bereich einiger hundert mg/kg (KW). Obwohl diese Konzentrationen als extrem hoch anzusprechen sind, sind sie unter den real vorliegenden Bedingungen von pH = 6,9 ... 7,3 kaum eluierbar (Tabelle 8-1). Dies korreliert mit den Untersuchungen zum Kontaminationstyp 1, mit denen nachgewiesen wurde, dass Cadmium in relativ stabilen Bindungsformen im Boden vorliegt (vergleiche Abschnitt 5.1).

Tabelle 8-1 Gegenüberstellung von Cd-Gehalten im Königswasseraufschluss (DIN 38414-S7) und Cd-Konzentrationen im wässrigen Eluat (DIN 38414-S4) zweier Mischproben (Grabensubstrat aus den Rammkernsondierungen (RKS) 5 und 14 (Analyseverfahren nach DIN 38406-E22, atomemissionsspektrometrisch)

Probenbez.	Entnahmeintervall in m	Cd (KW) in mg/kg	Cd (wässr. Eluat) in mg/l	pH-Wert
Mischprobe RKS 5	0,2 - 2,4	242	< 0,05	6,9
Mischprobe RKS 14	0,2 - 2,1	318	< 0,05	7,3

Tabelle 8-2 Ergebnisse von Elutionsversuchen an Cd aus dem Mühlgrabenssubstrat

Probe	Elutionsmittel					Vergleich:
	Wasser	verdünnte CH ₃ COOH (pH 3)	verdünnte HCl (pH 2)	halbkonz. HCl	halbkonz. HNO ₃	Cd im KW
	in mg/l					in mg/kg
11/1	0,21	90	96	207	196	2 240
14/1	0,10	160	190	330	300	3 340

für 1 l Eluat wurden jeweils 100 g Trockenmasse entspr. DIN 38414-S4 behandelt

Lediglich bei Proben hoher Gesamtgehalte an Cd sind mit Wasser oder stärkeren Elutionsmitteln messbare Anteile lösbar (Tabelle 8-2). Die geringe Verfügbarkeit von Cd ist unter Berücksichtigung der Eigenschaft des Mühlgrabens als ehemaliges Fließgewässer mit geringer Bachdynamik auch dahingehend zu deuten, dass mit dem Durchfluss des Wassers die verfügbaren Cd-Anteile im Bachsediment herausgelöst wurden. Analoge Aussagen lieferte die Betrachtung der Ablagerungen im Kanalisationssystem in Abschnitt 7.1.

Die Altablagerung im ehemaligen Mühlgraben enthält ca. 1,2 t Cd (ermittelt über den Mittelwert von 15 Proben). Im Vergleich des strukturellen Aufbaues mit der Konzentrationsverteilung ist abzulesen, dass aus dem Substrat des Mühlgrabens nur relativ geringe Mengen an SM in den Auelehm migriert sind. Dieser bildet sowohl vertikal als auch lateral eine transferhemmende Einbettung des Mühlgrabens. Die Konzentrationen gehen zumeist um Dimensionen zurück. Ein geringerer Konzentrationsrückgang ist in Bereichen anzutreffen, in denen der Auelehm geringmächtiger ist. Deutlich stärker sind Migrationen und somit auch Grundwassergefährdungen messbar, wenn der Auelehm gänzlich fehlt. Dies ist beispielsweise in einem untersuchten lokalen Teilbereich der Fall: Dort liegt das aufgefüllte Mühlgrabenssubstrat unmittelbar dem Grumbach-Schotter auf. Die vertikale Verteilung der Gehalte ist fast homogen: 242 mg/kg Cd im Mühlgrabenssubstrat, 224 mg/kg im Grumbach-Schotter. Solche ‚Fenster‘ fehlenden Auelehms sind bevorzugte Schadstofftransferpfade.

Altablagerungen mit ähnlich hohen Cd-Gehalten sind bis auf den sog. ‚Cd-Berg‘ eines ehemaligen chemischen Betriebes in Apolda (ebenfalls Thüringen) nicht bekannt. Im Vergleich zu anderen Kontaminationstypen am exemplarischen Standort ist der verfüllte Mühlgraben hier nur von untergeordneter Bedeutung.

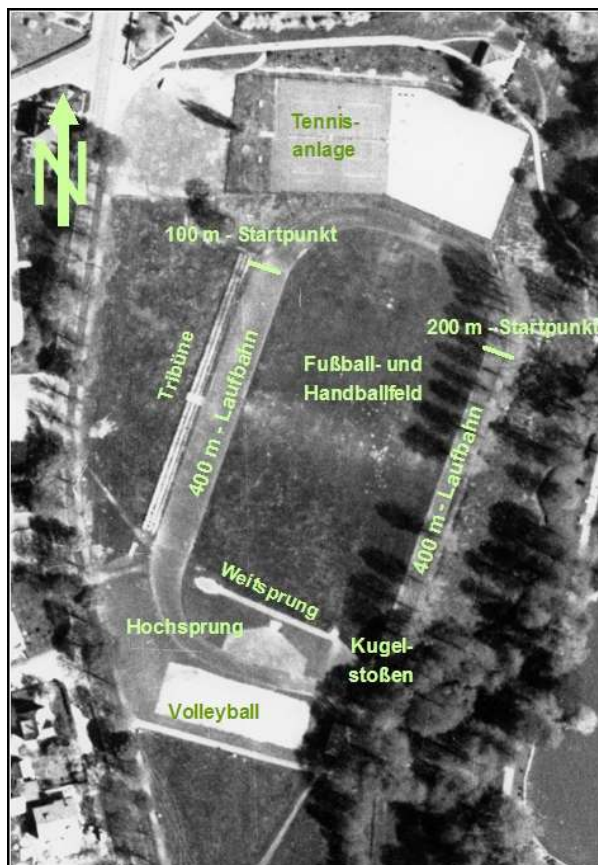
In lehmig-tonige Auesedimente eingebettete, bis in den Grundwasserhorizont reichende Altablagerungen verhalten sich bei geringem Schadstoffaustrag weitgehend stabil, solange keine größeren Direktkontakte zum Aquifer aufgrund des stellenweisen Fehlens der bindigen Einbettung bestehen.

Bis auf die Ausnahmen derartiger ‚Fenster‘ wird die räumliche Schadstoffverteilung von der Verbreitung des Verfüllungssubstrates der Altablagerung bestimmt.

9 Kontaminationstyp 5: Auftrag Cd-haltiger Substanzen als Markierung auf dem kommunalen Sportplatz

In diesem Abschnitt wird auf einen Sonderfall eingegangen. Es war bekannt, dass mit Produkten des Leuchtstoffwerkes über viele Jahre Markierungen auf dem kommunalen Sportplatz vorgenommen wurden. GÜNTHER [1990] hatte den Sportplatz, der sich etwa 600 m nördlich des LWL befindet, in sein Beprobungsraaster aufgenommen und stellte dort Cd-Gehalte im Boden von 16,1 und 44,8 mg/kg fest (Probenaufschluss in Salzsäure). In späteren Untersuchungskampagnen mit Rastern, die über ganz Bad Liebenstein gelegt wurden [LUFA 1991, SCHEIBERT et al. 1996, HUNDT et al. 1998] wurde der Sportplatz ebenfalls mit erfasst. FISCHER [2003] führte Untersuchungen direkt am Sportplatz durch (32 Proben). Insgesamt wurden bei diesen Untersuchungen maximale Gehalte von Cd bis 161 mg/kg KW, bis 2,1 mg/kg AN und bis 2,1 µg/l im wässrigen Eluat festgestellt.

Erst GRABS [2005] arbeitete die Problematik intensiv auf und stellte umfangreiche Recherchen zur Historie an, in deren Ergebnis der Sportplatz mit einem speziellen Konzept einer vertiefenden Beprobung unterzogen wurde. Nach ihren Rechercheergebnissen wurde der 1953 errichtete Sportplatz teilweise sogar als kleines Stadion ausgebaut und intensiv in den Jahren von 1955 bis 1980 durch Schulen und Sportvereine genutzt. Im Zeitraum von ca. 20 Jahren wurden die einzelnen Anlagen (Aschenbahn / Laufstrecke, Sprunganlagen, Wurfanlage, Volleyball-, Fußball und Handballfelder) mit Siebrückständen aus der Herstellung der Halophosphatleuchtstoffe (Cd-Anteil 0,9 %) mit einer Kreidestreamaschine aufgebracht. Das Substrat wurde in Säcken zu je 50 kg vom LWL zur Verfügung gestellt.



Aus den Luftbildaufnahmen zu den Größen der einzelnen Anlagen sowie aus Zeitzeugenberichten ermittelte GRABS [2005] überschlägig eine Gesamtmenge aufgebracht Substanzen von etwa 30 t, in denen 270 kg reines Cd enthalten war.

Neben nachgewiesener Migration des Cd in tiefer gelegene Bodenschichten wurden die lose aufgetragenen, schwach angehäuften Markierungslinien durch die Akteure auf dem Sportplatz verschleppt und auch vom Wind verweht. GRABS [2005] berichtet nach befragten Zeitzeugen, dass während mancher ausgetragener Wettkämpfe die Linien mehrmals täglich erneuert wurden.

Abbildung 9-1 Luftaufnahme vom Sportplatz aus dem Jahre 1980 [aus GRABS 2005]

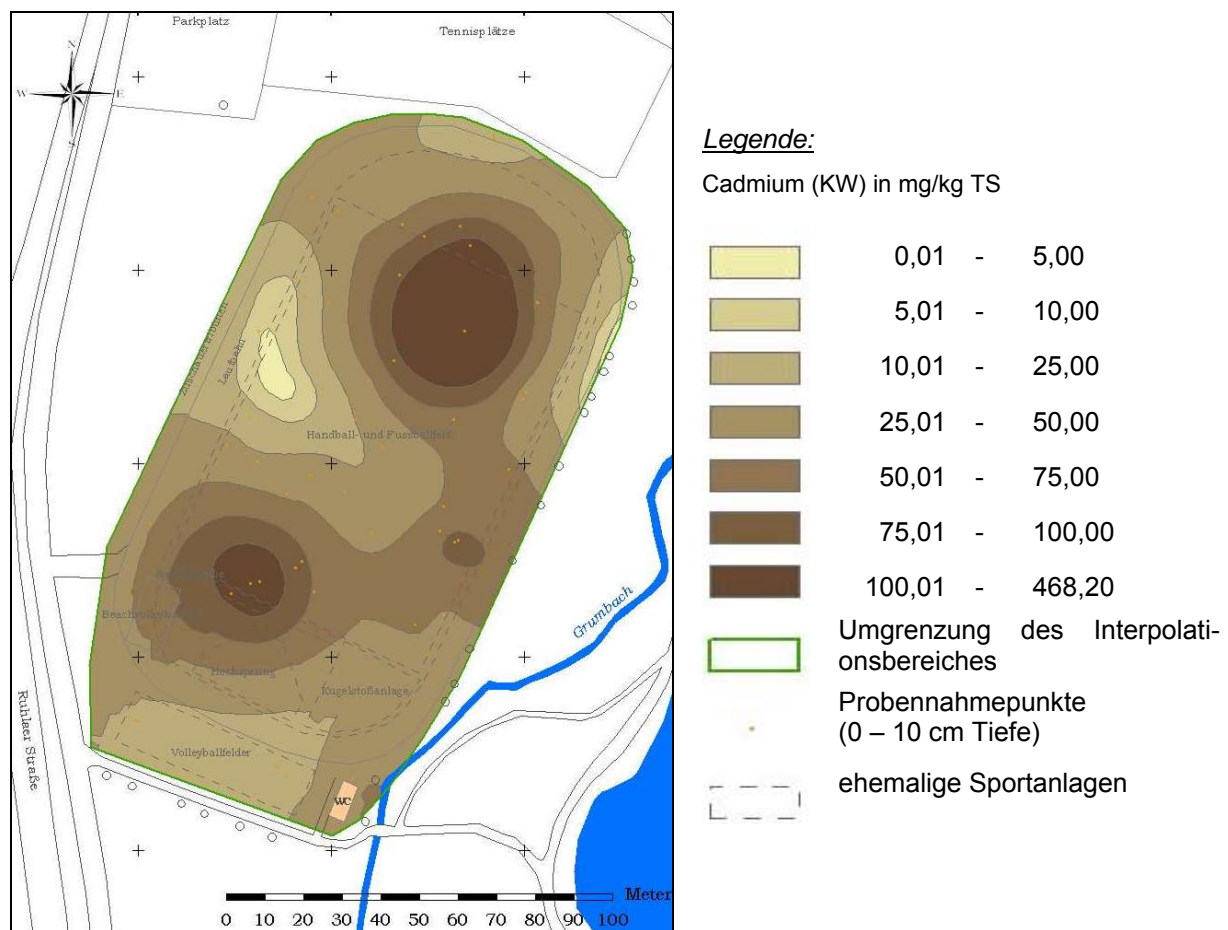


Abbildung 9-2 Kontaminationstyp 5: Cd-Verteilung im Boden (0 - 10 cm Tiefe) auf der Sportanlage (nach GRABS 2005), ermittelt mit *ordinary kriging*

GRABS [2005] wies mit ihren Untersuchungen Cd-Konzentrationen (KW) zwischen 0,15 und 470 mg/kg TS (n = 64) mit äußerst heterogener Verteilung nach. Im Oberboden betragen die Konzentrationen im Mittel 71,4 mg/kg.

In Bezug auf die flächige Verbreitung liegen die höchsten Konzentrationen im Bereich der Torrräume des ehemaligen Spielfeldes. Sie zeichnen nach mehr als 20 Jahren – wenn auch verschwommen – Bereiche ehemaliger Markierungslinien nach und können auch durch erhöhte Spielaktivität, die zu einer verstärkten Durchmischung des aufgetragenen Substrates mit dem Oberboden geführt haben kann, zu dem in Abbildung 9-2 dargestellten Verteilungsmuster geführt haben.

Beim Sonderfall des bewussten Auftrages schwermetallhaltiger Substanzen auf den Oberboden wird die weitere Stoffverteilung zunächst sowohl von Verwehungen als auch von Menschen (in diesem Fall die sich sportlich betätigenden) bestimmt.
 Die Eindringtiefe der Schadstoffe über Jahrzehnte ist relativ gering.

10 Die Kontaminationstypen im Vergleich

10.1 Gesamtbetrachtung der Cd-Kontamination und vergleichende Charakteristik der Kontaminationstypen

Die ermittelte Gesamtmenge des in den Kontaminationstypen 1 - 5 enthaltenen Cd von ca. 36 t (vgl. Tabelle 10-1, Seite 73) ist erheblich, zumal sie sich nur auf die Korngröße bis 2 mm und bei allen Kontaminationstypen außer Typ 2 nur auf Konzentrationen oberhalb für jeweilige Nutzungsszenarien festgelegte Sanierungszielwerte bezieht.

Eine von Verantwortlichen mit ‚Aufatmen‘ kommentierte ‚Beruhigung der Situation‘ (Konzentrationsabnahme bei den Typen 2, 3 und 5) kann nicht darüber hinwegtäuschen, dass erhebliche Mengen Cd - und davon überwiegend verfügbare Anteile - in die weitere Umwelt ausgebracht wurden. Kenntnisse von massiven Cd-Transporten wie in Abschnitt 7.1 (Schwebstoffe s. Abbildung 7-1, Seite 48, und Bachsedimente s. Abbildung 7-2, Seite 50) lassen nur erahnen, welchen ‚Beitrag‘ das ehemalige Leuchtstoffwerk für die SM-Belastung von Werra und Weser und deren Sedimente bis in die Nordsee geleistet hat. Eine Bilanzierung des über den Zeitraum von Beginn der Emission bis zur Gegenwart vom Stadtgebiet und den Überflutungsarealen abtransportierten Cd kann nur sehr schwer nachvollzogen werden. Die Anteile verbliebener verfügbarer Cd-Fractionen sind in der Relation zur Gesamtmenge gering und in der Größenordnung von < 2 % anzusetzen; ihr Absolutbetrag jedoch ist immer noch hoch (2 % entsprechen 720 kg).

Aus den Beschreibungen in den vorangegangenen Abschnitten geht hervor, dass die Kontaminationstypen signifikante Unterschiede aufweisen. Dies soll im unmittelbaren Vergleich vertieft werden (Tabelle 10-1, Seite 73). Hervorzuheben sind zunächst die immissionsbedingt entstandenen Konzentrationsunterschiede der Kontaminationstypen und ihre Verbreitung auf unterschiedlich großen Flächen.

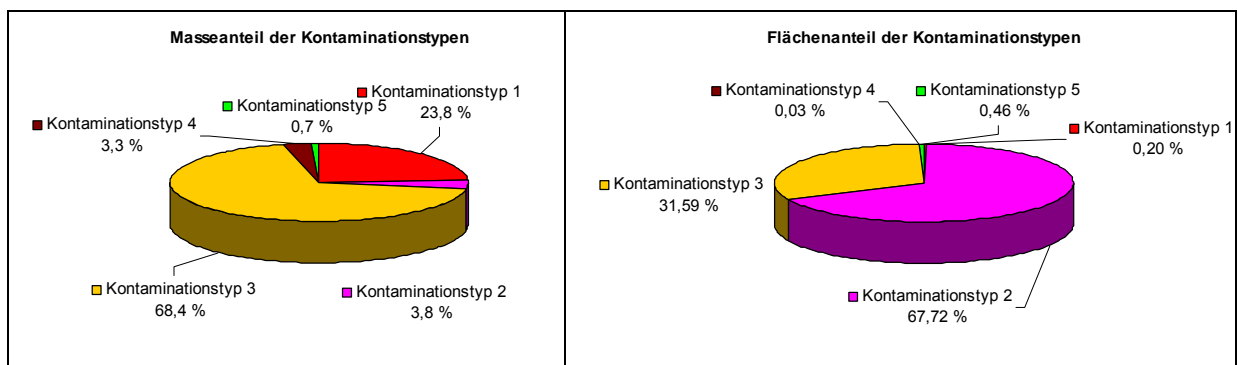


Abbildung 10-1 Prozentuale Massen- und Flächenanteile der Kontaminationstypen

Dabei haben Immissionen, durch die Cd-Verbindungen auf die Oberfläche aufgebracht wurden, insgesamt nur eine relativ geringe Tiefenwirkung (Typen 2, 3 und 5). Massive Einträge in den Grundwasserleiter und das Grundwasser selbst waren nur am Altstandort möglich, weil nur dort der schützende Auelehm teilweise fehlt oder durch Fundamente / Kanalisationsleitungen perforiert ist.

Tabelle 10-1 Gegenüberstellung wesentlicher Eigenschaften der Kontaminationstypen

		Kontaminationstyp 1 Direkteintrag (Altstandort)	Kontaminationstyp 2 Deposition (Stadtgebiet)	Kontaminationstyp 3 Überflutung (Aue)	Kontaminationstyp 4 Altablagerung (Mühlgraben)	Kontaminationstyp 5 Direktaufbringung (Sportplatz)
Genese der Bodenbelastung:		Direkteintrag am Altstandort (sog. Handhabungsverluste)	Schwermetallaustritt durch Abluftsysteme	Abgabe gering- oder völlig ungeklärter Abwässer in die Vorflut	Ablagerung SM-haltiger Produktionsabfälle in einem ehem. Mühlgraben	Auftragung Cd-haltiger Produkte als Markierungen auf dem Sportplatz
Immissionswege:		von der Oberfläche bzw. dem Kanalisationssystem in den Boden (→ Grundwasser)	Luft → Boden (Deposition)	Abwässer → Vorfluter → Boden	Abfall → Boden	Produkt → Boden
Ergebnis:		tiefgründige Cd-Belastung der ungesättigten und gesättigten Bodenzone, Kontaminierung des Grundwassers	flächige Anreicherung der obersten Bodenschichten mit Cd und anderen SM, auf versiegelten Bereichen im Stadtgebiet bereits abgeführt (Kanalisation, Vorflut, Klärwerk)	Kontaminierung der Bachbette und flächige Anreicherungen im oberen Bodenbereich der Überflutungsareale („Seifen“)	Bestehen eines langgestreckten Schadstoffkörpers als latente Quelle	Kontaminierung einer ca. 1,9 ha großen Fläche mit Cd-Anreicherungen in den oberen Bodenschichten
Cd-Konz.:	KW	80 mg/kg ¹⁰ - 40.000 mg/kg TS	0,8 mg/kg ¹¹ - 50 mg/kg TS (nahe des LWL bis 250 mg/kg)	50 mg/kg ¹² - 3.700 mg/kg TS	50 mg/kg ¹³ - 3.340 mg/kg TS	10 mg/kg ¹⁴ - 470 mg/kg TS
	AN	k. A.	< 0,01 - 0,8 mg/kg (nahe des LWL bis 32 mg/kg)	< 0,01 - 65 mg/kg	k. A.	0,025 - 2,1 mg/kg
	wässr. Eluat	< 0,001 - 0,025 mg/l	k. A.	< 0,001 - 0,61 mg/l	< 0,05 - 0,21 mg/l	k. A.
Tiefenwirkung, Eindringtiefe des Cd in den Boden:		bis 7 m	bis 0,4 m	bis 0,4 m, max. bis 1,0 m	bis 4 m	nachgewiesen bis 0,5 m, möglicherweise noch tiefer
Angaben zur beeinträchtigten Fläche:		4.500 m ²	1990: 2,1 km ² (mit versiegelten Flächen) 1998: 1,5 km ²	ca. 70 ha	715 m ²	ca. 1 ha
Volumen kontaminierter Böden:		12.500 m ³	1990: 363.000 m ³ 1998: 249.000 m ³ (bezogen auf 0-20 cm Tiefe, ohne versiegelte Bereiche)	140.000 m ³ (bezogen auf 0-20 cm Tiefe)	818 m ³	3.720 m ³
darin enthaltene Cd-Menge (bezogen auf KW):		8,7 t	1990: 2,92 t 1998: 1,40 t	25 t (unter Annahme einer durchschnittlichen Cd-Konzentration von nur 100 mg/kg TS) ¹⁵	1,2 t	270 kg (nach Hist. Recherche wurden ca. 30 t Substrat mit ca. 270 kg Cd aufgebracht)
Tendenz:		± gleichbleibend	abnehmend	langfristig abnehmend, doch immer wieder Umlagerungen unterworfen (Aktualität von Analysen!)	gleich bleibend	sehr schwach abnehmend
wichtigste Wirkpfade (priorisiert):		1. Boden → Grundwasser (→ Heilwasser) 2. Boden → Mensch (Direktkontakt)	1. Boden → Pflanze 2. Boden → Mensch (Direktkontakt)	1. Boden → Pflanze 2. Boden → Mensch 3. Boden → Grundwasser	1. Boden → Pflanze 2. Boden → Grundwasser	1. Boden → Pflanze 2. Boden → Mensch
limitierende Faktoren der Ausbreitung:		<u>geologische Bedingungen:</u> Adsorption der SM an Ton- und Schluffpartikel in Auelehm und Grumbach-Schotter	<u>meteorologischen Bedingungen:</u> Windstärke, Hauptwindrichtung, Talkessellage	<u>hydrologische Bedingungen:</u> Akkumulation abhängig von Bachpegelhöhe und -dynamik bei Überflutungsereignissen	<u>geologische Bedingungen:</u> verfüllte Hohlform eingebettet überwiegend in Auelehm	<u>pedologische Bedingungen:</u> Adsorption der SM an Ton- und Schluffpartikel im Oberboden
Mobilisierungsmöglichkeiten im Boden:		- durch Eintrag mechanischer Energie - Durch chemische Milieüänderungen an der Oberfläche Verwehung, Verschleppung	- Umgrabungen, Bautätigkeit - Bodenversauerung, chemische Milieüänderungen	- Umlagerung durch Neu-Überflutungen - Bodenversauerung - Verschleppung durch Tiere - Partikulärer Transport	- Bodenversauerung	- Verschleppung durch Menschen - Verwehung - Bodenversauerung und Lösungsverlagerung durch Regenwasser - partikulärer Transport

¹⁰ = Sanierungszielwert gem. Sanierungsplan f. die ungesättigte Bodenzone

¹¹ = geogene Hintergrundbelastung

¹² = Sanierungszielwert gem. Sanierungsplan für Teilareale (gesättigte Bodenzone, Bachsedimente, sensiblere Nachnutzung)

¹³ = Sanierungszielwert gem. Sanierungsplan für Teilareale

¹⁴ = Sanierungszielwert nach HEMPFLING (1998)

¹⁵ auf einer 2004 sanierten Teilfläche von ca. 0,9 ha südlich des LWL betrug die durchschnittliche Cd-Konzentration 343 mg/kg TS; im weiteren Auenverlauf Richtung Süden nehmen die Konzentrationen jedoch spürbar ab

10.2 Limitierende Faktoren bei der räumlichen Erstreckung der Kontaminationstypen

Günstigen geologischen und geomorphologischen Standortbedingungen ist es zu danken, dass die Ausbreitung der Kontaminationen keine noch größeren Ausmaße angenommen hat. Abbildung 10-2 gibt eine räumliche Übersicht über die flächenhafte Ausdehnung der Kontaminationstypen im Stadtgebiet von Bad Liebenstein:

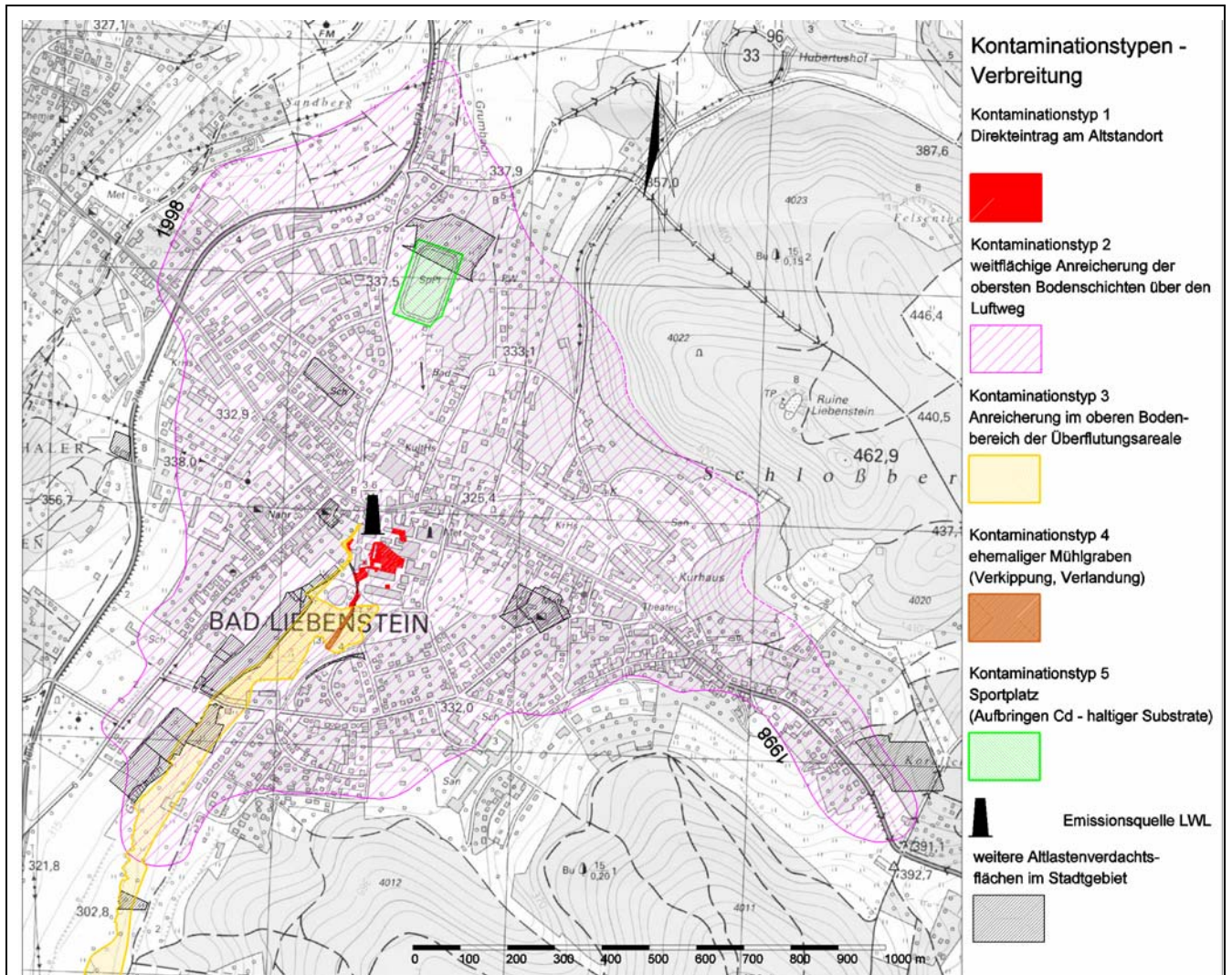


Abbildung 10-2 Synoptische Darstellung der räumlichen Ausdehnung der Kontaminationstypen im Stadtgebiet Bad Liebensteins

Anmerkung: Der Kontaminationstyp 3 erstreckt sich über den Kartenausschnitt hinaus ca. 5 km in südliche Richtung

Aus der Überlagerung verschiedener Typen der Bodenkontaminationen und der Kenntnis ihrer unterschiedlichen Eigenschaften (Konzentrationsbereiche, lösliche Anteile, Tiefenwirkung, Exposition...) wird deutlich, dass beispielsweise eine über das gesamte Untersuchungsgebiet erfolgende Interpolation der Konzentrationsverteilung ohne Beachtung der einzelnen Kontaminationstypen mit Fehlern behaftet sein wird. Es sind limitierende Faktoren zu beachten, die am Rand der Verbreitung der Kontaminationstypen zu Konzentrationssprüngen führen. Die limitierenden Faktoren für die Schadstoffausbreitungen sind für die Kontaminationstypen unterschiedlich.

Eine Charakterisierung der limitierenden Faktoren der Schadstoffausbreitung ist in Tabelle 10-1 enthalten. Besonders deutlich wird die Problematik beim Kontaminationstyp 3 (vgl. Abbildung 10-3): Am scharf begrenzten Rand der Überflutungsareale tritt ein Konzentrationsprung zum benachbarten Kontaminationstyp auf, der mit der Interpolation verwischt wird. Praktische Folge ist die völlig ungerechtfertigte Zuordnung von Flurstücken privater Grundstücksbesitzer in Flächen erhöhten Kontaminationsverdachtes.

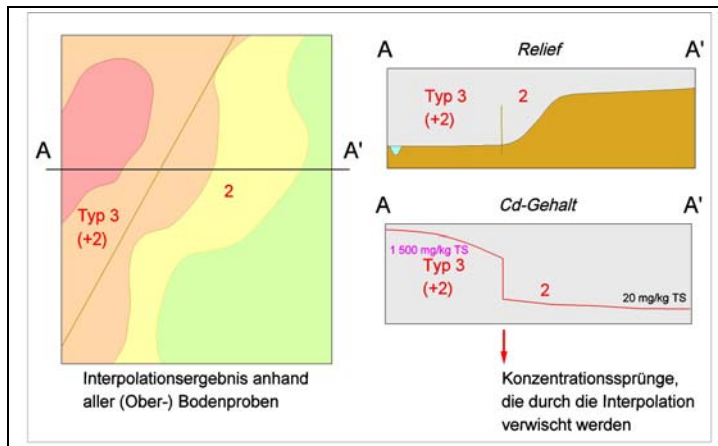


Abbildung 10-3 Problematik der Konzentrationsprünge am Rand des Kontaminationstyps 3

KNETSCH [1999] untersuchte die Cd-Verteilung im Mikrelief eines Überflutungsgebietes der Grumbach.

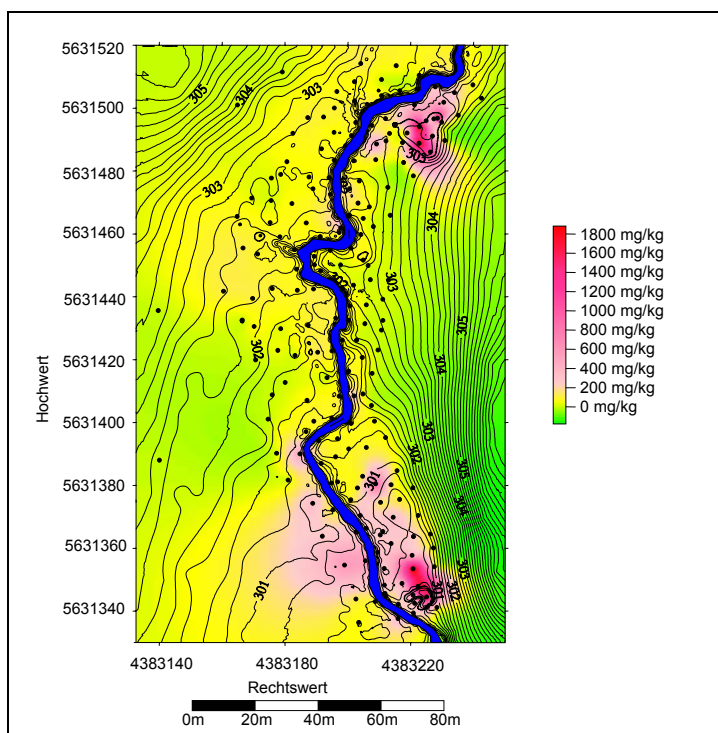


Abbildung 10-4 Verteilung des Cadmiums im Oberboden der Testfläche von KNETSCH [1999]

Die Punkte kennzeichnen die Lokalitäten der Probennahme.

