Schlussbericht

„Verfahren zur Sicherung des Erfolges bei Umweltsanierungen“

ein Projekt der JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH

und der Friedrich-Schiller-Universität Jena

IAAC Institut für Anorganische und Analytische Chemie

© 02/2012

Gefördert vom:

Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie

aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

im Rahmen des:

Zentralen Innovationsprogramms Mittelstand (ZIM)

Impressum

Kooperationsprojekt

Leitfaden zur Erfolgssicherung bei Umweltsanierungen

- Schlussbericht -

Dokument enthält die beiden Teilprojekte:

JENA-GEOS: Erfolgssicherung bei Umweltsanierung durch Umsetzung des Unsicherheitsprinzips in die Praxis

IAAC: Wissenschaftliche Umsetzung des Konzepts der Ergebnisunsicherheit für Umweltsanierungen

Autoren:

JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH

Saalbahnhofstraße 25c, 07743 Jena

- Dr. Kersten Roselt, Dr. Gerold Hesse -
- Dipl.-Ing. (FH) Charlotte Rauschenbach
- B.Sc. Anika Homuth
- Dipl.-Geogr. Jakob Maercker, Dipl.-Geogr. Grit Rost

IAAC Institut für Anorganische und Analytische Chemie

Friedrich-Schiller-Universität Jena

Lehrbereich Umweltanalytik

- Prof. Dr. Jürgen W. Einax
- Dipl.-Geogr. Thomas Hildebrandt

Quelle Titelbild: http://www.eneotech.de/uploads/media/head.png

Inhaltsverzeichnis

1 Aufgabenstellung und Projektinhalt ... 3
1.1 Anlass ... 3
1.2 Voraussetzungen des Vorhabens ... 4
1.3 Planung und Ablauf ... 5
1.3.1 Modellstandorte der Verteilungstypen ... 5
1.3.2 Zeitlicher Ablauf ... 7
1.4 Wissenschaftlich-Technischer Stand ... 8
1.4.1 Bekannte Verfahren und Schutzrechte ... 8
1.4.2 Fachliteratur, Informations- und Dokumentationsdienste ... 8
1.4.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen ... 8
2 Stand der Technik und bekannte Verfahren ... 9
2.1 Rechtliche Grundlagen: EU und Deutschland ... 9
2.2 Rechtliche Grundlagen – international ... 15
2.2.1 Beispiel: Rechtliche Grundlage für England, Wales und Schottland ... 15
2.2.2 Vereinigte Staaten von Amerika ... 16
2.3 Methodik der Untersuchung und Bewertung von Altlasten ... 19
2.3.1 Allgemeines ... 19
2.3.2 Erfassung/historische Erkundung ... 22
2.4 Methodisches Vorgehen - Beispiele aus anderen Ländern ... 28
2.4.1 Probennahmestrategie der Niederlande ... 28
2.4.2 Probennahmestrategie der USA ... 28
2.5 Sanierungsziele, Verhältnismäßigkeit und Nachhaltigkeit in Deutschland ... 35
2.6 Sanierungsziele international ... 37
2.6.1 USA ... 37
2.6.2 Großbritannien ... 38
2.7 Prüf-, Maßnahme- und Vorsorgewerte und zulässige Zusatzbelastung nach BBODSCHV ... 39
2.8 Schwellenwerte zum Bodenschutz - international ... 42
2.8.1 Großbritannien ... 42
2.8.2 USA ... 44
2.8.3 Auswahl einiger Bodenschutzwerte ... 49
2.8.4 Australien ... 50
2.8.5 Niederlande ... 51
3 Erzieltes Forschungsergebnis ... 53
3.1 Schwerpunkte ... 53
3.1.1 Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese) ... 54
3.1.2 Bewertung und Interpretation ... 55
3.2 Grundtypen der Schadstoffverteilung ... 71
3.2.1 Allgemeine Beschreibung der Verteilungsgrundtypen ... 71
3.2.2 Modellstandorte der Verteilungstypen ... 74
3.3 Verteilungstyp ‚Ungeordnete Verteilung' ... 76
3.3.1 Beschreibung des Grundtyps ‚Ungeordnete Verteilung' ... 76
3.3.2 Untersuchungen des prototypischen Standortes Otto-Schott-Platz ... 77
3.3.3 Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung' ... 89
3.4 Verteilungstyp ‚Gradient' ... 94
3.4.1 Beschreibung des Grundtyps ‚Gradient' ... 94

3.4.2 Untersuchungen am prototypischen Standort Lauscha 96
3.4.3 Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Gradient' 97
3.5 Verteilungstyp ‚Hotspot' 113
3.5.1 Beschreibung des Grundtyps ‚Hotspot' 113
3.5.2 Untersuchungen am prototypischen Standort Dornburg 115
3.5.3 Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Hotspot' 118
4 Zusammenfassung und Bewertung der erzielten Ergebnisse 129
4.1 Ergebnisse 129
4.1.1 Grundtyp und Kontaminationshypothese 129
4.1.2 Ungeordnete Verteilung 130
4.1.3 Gradientenverteilung 131
4.1.4 Hotspots 132
4.2 Bewertung 133
4.3 Ausblick 134
5 Fortschritte des Forschungsgebietes bei anderen Stellen 135
5.1 Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen (Analysen) 135
5.2 Technische Probennahme und Bodenansprache 136
5.3 Problematik der Bioverfügbarkeit 137
5.4 Einordnung der Ergebnisse 138
Literaturverzeichnis 146
Anlagen

1 Aufgabenstellung und Projektinhalt

1.1 Anlass

Menschliche Aktivitäten haben einen beachtlichen Einfluss auf ökologische Prozesse, der auch zu unerwünschten Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften führen kann. Besonders solche natürlichen Stoffkreisläufe wie der Gasaustausch, die Nahrungskette und der Wasserkreislauf betreffen unmittelbar die menschliche Gesundheit (GRŽETIĆ und GHARIANI 2008). Das Kompartiment Boden verbindet alle diese Eigenschaften und untersteht daher einem besonderen Schutz (BBODSCHG 1998; BBODSCHV 1999).

Methodiken und Technologien der Umweltsanierung haben in Deutschland in den beiden letzten Jahrzehnten einen gewaltigen Aufschwung genommen, u. a. bedingt durch die erforderliche Sanierung tausender Altlasten in den neuen Bundesländern. Neben der Entwicklung innovativer Sanierungstechnologien steht Deutschland auch bezüglich des wissenschaftlichen Vorlaufes im internationalen Vergleich mit an der Spitze.

Nachdem jedoch eine Vielzahl von Sanierungen abgeschlossen war, wurde in der jüngeren Vergangenheit bei einigen Projekten durch Nachkontrollen festgestellt, dass das prognostizierte Sanierungsziel trotz der Einhaltung von Qualitätssicherungsmaßnahmen nicht erreicht werden konnte. Volkswirtschaftliche Schäden in Millionenhöhe und umfangreiche Nachsanierungen waren bisher die Folge.

Als Zielgröße für Sanierungen werden fest fixierte (starre), vom Gesetzgeber bzw. den zuständigen örtlichen Umweltbehörden vorgegebene Sanierungszielwerte genutzt. Praxiserfahrungen zeigen, dass die Anwendung fixer Eingreif- oder Sanierungszielwerte in Form von Schadstoffgehalten bei der Sanierung von Umweltschäden in Böden nicht immer zum sicheren Erreichen des Sanierungszieles führen. Ursache ist zumeist die fehlende oder ungenügende Berücksichtigung von Unsicherheiten von der Probennahme bis zur Auswertung. Hohe volkswirtschaftliche Schäden oder gar die Beeinträchtigung der Gesundheit von Mensch oder Tier können mögliche Folgen sein.

Die uralte Frage nach der Anzahl der Proben auf einer Fläche für eine repräsentative Aussage und der ebenso uralte Konflikt zwischen dem Wunsch nach hoher Aussagesicherheit und den zur Verfügung zu stellenden finanziellen Mitteln für die Untersuchung mag das hier behandelte Problem auf einfacher Ebene verdeutlichen. Genauso sind jedoch Unsicherheiten bei der Auswertung und Interpretation der Messergebnisse zu berücksichtigen. Mit einer auf dem Unsicherheitsprinzip basierenden praxisrelevanten Umsetzungsstrategie soll künftig das Erreichen des Sanierungserfolges verbessert werden.

1.2 Voraussetzungen des Vorhabens

Die Entwicklung einer solchen Strategie und deren Umsetzung ist Inhalt des Forschungsprojektes „Leitfaden zur Erfolgssicherung bei Umweltsanierungen“, das von den Verbundpartnern JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH und dem Lehrbereich Umweltanalytik am IAAC (Institut für Anorganische und Analytische Chemie) der Friedrich-Schiller-Universität Jena im Rahmen des Förderprogramms des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie „Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM)“ umgesetzt wurde. Das Projekt vereint die Erfahrungen der JENA-GEOS® bei der Untersuchung, Bewertung oder Sanierung von ca. 2.000 Altlastenstandorten und großflächigen Kontaminationen mit der wissenschaftlichen Expertise des Instituts für Anorganische und Analytische Chemie auf dem Gebiet der Chemometrik und Probennahmetheorie. Im Rahmen des Projektes wurden zahlreiche Standortbeispiele ausgewertet, praxisnahe Versuche simuliert und umfangreiche Berechnungen angestellt.

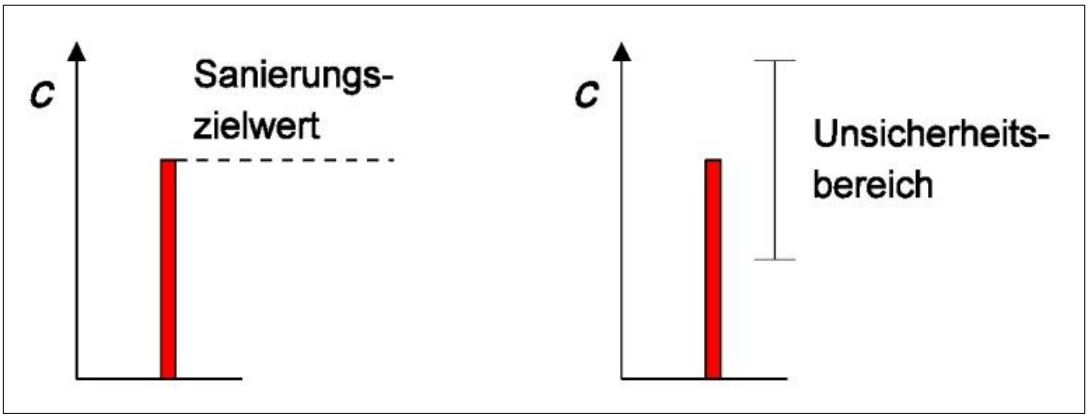


Abbildung 1: Darstellung der realen Unsicherheiten bei einer ermittelten Schadstoffkonzentration (rechts) im Vergleich zu der in der Altlastenpraxis (noch) gehandhabten Anwendung vermeintlich fehlerfreier Werte (links).

Qualitative Mängel, die auf eine Nichteinhaltung von Richtlinien zur Probennahme und Analytik zurückzuführen sind, werden hier nicht behandelt. Die Berücksichtigung des speziellen Qualitätsmanagements im Rahmen von Akkreditierungen und Zertifizierungen im Zusammenhang mit der Probennahme und der Analytik wird vorausgesetzt.

1.3 Planung und Ablauf

1.3.1 Modellstandorte der Verteilungstypen

Die vorliegenden Ergebnisse des FuE-Projektes basieren auf Felduntersuchungen an jeweils mehreren Standorten drei prototypischer Modelle, deren grundlegenden räumlichen Schadstoffverteilungen stark voneinander abweichen. Mit dem Ziel der Verallgemeinerung wurden die erhaltenen Einzelfallergebnisse mit theoretischen Prognosen aus der Probennahmetheorie und der Stichprobenstatistik verglichen. Weiterhin wurde ein Algorithmus zur rechnergestützten simulierten Probennahme entwickelt. Damit konnten anschließend Simulationsrechnungen durchgeführt, die Ergebnisse mit den experimentellen Felduntersuchungen verglichen und in Risikoprognosemodellen validiert werden. Ökonomische Auswirkungen wurden ermittelt.

An den drei folgend beschriebenen prototypischen Modellstandorten wurden im Rahmen des Forschungsprojektes experimentelle Untersuchungen vorgenommen:

Ehemalige Deponie am Otto-Schott-Platz: Prototyp ‚ungeordnete Verteilung'

Als ‚ungeordnete Verteilung' wird die Schadstoffverteilung am Modellstandort ehemalige Deponie Otto-Schott-Platz in der Nähe von Jena definiert. Es handelt sich um eine planmäßige Ablagerung, bei der die anstehenden Abfälle und kontaminierte Böden mehreren baulichen Maßnahmen wie Profilierungen, Verlagerungen und Aufschüttungen unterzogen wurden. Wegen der abgeschlossenen Sanierung und deren guter Dokumentation über die abgelagerten Substrate erschien der dieser Standort für modellhafte Untersuchungen als sehr gut geeignet.

Abbildung 2: Luftaufnahme der ehemaligen Deponie Otto-Schott-Platz (Foto: JENA-GEOS®).

Stadtgebiet Lauscha (Thüringen): Prototyp ‚Gradient'

Der Modellstandort Lauscha repräsentiert das Schadstoffverteilungsmuster ‚Gradient'. Dabei handelt es sich um die Schadstoffquelle eines ehemaligen Industriestandortes, von dessen Schornstein eine Emission in die umliegende Umgebung hervorgerufen wurde. Der Schornstein emittierte ungefiltert bleihaltige Abgase aus der Glasproduktion. Die Ausrichtung der Tallage bewirkte eine Hauptwindrichtung von Nord nach Süd. Für die Schadstoffbelastung in den Böden wird eine Gradienten-kontrollierte Erstreckung in einer Glockenverteilung angenommen.

Testfeld bei Dornburg (Thüringen): Modellversuch Prototyp ‚Hotspot'

Der Modellversuch zum Grundtyp ‚Hotspot' wurde bei Dornburg auf einem Testfeld durchgeführt. Das Feld ist durch ein relativ ebenes Gelände gekennzeichnet. Die Ackerfläche war zu der Zeit der Untersuchung unbewachsen, allerdings mit Winterweizen besät. Im Rahmen der Untersuchung wurden auf bekanntem Terrain Hotspots mit Dünger (21 % Ammoniumstickstoff) kontaminiert.

Nutzung der Daten weiterer Standorte für die Untersuchungen

Insbesondere für geostatistische bzw. chemometrische Auswertungen konnten im Rahmen der Untersuchungen die Daten einer Vielzahl weiterer kontaminierter Standorte genutzt werden. Beispielhaft seine hier genannt: Fettchemie Mohsdorf, Tanklager Altenburg, Leuchtstoffwerk Bad Liebenstein, Stadtgebiet Bad Liebenstein, Grumbachaue (Südthüringen), Krumpa, Schott Jenaer Glas, ehem. Deponie BA4 Jena-Lobeda, Tanklager Jena-Nord und sowie Datensätze weiterer Standorte, die auf Wunsch der Eigentümer anonym gehalten wurden.

1.3.2 Zeitlicher Ablauf

Der Projektablauf mit dem Ineinandergreifen der Inhalte der Arbeitspakete beider Verbundpartner ist in nachfolgender Abbildung dargestellt.

Abbildung 3: Arbeitspakete der Verbundpartner mit Darstellung der Abhängigkeiten.

Der Zeitplan konnte im Wesentlichen eingehalten werden. Bei den Feldarbeiten an der ehemaligen Deponie Otto-Schott-Platz kam es zu Verzögerungen von insgesamt drei Monaten aufgrund des behördlichen Genehmigungsverfahrens und der Witterungsbedingungen (hohe Schneedecke und Frost Anfang 2010) für die Bohrungen in der ehemaligen Deponie. Der Verbundpartner JENA-GEOS® schloss sich zudem aufgrund der engen Verzahnung der Arbeitspakete beider Partner dem Antrag der IAAC zu einer kostenneutralen Projektverlängerung bis 29.02.2012 an.

1.4 Wissenschaftlich-Technischer Stand

1.4.1 Bekannte Verfahren und Schutzrechte

Außer den in Kapitel zwei aufgeführten Verfahren sind den Autoren keine weiteren Verfahren, insbesondere solche, für die Schutzrechte geltend gemacht werden können, bekannt.

1.4.2 Fachliteratur, Informations- und Dokumentationsdienste

Für die Recherchen konnte auf die einschlägige Fachliteratur und Informationsdienste zugegriffen werden. Neben einer umfassenden Internetrecherche wurden insbesondere folgende Quellen verwendet:

- Praxislösungen Bodenschutz und Altlastensanierung, Verlag WEKA MEDIA GmbH
- UMWELTdigital.de login beim E. Schmidt Verlag (altlasten spektrum, Bodenschutz)
- Thüringer Universitäts- und Landesbibliothek
- Bibliothek des IAAC
- Archiv der JENA-GEOS®

1.4.3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Eine Zusammenarbeit mit weiteren Kooperationspartnern war im Projekt nicht vorgesehen. Im Rahmen der Bearbeitung erfolgten jedoch Konsultationen mit Institutionen, für die die Problematik relevant ist. Stellvertretend seien dafür genannt:

- GESA Gesellschaft zur Entwicklung und Sanierung von Altstandorten mbH, Leipzig
- ITVA Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e.V., Ausschuss Probennahme, Ausschuss Flächenrecycling
- DAkkS Deutsche Akkreditierungsstelle
- TLG Treuhand-Liegenschaftsgesellschaft, Dresden
- BIG Prof. Burmeier Ingenieurgesellschaft, NL Erfurt
- TMLFUN Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, Referat 46 Altlastenmanagement Generalvertrag
- TLUG Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie
- LEG Landesentwicklungsgesellschaft Thüringen

Besonders der GESA mbH sei an dieser Stelle für die Unterstützung, Fachdiskussion und Bereitstellung von Daten gedankt. Letzteres ist leider aufgrund des Altlasten-Stigmas immer noch nicht selbstverständlich.

2 Stand der Technik und bekannte Verfahren

2.1 Rechtliche Grundlagen: EU und Deutschland

Mit der europäischen Bodenrahmenrichtlinie (EU-BRLL), deren Entwurf im September 2006 von der Kommission des Umweltaktionsprogramms der Europäischen Gemeinschaft vorgelegt wurde, werden Grundsätze, Ziele und Maßnahmen zum Bodenschutz auf EU-Ebene vorgeschlagen. Inhalt der Richtlinie ist unter anderem die Aufforderung, auf nationalen Ebenen Risikominderungsziele zu erarbeiten und Maßnahmenprogramme zur Erreichung dieser Ziele vorzulegen. Bis heute wurde jedoch zur Umsetzung bzw. Ratifizierung der EU-BRLL keine Einigung erzielt; auch aufgrund des Widerstandes der Bundesrepublik Deutschland.

Mit dieser Richtlinie wäre jeder Mitgliedstaat aufgefordert, Verzeichnisse kontaminierter Standorte zu führen und Sanierungspläne und Strategien zur Verminderung weiterer Kontaminationen zu entwickeln.

Mit dem 1998 in Kraft getretenen Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) verfügt Deutschland über gesetzliche Regelungen zur Sicherung der Bodenfunktionen, zum vorbeugenden Bodenschutz und zur Sanierung bzw. Vermeidung von Bodenbelastungen. Ziel ist es, Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen nachhaltig zu vermeiden.

Vorschriften zum Thema Altlasten regelt der dritte Teil des BBodSchG anhand folgender Punkte: Erfassung, Information der Betroffenen, Sanierungsuntersuchungen und Sanierungsplanung, Behördliche Sanierungsplanung, Behördliche Überwachung, Eigenkontrolle, Ergänzende Anordnungen zur Altlastensanierung.

Die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 1999 enthält Standards und technische Regelungen zur bundesweit vereinheitlichten Umsetzung der Regelungen im BBodSchG. Die Bedeutung dieser Regelungen liegt im Vollzug bzw. der technischen Konkretisierung des BBodSchG.

Neben Begriffsklärungen sind hier Vorschriften zur Untersuchung von schädlichen Bodenveränderungen, Bewertung von Untersuchungsergebnissen, Anforderungen an Sanierungen, Vorschriften für Sanierungsuntersuchungen und Sanierungsplänen enthalten. Im Anhang finden sich konkrete Regelungen zur Probennahme, Analytik und Qualitätssicherung bei der Untersuchung, die Maßnahmen-, Prüf- und Vorsorgewerte, Inhalte von Sanierungsuntersuchungen sowie Anforderungen an die Untersuchung und Bewertung von Flächen, bei denen der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung auf Grund von Bodenerosion durch Wasser vorliegt

Die Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung sieht vor, dass bei Vorliegen einer altlastverdächtigen Fläche orientierende Untersuchungen vorgenommen werden. Als Verdachtsbestätigung gelten Überschreitungen von Prüfwerten. In diesem Fall sollen über Detailuntersuchungen die räumliche Verteilung/Abgrenzung

in Erfahrung gebracht werden. Der Sanierungsplan wird vom Bundes-Bodenschutzgesetz vorgegeben.

Bodenschutzgesetze der Bundesländer

Im Folgenden sind altlastenrelevante Gesetze und Regelungen auf Ebene der Bundesländer aufgeführt:

Baden-Württemberg:

Im Landes-Bodenschutz- und Altlastengesetz (LBodSchAG) werden fachliche Grundlagen und ein Finanzierungskonzept für kommunale Altlasten für die Altlastenbearbeitung festgelegt.

Die Altlastenbearbeitung stützt sich auf die rechtlichen Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetztes und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung.

Bayern

Das Bayerische Bodenschutzgesetz (BayBodSchG) vom 01.03.1999 verpflichtet die Kreisverwaltungsbehörden für den Vollzug des Bodenschutz- und Altlastenrechts.

Die Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen für den Bodenschutz und die Altlastenbehandlung in Bayern (VSU Boden und Altlasten) vom 01.01.2002 enthält Regelungen für die Zulassung dieser Sachverständigen und Untersuchungsstellen. Zulassungsbehörde ist das Landesamt für Umwelt.

In der Verwaltungsvorschrift zum Vollzug des Bodenschutz- und Altlastenrechts in Bayern (BayBodSchVwV) werden die wesentlichen Grundlagen für den Vollzug dargestellt, insb. Aufgaben der Behörden und Verfahrensablauf bei der Altlastenbehandlung.

Berlin

Das Berliner Bodenschutzgesetz vom 24. Juni 2004 schafft Vorschriften zum Schutz des Bodens im Land Berlin.

Die Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen im Sinne von § 18 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bln BodSUV) vom 12. September 2006 regelt die Zuständigkeit hinsichtlich Sachverständige und Untersuchungsstellen.

Durch die Berliner Liste 2005 vom 1. Juli 2005 werden die materiellen Anforderungen, Bewertungskriterien und Hinweise zu Bodenwerten in Ergänzung zur BBODSCHV konkretisiert. Sinn ist die Beurteilung von Sanierungserfordernissen und die Angabe von Grundlagen für die einzelfallbezogenen Entscheidung.

Des Weiteren gibt ein Merkblatt zur Verhaltensweise beim Auffinden von Boden- und Grundwasserverunreinigungen (Juni 2008) die Verhaltensweisen und Zuständigkeitsbereiche beim Auffinden von verunreinigtem Untergrund jeder Art an.

Brandenburg

Brandenburgisches Abfallgesetz (BbgAbfG) Abschnitt 7 vom 06. Juni 1997 thematisiert die Verpflichtung zur Vermeidung und Verringerung Boden- bzw. umweltgefährdender Stoffe. Das Gesetz bezweckt die Sicherung der umweltverträglichen Abfallbeseitigung.

Das Brandenburgische Abfall- und Bodenschutzgesetz (BbgAbfBodG) stellt eine Gesetzesänderung des BbgAbfG dar und wurde 23. September 2009 erlassen. Neben der umweltverträglichen Abfallbeseitigung wird die nachhaltige Sicherung bzw. Wiederherstellung der Funktionen des Bodens erzielt. Es wird die Klimawandelproblematik mit aufgenommen und eine Verordnungsermächtigung für Anforderungen an Sachverständige beigefügt.

Abfall- und Bodenschutz-Zuständigkeitsverordnung - AbfBodZV vom 23. September 2004 regelt die Zuständigkeiten auf dem Gebiet des Abfall- und Bodenschutz.

Des Weiteren gibt das Land Brandenburg verschiedene Verwaltungsvorschriften und Bekanntmachungen an, welche für spezielle Fälle Detailinformationen beinhalten. Dazu zählen Vorschriften zum Vollzug der Umsetzung der Gesetze, Anforderungen an Nutzungsarten, sowie Zuständigkeitsbestimmungen.

Bremen

Das Bremisches Gesetz zum Schutz des Bodens (Bremisches Bodenschutzgesetz - BremBodSchG) vom 27. August 2002 autorisiert die zuständigen Behörden und Einrichtungen des Landes zu Planungs- und Maßnahmenergreifung bei schädlichen Bodenveränderungen oder Altlasten.

Die Verordnung über Sachverständige für Bodenschutz und Altlasten (SV-BodAltlVO) vom 13. März 2003 regelt die Einzelheiten zu Sachverständigen und Art und Umfang deren Aufgaben.

Hamburg

Das Hamburgische Bodenschutzgesetz (HmBBodSchG) vom 20. Februar 2001 stellt das Hamburgische Gesetz zur Ausführung und Ergänzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes dar.

Die Hamburgische Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen (HmbVSU) regelt die Aufgabenverteilung der Sachgebiete.

Hessen

Das Gesetz über die Erkundung, Sicherung und Sanierung von Altlasten (Hessisches Altlastengesetz - HAltlastG -) vom 20. Dezember 1994 stellt die Rechtsgrundlage zur Erfassung, Untersuchung, Bewertung, Überwachung und Sanierung altlastenverdächtiger Flächen dar. Ziel ist es vorhandenen Nutzung zu sichern bzw. eine geplante Nutzung zu ermöglichen. Der Schutz von Gesundheit und Umwelt und das Wohl der Allgemeinheit werden bezweckt.

Das Hessische Altlasten- und Bodenschutzgesetz (HAltBodSchG) vom 28. September 2007 regelt die Ausführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes und die Altlastensanierung in Hessen.

Die Verordnung über die Zuständigkeiten nach dem Hessischen Altlasten- und Bodenschutzgesetz vom 3. Januar 2008 bestimmt die Zuständigkeitsbereiche für schädliche Bodenveränderungen und Altlasten.

Die Hessische Verordnung über Sachverständige für Bodenschutz und Altlasten nach § 18 des Bundes-Bodenschutzgesetzes vom 27. September 2006 klärt die Sachgebiete und die dazugehörigen Sachverständigen zur Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes.

Die Verordnung über die Einrichtung und Führung einer Verdachtsflächendatei (Verdachtsflächendatei-Verordnung) vom 1. Oktober 1991 fordert die Einrichtung, Führung und Bewertung von Daten über altlastenverdächtigen Flächen.

In der Verordnung zur Bestimmung des Trägers der Altlastensanierung (Altlastensanierungsträger-Verordnung) vom 30. Oktober 1989 wird festgelegt, dass der Träger der Sanierung von Altlasten die Hessische Industriemüll GmbH, Wiesbaden ist.

Mecklenburg-Vorpommern

Ziel des Abfallwirtschafts- und Altlastengesetzes für Mecklenburg-Vorpommern, Teil 5 Altlasten (AbfAlG) ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen.

Die Abfall- und Bodenschutz-Zuständigkeitsverordnung (AbfBodSchZV) regelt die Zuständigkeiten zur Umsetzung relevanter Gesetze.

Niedersachsen

Das Niedersächsische Bodenschutzgesetz (NBodSchG) setzt die Aufgaben nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) für Niedersachsen um.

In der Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen für Bodenschutz und Altlasten (NBodSUVO) ist die Aufgabenverteilung der Sachgebiete und dessen Verantwortlichkeiten geregelt.

Brachflächen- und Altlasten-Förderrichtlinie: In dieser Förderrichtlinie werden Zuwendungen (Art, Umfang, Höhe etc.) thematisiert, um für brachliegende Flächen der Wiedernutzung zu ermöglichen.

Nordrhein-Westfalen

Das Landesbodenschutzgesetz (LBodSchG) verlangt die Erfüllung der Aufgaben nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) auf Landesebene.

Das Altlastensanierungs- und Altlastenaufbereitungsverbandsgesetz (Verbandssatzung, Altlastensanierungsallianz) (AAVG) ist das Gesetz über die

Gründung des Verbandes zur Sanierung und Aufbereitung von Altlasten Nordrhein-Westfalen, welcher bodenschutzrechtliche Befugnisse der zuständigen Behörden besitzt und entsprechende Maßnahmen erfüllt.

Im Altlastenerlass werden Flächen mit Bodenbelastungen, insbesondere Altlasten, bei der Bauleitplanung und im Baugenehmigungsverfahren berücksichtigt.

Die Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen für Bodenschutz und Altlasten (SU-BodAV) regelt die Aufgabenverteilung der Sachgebiete und dessen Verantwortlichkeiten.

Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für die Gefahrenermittlung und Sanierung von Altlasten: In der Richtlinie werden Zuwendungen (Art, Umfang, Höhe etc.) thematisiert, um für brachliegende Flächen die Wiedernutzung zu ermöglichen.

Rheinland-Pfalz

Inhalt des Landesbodenschutzgesetzes vom 25.07.2005 ist es, in Ausführung und Ergänzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) in der jeweils geltenden Fassung die erforderlichen Vorschriften zum Schutz des Bodens in Rheinland-Pfalz zu schaffen.

Saarland

Auch das Saarländische Gesetz zur Ausführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (SBodSchG) vom 20. März 2003 stellt die Gesetzesgrundlage des Bodenschutzgesetzes auf Länderebene dar.

Die Verordnung über Sachverständige und Untersuchungsstellen für den Bodenschutz und die Altlastenbehandlung (VSU Boden/Altlasten) regelt besondere Vorschriften für Sachverständige und Untersuchungsstellen.

Sachsen

Das Sächsische Abfallwirtschafts- und Bodenschutzgesetz (SächsABG) beinhaltet die relevanten Belange des Freistaates zur Abfallwirtschaft und zum Bodenschutz.

In der Verordnung des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft über Sachverständige nach § 18 BBodSchG (SächsSachVO) sind besondere Vorschriften für Sachverständige und Untersuchungsstellen geregelt.

Zuständigkeitsregelungen enthält die Verordnung über Zuständigkeiten bei der Durchführung abfallrechtlicher und bodenschutzrechtlicher Vorschriften (ABoZuVO) vom 19. Juni 2000.

Die Verwaltungsvorschrift über das Sächsische Altlastenkataster (VwvSächsAltK) vom 29. Juni 2007 enthält die Regelungen über die Führung eines digitalen Altlastenkatasters für den Freistaat Sachsen.

Sachsen-Anhalt

Relevante gesetzliche Regelungen finden sich im Bodenschutz-Ausführungsgesetz Sachsen-Anhalt (BodSchAG LSA) vom 20. Mai 1999 sowie im Abfallgesetz des Landes Sachsen-Anhalt, Teil 6 Altlasten (AbfG LSA).

Die Zuständigkeit innerhalb von Altlasten-Freistellungsverfahren (Sonderregelung für die jungen Bundesländer) ist im Gesetz über die Errichtung einer Landesanstalt für Altlastenfreistellung (LfAltlFreistG) geregelt.

Schleswig-Holstein

Wesentlich zur Thematik ist das Landesbodenschutz - und Altlastengesetz (LBodSchG) sowie die Berücksichtigung von Altlasten in der Bauplanung, dargestellt im Erlass zur Berücksichtigung von Flächen mit Bodenbelastungen, insbesondere Altlasten, in der Bauleitplanung und im Baugenehmigungsverfahren (Altlastenerlass). Des Weiteren existiert eine Altlasten-Förderrichtlinie.

In der Landesverordnung über die Zuständigkeit der Bodenschutzbehörden (BodSchZustVO) sowie in der Landesverordnung zur Anerkennung und Überwachung von Untersuchungsstellen für Bodenschutz und Altlasten nach § 18 BBODSCHG sind die behördlichen Zuständigkeiten und die Zulassungen geklärt.

Thüringen

Maßgebend sind hier das Thüringer Bodenschutzgesetz (ThürBodSchG) sowie die Berücksichtigung von Altlasten in der Bauplanung (Berücksichtigung von Flächen mit Bodenbelastungen, insbesondere Altlasten, in der Bauleitplanung und im Baugenehmigungsverfahren [Altlastenerlass]. Eine Förderrichtlinie "Altlasten" - Richtlinie für die Förderung von Maßnahmen zur Altlastenbehandlung im Freistaat Thüringen (FörderRL) existiert aktuell nur im Entwurf und wird wahrscheinlich in naher Zukunft nicht umgesetzt. Weitere Sonderregelungen betreffen die Rekultivierungen in den Gebieten das Kalibergbaues und der WISMUT GmbH.

LAGA: Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall

Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) hat zum Ziel, einen ländereinheitlichen Vollzug des Abfallrechts zu ermöglichen, wobei Länder und Bund gleichberechtigt wirken. Die LAGA gilt als Arbeitsgremium der Umweltministerkonferenz, tauscht Informationen zwischen Bund und Ländern aus, befasst sich mit der Fortentwicklung gesetzlicher Bestimmungen sowie der Wahrnehmung von Länderinteressen und verfasst schließlich Vorschläge in internationalen Gremien.

2.2 Rechtliche Grundlagen – international

2.2.1 Beispiel: Rechtliche Grundlage für England, Wales und Schottland

Hauptinhalte des Umweltgesetzes (Environment Act) von 1995 sind:

- Bildung von Umweltbehörden, Erneuerung des Regelwerkes über Altlasten und Bodenkontaminationen, Wasserschutz, Luftqualitätsmanagement und die Umweltverantwortung des produzierenden Gewerbes.

Environment Agencies: Für England und Wales heißen die Umweltbehörden Environment Agency und für Schottland Scottish Environment Protection Agency. Folgende Behörden werden voneinander abgegrenzt:

- The National Rivers Authority (England and Wales)
- The River Purification Authority (Scotland)
- The Waste Regulation Authorities
- Her Majesties Inspectorate of Pollution.

Zu deren Funktionen gehören die Datenerhebung über Umweltverschmutzung, Bewertung der Folgen von Umweltverschmutzung, Untersuchungen zur Entschärfung von Umweltverschmutzungen, Schutz der Schönheit von Land und Wasser, Pflege von Fischereizonen, Schutz der Wasserressourcen.

Abschnitt 57: Das neue Regelwerk über Altlasten und Bodenkontaminationen – Abschnitt 57 des Gesetzes, korrigiert das Umweltschutzgesetz von 1990 (Environmental Protection Act 1990), indem neue Bestimmungen bezüglich der Bodenkontaminationen eingeführt werden. Unter anderem beinhaltet das Gesetz die Definition von Altlasten, die Regulierung von Verantwortlich- und Zuständigkeiten, die Erarbeitung von Sanierungsplänen, das Aufstellen von Sanierungsvereinbarungen, verantwortliche Personen und die Kostenermittlung.

Abschnitt 80: Der Abschnitt 80 des Umweltgesetzes regelt die Standards zur Luftqualität, limitiert Gehalte bestimmter Schadstoffe in der Luft, beschneidet die Anzahl von Fahrzeugen in vorgeschriebenen Gebieten und klärt Zuständigkeiten wie Rechte und Pflichten lokaler Behörden.

Das ‚Inter-Departmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land' (ICRCL) ist als interdisziplinäre Arbeitsgruppe zuständig für die Sanierung kontaminierter Standorte. Es wurde 1976 gegründet und besteht aus repräsentativen Vertretern verschiedener Ministerien. Ziel war die Koordination und Entwicklung einer Strategie zur Vermeidung bzw. Verringerung von Gefahren für die menschliche Gesundheit auf Grund von Kontaminationen.

Eine Richtlinie, die ICRCL Guidance Note 59/83, wurde 1983 erstmals veröffentlicht und beinhaltet zahlreiche Grenzwerte (Schwellenwerte und Einflusskonzentrationen) für Schadstoffe in Böden. Diese Richtlinie wurde mit den jüngeren gesetzlichen Regelungen (Part IIA of the Environmental Protection Act 1990) novelliert.

Im März 2002 veröffentlichten das ‚Department for Environment, Food and Rural Affairs' (DEFRA) und die Environment Agency eine technischen Anleitung für die Bestimmung der Gesundheitsgefährdung, die auf die Langzeitwirkung von Schadstoffen im Boden zurückzuführen ist (CLEA-package). Damit wird das ICRCL-Richtlinie Note 59/83 abgelöst.

Das CLEA-Paket, welches aus dem Hauptreport CLR 7-10, der CLEA 2002 Software und den Bodenrichtwerten (SGV) besteht, ist als maßgebliches Instrument für die Bestimmung gesundheitsgefährdender Schadstoffe im Boden anerkannt.

CLEA (Contaminated Land Exposure Assessment) bietet somit die Methode zur Risikoabschätzung der Gefährdung von Menschen durch Kontaminationen in Böden. Die Soil Guideline Values sind dabei die wissenschaftlich begründeten Werte zur Beurteilung der Schadstoffgehalte in Böden hinsichtlich ihrer Langzeitrisiken auf die menschliche Gesundheit. Solche Werte werden für drei Haupt-Landnutzungsszenarien unterschieden: Wohnsiedlung, (Klein-) Gartensiedlung und gewerbliche/industrielle Nutzung.

Tabelle 1: Beispiel für Bodenrichtwerte für Nickel. Verändert nach (ENVIRONMENT AGENCY 2009).

Landnutzung	**Nickel** SGV (Bodenrichtwert) [mg/kg] KW
Siedlung	130
Kleingärten	230
Gewerbefläche	1.800

2.2.2 Vereinigte Staaten von Amerika

In den USA ist für die Fragen der Altlastenbewertung und -sanierung die EPA (Environmental Protection Agency) verantwortlich, die als unabhängige Bundesbehörde alle Fragen des Umweltschutzes und des Schutzes der menschlichen Gesundheit einschließlich der Einhaltung entsprechender Gesetze überwacht. Für die Umsetzung der Bestimmungen der EPA sind wiederum die Umweltbehörden der einzelnen Bundesstaaten zuständig. Die Altlastenbearbeitung in den USA fällt damit in den Zuständigkeitsbereich der Bundesstaaten und der EPA als übergeordneter staatlicher Institution.

Für den deutschen Altlastenbegriff, der sich aus dem Grad der Beeinträchtigung der im BBodSchG definierten Bodenfunktionen ableitet, existiert in den USA kein vergleichbares Idiom. Altlasten werden hier unter dem Begriff *hazardous substances* zusammengefasst. Dies schließt neben dem tatsächlichen Vorhandensein gefährlicher Stoffe auf einem Grundstück, die zu gefahrenrelevanten Kontaminationen von Umweltschutzgütern geführt haben können, auch den gegenwärtigen und zukünftigen Umgang mit gefährlichen Substanzen ein.

Die rechtlichen Grundlagen zu Fragen der Haftung für Altlasten in den USA ergeben sich nicht aus einer Vielzahl gesetzlicher Regelwerke (wie in Deutschland), sondern sind einschlägig im Rahmen des Comprehensive Environmental Response,

Compensation and Liability Act (CERCLA), des sog. *Superfund-Gesetzes*, geregelt. CERCLA ist eine medienübergreifende Regelung, die die Umweltmedien Wasser, Boden und Luft gleichzeitig einschließt. Dieser Fond zur Altlastensanierung besteht aus staatlichen Finanzmitteln und wird von mehreren Quellen gespeist (z.B. Einnahmen durch die Öl- und Chemikaliensteuer). Eine Altlastensanierung wird nur dann durch den Fond finanziert, wenn der Verursacher nicht haftbar gemacht werden kann. CERCLA reguliert das Altlastenproblem in den USA durch drei wesentliche Ermächtigungsgrundlagen:

1. Abschnitt 104 gewährt dem Präsidenten umfassende Befugnisse zur Sanierung verseuchter Umwelt, soweit dies zum Schutz von public health und welfare notwendig erscheint. Die Finanzierung solcher Maßnahmen erfolgt durch den Superfund.
2. Abschnitt 106 ermächtigt den Präsidenten zur Anordnung sog. abatement actions, d.h. Maßnahmen zur unmittelbaren Gefahrenabwehr.
3. Abschnitt 107 regelt die Haftung der verantwortlichen Parteien für die Sanierungskosten und ist Anspruchsgrundlage zur Erlangung dieser Kosten.

Mit der Einrichtung von CERCLA im Jahr 1980 wurde eine schnelle Reaktion auf Umweltgefahren v.a. in den Fällen, in denen noch kein Verantwortlicher feststeht, ermöglicht. Trotz der umfangreichen Ermächtigungen für die Regierung, die durch CERCLA eröffnet werden, ist jedoch nicht die Sanierung von Flächen mit öffentlichen Fondmitteln, sondern die Heranziehung verantwortlicher Schädiger zur Haftung Hauptzweck dieses Gesetzes. Zwar kann die EPA Sanierungen mit Hilfe von Fondmitteln durchführen, wenn die Verantwortlichen dazu ungeeignet oder nicht feststellbar sind; Section 107 schafft aber die Möglichkeit, diese Kosten von dem (möglicherweise erst später ermittelten) Schädiger zurückzuverlangen. Daher ist CERCLA auch als Entschädigungsfond für Umweltschäden (Superfund) bekannt.

Nachträglich wurden zahlreiche Gesetze und Ausführungsverordnungen zum Superfund-Gesetz erlassen, die bestimmte Sachverhalte im Rahmen der Altlastenbearbeitung konkretisieren. Die wichtigsten sind:

- National Contingency Plan (NCP)
- Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA), 1986
- Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act, 2002

Der von der EPA regelmäßig überarbeitete National Contingency Plan (NCP) enthält die wesentlichen Leitlinien für die Durchführung von Sanierungsmaßnahmen in den USA. Er schreibt sowohl den Behörden als auch den freiwillig sanierenden Privaten vor, in welchen Schritten die Sanierung der verunreinigten Fläche zu erfolgen hat. Der NCP regelt das Sanierungsverfahren im Detail, von der Entdeckung der Kontamination bis hin zur Regelung von langfristigen Überwachungsmaßnahmen. In Verbindung mit CERCLA legt der NCP die geltenden Sanierungsstandards fest. Zudem regelt er die Zuständigkeiten der in das Sanierungsverfahren involvierten Organe.

Der Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA) wurde 1986 ins Leben gerufen, um der Öffentlichkeit einen besseren Zugang zu Informationen über

gefährliche Substanzen zu bieten. Das Gesetz beinhaltet nicht nur eine Liste mit allen gefährlichen Substanzen, deren Eigenschaften und Gefährlichkeit, sondern trifft auch Regelungen zum Umgang mit ihnen. Weiterhin werden Unternehmen, die gefährliche Substanzen verwenden, durch das Gesetz verpflichtet, Notfallpläne für die schnelle und zielgerichtete Ergreifung von Maßnahmen im Falle eines Unfalls mit diesen Substanzen zu erstellen. Nach SARA sind zudem Unternehmen, deren Emissionslevel einen bestimmten Grenzwert überschreitet, gegenüber der EPA meldepflichtig.

Der Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act wurde 2002 erlassen und beinhaltet zwei wesentliche Regelungen, die CERCLA konkretisieren. Zum einen stellt es diejenigen Abfallerzeuger von der Haftung für die Sanierung von Superfund-Standorten frei, die Sonderabfälle nur in geringem Ausmaß erzeugt haben. Ferner werden auch weitere Gruppen benannt, die von der Haftung freigestellt sind. Zum anderen werden weitergehende Regelungen zur Finanzierung und Haftung bei der Bewertung und Sanierung von Altlasten getroffen.

Weiterhin ist für die Altlastenbearbeitung in den USA der Resource Conservation and Recovery Act (RCRA) relevant, der heute auch als Solid Waste Disposal Act bekannt ist. Dieses Gesetz wurde 1976 ursprünglich zum Zwecke der Erhaltung der natürlichen Ressourcen und der Energievorräte, sowie zur Förderung der Gesundheit und des Umweltschutzes erlassen und seitdem mehrmals novelliert. Im Mittelpunkt des RCRA steht die Verhinderung von Kontaminationen des Bodens und des Grundwassers durch die Behandlung gefährlicher bzw. toxischer Abfälle und Substanzen. Das Gesetz trifft Regelungen zum Umgang und Management von gefährlichen Abfällen und zu deren Entsorgung im Rahmen der Altlastenbearbeitung. Wesentliche Ziele des RCRA sind die Minimierung der Entstehung von Abfällen, die Reduzierung des Abfallaufkommens zur Deponierung, die Förderung der Forschung und Entwicklung für ein umweltverträgliches und fachgerechtes Abfallmanagement, sowie die Förderung der Rückgewinnung von Rohstoffen aus Abfällen bzw. deren Recycling.

Der Clean Water Act (CWA), ebenfalls wichtige Gesetzesgrundlage für die Altlastenbearbeitung in den USA, wurde 1948 verabschiedet und 1972 grundlegend novelliert. Das Gesetz dient dem Schutz aller Oberflächengewässer vor Schadstoffeinleitungen. Der CWA verlangt Vor-Ort-Kontrollen und weitere Vorkehrungen die verhindern, dass ausgelaufenes oder verschüttetes Öl sowie andere Schadstoffe in Oberflächengewässer gelangen. Das National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES) stellt das Genehmigungsverfahren des CWA dar. Ohne NPDES-Genehmigung darf niemand Schadstoffe egal welcher Art in ein Oberflächengewässer einleiten. Weiterhin definiert der CWA Güte- und Qualitätsstandards für alle Oberflächengewässer und schreibt im Rahmen von Verordnungen Grenzwerte für Schadstoffe vor.

2.3 Methodik der Untersuchung und Bewertung von Altlasten

2.3.1 Allgemeines

Betrachtet man die Entwicklung des Umganges mit den Altlasten im internationalen Blickwinkel (bevorzugt unserer europäischen Nachbarländer), hat sich in den meisten Ländern die Gesetzgebung zum Schutz der Grundwasser-Ressourcen unabhängig von der zum Schutz des Bodens und der Sanierung kontaminierter Flächen entwickelt. Dabei eilte die Gesetzgebung zum Schutz des Grundwassers meist in unterschiedlichem Ausmaß voraus und beeinflusste daher in begrenztem Maße die Zielvorgaben im Rahmen der Altlastenbewertung. Gemeinsam ist diesen Ländern, dass dem Transferpfad Boden → Grundwasser bei der Beurteilung kontaminierter Flächen eine besondere Bedeutung, wenn nicht sogar die primäre zukommt.

Bezüglich des Bodens wird international der Wirkpfad der Direktaufnahme, insbesondere bei sensitiver Flächennutzung (oft zitiertes Beispiel: Kinderspielplatz, orale Aufnahme) sowie der des Transfers Boden → Nutzpflanze bei landwirtschaftlicher Nutzung in den Betrachtungen präferiert. Dies äußert sich beispielsweise in der Festlegung gesonderter Richtwerte für gesonderte Expositionsszenarien und Elutionsverfahren.

Ursache für eine Priorisierung der drei vorgenannten Wirkpfadszenarien ist die unmittelbare Gefährdung für die menschliche Gesundheit, die so der Allgemeinheit leicht verständlich ist. Kontaminationen des Bodens beispielsweise unter Fabrikanlagen stellen im Vergleich dazu eher eine abstrakte Gefährdung in der öffentlichen Wahrnehmung dar. Dieses Thema ist jedoch im Zusammenhang mit der Privatisierung ehemals volkseigener Gewerbegrundstücke ganz Ost-Europas verstärkt in den Fokus gerückt, vor allem im Zusammenhang mit der Wertminderung von Grundstücken aufgrund ökologischer Sachverhalte.

Drei fundamentale Prinzipien der Umweltpolitik sind europaweit mittlerweile unbestritten und erleben derzeit den Übergang von den jeweiligen Landes-Gesetzgebungen in europäisches Recht:

- das Vorsorgeprinzip: die Notwendigkeit, zukünftige Belastungen zu vermeiden bzw. zu begrenzen
- das Verursacherprinzip: der Verursacher bezahlt die Behebung des eingetretenes Schadens, und
- das risiko-basierte Prinzip: der Identifizierung, Priorisierung und Abschätzung der Notwendigkeit von Sanierungsaktivitäten.

Die Umsetzung des letzteren erfolgt im Allgemeinen in einer dreiphasigen, abgestuften Vorgehensweise: der Erfassung (*‚hazard identification'*), Beurteilung (*‚assessment'*) und Sanierung (*‚remediation'*) von Altlastverdachtsflächen. Auch die zweistufige Untergliederung der Phase II in die *‚Gefährdungsabschätzung'* (*‚risk estimation'*) auf der Grundlage von Prüfwerten und der nachfolgenden (und abschließenden) *‚Gefahrenbeurteilung'* (*‚risk evaluation'*) zur Beschreibung (Modellierung) des realen Risikos auf der Grundlage flächenspezifischer Kenngrößen ist weit verbreitet. Insbesondere in diesem Bereich der Phase II ist der Einfluss der Risk Assessment Methodik der US EPA unverkennbar.

Bei der Festlegung von Sanierungszielen hat sich erst in einem langen Prozess die Erkenntnis durchgesetzt, dass eine multifunktionale Wiederherstellung des kontaminierten Bodens als Grundprinzip aus Kostengründen illusionär ist. Mittlerweile hat sich europaweit der Folgenutzungsaspekt *(‚functional approach'* bzw. *‚source-pathway-receptor concept'*) als Grundlage für die Festlegung von Sanierungszielen durchgesetzt. Damit geschah – wie zunächst in Deutschland – die Kopplung des Umwelt- mit dem Baurecht insofern, dass die Umweltqualitätsziele für einen vormals ökologisch belasteten Standort der planungsrechtlichen bzw. planungsrechtlich zulässigen Nachnutzung entsprechen müssen.

Die Probennahme auf Altlastenstandorten bzw. altlastenverdächtigen Flächen meint vorwiegend die Erkundung und Untersuchung von Schadstoffen im Boden. Laut Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung werden Schadstoffe folgendermaßen definiert: *„Stoffe und Zubereitungen, die auf Grund ihrer Gesundheitsschädlichkeit, ihrer Langlebigkeit oder Bioverfügbarkeit im Boden oder auf Grund anderer Eigenschaften und ihrer Konzentration geeignet sind, den Boden in seinen Funktionen zu schädigen oder sonstige Gefahren hervorzurufen“*.

Um die Art und Konzentration von Schadstoffen festzustellen und die betroffene Fläche als altlastenverdächtig einzustufen bzw. als solche auszuschließen, ist eine stufenartige Vorgehensweise üblich. Je nach Bewertungsergebnis der jeweiligen Stufe wird die Erkundung fortgesetzt, wenn sich der Verdacht einer Altlast nicht als unbestätigt herausstellt. In schrittweiser Bearbeitung werden die Altlastenverdachtsflächen erfasst, formal bewertet, hinsichtlich ihres Gefährdungspotentials erkundet und schließlich in Form von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen entsprechend dem Grad der Gefährdung behandelt. Letztendlich besteht das volkswirtschaftliche Ziel in der Wiedernutzung der Flächen.

In der folgenden Abbildung werden die Durchführungsschritte schematisch dargestellt und in folgenden Kapiteln näher erläutert (LAU SACHSEN-ANHALT 1996:10).

Ablauf der Altlastenbearbeitung

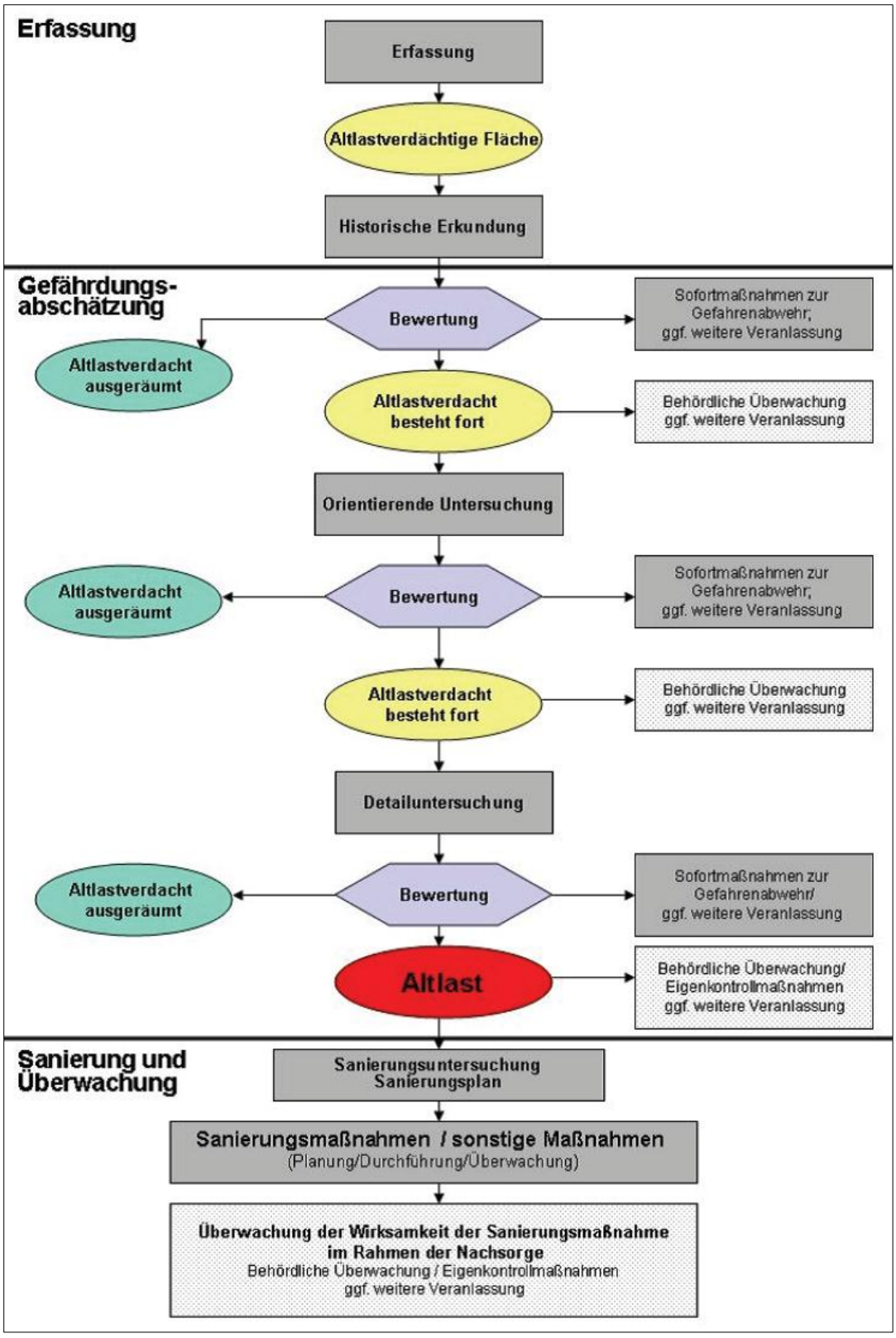


Abbildung 4: Darstellung des stufenweisen Vorgehens bei der Altlastenbearbeitung (UBA 2010).

