

SARISK

Endbericht des Verbundprojekts

Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells
zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung
extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des
Landkreises und der Stadt Bitterfeld

BMBF-Förderkennzeichen PTJ 0330690 A-D

Projektleitung und Koordination

Wolf von Tümpling

Michael Rode

Michael Böhme

Impressum

Herausgeber: Dr. Wolf von Tümpling, Dr. Michael Rode, Michael Böhme
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg

Prof. Cornelia Gläßer
Fachgebiet Geofernerkundung und Kartographie am Institut für
Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Von-Seckendorff-Platz 3-4, 06120 Halle/Saale

Prof. Michael Matthies
Institut für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück
Artilleriestr. 34, 49069 Osnabrück

Dr. Jochen Schanze
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V.
Weberplatz 1, 01217 Dresden

Download: <http://www.ufz.de/data/BTFEnd10676.pdf>

Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF).
Verantwortlich für den Inhalt der Beiträge sind die jeweils zeichnenden Autoren.

Seitenzahl	181
Abbildungen	174
Tabellen	39
Erstellt	01. Juli 2005 08:45
Zuletzt bearbeitet	18. Juni 2009 14:16

Vorwort

Wolf von Tümpling, Michael Rode, Michael Böhme (UFZ)

Hochwasserereignisse sind Folgen natürlicher Wetterphänomene, die durch verschiedene meteorologische Ereignisse in Flusseinzugsgebieten hervorgerufen werden. Sie können durch Starkregenfälle, Schneeschmelzen, Eisblockaden in den Flüssen oder Sturmfluten verursacht werden. Wesentliche landschaftsprägende Veränderungen als Folge dieser Ereignisse sind bis heute nachweisbar. Ohne menschliche Besiedlung sind sie rein natürliche Erscheinungen, die keine Umweltbelastung im Sinne einer Umweltverschmutzung darstellen.

Mit der urbanen Besiedlung in Mitteleuropa im Mittelalter hat der nachhaltige anthropogene Einfluss auf die Flusslandschaften begonnen und bis heute zugenommen. Neben Flussbegradigungen, Flussvertiefungen und Stauhaltungen sowie Deich-, Buhnen- und Wehrbauten kam und kommt es u.a. auch durch großflächige Rodungen zu einer immer intensiveren Be- und Zersiedlung in Flusseinzugsgebieten. Diese Eingriffe haben vielfach zu extremeren Hochwasserereignissen mit größeren Schäden an der noch verbliebenen naturnahen Landschaft und zunehmenden materiellen Schäden an Gebäuden und Infrastruktur geführt.

Industrielle, gewerbliche und urbane Ansiedlungen, Bergbauaktivitäten sowie industriell hergestellte und in der konventionellen Landwirtschaft intensiv eingesetzte Agrochemikalien bilden wesentliche Ursachen für ein immenses Schadstoffpotential in den Flusseinzugsgebieten, das bei Hochwasserereignissen über weite Strecken und in großem Ausmaß verlagert werden kann. Gebietsspezifische Schadstoffe als auch lokale und regionale Einträge aus den dort vorhandenen Punktquellen, Remobilisierungen aus kontaminierten Flusssedimenten als auch Ablagerung auf Überschwemmungsflächen bei Rückgang des Hochwassers sind zu erwarten.

Das Extremhochwasser vom August 2002 im Einzugsgebiet der Mulden, hervorgerufen durch Starkregenfälle einer Vb Wetterlage, ist beispielhaft dafür. Neben Schwermetall- und Arsenbelastungen aus der früheren Bergbauregion des Erzgebirges kam es zur Verlagerung organischer Schadstoffe aus Ablagerungen der chemischen Industrie in den Auen und urbanen Bereichen von Bitterfeld und muldeabwärts in Raguhn und Jessnitz. Von Fachbehörden sowie u.a. im Rahmen des vom BMBF geförderten Ad-hoc-Projektes (FKZ:0330492) durchgeführte Untersuchungen

belegen dies nachhaltig. Basierend auf diesen Erkenntnissen ist es daher notwendig, im Rahmen des Risikomanagements extremer Hochwasserereignisse, wie sie u.a. von der Europäischen Hochwasserrichtlinie gefordert wird, neben der quantitativen Hydrologie auch die Schadstoffausbreitung zu berücksichtigen.

Im Rahmen der Förderaktivität Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse (RIMAX) wurde deshalb gemeinsam mit lokalen und regionalen Entscheidungsträger ein Projekt initiiert, um für den Raum Bitterfeld an der vereinigten Mulde ein EDV-gestütztes modellbasiertes Entscheidungshilfesystem zur Schadstoffausbreitung für potentielle Extremhochwasser-Katastrophenfälle zu entwickeln.

Durch die erfolgreiche multidisziplinäre Zusammenarbeit der Departments Fließgewässerökologie und Aquatische Systemanalyse und Management am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ mit dem Fachgebiet Geofernerkundung und Kartographie am Institut für Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, dem Institut für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück sowie dem Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. (IÖR) konnten die Projektziele termingerecht erreicht werden. Das große Interesse des Landkreises Anhalt-Bitterfeld nach erfolgter Übergabe das System zu nutzen sind beispielhaft für die Nachhaltigkeit der geförderten Forschungsaktivität.

Abschließend gilt der Dank den folgenden Institutionen für die gute Zusammenarbeit, die maßgeblich zum Erfolg des Projektes beigetragen hat: Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen Anhalt (MLU), Ref. 25, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU), Landesamt für Altlastenfreistellung (LAF), Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW), Landkreis Anhalt-Bitterfeld (ehemals Landkreis Bitterfeld), und die Stadt Bitterfeld.

Besonderer Dank gilt dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die zeitgerechte und großzügige Förderung des Projektes.

Inhaltsverzeichnis

Impressum.....	i	3.3.1 Zusammenfassung	50
Vorwort.....	ii	3.4 Entwicklung des Modellsystems	50
Inhaltsverzeichnis	iii	3.4.1 Material und Methoden.....	52
Einführung und Problemstellung	1	3.4.2 Bearbeitungsgrundlagen	53
Struktur des Verbundprojektes	1	3.4.3 Diskretisierung.....	55
Kurzzusammenfassung	3	3.5 Hydraulische Modellierung - Hochwasser 2002 (HW2002)	57
Teilprojekt 1: Integrierte räumliche Datenanalyse mit Laserscanner- und multispektralen Fernerkundungsdaten für das Hochwasserrisikomanagement [IRADA].....	4	3.5.1 Szenarien und Modellvarianten	57
1.1 Zusammenfassung	4	3.5.2 Ergebnisse	59
1.2 Einleitung	5	3.6 Hydraulische Modellierung – HQ500	61
1.3 Untersuchungsgebiet.....	6	3.6.1 Einführung und Problemstellung.....	61
1.4 Datengrundlagen und Datenqualität	8	3.6.2 Material und Methoden.....	62
1.4.1 Datenverarbeitung und -organisation.....	8	3.6.3 Randbedingungen	67
1.4.2 Digitale Höheninformationen	9	3.6.4 Diskretisierung des Gebietes	68
1.5 Methoden	12	3.6.5 Ergebnisse	69
1.5.1 DGM-Prozessierung	12	3.6.6 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung.....	72
1.6 Flächennutzungsklassifikation.....	22	3.7 Die Wirkung des Polders Rösa bei verschiedenen Szenarien.....	74
1.7 Auswertung der Daedalusdaten	26	3.7.1 Einführung und Problemstellung.....	74
1.7.1 Zielstellung und Datengrundlage.....	26	3.7.2 Material und Methoden.....	75
1.7.2 Methoden	27	3.7.3 Ergebnisse	75
1.7.3 Ergebnisse.....	28	3.8 Überflutung des Salegaster Forsts durch das Hochwasser der Mulde	75
1.7.4 Diskussion.....	31	3.8.1 Einführung und Problemstellung.....	75
1.8 Multiple Datenanalyse	31	3.8.2 Randbedingungen	76
1.8.1 Verschneidung mit den Laserscannerdaten	31	3.8.3 Ergebnisse	76
1.8.2 Verschneidung der Ergebnisse der Daedalus- Datenklassifikation mit den Ergebnissen der Reliefformenanalyse	33	3.8.4 Diskussion.....	77
1.8.3 Generalisierung der Ergebnisse	36	3.9 Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung.....	77
1.8.4 Ergebnisse Verschneidung Level 5 mit Daedalus- Klassifikation	37	3.9.1 Einfluss der Rauheiten.....	77
Teilprojekt 2: Untersuchungen zum Schadstofftransport in der vereinigten Mulde der Region Bitterfeld	39	3.9.2 Unsicherheiten im Höhenmodell	78
2.1 Zusammenfassung	39	3.9.3 Unsicherheiten in den Randbedingungen	78
2.2 Einordnung der Schadstofftransportuntersuchungen in das Gesamtprojekt	39	Teilprojekt 4: Modellierung der Schadstoffausbreitung.....	81
2.3 Datenakquirierung für relevante Schadstoffe im Raum Bitterfeld.....	39	4.1 Zusammenfassung	81
2.4 Untersuchungen zur Schadstoffdynamik während des Frühjahrshochwassers 2006.....	40	4.2 Methodik.....	81
2.5 Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten von Schwermetallen im Bezug zu Biofilmen	45	4.2.1 Transport- und Partitionierungsmodell.....	81
2.6 Untersuchungen zum Elementbindungsverhalten von Biofilmen am Standort Bad Dübren.....	46	4.3 Ergebnisse und Diskussion	83
Teilprojekt 3: Hydraulische Modellierung.....	49	4.3.1 Unsicherheitsanalysen	83
3.1 Zusammenfassung	49	4.3.2 Simulationen	84
3.2 Einordnung der hydraulischen Modellierung in das Gesamtprojekt.....	49	Teilprojekt 5: Integrierte Risikobewertung und Entscheidungshilfesystem	91
3.2.1 Projektziel	49	5.1 Zusammenfassung	91
3.3 Modellierung der 2D-Strömungsverhältnisse in urbanen Gebieten	50	5.2 Einführung	91
		5.2.1 Einleitung und Problemstellung	91
		5.2.2 Wissenschaftlich-technische Ziele.....	92
		5.3 Entwicklung einer Methodik zu Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe.....	92
		5.3.1 Grundlagen und Forschungsstand zu Hochwasserrisiken	92
		5.3.2 Grundlagen und Forschungsstand zu Schadstoffrisiken	93
		5.3.3 Konzeption einer Analyse- und Bewertungsmethodik	95

5.4 Operationalisierung der Analyse- und Bewertungsmethodik für den Raum Bitterfeld.....	96
5.4.1 Charakterisierung des Untersuchungsraumes.....	97
5.4.2 Szenariokonzeption	97
5.4.3 GIS-gestützte Rezeptoranalyse.....	98
5.4.4 Expositionsanalyse	99
5.4.5 Bewertungsansätze	106
5.4.6 Berücksichtigung von Unsicherheiten.....	111
5.5 Ergebnisse der Analyse- und Bewertungsmethodik	113
5.5.1 Bodenkonzentrationen nach Hochwasserereignissen.....	113
5.5.2 Rezeptor Nutzpflanze: Landwirtschaft und Eigenanbau	116
5.5.3 Rezeptor Mensch	121
5.6 Entwicklung und Implementierung eines Entscheidungshilfegerätes.....	129
5.6.1 Grundlagen zu Informations- und Entscheidungshilfesystemen.....	129
5.6.2 Konzeption des Entscheidungshilfegerätes von SARISK.....	130
5.6.3 Implementierung des Gerätes	131
5.6.4 Kartendienste, Benutzeroberfläche und Auswahlmasken.....	135
5.7 Diskussion	142
5.7.1 Analyse- und Bewertungsmethodik	142
5.7.2 Entscheidungshilfegerät	144
5.7.3 Ausblick und Forschungsbedarf	148
5.8 Verwertbarkeit	149
5.8.1 Wissenschaftliche Verwertbarkeit.....	149
5.8.2 Praxisbezogene Verwertbarkeit.....	149
Teilprojekt 6: Koordination	153
6.1 Wissenschaftliche Koordinierung	153
6.2 Datenmanagement	153
6.3 Projekttreffen/Videokonferenzen	153
6.4 Verwertung	154
6.5 Wissenschaftliche Publikationen.....	154
6.6 Öffentlichkeitsarbeit.....	154
6.6.1 Pressemitteilung vom 15. August 2005.....	157
6.6.2 Pressemitteilung vom 15. Januar 2009.....	157
Literaturverzeichnis	162
Autorenverzeichnis.....	169
Verzeichnis der Abbildungen	170
Verzeichnis der Tabellen.....	175

Einführung und Problemstellung

Wolf von Tümpling, Michael Rode, Michael Böhme (UFZ)

Das Hochwasser im Einzugsgebiet der Mulde vom August 2002 hat gezeigt, dass neben der zerstörenden Wirkung des Wassers selbst auch erhebliche Schäden sowie Gefährdungen für Mensch und Umwelt durch die mobilisierten, transportierten und abgelagerten Schadstoffe entstanden sind. Untersuchungen u.a. im vom BMBF geförderten Ad-hoc-Projekt (FKZ:0330492) belegen dies nachhaltig für urbane Bereiche, beispielsweise für Schwermetalle, Arsen und PAK. Basierend auf diesen Erkenntnissen ist es deshalb notwendig, im Rahmen des Risikomanagements extremer Hochwasserereignisse neben der quantitativen Hydrologie auch die Schadstoffausbreitung zu berücksichtigen.

Übergeordnetes Ziel des Projektes ist es deshalb, für lokale und regionale Entscheidungsträger ein EDV-gestütztes modellbasiertes Entscheidungshilfesystem zur Schadstoffausbreitung für potentielle Extremhochwasser-Katastrophenfälle zu entwickeln. Dieses Entscheidungshilfesystem soll exemplarisch gemeinsam mit dem Landkreis Bitterfeld erarbeitet und implementiert werden.

Die wichtigste Innovation ist die erstmalige Verknüpfung aller wichtigen Modellkomponenten in einem integrierten System, welches nicht nur die hydraulische Modellierung und die Modellierung des Sedimentverhaltens, sondern auch das daran gekoppelte Verhalten verschiedener Schadstoffe und Schadstoffgruppen und die Risikobewertung im betrachteten Modellgebiet umfasst. Durch diese Modellkopplungen können erstmals die Wechselwirkungen zwischen Strömungsdynamik und Schadstoffausbreitung unter Berücksichtigung von lokalen Schadstoffquellen in bebauten Flussniederungsgebieten simuliert werden. Im Einzelnen wird dieses Projekt einen substantiellen Beitrag zu folgenden Zielen des Hochwasserrisikomanagements leisten:

Struktur des Verbundprojektes

Das Verbundprojekt besteht aus fünf eng miteinander verbundenen und aufeinander aufbauenden Teilprojekten und der Koordinierung. Sie werden im Folgenden näher erläutert. Abb. 0-1 zeigt die Grundzüge des Datenflusses sowie die Schnittstellen zwischen den im folgenden aufgelisteten Teilprojekten.

- TP I Integrierte räumliche Datenanalyse mit Laserscanner- und multispektralen Fernerkundungsdaten für das Hochwasserrisikomanagement (Prof. C. Gläser, B. Sonnabend, [Fachgebiet Geofernerkundung und Kartographie](#) am Institut für Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg)
- TP II Untersuchungen zum Schadstofftransport in der vereinigten Mulde bei Hochwasser, Parameteranpas-

- Beurteilung von Schadstoffrisiken bei Extremhochwasserereignissen und deren Beseitigung bzw. Minimierung im Vorfeld eines zu erwartenden Hochwasserereignisses.
- Identifikation möglicher Schadstoffquellen mit Risikoabschätzung und deren Beseitigung bzw. Sicherung.
- Identifikation besonders schützenswerter Flächen und deren Sicherung vor Schadstoffablagerungen im Hochwasserfall.
- Vermeidung neuer Schadstoffquellen bei Neuansiedlungen durch Auflagen und Nutzungseinschränkungen und potentielle Änderung von bestehenden Bebauungsplänen.
- Identifikation von Ablagerungsflächen belasteter Hochflutsedimente zur Abschätzung des realen Gefährdungspotentials und zur effektiven Begrenzung von Schäden für Menschen, Ökosysteme und Bauwerke.

Dabei wird das gleichrangige Ziel verfolgt, eine operationell einsetzbare Methodik zu entwickeln, deren generelle Übertragbarkeit auf andere hochwassergefährdete städtische Gebiete gewährleistet ist. Das Vorhaben wird gemeinsam mit den Bitterfelder Behörden und dem Landkreis exemplarisch für die potentiellen Überflutungsbereiche der Mulde im Raum Bitterfeld durchgeführt.

Das Projekt leistet damit einen substantiellen Beitrag zur Umsetzung des 5-Punkte-Programms der Bundesregierung zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes in dem es u.a. heißt: "...für bereits bebaute Flächen sind Konzepte zur Verminderung des Schadenspotentials sowie für einen verbesserten Schutz zu entwickeln. Voraussetzung hierfür ist eine umfassende Erfassung und Bewertung der Flächen mit einem erhöhten Überflutungsrisiko".

sung (Dr. W. v. Tümpling, M. Baborowski, [Dept. Fließgewässerökologie](#) des UFZ)

- TP III Hydraulische und Schwebstoff-Modellierung (Dr. M. Rode, O. Büttner, M. Böhme, Dept. Aquatische Ökosystemanalyse des UFZ)
- TP IV Modellierung der Schadstoffausbreitung (Prof. M. Matthies, M. Schulz, [Institut für Umweltsystemforschung](#) der Universität Osnabrück)
- TP V Integrierte Risikobewertung und Entscheidungshilfesystem (Dr. J. Schanze, Dr. U. Walz, A. Sauer, [Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung](#))
- TP VI Koordination (Dr. W. v. Tümpling, Dr. M. Rode, M. Böhme, [UFZ](#)).

Schadstoffausbreitung bei Extremhochwasser

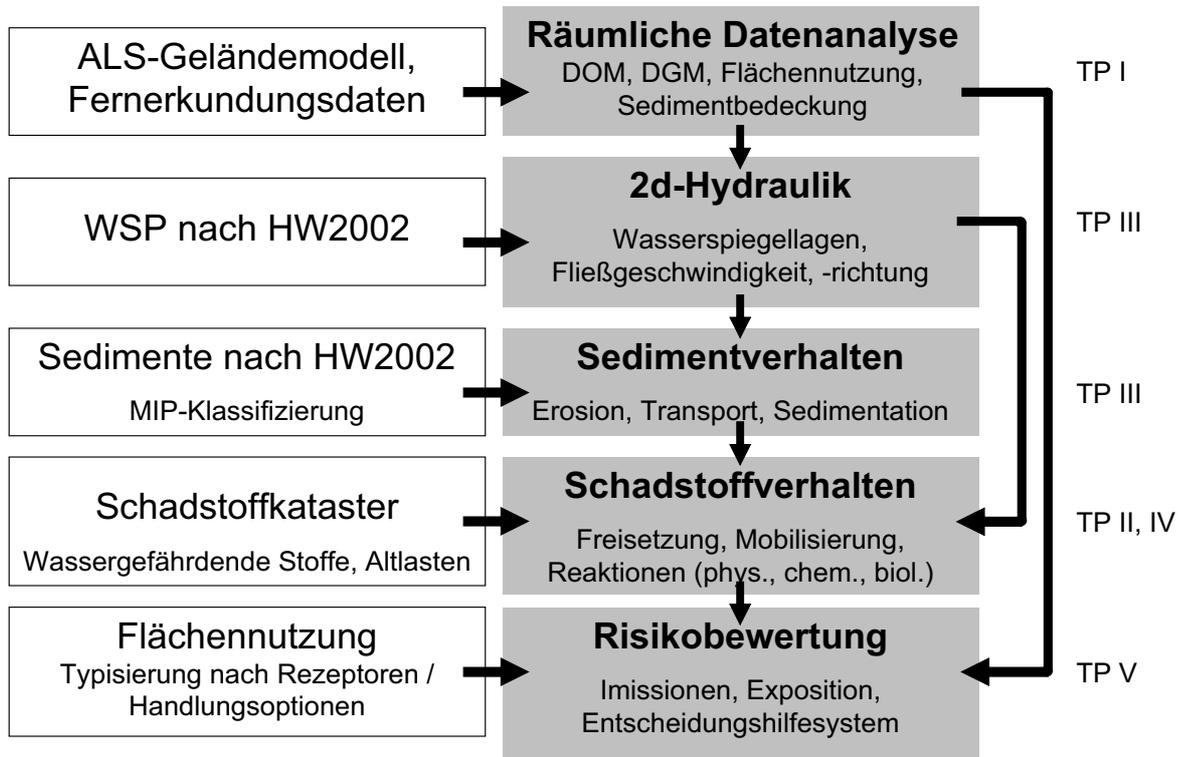


Abb. 0-1 Schema der Projektstruktur

Ausführlichere Beschreibungen zu den Teilprojekten findet man in (v. Tümpling et al. 2006, www.ufz.de/BTF).

Das Verbundprojekt wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF; Projektträger Forschungszentrum Jülich, FKZ 0330690) innerhalb RIMAX gefördert.

Kurzzusammenfassung

Wolf von Tümpling, Michael Rode (UFZ)

Im Überschwemmungsgebiet der vereinigten Mulde im Raum Bitterfeld bestand nach dem großen Hochwasser 2002 eine große Unsicherheit, an welchen Stellen vor allem im bewohnten Bereich höhere Kontaminationen erwartet werden konnten. Die naturgemäß stichpunktartigen Messungen ergaben nur für großräumig aus dem Erzgebirge eingetragene Schadstoffe verlässliche Werte. Entprechend dem übergeordneten Ziel des Projektes wurde für lokale und regionale Entscheidungsträger ein EDV-gestütztes modellbasiertes Entscheidungshilfesystem zur Schadstoffausbreitung für Extremhochwasser-Katastrophenfälle entwickelt. Als zentraler Ansatz des Forschungsvorhabens wurde erstmalig die Verknüpfung aller für die Schadstoffausbreitung relevanten Modellkomponenten in einem integrierten System, welches neben hydraulischen Komponenten auch die Modellierung des Sedimenttransports sowie die Freisetzung und Ausbreitung von Schadstoffen umfasst, realisiert. Durch die Modellkopplungen wurden die Wechselwirkungen zwischen Strömungsdynamik und Schadstoffausbreitung unter Berücksichtigung von lokalen Schadstoffquellen in bebauten Flussniederungen simuliert. Aufbauend auf der naturwissenschaftlichen Analyse erfolgt für unterschiedliche Überflutungsszenarien eine Risikobewertung möglicher Schadstoffbelastungen für das Modellgebiet, der von extremen Überschwemmungen der Mulde gefährdeten Flussauflage der vereinigten Mulde unterhalb vom Pegel Bad Dübener See bis zum Pegel Priorau mit Kern im Stadtgebiet Bitterfeld und weiterer urbaner Räume wie Jessnitz und Raguhn.