Er belegte, dass ab einer relativen Höhe von ca. 1,1 m über dem Bachpegel eine signifikante Abnahme der Metallkonzentrationen feststellbar ist. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit, unter Verwendung des relativen Höhenmodells eine obere Höhengrenze für den Kontaminationstyp 3 darzustellen:

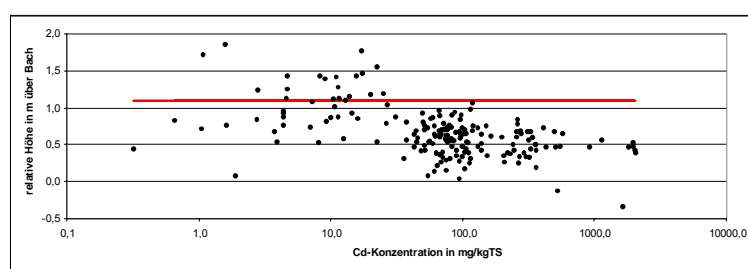
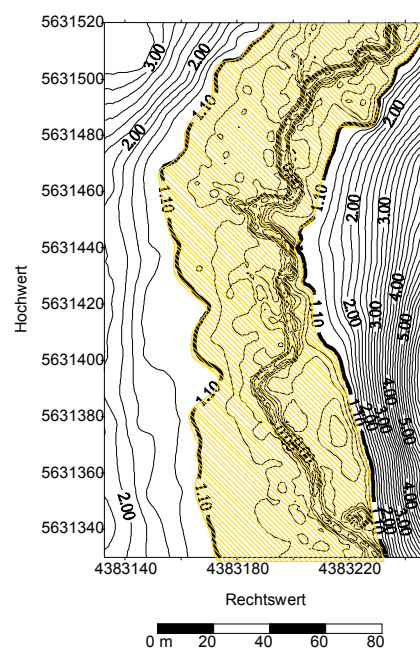


Abbildung 10-5 a) und b): Abhängigkeit des Cadmiumgehaltes von der relativen Höhe über dem Bachpegel nach KNETSCH [1999] (in logarithmischer Darstellung) und Darstellung der Grenze des Kontaminationstyps 3 als 1,1-m-Linie über dem Bachpegel



Mit tachymetrischen Methoden kann so der Rand des Kontaminationstyps 3 relativ geringaufwändig erfasst werden. Der an dieser Lokalität gefundene Rand lässt sich bei bekanntem Auequerschnitt auch auf andere Bereiche der Aue übertragen. Liegen Abflussdaten vor, besteht eine weitere Möglichkeit seiner Lokalisierung darin, das Volumen des Wassers des HHQ-Wertes in das Höhenmodell zu integrieren. Der Rand des Kontaminationstyps entspräche dann der Höhe, die von der kontaminierten Schwebfracht noch erreicht worden ist.

10.3 Auswirkungen unterschiedlicher Kontaminationstypen auf die Beeinträchtigung von Bodenfunktionen

Umweltrelevante Gefahren werden im deutschen Bodenschutzrecht nach der Beeinträchtigung der Bodenfunktionen durch schädliche Bodenveränderungen beurteilt. Die bisherigen Ergebnisse am exemplarischen Standort lassen vermuten, dass von den unterschiedlichen Kontaminationstypen die einzelnen Bodenfunktionen unterschiedlich beeinträchtigt sind, was nachfolgend geprüft werden soll (vgl. Tabelle 10-2, Seite 77).

Es wird zwischen natürlichen (1), Archiv- (2) und Nutzungsfunktionen (3) des Bodens unterschieden (BBODSCHG). Zunächst wird geprüft, welche Bodenfunktionen für die Kontaminationstypen überhaupt von Relevanz sind (Tabelle 10-2). Nur diesen ist ein entsprechendes Schutzbedürfnis zuzuerkennen. Beispielsweise ist die Archivfunktion (2) für alle Kontaminationstypen nicht relevant und kann aus einer weiteren Prüfung ausscheiden.

Natürliche Bodenfunktionen

Hinsichtlich der natürlichen Bodenfunktionen (1 a bis 1 c) sind signifikante Beeinträchtigungen durch den Direkteintrag am Altstandort (Kontaminationstyp 1) und die Überflutungen (Kontaminationstyp 3) eingetreten. Aufgrund des massiven SM-Eintrages am Altstandort wurde das Rückhaltevermögen des Bodens (Funktion 1 c) überfordert, so dass sich eine Schadstofffahne im Grundwasser ausbilden konnte. Auf den Überflutungsarealen ist aufgrund der massiven Stoffeinträge die Lebensraum- und die Haushaltsfunktion (1 a und 1 b)




derart beeinträchtigt, dass beispielsweise Pflanzen in erheblichem Maße Cd aufgenommen haben.

Die Kontaminationstypen 2, 4 und 5 haben die natürlichen Bodenfunktionen nicht oder nur geringfügig beeinträchtigt.

Tabelle 10-2 Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen durch die Kontaminationstypen

		Kontaminationstypen				
		1	2	3	4	5
Bodenfunktionen gem. § 2 Abs. 2 BBodSchG Ziffer (2) Funktion als ...		Direkteintrag (Altstandort)	Deposition (Stadtgebiet)	Überflutung (Aue)	Altablagerung (Mühlgraben)	Direktaufbringung (Sportplatz)
1 a	Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	-	(+)	+	(+)	(+)
1 b	Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen	-	(+)	+	-	-
1 c	Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium ... Filter-, Puffer-, und Stoffumwandlungseigenschaften, insbes. auch zum Schutz des Grundwassers	+	-	(+)	(+)	-
2	Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	-	-	-	-	-
3 a	Rohstofflagerstätte	-	-	(+)	-	-
3 b	Fläche für Siedlung und Erholung	-	+	(+)	-	+
3 c	Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung	-	+	+	(+)	-
3 d	Standort für sonstige wirtschaftliche und öffentliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung	+	+	(+)	-	-

Legende:

1. Relevanz der Kontaminationstypen für die Bodenfunktionen:	+	relevant
	(+)	bedingt relevant
	-	nicht relevant
2. Einschätzung der Beeinträchtigung der standortrelevanten Bodenfunktionen durch schädliche Bodenveränderungen (i. S. § 2 Abs. 3 BBodSchG)		signifikant beeinträchtigt
		geringfügig oder teilweise beeinträchtigt
		nicht beeinträchtigt

Nutzungsfunktionen

Am Altstandort selbst ist jegliche gewerbliche oder anderweitige öffentliche Weiternutzung ohne die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen nicht möglich (Störung der Bodenfunktion 3 d). Im vom Cd-haltigen Staubbiederschlag betroffenen Stadtgebiet Bad Liebensteins sind die Bodenfunktionen als Fläche für Siedlung und Erholung sowie für land- und forstwirtschaftliche Nutzung (in diesem Sinne auch Kleingärten) je nach Entfernung von der Emissionsquelle teilweise beeinträchtigt. Kontaminationstyp 3 (Überflutung) führte auch zu einer partiellen Kontaminierung der Kiesabbau im Werratal (Beeinträchtigung der Bodenfunktion 3 a). Insbesondere aber ist durch diesen Typ die Aue hinsichtlich der Bodenfunktionen 3 b und c empfindlich gestört und nicht nutzbar. Die Direktaufbringung von Cd-Verbindungen auf dem Sportplatz (Typ 5) führte zur Störung der Bodenfunktion 3 b.

Anwendung dieser Betrachtungsweise

Zusammenfassend ist zu konstatieren, dass in der Synopsis der Verbreitung relevanter Bodenfunktionen und der Kontaminationstypen ein räumlich vielgestaltiges Mosaik entsteht.

Die wie voran beschriebene selektive Betrachtungsweise nach dem Beeinträchtigungsgrad der einzelnen Bodenfunktionen wird in der Zukunft bei der Behandlung ähnlicher komplexer Standorte angewandt werden müssen. Sie könnte die Grundlage für eine quasi monetäre Bilanzierung des Zustandes der Bodenfunktionen bilden.

In der Einleitung zu dieser Arbeit wurde die Problematik der extensiven Flächeninanspruchnahme in Deutschland beschrieben. Um das ‚30-ha-Ziel‘ (Neu-Flächeninanspruchnahme je Tag) bis zum Jahre 2020 zu erreichen, müssen beispielsweise nachhaltige Lösungen der Revitalisierung von ‚brownfields‘ gefunden werden.

Eine Möglichkeit besteht - ähnlich des Emissionshandels zur Erreichung der Ziele des Kyoto-Protokolls oder der Vergabe von ‚Ökopunkten‘ bei Maßnahmen zum Ausgleich von Eingriffen in die Natur - in der Schaffung eines Kompensationsmodells, mit dem Maßnahmen innerhalb betreffender Areale hinsichtlich ihrer positiven oder negativen Auswirkung auf den Grad der Beeinträchtigung einer Bodenfunktion bewertet werden.

Bodenkontaminationen unterschiedlicher Genese haben entsprechend der Dauer und Intensität der jeweiligen Immission, den Immissionsraten und weiteren Umlagerungen signifikant unterschiedliche Anteile betroffener Flächen und Schadstoffmassen an der Gesamtkontamination.

Spezielle limitierende Faktoren bei der Immission führen zu unterschiedlich scharfen Rändern bei der flächigen Verbreitung der Konzentrationstypen. Bei räumlicher Überlagerung mehrerer Kontaminationstypen können daher Konzentrationssprünge auftreten, ohne deren Beachtung die Anwendung von Interpolationsverfahren bei der Ermittlung der Gesamt-Konzentrationsverteilung falsche Bilder liefert.

Durch unterschiedliche Kontaminationstypen werden die Bodenfunktionen nach BBODSCHG unterschiedlich beeinträchtigt. In der Synopsis der Verbreitung relevanter Bodenfunktionen und der Kontaminationstypen entsteht ein räumlich vielgestaltiges Mosaik differenziert zu betrachtender Teilflächen. Eine solche selektive Betrachtungsweise kann die Grundlage für eine quasi monetäre Bilanzierung des Zustandes der Bodenfunktionen bilden.

11 Gesamtbetrachtung der Bodenkontaminationen und ihrer zeitlichen Entwicklung in den oberen Bodenschichten - geostatistische Auswertung

11.1 Bewertung der Repräsentanz der Daten

Oft existiert in der Praxis eine Vielzahl von untereinander nicht koordinierten Untersuchungskampagnen aus zurückliegenden Jahren, die verschiedenen Zielrichtungen und begrenzten Arealen galten. Sie lassen heute einen heterogenen Datenbestand mit den unterschiedlichsten Qualitäten erscheinen. Es wird daher angestrebt, alle verfügbaren Daten aus möglichst vielen Untersuchungskampagnen zu verwenden, um Kosten für aufwändige neue Untersuchungen zu minimieren. Die Qualität der erhobenen Daten hat jedoch einen entscheidenden Einfluss auf die Genauigkeit der mittels statistischer Verfahren oder auf sachlogischer Basis getroffenen Entscheidungen. Daher ist eine Bewertung der ‚Alt‘-Daten hinsichtlich Aktualität und Repräsentanz erforderlich. Wesentliche Kriterien sind die Lagegenauigkeit der dokumentierten Probennahmepunkte, die Art der Probennahme und die Probenintervalle sowie die Qualität der Analytik.

Mit Hilfe eines für den Untersuchungsfall eingeführten Ranking-Verfahrens im Sinne einer sachlogischen Wichtung ist es möglich, diese Kriterien (siehe Tabelle 11-1) zu bewerten. Im Ergebnis dieses Bewertungsalgorithmus geht ein Teil der Daten ohne Einschränkung und ein weiterer mit Einschränkungen in die Datenbank ein. Ein dritter Teil muss für die weitere Auswertung ausgeschlossen werden.

11.2 Aufbau der Datenbank

Der Aufbau der Analysendatenbank erfolgte zunächst nach den Grundprinzipien:

1. alle verfügbaren Daten aufnehmen
2. weitgehende Trennungsmöglichkeiten der Daten offen halten, darunter auch die Trennung nach Kontaminationstypen.

Die Datenbank enthält Ordnungskomponenten, Lagekomponenten, Analysenkomponenten (physikochemische und chemische Parameter) und Verbalkomponenten.

Von besonderer Wichtigkeit ist, dass die Analysen einem geografischen Punkt x,y (möglichst auch z , jedoch auf jeden Fall der Probennahmetiefe unter Gelände) zuordenbar sind. Dies stößt bisweilen auf Schwierigkeiten, da in einigen Fällen auf eine exakte Vermessung verzichtet wurde und nur lokale Lagepläne oder -skizzen mit den Probennahmepunkten vorliegen. Diese Punkte müssen digitalisiert werden, wenn damit eine hinreichende Genauigkeit erreicht werden kann (d. h. zumindest Zuordnung zum Flurstück).

Die Trennungsmöglichkeiten innerhalb der Datenbank liefern auch die Grundlage für eine statistische Auswertung zur zeitlichen Entwicklung der Schadstoffgehalte im Boden bezüglich möglicher fortdauernder Anreicherungen oder Konzentrationsabnahmen. Insbesondere Letzteres ist durch die vergleichende Betrachtung verschiedener Beprobungstiefen möglich (vertikale Migration).

Tabelle 11-1 Bewertung der vorhandenen Daten aus vorliegenden Quellen

QUELLE	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]	[11]	[12]	[13]	[14]	[15]	[16]	[17]	[18]	[19]	[20]	[21]	[22]	[23]	[24]	[25]	[26]	
Anzahl Bodenproben /-analysen	346	17	-	185	637	6	8	73	52	23	7	-	68	63	156	2	804	88	64	387	279	62	37	129	46	75	
erfasste Kontaminationstypen	1	1		2	1	5	1	2	2	2	3		1	2	2	2	2	2	3	2	1	2	2	1	3	5	
	2			3	2			3					2	3	3		3	3		3	2	3	3			2	
	3				3								3	4	5		4										
	4				4												5										
	5																										
KRITERIEN:																											
Lagegenauigkeit																											
1 geodätisch vermessen bzw. GPS																											
2 örtlich vermessen und später digitalisiert		3	2	5	3	2	5	2	3	3	1	3	1	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1	3	1
3 skizzenhaft																											
4 keine exakten Angaben																											
5 unbrauchbar																											
Beprobungsraster																											
1 erfasst gesamtes Stadtgebiet		1	2	3	4	2	2	2	4	2	2	2	2	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
2 lokale Untersuchung(en)																											
3 keine Bodenanalysen																											
4 außerhalb des Untersuchungsgebietes																											
Probenahme / Dokumentation																											
1 nach DIN																											
2 für Aufgabenstellung ausreichend		3	2	6	3	1	5	1	3	2	2	6	1	1	1	2	2	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1
3 teilweise ausreichend																											
4 nicht ausreichend																											
5 keine Angaben																											
6 keine Bodenproben																											
Probenintervalle nach BBodSchV																											
1 ja		2	2	3	2	2	2	2	3	3	2	3	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	1	2	3	1	
2 eingeschränkt																											
3 nein																											
Analytik																											
1 höchste Qualität (Akkredit., DIN...)		3	2	3	2	1/3	2	1/3	2	3	3	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2 verwendbar																											
3 eingeschränkt verwendbar																											
4 nicht verwendbar																											
GESAMTBEWERTUNG:																											
Daten gehen in die Datenbank																											
1 ohne Einschränkung		2	1	3	3	1	3	1	3	2	2	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2 mit Einschränkung																											
3 nein																											

Legende zu den Quellenangaben in Tabelle 11-1

[1] GÜNTHER [1990]	[10] GEOSAN [1992 b]	[19] ROSELT & SCHREIBER [1999]
[2] JUNGWIRTH [1990]	[11] ROSELT [1994 a]	[20] FISCHER [2002]
[3] ANKE [1991]	[12] ROSELT & JÜLICH [1994]	[21] ROSELT & REDLICH [2002]
[4] KÖNIG, KRAUSE, SPIEGEL [1991]	[13] ROSELT [1994 b]	[22] ROSELT [2003]
[5] ROSELT [1991]	[14] ROSELT [1997 a]	[23] AUST & ROSELT [2004]
[6] ANKE et al. [1991]	[15] SCHEIBERT et al. [1995]	[24] AUST & ROSELT [2004]
[7] ROSELT [1992]	[16] ROSELT [1997 b]	[25] ZEHL [2005]
[8] KÖNIG, KRAUSE, SPIEGEL [1992]	[17] HUNDT et al. [1998 a]	[26] GRABS [2005]
[9] GEOSAN [1992 a]	[18] HUNDT et al. [1998 b]	

Es wurde für den exemplarischen Standort eine Datenbank aller recherchierten Analysen zu Bodenbelastungen aufgebaut. Der ursprüngliche Rohdatensatz besaß eine Größe von 2 351 Objekten, d. h. Probennahmepunkten mit gleichen und/oder verschiedenen Probennahmetiefen, und 76 Variablen, d. h. Daten in Form von Metadaten und Elementgehalten, die eine Beschreibung der Probennahmepunkte enthalten.

Fehlende Daten innerhalb eines Datensatzes zwangen ebenso zu einer Reduzierung der Dimension des Datenmatrix wie nicht konforme Angaben innerhalb der Metadaten. So musste beispielsweise eine neue Variable ‚Probennahmetiefe‘ geschaffen werden, um im statistischen Sinne die einzelnen Subdatensätze aus den Gesamtdaten extrahieren zu können. Nach Streichung aller Objekte ohne Gauß-Krüger-Koordinaten und fehlenden Cd-Werten reduzierte sich die Objektzahl auf $n = 1\,966$. Weiterhin wurden die Elementgehalte der Königswasser- und der HCl-Extraktion zu einer gemeinsamen neuen Variable vereinigt, wobei aber bei Vorhandensein beider Werte nur die Königswasseranalysen in der Auswertung berücksichtigt wurden. Nach Streichung weiterer Subdatensätze reduzierte sich die Anzahl der Objekte des NH_4NO_3 -Aufschlusses auf 395 und die des Königswasseraufschlusses auf 1 488 Objekte.

Im nächsten Schritt wurde mit Objekten, die identische Koordinaten besaßen, wie folgt verfahren:

- Objekte in vergleichbaren Probennahmetiefen: Mittelwertbildung
- Objekte in unterschiedlichen Tiefen: Beibehaltung der Werte der obersten Schichttiefe und Streichung aller Objekte darunter liegender Tiefen

Weiterhin wurden alle Werte mit Angaben „< Nachweisgrenze“ durch den 90 %-Wert der entsprechenden Nachweisgrenze ersetzt, da eine Auswertung der Datenmatrix nur bei vollständiger Besetzung mit numerischen Werten möglich ist. Nach Eliminierung aller Objekte außerhalb des Untersuchungsgebietes verblieben folgende Subdatensätze:

Tabelle 11-2 Beispiel: Subdatensätze nach Aufschlussart und Probennahmetiefe

Art des Aufschlusses	Probennahmetiefe in cm	Objektzahl
Königswasser	0 - 20	591
Königswasser	20 - 40	159
Extraktion mit NH_4NO_3	0 - 20	304
Extraktion mit NH_4NO_3	20 - 40	35

Weiterhin wurden Subdatensätze generiert, die aus verschiedenen Probennahmekampagnen stammen.

Tabelle 11-3 Beispiel: Subdatensätze für den NH_4NO_3 -Aufschluss nach Probennahmetiefe und -kampagne

Probennahmetiefe in cm	Probennahmekampagne im Jahr	Objektzahl
0 - 20	1995	86
0 - 20	1998	254
20 - 40	1995	14
20 - 40	1998	1 *

* Der letzte Teildatensatz wurde gestrichen, da nur ein Objekt zur Verfügung stand.

11.3 Geostatistische Schätzung der Cd-Belastung auf der Basis der königswasserlöslichen Fraktion

11.3.1 Semivariogrammanalyse

Die Semivariogrammanalyse wird zur Beschreibung der räumlichen Korrelation der Daten benutzt. Sie ermöglicht Aussagen über die anisotrope Verteilung von Schadstoffen im Raum und ist damit für die Auswahl geeigneter Interpolationsmethoden von Bedeutung. Zudem kann mit ihrer Hilfe der optimale Beprobungsabstand ermittelt und somit Beprobungs- und Monitoringkonzepte optimiert werden.

Leider ist in derzeit weit verbreiteter Nutzersoftware für Interpolationen (z. B. SURFER 8) nicht die Möglichkeit gegeben, implementierte Semivariogrammanalysen nachzuvollziehen. Somit wird oft von Anwendern der Fachdisziplinen mit derartigen Interpolationen gerechnet, ohne Kenntnis von der Datenstruktur und somit der Eignung des jeweiligen Interpolationsverfahrens zu haben.

Die Semivariogrammanalyse mit den Werten des Subdatensatzes der Beprobungstiefe von 0 - 20 cm ergab keine deutlich ausgeprägte räumliche Struktur der Schadstoffverteilung. Die Ursachen hierfür liegen sowohl in der unterschiedlichen Genese der Kontaminationstypen als auch in der damit wahrscheinlich verbundenen unterschiedlichen Messunsicherheit in den einzelnen Subdatensätzen, die eine scheinbare Variabilität bereits im kleinskaligen Bereich verursachen.

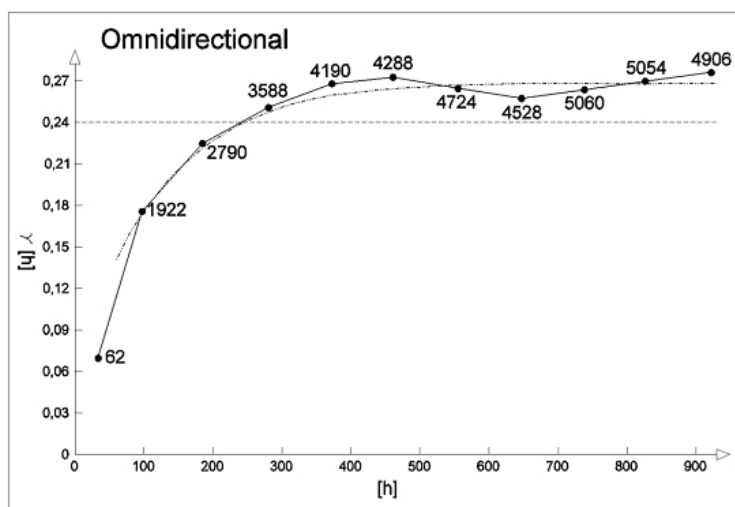


Abbildung 11-1 Beispiel: Semivariogramm, berechnet aus den Daten der Quelle 17 [1998] 0 – 20 cm Tiefe, königswasserlösliche Fraktion

Die Cd-Konzentration weist für die Kontaminationstypen 2, 3 und 5 eine sehr starke Tiefenabhängigkeit auf. Aufgrund der verschiedenartigen Datenerhebungen / Probennahmekampagnen lagen unterschiedliche Probennahmeintervalle vor. Durch die Zusammenlegung resultiert ebenfalls eine inhärente Variabilität im kleinskaligen Bereich. Das Semivariogramm allein für die Daten einer Quelle aus 1998 zeigt jedoch beispielsweise eine ausgeprägte Struktur (Abbildung 11-1).

11.3.2 Gewichtete räumliche Interpolation mit dem Kriging-Verfahren

Das nach dem südafrikanischen Bergbauingenieur D. G. KRIGE benannte Interpolationsverfahren des *Kriging* wurde zunächst für die Beschreibung von Rohstofflagerstätten entwickelt [KRIGE 1951, DE WIJS 1951; theoretische Grundlagen durch MATHERON 1963]. Es handelt sich um ein geostatistisches Verfahren, das auf Grundlage der im theoretischen Variogramm beschriebenen räumlichen Zusammenhänge die räumliche Verteilung der betrachteten Daten schätzt. Die Interpolationsmethode des Krigings ist ein Schätzverfahren mit gewichteter räumlicher Mittelbildung von bekannten Punkten, die in unterschiedlichen Entfernungen liegen.

In neuerer Zeit findet die Kriging-Schätzung zunehmend Eingang in die Anwendung im Umweltbereich, insbesondere bei der Beschreibung der Größe und der räumlichen Erstreckung von Umweltbelastungen. GENSKE et al. [1993] verwendeten das Kriging zur Lokalisierung von Schadstoffherden, SOLDT [1997] zur quantitativen Untersuchung und Bewertung von Bodenbelastungen der Maxhütte Unterwellenborn (Thür.). ERSOY & WALLER [1998] nutzten Variogramm und Kriging für die Probennahmestrategie und die Gefährdungsabschätzung (Konzentrationsverbreitungskarten) in durch Erzabbau beeinflussten kontaminierten Gebieten. EINAX & SOLDT [1998] ermittelten anhand der Ergebnisse einer Krigingschätzung die Höhe und die räumliche Ausdehnung der Bodenbelastungen, hervorgerufen durch die Immission eines Düngemittelwerkes in Thüringen.

An dieser Stelle ist es angebracht, verschiedene Interpolationsverfahren, die in vorangehenden Kapiteln teilweise schon zur Anwendung kamen, einem Vergleich zu unterziehen :

Tabelle 11-4 Beschreibung und Vergleich unterschiedlicher Interpolationsmethoden

Verfahren	Triangulation	IDW	Kriging
Art der Interpolation	lokales, lineares, exaktes und deterministisches Verfahren	lokales, exaktes/glättendes, deterministisches Verfahren	lokales, stochastisches und exaktes Verfahren
Kurzbeschreibung	Es wird ein möglichst optimales Netz von Dreiecken produziert, in dem die Datenpunkte miteinander verbunden werden ohne dass der Rand eines Dreieckes durch den eines anderen geschnitten wird.	Die Methode nimmt an, dass der Wert eines zu interpolierende Punktes ein entfernungabhängiger und gewichteter Mittelwert aus den beobachteten Punkten aus der unmittelbaren Nachbarschaft ist. Die Angabe eines Gewichtungparameter beeinflusst die Ausprägung der Schätzung des zu interpolierenden Wertes.	Geostatische Methode, die stochastische Einflüsse berücksichtigt und auf alle Datentypen anwendbar ist. Kriging erzeugt realitätsnahe Abbildungen und kann zu sinnvollen Extrapolationen führen.

Verfahren	Triangulation	IDW	Kriging
Formel	verschiedene Ansätze: - volumenorientierte Berechnung - oberflächenorientierte Berechnung - Verbindung aus oberflächen- und volumenorientierten Berechnung - voxelorientierte Berechnung und weitere Berechnungsverfahren	$Z(u_o) = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i} z(u_i)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_i}}$ d_i Abstand zwischen Punkt u_o u. Punkten u_i $Z(u_i)$ beobachteter Wert des Punktes u_i $Z(u_o)$ zu interpolierender Wert des Punkt u_o	$\gamma(h) = \frac{1}{2n} \cdot \sum_{i=1}^n [z(x_i) - z(x_i + h)]^2$ n ist die Anzahl der Probenpaare der Beobachtungswerte des Attributes z im Abstand h Semivarianz: zur Angabe des experimentellen Variogramms geeignet
Literatur	LEE & SCHACHTER [1980]	FRANKE [1982]	AKIN & SIEMES [1988]
Realitätsnähe/Eignung	- weniger geeignet, abhängig von der Zahl der Datenpunkte und deren Dichte	- mittelmäßig geeignet, abhängig von der Anzahl der Datenpunkte und Angabe von Wichtungs- und Glättungsfaktoren	- gut geeignet
Stärken	- exakte und gute Darstellung bei gleichmäßig verteilten Datenpunkten - schnelle Rechenzeit - gute Schätzung für Punkte in unmittelbarer Nachbarschaft	- Anpassung des Verhaltens der Schätzung durch Angabe von Wichtungs- und Glättungsfaktor, die somit eine realitätsnähere Abbildung als bei der Triangulation erlauben - schnelle Rechenzeit bei großen Datensätzen	- gut geeignet bei geringer Datensatzdichte, sofern Berechnung des Variogramms möglich ist - Angabe eines flächenhaften Schätzfehlers unter bestimmten Randbedingungen möglich - Einbeziehung weiterer Informationen („Softinformationen“) oder Variablen (multivariable) zur Verbesserung der Schätzung möglich - für Extrapolation der Schätzung geeignet
Schwächen	- keine Angabe der Schätzgenauigkeit der zu schätzenden Werteoberflächen (Dreiecke) möglich - realitätsfremde Darstellung bei unregelmäßig und spärlich verteilten Datenwerten - Extrapolation nicht möglich	- „Bull-eye“-Darstellung bei Werten und deren Umgebung, die stark von den anderen in ihrer Nachbarschaft abweichen. - keine Aussage über die Qualität der Schätzung möglich. - Extrapolation nicht möglich	- bei großen Datensätzen kann Rechenzeit verhältnismäßig länger sein als bei Triangulation und IDW

Krigingschätzung der Cd-Belastung (KW) für das Stadtgebiet von Bad Liebenstein

Am exemplarischen Standort werden mit der Krigingschätzung die deutlich hohen Cd-Konzentrationen im Oberboden des Untersuchungsgebietes abgegrenzt. In Abbildung 11-2 und Abbildung 11-3) sind grün der Prüfwert aus der BBodSchV bzw. rot der Gefahrenschwellenwert nach HEMPFLING (1997) in Form von Konzentrationsgleichen dargestellt.

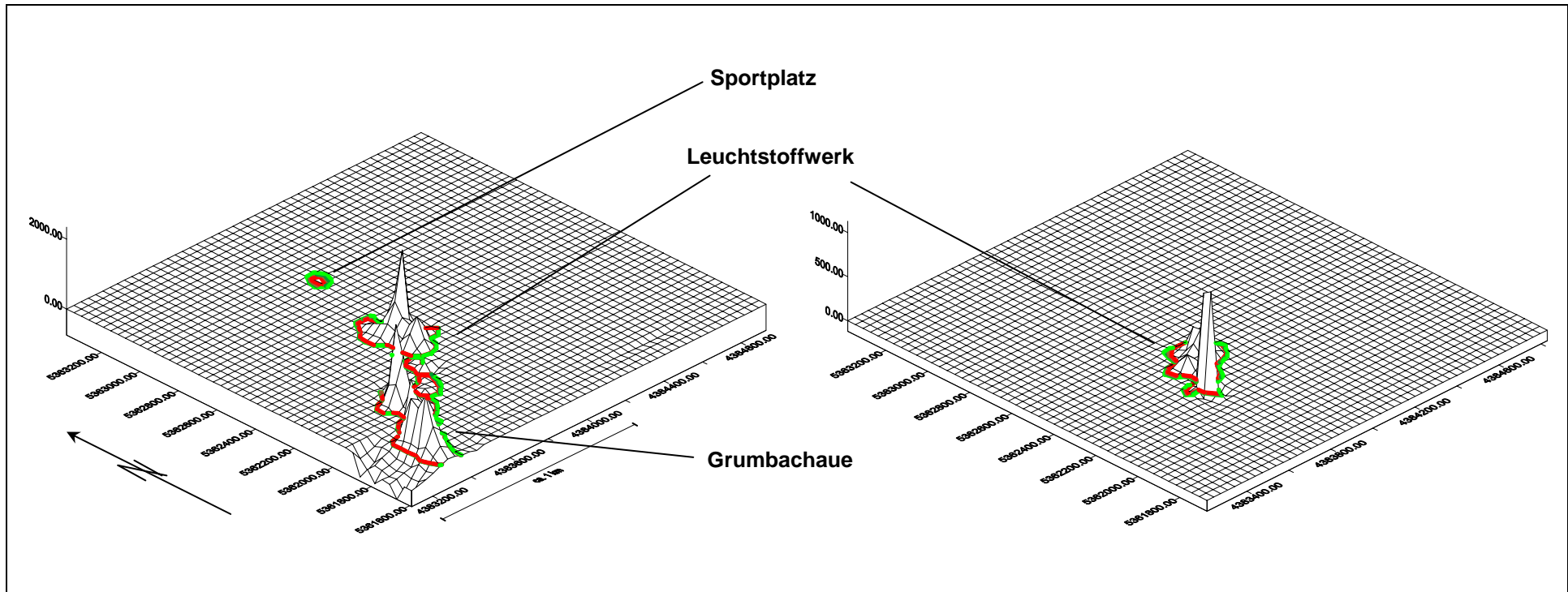


Abbildung 11-2 Krigingschätzung; 0 - 20 cm Tiefe, Cd im Königswasseraufschluss, n = 591

Abbildung 11-3 Krigingschätzung; 20 - 40 cm Tiefe, Cd im Königswasseraufschluss, n = 159

Im Vergleich zu den Cd-Belastungen im Oberboden sind die Belastungen in der Schichttiefe von 20 - 40 cm deutlich geringer ausgeprägt, d.h. die erhöhten Cd-Konzentrationen weisen eine kleinere Fläche auf als im Oberboden. Letztendlich repräsentieren die Belastungen in der Schichttiefe 20 - 40 cm die Emissionsquelle Altstandort und sein unmittelbar südlich angrenzendes belastetes Umfeld.

Geostatistische Schätzung der Cd-Belastung auf der Basis der ammoniumnitratlöslichen Fraktion

Der ammoniumnitratlösliche Cd-Anteil im Oberboden ist erwartungsgemäß deutlich geringer als der königswasserlösliche Anteil. Erhöhte Werte liegen nur im Bereich der Aue vor und repräsentieren die auf den Überflutungsgebieten abgelagerten Cd-Seifen. Die Gehalte in der Schichttiefe von 20 - 40 cm sind noch geringer.

Zeitliches Verhalten der flächenhaften Cadmiumbelastung

Aussagen über potenzielle zeitliche Tiefenverlagerungen können aufgrund der ungünstigen Subdatenstruktur der verschiedenen Probennahmentiefen nur unzureichend getroffen werden. Es ist jedoch beispielsweise im Vergleich der Krigingschätzungen für 1995 und 1998 festzustellen, dass die Belastung im Oberboden erheblich abgenommen hat.

11.4 Vergleich der Ergebnisse verschiedener Interpolationsverfahren und deren Bedeutung für die Praxis

Ergebnisse der Anwendung auf die Verteilung der Cd-Gehalte im Oberboden

Bei der Anwendung verschiedener Interpolationsverfahren (theoretische Grundlagen siehe Tabelle 11-4) für die Cd-Gehalte im Königswasseraufschluss treten die wesentlichen Strukturen mit hohen Kontaminationen (von Nord nach Süd: Sportplatz, LWL, Auenbereich) unabhängig vom Verfahren deutlich hervor. Bei der visuellen Interpretation werden im Detail jedoch differenzierte Muster der Schadstoffverteilung erkennbar (siehe Abbildung 11-4). Die vermeintlich schärfste, d. h. engständigste Abgrenzung liefert die Triangulation, die jedoch nur bei sehr geringen und annähernd gleichen Beprobungsabständen als eine genaue Methode anzusehen ist. Insbesondere der Rand des Kontaminationstyps 3 wird in Bereichen sehr enger Beprobungsabstände dadurch scharf abgebildet.

Bei dem IDW wird der Wert an einem nicht beobachteten Punkt durch ein gewichtetes Mittel der benachbarten gemessenen Werte der Beobachtungsvariable geschätzt. Damit wird hier für diesen Fall ein annähernd realistisches Bild erzeugt.

Die Interpolationsmethode des Kriging beruht auf der Annahme, dass sich räumliche Verteilungen mit dem selben Muster fortsetzen. Die Methode wird im geomorphologischen Bereich zumeist verwendet, weil sie die Eigenschaft hat, Trends (Verlauf von Rinnen und Sätteln) besser darzustellen als andere Verfahren. In diesem speziellen Fall führen beim Kriging die steilen Gradienten am Rand der Kontaminationstypen 1, 3 und 5 jedoch zu negativen Konzentrationsbereichen (weiße Bereiche in Abbildung 11-4 b). Möglicherweise sind auch verstärkte Nuggeteffekte Ursache für dieses Phänomen.