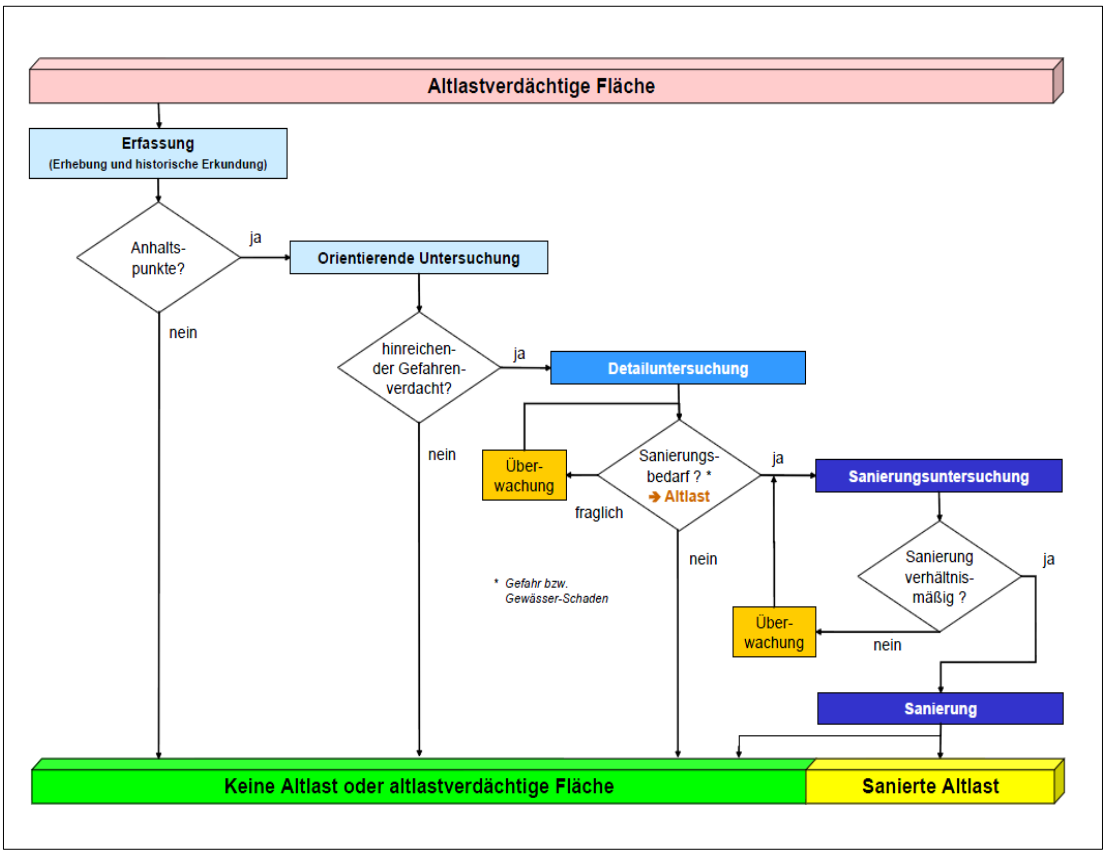


Abbildung 5: Beispiel für das stufenweise Vorgehen bei der Altlastenbearbeitung (LFULG 2003).

2.3.2 Erfassung/historische Erkundung

Flächen, die auf Grund ehemaliger anthropogener Nutzung, damit verbundenem Stoffeintrag oder anderer Kontamination unter Verdacht stehen schadstoffbelastet zu sein, gelten als Altlastverdachtsflächen. Zu solchen ehemaligen anthropogenen Nutzungen und Ursachen zählen Industrie, Bergbau, Kriegs-/Rüstungsproduktion oder vom Menschen verursachte Umweltkatastrophen.

Im Rahmen der Historischen Erkundung werden ohne technische Maßnahmen alle Informationen über die historische Nutzung und Entwicklung einer Altlasten-verdachtsfläche recherchiert und bewertet. Folgende Inhalte sind Schwerpunkte der Recherchen:

- Standortdatenermittlung (exakte Lokalisierung der Verdachtsfläche)
- Ermittlung von Eigentums- und Besitzverhältnissen
- Bestimmung von geologischen, hydrogeologischen und bodenkundlichen Standorteigenschaften
- Information zur ehemaligen Nutzung, Gebäudefunktionen, umweltrelevante Abläufe hinsichtlich der Nutzung und besonderen Vorkommnissen
- Aufklärung über Art und Menge möglicher Schadstoffe, über Abbau- und Ablagerungsprodukte
- Aufteilung in Altlastverdachtsteilflächen und Nutzungsbereich

- Abschätzung der Gefährdung und Erstellung von Empfehlung und Konzept zur weiteren Vorgehensweise. Bestimmung der Untersuchungsstrategie für die Orientierende Untersuchung
- Bayern fordert des Weiteren im BayBodSchVwV die Ermittlung von Arbeitsprioritäten hinsichtlich des Gefährdungspotentials und der Dringlichkeit

In den meisten Bundesländern werden Aufbau und Führung eines Altlastenkatasters vorgeschrieben. Sowohl die recherchierten Daten zu den Altlasten bzw. altlastenverdächtigen Flächen, als auch Informationen zu Untersuchungen, Sanierungen, Überwachungen und zur Durchführung sonstiger Maßnahmen werden in solchen Katastern erfasst.

Technische Erkundungen

Bestätigt sich während der historischen Erkundung der Altlastenverdacht, sieht der nächste Schritt eine erste Technische Erkundung vor. Diese kann in orientierende und detaillierte Erkundung gegliedert werde. Mit Hilfe der Probennahmen und analytischen Auswertungen wird ein höheres Beweisniveau erreicht, so dass eine Entscheidung über das Vorhandensein von Altlasten gefällt werden kann.

Orientierende Untersuchung

Der orientierenden Untersuchung kommt die Aufgabe zu, zu bestätigen, ob eine altlastenverdächtige Fläche vorliegt oder nicht. In deren Rahmen werden für altlastenverdächtige Flächen die Beprobungsstrategie und ein Beprobungsplan konzipiert, technische Erkundungen und chemisch-physikalische Analysen anschließend vorgenommen.

In der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung wird die orientierende Untersuchung wie folgt definiert:

> *„Örtliche Untersuchungen, insbesondere Messungen, auf der Grundlage der Ergebnisse der Erfassung zum Zweck der Feststellung, ob der Verdacht einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgeräumt ist oder ein hinreichender Verdacht im Sinne des § 9 Abs. 2 Satz 1 des Bundes-Bodenschutzgesetzes besteht.“*

Inhalt der Orientierenden Untersuchung ist außerdem die Gefahrenbeurteilung nach dem Wirkungspfad, dem *„Weg eines Schadstoffes von der Schadstoffquelle bis zu dem Ort einer möglichen Wirkung auf ein Schutzgut“* (BBodSchV).

Um die möglichen Wirkungspfade beurteilen zu können, ist es notwendig, Schutzgüter und Kontakt- bzw. Transportmedien innerhalb des Einflussbereiches einer altlastenverdächtigen Fläche zu kennen. Folgende Wirkungspfade werden voneinander unterschieden:

1. Boden-Mensch (direkte Aufnahme): dazu zählen Kinderspielflächen, Wohngebiete, Park- und Freizeitanlagen, Industrie- und Gewerbegrundstücke
2. Es liegen jeweils unterschiedliche Schadstoffprüfwerte vor
3. Boden-Nutzpflanze: Ackerbau, Nutzgarten, Grünland

4. Boden-Grundwasser: Beurteilung über den Sickerwasserpfad. Prognose über potentiell gefährdetes Grundwasser

Die Untersuchungsstrategien unterscheiden sich je nach Wirkungspfad. Um einen praktischen Vorgehensplan weiterer Untersuchungen zu erstellen, müssen die Voruntersuchungen ausgewertet werden. Wie präzise die orientierende Untersuchung durchgeführt werden kann, ist von der Aussagekräftigkeit der historischen Untersuchung, der räumlichen Zuweisung der Verdachtsflächen und quasi dem gleichmäßigen oder ungleichmäßigen Muster der Schadstoffverteilung abhängig.

Als Ergebnis der Untersuchungen der Schadstoffquelle und deren näherer Umgebung sollen Vorschläge zur Präzisierung des Messrasters hervorgehen. Die räumliche Ausdehnung, z.B. „Hotspots“ oder andere Typen räumlicher Verteilungsmuster soll erfasst werden.

Zum Untersuchungskonzept bzw. der Probennahmestrategie zählt die Anordnung der Probennahmepunkte in horizontaler und vertikaler Richtung. Das geometrische Muster der räumlichen Verteilung wird nach der Charakteristik des Untersuchungsgebietes, den Kenntnissen oder Erfahrungen zu den Wirkpfaden und der Wirtschaftlichkeit der Technischen Untersuchungen auf der Grundlage geostatistischer Maßstäbe, Wahrscheinlichkeiten oder oft aus dem ‚Bauchgefühl‘ des erfahrenen Altlastengutachters erstellt. Die Herangehensweise der Altlastengutachter – meist Geologen – entstammt den Methoden der Lagerstättenerkundung, die sich ebenfalls mit der räumlichen Eingrenzung von Stoffgehalten oder Qualitäten befasst.

Probennahmestrategie für die orientierende Untersuchung

Schadstoffgehalte sind in Altlasten oder Altablagerungen zumeist inhomogen verteilt, so dass mittels weniger punktueller Aufschlüsse keine repräsentativen Aussagen über die Verteilungsmuster der Schadstoffe und über die Menge der Gesamtablagerung geliefert werden können. Daher ist eine an den Kenntnissen zum Standort und an geostatistischen Gesetzmäßigkeiten ausgerichtete Planung der horizontalen und vertikalen Anordnung der Beprobungspunkte von herausragender Bedeutung für die Aussagekraft der letztlich erzielten Ergebnisse.

Für die horizontale Anordnung werden die Lage und Menge der Beprobungspunkte festgelegt. Die Verteilung orientiert sich hauptsächlich an der potentiellen Schadstoffverteilung bzw. an den Kontaminationsschwerpunkten bzw. -quellen. Beim Nachweis signifikanter Kontaminationen müssen zum Zecke derer räumlichen Abgrenzung unbelastete Bereiche im Umfeld beprobt werden. Die Kriterien zur Bestimmung dieser Verteilung sind abhängig von der Eintragsquelle und der Flächengröße. Die LABO (2002:14) empfiehlt folgende Orientierungshilfe für die Anzahl der Beprobungspunkte (BPP) im Bereich von Kontaminationsschwerpunkten.

Tabelle 2: Beprobungspunkte bei Kontaminationsschwerpunkten (LABO 2002).

Flächengröße der vermuteten Kontaminationsschwerpunkte in m²	**Anzahl der Beprobungspunkte** (Orientierungshilfe)
< 100	02. Mrz
100 – 500	02. Apr
500 - 1.000	4 – 6
1.000 - 2.000	06. Aug

Einen statistisch gesicherten Ansatz für diese Empfehlung gibt es nach Kenntnis der Autoren jedoch nicht. Die Kontaminationsschwerpunkte werden durch ihre entweder punktuellen oder flächenhaften Eintragsquellen unterschieden. Bei punktuellen Eintragsquellen, wie Leckagen oder Tropf-/Sickerverlusten, wird ein Beprobungsmuster von der Quelle aus in alle Richtungen empfohlen. Bei linearen Eintragsquellen, wie z.B. Entsorgungsleitungen oder Gleisen, sollten die Beprobungspunkte regelmäßig verteilt entlang der Eintragsquelle beiderseits gewählt werden. Darüber hinaus muss bei Auffälligkeiten, wie z.B. Zeigervegetation, zusätzlich beprobt werden. Des Weiteren ist die Art der Nutzung und der damit verbundenen Wirkungspfade zu beachten. Die Beprobungsdichte sollte der Sensibilität der Nutzung angepasst sein, z.B. bei Kinderspielplätzen tendenziell höher als bei Industrie- und Gewerbegebieten sein.

Für die vertikale Beprobungstiefe müssen die Abstände und die Anzahl der Proben festgelegt werden. Diese wird maßgeblich durch den relevanten Wirkungspfad bestimmt. Dies ist jedoch mit der geologischen oder bodenkundlichen Gesteinsansprache abzugleichen (keine Probenintervalle über Schichtgrenzen hinweg). Die festgelegten Beprobungstiefen in Abhängigkeit von der Nutzung und den Wirkpfaden sind in folgender Tabelle enthalten.

Tabelle 3: Beprobungstiefe in Abhängigkeit von Nutzung und Wirkungspfad (LABO 2002).

Wirkungspfad	**Nutzung**	**Beprobungstiefe**
Boden ⇨ Mensch [a)]	Kinderspielfläche, Wohngebiet	0 - 10 cm [1)] , 10 - 35 cm [2)]
	Park- und Freizeitanlagen	0 - 10 cm [1)]
	Industrie- und Gewerbegrundstücke	0 - 10 cm [1)]
Boden ⇨ Nutzpflanze [a)]	Ackerbau, Nutzgarten	0 - 30 cm [3)]; 30 - 60 cm
	Grünland	0 - 10 cm [4)] , 10 - 30 cm
Boden ⇨ Grundwasser		0 bis unterhalb des wahrnehmbaren belasteten Bereiches
Boden ⇨ Oberirdische Gewässer (Abschwemmung)		0 - 10 cm
Boden ⇨ Luft (Verwehung)		0 - 10 cm [1)]

[1]Für den Wirkungspfad ‚Boden ⇨ Grundwasser' wird empfohlen, zusätzlich den scheinbar unbelasteten Tiefenbereich zu beproben, um eventuelle Stoffverlagerungen zu ermitteln. Die vertikalen Beprobungsabstände richten sich außerdem nach der Schichtung des Bodens und den Bodenmaterialien. Je heterogener das Material, desto geringer sollten die Probennahmeabstände sein. Die Festlegung der Untersuchungsparameter ist nach dem erwartetem Schadstoffpotential auszurichten.

Als Aufschlussverfahren für Bodenproben wird in der Regel auf Rammkernsondierungen mit mindestens 35 cm Durchmesser zurückgegriffen. Dennoch sind die Anforderungen an die Probennahme abhängig von der erforderlichen Bohrtiefe, der anstehenden Bodenklasse, dem Korndurchmesser und der gewünschten Menge und Güteklasse der Probe.

Bei der Entnahme der Bodenprobe ist zu unterscheiden, ob das Probenmaterial einer Schichtung, festgelegten Abständen oder Auffälligkeiten zuzuordnen ist. Je nachdem fällt die Entscheidung auf Einzel- oder Mischproben (festgelegt beispielsweise im Altlastenleitfaden von Sachsen-Anhalt).

Detailuntersuchung

Wurde mit der orientierenden Untersuchung der Altlastverdacht nicht ausgeräumt, ist zu einer Detailerkundung (auch Detailerkundung genannt) überzugehen. Die Detailuntersuchung bezweckt die Gefährdungsabschätzung und die grundsätzliche Klärung eines Sanierungsbedarfes für die Altlast. Ergebnis sind weiterhin Ableitungen bzw. Empfehlungen zur weiteren Vorgehensweise und - wenn bereits möglich - die Angabe geeigneter Sanierungszielwerte.

In der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung ist die Detailuntersuchung folgendermaßen definiert:

> *„Vertiefte weitere Untersuchung zur abschließenden Gefährdungsabschätzung, die insbesondere der Feststellung von Menge und räumlicher Verteilung von Schadstoffen, ihrer mobilen oder mobilisierbaren Anteile, ihrer Ausbreitungsmöglichkeiten in Boden, Gewässer und Luft sowie der Möglichkeit ihrer Aufnahme durch Menschen, Tiere und Pflanzen dient."*

---

1 1 a) nach Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV), 12.07.1999; BGBl., Teil I, Nr.36; 1999, S. 1554

1) Kontaktbereich für orale und dermale Schadstoffaufnahme, zusätzlich 0-2 cm bei Relevanz des inhalativen Aufnahmepfades

2) 0-35 cm: durchschnittliche Mächtigkeit aufgebrachter Bodenschichten; zugleich max. von Kindern erreichbare Tiefe

3) Bearbeitungshorizont

4) Hauptwurzelbereich

Probennahmestrategie für die detaillierte Untersuchung

Während der detaillierten Untersuchung ist in den meisten Fällen eine Verdichtung der Anordnung der Beprobungspunkte aus der orientierenden Untersuchung vorzusehen, wobei das Ausmaß und die Anordnung der Verdichtung neben den örtlichen Gegebenheiten abhängig von der Konzentrationsverteilung sind.

Bei der horizontalen Untersuchung, der flächenhaften Probennahme, wird die Messnetzgeometrie durch die Dichte der Messpunkte bestimmt. Laut WEBER & NEUMAIER (1993:109) benötigt ein Dreiecksnetz 13% weniger Entnahmestellen als quadratische Netze.

Die vertikale Beprobung zur Charakterisierung der Konzentrationsverteilung in der Tiefe wird in den meisten Fällen bestimmt vom Wirkpfad, den ermittelten Belastungstiefen, der Kontaminationsquelle und der Mobilität des Schadstoffes in Abhängigkeit der standortspezifischen Bodeneigenschaften. Bodenluft und Grundwasserproben werden bei Verdacht auf Flüchtigkeit bzw. Ausbreitung der Schadstoffe zusätzlich vorgesehen (LABO 2002:27).

Ist die Kontamination zufallsverteilt, gilt ein äquidistantes systematischen Messnetz sinnvoll. Bei regulärer Verteilung der Kontamination liefert ein Zufallsnetz bessere Resultate.

2.4 Methodisches Vorgehen - Beispiele aus anderen Ländern

2.4.1 Probennahmestrategie der Niederlande

The Dutch risk-assessment model

Für die Gefährdungsabschätzung wurde in den Niederlanden ein Computerprogramm entwickelt, mit welchem Gefahren und Risiken durch chemische Substanzen eingeschätzt werden können. Das Modell basiert auf juristischen und mathematischen Ansatzpunkten. Es werden ein *‚Gefährdungsquotient‘* und eine *‚Sicherheitsgrenze‘* für den jeweiligen Zielorganismus bestimmt. Dabei wurde auf die in der Natur auftretenden Variabilitäten besondere Rücksicht genommen. Diese werden innerhalb des Risikobestimmungssystems durch Unsicherheitsfaktoren berücksichtigt (TOET ET AL. 1993:1729).

2.4.2 Probennahmestrategie der USA

Die Ergebnisse der Risikoprognose und Gefährdungsabschätzung auf Altlastenstandorten hängen im Wesentlichen von der Qualität der Standortuntersuchungen ab, die sowohl eine lückenlose Recherche als auch eine geeignete Beprobungsstrategie einschließen sollten. Die Planung und Durchführung eines geeigneten und zielführenden Probennahmekonzeptes ist dabei von großer Bedeutung und wird die erforderlichen Maßnahmen der Gefahrenabwehr und damit im Zusammenhang stehenden Sanierungskosten wesentlich beeinflussen. (EPA 1992 und MALHERBE 2002).

Die Praxis der Probenahme zur Erkundung kontaminierter Standorte in den USA zeigt, dass keine allgemeingültige, einheitliche und formalisierte Strategie existiert, die für alle Standorte anwendbar ist. Die U.S. EPA hat sog. DQO’s (Data Quality Objectives) entwickelt, die als Richtlinie für alle Probennahmekampagnen im Umweltbereich verbindlich sind und Anforderungen an Genauigkeit, Richtigkeit, Repräsentativität, Vollständigkeit und Vergleichbarkeit definiert (EPA 1992 und EPA 1995). Jedoch gibt es auch in den USA verschiedene Ansätze von Probenahmestrategien, die im Folgenden kurz erläutert werden sollen.

Judgmental Sampling

Bei dieser Art der Probenahme erfolgt eine „subjektive“ Auswahl der Probennahmepunkte auf dem zu untersuchenden Standort auf Grundlage der zuvor recherchierten umweltrelevanten Sachverhalte, historischen Gegebenheiten und einer Standortbegehung. Diese Strategie ist v.a. für solche Teilbereiche von Altlastenstandorten geeignet, wo Kontaminationen mit den höchsten Schadstoffkonzentrationen vermutet werden (z.B. für Worst-case-Szenarios). Das Judgmental Sampling schließt keine zufällige Verteilung der Probennahmepunkte ein, was jede statistische Interpretation der Beprobungsergebnisse unmöglich macht (EPA 1995 und MALHERBE 2002).

Random Sampling

Beim Random Sampling erfolgt eine beliebige, zufällige Verteilung der Beprobungspunkte innerhalb einer zuvor definierten und klar abgegrenzten Fläche auf dem Untersuchungsstandort. Diese Strategie erfordert, dass jeder Probenahmepunkt unabhängig der Lage aller anderen Probennahmepunkte gewählt wird. Dadurch besteht für alle Punkte innerhalb der Fläche die gleiche Wahrscheinlichkeit für eine Beprobung ausgewählt zu werden. Diese Probennahmestrategie eignet sich insbesondere zur Ermittlung der Kontaminationsausbreitung bei homogenen Schadstoffverteilungen. Je höher der Grad der Heterogenität der Schadstoffverteilung ist, desto weniger wird die Strategie des Random Sampling die tatsächliche Schadstoffverteilung auf dem Standort hinreichend charakterisieren (DAVIES 1998, EPA 1995 und GILBERT 1987).

Nachfolgende Abbildung verdeutlicht die Strategie des Random Sampling für eine definierte Fläche.

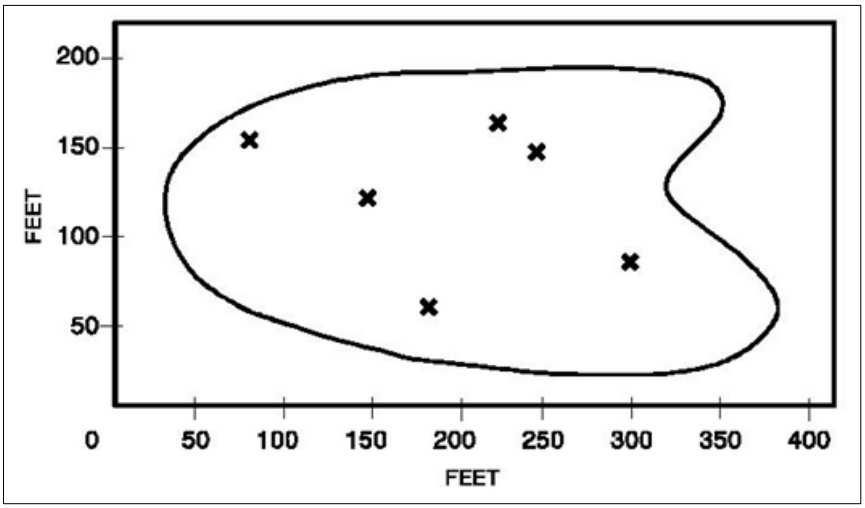


Abbildung 6: Strategie des Random Sampling (EPA 1995).

Stratified Random Sampling

Die Strategie des Stratified Random Sampling wird meist auf Grundlage historischer Informationen und bereits vorliegender Untersuchungsergebnisse durchgeführt. Dabei wird der gesamte Standort in kleinere Teilflächen aufgeteilt, die sog. ‚strata', die jeweils einen höheren Grad der Homogenität aufweisen als die Gesamtfläche. Die Teilflächen können anhand verschiedener Faktoren voneinander abgegrenzt werden, z.B. der Beprobungstiefe, der Höhe der Schadstoffkonzentrationen oder auch nach vermuteten Kontaminationsquellen. Die Festlegung der Beprobungspunkte innerhalb einer Teilfläche verfolgt wiederum die Strategie des Random Sampling, also der zufälligen Verteilung der Probenahmepunkte. Diese Methode des Stratified Random Sampling ist v.a. gut geeignet für die Ermittlung von Kontaminationsverteilungen nach definierten Tiefenintervallen oder auch bestimmten, klar voneinander abgrenzbaren Teilflächen. (Davies 1998, EPA 1995, Gilbert 1987).

Abbildung 7 zeigt das Prinzip des Stratified Random Sampling anhand von Teilflächen, die nach definierten Tiefenintervallen voneinander abgegrenzt sind. In

diesem Beispiel werden Bohrkerne dazu genutzt, Proben in vorgegebenen Tiefenintervallen aus zufällig gewählten Punkten innerhalb einer Teilfläche zu gewinnen.

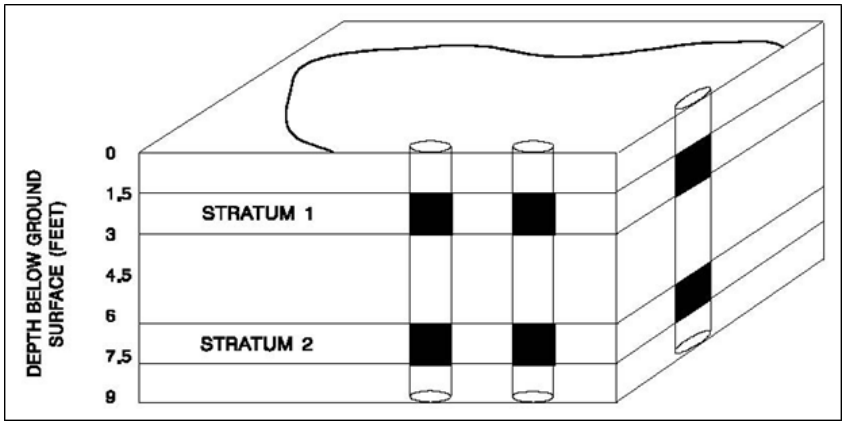


Abbildung 7: Strategie des Stratified Random (EPA 1995).

Systematic Grid Sampling

Beim Systematic Grid Sampling erfolgt eine Unterteilung des Untersuchungsstandortes mittels eines quadratischen oder dreieckigen Rasters, wobei die Probenahmepunkte jeweils gleichmäßig verteilt auf den Knotenpunkten des Rasters liegen. Der Abstand zwischen den Probenahmepunkten wird durch die Gesamtgröße der zu beprobenden Fläche sowie der vorgesehenen Gesamtmenge an Proben beeinflusst. Das Systematic Grid Sampling wird meist in den Fällen angewandt, bei denen das Ausmaß der Kontamination oder die Schadstoffkonzentrationsgradienten ermittelt werden sollen, wenn zuvor noch keine Informationen über Schadstoffverteilungen vorliegen (EPA 1995 und GILBERT 1987).

Nachfolgende Abbildung veranschaulicht diese Methodik.

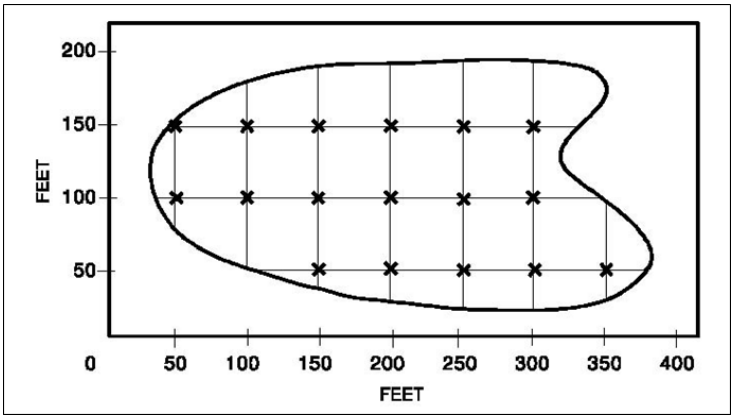


Abbildung 8: Strategie des Systematic Grid Sampling (EPA 1995).

Systematic Random Sampling

Beim Systematic Random Sampling erfolgt wiederum eine Einteilung der zu beprobenden Fläche mittels eines vorgegebenen Rasters. Jedoch werden die Beprobungspunkte innerhalb der einzelnen Raster jeweils zufällig nach dem Prinzip des Random Sampling gewählt. Diese Methodik wird v.a. für die Beurteilung von durchschnittlichen Schadstoffkonzentrationen verwendet. (DAVIES 1998, EPA 1995 und GILBERT 1987).

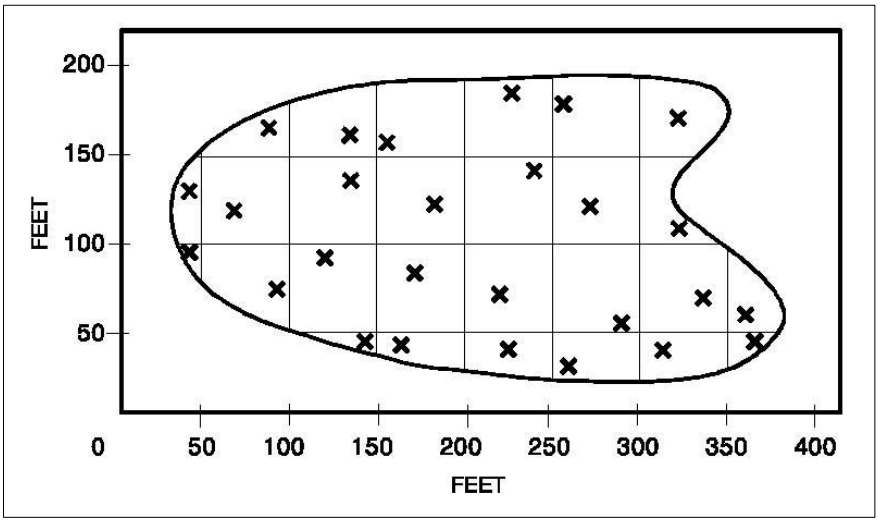


Abbildung 9: Prinzip des Systematic Random Sampling (EPA 1995).

Search Sampling

Bei der Methode des Search Sampling wird entweder ein systematisches Probenahmeraster oder der Ansatz des Systematic Random Sampling genutzt, um Bereiche des Standortes zu definieren, in denen Kontaminations-Hotspots vermutet werden. Die Anzahl der Proben und der Rasterabstand werden auf Grundlage der gerade noch akzeptierbaren Fehlerquote ermittelt, also durch die Wahrscheinlichkeit den Hotspot bei der Beprobung zu verfehlen. Beim Search Sampling ist es notwendig Annahmen zur Größe, Form und Tiefe der Hotspots zu treffen. Je kleiner und/oder schmaler die Hotspots sind, desto kleiner muss auch das Probenahmeraster sein, um die Kontaminationsquellen zu lokalisieren. (DAVIES 1998, EPA 1995, GILBERT 1987 und MALHERBE 2002).

Nachfolgende Abbildung veranschaulicht die Methodik des Search Sampling.

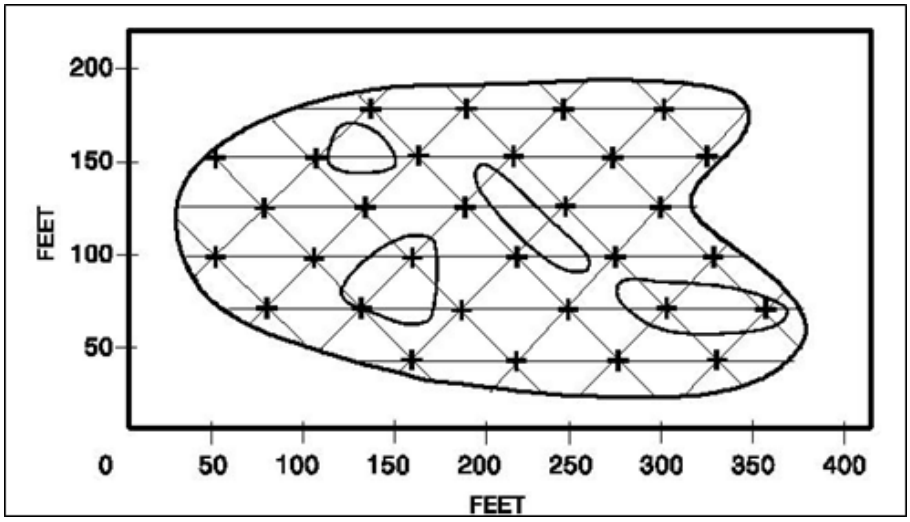


Abbildung 10: Methodik des Search Sampling (EPA 1995).

Die ungefähre Wahrscheinlichkeit einen elliptischen Hotspot mit dieser Methodik durch das Anlegen eines Probennahmerasters nicht zu treffen, kann mittels der folgenden Tabelle ermittelt werden.

Tabelle 4: Ermittlung der Wahrscheinlichkeit des Verfehlens eines elliptischen Hotspots (EPA 1995)

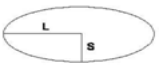
LENGTH OF SHORT AXIS AS A PERCENTAGE OF GRID SPACING

LENGTH OF LONG AXIS AS A PERCENTAGE OF GRID SPACING

	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
10%	0.97 / 0.95									
20%	0.95 / 0.92	0.88 / 0.85								
30%	0.92 / 0.87	0.83 / 0.78	0.72 / 0.66							
40%	0.88 / 0.85	0.75 / 0.71	0.65 / 0.55	0.50 / 0.41						
50%	0.85 / 0.82	0.69 / 0.63	0.54 / 0.44	0.38 / 0.27	0.21 / 0.08					
60%	0.80 / 0.80	0.62 / 0.58	0.45 / 0.35	0.27 / 0.15	0.12 / 0.03	0.06 / 0.0				
70%	0.77 / 0.77	0.56 / 0.54	0.38 / 0.29	0.18 / 0.12	0.07 / 0.01	0.03 / 0.0	0.0 / 0.0			
80%	0.75 / 0.75	0.54 / 0.50	0.32 / 0.23	0.12 / 0.08	0.05 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0		
90%	0.72 / 0.72	0.51 / 0.45	0.30 / 0.21	0.10 / 0.06	0.03 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	
100%	0.70 / 0.66	0.45 / 0.37	0.24 / 0.18	0.08 / 0.04	0.01 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0

From tables in Gilbert, 1987

L=length of long side
S=length of short side



BLOCK GRID 0.97 / 0.95 TRIANGULAR GRID

Die Strecken der langen (L) und kurzen Achsen (S) werden durch den Prozentanteil des gewählten Rasterabstandes dargestellt. Dabei weist die Methode des dreieckigen Rasters im Gegensatz zum viereckigen Probennahmeraster regelmäßig geringere Wahrscheinlichkeiten auf einen Hotspot zu verfehlen. (EPA 1995 und GILBERT 1987).

Tabelle 4 kann auf zwei Wegen zur Bestimmung der Wahrscheinlichkeit, einen Hotspot zu verfehlen, genutzt werden. Wenn die noch akzeptierbare Wahrscheinlichkeit des Verfehlens eines Hotspots durch die Beprobung definiert oder bekannt ist, dann kann die Größe des Hotspots, der im Rahmen dieses Wahrscheinlichkeitslevels lokalisiert werden kann, abgeschätzt werden. Umgekehrt kann auch die Wahrscheinlichkeit einen Hotspot zu lokalisieren ermittelt werden, wenn die ungefähre Größe des Hotspots bekannt ist. (EPA 1995 und GILBERT 1987).

Ein Beispiel: Angenommen die Methode der Rasterbeprobung wird mit einem Rasterabstand von 25 Feet gewählt. Die Umweltbehörde ist gewillt, eine 10%-ige Wahrscheinlichkeit des Verfehlens eines Hotspots hinzunehmen. Unter Zuhilfenahme der Tabelle, kann eine 90%-ige Wahrscheinlichkeit der Lokalisierung eines elliptischen Hotspots mit L = 90% des gewählten Rasterabstandes und S = 40% des gewählten Rasterabstandes ermittelt werden. Deshalb würde der kleinste elliptische Hotspot, der lokalisiert werden könnte, eine lange Achse von L = 0,90 x 25 ft = 22,5 ft und eine kurze Achse mit S = 0,40 x 25 ft = 10 ft haben. (EPA 1995 und GILBERT 1987).

Ähnlich kann die Wahrscheinlichkeit des Verfehlens eines Hotspots ermittelt werden, wenn die ungefähre Größe des Hotspots nach dem gesucht wird, bekannt ist. Zum Beispiel: Wenn ein dreieckiges Probennahmeraster ausgewählt wurde mit 25 Feet Rasterabstand und die ungefähre Grundfläche des Hotspots bekannt ist und L = 15 ft bzw. 60% des Rasterabstandes und S = 10 ft bzw. 40% des Rasterabstandes, dann besteht eine etwa 15%-ige Chance des Hotspot dieser Größe zu verfehlen (EPA 1995 und GILBERT 1987).

Transect Sampling

Beim Transect Sampling erfolgt die Konstruktion einer oder mehrerer Linien über den gesamten Untersuchungsstandort. Die Beprobung erfolgt in regelmäßigen Intervallen entlang der zuvor definierten Linien an der Oberfläche oder in verschiedenen vorgegebenen Tiefen. Die Länge der Linien und die Probenanzahl beeinflussen den Abstand zwischen den Beprobungspunkten entlang der Linien. Mehrfachlinien können parallel oder nicht parallel zueinander angeordnet sein. Wenn die Linien parallel sind, ist das Ziel der Beprobung ähnlich wie das des Systematic Grid Sampling. Wesentlicher Vorteil des Transect Sampling gegenüber dem Systematic Grid Sampling ist die Erleichterung der Konstruktion und des Verschiebens individueller Transsekt-Linien entgegen dem gesamten Raster (EPA 1995 und GILBERT 1987).

Die Methode des Transect Sampling wird meist dazu genutzt, das Ausmaß einer Kontamination darzustellen sowie die Schadstoffkonzentrationen entlang einer Gradientenverteilung zu erfassen. Weiterhin wird die Methode für die Kombination und Konstruktion verschiedener Probennahmestrategien angewandt. (EPA 1995 und GILBERT 1987).

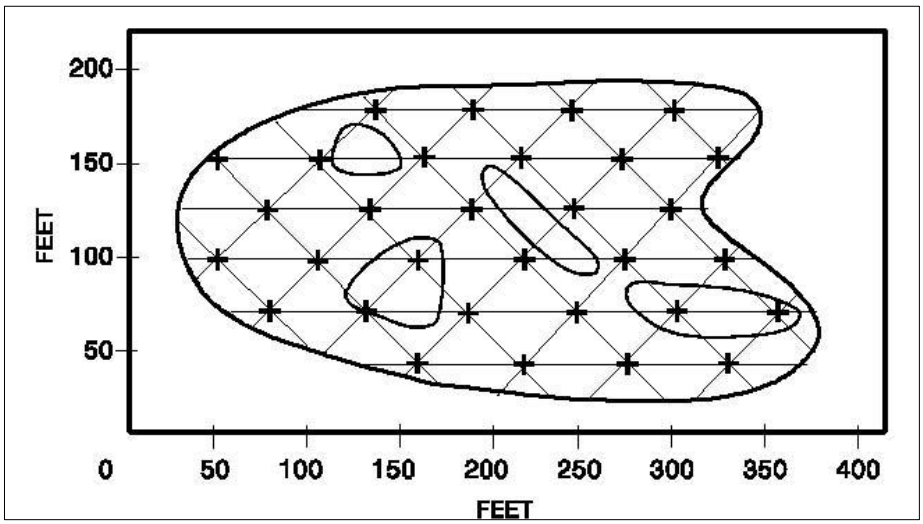


Abbildung 11: Methode des Transect Sampling (EPA 1995).

Die verschiedenen dargestellten Probennahmestrategien werden in den USA entsprechend unterschiedlicher Erkundungsziele angewandt. Je nach dem Ziel der Beprobung weisen die verschiedenen Methoden Vor- und/oder Nachteile auf, die in nachfolgender Tabelle zusammenfassend dargestellt sind.

Tabelle 5: Gegenüberstellung repräsentativer Probennahmestrategien (EPA 1995).

Probenahme-strategie / **Ziel der Beprobung**	Judgmental Sampling	Random Sampling	Stratified Random Sampling	Systematic Grid Sampling	Systematic Random Sampling	Search Sampling	Transect Sampling
Gefahr nachweisen	1	4	3	2	3	3	2
Kontaminationsquellen identifizieren	1	4	2	2	3	2	3
Ausmaß der Kontamination darstellen	4	3	3	1	1	1	1
Sanierungsuntersuchung	3	3	1	2	2	4	2
Sanierungsplanung und -durchführung	4	1	3	1	1	1	1

[2]

[2]

1 bevorzugter Ansatz

2 geeigneter Ansatz

3 mäßig geeigneter Ansatz

4 eher schlechter geeigneter Ansatz

Die EPA hat zahlreiche Arbeitshilfen und Leitfäden für die Anwendung der verschiedenen Methoden zur Verfügung gestellt. Detaillierte Informationen zu verschiedenen Verfahren der statistischen Wahrscheinlichkeitsanalyse können in GILBERT (1987) nachgelesen werden. In (EPA 1992) sind zudem Ausführungen zu den Beziehungen zwischen der Variabilität des zu beprobenden Materials, verschiedenen Schadstoffverteilungen und der notwendigen Menge an Probenmaterial dargestellt.

2.5 Sanierungsziele, Verhältnismäßigkeit und Nachhaltigkeit in Deutschland

Der Begriff *‚Sanierung‘* wird im Zusammenhang mit Altlasten oft mit der Entfernung kontaminierter Bodensubstrate (*‚Auskoffern‘*) oder einer Reinigung des Grundwassers verwechselt. Unter *‚Sanierung‘* wird jedoch in Deutschland eindeutig die *‚Abwehr von Gefahren‘* verstanden. In Abhängigkeit aller Standortgegebenheiten, der Kontaminationssituation einschließlich der betroffenen Wirkungspfade und Schutzgüter sowie der planungsrechtlich zulässigen Nachnutzung kommen für diese Gefahrenabwehr verschiedene Handlungsoptionen in Frage:

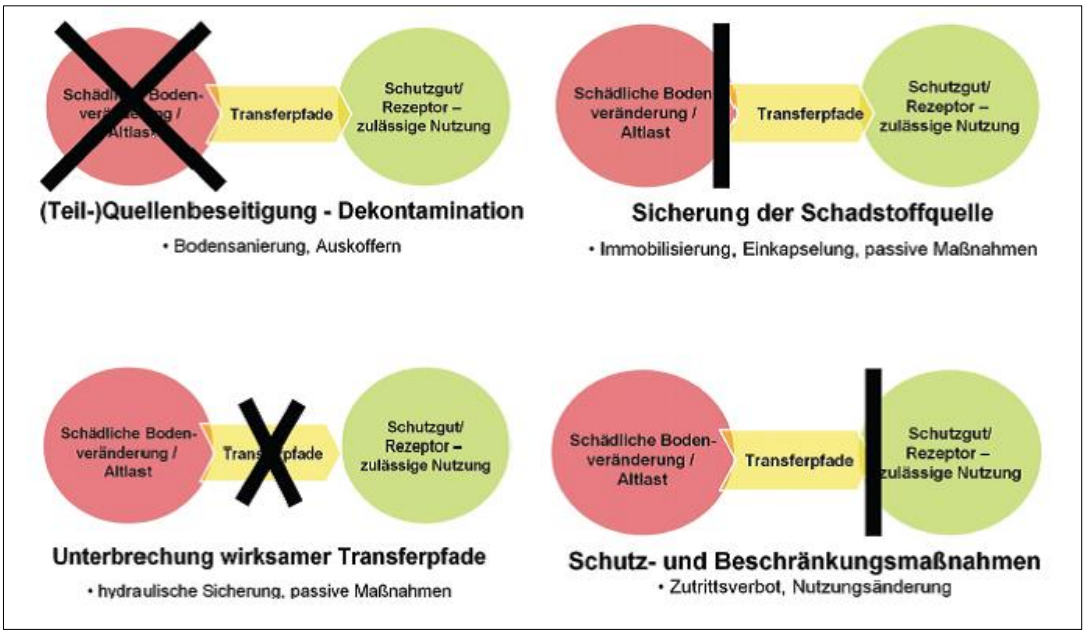


Abbildung 12: Dekontamination, Sicherung, Wirkpfadunterbrechung sowie Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen als Handlungsoptionen der Gefahrenabwehr bei Altlasten (UBA 2010).

Die vergleichende Prüfung geeigneter Handlungsoptionen bzw. Maßnahmen ist Inhalt der Sanierungsuntersuchung. Wichtig ist hierbei die Wahrung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit.

Das Verhältnismäßigkeitsprinzip ist ein Merkmal des Rechtsstaats. Zweck des Grundsatzes ist es, vor übermäßigen Eingriffen des Staates in Grundrechte, insbesondere auch in die allgemeine Handlungsfreiheit (Art. 2 Abs. 1 GG), zu schützen (daher oft auch Übermaßverbot genannt). Als verfassungsrechtliches Gebot ist der

Grundsatz der Verhältnismäßigkeit gem. Art. 1 Abs. 3, Art. 20 Abs. 3 GG für die gesamte Staatsgewalt unmittelbar verbindlich.

Die Umsetzung des Verhältnismäßigkeitsprinzips bedeutet, dass die Maßnahme folgenden Kriterien entsprechen muss:

1. Die Maßnahme muss geeignet sein.
2. Die Maßnahme ist geeignet, wenn sie die Erreichung des Zwecks (das angestrebte Sanierungsziel) kausal bewirkt oder zumindest fördert.
3. Die Maßnahme muss notwendig sein.
4. Die Maßnahme ist erforderlich, wenn kein milderes Mittel gleicher Eignung zur Verfügung steht, genauer: wenn kein anderes Mittel verfügbar ist, das in gleicher (oder sogar besserer) Weise geeignet ist, den Zweck (das angestrebte Sanierungsziel) zu erreichen, aber den Betroffenen weniger belastet.
5. Die Maßnahme muss angemessen sein
6. Angemessen ist eine Maßnahme nur dann, wenn die Nachteile, die mit der Maßnahme verbunden sind, nicht völlig außer Verhältnis zu den Vorteilen stehen, die sie bewirkt. An dieser Stelle ist eine Abwägung sämtlicher Vor- und Nachteile der Maßnahme vorzunehmen. Abwägungskriterien können finanzieller Art, aber auch beispielsweise die Ökobilanz sein.

Weil die ordnungsrechtliche Inanspruchnahme eines Pflichtigen zur Altlastensanierung in ihrer Höhe durch den Grundsatz der Verhältnismäßigkeit der Mittel begrenzt wird und nur solche Maßnahmen durchgesetzt werden können, die geeignet, notwendig und angemessen sind, kommt der Umsetzung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes bei der Altlastensanierung eine überragende Bedeutung zu. Bisher gibt es in der Bundesrepublik Deutschland zwar objektivierte Kriterien zur Beurteilung, ob eine Altlast vorliegt (z.B. Prüfwerte, Sickerwasserprognose), aber es wurden bisher noch kein objektiviertes Prüfsystem entwickelt, das es tatsächlich gestattet, verhältnismäßige von unverhältnismäßigen Sanierungsmaßnahmen begründet und nachvollziehbar zu trennen.

Zusätzlich soll die zu ergreifende Maßnahme dem Grundsatz der Nachhaltigkeit entsprechen. Dieser Begriff stammt ursprünglich aus der Forstwirtschaft und wird auf eine Publikation von HANS CARL VON CARLOWITZ aus dem Jahr 1713 zurückgeführt, in der er von der *‚nachhaltenden Nutzung'* der Wälder schrieb. Die Weltkommission für Umwelt und Entwicklung[3] definiert die Nachhaltigkeit als sozialethische, politische und ökologische Handlungsmaxime:

[3] sog. ‚Brundtland-Kommission', 1987

> *‚Nachhaltige Entwicklung ist eine Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen.'*

Bezogen auf die Altlastensanierung bedeutet dies, dass das Ergebnis der durchgeführten Maßnahmen auch für künftige Generationen zumindest ausreichend ist, d.h. auf keinen Fall wieder eine Verschlechterung des Zustandes eintreten darf[4]

Sanierungszielwerte

Für den Fall der Dekontamination als Handlungsoption der Gefahrenabwehr ist es erforderlich, Sanierungszielwerte abzuleiten. Dabei sind diejenigen Schadstoffgehalte zu ermitteln, welche mindestens erreicht werden müssen, um die Gefährdung durch den jeweiligen Wirkungspfad je nach vorgesehener Nutzung auszuschließen.

2.6 Sanierungsziele international

2.6.1 USA

Das staatliche Programm Superfund wurde ins Leben gerufen, um unkontrollierte gefährliche Abfallflächen zu sanieren. Oberstes Ziel ist, die Umwelt und die Gesundheit aller Amerikaner zu schützen. Die Konkretisierung des obersten Ziels wird im Strategieplan der EPA (2006) vorgenommen. Dieser gliedert ist wie folgt gegliedert:

Ziel 1 – Saubere Luft und globaler Klimawandel

Ziel 2 – Sauberes und sicheres Wasser

Ziel 3 – Erhalt und Restauration der Landschaft

Ziel 4 – Gesunde Gesellschaft und Ökosysteme

Ziel 5 – Lernfähigkeit und ökologische Verantwortung

Die Mission der Altlastensanierung im Detail sieht eine nachhaltige Wiedernutzung vor. Dafür hat die EPA das Altlastenprogramm (brownfield-Programm) ins Leben gerufen, welches für die Finanzierung von Altlasten-Projekten zur Verfügung steht. Folgende Ziele des Programmes wurden formuliert:

- Schutz der Umwelt (Sicherung der Gesundheit und des Wohlbefindens des amerikanischen Volkes und der Umwelt)
- Förderung von Mitwirkenden (Verbesserung der Mitarbeit und Kommunikation, um die Akzeptanz der Sanierung und die Wiedernutzung der Flächen zu fördern)
- Stärkung des Marktes (Zurverfügungstellung finanzieller und technischer Unterstützung, um den privaten Markt zu stärken)

[4] gem. BBodSchG jedoch bezogen auf die planungsrechtlich zulässige Nachnutzung

- Nachhaltige Folgenutzung (die Revitalisierung der Altlastenflächen für eine langfristige Aufwertung der Lebensqualität der Gesellschaft)

2.6.2 Großbritannien

Die staatliche Environmental Agency hat dafür zu sorgen, dass Luft, Land und Wasser von der heutigen Gesellschaft geschützt werden, um folgenden Generationen eine sauberere, gesündere Welt zu vererben.

Konkrete Ziele für die Sanierungsmaßnahmen berücksichtigen auch hier Art und Weise der Schadstoffbelastung und der Nachnutzung. Sanierungsziele (Remediation Objective) sind flächenspezifische Ziele, die sich ausschließlich auf die Reduktion oder die Kontrolle des Risikos beziehen, das durch die Schadstoffbelastung entstanden ist.

Sanierungskriterien bestimmen die Einhaltung der Sanierungsziele. Dazu gehören beispielsweise:

- Einhaltung spezifischer Planungsanforderungen, inwieweit diese für die geplante Neu-Nutzung der Fläche angemessen sind
- Erfüllen der Erwartungen von Interessenvertretern
- Befolgen von allgemein gültigen Umweltstandards

Management-Ziele stecken die Umsetzungsstrategie zum Sanierungserfolg fest:

- Entwickeln einer Sanierungsstrategie, welche von allen Interessenvertretern akzeptiert wird
- Vermeidung unakzeptabler Gesundheits- und Sicherheitseingriffe in die Umwelt während der Sanierungsmaßnahmen
- Ausführen der Sanierung mit guter technischer Praxis
- Durchführung einer erfolgreichen Sanierung innerhalb eines zeitlichen und finanziell akzeptierten Rahmens.

2.7 Prüf-, Maßnahme- und Vorsorgewerte und zulässige Zusatzbelastung nach BBODSCHV

Prüfwerte definieren die Belastungsschwelle, deren Überschreitung das Vorliegen einer schädlichen Bodenveränderung signalisiert und die Notwendigkeit einer einzelfallbezogenen Prüfung indiziert. Ob tatsächlich eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt, ist im Einzelfall von der Bodenart, der Mobilität, Bioverfügbarkeit und Abbauverhalten von Schadstoffen unter Berücksichtigung des maßgeblichen Wirkungspfades und der Exposition sowie der konkreten Nutzung und der Schutzwürdigkeit des betroffenen Schutzgutes abhängig. Prüfwerte sind somit Beurteilungshilfen für die Gefährdungsabschätzung und die Entscheidung über weitere Sachverhaltsermittlungen. Die Überschreitung von Prüfwerten wird nach § 3 Abs. 4 BBodSchV im Regelfall bereits mit dem Vorliegen eines hinreichenden Verdachts nach § 9 Abs. 2 verknüpft, bei deren Unterschreitung gilt der Verdacht als ausgeräumt (HIPP U.A. 2000).

Maßnahmenwerte kennzeichnen die Gefahrenschwelle, bei deren Überschreitung eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt. Ihre Überschreitung löst zudem im Regelfall Sanierungs- und /oder sonstige Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen aus. Maßnahmenwerte sind daher keine Grenzwerte und auch keine absoluten Gefahrenwerte, sondern Richtwerte mit starker, an Grenzwerte angenäherter Verbindlichkeit (HIPP U.A. 2000).

Vorsorgewerte sind Bodenwerte, bei deren Überschreiten unter Berücksichtigung von geogenen oder großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten in der Regel davon auszugehen ist, dass die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Sie berücksichtigen den vorsorgenden Schutz der Bodenfunktionen bei empfindlichen Nutzungen“ (BBODSCHG & BBODSCHV).

Die Zulässige Zusatzbelastung gibt an, bis zu welcher Höhe zusätzliche chemische, physikalische und biologische Einwirkungen auf den Boden unter Vorsorgeaspekten noch tolerabel sind, wenn bereits die Besorgnis des Entstehens einer schädlichen Bodenveränderung besteht.

Das Umweltbundesamt verwaltet eine Datenbank, welche Grenz-, Richtwerte und andere Rechtseigenschaften sowie Daten über die Stoffeigenschaften (physikalisch-chemische Eigenschaften, Transferfaktoren usw.) bereitstellt und für konkrete Abfragen Daten aufbereitet (Umweltbundesamt 2003).

Nachfolgend werden Prüf-, Maßnahme- und Vorsorgewerte sowie die Zulässige Zusatzbelastung für die Schadstoffe Nickel, Blei, Zink und Mineralölkohlenwasserstoffe aufgeführt und internationalen Werten gegenüber gestellt. Diese Stoffe wurden ausgewählt, weil es sich um die relevanten Kontaminanten der prototypischen Standorte Deponie Otto-Schott-Platz und Lauscha handelt.

NICKEL

Tabelle 6: Schwellenwerte für Nickel – Prüfwert / Maßnahmewert (BBODSCHV 1999).

Prüfwert / Maßnahmewert					
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]					
Kinderspielplätze	Wohngebiete		Park- und Freizeit-anlagen	Industrie- und Gewer-begrundstücke	
70/-	140/-		350/-	900/-	
Boden ⇨ Nutzpflanze [mg/kg TM]					
Acker, Nutzgarten		Grünland		Ackerbau	
-/-		1900/-		1,5/-	
Boden ⇨ Grundwasser [µg/l]					
500/-					
Vorsorgewert Boden [mg/kg TM]					
Bodenart Ton	Bodenart Lehm/Schluff	Bodenart Sand	Boden mit erhöhtem Hintergrundgehalt	Humusgehalt >8 %	Humusgehalt < 8 %
70	50	15	-	-	-
Zulässige Zusatzbelastung alle Wirkungspfade [g/(ha*a)]					
100					

BLEI

Tabelle 7: Schwellenwerte für Blei (BBODSCHV 1999).