Praxisrelevantes Ergebnis von SARISK ist das erstellte Entscheidungsunterstützungssystem (DSS) für den Landkreis Anhalt-Bitterfeld mit ca. 900 Prognosekarten für die Überflutungshöhe und die Fließgeschwindigkeit der gerechneten Szenarien für Hochwässer HQ10 und HQ100, sowie für die Katastrophenszenarien HQ200 und HQ500. Dafür wurde eine zweidimensionale instationäre Analyse der Strömungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet mit dem Finite-Elemente Modell TELEMAC genutzt. Unterschiedliche Randbedingungen mit räumlich hoch aufgelöster hydraulischer Modellierung urbaner Bereiche mit entsprechend hohen Anforderungen an die Stabilität des Modells fanden dabei Berücksichtigung. Die räumlich hoch aufgelöste Ermittlung der Sedimentausbreitung und -deposition im Untersuchungsgebiet erfolgte mit dem SUBIEF-2D Schwebstofftransportmodul. Der Stoffeintrag stromauf des Modellgebiets wurde mit berücksichtigt.

Durch eine Zusammenstellung vorhandener Daten über die Schadstoffverteilung in der Region und Projektuntersuchungen während des Frühjahrshochwassers 2006 über den Transport- und die Sedimentationsprozesse der Schwermetalle und des Arsens im Wasserkörper der ver-

einigten Mulde wurden Grundlagen für die Schadstoffausbreitungsmodellierung geschaffen.

Voraussetzungen für die Analyse und Bewertung im DSS sind die modellierten Schwermetallverteilungen sowie die GIS-basierte Analyse relevanter Rezeptoren (z.B. Mensch, Pflanze). Im Ergebnis der Schadstoffszenarien entstanden georeferenzierte Darstellungen der Ablagerungen von partikulär gebundenen Schadstoffen und Ölfilmen in der ehemaligen Aue der Mulde (z. B. in sensiblen Bereichen wie Wohngebieten, Schulen, Kinderspielplätzen, etc.) sowie der Konzentrationen gelöster Schadstoffe im Projektgebiet und am Ausstromrand des Projektgebietes, die für stromabwärts gelegene Bereiche eine Gefährdung darstellen können. Mit Hilfe von Expositionsansätzen wurde für den Rezeptor Mensch unter Berücksichtigung relevanter Pfade die Exposition bestimmt. Dosis-Wirkungs-Analysen dienen zur Ermittlung des toxischen und kanzerogenen Potenzials. Für ausgewählte Stoffe, Pfade und Rezeptoren lassen sich abschließend die Szenarien in Kartenform mit Flächen unterschiedlicher stoffbürtiger Risiken darstellen.

Beispielsweise ergeben sich für den Rezeptor Ackerbau (Weizen) nach einem Hochwasserereignis HQ 500 Pflanzengehalte von Cadmium, die eine Vermarktung aus rechtlichen Gründen nicht mehr zulassen würden. Das Ergebnis der Expositionsanalyse über den Verzehr selbstangebauter Nahrungspflanzen zeigt für alle Stoffe eine Überschreitung der Risikoschwellenwerte und speziell für Cadmium eine massive Überschreitung der Maßnahmschwellenwerte. Für die Akteure des regionalen Hochwasserrisikomanagements sind die Ergebnisse der Hydraulik und der Analyse- und Bewertungsmethodik kartographisch aufbereitet und über ein webbasiertes Entscheidungshilfesystem abrufbar.

Das zusammen mit den zukünftigen Nutzern entwickelte DSS bietet dabei einen software- und betriebssystemunabhängigen Zugriff auf entscheidungsrelevante Informationen sowohl zum operationellen als auch zum langfristig planerischen Hochwasserrisikomanagement.

Teilprojekt 1: Integrierte räumliche Datenanalyse mit Laserscanner- und multispektralen Fernerkundungsdaten für das Hochwasserrisikomanagement [IRADA]

Cornelia Gläßer und Burkhardt Sonnabend (MLU)

1.1 Zusammenfassung

Hydraulische Modellierungen, Bewertungen von Hochwassereignissen und Decision Support System (DSS) benötigen in hohem Maße aktuelle, flächendeckende räumliche Informationen in Form von Geobasisdaten und Geodaten. Hierfür werden im TP 1 Methoden zur effizienten Analyse von multiplen Fernerkundungsdaten entwickelt. Die Ergebnisdaten wurden den Projektpartnern in unterschiedlichen Hierarchieebenen zur Verfügung gestellt. Zu diesem Zweck erfolgte die Erstellung eines hochgenauen Digitalen Geländemodells aus den Daten einer Laserscanner-Befliegung. Dies umfasste die Entwicklung einer operationell einsetzbaren DGM-Prozessierungskette, welche die speziellen Bedingungen im Untersuchungsgebiet berücksichtigt und ebenso die Bedürfnisse von Entscheidungsträgern im Hochwasserrisikomanagement erfüllt. Die entwickelte Methodik ist auf andere Gebiete und Fragestellungen übertragbar. Ergänzend zu der DGM-Prozessierungskette erfolgte eine Validierung des für das Untersuchungsgebiet erzeugten DGMs und eine Fehlerabschätzung für verschiedene Maßstabsebenen. Mit Hilfe spektral hochauflösender Daedalus-Flugzeugscannerdaten vom September 2002 und ergänzender Fernerkundungsdaten werden Aussagen darüber getroffen, welche Gebiete durch das Muldehochwasser im August 2002 in besonderem Maß durch Sedimentablagerungen betroffen waren. Objektbasierte Methoden und Spectral-Unmixing-Verfahren dienen dabei zur Identifizierung kleinräumiger Differenzierungen innerhalb der Auen. Zusätzlich werden urbane Flächennutzungen, und deren Versiegelungsgrad ermittelt.

Als Ergebnis kann eindrucksvoll gezeigt werden, dass mit Hilfe optimierter Filterstrategien bearbeitete und generierte hochgenaue DGM in ihren feinmorphologischen Strukturen (und damit in ihrer Aussage) sowohl qualitativ als auch quantitativ deutlich verbessert werden können. Damit wurde ein Werkzeug geschaffen, das für unterschiedliche Modellansätze Grundlagen für detaillierte Strömungscharakteristika oder die Ausbreitung/Akkumulation von Schad- oder Nährstoffen zur Verfügung stellt.

In Abhängigkeit von den Anforderungen der Modelle an die Qualität und Auflösung der Inputdaten können die Reliefinformationen in unterschiedlichen Aggregationen optimiert bereitgestellt werden.

Damit sind die Voraussetzungen für eine multiple Nutzung dieses entscheidenden Ausgangsdatensatzes für

vielfältige hydrologische hydrographische und vielfältige ökologische Fragestellungen gegeben. Als ausgewählte Anwendungen sind zu nennen:

- Integration in Modelle mit sehr hoher Auflösung
- Nutzung für Hochwässern geringer Durchflussmengen, um über den Faktor Zeit die Langzeitbelastung von Senkenbereichen auszuweisen (besonders in Hochwasser-Abflussphasen)
- Detektion von subhydraulischen Verbindungen (Interstitial) durch Qualmwasseraufstieg in Folge von Hochwasserereignissen
- Detektion von Langzeitwirkungen eines Hochwassers in Folge von Stauwasser in Senken (Vernässungsszenarien)
- Detektion anthropogen verursachter Grundwasserflurabstandsänderungen
- Rekonstruktion verlandeter Fließgewässer im Rahmen quartärmorphologischer Arbeiten oder ingenieurgeologischer Fragestellungen
- Nutzung für die Hydrogeologie
- Nutzung für geomorphologische Änderungen am Fließgewässer und in der Aue als Folge von Hochwässern (Monitoring)
- Integration in die Bodenkartierung
- Integration in die geologische Kartierung
- Integration in die Methodik zur Gefährdungsabschätzung von Böden in Auengebieten

Der entwickelte, extrem fein untergegliederte Kartierschlüssel zur Flächennutzung kann weitestgehend für die lokalen Ebenen Anwendung finden. Für einen Routineeinsatz auf regionaler Ebene der im Projekt SARISK entwickelten Methodik wäre es von Vorteil, auf flächendeckend verfügbare Flächennutzungsdaten zugreifen zu können, um eine homogenere Datengrundlage für das DSS zu erhalten. Hier ist künftig eine deutlich verbesserte Situation in Deutschland zu erwarten. Mit dem Projekt DeCover wird das Ziel verfolgt, in unterschiedlichen Skalenebenen detailliertere Objektklassen auf der Basis von Fernerkundungsdaten zur Verfügung zu stellen (Büscher & Buck 2007, Büscher et al. 2008). Es ist geplant, dieses Projekt fortzuführen und zusätzlich zu der Ausgangsdatenerhebung ein Monitoring-System zu installieren. Im Falle der erfolgreichen Umsetzung des Projektes DeCover 2 könnten künftig aktuelle Landnut-

zungsdaten auch für naturnahe und urbane Bereiche bereitgestellt werden. Damit kann eine operationelle Aktualisierung der Daten mittels Fernerkundungstechnologien künftig realisiert werden. Diese Daten können grundsätzlich in das entwickelte DSS aktuell integriert werden.

Der geplante inhaltliche Ausbau des digitalen Landschaftsmodells von Deutschland wird ebenfalls eine deutlich erweiterte Informationsebene zu Landnutzungsdaten zur Verfügung stellen und somit die gegenwärtig bestehende eingeschränkte Nutzung des ATKIS-Modells für die Modellierungen und das DSS künftig entfallen.

Nach der Umsetzung beider genannter Vorhaben ist zu prüfen, inwieweit diese Daten vollständig die Anforderungen, die aus dem Projekt für die Flächennutzungsdifferenzierung für die Risikobewertung formuliert wurden, erfüllen können.

Die aus der Klassifikation der Daedalus-Daten extrahierten Bereiche mit hauptsächlichlicher Verbreitung der Hochwassersedimente korrelieren sehr gut mit den Senkenbereichen der Reliefauswertung. Dieses Ergebnis zeigt die Ausweisung von Schadstoffsenken mittels der spektralen Analyse der mit Hochwassersedimenten bedeckten Flächen. Der Vorteil der Nutzung der Flugzeugscannerdaten besteht darin, dass die Folgen eines konkreten Hochwassers und damit in Abhängigkeit von Hochwasserscheitel und Abfließen des Hochwassers, der Sedi-

mentfracht und der Flächennutzung während des Hochwassers betont wird; die Ergebnisse der DGM-Auswertung kennzeichnen den mittleren allgemeinen Zustand für die Disposition der Auenbereiche als Schadstoffsenken oder Fließbahnen. Deshalb führt die Kombination beider Methoden zu den besten Ergebnissen. Eine Zeitreihe von multispektralen hochauflösenden Fernerkundungsdaten von verschiedenen Typen und Intensitäten von Hochwässern können sinnvoll in das DSS - im Sinne eines dynamischen GIS - integriert werden und zu einer zunehmenden Verfeinerung der Bewertungen führen.

Die entwickelten Methoden der Relieffklassifikation und die Ergebnisse der multiplen Fernerkundungsdatenanalyse lassen sich für vielfältige Fragestellungen innerhalb von Hochwasserrisikoforschung und hydrologischen Arbeiten auch unabhängig von Extremereignissen anwenden. Sie sind auch für andere Regionen in Deutschland oder Regionen mit einer vergleichbar guten Datensituation geeignet. Für die Bewertung ganzer Einzugsgebiete, in denen ausschließlich geringer auflösende Fernerkundungsdaten als einzige Datenquelle verfügbar sind, ist die Methodik grundsätzlich ebenfalls anwendbar. Aufgrund der Aktualität und der flächenhaften Verfügbarkeit von Fernerkundungsdaten sind diese unverzichtbar für die Risikobewertung sowie das Flussgebiets- und das Hochwassermanagement.

1.2 Einleitung

Die Jahrhunderthochwässer von 1954 und 2002 in Mitteleuropa haben gezeigt, dass die morphologischen Verhältnisse von Auen (Talböden) im Flachland für Überflutungs- und Abflussvorgänge eine entscheidende Rolle spielen. Waren in der historischen Vergangenheit unsere Flussniederungen durch vitale Waldbestände (Auenwälder) besetzt, unterliegen sie in der gegenwärtigen Zeit einer außerordentlich starken anthropogenen Nutzung (agrarische Nutzung, Siedlungsgebiet). Gehörten in der Vergangenheit Hochwässer zum natürlichen Ritual der Auenlandschaft, so haben Hochwässer in stark vom Menschen beanspruchten Auen zum Teil katastrophale Folgen.

Bei Hochwässern spielt das Relief als Steuer- und Regelgröße im gesamten Landschaftshaushalt und insbesondere auch für hydrologische aber auch hydrochemische (z. B. Ausbreitung und Akkumulation von Nähr- oder Schadstoffen) Fragestellungen in Auenbereichen eine außerordentlich große Rolle. In der Vergangenheit mangelte es häufig an detaillierten Reliefinformationen für hochwassergefährdete Tieflandsauen. Mit der seit einigen Jahren Verfügbarkeit von Laserscannerdaten eröffnen sich völlig neue Möglichkeiten der Höhenmodellgenerierung in flach reliefierten Gebieten. Damit stellen die Simulationen und Modellierungen von Überflutungen und Wirkungen von Hochwässern ein Hauptanwen-

dungsgebiet für die Laserscannermodelle dar. Die Qualität, die Genauigkeit der Höhenmodelle bestimmt wesentlich die Ergebnisse der Modellierung und damit das Risikobewertung und das Risikomanagement von Hochwässern.

Kern des Teilprojektes ist die Entwicklung eines Algorithmus zur Generierung eines hochgenauen digitalen Geländemodells für die spezifischen Relief- und Nutzungstypen in der Aue, dessen Validierung und Integration in das Gesamtsystem.

Mittels multispektraler Fernerkundungsdaten werden für das Gesamtprojekt flächendeckende Informationen mit Raumbezug zur Verfügung gestellt. Eine detaillierte Flächennutzungsanalyse unter spezieller Berücksichtigung der Bebauungs- und Versiegelungsstrukturen und der naturnahen Auenvegetation ist die Voraussetzung sowie gleichermaßen Datengrundlage für die nutzungsbezogenen Modellierung und die integrierte Risikobewertung mit dem Entscheidungshilfesystem für den Landkreis Bitterfeld. Mit Hilfe multispektraler hoch auflösender Flugzeugscannerdaten können Hochwasser-Sedimentbedeckungsflächen eines Extremhochwassers klassifiziert, mit aggregierten Flächennutzungs- und Reliefdaten verschritten werden. Als Ergebnis wird eine Methodik für



Abb. 1-1 Lage des Untersuchungsgebiets

die Erstellung einer regionalen Gefährdungsanalyse angestrebt.

1.3 Untersuchungsgebiet

Bei dem betrachteten Untersuchungsraum handelt es sich um einen Teil des Altmoränen-Gebietes, der von den Elster- und Saale-Glazialkomplexen bestimmten Leipziger Tieflandsbucht (epikontinentales Senkungsgebiet seit dem Eozän). Im Jungpleistozän, speziell in der Früh-Warthe- und der Früh-Weichsel-Kaltzeit bis ins Holozän folgte die vereinigte Mulde (Freiberger und Zwickauer Mulde) einer im prä-tertiären Untergrund tektonisch vorgezeichneten Struktur („Bitterfelder Graben“) und erodierte und akkumulierte die NNW–SSE–streichende Bitterfeld-Dessauer Mulde. Sie ist der hauptsächliche Gegenstand der Untersuchungsarbeiten gewesen. Das Flusseinzugsgebiet der Mulde reicht vom Kamm des Ost-Erzgebirges (Freiberger Mulde) bzw. West-Erzgebirges (Zwickauer Mulde) bis zur Mündung in die Elbe bei Dessau. Der im Flachland ursprünglich stark mäandrierende Muldelauf ist über große Stecken eingedeicht. Neben einer Hochwasserschutzfunktion dienen sie auch der Gewinnung großer Flächen, die einer

landwirtschaftlichen Nutzung und Besiedelung unterliegen.

Das bis zu 4 km breite Sohllental weist in der Regel über die gesamte Breite vorhandene Niederterrasse (Früh-Weichsel-Glazial) (gelegentlich eine „Ältere oder Höhere Niederterrasse“ aus der Früh-Warthe-Kaltzeit) bis 10 m Mächtigkeit auf. Im Gebiet von Bitterfeld ist außerdem eine Mooreichen-führende holozäne, ca. 3 – 4 m mächtige Terrasse (ein nur für Senkungsgebiete typisches Phänomen!) im Bereich der Niederterrasse ausgebildet. Der Auenbereich und damit der Talboden wird von einer 1- 4 m mächtigen Auelehmschicht (sandiger, toniger Schluff mit hohen organischen Anteilen, in Altwasserläufen Mudden, Torfe und vergleyte Schluffe) als Jüngstes bedeckt. Die Aue der Mulde weist im Untersuchungsgebiet ein sehr geringes Gefälle von 0,04 % aus (DVWK 1997). Altwasserarme können bis in die Gegenwart in unterschiedlichen Verlandungsgraden beobachtet werden (Eißmann 1994).

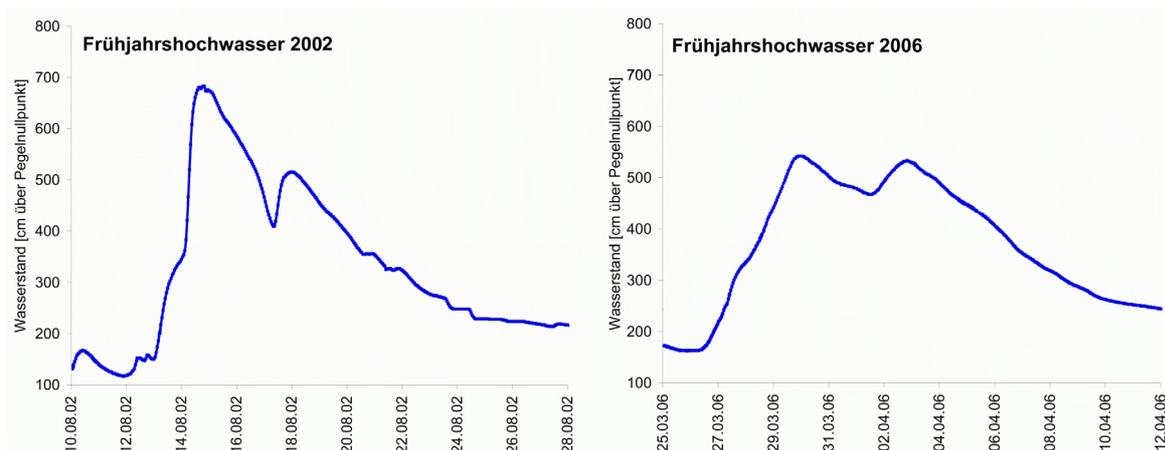


Abb. 1-2 Hochwasserverlauf des Pegel Priorau an der Mulde 2002 und 2006 (verändert nach Belz et al. 2006)

Das Einzugsgebiet der Mulde ist durch vielfältige industrielle und montanwirtschaftliche Aktivitäten beeinflusst worden. Während an den Oberläufen Erzbergbau (vorwiegend sulfidische Erze) einschließlich Uran-Abbau und -aufbereitung sowie Metallverhüttung dominierten, beeinflussten im Unterlauf Braunkohletagebaue und die darauf aufbauende Karbo-chemische Industrie, die Bernstein-Gewinnung (Abschlag extrem saurer Wässer) sowie multisektorale chemische Unternehmen mit ihren spezifischen Abwässern die Qualität des Fließgewässers. Sie waren (und sind es partiell noch) die Primärquellen von Schadstoffen für die vielfältigen Belastungen und Kontaminationen in den Überflutungsflächen (ConSoil 2000, Gränitz et al. 2004, Geller et al. 2004, Vetter 2008).

Das Untersuchungsgebiet umfasst naturnahe Auengebiete, landwirtschaftlich genutzte Auenbereiche (Grünland, Ackerland) und urbane Gebiete sehr unterschiedlicher Nutzungen (Industrie- und Gewerbegebiete, Wohngebiete, Sport- und Freizeitflächen, Krankenhaus). Damit ist das Gebiet mit seinem hohem Risiko- und Gefährdungspotenzial und den Übergangsbereichen zwischen den genannten Nutzungstypen hervorragend als Referenzgebiet für die RIMAX-Verbundforschung geeignet.

Durch die Identifikation der Schadstoff-, Belastungs- und Gefährdungspotenziale wird auch ein wertvoller, gegenüber bisherigen Arbeiten bedeutend weiter gehender Beitrag zum Landmanagement geleistet. Die Kennzeichnung besonders schützenswerter Flächen und deren Sicherung vor Schadstoffablagerungen durch die Wirkung von Hochwässern können auch durch die Identifikation potenzieller Ablagerungsflächen der belasteten Hochwassersedimente erwartet werden. Dieser Sachverhalt könnte einschneidende Nutzungseinschränkungen für die Landwirtschaft zur Folge haben. Die Daten sind zusätzlich nutzbar für eine Optimierung der Bepro-

ungsstrategien im Rahmen eines Hochwassers und der nachfolgenden Kontrollen.

Für die Region stehen gegenwärtig nur vorläufige Bodenkarten zur Verfügung. Deshalb ist eine Datenverschneidung der Projektergebnisse mit den Bodendaten derzeit nur eingeschränkt möglich.