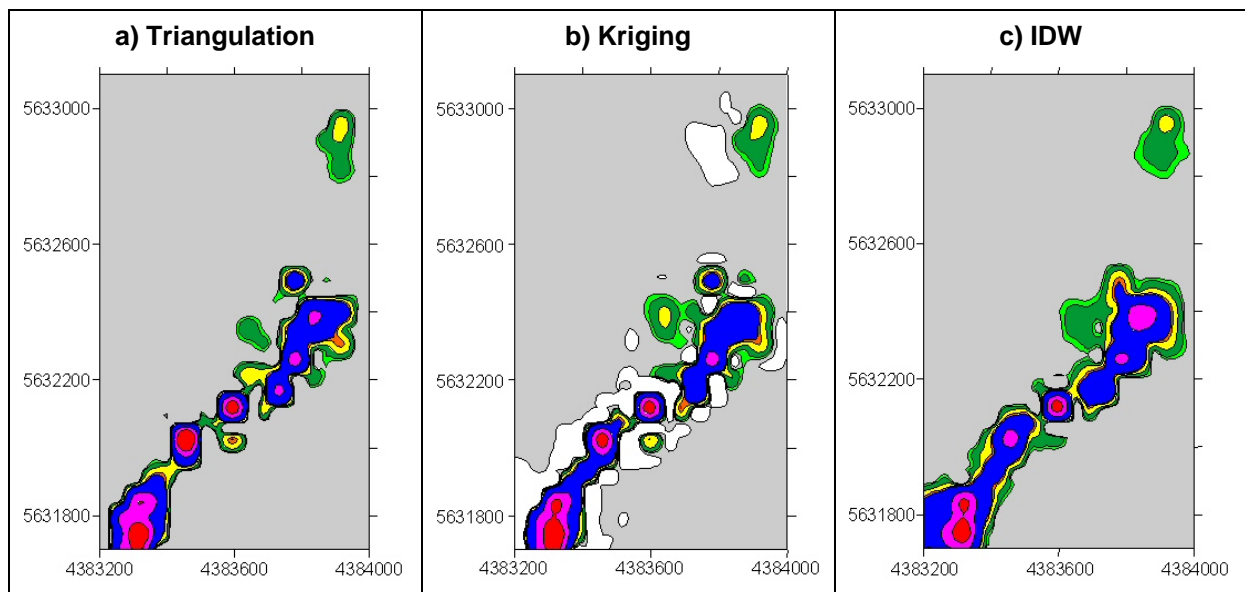


Abbildung 11-4 a) bis c) Ergebnisse verschiedener Interpolationsverfahren, Cd im Königswasser-aufschluss

Es sei an dieser Stelle auf die Folgen der Interpolationen für die Praxis und die hohe Verantwortung der Bearbeiter hingewiesen. Fällt ein Flurstück, hier beispielsweise am Auenrand, durch das gewählte Interpolationsverfahren in den Belastungsverdacht, obwohl auf dem Flurstück selbst keine Probe entnommen wurde und die nächst benachbarte, von der Aue abgewandte Probe eine Konzentration unter einem Eingreifwert für Sanierungsmaßnahmen aufweist, bekommt der Flurstücksbesitzer ein Problem: der Wert seines Grundstückes sinkt, eine multifunktionale Nutzung seines Grundstückes ist nicht möglich; da er zudem im juristischen Sinne als ‚Zustandsstörer‘ gilt, muss er mit einer behördlichen Anordnung zur Sanierung rechnen.

Ein solches Szenario ist an den scharfen Grenzen der Kontaminationstypen 1 und 3 möglich.

Eine Lösung der Problematik wird vom Verfasser in folgenden Möglichkeiten gesehen:

1. Vertiefende Beprobung der einzelnen Flurstücke

Mit repräsentativen Mischproben wird der Belastungsstatus jedes Flurstücks ermittelt. Diese Verfahrensweise führt zu sicheren Ergebnissen, ist jedoch sehr aufwändig. Gerade damit wird der Sinn von Interpolationsverfahren hinfällig.

2. Aufnahme der ‚scharfen Grenzen‘ in die Interpolation

Es besteht die Möglichkeit, die scharfen Grenzen der Kontaminationstypen als sog. ‚break lines‘ oder ‚boundary lines‘ in die Interpolation zu implementieren. Von beiden Seiten dieser Grenzen werden die Cd-Konzentrationen des jeweiligen Kontaminationstyps bis zur ‚break line‘ extrapoliert.

Liegt ein heterogener Datenbestand von Analysen aus unterschiedlichen Untersuchungskampagnen vor, ist für eine Gesamtauswertung eine Datenbewertung hinsichtlich Aktualität/Repräsentanz erforderlich. Hierfür wird ein Ranking-Verfahren vorgestellt. Außerdem verlangen die Erkenntnisse zu den Kontaminationstypen nach einer Differenzierung der ihnen zuzuordnenden Analysen. In einer Gesamtdatenbank müssen alle Trennungsmöglichkeiten der Daten offengehalten werden.

Mit der Semivariogrammanalyse werden Aussagen über die anisotrope Verteilung von Schadstoffen im Raum erzielt. Sie ist damit für die Auswahl geeigneter Interpolationsmethoden von Bedeutung. Mit der gewichteten räumlichen Interpolation des Kriging wurden für den Oberboden im Stadtgebiet Bad Liebensteins die hohen Cd-Gehalte abgegrenzt. Beim zeitlichen Vergleich zeigt sich, dass die Belastung im Oberboden im Verlaufe der Untersuchungskampagnen abgenommen hat.

Ohne Beachtung der scharfen Ränder der Kontaminationstypen 1, 3 und 5 führt die Interpolation jedoch zu teilweise falschen Ergebnissen, die von erheblicher Bedeutung für die Praxis sein können.

12 Nutzungskonflikte

12.1 Nutzungssensibilitäten und Schutzwürdigkeitsprofile am exemplarischen Standort unter Berücksichtigung soziogeografischer Aspekte

Das Heilbad Liebenstein existiert als solches bereits seit Beginn des 17. Jahrhunderts und wurde ausgiebig von den Meininger Herzögen genutzt und gefördert. Es ist das älteste Heilbad Thüringens. Stationäre Kur- und Rehabilitationsangebote gelten Herz- und Kreislauferkrankungen, dem Stütz- und Bewegungsapparat, Stoffwechsel- und Hauterkrankungen u. a.

Heute hat Bad Liebenstein mit seinen Ortsteilen Meimers, Bairoda und Altenstein 4 150 Einwohner. Die Einwohnerzahl ist leicht ansteigend; die gegenüber den Geburten fast doppelt hohe Sterblichkeitsrate wird durch Zuzüge mehr als ausgeglichen. Damit steht Bad Liebenstein dem allgemeinen Bevölkerungsrückgang in Thüringen entgegen. Ursache dafür sind neben den naturnahen Wohneigenschaften im Naturpark ‚*Thüringer Wald*‘ die nach wie vor expansive Arbeitsplatzentwicklung im Bereich Kur & Kliniken, Altenpflege und Tourismus. Die drei großen Kurkliniken mit insgesamt 946 Betten waren im Jahre 2004 mit 77,2 % ausgelastet, darunter die größte von ihnen, die ‚*m & i Fachklinik*‘ mit 416 Betten sogar zu 88,5 %! Jährlich werden 11 117 Patienten stationär aufgenommen (Stand 2004). Es wurden somit im Kurklinikbereich ca. 280 000 Übernachtungen im Jahr realisiert.

Entsprechend ist die Beschäftigungssituation ausgerichtet. Das Leuchtstoffwerk beschäftigte kurz vor seiner Schließung 1988/89 noch ca. 200 Mitarbeiter, von denen ein Teil im neuen Werk LWB in Breitungen aufgenommen wurde. Lediglich ein Unternehmen in Bad Liebenstein mit ca. 100 Arbeitskräften ist heute noch dem produzierenden Gewerbe zuzuordnen (SEGU Systemelektronik GmbH); fast alle anderen Beschäftigten in Bad Liebenstein sind

Dienstleister im Zusammenhang mit dem Kur- & Klinikwesen sowie dem Tourismus (ca. 745 Arbeitsplätze). Eine Vielzahl von ihnen kommt als Pendler aus der Umgebung täglich zur Arbeit nach Bad Liebenstein.

Expansiv entwickelt sich auch die Altenpflege. Werden derzeit (04/2005) 152 pflegebedürftige Menschen von einem Personal von 71 Beschäftigten betreut, wird die Zahl im Jahr 2005 auf 312 bedürftige Ältere ansteigen, die von 156 Beschäftigten betreut werden. Dabei wird die Anziehungskraft Bad Liebensteins für die Altenpflege durch den Nimbus der Kurstadt erzeugt.

Ähnlich ist die Situation im Tourismusbereich. Die 617 verfügbaren Betten für Übernachtung (Hotel, Pensionen, Privatvermieter) realisierten im Jahr 2000 50 086 Gästeübernachtungen. Im Jahr 2005 kommen 150 Betten hinzu. Die Auslastung bei diesen privaten Übernachtungen beträgt allerdings keine 40 %, zudem bleiben die meisten Urlauber nur für 3 Übernachtungen. Es handelt sich um Kurzurlauber zum Wandern oder Skilaufen, aber auch um Besucher von Familienangehörigen der Kurpatienten. Somit ist auch das Hotelwesen stark von der Kur abhängig.

Dem besonderen Schutzwürdigkeitsprofil Bad Liebensteins tragen die Schutzgebietserklärungen für Heilwasser und Bioklima Rechnung (RAT DES BEZIRKES SUHL 1983). Die Heilwasserschutzzone III, inmitten der auch das ehemalige Leuchtstoffwerk produzierte, nimmt eine Fläche von 108 ha ein. Immerhin legt die genannte Schutzgebietserklärung für die HWSZ III bereits 1983 fest, *„dass Maßnahmen, Anlagen und Bauten, die eine Verunreinigung des Grundwassers durch Mineralöle und deren Nebenprodukte sowie durch nicht oder schwer abbaubare chemische Stoffe und radioaktive Substanzen hervorrufen oder begünstigen, verboten sind“*.

Die bioklimatische Schutzzone I umfasst mit 1 465 ha das weitere Stadtgebiet Bad Liebensteins inkl. der Ortsteile Altenstein und Meimers sowie des Nachbarortes Steinbach. Auch für dieses Schutzgebiet hat der damalige Rat des Bezirkes Restriktionen festgelegt, beispielsweise dass *„vorhandene Quellen der Luftverunreinigung (Rauch, Gase, Ruß und Flugasche) stufenweise zu reduzieren sind.... Der Bau von Industrieanlagen mit größeren Emissionsquellen wird nicht gestattet“*.

Bei der Betrachtung der Untersuchungsergebnisse zur Grundwasserbelastung (Abschnitt 5.2) oder auch zu den Emissionen über den Luftweg (Abschnitte 6.1 u. 6.2) wird deutlich, dass der massive Verstoß gegen die staatlichen Festlegungen zugunsten einer emissionsstarken Produktion gewollt und eine signifikante Beeinträchtigung der Umweltqualität billigend in Kauf genommen wurde; dies sogar bis hin zu Gesundheitsrisiken für Einwohner und Kurpatienten.

Die vom Kurbetrieb dominierten weiteren schutzwürdigen Nutzungen betreffen die kurgerechte Ausgestaltung der Stadt mit Parkanlagen, Seen/Teichen, Wanderwegen, Sportanlagen und Reiterhöfen.

12.2 Hervorgerufene Nutzungskonflikte, Hemmnisse für eine nachhaltige Entwicklung

Die im vorherigen Abschnitt beschriebene Situation zeigt, dass der Kurortstatus das höchste Gut der Stadt Bad Liebenstein ist. Das Bestehen und die Entwicklung der Stadt und ihres Umfeldes sind vom Kur- und Klinikwesen abhängig.

Seit Inkrafttreten des Thüringer Kurortgesetzes vom 10.06.1994 (Freistaat Thüringen 1994) hat die Stadt die Prädikatisierung als ‚Heilbad‘ beim Freistaat zu beantragen. Bis heute sind auf die Anträge der Stadt Bad Liebenstein jeweils nur ‚vorläufige Anerkennungen‘¹⁶ als Heilbad beschieden worden. Wesentliche Ursache hierfür war die Kontaminationssituation und die über mehr als 12 Jahre ungeklärte Finanzierung der Sanierung. Andere Auflagen wie beispielsweise die Modernisierung des Kanalisationssystems und der Abwasserklärung oder die behindertengerechte Ausgestaltung der öffentlichen Einrichtungen und Wege hat die Stadt längst erfüllt.

Da private Klinikinvestoren nicht lange auf Entscheidungen bez. der Sanierung warten konnten, aufgrund der Neuordnung des Kurwesens in Thüringen nach dem gesellschaftlichen Umbruch die Gefahr des Verlustes großer Marktanteile für Bad Liebenstein bestand, wurden die bis Mitte der 90er Jahre des vorigen Jahrhunderts neu errichteten Kliniken autark ausgestaltet: der Kurgast findet in seiner Klinik alles vor, was er benötigt, vom Café über den Frisör bis zum Blumen- oder Souvenirladen. Dies versetzte einigen gewerblichen Einrichtungen der Stadt den ‚Todesstoß‘, manche Gaststätten und Läden mussten schließen.

Die für einen relativ kleinen Ort wie Bad Liebenstein sehr hohe Besucherzahl durch Kurgäste wirkte sich nicht befruchtend auf die Stadtentwicklung aus.

Zwar unternahm die Stadt immer wieder Anläufe zur Konfliktlösung, die Problematik erwies sich aber als zu komplex. Es ging nicht nur um die Altlastensanierung des Leuchtstoffwerkes an sich, sondern aufgrund dessen Standortlage im Mittelpunkt des Kurortes um integrierende städtebauliche Lösungen zur Neuordnung des Kurortzentrums. Eigentumsfragen, Anforderungen der Altlastenfreistellung (Schaffung neuer Arbeitsplätze), die nicht immer abgestimmte Beteiligung mehrerer zuständiger Ministerien des Freistaates und letztendlich die aufgrund der oben beschriebenen finanziellen Situation unmögliche Aufbringung des Eigenanteils bei Förderungen führten jeweils zu einem ‚Aus‘ mehrfacher Anläufe der Stadt.

So richteten sich die Bürger der Stadt mehr oder weniger auf ein ‚Leben mit der Altlast‘ ein. Die Brache im Zentrum der Stadt wurde umgangen. Gleichzeitig wurde im nahe gelegenen Bad Salzungen eine konkurrierende Kur mit der Errichtung neuer Bäder und einem verwirklichten Gesamtkonzept forciert.

Nachfolgend sollen die durch die Kontaminationsproblematik hervorgerufenen Hemmnisse für eine nachhaltige Einwicklung näher untersucht werden.

Nutzungskonflikte treten auf altlastenbehafteten Flächen auf, bei denen

1. eine gewerbliche Neu- bzw. Weiternutzung nach aktuellen Umweltstandards erfolgen soll, oder
2. das kontaminierte Gelände einer neuen, sensibleren Nutzung zugeführt werden soll

In diesen Fällen erfolgt eine Sanierung bzw. Gefahrenabwehr entsprechend den gesetzlichen Regelungen des Bundes und des jeweiligen Landes. Die Instrumentarien der Konfliktlösung und der Finanzierung sind entwickelt und werden in der Praxis umgesetzt.

¹⁶ erstmals mit der vorläufigen Anerkennung der Stadt Bad Liebenstein als ‚Staatlich anerkanntes Heilbad‘. - Thüringer Min. f. Wirtsch. u. Infrastruktur, 03.04.1995

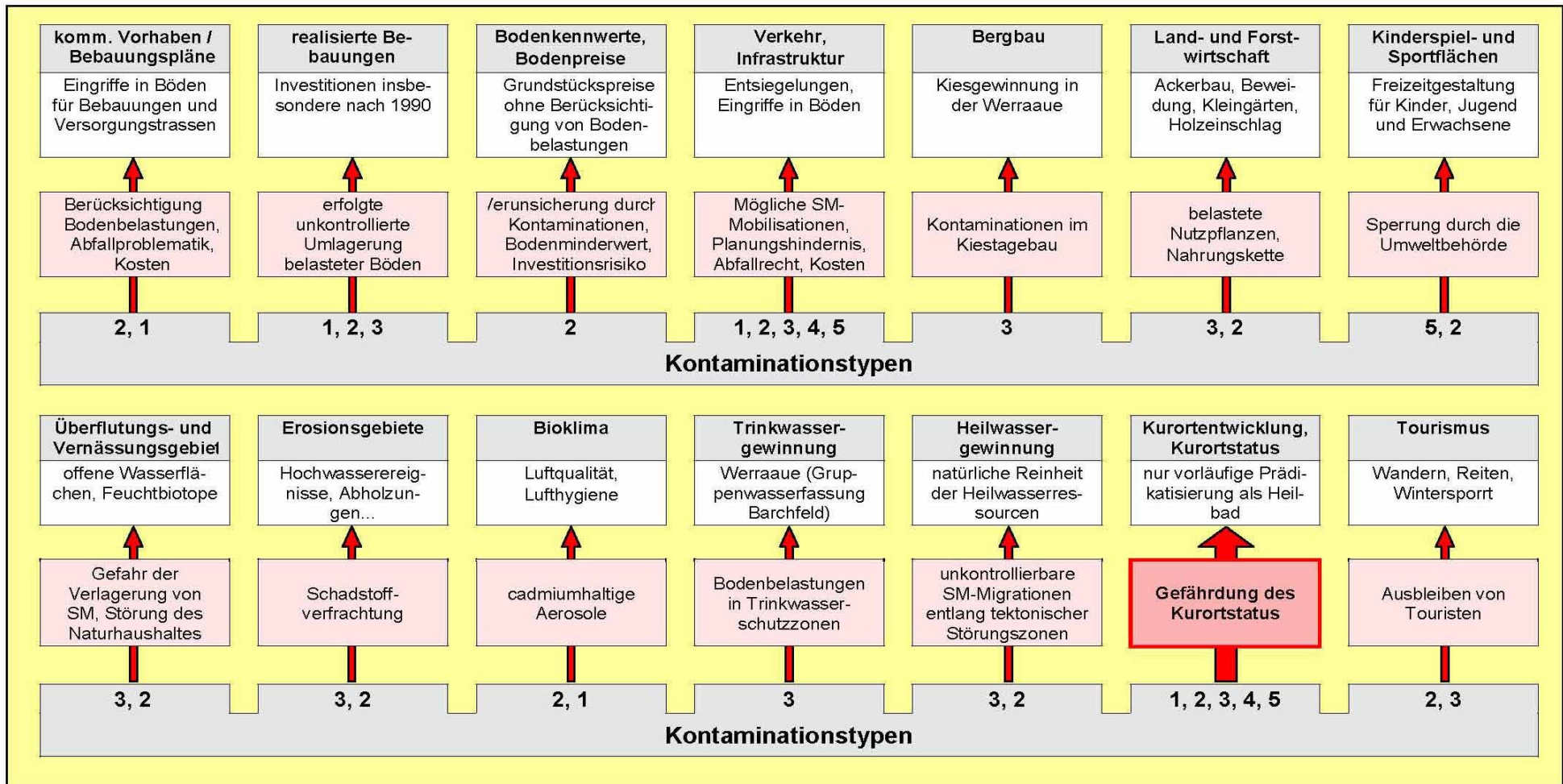


Abbildung 12-1 Multikausales Wirkungsgefüge: kommunale, wirtschaftliche und Nutzungen des Naturraumpotenzials und ihre Beeinflussung durch die Kontaminationstypen in Bad Liebenstein

Kontaminationstypen 1: Direkteintrag, 2: Deposition, 3: Überflutung, 4: Altablagerung, 5: Direktaufbringung

Treten jedoch die Kontaminationen auch außerhalb der Kontaminationsquelle auf, beispielsweise durch großflächige Bodenkontaminationen, greift das Konfliktpotenzial in kommunale oder Regionalplanungen ein und ist mit den bislang verwendeten Instrumentarien nur schwer beherrschbar.

Der exemplarische Standort eignet sich hervorragend für eine solche Betrachtung, weil die Nutzungskonflikte aufgrund der Sensibilität (Kurort) sehr vielfältig sind. In Abbildung 12-1 sind die wesentlichen Nutzungskonflikte den beschriebenen Kontaminationstypen zugeordnet.

Verschiedene Kontaminationstypen sowie deren vielfältige Kombination bewirken eine Vielzahl von Konflikten mit bestehenden oder beabsichtigten Nutzungen. Die selektive Betrachtungsweise gibt Einblick in ein multikausales Wirkungsgefüge.

Für den exemplarischen Standort besteht der existenzielle (Haupt-)Konflikt in der Gefährdung des Kurortstatus, dessen Lösung im Zusammenhang mit der Beseitigung zahlreicher Einzelkonflikte steht.

13 Ganzheitliche und nachhaltige Lösungswege

13.1 Lösung von Nutzungskonflikten im Kurort

13.1.1 Prinzipieller Lösungsansatz

Es soll eine Methodik entwickelt werden, diejenigen Daten, die die Nutzungskonflikte kontrollieren, zu verknüpfen und mit dem Ziel einer nachhaltigen Konfliktlösung auszuwerten. Dafür bietet sich die Auswertung in einem Geografischen Informationssystem (GIS) an. Hinsichtlich der Lösung komplexer Konflikte wie am exemplarischen Standort steckt eine solche Herangehensweise jedoch noch in den Anfängen.

Beispielsweise entwickelten HARTEMA et al. [1996] eine Methodik zur rechnergestützten Erstbewertung von Altlast-Verdachtsflächen mit Hilfe von GIS. GÄTH & SCHUG [1999] regionalisierten am Beispiel des Cd die Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden mittels einer Verknüpfung der bodenkundlichen, klimatologischen und nutzungsspezifischen Informationen ebenfalls in einem GIS. WEISENSTEIN et al. [2000] schufen ein GIS-gestütztes Kataster der großräumigen Bodenverunreinigungen durch den SM- und Uranbergbau in Südafrika zur Beurteilung von Schäden an den Geoökosystemen. Ein GIS zur Lösung von Nutzungskonflikten mit Schutzgebieten beim Natursteinabbau wendeten ENGELHARDT & WYCISK [2001] an. BARDOSSY et al. [2002] verknüpften mit Kriging erzeugte Interpolationen von Grundwasserparametern Baden-Württembergs in einem GIS mit geologischen und Nutzungsdaten. CAGGIANO et al. [2002] implementierten Interpolationen der bioverfügbaren Fraktionen von SM in ein GIS zur Lösung von Nutzungskonflikten der Industriegegend von Melfi (Vulture Basin, Süditalien) inmitten großer landwirtschaftlicher Ressourcen.

Grundgedanke ist zunächst, in einem GIS alle verfügbaren Daten zu erfassen, die auch nur im Entferntesten einen Teilbeitrag zur Lösung der Aufgabenstellung leisten können. Dies betrifft zumeist die in folgenden Abschnitten beschriebenen Datengruppen. Jedoch sollte das System ständig erweiterbar gehalten werden, um z. B. auch weitere Aufgaben, die im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie (siehe Kapitel 1) oder der 'Agenda 21' zu lösen sind, implementieren zu können.

Im Ergebnis einer umfassenden geostatistischen Auswertung und der gewichteten räumlichen Interpolation aller verfügbaren Analysendaten (siehe Kapitel 11) kann dem Geografischen Informationssystem bezüglich der Belastungssituation die Verbreitung nutzungsspezifischer schwellenwertüberschreitender Areale zugeführt werden.

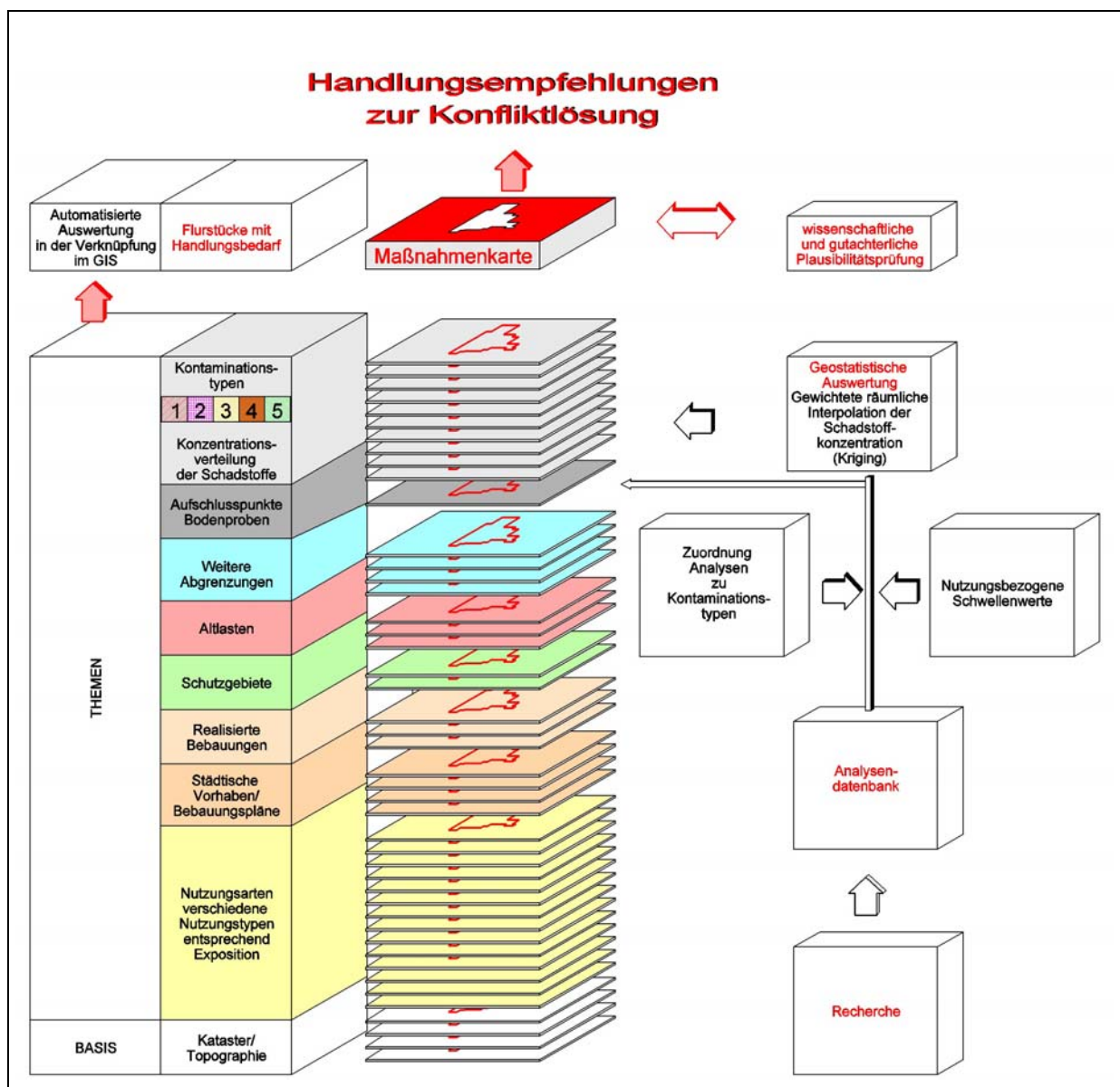


Abbildung 13-1 Strukturierung des GIS

Die Interpretation beinhaltet neben einer gutachterlichen Plausibilitätsprüfung die Einbeziehung der Planungsdaten der Kommune und weiterer Flächendaten zur komplexen Betrachtung und Ableitung flurstücksbezogener Handlungsempfehlungen.

13.1.2 Flächendaten

Katasterdaten (Anlage 2.b)

Da durch Bodenkontaminationen hervorgerufene Konflikte neben der Umweltproblematik im weiteren Sinne juristische Konsequenzen für jeweilige Flächeneigner resultieren, wurde die Flurstücksbezogenheit hergestellt. Die Flurstücke innerhalb des amtlichen Koordinatensystems bilden die Grundlage für das GIS.

Hinsichtlich der Nutzung verfügbarer digitaler Flächendaten ist in Deutschland der digitale Anarbeitungsstand derzeit regional bzw. lokal noch sehr unterschiedlich. Digitale Liegenschaftskataster oder ATKIS-generierte Planunterlagen der Kommunen wie auch Bodeninformationssysteme der Bundesländer sind noch nicht durchgängig vorhanden bzw. befinden sich noch im Aufbau (junge Bundesländer). Daher machte sich in einigen Fällen die Digitalisierung von Flurkarten zumindest zur Schließung von Lücken erforderlich.

Die räumliche Begrenzung wurde vom Verfasser auf der Grundlage der vorliegenden bisherigen Untersuchungsergebnisse (entspricht weitgehend der räumlichen Erstreckung bisheriger Probennahmeraster, berücksichtigt jedoch nicht die weitere Erstreckung des Kontaminationstyps 3 im Südwesten) vollzogen und ist in den Anlagen 2 dokumentiert. Das Bearbeitungsgebiet umfasst somit eine Fläche von 1,76 km².

Kommunale Planungsdaten (Anlage 2.d)

Für die Lösung der aus flächenhaften Bodenkontaminationen resultierenden Konflikte ist von Interesse, welche Vorhaben die jeweilige Kommune bauplanerisch verfolgt. Ziel ist, perspektivische Bauvorhaben bereits vorab konkret mit Handlungserfordernissen, die aus registrierten Bodenbelastungen abgeleitet werden, abzustimmen. Dabei ist zu klären, inwieweit Umnutzungen in eine sensiblere Qualität besondere Maßnahmen erfordern.

Die Bebauungs- und Flächennutzungspläne werden in das GIS übernommen. Für erweiterte Aufgabenstellungen ist auch von Nutzen, Karten mit Bodenwerten, Bodenrichtwertzonen, Grundstücks- und Geschossflächenzahlen usw. einzubeziehen.

Insbesondere in den jungen Bundesländern ist von Bedeutung, diejenigen Flächen zu kartieren und im GIS zu referenzieren, welche nach 1990 umgenutzt wurden. Zum einen spielt die Abgrenzung des Zustandes vor und nach diesem Jahr aus Gründen der Altlastenfreistellung eine Rolle, zum anderen liefern Kartierungen von nach 1990 erfolgten Baumaßnahmen mit deutlichen Bodenveränderungen Hinweise auf die Aktualität von Analysen von Bodenproben.

Nutzungsdaten (Anlage 2.c)

Beim Aufbau des Geografischen Informationssystems (Abbildung 13-1) wurde neben der Schaffung der lage- und katastermäßigen Grundlagen eine Kartierung und Georeferenzierung der Nutzungsarten des gesamten Stadtgebietes Bad Liebensteins vorgenommen. Hierbei wurde zunächst der Nutzungsschlüssel der BBODSCHV mit dem Ziel einer ökotoxikologischen und bodenschutzrechtlichen Bewertung der Belastung der Flurstücke angewendet. In weiterer Vertiefung orientieren sich die Nutzungsarten an insgesamt 14 spezifisch für diesen Kurort von HEMPFLING [1997] und ROSELT [1999] aufgestellten Spezifika.

Hinsichtlich des Wirkungspfades Boden → (Nutz-)Pflanze (→ Tier) → Mensch wurde die Kartierung verschieden ökotoxikologisch wirksamer Szenarien durchgeführt. Hier sind beispielsweise die Kleingärten, Zierflächen, Weiden, Baumobstplantagen gesondert zu erfassen, da für sie unterschiedliche Prüf- und Maßnahmewerte zur Anwendung kommen. Kin-

derspielflächen, Bolzplätze, Reitplätze u. a. sind für direkte orale oder inhalative Aufnahme-
pfade von Bedeutung. In diesem Zusammenhang wurden auch die versiegelten Flächen
(z. B. Flächen des fließenden und ruhenden Verkehrs) abgegrenzt.

Es wurden 1 629 Flurstücke auf der Fläche von ca. 1,8 km² kartiert [ROSELT et al. 2004]. Es
ergibt sich ein Flächenmosaik (vgl. Anlage 2.c), das im Westen des Stadtgebietes von
Wohnbebauung inkl. Zier- und Nutzgärten, im Norden von Park- und Sportanlagen, im Osten
von Kur- und Klinikeinrichtungen und im Süden von Park-, Grünland- und Weidearealen so-
wie Wohnbebauung mit Gärten dominiert wird. Das eigentliche Zentrum umfasst neben Ein-
richtungen des Gaststätten- und Hotelgewerbes sowie kleinere Läden vor allem das Areal
der Emissionsquelle des ehemaligen Leuchtstoffwerkes.

Die Nutzungsartenanteile bezogen auf Fläche oder Flurstücksanzahl verhalten sich wie folgt:

Tabelle 13-1 Kartierte Nutzungsarten

Bez. im GIS	Nutzungsart	Anzahl Flurstücke	Gesamtfläche in m ²
[N 1]	Wohngebäude (wenn das Wohngebäude weitgehend das Flurstück einnimmt)	100	51 318
[N 2]	Wohngebäude mit Ziergarten (keine zum Verzehr bestimmten Pflanzen angebaut)	434	377 974
[N 3]	Wohngebäude mit Zier-/Obstgarten (auch: Zier-/Obstgarten ohne Wohngebäude)	230	175 573
[N 4]	Wohngebäude mit Haus-/Schrebergarten (Obst- und Gemüseanbau, auch ohne Wohngebäude)	104	92 477
[N 5]	Kurgebäude mit Parkanlage / Grünfläche (Kur- und Klinikseinrichtungen)	58	227 419
[N 6]	Gasthöfe, Hotels, Läden, öffentliche Gebäude (einschließlich Parkmöglichkeiten bei weitgehendem Verzicht auf Grünflächen)	95	101 829
[N 7]	Kfz-Abstellfläche, Straßen, größere Verkehrsflächen (Versiegelung)	173	160 800
[N 8]	Bolzplätze, Sportanlagen	3	40 296
[N 9]	Kinderspielflächen	5	6 217
[N 10]	Reitplätze	10	9 363
[N 11]	Industrie- und Gewerbegrundstücke (Leuchtstoffwerk, kleinere Werkstätten, Bauhof, Tankstelle usw.)	34	60 483
[N 12]	Ackerbau, Weide, Grünstreifen, Wiese (auch Böschungen mit Büschen, Bäumen)	282	353 629
[N 13]	Wald	13	60 841
[N 14]	unbefestigter Weg oder Parkplatz	88	44 457
	Σ	1 629	1 762 676

Schutzgebiete

Für den exemplarischen Standort sind folgende Schutzgebiete relevant:

- Trink- und Heilwasserschutzzonen
- Bioklimatische Schutzzonen

Sie wurden ebenfalls georeferenziert (vgl. Anlage 2.f).