Prüfwert / Maßnahmewert			
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]			
Kinderspielplätze	Wohngebiete	Park- und Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
200/-	400/-	1000/-	2000/-
Boden ⇨ Nutzpflanze [mg/kg TM]			
Acker, Nutzgarten	Grünland		Ackerbau
0,1 / -	- / 1200		- / -
Boden ⇨ Grundwasser [µg/l]			
25/ -			

Vorsorgewert Boden [mg/kg TM]					
Bodenart Ton	Bodenart Lehm/Schluff	Bodenart Sand	Boden mit erhöhtem Hintergrundgehalt	Humusgehalt >8 %	Humusgehalt < 8 %
100	70	40	-	-	-
Zulässige Zusatzbelastung alle Wirkungspfade [g/(ha*a)]					
400					

ZINK

Tabelle 8: Schwellenwerte für Zink (BBODSCHV 1999).

Prüfwert / Maßnahmenwert			
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]			
Kinderspielplätze	Wohngebiete	Park- und Freizeitanlagen	Industrie- und Gewerbegrundstücke
- / -	- / -	- / -	- / -
Boden ⇨ Nutzpflanze [mg/kg TM]			
Acker, Nutzgarten	Grünland	Ackerbau	
- / -	- / -	2 / -	
Boden ⇨ Grundwasser [µg/l]			
500 / -			

Vorsorgewert Boden [mg/kg TM]					
Bodenart Ton	Bodenart Lehm/Schluff	Bodenart Sand	Boden mit erhöhtem Hintergrundgehalt	Humusgehalt >8 %	Humusgehalt < 8 %
200	150	60	-	-	-
Zulässige Zusatzbelastung alle Wirkungspfade [g/(ha*a)]					
1200					

MINERALÖLKOHLENWASSERSTOFFE

Tabelle 9: Schwellenwerte für MKW (BBODSCHV 1999).

Prüfwert / Maßnahmenwert
Boden ⇨ Grundwasser [mg/l]
200 / -

2.8 Schwellenwerte zum Bodenschutz - international

2.8.1 Großbritannien

Bodenrichtwerte (Soil Guideline Values) gelten nach der DEFRA und der Environment Agency als Schwellenwerte zur Einordnung des Risikos. Datengrundlage bildeten dabei Erkenntnisse über die Dosis schädlicher Substanzen, welche sich negativ auf den menschlichen Körper auswirken. Die ‚Soil Guideline Values' (SGV's) sind entwickelt wurden, um anzugeben, ob weitere flächenspezifische Erkundungen notwendig sind. Ein Vergleich mit den deutschen Prüfwerten nach BBoSchV ist daher angebracht. Bei Überschreitung indizieren sie nicht notwendigerweise ein Gesundheitsrisiko, sondern lediglich die Erforderlichkeit weiterer Erkundungen. Sie können als ‚Warnwerte' verstanden werden.

Trigger Values: sind Schwellenwerte und Eingriffskonzentrationen für Kontaminationen im Boden.

Kelly Indices: Richtlinie für Bodenverschmutzung insbesondere entwickelt für Gaswerke in London.

NICKEL

Tabelle 10: Bodenschutzwerte für Nickel in GB (CONTAMINATEDLAND 2010).

Soil Guideline Value – Bodenrichtwert				
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]				
Siedlung mit Pflanzenbedeckung	Siedlung ohne Pflanzenbedeckung	Kleingarten	Industrie- und Gewerbegrundstücke	
50	75	50	5000	
Trigger Value – Eingriffswert [mg/kg TM]				
70				
Kelly Indicies – Richtwert [mg/kg TM]				
nicht kontaminiert	gering kontaminiert	kontaminiert	stark kontaminiert	ungewöhnlich stark kontaminiert
0-20	20-50	50-200	200-1000	> 1000

BLEI

Tabelle 11: Bodenschutzwerte für Blei in GB (CONTAMINATEDLAND 2010).

Soil Guideline Value – Bodenrichtwert			
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]			
Siedlung mit Pflanzenbedeckung	Siedlung ohne Pflanzenbedeckung	Kleingarten	Industrie- und Gewerbegrundstücke
50	75	50	5000
Trigger Value – Eingriffswert [mg/kg TM]			
Häusliche Gartenanlage / Kleingärten		**Parkanlagen, Sportplätze, Freiflächen**	
500		2.000	

Kelly Indicies – Richtwert [mg/kg TM]				
nicht kontaminiert	gering kontaminiert	kontaminiert	stark kontaminiert	ungewöhnlich stark kontaminiert
Blei				
0-500	500-1.000	1.000-2.000	200-10.000	> 10.000
Blei (verfügbar)				
0-200	200-500	500-1.000	1.000-5.000	> 5.000

ZINK

Tabelle 12: Bodenschutzwerte für Zink in GB (CONTAMINATEDLAND 2010).

Soil Guideline Value – Bodenrichtwert			
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]			
Siedlung mit Pflanzenbedeckung	Siedlung ohne Pflanzenbedeckung	Kleingarten	Industrie- und Gewerbegrundstücke
-	-	-	-
Trigger Value – Eingriffswert [mg/kg TM]			
300			

Kelly Indicies – Richtwert [mg/kg TM]				
nicht kontaminiert	gering kontaminiert	kontaminiert	stark kontaminiert	ungewöhnlich stark kontaminiert
Zink (verfügbar)				
0-250	250-500	500-1.000	1.000-5.000	> 5.000
Zink (gleichwertig)				
0-250	250-500	500-2.000	2.000-1.0%	> 1.0%

KOHLENWASSERSTOFFE

Tabelle 13: Bodenschutzwerte für MKW in GB (CONTAMINATEDLAND 2010).

Trigger Value – Eingriffswert [mg/kg TM]			
Kleingarten, Kinderspielplätze		Landschaftlich gestaltete Flächen, Gebäude, versiegelte Flächen	
Schwellenwert	Eingriffswert	Schwellenwert	Eingriffswert
50	500	1.000	10000

2.8.2 USA

Strategie zur Festlegung von risikobasierten Prüfwerten in den USA

Die U.S. EPA hat eine Strategie für die Festlegung von risikobasierten Prüfwerten für altlastenbehaftete Grundstücke in den USA entwickelt, das sog. Soil Screening. Diese Methode soll dabei helfen, die Gefahrenbewertung und Sanierung für jene Brachflächen zu standardisieren und zu beschleunigen, die auf der National Priorities List (NPL) registriert sind und eine Wohnnutzung oder verwandte Nachnutzungen als Folgenutzung anstreben (EPA 1996b).

Soil Screening Levels (SSLs) sind risikobasierte Schadstoffkonzentrationen, die aus der Kombination mathematischer Gleichungen mit Annahmen zur Exposition und EPA-Daten zur Toxizität des jeweiligen Stoffes abgeleitet werden. SSLs allein können keine Notwendigkeiten für Gefahrenabwehrmaßnahmen oder unakzeptable Schadstoffkonzentrationen im Boden definieren. Prinzipiell sind jedoch keine weiteren Untersuchungen oder Sanierungsmaßnahmen notwendig, wenn die ermittelten Schadstoffkonzentrationen unterhalb der festgelegten SSLs liegen. Hingegen sind generell weitere Untersuchungen auf einem Standort notwendig, wenn die ermittelten Schadstoffkonzentrationen die festgelegten SSLs erreichen oder überschreiten. Die Überschreitung eines SSL zieht jedoch nicht automatisch eine Sanierungsnotwendigkeit nach sich, denn SSLs sind keine national einheitlichen Sanierungsstandards (EPA 1995 und EPA 1996b).

Die U.S. EPA stellt zahlreiche Arbeitshilfen und Leitfäden zur Verfügung, die ausführliche Erläuterungen zur Ableitung und Handhabung von SSLs anbieten. Die in den USA allgemein praktizierte Strategie zur Ableitung und Festlegung risikobasierter Prüfwerte im Rahmen der Altlastenbearbeitung erfolgt grundsätzlich in sieben Teilschritten und soll im Folgenden zusammenfassend dargestellt werden.

1. Developing a Conceptual Site Model (CSM)

In einem ersten Schritt wird ein konzeptionelles Flächenmodell (CSM) für den Untersuchungsstandort entwickelt. Auf Grundlage einer ausführlichen Standortrecherche und Datenauswertung wird in diesem Rahmen ein drei-dimensionales Bild der Standortbedingungen erzeugt, das Schadstoffverteilungen, Ausbreitungsmechanismen, Expositionswege und potenzielle Rezeptoren darstellt (EPA 1996b und EPA 2003).

2. Comparing CSM to SSL Scenario

Nach der Entwicklung eines drei-dimensionalen Flächenmodells werden generell für den Bundesstaat vorhandene, wirkpfadspezifische SSLs (Prüfwerte), wie z.B. Risk-based Concentrations (RBCs), mit den vorhandenen Informationen über die Höhe von Schadstoffkonzentrationen am Untersuchungsstandort verglichen. Dabei muss berücksichtigt werden, ob die geogen oder anthropogen bedingten Hintergrundwerte in der Region die wirkpfadspezifischen SSLs erreichen oder überschreiten. Denn obwohl Hintergrundkonzentrationen die generellen SSLs überschreiten können, muss damit nicht zwangsläufig ein Risiko für Mensch und Gesundheit verbunden sein, das weitere Untersuchungen oder auch eine Sanierung des Standortes notwendig machen würde. Informationen zu lokalen Hintergrundkonzentrationen sind in den sog. State Soil Surveys der einzelnen Bundesstaaten verfügbar (EPA 1995 und EPA 1996b).

3. Defining Data Collection Needs for Soils to determine which Site Areas exceed SSLs

Im nächsten Schritt werden die im Rahmen weiterer Untersuchungen zu erhebenden Daten definiert, die für die Beurteilung notwendig sind, welche Bereiche des Standortes Kontaminationen in SSL-überschreitenden Schadstoffkonzentrationen aufweisen. Dazu sind auf Grundlage der vorangegangenen Arbeitsschritte zunächst Annahmen aufzustellen, welche Teilflächen des Untersuchungsstandortes dies betreffen könnte. Anschließend ist ein detaillierter Probenahme- und Analysenplan (SAP) zu entwickeln, der sich an den allgemeinen U.S.-amerikanischen Qualitätsstandards (DEQ) für Probenahme und Analytik in den USA orientieren sollte (EPA 1996b).

Zunächst ist der Standort in unterschiedliche Flächen einzuteilen, die anhand der Höhe der Kontaminationen voneinander abgegrenzt werden. Dabei könnte beispielweise unter folgenden Kontaminationstypen differenziert werden:

- gering kontaminierte Flächen
- Flächen über die bekannt ist, dass sie hochgradig kontaminiert sind
- Flächen, bei denen ein Verdacht auf Kontamination besteht, der nach bisherigem Erkundungsstatus noch nicht ausgeschlossen werden kann

Nachfolgende Abbildung zeigt beispielhaft eine Strategie zur Abgrenzung der Teilflächen voneinander.

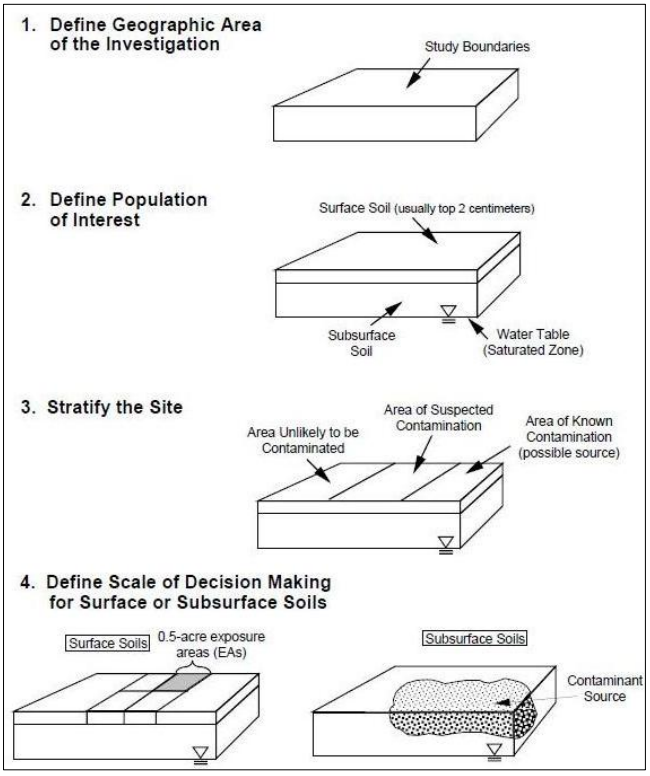


Abbildung 13: Definition der Untersuchungsgebiete und Abgrenzung von Teilflächen (EPA 1996b).

Nach der Definition der zu untersuchenden Teilflächen ist ein detaillierter Probennahme- und Analysenplan zu entwickeln, der sich in der Altlastenbearbeitungspraxis der USA meist an einem vorgegebenen Raster orientiert (z.B. nach der Methode des Stratified Random Sampling). Nachfolgende Abbildungen verdeutlichen dieses Prinzip.

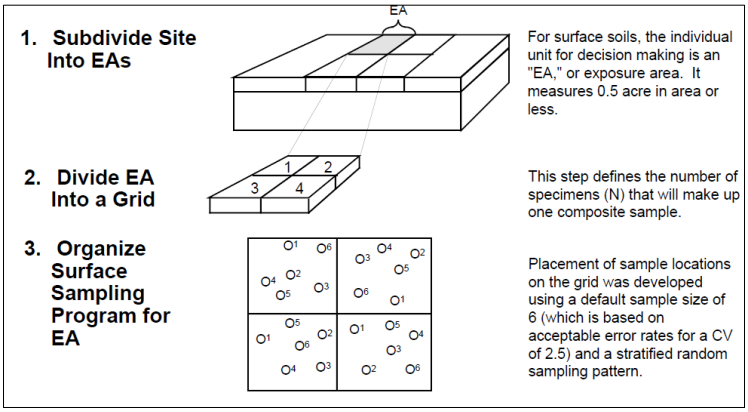


Abbildung 14: Beispiel für die Entwicklung eines Probennahmeplans (EPA 1996b).

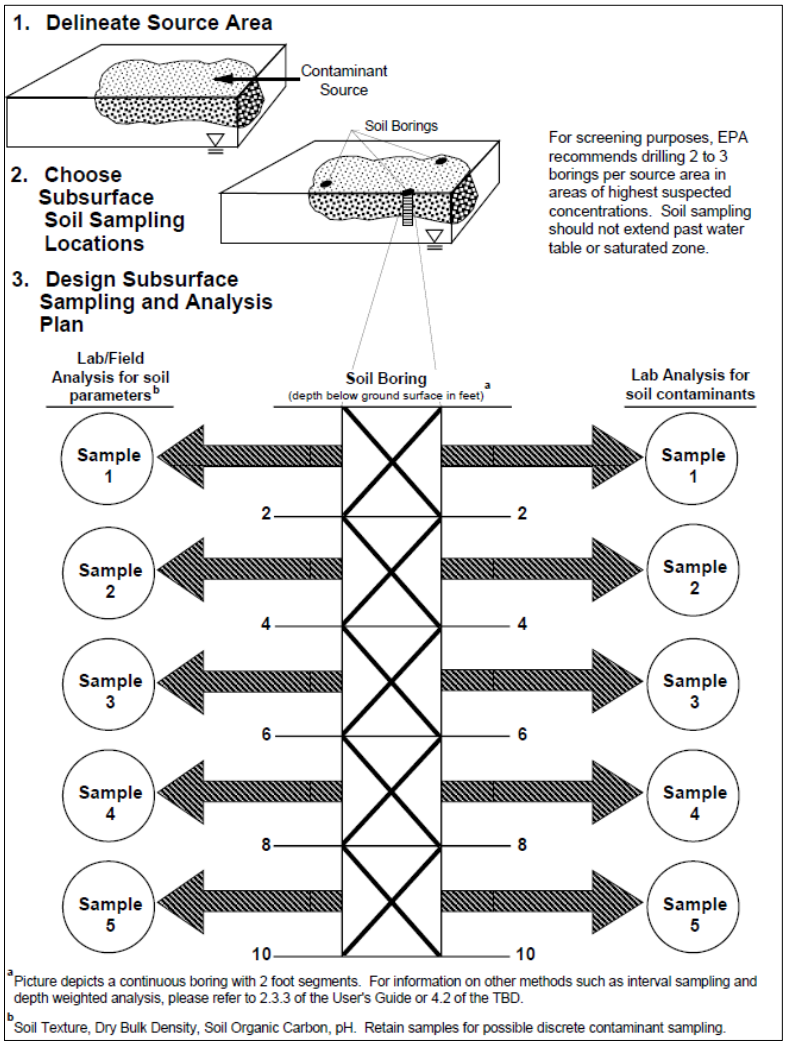


Abbildung 15: Entwicklung eines Probenahme- und Analysenplans (EPA 1996b).

Der Probenahme- und Analysenplan wird differenziert nach unterschiedlichen Tiefenintervallen entsprechend verschiedener Fragestellungen erstellt, wobei folgende Bereiche berücksichtigt werden sollten:

- Oberflächennahe Bodenschichten
- Tiefere Bodenschichten
- Bodenparameter (Lagerungsdichte, Wassergehalt, Porosität, pH-Wert, Humusgehalt)

Die Beprobung der oberflächennahen Bodenschichten hat zum Ziel, eine Gefährdung durch Direktkontakt, Hautabsorption oder Inhalation von flüchtigen Schadstoffen für den Untersuchungsstandort zu beurteilen. Tiefere Bodenschichten werden v.a. hinsichtlich der Beurteilung einer möglichen Schadstoffverlagerung ins Grundwasser beprobt (EPA 1996a und EPA 1996b).

Die Strategie der Probenahme sowie die Menge des Probenumfangs auf heterogenen Untersuchungsgebieten haben einen deutlichen Effekt auf die erzielbaren Messwerte. Aufgrund der Kenntnisse aus vorherigen Untersuchungen sollten die Heterogenität der Schadstoffverteilung und damit variierende Ausbreitungspfade im

Voraus abgeschätzt werden. Die Probennahmegröße ergibt sich aus der Einbeziehung des Variationskoeffizienten. Als Anzahl der Proben für jedes Gefährdungsgebiet wird die Zahl 6 bei einer zufallsverteilten Beprobung innerhalb der oberen 2 cm festgelegt. Bei abweichenden Probennahmestrategien ist es notwendig, die Fehlerraten und den Variationskoeffizienten individuell zu bestimmen. Detaillierte Erläuterungen finden sich im Technical Background Document des Soil Screening Guides der EPA (EPA 1996b).

Es wird eine negative Fehlerrate von 5 % angestrebt, d.h. nur 5 % der Proben befinden sich mit der Schadstoffbelastung unterhalb der SSL-Werte, obwohl sie tatsächlich oberhalb liegen. Die positive Fehlerrate liegt bei 20 %, was bedeutet, dass davon ausgegangen wird, dass 20 % der Proben oberhalb der SSL-Werte ermittelt werden, obwohl sie tatsächlich unterhalb liegen. Diese Festlegung der Fehlerraten ist Voraussetzung für die Probenanzahl innerhalb einer Teilfläche (EPA 1996b).

4. Sampling and Analyzing Site Soils & DQA

Nachdem die Probenahmestrategie und der Beprobungsplan festgelegt wurden erfolgt die eigentliche Beprobung und Analytik des Standortuntergrundes. Ziel ist es, die Schadstoffgehalte in unterschiedlichen Bodentiefen zu bestimmen, die Schadstoffquelle räumlich abzugrenzen und die standortspezifischen Bodencharakteristika zu ermitteln. Auf Grundlage der ermittelten Ergebnisse ist ggf. das CSM zu überarbeiten. Die Analysenergebnisse sollten auch dahingehend geprüft werden, ob Probenahmestrategie und -umfang die erwarteten Ergebnisse erzielten und damit, ob die Qualität der vorliegenden Daten (Data Quality Assessment – DQA) für die Ableitung standortspezifischer SSLs geeignet ist (EPA 1996b).

5. Calculating Site-specific SSLs

Auf Grundlage der ermittelten Ergebnisse erfolgt im nächsten Schritt die Ableitung standortspezifischer risikobasierter Prüfwerte. Dazu wurden verschiedene Gleichungen entwickelt, die in Abhängigkeit der Exposition, des Wirkpfades und des Schadstoffes angewendet werden, um standortspezifische SSLs zu definieren. Wichtige Einflussparameter, die in die Kalkulation einfließen und entsprechend der angegebenen Größen variieren, sind z.B. Speicherkapazität des Bodens, Expositionsdauer, Expositionshäufigkeit, orale Referenzdosis, Körpergewicht und der Gefährdungsquotient (in Abhängigkeit der Schadstoffeigenschaften). Die verschiedenen Gleichungen sind ausführlich im Soil Screening Guidance der EPA erläutert. Aus den ermittelten SSLs können Informationen über die Gefährdungen standortspezifischer Schutzgüter abgeleitet werden, z.B. zu den Gefährdungen einer dermalen Schadstoffabsorption oder über eine Aufnahme durch Pflanzen. Für jeden schadstoff- und standortspezifischen SSL werden spezielle und teils unterschiedlicher Inputparameter gefordert (s.o.) (EPA 1996b).

6. Comparing Site Soil Contaminant Concentrations to calculated SSLs

Auf Grundlage der zuvor definierten, standortspezifischen SSLs werden diese nun mit den reell ermittelten Schadstoffkonzentrationen verglichen, um die tatsächliche Gefährdung unter Berücksichtigung der Hintergrundgehalte am Standort zu beurteilen. Unter der Voraussetzung, dass die Repräsentativität der Probenahme und Qualität der Ergebnisse gewährleistet sind, kann das Vorhandensein einer Gefährdung von Schutzgütern nach folgenden Faustregeln abgeleitet werden:

- Für oberflächennahe Bodenschichten kann eine Gefährdung ausgeschlossen werden, wenn die Schadstoffkonzentrationen in allen Proben geringer als das Zweifache des definierten SSLs sind. Ausnahmen bestehen hinsichtlich CMR-Stoffen.
- Für tiefere Bodenschichten kann eine Gefährdung ausgeschlossen werden, wenn der höchste ermittelte Schadstoffgehalt den definierten SSL-Wert nicht erreicht (EPA 1996a, EPA 1996b und EPA 2003).

7. Addressing Areas identified for further Study

Anhand des Vergleichs der standortspezifischen Schadstoffverteilungen mit den ermittelten SSLs werden abschließend jene Bereiche des Standortes definiert, die weiteren Untersuchungen unterzogen werden müssen. Dies ist notwendig, um für noch nicht hinreichend untersuchte oder mit Unsicherheiten behaftete Flächen Aussagen über eine abschließende Risikobewertung treffen zu können bzw. Sanierungsbereiche im Rahmen weiterer Untersuchungen abzugrenzen (EPA 1996b).

2.8.3 Auswahl einiger Bodenschutzwerte

NICKEL

Tabelle 14: Bodenschutzwerte Nickel / USA (EPA 2010b).

Risikobasierte Konzentrationen – Risk based concentrations				
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]				
Boden - Aufnahme, Hautkontakt und Inhalation				
Siedlung	Siedlung (Stadt)	Gewerbefläche	Hochbau	Tiefbau
1.500	3.100	20.000	6.100	
Aufnahme durch Leitungswasser und Inhalation				
Siedlung		Siedlung (Stadt)		Gewerbefläche
730		1500		2.900

BLEI

Tabelle 15: Bodenschutzwerte Blei / USA (EPA 2010b).

Risikobasierte Konzentrationen – Risk based concentrations				
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]				
Boden Aufnahme, Hautkontakt und Inhalation				
Siedlung	Siedlung (Stadt)	Gewerbefläche	Hochbau	Tiefbau
400	400	800	800	800
Auswaschen ins Grundwasser				
Siedlung		Siedlung (Stadt)		Gewerbefläche
30		30		30
Aufnahme und Inhalation durch Leitungswasser				
Siedlung		Siedlung (Stadt)		Gewerbefläche
15		15		15

MINERALÖL

Tabelle 16: Bodenschutzwerte MKW / USA (EPA 2010b).

Risikobasierte Konzentrationen – Risk based concentrations				
Boden ⇨ Mensch [mg/kg TM]				
Boden Aufnahme, Hautkontakt und Inhalation				
Siedlung	Siedlung (Stadt)	Gewerbefläche	Hochbau	Tiefbau
9.800	20.000	-	40.000	-
Aufnahme und Inhalation durch Leitungswasser				
Siedlung		Siedlung (Stadt)		Gewerbefläche
290		290		1100

2.8.4 Australien

Health Based Soil Investigation Levels (HILs) geben die Konzentration der Schadstoffe im Boden an, bei deren Übersteigen eine sachgemäße Erkundung und Bewertung durchzuführen ist (Prüfwerte). Hier wird bezüglich der Erkundung und Bewertung neben der Ermittlung der horizontalen und vertikalen Verteilung der Kontamination auf der Fläche inhaltlich Wert auf die Beschreibung der physikalisch-chemischen Form der Kontamination (Bindungsarten etc.) und auf die Bioverfügbarkeit von Pflanzen gelegt.

Die Begriffe "akzeptable tägliche Aufnahmemenge“ (ADI), "tolerierbare tägliche Aufnahmemenge " (TDI), "vorläufig tolerierbare wöchentliche Aufnahmemenge (PTWI) und "Referenz-Dosis" (RfD) haben ähnliche Definitionen und sind Ausdruck der gleichen Konzepte: eine Schätzung der Einnahme einer Substanz, die im Laufe eines Lebens ohne nennenswertes Gesundheitsrisiko. Aus praktischen Gründen haben toxische Effekte bereits bei einer von zwei Typen, Schwellen-oder Nicht-Schwelle, und erträgliche Forderungen (für toxische Wirkungen außer Krebs) und

Einheit Risiken (für einige Krebs-Endpunkte) werden berücksichtigt wurden abgeleitet. Während diese Unterscheidung bedeutet mechanistische Unterschiede ist es nicht durch wissenschaftliche Beweise gestützt. So wird diese Leitlinien nicht auf Schwellen-und non-threshold Effekte, sondern um toxische Wirkungen andere als Krebs beziehen, und Krebs toxischen Wirkungen.

NOAEL (No Observable Adverse Effect Level) gibt die Konzentration oder Menge an Stoffen an, welche keine nachweisbaren nachteiligen Veränderungen der Morphologie, der funktionellen Kapazität, des Wachstums und der Entwicklung oder Lebenserwartung der Zielorganismen unter definierten Bedingungen der Schadstoffeinwirkung verursacht.

NOEL (No Observable Effect Level) beschreibt die größtmögliche Konzentration oder Menge an Stoffen, welche keine Veränderungen der Morphologie, der funktionellen Kapazität, des Wachstums und der Entwicklung oder Lebenserwartung der Zielorganismen unterscheidbar zwischen normalen Organismus und belasteten Organismen derselben Art unter den Bedingungen der Schadstoffeinwirkung verursacht.

2.8.5 Niederlande

Dutch Intervention Values auch die “New Duch List” genannt, sind Werte, welchen die Notwendigkeit eines Eingriffes bzw. der Sanierung des Bodens bestimmen. Sie gelten als indikative Grenzwerte für schwerwiegende Kontaminationen. Es werden Zielwerte (Target Value), Eingriffswerte (Intervention Value) und Mittelwerte (Middle Value) unterschieden.

Zielwerte beschreiben die Konzentrationen, unterhalb derer die Schadstoffe keine schädlichen Veränderungen der natürlichen Bodeneigenschaften bewirken.

Als Eingriffswerte werden die Schadstoffkonzentrationen beschreiben, oberhalb derer eine Sanierung zu fordern ist.

Der Mittelwert stellt das arithmetische Mittel zwischen Ziel- und Eingriffswert dar und wird als Schwellenwert für weitere Erkundungsmaßnahmen herangezogen.

NICKEL

Tabelle 17: Bodenschutzwerte für Nickel in den Niederlanden (CONTAMINATEDLAND 2010).

Schwellenwert und Eingriffswert			
Bodensediment (mg/kg TM)		Grundwasser (µg/l)	
Schwellenwert	Eingriffswert	Schwellenwert	Eingriffswert
35	210	15	75

BLEI

Tabelle 18: Bodenschutzwerte für Blei in den Niederlanden (CONTAMINATEDLAND 2010).

Schwellenwert und Eingriffswert			
Bodensediment (mg/kg TM)		Grundwasser (µg/l)	
Schwellenwert	Eingriffswert	Schwellenwert	Eingriffswert
85	530	15	75

ZINK

Tabelle 19: Bodenschutzwerte für Zink in den Niederlanden (CONTAMINATEDLAND 2010).

Schwellenwert und Eingriffswert			
Bodensediment (mg/kg TM)		Grundwasser (µg/l)	
Schwellenwert	Eingriffswert	Schwellenwert	Eingriffswert
140	720	65	800

KOHLENWASSERSTOFFE / MINERALÖL

Tabelle 20: Bodenschutzwerte für MKW in den Niederlanden (CONTAMINATEDLAND 2010).

Schwellenwert und Eingriffswert			
Bodensediment (mg/kg TM)		Grundwasser (µg/l)	
Schwellenwert	Eingriffswert	Schwellenwert	Eingriffswert
50	5000	50	600

3 Erzieltes Forschungsergebnis

3.1 Schwerpunkte

Vom ersten Verdacht des Vorliegens einer Kontamination oder Altlast bis hin zu einer Entscheidung über eine ggf. erforderliche Sanierung wird ein Prozess durchlaufen, dessen Elemente von zahlreichen Unsicherheiten beeinflusst werden können (Abbildung 16, detaillierte Darstellung im Anhang). Das Forschungsprojekt befasst sich mit den Teilthemen Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese) und der Bewertung, Interpretation und Beratung (grüne Felder in Abbildung 16). Elemente wie die Durchführung der Probennahme, die Probenvorbereitung, der Probentransport und die -konservierung werden hier berücksichtigt, aber nicht näher behandelt.

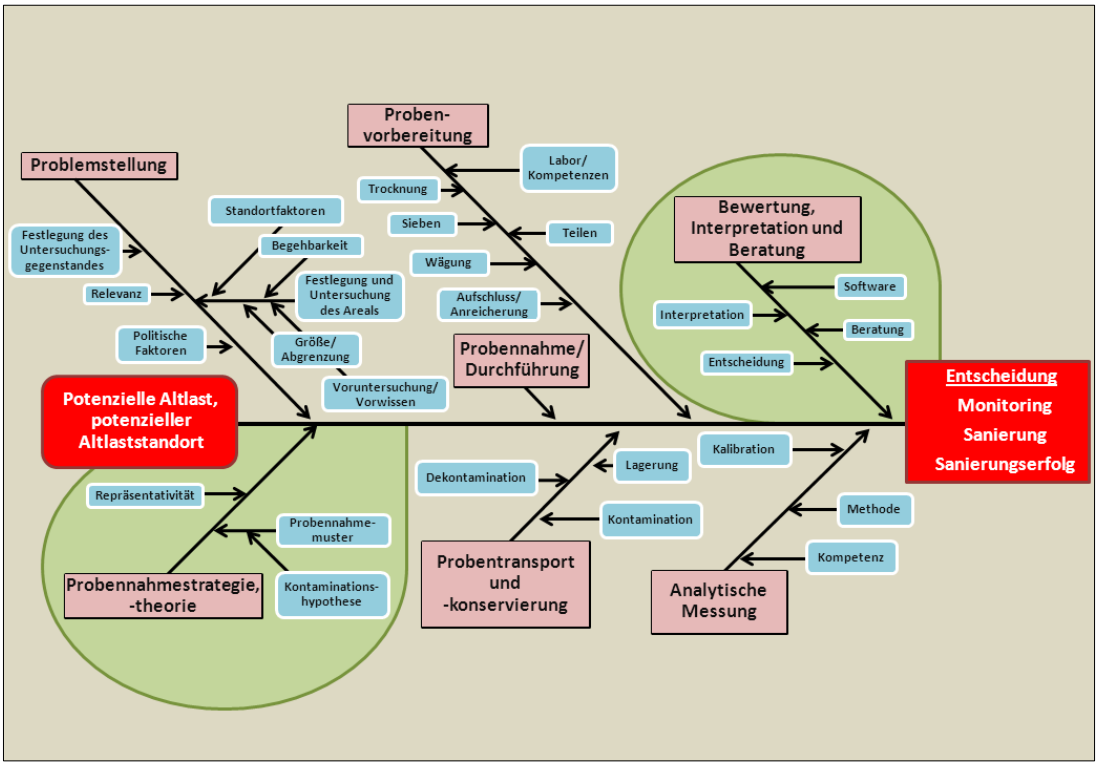


Abbildung 16: Arbeitsschritte und deren Einflussgrößen / Unsicherheiten in einem Ursache-Wirkungs-Diagramm nach Ishikawa (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

(ein detailliertes Diagramm ist im Anhang enthalten)

3.1.1 Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese)

Eine den jeweiligen Standortgegebenheiten adäquate Probennahmestrategie hat ein repräsentatives Abbild der Schadstoffverteilung zum Ziel. Zur Erreichung eines solchen Abbildes ist es für die Probennahmestrategie erforderlich, ein Probennahmeraster zu wählen, für das nach Vorliegen der Analyseergebnisse gewährleistet ist, dass mit der räumlichen Interpolation die Variabilität der Schadstoffverteilung des Standortes entsprechend des gewünschten Aussagegrades hinreichend genau beschrieben werden kann. Um die Repräsentativität für die räumliche Interpolation der Probennahmepunkte im Fokus zu behalten, sollte dementsprechend ein geeignetes Probennahmeraster gewählt werden. Hierbei ist es wichtig, die räumliche Variabilität des beprobten Standortes zu berücksichtigen. Bei der Anwendung des Interpolationsvefahrens Kriging werden räumliche Korrelationen und Varianzen ermittelt und auf dessen Grundlage interpoliert. SPIRGATH, T. (2006:89) empfiehlt bei hoher Varianz das Untersuchungsgebiet in kleine Teilflächen aufzuteilen und diese zu interpolieren.

Im Rahmen des Forschungsprojektes werden verschiedene Probennahmestrategien an verschiedenen Standorten mit individuellen Probennahmerastern interpoliert, um die ungeordnete Verteilung bzw. einen Gradienten zu ermitteln. Folgende Probennahmeraster sind u.a. möglich.

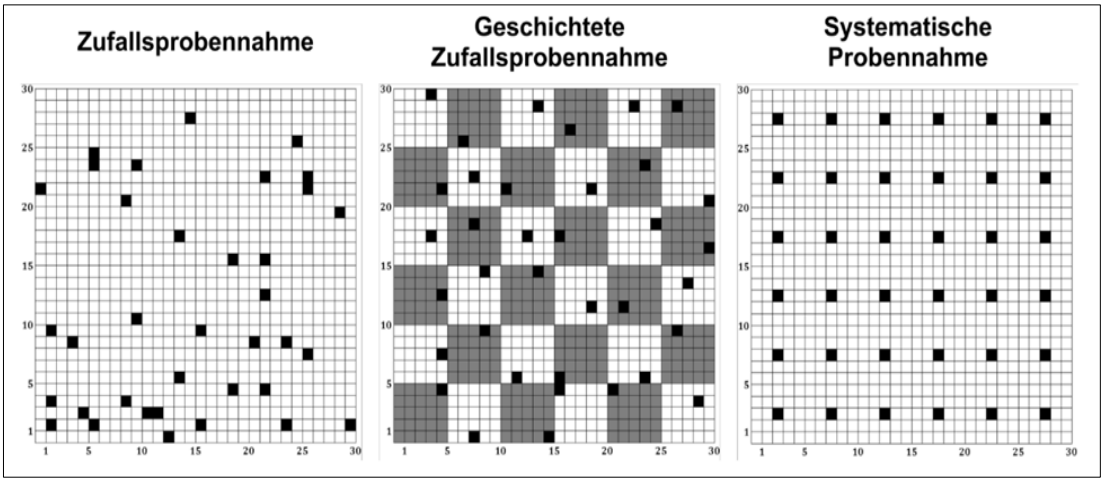


Abbildung 17: Exemplare verschiedener Probennahmemuster mit der Probenzahl n = 36 (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Die Wahl der Probenahmestrategie zum Erhalt eines repräsentativen Abbildes der Schadstoffverteilung, ist mit Unsicherheiten verbunden. In der Praxis wird unter bestimmten Umständen, welche bei der historischen Untersuchung ermittelt wurden (abweichend vom Raster), entlang eines Gradienten oder der Grenze eines erwarteten Schadstoffherdes beprobt. Dieses Muster kann sternförmig (kreuzförmig), kreisförmig oder quadratisch, je nach Ausdehnung, Art und Flüchtigkeit des beproben Analyten sein. Im Rahmen des Projektes wurde die kreuzförmigen Beprobung für die Standorte Lauscha und Bad Liebenstein durchgeführt. Der Standort Otto-Schott-Platz wurde im quadratischen Raster beprobt.

Eine den jeweiligen Standortgegebenheiten adäquate Probennahmestrategie hat ein repräsentatives Abbild der Schadstoffverteilung zum Ziel. Zur Darstellung eines solchen Abbildes ist es für die Probennahmestrategie erforderlich, ein Probennahmeraster zu wählen, für das nach Vorliegen der Analyseergebnisse gewährleistet ist, dass mit der räumlichen Interpolation die Variabilität der Schadstoffverteilung des Standortes entsprechend des gewünschten Aussagegrades hinreichend genau beschrieben werden kann.

Die Aufstellung dieses standortspezifischen Probennahmerasters setzt grundlegende Kenntnisse des Gutachters zur Genese der Kontamination und damit zur Ausbreitung der Schadstoffe voraus. Die Gesamtheit der vermuteten, recherchierten oder bereits durch Voruntersuchungen bekannten Schadstoffverteilungen wird hier als Kontaminationshypothese bezeichnet.

Abbildung 18: Beispiel für ein einfaches orthogonales Probennahmeraster anhand der grundsätzlich bekannten Genese der Kontamination durch Überflutung eines schwermetallbelasteten Gewässers im Auebereich.

Das Gewässer fließt entlang der hier oben dargestellten Grenze des Untersuchungsgebietes und bildet im rechten Bildmittelpunkt einen Nebenarm.

3.1.2 Bewertung und Interpretation

Bei der Auswertung einer begrenzten Anzahl von Punktdaten (koordinatenbezogene Schadstoffgehalte) können mit Hilfe verschiedener Interpolationsverfahren Werte für beliebige Punkte zwischen den Probenpunkten geschätzt bzw. für eine flächenhafte Struktur abgeleitet werden. Wichtige Aspekte für die Interpolationsverfahren sind Nachbarschaftsbeziehungen und Gewichtungsfaktoren zwischen den Probennahmepunkten.

Um die Verteilung der Kontaminanten visualisieren zu können, lassen sich durch verschiedene Interpolationsverfahren kontinuierliche Oberflächen aus wenigen verteilten Messpunkten berechnen. In der Praxis existieren für verschiedene Frage-

stellungen und Anwendungsgebiete unterschiedliche Interpolationsverfahren. Diese unterscheiden sich in der methodischen Herangehensweise, dem Rechenaufwand und ihrer Genauigkeit, insbesondere aber in ihrer speziellen Eignung für das spezielle Problem, die spezielle Kontaminationshypothese, den speziellen Standort. Daher ist es von herausragender Bedeutung, die räumliche Datenstruktur zu kennen, um das geeignete Interpolationsverfahren auswählen zu können.

Die Kontaminationshypothese hat einen großen Einfluss auf weitere Untersuchungen bis hin zum Ausweisen der Sanierungszonen. Geht der Gutachter von einer Gradientenverteilung aus, werden nach der Abbildung 19 bestimmte Sanierungszonen ausgewiesen.

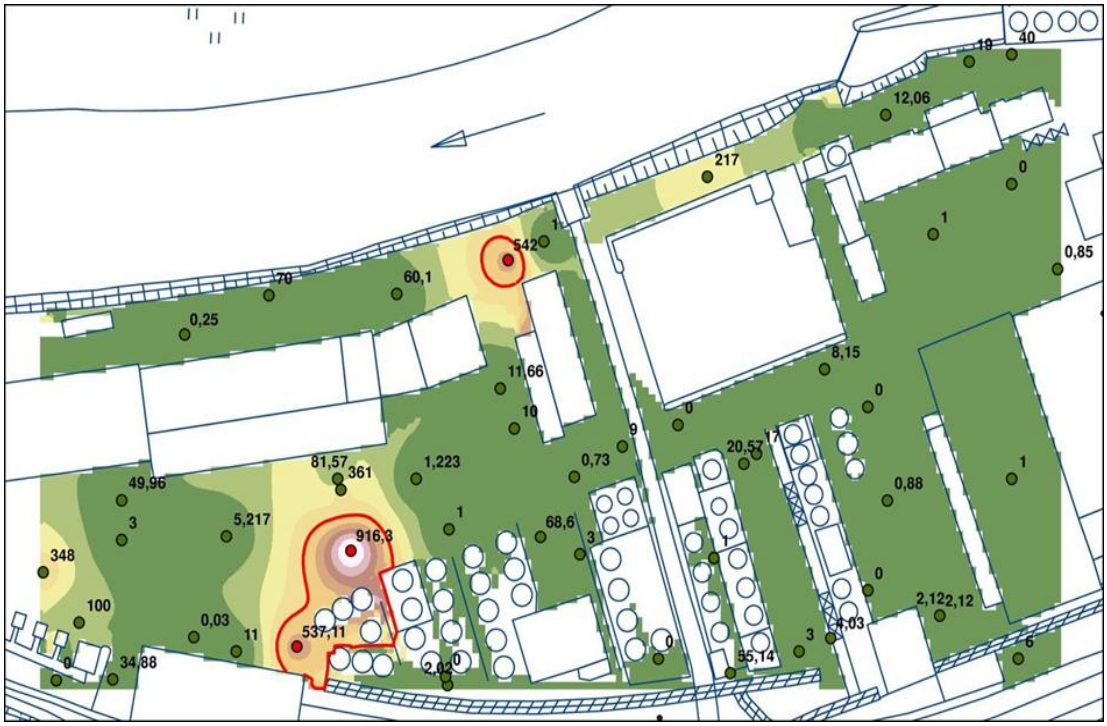


Abbildung 19: Ausweisung von Sanierungszonen einer Gradientenverteilung anhand eines Praxisbeispiels.

Würde es sich dennoch um eine zufällig ungeordnete Schadstoffverteilung handeln, wären weitere Kontaminationen (80-1060 Hotspots) möglich. Die Abbildung 20 vergleicht die unterschiedlichen Hypothesen mit ihren Folgen für eine anschließende Sanierung.

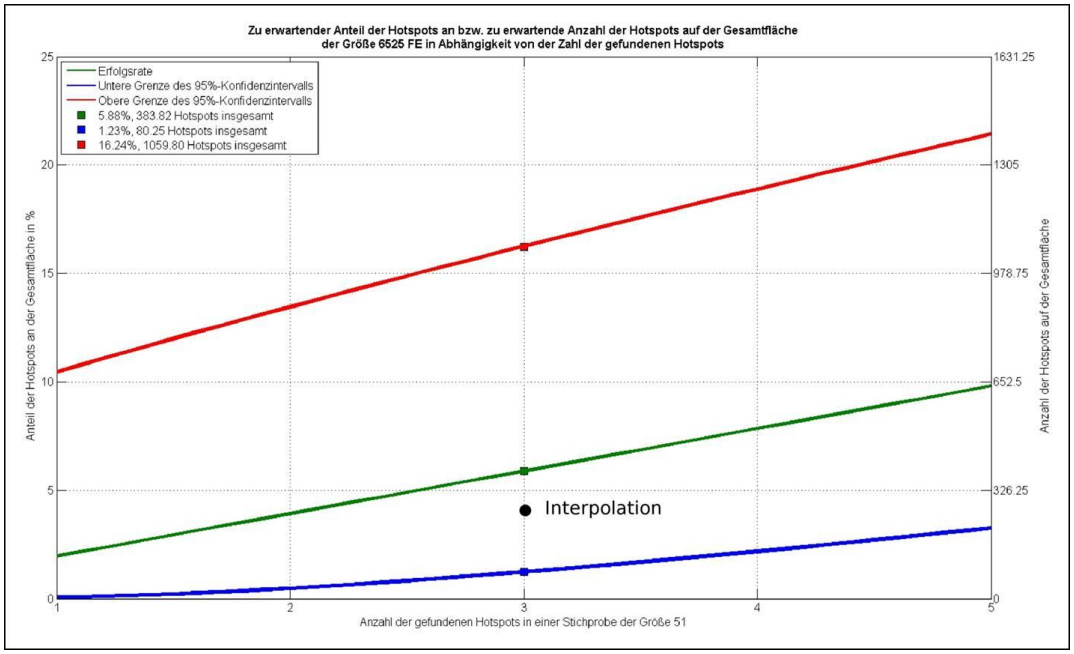


Abbildung 20: Vergleich der zu sanierenden Fläche der verschiedenen Kontaminationshypothesen

Mit der (Semi-) Variogrammanalyse können Aussagen über die anisotrope Verteilung von Schadstoffen im Raum erzielt werden. Sie ist insbesondere aber für die Auswahl geeigneter Interpolationsmethoden von herausragender Bedeutung.

Mit Hilfe der Variographie wird der Algorithmus abgeleitet, der die Grundlage der Interpolation bildet. Dieses eigenständige Verfahren stellt in einem (Semi-) Variogramm (halbe Varianz zwischen zwei Punkten) die (Semi-) Varianzen aller Punktpaare in Abhängigkeit von ihrem Abstand dar, d.h. der Zusammenhang zwischen den Merkmalsausprägungen wird gegenüber ihrer räumlicher Distanz aufgeführt. Im Idealfall ist der Zusammenhang zwischen nähergelegenen Punkten stärker, als zwischen weiter entfernt liegenden. Die (Semi-) Varianz γ sollte also mit zunehmender Entfernung ansteigen, bis sich die (Semi-) Varianz mit zunehmender Distanz nicht mehr verändert, sich also eine Art Plateau ausbildet. Aus einer Vielzahl dieser Punktpaare werden empirische (Semi-) Variogramme aufgebaut.

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

SCHWERPUNKTE

Empirische (Semi-) Variogramme bestehen aus Punktdaten, zwischen denen es Informationslücken gibt (Abbildung 21).

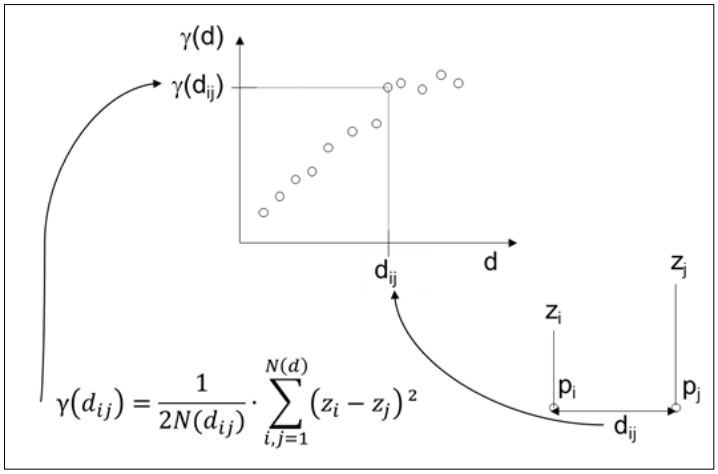


Abbildung 21: Aufbau eines empirischen (Semi-) Variogramms (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Um stetige Informationen für die gesamte Fläche zu erhalten, wird das theoretische (Semi-) Variogramm berechnet (Abbildung 22).

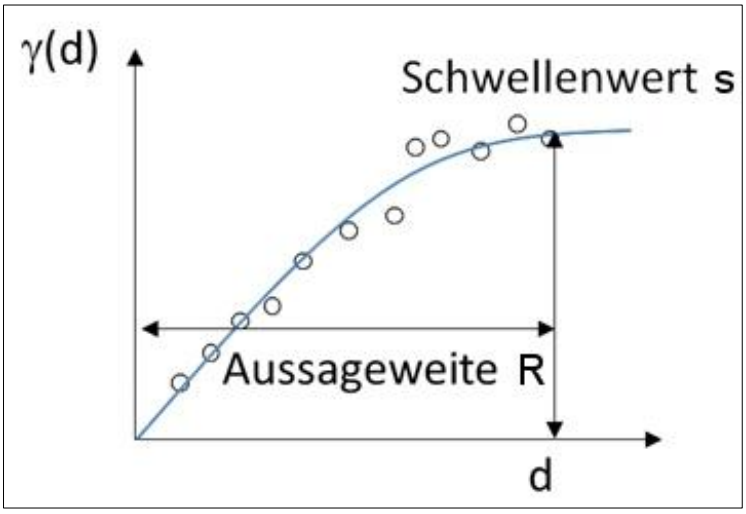


Abbildung 22 Theoretisches Semivariogramm.

Das theoretische (Semi-) Variogramm erlaubt das Ableiten einer Funktion, mit deren Hilfe jeder Punkt der Fläche geschätzt werden kann. Charakterisiert wird dieses (Semi-) Variogramm durch die Kenngrößen Schwellenwert (s, Sill) und Aussageweite (R, Range). Die Aussageweite gibt eine Distanz an, bis zu der die Punkte einzelner Punktpaare in geostatistischem Zusammenhang stehen. Über diese Grenze (Schwellenwert) hinaus ändert sich γ mit zunehmender Distanz nicht mehr. Ist also die Aussageweite des räumlichen Zusammenhangs bekannt, ist zu schlussfolgern, dass Punkte, die mit einer Distanz $d_i > R$ voneinander entfernt liegen, keinen rechnerischen Zusammenhang haben. Die Folge wäre, dass zwischen diesen Punkten keine Information in den Raum hinein geschätzt werden darf. Liegt ein Punkt p_2 aber innerhalb der Aussageweite eines zu schätzenden Punktes p_1, kann p_1 mithilfe von p_2 interpoliert werden ($d_i \leq R$). Dieses Vorgehen

sollte für alle Punkte einzeln berücksichtigt werden, was zur Folge hat, dass zu jedem Punkt die Entfernung zu dessen nächsten Nachbarn (nearest neighbour) bestimmt werden muss. Die Aussageweite soll dabei immer größer sein als die größte Distanz zweier ‚nearest neighbours' d_i (Tabelle 21, Tabelle 22).

Bei Interpolationen sind Distanz-Puffer um jeden Punkt üblich, die alle Punkte einschließen, welche zur Interpolation herangezogen werden. Es macht daher aus o.g. Gründen wenig Sinn, einen Puffer P zu wählen, der größer als die Range ist ($P \geq R$). Die Mindestgröße des Puffers muss andererseits natürlich so gewählt werden, dass mindestens ein Punkt zur Interpolation herangezogen wird (Abbildung 23).

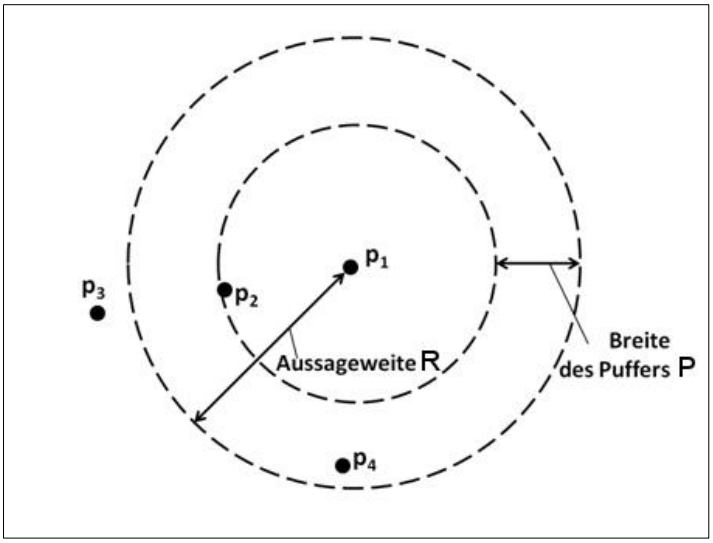


Abbildung 23: Einfluss der Aussageweite auf den Zusammenhang verschiedener Probennahmepunkte (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).[5]

[5] Die Punkte p_2 und p_4 befinden sich innerhalb der Aussageweite von p_1, woraufhin dieser interpoliert werden darf. Punkt p_3 liegt außerhalb der Aussageweite von p_1 und darf nicht zur Interpolation herangezogen werden. Der Radius des Puffers liegt zwischen p_2 und der Aussageweite.

Punktpaare	Distanz
p_1p_2	4
p_1p_3	8
p_1p_4	6
p_2p_3	4
p_2p_4	6
p_3p_4	8,25

Tabelle 21: Punktpaare und Distanzen

Nearest neighbours	Abstand *nearest neighbours*
p_1, p_2	4
p_2p_1, p_{2p},p_3	4
p_3p_2	4
p_4p_1, p_4p_2	6

Tabelle 22: Nearest neighbours

Sobald aber eine Distanz zwischen ‚nearest neighbours' größer ist als die Aussageweite, so ist eine Interpolation ungeeignet, da sich die Daten zu sprunghaft ändern und nicht in ausreichend räumlichen Zusammenhang stehen. Ein solcher Datensatz impliziert eine für Interpolationen ungeeignet hohe räumliche Variabilität.

Eine Erhöhung der Probenzahl und die damit einhergehende Verringerung des Punktabstandes (abhängig vom Probennahmemuster) erhöht die Informationsdichte auf der Fläche und kann das Verhältnis di:R zugunsten einer größeren Aussageweite verschieben. Definitionsgemäß wäre eine Interpolation möglich. Abbildung 24a und Abbildung 24b zeigen, dass es sich im vorliegenden Beispiel wahrscheinlich um einen Gradienten handelt. Ist die Fläche aber durch sprunghafte Wechsel der Merkmalsausprägung gekennzeichnet, die auch über kürzere Distanzen vorliegen, dann hat die Erhöhung der Probenzahl nicht den gewünschten Effekt und die Aussageweite würde sich mit abnehmenden Punktabständen ebenfalls verringern.

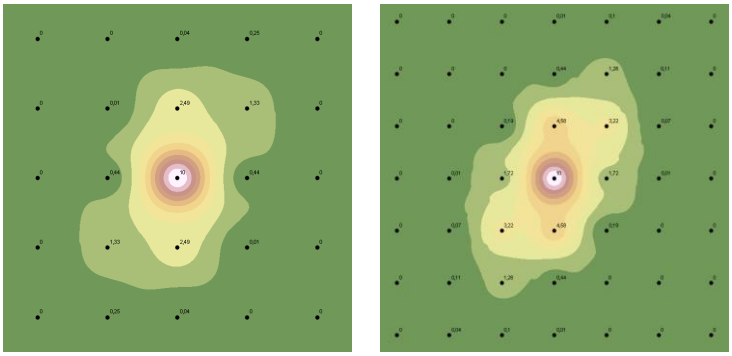


Abbildung 24: Interpolation der Grundfläche auf Basis von (a) n = 25 und (b) n = 49 Stützpunkten.