Während der Projektlaufzeit trat ein größeres Hochwasser im März 2006 an Elbe und Mulde auf (BFG 2006). Nach der Auslösung der Vorwarnung wurde sofort Kontakt mit dem LHW aufgenommen, um auf dem administrativen Weg das zentrale Katastropheninformationssystem (ZKI) bei der DLR zu aktivieren und damit eine Prozessierung von Daten aller im Hochwasserzeitraum verfügbaren Satellitenfernerkundungssensoren zu ermöglichen. Da das Hochwasser an der Mulde jedoch keinen Extremabfluss verursachte, wurde das ZKI bedauerlicher Weise nicht aktiviert. Die Abb. 1-2: Hochwasserverlauf des Pegel Priorau an der Mulde 2002 und 2006 zeigt einen Vergleich der Hochwasserpegeldaten von 2002 und 2006.

Eine intensive Recherche von Zeitreihen von operationellen Fernerkundungsdaten für das Hochwasserereignis blieb leider erfolglos. Es wurden die Archive der Daten folgender Sensoren analysiert:

- Landsat ETM7
- Landsat TM5
- SPOT4
- IRS
- ASTER
- IKONOS
- Quickbird.

Diese negativen Rechercheresultate für eine Routineanfrage nach Fernerkundungsdaten in einem eng begrenzten Zeitraum zeigen die besondere Bedeutung des ZKI

im Falle von Extremhochwässern, da nur so zusätzliche Daten prozessiert werden können. An der Elbe führte im gleichen Zeitraum die Niederschlags- und Abflusssituation zu einem extremen Hochwasser (Abb. 1-3) und der erfolgreichen Datenprozessierung durch das ZKI. Bedauerlicher Weise wurden hierbei die Untersuchungsgebiete des Projektes SARISK nicht mit erfasst. In der Abbildung ist der durch das ZKI erfasste Raum dargestellt.

Das Projekt SARISK orientiert in seiner Umsetzung auf Extremhochwässern. Deshalb kann für die entwickelte Methodik eine Aktivierung des ZKI über die zuständigen Stellen erfolgen. Die Ergebnisdaten können dann direkt in das DSS integriert und somit ereignisfallspezifisch adaptiert werden. Zusätzliche neue Möglichkeiten ergeben sich mit dem Start des deutsch-kanadischen Sensors RapidEye im August 2008 und der Aufnahme des Routinebetriebes im Februar 2009. Damit ergibt sich eine grundsätzlich neue Situation: RapidEye verfügt über fünf Satelliten, wodurch täglich Daten zur Verfügung gestellt werden können (RapidEye, 2009). Somit können auch für durchschnittliche Hochwasserereignisse – wie z. B. im März 2006 an der Mulde, die nicht in die



Abb. 1-3 Elbehochwasser 2006 – Übersicht der Datenaufzeichnung des DLR-ZKI
Rahmenbedingungen des ZKI fallen – hoch auflösende Daten bezogen werden.

1.4 Datengrundlagen und Datenqualität

1.4.1 Datenverarbeitung und -organisation

1.4.1.1 Software

Die Bearbeitung der Zielstellungen basiert auf einer Fülle sehr heterogener Geobasisdaten und erfordert die projektbezogene Archivierung, Bearbeitung und Präsentation innerhalb Geographischer Informationssysteme. Neben der Bearbeitung klassischer GIS-Projekte unter Zuhilfenahme der monolithischen GIS-Softwarepakete ArcInfo und Erdas Imagine kam hinsichtlich der Verarbeitung digitaler Geländemodelldaten auch Spezialsoftware zum Einsatz. Darüber hinaus wurde auf Software zur Visualisierung zurückgegriffen, die es ermöglicht, dreidimensionale Abbildungen des Untersuchungsgebietes und ausgewählter Ergebnisse zu erstellen.

Nachfolgend sind die zur Bearbeitung des Projekts ausgewählten Softwarepakete mit einer Kurzbeschreibung der Funktionalität aufgeführt.

Scop++

Für die Verarbeitung und Prozessierung der Geländemodelldaten wurde die Software Scop++ (Stuttgart Contur Program) mit dem Zusatzmodul GVE (Graphical Viewer Editor) der Firma Inpho verwendet. Das Softwarepaket ermöglicht die Verwaltung, Interpolation und Darstellung von digitalen Geländedaten (vgl. Scop++ Manual 2005). Auf den verwendeten Interpolationsalgorithmus soll im Abschnitt 1.5.1.4 näher eingegangen werden.

TopoSys Converter

Zur Konvertierung von Geländemodelldaten sowie zur Extraktion von Teilgebieten aus Punktdaten wurde die Software TopoSys Converter der Firma TopoSys verwendet.

eCognition

Für die Relieffanalyse und die Klassifizierung feinmorphologischer Formen kam das Softwarepaket eCognition der Firma Definiens zur Anwendung. Es handelt sich um ein segmentorientiertes Klassifizierungstool. Dabei werden homogene Flächen zu Bildsegmenten zusammengefasst und im Vektorformat gespeichert. Durch eine anschließende Entscheidungsbaumklassifikation wird es möglich, das in Segmente zerlegte Bild zu klassifizieren. Der Vorteil besteht - im Vergleich zu pixelbasierten Klassifizierungsalgorithmen - in der Vermeidung von Bereichen mit starkem Bildrauschen. Die im Vektorformat vorliegenden Klassifizierungsergebnisse lassen sich aufgrund der geringeren Datenmenge zudem leichter verarbeiten (vgl. Baatz et al. 2004).

ArcGIS

Die Erfassung, Verarbeitung, Analyse und Präsentation (EVAP-Modell) der GIS-Datenbestände erfolgte innerhalb des Systems ArcGIS der Firma ESRI. Durch die Vielzahl von Import- und Konvertierungsfunktionen des Programmpaketes war es möglich, die zur Bearbeitung des Projekts erforderliche Integration der äußerst hetero-

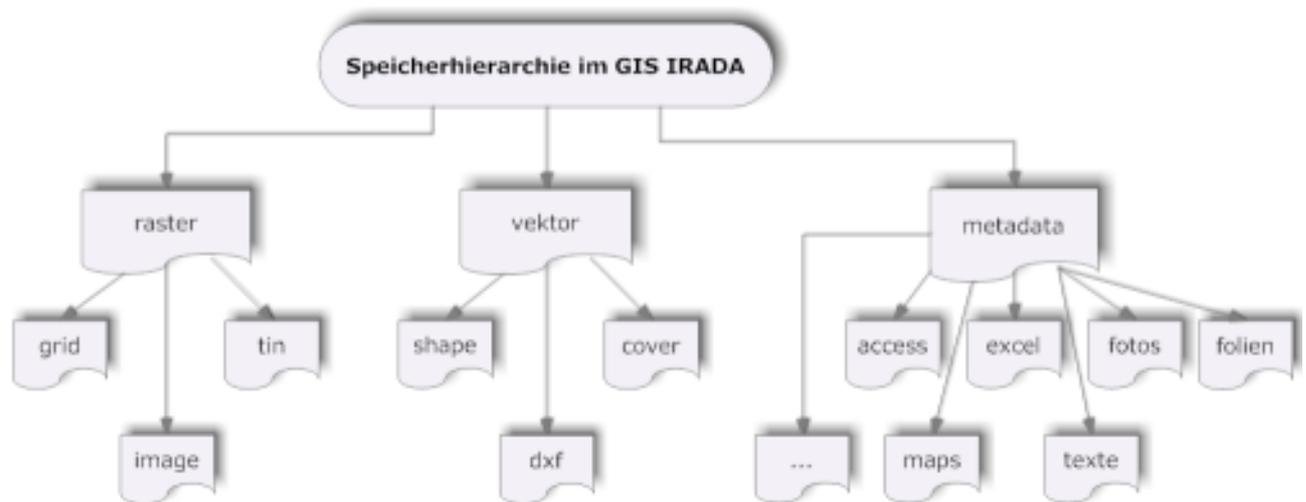


Abb. 1-4 Pfadhierarchie zur Speicherung dateigebundener IRADA-Projektdaten in einem Geographischen Informationssystem (vgl. Wieser & Thürkow, 1999)

genen Ausgangsdaten und eine Standardisierung der Datenformate vorzunehmen.

ERDAS Imagine

Für die Berechnung von Reliefamplituden und zur Validierung bzw. Verfeinerung der feinmorphologischen Klassifizierung kam die Auswertungs- und Interpretationssoftware ERDAS Imagine der Firma Leica zum Einsatz. Das modular aufgebaute Softwarepaket beinhaltet umfangreiche Tools zur Bild- und Dateninterpretation und ist somit für die Verwendung mit digitalen Geländemodellen empfohlen.

LandXplorer

Die Visualisierung ausgewählter Geländeprofile und Filterergebnisse erfolgte unter Verwendung der Visualisierungssoftware LandXplorer der Firma Autodesk.

Durch spezielle Rendering-Verfahren können große zusammenhängende Rasterdatensätze verarbeitet und betrachtet werden. Der programminterne Darstellungsalgorithmus ermöglicht darüber hinaus selbst feinmorphologische Formen abzubilden (vgl. Abb. 1-9).

1.4.1.2 Datenorganisation

Die breite Palette von bei der Projektbearbeitung generierten Daten wird im GIS in festen Pfadhierarchien gespeichert, die Verwaltung der zugehörigen Metainformationen (z. B. Datenherkunft, Urheber, Qualitätsaussagen) einschließlich der Pfadinformationen erfolgt in einem datenbankgestützten Archivierungssystem des Fachgebietes Geofernerkundung und Kartographie. Dem Projekt sind Pfade für die unterschiedlichen Datentypenklassen Raster-, Vektor- und Plotdaten zugehörig. Sie stellen übergeordnete Objektklassen für die verschiedenen Datentypen (Objektunterklassen) dar. Neben den unterschiedlichen ESRI-Formaten (COVER, GRID,

TIN, LATTICE oder SHAPE) werden auch andere Geodatenformate (z. B. DXF, geokodierte IMAGES) und Typenklassen zur Präsentation (z. B. Textdokumente, Folien, Fotos und Poster) verwaltet. Den Datentypen wiederum sind einzelne Datenfiles (Objekte) thematisch zugewiesen. Unter dem Datentyp IMAGE sind beispielsweise die rasterbasierten, geokodierten Dateien der topographischen Karten, CIR-Luftbilder und Orthofotos gespeichert.

Diese Vorgehensweise gewährleistet den effektiven und zielgerichteten Einsatz von standardisierten und im Projekt entwickelten GIS-Techniken und Methoden.

Tab. 1-1 vermittelt einen willkürlichen Überblick zu eingesetzten GIS-gestützten Algorithmen.

Das GIS vereinfacht und standardisiert die projektbezogene Erarbeitung von Untersuchungsergebnissen erheblich. Es erlaubt darüber hinaus einen schnellen und organisierten Zugriff durch Dritte auf alle Geobasisdaten über die Projektlaufzeit hinaus.

Primäre Daten für die Bearbeitung der Zielstellungen des Projektes sind die Datensätze mit digitalen Höheninformationen. Die aus ihnen extrahierten Modelle sind die Basis für umfassende Analysen und Berechnungen im GIS und sollen im nächsten Kapitel komplexen Betrachtungen unterliegen.

1.4.2 Digitale Höheninformationen

Die Umsetzung der Projektziele erfordert die möglichst realitätsnahe Abbildung der Geländeoberfläche der Auenbereiche in einem digitalen Geländemodell. Das bedeutet, dass die Erstellung eines hochgenauen Datensatzes zur Beschreibung der Geländeoberfläche in den Auenbereichen oberste Priorität im Teilprojekt hatte.

Tab. 1-1 Beispiele für angewendete GIS-Techniken zur Geodatenanalyse im Untersuchungsraum

Typische GIS-Techniken (wahllos)		
Verschneidungen (CLIP, UNION, ERASE, DISSOLVE, IDENTITY, INTERSECT, SPLIT, UPDATE)	Vektorisierungen, Rasterisierungen; Vektor-Raster-, Rastervektorkonvertierungen	Logische-, Geometrische-, SQL- Abfragen
Generalisierungen	Transformationen	(Geo-)Statistiken
Pufferungen (BUFFERN)	Projektionen	Sachdateneditierungen
Klassifizierungen, Schwellenwertanalysen	SCANNEN, GEOKODIERUNGEN	Geometriedateneditierungen, Digitalisierungen
Interpolationen (z.B. INVERSE DISTANCE WEIGHTED, KRIGING, AKIMA)	MOSAIKIERUNGEN	Nachbarschaftsanalysen
3D-Darstellungen, Sichtbarkeitsanalysen, Themenüberlagerungen (OVERLAYING)	Modellierungen (u.a. Digitale Geländemodellierung)	Erstellen von LAYOUTS (Thematischen Karten), Datenimport-, export

Der Gewinnung digitaler Höhendaten einschließlich zugeordneter Reliefstrukturen lagen im Projekt unterschiedliche Verfahren zu Grunde:

- Methode der flugzeuggestützten Gewinnung von Höhendaten des Geländes durch einen aktiven Laser-scanner (Scanner),
- Tachymetrische Methoden durch direkte Höheneinmessungen im Gelände mittels GLOBAL POSITION SYSTEM (GPS).

1.4.2.1 Terminologie

Bevor auf die eingesetzten Methoden und Algorithmen eingegangen wird, sind für das Verständnis des Workflows Erläuterungen zu grundlegenden Termini unabdingbar.

Speziell für großmaßstäbige Untersuchungen mit hoch aufgelösten Höhendaten ist es bedeutsam, welche Oberfläche im jeweiligen Modell tatsächlich repräsentiert ist. Folglich bedarf es hier einer klaren terminologischen Trennung, da bezüglich der Begriffe "Digitales Geländemodell" (DGM) - engl. "digital terrain model" (DTM) und "Digitales Höhenmodell" (DHM) - engl. "digital elevation model" (DEM) häufig Irritationen auftreten. Die folgenden Definitionen von R. Köthe (scilands GmbH) sind als Exkurs anzusehen, wie diese Begrifflichkeiten in Zusammenhang mit den Forschungsergebnissen dieses Berichtes zu interpretieren sind.

DGM und DHM beschreiben das Kontinuum einer Oberfläche als eine finite Menge von dreidimensionalen Raumpunkten (xyz-Werte). Die mit verschiedenen Methoden gemessenen xyz-Werte (xyz-Tripel) sind meist unregelmäßig im Raum verteilt. Aus den unregelmäßig im Raum verteilten xyz-Tripeln werden - über verschiedene Interpolationsverfahren (z.B. Kriging, Nearest Neighbor, Inverse Distance Weighting) - meist Quadratraster (gleiche Abstände in x- und y-Richtung)

berechnet. Ein xyz-Tripel im Raster repräsentiert somit jeweils eine Fläche von der Kantenlänge der Rasterweite des DGM und wird daher auch als 'Rasterzelle' bezeichnet.

Definition "Digitales Höhenmodell" (DHM):

Digital gespeicherte x,y,z-Werte einer Oberfläche. Bei einem DHM muss immer angegeben werden, um welche Oberfläche es sich handelt (z. B. DHM der Vegetationsoberfläche, DHM der Grundwasseroberfläche, DHM der Erdoberfläche).

Definition "Digitales Geländemodell" (DGM):

Digital gespeicherte xyz-Werte der Erdoberfläche. Ein DGM ist demnach ein Spezialfall des allgemeineren Begriffs DHM (DGM = DHM der Erdoberfläche).

Das DGM repräsentiert somit die idealisierte Bodenoberfläche ohne Bewuchs, anthropogene Objekte der Erdoberfläche wie z. B. Gebäude oder Brücken und zeitlich stark variable Elemente wie Schnee-, Eis- und (temporäre) Wasseroberflächen. Das DGM ist folglich, sofern nicht hoch dynamische geomorphologische Prozesse auf einen Untersuchungsraum einwirken, ein stabiles und wenig aktualitätskritisches Modell.

Im Projektgebiet traten größere Massenbewegungen in Folge des Hochwassers 2002 auf. Aufgrund fehlender neuer Daten wurde trotzdem das Modell von 2001 - also vor dem Hochwasser - verwendet. Dies ist eine Festlegung innerhalb des Projektes, die auch für andere Daten Gültigkeit hat. Das Hochwasser 2002 dient als Referenz für ein Extremhochwasser in der Region und somit ist auch die Verwendung des DGM 2001 statthaft.

Durch die Befliegung war die Erfassung von durch menschliche Einflüsse bedingten Elementen im DGM von vornherein möglich. Abgrabungen (z. B. Steinbrüche, Kiesgruben, Tagebauflächen, Straßen- oder Bahneinschnitte), Aufschüttungen (z. B. Straßen- oder Bahndämme) oder künstliche Terrassen sind somit im

Rahmen des Modells Bestandteile des natürlichen Reliefs.

Dem steht der Terminus Digitales Oberflächenmodell (DOM) gegenüber. Dieses kennzeichnet die im Modell beschriebene Oberfläche als ein vereinfachtes Abbild der unteren Grenzfläche der Atmosphäre (Bollmann & Koch, 2001). Dieses Modell berücksichtigt somit auch Objekte mit einer hohen zeitlichen Dynamik (im Extrem z. B. Fahrzeuge, sonst zumindest alle Kunstbauten, das Kronendach von Gehölzbeständen u.a. Objekte).

Das DHM aus der Laserscanning-Befliegung enthält sowohl Daten, die die Geländeoberfläche repräsentieren, als auch Daten, die die Oberfläche der auf ihr befindlichen Objekte beschreiben. Die Datenqualität ist dabei sehr unterschiedlich. In Bereichen geschlossener Bebauung und dichter Vegetation kann die Geländeoberfläche nicht oder nur fehlerbehaftet extrahiert werden. Deshalb kommen zur Generierung des DGM eine Reihe von Filterverfahren zum Einsatz, die in Abschnitt 1.5.1.4 genauer beschrieben sind.

1.4.2.2 Aktiver Laserscanner

Eingangs soll in Kürze das Verfahren erläutert werden. Der im Flugzeug installierte Laserscanner erzeugt einen Laserstrahl, der mit Hilfe rotierender oder kippender Spiegel rechtwinklig zum Flugweg abgelenkt wird (vgl. Abb. 1-6, links). Die Entfernungen bis zur Geländeoberfläche und damit Höhenunterschiede zwischen Scanner und Gelände werden aus der Laufzeit der Laserimpulse ermittelt. Der Vorteil des Laserscanning liegt in der geringen Abhängigkeit von Wetter- und Lichtbedingungen. Mehrfachreflexionen an der Geländeoberfläche und an darüber liegenden Objekten (Vegetation, Gebäude u.a.) führen zu Mehrdeutigkeiten, die durch mathematische Filterungen eliminiert werden können. Es ist sowohl eine Erfassung der Höhe der Geländeoberfläche als auch der Höhen der darüber befindlichen Objekte möglich. Die Genauigkeit des Verfahrens ist von der eingesetzten Technologie abhängig.

Das Laserscanning erfordert eine sehr genaue äußere Orientierung der Laserstrahlen. Deshalb sind ein GPS-Empfänger und ein Inertialsystem zur präzisen Bestimmung der Position und Orientierung des Laserscanners während des Fluges feste Bestandteile des Systems. Die Höhenaufnahme durch Laserscanning erfolgt in Analogie zur Luftbildaufnahme in einander überlappenden Streifen. Die Rohdaten des im Projekt verwendeten Digitalen Höhenmodells basieren auf einer Befliegung der Firma Toposys vom 19./20. Oktober 2001 (Sensormodell Toposys I, vgl. technische Daten siehe Tab. 1-2) und wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) in Auftrag gegeben. Das verwendete Datenerfassungssystem tastet die Erdoberfläche in Flugrichtung mit einem mittleren Punktabstand von 0,1 bis 0,15 m ab. Der Punktabstand quer zur Flugrichtung ist deutlich größer (ca. 1,2 bis 1,8

m). Da der Sensor dieses Typs 127 Abtastelemente pro Zeile aufweist, wird bei einer Streifenbreite von maximal 220 m eine Messwertverteilung von 5 Punkten/m² erreicht. Die Punkte weisen dabei nicht zwingend eine räumliche Gleichverteilung auf. Die Zielauflösung des zu erzeugenden Rasters betrug 1 m, die Genauigkeit der Lage wird mit 0,5 m, und die der Höhe mit 0,15 m bei einer Flughöhe von ca. 850 m angegeben, dabei wurden die Daten im Lastpuls Verfahren aufgezeichnet. Im Qualitätsbericht der Firma Toposys wird auf die Instabilität des Signals im Bereich der Wasserflächen verwiesen (Quelle TopoSys). Dies ist ein grundsätzliches Problem von Laserscannerdaten und muss bei der weiteren Bearbeitung des Modells Berücksichtigung finden.

Tab. 1-2 Ausgewählte technische Parameter des Sensormodells Toposys

Modell	TopoSys I
Scannertyp	gepulster Faserlaser
Max. operationelle Flughöhe	1000 m
Wellenlänge	1,54 µm
Pulsdauer	5 ns
Zeilenfrequenz	650 Hz
Pulsrate	83 kHz
Auflösung der Entfernungsmessung	0,06 m
Blickwinkel	14° (±7°)
Streifenbreite bei max. Reichweite)	220 m
Mittlere Messdichte (bei max. Reichweite)	5 Messungen je m ²
Datenaufzeichnung	First- oder Lastpulse
Messabstand quer zur Flugrichtung bei 800m Flughöhe	1,5 m

Aus dem Aufnahmedatum des Datensatzes lässt sich unschwer ableiten, dass bei der heute üblichen rasanten Technologieentwicklung für das Projekt nicht die modernsten Methoden und Sensoren für die flächendeckende digitale Erfassung der Geländeoberfläche in einem Modell zur Verfügung standen. So sind mittlerweile weitaus höhere Bodenaufösungen möglich. Der Faserlaser der Falcon III Serie erreicht laut Angaben von Toposys beispielsweise eine mögliche Auflösung von 1 cm.

1.4.2.3 GPS-Einmessungen von Geländeprofilen

Die Erfassung der Profildaten zur Validierung der prozessierten DGM (vgl. Abschnitt 1.5.1.5) erfolgte mit einem hochgenauen DGPS das freundlicher Weise vom UFZ Leipzig-Halle GmbH für die umfangreiche Messkampagne zur Verfügung gestellt wurde.