Für andere Standorte können prinzipiell zudem

- Naturschutzgebiete, Naturparks, Flächennaturdenkmale
- Bergbauschutz- und Vorbehaltsgebiete
- besonders schützenswerte Biotope
- ggf. auch denkmalgeschützte Gebäude u. ä.

von Bedeutung sein.

Altlastenverdachtsflächen (Anlage 2.g)

Altlasten bzw. Altlastenverdachtsflächen sind zumeist in den Altlasteninformationssystemen der Bundesländer sowie in den Bebauungsplänen der Kommune zu recherchieren. Weitere Informationen können bei der jeweiligen Unteren Gefahrenabwehrbehörde eingeholt werden.

Im speziellen Fall wurde im Thüringer Altlasteninformationssystem THALIS und in den Bebauungsplänen der Stadt recherchiert.

Weitere relevante Abgrenzungen (Anlage 2.h)

Im GIS werden weiterhin Flächen erfasst, die von Bedeutung für die Wirkpfadbetrachtung sein können. Solche sind z. B.

- Gebiete verstärkter Bodenerosion
- Senkungsgebiete
- offene Wasserflächen
- Überflutungsgebiete
- Vernässungsgebiete

Im Wesentlichen handelt es sich dabei um Flächen, auf denen eine SM-Verfrachtung aktuell möglich erscheint und die Aktualität von Daten zu hinterfragen ist.

13.1.3 Verarbeitung von Punktdaten

Über die Verfahrensweise der Auswertung von Punktdaten (Cd-Analysen des Bodens) mittels verschiedener Interpolationsverfahren wurde bereits in Kapitel 11 berichtet. Für die weitere Auswertung ist die Generierung von Konzentrationsgleichen erforderlich, die bestimmte Schwellenwerte repräsentieren.

Nutzungsbezogene Schwellenwerte

Die Ableitung nutzungsbezogener Schwellenwerte folgt in diesem Falle dem UMS-Modell [HEMPFLING et al. 1997] als Ergänzung zu den Prüfwerten der BBODSCHV. Dieses Modell ist neben anderen eine Alternative zu standortunspezifischen Listenwerten und stellt eine Methode der absoluten quantitativen Expositions- und Risikoabschätzung für den Wirkpfad Boden → Mensch auf humantoxikologischer Grundlage dar¹⁴.

¹⁴ Für eine Gefährdungsabschätzung für das Schutzgut Leben und Gesundheit von Menschen sind im UMS-Modell zwei Schritte hintereinander geschaltet: Der erste besteht in der quantitativen Expositionsabschätzung unter Berücksichtigung der relevanten Aufnahmepfade und empirisch abgeleiteten Aufnahmearten für einzelne Medien (Boden, Staub, Wasser, Nahrung). Im zweiten Schritt werden diese Körperdosisraten durch einen Vergleich mit humantoxikologisch begründeten tolerablen Dosisraten in Form von Risiko-Indizes charakterisiert, die dann der Zuordnung zu einem vernachlässigbaren, einem Besorgnis aufzeigenden oder einem Gefahr begründenden Risiko dienen (Risikobeurteilung).

Tabelle 13-2 Für Bad Liebenstein abgeleitete Expositionsszenarien und berechnete Schwellenwerte nach HEMPFLING [1997] und der BBodSCHV [1999], ergänzt durch ROSELT [1999]

Nutzungsart -Nr. im GIS	Nutzungsart / Expositionsszenario	Relevanter Aufnahme- pfad	nutzungsorientierte Beprobungstiefe nach BBodSCHV	Cd - Konzentration im Boden					
				nach HEMPFLING [1997], und ROSELT [1999]			nach BBodSCHV [1999]		
				Vorsorge- schwelle	Besorgnis- schwelle	Gefahren- schwelle	Prüfwert	Prüfwert	Maßnahme- wert
in m u.Gel.	in mg/kg KW			in µg/l Eluat	in mg/kg AN				
N 1	Wohngebäude	Staub - inhalativ	0 - 0,02	35	47	230	-	-	-
		Boden/Staub - oral	0 - 0,1; 0,1 - 0,35	36	48	58	20	-	-
N 2	Wohngebäude mit Ziergärten	Boden/Staub - oral	0 - 0,1 0,1 - 0,35	16	22	26	20	-	-
N 3	Wohngebäude mit Zier-/ Obstgarten	Boden/Staub/Obst - oral	0 - 0,1 0,1 - 0,35	13	18	22	10	-	-
N 4	Wohngebäude mit Haus-/ Schrebergarten	Boden/Staub/Obst/ Gemüse - oral	0 - 0,3 0,3 - 0,6	10	13	16	10	-	0,04 / 0,1
N 5	Kurgebäude mit Parkanlage Grünfläche	Staub - inhalativ	0 - 0,02 0 - 0,1	52	69	340	50	-	-
N 6	Gasthöfe, Hotels, Läden, öffentliche Gebäude	Staub - inhalativ	0 - 0,02	170	220	1.100	60	-	-
N 7	Kfz-Abstellfläche, Straßen, Verkehrsflächen	Staub - inhalativ	0 - 0,02	170	220	1.100	60	-	-
N 8	Bolzplätze, Sportanlagen	Staub - inhalativ	0 - 0,02	10	14	71	10	-	-
N 9	Kinderspielflächen	Boden/Staub - oral	0 - 0,1 0,1 - 0,35	11	15	18	10	-	-
N 10	Reitplätze	Staub - inhalativ	0 - 0,02	5	6	33	-	-	-
N 11	Industrie- und Gewerbe- grundstücke (LWL)	Staub - inhalativ	0 - 0,02	35	47	230	-	-	-
		Boden/Staub - oral	0 - 0,1; 0,1 - 0,35	-	-	80	60	-	-
		Boden → Grundwasser	0 - 2,0	-	-	83	-	5	-
N 12	Ackerbau, Weide, Grün- streifen, Wiese, Bö- schungen mit Büschen / Bäumen	Nahrungskette - oral	0 - 0,1 0,1 - 0,3	10	13	16	-	-	0,1
N 13	Wald	Boden/Staub/Pilze - oral	0 - 0,1 0,1 - 0,35	10	13	16	-	-	-
N 14	unbefestigter Weg oder Parkplatz	Boden/Staub - oral	0 - 0,1 0,1 - 0,35	36	48	58	-	-	-

Prinzipiell sind im Einflussbereich der Emissionen inhalative (Staub) und orale (Boden/Staub sowie Obst/Gemüse) Cd-Aufnahmen durch den Menschen möglich¹⁵. Die tolerierbare Dosis- rate TD für die orale Aufnahme von Cd beträgt 0,5 µg/kg d (= 25 ng/kg d resorbiert), für die inhalative Cd-Aufnahme $9,16 \cdot 10^{-4}$ µg/kg d (= 0,229 ng/kg d resorbiert, nach HEMPFLING [1997] aus HASSAUER et al. [1993]). In die für eine mittlere Lebenszeit von 70 Jahren errech- nete, durchschnittliche tägliche Aufnahmerate DIR geht ein Sicherheitsfaktor Z = 2 für sen- sible Entwicklungsphasen des Menschen (Säugling, Kind) ein [HEMPFLING 1997].

¹⁵ Es wird an dieser Stelle davon ausgegangen, dass die Grundwassergefährdung (Kontaminationstyp 1) mit den im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Maßnahmen beseitigt wurde. Für die Beurteilung der Grundwassergefährdung ist das UMS-Modell nicht geeignet.

Über die Expositionsannahmen für

- a) inhalative Aufnahme (tägliche Dauer der Exposition, Atemrate, Luftstaubanteil, Feuchtefaktor, Retentions- und Resorptionsfaktor, Körpergewicht)
- b) orale Aufnahme (Staubaufnahme/Tag und bei Obst/Gemüse mit einem Transferfaktor Boden - Pflanze)

können in Lebenszeitbetrachtungen die durchschnittlichen täglichen Aufnahmeraten ermittelt werden. Aus dem Quotienten der aufnahmepfadspezifischen, tolerierbaren Dosisrate TD und der mittleren täglichen Aufnahmerate DIR jedes Aufnahmepfades berechnete HEMPFLING unter Einbeziehung von Umrechnungs- und Sicherheitsfaktoren Schwellenwerte für jeden relevanten Aufnahmepfad eines Expositionsszenarios. Angemerkt werden muss jedoch, dass bei einer solchen Betrachtung Kur- und Klinikgäste aufgrund der geringen Anwesenheitszeit kaum Berücksichtigung erfahren, was angesichts der Sensibilität (Kurort) einer gesonderten Würdigung bedarf.

Dabei verkörpern die Schwellenwerte Bodenkonzentrationen, die für das jeweilige Nutzungs-/Expositionsszenario errechnet wurden. Es werden dabei in einem abgestuften System Gefahrenschwellen (unmittelbares Gesundheitsrisiko), Besorgnisschwellen (Gesundheitsrisiko nicht auszuschließen) und Vorsorgeschwellen (festgelegt mit 75 % des Wertes der Besorgnisschwelle) definiert.

Generierung von Konzentrationsverbreitungen

Aus den Punktdaten wurden mit der gewichteten räumlichen Interpretation der Krigingschätzung Areale abgegrenzt, innerhalb derer jeweilige nutzungsbezogene Schwellenwerte überschritten werden.

13.1.4 Verschneidung im GIS, Interpretation und Umsetzung

Im speziellen Falle wurden die Konzentrationsverteilungen in Form von Isolinien der Schwellenwerte der jeweiligen Nutzungsart in das GIS importiert; bei neuerer Software (ArcGIS 8 oder höher) sind Interpolationsverfahren wie Kriging und andere bereits implementiert.

Die Areale mit Überschreitung nutzungsbezogener Schwellenwerte wurden nun mit den Nutzungs- bzw. Expositionsszenarien im GIS verschnitten. Im Ergebnis wurden Flurstücke markiert, für deren Nutzungstyp im Sinne einer Schwellenwertüberschreitung prinzipieller Handlungsbedarf besteht.

Bei dieser Herangehensweise wurde strikt separat nach verschiedenen Probennahmetiefen gemäß BBODSCHV, Wirkungspfad und Art der Analytik (im Königswasser-, Ammoniumnitratenaufschluss oder im wässrigen Eluat) vorgegangen (Beispiel in Anlage 2.e).

Die Ableitung flurstücksbezogener Handlungsempfehlungen richtete sich nach der Relevanz der nutzungsbezogenen Schwellenwertüberschreitungen und der Flächendaten für das jeweilige Grundstück. Sie wurden einer synoptischen Bewertung im GIS unterzogen und nach Plausibilitätsprüfung in einer Maßnahmekarte (Karte der Handlungsempfehlungen, Anlage 2.j) dargestellt. Somit konnte insgesamt ein Register von Maßnahmen abgeleitet werden, die der jeweiligen speziellen Situation unter dem Verhältnismäßigkeitsaspekt gerecht werden.

Es zeigt sich, dass es keine prüfwertüberschreitenden Cd-Belastungen in den Heilwasserschutz-zonen I und II sowie kaum (noch) schädliche Bodenverunreinigungen in den Wohn- und Kurbereichen der Stadt Bad Liebenstein gibt. Überschreitungen der jeweiligen Schwel-

lenwerte sind fast ausschließlich auf und in der unmittelbaren Umgebung der Emissionsquelle 'ehemaliges Leuchtstoffwerk' sowie in den von dort nach Süden / Südwesten verlaufenden Auebereichen und im Sportplatzareal beschränkt. Die Cd-Belastung in der oberen Bodenschicht (0 - 20 cm) hat in den letzten Jahren flächendeckend deutlich abgenommen.

Weite Teile der o. g. Areale mit schädlichen Bodenveränderungen betreffen Gebiete, auf denen die Kommune bauplanerisch Stadtentwicklungsvorhaben betreibt. Die Kontaminationsproblematik war somit in diese Vorhaben mit einer qualifizierten Planung einzubeziehen. Im Wissen um die Schwierigkeit dieses Herangehens (vgl. Kapitel 1) wurde in dem europaweit ausgeschriebenen Architekturwettbewerb zur Stadtentwicklung die Lösung der Altlastensituation mit vorgegeben. Zur Sicherstellung der Machbarkeit der Beseitigung von Umweltgefährdungen wurden Altlastengutachter (der Autor) und Vertreter des Umweltministeriums in die Preiskommission berufen.

Der Siegerentwurf sieht eine kurortspezifische Nachnutzung mit Parkanlage / Teichen, ambulanten Kureinrichtungen und Wohnen vor (vgl. Abbildung 13-2). Für die Altlastensanierung am Standort des LWL ergibt sich damit die Chance, mit einem qualifizierten Bodenmanagement (beispielsweise Nutzung des Bodenaushubes für die Schaffung der Hohlformen für die Teiche oder Unterkellerungen/Tiefgaragen) Kostenoptimierungen zu erzielen.

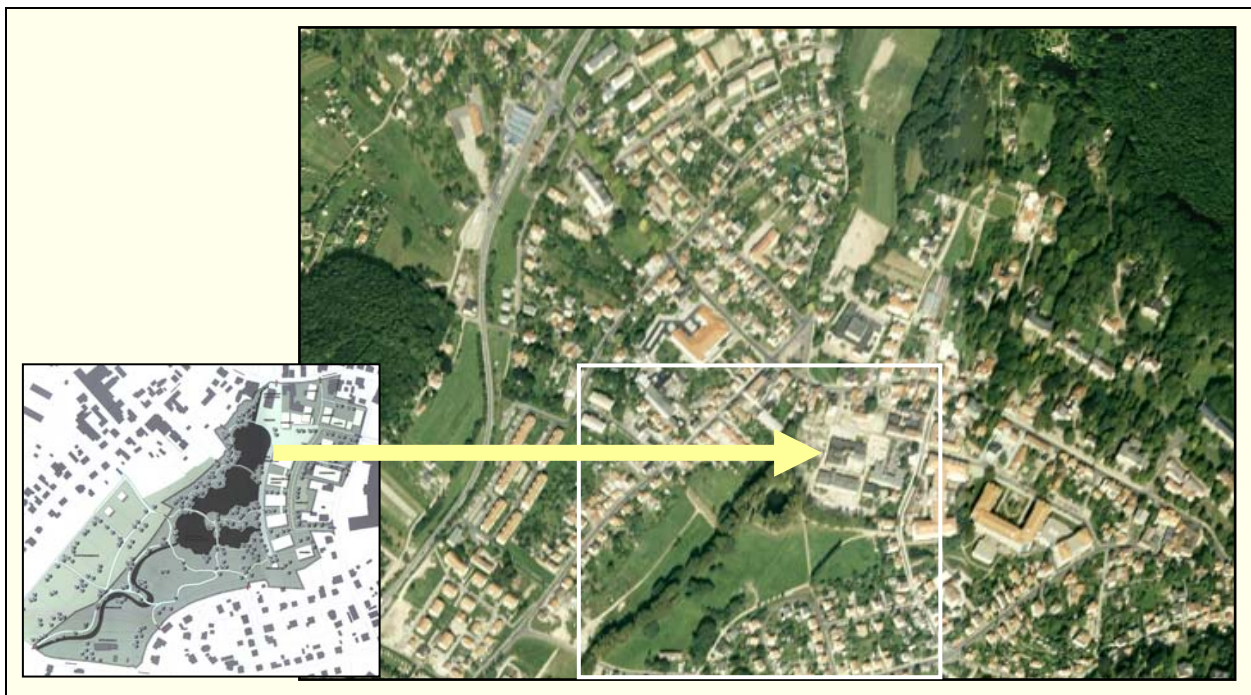


Abbildung 13-2 Projektion des städtebaulichen Entwurfes für eine kurortspezifische Nachnutzung des Leuchtstoffwerkbereiches (Parkanlage mit Teichen, Kureinrichtungen, Wohnen) in eine Luftbildaufnahme vom Zeitpunkt vor Sanierungsbeginn

Quellen: Städtebaulicher Entwurf: Architekten SCHETTLER & WITTENBERG
DANE Landschaftsarchitekten
Luftaufnahme: GEOSPACE GmbH [1998]

Für einzelne Areale, die außerhalb der genannten Planungsgebiete liegen, wurden spezielle Empfehlungen wie z. B. Nutzungsbeschränkungen oder Aufkalkungen gegeben. Die Sanierung des Sportplatzes erfolgte 2004/2005. Die Böden einzelner Privatgrundstücke und Gärten wurden ausgetauscht und/oder gekalkt.

Ebenfalls empfohlene Untersuchungen zur Schließung von Informationslücken oder für ein Monitoring wurden kurzfristig umgesetzt, um die Ergebnisse mit den Planvorhaben abstimmen zu können. Hier war insbesondere die statistisch gesicherte räumliche Optimierung des Probennahmerasters auf der Grundlage des Semivariogramms der geostatistischen Auswertung von unschätzbarem Wert - zumindest innerhalb der Grenzen der einzelnen Kontaminationstypen.

Die Fortschreibung des GIS eröffnet der zuständigen Umweltbehörde und der Stadt Bad Liebenstein neben der Möglichkeit der gezielten aktiven Einflussnahme auch die beweiskräftige Beantwortung subjektiver Fragen und Meinungen zur Cd-Problematik.

13.2 Beseitigung der Quelle: Sanierung des Altstandortes und seines unmittelbaren Umfeldes

Es ist nun Aufgabe, ein Konzept zu entwickeln, mit dem die Erkenntnisse zu den Kontaminationstypen im Umfeld des LWL für Sanierungen umgesetzt werden. Im Areal eines städtebaulichen Sanierungsgebietes (Zentrum Bad Liebensteins) war die Lösung der Kontaminationsproblematik einzubeziehen. Die Erkenntnisse zu den Kontaminationstypen und Wirkpfaden flossen in eine synoptische Bearbeitung von Verbreitung der Typen und flurstücksbezogener Nachnutzung ein [ROSELT 2004].

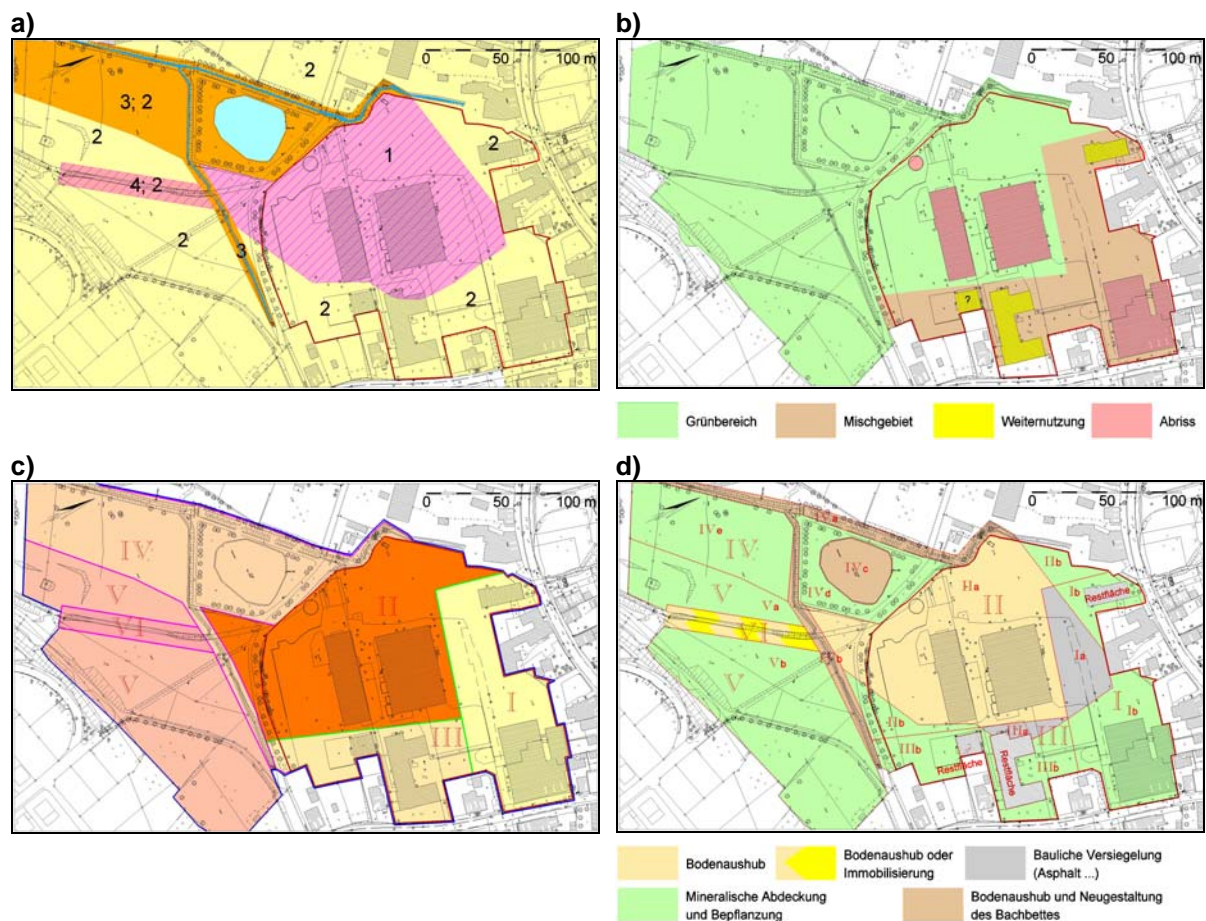


Abbildung 13-3 Umsetzung der abgegrenzten Kontaminationstypen in ein Sanierungsmosaik
a) Kontaminationstypen 1 – 4 am Standort LWL und unmittelbar südlich
b) Beabsichtigte Nachnutzung
c) Abgrenzung von Sanierungszonen als Synopsis Kontaminationstyp/Nachnutzung
d) Abgrenzung verschiedener Sanierungslösungen innerhalb der Sanierungszonen

In einem rechnergestützt erzeugten synoptischen Mosaik (siehe Abbildung 13-3) wurden zunächst Sanierungszonen abgegrenzt, d.h., jede Sanierungszone hat zu ihrer Nachbarin eine differenzierte Kontaminationstyp- und Nachnutzungsstruktur. Innerhalb dieser Sanierungszonen wurden wiederum Abschnitte abgegrenzt, für die aufgrund der speziellen Wirkungssituation spezielle technische Sanierungslösungen nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit abgeleitet wurden.

Die Beseitigung der Kontaminationsquelle (Kontaminationstyp 1) wurde mit ergänzenden Untersuchungen planerisch vorbereitet [ROSELT et al. 2003]. Derartige Altlastensanierungen sind Stand der Ingenieurskunst; es soll daher hier nur kurz darauf eingegangen werden, wie spezielle Untersuchungsergebnisse und Erkenntnisse zu diesem Kontaminationstyp (vgl. Abschnitt 5) in die Genehmigungs- und Ausführungsplanung eingingen. Diese sind im Wesentlichen:

Emissionsarmer Abriss / Rückbau von Gebäuden

Insbesondere das Produktionsgebäude als wesentliche, bis 2004 verbliebene Schadstoffquelle, bot bei Abrissarbeiten die Gefahr der Freisetzung Cd-haltiger Stäube. Darauf ließen die Untersuchungsergebnisse in Kap. 6.2 schließen. Die Vermeidung solcher Freisetzungen war - bei vorsichtigem Rückbau - nur durch eine aufwändige Einhausung unter Unterdruck, Berieselung oder bei für das Vorhaben günstiger Witterung möglich. Letzteres galt für den Zeitraum des Rückbaues; für den Fall größerer Staubentwicklungen wurden eine Berieselungsanlage und Möglichkeiten des Auffangens und der Reinigung der Wässer vorgehalten. Schwebstaub- und Staubniederschlagsmessungen während des Abrisses zeigten spezifische temporäre Konzentrationserhöhungen an; insgesamt wurden jedoch die vorgegebenen Grenzwerte der TA Luft für Cd unterschritten [FRISCHMUTH 2004].

Beim Rückbau sind die oben beschriebenen Ergebnisse zur Eindringtiefe von SM in die Gebäudesubstanz für eine Minimierung belasteter Abfälle dahingehend genutzt worden, dass stark belastete Partien (beispielsweise Putz) separat gewonnen wurden.

Bodensanierung innerhalb einer Einspundung

Eine Bodensanierung im Bereich der tief greifenden Cd-Kontaminationen war unumgänglich. Wie die Untersuchungen in Abschnitt 5.2 zeigen, war mit Eingriffen in den Boden, insbesondere in die gesättigte Bodenzone, zu befürchten, dass SM mobilisiert werden und mit dem Grundwasserstrom in Richtung der tektonischen Störungszonen transportiert werden. Daher wurde die Bodensanierung mit einer Baugrubenumschließung geplant, wofür sich eine Spundwand, die bis in die basalen Bröckelschiefer einbindet, als geeignetste Technologie erwies [ROSELT et al 2003]. Damit durch die Rammarbeiten für die Spundwand selbst ebenfalls keine SM in relevanten Größenordnungen mobilisiert werden konnten, wurde ein vibrationsarmes Rammverfahren mit hydraulischer und bohrender Unterstützung gewählt. Das begleitende Grundwassermonitoring zeigt nur einen relativ geringfügigen Anstieg der Cd-Kontamination während der Rammarbeiten an:

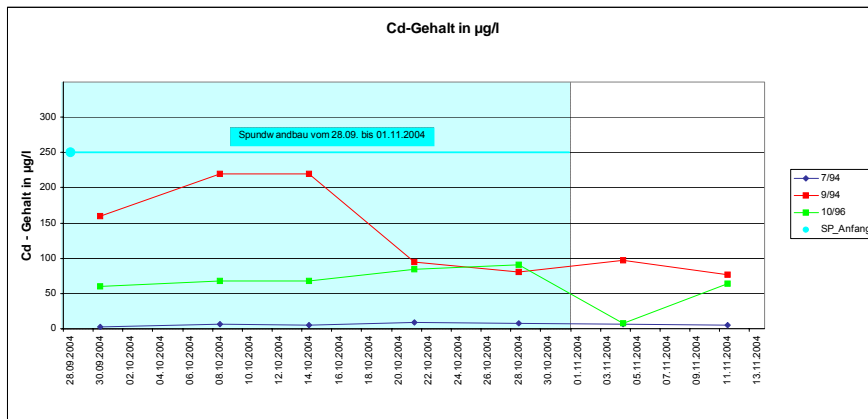
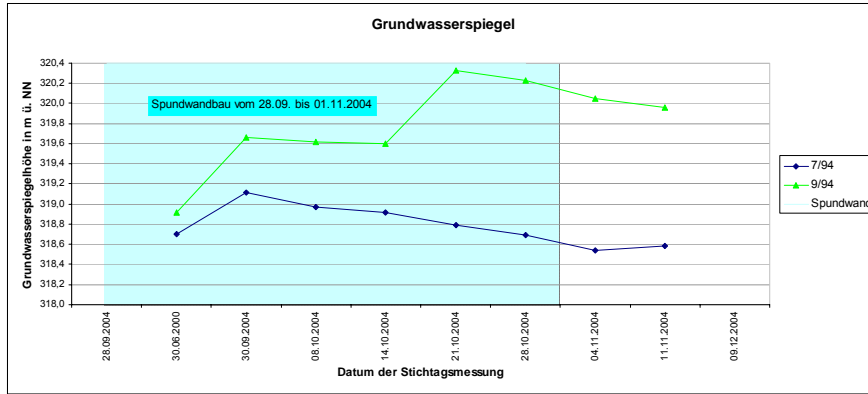


Abbildung 13-4 Ergebnisse des Grundwassermonitorings während der Errichtung der Spundwand

Anmerkung: Die Spundwanderrichtung wurde in der Nähe der GWM 9/94 begonnen, die beiden anderen Messstellen liegen weiter entfernt.

Es wird eine Methodik entwickelt, alle die Nutzungskonflikte kontrollierenden Daten in einem GIS zu verknüpfen und mit dem Ziel einer nachhaltigen Konfliktlösung auszuwerten. Im Ergebnis der gewichteten räumlichen Interpolation aller verfügbaren Analysendaten (siehe Kapitel 11) kann dem GIS bezüglich der Belastungssituation die Verbreitung nutzungsspezifischer schwellenwertübergreifender Areale zugeführt werden. Diese wiederum werden mit den Nutzungs- bzw. Expositionsszenarien im GIS verschnitten.

So können Flurstücke herausgefiltert werden, für deren Nutzungstyp im Sinne einer Schwellenwertüberschreitung prinzipieller Handlungsbedarf besteht. Die Ableitung flurstücksbezogener Handlungsempfehlungen richtet sich nach der Relevanz der Schwellenwertüberschreitungen und der Flächendaten für das jeweilige Flurstück. Sie werden einer synoptischen Bewertung im GIS unterzogen und nach Plausibilitätsprüfung in einer Maßnahmekarte dargestellt. Somit kann insgesamt ein Register von Maßnahmen abgeleitet werden, die der jeweiligen speziellen Situation unter dem Verhältnismäßigkeitsaspekt gerecht werden.

Am Altstandort selbst und seiner unmittelbaren Umgebung führte die Berücksichtigung der Kontaminationstypen zu einer deutlichen Optimierung von Sanierungsmaßnahmen. Mit der Synopsis von Kontaminationstyp und Nachnutzung wurden Sanierungszonen abgegrenzt, für die die jeweils günstigste technische Lösung bei der Sanierung abgeleitet wurde.

14 Verallgemeinernde Schlussfolgerungen

14.1 Modellcharakter des exemplarischen Standortes

Eingangs dieser Arbeit (vgl. Tabelle 2-1, Seite 8) wurde bereits auf die Relevanz des exemplarischen Standortes bezüglich einer Vielzahl von ‚Immissionsarten‘ großflächiger Bodenkontaminationen hingewiesen.

modellhafte Standortlage:

Hinsichtlich der Standortlage besitzt das ehemalige Leuchtstoffwerk Modellcharakter: Bereits mit Beginn der Industrialisierung wurden Metall verarbeitende und andere Betriebe oft in Zentrumsnähe aufblühender Ortschaften angesiedelt. Grund war zumeist die Wasserverfügbarkeit über abzweigende Mühlgräben im Auebereich für den Antrieb von Maschinen. Nicht nur die beiderseits des Thüringer Waldes verlaufenden Nebentäler verfügten aufgrund des Erzabbaues über zahlreiche derartige Strukturen, auch größere Flussauen in Thüringen wie beispielsweise die der Saale, der Weißen Elster, der Ilm oder der Gera weisen Ortschaften mit Produktionsstätten (die heutigen Altstandorte) oft perschnurartig aneinandergereiht entlang der Flüsse auf (vgl. Abbildung 14-1). Erst später, mit zunehmender Möglichkeit des Energietransfers (Strom-, Gas- und Erdölleitungen) dominierte bei der Standortwahl neu zu etablierender Produktionseinrichtungen die verkehrsgünstige Lage, beispielsweise entlang von Autobahnen oder Schienenwegen.

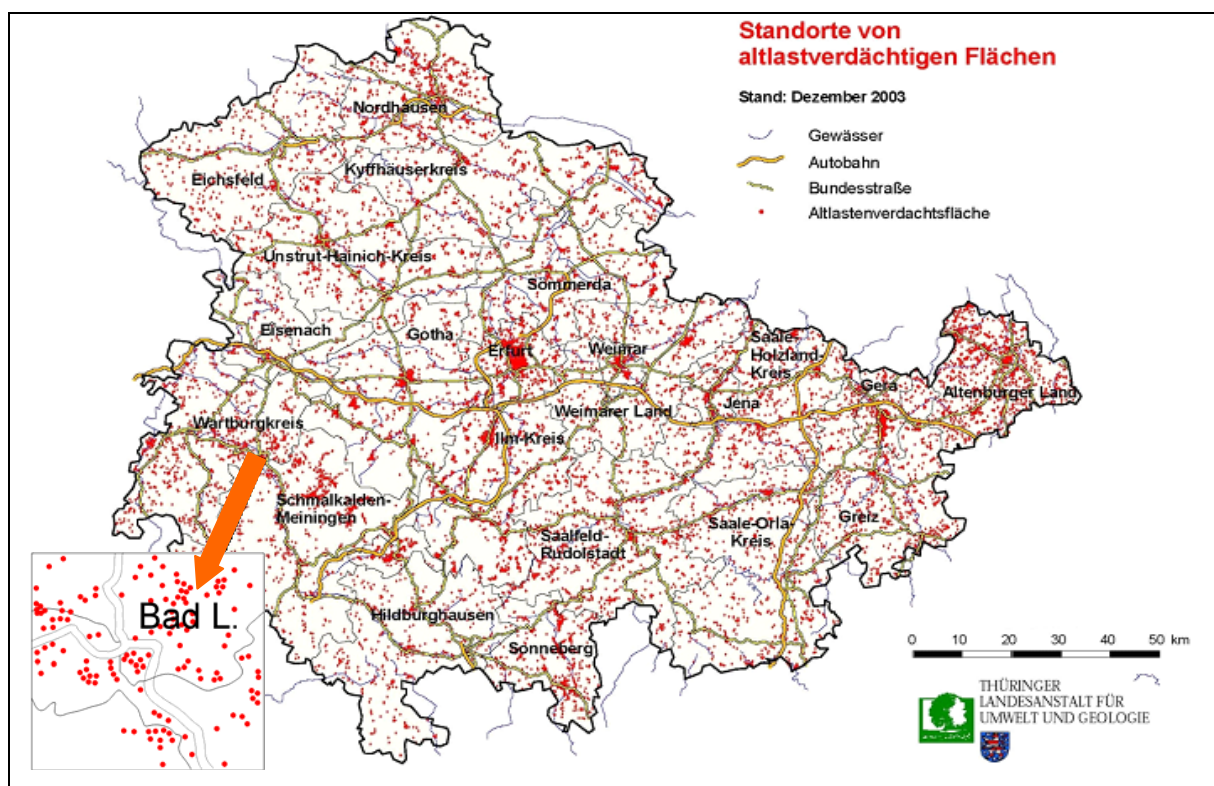


Abbildung 14-1 Räumliche Anordnung der Altstandorte und Altablagerungen in Thüringen (Stand 12/2003)

(Quelle: Verdachtsflächendatei THALIS, mit freundlicher Genehmigung der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie)

Modellhafte geologische Verhältnisse:

Vergleichbar ist auch der für solche Talauen typische geologische Schichtenaufbau mit einem holozänen Auelehm, der die grundwasserführende pleistozäne Schotterterrasse bedeckt und ‚schützt‘, die wiederum von einem meist stauenden Festgesteinshorizont unterlagert wird. RAU, SCHRAMM & WUNDERLICH [2000] beschreiben die Leitbodenform ‚Sandiger Lehm-Vega‘ (Auenlehm über Sand - Kies) für ebene Flussauen im Buntsandsteingebiet Thüringens mit 0,5 bis > 1 m Mächtigkeit bei Grundwasserspiegeln von zumeist mehr als 0,6 m u. Gel. Typisch ist auch ein periodisch hochstehendes Grundwasser mit zeitweiliger, vorwiegend frühjährlicher Oberbodenvernässung.