Anwendung unterschiedlicher Interpolationsverfahren:

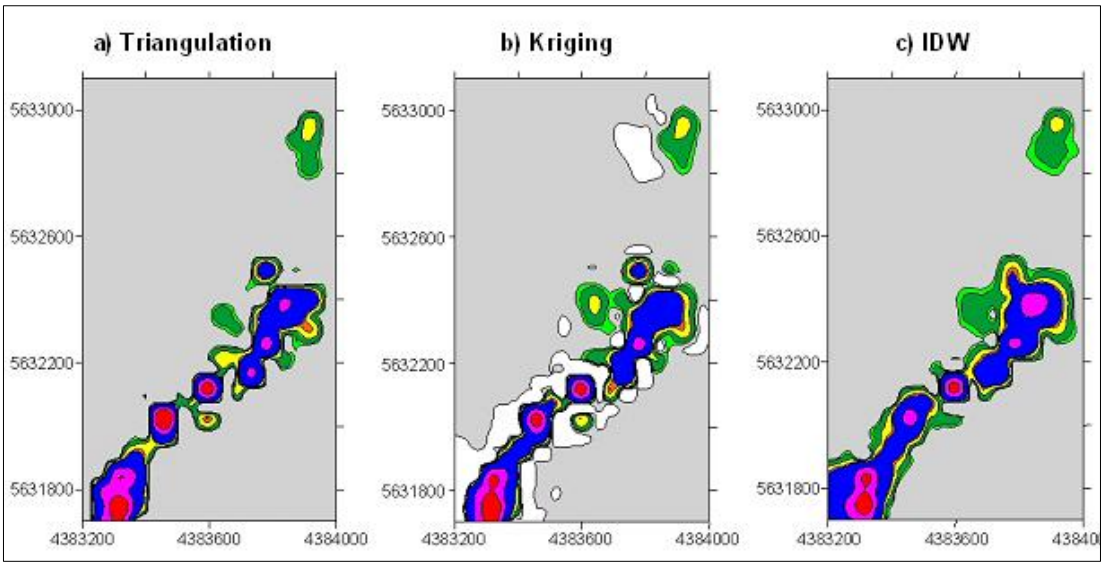


Abbildung 25: Beispiel für die Ergebnisse der Anwendung verschiedener Interpolationsverfahren für einen Schadstoff am gleichen Standort

Abbildung 25 mag als Beispiel dafür gelten, welche Folgen die Wahl des geeigneten Interpolationsverfahrens für die Praxis haben kann und welch hohe Verantwortung der Bearbeiter hat. Fällt ein Flurstück, hier beispielsweise im Bereich des Randes der Kontamination, durch das gewählte Interpolationsverfahren in den Belastungsverdacht, obwohl auf dem Flurstück selbst keine Probe entnommen wurde und die nächst benachbarte Probe einen Gehalt unter einem Eingreifwert für Sanierungsmaßnahmen aufweist, bekommt der Flurstückbesitzer 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 möglicherweise mit einer behördlichen Anordnung zur Sanierung rechnen.

Durch Interpolation werden Werte für eine flächenhafte Struktur aus einer begrenzten Anzahl von Probenpunktdaten vorhergesagt. Die Anwendung liegt in der Schätzung unbekannter Werte zwischen geographischen Punktdaten, wie es Probennahmepunkte darstellen. Dabei wird mit Hilfe bekannter Stützpunkte (Probennahmepunkte) eine Vorschrift gebildet, um beliebigen Punkten innerhalb des Untersuchungsgebietes einen eindeutigen Wert zuzuordnen. Wichtige Aspekte für die Interpolationsverfahren sind Nachbarschaftsbeziehungen und Gewichtungsfaktoren zwischen den Probennahmepunkten. Um die Verteilung der Schadstoffe visualisieren zu können, lassen sich durch verschiedene Interpolationsverfahren kontinuierliche Oberflächen aus wenigen verteilten Messpunkten berechnen.

In der Praxis existieren für verschiedene Fragestellungen und Anwendungsgebiete unterschiedliche Interpolationsverfahren. Diese unterscheiden sich in der methodischen Herangehensweise, dem Rechenaufwand und ihrer Genauigkeit.

Interpolationsmethoden gliedern sich in statistische und nichtstatistische Verfahren. Eine Klassifizierung in globale und lokale oder lineare und nichtlineare Verfahren ist außerdem möglich. Alle Interpolationsverfahren gehen von der Ähnlichkeit zwischen räumlich benachbarten Werten aus. Demzufolge geht der räumliche Zusammenhang davon aus, dass nah beieinander liegende Werte eine größere Ähnlichkeit aufweisen als räumlich weit entfernte.

Nichtstatistische Interpolationsverfahren

Die Polygonmethode

Bei der Polygonmethode wird dem unbeprobten Ort der räumlich nächste gemessene Wert zugeordnet. Das Ergebnis ist die Unterteilung des Untersuchungsgebietes in Polygone (Thiessen-Polygone). Innerhalb der Polygone sind die Werte alle gleich. Die Dichte der gemessenen Punkte beeinflusst die Sprungstellen der Werte zwischen den Polygonen und die Größe der Polygone. Die Plausibilität der Methode ist demzufolge abhängig von der Dichte der Probennahmepunkte. Eine geringe Dichte ruft größere Polygone mit stärkeren Sprungstellen hervor, welche die Abweichung zur realen Welt vergrößern.

Abbildung 26 zeigt die Ergebnisse der Interpolation mittels der Thiessen Polygone der Bohrergebnisse des Otto-Schott-Platzes. Es wird deutlich, dass die Proben-namestrategie im Raster durchgeführt wurde. Die Probennahmepunkte, welche nicht im Randbereich liegen, sondern jeweils 4 benachbarte Probennahmepunkte besitzen, ergeben eine gleichartig gerasterte Fläche mit denselben Analysewerten wie der jeweils dazugehörige Probenamepunkt. Außerhalb der Bereiche, die im gleichmäßigem Raster angeordnet sind, entstehen Polygone, welche dem Analysewert des jeweils nächst gelegenen Probennamepunktes entsprechen.

Bewertung:

Die Methode der Thiessen-Polygone ermöglicht es die punkthaft vorliegenden Daten flächenhaft anzuzeigen und eine Tendenz hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Konzentrationen visuell darzustellen. Ein engmaschig angelegtes Beprobungsraster erzielt eine höhere Plausibilität. Ziel ist es aber zwischen Punkten einen Übergangsbereich darzustellen. Da durch die Methode der Zwischenraum von Probennahmepunkten nur sprunghaft dargestellt werden kann, ist die Methode für die Interpolation von Probennahmepunkten bei der Altlastenerkundung bedingt geeignet und wird in den folgenden Untersuchungen nicht weiter berücksichtigt.

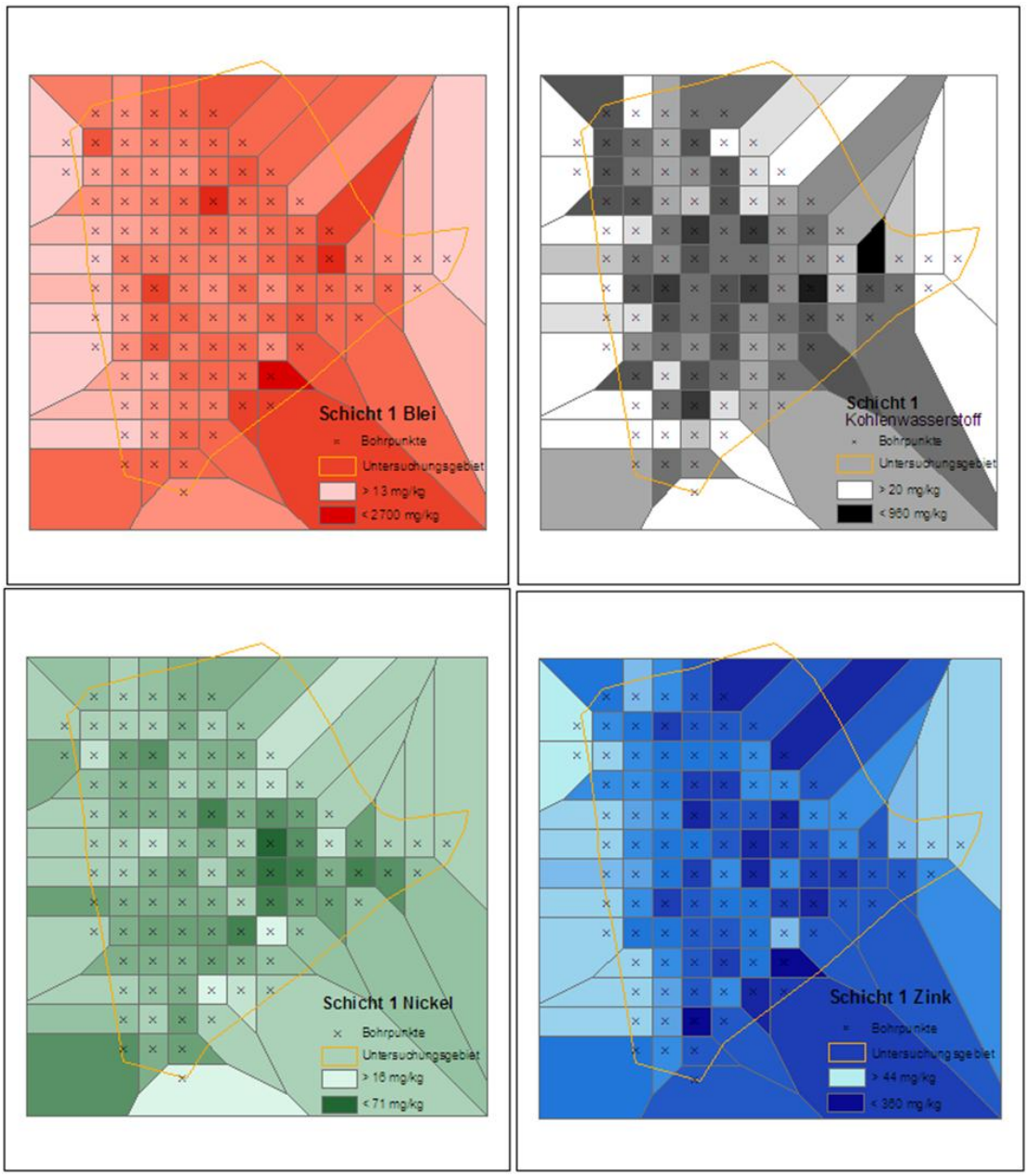


Abbildung 26: Methode: Thiessen-Polygon (nearest neighbor) Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1

Spline

Bei Spline handelt es sich um eine Funktion der Mathematik aus der Analysis. Dabei sollen an den Verbindungsstellen Bedingungen gestellt werden. Ein Spline ist die Verbindung zwischen den beprobten Punkten, welchen stetige, quadratische oder kubische Bedingungen zugewiesen werden können. Der Begriff „Spline“ kommt aus dem Schiffbau und beschreibt die Rundung von Schiffsplanken.

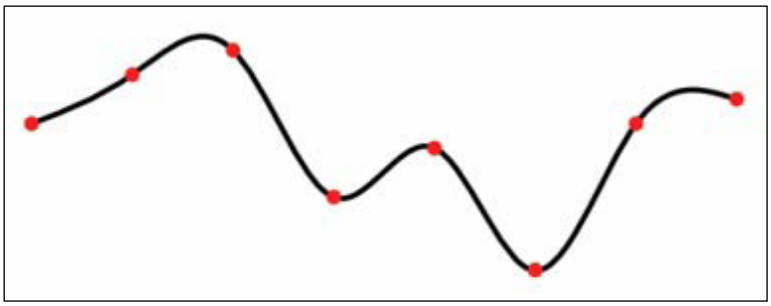


Abbildung 27: kubische Spline Interpolation. Quelle: Hebeler 2004/2005: Räumliche Interpolation und Hydrologische Funktionen in ArcGIS 9. (uni-zürich.pdf)

Die Abbildung 28 zeigt die Interpolation anhand der Spline-Methode für die Analysewerte des Schott-Platzes. Die Ergebnisse zeigen, dass durch die Spline Methode, die Übergänge zwischen den, im Raster angeordneten Probenahmepunkten, gleichmäßig erzeugt werden. Die Methode ermöglicht eine Glättung ohne scharfe Kanten. Um die räumliche Verteilung der Analyten darzustellen, scheint die Methode geeignet. Da die Stützpunkte/ Probennahmepunkte in einem relativ engmaschigen Raster angeordnet sind, deren Werte als Treffer/oder Nicht-Treffer angenommen werden, kann man von einer der Realität ähnelnden, flächenhaften Darstellung ausgehen. Wird bei der Altlastenerkundung im engmaschigen Raster beprobt, eignet sich die Methode um die Punkte zu interpolieren. Da der Fokus der Arbeit auf der Wirtschaftlichkeit, der Reduzierung der Probennahmpunkte und der Eignung einer Methode bei verschiedenen Probennahmemustern und Verteilungstypen liegt, die Spline Methode aber lediglich einen Trend angeben kann, wird diese Methode im weiteren Vorgehen nicht weiter berücksichtigt.

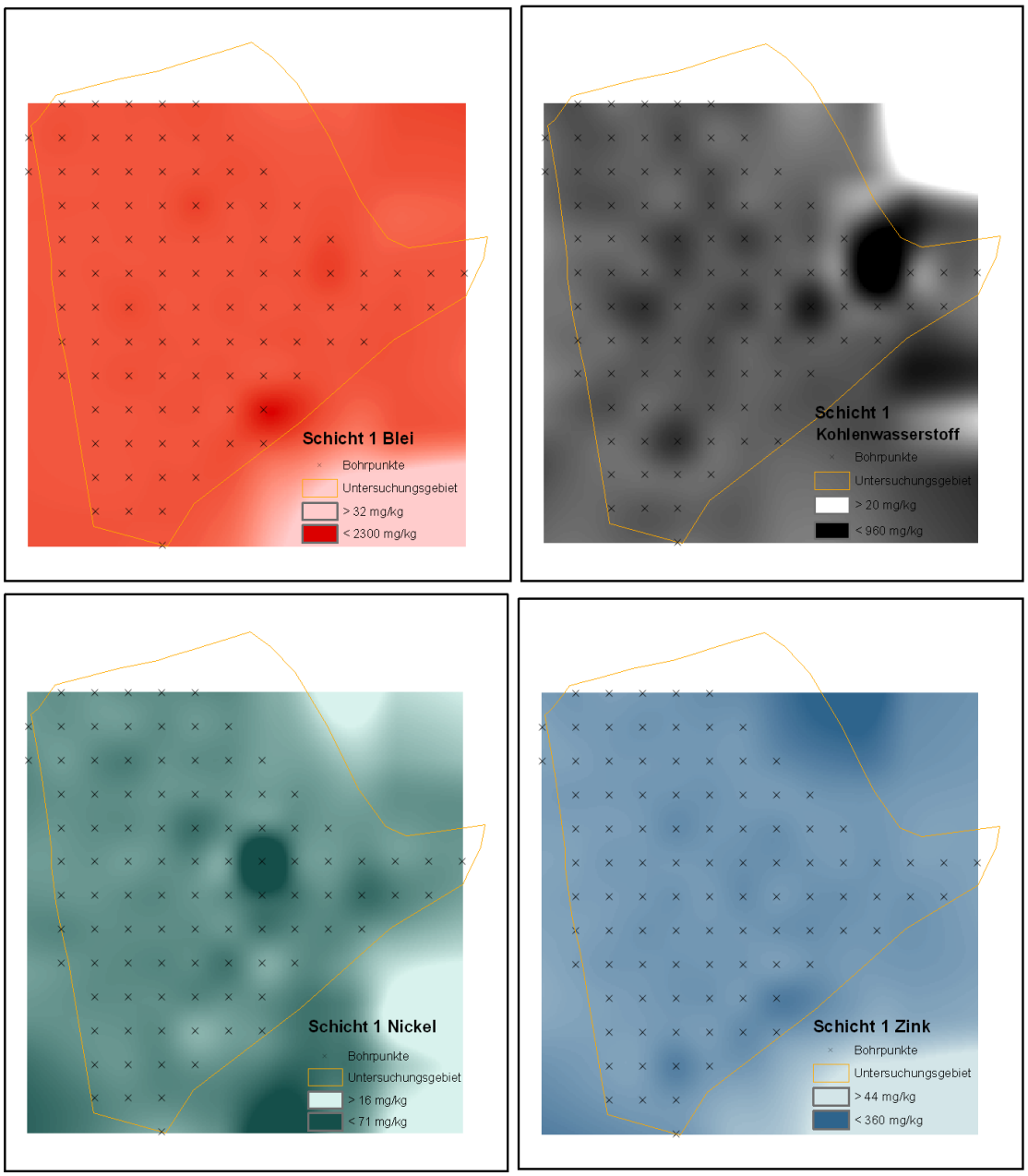


Abbildung 28: Methode: Spline Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1.

Inverse-Distance-Weighting Methode (IDW)

Die IDW-Methode stellt ein nicht statistisches Interpolationsverfahren dar. Dabei hängt die Entfernung der Punkte zueinander von deren Ähnlichkeit ab. Die Methode beurteilt demzufolge ähnliche Werte anhand ihrer Entfernung zueinander. Weiter entfernte Werte sind unähnlicher. Es wird eine stetige Werteoberfläche erzeugt, denn die Bildung von Variablen am unbeprobten Ort wird anhand des gewichteten Mittels der benachbarten beprobten Messpunkte ermittelt. Die Distanz zweier beprobter Orte geht in die Wichtung mit ein. Die Werte am unbeprobten Ort sind proportional zum inversen Abstand zwischen beprobten und unbeprobten Ort. Der Wert, welcher näher am beprobtem Ort liegt, ist demzufolge ähnlicher dem beprobten Wert.

Die Probennahmepunkte des Schottplatzes werden anhand der IDW-Methode interpoliert und die Wahl der geeigneten Parameter erfolgt an der Gegenüberstellung der Fehlermaße, die aus der Kreuzvalidierung entstehen. Für die IDW-Methoden stehen der Mean Error und der RMSE (Root Mean Square Error) zur Verfügung. Folgende Graphen zeigen die Fehlermaße auf der y-Achse und die integrierten Punkte auf der x-Achse. Die Wahl der Stützstellenpunkte beeinflusst das Ergebnis hinsichtlich der räumlichen Korrelation. Erhöhung der der Stützstellenzahl erhöht die räumliche Korrelation weiter entfernter Punkte. Eine Limitierung dieses Faktors verstärkt die Abhängigkeit der nahe gelegenen Punkte. Aufgrund der optimalen Fehlermaße und visueller Entscheidung erfolgt die Wahl des Power Parameters, da durch diesen die Fläche geglättet mit nicht mit zu scharfen Kanten und Artefakten wiedergegeben werden kann.

Die Auswertung zeigt, dass bei der Kreuzvalidierung (wobei jeder Wert durch weglassen neu geschätzt wird) bei vier benachbarten, integrierten Punkten die geringste durchschnittliche Differenz (Mean Error) berechnet wird. Bei zunehmender Stützstellenzahl wird der RMSE kleiner.

Ab einer Stützstellenzahl von 25 wird der RMSE (für den Schadstoff Kohlenwasserstoff) nicht signifikant kleiner. Dabei wurde sich an der Beurteilung der Kreuzvalidierung durch den RMSE und den Mean Error orientiert, wobei der RMSE vorrangig beurteilt wird. Begründet wird dies damit, dass die Bohrung im Raster bereits eine Genauigkeit/Tendenz vorgibt. Das Vorhandensein vieler Stützstellen ermöglicht es die Oberfläche zu glätten. Der Trend hinsichtlich absoluter Werte ist durch das engmaschige Raster bekannt. Des Weiteren wird in der einschlägigen Literatur darauf hingewiesen, dass der RMSE ein geeignetes Maß zur Bewertung ist. Die weiteren Probennahmewerte wurden in selbiger Argumentationsweise anhand Fehlermaßen beurteilt. Die Ergebnisse der Fehlermaße werden in folgenden Diagrammen dargestellt und die visuelle Darstellung der IDW Methode folgt anhand von Abbildungen.

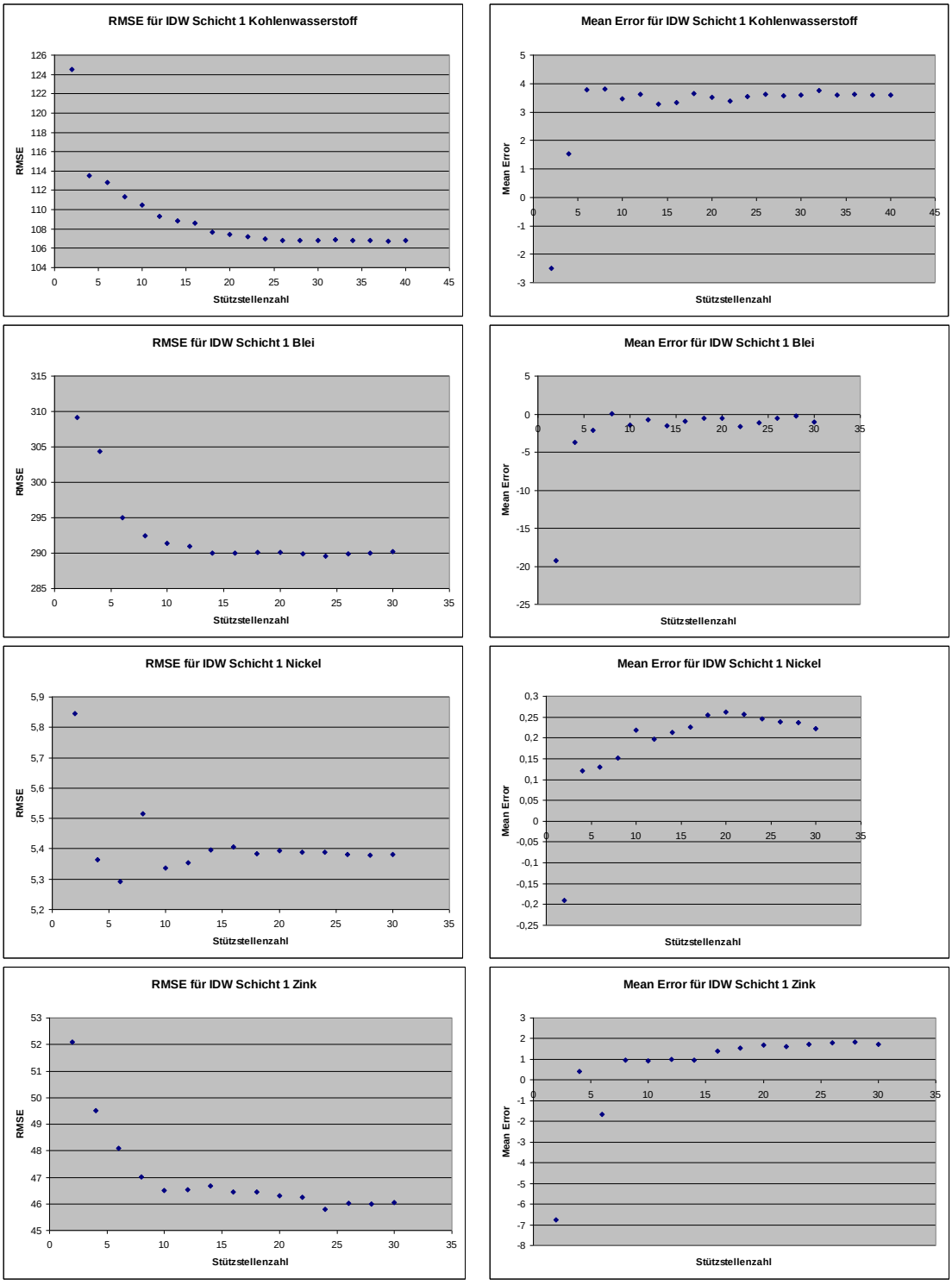


Abbildung 29: RMSE und MEAN Error für IDW

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

SCHWERPUNKTE

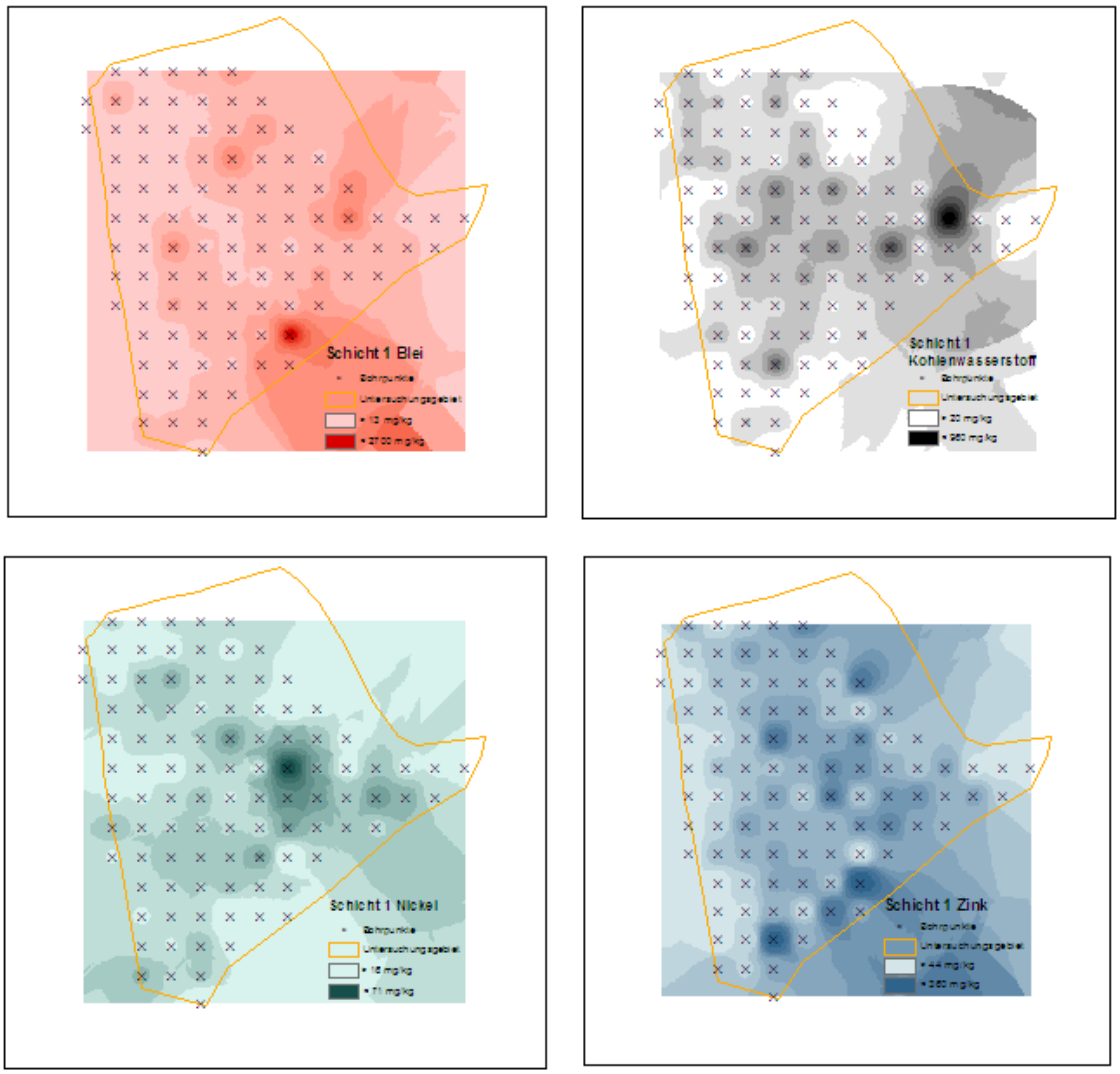


Abbildung 30: Interpolation mit IDW Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1

Beurteilung:

Die Methode der Inversen Distanz eignet sich für die Interpolation der Probennahmepunkte, da sie die unbeprobeten Räume anhand der Distanz zum Beprobten Ort wichtet und gleichzeitig über die Kreuzvalidierung eine Kontroll-funktion implementiert. Durch das Auslassen beprobter Punkte, dessen Vorhersage mit Hilfe benachbarter beprobter Punkte und anschließenden Vergleich von geschätzten und gemessenen Werten wird die Plausibilität verstärkt. Werden Hotspots oder plötzliche Extremwerte im kleinskaligen Bereich erwartet, werden diese möglicherweise über- oder unterschätzt. Das kann aber nicht als Schwäche interpretiert werden, da die Wahl des Probenahmerasters und die Trefferquote repräsentativer Stützpunkte im Vorfeld geschehen muss. Sollte der Experte demzufolge bei der historischen Voruntersuchung und der Wahl geeigneter Stützstellen erfolgreich sein, wird sich auch die Interpolation anhand IDW im Rahmen der Altlastenerkundung eignen.

Kriging

Kriging ist ein geostatistisches Verfahren, bei dem die Daten der Probennahmepunkte als Realisation von regionalisierten Zufallsvariablen aufgefasst werden. Die Realisationen der Zufallsvariablen am unbeprobten Ort werden aus den bekannten Realisationen der Probennahmepunkte geschätzt. Dieser räumlich stochastische Prozess wird in einem Semivariogramm modelliert und als Grundlage für die Interpolation mit Kriging bewertet.

Die Variographie ist eine eigenständige Methode um räumliche Daten zu analysieren und einen räumlichen Zusammenhang zwischen punktuellen Daten zu ermitteln. Ferner stellt sie eine grundlegende Voruntersuchung des Kriging dar, was aber im oberen Teil dieses Kapitels bereits diskutiert wurde.

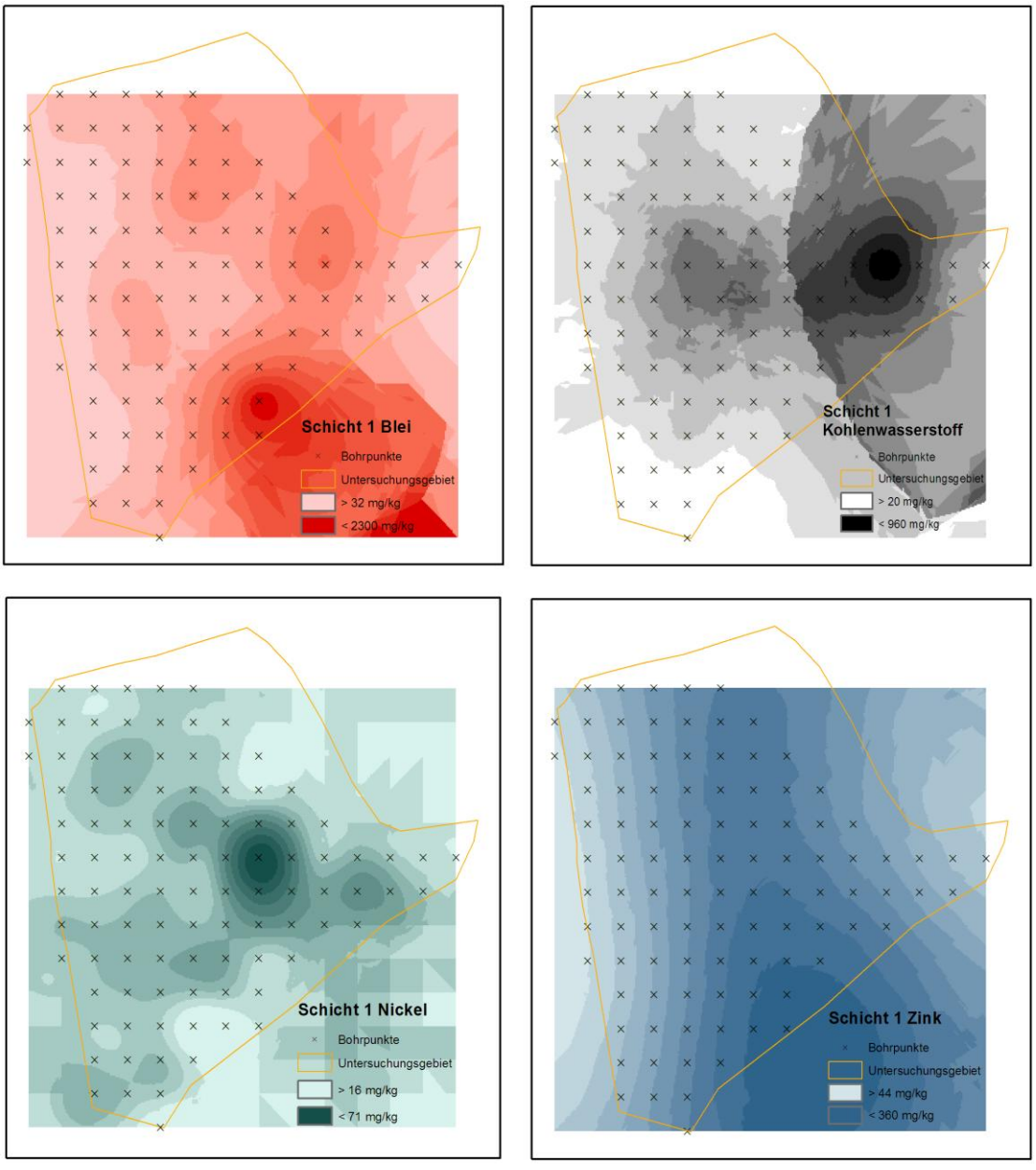


Abbildung 31: Interpolation mit IDW Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

SCHWERPUNKTE

Beurteilung:

Kriging eignet sich für die Interpolation von Altlastenflächen. Die Anwendung der Variogrammanalyse (Variographie) bietet die Möglichkeit eines Interpretationsansatzes über die Probeneigenschaften. Die räumliche Korrelation und die Variabilität der Werte können über die Varianzenfunktion und die Variogrammkomponenten beurteilt werden. Mit Hilfe der Kreuzvalidierung können Gütemaße bzw. Fehlermaße ermittelt werden, welche ein Ermessen der Genauigkeit der Vorhersage ermöglichen.

Der Root-Mean-Square Error (RMSE): gibt den mittleren Quadratwurzelfehler der Schätzung an. Aus den quadrierten Abweichungen wird die Quadratwurzel gezogen und diese dann gemittelt. Er zeigt an, wie nahe das Modell die gemessenen Werte vorhersagt, je kleiner der Wert, desto besser (absolutes Fehlermaß).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum (Si - Zi)^2} \qquad (1)$$

In den Untersuchungen am Standort Otto-Schott-Platz wurde stets ein kleinerer RMSE durch Kriging erzeugt, als beim vergleichenden IDW. Dieses Ergebnis spricht für einen geeigneten Algorithmus. Darüber hinaus empfiehlt die Literatur für die Interpolation von Probennahmepunkten Kriging. Für die Interpolation von Standorten mit einer ungeordneten Schadstoffverteilung, wird eine Aufteilung in kleine Teiluntersuchungsgebiete empfohlen, da die räumliche Korrelation eine untergeordnete Rolle spielt. In den folgenden Ausführungen wurden die IDW-Methode sowie Kriging für die jeweiligen Untersuchungsgebiete unterschiedlicher Charakteristik und Probennahmestrategie durchgeführt und jeweils anhand der Fehlermaße beurteilt.

3.2 Grundtypen der Schadstoffverteilung

3.2.1 Allgemeine Beschreibung der Verteilungsgrundtypen

Der Mensch verändert durch vielfältige Tätigkeit die stoffliche Zusammensetzung von Böden. Mit zunehmendem Bewusstsein für solche Veränderungen werden diese erfasst und insbesondere schädliche Veränderungen zielgerichtet unterbunden sowie bereits entstandene Schäden im Rahmen verhältnismäßiger technischer Maßnahmen saniert oder gesichert.

Die Verteilung von Schadstoffen im Boden wird von verschiedenen, sowohl natürlichen als auch anthropogenen Einflussfaktoren bestimmt. Die Art der Emission, die jeweiligen Transferpfade, die Eigenschaften der Schadstoffe und das Aufnahmeverhalten der Böden bestimmen die Muster der Schadstoffverteilung.

Im Wesentlichen kann die Schadstoffverteilung drei Grundtypen zugeordnet werden:

1. der ungeordneten Verteilung
2. der Gradientenverteilung (auch ‚Gradient')
3. den Hotspots.

Die Erscheinungsbilder der Konzentrationsverteilungen der drei Grundtypen sind nachfolgend schematisiert dargestellt. Im Verlaufe der weiteren Kapitel sind weitere Praxisbeispiele enthalten.

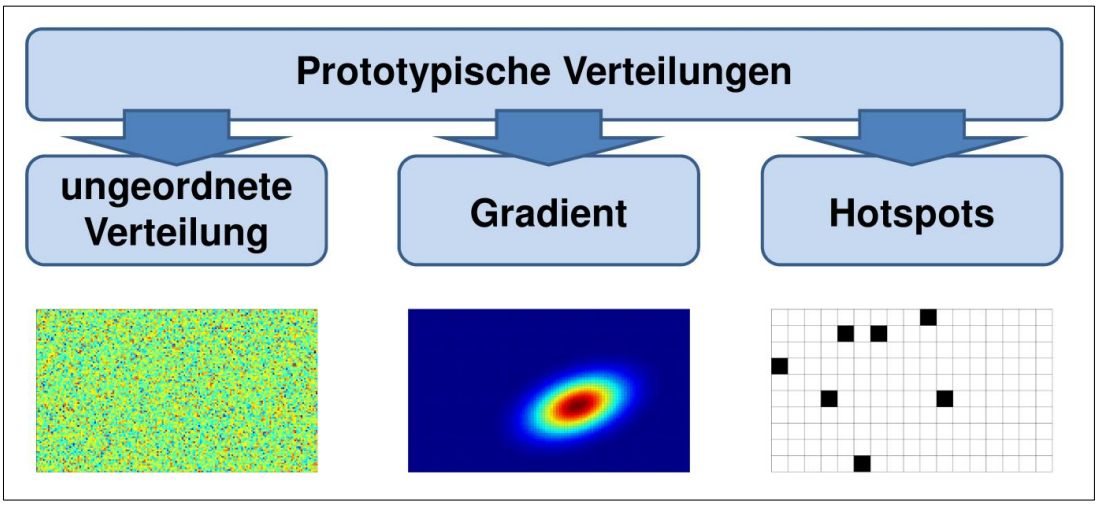


Abbildung 32: Schematische Darstellung der Erscheinungsbilder der Konzentrationsverteilung der drei Grundtypen (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

GRUNDTYPEN DER SCHADSTOFFVERTEILUNG

Mengentheoretisch können Hotspots als Teilmenge von Gradienten und Gradienten als Teilmenge der ungeordneten Verteilung betrachtet werden. Nachfolgende Tabelle zeigt, welche Art von Emissionen zu welchem Grundtyp führen kann:

Tabelle 23: Zuordnung verschiedener beispielhafter Emissionen zu Grundtypen der Schadstoffverteilung im Boden.

Ungeordnete Verteilung	Gradient	Hotspot
- Naturereignisse, Katastrophen mit Überschwemmungen, Umlagerungen, Rutschungen, Ausspülungen - willkürliche Ausbringungen mit flächenhaften Austrägen, Verschleppung, Planierung - atmosphärische Immissionen von gasförmigen, flüssigen, Aerosol- und staubförmigen Schadstoffemissionen über große Strecken - diffuse Quellen, wie z.B. Feldwirtschaft - illegale oder unplanmäßige Abfallentsorgungen, Verrieselungen, Klärschlamm-ausbringungen, Fäkalien, Baggergut, Kraftwerksaschen etc.	- gas-, staubförmige Emissionen, Aerosole, ausgehend von Schornsteinen oder Abluftanlagen (Punktquellen mit umlaufender Ausbreitung oder entsprechend der Windrichtung(en) - migrierende Kontaminationen‘ mit zumindest teilweisem Schadstoffnachschub, ausgehend von Kanälen, Leckagen, Abscheidern, Schikanen, Klärgruben usw. - von Abtropf- oder Umfüllverlusten oder Havarien ausgehende Schadstoffmigrationen mit in der Regel abnehmender Konzentration bei zunehmender Entfernung zum Eintragsort - Überflutungen durch kontaminierte Gewässer mit zum Talrand abnehmender Konzentration der Schadstoffe im Boden	- Vergrabungen, Ablagerungen oder Überdeckung isolierter schadstoffhaltiger Körper (z.B. Fässer, Batterien…), auch in Folge von Kriegsschäden - Abtropf- und Umfüllverluste sowie Havarien ohne weiteres Eindringen in den umgebenden Boden - allg.: Schadstoffkörper/ -quellen ohne von ihnen ausgehende Migrationen

Die Praxiserfahrungen bei der Untersuchung und Bewertung von Bodenkontaminationen auf Standorten der Industrie und des Gewerbes zeigen

1. dass der Grundtyp des Gradienten bei Altstandorten der weitaus am meisten vorkommende ist
2. die ungeordnete Verteilung oft bei Schadstoffgehalten der Substrate innerhalb von Altablagerungen und Deponien registriert wird
3. auf vielen Standorten Überlagerungen bzw. Mischvarianten der Grundtypen zu verzeichnen sind.

Anhand der vorangestellten Erläuterungen ist abzuleiten, dass die Grundtypen unterschiedliche Anisotropien der Verteilung von Schadstoffen im Raum aufweisen. Diese wiederum äußern sich in typischen Konzentrationsverläufen entlang einer Strecke:

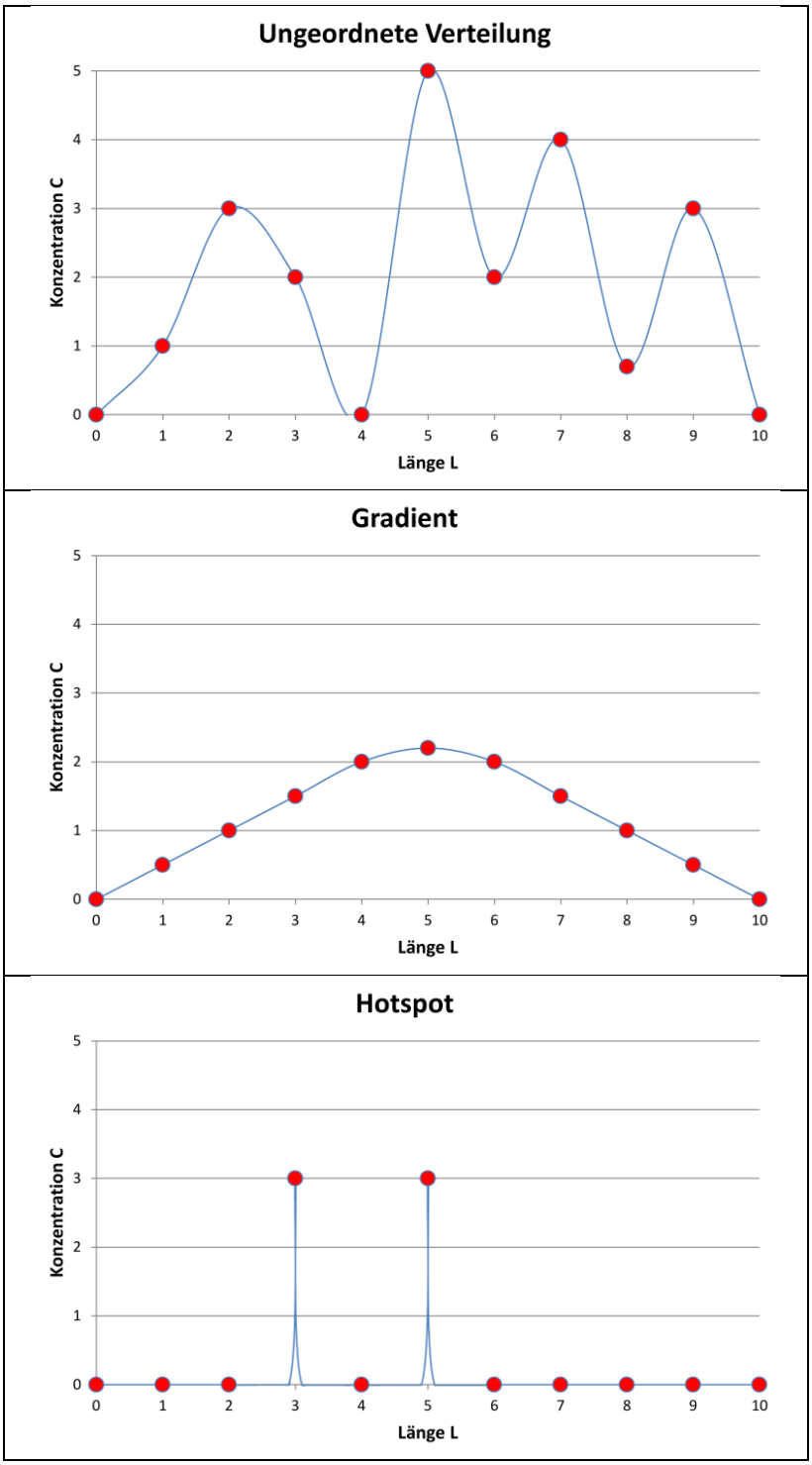


Abbildung 33: Beispielhafte Darstellung typischer Konzentrations-verteilungen der Verteilungs-Typen entlang einer Strecke (Catena).

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

GRUNDTYPEN DER SCHADSTOFFVERTEILUNG

Die voranstehend beschriebenen unterschiedlichen Eigenschaften der Grundtypen führen weiterhin zu unterschiedlichen Fragestellungen bezüglich der Art und Weise von den zu projektierenden Untersuchungen:

Tabelle 24: Wesentliche Fragestellungen für die Untersuchung von Standorten mit den Grundtypen.

Ungeordnete Verteilung	Gradient	Hotspot
1. Mittelwert und dessen Schwankungsbereich über die Gesamtfläche 2. Lokalisierung herausragender Anomalien und gegebenenfalls deren Abgrenzung in weiterer Untersuchungsphase (ggf. Überführung einer Teilfläche in den Grundtyp ‚Gradient')	1. Struktur des kontaminierten Bereiches (Form, Ausbreitungsrichtung, Reichweite, Maximalwert) 2. Abgrenzung Schwellenwert überschreitender Bereiche	1. Detektion (‚Treffer') 2. Prognose des Vorkommens weiterer Hotspots (Anzahl, Vorhersage)

3.2.2 Modellstandorte der Verteilungstypen

Das Projekt basiert auf experimentellen Untersuchungen an folgenden ausgewählten, aber charakteristischen Modelltypen, die durch sehr unterschiedlich ausgeprägte räumliche Schadstoffverteilungen charakterisiert sind:

- ungeordnete, weitgehend stochastische Schadstoffverteilungen
- ein- bzw. zweidimensionale (ggf. auch dreidimensionale) Schadstoffgradienten und
- Hotspots

Diese drei Typen konnten aus eigenen Erfahrungen der Antragsteller wie auch aus der Fachliteratur als die wesentlichen Schadstoffverteilungen angesehen werden. In der Praxis kommen zudem Überlagerungen dieser Verteilungstypen vor.

Die bereits in Kapitel 1.3.2 aufgeführten Modellstandorte weisen bzgl. der Schadstoffverteilungen folgende Charakteristika auf:

Jena, ehemalige Deponie Otto-Schott-Platz

- Beispiel einer sanierten Altlast mit prognostizierten (Rest-)Kontaminationen, die innerhalb des Unsicherheitsbereiches punktuell den Sanierungszielwert übertreffen dürfen.
- ungeordnete Schadstoffverteilungen liegen hier durch zufällige Aufschüttungen vor.
- Standortkenntnisse und Daten wurden vom Kooperationspartner JENA-GEOS® bereits vor dem FuE-Projekt im Rahmen von Auftragsarbeiten erlangt, zusätzlich wurden während des Projektes zwei gezielte Untersuchungsetappen (Rammkernsondierungen mit Bodenprobennahmen) durchgeführt.

Stadtgebiet von Lauscha

- Exemplarisches Objekt für zweidimensionale Gradientenverteilung eines Schadstoffs im Boden aufgrund von Emissionen über den Luftweg von einer Punktquelle ausgehend
- Beispiel einer unsanierten Bodenkontamination
- Daten lagen vor (Ergebnisse eigener Untersuchungen des Kooperationspartners IAAC)

Testfeld bei Dornburg

- da für die räumliche Verteilung von Hotspots keine belastbaren Daten bekannt sind, müssen die Daten durch die verhältnismäßig einfache und praktikable Versuchsanordnung selbst erhoben werden.
- mesoskalige Modellexperimente zur Untersuchung von Hotspot-Verteilungen in Böden sowie deren Trefferrate bei der Beprobung
- eine unkontaminierte Ackerfläche wird mit umweltverträglichem Tracer (Ammoniumstickstoff) als Hotspot-Verteilung dotiert

Im Rahmen des FuE-Projektes wurden die recherchierten Daten weiterer Schadensfälle aus der Praxis von beiden Kooperationspartnern zur vertieften Auswertung herangezogen.

3.3 Verteilungstyp ‚Ungeordnete Verteilung‘

3.3.1 Beschreibung des Grundtyps ‚Ungeordnete Verteilung‘

Eine häufige Form, in der Schadstoffe in festen terrestrischen Kompartimenten unserer Umwelt vorkommen, kann als ‚ungeordnet‘ beschrieben werden. Diese Regellosigkeit kann im Fehlen eindeutiger Schadstoffquellen am Standort begründet werden. Sollten dennoch Eintragsquellen vorliegen, sind diese zufällig verteilt und nicht zahlenmäßig erfasst. Zudem ist ihre Wirkrichtung und Intensivität diffus und unbekannt.

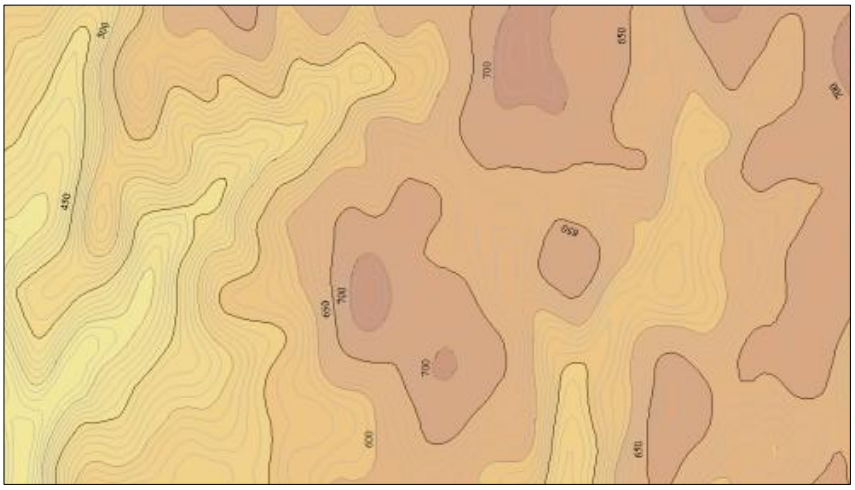


Abbildung 34: Beispiel für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung‘.

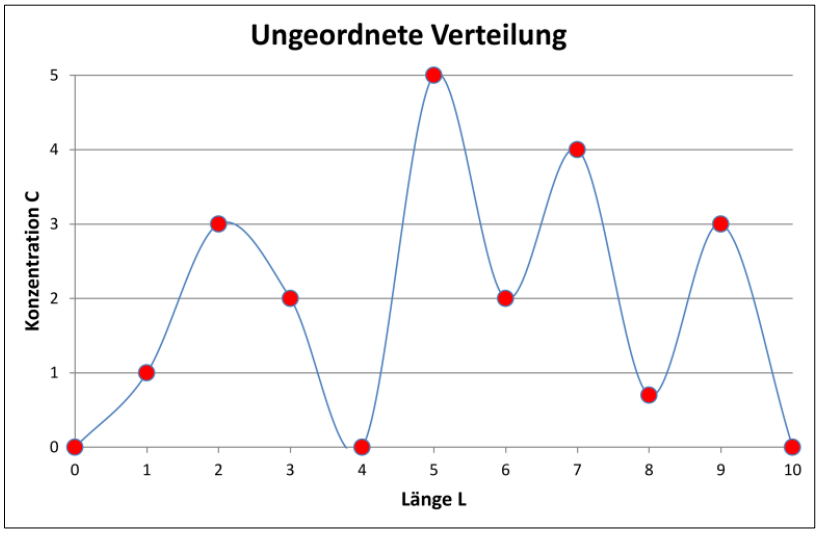


Abbildung 35: Beispielhafte Darstellung einer typischen ungeordneten Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena).

Ungeordnete Verteilungen sind dadurch charakterisiert, dass die Messwerte zwar zwischen einem Minimum und einem Maximum stetig verteilt vorkommen, aber dennoch zufällig auf der Fläche lokalisiert und voneinander unabhängig sind.

3.3.2 Untersuchungen des prototypischen Standortes Otto-Schott-Platz

1. Bohrkampagne

Konzept der Bohrarbeiten

Als ‚ungeordnete Verteilung' wird die Schadstoffverteilung am Modellstandort einer ehemalige Deponie bei Jena (Deponie Otto-Schott-Platz) angesehen. Grund für diese Einstufung war das Wissen um die Entstehung der Verkippungen, die von der JENA-GEOS® im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen begleitet wurden. Von verschiedenen Lokalitäten ankommende LKW brachten leicht bis mittel kontaminierte Erdstoffe, die hier abgekippt wurden und von Planierraupen lagenweise in der Fläche verteilt und verfestigt wurden.

Es waren für die Untersuchungen am Otto-Schott-Platz zwei Bohrkampangen vorgesehen. Im Ergebnis der ersten Kampagne waren anhand der Analysenergebnisse zu den Schadstoffgehalten im Boden Verteilungen zwischen den Probennahmepunkten zu interpolieren, um sie mit der zweiten Probennahme, die an ausgewählten Punkten das erste Raster verdichten sollte, vergleichen zu können.

Zu Beginn wurde auf der Deponie anhand eines gleichmäßigen Rasters von 100 Punkten im 6m Abstand gebohrt, um eine möglichst flächendeckende, vollständige Beprobung durchzuführen. Das Untersuchungsgebiet, innerhalb welchem sich die 100 Bohrpunkte verteilen, konzentriert sich auf den Bereich, in dem die Mächtigkeit der Aufschüttungsschicht mindestens 1m beträgt. An jedem Beprobungspunkt wurde eine Mischprobe aus der oberen Schicht und eine weitere aus der unteren Schicht entnommen. Eine Ausnahme ergibt der Böschungs- oder Randbereich, wo beide Schichten eine vernachlässigbar kleine Differenz besitzen.

Konzept der Analytik

Es sollen ausgewählte Parameter untersucht werden, die eine signifikant nachweisbare Schadstoffanreicherung aufweisen. Entsprechend den vorliegenden Dokumentationen wurden hierfür die Parameter Blei, Zink und Mineralölkohlenwasserstoff im Feststoff als geeignet ausgewählt.