Die verwendete Trimble Totalstation 5700 weist eine Genauigkeit von 1 cm in der Horizontalen und 2 cm in der Vertikalen auf. Die Speicherung der Höhenwerte wurde nur bei Einhaltung dieser Toleranzen vorgenommen. Somit war die Validierung der gefilterten DGM

(vgl. Abschnitt 1.5.1.6) gewährleistet, weil die Fehlertoleranz der Software zur Filterung der Punktwolke selbst nur eine Genauigkeit von 15 cm bei der Höhenberechnung erreicht.

In Vorbereitung der Geländemessungen wurden für das Untersuchungsgebiet beim Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt (LVermGeo) Auszüge aus dem Vermessungszahlenwerk und die zugehörigen Festpunktbeschreibungen von Vermessungspunkten erworben. Diese wurden, soweit möglich (einige Festpunkte waren im Gelände unauffindbar), als Referenzpunkte für die GPS-Einmessungen genutzt.

Die Einmessung der Höhenpunkte der Profile erfolgte in dem gleichmäßigen Abstand von 50 cm. Um dies zu gewährleisten, wurde jedes Profil vor seiner Einmessung mit einem Maßband abgesteckt und nachfolgend mit dem Rover schrittweise abgearbeitet.



Abb. 1-5 Einmessung von Geländeprofilen mit dem GPS

1.5 Methoden

1.5.1 DGM-Prozessierung

Um für die Auengebiete eine operationell einsetzbare Prozessierungskette zur Generierung des DGM inklusive der Extraktion von Vegetation, Gebäuden und Fehlerkorrekturen entwickeln zu können, mussten umfassende Analysen zum aktuellen Stand in diesem Forschungsfeld erfolgen. So sollte zunächst ein wissenschaftlich fundierter methodischer Ansatz für die durchzuführenden Projektarbeiten zur Generierung des DGM gefunden werden.

1.5.1.1 Voraussetzungen

Die Rohdaten der Laserscannerbefliegung (vgl. Abschnitt 1.5.1.2) wurden von der Firma Toposys in binärer Form geliefert. Die Daten sind im GIS (vgl. Abschnitt 1.4.2.1) nach Flugstreifen abgelegt und weisen für jeden Punkt neben dem Höhenwert die Koordinaten in UTM ETRS 89 15° Zone 33 auf. Die Datendichte der aus der Laserscanning-Befliegung resultierenden Punktwolke erlaubt durchschnittlich die Extraktion eines Höhenwertes für eine Geländeoberfläche von 30 cm Durchmesser. Mit dieser Auflösung wird die Erzeugung eines hoch aufgelösten DGM möglich, welches die Genauigkeiten der amtlich zur Verfügung stehenden Modelle bei weitem übersteigt. Über das Deutsche Vermessungswesen (Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt) stand dem Projekt für den Untersuchungsraum lediglich der ATKIS®-Datensatz des DGM25 (25 Meter Auflösung pro Rasterzelle) zur

Verfügung. Dieser wird auch zur Erfüllung von behördlichen Aufgaben und Zuständigkeiten eingesetzt.

Für die meisten hydrologischen Anwendungen und wissenschaftlichen Untersuchungen in Flussauen sind diese derzeit amtlich zur Verfügung stehenden Auflösungen zu gering. Es fließen nur die Isohypsen in das Modell ein. Aufgrund der zu großen Äquidistanz, fehlender Integration von Hilfsisohypsen, Dämmen und Deichen wird das Auenrelief nur unzureichend wiedergegeben. Die feinemorphologischen Formen fallen sinnbildlich durch das Raster der Maschenweiten dieser Geobasisdatensätze und lassen sich somit nicht oder nur ungenügend im Modell abbilden.

Gegenwärtig sind die Vermessungsämter bundesweit damit befasst, flächendeckend DGM mit Auflösungen von 1x1 m auf der Basis von Laserscannerdaten zur Verfügung zu stellen. Die Umsetzung wird jedoch Jahre in Anspruch nehmen. Bis heute sind erst einzelne Vorranggebiete realisiert, zu denen die hochwassergefährdeten Auen gehören.

Die Höhenwerte der Punktwolke resultieren aus den verschiedenen Reflexionswerten der unterschiedlichen Oberflächen des vom Sensor abgetasteten Gebietes. Sie umfassen neben den für die DGM-Erstellung wichtigen Bodenpunkten auch die Punkte von Vegetation, Bebauung und anderen zum Aufnahmezeitpunkt auf der Erdoberfläche befindlichen Objekten (z. B. Fahrzeuge). Für die Erstellung des DGM ist die Eliminierung der 3D-Objekte oberhalb der Geländeoberfläche primär.

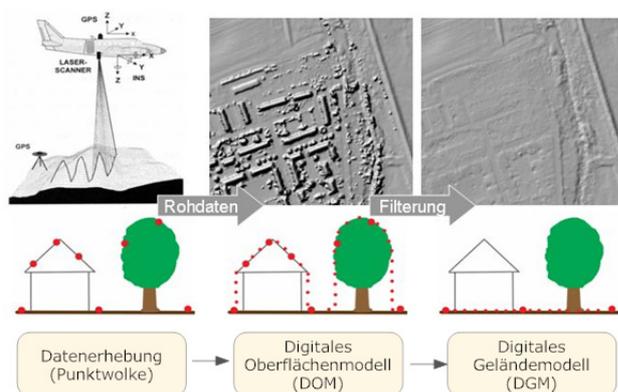


Abb. 1-6 Prozessierungskette zur Erstellung des DGM

Ein kurzer Blick in die Historie der Airborne Laserscanning (ALS)-Forschung zeigt, dass von Anfang an Trennungen von Höhenpunkten der Boden- und Vegetationsoberflächen Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen waren. In Waldgebieten dringen 30 – 65 % der Laserimpulse des Sensors bis zur Erdoberfläche durch (Hoss 1997). Praktische Anwendungen, die daraus resultierten, waren zunächst Ableitungen forstwirtschaftlicher Kenngrößen. So wurden Methoden entwickelt, die zum Beispiel der Abschätzung des Holzvolumens von Waldbeständen (Naesset & Oekland 2002) sowie der Ermittlung von Baumhöhen und Bestandserfassungen (Heurich et al. 2003) dienten. Kraus & Pfeifer (2001, 1998) praktizierten erfolgreich die Erzeugung eines DGM einer Waldbodenoberfläche mit hoher Genauigkeit (< 1 m). Sie entwickelten für diese Zwecke die Methodik der hierarchisch robusten Interpolation weiter (Briese et al. 2002, vgl. Abschnitt 1.5.1.4).

Aktuelle ALS-Forschungen setzen sich vermehrt mit der Generierung von Methoden zur Extraktion von Gebäuden und deren Dachformen für DOM in urbanen Landschaftsräumen auseinander. Die Höheninformationen zu Objekten, die sich auf der Erdoberfläche befinden, sind heute die Grundlage für detaillierte 3D-Stadtmodelle und virtuelle Landschaftsmodelle (Wagner et al. 2004; Rottensteiner et al. 2005).

Sithole und Vosselmann (2004) stellten umfassende wissenschaftliche Untersuchungen zum Erkennen und Trennen von Bodenpunkten an. Sie verglichen verschiedene Algorithmen und Filterkonzepte der Datenprozessierung, wie z. B. Neigungs-, Blockminimums- und oberflächenfunktionsbasierte Methoden sowie segmentbasierte Analysen. Anhand von Testdaten erfolgten Evaluationen zu den Vor- und Nachteilen verschiedener Filterstrategien, unterschiedlicher räumlicher Auflösungen und abweichender Performance der einzusetzenden Technologien. Die Forschungen dieser Autoren waren Voraussetzung für eingangs der Projektbearbeitung zu treffende Grundsatzentscheidungen hinsichtlich einzusetzender Methoden und Technologien. Die Recherchen ließen erwarten, dass die Anwendung der hierarchisch

robusten Interpolation nach Briese & Pfeifer (2001) die besten Ergebnisse bei der Umsetzung der Projektziele zur Folge haben würde. Besonders in der Klassifikation und damit in der Extraktion der Höhendifferenz von Vegetationspunkten zur Erdoberfläche erwies sich dieses oberflächenbasierte Verfahren als besonders geeignet. Das durch Auenbereiche dominierte Untersuchungsgebiet weist ausgedehnte Areale mit dichter Vegetation in unterschiedlichen Vegetationsmächtigkeiten auf. Die modellhafte Abbildung der Erdoberfläche sollte mit den Vorteilen dieses Verfahrens besonders gut möglich sein.

Die Nachteile dieser Methodik liegen in mangelnden Extraktionsmöglichkeiten von scharfen Kanten und Rampen. Allerdings traf dieser Fakt auf alle getesteten Verfahren zu, so dass dies nicht als Ausschlusskriterium bewertet wurde. Zudem sind solche feinmorphologischen Formen mit Ausnahme der Hochwasserdämme und Deiche in Auenbereichen eher unterrepräsentiert, so dass eine primäre Auswirkung dieser „Schwäche“ auf die Untersuchungsergebnisse nicht erwartet wurde.

Die Wahl des Verfahrens der hierarchisch robusten Interpolation bestimmte auch die einzusetzende Technologie. Da die Software Scop++ auf dieser Methode basiert, wurde die Prozessierungskette zur Generierung des hoch aufgelösten DGM mit diesem Produkt umgesetzt. Software und Methode unterlagen seit 2001 zahlreichen Optimierungen und wurden bereits in mehreren Forschungsprojekten erfolgreich eingesetzt (Opteka, Briese & Pfeifer 2007). Allerdings sind sehr flach reliefierte Bereiche, wie die Auengebiete und die Vorländer der großen Flüsse, in diesen Arbeiten nicht Untersuchungsgegenstand gewesen. Dementsprechend sind verlässliche wissenschaftliche Erkenntnisse hinsichtlich der Ableitung und Modellierung von feinmorphologischen Strukturen in Auenbereichen aus ALS-Daten wenig verbreitet und wissenschaftliches Neuland.

1.5.1.2 Ausgangsdatensatz Punktwolke

Digitale Geländemodelle, die auf der Auswertung von quasi-regelmäßig verteilten Höhenpunkten beruhen, sind für viele Anwendungen unzureichend. Probleme entstehen durch die automatische Filterung der Daten und die dadurch notwendige manuell-interaktive Nachbearbeitung (Maas 2005).

Die Projektarbeiten bestätigten diese These. Schlussfolgernd wurden die Vorteile der unklassifizierten ALS-Punktdaten für die Untersuchungen genutzt. Diese Daten liefern gegenüber einem in ein gleichmäßiges Raster überführten Höhenmodell eine wesentlich größere Datendichte, weil die Punkte noch keiner auf die Fläche angepassten Homogenisierung durch Filterung und Aufrasterung unterlagen. Dadurch steht für die Untersuchungen eine größere Anzahl von Bodenpunkten zur Verfügung. Durch die Verwendung dieser ursprünglich aufgezeichneten Daten wurde die Realitätsnähe der modellhaften Abbildung des Auenreliefs verbessert.

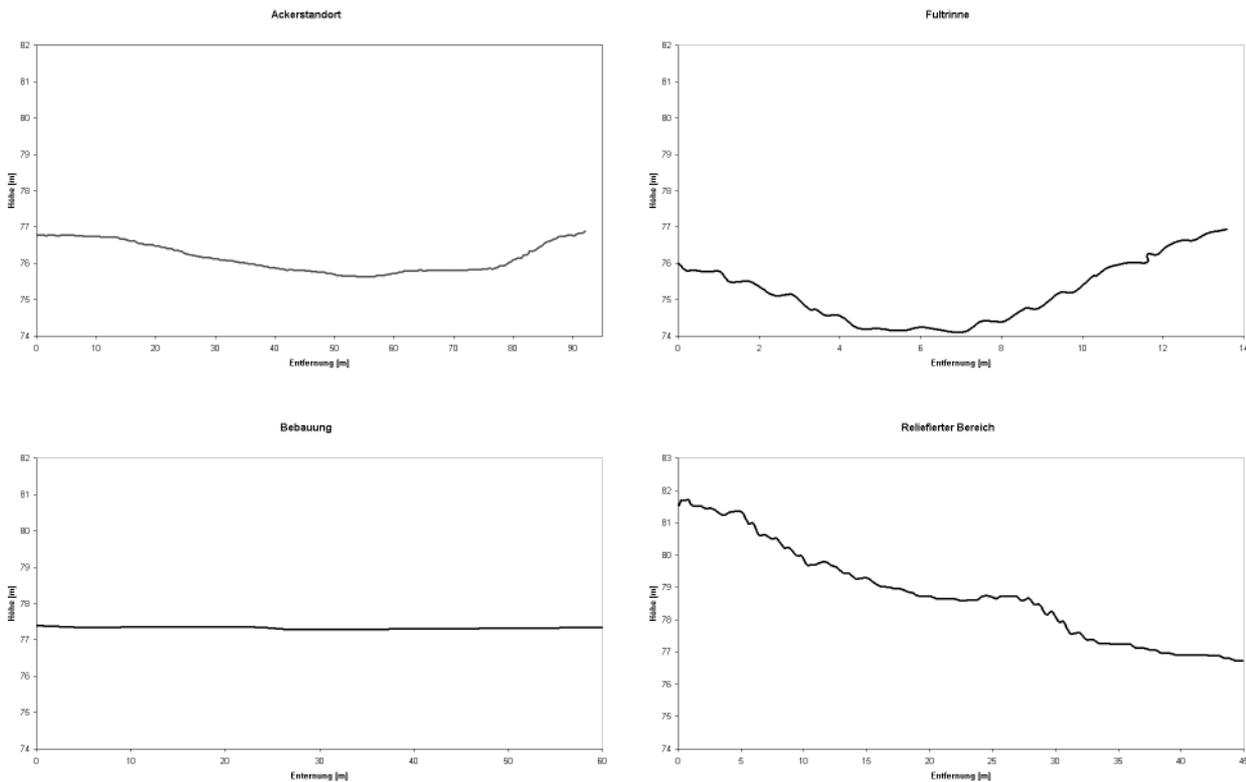


Abb. 1-7 Profilschnitte ausgewählter Referenzprofile zu den repräsentativen Objektklassen (Quelle: C. Götze, V. Henrich, B. Sonnabend)

Folglich ließ sich auch die Qualität der DGM-Ableitungen und feinmorphologischen Strukturen innerhalb der Aue erhöhen. Um den speziellen Anforderungen zur Ausgliederung der unterschiedlich strukturierten Auebereiche aus dem DGM noch besser gerecht zu werden, wurden in der Methodik weitere Prozessierungsschritte integriert.

Über objektbasierte Methoden wurden aus den zur Verfügung stehenden satelliten- und flugzeuggestützten Fernerkundungsdaten (vgl. Abschnitt 1.8.1.1) Flächennutzungstypen und Oberflächenversiegelungen klassifiziert (vgl. Abb. 1-21). Die extrahierten Flächennutzungstypen waren die Voraussetzung für die Entwicklung landoberflächenspezifischer Korrekturalgorithmen der Höhenrohdaten. Die Höhenpunkte des DHM wurden mit den aggregierten Nutzungstypen verschnitten und landnutzungsspezifisch segmentiert (32 Kacheln). In den resultierenden einzelnen DHM-Segmenten erfolgte dann eine Korrektur von Laserscanner-Fehlmessungen durch Vegetations- und Bebauungsobjekte.

1.5.1.3 Auswahl der Testgebiete

Aus dem gesamten Untersuchungsgebiet wurden einzelne Testgebiete für die intensiven Untersuchungen ausgegliedert. Für die Erstellung und Evaluierung des DGM fiel die Wahl in gemeinsamer Diskussion mit den Projektpartnern auf das Areal östlich des Kreiskranken-

hauses der Stadt Bitterfeld-Wolfen (vgl. Abb. 1-15). Die Flächennutzung und Naturraumausstattung dieses Bereiches ist für das gesamte Untersuchungsgebiet kennzeichnend. Innerhalb des Testgebietes erfolgte eine weitere Untergliederung in repräsentative Objektklassen:

- (1) Flutrinnen in Auebereichen mit Auewaldresten
- (2) Flutrinnen in Auebereichen ohne Auewaldreste
- (3) Relieftierte Bereiche (z. B. Deiche, Dämme, Aufschüttungen)
- (4) Bebaute Gebiete (Urban)
- (5) Ackerstandorte (Landwirtschaftliche Nutzflächen).

Die Klassen wurden zur Evaluierung der Datenqualität der prozessierten ALS-Höhendaten festgelegt (vgl. Abschnitt 1.5.1.4). Das für das Projekt ausgewählte „Intensivuntersuchungsgebiet“ erstreckt sich auf einer Fläche von 1,5 x 1,5 km. Es war direkt vom Augusthochwasser 2002 betroffen.

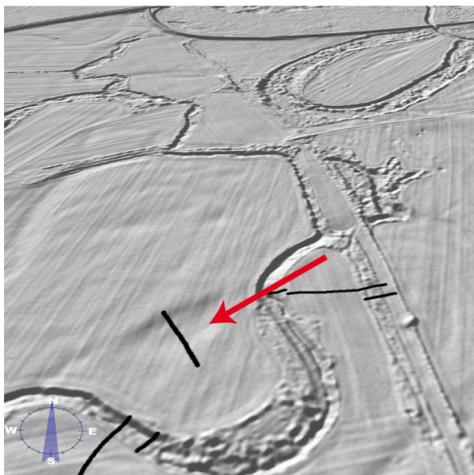
Die Abb. 1-7 und die Abb. 1-8 verdeutlichen die Ausprägung der definierten Objektklassen durch Geländeprofileschnitte und Geländefotos.

In Abb. 1-9 sind ausgewählte Referenzprofile der Objektklassen in virtuellen Landschaftsmodellen auf der Basis des gefilterten DGM dargestellt. Die virtuellen Szenarien dokumentieren somit die typischen Ausprägungen des Reliefs im Untersuchungsgebiet.

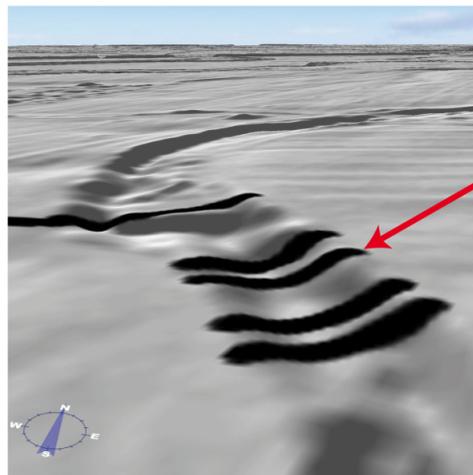


Abb. 1-8 Geländefotos zu den repräsentativen Objektklassen (Quelle: B. Sonnabend)

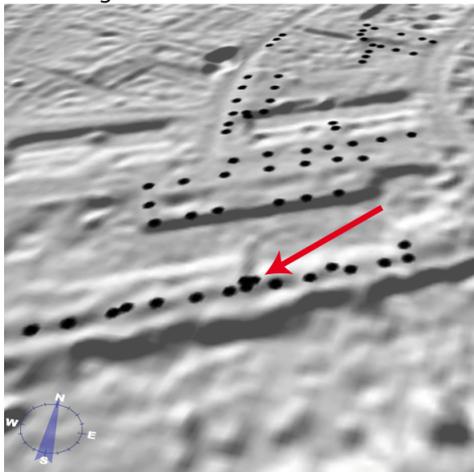
Ackerstandort



Flutrinne



Bebauung



Reliefierter Bereich

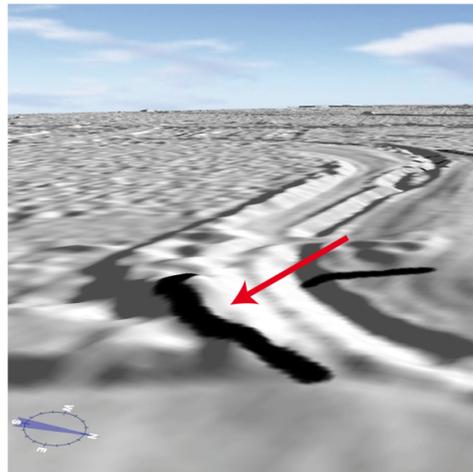


Abb. 1-9 3D-Ansichten zur Lage ausgewählter Referenzprofile in den repräsentativen Objektklassen

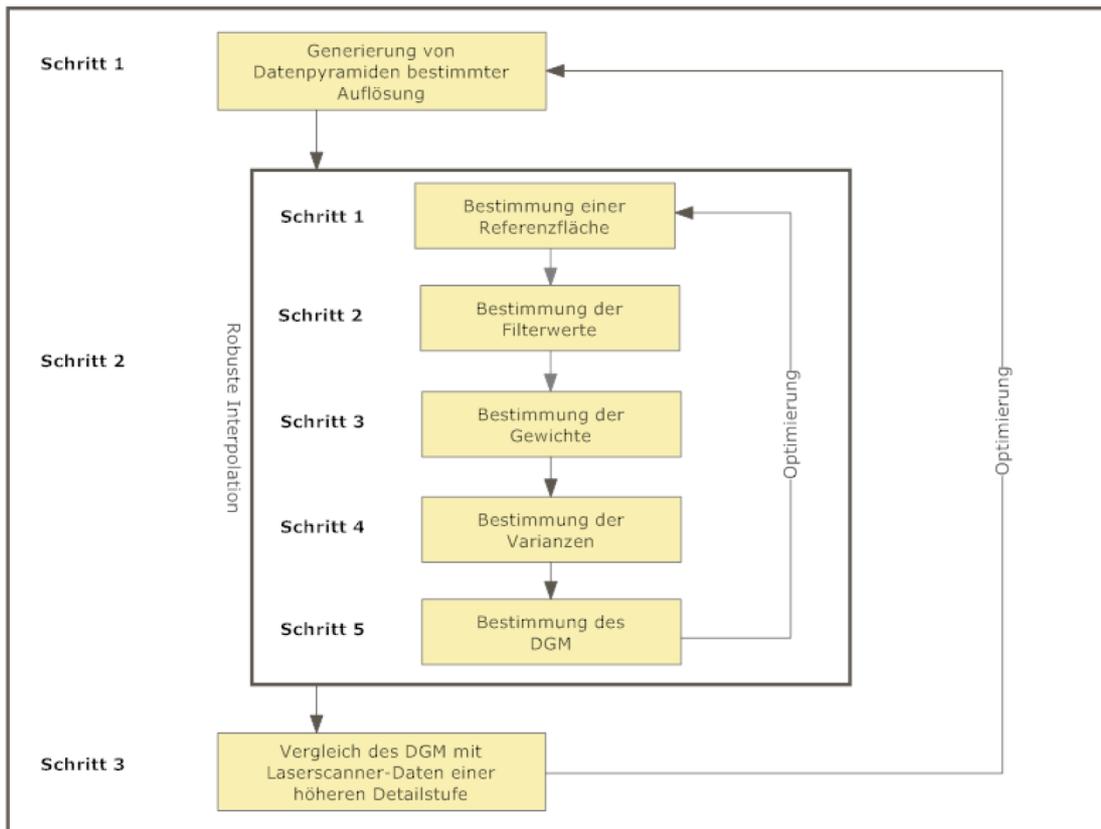


Abb. 1-10 Schematische Darstellung der hierarchischen robusten Interpolation

1.5.1.4 Methodik der robusten Interpolation

Mit der robusten Interpolation wurde ein iterativer linearer Prediktions-Algorithmus zur Ableitung des Digitalen Geländemodells (DGM) bzw. entsprechender Terrainhöhen h_i aus Laserscanner-Daten angewendet. Ziel war die Trennung von Vegetationspunkten und Bodenpunkten (Briese & Pfeifer 2001).