14.2 Modellcharakter der Untersuchungsergebnisse zu den Kontaminationstypen

Kontaminationstyp 1:

So wie die oben beschriebenen geologischen Verhältnisse sind auch die von derartigen Betrieben ausgehenden Kontaminationen und Wirkpfade oft vergleichbar: Entscheidendes Kriterium für eine Grundwassergefährdung ist die Beeinträchtigung der Bodenfunktion 1 c nach dem deutschen BBODSCHG (Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium aufgrund der Filter-, Puffer-, und Stoffumwandlungseigenschaften). Wenn die Schadstoffe bis in das ser gelangen können, ist das entweder die Folge eines äußerst massiven Eintrages („Durchschlagen“) oder des partiellen Fehlens des Auelehms, beispielsweise im Bereich von Fundamentgründungen oder Kanalisationen. Es bildet sich eine Schadstofffahne im Grundwasser aus, deren Größe und Erstreckung von geologischen Faktoren bestimmt wird. Bei gleich bleibendem oder nachlassendem Stoffnachschub aus der ungesättigten Bodenzone in das Grundwasser verhält sich die Schadstofffahne hinsichtlich ihrer Erstreckung im Grundwasserstrom stagnativ oder gar regressiv. Veränderungen der die Ausbreitung kontrollierenden Faktoren wie hydrodynamisches und chemisches Milieu oder auch mechanische Anregungen können wiederum zu einer Ausbreitung der Schadstofffahne führen.

Des Weiteren ist bei solchen Standorten die Bodenfunktion 3 d (betrifft die wirtschaftliche Nutzung) beeinträchtigt.

Kontaminationstyp 2:

Bekannte Beispiele für ähnliche Probleme bei durch Deposition SM-kontaminierter Böden im meteorologischen Einflussbereich sind vornehmlich in der Montan- und Hüttenindustrie zu finden (Großraum Freiberg (Sa.), Ilseburg (Harz), Maxhütte Unterwellenborn u. v. m.). Jedoch findet auch entlang von Verkehrswegen (Beispiel Blei) oder in Stadtgebieten eine deutliche Anreicherung der oberen Bodenschichten durch Schwermetalle statt. Die Anreicherungen sind eher schleichend und führen erst nach länger anhaltender Deposition zu höheren Konzentrationen im Boden.

Mit zunehmender Entfernung von der Kontaminationsquelle verringert sich die SM-Konzentration im Boden. Eine vertikale Migration wird vornehmlich von den Bodeneigenschaften, von der Sickerwassermenge bzw. dessen pH-Wert gesteuert. Zumeist werden alle Nutzungsfunktionen, vornehmlich aber die Bodenfunktion 3 c (landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Nutzung) beeinträchtigt. Bei Einstellung der produktionsbedingten Immissionen ist über Zeiträume von mehreren Jahren/Jahrzehnten ein Rückgang der SM-Konzentration im Oberboden zu registrieren.

Kontaminationstyp 3:

Am exemplarischen Standort ist im Vergleich der Kontaminationstypen der Typ 3 offensichtlich der interessanteste, was sich allein in den hier bereits angestellten Untersuchungen widerspiegelt. Auch sind die kontaminierten Hochflutablagerungen hinsichtlich ihrer räumlichen Erstreckung im Grumbachtal aufgrund der Schmalheit der betroffenen Aue gegenüber anderen Arealen (z. B. die der Elbe, vgl. GELLER et al. [2004] oder des Neckar) überschaubar. In der Geschichte sind auch solche Kontaminationen in der Folge von Havarien (beispielsweise der Dammbbruch von Klärbecken der Golderzaufbereitung, Baja Mare/Rumänien im Jahre 2000) bekannt.

Wesentliche beeinträchtigte Bodenfunktionen sind bei massiven Stoffeinträgen die natürlichen sowie auch die Nutzungsfunktion 3 c (landwirtschaftliche Nutzung). Die Erstreckung der Kontaminationen wird von der Dynamik des Oberflächengewässers gesteuert und kann scharfe Ränder bilden.

Kontaminationstyp 4:

Für Altablagerungen ist der Mühlgraben am exemplarischen Standort nicht umfassend modellhaft. Dies ist hier dem speziellen Umstand zu danken, dass die Altablagerung über weite Strecken in einen abdichtenden Auelehm eingebettet sind.

Durch Altablagerungen können aufgrund ihrer Exposition gegenüber Schutzgütern alle Bodenfunktionen beeinträchtigt sein. Aus dem Bereich der Montanindustrie gibt es zahlreiche Beispiele für Schadstoffverfrachtungen über den Luftweg durch Verwehungen (WISMUT GmbH, Kali...).

Kontaminationstyp 5:

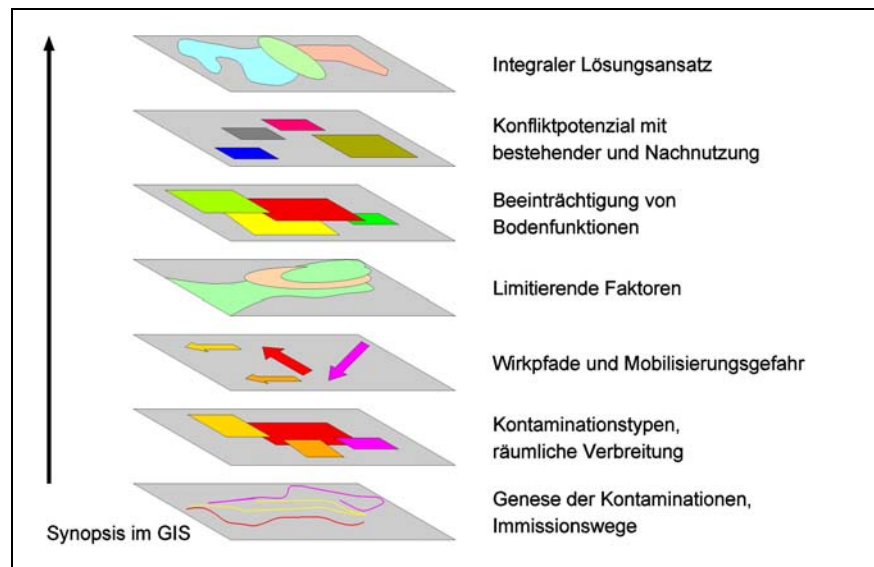
Der bewusste Auftrag von Schadstoffen ist wohl ein Sonderfall, der seinesgleichen sucht. Vergleichbar ist er mit dem Auftrag von Düngemitteln; in beiden Fällen erfolgt eine Aufnahme durch Pflanzen (beeinträchtigte Bodenfunktion 3 c). Hinsichtlich der räumlichen Erstreckung ist am exemplarischen Standort die Linienführung beim Auftrag ausschlaggebend, unkontrollierte Verschleppungen entstehen durch Verwehungen und Menschen.

14.3 Lösung von Nutzungskonflikten

Bodenbelastungen mit Schwermetallen unterschiedlicher Genese haben einen erheblichen Einfluss auf die Beeinträchtigung von Bodenfunktionen durch schädliche Bodenveränderungen. Die hier angestellten Untersuchungen zeigen, dass bei der Überlagerung der Kontaminationstypen ein großflächiges heterogenes Muster der Schadstoffverteilung entsteht. Die Überlagerung dieses Musters wiederum mit unterschiedlichen Nutzungen zahlreicher Flurstücke führt zu einem Mosaik von Konflikten, die nur über eine zunächst selektive Betrachtungsweise zu lösen sind. Die räumliche Selektierung der Kontaminationstypen, die Charakterisierung ihrer internen räumlichen Schadstoffverteilung sowie ihrer äußeren Begrenzung sind Grundvoraussetzung für die Auswahl geeigneter geostatistischer Interpolationsverfahren.

Für die methodische Lösung der Nutzungskonflikte ist die Anwendung Geografischer Informationssysteme geeignet. Darin werden Flächendaten (Flurstücke, Nutzungen, Schutzgebiete, Bebauungspläne usw.) mit Punktdaten (Schadstoffanalysen des Bodens) verknüpft. Mit geeigneten Interpolationsmethoden können Verbreitungsgebiete für das GIS generiert werden, in denen beispielsweise Prüf- oder Maßnahmewerte überschritten werden.

Abbildung 14-2
Fließschema der entwickelten Methodik



Stadt- und Industrieböden in Siedlungsbereichen sind in Folge ihrer verschiedenartigen Flächennutzungsgeschichte und den damit einhergehenden Prozessen strukturell und in ihrem Stoffbestand stark verändert. Dies erfordert in Verbindung mit den sich kleinräumig ändernden Bodeneigenschaften und -nutzungen einen im Vergleich zu natürlichen Böden differenzierteren Ansatz zur flächenhaften Darstellung von Schadstoffen in Oberböden [s. auch BARKOWSKI et al. 2002]. Für die Fälle, bei denen die Schwerpunktareale der Bodenkontaminationen in ‚brownfields‘ liegen, ist die Einbindung der Konfliktlösung in städtebauliche oder Entwicklungsvorhaben angezeigt. Die Einbeziehung der Kontaminationsproblematik in diese Vorhaben bedarf einer qualifizierten Planung und behördlichen Kontrolle.

Nach den bisherigen Erkenntnissen sind prüfwertüberschreitende Belastungen und schädliche Bodenveränderungen in Schutzzonen sowie in den Wohn- und Erholungsbereichen in den meisten Fällen in deutlich geringeren Ausmaßen als in unmittelbarer Nähe von Industrieanlagen und Altlasten zu beobachten. Für belastete Areale, die außerhalb von Planungsgebieten liegen, können spezielle Empfehlungen wie beispielsweise Nutzungsbeschränkungen oder Aufkalkungen gegeben werden. Bei Vorliegen von Daten aus mehreren Untersuchungskampagnen können Aussagen getroffen werden, inwieweit z. B. die Schadstoffbelastung in der oberen Bodenschicht (0 - 20 cm) in der zurückliegenden Zeit abgenommen hat.

Die Einbeziehung der kartierten Flurstücke mit verstärkten Bodenerosionen, mit Überflutungsereignissen usw. liefert Hinweise auf mögliche Schadstoffumlagerungen und somit zu prognostischen Gefährdungssachverhalten.

Die Auswertung führt auch zu Empfehlungen zur Schließung von Informationslücken oder für ein Monitoring. Anhand des optimalen Probennahmeabstandes, der mit Hilfe der Semi-variogrammanalyse ermittelt werden kann, können beabsichtigte Untersuchungen deutlich optimiert werden.

Für den exemplarischen Standort ist mit den durchgeführten Sanierungsmaßnahmen die Aktualität des Datenbestandes hinsichtlich der Bodenkontaminationen hinfällig. Es gilt nun, mit geeigneten Monitoringinstrumenten den Sanierungserfolg zu überwachen.

14.4 ‚Globale‘ Anwendungen

In der Agenda 21 [VEREINTE NATIONEN 1992], die im Jahre 1992 von mehr als 170 Staaten als Leitbild einer umweltverträglichen, nachhaltigen Entwicklung entworfen wurde, wird explizit bezüglich des Umganges mit dem Boden gefordert:

- Verbesserung und Ausbau von Planungs-, Management- und Evaluierungssystemen für Flächen- und Bodenressourcen,
- Entwicklung von Handlungskonzepten, die eine nachhaltige Flächennutzung und -bewirtschaftung der Bodenressourcen unterstützen und den vorhandenen Bestand an Bodenressourcen, demographische Aspekte und die Interessen der örtlichen Bevölkerung berücksichtigt,
- auf der entsprechenden Ebene (regional, lokal...) Informationssysteme auszubauen, die für die Entscheidungsfindung und Evaluierung künftiger Änderungen der Flächennutzung und in der Bodenwirtschaft benötigt werden,
- kostengünstige, von den Kommunen verwaltete Systeme zur Erfassung von Vergleichsinformationen über den Status und die sich vollziehenden Veränderungsprozesse bei den Bodenressourcen zu unterstützen.

Im Hinblick auf bestehende großflächige oder komplexe Bodenkontaminationen ist es von wesentlicher Bedeutung, den Bodenschutz bereits von Beginn an in Planungsvorhaben einzubeziehen. Dieser Erkenntnis ist leider bislang keine umfassende praktische Umsetzung gefolgt. Der Einhaltung dieser Bedingung ist die erfolgreiche Beseitigung von Nutzungskonflikten am exemplarischen Standort zu verdanken.

Obwohl beispielsweise Deutschland über eine Vielzahl von Instrumenten des Raumordnungs- und Landesplanungsrechts, des Bau- und Städtebaurechts sowie des Naturschutzrechts und anderer Umweltfachplanungen verfügt, die verschiedene Bestimmungen mit direktem oder indirektem Bezug zum Bodenschutz enthalten, spielen die Belange des Bodenschutzes im planerischen Abwägungsprozess eher eine untergeordnete Rolle. Neben dem Fehlen bodenkundlicher Datengrundlagen (beispielsweise Stadtbodenkartierung) und der wenig stringenten rechtlichen Verankerung ist vor allem das fehlende Verständnis für den Wert des Bodens bei den Entscheidungsträgern in den Ländern und Gemeinden eine entscheidende Ursache [UBA 2004].

Die historisch gewachsene disperse Siedlungsstruktur ist überwiegend ein Resultat ökonomischer Zwänge anthropogener Bedürfnisbefriedigung. Das Gleiche ist in den urbanen Räumen zu beobachten, wo langfristig ganzheitliche optimale Stadtentwicklungskonzepte kurzfristig wirtschaftlichen Lösungen weichen müssen. Diese immer noch mehrheitlich betriebswirtschaftliche statt volkswirtschaftliche Betrachtungsweise führt dazu, dass die für städtebauliche Entwicklung präferierten Flächen aufgrund vergleichsweise hoher Erschließungsaufwendungen, z. B. durch den ‚Altlastenmakel‘, brach liegen und somit unnötigerweise wertvolle Ressourcen außerhalb oder am Rande städtischer Siedlungen in Anspruch genommen werden. Trotz Bevölkerungsrückgang und schrumpfender Städte kann dieser Trend bisher nicht durchbrochen werden, da neben ökonomischen auch soziale Aspekte, wie Arbeitsplatzgewinne, entscheidend bei der Standortwahl sind.

Die eingangs dieser Arbeit erwähnte Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung mit dem ‚30-ha-Ziel‘ kann nur mit einem sparsamen (quantitativ) und schonenden (qualitativ) Umgang mit Flächen und Böden im Hinblick auf die Inanspruchnahme und Nutzung für Siedlungen,

sonstige Infrastruktur und Verkehr umgesetzt werden. Die künftige Flächeninanspruchnahme muss vom Außen- in den Innenbereich gelenkt werden. Dabei spielt das Brachflächenrecycling und die damit oft verbundene Beseitigung von Altlasten eine entscheidende Rolle.

Das Umweltbundesamt [2004] setzt in seinem Strategiepapier das Ziel, bis zum Jahr 2030 alle heute vorhandenen Altlasten zu sanieren. Bedenkt man, dass die Sanierung am exemplarischen Standort von den ersten Untersuchungen bis zum Abschluss 15 Jahre gedauert hat, ist dieses Ziel sehr anspruchsvoll. Für die Zukunft muss das Entstehen neuer Brachen und neuer Altlasten und damit verbundener finanzieller Risiken unterbunden werden.

Wegen der Diversität der Einflussfaktoren, die bei Standortentwicklungen und dem Flächenrecycling von rechtlichen, wirtschaftlichen und technisch-naturwissenschaftlichen Kriterien gleichermaßen bestimmt werden, sind fach- und ressortübergreifende Lösungen erforderlich. Dazu bedarf es inter- bzw. transdisziplinärer Denk- und Arbeitsweisen. Das Forschungsprogramm des BMBF (*„Forschung für die Reduzierung der Flächeninanspruchnahme und ein nachhaltiges Flächenmanagement – REFINA“*, 2004) zielt darauf ab. Schwerpunkte dieser Forschungsarbeiten werden u. a. gesehen in der Weiterentwicklung von Lösungen für die Wiedernutzbarmachung brachliegender ehemals genutzter und zum Teil belasteter Flächen und in der Schaffung von Instrumenten zur Bewertung der Schutzbedürftigkeit von Flächen sowie der Beurteilung von Bodenqualitäten im Rahmen von detaillierten Boden- und Flächenschutzkonzeptionen.

Der in dieser Arbeit vorgestellte Ansatz, die naturwissenschaftlichen Erkenntnisse zu den Kontaminationstypen mit aktuellen und beabsichtigten Nutzungen nicht nur zu verknüpfen, sondern auch Konfliktlösungen zu optimieren, liefert einen Beitrag zu den geforderten fach- und ressortübergreifenden Lösungen.

Sowohl die geomorphologische Situation des Altstandortes selbst als auch die Kontaminationstypen 1 – 3 und teilweise 4 besitzen modellhaften Charakter. Typ 5 mit der Direktaufbringung Cd-haltiger Substanzen auf einen Sportplatz ist als Sonderfall zu werten.

Die strukturelle und stoffliche Veränderung von Stadt- und Industrieböden zu verschiedenen Kontaminationstypen erfordert in Verbindung mit den sich kleinräumig ändernden Bodeneigenschaften und –nutzungen einen im Vergleich zu natürlichen Böden differenzierteren Ansatz zur flächenhaften Darstellung von Schadstoffen in Oberböden.

Im Hinblick auf bestehende großflächige oder komplexe Bodenkontaminationen ist es von wesentlicher Bedeutung, den Bodenschutz bereits von Beginn an in Planungsvorhaben einzubeziehen. Der Einhaltung dieser Bedingung ist die erfolgreiche Beseitigung von Nutzungskonflikten am exemplarischen Standort zu verdanken.

„Globale“ Anwendungen werden insbesondere bei der Anwendung der Methodik im Zusammenhang mit der in der Agenda 21 der Vereinten Nationen formulierten Aufgaben für einen umweltverträglichen, nachhaltigen Umgang mit dem Boden gesehen.

15 Zusammenfassung

Der nach wie vor extensive Flächenverbrauch in Deutschland wie auch in anderen Industriestaaten verlangt nach einer Gegensteuerung zur Sicherung der Umwelt- und Lebensqualität. Für ein haushälterisches Bodenmanagement, das als Mengenziel ‚*Fläche sparen*‘ und als Qualitätsziel ‚*Boden schonen*‘ zum wesentlichen Inhalt haben muss, ist die Beseitigung der ‚*brownfields*‘, brach liegender vorgenutzter Standorte, von wesentlicher Bedeutung. Der solchen Standorten oft anhaftende, scheinbar unbestimmte ‚*Altlastenmakel*‘ ist jedoch ein entscheidendes Investitionshemmnis.

Kompliziertere Konflikte entstehen bei räumlichen Überlagerungen von Schadstoffbelastungen über unterschiedliche Immissionswege aus verschiedenen Quellen mit verschiedenen Nutzungen. Sind durch sie größere Areale auch außerhalb der ‚*brownfields*‘ oder gar ganze Regionen betroffen, muss eine Konfliktlösung sowohl Ansprüchen einzelner grundstücksbezogener Nutzungen wie auch der gesunden Entwicklung der betroffenen Region unter nachhaltiger Sicherung ihres Naturraumpotenzials Rechnung tragen. Dafür sind die gegenwärtigen Instrumente noch nicht ausgereift: Der Forschungsfortschritt beteiligter wissenschaftlicher und Ingenieurdisziplinen hat dafür die Voraussetzungen geschaffen; in der Praxis anwendbare Lösungsansätze können jedoch nur unter der Option einer interdisziplinären Verknüpfung erreicht werden. Hierfür leistet diese Arbeit einen Beitrag.

Schadstoffeinträge in den Boden durch Immissionen über verschiedene Wege generieren die Herausbildung von nach Verbreitung und Stärke differenzierten Kontaminationstypen. Die Genese von Bodenkontaminationen hat somit einen entscheidenden Einfluss auf die Gefahrenbeurteilung und auf die Lösung von damit in Verbindung stehenden Konflikten im Rahmen gegenwärtiger und zukünftiger Nutzungen der beeinträchtigten Areale. Der Selektierung der Gesamtbelastung in die Kontaminationstypen sowie deren gesonderte Betrachtung kommt daher in dieser Arbeit eine besondere Rolle zu.

Die hier angestellten Untersuchungen nutzen im Sinne einer Fallstudie einen umfangreichen Fundus vielfältiger Untersuchungsergebnisse am exemplarischen Standort, dem Stadtgebiet Bad Liebensteins (Thür.) und der in dessen Zentrum befindlichen früheren Emissionsquelle, dem Altstandort eines Leuchtstoffwerkes.

Zur Auswertung wurden die vom Verfasser überwiegend selbst erhobenen Daten aus Bohrungen und Beprobungen herangezogen. Im Bereich der Quelle, dem ehemaligen Leuchtstoffwerk, wurden die geologischen Verhältnisse anhand von 160 Bohrungen detailliert beschrieben und die räumliche Schadstoffverteilung (Cd) mittels 1 200 Bodenproben ermittelt. Ein Netz von 24 Grundwassermessstellen erlaubt anhand des über 10 Jahre durchgeführten Monitoring die Einschätzung der Hydrodynamik mit saisonalen Schwankungen sowie die Beobachtung der Schadstofffahne. Aus dem Stadt- und Auengebiet Bad Liebensteins wurden Analysen von über 3 000 Bodenproben aus mehreren Untersuchungskampagnen herangezogen. Analyseergebnisse zur Wirkung von Kalkungsversuchen auf Testflächen, zur SM-Belastung von Gebäudesubstanz, von Schwebstaub sowie von Pflanzen komplettieren die vom Autor durchgeführten Erhebungen. Staubniederschlagsdaten (Messreihen von 1984 bis 2001) wurden von der TLUG Jena zur Verfügung gestellt.

Es werden am exemplarischen Standort Kontaminationstypen unterschieden, deren Schadstoffe über standortspezifischen Direkteintrag (Kontaminationstyp 1), den Luftweg (Typ 2) oder die Vorfluter (Typ 3) in den Boden gelangten, wie auch durch Ablagerung von Industrieabfällen (*Altablagerungen*, Typ 4) bzw. gezielte Aufbringung schadstoffbehafteter Substanzen auf Bodenareale (Typ 5) entstanden sind. Die von der Emissionsquelle ausgehende Ausbreitung der Schadstoffe wird im Wesentlichen von geologisch-strukturellen wie -substanziellen, pedologischen, hydrologischen, hydrodynamischen und meteorologischen Faktoren kontrolliert.

Diese verschiedenen Arten der Emissionen und die die Schadstoffausbreitung kontrollierenden Faktoren generieren die unterschiedlichen Typen von Kontaminationen hinsichtlich des dreidimensionalen Verteilungsmusters der Schadstoffe im Boden. Es wurden typbezogene Wirkpfade abgeleitet, die ggf. weitere Schutzgüter schädigend beeinflussen. Die jeweils prioritären sind dabei:

Kontaminationstyp 1 (Direkteintrag):	Boden → Grundwasser
Kontaminationstyp 2 (Deposition):	Luft → Boden (→ Pflanze)
Kontaminationstyp 3 (Überflutung):	Vorfluter → Boden (→ Pflanze)
Kontaminationstyp 4 (Altablagerung):	Boden → Pflanze (Boden → Grundwasser)
Kontaminationstyp 5 (Direktaufbringung):	Boden → Pflanze und Boden → Mensch

Eine Beurteilung der Umweltgefährdung muss daher sehr differenziert - typenweise - erfolgen. Komplizierte Situationen entstehen bei der räumlichen Überlagerung mehrerer Kontaminationstypen. Solche standortspezifischen Mischtypen werden in dieser Arbeit als *komplexe Schwermetallbelastungen* bezeichnet.

In ihrer lateralen Verbreitung gehen hinsichtlich ihrer Schadstoffkonzentrationen Kontaminationstypen wie z. B. der über den Luftweg generierte Typ 2 mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle allmählich zu den geogenen Hintergrundkonzentrationen über. Andere - wie beispielsweise der durch Überflutungen entstandene Kontaminationstyp 3 - sind gegenüber benachbarten Typen oder kontaminationsfreien Arealen aufgrund der die Ausbreitung limitierenden Faktoren scharf abgrenzbar.

Die Einstellung der Produktion am Altstandort und der damit einhergehende Rückgang der Immissionen wird durch abrupte Konzentrationsrückgänge in Messreihen zum Staubbiederschlag, zu den Oberflächengewässern und ihren Schwebfrachten sowie in den Jahresringen von Bäumen, nicht jedoch in Boden und Grundwasser, markiert.

Innerhalb einer relativ großen Zeitspanne zwischen ersten Erhebungen zum Ausmaß der Bodenkontaminationen und dem Abschluss von Sanierungsmaßnahmen (am exemplarischen Standort 15 Jahre) sind auch bei Schwermetallen (im speziellen Fall vornehmlich bei Cd) zeitliche und räumliche Veränderungen des Kontaminationsstatus im Boden festzustellen. Bei einer Verwendung aller im Untersuchungszeitraum erhobenen Analysedaten für eine räumliche Auswertung der Konzentrationsverteilung im Boden ist daher die Aktualität von Analysen zu hinterfragen und eine Datenbewertung hinsichtlich Aktualität/Repräsentanz erforderlich. Hierfür wird ein Ranking-Verfahren vorgestellt.

Die Betrachtungen am exemplarischen Standort zeigen, dass von den Kontaminationstypen einzelne Bodenfunktionen unterschiedlich beeinträchtigt sind. Beispielsweise wurde aufgrund des massiven Direkteintrages von SM am Altstandort (Kontaminationstyp 1) das Rückhaltevermögen des Bodens (Bodenfunktion 1c nach BBodSchG) derart überfordert, dass sich ei-

ne Schadstofffahne im Grundwasser ausbilden konnte. Auf den Überflutungsarealen (Typ 3) wurden aufgrund der massiven Stoffeinträge die Lebensraum- und die Haushaltsfunktion (1a und 1b nach BBodSchG) stark beeinträchtigt, so dass Pflanzen in erheblichem Maße Cd aufgenommen haben.

In der Synopsis der Verbreitung relevanter Bodenfunktionen und der Kontaminationstypen entsteht ein räumlich vielgestaltiges Mosaik. Eine entsprechend räumlich-selektive Betrachtungsweise nach dem Beeinträchtigungsgrad einzelner Bodenfunktionen wird deshalb zur Bewältigung analoger Aufgabenstellungen künftig unerlässlich sein.

Die Untersuchungsergebnisse in ihrer Gesamtheit zeigen, dass Geografische Informationssysteme (GIS) in Verbindung mit geostatistischen Methoden erfolgreich zur Beseitigung von Nutzungskonflikten und Investitionshemmnissen bei großräumigen Kontaminationen und heterogenen Datenbeständen eingesetzt werden können. Die Digitalisierung und ganzheitliche Betrachtung bislang erhobener Daten und ihre Verknüpfung mit den spezifischen Nutzungsszenarien und nutzungsbezogenen Schwellenwerten in einem GIS bietet die Möglichkeit, der Problematik großflächiger und komplexer Bodenkontaminationen mit ökotoxikologisch statistisch gesichertem Kenntnisstand zu begegnen und verhältnismäßige Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen abzuleiten.

Grundlage bildet zunächst die Kartierung relevanter Rahmenkriterien für die Konfliktlösung wie Nutzungsarten der Flurstücke, Bebauungspläne, Schutzzonen, Überflutungsgebiete u.v.m. sowie deren Georeferenzierung im GIS.

Die angeführte kritische Auseinandersetzung mit Herkunft und Qualität der Daten, deren sachlogische Wichtung und die geostatistische Auswertung mit Semivariogrammanalysen und der Kriging-Schätzung schaffen die Voraussetzung für die Abgrenzung nutzungsbezogener schwellenwertüberschreitender Areale.

Die Einbeziehung kommunaler städtebaulicher Vorhaben in die Betrachtung führt zu dem Effekt, Fragen der Abwehr von Umweltgefährdungen nicht über speziell dafür ausgerichtete Sanierungsmaßnahmen lösen zu müssen. Die Dekontaminationen oder Immobilisierungen können auf diese Weise nach dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit in den Rahmen der vorgesehenen baulichen Maßnahmen der Stadtentwicklung gestellt werden

Kurzfristig wurde mit einer derartigen Herangehensweise für den exemplarischen Standort die eingeforderte Beseitigung von kontaminationsbedingten Investitions- und Planungshemmnissen erreicht, weil flurstücksübergreifende Abhängigkeiten komplex gelöst werden konnten.

Weitere Untersuchungs- oder Monitoringarbeiten können auf der Grundlage der geostatistischen Auswertungen deutlich optimiert werden. Die Fortschreibung des GIS eröffnet der zuständigen Umweltbehörde und der Kommune die Möglichkeit gezielter aktiver Einflussnahme, allerdings nur durch Zugrundelegung von nach der Sanierung neu zu erhebenden Daten.

Mittel- und langfristig ist die Erweiterung eines solchen GIS zu umweltrelevanten Aufgaben wie der Stadtbodenkartierung, dem Ausgleich von Ver- und Entsiegelung, der Entwässerung, aber auch im Zusammenhang mit der Verwirklichung der 'Agenda 21' und des '30-ha-Zieles' der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie von großem Nutzen.

Aufgrund der Diversität der Einflussfaktoren, die bei Standortentwicklungen und dem Flächenrecycling von rechtlichen, wirtschaftlichen und technisch-naturwissenschaftlichen Kriterien gleichermaßen bestimmt werden, sind fach- und ressortübergreifende Lösungen erforderlich. Dazu bedarf es inter- bzw. transdisziplinärer Denk- und Arbeitsweisen. Der in dieser Arbeit vorgestellte Ansatz, die naturwissenschaftlichen Erkenntnisse zu den Kontaminationstypen mit aktuellen und beabsichtigten Nutzungen nicht nur zu verknüpfen, sondern auch Konfliktlösungen herbeizuführen und zu optimieren, soll zur effektiven Bewältigung der aufgezeigten komplexen Problematik beitragen.

Im Verein von geeigneten abgeleiteten Eingriffen und der Fähigkeit des Naturhaushaltes, bis zu einem gewissen Grade auch solche Belastungen zu verkraften, sind für das Heilbad Liebenstein als exemplarischem Standort die wesentlichen Nutzungskonflikte mittels des wissenschaftlich begründeten Maßnahmekomplexes im Jahre 2005 beseitigt worden.