Der Schadstoff Blei ist unmittelbar an technogene Partikel und Fragmente gebunden (Bleiglas, Schleifschlämme) und unterliegt keiner relevanten Elution. Der Schadstoff Zink ist ebenfalls an technogene Partikel und Fragmente gebunden (Schlacke, Asche, eventuell Spezialgläser, Bauschutt) und wird ebenso nicht durch Elutionsprozesse beeinflusst. Bei diesen beiden Parameter sind bei den herrschenden Milieubedingungen die Schadstoffe wegen den substratspezifischen Bindungsformen im Substrat fixiert und Konzentrationsänderungen aufgrund natürlicher Prozesse weitestgehend ausgeschlossen.

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

Der Parameter Mineralölkohlenwasserstoff kann durch Migration und natürliche Abbauprozesse beeinflusst sein. Auch die Genese (Verklappung von Schwelwasser, Kühlmitteln oder Lösungsmittelrückständen sowie Schmierstoffanhaftungen an sonstigen Reststoffen) und somit auch die

Verteilungscharakteristik ist grundhaft verschieden von den Parametern Blei und Zink.

Der Parameter Nickel wurde ausgewählt, um die Verteilungscharakteristik eines Elementes abzubilden, welches nahezu ausschließlich durch natürliche ‚ungestörte' Hintergrundgehalte bestimmt wird.

Technische Vorbereitung der ersten Bohrkampagne

Die Bohransatzpunkte wurden digital nach Lage und Höhe eingemessen. Die jeweiligen Vermessungsdaten lagen im *dwx-Format vor und wurden aus MicoStation CAD als ASCII-Daten exportiert. Anhand ESRI-GIS wurden Digitale Geländemodelle mit einer Auflösung von 1m erstellt. Die Geländemodelle entsprechen der Aufschüttungsebenen der jeweiligen Chargen, folglich der Beprobungsschicht. Aus der Differenz beider Geländemodelle ergab sich die Teufe der oberen Schicht. Daraus folgend ergab sich das Untersuchungsgebiet aus der Fläche, in der die Differenz beider Schichten ≥75 cm betrugt.

Innerhalb des Untersuchungsgebietes wurden 100 Punkte in einem gleichmäßigen Raster mit der Kantenlänge von 6m erstellt. Diese Punktdaten entsprechen den Bohrpunkten. Den Punktdaten wurden eine ID, die Höheninformation aus dem Digitalen Geländemodell von 2008 (Abrisskante), die Höheninformation aus dem Digitalen Geländemodell aus dem Jahre 2006 (Unterkante), deren Differenz, sowie die x-y-Koordinaten zugeordnet. Diese Tabelle ergibt die Lage der Bohrpunkte mit den jeweiligen Bohrtiefen, um beide Schichten beproben zu können. Jeder Bohrpunkt entsprach zwei Probennahmen (unterschiedliche Teufenintervalle). Eine Ausnahme ergibt der Böschungs- oder Randbereich, wo die beiden Schichten eine vernachlässigbar kleine Differenz besitzen.

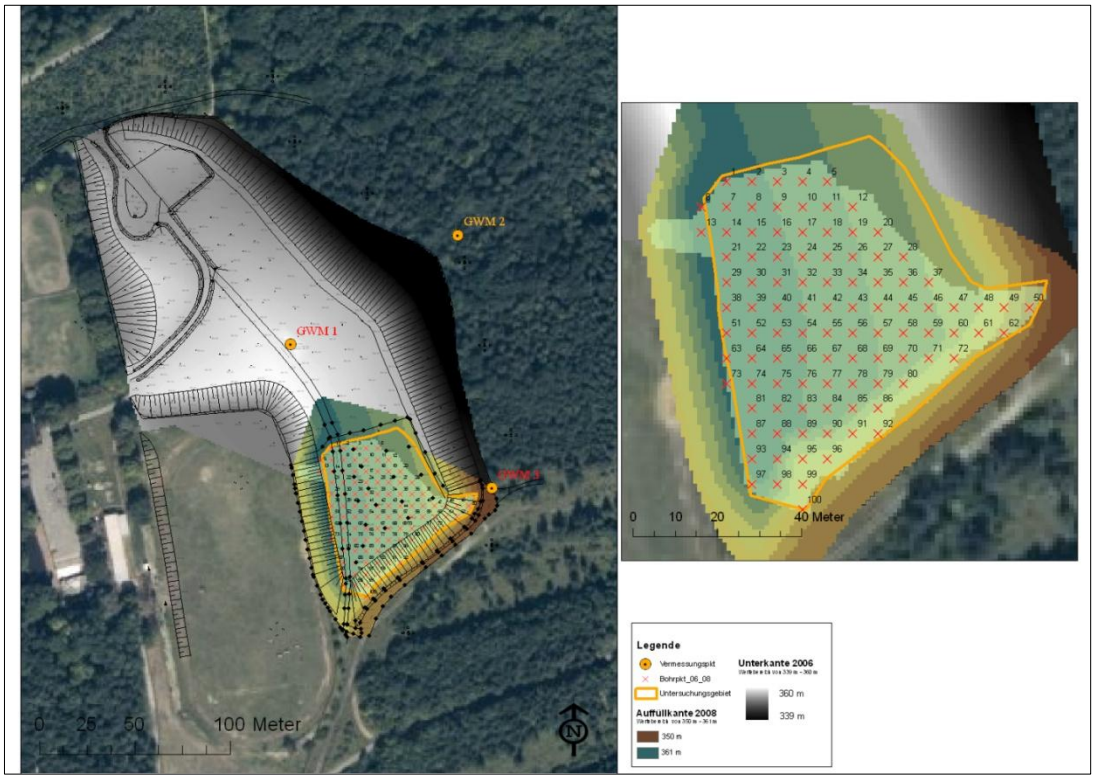


Abbildung 36: Konzept der ersten Bohrkampagne.

Feldarbeiten der ersten Bohrkampagne

Die Feldarbeiten umfassten die Durchführung von 100 Rammkernsondierungen (je nach Morphologie des Profilierungskörpers zwischen 0,8 – 4,8 m tief) im Zeitraum vom 30.09.-14.10.09. Aus den Rammkernsondierungen wurden teufenabhängig insgesamt 164 Bodenproben (Mischproben) entnommen. Die Entnahme erfolgte aus Schicht 1 (in 0,5 - 1,5m Teufe) und Schicht 2 (soweit vorhanden aus 1,5 – 4,5m Teufe). Da der Deponiekörper von Ost nach West ansteigt, findet sich die Schicht 2 nur im mittleren und westlichen Bereich des Profilierungskörpers. Schicht 1 ist durchgängig vorhanden.

Nach Abschluss der Sondierarbeiten wurden die Bohrpunkte ordnungsgemäß verfüllt. Um eine Beeinträchtigung des Abdecksystems sicher ausschließen zu können, wurde im Bereich der Abdeckschichten stark quellfähige Bentonitpellets verwendet. Nach Abschluss aller Arbeiten wurde der Ausgangszustand der Oberfläche wiederhergestellt.

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

Abbildung 37: Durchführung der Bohrarbeiten sowie Fotodokumentation des Bohrkernes.

Analytik NAN

Die Analyse der insgesamt 164 Bodenproben (Auffüllung) erfolgte im Labor Dr. Wessling, Oppin. Geliefert wurden die Proben in 2 Etappen, am 12.10.09 und am 16.10.09. Der Analysezeitraum umfasste den 12.10.-29.10.09 (1. Lieferung) und den 16.10.-05.11.09 (2. Lieferung). Analysiert wurden die Feststoffparameter Mineralölkohlenwasserstoffe, Blei, Zink und Nickel in der Fraktion < 2mm. In zwei weiteren Analysengängen (10.11.-13.11. / 18.11.-23.11.09) wurde an ausgewählte Proben zusätzlich die Grobfraktion (> 2 mm) und einzelne Fragmente (Glas, Schlacke) des Substrates auf die entsprechenden Feststoffparameter nach-untersucht.

Auswertung

Die folgenden Abbildungen zeigen die Verteilung der jeweiligen Analyten der ersten Schicht und belegen die Annahme des ungeordneten Verteilungsmusters. Die räumliche Verteilung der Schadstoffe wurde ausschließlich in der ersten Schicht analysiert, da die zweite Schicht nicht flächendeckend beprobt werden konnte. Die zweite Bohrkampagne sollte speziell zeigen, ob bzw. wie sehr sich die geschätzten Werte der Interpolation und die sehr engmaschige Beprobung eines Standortes mit ungeordneter Schadstoffverteilung unterscheiden.

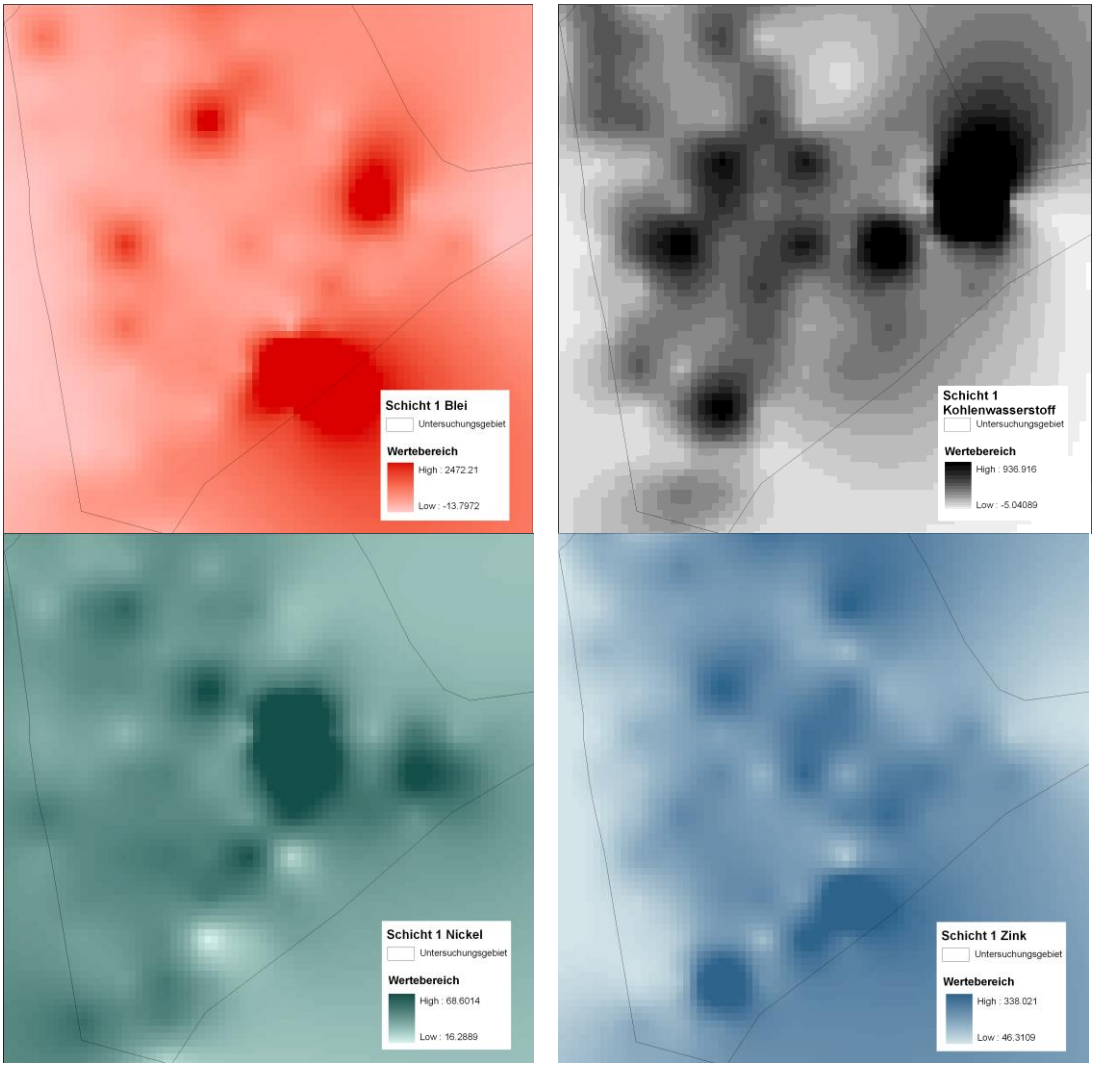


Abbildung 38: Bildliche Darstellung der interpolierten Analyseergebnisse der oberen Schicht des Deponiekörpers.

Die Ergebnisse der im Labor untersuchten Bodenprobennahme der ersten Bohrkampagne lagen im Excel-Format vor. Jeder Bohrpunkt wurde für zwei Beprobungsschichten und die vier untersuchten Schadstoffgehalte aufgelistet.

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

In einem ersten Schritt wurden jedem Punkt die Oberkante und die Unterkante der Beprobung zugeordnet, um aus der Differenz und der Kenntnis über das Raster (6 x 6m) ein Volumen zu ermitteln. Jeder Bodenprobe wurde somit ein Volumen zugeordnet, welches sich aus den Abständen der Probennahmepunkte und der

Teufe der beprobten Schicht ergibt. Außerdem wurde eine Massebilanz ermittelt. Diese beruht auf der Annahme, dass 1 m³ Boden einer Masse von 1,8 t entspricht. Ergebnis ist ein Wert, der angibt, wie viel kg Schadstoff das jeweilige Volumen des Probenamepunktes enthält.

$$Volumen * Schadstoffkonzentration \ \frac{mg}{kg} * \frac{1800}{1000000} \quad (2)$$

Des Weiteren wurde die Standardabweichung für jedes der untersuchten Elemente für beide Schichten ermittelt. Die Standardabweichung ist definiert als die Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung der einzelnen Merkmalsausprägungen vom arithmetischen Mittel:

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n} (xi - \bar{x})^2}{n}} = \sqrt{s^2} \quad (3)$$

Tabelle 25: Ergebnisse der Standardabweichungen für die analysierten Schadstoffe in [mg/kg]

	MKW	**Nickel**	**Blei**	**Zink**
Schicht 1	103,16	5,60	302,48	52,22
Schicht 2	103,81	4,99	304,22	52,15

Die punkthafte Beprobung des Untersuchungsgebietes hat zur Folge, dass die Werte zwischen den Beprobungspunkten weiterhin unbekannt sind. Um die Werte an nicht gemessenen Stellen vorherzusagen, also aus Punktinformationen kontinuierliche Informationen zu ermitteln, wurden die Analyseergebnisse interpoliert.

Auf Grundlage eines theoretischen Variogramms wird die räumliche Verteilung der Daten bewertet, um die räumlichen Zusammenhänge zu beschreiben.

Das Ergebnis der Interpolation wird für jeden Schadstofftyp für die jeweilige Schicht in verschiedenen Formaten dargestellt. Die räumliche, bildhafte Darstellung visualisiert die Ausprägungsintensitiät bzw. die Höhe der Konzentration anhand von Isopachen. Des Weiteren liegen die Ergebnisse als ASCII, *.txt, *.dbf und Excel-Datei vor. Um die Daten vergleichbar zu gestalten, wurde eine Auflösung von 1m gewählt. Alle interpolierten Flächen können somit als 1m-Raster dargestellt und ggf. weiterbearbeitet werden.

2. Bohrkampagne

Konzept der zweiten Bohrkampagne

Das gleichmäßige Bohrraster der zweiten Kampagne besteht aus 50 Punkten mit einem Abstand zueinander von 3m. Der Bereich wurde nach Auswertung der ersten Bohrkampagne mittig des Untersuchungsgebietes gewählt.

Die Ergebnisse der Bohrkampagne wurden mit den Ergebnissen der Simulation der Probennahme verglichen: Durch JENA GEOS® wurde die Probennahme durch Feldbohrungen durchgeführt. Dieselben theoretischen Grundlagen (Bohrraster) werden anhand der Simulation im MATLAB durch die IAAC simuliert. Die Ergebnisse wurden anschließend vergleichend bewertet.

Konzept der Nachuntersuchung zur Überprüfung (Bohrkampagne 2)

In einer zweiten Bohrkampagne wird ein höher aufgelöstes Raster gewählt. Die Auflösung wurde als 3 x 3m festgelegt und die Anzahl der Bohrpunkte auf 50 begrenzt. Die Ermittlung der Lage und der Auflösung des zweiten Bohrrasters erfolgte aufgrund einer Grenzwertuntersuchung. Es sollte ein Gebiet ermittelt werden, in dem entsprechend der Ergebnisse der ersten Bohrungen die höchsten Schadstoffgehalte vorzufinden sind. Diese Grenzwerte wurden subjektiv nach einer Klassifizierung der Laborwerte der ersten Bohrkampagne ermittelt und lehnen sich nicht an Grenzwerte des BBodSchG an. Diese Visualisierung ergab wie erwartet eine ungeordnete Verteilung der Schadstoffe, ohne deutliche Ausprägung von Hotspots. Dennoch wurde sich aufgrund erhöhter Werte und des Vorkommens aller untersuchten Schadstofftypen für einen Bereich im mittleren, östlichen Teil des Untersuchungsgebietes entschieden. Lage und Anordnung beider Bohrkampagnen sind in Abbildung 39 dargestellt.

Dieses Raster gilt wiederum als Muster für die klassisch-praktische Probennahme, welche durch JENA-GEOS® durchgeführt wurde. Das IAAC hat anhand desselben Musters eine Simulation der zweiten Probenahme durchgeführt. Ein Vergleich und die Bewertung von praktischer Probennahme und Simulation beider Bohrkampagnen schließt sich an.

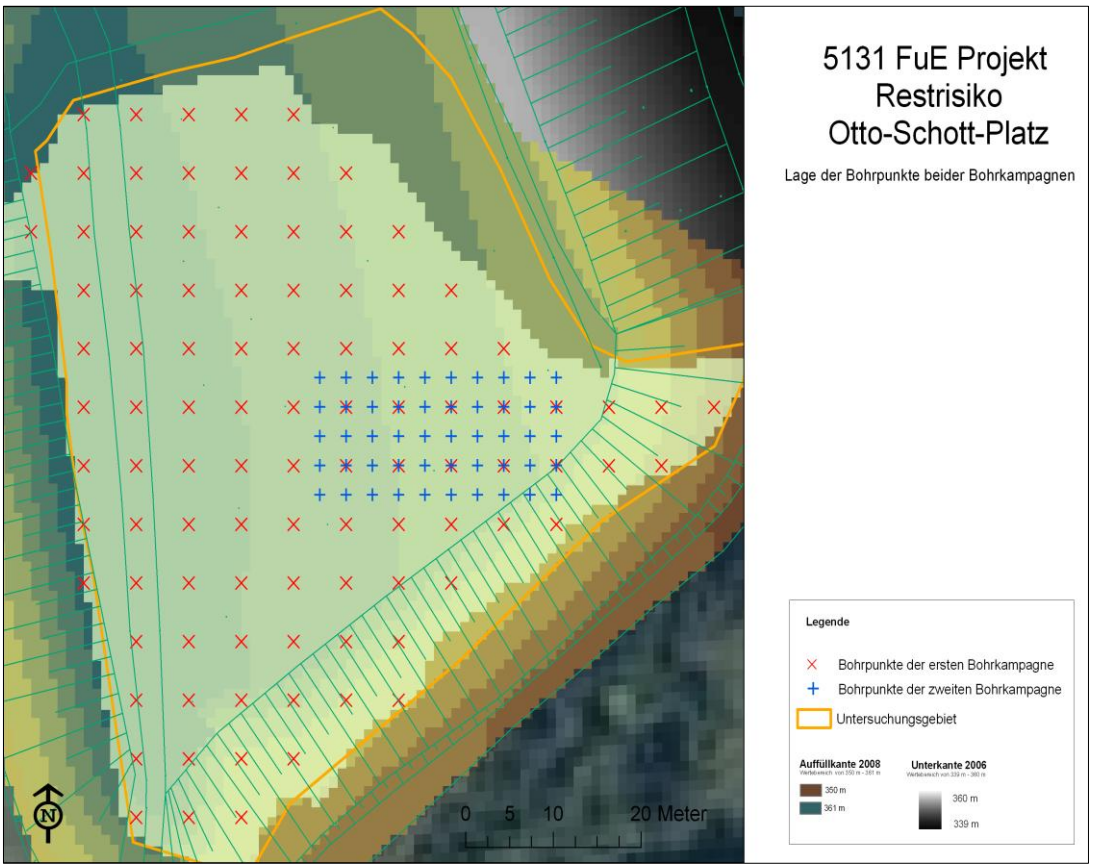


Abbildung 39: Darstellung der Bohrpunkte der beiden Bohrkampagnen.

Feldarbeiten der Nachuntersuchung

Die zweite Untersuchungsetappe am Otto-Schott-Platz konnte auf Grund der Witterungsbedingungen (langanhaltender Frost) im Frühjahr 2010 nur mit Verzögerung durchgeführt werden. Die Feldarbeiten der Nachuntersuchung umfassten die Durchführung von 50 weiteren Rammkernsondierungen (je nach Morphologie des Profilierungskörpers zwischen 0,8 – 4,8 m tief).

Aus den Rammkernsondierungen wurden teufenabhängig insgesamt 100 Bodenproben entnommen. Da das Beprobungsraster mittig zum kompletten Untersuchungsgebiet lokalisiert ist, sind beide Schichten in repräsentativer Art und Weise vorhanden und beprobbar.

Analytik NAN der Nachuntersuchung

Die Analyse der insgesamt 100 Bodenproben (Auffüllung) erfolgte im Labor Dr. Wessling, Oppin. Analysiert wurden die Feststoffparameter Mineralölkohlenwasserstoffe, Blei, Zink und Nickel in der Fraktion < 2mm.

Auswertung der Nachuntersuchung

Die Analysewerte der ersten 100 Proben dienten als Stützpunkte für die Interpolation der Kontaminationsverteilung auf der Gesamtfläche. Die unternommene zweite Bohrkampagne sollte zeigen, ob bzw. wie sehr sich die geschätzten Werte der Interpolation und die sehr engmaschige Beprobung eines Standorts mit ungeordneter Schadstoffverteilung unterscheiden. Auf der als Grundgesamtheit zu betrachtenden Interpolationsfläche ist es nun möglich, virtuelle Probennahmen durchzuführen. Unter anderem kann die zweite Probennahmekampagne simuliert werden, indem eine virtuelle Beprobung der exakten Bohrstellen durchgeführt wird. Als Ergebnis können Unterschiede zwischen realer zweiter Bohrung und ihrer Simulation auf Basis der Interpolationsfläche vergleichend gegenübergestellt werden (vgl. Tabelle 26).

Tabelle 26: Reale und simulative Probennahme auf einer interpolierten Grundgesamtheit.

	Mittelwert (in mg/kg)	**Standardabweichung**		**Maximum (in mg/kg)**
		in mg/kg	**Verhältnis gegenüber dem Mittelwert**	
Interpolation	302,68	162,31	53,62%	1100
2. Bohrkampagne (systematische Probennahme n = 50)	308	231,49	75,16%	1600
Simulation einer systematischen Probennahme (*n* = 50)	295,67	164,15	55,51%	1100

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die Mittelwerte sowohl der simulierten als auch der realen Beprobung nicht signifikant vom Mittelwert der interpolierten Fläche unterscheiden. Große Unterschiede gab es jedoch für die Standardabweichung zwischen Interpolation und zweiter Bohrkampagne, da die Interpolation die tatsächlich vorliegende große Variabilität der Werte glättet. Zudem wurde in der räumlich dichter beprobten zweiten Bohrkampagne ein neues Maximum bestimmt.

Aus diesen Zusammenhängen sind nun einige Aussagen ableitbar. Da durch die zweite Bohrkampagne der Mittelwert der Interpolationsfläche bewiesen wird, könnte man argumentieren, dass die zugrundeliegende, weitmaschigere erste Bohrkampagne durchaus ausreichend war, um die ungeordnete Verteilung hinreichend gut darzustellen. Allerdings kann dem Mittelwert nur bedingte Aussagekraft beigemessen werden, da die Standardabweichung eine große Variabilität der Werte im Datensatz impliziert und der Mittelwert somit nur zufällig in ähnlicher Größenordnung liegt (vgl. Abbildung 40).

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

Die virtuelle Beprobung mittels Simulation zeigt gegenüber der Grundgesamtheit ebenfalls vergleichbare Werte. Simulation sowie Interpolation besitzen eine Auflösung von einem Meter. Die Teilfläche auf der die 5 · 10 Probenpunkte der zweiten Bohrkampagne verteilt liegen umfasst aufgrund des Punktabstands von drei Metern eine Fläche von 364 m². Die Entnahme von 50 der 364 möglichen Proben kommt also einem realitätsfernen Aufwand gleich. Dennoch ermöglicht dieses Ergebnis die Ermittlung der potentiellen Unsicherheit, was aber im folgenden Kapitel ausführlich diskutiert wird.

Der Vergleich der Simulation mit der zweiten Bohrkampagne zeigt ebenfalls deutliche Unterschiede für den Parameter Standardabweichung. Die große räumliche Variabilität, die im Datensatz der zweiten Bohrkampagne vorliegt kann für diese Teilfläche trotz vergleichbarer Mittelwerte weder im Datensatz der ersten Bohrkampagne, in der darauf aufbauenden glättenden Interpolation noch in der wiederum auf der Interpolation basierenden virtuellen Beprobung erkannt werden. Eine Interpretation der Ergebnisse lässt folglich darauf schließen, dass eine Interpolation die realen Gegebenheiten nur unzureichend widerspiegeln kann.

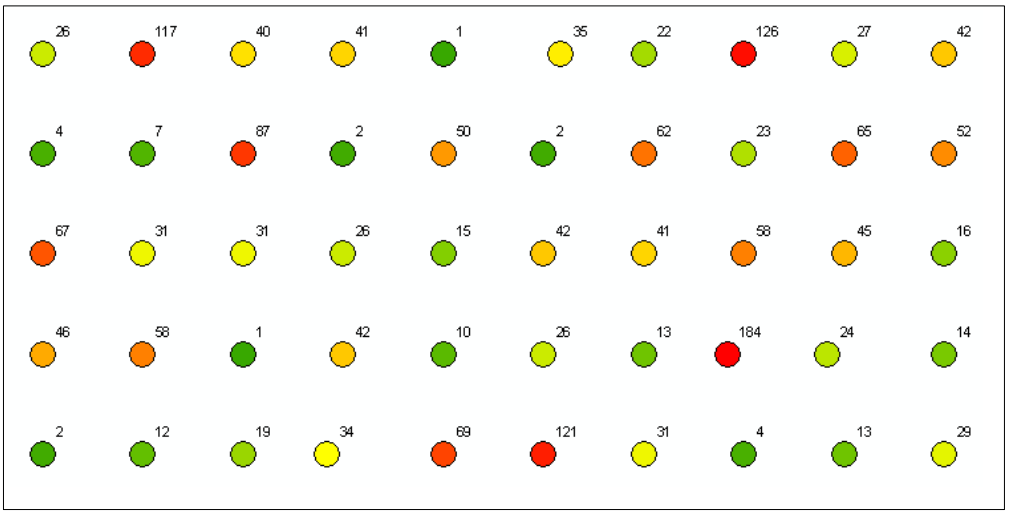


Abbildung 40: Abweichung [%] der Messwerte von Blei der 2. Bohrkampagne im Vergleich zur Interpolation der 1. Bohrkampagne.

An zehn Probennahmepunkten wurde sowohl im Rahmen der ersten wie auch der zweiten Beprobungskampagne Probenmaterial entnommen. Die gemessenen Bleigehalte der beiden Kampagnen wurden miteinander verglichen und teils erheblichen Abweichungen, trotz gleicher Lage festgestellt.

Tabelle 27: Ergebnisse der zehn positionsgleichen Probennahmestellen der ersten und zweiten Bohrkampagne.

Pb BK1 (mg/kg)	Pb BK2 (mg/kg)	Abweichung BK2 von BK1 in %
170,000000	170,000000	0
230,000000	220,000000	-4,35
360,000000	390,000000	8,33
1100,000000	640,000000	-41,82
150,000000	120,000000	-20
280,000000	370,000000	32,14
130,000000	240,000000	84,62
210,000000	180,000000	-14,29
240,000000	870,000000	262,5
190,000000	250,000000	31,58

Ursächlich für teilweise erhebliche Abweichung der Bleigehalte ist die Tatsache, dass zwar in gleicher räumlicher Lage eine Probe genommen wurde, diese aber nicht dem bereits in der 1. Bohrkampagne an gleicher Stelle entnommenen Probenmaterial entspricht. Dieser sogenannte Nugget- Effekte führen zu einer kleinräumig hohen Variabilität der Schadstoffgehalte und sind kennzeichnend für die ungeordnete Verteilung.

Ermittlung des Unsicherheitsbereiches für die ungeordnete Verteilung

Die Ergebnisse der zweiten Bohrkampagne sollten die Grundlage für die Berechnung von Unsicherheitsbereichen für die ungeordnete Verteilung sein. Als praktikabel erschien es den Mittelwert um die Standardabweichung zu verringern bzw. zu erweitern, um einen Schwankungsbereich der Werte zu verdeutlichen (vgl. Abbildung 41, Abbildung 42). Da es sich bei der Standardabweichung um einen gemittelten Streuungsparameter handelt, ist es auf Grund großer Variabilität, lokaler Anomalien oder anderer nicht quantifizierbarer stochastischer Einflüsse nicht zielführend jedem Messwert eine gemittelte Streuung zuzuweisen. Die einzige schlüssige Möglichkeit die Werte mit einer individuellen Streuung zu versehen ist die Mehrfachbestimmung der einzelnen Proben. Diese wurde im Rahmen der Untersuchungen allerdings nicht durchgeführt.

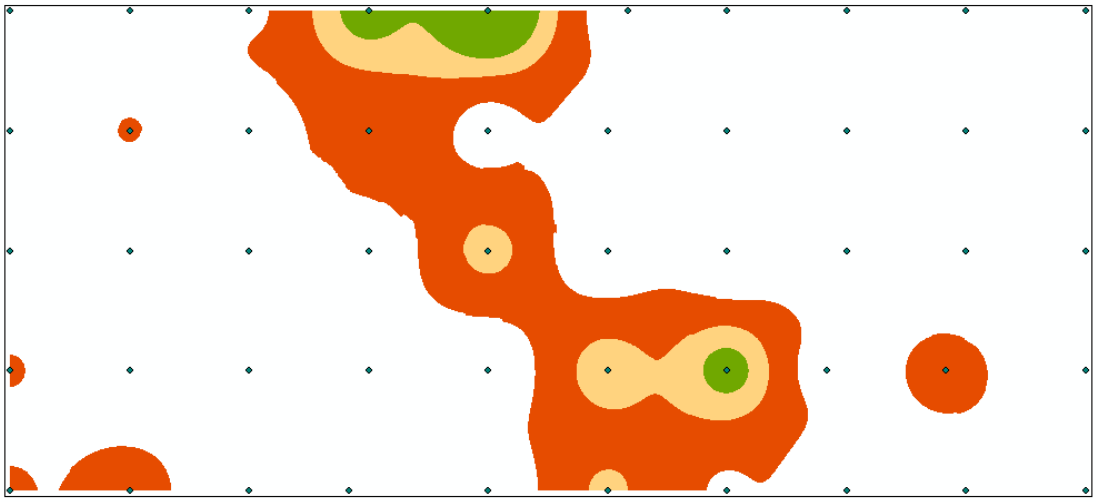
ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

Interpolation der Messwerte der 2.BK Schottplatz

dargestellte Werte > 400 mg/kg MKW (Mittelwert: 216,2 mg/kg; Standardabweichung: 164,3 mg/kg)

grün = MKW-S gelb = MKW rot = MKW+S



Interpolation der Messwerte der 2.BK Schottplatz

dargestellte Werte > 400 mg/kg Pb (Mittelwert: 308 mg/kg; Standardabweichung: 231,5 mg/kg)

grün = Pb-S gelb = Pb rot = Pb+S

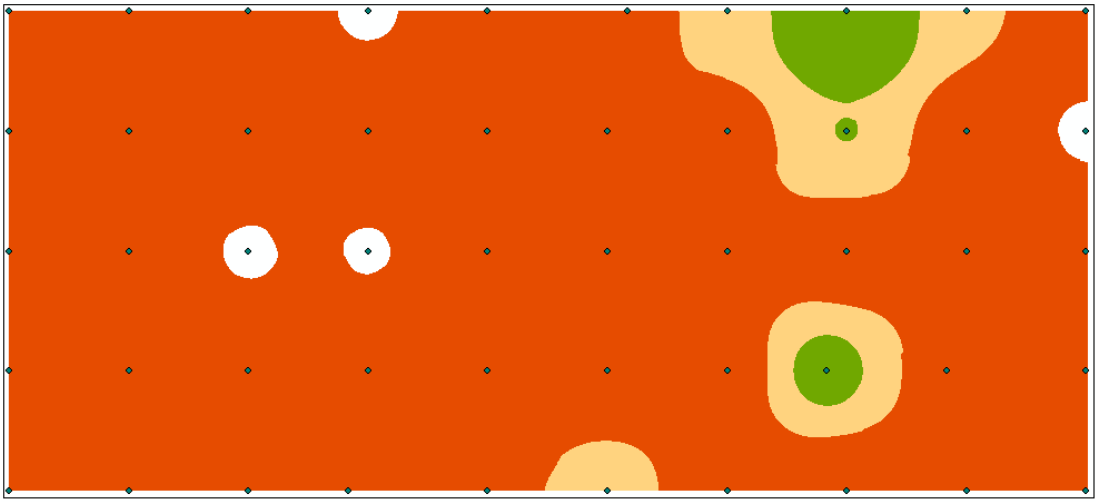


Abbildung 41: Addition und Subtraktion der Standardabweichung am Beispiel Schottplatz für den Schadstoff MKW und Pb

3.3.3 Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung'

Probennahmestrategie

Im Rahmen einer Probennahmekampagne kann stets nur eine Stichprobe aus einer Grundgesamtheit entnommen werden. Diese Stichprobe soll die Grundgesamtheit repräsentativ beschreiben und ist demnach die Basis für alle folgenden Arbeitsschritte und hat direkten Einfluss auf die Interpretation und die daraus resultierende Handlungsempfehlung.

Simulative Untersuchungen bei diesem Grundtyp zeigten, dass die Wahl des Probennahmemusters auf Grund des Zufallscharakters keinen Einfluss auf die Ergebnisqualität hat. Eine unbekannte Fläche sollte dennoch möglichst gleichmäßig beprobt werden, um eine für die Fläche repräsentative Stichprobe zu erhalten und eine ungeordnete Verteilung nachweisen zu können. Für ungeordnete Verteilungen sind jeweils die Parameter Mittelwert und Standardabweichung relevant.

Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation

Die Simulation vereint zwei wesentliche Merkmale: Grundgesamtheiten können simuliert werden und sind dadurch, im Gegensatz zur Umwelt, bekannt. Virtuell entnommene Stichproben können mit diesen Grundgesamtheiten verglichen werden. Außerdem können die Untersuchungen an einer Vielzahl von „Testfeldern" (Durchläufe) durchgeführt werden.

Bei der räumlichen Auswertung der Schadstoffverteilung werden von den Bearbeitern im Allgemeinen ohne Rückfrage auf den Grundtyp diverse Interpolationsverfahren angewendet. Es wird höchstens – und auch das nur selten – die Frage nach der Art des Interpolationsverfahrens gestellt.

Mit stetigen Interpolationen werden die Werte zwischen den gemessenen Schadstoffgehalten geschätzt bzw. anhand eines Schätzfaktors berechnet. Die Methodik basiert auf der Annahme, dass es zwischen den Messgrößen einen geostatistischen Zusammenhang gibt, sofern das Prinzip der Stetigkeit zugrunde liegt. Erfahrungen aus der Variogrammanalyse verdeutlichen, dass Werte, die einen geringeren räumlichen Abstand zueinander haben, im Allgemeinen einen größeren geostatistischen Zusammenhang besitzen als jene, die weiter entfernt voneinander liegen.

Die Übertragung dieser Methode auf die ungeordneten Verteilungen ist aufgrund lokaler und räumlicher Variabilität schwierig. Einerseits kann angenommen werden, dass ein weitestgehend gleichförmiges oder kontinuierliches Kontaminationsereignis Stetigkeit in eine ungeordnete Verteilung bringt. Andererseits können regionale Anomalien, lokal unterschiedlich wirkende An- bzw. Abreicherungsprozesse oder sonstige Einflussfaktoren eine sehr große räumliche Variabilität verursachen. Die Bewertung einer räumlichen Interpolation ist also nicht ohne Risiko.

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

Um überhaupt Interpolationsverfahren anzuwenden, muss mindestens mit der (Semi-) Variogrammanalyse nachgewiesen werden, dass sich die Stützpunkte in der geforderten Aussageweite befinden. Dennoch sollten durch Interpolation geschätzte Werte kritisch betrachtet und der Zufallscharakter der Verteilung berücksichtigt werden.

Zum Zwecke der Darstellung ungeordneter Verteilungen sind stetige Interpolationsverfahren ebenfalls nur vorbehaltlich zu empfehlen. Allerdings können so gegebenenfalls Kontaminationsschwerpunkte dargestellt oder Aussagen auf bislang unbekannte Trends oder Schadstoffquellen getroffen werden.

Die Anwendung von Bereichsinterpolationen, wie Thiessen-Polygone („nearest neighbours") ist ebenfalls ungünstig. Es werden zwar keine Werte zwischen den Stützpunkten berechnet, aber auf Grund lediglich eines Messwertes wird größeren Bereichen ein Wert zugewiesen. Die Größe der Fläche ist an das Probennahmemuster gekoppelt. Je mehr Proben genommen werden, desto kleiner sind die Thiessen-Polygone und desto besser die Auflösung.

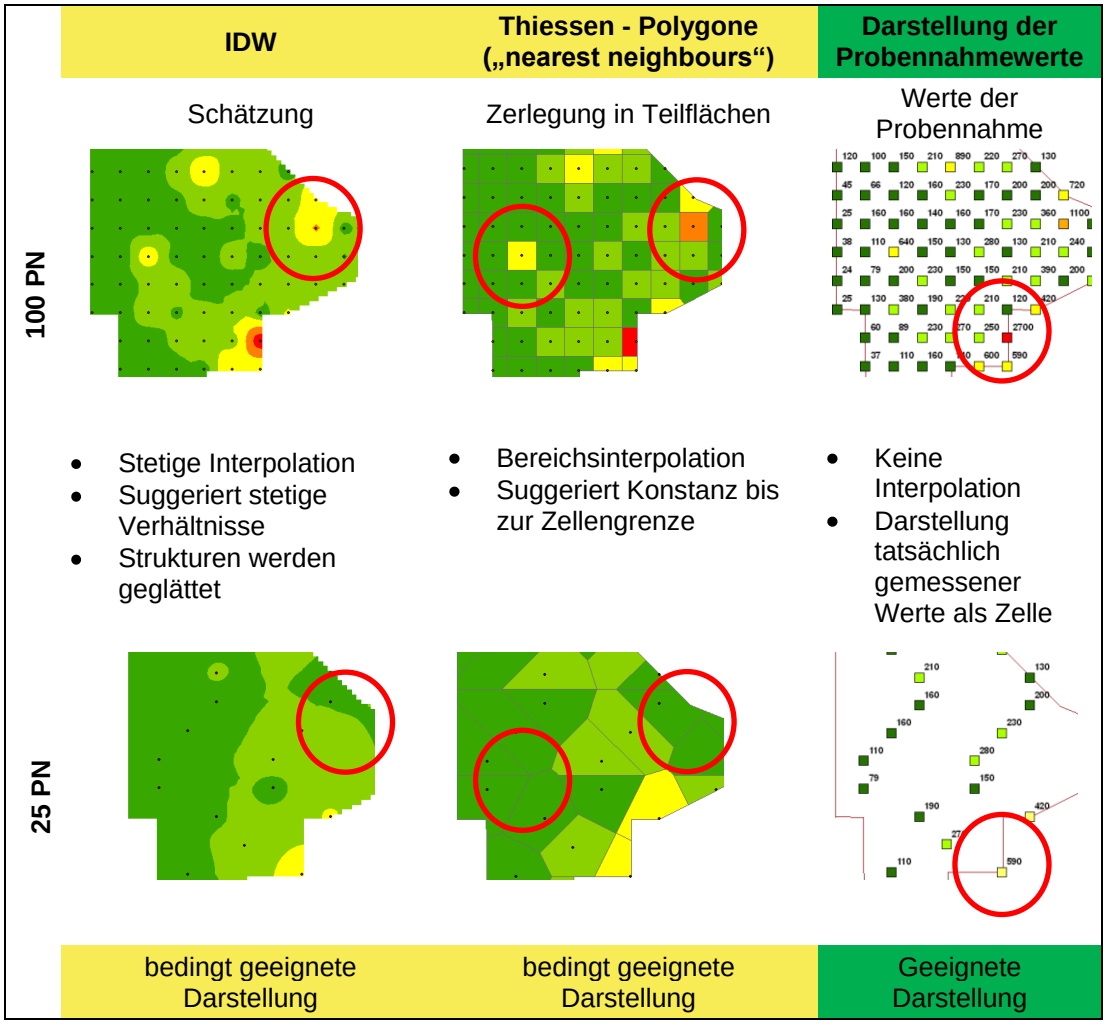


Abbildung 42: **Vergleichende Darstellung der Ergebnisse einer geostatistischen Schätzung (Interpolation), einer Zerlegung in Teilflächen (Thiessen-Polygone) und der einfachen Darstellung der Probennahmewerte.**

Tatsächlich ist bei einer ungeordneten Verteilung nur eine Betrachtung der einzelnen verorteten Messwerte sinnvoll, da sämtliche Werte zwischen den Probennahmestellen als zufällig angenommen werden. Ein kleiner Offsetbereich um den einzelnen Punkt ist zulässig, um diesen durch Farbgebung einordnen zu können (Abbildung 42). Allerdings ist es obligatorisch, dass diese Offsetbereiche einander nicht berühren.

Der Datensatz einer Kampagne ist durch verschiedene Parameter gekennzeichnet, die eine Bewertung zulassen. Der geläufigste Wert ist das arithmetische Mittel $\bar{x}$. Viele Fragestellungen zielen auf die Ermittlung des mittleren Gehaltes eines Schadstoffs auf einer Untersuchungsfläche. Allerdings darf dieser Erwartungswert allein nicht als Entscheidungskriterium herhalten. Vielmehr kann aus den Messwerten die Standardabweichung s berechnet werden, die angibt, wie stark die einzelnen Messwerte um den Mittelwert eines normalverteilten Datensatzes schwanken. Mit Hilfe dieser beiden Kenngrößen, dem Probenumfang n sowie einem tabellarisierten Parameter t lässt sich der so genannte Vertrauensbereich (VB) oder das Konfidenzintervall berechnen (4).

$$VB = \frac{t_{1-\frac{\alpha}{2};n-1} \cdot s}{\sqrt{n}} \tag{4}$$

Der Vertrauensbereich entspricht einem Werteintervall, in dessen Grenzen der Erwartungswert mit einer vorgegebenen Wahrscheinlichkeit schwanken kann. Für umweltrelevante Fragestellungen ist eine Wahrscheinlichkeit von 1-α = 0,95 (95 %) geläufig, was einer Irrtumswahrscheinlichkeit von α = 0,05 entspricht. Der tabellierte Faktor t ist dabei das (1−α/2)-Quantil der t-Verteilung mit n-1 Freiheitsgraden. Auf Grund der zweiseitigen Fragestellung nach einer Ober- und einer Untergrenze des Schwankungsbereichs wird die Irrtumswahrscheinlichkeit halbiert und führt damit zur Berechnung der relevanten Werte des 2,5 %-Quantils (x_U) und des 97,5 %-Quantils (x_O) (Abbildung 43).

Der berechnete Vertrauensbereich wird von $\bar{x}$ subtrahiert bzw. zu $\bar{x}$ hinzu addiert (5):

$$x - \frac{t_{1-\frac{\alpha}{2};n-1} \cdot s}{\sqrt{n}}; x + \frac{t_{1-\frac{\alpha}{2};n-1} \cdot s}{\sqrt{n}} \tag{5}$$

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚UNGEORDNETE VERTEILUNG'

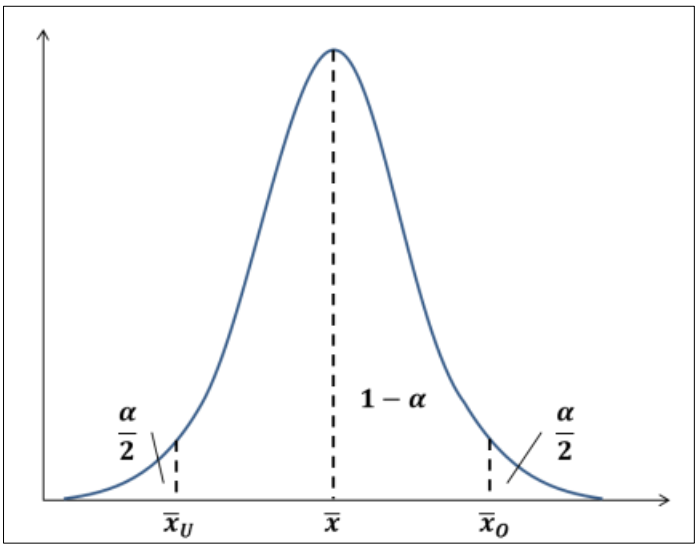


Abbildung 43: Schwankungsintervall des Erwartungswerts (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Ist der Datensatz nicht normalverteilt, sondern z.B. log-normalverteilt, so müssen alle Werte zu Beginn logarithmiert werden, ehe der Vertrauensbereich berechnet werden kann. Anschließend muss eine Rücktransformation erfolgen, was zu ungleichen bzw. asymmetrischen Werten für Ober- und Untergrenze führt. Ein solches Beispiel zeigt Abbildung 43. Neben dem Erwartungswert sind die Ober- und Untergrenze des 95 %-Konfidenzintervalls dargestellt. Ferner wurde ein exemplarischer Grenzwert eingefügt, der für n_i Proben potenziell überschritten werden kann.

Abbildung 44 zeigt diesen Zusammenhang für die Bleikontamination einer ehemaligen Deponie. Die exemplarisch durchgeführte Probennahme umfasste n = 50 Proben, die im regelmäßig quadratischen Raster angelegt waren. Es zeigt sich, dass der Grenzwert von den Grenzen der Konfidenzintervalle eingeschlossen wird und somit ein Restrisiko für die Überschreitung des Zielwertes besteht.

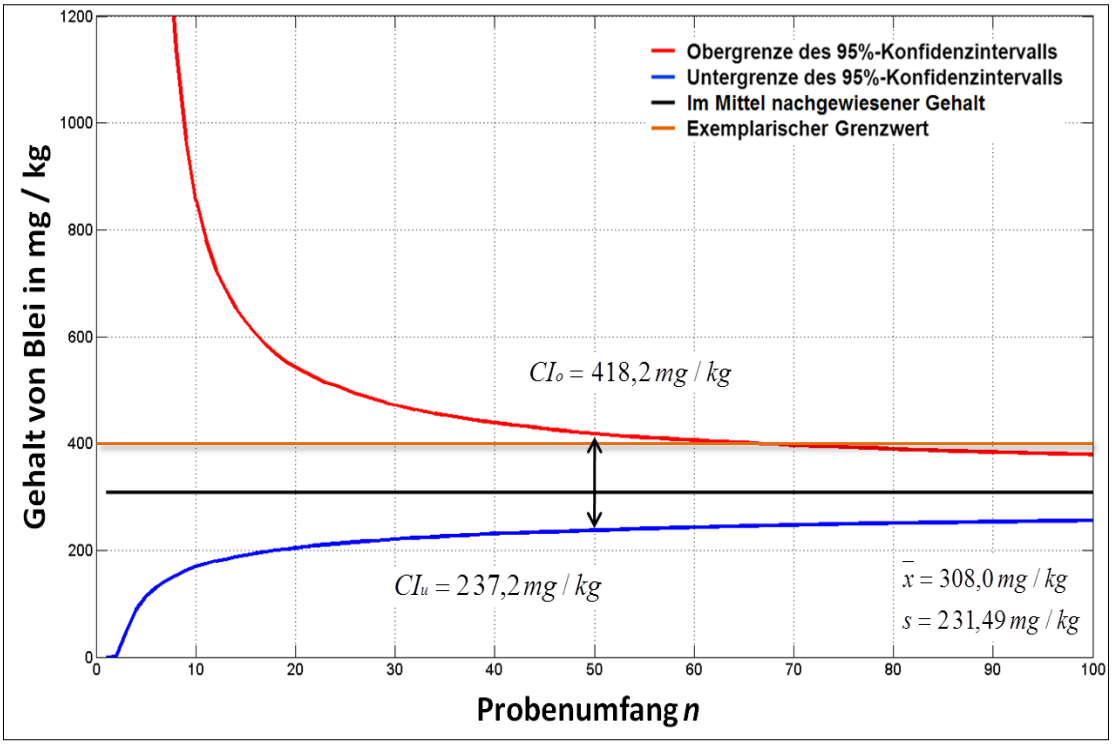


Abbildung 44: Schwankungsintervall des Erwartungswerts in Abhängigkeit vom Probenumfang (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung)

Es wird deutlich, dass sich die Grenzen der Konfidenzintervalle mit zunehmendem Probenumfang einander annähern. Der Schwankungsbereich wird folglich mit einer umfangreicheren Beprobung eines Standortes kleiner. Die Annäherung nimmt im Bereich kleiner Probenumfänge deutlich stärker Einfluss auf die Unsicherheit als im Bereich großer Probenumfänge. Es zeigt sich also eine sehr starke Verbesserung der Aussage, wenn der Probenumfang z.B. von 5 auf 15 vergrößert wird. Der Effekt ist allerdings deutlich geringer, wenn der Probenumfang von 50 um ebenfalls 10 auf 60 Proben erhöht wird.

Basierend auf den Untersuchungen kann der mittlere Gehalt des Schadstoffs auf Grundlage von Mittelwert und Standardabweichung im Rahmen des oben dargestellten statistischen Unsicherheitsbereichs ermittelt werden.

Stehen für die Untersuchung einer ungeordneten Verteilung nur wenige Proben zur Verfügung, helfen unabhängig von der Art des Musters wenige weitere Proben, die Unsicherheit deutlich abzusenken.

3.4 Verteilungstyp ‚Gradient'

3.4.1 Beschreibung des Grundtyps ‚Gradient'

Eine Gradientenverteilung ist dadurch gekennzeichnet, dass die Konzentration des Schadstoffs mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle stetig abnimmt. Die Verteilung bei diesem Grundtyp wird durch einen Maximalwert sowie eine Reichweite der Kontamination charakterisiert.

Umweltparameter, wie z.B. orografische Eigenschaften und Windverhältnisse am Standort, können eine asymmetrische Reichweite bedingen. Demzufolge kann es zu unterschiedlichen Reichweiten in verschiedenen Ausbreitungsrichtungen kommen.

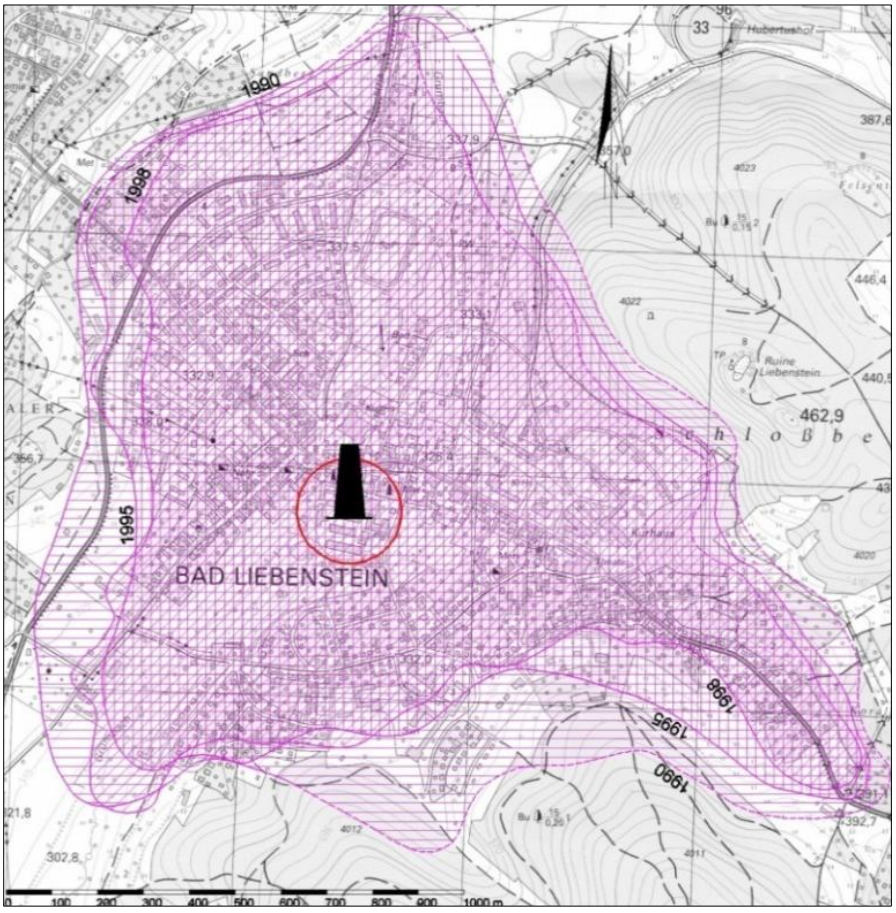


Abbildung 45: Beispiel für Schwermetallanreicherungen im Boden über den Luftweg, ausgehend vom Altstandort (Schornsteinsymbol) eines ehemaligen Leuchtstoffwerkes am Modellstandort in Bad Liebenstein (Thüringen).

Die Ausbreitung erfolgte entsprechend der Talkessellage und umlaufenden Winden sowie dem Kaltluftabzug nach SSW, bevorzugt aber auch in Hauptwindrichtung hin zu einem morphologischen Sattel nach SE.

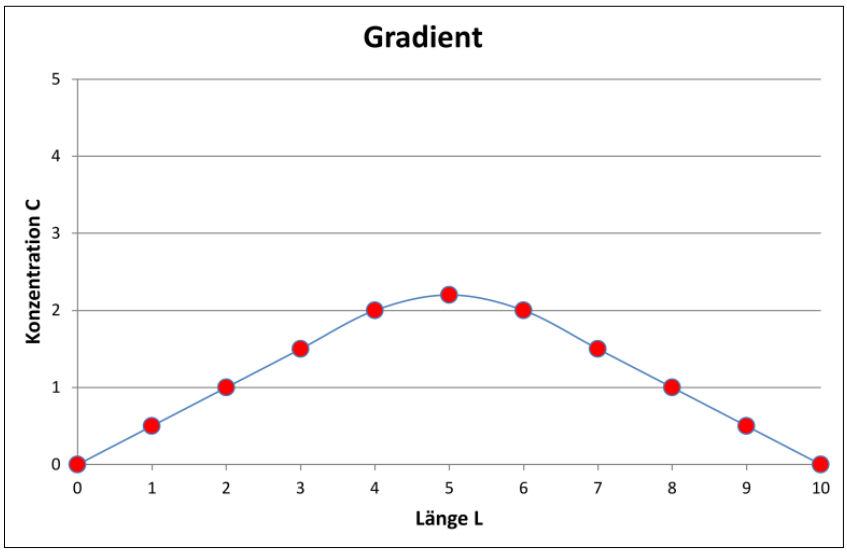


Abbildung 46: Beispielhafte Darstellung einer typischen Gradienten-Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena).