Die robuste Interpolation basiert auf einer Referenzfläche innerhalb des Intensivuntersuchungsgebietes, welche der gleich gewichteten Kovarianz sämtlicher Messpunkte (Höhen-Messungen z_i) entspricht. Residuen (r_i) zeigen Abweichungen der Messpunkte, wobei Bodenpunkte positive Residuen (bei gleichzeitiger Lage unterhalb der Referenzfläche), Vegetationspunkte dagegen negative Residuen (bei einer Lage oberhalb der Referenzfläche) aufweisen.

Die Residuen dienen der Bestimmung von Filterwerten f_i , welche definiert sind zu:

$$f_i = -r_i$$

Anschließend erfolgte in einem zweiten Schritt die Bestimmung der Gewichte p_i für alle Messpunkte, basie-

rend auf den zuvor ermittelten Filterwerten (SCOP MANUAL 296):

$$p_i = \begin{cases} 1 & f_i \leq g \\ \frac{1}{1 + (a(f_i - g))^b} & g < f_i \leq t \\ 0 & t < f_i \end{cases}$$

Die Errechnung der Gewichte p_i ist dabei abhängig von den jeweiligen Filterwerten f_i aber auch von der Exzentrizität g sowie den Werten a und b . Die Exzentrizität kann einerseits aus der Penetrationsrate des Laser-Scanners abgeleitet werden. Diese gibt die Zahl der Bodenpunkte wieder, welche u.a. durch Eigenschaften des Laserscanners selbst aber auch durch die Vegetation beeinflusst wird (Wagner et al. 2004). Sie kann andererseits bei unbekannter Penetrationsrate aus der Verteilung der Residuen geschätzt werden (SCOP MAN. 298). Werte für a und b lassen sich aus charakteristischen Eigenschaften der verwendeten Wichtungsfunktion ableiten. Für jeden Punkt P_i wird dann mit Hilfe des zuvor berechneten Gewichts p_i die Varianz σ_i^2 und weiter die Höhe z_i interpoliert. Iterativ kann diese berechnete Oberfläche durch weitere Anpassung der Gewichte und Varianzen optimiert werden (vgl. SCOP MAN. 295ff).

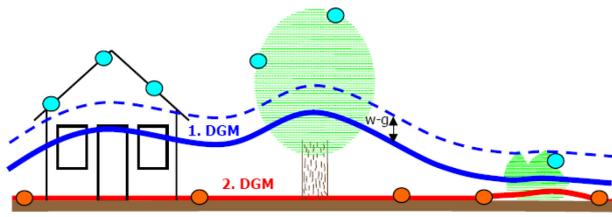


Abb. 1-11 Schrittweise Modellierung DGM mit der hierarchischen robusten Interpolation (Quelle: Dubravko 2004)

1.5.1.5 Evaluierung und Adaptation der Methode

Zur Umsetzung der Zielstellung, ein möglichst genaues DGM für die Auenbereiche zu erstellen, wurde das im vorigen Kapitel beschriebene Verfahren der robusten Interpolation hierarchisch erweitert. Somit sollte die iterative Ableitung von zunehmend detaillierten Geländestrukturen aus dem Originaldatensatz verbessert werden. Die Abb. 1-11 nach Dubravko (2004) vermittelt dazu einen idealisierten Überblick.

Abb. 1-12 bildet das angewendete und entwickelte Verfahren in einem Fließschema ab.

Die Qualität der Ergebnisse der Methodik wird dabei maßgebend durch zwei Kenngrößen im ersten Iterations-schritt der Prozesskette bestimmt:

Kenngröße A: Der Grad der Ausdünnung der Punkt-wolke (Bauernhansl, Würländer & Rieger 2004), welcher das Maß der Datenreduktion bestimmt, die Glättung bzw. die Entfernung der feinmorphologischen Formen des Geländes.

Kenngröße B: Die Anzahl der Punkte, die bei der Berechnung der Referenzoberfläche verwendet werden.

Trotz intensiven Studiums anderer wissenschaftlicher Anwendungen in diesem Forschungszweig konnten für die benannten Kenngrößen keine übertragbaren Handlungsempfehlungen recherchiert werden.

Die Ermittlung der vermeintlich besten Filtereinstellungen musste folglich nach dem „Trial & Error-Prinzip“ erfolgen. Zu diesem Zweck wurden für die Untersuchungen vier Gruppen (A, B, C und D) zu berechnender

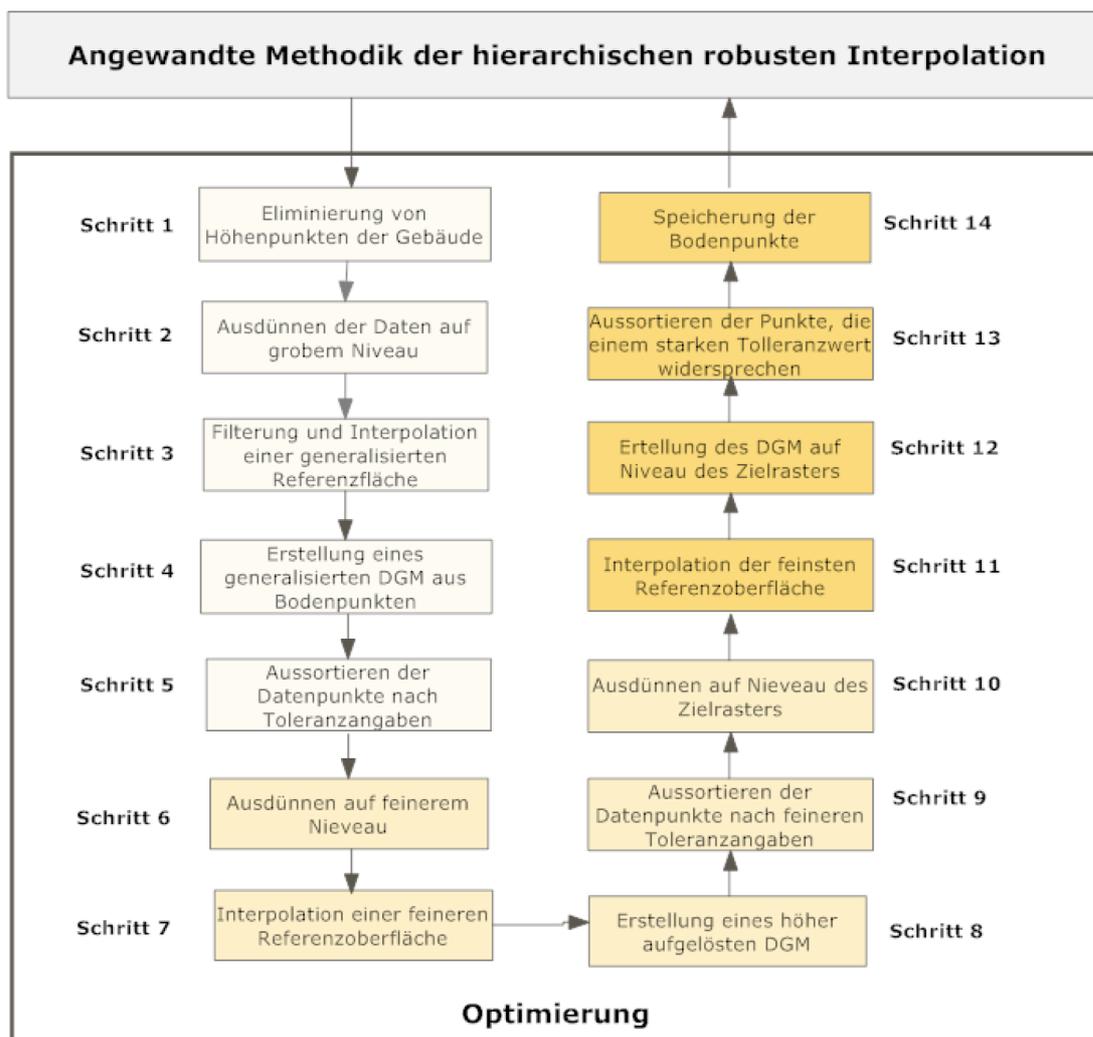


Abb. 1-12 Entwickelte Methodik der hierarchischen robusten Interpolation

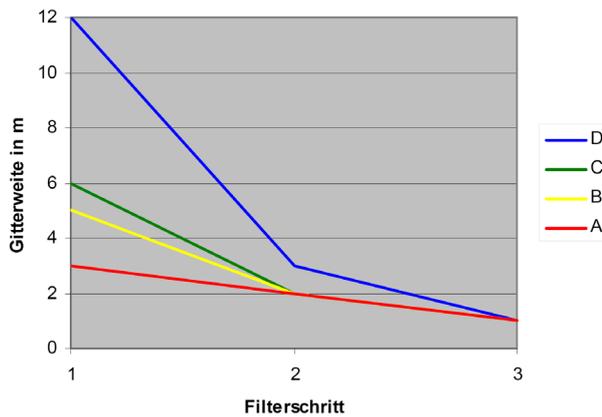


Abb. 1-13 Varianz der Maschenweite für die Interpolation der Referenzoberfläche

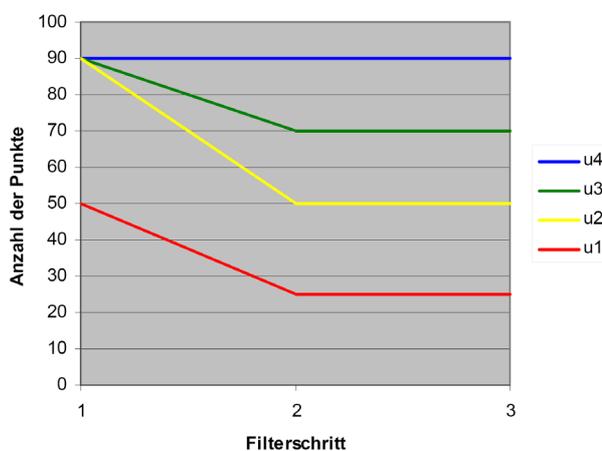


Abb. 1-14 Varianz der Eingangspunkte für die Interpolation der Referenzoberfläche

Höhenmodelle gebildet. Für jede dieser Filtergruppen wurden vier Modelle berechnet. Die Modelle der einzelnen Gruppen unterscheiden sich durch die Größe der Gitterweiten für die Interpolation der Referenzoberflächen (Kenngröße A, vgl. Abb. 1-13).

Die Rasterweite der Referenzoberflächen im Prozessschritt 2 (siehe Abb. 1-13) beginnen für die Gruppen bei max. 12 m/6 m/5 m und 3 m. Zielniveau ist für alle Modelle eine dem finalen DGM entsprechende Rasterweite von 1 m.

Die Ausgangsrasterweite für die Interpolation der Referenzoberfläche erhöht sich in den Gruppen A bis D. Dadurch werden Unterschiede im Grad der Filterstärke erreicht. Die Rasterweite korreliert mit der Glättung des Reliefs im berechneten DGM (steigende Rasterweite = größere Glättung). Wird hingegen die Rasterweite zu klein angesetzt, bekommen wenige Punkte ein überproportionales Gewicht. Somit können nicht alle Vegetationspunkte im resultierenden DGM entfernt werden.

Die jeweils vier berechneten Höhenmodelle innerhalb einer Gruppe unterscheiden sich in der Anzahl der Punkte, die für die Berechnung der Referenzoberfläche herangezogen werden (Kenngröße B, vgl. Abb. 1-14).

Die Einstellungen der Rasterweite für die Interpolation der Referenzoberflächen erscheint bei den Gruppen B und C sehr ähnlich. Hintergrund sind die weiteren Parameter, die für den iterativen Prozess gewählt wurden. Diese sind bei den Gruppen A, C und D jeweils für die Untergruppen gleich. Die Gruppe B unterscheidet sich im Vergleich zu den anderen Gruppen durch die Anwendung engerer Filtertoleranzen.

In der Summe wurden mit den dargelegten Differenzierungen der Filtereinstellungen 16 DGM berechnet. Da jeder Ausgangsdatensatz durch Segmentierung der Punktdaten in den ausgegliederten repräsentativen Objektklassen (vgl. Abschnitt 1.5.1.3) aus 32 Kacheln bestand, musste die Prozessierungskette insgesamt 512 Mal durchlaufen werden. Im nächsten Schritt mussten die berechneten DGM hinsichtlich ihrer Genauigkeit validiert werden.

1.5.1.6 Validierung der DGM-Berechnungen durch GPS-Geländeeinmessungen

Zur Validierung der berechneten 16 DGM wurden innerhalb der repräsentativen Klassen (1) bis (4) des Testgebietes östlich des Kreiskrankenhauses (Abb. 1-15) Geländeprofile eingemessen. Um verlässliche Aussagen zur Genauigkeit der einzelnen Filterstrategien in den ausgegliederten Klassen treffen zu können, wurden diese durch jeweils 5 bis 6 Geländeprofile charakterisiert. Die Erfassung der Profildaten erfolgte mittels eines hochgenauen DGPS des UFZ Leipzig-Halle GmbH (vgl. Abschnitt 1.4.2.3).

Die Messungen wurden außerhalb der Vegetationsperiode in den Monaten Februar und März durchgeführt. Somit konnten vegetationsbedingte Fehlmessungen reduziert werden. Aus der Vermessung resultierten 28 Geländeprofile mit insgesamt ca. 2.000 Höhenpunkten. Probleme ergaben sich bei den Messungen in den urbanen Bereichen von Bitterfeld. Aufgrund der Gebäude wurde das Signal zwischen dem Rover und der Basisstation des GPS häufig unterbrochen. Dieser Effekt war an der Basis der Gebäude am stärksten ausgeprägt.

Mit Hilfe von GIS-Werkzeugen wurden die Höhenwerte der 16 DGM mit den Daten der eingemessenen Profile verschnitten. Der daraus resultierende Datensatz war die Basis für die Analyse und Bewertung der eingesetzten Filteralgorithmen bei der DGM-Berechnung.

Die Qualitätssicherung der Analyseergebnisse wurde durch die Anwendung statistischer Verfahren vorgenommen:

- Erzeugung einer Korrelationsmatrix
- Höhendifferenzierung über die ermittelten Standardabweichungen und Mittelwerte
- Auswertung von Maxima und Minima der Differenzen

Untersuchungsergebnisse

Die Bestimmung der optimalen Filtereinstellung erfolgte für jede Objektklasse über die Ermittlung der Korrelationskoeffizienten r zwischen dem Referenzprofil und den aus dem berechneten DTM abgetragenen Höhenwerten. Über ein Ranking innerhalb der 5 bis 6 Profile pro Klasse erfolgte dann die Ermittlung des besten Filterverfahrens zur DGM-Generierung.

Beispiel Referenzprofil 14 der Objektklasse 1

Aus den Filtereinstellungen des DGM im Bereich des Geländeprofiles 14 (vgl. Abb. 1-16) resultiert eine Varianz des Korrelationskoeffizienten r mit $0,81 \leq r \leq 0,98$. Die Unterschiede in der Abbildung des Reliefs im Modell durch die einzelnen Datensätze verdeutlicht der zugehörige Profilschnitt. Hier sind die eingemessenen GPS-Werte des Referenzprofils (rot), die Originaldaten des LHW (blau), die Höhenmodellprofile mit dem besten Korrelationskoeffizienten $r_{max}=0,98$ (grün) und dem schlechtesten Korrelationskoeffizienten $r_{min}=0,81$ (schwarz) dargestellt. Die Abbildung verdeutlicht die Notwendigkeit der Filterung des Ausgangsdatsatzes des LHW mit der hierarchischen robusten Interpolation. Die Filtereinstellungen mit den besten Ergebnissen (grün) sind mit der via GPS eingemessenen Geländeoberfläche nahezu identisch.

In Tab. 1-3 sind die Statistiken aller Referenzprofile zusammengestellt. Tab. 1-4 fasst diese in Mittelwerten für die untersuchten Objektklassen zusammen.

Erwartungsgemäß variiert der Korrelationskoeffizient in der Klasse (5) – landwirtschaftliche Nutzflächen – mit $0,972 \leq r \leq 0,997$ am geringsten. Diese Variation entspricht einer Höhendifferenz Δz von $4 \text{ cm} \leq \Delta z \leq 6 \text{ cm}$. Δz liegt damit für diese Klasse unterhalb des für die Software Scop++ angegeben Toleranzbereiches von $\pm 15 \text{ cm}$. Folglich ist in diesem Fall die Ausprägung der Filtereinstellungen nahezu irrelevant, da deren Variabilität die sehr gute Qualität der Ergebnisse bei der DGM-Berechnung nur marginal beeinflusst.

Die größten Variationen weisen die Referenzprofile der Klassen (3) – reliefierte Bereiche und (4) – urbane Areale mit Bebauung – auf ($0,485 \leq r \leq 0,948$). Die Abweichungen lassen sich hier nicht signifikant auf spezifische Neigungs- oder Expositionsbereiche zurückführen. Logischerweise sind auch solche Profile auffällig, deren Geländeoberflächen nach dem Hochwasser von 2002 durch Deichbau und Umgestaltungsmaßnahmen verändert wurden. Hier fällt die mangelnde Aktualität des ALS-Datsatzes (vgl. Abschnitt 1.4.2.1) ins Gewicht.

Um ein vereinfachtes Verfahren der Filterung für alle repräsentativen Objektklassen gleichzeitig anzuwenden, wurde ein Bewertungssystem konzipiert. Die Filter mit den besten Berechnungsergebnissen erhielten in abgestufter Form Punkte. Je häufiger sich ein spezifischer Filter durchsetzen konnte, desto höher wurde sein Ranking. Der Filter, der sich bei verschiedenen Klassen am häufigsten als optimal erwiesen hat, wurde als bester Filter für die Berechnungen eines DGM für das gesamte Untersuchungsgebiet festgelegt. Die Ergebnisse der Kor-

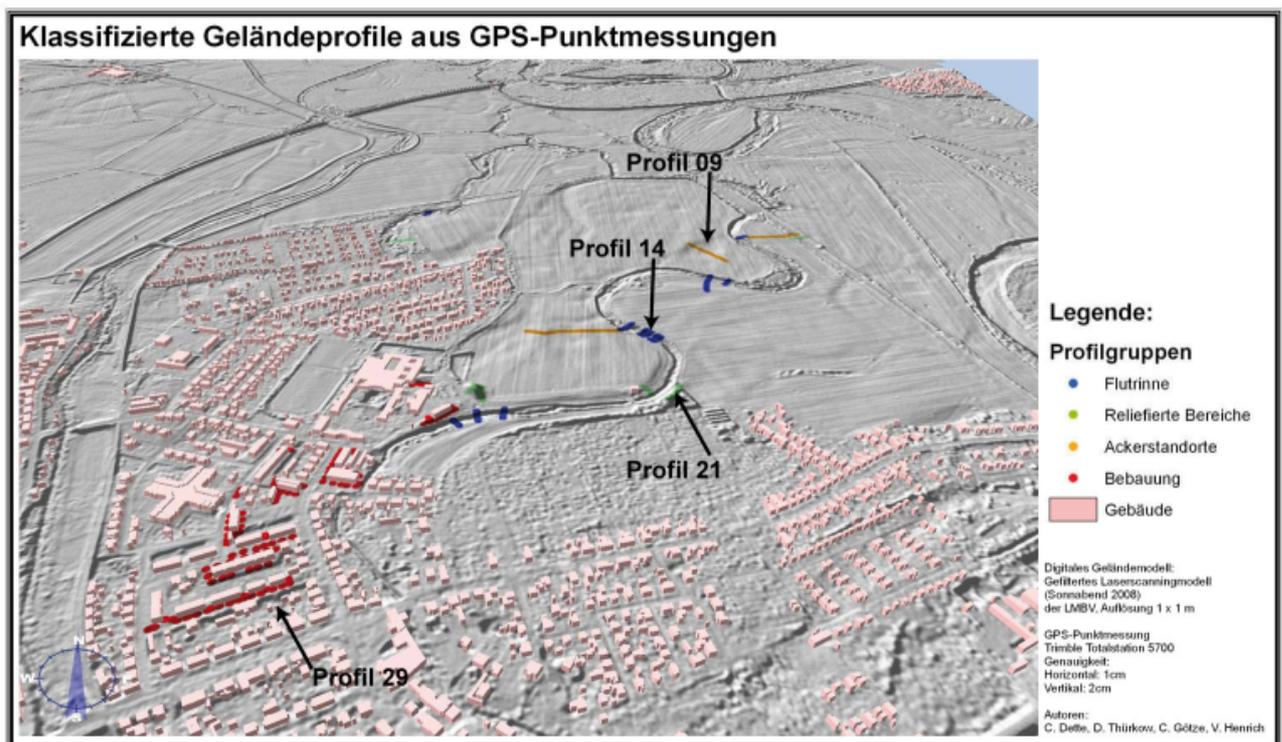
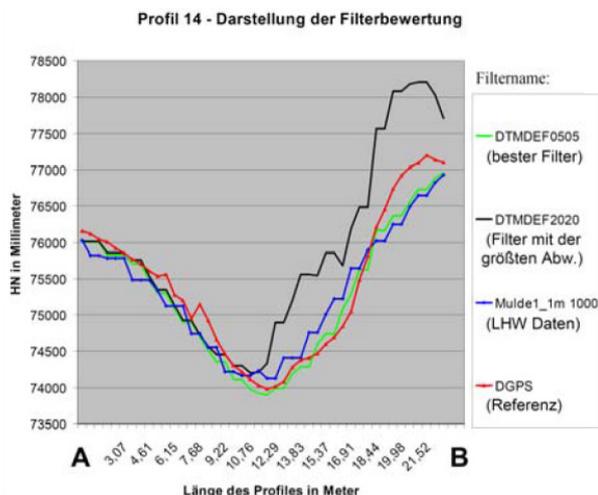


Abb. 1-15 Übersicht über die Lage der gemessenen Referenzprofile im Testgebiet „Kreiskrankenhaus“



Abb. 1-16 Lage und relative Höhen des Referenzprofils 14



Tab. 1-3 Minima und Maxima der Korrelationen zwischen den eingemessenen Höhen der Referenzprofile und den verschnittenen Höhenwerten der DGM-Berechnungen in den einzelnen Objektklassen

Objekt- klasse	Referenzprofil -Nummer	Korrelationskoeffizient r	
		r _{min}	r _{max}
1	14	0,817	0,984
	15	0,905	0,971
	22	0,880	0,982
	23	0,919	0,964
	24	0,590	0,945
2	10a	0,967	0,981
	11	0,950	0,968
	12	0,978	0,989
	13	0,984	0,993
	16	0,828	0,944
3	21	0,906	0,989
	25	0,991	0,997
	26	0,953	0,998
	04	0,939	0,989
	20	0,923	0,979
	06	0,974	0,985
	08	0,637	0,733
	08	0,637	0,733
4	27	0,850	0,948
	28	0,759	0,969
	29	0,458	0,846
	30	0,678	0,877
5	09	0,996	0,997
	10b	0,985	0,989
	17	0,992	0,995
	18	0,991	0,997
	19	0,972	0,995

relationsanalyse zur Filterwahl wurden durch das Rankingverfahren bestätigt.