Abbildung 15-1 Auszug aus einem Artikel der Südhüringer Zeitung vom 09.03.2005

Quellenverzeichnis

- AAV/MUNLV/LUA NRW [2003]: Fachgespräch Maßnahmen bei großflächigen schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden-Pflanze und Direktpfad Boden-Mensch. Dokumentation der Fachgespräche am 30.09. und 01.10.2003 beim BEW Essen. Bergisch Gladbach, 10.10.2003, 162 S.
- AIGNER, B.; OTPARLIK, R. [2003]: Green Brownfields II – UBA – U.S.EPA – CiF e.V. – Konferenzbericht. altlasten spektrum 5/2003, S. 266-267
- AKIN, H.; SIEMES, H. [1988]: Praktische Geostatistik. Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 304 S.
- ALFAWEB [2004]: Verhalten von Schwermetallen im Untergrund, Schwermetalle: Verwendung und physiko-chemische Eigenschaften. <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/alfaweb/>
- ANKE, G. [1991]: Die Belastung des Wassers, der Flora und des Menschen in Bad Liebenstein und der Grumbachau mit Kadmium und anderen Metallen. Unveröff. Gutacht. Inst. f. Tierernährung, Jena, 79 S.
- ASCH, K. (HRSG.) [2000]: GIS in Geowissenschaften und Umwelt. GUG Ges. f. Umweltgeowissenschaften. Springer Verl., 200 S.
- AUST, S. & K. ROSELT [2004]: Auswertung der Vorabdeklaration im BA 2 und der Rasteruntersuchung im BA 3 a. JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH (unveröff.), Jena, 12 S.
- BASTIAN, O.; SCHREIBER, K. F. [Hrsg.] [1994]: Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Gustav Fischer Verlag, Jena, 430 S.
- BACHMANN, G. u.a. [1998]: Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Bodenschutz und Altlasten, Bd. 4, E-Schmidt-Verl., Berlin
- BACHMANN, G. u.a. [1999-2003]: Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten, E-Schmidt-Verl., Hrsg. UBA, Berlin, Loseblattsammlung
- BACHMANN, G. [2004]: Mehr Wert für die Fläche: Das Ziel-30-ha für die Nachhaltigkeit bei der Entwicklung von Stadt und Land. – altlasten spektrum 5/2004, S. 241
- BARKOWSKI, D.; BLEIER, U.; HEINZ, U.; KRÜGER, G.; KUYLAARS, K. [2002]: Konzeption zur Erstellung einer digitalen Bodenbelastungskarte im Siedlungsbereich eines stark durch Immissionen belasteten Raumes am Beispiel der Stadt Duisburg. Bodenschutz 2, S. 55 - 61, Berlin
- BAUGB [1986]: Baugesetzbuch der BRD vom 8. Dezember 1986 (BGBl.I, S. 2253)
- BBODSCHG [1998]: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz) vom 17. März 1998. BGBl. I Nr. 16 vom 24.03.1998, S. 502, Berlin 1998
- BBODSCHV [1999]: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl. I Nr. 36, vom 16.7.1999, S. 1533 - 1582, Berlin 1999
- BLÜMEL, W. D.; SCHERELIS, G. [1988]: Geostatistik und ihre Anwendungsperspektiven in der Geoökologie am Beispiel des Kriging-Verfahrens. (= KILCHENMANN (Hrsg.): Karlsruher Manuskripte zur Mathematischen und Theoretischen Wirtschafts- und Sozialgeographie, 92. – Karlsruhe, 19 S.
- BLUME, H.-P. [1990]: Handbuch des Bodenschutzes, Landsberg 1990, 794 S.
- BLUME, H.-P. [1994]: Böden in Ballungsräumen. aus: DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt, S. 33 - 58
- BMU [2002]: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24.07.2002. GMBI. 2002, Heft 25 - 29, S. 511 - 605
- BMVBW/BMV [2002]: Arbeitshilfen Boden- und Grundwasserschutz: Planung und Ausführung der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserunreinigungen - Stand Juni 2002 – Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bundesministerium der Verteidigung <http://www1.sbn.niedersachsen.de/html/bgws/arbeitshilfen/index0.html>, Berlin

- BOVET, J. [2000]: Rechtliche Aspekte der Sanierung und Entwicklung am Beispiel des Sanierungs- und Entwicklungsgebiets Uranbergbau um Johanngeorgenstadt. Inf. z. Raumtw., H.5/6, S. 277 - 287
- BRÜMMER, G.W.; ZEIEN, H.; HILLER, D.A.; HOMBURG, V. [1994]: Bindungsformen und Mobilität von Cadmium und Blei in Böden. aus: DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt, S. 197 - 217
- BUNDESREGIERUNG DEUTSCHLAND [2002]: Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. 360 S., Berlin
- BURMEIER, H.; FUCHS, O. & RÜPKE, A. [2000]: Die Boden-Wert-Bilanz: ein neues ökonomisches Modell für die Potenzialanalyse von Altstandorten und Naturflächen. Inf.z.Raumtw., H.5/6.2000, S. 311 - 318.
- BURMEISTER, M., MÖRTL, W., WEGNER, TH. [1996]: Ausgewählte GIS-Funktionen für den Aufbau von Altlastenverdachtsflächenkatastern am Beispiel des Softwarepakets TRIAS (Math.Geol, 1 (1996), S. 15 - 20
- CAGGIANO, R.; D'EMILIO, M.; RAGOSTA, M.; MACCHIATO, M. [2002]: The application of an integrated GIS procedure for characterising TSP industrial emissions impact: a test case in southern Italy. Environmental Studies, 7 (Development and Application of Computer Techniques to Environmental Studies), S. 89 - 98
- CALMANO, W.; FÖRSTNER, U. [1993]: Grundlagen der Erfassung, Bewertung und Sanierung schwermetallbelasteter Standorte. In: STEGMANN (Hrsg.): Bodenreinigung. Dokumentation des 2. SFB 188-Seminars in Hamburg, Economia Verlag, Hamburg, S. 187 - 224
- CLAASSEN, N.; PADEKEN, K. [1999]: Aufnahme und Verteilung von Schwermetallen in Pflanzen unter besonderer Berücksichtigung von Cadmium (Heavy metal uptake by and distribution in plants with special reference to cadmium) aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 40 - 42
- DANZER, K.; HOBERT, H.; FISCHBACHER, C.; JAGEMANN, K.-U. [2001]: Chemometrik – Grundlagen und Anwendungen.- Springer-Verl. Berlin Heidelberg, 405 S.
- DELSCHEN, TH. [2003]: Erprobte Maßnahmen zur Gefahrenabwehr.- in: AAV/MUNLV/LUA NRW (2003): Fachgespräch Maßnahmen bei großflächigen schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden-Pflanze und Direktpfad Boden-Mensch, S. 15 - 24
- DEUTSCHER WETTERDIENST [2002]: Amtliches Gutachten Klimaanalyse Bad Liebenstein. Gutachten i.A. der Stadt Bad Liebenstein, Autoren: M. TÖPFER UND M. GOLTZSCHE. Berlin, 56 S.
- DEUTSCHER WETTERDIENST [2003]: Messdaten zu Niederschlagsmengen der Station Bad Liebenstein Schweina von 1971 bis 2003, 33 S.
- DE WIJS, H.J. [1951]: Geologie en Mijnbouw 13: 365
- DOETSCH, P.; RÜPKE, A.; BURMEIER, H. [1998]: Revitalisierung von Altstandorten versus Inanspruchnahme von Naturflächen – Gegenüberstellung der Flächenalternativen zur gewerblichen Nutzung durch qualitative, quantitative und monetäre Bewertung der gesellschaftlichen Potentiale und Effekte. UBA Forschungsbericht 97-111, Texte 15/98, Berlin, S. 135 - 154
- DOETSCH, P.; BURMEIER, H.; RÜPKE, A. [1998]: Revitalisierung von Altstandorten versus Inanspruchnahme von Naturflächen – Ein konsentrierbarer Bewertungsansatz zur intersubjektivierten Diskussion der Flächenalternativen. In: FRANZIUS/BACHMANN (Hrsg): Sanierung kontaminierter Standorte und Bodenschutz 1998. Bodenschutz und Altlasten, Bd. 6, E-Schmidt-Verl., Berlin, 557 S.
- DOSCH, F. [2001]: Flächenverbrauch in Deutschland und Mitteleuropa. TerraTech 6/2001 S. 19 - 23
- DUMFARTH, E. [1996]: Interpolation von Oberflächen mit CRS (completely regularized spline with smoothing and tension) - Evaluierung von Methoden und Ergebnissen am Beispiel Bodenpreisoberflächen für die Stadt Salzburg. -In: DOLLINGER, F. & STROBL, J. [Hrsg.] (1996). Symposium Angewandte Geograph. Informationsverarbeitung (AGIT), S. 1 - 21
- DVWK [1988]: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schadstoffe zu immobilisieren. - DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 212, Verlag Paul Parey, 18 S.
- DVWK [1998]: Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil II. Bearb. B. MERKEL UND B. SPRING. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Schrift 117 Bonn, 379 S.

- EICHBERG, J. [1996]: Bodenschutzkonzept für Köln. In: Bodenschutz. Räumliche Planung und kommunale Strategien. Dokumentation, Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung. Bonn, S. 22 - 32
- EIKMANN, T. [1994]: Aufnahme von Arsen, Blei und Cadmium durch den Menschen in Ballungsräumen mit direkter und indirekter Beteiligung des Bodens. aus: DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt, S. 277–292
- EINAX, J. W.; SOLDT, U. [1995]: Geostatistical investigations of polluted soils. Fresenius J. Anal. Chem. 351, S. 48 - 53
- EINAX J. W.; SOLDT, U. [1997]: Multivariate geostatistical analysis of soil contaminations. Fresenius J. Anal. Chem. 361, S. 10 - 14
- Einax, J. W.; Soldt, U. [1998]: Statistische Aus- und Bewertung immissionsbedingter Bodenbelastungen. Fallstudie des Altstandortes Dorndorf-Steudnitz (Thüringen). 10 UWSF (1), S. 23 - 29
- EINAX J. W.; SOLDT, U. [1999]: Geostatistical and multivariate statistical methods for the assessment of polluted soils – merits and limitations. Chemometrics an Intelligent Lab. Syst. 46, S. 79 - 91
- ENGELHARDT, I.; WYCISK, P. [2001]: Sustainable dimension stone extraction and regional planning. Erzmetall, 54(5), S. 248 - 254
- ERNST, W. H. . [1994]: Wirkungen erhöhter Bodengehalte an Arsen, Blei und Cadmium auf Pflanzen. . aus: DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt, S. 319 - 355
- ERSOY, A.; WALLER, M. D. [1998]: Geostatistical methods applied to contaminated land by abandoned metal mining. Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production, Proceedings of the International Symposium on Environmental Issues and Waste Management in Energy and Mineral Production, 5th, Ankara, May 18-20, 1998, 273 - 280. Editor(s): Pasamehmetoglu, A. Gunhan; Ozgenoglu, Abdurrahim. Publisher: Balkema, Rotterdam, Neth.
- FELLER, K.A. [1999]: Zukunft der Phytoremediation. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 200 - 217
- FILIPINSKI, M.; KUNTZE, H. [1990]: Pflanzenaufnahme und Extrahierbarkeit von lithogen, pedogen und anthropogen angereichertem Cadmium in einem Parabraunerde-Ap-Horizont aus Löß. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 153, S. 403 - 407
- FISCHER, R. [2002]: Kurzbericht zur Gefährdungsabschätzung gem. § 9 BBODSCHG in der zentralen Belastungszone und im Bereich von Sport- und Spielplätzen sowie des Reiterhofes in Bad Liebenstein. – AUB Chemische Analytik und Umweltberatung, unveröff. Gutachten, 25 S.
- FÖRSTNER, U.; RATH, V.; SCHOER, J.; MÜLLER, G. [1981]: Chemical extraction experiments on metal-contaminated sediments from the Neckar and its tributaries. Chemiker-Zeitung, 105(6), S. 175 - 179.
- FORSTER, E.-M. [1994]: Optimization of a bioindicator-measuring network with the help of geostatistical methods and a geographical information system. GSF-Ber., 14/94, 145 pp.
- FRÄNZLE, O.; KILLISCH, W. [1980]: Aufschlüsselung des Informationsgehaltes umweltrelevanter, flächenbezogener Strukturdaten. Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern - Ökologie-Forschungsbericht 101 04 035, pp. VII + 436 Berlin, 1980, 172 S. Schriftenreihe: Forschungsbericht. Umweltbundesamt, S. 80 - 111
- FREIER, K.; DOETSCH, P.; GRÜNHOF, D.; HEMPFLING, R.; STUBENRAUCH, S. [1997]: Konzept zur Expositions- und Risikoabschätzung von Altlasten. altlasten spektrum 8/97, S. 166 - 175
- FREISTAAT THÜRINGEN [1994]: Thüringer Gesetz über die Anerkennung von Kurorten und Erholungsorten (Thüringer Kurortgesetz – ThürKOG) vom 10.06.1994
- FRIESL, W. [2003]: Vorgehen in Österreich in Bezug auf Schwermetallkontaminationen. - in: AAV/MUNLV/LUA NRW [2003]: Fachgespräch Maßnahmen bei großflächigen schädlichen Bodenveränderungen – Wirkungspfad Boden-Pflanze und Direktpfad Boden-Mensch, S. 129 - 143
- FRISCHMUTH, U. [2004]: Abschlussbericht zur fachtechnischen Begleitung Rückbau Produktionsgebäude (ehem. Leuchtstoffwerk).- ERCOSPLAN UMWELT Consulting GmbH, unveröff. Gutachten, Erfurt, 16 S.

- FÜRST, D. & LÖB, ST. [2000]: Vom Anstoß zur selbsttragenden Entwicklung. Eine Bilanz des Modellvorhabens Sanierungs- und Entwicklungsgebiet Okertal/nordwestliches Vorland. Inf. z. Raumentw., H. 5/6, 2000, S. 247 - 256
- FRANKE, R. [1982], Scattered Data Interpolation: Test of Some Methods, Mathematics of Computations, 33 (157), S. 181 - 200
- FURRER, R.; TRUCKENBRODT, D.; MÜLLER, G.; EINAX, J. W. [1997]: Evaluation of the heavy metal pollution of Elbe river sediments in 1992 and 1994. Vom Wasser [1997], 89, S. 83 - 96
- GÄTH, S.; SCHUG, B. [1999]: Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. Bodenschutz, 11 S.
- GELLER, W.; OCKENFELD, K.; BÖHME, M. & A. KNÖCHEL [HRSG., 2004]: Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002.- BMBF-Endbericht FKZ PTJ 0330492, Jülich, S. 14 - 19
- GENSKE, D. D.; GILlich, W. & NOLL, P. [1993]. Kriging als Instrument zur Lokalisation von Schadstoffherden. – In: PESCHEL, G. J. [Hrsg.] [1993]. Beitr. z. Math. Geol. u. Geoinf., 5, 44 - 48. Sven von Loga, Köln
- GEORGII, H.-W.; PERSEKE C. & E. ROHBOCK [1983]: Trockene und nasse Deposition säurebildender Verbindungen, VDI-Berichte Nr. 500, S. 127-134
- GEOSAN [1992 a]: Gutachten zur Gefährdungsabschätzung für die Industrieanlage Fahrradteilewerk Bad Liebenstein in Thüringen. unveröff. Gutachten, Hann. Münden, 02.09.1992, 18 S.
- GEOSAN [1992 b]: Gutachten zur Gefährdungsabschätzung für das Bauvorhaben Lauterbach-Klinik im Jugendpark, Bad Liebenstein (Thüringen). unveröff. Gutachten, Hann. Münden, 08.09.1992, 9 S.
- GLAESSER, W.; GLAESSER, C.; SCHMIDT, J. [2002]: GIS-based method for analysis of water quality development in drinking water wells, based on the example of the entrance region of the Saidenbachtalsperre (Erzgebirge). UFZ-Bericht, 8, i-xii, S. 1 - 154
- GOLWER, A. [1995]: Langzeitwirkung örtlicher, anthropogener Stoffanreicherungen auf das Grundwasser. Z. dt. geol. Ges. 146, S. 191 - 200, Hannover
- GRABS, S. [2005]: Die räumliche Verteilung einer Schwermetall-Kontamination auf der Sportanlage in Bad Liebenstein. – Dipl.-Arb. Inst. f. Geowiss., FSU Jena, Jena, 77 S.
- GREIF, A. & W. PÄLCHEN [2000]: Abschätzung geogener Hintergrundgehalte von Bachsedimenten mit Hilfe von GIS. In: Umweltgeochemie in Wasser, Boden und Luft. Ges. f. Umweltgeowissenschaften. Springer, S. 41 - 55
- GRUNEWALD, V.; MILDE; DUKEN [1994]: Gefahrenabschätzung, Gefahrenabwehr, Grundlagen der Bewertung. ITVA Symposium Altlasten 03./04. 10. 1994 Nürnberg, Tagungsband S. 61-81
- GESUNDHEITSAMT GOSLAR (LKR) [2001]: Hinweise und Empfehlungen zur Bearbeitung und Nutzung schwermetallkontaminierter Gartenböden – Anbau- und Verzehrempfehlungen. Amtsblatt 02/2001, 6 S.
- GÜNTHER, R. [1990]: Erhebung zur Cd-Belastung durch die Leuchtstoffe und Feinchemikalien GmbH im Raum Bad Liebenstein. unveröff., Bad Salzungen, 23 S.
- GUPTA, S. K.; WENGER, K.; TIETJE, O. & SCHULIN, R. [2002]. Von der Idee der sanften Sanierung zum nachhaltigen Umgang mit schwermetallbelasteten Böden. Fazit und Ausblick [From the idea of gentle remediation to sustainable treatment of heavy metal contaminated soil]. TerraTech, 11 (2), S. 53 - 54
- HAASE, G. [1991]: Naturraumerkundung und Landnutzung. Geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen. - Beiträge zur Geographie, Akademischer Verlag, Berlin, 373 S.
- HAGEMEYER, J. [1997]: Die Variabilität der Elementverteilung im Stammholz von Bäumen. Untersuchungen zur dendroanalytischen Bioindikation. Dissertationes Botanicae, Bielefeld, 279, S. 1-84
- HAGEMEYER, J.; BRECKLE, S.-W. [1986]: Cadmium in den Jahresringen von Eichen: Untersuchungen zur Aufstellung einer Chronologie der Immission. - Angew. Botanik, Berlin 60, S. 161 – 174
- HARTEMA, G.; NOLL, H. P.; PULIDO, J.C.; WOLFF, I. [1996]: Rechnergestützte Erstbewertung von Altlast - Verdachtsflächen mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems. Mathematische Geologie, 1, Dresden, S. 5 - 13

- HASSAUER, M., KALBERLAH, F., OLTMANN, J., SCHNEIDER, K. [1993]: Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. - UBA, Umweltbundesamt: Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berichte 4/93, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HASSELBACH, G. & E. V. BOGUSLAWSKI [1991]: Bodenspezifische Einflüsse auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen und Einordnung der Ergebnisse in Bodenschutznormen. Ber. ökologische Forsch., 6: S. 126 – 180, Forschungszentrum Jülich
- HECHT, G. [1994]: Die Mineralwasserbohrungen Bad Liebenstein 1/1979 und 2/1980. Geowiss.Mitt. Thüringen 2, S.149 - 215, Weimar
- HEINTZ, A.; REINHARDT, G. [1991]: Chemie und Umwelt, Wiesbaden, 359 S.
- HELLMANN, H. [1992]: Schwermetallgehalte der Feinkornfraktion (< 20-µm-Fraktion von Schwebstoffen aus automatischen Entnahmestationen. - Normierung über das Referenzelement Eisen. Z. Wasser-Abwasser-Forschung, 25, S. 215 – 228
- HELLMANN, H. [1993]: Hochflutablagerungen und ihre Schwermetallbelastung – Beispiel Neckar. Wasser und Boden; 10, S. 804 – 823
- HEMPFLING, R.; DOETSCH, P.; STUBENRAUCH, S.; MAHR, A.; BAUER, D.; KOSCHMIEDER, H.J.; GRÜNHOF, D. [1997]: UMS - System zur Altlastenbeurteilung - Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen. F+E-Vorhaben Umweltbundesamt - FB 98-016
- HEMPFLING, R. [1997]: Erarbeitung einer gutachterlichen Empfehlung zur Festlegung von Sanierungszielwerten für Cadmium unter verschiedenen Nutzungsszenarien für das Territorium Bad Liebenstein und das Gelände des ehemaligen Leuchtstoffwerkes Bad Liebenstein. – unveröff., Institut Fresenius, Erlangen, 52 S.
- HERMS, U.; BRÜMMER, G. [1984]: Einflussgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. - Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd., 147, S. 400 - 424, Weinheim
- HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT [1989]: Hessisches Gütemessprogramm für oberirdische Gewässer. Fließgewässer, Messergebnisse und Auswertungen 1989. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. 108, 106 S.
- HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT [1995]: Hessisches Gütemessprogramm für oberirdische Gewässer. Fließgewässer, Argusmessfahrten, Stehgewässer. Messergebnisse und Auswertungen 1995. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. 209, 98 S.
- HILLER, D. A.; BRÜMMER, G.W. [1991]: Mikrosondenuntersuchungen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Berichte aus der ökologischen Forschung Bd. 6, Forschungszentrum Jülich, S. 34 - 61
- HINDEL, R. & FLEIGE, H. [1991]: Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - Geogene und anthropogene Anteile (Teil 1). UBA-Texte, 10, 133 S.
- HONZIG, R.; VANA, J.; USTAK, S. [1999]: Versuche zur Phytoremediation von Schwermetallen. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 183 - 190
- HUBE, E. [1986]: Planungsgebiet Rieselfelder in Gatow. Flächige Altlasten, Nutzungskonflikte, Landschaftsplan. In: Bodenschutz. Räumliche Planung und kommunale Strategien. Dokumentation. Bonn: Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, 1986, S. 235 - 236
- INGWERSEN, J.; STRECK, T. & RICHTER, J. [1998]: Verfahren zur regionalen Bewertung der Cadmiumeinträge in die Böden des Abwasserverregnungsgebiets Braunschweig. Bodenökologie und Boden-genese (26), 152 - 163, 1998
- JACOBS, F.; RÖHLING, H.-G.; UHLMANN, O. [HRSG, 2004]: GeoLeipzig 2004 – Geowissenschaften sichern Zukunft. – Kurzfassung der Vorträge und Poster, Schr. d. D. Geol. Ges., Hannover, 415 S.
- JÄKEL, M. [2000]: Anwendung des Gradientenkrigings bei der Erkundung des 2. Miozänen Flözhorizontes in der Niederlausitz. Math. Geol. 5, S. 183 - 203.
- JORDAN; BEUGE; ABRAHAM [1996]: Beurteilung der Immobilität von Cadmium bei subaquatischer Lagerung von Abraum des Kieswerkes Immelborn . - HYDRO-GEO-CONSULT GmbH, unveröff., Freiberg, 16 S.

- JUANG, K.-W.; LEE, D.-Y.; CHEN, Z.-S. [1996]: Prediction of spatial distribution of heavy metals in contaminated soils by geostatistics: II. Effect of sampling design. *Zhongguo Nongye Huaxue Huizhi* (1996), 34(6), S. 683 - 694
- JUANG, K.-W.; LEE, D.-Y.; ELLSWORTH, T. R. [2001]: Using rank-order geostatistics for spatial interpolation of highly skewed data in a heavy-metal contaminated site. *Journal of Environmental Quality* (2001), 30(3), S. 894 - 903
- KAMPE, D. [2000]: Modellvorhaben Sanierungs- und Entwicklungsgebiete. Versuch einer Zwischenbilanz. *Inf. z. Raumentw.*, H.5/6.2000, S. 341-348
- KAYSER, A.; R. SCHULIN; FELIX, H. [1999]: Feldversuche zur Phytoremediation schwermetallbelasteter Standorte. aus: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 170 - 182
- KIENE, A. [1999]: Methodische Fragen der Bilanzierung von Ein- und Austrägen in Böden am Beispiel Cadmium. aus: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 43 - 56
- KLOKE, A. [1994]: Entscheidungshilfen zur Bewertung von Arsen, Blei und Cadmium in Böden von Ballungsgebieten. aus: *DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz*, Frankfurt, 30 S.
- KNETSCH, S. [1999]: Untersuchungen zur räumlichen Variabilität von Schwermetallen in fluvialen Sedimenten (Grumbachau, Südwestthüringen) - Diplomarbeit Friedrich-Schiller-Universität Jena, 1999, 137 S.
- KOCH, A.; VEIT, R. [2000]: Teilraumgutachten als ‚weiches‘ Instrument der Landesentwicklung in Bayern. *Inf. z. Raumentw.*, H.5/6., 2000, S. 315-328
- KÖNIG, V.; KRAUSE, O.; SPIEGEL, H.-P. [1991]: Untersuchungen im Gebiet Bad Liebenstein / Breitung / Barchfeld zur Belastung landwirtschaftlicher Nutzflächen mit Schwermetallen (Cadmium, Blei, Quecksilber, Chrom, Nickel, Kupfer und Zink). LUFA Jena, 39 S.
- KÖNIG, W. [1999]: Maßnahmen zur Gefahrenabwehr auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen. aus: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 279 - 285
- KOLESNIKOV, N. [2000]: Ermittlung und Nutzung von Strukturinformationen für die Auswahl der Gradienten zur Erfassung der räumlichen Veränderlichkeit einer Fläche. *Math. Geol.* 5, S. 145 - 157
- KRAFT, J. [1999]: Chemische, räumliche und zeitliche Variabilität von Schwermetallen in der Umwelt. Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Lehrbereich Umweltanalytik, 1999, 103 S., 138 Lit., 33 Abb., 27 Tab.
- KRIEG, M. [1995]: Untersuchungen zur Analytik und chemometrischen Bewertung von Schwermetallverteilungen in anthropogen belasteten Böden. Diss. Friedrich-Schiller Universität, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Lehrbereich Umweltanalytik, 1995, 101 S., 163 Lit., 44 Abb., 23 Tab.
- KRIGE, D.G. [1951]: A statistical approach to some basic mine valuation problems on the Witwatersrand. *Journal Chem. Metall. Min. Soc. S. Africa* 52(6), S. 119 - 139
- KRWABFG [1994]: Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. - *BGBI I* 1994, 2705
- KÜHNERT, F. [1988]: Festrede zum 40jährigen Betriebsjubiläum des Leuchtstoffwerkes Bad Liebenstein. - unveröff., Archiv LWL, 23 S.
- KURTH, C. [1996]: Der Transfer von Cd in der Luft im Kurort Bad Liebenstein (Thür.) und seine Auswirkungen auf Gesundheit und Arbeitsschutz. - Diplomarbeit FSU Jena, 88 S.
- LEE, D. T.; SCHACHTER, B. J. [1980]: Two Algorithms for Constructing a Delaunay Triangulation, *International Journal of Computer and Information Sciences*, 9 (3), S. 219 - 242
- LIN, Y.P.; CHANG, T.K.; SHIH, C.W.; TSENG, C.H. [2002]: Factorial and indicator kriging methods using a geographic information system to delineate spatial variation and pollution sources of soil heavy metals. *Environmental Geology* (Berlin, Germany), 42(8), S. 900 - 909
- LIPP, T. [1999]: Der Landschaftsplan Lüttau – ein Ansatz zu einem GIS auf kommunaler Ebene. Universität Rostock, Landeskultur und Umweltschutz http://www.auf.uni-rostock.de/III/index_II.html, 14 S.

- LOMBI, E. & W.W. MENZEL [1999]: Phytosanierung: Grundlegende prozesse und künftige Verbesserungen. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E.Schmidt Verl. Berlin, S. 157 - 169
- LÜBBEN, S. & D. SAUERBECK [1991]: Transferfaktoren und Transferkoeffizienten für den Schwermetall-übergang Boden – Pflanze. Ber. ökologische Forsch., 6: S. 180 - 209, Forschungszentrum Jülich
- MCDOWALL, D.; MCCLEARY, R.; MEIDINGER, E.; HAY, R. [1980]: Interrupted Time Series Analysis. – Sage, QASS #21
- MARKERT, B.; OEHLMANN, J.; ROTH, M. [1997]: Biomonitoring von Schwermetallen – eine kritische Bestandsaufnahme. Z. Ökologie u. Naturschutz **6**, S. 1 – 8
- MARTIN, N.; SCHUSTER, I.; PEIFFER, S. [1996]: Two experimental methods to determine the speciation of Cadmium in sediment from the river Neckar. Hydrochim. Hydrobiol. Acta, 24, S. 68 - 76
- MATHERON, G. [1963]: Principles of Geostatistics; Economic Geology, 58, S. 1246 - 1266
- MEKEL, O.C.L.; FEHR, R. [2000]: Berücksichtigung von Variabilität und Unsicherheit in quantitativen Risikoabschätzungen (QRA). UWSF-Z. Umweltchem.Ökotox. **12** (1), S. 43-50
- MERKEL, D. [1999]: Minimierung der Schadstoffaufnahme durch Sortenwahl. Unterschiedliche Aufnahme der verschiedenen Pflanzenarten und Sorten. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 263 - 274
- MEURER, M. [1997]: Stadtökologie – eine historische, aktuelle und zukünftige Perspektive. – Geograf. Rdsch 49 (1997) H. 10, S. 548 – 555
- MIEHLICH, G.; CRÖßMANN, G.; LUX, W. [1994]: Herkunft und Vorkommen von Blei, Cadmium und Arsen in Böden von Ballungsräumen. . aus: DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt, S. 59 - 78
- MIEHLICH, G. [2002]: Kleine Raten grosse Wirkungen - Schwermetalle in den Böden der Städte. In: Neue Wege zu nachhaltiger Bodennutzung : eine Veranstaltung der Deutschen Bundesstiftung Umwelt zur EXPO 2000, S. 239 - 245
- MOHAMMADI, J.; VAN MEIRVENNE, M.; GOOVAERTS, P. [1997]. Mapping Cadmium concentration and risk of exceeding a local sanitation threshold using indicator geostatistics. – In: SOARES, A., GOMEZ-HERNANDEZ, J. & FROIDEVAUX, R. [eds.] [1997]. GeoEnv I – Geostatistics for environmental applications. Quantitative Geology and Geostatistics, 9, S. 327 – 337, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- MONSE, M.; SCHULTZ-STERMBERG, R. [2000]: Schadstoffverteilung in den Oberböden im Land Brandenburg. Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung. 2000. S. 4 - 7
- MÜLLER, B.; RATHMANN, J.; WIRTH, P. [2000]: Sanierungs- und Entwicklungsgebiet Uranbergbau. Erfahrungen und Perspektiven. Inf. z. Raumentw., H.5/6., S. 257 - 269
- MÜLLER, G. [1980]: Heavy metals in sediments of the flood-controlled Neckar River. Changes since 1974. Naturwissenschaften [1980], 67(6), 308-309.
- MÜLLER, G. [1981]: Sediments as criteria of water quality. Heavy metal pollution of the Neckar River and its tributaries. Umschau in Wissenschaft und Technik, 81(15), S. 455 - 458
- MÜLLER, G., YAHYA, A.; GENTNER, P. [1993]: Die Schwermetallbelastung der Sedimente des Neckars und seiner Zuflüsse: Bestandsaufnahme 1990 und Vergleich mit früheren Untersuchungen. Heidelberger Geowiss. Abh. 69, 91 S. + Anh.
- NEBE, W. et al. [1999]: Jahrringchronologische Elementuntersuchungen an Fichte zum Nachweis klassischer sowie neuartiger Waldschäden im Thüringer Wald und Erzgebirge. – Beitr. Forstwirtschaft. U. Landsch.ökol. 33, S. 132 - 138
- NITSCHKE, S.; DONATH, D. [2000]: Stadt- und Kurzentrum Bad Liebenstein, Städtebaulicher Realisierungswettbewerb. Preisgerichtsprotokoll und Dokumentation. Weimar, 30 S.
- OKX, J. P.; KUIPERS, B.R.; SÜSSKRAUT, G. [1993]. Wahrscheinlichkeitskrigen für Bodensanierungszwecke. - In: PESCHEL, G.J. [Hrsg.] [1993]. Beiträge zur Math. Geologie und Geoinformatik, 5, S. 49 – 53, Sven von Loga, Köln

- PEIFFER, S.; STUBERT, I.; BÄR, S. [1996]: Die Mobilisierung von Cadmium aus gut gepufferten, pH-neutralen Sedimenten infolge der Oxidation von Eisensulfiden. *Wasser u. Boden*, 48 (1996), S. 62 – 65
- PEITHMANN, O. [2000]: Problemwahrnehmung und Problemlösungschancen im Sanierungs- und Entwicklungsgebiet Südoldenburg. *Inf. z. Raumtw.*, H.5/6., S. 289 - 299
- PLEßOW, K.; HEINRICHS, H. [2000]: Anthropogene Spurenelemente in Aerosolen industrie- und verkehrsferner Gebiete. In: *Umweltgeochemie in Wasser, Boden und Luft. Ges. f. Umweltgeowissenschaften*. Springer, S. 205 - 223
- PLUQUET, E.; MÜLLER, I. [1999]: Einfluss von Eisenoxid auf die pflanzliche Aufnahme und die Mobilität von Cadmium auf einen kontaminierten Aueboden. aus: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 251 - 262
- PRESTON, B. L. [2002]: Hazard prioritization in ecological risk assessment through spatial analysis of toxicant gradients. *Environmental Pollution (Oxford, United Kingdom)*, 117(3), S. 431 - 445
- PROSI, F.; LORING, G.; DOUGLAS H.; MÜLLER, G. [1983]: Cadmium cycling between water, sediment, and biota in an artificially contaminated mud flat of the North Sea. *Heavy Met. Environ., Int. Conf.*, 4th (1983), Volume 2, S. 819 -822 Publisher: CEP Consult., Edinburgh, UK.
- PRÜß, A. [1994]: Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile NH_4NO_3 -extrahierbare Spurenelemente in Mineralböden. . aus: *DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz*, Frankfurt, S. 415 - 467
- RADTKE, U.; THÖNNESSEN, M.; GERLACH, R. [1997]: Die Schwermetallverbreitung in Stadtböden. *Geograph. Rundschau*, 49 (1997), Heft H. 10, S. 556 – 561
- RAT DES BEZIRKES SUHL [1983]: Schutzgebietserklärung für Heilwasser und Bioklima des Kurbereiches Bad Liebenstein. - Beschluss Nr. 528/56/83 vom 07.03.1983, 5 S.
- RAU, D.; SCHRAMM, H.; WUNDERLICH, J. [2000]: Die Leitbodenformen Thüringens. *Geowiss. Mitt. v.Thür.*, H. 3, Weimar, 100 S.
- RICKELS M.; VAHLDIK, C. [2000]: Gebietsbezogene Handlungskonzepte nach § 21 Abs. 3 BBODSCHG. *Bodenschutz 3 (2000)*, Berlin, S. 47 – 52
- RINK, C.; HÜTTEMANN, U.; ECKEL, H. [1995]: Cadmiumdeposition in exponierten Waldgebieten hoch. *VDI-Nachrichten*, S. 47
- ROCK, S. A. [1999]: Possibilities and Limitations of Phytoremediation. aus: *Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten*. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 144 - 156
- ROSELT, K. [1991]: Detailerkundung und Gefährdungseinschätzung der Cadmiumkontamination im Untergrund des Leuchtstoffwerkes Bad Liebenstein. unveröff. Gutachten, GEOS-Ingenieurbüro GmbH, 122 S, 32 Abb., 12 Tab., 3 Anl., Jena, 31.07.1991
- ROSELT, K. [1994]: Analysenergebnisse von 7 Bodenproben aus dem Grumbachbett zwischen dem Leuchtstoffwerk Bad Liebenstein und der Grumbach - Mündung in die Werra, - unveröff. -, Analytik Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, OR Dr. HELLMANN, 11.03.1994, 2 S.
- ROSELT, K.; JÜLICH, E. [1994]: Bericht über die Errichtung einer Brunnengalerie zur Gefahrenabwehr sowie über hydrogeologische Untersuchungsarbeiten. - GEOS-Ingenieurbüro GmbH Jena 15.06.1994, 50 S., 15 Abb., 6 Tab., 94 S. Anhang
- ROSELT, K. [1995]: Untersuchungen zur Bindung der Schadstoffe - insbesondere des Cd - im Boden des ehemaligen Leuchtstoffwerkes Bad Liebenstein. - unveröff. Gutachten, GEOS-Ingenieurbüro GmbH, 63 S., 11 Abb., 34 Tab., 112 S. Anhang, Jena, 06.07.1994
- ROSELT, K. [1996]: Hydrogeologische Untersuchungsarbeiten und Kontrolle der Grundwassergüte 03/96, Altstandort Leuchtstoffwerk Bad Liebenstein. - JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, 25.03.1996, 28 S.
- ROSELT, K. [1997]: Detailerkundung der Altablagerung 'ehemaliger Mühlgraben in Bad Liebenstein' - unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, Jena, 45 S.
- ROSELT, K; SCHREIBER, H. [1999]: Untersuchungen beweglicher Cd-Fraktionen im Boden und Bodenwasser landwirtschaftlich genutzter Standorte im Kontaminationsgebiet Grumbachau. Abschlussbericht 1995 - 1999, unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH/L.U.T., Jena, 83 S.