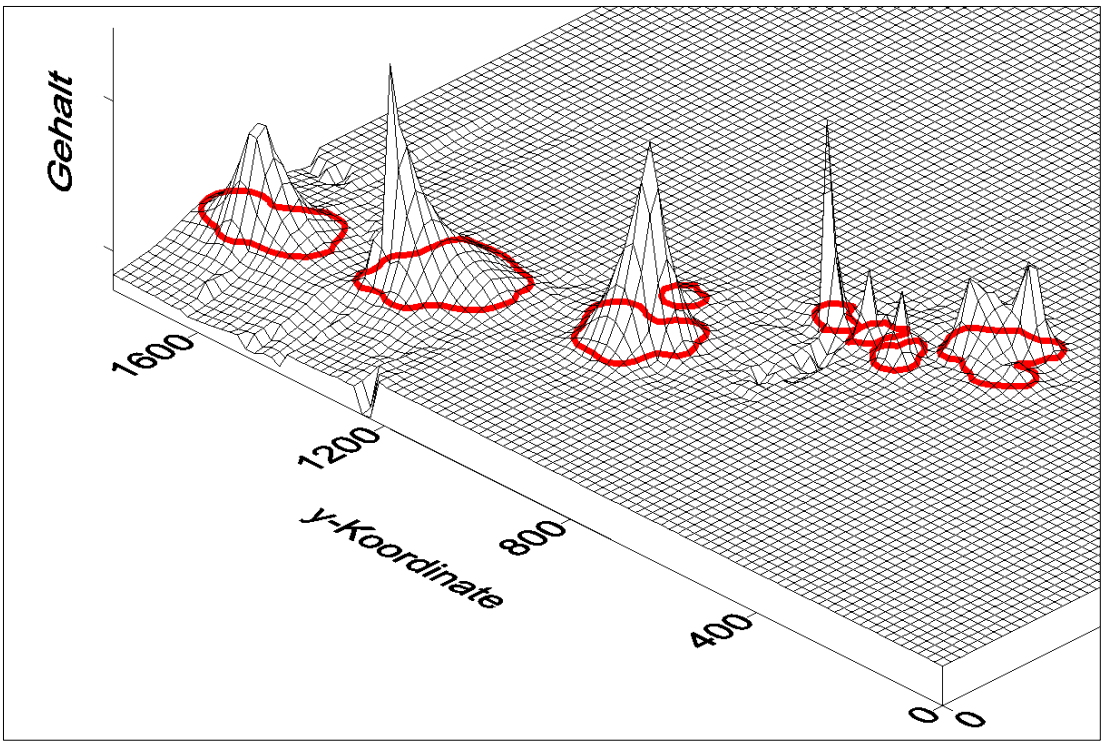


Abbildung 47: Beispiel für eine 3-dimensionale Darstellung einer Gradientenverteilung von Schwermetallen entlang eines Bachlaufes. Die rote Linie markiert einen Prüfwert, der im Bereich der ‚Berge' überschritten wird (Modellstandort Bad Liebenstein).

Der Gradient kann unterschiedlich ausgeprägt sein. Im Ergebnis des FuE-Projektes werden diese unterschiedlichen Ausprägungen als ‚Glocke' oder ‚Schiefe Ebene' bezeichnet, zu denen weitere Sonderformen hinzu zu zählen sind.

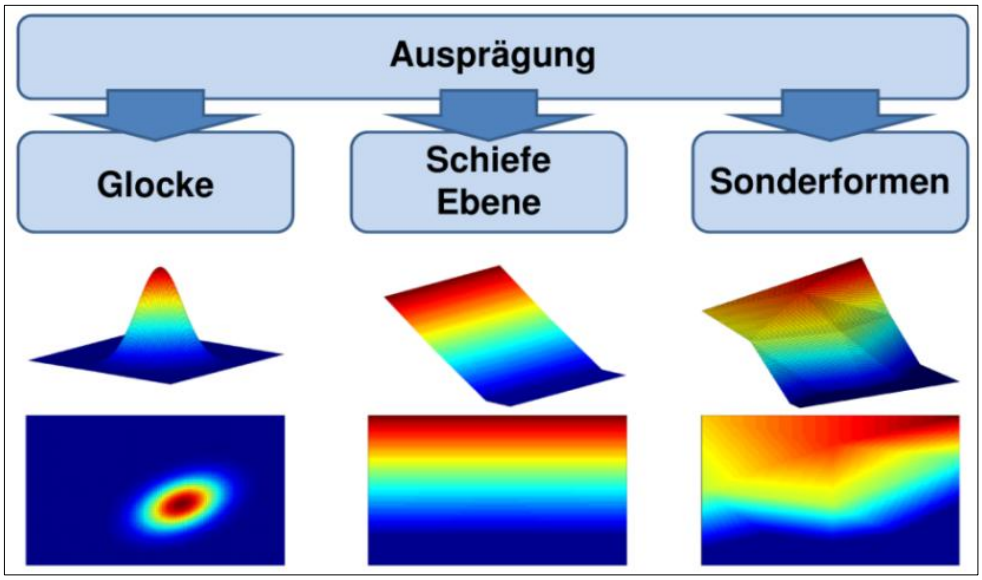


Abbildung 48: Unterschiedliche Ausprägungen des Grundtyps ‚Gradient' (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Wichtig ist hier, die Kontaminationshypothese nach der Zuordnung zum Grundtyp ‚Gradient' dahingehend zu verfeinern, dass die standortspezielle Ausprägung Berücksichtigung bei der Probennahmestrategie findet.

3.4.2 Untersuchungen am prototypischen Standort Lauscha

Der Modellstandort Lauscha repräsentiert das Schadstoffverteilungsmuster ‚Gradient'. Dabei handelt es sich um einen ehemaligen Industriestandort, dessen Schadstoffbelastung durch Schornsteinemission hervorgerufen wurde. Seit 1964 wurde das Umland eines glasverarbeitenden Betriebs durch bleihaltige staubförmige Emissionen kontaminiert (EINAX & KRIEG 1995). 1971 mussten infolge der Aufnahme in der Umgebung angebauten bleibelasteten Grünfutters mehrere Rinder notgeschlachtet werden. Zwar wurde 1981 ein Staubabscheider in den Schornstein eingebaut, dennoch waren bereits riesige Mengen Blei in die Umwelt gelangt. Zwischen 1982 und 1985 wurden Probennahmekampagnen durchgeführt, um den Grad der Belastung einschätzen zu können (EINAX & KRIEG 1995). Es wurden Werte von über 27.000 mg/kg in der Nähe der punktförmigen Quelle gemessen. Die stetige Abnahme der Konzentration mit zunehmender Distanz zum Schornstein machte das Auftreten einer glockenförmigen Kontaminationsverteilung (Gradient) wahrscheinlich.

Die praktischen Untersuchungen wurden an diesem Beispiel des ehemaligen glasverarbeitenden Betriebes in Lauscha/Thüringen durchgeführt. Das 450 x 350 m große Untersuchungsgebiet ist unter anderem von oben genannten Umweltparametern beeinflusst, da sich der Emitter in einer Tallage befindet, die eine Hauptwindbewegung etwa in NNE-SSW- bzw. SSW-NNE-Richtung bedingt. Mit Hilfe eines im Lehrbereich Umweltanalytik des IAAC entwickelten Simulationsalgorithmus können die Untersuchungsflächen simuliert werden, denen unterschiedliche Verteilungsstrukturen (verändert nach DIN ISO 10381-5:2007-02) zu Grunde liegen. Auf diesen Grundgesamtheiten kommen verschiedenen Probennahmestrategien (vgl. DIN ISO 10381-1:2003-08) zur Anwendung, deren Ergebnisse virtuell entnommene Stichproben der Grundgesamtheiten sind. Diese Datensätze werden mit statistischen Methoden analysiert und zur Lösung verschiedener Fragestellungen herangezogen.

3.4.3 Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Gradient'

Probennahmestrategie

Die Probennahmestrategie für den Grundtyp Gradient folgt den Ergebnissen der historischen Erkundung, bei bereits guter Vorkenntnis zur Schadstoffverbreitung am speziellen Standort und den Erfahrungen des Gutachters zu den Mechanismen der Schadstoffausbreitung

- entlang der erwartenden Grenzen hochkontaminierter Areale (Schwellenwertbereiche) oder
- gradientenbezogen.

Unter gradientenbezogenen Untersuchungen werden hier Beprobungsreihen (Profile) verstanden, die im rechten Winkel zur Tangente an den vermuteten Konzentrationsgleichen angeordnet sind (‚Gradientenachsen'). Dabei sind die Profile entlang des steilsten und des flachsten Gradienten von besonderem Interesse für eine Abgrenzung schwellenwertüberschreitender Areale.
Punktueller oder flächenhafter Schadstoffeintrag führt im Zusammenhang mit den jeweiligen Migrationsbedingungen zu räumlich unterschiedlich konfigurierten Kontaminationen, was bei der Probennahmestrategie berücksichtigt werden muss.

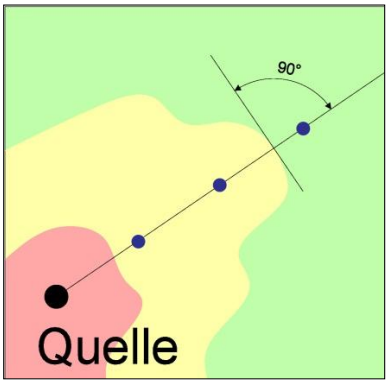


Abbildung 49: Gradientenbezogene Untersuchung bei einem (bekannten) punktuellen Eintrag.

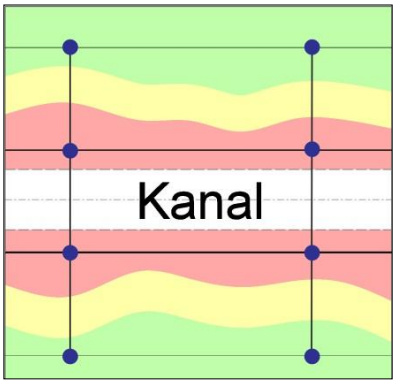


Abbildung 50: Gradientenbezogene Untersuchung bei (bekannten) flächenhaft verlaufenden Schadstoffeinträgen.

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚GRADIENT'

Bei punktuellen Schadstoffeinträgen, wie Leckagen oder Abtropf- und Umfüllverlusten, wird ein Beprobungsmuster empfohlen, das ausgehend von der Quelle in alle Richtungen verläuft. Spezielle Gegebenheiten, die eine Ausbreitung der Schadstoffe in eine bestimmte Richtung vermuten lassen (z.B. hangabwärts) müssen zu einer entsprechenden Modifizierung des Beprobungsmusters führen.

Räumliche Interpolationen sind für Gutachter und Entscheidungsträger insbesondere bei diesem Grundtyp wichtige graphische Hilfsmittel. Oft werden Signalfarben, Farbverläufe, Isolinien und Skalierungen in die Entscheidungsfindung mit einbezogen. Aus diesem Grund ist es wichtig, der Interpolation das optimale Stützmuster zu Grunde zu legen.

Als Stützmuster wird ein Datensatz aus Messwerten georeferenzierter Probennahmestellen bezeichnet. Neben dem Messwert kommt der Position der Probennahmesstelle im Gelände eine maßgebliche Rolle zu.

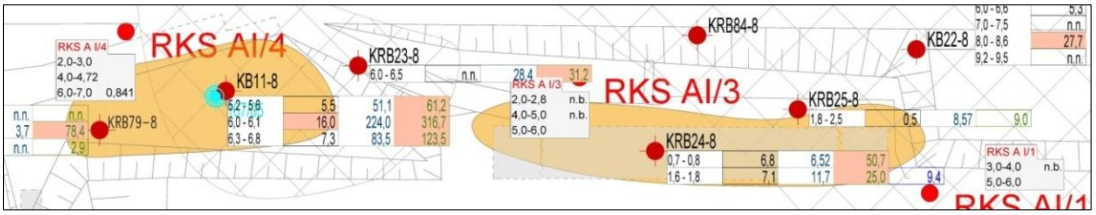


Abbildung 51: Beispiel für eine langgestreckte Kontamination entlang eines perforierten Kanalisationsstranges (Modellstandort Krumpa).

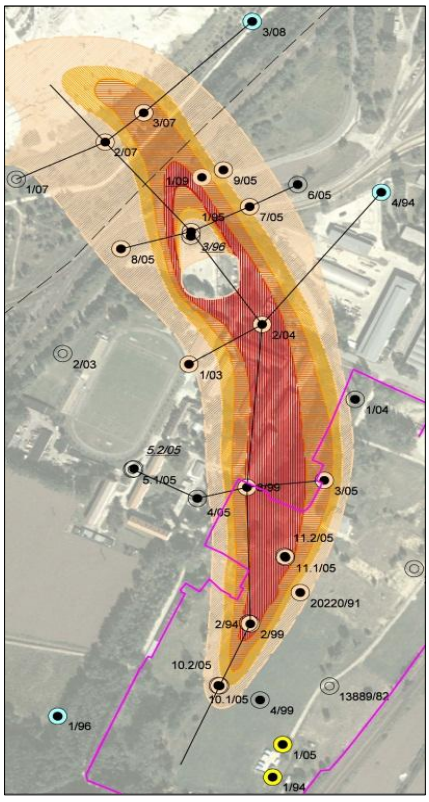


Abbildung 52: Beispiel einer gradientenbezogenen Untersuchung einer Schadstofffahne im Grundwasser.

Der erste und zur Minimierung der Unsicherheit maßgebliche Schritt der Untersuchungen ist das Formulieren einer Kontaminationshypothese. Darin werden die in Voruntersuchungen gesammelten Erkenntnisse zusammengefasst, bewertet und in eine Hypothese zum möglichen bzw. wahrscheinlichen Realzustand übertragen. Für den Fall Lauscha wird auf Grund des äolischen Transports, der Tallage und der Windverhältnisse von einer asymmetrischen Glocke ausgegangen. Diese längsgestreckte, etwa in NNE-SSW-Richtung ausgerichtete Konzentrationsverteilung hat ihren Maximalwert im bzw. direkt am Emitter, von dem aus sie auf Grund von Verdünnungseffekte sowie unterschiedlichen Partikelgrößen und -massen in distaler Richtung stetig abnimmt. Diese Erwartung war Bestandteil einer Probennahmekampagne, deren Ziel es zwischen 1982 und 1985 war, den jährlichen Zustand der Kontamination zu überprüfen (EINAX & KRIEG 1995). Die Probennahmestellen (n = 31) wurden in einem kreuzförmigen Muster im Untersuchungsgebiet positioniert. Das Zentrum dieses Kreuzes befand sich in unmittelbarer Nähe zur punktförmigen Quelle (Schornstein).

Die Ergebnisse dieser Probennahmekampagne zeigten, dass die in der Kontaminationshypothese formulierte Verteilungsstruktur sehr wahrscheinlich ist. Auf Grundlage dieser Informationen kann mit Hilfe des Simulationsalgorithmus die erwartete Kontamination grafisch dargestellt werden (Abbildung 53). Der Maximalwert dieser Glocke wurde mit 22.000 mg/kg auf den höchsten Messwert der Kampagne von 1984 gesetzt. Auf dieser simulierten Grundgesamtheit wurden anschließend verschiedene Probennahmemuster angewendet, um

- exemplarisch das Muster herauszufinden, das für die räumliche Schätzung von Gradientenverteilungen am geeignetsten ist,
- darauf aufbauend die kreuzförmige Probennahme von 1984 (n = 31) einzuordnen und zu bewerten,
- die Eignung modifizierter kreuzförmiger Muster zu prüfen
- sowie eine Handlungsempfehlung für eine erneute Beprobung bzw. eventuelle Sanierungsarbeiten zu geben.

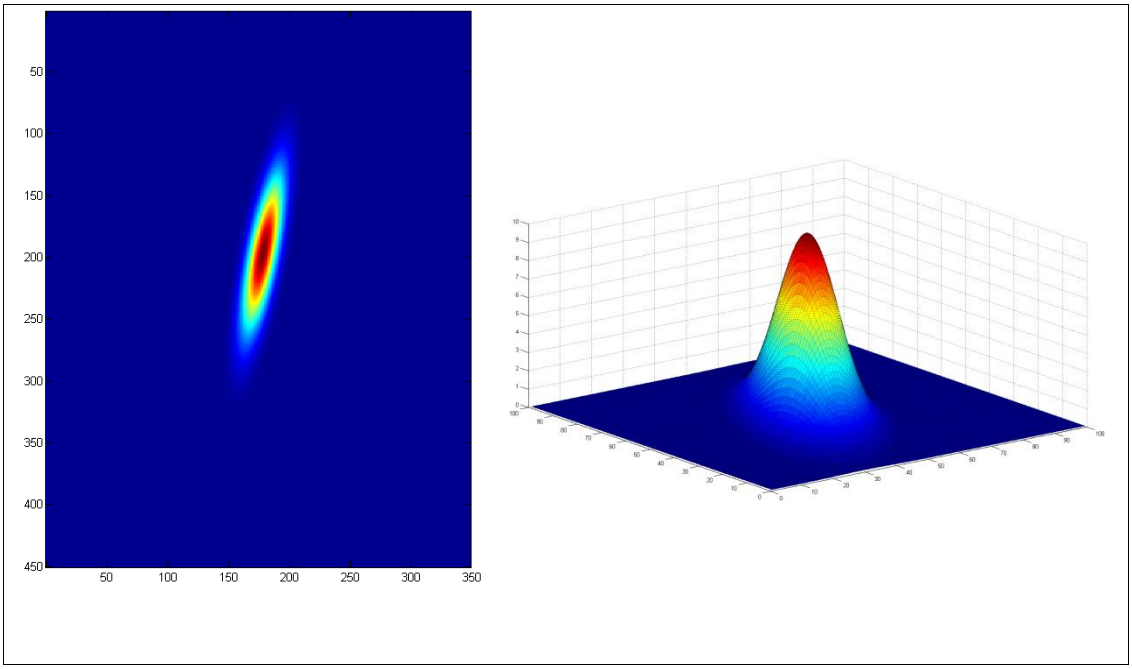


Abbildung 53: Schema einer glockenförmigen Kontamination (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Die Simulation wurde mittels des im Lehrbereich Umweltanalytik entwickelten und in der Software MATLAB® (vers. R2009b) realisierten Simulationsalgorithmus umgesetzt. Grundlage der glockenförmigen Verteilung ist eine modifizierte Dichtefunktion der zweidimensionalen Normalverteilung bzw. Gauß-Verteilung (vgl. Abbildung 53) (DOERFFEL 1990). In die Berechnung gehen die Mittelwerte μ_1 und μ_2, die beiden Standardabweichungen σ_1 und σ_2 der entsprechenden Dimensionen ein sowie die Kovarianzmatrix Σ der Zufallsvariablen (6).

$$f(x) = \frac{1}{(2\pi)^{\frac{p}{2}} |\Sigma|^{\frac{1}{2}}} \exp\left(-\frac{1}{2}(x-\mu)^T \cdot \Sigma^{-1} \cdot (x-\mu)\right) \tag{6}$$

Die Mittelwerte μ1 und μ2 werden als Parameter in die Formel übergeben und entsprechen auf der generierten Fläche der Koordinate des Glockenmaximums. Da hier die zweidimensionale Normalverteilung betrachtet wird, ist die Dimension p = 2. Es ergibt sich

$$f\begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_p \end{pmatrix} = \frac{1}{(2\pi)^{\frac{p}{2}} |\Sigma|^{\frac{1}{2}}} \exp\left(-\frac{1}{2}\begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_p \end{pmatrix} - \begin{pmatrix} \mu_1 \\ \vdots \\ \mu_p \end{pmatrix}^T \cdot \Sigma^{-1} \cdot \begin{pmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_p \end{pmatrix} - \begin{pmatrix} \mu_1 \\ \vdots \\ \mu_p \end{pmatrix}\right) \text{ bzw.}$$

$$f\begin{pmatrix} x_1 \\ x_2 \end{pmatrix} = \frac{1}{(2\pi)\ |\Sigma|^{\frac{1}{2}}} \exp\left(-\frac{1}{2}\begin{pmatrix} x_1 \\ x_2 \end{pmatrix} - \begin{pmatrix} \mu_1 \\ \mu_2 \end{pmatrix}^T \cdot \Sigma^{-1} \cdot \begin{pmatrix} x_1 \\ x_2 \end{pmatrix} - \begin{pmatrix} \mu_1 \\ \mu_2 \end{pmatrix}\right).$$

Die quadrierten Standardabweichungen gehen als Varianzen in die Kovarianzmatrix Σ ein. Die Kovarianz beschreibt den linearen Zusammenhang zweier Zufallsvariablen X ($X \sim N(\mu, \Sigma)$). Auf der Hauptdiagonalen der Kovarianzmatrix sind die Varianzen der entsprechenden Zufallsvariablen aufgetragen. Da eine Gaußverteilung praktisch nie die Abszisse schneidet ($y = 0$, wenn $x = \pm\infty$), ist die Charakterisierung einer Grundfläche nur theoretisch möglich. Zur Beschreibung der Form ist es ausreichend, einen Querschnitt durch die Glocke parallel zur Ebene heranzuziehen. Im Folgenden wird die durch den Schnitt entstehende geometrische Form als Grundfläche bezeichnet. Die Standardabweichungen bedingen diese Form. Sind sie identisch, ist die Grundfläche rund. Je größer σ_1 und σ_2 sind, desto breiter ist die Glocke, das heißt die Konzentration nimmt mit zunehmender Distanz langsamer ab, als es bei Normalverteilungen mit kleineren Standardabweichungen der Fall wäre. Ist $\sigma_1 > \sigma_2$ bildet sich eine elliptische Grundfläche heraus, die in Dimension 1 längsgestreckt ist.

Der Algorithmus ermöglicht die Simulation von glockenförmigen Kontaminationsverteilungen. Abszisse und Ordinate entsprechen nun Länge und Breite des untersuchten Feldes, auf dem der Maximalwert beliebig positionierbar ist. Mit Hilfe dieses Wertes wird die gesamte Glocke skaliert (multipliziert), wodurch die Erhöhung aller Werte der Fläche erfolgt. Ebenso sind die Standardabweichungen variabel einstellbar, wodurch die Simulation schmaler, spitz zulaufender oder breiter, flach auslaufender Glocken möglich ist. Um das gewünschte Ergebnis zu erzielen, ist eine iterative Modifikation der Parameter sinnvoll.

Die Stichproben wurden in 14 verschiedenen Mustern entnommen (Abbildung 54, Tabelle 28). Im quadratischen Probennahmemuster sind die Abstände (*d*) zwischen benachbarten Punkten in den beiden senkrecht aufeinander stehenden Dimensionen gleich, so dass virtuelle Quadrate entstehen, deren Ecken durch Probennahmestellen markiert sind (Abbildung 54a). Das bottle-rack-Muster ist durch gleiche Abstände zwischen benachbarten Punkten unabhängig von deren Ausrichtung (Dimension) gekennzeichnet (Abbildung 54b). Drei benachbarte Punkte ergeben so die Ecken gleichseitiger Dreiecke. Das geschichtet zufällige Probennahmemuster besteht aus einer Zahl gleichgroßer gedachter quadratischer Teilflächen die der Zahl der zu entnehmenden Proben entspricht (Abbildung 54c). Auf diesen Teilflächen wird jeweils eine Probennahmestelle zufällig positioniert. Da nur Bereiche innerhalb der Quadrate potenziell zur Beprobung herangezogen werden, müssen diese regelmäßig, ohne Zwischenräume und sich nicht überlagernd auf der Untersuchungsfläche verteilt werden. Sollte diese abgedeckte Fläche kleiner sein, als das Untersuchungsgebiet kann sich ein Randbereich herausbilden, der unbeprobt bleibt. Andererseits dürfen die Fläche und damit die potenzielle Beprobung auch nicht über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinaus reichen. Das Zufallsmuster unterliegt keiner regelhaften Anordnung der Probennahmestellen (Abbildung 54d). Allerdings dürfen Positionen nicht doppelt besetzt werden, was durch iteratives Beproben innerhalb der Simulationssoftware realisiert wird (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2012). Die Probennahmestellen der kreuzförmigen Beprobung werden entlang der vermuteten Hauptachsen des Gradienten verteilt (Abbildung 54e). Im kreisförmigen Probennahmemuster werden neben dem Zentrum (→ Emitter) jeweils acht auf einer

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

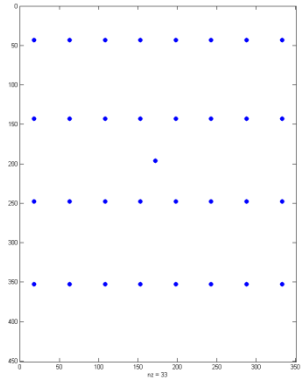
VERTEILUNGSTYP ‚GRADIENT'

Kreisbahn äquidistant zueinander liegende Probennahmestellen festgelegt (Abbildung 54f). Verbindungslinien zwischen jeweils zwei äußeren Punkten und dem Zentrum (→ Radius) spannen stets 45° auf.

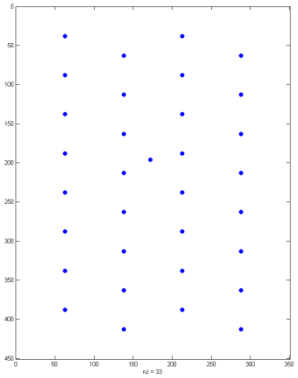
Dieses Muster war Ursache für die etwas merkwürdig anmutenden Probenumfänge (vgl. Tabelle 28), da es sich hierbei immer um die Konstellation n = 1 (Zentrum) + x (Kreise)·8 (Punkte) handelt und alle anderen Muster diese Probenzahlen (ggf. modifiziert) ebenfalls darstellen können.

Tabelle 28: Angewendete Probennahmemuster und Probenumfang.

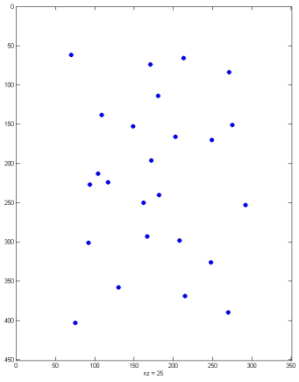
Probenumfang	*n* = 9, 17, 25, 33
Probennahmemuster	quadratisch, bottle rack, geschichtet zufällig, zufällig, kreuzförmig, kreisförmig, oval (45°), stratifiziert oval, Kreuz 29 + 4, Kreuz 25 + 8, Kreuz 21 + 4, Kreuz 17 + 8, EINAX28, EINAX31



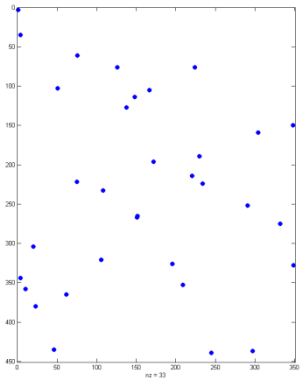
a)



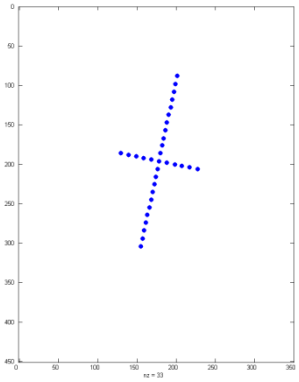
b)



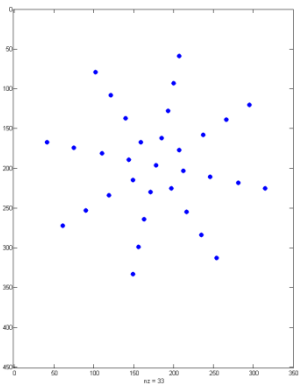
c)



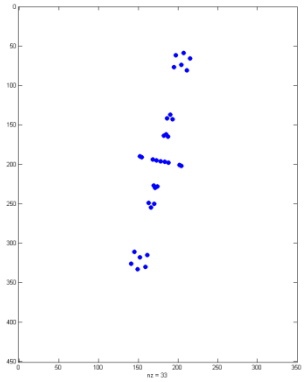
d)



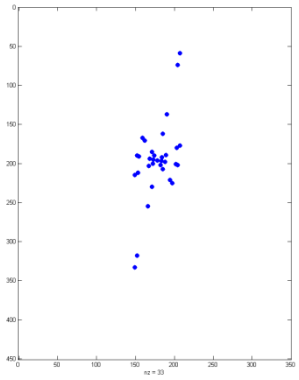
e)



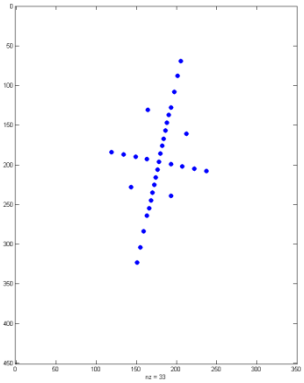
f)



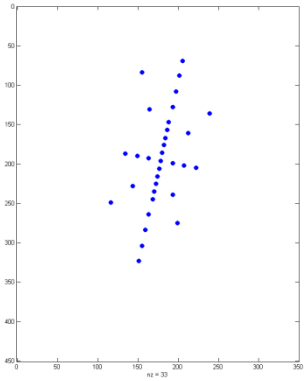
g)



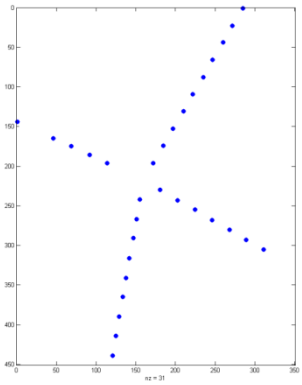
h)



i)



j)



k)

Abbildung 54: Darstellung der angewendeten Probennahmemuster: (a) quadratisch, (b) bottle rack (Flaschenregal), (c) geschichtet zufällig, (d) zufällig, (e) kreuzförmig, (f) kreisförmig, (g) stratifiziert oval, (h) oval (45°), (i) Kreuz 29 + 4, (j) Kreuz 25 + 8 sowie (k) EINAX31 (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Des Weiteren kamen zwei ovale Muster zur Anwendung, deren Probennahmestellen nicht auf einer Kreisbahn um das Zentrum liegen, sondern auf einer Ellipse (Abbildung 55). Sie ist an der Ausrichtung der vermuteten Kontaminationsglocke orientiert. Das stratifiziert ovale Probennahmemuster zielt auf die Untersuchung der Ausbreitung der Kontamination entlang der Längsachse und verteilt somit mehr Punkte in diesem Bereich (Abbildung 54g). Weniger Punkte liegen im Bereich der vermuteten Querachse des Gradienten. Das Oval (45°) zeigt Eigenschaften sowohl der kreisförmigen Beprobung als auch des stratifizierten Oval. Einerseits wird äquivalent zur kreisförmigen Beprobung zwischen benachbarten Verbindungslinien (Zentrum - äußere Punkte) ein Winkel von α = 45° aufgespannt, andererseits werden die Punkte auf einer Ellipse anstelle einer Kreisbahn positioniert (Abbildung 54h).

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚GRADIENT'

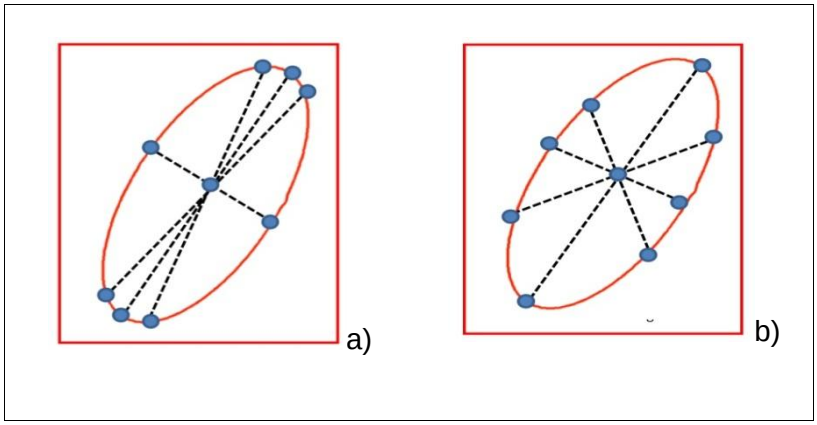


Abbildung 55: Schematischer Aufbau der Probennahmemuster stratifiziert Oval (a) und Oval (45°) (b) (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Vier weitere, dem kreuzförmigen Muster verwandte Probennahmemuster (Kreuz 29 + 4, Kreuz 25 + 8, Kreuz 21 + 4, Kreuz 17 + 8) wurden gewählt, um zu testen, ob eine Modifikation des kreuzförmigen Musters Auswirkungen auf die Ergebnisqualität hat (Tabelle 29). Dabei wurde die Punktdichte auf den Hauptachsen herabgesetzt und die verfügbaren Probennahmestellen in die unbeprobten Nebenrichtungen verschoben. Zwei Beispiele sind in Abbildung 54i und j dargestellt. Es wurde für alle Muster vorausgesetzt, dass stets der Maximalwert beprobt wurde. Dabei wurde entweder ein nahegelegener Punkt des Musters verschoben oder das Muster um einen weiteren Punkt ergänzt.

Tabelle 29: Verteilung der Proben in den modifizierten kreuzförmigen Mustern.

Muster	Punkte auf den Kreisbahnen	Punkte in den Zwischenbereichen	n_{gesamt}
Kreuz 29 + 4	29	4	33
Kreuz 25 + 8	25	8	33
Kreuz 21 + 4	21	4	25
Kreuz 17 + 8	17	8	25

Schließlich wurden die Ergebnisse der Probennahme von 1984 (EINAX & KRIEG 1995) mit 31 Proben (Einax31) ebenfalls zu diesem Vergleich herangezogen. Da es in diesem Datensatz drei Fehlstellen (nur Koordinaten vorhanden) gibt, kann tatsächlich nur auf 28 Werte (Einax28) zurückgegriffen werden. Um darzustellen, wie im Vergleich die Beprobung mit 31 Proben ausgesehen haben könnte, wurden beide Betrachtungen herangezogen (Abbildung 54k).

Unsicherheiten bei der Bewertung und Interpretation

Die Ergebnisse der virtuellen Beprobung wurden mittels inverser Distanzwichtung (IDW) mit einer Auflösung von einem Meter interpoliert. Daraus ist abzuleiten, dass jede Flächeneinheit bzw. jeder Punkt auf den betrachteten Flächen einem Quadrat mit einem Meter Kantenlänge in der Realität entspricht. Das Resultat dieses Arbeitsschritts waren flächenhafte Darstellungen der aus den Proben geschätzten potenziellen Kontaminationsverteilung. Für die weiteren Untersuchungen wurde eine relevante Teilfläche der Grundgesamtheit festgelegt, da Voruntersuchungen zeigten, dass die Durchführung der folgenden Maßnahmen für die Gesamtfläche zu

sehr starken Verzerrungen und zu nicht vergleichbaren Ergebnissen führte. Die Kontaminationsglocke wurde bei 200 mg/kg „abgeschnitten". Der Wert entspricht dem Prüfwert für Blei (in mg/kg TM) für Kinderspielflächen. Der so entstandene Clip200 beinhaltet alle Werte größer gleich dem 200 mg/kg-Niveau der Kontamination und umfasst eine Fläche von 9664 Punkten bzw. m². Der elliptische Flächenausschnitt bildet gleichzeitig eine Art Stanzform mit der die Interpolationsflächen ebenfalls abgeschnitten (Clip) wurden. Die Clips der Grundfläche und der einzelnen Interpolationen beschreiben also den exakt gleichen Flächenausschnitt, können bzw. werden sich aber in ihrer Verteilung unterscheiden (Abbildung 56).

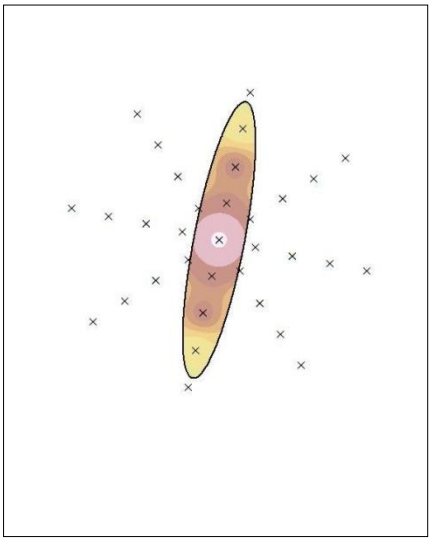


Abbildung 56: Interpolationsfläche für den Clip200 basierend auf dem kreisförmigen Probennahmemuster (n = 33).

Im nächsten Schritt wurden die Mittelwerte aller Clips gebildet und jeweils die Differenz der Mittelwerte der Interpolationen und der Grundgesamtheit (8289 mg/kg) berechnet. Anschließend erfolgte eine Normierung auf den Mittelwert der Grundgesamtheit und eine Erweiterung um 100%, um relative und somit leichter vergleichbare Werte zu erhalten (7):

$$\left[\left(\frac{\sum \mathrm{Clip200_I}}{n}\right) - \left(\frac{\sum \mathrm{Clip200_G}}{n}\right) / \left(\frac{\sum \mathrm{Clip200_G}}{n}\right)\right] \cdot 100\% \quad (7)$$

Nun liegen Werte vor, die darstellen, ob die Grundgesamtheit eines betrachteten Geländeausschnitts von einer Interpolation im Mittel über- oder unterschätzt wird, wie stark die Abweichung bezogen auf den Mittelwert der Grundgesamtheit ist und welches Probennahmemuster die Interpolation mit der geringsten Verzerrung liefert.

Sind die so ermittelten Werte positiv, wird der Mittelwert der Interpolation als größer gegenüber dem der Grundgesamtheit angenommen. Daraus folgt, dass im Mittel die tatsächliche Kontamination überschätzt wird. Das kann aus ökonomischer Sicht zwar zu einem Mehraufwand bei der Sanierung führen. Aus statistischer Sicht kann man aber die Kontamination als im Mittel vollständig erfasst betrachten. Sind Werte negativ, gibt es diese Sicherheit nicht, da die Kontamination im Mittel unterschätzt und die Gefahr statistisch nicht sicher erfasst wurde.

Daraus folgt, dass starke positive Abweichungen zwar unwirtschaftlich sind, aber eine höhere Sicherheit bieten, als z.B. sehr kleine, dafür aber negative Abweichungen. Die ökologische Betrachtungsweise ist in dieser Handlungsempfehlung für die Bewertung der Güte einzelner Interpolationen maßgeblich. Es werden daher negative Werte gegenüber positiven immer als weniger empfehlenswert eingestuft. Für den Clip200 stimmt im Vergleich aller Muster die Interpolation über dem stratifizierten Oval mit im Mittel 7,35% (n = 9) und dem Oval (45°) mit im Mittel 12,28% (n = 25) Abweichung am besten mit den Realdaten überein. Allerdings unterliegen beide Muster starken Schwankungen, wenn die Probenzahl erhöht wird. Eine Erhöhung der Probenzahl bedeutet für beide Muster die Erweiterung des Musters um weitere acht Punkte auf einer neuen Ellipse. Die Probennahmestellen anderer Muster müssen auf Grund ihrer Struktur mit Erhöhung des Probenumfangs völlig neu berechnet werden (Tabelle 30).

Tabelle 30: Erhöhung des Probenumfangs und die Folgen für die Probennahmemuster

Aufbau der Probennahmemuster bei der Erhöhung des Probenumfangs	Mustertyp
Neuverteilung der Probennahmestellen bzw. ihrer Positionen	quadratisch, bottle rack, geschichtet zufällig, kreuzförmig
Probennahmestellen bleiben erhalten	zufällig, kreisförmig, oval (45°), stratifiziert oval
Einzelmuster mit nur einem Probenumfang	Kreuz 29 + 4, Kreuz 25 + 8, Kreuz 21 + 4, Kreuz 17 + 8, EINAX28, EINAX31

Für das kreisförmige Probennahmemuster zeigt sich eine Annäherung an den wahren Mittelwert mit steigender Probenzahl. Im Vergleich der „flächendeckenden" Muster Bottle Rack (Flaschenregal) und quadratische Probennahme ist festzustellen, dass zwar drei der vier Werte des Bottle-Rack(Flaschenregal)-Musters verhältnismäßig nah am Realwert liegen. Allerdings sind diese negativ und daher für die Darstellung von Gradientenverteilungen ungeeignet. Im Gegensatz dazu lassen sich beim quadratischen Probennahmemuster sehr hohe Abweichungen feststellen, welche aber mit zunehmender Probenzahl stetig abnehmen.

Probennahmemuster	Prozentuale Abweichung von I gegenüber G			
	n = 9	*n* = 17	*n* = 25	*n* = 33
Quadratisch	145,53[1]	65,04	39,02	15,40
Bottle Rack	94,26	17,17	-2,86	-14,25
Zufällig	74,94	19,65	37,63	25,94
geschichtet zufällig	64,57	31,39	28,40	-40,12
stratifiziert Oval	5,24	48,06	33,40	89,92
Oval (45°)	117,69	32,54	10,07	59,91
kreisförmig	62,17	34,66	28,03	27,82
kreuzförmig	156,36	115,90	123,93	92,47
Kreuz 29 + 4				82,80
Kreuz 25 + 8				77,52
Kreuz 21 + 4			97,00	
Kreuz 17 + 8			81,58	
			n = 28	*n* = 31
EINAX28			17,47	
EINAX31				8,64

[1]alle Werte in %

Abbildung 57: Vergleich relativer Differenzen für unterschiedliche Probenumfänge und Muster (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Für das zufällige sowie das geschichtet zufällige Probennahmemuster sind für die verschiedenen Probenumfänge starke Schwankungen festzustellen. Der Zufallscharakter der zufälligen Beprobung wird darin verdeutlicht, dass alle Werte eines Probenumfangs n_i Teilmenge jedes um acht Punkte erweiterten Probenumfangs n_{i+8} sind und die Ergebnisse dennoch starke Variationen aufweisen. Daher können Muster mit Zufallscharakter zufällig sehr gut oder aber sehr schlecht zur Darstellung von Gradientenverteilungen sein.

Das kreuzförmige Muster zeigt sehr schlechte Ergebnisse. Immerhin wird die Kontamination überschätzt, was zwar aus statistischer Sicht eine höhere Sicherheit bedeutet, allerdings auch Schwierigkeiten mit der Eingrenzung der Kontamination mit sich bringen kann. Die modifizierten Varianten des kreuzförmigen Musters schneiden im Vergleich minimal besser ab, je mehr Probennahmestellen von den Hauptachsen in die Zwischenräume verlegt werden (vgl. dazu auch Abbildung 54i und j). Hintergrund ist hierbei das Auftreten starker Verzerrungen. Diese können entstehen, wenn die Informationsdichte in bestimmten Bereichen sehr niedrig und in anderen sehr hoch ist. Diese Situation ist bei kreuzförmigen Mustern, auch bei geringem Probenumfang, möglich. Das Verlegen einiger Punkte von den Hauptachsen in die unbeprobten Bereiche verringert den Einfluss der Taillierung (Abbildung 58). Die Beprobung EINAX28 von 1984 zeigt im Gegensatz zu den andern kreuzförmigen Probennahmemustern äußerst zufriedenstellende Ergebnisse. Das um die drei Fehlstellen erweiterte Muster EINAX31 zeigt mit nur 10,82% Abweichung sogar fast den besten Wert überhaupt. Allerdings zeigt dieser Wert

weniger die Eignung dieses Probennahmemusters, sondern die gute Anpassung des simulierten Gradienten an die Realdaten.

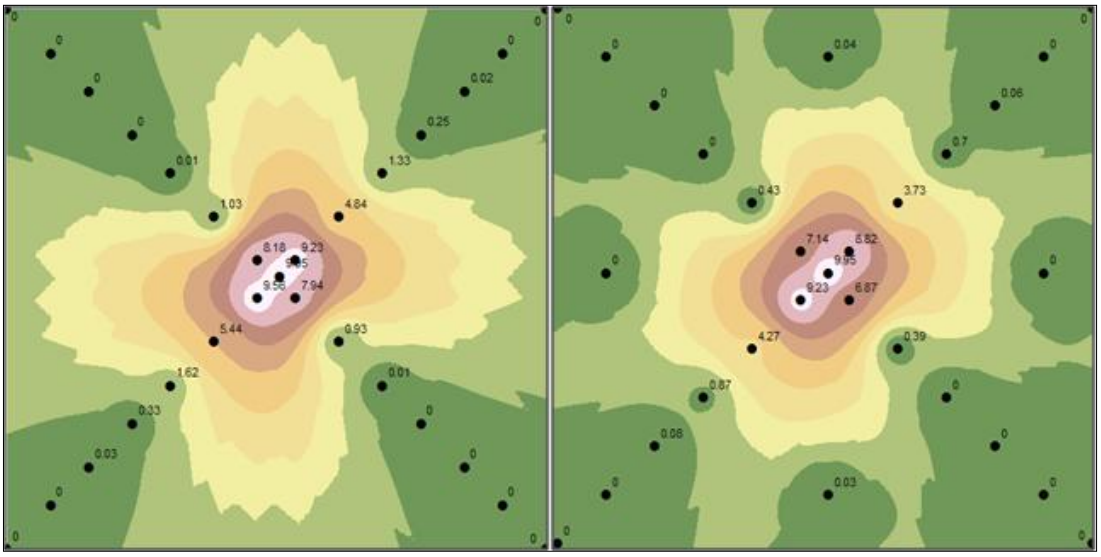


Abbildung 58: Interpolation auf einem (a) kreuzförmigen Stützmuster und Ausbildung einer „Wespentaille" sowie der Interpolation auf einem (b) modifizierten kreuzförmigen Stützmuster und der damit einhergehenden Verringerung der Verzerrung.

Es ist allerdings zu beachten, dass im Rahmen der Untersuchungen Mittelwerte betrachtet wurden. Gerade bei glockenförmigen Kontaminationen mit elliptischer Grundfläche kann es vorkommen, dass die Kontamination an einer Stelle zu stark unter- und an anderer Stelle zu stark überschätzt wird (Abbildung 59). Die tatsächliche Kontamination kann gegebenenfalls außerhalb des Clips liegen. Der Vergleich der Mittelwerte sollte in diesem Kontext lediglich eine Aussage über die Güte von Interpolationen und ihren Stützmustern treffen. Es kann keine Garantie geben, dass sich die Kontamination komplett innerhalb der Teilfläche (Clip) befindet, wenn der Mittelwert der Interpolation größer ist als der Mittelwert der Grundgesamtheit.

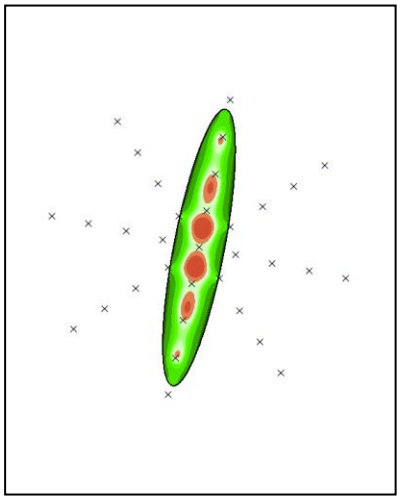


Abbildung 59: Lage des kreisförmigen Probennahmemusters (n = 33) in Relation zum Clip200 und Darstellung relativer Differenzen von der Interpolation gegenüber der Grundgesamtheit (in %).

Das kreisförmige Probennahmemuster ist unabhängig vom Probenumfang als Stützmuster zur Berechnung von Interpolationsflächen zu empfehlen. Für dieses Muster lassen sich im Mittel die geringsten Verzerrungen bzw. Abweichungen feststellen (vgl. Abbildung 59). Die Reichweite sowie die Ausbreitungsrichtung kann durch Proben, die entlang konzentrischer Kreise positioniert sind sehr gut ermittelt werden. Um die Untersuchung abzusichern, ist es daher ratsam, Punkte auch außerhalb der vermuteten Reichweite zu positionieren. Gibt es zu einem Standort sehr wenige Informationen, z.B. nur die Position einer Punktquelle und die Annahme, dass es sich um eine Gradientenverteilung handelt, eignet sich neben der kreisförmigen Beprobung das flächendeckend arbeitende quadratische Probennahmemuster.

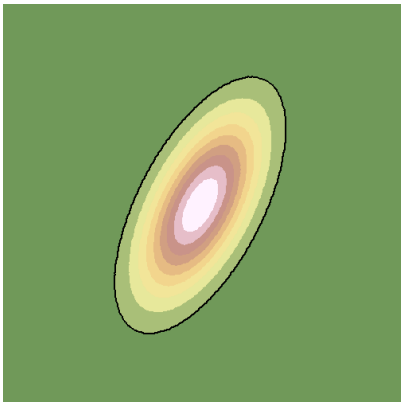
Ist ferner die Ausbreitungsrichtung bekannt und zielt eine Beprobung daher auf die Erfassung der Reichweite, kann das kreuzförmige Muster angewendet werden. Entlang der vermuteten Hauptachsen können Transekte beprobt werden. Das Hinzufügen weiterer Punkte in Bereichen geringer Datendichte ist zur Erhöhung der Ergebnissicherheit dennoch zu empfehlen. Entscheidend ist in jedem Fall, dass Kontaminationshypothese und Mitteleinsatz optimal auf die konkrete Fragestellung und damit aufeinander abgestimmt sind.

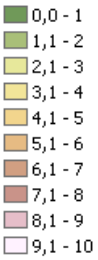
Die Methodik zur Validierung interpolierter unterschiedlicher Probennahmen wird am Beispiel eines virtuellen Gradienten mit Hilfe von Differenzanalysen in den folgenden Abbildungen dargestellt.

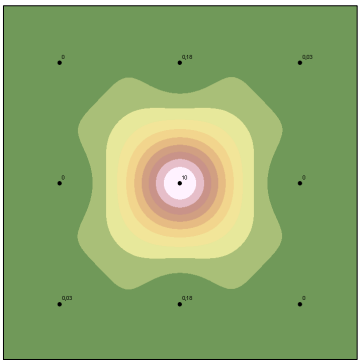
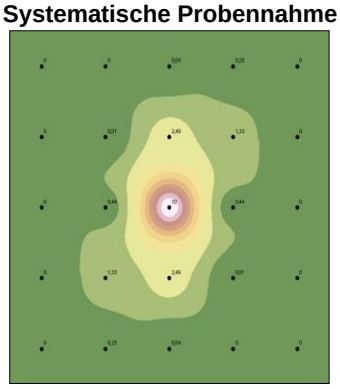
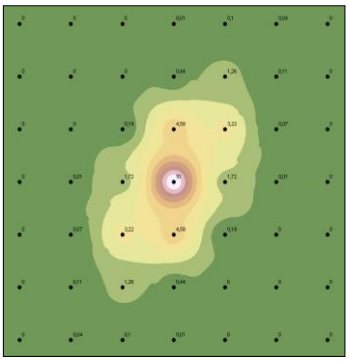
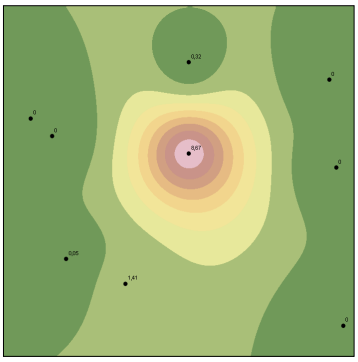
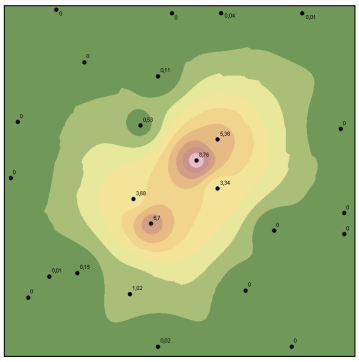
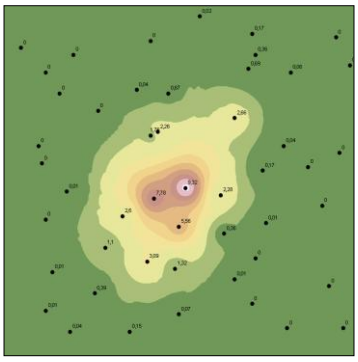
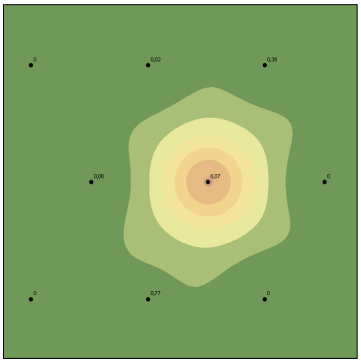
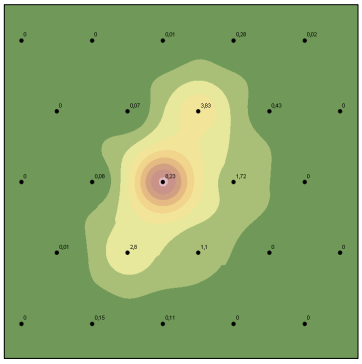
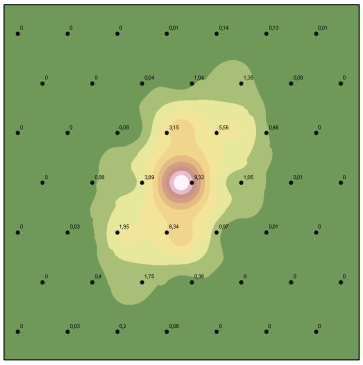
ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚GRADIENT'

Reale Verteilung (Grundgesamtheit)





n = 9	n = 25	n = 49
Systematische Probennahme		
		
Geschichtet zufällige Probennahme		
		
Flaschenregal (Bottle-rack) PN		
		

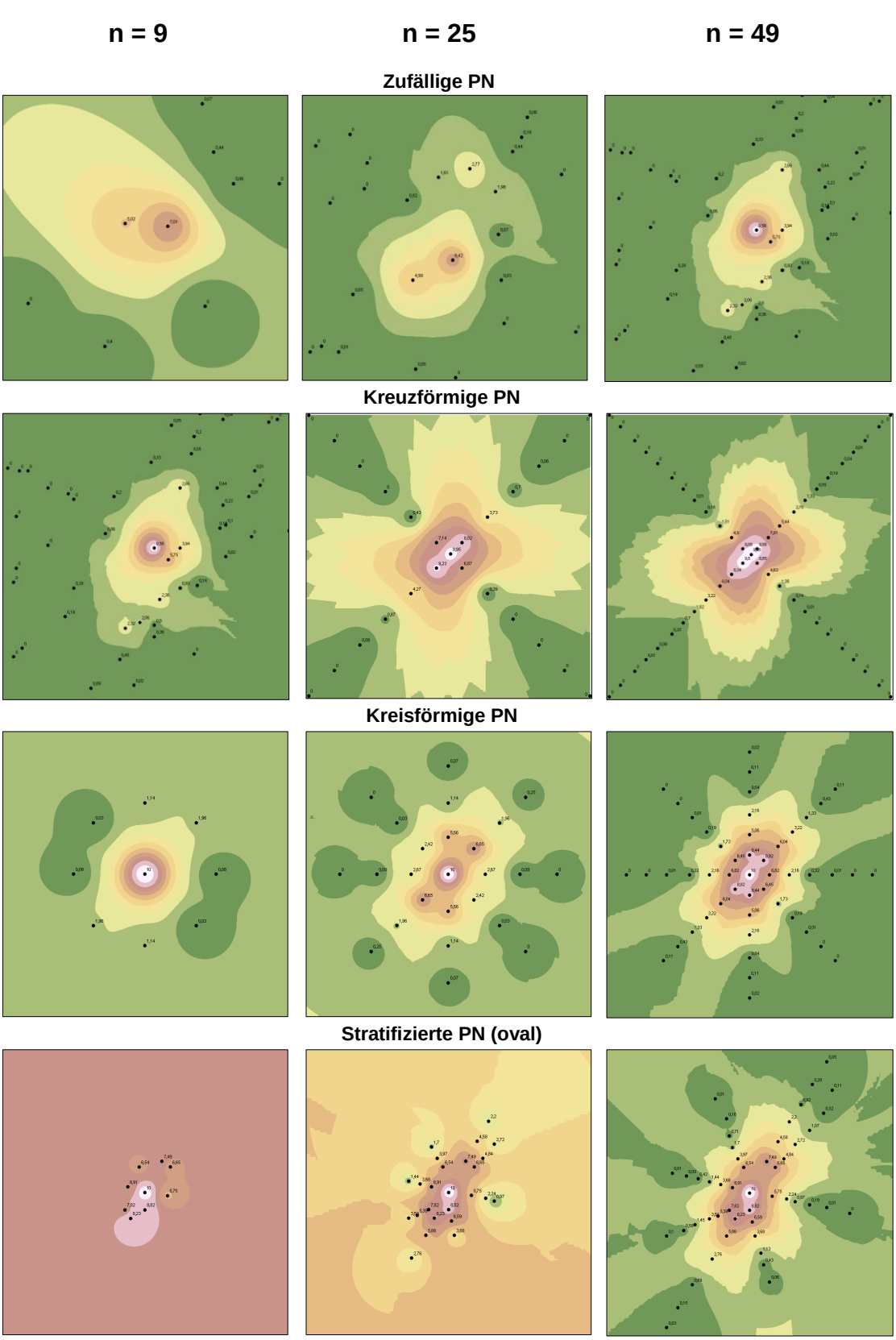


Abbildung 60: Interpolierte unterschiedliche Probennahmen am Beispiel eines virtuellen Gradienten.