Die als optimal bestimmte Filtereinstellung zeichnet sich durch eine hierarchische Struktur aus. Die Rechenschritte - Ausdünnen der Daten, Filterung, Interpolation eines temporären DTM und Aussortierung von Punkten - wiederholen sich dabei drei Mal. Dabei zeigt sich, dass die Größe der Ausdünnungsmatrix und die Filtereinstellung zur Eliminierung der durch die Vegetation verursachten Höhenfehler ein entscheidendes Element der Berechnungen sind. Die Ausdünnungsmatrix wurde zu Beginn auf 6 x 6 m, bei der 2. Iteration auf 3 x 3 m und für die endgültige Ausdünnung auf die Zielrastergröße von 1 x 1 m eingestellt. Die Filterung beinhaltet einen unteren und einen oberen Schwellenwert, ausgehend von 2,4 m oberhalb der interpolierten Oberfläche des temporären DTM und 3,6 m unterhalb von ihr. Oberhalb der jeweils interpolierten Oberfläche wurden bei den folgenden Iterationen die Grenzwerte von 0,9 m und 0,3 m angewendet. Die untere Toleranzgrenze wurde bei 1,2 m und 0,45 m im letzten Schritt angegeben.

Tab. 1-4 Durchschnittliche Minima und Maxima der Korrelationen zwischen den eingemessenen Höhen der Referenzprofile und den verschnittenen Höhenwerten der DGM-Berechnungen in den einzelnen Objektklassen

Objekt- klasse	Korrelationskoeffizient r		
	r _{min}	r _{max}	Δr
1	0,590	0,984	0,394
2	0,828	0,993	0,165
3	0,637	0,998	0,361
4	0,485	0,969	0,484
5	0,972	0,997	0,025

Fazit

Entscheidend für die Beurteilung der Datenqualität der Höhendaten ist die Analyse der Variable r_{max}. Tab. 1-4 verdeutlicht, dass im Mittel aller Untersuchungen für die repräsentativen Objektklassen des Testgebietes sehr gute

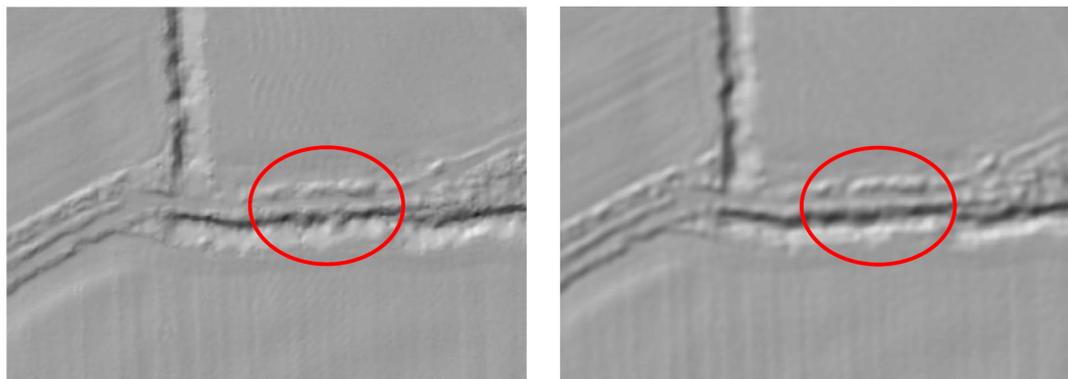


Abb. 1-17 Unterschiedliche Reliefwiedergabe der Höhenmodelle (links: LHW Daten, rechts: gefiltertes DGM)

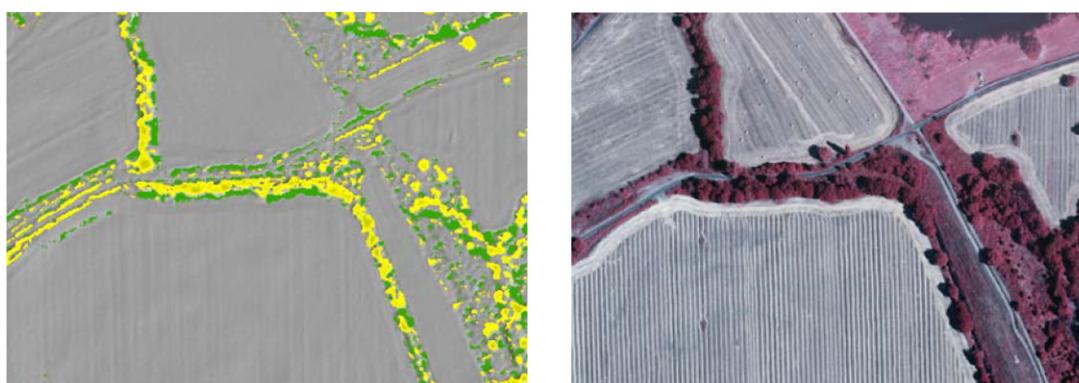


Abb. 1-18 Links: Differenzbild der DGM des LHW minus gefiltertes DGM (gelb steht für tiefer als LHW-Daten, höher als LHW-Daten) Rechts: CIR-Luftbild (2004) Kanalkombination 4/3/2 in r/g/b

Ergebnisse erreicht wurden. Der Korrelationskoeffizient r_{max} liegt für die jeweils besten Filtereigenschaften im Minimum bei 0,968 (Urbane Gebiete mit Bebauung). Die Werte geben somit eine sehr hohe Korrelation wieder und lassen auf einen quasi deterministischen Zusammenhang zwischen Modell und Messung schließen ($r_{max} \approx 1$). Folglich ermöglicht die entwickelte Methodik der robusten hierarchischen Interpolation unter Verwendung der empirisch gefundenen besten Filtereinstellungen die nahezu vollständige Eliminierung aller Höheninformationen von Nichtbodenpunkten (Bebauung, Vegetation etc.). Das resultierende gefilterte DGM entspricht der idealisierten Bodenoberfläche ohne Bewuchs und anthropogene Objekte der Erdoberfläche.

1.5.1.7 Generierung des finalen DGM

Der Auswahl der optimalen Filtereinstellungen schloss sich die Generierung des gefilterten DGM für das gesamte Untersuchungsgebiet an. Als Vorarbeiten dafür wurden die Primärdaten der Laserscannerbefliegung in 33 Kacheln von 2 x 2 km untergliedert. Um bei der späteren Mosaikierung der Datensätze keine Fehler an den Rändern der Kacheln zu erhalten, wurde eine Überlappung der Kacheln von 10 m vorgehalten. Diese Distanz

wurde durch vorangegangene Versuche mit unterschiedlich großen Überlappungsbereichen empirisch ermittelt.

Im Anschluss daran wurden für alle 33 Kacheln einzeln die Filterungen durchgeführt. Anschließend fand dann eine Datentransformation in ein ESRI-GRID und die Zusammenfügung der einzelnen Teilbereiche in ein zusammenhängendes DGM statt. Das in UTM-Koordinaten vorliegende DGM musste nun noch in die projektintern vereinbarten Gauß-Krüger Koordinaten (LS110) projiziert werden. Das Endprodukt wurde über den zentralen Server des UFZ Magdeburg zur Verfügung gestellt.

1.5.1.8 Schlussfolgerungen

Das entwickelte Verfahren ermöglicht die Generierung eines hoch aufgelösten DGM, welches die feinmorphologischen Strukturen des Reliefs realitätsnah abbildet. Auf der Erdoberfläche befindliche dreidimensionale Objekte (z. B. Vegetation, Bebauung) sind fast vollständig eliminiert. Die angewendeten und entwickelten Algorithmen sind den spezifischen Anforderungen an eine digitale Reliefanalyse in Flussauen und Ebenen angepasst. Das gefilterte DGM bildet die für periodisch

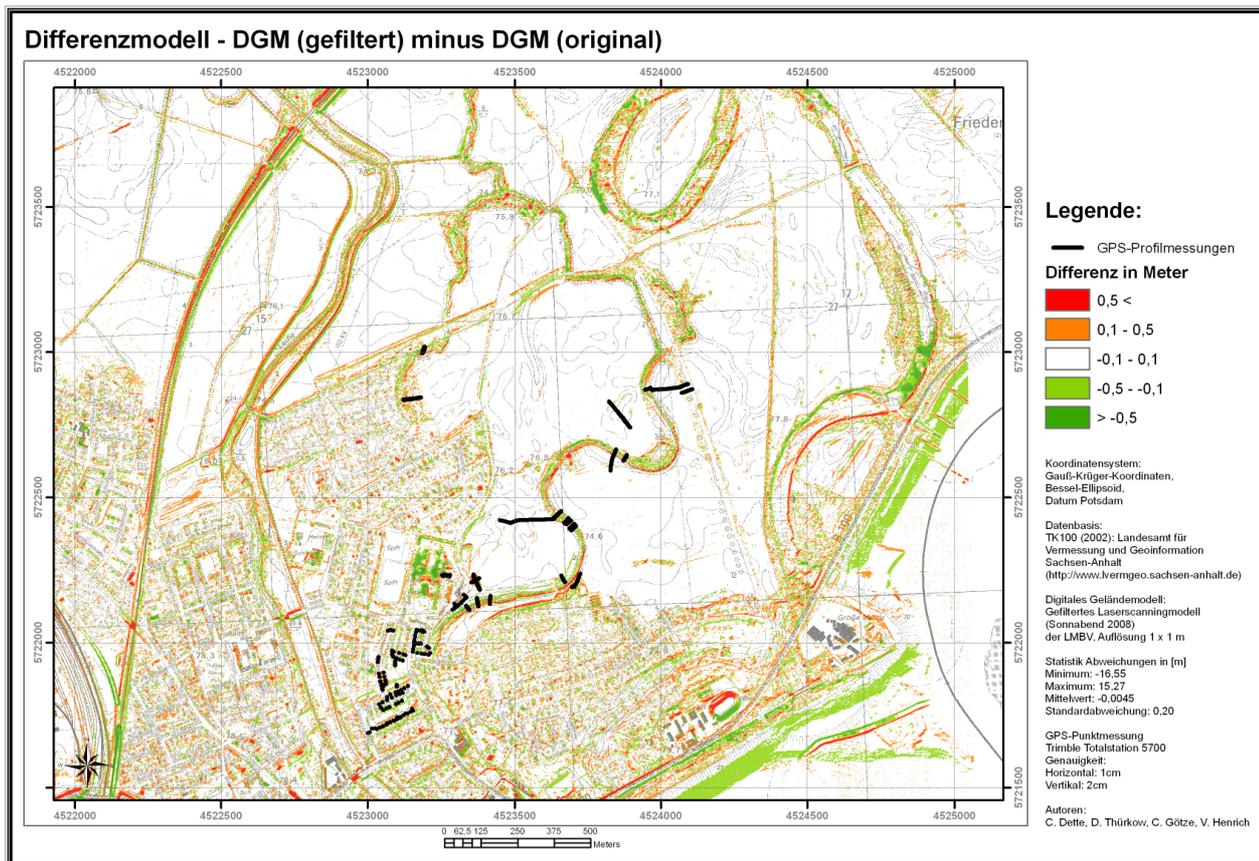


Abb. 1-19 Differenzmodell des finalen DGM (gefiltert) minus Originaldatensatz des LHW

überflutete Auenbereiche typischen feinmorphologischen Strukturen (wie z. B. Rinnen und Gräben) weit genauer ab, als der Ausgangsdatensatz des LHW. Somit steht für hydrologische- und Schadstoffmodellierungen ein qualitativ erheblich verbesserter Eingangsdatensatz zur Verfügung. Abb. 1-17: Unterschiedliche Reliefwiedergabe der Höhenmodelle (links: LHW Daten, rechts: gefiltertes DGM) zeigt beispielhaft den Bereich eines Grabens in der Aue. Im linken Bild ist das Schummernmodell des Originaldatensatzes vom LHW, im rechten Bild das gefilterte DGM zu sehen. Die Abbildung lässt erkennen, dass die Grabenstruktur im Bild rechts stark verbessert wiedergegeben wird.

1.6 Flächennutzungsklassifikation

Im Rahmen des Forschungsprojektes standen zwei verschiedene Luftbilddatensätze zur Verfügung. Die Daten stammen einerseits aus der gleichen Befliegung wie die Laserscannerdaten und wurden ebenso vom LHW bereitgestellt. Die Luftbilder wurden mit der Kamera GP-KR 222 von Panasonic aufgenommen und weisen eine Auflösung von 0,5 x 0,5 m auf. Die Aufnahmen liegen sowohl als Echtfarb- als auch als CIR-Luftbild vor. Um aktuellere Informationen der Flächennutzung des Gebietes zu erhalten, wurden zusätzlich weitere CIR-Luftbilder vom 09. August 2004 mit einer Auflösung

Die Unterschiede zwischen beiden Datensätzen werden auch durch die Differenzbilder der Abb. 1-18 und der Abb. 1-19 dokumentiert. Hier wird verdeutlicht, dass die Modelle sich besonders stark in den Bereichen linearer Strukturen der Feinmorphologie (Gräben, Flutrinnen, Dämme, Böschungen usw.) und Vegetation (z. B. Hecken, Baumreihen, Feldgehölze) unterscheiden.

Die Statistische Auswertungen in Abb. 1-19 belegen, dass dagegen die Unterschiede in der Fläche in den Auenbereichen verschwindend gering sind (Standardabweichung 0,2 Meter und Abweichung im Mittelwert 0,0045 Meter).

von 0,5 x 0,5 m aus der InVeKoS-Befliegung aus dem Landesamt für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt erworben. CIR-Luftbilder eignen sich gut für die Erfassung von versiegelten und teilversiegelten Flächen, Bebauungsstrukturen und vor allem Vegetationsstrukturen.

Landesweit werden flächendeckende Daten zur Flächennutzung nur im Rahmen des digitalen Landschaftsmodells (DLM) von ATKIS zur Verfügung gestellt. Die hierin ausgewiesenen Objektklassen sind nicht speziell

auf die Bewertung von Hochwassersituationen ausgerichtet. Deshalb können die ATKIS-Objektarten nicht alle Anforderungen zur Bewertung der Wirkung von Hochwässern erfüllen. Ziel der Auswertung der Luftbilddaten ist eine detaillierte Flächennutzungsanalyse. Hierbei wurde ein projektinterner Flächennutzungskartierschlüssel entwickelt (Abb. 1-21). Dieser Schlüssel entstand in einem iterativen Prozess ausgehend von den ATKIS-Objektarten. In weiteren Arbeitsschritten formulierten die Teilprojekte zur hydrologischen Modellierung, zur Modellierung der Schadstoffausbreitung und zur Entwicklung des Decision Support System (DSS) die gewünschten Flächennutzungskategorien (Abb. 1-20). Aufbauend auf diesen differenzierten Katalogen erfolgte die Entwicklung des finalen Kartierschlüssels und dessen Umsetzung. Eine Verifizierung der Daten erfolgte an ausgewählten Stichproben im Gelände. Die Ergebnisse der Flächennutzungskartierung (Abb. 1-21) wurden den Projektpartnern im zweiten Projektjahr zur Verwendung in den Teilprojekten zur Verfügung gestellt; diese Daten flossen direkt als Grundlagendaten in die flächennutzungsspezifische Strömungsmodellierung, die Schadstoffausbreitungsmodelle und das DSS ein.

Für einen Routineeinsatz der im Projekt SARISK entwickelten Methodik wäre es von Vorteil, auf deutschlandweit flächendeckend verfügbare Flächennutzungsdaten zugreifen zu können, um eine homogenere Datengrundlage für das DSS zu erhalten. Die Daten der Biotop- und Nutzungstypenkartierungen stellen detaillierte Informationen für die naturnahe Vegetation zur Verfügung. Die Objektklassen im Bereich von Siedlungs- sowie teil- und vollversiegelten Freiflächen sind für eine hydrologische Modellierung nicht ausreichend (BfN 2002, LAU 1992). Der Aktualisierungszeitraum ist in den Bundesländern unterschiedlich und kann häufig, insbesondere in stark anthropogen geprägten Regionen nicht in jedem Fall den Anspruch an eine aktuelle Flächennutzungsinformation erfüllen. Hier ist künftig eine deutlich verbesserte Situation in Deutschland zu erwarten. Mit dem Projekt DeCover wird das Ziel verfolgt, in unterschiedlichen Skalenebenen detailliertere Objektklassen auf der Basis von Fernerkundungsdaten zur Verfügung zu stellen (Büscher & Buck 2007, Büscher et al. 2008). Es ist geplant, dieses Projekt fortzuführen und zusätzlich zu der Ausgangsdatenerhebung ein Monitoring-System zu installieren. Im Falle der erfolgreichen Umsetzung dieses Projektes könnten künftig aktuelle Landnutzungsdaten auch für naturnahe und urbane Bereiche bereitgestellt werden. Damit kann eine operationelle Aktualisierung der Daten mittels Fernerkundungstechnologien künftig realisiert werden. Diese Daten können grundsätzlich in das entwickelte DSS aktuell integriert werden.

Der geplante inhaltliche Ausbau des digitalen Landschaftsmodells von Deutschland wird ebenfalls eine deutlich erweiterte Informationsebene zu Landnutzungsdaten zur Verfügung stellen. Nach der Umsetzung dieses Vorhabens ist zu prüfen, inwieweit diese Daten vollständig die Anforderungen, die aus dem Projekt für die Flä-

chennutzungsdifferenzierung formuliert wurden, erfüllen können.

Die entwickelten Methoden der Reliefklassifikation und die Ergebnisse lassen sich für vielfältige Fragestellungen innerhalb von Hochwasserrisikoforschung und hydrologischen Arbeiten auch unabhängig von Extremereignissen anwenden. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Skalen und damit auch der Auflösung des klassifizierten feinmorphologischen Formeninventars ist eine Mehrfachnutzung möglich. Zu nennen sind Aufgaben aus dem Bereich Landmanagement oder Naturschutz.

Die entwickelte Methodik der multiplen Analyse und Nutzung von Fernerkundungsdaten lässt sich grundsätzlich auch auf andere Regionen in Deutschland oder Regionen mit einer vergleichbar guten Datensituation übertragen. Für Regionen der Erde, in der ausschließlich geringer auflösende Fernerkundungsdaten als einzige Datenquelle verfügbar sind, ist die Methodik grundsätzlich ebenfalls anwendbar; die dann zu erzielenden Ergebnisse eignen sich nur für höher aggregierte Skalen.

Vorarbeiten zur digitalen objektbasierten Reliefanalyse

Um mittels objektbasierter Reliefklassifikation eine digitale morphologische Analyse der Auenstandorte zu realisieren, werden detaillierte Informationen zu den potenziellen Fließbahnen, Wasserscheiden sowie abflusslosen Senken aus den Höhenmodellen abgeleitet und die Vertikal-, Horizontal- und Querwölbungen berechnet.

Das neu erstellte Höhenmodell bietet aufgrund seiner Genauigkeit eine sehr gute Reliefwiedergabe. Auch seine räumliche Auflösung von 1 m x 1 m ist eine gute Voraussetzung für eine digitale Reliefanalyse. Das von uns erstellte Höhenmodell ist die Grundlage zur Ableitung der unterschiedlichen Wölbungen, der Neigung und der Reliefamplituden. Der Vorteil des hohen Detailgrades wandelt sich jedoch bei den Berechnungen der hydrologischen Parameter in einen Nachteil. Denn bei sehr hoch auflösenden Höhenmodellen ist eine sehr hohe Zahl von Reliefdetails im Modell enthalten. Dabei handelt es sich um Hohlformen, die keinen oberflächlichen Ablauf haben. Da sich das Untersuchungsgebiet in einer Flussaue befindet, sind gerade diese abflusslosen Senken sehr typisch und häufig. Die Voraussetzung für die hydromorphologischen Ableitungen ist ein senkenfreies Höhenmodell. Um die nötigen Ableitungen gewinnen zu können, ist daher ein Füllen dieser Senken notwendig. Dieser Arbeitsschritt geht aber mit einer Verebnung einher, die Reliefunterschiede vernichtet. Besonders stark ist dieser Effekt bei sehr flachen Bereichen mit geringen Höhenunterschieden. In diesen Bereichen führt dieses Verfahren bei der späteren Fließbahnberechnung zu einer Vielzahl von parallel verlaufenden potenziellen Fließbahnen, die so nicht der Realität entsprechen.