- ROSELT, K. u. a. [1999]: Geografisches Informationssystem Bad Liebenstein. Vorbereitung einer behördlichen Planung für die Behandlung flächenhafter Bodenkontaminationen. unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, Jena, 20.12.1999, 87 S.
- ROSELT, K.; MAIER, K.-J. [2001]: Studie: Betrachtung zum Wirkpfad Boden - Pflanze im Bereich der Vorfluter in unmittelbarer Umgebung des ehemaligen Leuchtstoffwerkes Bad Liebenstein auf der Grundlage stichpunktartiger Beprobungen. unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH/Dr. Maier & Partner, 22 S.
- ROSELT, K. [2001]: Sanierung Leuchtstoffwerk Bad Liebenstein - erforderliche Gefahrenabwehrmaßnahmen und Kostenschätzung in Anlehnung an DIN 276. - unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, 08.07.2001, 58 S., 21 Tab., 8 Anl.
- ROSELT, K.; REDLICH, S.; SCHMIDT, J.; SCHEIBERT, C.; BORRMANN, C.; STOCKMANN, A. [2003]: Sanierungsplan nach § 13 BBODSCHG für das ehemalige Leuchtstoffwerk in Bad Liebenstein und die angrenzende Grumbachau. JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, 24 S.
- Roselt, K. [2003]: Rasteruntersuchungen Bauabschnitt 3 b im Zusammenhang mit der Sanierungsvorbereitung am Standort Bad Liebenstein. - unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, Jena, 4 S.
- ROSELT, K.; SCHEIBERT, C.; EINAX, J. W.; KRAFT, J. [2004]: Die Lösung von Nutzungskonflikten aufgrund flächenhafter Bodenkontaminationen mit Hilfe Geografischer Informationssysteme und Mitteln der Geostatistik. UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 16 (2), S. 99-104
- ROSELT, K.; HEIDRICH, ST. [2004]: Abschlussbericht Sanierung Bauabschnitt 3 b. (unveröff), JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, Jena, 24 S.
- ROSNER, H.-J. [1997]: Verarbeitung Geographischer Daten. Methodische Bausteine zu Statistik und GIS. (= EBERLE, D. et al.(Hrsg.): Kleinere Arbeiten aus dem Geographischen Institut der Universität Tübingen. H.16). – Tübingen
- ROSNER, H.-J.; ULSHÖFER, J. [1998]: GIS-gestützte Analyse von Flechtenkartierungen im Raum Reutlingen/Schwäbische Alb. - Symposium Angewandte Geographische Informationsverarbeitung 1998, Salzburg, 6 S.
- ROVINSKI, Y. F.; BURTSEVA, L. V.; CHICHEVA, T. B. [1993]: Heavy Metals in the Vegetation as Indicators for the Environmental Pollution.- In: Plants as Biomonitors, Weinheim.
- SAUERBECK, D.; LÜBBEN, S. [1991]: BMFT-Verbundvorhaben ‚Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen‘, Teil I, Gesamtüberblick. Berichte aus der ökologischen Forschung Bd. 6, Forschungszentrum Jülich, S. 1 - 33
- SCHALLER, A.; DIEZ, TH. [1991]: Pflanzenspezifische Aspekte der Schwermetallaufnahme und Vergleich mit den Richt- und Grenzwerten für Lebens- und Futtermittel. Ber. ökologische Forsch., 6: S. 63 - 91, Forschungszentrum Jülich
- SCHAMANN, M.; KASAMAS, H. [2004]: Österreichischer Verein für Altlastenmanagement (ÖVA) gegründet. - altlasten spektrum 2/2004, S. 65/66
- SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. [2002]: Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart
- SCHEIBERT, C.; RAU, D.; WUNDERLICH, J.; POHL, A.; [1996]: Schwermetallgehalte Thüringer Böden, Ausstattung und Belastbarkeit Thüringer Böden mit Schwermetallen unter Berücksichtigung geogener Grundgehalte und anthropogener Einträge. unveröff. Gutachten, JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH/A.U.A. Agrar- und Umweltanalytik GmbH, 100 S.
- SCHEIBERT, C. [2002]: Methodik zur standortbezogenen Bewertung von Bodenfunktionen. - unveröff., JENA-GEOS-Ingenieurbüro GmbH, 08.07.2002, im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie, 64 S.
- SCHLENTHER, L.; MARSCHNER, B.; HOFFMANN, CH.; RENGER, M. [1996] Ursachen mangelnder Anwuchserfolge bei der Aufforstung der Rieselfelder in Berlin-Buch. - TU Berlin 1996, 15 S.
- SCHMELZLE, P.M.; BUNZ, G. [1999]: Altlastenmanagement bei der Umnutzung einer Altlastenfläche - vom Chemiewerk zum Wohnpark. In: FRANZIUS/BACHMANN (Hrsg): Sanierung kontaminierter Standorte und Bodenschutz 1998. Bodenschutz und Altlasten, Bd. 6, E. Schmidt-Verl., S. 109 - 117

- SCHÖNBUCHNER, H. [2002]: Untersuchungen zu Mobilität und Boden-Pflanze-Transfer von Schwermetallen auf/in uranhaltigen Haldenböden. Diss. FSU Jena, 147 S.
- SCHOLZ, R. W.; SELL, J.; TIETJE, O.; HESSKE, S.; SEMADENI, M.; WEBER, O. [1999]. Perspektiven integraler Bewertung zur Sanierung schwermetallbelasteter Böden – Hat Phytoremediation eine Chance? [Perspectives for the integral evaluation of the remediation of heavy-metal contaminated soils - has phytoremediation a chance?]. TerraTech, 8(6), S. 57 - 59
- SCHRÖTER, F. [1997]: Mögliche Nutzungseinschränkungen aufgrund von Bodenbelastungen im Rahmen der Bebauungsplanung. TerraTech 1/1997, S. 53 - 57
- SCHÜTZE, G. [1997]: Anforderungen des Bodenschutzes an die Verminderung luftgetragener Schadstoffeinträge. In: FRANZIUS/BACHMANN (Hrsg): Sanierung kontaminierter Standorte und Bodenschutz 1997. Bodenschutz und Altlasten, Bd. 3, E. Schmidt-Verl., Berlin, S. 57 - 68
- SCHUHKRAFT, S. [1998]: Zustandserfassung und ökologische Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe eines Geoinformationssystems am Beispiel der Hache (Niedersachsen). - Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung, 141 S.
- SIMSCH, K.; BRÜGGEMANN, J.; LIETMANN, C.; FISCHER, J. U.; SCHULZ-BÖDECKER, K.-U.; HENRICI, S. [2000]: Handlungsempfehlungen für ein effektives Flächenrecycling. UBA-Forschungsbericht 000007, UBA-Texte 10/2000, 192 S.
- SINGH, M.; MÜLLER, G.; SINGH, I. B. [2002]: Heavy Metals in Freshly Deposited Stream Sediments of Rivers Associated with Urbanization of the Ganga Plain, India. Water, Air, and Soil Pollution (2002), 141(1-4), S. 35 - 54
- SOEDERSTROEM, M.; ERIKSSON, J. E. [1996]: Cadmium in soil and winter wheat grain in southern Sweden. II. Geographical distribution and its relation to substratum. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil and Plant Science (1996), 46(4), S. 249 - 257
- SOLDT, U. [1997]: Quantitative Untersuchung und Bewertung von Bodenbelastungen mit geostatistischen und multivariat-statistischen Methoden. Dissertation Friedrich-Schiller Universität Jena, Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Lehrbereich Umweltanalytik, 100 S., 32 Abb., 24 Tab.
- SOMMER, C.; I.; FERNANDEZ, L.; PILAR; RIVAS S., HILDA; GUTIERREZ R., MARGARITA, E. [2000]: Geostatistics as a tool in studies of soil contamination. Case study: pollution by arsenic, lead and cadmium from mine tailings. Revista Internacional de Contaminacion Ambiental (2000), 16(4), S. 205 - 214
- STAATUITGEVERIJ [1988]: Leidraad Bodemsanering, 's-Gravenhage
- STATSOFT, INC. [2004]: STATISTICA für Windows [Software-System für Datenanalyse] Version 6. www.statsoft.com
- STEPHAN, P. [2001]: Die Welt auf dem Prüfstand. Nachhaltigkeitsindikatoren im Rio-Follow-up. – Forum Umw. & Entwickl., Bonn, 22 S.
- THOENES, W. [2003]: Nur was man kennt, lässt sich schützen. – Editorial zum altlasten spektrum 6/2003, S. 281 - 282
- TGL 22764 [1981]: Nutzung und Schutz der Gewässer. Klassifizierung der Wasser-Beschaffenheit von Fließgewässern. - Technische Güte- und Liefervorschriften, Berlin, Ausgabe 1981-03-00, 48 S.
- THÜRINGER MIN. F. WIRTSCH. U. INFRASTRUKTUR [1995]: Vorläufige Anerkennung der Stadt Bad Liebenstein als 'Staatlich anerkanntes Heilbad', 03.04.1995, 2 S.
- TLUG [2001]: Flächenversiegelung in Thüringen. Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Nr. 46/2001, 57 S.
- TLUG [Hrsg.] [2002]. Staubbiederschlagsmessungen in Thüringen. Thüringer Landesanstalt für Umw. und Geol., Jena
- TRINKWV [1990]: Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe vom 05.12.1990, BGBl I, S. 1612
- TRÜBY, P. [1993]: Zum Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. Freiburger Bodenkundl. Abh. 33, 286 S.

- UBA KOMMISSION HUMAN-BIOMONITORING [Hrsg.] [1998]. Stoffmonographie Cadmium - Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte. Bekanntmachungen Inst. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Umweltbundesamt. Bundesgesundheitsblatt, 11(5), S. 218 - 226
- UBA [2004]: Reduzierung der Flächeninanspruchnahme durch Siedlungen und Verkehr – Strategiepapier des Umweltbundesamtes - E. Schmidt Verl., Berlin 2004, 148 S.
- VAN DRIEL, W.; SMILDE, K. W. [1982] Heavy-metal contents of Dutch arable soils. Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft, Volume Date 1981, 38, S. 305 - 313
- VARNSKÜHLER, J.; HAASE, E. [1999]: Möglichkeiten der biotechnologischen Optimierung von Pflanzen für den Einsatz in der Bodensanierung. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 191 - 197
- VERSLUIJS, C. W. [1999]: Plant impact at contaminated sites - situation in the Netherlands. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 114 - 134
- VDI [Hrsg.] [1993]. VDI-Richtlinie 2310 - Maximale Immissions-Werte zum Schutze des Menschen. Blatt 19, Ausgabe 04.92 - Maximale Immissionskonzentrationen für Schwebstaub. Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft. Beuth, Berlin
- VDI [Hrsg.] [1996]. VDI-Richtlinie 2119 - Messung partikelförmiger Niederschläge. Blatt 2, Ausgabe 9.96 - Bestimmung des Staubniederschlags mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff. Verein Deutscher Ingenieure, Kommission Reinhaltung der Luft. Beuth, Berlin
- VEREINTE NATIONEN [1992]: Agenda 21. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Umweltpolitik. Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 – Agenda 21. Bonn, 286 S.
- VETTER, A. [2004]: Integrale Altlastenbearbeitung nach dem BBODSCHG. altlasten spektrum 2/2004, S. 91 - 98
- VOERKELIUS, U.; SPANDAU, L. [1989]: Operationalisierung der Bodenfunktionen als Bilanzgrößen des Bodenschutzes am Beispiel eines ausgewählten Raumes. Umweltbundesamt, Texte 8/89, Berlin.
- VOLAND, B.; KLUGE, A.; SCHLENKER, U.; HOPPE, T.; METZNER, I.; KLEMM, W.; BOMBACH, G. [1994]: Einschätzung der Schwermetallbelastung im Freiburger Raum. aus: DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz, Frankfurt, S. 79 - 96
- VOLKSWIRTSCHAFTS- U. SANITÄTSDIREKTION KANTON BASEL-LANDSCHAFT [1997]: Cadmium in Böden und Getreide im Gebiet Blauen/Nenzlingen. Merkblatt 1997, 4 S.
- VON BORRIES, D. F. W. [1999]: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. Einführung. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 7 - 11
- WEISENSTEIN, K.; DE VILLIERS, A.B.; FRUEHAUF, M.; SINKALA, T.; COETZEE, H.; FREYER, K.; KOENIG, W.; WARTHEMANN, G. [2000]: Mapping and Evaluation of Pollution in Mine Environments in Southern Africa using GIS and EMS. Umweltinformatik aktuell. Bd. 26 (2000), S. 103 - 113
- WELP, G.; LIEBE, F.; BRÜMMER, G.W. [1999]: Mobilität von Schwermetallen in Böden und ihre Verfügbarkeit für Pflanzen. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte 1/99. E. Schmidt Verl. Berlin, S. 28 - 39
- WEPNER-BANKO, M.; SCHAMANN, M. [2004]: Industrielle/ gewerbliche Brachflächen in Österreich. Wiedernutzungspotenzial und Barrieren. altlasten spektrum 6/2004, S. 331 - 335
- WIESNER, J.; HUND, K. [1999]: Chancen der Gefahrenabwehr durch Phytoremediation. aus: Pflanzenbelastung auf kontaminierten Standorten. UBA-Berichte, 1/99, E. Schmidt Verl. Berlin, S. 218 - 221
- WEIGMANN, G. (1998): Bodenfauna - in: BLUME, H.P. et al. [HRSG]: Handbuch der Bodenkunde, ecomed.-Losebl.-Ausg., Grundwerk - 1996, Landsberg/Lech, S. 1 - 20
- WILLIAMSON, G. H.; HULPKE, H. [2000]: Das Vorsorgeprinzip. Internationaler Vergleich, Möglichkeiten und Grenzen, Lösungsvorschläge. UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox. **12** (1), S. 27 - 39
- ZECK, H. [2000]: Sanierungs- und Entwicklungsgebiete als Instrument der Raumordnung. Inf. z. Raumw., H.5/6. 2000, S. 329 - 335
- ZEIEN, H.; BRÜMMER, G. [1991]: Chemische Extraktion zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen. - Ber. ökologische Forsch., 6, S. 63-91, Forschungszentrum Jülich

- ZEPP, H.; FLACKE, J. [2002]: Stadtökologie oder nachhaltige Siedlungsentwicklung ? - Geograph. Rdsch 54 Heft 5, S. 18 – 24
- ZUPAN, M.; EINAX, J. W.; KRAFT, J.; LOBNIK, F.; HUDNIK, V. [2000]: Chemometric characterization of soil and plant pollution: Part 1: Multivariate data analysis and geostatistical determination of relationship and spatial structure of inorganic contaminants in soil. Environmental Science and Pollution Research International, 7(2), S. 89 - 96

Glossar

AN	Ammoniumnitrat (-aufschluss)
ATKIS	Amtliches Topografisch-Kartografisches Informationssystem
BAUGB	Bau-Gesetzbuch (siehe Quellenverzeichnis)
BBODSCHG	Bundes-Bodenschutzgesetz (siehe Quellenverzeichnis)
BBODSCHV	Bundes-Bodenschutzverordnung (siehe Quellenverzeichnis)
BTEX	Leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylole, Ethylbenzol, Styrol, Cumol)
Cd	Cadmium
DIR	mittlere tägliche Aufnahme rate (von Schadstoffen durch den Menschen)
GOK	Geländeoberkante
GW	Grundwasser
GWL	Grundwasserleiter
GWM	Grundwassermessstelle
GWSp	Grundwasserspiegel
HHQ	höchster Hochwasserabfluss (höchster bislang bekannt gewordener Abfluss)
HQ ₁₀₀	100-jährlicher Abfluss („Jahrhundert-Hochwasser“), Wasserstandhöhe oder Abflussmenge eines Gewässers, die im Mittel alle 100 Jahre erreicht oder überschritten wird (relevant für Maßnahmen der Hochwasservorsorge)
HWSZ	Heilwasserschutzzone
ICP-MS	Inductively-coupled-plasma mass-spectrometry (Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma)
IW1	Grenzwert für Langzeiteinwirkungen der TA Luft
J	hydraulischer Gradient
k _f	Durchlässigkeitsbeiwert
KRWABFG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (siehe Quellenverzeichnis)
KW	Königswasser (-aufschluss)
LA-ICP-MS	Laser Ablations - ICP-MS
LHKW	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, d. h. Summe der halogenierten C1- und C2- Kohlenwasserstoffe
LWB	Leuchtstoffwerk Breitung GmbH
LWL	VEB Leuchtstoffwerk Bad Liebenstein (ehem. offizielle Bezeichnung)
MKW	Mineralische Kohlenwasserstoffe
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Qh	Holozän
Qp1	Pleistozän
s	Standardabweichung
SM	Schwermetalle
suCS	Calvörde-Folge (Unterer Buntsandstein)
TD	tolerierbare Dosisrate (von Schadstoffen durch den Menschen)
TS	Trockensubstanz
TVO	Trinkwasserverordnung; Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe, Fassung vom 12.12.1990, Berlin
u. Gel.	unter Gelände
UMS-Modell	Umweltmedizinische Beurteilung der menschlichen Schadstoffexposition durch Altlasten, siehe HEMPFLING et al. [1997]
\bar{x}	arithmetischer Mittelwert
zB	Bröckelschiefer (Zechstein)

Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 2-1	Anthropogene Hauptbelastungen in Deutschland: Häufigkeit der beteiligten Schadstoffgruppen [nach GRUNEWALD et al. 1994].....	9
Abbildung 2-2	Oft immer noch umstrittene Praxis bei der Altlastenuntersuchung: Die Kontamination endet an der Flurstücksgrenze (anonymisiertes Praxisbeispiel aus dem Jahre 2004)	11
Abbildung 3-1	Lage der tektonischen Störungszonen und Heilwasserbohrungen in Bad Liebenstein (nach HECHT 1994).....	16
Abbildung 4-1	Grundwasserspiegelschwankungen einiger ausgewählter Messstellen im Grundwasserleiter Grumbach-Schotter	22
Abbildung 4-2	Schematische Darstellung der Entstehung der fünf Kontaminationstypen	23
Abbildung 4-3	Schematische Darstellung des Schichtaufbaues und der Lagerungsverhältnisse.....	24
Abbildung 4-4	Schematische Darstellung der Kontaminationstypen im Bezug zu den geologischen Verhältnissen.....	24
Abbildung 5-1	Innenaufnahme des Gebäudes ‚Pigmentproduktion‘ aus dem Jahre 1991	27
Abbildung 5-2	Freiliegender Abflusskanal im Produktionsbereich ‚Lösungsreinigung‘, eingefärbt von Cd-haltigen Substanzen	27
Abbildung 5-3	a) und b) Ziegel aus der Lösungsreinigung.....	27
Abbildung 5-4	Cd-Konzentrationen in den einzelnen Kornfraktionen der Grumbachsotter (n = 10), der Siebkurve gegenübergestellt, ergänzt aus ROSELT [1994].....	29
Abbildung 5-5	Tiefenverteilung der Cadmium-Konzentrationen (KW-Aufschluss) im Bereich ‚Lösungsreinigung‘.....	30
Abbildung 5-6	Tiefenverteilung der Cadmium-Konzentrationen (KW-Aufschluss) im Bereich ‚Pigmente‘.....	30
Abbildung 5-7	TV-Aufnahme in der Kanalisation mit deutlicher Scherbenbildung	30
Abbildung 5-8	Schichtprofil mit Darstellung der Abgrenzungsproblematik bei linearer Interpolation von Cd-Konzentrationen zwischen 2 Bohrungen	31
Abbildung 5-9	Verlauf der Cd-Konzentration im Grundwasser der Messstelle Hy 7/94 in Abhängigkeit von den Grundwasserspiegelschwankungen.....	32
Abbildung 5-10	Mobilisierung des Cd in Boden und Grundwasser durch Pfahlgründungen in der Nachbarschaft des Standortes	33
Abbildung 5-11	Abgrenzung des Schadstoffkörpers mit Cd > 80 mg/kg TS nach unregelmäßigem Bohrraster (Untersuchungskampagnen 1991 bis 1996). Die eingefärbten Bereiche geben die Verbreitung in Meter unter Gelände für Cd > 80 mg/kg TS an.	34
Abbildung 5-12	Räumliche Modellierung der Verbreitung für Cd > 80 mg/kg nach rasterförmiger Untersuchung	36
Abbildung 6-1	Ergebnisse der Staubbiederschlagsmessungen in Bad Liebenstein, Zeitreihen aller 5 gemessenen Standorte.....	39
Abbildung 6-2	Einzelzeitreihe vom Standort SLZ22 (ehemalige Poliklinik, Lage neben dem Altstandort)	39
Abbildung 6-3	Messstelle SLZ22: Monatsmittelwerte in µg/m ² Tag bis Januar 1989 mit Grenzwert der Luftreinhalteverordnung (LRV) in rot	40
Abbildung 6-4	Messstelle SLZ22: Monatsmittelwerte in µg/m ² Tag ab Januar 1989 mit Grenzwert LRV in rot	40
Abbildung 6-5	Autokorrelationsfunktion der Monatsmittelwerte von SLZ22 bis Jan. 1989 (bis zu einer Verschiebung von 25 Monaten). Der Zufallshöchstwert der Korrelation ist als gestrichelte Linie gekennzeichnet.....	41

Abbildung 6-6	Autokorrelationsfunktion der Monatsmittelwerte von SLZ22 ab Jan. 1989 (bis zu einer Verschiebung von 25 Monaten). Der Zufallshöchstwert der Korrelation ist als gestrichelte Linie gekennzeichnet.....	42
Abbildung 6-7	Interpolation von Staubbiederschlags-Messdaten der TLUG bzw. ihrer Vorgängereinrichtungen	43
Abbildung 6-8	Gesamtstaubbelastung und Cd-Konzentration der Schwebstaubmessungen des Jahres 1995.....	44
Abbildung 6-9	Verbreitung der anthropogenen Cd-Anreicherungen ($\geq 0,8$ mg/kg) im Oberboden (0 – 20 cm Tiefe) der Stadt Bad Liebenstein. Auswertung der Untersuchungskampagnen von 1990, 1995 und 1998.....	46
Abbildung 7-1	Cadmium-Belastung der Feinkornfraktion aller Messstellen 1982/84. Arithmetische Zwei-Jahresmittelwerte, Primärdaten normiert auf Fe = 4,7 %. Darstellung nach HELLMANN [1992], grafisch überarbeitet	48
Abbildung 7-2	Vergleichsmessung aus 1994 und 2003, Cd-Konzentrationen im Bachsediment zwischen LWL und Einmündung in die Werra.....	50
Abbildung 7-3	Ternär-Diagramm der Cd-Fractionen von Bodenproben der Überflutungsareale (n = 192).....	51
Abbildung 7-4	Versuchsanordnung einer Testfläche mit Kalkungsversuchen auf einem Überflutungsareal in der Grumbachau bei Bad Liebenstein.....	52
Abbildung 7-5	Prozentuale Anteile des Cd in den Extraktionsstufen E1 bis E7 für die Untersuchungen 1995, 1998 und 1999	54
Abbildung 7-6	pH-Verlauf über 54 Monate nach der Kalkung im Teufenintervall 0 - 0,1m	54
Abbildung 7-7	pH-Verlauf der ungekalkten und der auf pH = 8,0 gekalkten Felder/Parzellen über 54 Monate in den 3 Tiefenintervallen.....	55
Abbildung 7-8	Entwicklung des Anteiles mobiler (pflanzenverfügbarer) Cd-Fractionen am Gesamt-Cd (KW) im Messzeitraum über 54 Monate in den 3 Tiefenintervallen	55
Abbildung 7-9	Lage der Beprobungsstellen von Pflanzen.....	58
Abbildung 7-10	Zusammenstellung der Analysenergebnisse von Cd in verschiedenen Bodentiefen und Pflanzenteilen des Sachalin-Knöterich.....	59
Abbildung 7-11	Gerodete Schwarzpappeln (Winter 2003/04) auf Überflutungsgebieten.....	60
Abbildung 7-12	Schwarzpappel vom Cd-belasteten Überflutungsareal	61
Abbildung 7-13	Jährliche Niederschlagswerte der Wetterstation Bad Liebenstein - Schweina und Ringstärke der Baumscheibe (gemittelt aus 4 Messungen).....	61
Abbildung 7-14	Cd-Konzentration im Holz der einzelnen Jahresringe im Vergleich zur durchschnittlichen Ringstärke der Baumscheibe einer Schwarzpappel.....	62
Abbildung 7-15	Untersuchung von Cd in der gleichen Baumscheibe wie in Abbildung 7-13 mit LA-ICP-MS.....	63
Abbildung 7-16	Kriging-Auswertung auf einem Überflutungsareal nach Rasterbeprobung 15 x 15 m (n = 433) der oberen Bodenschicht von 0 – 20 cm (am oberen Kartenabschnitt beginnt jeweils das Gelände des LWL).....	65
Abbildung 7-17	Praktische Umsetzung der Abgrenzung hochkontaminierter Überflutungsareale mittels Kriging: Abschieben des Oberbodens.....	66
Abbildung 8-1	Lage der Bohrprofile für Rammkernsondierungen senkrecht zur Erstreckung des Mühlgrabens.....	67
Abbildung 8-2	Geologischer Schnitt durch die Mühlgrabenstruktur mit angetragenen Cd-Gehalten	68
Abbildung 9-1	Luftaufnahme vom Sportplatz aus dem Jahre 1980 [aus GRABS 2005].....	70
Abbildung 9-2	Kontaminationstyp 5: Cd-Verteilung im Boden (0 - 10 cm Tiefe) auf der Sportanlage (nach GRABS 2005), ermittelt mit <i>ordinary kriging</i>	71
Abbildung 10-1	Prozentuale Massen- und Flächenanteile der Kontaminationstypen	72
Abbildung 10-2	Synoptische Darstellung der räumlichen Ausdehnung der Kontaminationstypen im Stadtgebiet Bad Liebensteins	74

Abbildung 10-3	Problematik der Konzentrationssprünge am Rand des Kontaminationstyps 3	75
Abbildung 10-4	Verteilung des Cadmiums im Oberboden der Testfläche von KNETSCH [1999].....	75
Abbildung 10-5	a) und b): Abhängigkeit des Cadmiumgehaltes von der relativen Höhe über dem Bachpegel nach KNETSCH [1999] (in logarithmischer Darstellung) und Darstellung der Grenze des Kontaminationstyps 3 als 1,1-m-Linie über dem Bachpegel.....	76
Abbildung 11-1	Beispiel: Semivariogramm, berechnet aus den Daten der Quelle 17 [1998]	82
Abbildung 11-2	Krigingschätzung; 0 - 20 cm Tiefe, Cd im Königswasseraufschluss, n = 591.....	85
Abbildung 11-3	Krigingschätzung; 20 - 40 cm Tiefe, Cd im Königswasseraufschluss, n = 159.....	85
Abbildung 11-4	a) bis c) Ergebnisse verschiedener Interpolationsverfahren, Cd im Königswasseraufschluss	87
Abbildung 12-1	Multikausales Wirkungsgefüge: kommunale, wirtschaftliche und Nutzungen des Naturraumpotenzials und ihre Beeinflussung durch die Kontaminationstypen in Bad Liebenstein	91
Abbildung 13-1	Strukturierung des GIS	93
Abbildung 13-2	Projizierung des städtebaulichen Entwurfes für eine kurortspezifische Nachnutzung des Leuchtstoffwerkbereiches (Parkanlage mit Teichen, Kureinrichtungen, Wohnen) in eine Luftbildaufnahme vom Zeitpunkt vor Sanierungsbeginn.....	99
Abbildung 13-3	Umsetzung der abgegrenzten Kontaminationstypen in ein Sanierungsmosaik	100
Abbildung 13-4	Ergebnisse des Grundwassermonitorings während der Errichtung der Spundwand.....	102
Abbildung 14-1	Räumliche Anordnung der Altstandorte und Altablagerungen in Thüringen (Stand 12/2003).....	103
Abbildung 14-2	Fließschema der entwickelten Methodik	106
Abbildung 15-1	Auszug aus einem Artikel der Südthüringer Zeitung vom 09.03.2005.....	112

Verzeichnis der Anlagen:

- Anlage 1: Geologisch-hydrogeologische Verhältnisse im Bereich des exemplarischen Standortes
- a) Geologischer Schnitt
 - b) Prätertiär-Oberfläche
 - c) Basis Grumbachschotter
 - d) Mächtigkeit Grumbachschotter
 - e) Basis Auelehm
 - f) Grundwassergleichen und Cd-Schadstofffahne im Grundwasser
- Anlage 2: Ebenen im Geografischen Informationssystem (Auswahl)
- a) Digitale Luftbildaufnahme
 - b) Flurstücke und Bebauung
 - c) Ergebnisse der Nutzungskartierung
 - d) Städtische Planungen
 - e) Realisierte Bebauungen
 - f) Schutzgebiete
 - g) Registrierte Altlastenverdachtsflächen
 - h) Weitere relevante Abgrenzungen
 - i) Ergebnisse der Krigingschätzung
 - j) Karte der Handlungsempfehlungen
- Anlage 3: Fotodokumentation
- a) Luftaufnahme des Zentrums von Bad Liebenstein mit Ruinen des LWL
 - b) Blick auf das LWL in der Aue
 - c) Lösungsreinigung
 - d) Ansicht des Produktionsgebäudes
 - e) ehemalige Fabrikhallen
 - f) Kanalisationsabscheider mit SM-haltigem Schlamm
 - g) entkernte Fabrikhalle N-83
 - h) Unmut der ehemaligen Leuchtstoffwerker
 - i) Luftaufnahme des Zentrums von Bad Liebenstein nach dem Gebäudeabriss auf dem Gelände des LWL (2004)
 - j) Tiefenenttrümmerung und Bodensanierung innerhalb der Spundwand (11/2004)
 - k) Sanierung des Sportplatzes
 - l) Bodensanierung in der Grumbachaue
 - m) Überflutung in der Grumbachaue
 - n) Überströmung der Grumbachbrücke
 - o) Der temporäre Schutzdamm
 - p) Bodensanierung im Wohngebiet
 - q) Immobilisierung mittels Kalkung
 - r) Bodensanierung in der Grumbachaue

Danksagung

Das Jahr 2005 ist das Jahr des Abschlusses der Sanierungsarbeiten am ehemaligen Leuchtstoffwerk Bad Liebenstein und der angrenzenden Grumbachau. Seit Beginn der Untersuchungen der Altlastenproblematik im Heilbad Liebenstein im Jahre 1990 hatte ich bis heute Gelegenheit, umfangreiche Untersuchungen durchzuführen, Sanierungsarbeiten zu leiten sowie die Stadt und die Sanierungsverantwortlichen zu beraten.

Geblichen ist eine innere Teilnahme an den Geschicken dieses reizvollen Ortes, die bislang auf unsägliche Weise mit der ehemaligen Produktion eines Leuchtstoffwerkes verbunden waren.

In fast eineinhalb Jahrzehnten entstand eine Daten- und Kenntnismenge, die im Rahmen herkömmlicher kommerzieller Gutachterleistungen nicht mehr umfassend ausgewertet werden konnte. Mein erster Dank gilt Prof. J. W. Einax, der mich ermunterte, dies im Rahmen einer solchen Arbeit endlich zu tun und mir half, mich auf das akademische Glatteis zu begeben. Die fachlich-freundschaftlichen Dispute habe ich in sehr angenehmer Erinnerung.

Herrn Prof. G. Büchel danke ich ebenfalls für den Anstoß zu dieser Arbeit und wertvolle Anregungen. Herr Prof. M. Heinze (Fachhochschule für Forstwirtschaft Schwarzburg) half mir bei den Fragen zur Cd-Aufnahme durch Bäume, wie mir auch Herr Prof. A. Golwer (Wiesbaden) wertvolle Anregungen zum Verhalten von Schwermetallen in Böden gab. Ebenfalls danke ich dem Bürgermeister Bad Liebensteins, Herrn Beck, für wertvolle Informationen zur Kurortentwicklung.

Unter meiner Anregung und Mit-Betreuung wurden zur Cd-Problematik in Bad Liebenstein vier Diplomarbeiten angefertigt [KURTH 1996, KNETSCH 1999, GRABS 2005, LUTHARDT (in Arbeit) 2005], deren Ergebnisse teilweise auch Eingang in diese Arbeit fanden.

Zu danken habe ich Herrn S. Schönau, Dr. J. Kraft und Dr. C. Temme (alle FSU Jena), die mir bei geostatistischen Auswertungen behilflich waren, wie auch insbesondere Dr. D. Merten, der die LA-ICP-MS-Untersuchung an der Baumscheibe vornahm.

Die Agrar- und Umweltanalytik GmbH unter ihrem Geschäftsführer Prof. M. Grün war so freundlich, speziell für diese Arbeit anzufertigende Analysen zu einem moderaten Sonderpreis zu liefern.

Nicht zu vergessen seien die Mitarbeiter der JENA-GEOS[®]-Ingenieurbüro GmbH, die in großem Umfang an Untersuchungen, Planungen und an der Bauleitung bei der Sanierung in Bad Liebenstein mitgewirkt haben. Frau M. Seher war mir bei der Erstellung der Grafiken behilflich, wofür ich ihr danke.

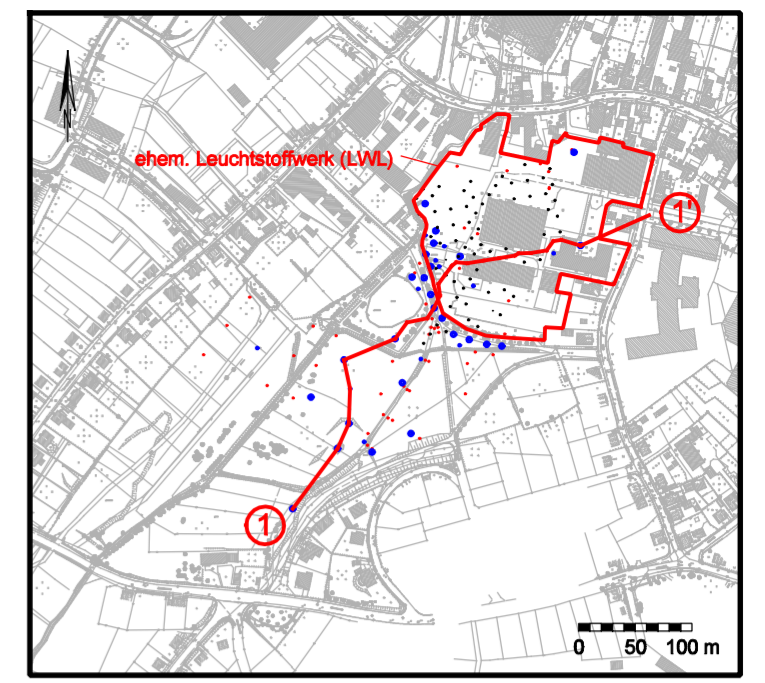
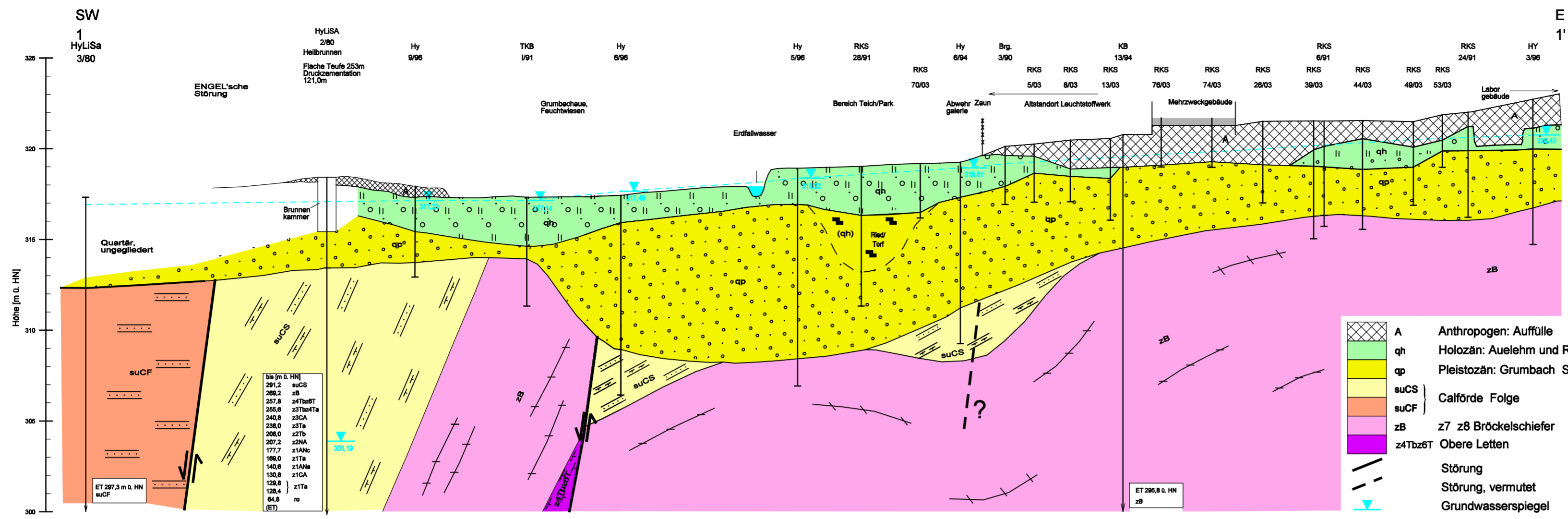
Meiner Freundin Anke danke ich für die abendlichen Diskussionen und die liebevolle moralische Unterstützung.