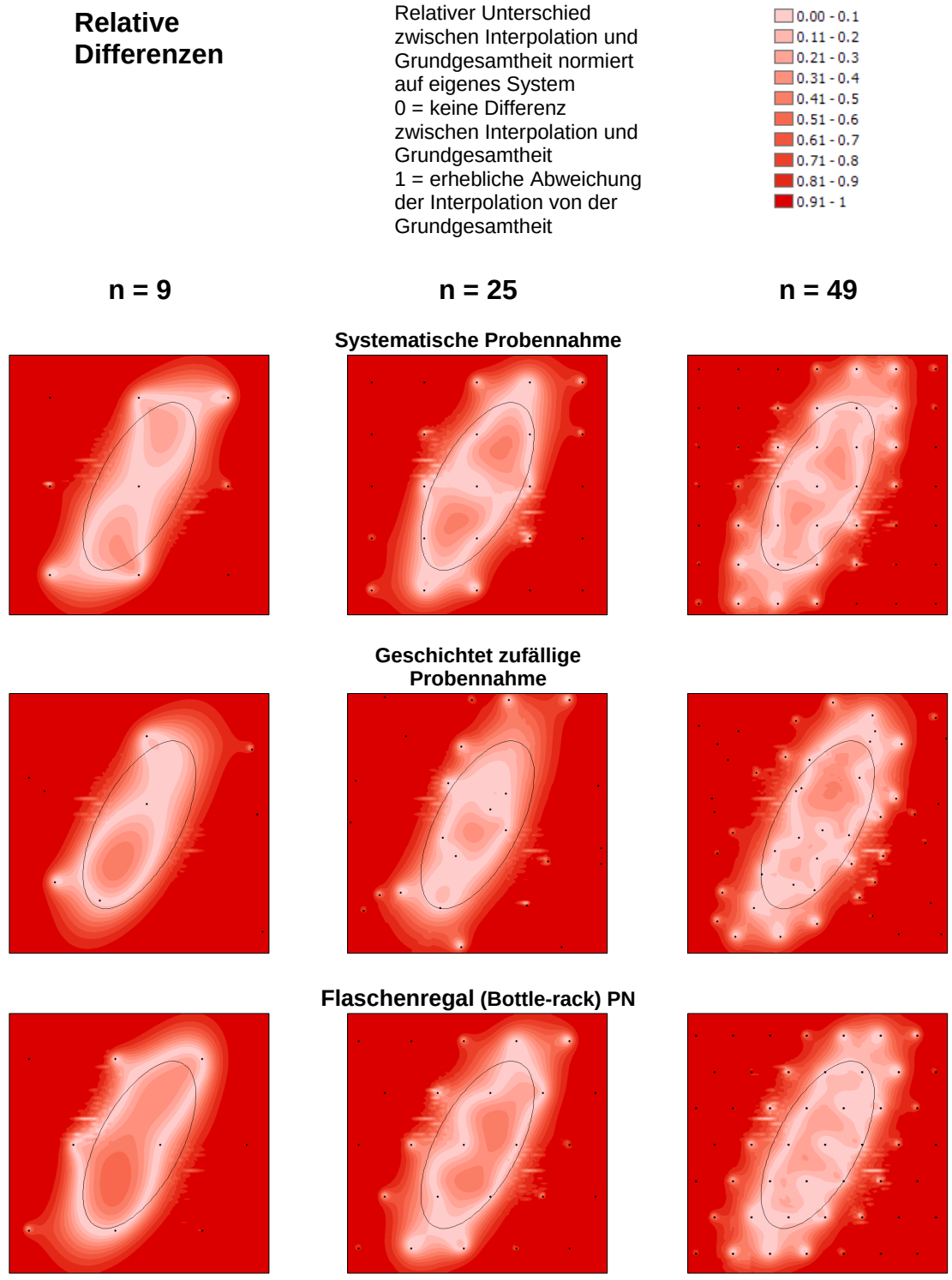


Abbildung 61: Differenzanalyse der interpolierten unterschiedlichen Probennahmen aus Abbildung 60.

3.5 Verteilungstyp ‚Hotspot'

3.5.1 Beschreibung des Grundtyps ‚Hotspot'

Der Begriff ‚Hotspot' stammt aus der Geologie bzw. Vulkanologie und bezeichnet thermische Anomalien als Zentren vulkanischer Aktivität innerhalb von Lithosphärenplatten. Heute wird der Begriff beispielsweise auch für WLAN-Sender verwendet.

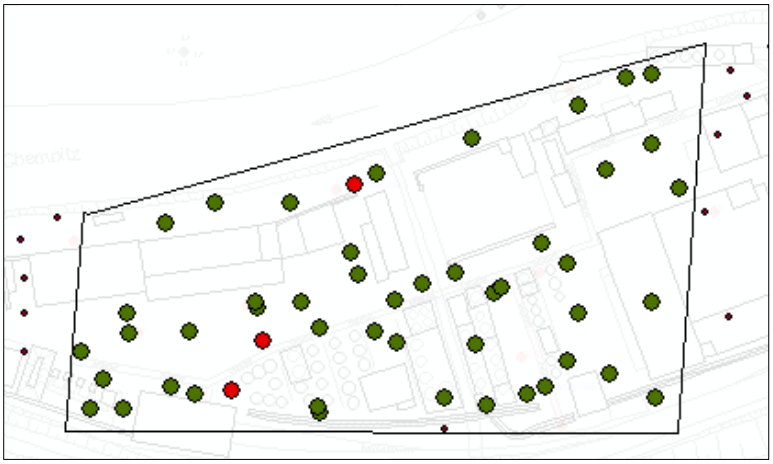


Abbildung 62: Praxisbeispiel von Hotspots (rote Punkte, in diesem Falle HCH-Kontaminationen im Boden), umgeben von unauffälligen Werten.

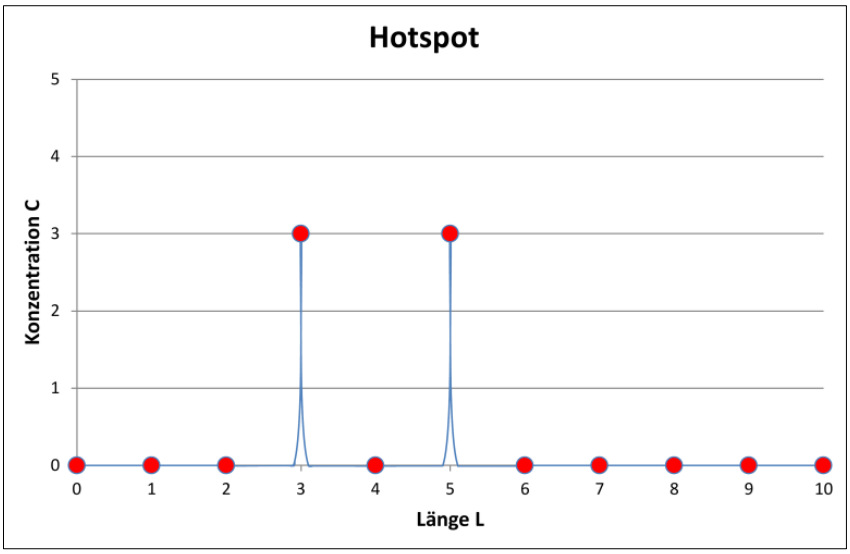


Abbildung 63: Beispielhafte Darstellung einer typischen Hotspot-Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena).

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚HOTSPOT'

Bezüglich der Umweltsanierung wird in der Literatur der Begriff häufig gebraucht, aber selten definiert oder beschrieben. Die Autoren sehen in Hotspots zufällig verteilte und lokal isolierte Verunreinigungen, die im enormen Gegensatz zur Umgebung stehen. Ein Hotspot ist eng begrenzt und von anderen Verschmutzungen unabhängig. Der Grad der Verschmutzung sollte hoch genug sein, um ihn aus der Umgebung zu unterscheiden (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2012).

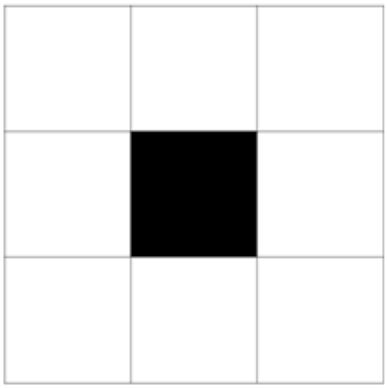


Abbildung 64: Von acht schadstofffreien Nachbarfeldern umgebener Hotspot (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2012).

Ein Hotspot ist demnach eine lokal isolierte Kontamination ohne Abhängigkeit von Verunreinigungen in der Umgebung. Die Verteilung bei diesem Grundtyp wird durch einen Maximalwert mit einer sprunghaften Abnahme zu den benachbarten (Hintergrund-) Werten gekennzeichnet.

Mit der Untersuchung beauftragte Gutachter stehen vor der schwierigen Aufgabe, die Verteilung der Hotspots eines bestimmten Standortes aus nur wenigen Proben abschätzen zu müssen. Abgesehen von Indizien, die beispielsweise aus historischen Recherchen für die Kontaminationshypothese zu einer Lageabschätzung von Hotspots verwendet werden können, ist die Lösung dieser Aufgabe im Wesentlichen von Zufälligkeiten bestimmt.

3.5.2 Untersuchungen am prototypischen Standort Dornburg

Der Modellversuch des Prototypen ‚Hotspot' wurde nahe Dornburg/Saale nordöstlich von Jena auf einer ebenen Ackerfläche durchgeführt. Es wurde damit begonnen, eine rechnergestützte Berechnungsumgebung zu konzipieren und umzusetzen. Jeder Punkt der so entstehenden Matrizen entspricht exakt einer Flächeneinheit (hier: 1 m²) und ist quadratisch. Eine erste Markierung legt in zufälliger Anordnung die auf der Fläche befindlichen Hotspots fest. Im zweiten Schritt wird in gleicher Weise eine Beprobung nach einem Zufallsmuster berechnet. Beide Punktmuster sind Grundlage für die Geländearbeiten.

Bei der Planung der Geländearbeiten wurde dem Lehrbereich Umweltanalytik durch die Thüringer Lehr-, Prüf- und Versuchsgut GmbH Buttelstedt in Kooperation mit der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft die Ackerfläche an o.g. Standort als Testfeld zur Verfügung gestellt. Nach einer Oberflächenbearbeitung erfolgte die Aussaat von Winterweizen. Ein Vermessungstechniker maß auf der Ackerfläche eine quadratische Testfläche mit einer Kantenlänge von 30 m ein. Die Größe der Fläche ist dabei an die Hotspotgröße und deren Anzahl gekoppelt. Jeder dieser quadratischen Hotspots soll eine Fläche von 1 m² besitzen und sich an dem zu Grunde liegenden 30 x 30m - Raster orientieren. Die Anzahl der punktuellen ‚Kontaminationen' wird 45 betragen, was 5 % der Gesamtfläche entspricht. Die Festlegung der Parameter basierte auf logischen, ökonomischen und praktischen Überlegungen und ist für die exemplarischen Untersuchungen ausreichend. Andere Formen oder Größen des Feldes oder der Hotspots sowie Variationen der Hotspotanzahl sind ebenso möglich und wurden ausreichend geprüft.

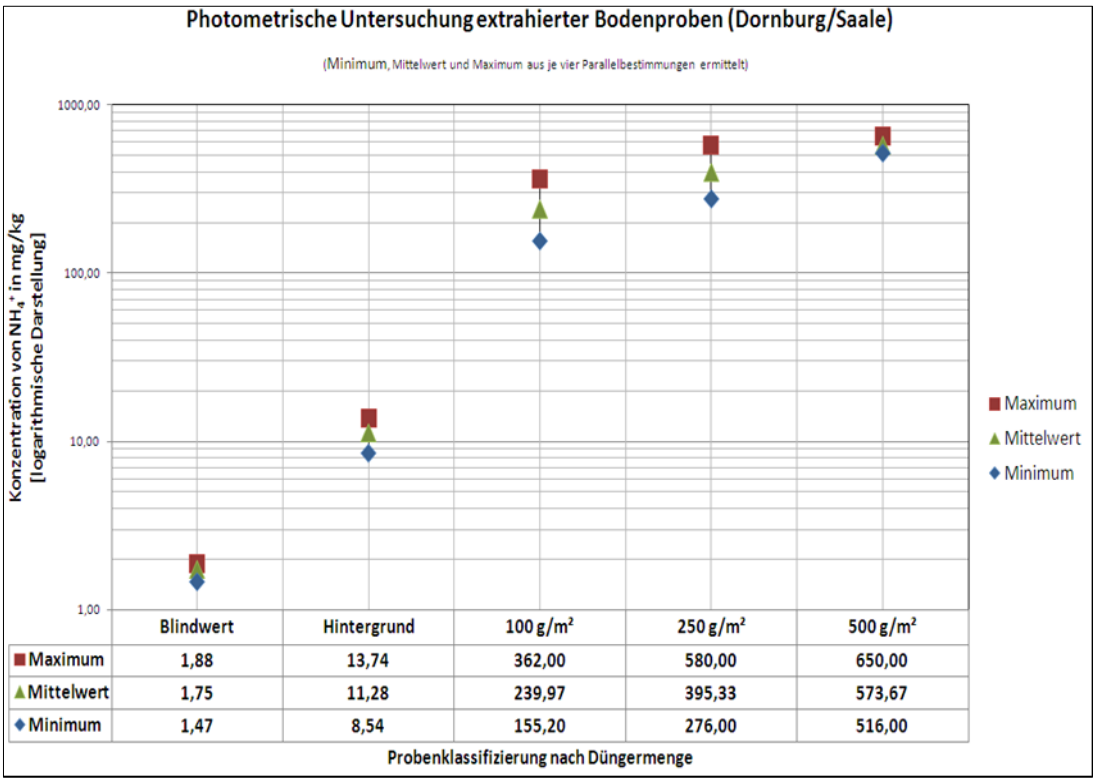
Abbildung 65: Testfeld mit dem Rahmen für die angelegten Hotspot-Kontaminationen

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚HOTSPOT'

Als ‚Kontaminant' oder Markierstoff kamen verschiedene Stoffe in Frage. Neben Farbtracern wurde über die Verwendung von Salzen oder Substanzen mit selten vorkommenden Elementen nachgedacht. Die Gesetzgebung erlaubt die Nutzung dieser Stoffe als Markierstoff bei Umweltuntersuchungen jedoch nicht mehr. In Absprache mit der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft entschied man sich für einen handelsüblichen Dünger auf Ammoniumbasis (21 % Ammoniumstickstoff) als Tracer.

In Voruntersuchungen musste der Hintergrundwert der NH4+-Ionen einer ungedüngten Probe mit den Werten dotierter Proben verglichen werden, um die Zweckmäßigkeit des Verfahrens zu testen. Dabei musste die Probe zur Hintergrundbestimmung, der DIN ISO 10381-4:2004-04 entsprechend, als Mischprobe mit 15 Einstichen über die gesamte Ackerfläche entnommen werden. In ausreichendem Abstand zur Testfläche wurde auf dem Acker ein kleiner Testschlag von 3 x 1 m² angelegt, um die Kontamination unter realistischen Bedingungen zu untersuchen. Anschließend sind 100 g, 250 g bzw. 500 g Dünger in jeweils 10 l Wasser gelöst und gleichmäßig auf den drei Testplots ausgebracht worden. Nach zwei Tagen erfolgte eine erste Beprobung der Plots, in der das Material neun separater Einstiche zu einer Sammelprobe vereinigt wurde (Empfehlung der DIN 18123: 1996-11). Neben dem Zentrum eines Plots wurden auf einer Kreisbahn acht äquidistant zueinander liegende Punkte festgelegt. Die so oberflächennah gewonnenen Proben konnten umgehend im Labor der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft photometrisch auf Ammoniumionen untersucht werden. Die in Abbildung 66 dargestellten Ergebnisse zeigen neben dem Hintergrund und den drei gedüngten Proben die jeweils zwei zusätzlich gemessenen Blindlösungen. Um eine für alle Proben einheitliche Analyse zu gewährleisten und systematische Fehler zu vermeiden, erfolgte in Anlehnung an die BBodSchG eine Doppelbestimmung. Anschließend verblieb das im Beutel verschlossene Material eine Nacht bei 5°C im Kühlschrank und wurde am folgenden Tag erneut gemessen. Beide Messungen waren in ihren Größenordnungen vergleichbar, weshalb alle vier Messungen je Probe in die Berechnung der Spannweite (Maximalwert - Minimalwert) und des arithmetischen Mittels eingingen.



	Blindwert	Hintergrund	100 g/m²	250 g/m²	500 g/m²
Maximum	1,88	13,74	362,00	580,00	650,00
Mittelwert	1,75	11,28	239,97	395,33	573,67
Minimum	1,47	8,54	155,20	276,00	516,00

Abbildung 66: Photometrische Analyse extrahierter Bodenproben (Dornburg/Saale) (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung)[6]

Wie der Abbildung 66 zu entnehmen ist, unterscheiden sich die Hintergrundwerte signifikant von den Werten der gedüngten Flächen. Folglich sind Hotspot und nicht kontaminierte Flächen klar voneinander trennbar. Eine weitere Beprobung erfolgte etwa drei Wochen nach der Kontamination, um den Einfluss der Witterung über die Zeit als Faktor für einen Rückgang des Ammoniumgehalts zu quantifizieren. Die Werte für Ammonium bleiben auch nach der zweiten Beprobung deutlich über dem Hintergrundwert. Allerdings sind die Verlagerung bzw. der Abbau ebenso deutlich erkennbar. Der Wert der 250 g/m²-Probe liegt beispielsweise nach der zweiten Beprobung zwar immer noch eine Größenordnung über dem des Hintergrunds, dennoch kann ein Rückgang der Konzentration um etwa 70 % festgestellt werden (Tabelle 31). Dies führt zur Annahme, dass eine Wiederfindung nach drei Wochen ab dem Tag der Ausbringung durchaus möglich, aber risikobehaftet ist. Die Beprobung sollte daher nur wenige Tage nach der Kontamination stattfinden.

Zur Düngung der Hotspots wurde eine Menge von 300 g Dünger je Hotspot festgelegt, da dadurch sowohl ein ausreichend hohes und langanhaltendes Signal gewährleistet wird. Zu der untersuchten und bewerteten Menge von 250 g/m² Dünger wird dabei eine Sicherheitszugabe von 20 % aufaddiert.

[6] Dotierung dreier Testplots mit unterschiedlichen Düngermengen und Untersuchung der messbaren Ammoniumkonzentration nach zwei Tagen

Tabelle 31: Änderung der NH^{4+}-Konzentration über die Zeit [in mg/kg].

	Tag 2	Tag 22	Rückgang in %
100 g/m²	239,97	33,00	86,25
250 g/m²	395,33	118,00	70,15
500 g/m²	573,67	235,00	59,04
Hintergrund	11,28	-	-

Am 08.12.2009 wurden 45 Punkte der Testfläche mit je 300 g Dünger dotiert. Das zu Grunde liegende Verteilungsmuster dieser Hotspots wurde mit Hilfe des Algorithmus zufällig erstellt. Im Rahmen der Geländearbeit wurde das Testfeld mit Leinen in 36 Parzellen (5 x 5m) aufgeteilt um die Orientierung bei der Dotierung und der Probennahme zu erleichtern.

Um das Risiko einer Querkontamination zu verringern, wurde das Feld nur auf geradem Wege bzw. in rechten Winkeln entlang der Leinen betreten. Gleiches gilt für die Begehung zur Entnahme der Proben.

Für die anschließende Beprobung ist die Anwendung von drei Probennahmemustern vorgesehen. So erfolgt die Festlegung der jeweils 36 Probennahmepunkte

- völlig zufällig,
- nach einem regelmäßigen Raster und
- einer geschichtet-zufälligen Verteilung.

Die Berechnung der Muster wird ebenfalls durch den Algorithmus gestützt. Sie sind voneinander unabhängig, was zu Überlagerungen von Probennahmestellen führen kann. Die zeitnah entnommenen Proben werden im Labor der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft photometrisch untersucht, wodurch Hotspots vom Hintergrundwert unterschieden werden können. Diese Ergebnisse können mit den simulierten Daten verglichen und in ihrer Qualität eingeordnet werden.

3.5.3 Lösungsansatz für den Grundtyp ‚Hotspot‘

Probennahmestrategie (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2012)

Die Software MATLAB® (R2009b), mit der der Algorithmus entwickelt wurde, ist für die Matrizenberechnung konzipiert. Der simulierte Untersuchungsbereich entspricht einer Matrix mit beschriebenen Zeilen und Spalten. Jedes Matrixelement ist eine Einheit, die mit dem Attribut „Hotspot“ oder „kein Hotspot“ markiert wird. Nach der Binomialverteilung wurden die Attribute jeweils auf den Wert "1" für „Hotspot“ und "0" für „kein Hotspot“ eingerichtet. Die Stichprobeneinheiten werden in der gleichen Weise markiert: „Probe“ oder „keine Probe“.

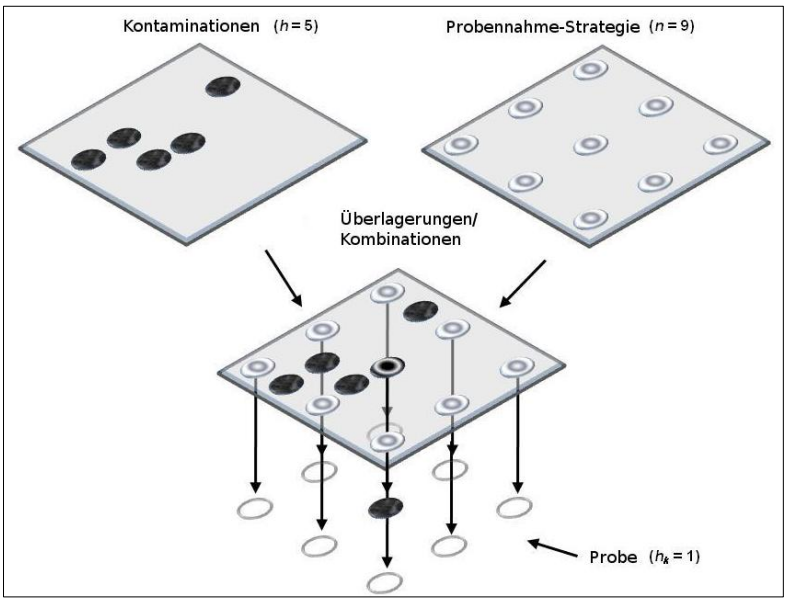


Abbildung 67: Prinzipskizze der Simulationssoftware

Aus der Definition dieser Matrizen in Zeilen und Spalten ergibt sich für jede betrachtete Untersuchungsfläche eine quadratische oder rechteckige Form. Mittels einer exemplarischen Beprobung wurde das für die Untersuchung der Hotspot-Verteilung geeignetste Probennahmemuster gesucht. Zur vergleichenden Untersuchung wurden drei Probennahmestrategien auf ihre Trefferrate geprüft (siehe Abbildung 67).

- Die Zufallsprobennahme ist durch eine regellose und zufällige Anordnung der Probennahmepunkte über das gesamte Untersuchungsgebiet charakterisiert.
- Die geschichtete Zufallsprobennahme besteht aus einer dem Probenumfang entsprechenden Anzahl gedachter quadratischer Teilflächen, die gleichmäßig und lückenlos nebeneinander liegen. Innerhalb einer jeden Teilfläche wird zufällig ein Punkt zur Beprobung bestimmt.
- Bei der systematischen Probennahme wird das Zentrum der o.g. gedachten Teilflächen deterministisch beprobt, sodass die Punktabstände in zwei senkrecht zueinander verlaufenden Hauptachsen stets gleich groß ist.

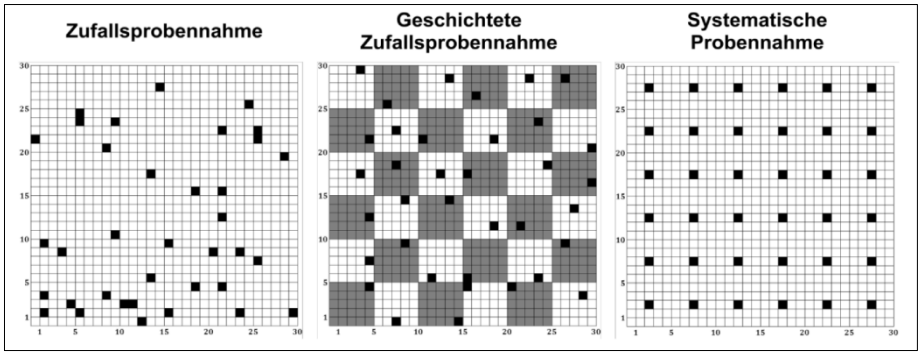


Abbildung 68: Exemplare verschiedener Probennahmemuster mit der Probenzahl n = 36 (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2012).

ERZIELTES FORSCHUNGSERGEBNIS

VERTEILUNGSTYP ‚HOTSPOT'

Die Positionierung der Hotspots erfolgte nach dem Verfahren der Zufallsverteilung. Nach der Beprobung wurden die Bodenproben in den Labors der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft photometrisch analysiert. Die Zahl der nachgewiesenen Hotspots entsprach der Zahl der in der Simulation nachgewiesenen Hotspots. Somit können Fehler bei der Probennahme, dem Transport bzw. der analytischen Messung sowie Umwelteinflüsse ausgeschlossen werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 32 dargestellt. Mit der zufälligen Probennahme konnten durchschnittlich die meisten Hotspots gefunden werden.

Tabelle 32: Nachweis von Hotspots mit verschiedenen Probennahmustern (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2012).

Probennahmemuster/ Zahl der Muster	Hotspots gefunden			Durchschnittlich gefundene Hotspots
	Muster 1	Muster 2	Muster 3	
Zufallsprobennahme/ 3	2	1	5	**2,67**
Geschichtete Zufalls-probennahme/ 3	2	2	1	**1,67**
Systematische Proben-nahme/ 1	1	-	-	**1**

Um festzustellen, ob das zufällige Probennahmemuster für den Nachweis von Hotspots tatsächlich effizienter als die anderen Muster ist, mussten Untersuchungen zur Trefferrate durchgeführt werden. Allerdings stützen sich die Erkenntnisse aus Tabelle 32 auf lediglich sieben Einzelfälle.

Eine Erweiterung des Algorithmus erlaubt theoretisch das Erzeugen und Berechnen sämtlicher Möglichkeiten, eine Zahl Hotspots *h* auf der Gesamtfläche *G* zu verteilen (8).

$$\text{Zahl der Einzelfälle} = \frac{G!}{h! \cdot (G-h)!} \tag{8}$$

Aus rechentechnischen Gründen ist die tatsächliche Zahl der Einzelsimulationen aber begrenzt. Für die Untersuchungen zur Trefferrate wurden *m* = 10.000 Testflächen mit der einheitlichen Größe von 30 LE[7] 30 LE simuliert. 5 % dieser Flächen (je 45 FE) wurden anschließend zufällig als Hotspot markiert. Dieser Aufbau entsprach den Verhältnissen der Geländeuntersuchungen.

[7] LE – Längeneinheit; FE - Flächeneinheit

Je eines der drei Probennahmemuster (vgl. Tabelle 32) mit einer Probenzahl von *n* = 36 wurde exemplarisch für den entsprechenden Mustertyp erstellt und auf die 10.000 Testfelder angewandt. Die im Rahmen der 10.000 Einzelsimulationen mindestens, höchstens sowie im Mittel gefundenen Hotspots wurden in Tabelle 33 zusammengefasst. Die relativen Werte sind auf die Gesamtzahl von 45 Hotspots bezogen (9).

$$\text{Trefferrate in \%} = \frac{\text{Hotspots gefunden}}{\text{Hotspots gesamt}} \cdot 100 \tag{9}$$

Wie für die simulierte Wiederfindungsrate Mittelwerte über alle 10.000 Einzelereignisse berechnet werden können, ist dies auch für die Zahl der gefundenen Hotspots möglich. Die in Tabelle 33 dargestellten 1,8 Hotspots sind mathematisch korrekt, auch wenn in der Praxis natürlich zwei Hotspots gefunden werden müssen.

Tabelle 33: Vergleich der Effizienz verschiedener Probennahmuster (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2011).

Probennahme-muster (n = 36)	Trefferrate in %			Gefundene Hotspots		
	min	max	Mittelwert	min	max	Mittelwert
Systematische Probennahme	0	17,8	4	0	8	1,8
Geschichtete Zufallsprobennahme	0	17,8	4	0	8	1,8
Zufällige Probennahme	0	17,8	4	0	8	1,8

Es wird deutlich, dass es keine Unterschiede in der Effizienz der eingesetzten Probennahmemuster gibt. Daraus ist abzuleiten, dass die drei unterschiedlich geplanten Muster lediglich drei von rechnerisch rund $2{,}97 \cdot 10^{64}$ Möglichkeiten darstellen, wie 36 Probennahmestellen auf 900 FE verteilt werden können (10).

$$\text{Anzahl der Muster} = \frac{G!}{n! \cdot (G-n)!} \tag{10}$$

Die sieben Muster aus Tabelle 32 sind in ihrer Effizienz vergleichbar, auch wenn die Ergebnisse in der Hotspotdetektion unterschiedlich sind. In Summe konnten 14 Hotspots für die sieben Muster festgestellt werden, was im Mittel zwei Hotspots je Muster entspricht (Tabelle 34).

Tabelle 34: Im Mittel über alle untersuchten Probennahmemuster gefundene Hotspots.

Probennahmemuster/ Zahl der Muster	**Hotspots gefunden**			**Im Mittel über alle Muster gefundene Hotspots**
	Muster 1	**Muster 2**	**Muster 3**	
Zufallsprobennahme/ 3	2	1	5	**2**
Geschichtete Zufalls-probennahme/ 3	2	2	1	
Systematische Probennahme/ 1	1	-	-	

Die Geländekampagne bestätigt die Ergebnisse der Simulation hinsichtlich der Zahl der gefundenen Hotspots bzw. der Trefferrate. Ein weiterer maßgeblicher Kenntnisgewinn konnte im Rahmen eines Mustervergleichs erzielt werden.

Für zufällige Hotspotverteilungen hat die Wahl des Probennahmemusters keinen Einfluss auf die Qualität der Ergebnisse. Im Folgenden wurde die Zufallsprobennahme für die Untersuchungen herangezogen, da mit ihr eine Beprobung jeder möglichen Probenzahl realisiert werden kann. Im Gegensatz dazu kann es bei der systematischen sowie der geschichtet zufälligen Probennahme zu Verteilungsproblemen kommen, z. B. bei der Beprobung von 23 Punkten auf einer quadratischen Fläche.

In der Praxis kann zwar eine Theorie zur Kontaminationsverteilung vorliegen, dennoch ist die auf dem Feld tatsächlich vorhandene Zahl der Hotspots unbekannt. Daraus folgt, dass der Parameter der Trefferrate nur zum Vergleich der Effizienz von Mustern herangezogen werden kann und zur Untersuchung in der Praxis nur bedingt dienlich ist. Um eine Verallgemeinerung über den Parameter Trefferrate treffen zu können, wurde der Algorithmus modifiziert. So kann ein Testfeld nicht nur mit einer bestimmten Zahl an Proben besetzt werden, sondern jede mögliche Probennahmestelle auf der Fläche wird berücksichtigt. Jedes der 10.000 Felder wurden additiv zufällig beprobt, das heißt, die Probenzahl *n* wird sukzessive um eine Probe erhöht (*n+1*), wobei die Position und Merkmalsausprägungen der bereits entnommenen Proben erhalten bleiben. Für jeden Stichprobenumfang konnte die im Mittel gefundene Zahl Hotspots *h* berechnet werden (11).

$$\bar{h} = \frac{\sum(h_1 + h_2 + \cdots + h_m)}{m} \qquad (11)$$

Durch Einsetzen von $\bar{h}$ in den Zähler von Gleichung (11) lässt sich die mittlere Wiederfindungsrate berechnen. Aus der graphischen Darstellung dieses Zusammenhangs wird deutlich, dass die mittlere Trefferrate ein konstanter Wert ist (Abbildung 69). Es besteht also eine Korrelation zwischen dem beprobten Flächenanteil und dem Anteil der gefundenen Hotspots an deren Gesamtpopulation. Die maximale sowie minimale Wiederfindungsrate beschreibt die größten bzw. kleinsten Werte der 10.000 Simulationen.

So können bei der Beprobung von 20 % der Fläche über die Hälfte der Hotspots entdeckt werden oder aber nicht ein einziger. Diese Schwankungen werden im Rahmen der Untersuchungen zur Unsicherheit diskutiert. Ebenso zeigt sich, dass der Großteil (95 %) der Durchgänge in einem relativ engen Bereich um die mittlere Wiederfindungsrate liegen.

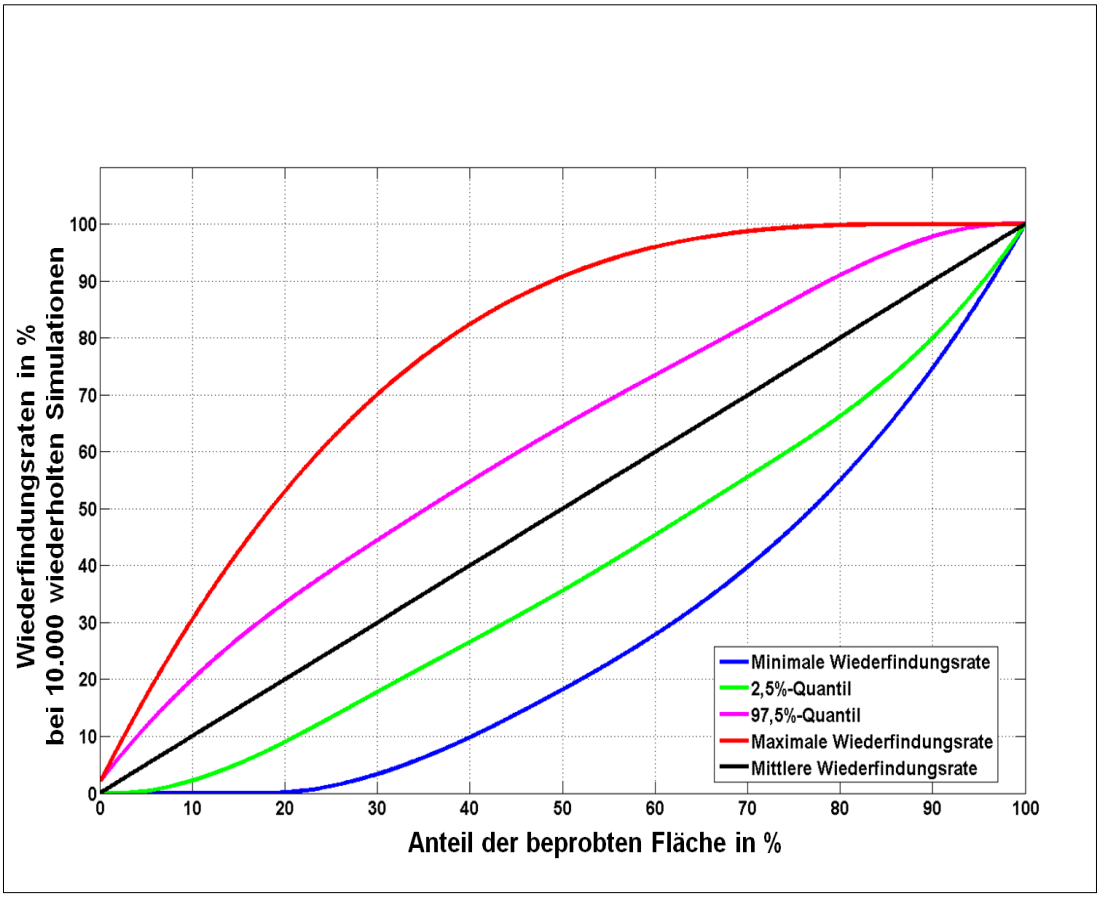


Abbildung 69: Der Verlauf verschiedener Wiederfindungsraten bei der Untersuchung von Hotspots (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Da die Trefferrate konstant ist, ist es möglich, ausgehend von einer im Gelände entnommenen Stichprobe und der darin festgestellten Hotspots die Hotspotverteilung des gesamten Feldes zu berechnen. Die Erfolgsrate basiert im Gegensatz zur Trefferrate nur auf bekannte Größen (12).

$$\text{Erfolgsrate in \%} = \frac{\text{Hotspots gefunden}}{\text{Proben entnommen}} \cdot 100 \qquad (12)$$

Sie lässt auf den Anteil der kontaminierten Fläche an der Gesamtfläche schließen. Wird die Erfolgsrate nicht mit 100, sondern mit der Fläche des Untersuchungsgeländes (FE) erweitert, kann eine erwartete Zahl von Hotspots ermittelt werden (13).

$$\text{Hotspots erwartet} = \frac{\text{Hotspots gefunden}}{\text{Proben entnommen}} \cdot \text{Gesamtfläche} \tag{13}$$

Als Maß zur Bestimmung der Unsicherheit werden die Grenzen des 95 %-Konfidenzintervalls herangezogen. Da es sich hier um eine diskrete Wahrscheinlichkeitsverteilung, die Binomialverteilung handelt, ist das Ableiten dieser Grenzen nicht auf direktem Wege möglich. Die Probennahme entspricht *n* unabhängigen Bernoulli-Experimenten, in denen *k*[8] Erfolge erzielt werden. Die Wahrscheinlichkeit einen Hotspot zu treffen wird durch den wahren Wert *p* ausgedrückt.

Dieser unbekannten Parameter *p* wird über die Größe $\hat{p} = \frac{k}{n}$ geschätzt. Es handelt sich dabei um einen Punktschätzer, der eine mögliche Ausprägung von *p* darstellt. Für den Anwender sind daher Intervallgrenzen hilfreich, die den wahrscheinlichkeitstheoretischen Spielraum definieren, in dem sich *p* befinden kann.

CLOPPER UND PEARSON (1934) haben ein Verfahren zur exakten Bestimmung von Konfidenzintervallen (p_u; p_o) für das unbekannte *p* einer gegebenen Binomialverteilung mit dem zweiten Parameter *n* vorgestellt. Die praktische Berechnung dieser Intervallgrenzen p_u und p_o erfolgt mithilfe von Quantilen der F-Verteilung. Für die untere Grenze p_u gilt:

$$p_u = \begin{cases} 0 & \text{, falls } k = 0 \\ \dfrac{k}{k + (n-k+1)F_{2(n-k+1),\,2k,\,1-\frac{\alpha}{2}}} & \text{, falls } k \neq 0. \end{cases} \tag{14}$$

Dabei steht *F2(n-k+1),2k,1-(α/2)* für das *100(1-(α/2))*-Perzentil der F-Verteilung mit *2(n-k+1)* Zähler-Freiheitsgraden und *2k* Nenner-Freiheitsgraden.

Entsprechend berechnet man die obere Grenze p_o:

$$p_o = \begin{cases} \dfrac{(k+1)F_{2(k+1),\,2(n-k),\,1-\frac{\alpha}{2}}}{n-k+(k+1)F_{2(k+1),\,2(n-k),\,1-\frac{\alpha}{2}}} & \text{, falls } k \neq n \\ 1 & \text{, falls } k = n. \end{cases} \tag{15}$$

[8] Die Zahl der Erfolge k, und die Zahl der Hotspots h stellen denselben Parameter dar und können synonym verwendet werden.

Hotspot-Untersuchung am Beispiel Dornburg9

Bei n = 36 voneinander unabhängigen Bernoulli-Versuchen werden k = 2 Erfolge beobachtet. Man berechnet:

$$\hat{p} = \frac{2}{36} = 0.0556 \simeq 5.56\,\%$$

Die vorgegebene Sicherheitswahrscheinlichkeit sei β = 0.95 ≙ 95%, d.h. α = 0.05 ≙ 5%,

$2(n - k + 1)$ = 70, $2k$ = 4, $1 - (\alpha/2)$ = 0.975, $2(k + 1)$ = 6, $2(n - k)$ = 68.

Es gilt $k = 2 \neq 0$ und $k \neq n = 36$. Einsetzen in Gleichung (14) liefert

$$p_u = \frac{2}{2 + 35 \cdot F_{70,4,0.975}} \quad , \quad p_o = \frac{3 \cdot F_{6,68,0.975}}{34 + 3 \cdot F_{6,68,0.975}} \tag{16}$$

Sind die Quantile der F-Verteilung in den entsprechenden Nachschlagewerken nicht für die gewünschte Sicherheits- bzw. Irrtumswahrscheinlichkeit oder die benötigten Freiheitsgrade tabelliert, müssen die gesuchten Quantile aus den kumulativen Verteilungsfunktionen der entsprechenden F-Verteilungen berechnet werden. Beispielsweise lauten die notwendigen Befehle in EXCEL bzw. MATLAB (mit Statistics Toolbox):

$$F_{70,4,0.975} = \underbrace{\text{FINV}(1 - 0.975; 70; 4)}_{\text{EXCEL}} = \underbrace{\text{finv}(0.975,70,4)}_{\text{MATLAB}} = 8.3458$$

Analog berechnet man $F_{6,68,0.975}$ = 2.6006 und erhält eingesetzt in Gleichung 16:

$$p_u = 0.0068 \simeq 0.68\% \text{ und } p_o = 0.1866 \simeq 18.66\% \tag{17}$$

Wie Gleichung 14 und Gleichung 15 zeigen, hängt das Konfidenzintervall (p_u; p_o) für die unbekannte Wahrscheinlichkeit p einer Binomialverteilung nur von der Zahl der durchgeführten Versuche n, der Zahl der beobachteten Erfolge k und der vorgegebenen Irrtumswahrscheinlichkeit α ab.

Der Algorithmus macht die Berechnung des Konfidenzintervalls für jede Erfolgsrate möglich (vgl. Abbildung 70). Die Grafik wird exemplarisch für eine Probenzahl (hier: n = 36) erzeugt. Auf der Abszisse sind die gefundenen Hotspots h dargestellt. Darüber sind die drei für diesen Fall relevanten Werte aufgetragen. Neben der mittleren Erfolgsrate sind die Ober- und die Untergrenze des 95 %-Konfidenzintervalls dargestellt.

---

[9] Für die mathematischen Aspekte dieses Abschnitts wird der Punkt („.“) als Trennzeichen für Dezimalbrüche und Komma sowie Semikolon als Trennzeichen zwischen Elementen verwendet.

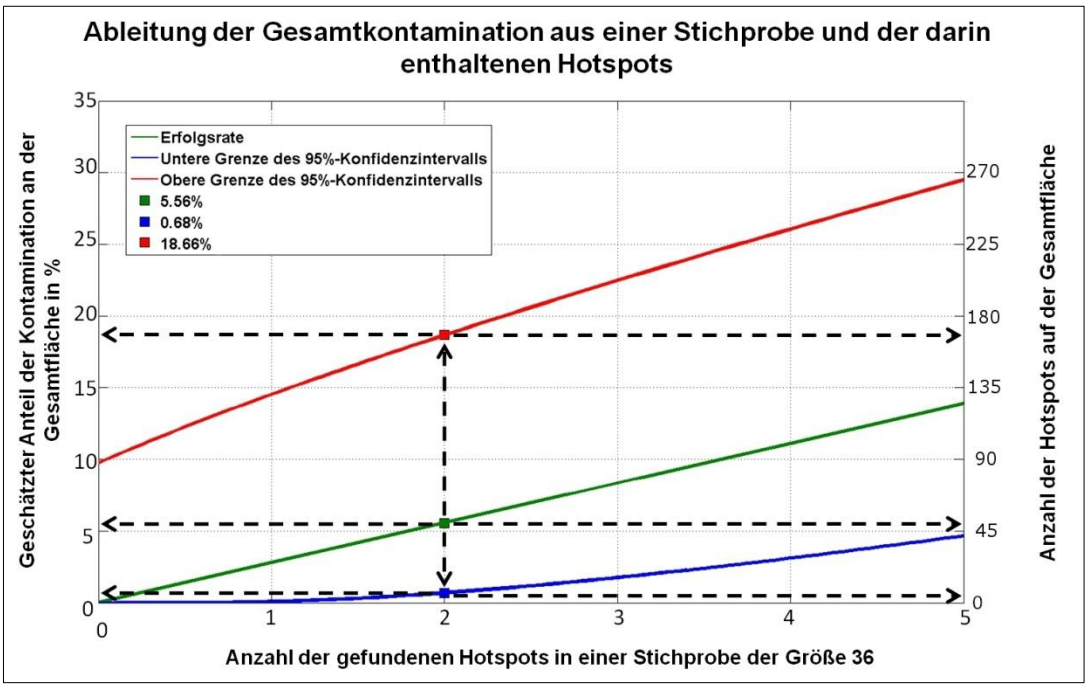


Abbildung 70: Ableitung der Gesamtkontamination aus einer Stichprobe der Größe 36 und zwei darin enthaltener Hotspots (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2011).

Die linke Ordinate zeigt den relativen Anteil der Hotspot-Kontamination an der gesamten Untersuchungsfläche. Da dieser Wert aus der Stichprobe geschätzt wird, ist die Größe der Fläche nicht von Bedeutung. Die rechte Ordinate ermöglicht das Ablesen der Zahl erwarteter Hotspots, die auf eine Gesamtfläche mit bekannter Größe extrapoliert wird. Als Eingangsparameter muss entsprechend die Feldgröße angegeben werden.

Auf dem Testfeld wurden insgesamt 45 Hotspots ausgebracht. Die exemplarisch für n=36 und h=2 ermittelte mittlere Erfolgsrate von 0,0556 lässt darauf schließen, dass die Gesamtfläche im Mittel zu 5,56 % mit Hotspots kontaminiert ist. Die Untersuchungsfläche des Testareals umfasste eine Fläche von 900 m², was entsprechend der rechten Ordinate auf 50 Hotspots schließen lässt.

Die Grenzen des 95 %-Konfidenzintervalls (vgl. Gleichung 16) werden ebenfalls dargestellt und lassen eine Extrapolation zu, wie viele Hotspots im günstigsten bzw. ungünstigsten Fall zu erwarten sind. Die tatsächliche Kontamination der Fläche kann zwischen 0,68 % und 18,66 % der Gesamtfläche betragen. Die Gesamtzahl der Hotspots kann also zwischen 6,12 (≙ 7) und 167,97 (≙ 168) liegen. Diese Aussageunsicherheit ist aus praktischer Sicht extrem hoch und unbefriedigend, da die Spannweite eines solchen Ergebnisses nicht einmal die Frage nach einer punktuellen oder flächenhaften Sanierungserfordernis beantwortet werden kann.

Eine Erweiterung des Algorithmus ermöglicht es, die Zahl der entnommenen Proben zu variieren. Wird nun die im Mittel erwartete Kontamination (*hier:* 5,56 % der Fläche) in diesen Teil der Simulation überführt, kann man verfolgen, wie sich die Unsicherheit in Abhängigkeit von der Zahl der Proben entwickelt (Abbildung 71):

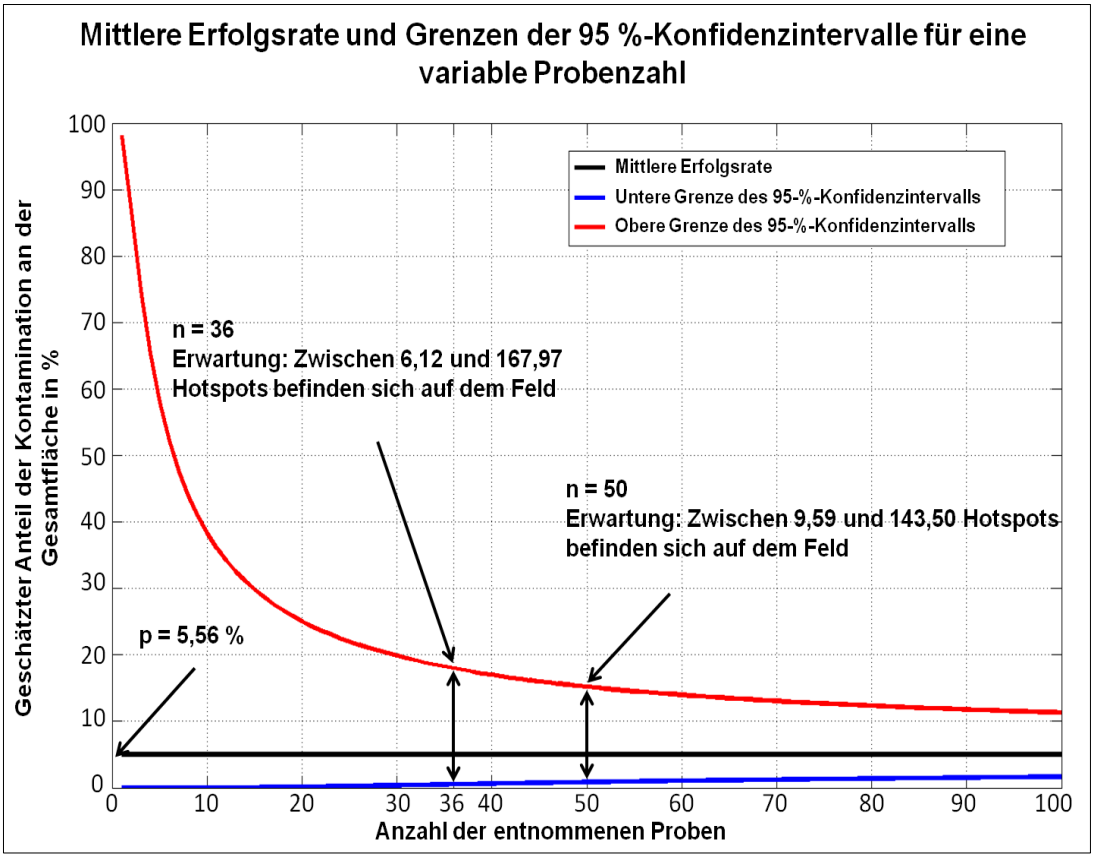


Abbildung 71: Breite der Konfidenzintervalle für konstante Kontamination und variablem Probenumfang (HILDEBRANDT, PICK & EINAX 2011).

Die Untersuchungen zum Verteilungstyp Hotspot ergaben, dass die Wahl des Probennahmemusters keinen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisqualität hat. Aus statistischer Sicht kann daher – wie bei der ungeordneten Verteilung – jedes beliebige Muster Anwendung finden.

Es wird allerdings empfohlen auch hier flächendeckend wirkende Muster anzuwenden, wie das regelmäßig quadratische Muster, da es mit geringem Aufwand einzumessen ist und auf Grund seiner Struktur eine repräsentative Probennahme auf der Fläche bewirkt.

Der Datensatz wird mittels David-Test für eine Wahrscheinlichkeit von 99% auf Normalverteilung geprüft. Bei Ablehnung des Tests werden so lange die höchsten Werte isoliert, bis der Test angenommen wird. Für die Berechnung des Vertrauensbereichs dieser einseitigen Betrachtung ist der tabellierte t-Wert der t-Verteilung, die Anzahl der Proben n sowie die Standardabweichung s und der Mittelwert der neu gebildeten Normalverteilung erforderlich. Die Berechnung des t-Wertes erfolgt ebenfalls unter Berücksichtigung einer Wahrscheinlichkeit von 99%.

$$H = \bar{x} + \left[b \cdot \left(\frac{t \cdot s}{\sqrt{n}} \right) \right] \tag{18}$$

Der Datensatz – vor allem aber die eliminierten Extremwerte – müssen durch H getestet werden. Allerdings ist zur Erweiterung des Schwellwertes ein neuer Parameter b (vgl. Gl. 18) notwendig. Untersuchungen eines Datensatzes zeigten, dass der Wert b = 14 angemessen war. Jedoch sollte dieser Wert auf Grundlage der Kontaminationshypothese sowie der Erfahrung des bearbeitenden Personals für andere Datensätze angepasst werden. Werte über H müssen schließlich als Hotspots angenommen werden.