					USF Wunsch	UFZ Wunsch	Info von BTF	IÖR Wunsch
Wald	Laubwald	sonstiger Laubwald			[Gelb]	[Grün]		[Blau]
		Hartholzauze						
	Nadelwald							
	Mischwald							
Gehölz	Hecke				[Gelb]			[Blau]
		Buschgruppen						
		Baumgruppen						
		Baumreihe						
Gewässer	Fließgewässer	Fluss			[Gelb]	[Grün]		
		Bach						
	Stillgewässer	Drainagen und Gräben						
		naturnah	mit Anschluß an Fließgewässer ohne Anschluss an Fließgewässer sonstige (See, Kleingewässer)					
		anthropogen	Teich					
			Stausee					
Acker- und Erwerbsgartenbau	Ackerflächen	Dauerkulturen			[Gelb]	[Grün]		[Blau]
		Grünland	Weiden					
		Mahdwiesen						
	Fläche mit heterogener Struktur (z.B. Baumschule)							
Bebauter Bereich	Siedlungsflächen	Schule			[Gelb]	[Grün]		[Blau]
		Krankenhaus						
		Kindergarten						
		sonstige öffentl. Bebauung						
		Wohnbebauung	Zeilenbebauung (Plattenbauten)					
			Großformbebauung					
			Innenstadtbebauung					
			geschlossenen Blockbebauung					
			alter Ortskern mit dörflicher Bebauung					
			Blockrandbebauung					
Einfamilienhausbebauung								
Industrie/Gewerbe/Landwirtschaft	Gebäude				[Gelb]	[Grün]		[Blau]
		Frei- und Lagerflächen	vollversiegelt				auch Gebäude der Infrastruktur	
			teilversiegelt	Pflaster Rasengitter Kies und Schotter Platten				
			unversiegelt					
	Flächen mit bes. Schadstoffpotential	Tankstellen Heizöl- und Treibstofflager Apotheken sonstige Flächen (z.B. Werkstätten)						
Grünfläche	Städtische Grünflächen	Kleingartenanlage/Bungalowbebauung			[Gelb]	[Grün]		[Blau]
		Park						
	Sport- und Freizeitanlagen	Friedhof						
		Sportplatz						
		Strand						
		Spielplatz						
		Uferpromenade						
	Ruderaflächen	Wassersporthafen						
sonstige Freizeiteinrichtungen								
Flächenbegleitgün (Gärten und Grünstreifen)	Grünstreifen	mit Strauch- und Baumbestand						
		ohne Strauch- und Baumbestand						
		Vorgärten						
	angegliederte Hausgärten	sonstiger Garten						
Verkehrsfläche	Eisenbahn/Schiene				[Gelb]	[Grün]		
		Straße	vollversiegelt					
		teilversiegelt	Pflaster Rasengitter Kies und Schotter Plattenweg					
	Weg	unversiegelt						
		vollversiegelt		Acker- u. Parkwege				
		teilversiegelt	Pflaster Rasengitter Kies und Schotter Plattenweg					
	Plätze, Parkplätze und Verkehrsknotenpunkte	unversiegelt						
		vollversiegelt		z. B. Busparkplätze				
teilversiegelt		Pflaster Rasengitter Kies und Schotter Plattenweg						
	unversiegelt							
Abbauflächen, Deponien und Baustellen	Abbauflächen	Deponien und Abraumhalden			[Gelb]	[Grün]		[Blau]
			Mülldeponie					
			Kompostieranlage					
			Kläranlage					
		Abraumhalde						
	nicht aus Luftbildern möglich							

Abb. 1-20 Flächennutzungskategorien

Aus diesem Grund wurden zu dem vorhandenen Modell mit 1 m x 1 m Auflösung eine Reihe weiterer Höhenmodelle interpoliert. Diese generalisierten Modelle weisen deutlich weniger abflusslose Senken auf. Dadurch hat das Füllen der Senken keinen so starken Einfluss auf die Reliefwiedergabe und die Berechnungen, ebenso ergeben sich bei den potenziellen Fließbahnen und Wasser-

scheiden realistischere Ergebnisse. Dadurch liegen oben genannte Eingangsdaten in verschiedenen Qualitätsstufen vor, die aus verschiedenen aufgelösten Höhenmodellen abgeleitet wurden. Innerhalb der noch zu erarbeitenden Reliefanalyse bzw. eines entsprechenden Klassifikationsbaumes wird dann über die Verwendung der jeweiligen Qualitätsstufe entschieden.

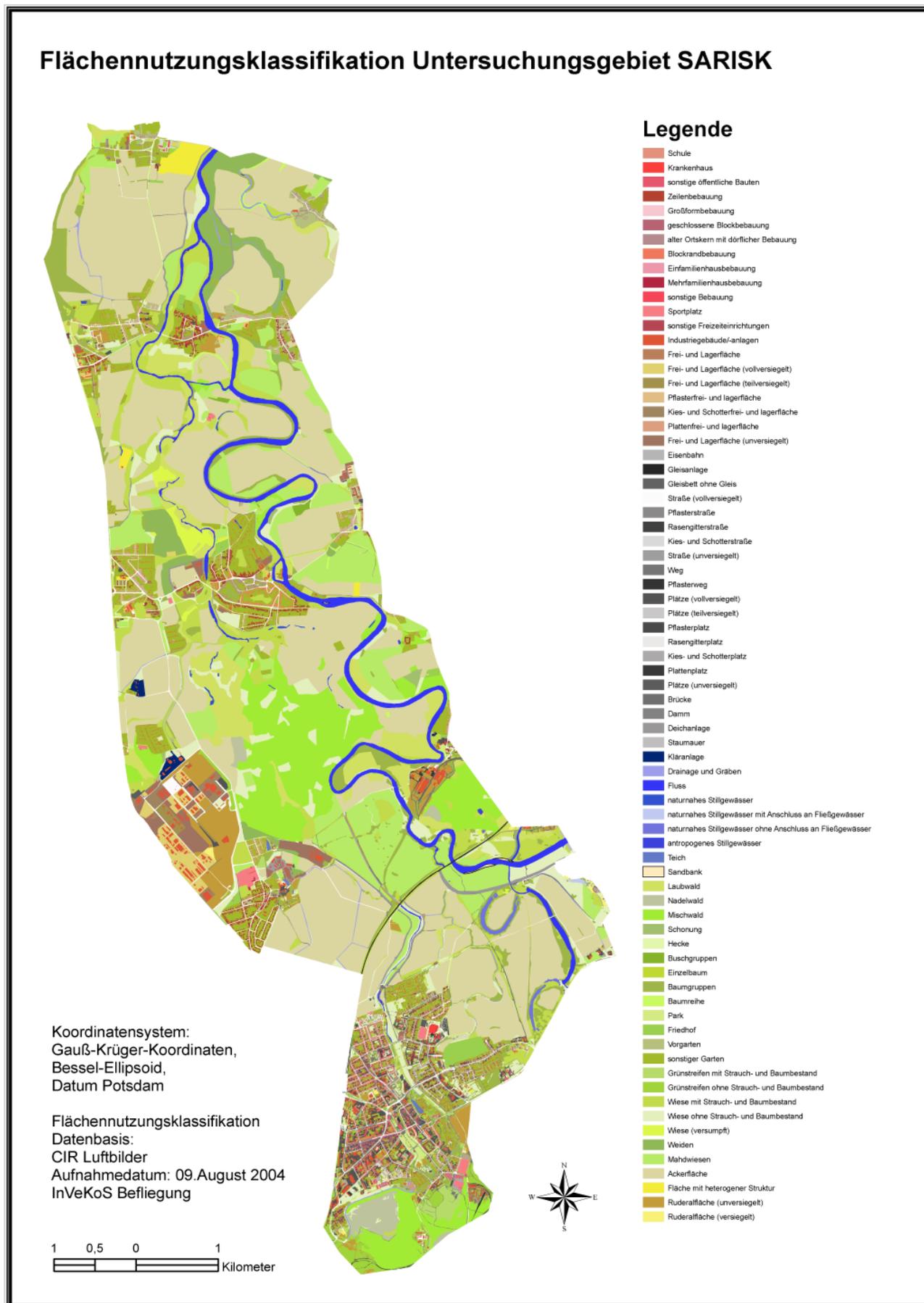


Abb. 1-21 Flächennutzungsklassifikation, Untersuchungsgebiet SARISK



Datengrundlage: Daedalus-Szene vom 12.09.02 R/G/B 5/3/1
 Koordinatensystem: Gauß-Krüger-Projektion Datum: Bessel 1841
 Autoren: Christian Götz, Verena Henrich
 Bearbeitungsdatum: 10.01.09

Abb. 1-22 Daedalus-Szene vom 12.09.02

1.7 Auswertung der Daedalusdaten

1.7.1 Zielstellung und Datengrundlage

Ziel der Auswertung der Daedalus-Flugzeugscanner-Daten ist die Entwicklung von Methoden zur Identifikation und Klassifikation potenzieller Sedimentablagerungsflächen. Dabei können durch die Daedalus-Daten differenzierte Bereiche der Muldenaue in unterschiedliche Schädigungsbereiche untergliedert werden. Ein Fernziel wäre, ein Entscheidungsmodul zu entwickeln, welches bei zukünftigen Hochwasserereignissen ein schnelles Ausweisen von schadstoffbelasteten Flächen ermöglicht.

Nach dem Extremhochwasser 2002 wurden ausgewählte Gebiete im Elbeinzugsgebiet von dem Deutschen Luft- und Raumfahrtzentrum (DLR) mit dem multispektralen Flugzeugscanner Daedalus befliegen (Amann 1995). Die technischen Parameter des Scanners sind in der Tab. 1-5 aufgeführt. Die Datenaufzeichnung erfolgte vier Wochen nach dem Hochwasserscheitel am 12.9.2002. Das Hochwasser war weitestgehend abgeflossen, so dass weite Bereiche der Aue bereits hochwasserfrei waren (Abb. 1-22). Die Daten eignen sich deshalb besonders gut, um die Auswirkungen des Extrem-Hochwassers in Bezug auf Erosion und Akkumulation der Schwebstofffracht zu kartieren.

Die Datenaufzeichnung erfolgte mit einer geometrischen Auflösung von 5 x 5 m. Der Sensor tastet das Ziel innerhalb eines Scan-Bereichs von $\pm 42,96^\circ$ quer zur Flugrichtung ab und zeichnet die elektromagnetische Strah-

lung in 11 Spektralkanäle; 10 Kanäle erfassen die reflektierte Sonnenstrahlung zwischen 0,4 und 2,4 μm , 1 Kanal erfasst die Thermalstrahlung zwischen 8,5 und 13 μm .

Die Daedalus-Daten wurden seitens der DLR mit dem Programmpaket ATCOR-4 atmosphärenkorrigiert, wobei die Einstrahlungscharakteristik der Sonne, die Aerosolstreuung, der Scanwinkel- und der Nachbarschaftseffekt sowie die Sensorcharakteristik Berücksichtigung fanden (Richter 2003). Die Daten haben eine sehr hohe geometrische Auflösung. Gleichzeitig bietet die große Anzahl an Aufnahmekanälen eine sehr hohe Dichte an spektralen und damit stofflichen Informationen. Da die Befliegung ca. 4 Wochen nach dem Hochwasser von 2002 durchgeführt wurde, ist die Situation des abfließenden Hochwassers in diesen Daten festgehalten. Dieser zeitliche Versatz zum Höchststand des Hochwassers bietet optimale Bedingungen für die Klassifikation der Sedimente, die von der durchlaufenden Hochwasserwelle zurückgelassen wurden.

Tab. 1-5 Informationen zum Daedalus-Scanner

Kanalanzahl	12
Räumliche Auflösung	5 m
Aufnahmewinkel	43°
Aufnahmebreite	15,6 km
Pixel pro Scanlinie	716
Datentyp	Unsigned 8-bit

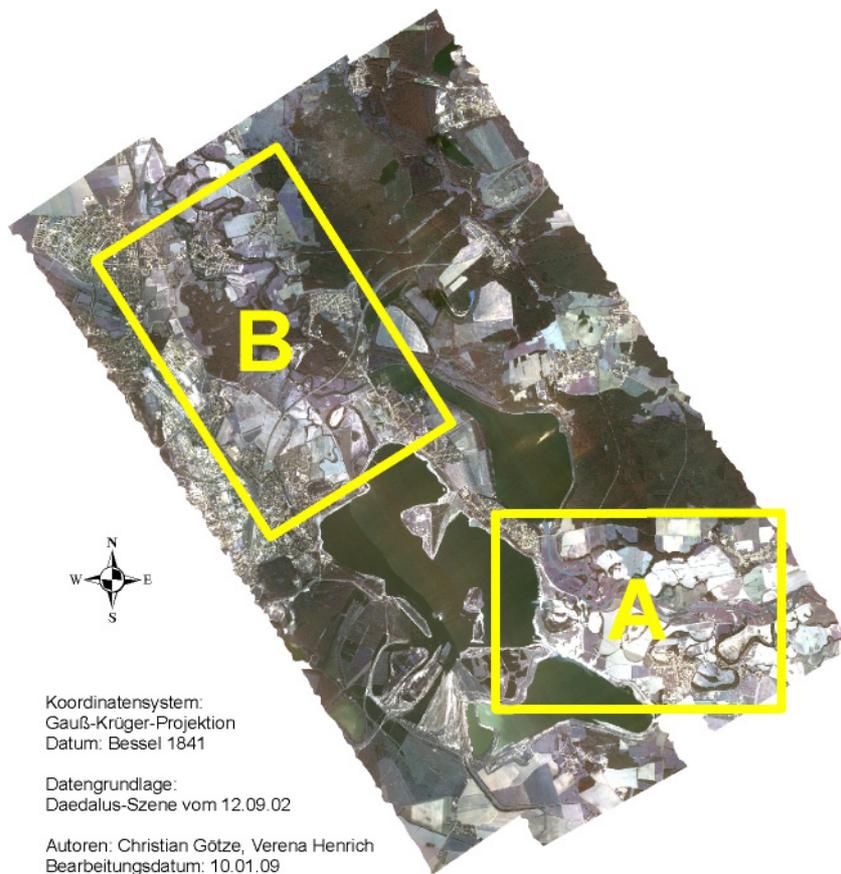


Abb. 1-23 Lage des Untersuchungsgebietes [B] und des Referenzgebietes [A]

Für die Auswertung der Daedalus-Daten wurde auf die im AdHoc-Projekt entwickelte Methodik aufgebaut (Geller et. al. 2004, Gläßer & Reinartz 2005). Deshalb erfolgte eine Zusammenfassung der Flächennutzungsklassen zu höher aggregierten Einheiten. Dies begründet sich in der Pixelgröße und der spektralen Reflexion der abgelagerten Hochwassersedimente und der darauf aufbauenden Bildklassifikation.

Eine spätere GIS-basierte Datenverschneidung mit der detaillierten Flächennutzungsklassifikation auf der Basis der CIR-Luftbilder ist für andere anwendungsbezogene Fragestellungen jederzeit möglich.

1.7.2 Methoden

Für die Auswertung der Daedalus-Daten wurde auf die im AdHoc-Projekt entwickelte Methodik aufgebaut (Geller et. al. 2004, Gläßer & Reinartz 2005). Die Auswertung der Daedalus-Daten erfolgte 2002 auf der Basis feldspektrometrischer Messungen und einer anschließenden überwachten Klassifikation für den Bereich der unteren Mulde. Für die Gebiete des im IRADA-Projekt zur Verfügung stehenden hochauflösenden Laserscanner-Höhenmodells wurden diese Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet A genutzt und auf die Bereiche der

Mulde oberhalb des Muldestausees (Untersuchungsgebiet B) übertragen (siehe Abb. 1-23).

Hierbei wurden aufbauend auf den Ergebnissen der Daedalus-Klassifikation 2002 die spektralen Reflektionskurven für die typischen Objektklassen extrahiert und als Grundlage für die Übertragung der Methodik auf das neue Testgebiet B genutzt. Um dieses Vorgehen umzusetzen, erfolgte eine Zusammenfassung der in Abschnitt 1.6 ausgewiesenen Flächennutzungsklassen zu höher aggregierten Einheiten. Dies begründet sich in der Pixelgröße und der spektralen Reflexion der abgelagerten Hochwassersedimente und der darauf aufbauenden Bildklassifikation. Dabei wurden die für das Gebiet A ermittelten Objektklassen beibehalten, die nach Ähnlichkeitskriterien mit unterschiedlichen Reflexionseigenschaften typisiert wurden.

Insgesamt wurden 10 Klassen extrahiert, die Wasser- und Feuchteklassen, Vegetationsklassen sowie Erosions- und Akkumulationsflächen insbesondere auf landwirtschaftlichen Nutzflächen beinhalten. Für die überwachte Klassifikation wurden für die Objektklassen jeweils definierte Referenzflächen ausgewiesen, die die Spektralsignatur der Ausgangsklassen wiedergeben. Diese dienen dem Maximum-Likelihood und dem Minimum-Distance-Algorithmus (pixelbasierte Verfahren) als spektrale Grundlage zur Klassifikation der Daten (Lille-

Tab. 1-6 Signature Separability Test der Objektklassen

	Vernässte Fläche	Wasserfläche	Vegetationsfläche (Grasland)	Vegetationsfläche (Laubwald)	Brachliegende Ackerfläche	Brachliegende Ackerfläche + Sediment	Brachliegende Ackerfläche + Sediment (feucht)	Vegetationsfläche (Nadelwald)	Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt	Erosionsfl., trockene Ackerfl. m. hoher Oberflächenrefl.
Vernässte Fläche		91	249	164	101	157	30	62	60	414
Wasserfläche	91		322	232	185	245	119	96	38	500
Vegetationsfläche (Grasland)	249	322		92	222	197	235	228	296	334
Vegetationsfläche (Laubwald)	164	232	92		163	164	155	137	207	370
Brachliegende Ackerfläche	101	185	222	163		70	73	141	153	327
Brachliegende Ackerfläche + Sediment	157	245	197	164	70		127	190	211	262
Brachliegende Ackerfläche + Sediment (feucht)	30	119	235	155	73	127		80	86	385
Vegetationsfläche (Nadelwald)	62	96	228	137	141	190	80		78	443
Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt	60	38	296	207	153	211	86	78		464
Erosionsfläche, trockene Ackerfläche mit hoher Oberflächenreflexion	414	500	334	370	327	262	385	443	464	

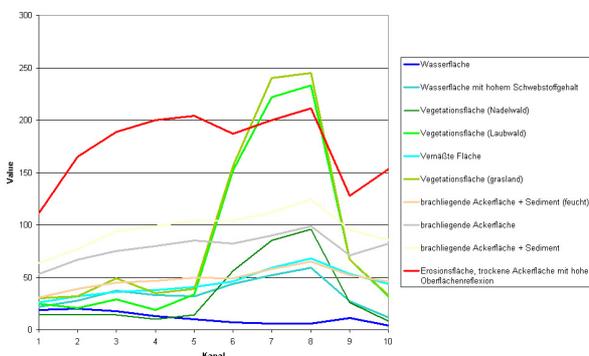


Abb. 1-24 Spektralsignaturen der Objektklassen der Daedalus-Klassifikation

sand et al. 2008) . Die spektralen Eigenschaften der Referenzflächen sind der Abb. 1-24 zu entnehmen.

Die Trainingsgebiete für die überwachte Klassifikation wurden mit verschiedenen Methoden wie Scatterplots und Trennbarkeitsberechnungen überprüft. Bei dem Signature Separability Test wird die euklidische spektrale Distanz im Raum zwischen den Mittelwerten der Klassen berechnet (RICHARDS 1986). Dabei zeigen sich eine mittlere Distanz von 199 und ein Minimum von 30. Die niedrigsten Distanzen finden sich zwischen den vernässten Flächen und den feuchten Ackerbrachen mit

Sedimentbedeckung (30) und den beiden Wasserklassen (38).

1.7.3 Ergebnisse

Die Klassifikationsergebnisse der zwei Algorithmen weisen ähnliche Verteilungen der Klassen auf. Insbesondere die Feucht- und Akkumulationsbereiche östlich von Bitterfeld zeigen ein analoges Muster der Klassen auf. Unterschiede gibt es zwischen den Wasserklassen und den Vegetationsklassen, wobei die Minimum-Distance-Methode gegenüber der Maximum-Likelihood-Methode einen höheren Anteil von Wasserflächen mit geringem Schwebstoffgehalt (siehe Muldestausee, Abb. 1-26) sowie Laubwaldgebieten (siehe Grünlandflächen der Mulde) aufweist. Ebenso werden Ackerflächen mit Sedimentbedeckung mit einem höheren Anteil ausgewiesen. Dem gegenüber ist die Maximum-Likelihood-Methode sensibler für die Detektion von vernässten Flächen (vgl. Gebiete nördlich des Goitzschesees, Abb. 1-25).