Selbständigkeitserklärung

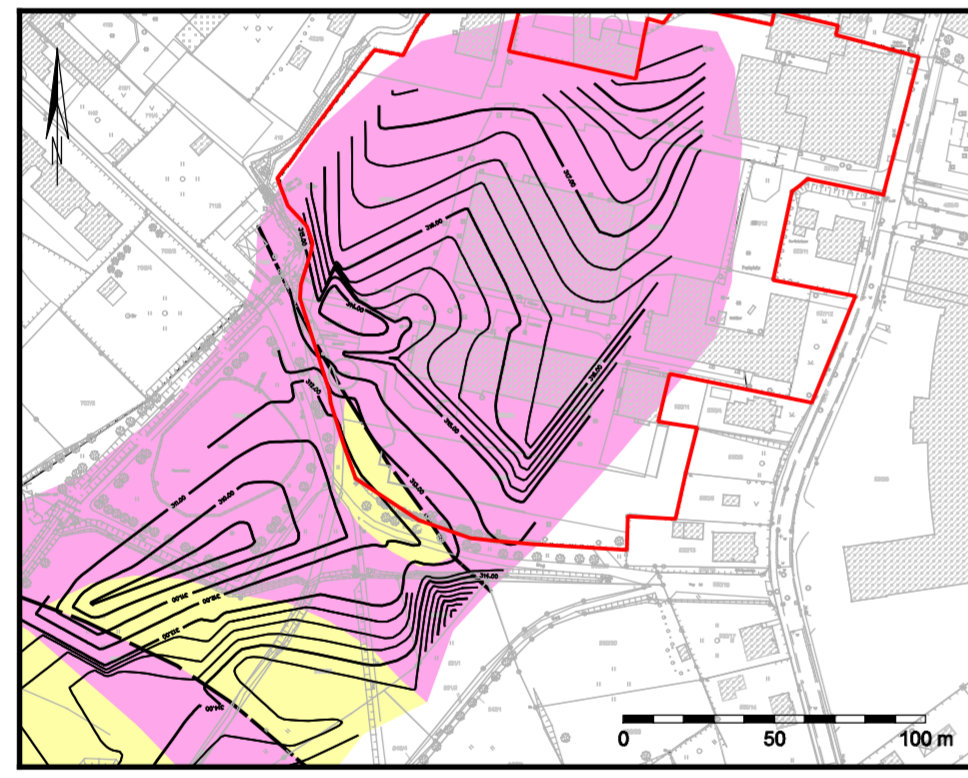
Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel, persönlichen Mitteilungen und Quellen angefertigt habe.

Jena, 01.07.2005

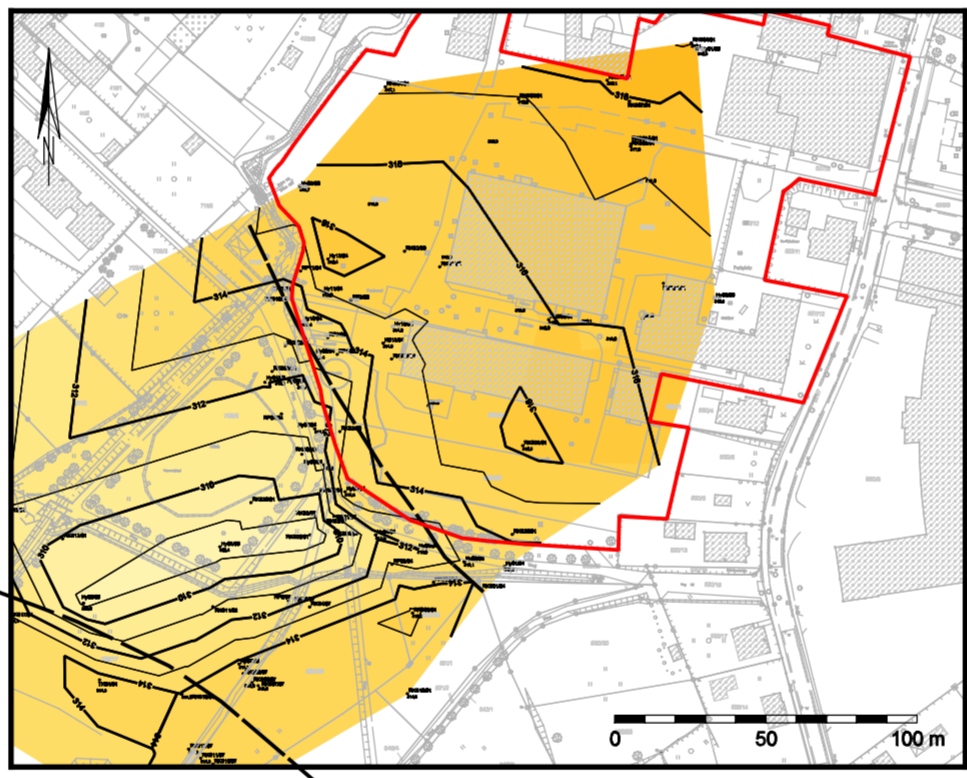
Kersten Roselt



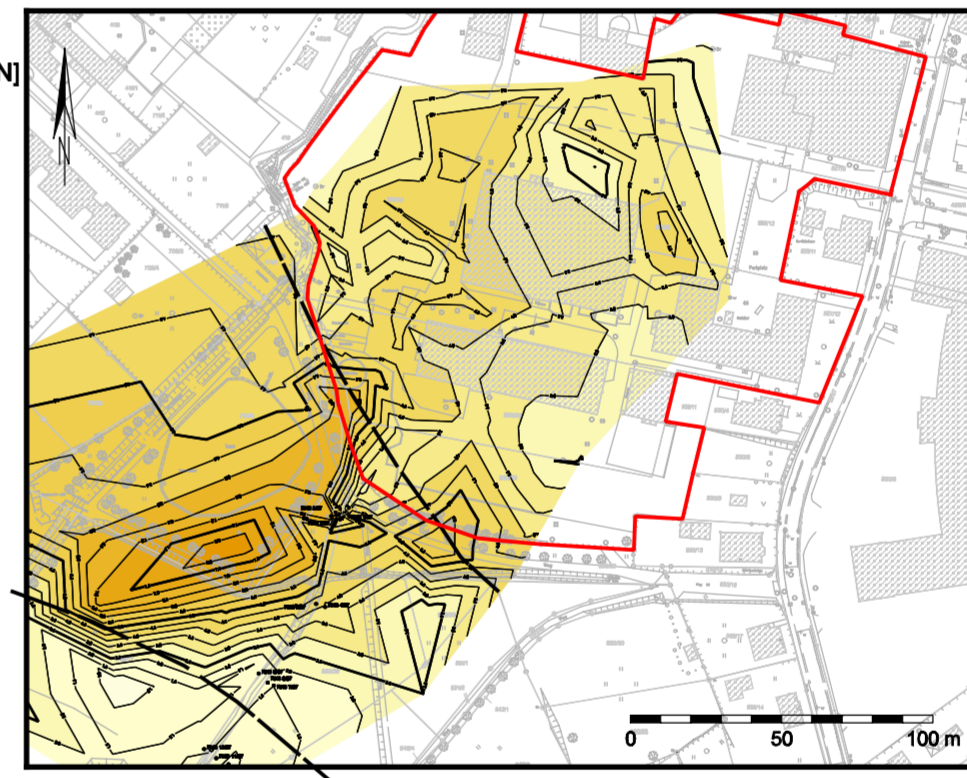
a) Geologischer Schnitt 1 - 1'
 Maßstab: Länge 1 : 1000; Höhe 1 : 200



b) Prätertiäroberfläche



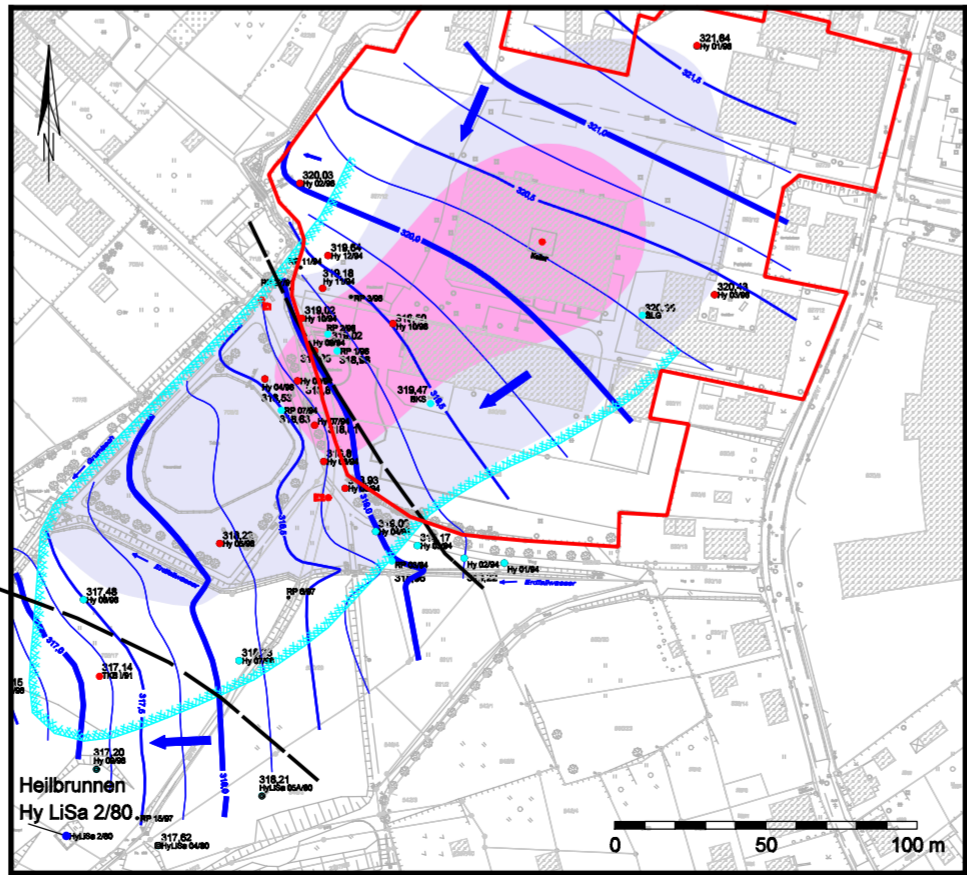
c) Basis Grumbachschotter



d) Mächtigkeit Grumbachschotter



e) Basis Auelehm



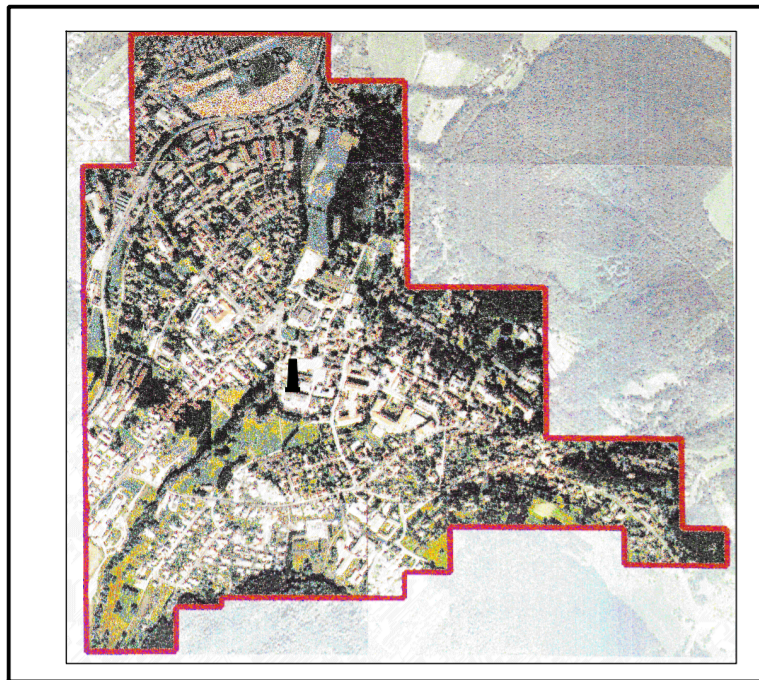
f) Grundwassergleichen und Cd - Schadstofffahne im Grundwasser

Zeitliche und räumliche Entwicklung komplexer
 Schwermetallbelastungen und deren Auswirkungen auf
 die Lösung von Nutzungskonflikten

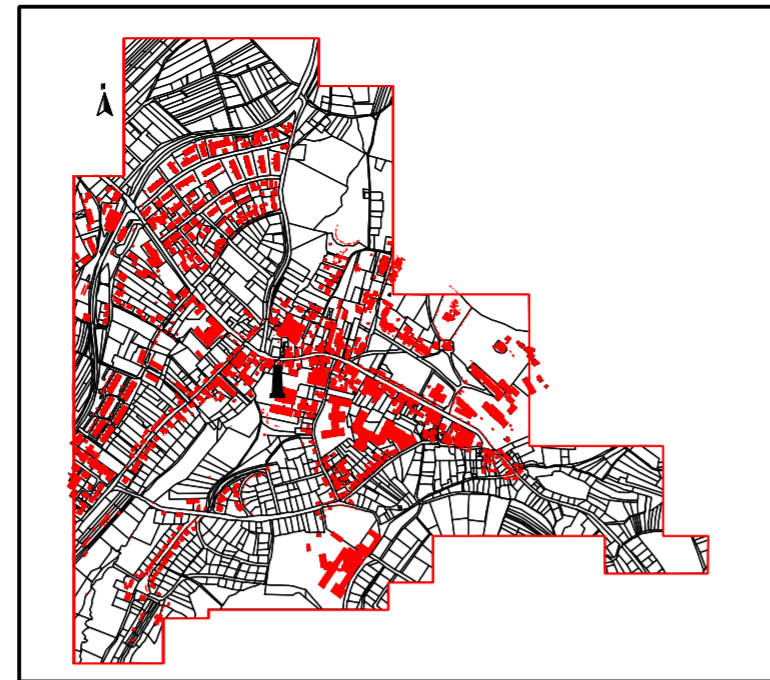
Anlage 1

**Geologisch-hydrogeologische Verhältnisse
 im Bereich des exemplarischen Standortes**

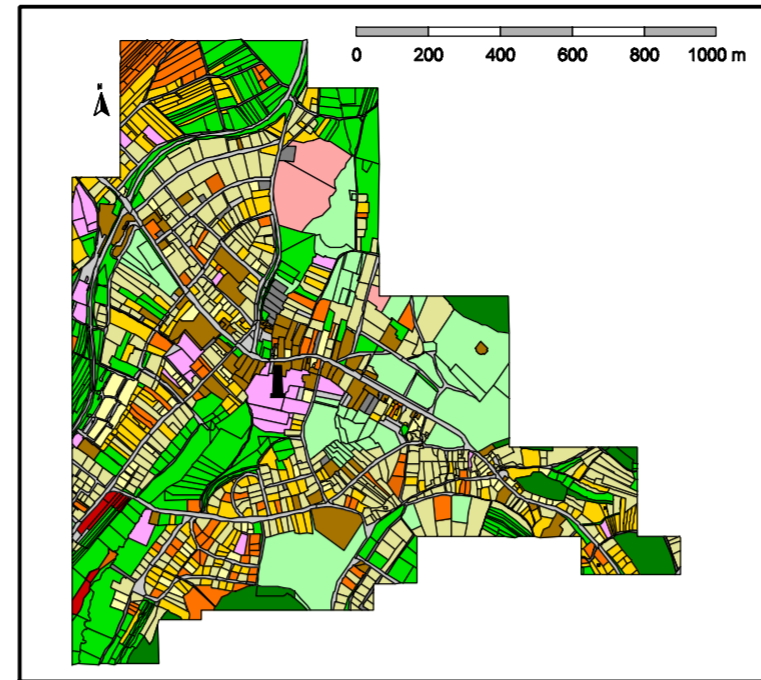
Dipl.-Geol. K. Roselt



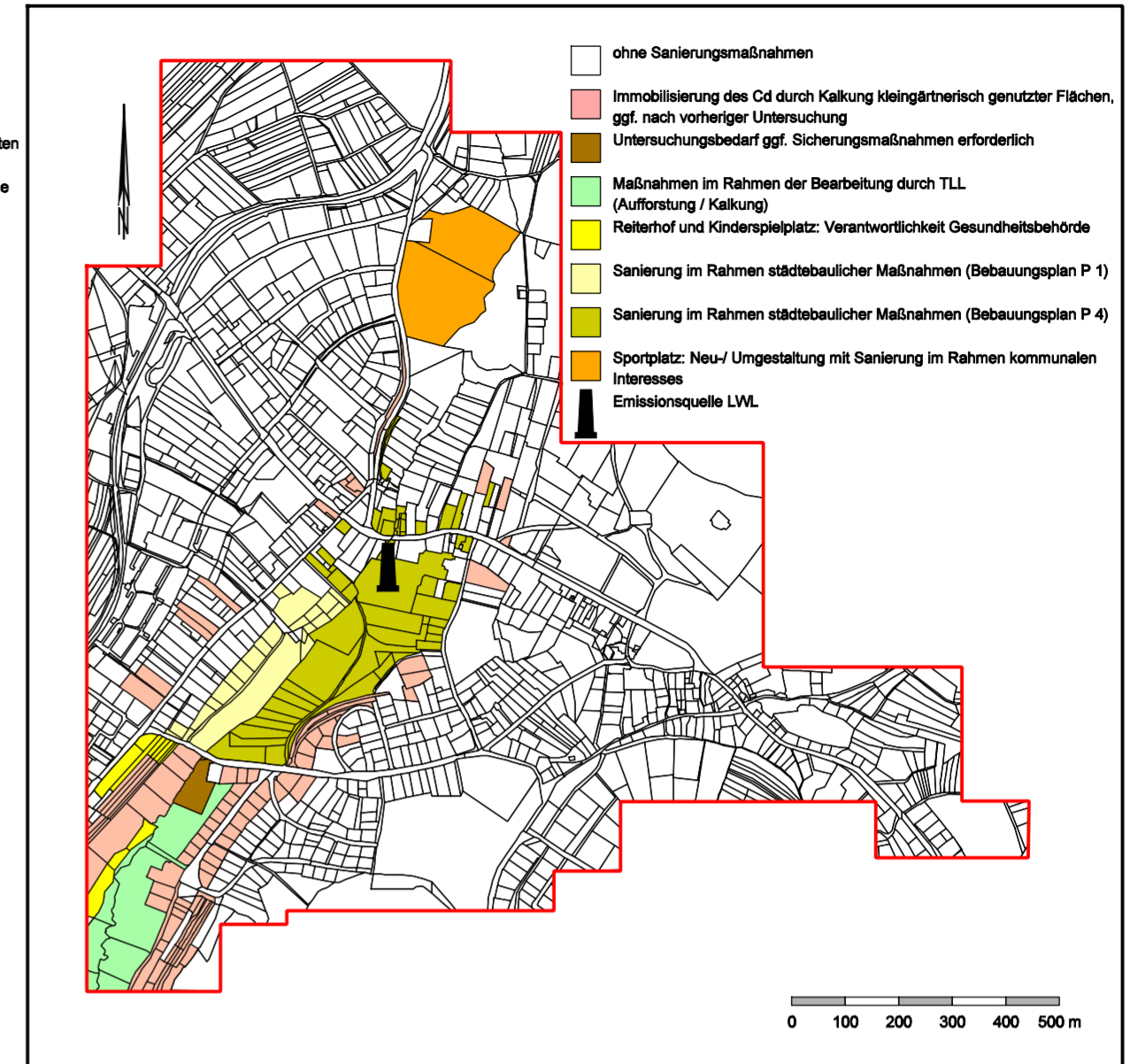
a) Digitale Luftbildaufnahme
mit Eingrenzung des Untersuchungsgebietes
(Aufnahme: GEOSPACE, 1997)
Fläche des Untersuchungsgebietes: 1,7 km²



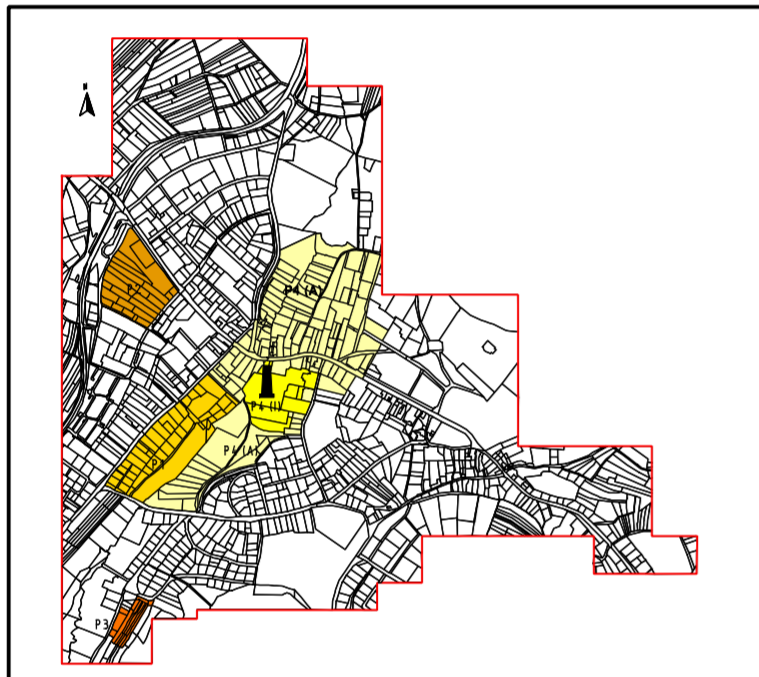
b) Flurstücke und Bebauung
nach Vermessungsdaten, digitalisierten Plänen
und Flurkarten



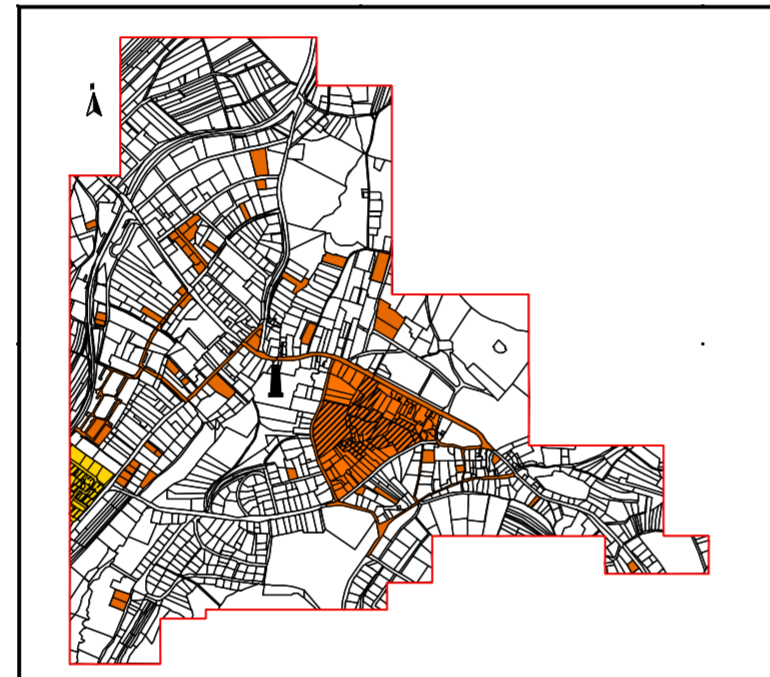
c) Ergebnisse der Nutzungskartierung
(1629 Flurstücke wurden 14 Nutzungstypen
entsprechend den Expositionsszenarien
zugeordnet)



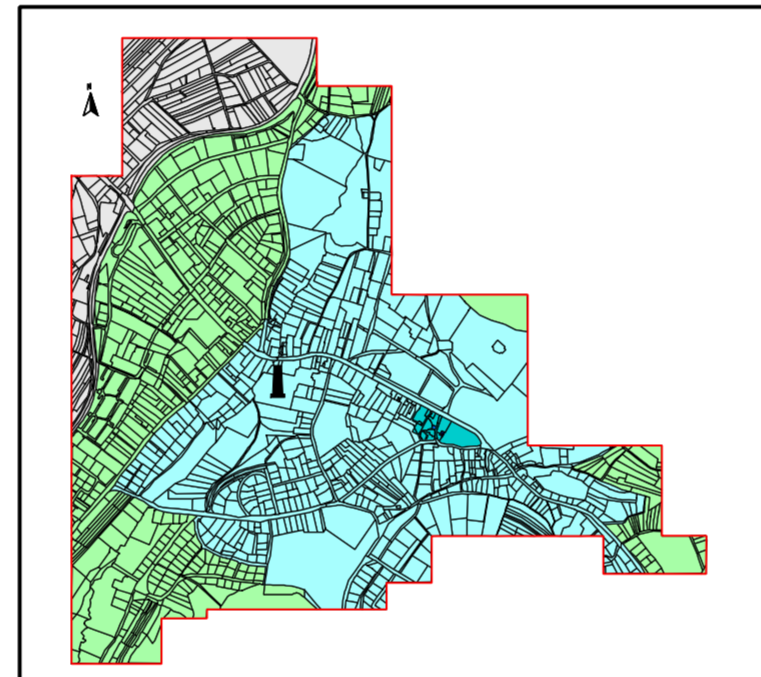
j) Zusammenstellung der Ergebnisse in der
Karte der Handlungsempfehlungen



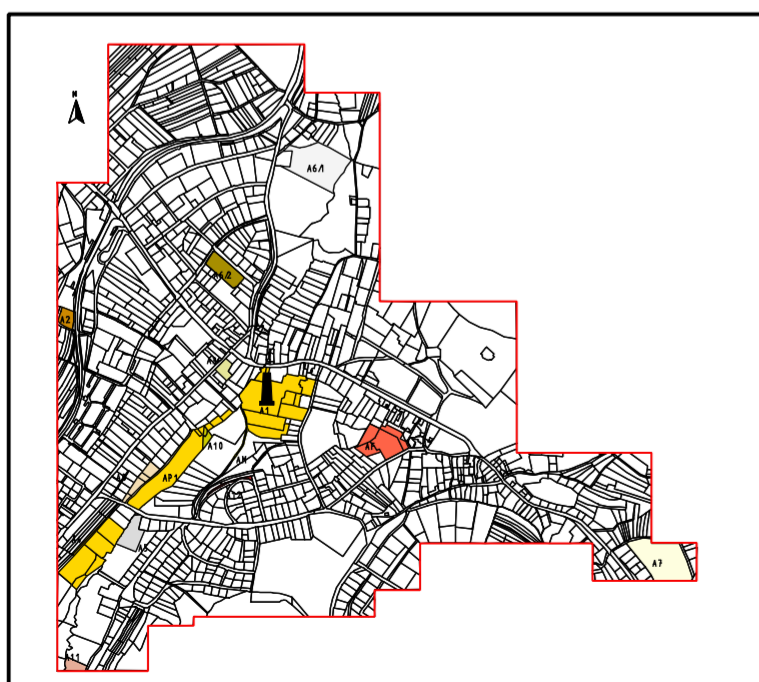
d) Städtische Planungen
Bebauungspläne, städtebaulicher Architektur-
wettbewerb usw.



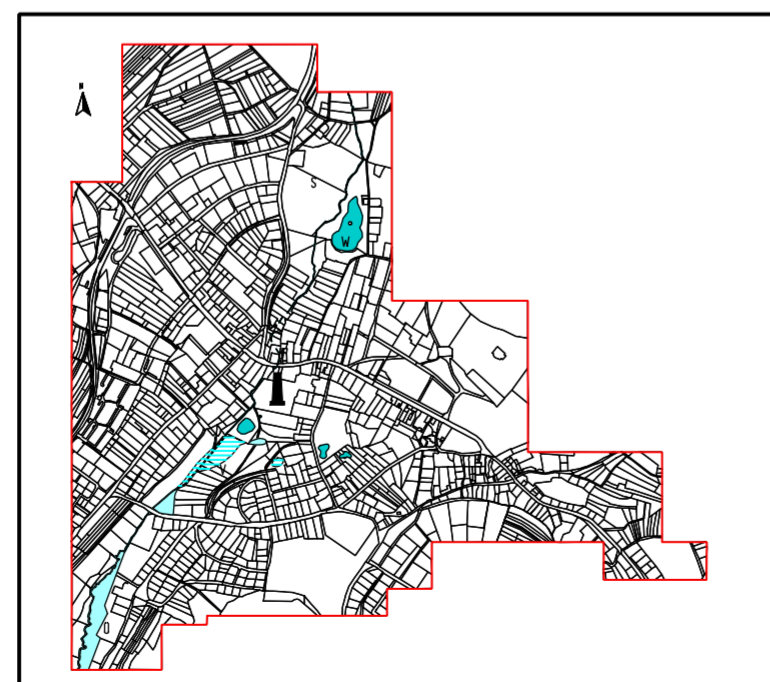
e) Realisierte Bauanierungen
mögliche Eingriffe bzw. Umlagerungen belasteter
Böden nach 1990



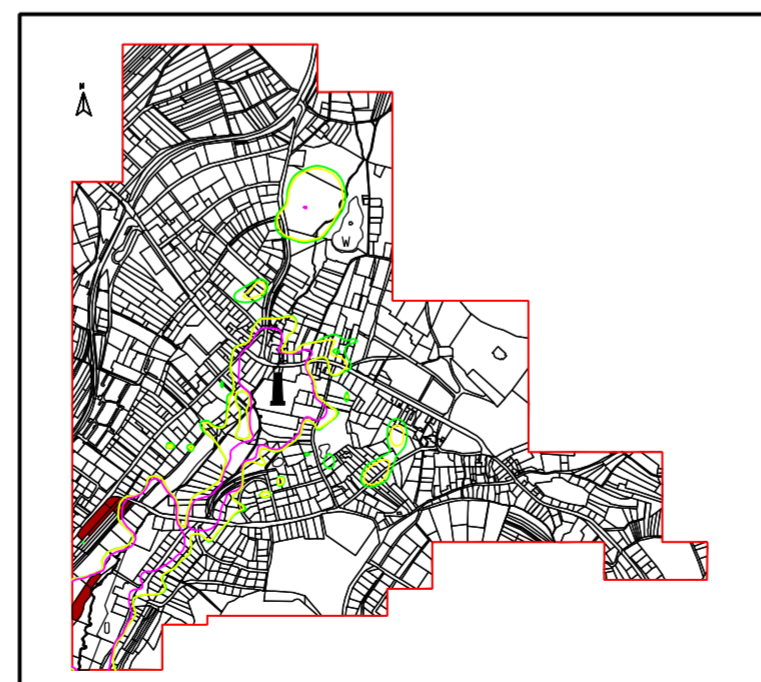
f) Schutzgebiete
Heilwasserschutzzonen und bioklimatische
Schutzzonen



g) Registrierte Altlastenverdachts-
flächen
aus der THALIS-Datei des Landes Thüringen
(TLU), aus Bebauungsplänen und vorliegenden
Gutachten



h) Weitere relevante Abgrenzungen
hier: Überflutungs- und Vernässungsgebiete,
offene Wasserflächen usw.



i) Ergebnisse der Krigingschätzung
Beispiel: Nutzungsart Reitplätze





a) Luftaufnahme des Zentrums von Bad Liebenstein mit Ruinen des LWL, rechts daneben der Lauterbach-Klinik und der nach SW zum linken unteren Bildrand verlaufenden Grumbachau (1999)



b) Blick auf das LWL in der Aue



d) Ansicht des Produktionsgebäudes



f) Kanalisationsabscheider mit SM-haltigem Schlamm



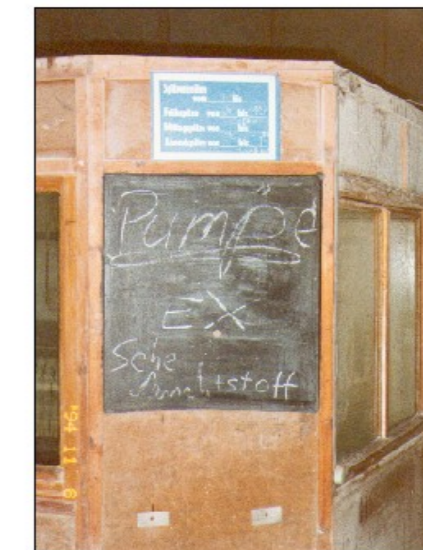
g) entkernte Fabrikhalle N83



c) Lösungsreinigung



e) ehemalige Fabrikhallen, im Hintergrund das Dr. Lauterbach-Klinikum



h) Unmut der ehemaligen Leuchtstoffwerker



i) Luftaufnahme des Zentrums von Bad Liebenstein nach dem Gebäudeabris auf dem Gelände des LWL (2004)



j) Tiefenentfrümmerung und Bodensanierung innerhalb der Spundwand (11/2004)



k) Sanierung des Sportplatzes



m) Überflutung in der Grumbachau



n) Überströmung der Grumbachbrücke



o) Der temporäre Schutzdamm, links bereits sanierte Auebereiche



p) Bodensanierung im Wohngebiet



q) Immobilisierung mittels Kalkung



l) Bodensanierung in der Grumbachau, bereits sanierte Teilareale werden mittels eines temporären Dammes (weiß) gegen neue Überflutungen geschützt



r) Bodensanierung in der Grumbachau

Zeitliche und räumliche Entwicklung komplexer Schwermetallbelastungen und deren Auswirkungen auf die Lösung von Nutzungskonflikten

Anlage 3

Fotodokumentation

Dipl.-Geol. K. Roselt