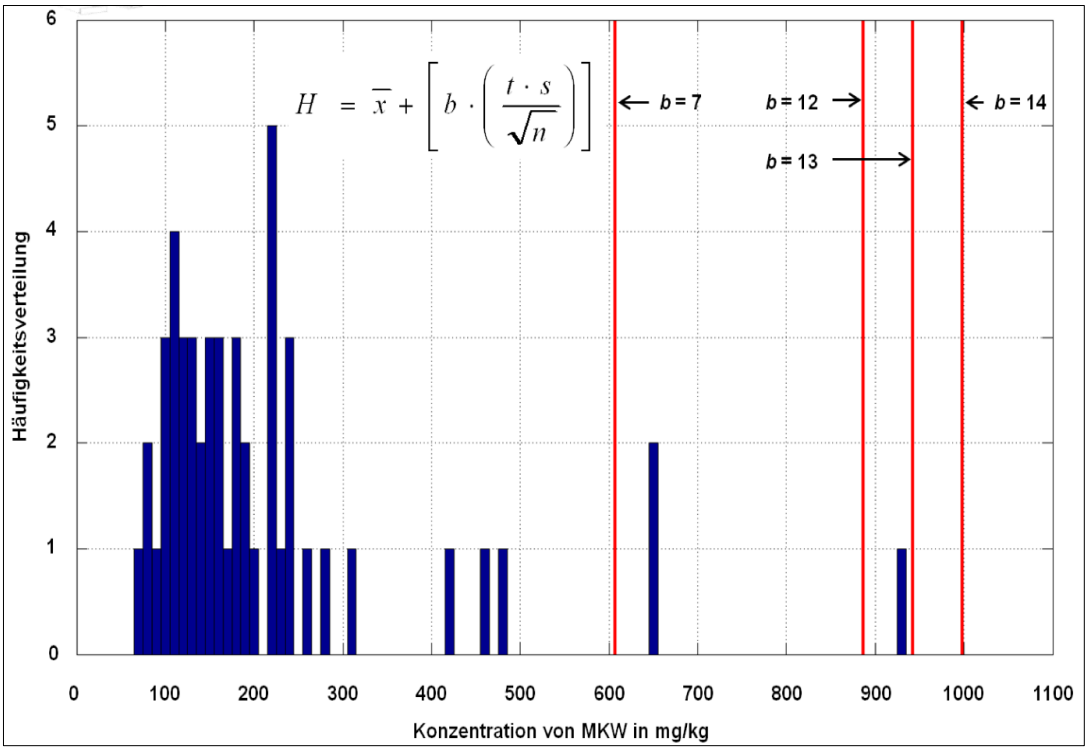


Abbildung 72: Bildliche Darstellung einer Hotspotverteilung und eine mögliche Abgrenzung durch den Parameter b (HILDEBRANDT, Dissertation in Vorbereitung).

Wird die Kontaminationshypothese ‚Hotspot' durch die Beprobung bewiesen, ist mit einer potentiell noch weitaus höheren Belastung durch Hotspots zu rechnen.

4 Zusammenfassung und Bewertung der erzielten Ergebnisse

4.1 Ergebnisse

Das Kooperationsprojekt „Leitfaden zur Erfolgssicherung bei Umweltsanierungen“ wurde von den Verbundpartnern JENA-GEOS®-Ingenieurbüro GmbH und dem Lehrbereich Umweltanalytik am IAAC (Institut für Anorganische und Analytische Chemie) der Friedrich-Schiller-Universität Jena im Rahmen des Förderprogramms des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie „Zentrales Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM)“ umgesetzt.

Zielstellung war, mit einer auf dem Unsicherheitsprinzip basierenden praxisrelevanten Umsetzungsstrategie künftig das Erreichen des Sanierungserfolges bei Umweltschäden zu verbessern. Schwerpunkt der Arbeit und des Leitfadens bilden dabei die Teilkomplexe

- Probennahmestrategie, Probennahmetheorie (Kontaminationshypothese) sowie
- Bewertung, Interpretation und Beratung

Folgende wesentlichen Ergebnisse wurden dabei erzielt:

4.1.1 Grundtyp und Kontaminationshypothese

Im Wesentlichen kann die räumliche Schadstoffverteilung drei Grundtypen zugeordnet werden:

- der ungeordneten Verteilung
- der Gradientenverteilung
- den Hotspots.

Die Praxiserfahrungen bei der Untersuchung und Bewertung von Bodenkontaminationen auf Standorten der Industrie und des Gewerbes zeigen,

- dass der Grundtyp des Gradienten bei Altstandorten der weitaus am meisten vorkommende ist
- die ungeordnete Verteilung oft bei Schadstoffgehalten der Substrate innerhalb von Altablagerungen und Deponien registriert wird
- auf vielen Standorten Überlagerungen bzw. Mischvarianten der Grundtypen zu verzeichnen sind.

Ausschlaggebend für die Projektierung von Untersuchungen kontaminierter Flächen ist die Kontaminationshypothese mit der Zuordnung zu einem der drei Grundtypen. Die Charakteristika in Kapitel 3.2 helfen bei dieser Zuordnung.

4.1.2 Ungeordnete Verteilung

Charakteristikum

Ungeordnete Verteilungen sind dadurch charakterisiert, dass die Messwerte zwar zwischen einem Minimum und einem Maximum stetig verteilt vorkommen, aber dennoch zufällig auf der Fläche lokalisiert und voneinander unabhängig sind.

Probennahmestrategie

Die simulativen Untersuchungen an zahlreichen Beispielen zeigten, dass die Wahl des Probennahmemusters keinen Einfluss auf die Ergebnisqualität hat. Eine unbekannte Fläche ist dennoch möglichst gleichmäßig zu beproben, um eine für die Fläche repräsentative Stichprobe zu erhalten. Die ungeordnete Verteilung auf dieser Fläche ist dann mit den Parametern Mittelwert und Standardabweichung zu beschreiben.

Stehen für die konkrete Untersuchung einer ungeordneten Verteilung nur wenige Proben zur Verfügung, helfen unabhängig von der Art des Musters wenige weitere Proben, die Unsicherheit deutlich abzusenken.

Bewertung und Interpretation

Die Schätzung räumlicher Zusammenhänge ungeordneter Verteilungen mittels stetiger Interpolationsverfahren birgt große Risiken, weil der Zufallscharakter dieses Grundtyps und die damit einhergehende große Variabilität nicht berücksichtigt werden. Nur in Einzelfällen konnten auf diese Weise Kontaminationsschwerpunkte dargestellt oder Aussagen auf bislang unbekannte Trends oder Schadstoffquellen getroffen werden. Sind solche Aussagen jedoch eindeutig positiv, ist die aufgestellte Kontaminationshypothese (Grundtyp?) zu hinterfragen.

Tatsächlich ist bei einer ungeordneten Verteilung nur eine Betrachtung der einzelnen verorteten Messwerte sinnvoll, da sämtliche Werte zwischen den Probennahmestellen als zufällig anzunehmen sind.

Handelt es sich bei einem speziellen Objekt um eine künstliche Ablagerung (Altablagerung oder Deponie), ist der Ablagerungskörper als Ganzes zu bewerten, beispielsweise mit dem Charakteristikum eines Mittelwertes und seiner Standardabweichung. In der Praxis bildet meist die Wirkung des gesamten Körpers auf seine Umgebung die entscheidende Fragestellung.

Werden aufgrund spezieller Aufgabenstellungen jedoch Aussagen zu den Schadstoffgehalten zwischen den Probennahmepunkten benötigt, kann eine Annäherung lediglich über Bereichsinterpolationen wie den Thiessen-Polygonen erfolgen. In vielen Fällen lassen sich Ablagerungskörper in Teilflächen unterschiedlicher Schadstoffgehalte räumlich gliedern. Wichtig ist, dass sich die Verantwortlichen an dieser Stelle der Unsicherheiten bzw. Schwächen dieser Verfahren bewusst sind. Anzuraten ist in solchen Fällen, weiterführende Untersuchungen zu veranlassen, um die Aussagen zu den Teilflächen zu stützen bzw. zu verifizieren.

4.1.3 Gradientenverteilung

Charakteristikum

Eine Gradientenverteilung ist dadurch gekennzeichnet, dass die Konzentration des Schadstoffs mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle stetig abnimmt. Die Verteilung bei diesem Grundtyp wird durch einen Maximalwert sowie eine Reichweite der Kontamination charakterisiert.

Probennahmestrategie

Liegen keine oder nur sehr lückenhafte Vorkenntnisse über Art und Erstreckung der Kontamination vor, wird die Anwendung quadratischer oder bottle-rack-Beprobungsmuster empfohlen, da mit diesen die Gradientenstruktur am sichersten erfasst und beschrieben werden kann.

Dem quadratischen Probennahmemuster ist der Vorzug zu geben, wenn für die Eingrenzung kontaminierter Bereiche eine höhere Sicherheit verlangt wird, den Körper vollständig zu erfassen. Die Ergebnisse der quadratischen Beprobung bieten zudem den Vorteil, technologisch vorteilhafte Planungsszenarien zur Anwendung zu bringen, in denen aus dem schadstoffbezogenen Sanierungszielwert und dessen räumlicher Abgrenzung ein geometrisches Sanierungsziel abgeleitet werden kann. Damit können Überwachungs-, Beprobungs- und Nachsorgekosten minimiert werden.

Mit dem bottle-rack-Beprobungsmuster können Sanierungskosten optimiert werden. Die Kontamination wird enger begrenzt, allerdings auf die Gefahr hin, sie nicht überall vollständig zu erfassen. Eine Anwendung ist vor allem dann in Erwägung ziehen, wenn beispielsweise Toxizität und Mobilität der Schadstoffe sowie die Schutzgutexposition des Standortes es erlauben, das der Verbleib von Restkontaminationen toleriert werden kann. Auch kann das Verfahren Anwendung finden, wenn eine Abgrenzung der Schadstoffe in der Sanierungsgrube organoleptisch möglich ist.

Liegen dem Grundtyp entsprechende standortspezifische Vorkenntnisse zur Schadstoffverteilung vor, können schwellenwertüberschreitende Areale mit gradientenbezogenen Beprobungsmustern (Profilen) entlang von Gradientenachsen oder mit kreisförmigen Beprobungsmustern bei punktuelle Schadstoffeinträgen hinreichend sicher abgegrenzt werden.

Bewertung und Interpretation

Die Interpolation ist das wichtigste Hilfsmittel zur Darstellung der räumlichen Zusammenhänge bei der Gradientenverteilung. Mit der Variogrammanalyse können Aussagen über die anisotrope Verteilung von Schadstoffen im Raum erzielt werden. Sie ist insbesondere aber für die Auswahl geeigneter Interpolationsmethoden von herausragender Bedeutung.

Im Ergebnis zahlreicher Untersuchungen kann als ein wesentliches Ergebnis des Kooperationsprojektes abgeleitet werden, dass sich das Verfahren ‚Kriging' für die

Interpolation von Altlastenverdachtsflächen am besten eignet. Voraussetzung ist jedoch auch hier, dass sich die Anwender der Unschärfen bewusst sind. Sollen

mehrere Datensätze miteinander verglichen werden, ist das Interpolationsverfahren IDW - Inverse Distance Weighting - eher als ‚Kriging' geeignet. Dies liegt darin begründet, dass die Gewichtungen beim Kriging nicht nur auf der Entfernung zwischen den gemessenen Punkten und der vorhergesagten

Position, sondern auch auf der gesamten räumlichen Verteilung der gemessenen Punkte basieren und somit die Vergleichbarkeit einschränken.

4.1.4 Hotspots

Charakteristikum

Ein Hotspot ist eine lokal isolierte Kontamination ohne Abhängigkeit von Verunreinigungen in der Umgebung. Die Verteilung bei diesem Grundtyp wird durch einen Maximalwert mit einer sprunghaften Abnahme zu den benachbarten (Hintergrund-) Werten gekennzeichnet.

Probennahmestrategie

Eine Detektion von Hotspots mit verhältnismäßigem Aufwand stellt nach wir vor eine große Herausforderung dar. Daher ist zunächst abzuwägen,

- ob die vorliegenden Indizien tatsächlich ausreichenden Hinweis auf das Vorhandensein von Hotspots geben (z.B. Grundwasseranalysen), und
- ob im Sinne der Altlastenmethodik von den (vermuteten) Hotspots tatsächlich eine Gefahr für Schutzgüter bestehen kann oder besteht und ob eine Sanierung dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit entspräche (Übermaßverbot).

Sind diese beiden Fragen zu bejahen, ist anzuraten, sich über indirekte Möglichkeiten der Detektion zu informieren, wie z.B. die Anwendung geophysikalischer Verfahren, die Auswertung von Luftbildern oder die Forensik.

Ist eine Beprobungskampagne unausweichlich, sind zunächst die Ergebnisse der Untersuchungen zum Verteilungstyp Kenntnis zu nehmen, dass die Wahl des Probennahmemusters keinen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisqualität hat! Aus statistischer Sicht kann daher – wie bei der ungeordneten Verteilung – jedes beliebige Muster Anwendung finden.

Die Autoren empfehlen allerdings auch hier flächendeckend wirkende Muster, wie das regelmäßig quadratische Muster, da es mit geringem Aufwand einzumessen ist und auf Grund seiner Struktur eine repräsentative Probennahme auf der Fläche bewirkt.

Die Kontaminationshypothese ist zu überprüfen, wenn mit diesem Muster kein Hotspot gefunden wurde. Unter Umständen ist der Standort der ‚ungeordneten Verteilung' zuzuordnen. Soll die Hypothese dennoch weiter aufrechterhalten werden, könnte anhand der Obergrenze des Konfidenzintervalls dennoch eine potenzielle Hotspot-Zahl ermittelt werden.

Wurden ein oder mehrere Hotspots detektiert, ist rein statistisch mit dem Vorhandensein weiterer Hotspots zu rechnen. Es ist davon auszugehen, dass nach der anfänglich flächendeckenden Beprobung mit jeder weiteren Verdichtung des Probennahmerasters weitere Hotspots detektiert werden. Das Maß eines verhältnismäßigen Untersuchungsaufwandes bei weiteren Kampagnen kann jedoch angesichts eines zurückgehenden Kenntniszuwachses hier schnell überschritten werden.

Bewertung und Interpretation

Für die Erkennung von Hotspots in realen Datensätzen kann ein Grenzwert H berechnet werden, der die Extremwerte als Hotspots aus einer Normalverteilung hervorhebt. Notwendig wird dies, da in der Praxis auch eine Belastung der Umgebung von Hotspots vorliegen kann und die Binomialverteilung an ihre Grenzen stößt. Wird die Kontaminationshypothese ‚Hotspot' durch die Beprobung bewiesen, ist mit einer potenziell noch weitaus höheren Belastung durch Hotspots zu rechnen.

4.2 Bewertung

Die praktikabelsten Untersuchungsergebnisse wurden beim Grundtyp der Gradientenverteilung erzielt. Dies verwundert insofern nicht, als dass gerade das Grundcharakteristikum dieses Typus (stetige Konzentrationsabnahme des Schadstoffs mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle) die Voraussetzung für realitätsnahe Ergebnisse bei der Anwendung geostatistischer bzw. chemometrischer Methoden ist. Somit können auch die Unsicherheiten näher beschrieben und Empfehlungen für optimale Probennahmestrategien und die Anwendung geeigneter Interpolationsverfahren gegeben werden.

Für die Praxis ist dieses Ergebnis zudem insofern von hohem Wert, weil der Grundtyp des Gradienten nach Einschätzung und Erfahrung der Autoren bei Altstandorten und Industriegrundstücken der mit Abstand am weitesten verbreitete ist. Das führt zum Schluss, dass unter Berücksichtigung entsprechender Unsicherheiten die hier gegebenen Empfehlungen bei der Altlastenbehandlung die weiteste Verbreitung und Anwendung finden können.

Die Grundtypen ‚ungeordnete Verteilung' und ‚Hotspot' sind dagegen schwieriger zu behandeln, da es kaum Regelmäßigkeiten bei der Verteilung von Schadstoffgehalten in der Fläche gibt und somit geostatistische bzw. chemometrische Methoden zur Schätzung der räumlichen Verbreitung nur mit geringen Wahrscheinlichkeiten realitätsnahe Bilder liefern. Dennoch führen die Ergebnisse des Projektes zu neuen Erkenntnissen bzgl. der Unsicherheiten bei diesen Grundtypen, deren Berücksichtigung in der Praxis Probennahmestrategien effizienter gestalten und Fehldeutungen von Untersuchungsergebnissen vermeiden helfen.

Für Altablagerungen ist der Grundtyp der ‚ungeordneten Verteilung' vorherrschend. Ursache sind die technologiebedingten Zufälligkeiten bei der Ablage und mechanischen Verteilung des schadstoffbeinhaltenden Substrates. Auch hier lässt sich aus den Projektergebnissen ein positiver Effekt insofern ableiten, als dass in der Praxis eher selten interpolierte Schadstoffverteilungen im Substrat innerhalb solcher Ablagerungen gefragt sind (im Gegensatz zu Deponiewässern oder -gasen).

Meist interessiert die Auswirkung des Gesamtkörpers auf die umgebende Umwelt oder die räumliche Gliederung in Teilflächen unterschiedlicher Konzentrationsbereiche. Hier können Falschaussagen durch die empfohlenen Betrachtungsweisen vermieden werden.

Anders stellt sich die Situation bei solchen Altablagerungen dar, die als flächig verbreiteter Untergrund von Industriegrundstücken auftreten (in Schichtenverzeichnissen meist als ‚Anthropogen' bezeichnet). Hier sind teilflächenbezogene Abgrenzungen eher im Zusammenhang mit der Bebauungssituation und weiteren Indizien auf der Basis gutachterlichen Sachverstandes möglich.

An die Detektion von ‚Hotspots' mit Probennahmen sollte man erst gehen, wenn alle anderen Möglichkeiten, sich dem Problem zu nähern, erschöpft sind. Aber auch für diesen Grundtyp haben die Forschungsergebnisse gezeigt, dass man sich mit einer fundierten Herangehensweise dem realen Zustand nähern kann, ohne das Grundprinzip der Verhältnismäßigkeit zu verletzen.

Abschließend sei angemerkt, dass es sich bei den Grundtypen um modellhafte Vorstellungen handelt, die in der Praxis oft Überschneidungen beziehungsweise Vermischungen erfahren. In diesen Fällen obliegt es dem gutachterlichen Sachverstand, ob ein Standort hinsichtlich des Auftretens mehrerer Grundtypen in die Bereiche derselben abgegrenzt wird oder ob Teilflächen beispielsweise mit Hotspots als Bestandteil hochbelasteter Gradienten-Areale in diesen mit aufgehen können.

Im Zuge dieser Betrachtungen ist weiter vorgesehen, eine Software zur Bewertung des Restrisikos zu entwickeln und auf der Homepage www.jena-geos.de zum Download bereitzustellen.

4.3 Ausblick

Das Projekt hat gezeigt, dass weitere Forschung auf dem Gebiet der Unsicherheiten im Umweltbereich ihre Berechtigung hat und das moderne Methoden der Chemometrik und Probennahmetheorie beispielsweise auch im Zusammenwirken mit Geostatistik und GIS-Anwendungen helfen werden, ökologische Sachverhalte realitätsnäher zu beschreiben, Gefahren zu definieren sowie Maßnahmen und deren Kosten zu optimieren.

Damit wird vor allem auch Transparenz geschaffen, mit deren Hilfe Altlasten-Stigmen relativiert werden können. Voraussetzung für weiteren wissenschaftlichen Fortschritt ist daher auch die Nutzung von vermeintlich unsicheren Daten, die gerade aufgrund dieses Altlasten-Stigmas in der alltäglichen Praxis oft noch zurückgehalten werden.

5 Fortschritte des Forschungsgebietes bei anderen Stellen

Die bislang unbefriedigende Situation, dass die Unsicherheiten in der Praxis der Umweltsanierung bislang zu wenig Berücksichtigung fanden und auch zu fehlerhaften Sanierungen führten, hat offensichtlich zu verstärkten Aktivitäten geführt, einzelne Problemfelder im Untersuchungsprozess bei Bodenkontaminationen und Altlasten näher zu beleuchten.

Neben den in vorliegender Arbeit erlangten Ergebnissen zur Anwendung des Unsicherheitsbereiches bei Probennahme und Interpretation sind folgende Arbeiten zu nennen, die weitere wesentliche Bausteine für o.g. Prozess bilden:

5.1 Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen (Analysen)

Im Jahre 2008 veröffentlichte die Arbeitsgruppe „Qualitätssicherung und Ergebnisunsicherheit für Bodenuntersuchungsverfahren“ beim Fachbeirat Umweltbundesamt / Bundesministerium für Umwelt Hinweise zur „Angabe der Messunsicherheit bei chemischen Bodenuntersuchungen für den Vollzug der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung“. Darin wird explizit darauf hingewiesen, wie wichtig die Angabe der Messunsicherheit für die Interpretation der Prüfergebnisse ist. Der Vergleich der Analysenergebnisse mit Prüf- und Maßnahmenwerten sowie Vorsorgewerten des Anhangs 2 der BBodSchV erfordert den Nachweis, dass die Messgröße innerhalb bestimmter Grenzen liegt. Ohne die Angabe einer Messunsicherheit kann nicht entschieden werden, ob die Differenzen zwischen Ergebnissen mehr als die experimentelle Variabilität widerspiegeln, oder wie die Ergebnisse im Hinblick auf gesetzlich geregelte Werte zu bewerten sind.

Es wird in dieser Schrift beklagt, dass die in der BBodSchV enthaltene Vorschrift, für Analysenergebnisse eine Messunsicherheit angeben zu müssen, erfahrungsgemäß in der Praxis bislang wenig Beachtung findet.

Vor diesem Hintergrund empfiehlt der Fachbeirat, zukünftig bei der Bewertung von Bodenuntersuchungsergebnissen grundsätzlich die „nach dem aktuellen Stand der Analysentechnik“ im Allgemeinen zu erwartende Parameter-Messunsicherheit anzugeben. Zur Quantifizierung dieser Messunsicherheit wurden Auswertungen von Ringversuchsdaten herangezogen und teilweise durch fachkundige Schätzungen der Messunsicherheit vereinfacht. Danach ist von den in Tabelle 35 genannten Messunsicherheiten auszugehen.

Tabelle 35: Vorschlag zur Angabe der Parameter-Messunsicherheit (PU) auf der Basis der zweifachen Vergleichsstandardabweichung aus Ringversuchen (Angaben in %), FBU Arbeitsgruppe „Qualitätssicherung und Ergebnisunsicherheit für Bodenuntersuchungsverfahren“, 2008

Parameter des Anhang 2 BBODSCHV	*PU* in (%)
Elemente, Königswasserextrakt	20
	40 bei Cd-Gehalten < 1 mg/kg und Quecksilbergehalten < 0,5 mg/kg
Elemente, Ammoniumnitratextrakt	30
	50 für As, Pb
Cyanide	40
PAK_{16}	40
Benzo(a)pyren	50
Organochlorpestizide (DDT, Hexachlorcyclohexan, Hexachlorbenzol)	60
Pentachlorphenol	70
PCB_6	60
Dioxine und Furane	60

Die Tabelle zeigt eindringlich, von welch enormer Bedeutung die Berücksichtigung der Unsicherheit allein schon bei der Laboranalytik ist.

In der Praxis würde es beispielsweise bedeuten, dass ein Analysenergebnis von 75 mg/kg Cyanide im Königswasseraufschluss des Bodens so zu interpretieren ist, dass der Prüfwert für Gewerbegrundstücke von 100 mg/kg überschritten sein kann.

5.2 Technische Probennahme und Bodenansprache

Zur Frage der Repräsentanz der Probennahme mittels Rammkernsondierungen hat der ITVA Ingenieurtechnischer Verband für Altlastenmanagement und Flächenrecycling e.V. im Jahre 2011 einen Ringversuch mit 8 Teilnehmern durchgeführt (BÜCHERL u.a. 2011). Die Ergebnisse zeigen, dass bereits bei der Profilansprache erhebliche Unterschiede auftreten und dass erhebliche Schichtverschleppungen und auch Nachfall (damit auch Kontaminationsverschleppungen) durch den eigentlichen Sondiervorgang ausgelöst werden. Bei der Ansprache werden oft geringmächtige Horizonte fehlerhaft eingeschätzt, was zu erheblichen Fehlern bei der Ableitung von Kubaturen führen kann. Die Autoren schätzen die Abweichungen bei der Auswertung von Bohrprofilen und Schichtmächtigkeiten auf bis zu 200% zwischen maximal und minimal ermittelter Mächtigkeit!

Die Autoren drängen zu Recht auf weitere Untersuchungen, auf die Entwicklung von Methoden zur Minimierung der beobachteten Fehler und auf die Aufstellung von Qualitätsstandards, sinnvollerweise im Rahmen der Akkreditierung von Probennahmestellen.

5.3 Problematik der Bioverfügbarkeit

Hier sollen die Ergebnisse des Projektes BioRefine (2010) Erwähnung finden. BioRefine ist ein FuE-Projekt des REFINA-Programmes des BMBF. In BioRefine wurden Bewertungsmaßstäbe für Altlasten auf der Grundlage der Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit der Schadstoffe in Böden entwickelt.

Bisher erfolgt die Bewertung von Böden und Bodenmaterial ausschließlich über die Konzentration einer kleinen ausgewählten Anzahl chemischer Stoffe. Die Beurteilung kontaminierter Flächen erfolgt bislang schutzzielbezogen auf unterschiedlichster Basis, wobei Gesamt-gehalte und teilweise mobile Gehalte verwendet werden. Diese bilden die Entscheidungsgrundlage für den Umgang mit kontaminierten Liegenschaften.

Aufgrund der Festlegung von Schadstoffen spiegeln Gesamtgehalte jedoch nicht das wahre Risiko für die Umweltkompartimente wider. In Labor- und Feldstudien konnte nachgewiesen werden, dass nur die biologisch verfügbare Fraktion und nicht die Gesamtgehalte der Schadstoffe eine Wirkung bei den Organismen zeigen

In der Handlungsanleitung aus BioRefine ist das Vorgehen zur Einbeziehung der Bioverfügbarkeit in der Altlastenuntersuchung dargelegt. Hauptaugenmerk stellen dabei die pfadbezogenen Bewertungskonzepte auf Grundlage der Bioverfügbarkeit in Verbindung mit der Bewertung nach BBODSCHV dar. Auch in diesem Projekt spielt die Angabe der Messunsicherheit von Analysenergebnissen bei der Bewertung kontaminierter Flächen eine erhebliche Rolle. Des Weiteren werden die bodenschutzrechtlichen Rahmenbedingungen für die Bewertung von Schadstoffen anhand der Bioverfügbarkeit dargelegt.

Die Handlungsanleitung zur Bewertung von Flächen im Flächenrecycling auf der Basis der Bioverfügbarkeit/Verfügbarkeit trägt zur Verbesserung der Sachverhaltsermittlung bei Überschreitung von Prüfwerten nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung bei. Der verfolgte Ansatz verspricht eine Verbesserung der Wirtschaftlichkeit im Umgang mit belasteten Brachflächen (z.B. geringerer Sanierungsumfang), eine erhöhte Sicherheit bei der Klassifikation kontaminierter Bodenmaterialien und eine verbesserte Effizienz bei Sanierungsmaßnahmen (Erfolgskontrolle).

.

Abbildung 73: Kriging-Auswertung von Analysen des gleichen Schadstoffes mit unterschiedlichen Aufschlussverfahren zur Beurteilung verschiedener Verfügbarkeiten.[10]

5.4 Einordnung der Ergebnisse

Alle drei voranstehend genannten Ergebnisse aus anderen Untersuchungen bzw. Projekten erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit, ergänzen jedoch gemeinsam mit vorliegenden Ergebnissen den Kenntnisfortschritt bei der Berücksichtigung von Unsicherheiten auf dem Gebiet der Untersuchung und Bewertung von Bodenkontaminationen.

Sie unterstreichen die Notwendigkeit erforderlicher Qualitätsverbesserungen bei der Untersuchung und Bewertung von Umweltschäden im Gesamtkomplex der Erkenntnisgewinnung vom Kontaminationsverdacht bis zur Sanierungsplanung. Die detaillierte Betrachtung einzelner Arbeitsschritte und Verfahren lässt den Schluss zu, dass die Gesamtunsicherheit auf diesem Weg – wenn sie überhaupt bezifferbar ist – wesentlich höher ist, als bislang angenommen.

[10] Jeweils gleiche Proben im Beprobungsraster 15 x 15m der oberen Bodenschicht 0-20cm. n = 433. Quelle: JENA-GEOS®

Das bedeutet nicht zwangsläufig, dass die Kontaminationen größer und abzuleitetende Sanierungskosten höher wären. Aber Sicherheit und Transparenz der Aussage ist nur zu erreichen, wenn:

- eine klare Kontaminationshypothese aufgestellt wird,
- ein dieser Hypothese angepasstes Beprobungsmuster gewählt wird,
- eine belastbare Menge von Daten erlangt wird,
- die Unsicherheiten beziffert, ggf. geschätzt werden,
- die Unsicherheiten bei der Auswertung (z.B. Interpolationen) und Interpretation berücksichtigt und bei der Ergebnisdarstellung auch aufgeführt werden,
- eine zunehmende Qualitätssicherung durch entsprechendes Personal, Qualifizierung und Zertifizierung erlangt wird,
- die Qualitätssicherung bei der Auftragsvergabe vorangestellt wird und
- das Erreichen eines Sanierungszieles auch analytisch nachgewiesen wird.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Darstellung der realen Unsicherheiten bei einer ermittelten Schadstoffkonzentration (rechts) im Vergleich zu der in der Altlastenpraxis (noch) gehandhabten Anwendung vermeintlich fehlerfreier Werte (links). 4

Abbildung 2: Luftaufnahme der ehemaligen Deponie Otto-Schott-Platz (Foto: JENA-GEOS®). 5

Abbildung 3: Arbeitspakete der Verbundpartner mit Darstellung der Abhängigkeiten. 7

Abbildung 4: Darstellung des stufenweisen Vorgehens bei der Altlastenbearbeitung (UBA 2010). 21

Abbildung 5: Beispiel für das stufenweise Vorgehen bei der Altlastenbearbeitung (LfULG 2003) 22

Abbildung 6: Strategie des Random Sampling (EPA 1995). 29

Abbildung 7: Strategie des Stratified Random (EPA 1995). 30

Abbildung 8: Strategie des Systematic Grid Sampling (EPA 1995). 30

Abbildung 9: Prinzip des Systematic Random Sampling (EPA 1995). 31

Abbildung 10: Methodik des Search Sampling (EPA 1995). 32

Abbildung 11: Methode des Transect Sampling (EPA 1995). 34

Abbildung 12: Dekontamination, Sicherung, Wirkpfadunterbrechung sowie Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen als Handlungsoptionen der Gefahrenabwehr bei Altlasten (UBA 2010). 35

Abbildung 13: Definition der Untersuchungsgebiete und Abgrenzung von Teilflächen (EPA 1996b). 46

Abbildung 14: Beispiel für die Entwicklung eines Probenahmeplans (EPA 1996b). 46

Abbildung 15: Entwicklung eines Probenahme- und Analysenplans (EPA 1996b). 47

Abbildung 16: Arbeitsschritte und deren Einflussgrößen / Unsicherheiten in einem Ursache-Wirkungs-Diagramm nach Ishikawa (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 53

Abbildung 17: Exemplare verschiedener Probennahmemuster mit der Probenzahl n = 36 (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 54

Abbildung 18: Beispiel für ein einfaches orthogonales Probennahmeraster anhand der grundsätzlich bekannten Genese der Kontamination durch Überflutung eines schwermetallbelasteten Gewässers im Auebereich. 55

Abbildung 19: Ausweisung von Sanierungszonen einer Gradientenverteilung anhand eines Praxisbeispiels. 56

Abbildung 20: Vergleich der zu sanierenden Fläche der verschiedenen Kontaminations-hypothesen 57

Abbildung 21: Aufbau eines empirischen (Semi-) Variogramms (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 58
Abbildung 22 Theoretisches Semivariogramm. 58
Abbildung 23: Einfluss der Aussageweite auf den Zusammenhang verschiedener Proben-nahmepunkte (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 59
Abbildung 24: Interpolation der Grundfläche auf Basis von (a) n = 25 und (b) n = 49 Stützpunkten. 60
Abbildung 25: Beispiel für die Ergebnisse der Anwendung verschiedener Interpolationsverfahren für einen Schadstoff am gleichen Standort 61
Abbildung 26: Methode: Thiessen-Polygon (nearest neighbor) Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1 63
Abbildung 27: kubische Spline Interpolation. Quelle: Hebeler 2004/2005: Räumliche Interpolation und Hydrologische Funktionen in ArcGIS 9. (uni-zürich.pdf) 64
Abbildung 28: Methode: Spline Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1. 65
Abbildung 29: RMSE und MEAN Error für IDW 67
Abbildung 30: Interpolation mit IDW Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1 68
Abbildung 31: Interpolation mit IDW Otto Schott-Platz, BK1, Schicht 1 69
Abbildung 32: Schematische Darstellung der Erscheinungsbilder der Konzentrationsverteilung der drei Grundtypen (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 71
Abbildung 33: Beispielhafte Darstellung typischer Konzentrations-verteilungen der Verteilungs-Typen entlang einer Strecke (Catena). 73
Abbildung 34: Beispiel für den Grundtyp ‚Ungeordnete Verteilung'. 76
Abbildung 35: Beispielhafte Darstellung einer typischen ungeordneten Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena). 76
Abbildung 36: Konzept der ersten Bohrkampagne. 79
Abbildung 37: Durchführung der Bohrarbeiten sowie Fotodokumentation des Bohrkernes. 80
Abbildung 38: Bildliche Darstellung der interpolierten Analyseergebnisse der oberen Schicht des Deponiekörpers. 81
Abbildung 39: Darstellung der Bohrpunkte der beiden Bohrkampagnen. 84
Abbildung 40: Abweichung [%] der Messwerte von Blei der 2. Bohrkampagne im Vergleich zur Interpolation der 1. Bohrkampagne. 86
Abbildung 41: Addition und Subtraktion der Standardabweichung am Beispiel Schottplatz für den Schadstoff MKW und Pb 88
Abbildung 42: Vergleichende Darstellung der Ergebnisse einer geostatistischen Schätzung (Interpolation), einer Zerlegung in Teilflächen (Thiessen-Polygone) und der einfachen Darstellung der Probennahmewerte. 90

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 43: Schwankungsintervall des Erwartungswerts (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 92
Abbildung 44: Schwankungsintervall des Erwartungswerts in Abhängigkeit vom Probenumfang (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung) 93
Abbildung 45: Beispiel für Schwermetallanreicherungen im Boden über den Luftweg, ausgehend vom Altstandort (Schornsteinsymbol) eines ehemaligen Leuchtstoffwerkes am Modellstandort in Bad Liebenstein (Thüringen). 94
Abbildung 46: Beispielhafte Darstellung einer typischen Gradienten-Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena). 95
Abbildung 47: Beispiel für eine 3-dimensionale Darstellung einer Gradientenverteilung von Schwermetallen entlang eines Bachlaufes. Die rote Linie markiert einen Prüfwert, der im Bereich der ‚Berge' überschritten wird (Modellstandort Bad Liebenstein). 95
Abbildung 48: Unterschiedliche Ausprägungen des Grundtyps ‚Gradient' (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 96
Abbildung 49: Gradientenbezogene Untersuchung bei einem (bekannten) punktuellen Eintrag. 97
Abbildung 50: Gradientenbezogene Untersuchung bei (bekannten) flächenhaft verlaufenden Schadstoffeinträgen. 97
Abbildung 51: Beispiel für eine langgestreckte Kontamination entlang eines perforierten Kanalisationsstranges (Modellstandort Krumpa). 98
Abbildung 52: Beispiel einer gradientenbezogenen Untersuchung einer Schadstofffahne im Grundwasser (Grundwassermessstellen). 98
Abbildung 53: Schema einer glockenförmigen Kontamination (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 100
Abbildung 54: Darstellung der angewendeten Probennahmemuster: (a) quadratisch, (b) bottle rack (Flaschenregal), (c) geschichtet zufällig, (d) zufällig, (e) kreuzförmig, (f) kreisförmig, (g) stratifiziert oval, (h) oval (45°), (i) Kreuz 29 + 4, (j) Kreuz 25 + 8 sowie (k) EINAX31 (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 102
Abbildung 55: Schematischer Aufbau der Probennahmemuster stratifiziert Oval (a) und Oval (45°) (b) (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 104
Abbildung 56: Interpolationsfläche für den Clip200 basierend auf dem kreisförmigen Probennahmemuster (n = 33). 105
Abbildung 57: Vergleich relativer Differenzen für unterschiedliche Probenumfänge und Muster (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 107
Abbildung 58: Interpolation auf einem (a) kreuzförmigen Stützmuster und Ausbildung einer „Wespentaille" sowie der Interpolation auf

einem (b) modifizierten kreuzförmigen Stützmuster und der damit einhergehenden Verringerung. 108
Abbildung 59: Lage des kreisförmigen Probennahmemusters (n = 33) in Relation zum Clip200 und Darstellung relativer Differenzen von Interpolation gegenüber der Grundgesamtheit (in %). 108
Abbildung 60: Interpolierte unterschiedliche Probennahmen am Beispiel eines virtuellen Gradienten. 111
Abbildung 61: Differenzanalyse der interpolierten unterschiedlichen Probennahmen aus Abbildung 60. 112
Abbildung 62: Praxisbeispiel von Hotspots (rote Punkte, in diesem Falle HCH-Kontaminationen im Boden), umgeben von unauffälligen Werten. 113
Abbildung 63: Beispielhafte Darstellung einer typischen Hotspot-Konzentrationsverteilung entlang einer Strecke (Catena). 113
Abbildung 64: Von acht schadstofffreien Nachbarfeldern umgebener Hotspot (Hildebrandt, Pick & Einax 2012). 114
Abbildung 65: Testfeld mit dem Rahmen für die angelegten Hotspot-Kontaminationen 115
Abbildung 66: Photometrische Analyse extrahierter Bodenproben (Dornburg/Saale) (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung) 117
Abbildung 67: Prinzipskizze der Simulationssoftware 119
Abbildung 68: Exemplare verschiedener Probennahmemuster mit der Probenzahl n = 36 (Hildebrandt, Pick & Einax 2012). 119
Abbildung 69: Der Verlauf verschiedener Wiederfindungsraten bei der Untersuchung von Hotspots (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 123
Abbildung 70: Ableitung der Gesamtkontamination aus einer Stichprobe der Größe 36 und zwei darin enthaltener Hotspots (Hildebrandt, Pick & Einax 2011). 126
Abbildung 71: Breite der Konfidenzintervalle für konstante Kontamination und variablem Probenumfang (Hildebrandt, Pick & Einax 2011). 127
Abbildung 72: Bildliche Darstellung einer Hotspotverteilung und eine mögliche Abgrenzung durch den Parameter b (Hildebrandt, Dissertation in Vorbereitung). 128
Abbildung 73: Kriging-Auswertung von Analysen des gleichen Schadstoffes mit unterschiedlichen Aufschlussverfahren zur Beurteilung verschiedener Verfügbarkeiten. 138

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beispiel für Bodenrichtwerte für Nickel. Verändert nach (ENVIRONMENT AGENCY 2009). 16
Tabelle 2: Beprobungspunkte bei Kontaminationsschwerpunkten (LABO 2002). 25
Tabelle 3: Beprobungstiefe in Abhängigkeit von Nutzung und Wirkungspfad (LABO 2002). 25
Tabelle 4: Ermittlung der Wahrscheinlichkeit des Verfehlens eines elliptischen Hotspots (EPA 1995) 32
Tabelle 5: Gegenüberstellung repräsentativer Probennahmestrategien (EPA 1995). 34
Tabelle 6: Schwellenwerte für Nickel – Prüfwert / Maßnahmewert (BBODSCHV 1999). 40
Tabelle 7: Schwellenwerte für Blei (BBODSCHV 1999). 40
Tabelle 8: Schwellenwerte für Zink (BBODSCHV 1999). 41
Tabelle 9: Schwellenwerte für MKW (BBODSCHV 1999). 41
Tabelle 10: Bodenschutzwerte für Nickel in GB (ContaminatedLAND 2010). 42
Tabelle 11: Bodenschutzwerte für Blei in GB (ContaminatedLAND 2010). 43
Tabelle 12: Bodenschutzwerte für Zink in GB (ContaminatedLAND 2010). 43
Tabelle 13: Bodenschutzwerte für MKW in GB (ContaminatedLAND 2010). 44
Tabelle 14: Bodenschutzwerte Nickel / USA (EPA 2010b). 49
Tabelle 15: Bodenschutzwerte Blei / USA (EPA 2010b). 50
Tabelle 16: Bodenschutzwerte MKW / USA (EPA 2010b). 50
Tabelle 17: Bodenschutzwerte für Nickel in den Niederlanden (ContaminatedLAND 2010). 51
Tabelle 18: Bodenschutzwerte für Blei in den Niederlanden (ContaminatedLAND 2010). 52
Tabelle 19: Bodenschutzwerte für Zink in den Niederlanden (ContaminatedLAND 2010). 52
Tabelle 20: Bodenschutzwerte für MKW in den Niederlanden (ContaminatedLAND 2010). 52
Tabelle 21: Punktpaare und Distanzen 60
Tabelle 22: Nearest neighbours 60
Tabelle 23: Zuordnung verschiedener beispielhafter Emissionen zu Grundtypen der Schadstoffverteilung im Boden. 72
Tabelle 24: Wesentliche Fragestellungen für die Untersuchung von Standorten mit den Grundtypen. 74
Tabelle 25: Ergebnisse der Standardabweichungen für die analysierten Schadstoffe in mg/kg 82

Tabelle 26: Reale und simulative Probennahme auf einer interpolierten Grundgesamtheit. 85
Tabelle 27: Ergebnisse der zehn positionsgleichen Probennahmestellen der ersten und zweiten Bohrkampagne. 87
Tabelle 28: Angewendete Probennahmemuster und Probenumfang. 102
Tabelle 29: Verteilung der Proben in den modifizierten kreuzförmigen Mustern. 104
Tabelle 30: Erhöhung des Probenumfangs und die Folgen für die Probennahmemuster 106
Tabelle 31: Änderung der NH4+-Konzentration über die Zeit [in mg/kg]. 118
Tabelle 32: Nachweis von Hotspots mit verschiedenen Probennahmustern (Hildebrandt, Pick & Einax 2012). 120
Tabelle 33: Vergleich der Effizienz verschiedener Probennahmuster (Hildebrandt, Pick & Einax 2011). 121
Tabelle 34: Im Mittel über alle untersuchten Probennahmemuster gefundene Hotspots. 122
Tabelle 35: Vorschlag zur Angabe der Parameter-Messunsicherheit (PU) auf der Basis der zweifachen Vergleichsstandardabweichung aus Ringversuchen (Angaben in %), FBU Arbeitsgruppe „Qualitätssicherung und Ergebnisunsicherheit für Bodenuntersuchungsverfahren“, 2008 136

Literaturverzeichnis

AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5), 5. Auflage. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart (in German).

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/.

ASCH, K. (HRSG.) (2000): GIS in Geowissenschaften und Umwelt. GUG Ges. f. Umweltgeowissenschaften. Springer Verl., 200 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.

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.

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.

BIOREFINE (REFINA-Projekt): Bewertung von Schadstoffen im Flächenrecycling und nachhaltigen Flächenmanagement auf der Basis der Verfügbarkeit/ Bioverfügbarkeit, http://www.refina-info.de/projekte/anzeige.phtml?id=3101

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.

BMVBW/BMV (2002): Arbeitshilfen Boden- und Grundwasserschutz: Planung und Ausführung der Sanierung von schädlichen Bodenveränderungen und Grundwasserverunreinigungen - Stand Juni 2002 – Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bundesministerium der Verteidigung http://www1.sbn.niedersachsen.de/html/bgws/arbeitshilfen/index0.html, Berlin.

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2008): EU-Bodenschutzrichtlinie. Berlin.

BUNDESMINISTERIUMS DER JUSTIZ. (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bbodschg/gesamt.pdf.

BUND-LÄNDERGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2002): Arbeitshilfe Qualitätssicherung. <http://www.labo-deutschland.de/documents/labo-arbeitshilfe-qualitaetssicherung-12-12-2002_d4c.pdf>.

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.

BURMEIER, H.; FUCHS, O., RÜPKE, A. (2000): Die Boden-Wert-Bilanz: ein neues ökonomisches Modell für die Potenzialanalyse von Altstandorten und Naturflächen. Inf.z.Raumentw., H.5/6.2000, S. 311 - 318.

BURMESTER, 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.

C., V. C. (1713): Sylvicultura oeconomica. Anweisung zur wilden Baum-Zucht. Freiberg: TU Bergakademie Freiberg und Akademische Buchhandlung Freiberg.

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

CLOPPER CJ, PEARSON ES (1934): The use of confidence or fiducial limits illustrated in the case of the binomial. Biometrika 26(4):404-413. doi: 10.1093/biomet/26.4.404

CLR 4 (1994): Sampling strategies for contaminated land. Contaminated Land Research Report (1). The Centre for Research into the Built Environment, Nottingham Trent University.

CONTAMINATEDLAND (2000): Information about Contaminated Land and Brownfields in the UK. http://www.contaminatedland.co.uk/.

DANZER, K.; HOBERT, H.; FISCHBACHER, C.; JAGEMANN, K.-U. (2001): Chemometrik – Grundlagen und Anwendungen.- Springer-Verl. Berlin Heidelberg, 405 S.

DAVIES, B. E. (1998): Sampling and monitoring of contaminated soils – Research uncertainties and needs, Clemson University.

DEFRA AND ENVIRONMENT AGENCY. (2004): Model Procedures for the Management of Land Contamination. Contaminated Land Report 11:. www.environment-agency.gov.uk.

DIN 19746:2005-06 (2005): Soil quality – Determination of mineral nitrogen (nitrat and ammonium) in soil profiles (Nmin laboratory method). Beuth, Berlin.

DINKINS, C. P., C. JONES (2008): Soil Sampling Strategies, Montana State University, Department of Land Resources and Environmental Sciences.

DOERFFEL K (1990): Statistik in der analytischen Chemie, 5. Auflage. Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie GmbH, Leipzig.

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 konsentierbarer 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.

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.

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.; KRIEG, M. (1995): Zeitliche Entwicklung und aktuelle Beurteilung der Bodenkontamination durch Blei im Umfeld eines glasverarbeitenden Werkes in Thüringen. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., 158: 355–359.

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.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1992): Preparation of Soil Sampling Protocols – Sampling Techniques and Strategies, Washington D.C.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1995): Superfund Program – Representative Sampling Guidance, Washington D.C.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1996): Soil Screening Guidance – User's Guide, Washington D.C.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1996a): Soil Screening Guidance – Technical Background Document. Washington D.C.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (1996b): Soil Screening Guidance – User's Guide. Washington D.C.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). (2003): Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. Washington D.C.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA)). (2006): 2006-2011 EPA Strategic Plan: Charting Our Course. <http://www.epa.gov/ocfo/plan/2006/entire_report.pdf>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2010a): Cleanup. <http://www.epa.gov/superfund/cleanup/index.htm>.).

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2010b): Generic Tables. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rb-concentration_table/Generic_Tables/>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2011): Summary of Environmental Laws and EOs. <http://www.epa.gov/lawsregs/laws/>.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2011): Superfund – Soil Screening Guidance. http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/.

ENVIRONMENT AGENCY. (2009): Soil Guideline Values for nickel in soil. http://www.environment-agency.gov.uk/static/documents/Research/SCHO0409BPWB-e-e.pdf.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA) (2011): Superfund – Soil Screening Guidance. < http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/soil/ >.

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.

ESRI, ARCGIS RESOURCE CENTER. (2010): *How IDW works.* http://help.arcgis.com/en/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/How_IDW_works/009z00000075000000/.

FEDERAL WATER POLLUTION CONTROL ACT OF 1972 . (2002): Clean Water Act (CWA).

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.; GRÜNHOFF, D.; HEMPFLING, R.; STUBENRAUCH, S. (1997): Konzept zur Expositions- und Risikoabschätzung von Altlasten. altlasten spektrum 8/97, S. 166 – 175.

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.

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.

GILBERT, R. O. (1987): Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring, John Wiley & Sons.

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.

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.

GRŽETIĆ I, GHARIANI RHA (2008): Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia). Journal of the Serbian Chemical Society. 73 (8–9):923-934, Belgrade.

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.

HAGEMEYER, J. (1997): Die Variabilität der Elementverteilung im Stammholz von Bäumen. Untersuchungen zur dendroanalytischen Bioindikation. Dissertationes Botanicae, Bielefeld, 279, S. 1-84.

HARTE D (2002): Non asymptotic binomial confidence intervals. Statistics Research Associates, Wellington.

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.; OLTMANNS, 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.

HELLMANN, H. (1993): Hochflutablagerungen und ihre Schwermetallbelastung – Beispiel Neckar. Wasser und Boden; 10, S. 804 – 823.

HELLAWELL, EE; KEMP, AC; DJ NANCARROW (2001): A GIS raster technique to optimise contaminated soil removal. Engineering Geology 60:107-116.

HEMPFLING, R.; DOETSCH, P.; STUBENRAUCH, S.; MAHR, A.; BAUER, D.; KOSCHMIEDER, H.J.; GRÜNHOFF, D. (1997): UMS - System zur Altlastenbeurteilung - Instrumente für die pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen. F+E-Vorhaben Umweltbundesamt - FB 98-016.

HERMS, U.; BRÜMMER, G. (1984): Einflussgrößen der Schwermetallöslichkeit und -bindung in Böden. - Z. Pflanzenernaehr. Bodenkde., 147, S. 400 - 424, Weinheim.

HILDEBRANDT, T., PICK, D. & EINAX, J.W. (2012): Improvement of sampling strategies for randomly distributed hotspots in soil applying a computerized simulation considering the concept of uncertainty. Environ Sci Pollut Res (2012) 19:372-378, Springer.

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.

HIKMET, A.; HEINRICH, S. (1988): Praktische Geostatistik. Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften. Springer Verlag.

HIPP L., R. B. (2000): Das Bundes-Bodenschutzgesetz mit Bodenschutz- und Altlastenverordnung - Ein Leitfaden. München, Berlin: Verlagsgruppe Jehle Rehm GmbH,

HOLLANDER, J. B. (2010): Principles of Brownfield Regeneration – Cleanup, Design and Reuse of Derelict Land. Washington DC.

INSTITUT FÜR KLIMAFORSCHUNG (2011): Einführung in die Geostatistik (3) . Potsdam. <http://www.pik-potsdam.de/~fred/geostatistik/einf%FChrung%20in%20die%20geostatistik%203.pdf>.

INTERNATIONAL, A. (o.J.): Standard Guide for Risk-Based Corrective Action for Protection of Ecological Resources. Abstract. < http://www.astm.org/Standards/E2205.htm>.

ISO 10381-1:2002 (2002): Soil quality – Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes. Beuth, Berlin.

ISO 10381-5:2007-02 (2007): Soil quality – Sampling – Part 5: Guidance on the procedure for the investigation of urban and industrial sites with regard to soil contamination. Beuth, Berlin.

JÄKEL, M. (2000): Anwendung des Gradientenkrigings bei der Erkundung des 2. Miozänen Flözhorizontes in der Niederlausitz. Math. Geol. 5, S. 183 - 203.

JECFA (2005): Summary and conclusions. Sixty-fourth meeting of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Rome, 8-17 February 2005. http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/summary_report_64_final.pdf, Accessed 12 December 2010.

JENNINGS, A. (2009): Statistical Analysis of BTEX Surface Soil Regulatory Guidance Values. J. Envir. Engrg., 135(9; 723-736).

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.

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 (Grumbachaue, Südwestthüringen) - Diplomarbeit Friedrich-Schiller-Universität Jena, 1999, 137 S.

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.

KOWALEWSKI, J. (1993). Altlastlexikon. Essen: Verlag Glückauf.

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.

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.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) (1996): Leitfaden zum Altlastenprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt(20).

LANGE, F.-M. (2004): Boden schützen, Altlasten sanieren. Praxislösungen. WEKA. TERRA FUSCA.

LAU (1996): Leitfaden zum Altlastenprogramm des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt .1996 - Helft 20.

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.

LEE, Y. H. (2006): Nachhaltiger Bodenschutz – international, europäisch und national. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.

LEINEMANN, R. (o.J.): Die Haftung für Altlasten auf Grundstücken im Zivilrecht der USA und der Bundesrepublik Deutschland. Beiträge zum Privat- und Wirtschaftsrecht, Karlsruhe (72).

LFULG (2003): Handbuch zur Altlastenbearbeitung. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. (1999) Materialien zur Altlastenbehandlung, Vor-Ort-Analytik. Nr. 1/99. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (in Germany).

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.

LI XD, LEE S, WONG S, SHI W, THORNTON I. (2004): The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. Environmental Pollution 129:113-124

LOMBI E.; WENZEL WW.; ADRIANO DC (1998): Soil contamination, risk reduction and remediation. In: Birch P (ed.) Land Contamination & Reclamation. EPP Publications, Surrey, pp 183-197.

MALHERBE, L. (2002): Designing a contaminated soil sampling strategy for human health risk assessment, Lisbon, Springer Verlag.

MARKERT, B.; OEHLMANN, J.; ROTH, M. (1997): Biomonitoring von Schwermetallen – eine kritische Bestandsaufnahme. Z. Ökologie u. Naturschutz 6, S. 1 – 8.

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.

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.

MERTON RK (1948): The self-fulfilling prophecy. The Antioch Review 8:193-210.

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.

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.

PROTECTION, E. (1996): Soil Screening Guidance – User's Guide, Washington D.C. Washington D.C.

RADIG, D. (2002): Altlastengerechtigkeit im Vergleich – Eine rechtsvergleichende Betrachtung zur Lastentragung bei der Altlastensanierung im Falle einer Störermehrheit. Schriften zum Umweltrecht, 118.

RESOURCE CONSERVATIONAND RECOVERY ACT OF 1976. (2002): Solid Waste Disposal Act (RCRA).

RESPONSE, C (2002): Compensation and Liability Act of 1980 – Superfund (CERCLA).

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. (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.

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.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (LFULG) (2003): Handbuch zur Altlastenbearbeitung Teil 7 Detailuntersuchung. Dresden.

SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT(LFULG) (1999): Materialien zur Altlastenbehandlung, Vor-Ort-Analytik. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.

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.

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.

SPIRGATH, T. (2006): Entwicklung von Kriterien zur Beurteilung der Unsicherheiten bei der Probennahme von Feststoffen. Dissertation. Berlin.

SQUIRE S, RAMSEY MH, GARDNER MJ (2000): Collaborative trial in sampling for the spatial delineation of contamination and the estimation of uncertainty. Analyst 125:139-145.

TERYTZE K. Fachbeirat Bodenuntersuchungen: Vergleichende Bewertung der Verfahren und Methoden des Anhanges 1 der Bundes - Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) mit aktuellen Fassungen; Dessau, 2005

TOET, C., VERMEIRE, T. G. & POEL, P. (2006): Dutch risk assessment system for new chemicals. Science of The Total Environment, 134(2).

TSE KKC, LO S, WANG JWH (2001): Pilot study of in-situ thermal treatment for the remediation of pentachlorophenol-contaminated aquifers. Environmental Science & Technology 35:4910-4915.

UMWELTBUNDESAMT (2003): Steckbriefe. Anwendungen im Boden- und Altlastenbereich. http://www.umweltbundesamt.de/boden-und-altlasten/altlast/web1/steckbriefe/steckb.htm.

WEBER H.; NEUMEIER (1993): Altlasten Erkennen, Bewerten, Sanieren. Springer Verlag.

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.