Zur Überprüfung der Klassifikation wurden Referenzgebiete (Untersuchungsgebiet A) der 10 Objektklassen mit den neuen Flächen oberhalb der Mulde (Untersuchungsgebiet B) verglichen. Dabei wurde mittels Spectral Analyst (ENVI) die Übereinstimmung der Spektralkurven der Trainingsgebiete untersucht. Hierbei wurde das Spectral Feature Fitting (SFF) angewandt, eine Methode

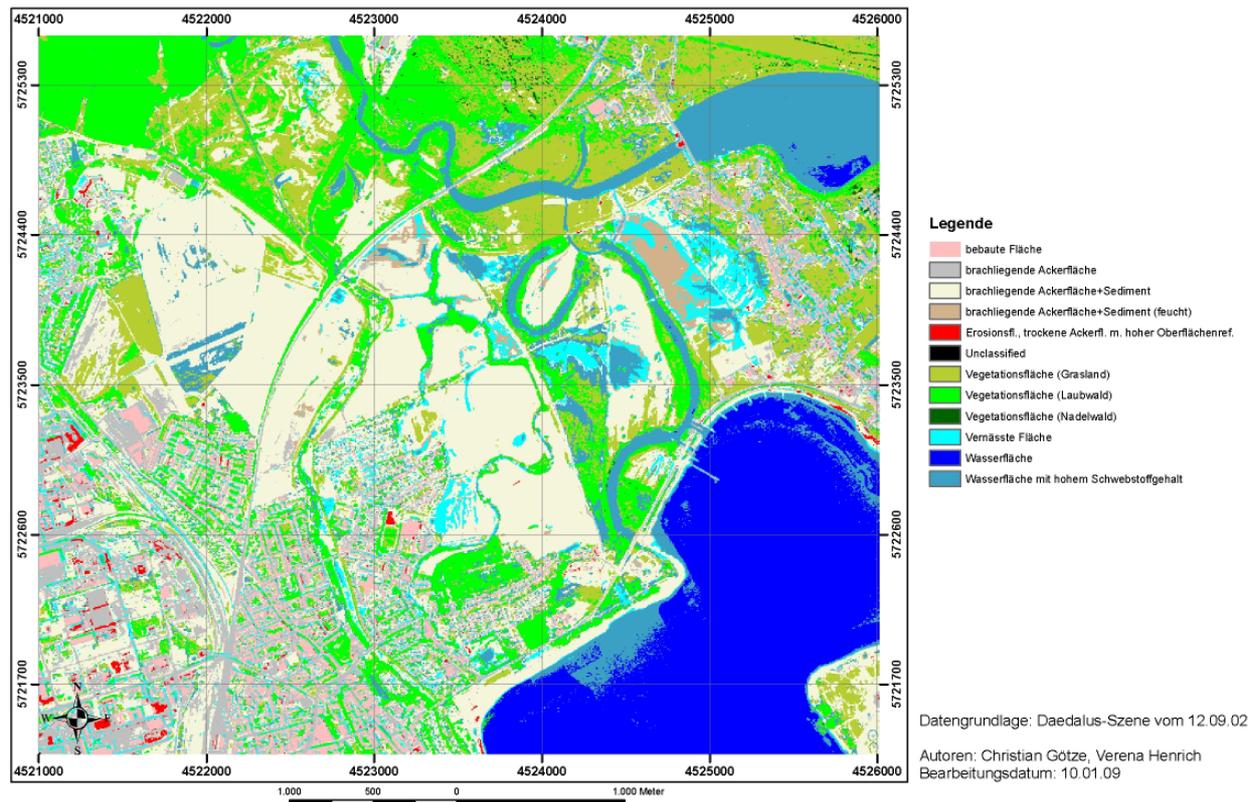


Abb. 1-25 Maximum-Likelihood-Klassifikation der Daedalus-Daten vom 12.09.2002

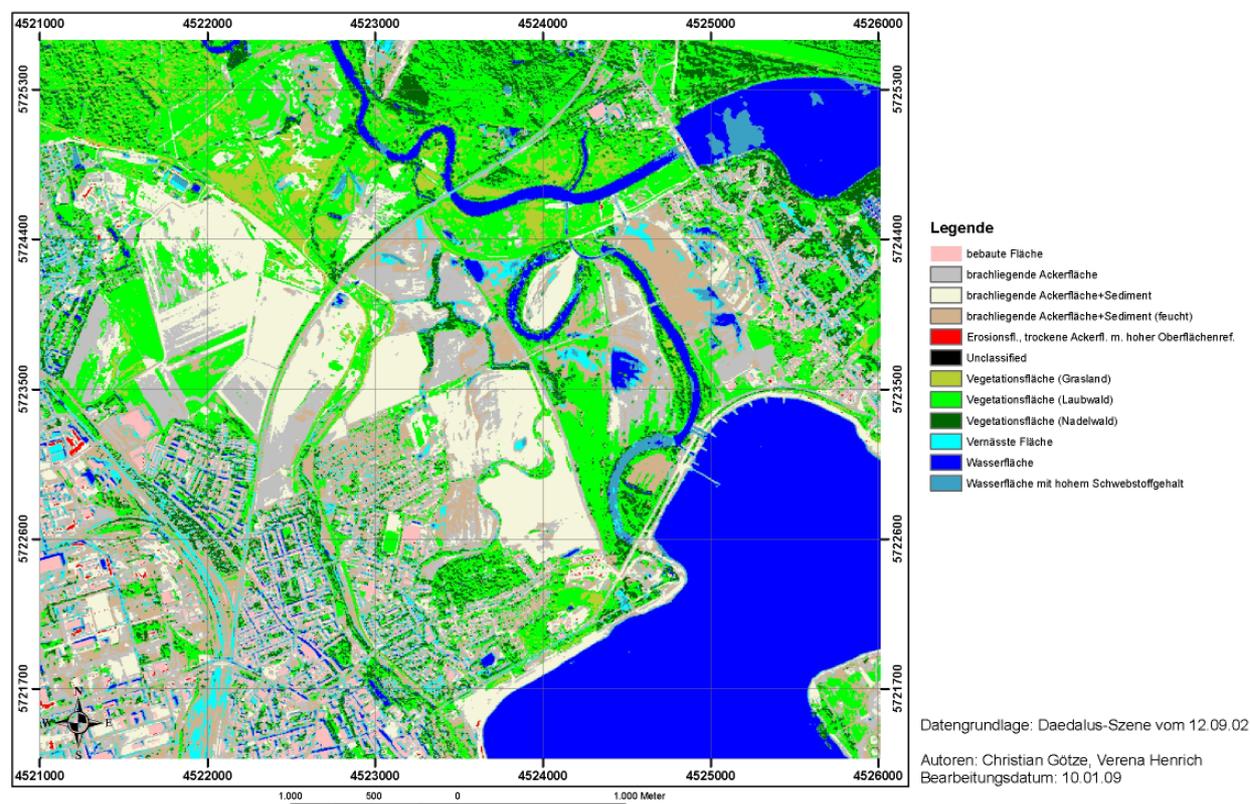


Abb. 1-26 Minimum-Distance-Klassifikation der Daedalus-Daten vom 12.09.2002

die durch die Least-Squares-Technik die Form der Spektren mit einem Referenzspektrum vergleicht (ENVI 2009).

Zum Anpassen der Spektren werden diese durch die Continuum-Normalisierung skaliert. Das Kontinuum ist eine mathematische Funktion, die über das Reflektionspektrum gelegt wird. Durch eine Division der Originalwerte durch die Werte des Kontinuums wird das Kontinuum zur Nulllinie und die Absorptionsbanden treten deutlicher hervor (ENVI 2009).

Das Ergebnis dieser Spectral-Analyst-Methode ist eine „Best-to-Worst-Liste“ (Score-Werte 0 bis 1) der untersuchten Klassen. Diese zeigt überwiegend signifikante Übereinstimmungen der Spektralwerte der Objektklassen zwischen den zwei Gebieten. Eine Ausnahme findet sich nur bei der Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt, da hier verschieden starke Konzentrationen im Wasser vorkommen.

Zwischen den zwei Klassifikationen wurde ein Accuracy Assessment Test durchgeführt (Campbell 2006). Dabei wurde nicht die Güte der Klassifikationen zu einer Referenz untersucht, sondern in diesem Fall die Zuordnung

Tab. 1-7 Score-Werte der verglichenen Flächen

Spektralklasse	Score
Vernässte Fläche	0,899
Wasserfläche	0,897
Vegetationsfläche (Grasland)	0,888
Vegetationsfläche (Laubwald)	0,879
Brachliegende Ackerfläche	0,864
Brachliegende Ackerfläche + Sediment	0,792
Brachliegende Ackerfläche + Sediment (feucht)	0,547
Vegetationsfläche (Nadelwald)	0,546
Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt	0,118

der Pixel zu den Klassen. Insgesamt liegt die Overall Accuracy bei 68,69 % und einem Kappa-Koeffizient von 0,5639. Dabei zeigen sich Unterschiede bei den sedimentbedeckten Klassen sowie den Wasser- und Vegetationsklassen. Bei den feuchten, sedimentbedeckten Ackerbrachen zeigt sich eine Zuordnung der Pixel zu den vernässten Flächen und Wasserflächen. Bei den trockeneren sedimentbedeckten Ackerbrachen zeigt sich dagegen z.T. eine Ausweisung der Pixel als reine Ackerbrachen.

Tab. 1-8 Accuracy Assessment der zwei verwendeten Klassifikationsalgorithmen

Class	Ground Truth (Percent)											
	Unclassified	Wasserfläche	Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt	Vegetationsfläche (Nadelwald)	Vegetationsfläche (Laubwald)	Vernässte Fläche	Vegetationsfläche (Grasland)	Brachliegende Ackerfläche	Erosionsfl., trockene Ackerfl. m. hoher Oberflächenrefl.	Brachliegende Ackerfläche + Sediment (feucht)	Brachliegende Ackerfläche + Sediment	Total
Unclassified	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	50,4
Wasserfläche	0,0	41,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6
Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt	0,0	53,9	55,0	7,9	8,9	15,1	4,4	0,2	0,0	8,3	0,7	6,7
Vegetationsfläche (Nadelwald)	0,0	0,4	2,5	31,8	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0
Vegetationsfläche (Laubwald)	0,0	3,9	16,1	46,2	30,1	1,9	18,8	0,0	0,0	0,6	0,0	9,2
Vernässte Fläche	0,0	0,6	17,9	0,0	0,0	33,0	0,1	1,5	0,2	8,8	1,8	1,3
Vegetationsfläche (Grasland)	0,0	0,0	0,2	13,3	55,7	1,3	76,3	0,3	0,1	4,5	1,8	10,8
Brachliegende Ackerfläche	0,0	0,1	8,2	0,0	0,0	34,0	0,0	28,7	2,2	17,8	12,1	3,7
Erosionsfl., trockene Ackerfl. m. hoher Oberflächenrefl.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	90,9	0,0	6,5	0,6
Brachliegende Ackerfläche + Sediment (feucht)	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,7	0,0	0,7	0,0	3,5	0,0	0,2
Brachliegende Ackerfläche + Sediment	0,0	0,0	0,1	0,8	5,3	14,0	0,4	68,6	6,6	56,4	77,1	11,6
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

1.7.4 Diskussion

Die Übertragung der spektralen Signaturen, die für die Klassifikation des Untersuchungsgebiets A genutzt wurden, auf das Untersuchungsgebiet B lieferten gute Ergebnisse im Hinblick auf die Detektion von schlammbedeckten Bereichen und möglichen Akkumulationsflächen. Die Unterschiede zwischen der Ausweisung der Klassen der zwei Klassifikationsalgorithmen sind durch die spektrale Ähnlichkeit (siehe Separability Test) zu erklären. Dabei können die Zuordnungen der Pixel innerhalb der Vegetations- und Wasserklassen wechseln. Die Minimum-Distance-Klassifikation weist mehr Feuchteklassen auf, wogegen die Maximum-Likelihood-Klassifikation mehr Sedimentbedeckung aufzeigt. Insgesamt betrachtet sind die Problembereiche für die Wirkung der Schadstoffe der Hochwassersedimente ähnlich,

da auch in den lange vernässten Bereiche häufig eine hohe Sedimentation auftritt. Eine Kombination der zwei Ergebnisse zeigt eine Gefährdungskarte für den Bereich der oberen Mulde.

Ein kritischer Punkt im Rahmen der Übertragung der Ergebnisse von Untersuchungsgebiet A auf das Untersuchungsgebiet B war, dass keine Ground-Truth-Daten, wie z. B. feldspektrometrische Messungen oder Testflächenkartierungen, aus dem Untersuchungsgebiet zur Verfügung standen. Die Übertragbarkeit der Methodik ist grundsätzlich gegeben. Von Vorteil für die Bearbeitung des Themas erwies sich die jahrelange Erfahrung bei Klassifikationsauswertungen der Arbeitsgruppe Fernerkundung und Kartographie im Mitteldeutschen Raum und damit die wissensbasierte Klassifikation.

1.8 Multiple Datenanalyse

1.8.1 Verschneidung mit den Laserscannerdaten

Bei der multiplen Datenanalyse wurden die aus der überwachten Klassifikation gewonnenen Ergebnisse mit aus dem bearbeiteten DGM (wie unter Punkt 4.1 beschrieben) extrahierten Senken- und Überschwemmungsbereichen verglichen. Zusätzlich wurden noch weitere Daten, wie z. B. PAN-Luftbilder vom 14.08.02 des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) und eine Landsat-ETM-Szene vom 20.08.02, für die Ausweisung der Hochwasserbereiche verwendet. Aufgrund der Hochwasserstaufunktion der Goitzsche konnten die räumlich genaueren Luftbild-Daten nicht für das Gebiet unterhalb des Muldestausee verwendet werden, da erst auf den Satelliten-Daten die Gebiete überschwemmt sind.

Landsat ETM-Datensatz vom 20.08.02 zur Berechnung der Wasserflächen zum Scheitelpunkt des Hochwassers genutzt. Dabei wurde eine Wassermaske mit Hilfe des WaLMa (Wasser-Land-Maske) Algorithmus am Institut für Geowissenschaften von Zober (2002) in Geller et al. (2004) entwickelt, der auf spektralen Unterschieden zwischen Land und Wasser basiert. Neben den Klassen „Wasser“ und „Land“ wurde zusätzlich die Klasse „vernässte Bereiche“ ausgewiesen (siehe Abb. 1-29).

1.8.1.1 Methodik

Aus dem Höhenmodell wurden mit Hilfe der Slope-Funktion die Neigungswinkel des Reliefs ermittelt. Dabei liegt der Grad der Veränderung zwischen zwei benachbarten Pixeln im Bereich zwischen 0-90°. Gebiete mit einem Neigungswinkel größer 15° wurden dabei als Uferböschung und Hochwasserdämme klassifiziert (rot, siehe Abb. 1-27). Die Bereiche mit einer Neigung kleiner als 1,5° (dunkelgrün, siehe Abb. 1-27) wurden als flache Gebiete ausgewiesen. Die dazwischen liegenden Bereiche werden hauptsächlich als Mulden- und Senkenstrukturen eingestuft.

1.8.1.2 Ergebnisse

Die aus der überwachten Klassifikation der Daedalus-Daten extrahierten Senkenbereiche wurden zum Vergleich mit dem gefilterten Laser-Scanning-DHM verschneidet. Wie in Abb. 1-30 zu sehen, stimmen die durch die Klassifikation ausgewiesenen Bereiche sehr gut mit dem tatsächlichen Relief überein. Dieses Ergebnis zeigt, dass eine Ausweisung von Senkenbereichen nicht nur über Reliefparameter möglich ist, sondern auch mittels der spektralen Analyse der Flächen mit Hochwassersedimenten. Senkenbereiche sind in der Regel Bereiche, die dadurch gekennzeichnet sind, dass sie höhere Feuchtigkeitswerte aufweisen. Diese Kennzeichen konnten gut spektral erfasst werden.

Durch die zusätzliche Berechnung der Konturlinien des Höhenmodells kann die Form der Senkenbereiche abgegrenzt werden. Für den Muldenlauf oberhalb des Stausees wurden die Isohypsen von jeweils einem halben Meter berechnet (Abb. 1-28).

Der Vorteil der Nutzung der Flugzeugscannerdaten besteht darin, dass die Folgen eines konkreten Hochwassers in Abhängigkeit der Flächennutzung während des Hochwassers betont werden; die Ergebnisse der DGM-Auswertung kennzeichnen den mittleren allgemeinen Zustand. Deshalb führt die Kombination beider Methoden zu den besten Ergebnissen.

Um die maximale Ausdehnung der Sedimentablagerungen durch das Hochwasser 2002 zu ermitteln, wurde ein

In diesem Abschnitt wurden nur die Muldenbereiche zwischen 1,5-15° betrachtet, da die Bereiche über 15° wie z. B. Altwasserarme generell als Sedimentfallen im Auengebiet gelten.

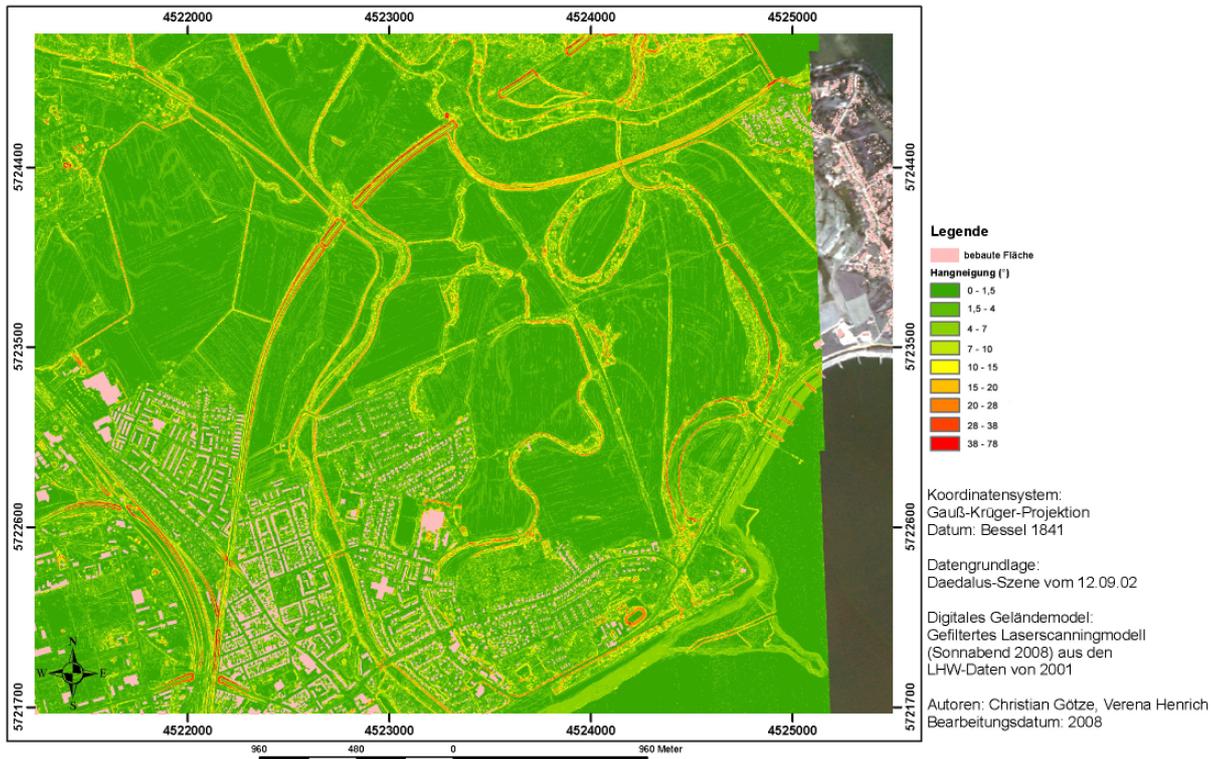


Abb. 1-27 Extrahierte Hangneigung aus dem im IRADA-Projekt bearbeiteten DGM

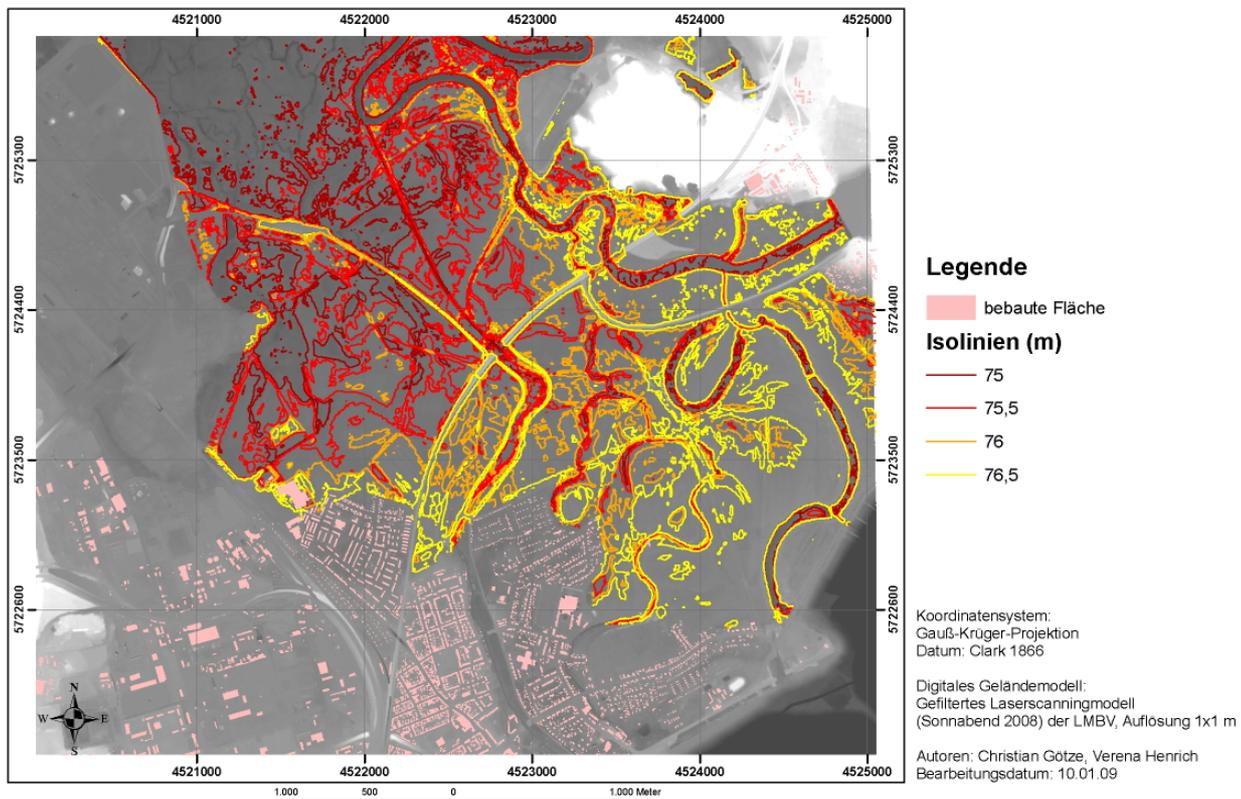


Abb. 1-28 Extrahierte Isohyphen aus dem im IRADA-Projekt bearbeiteten DGM

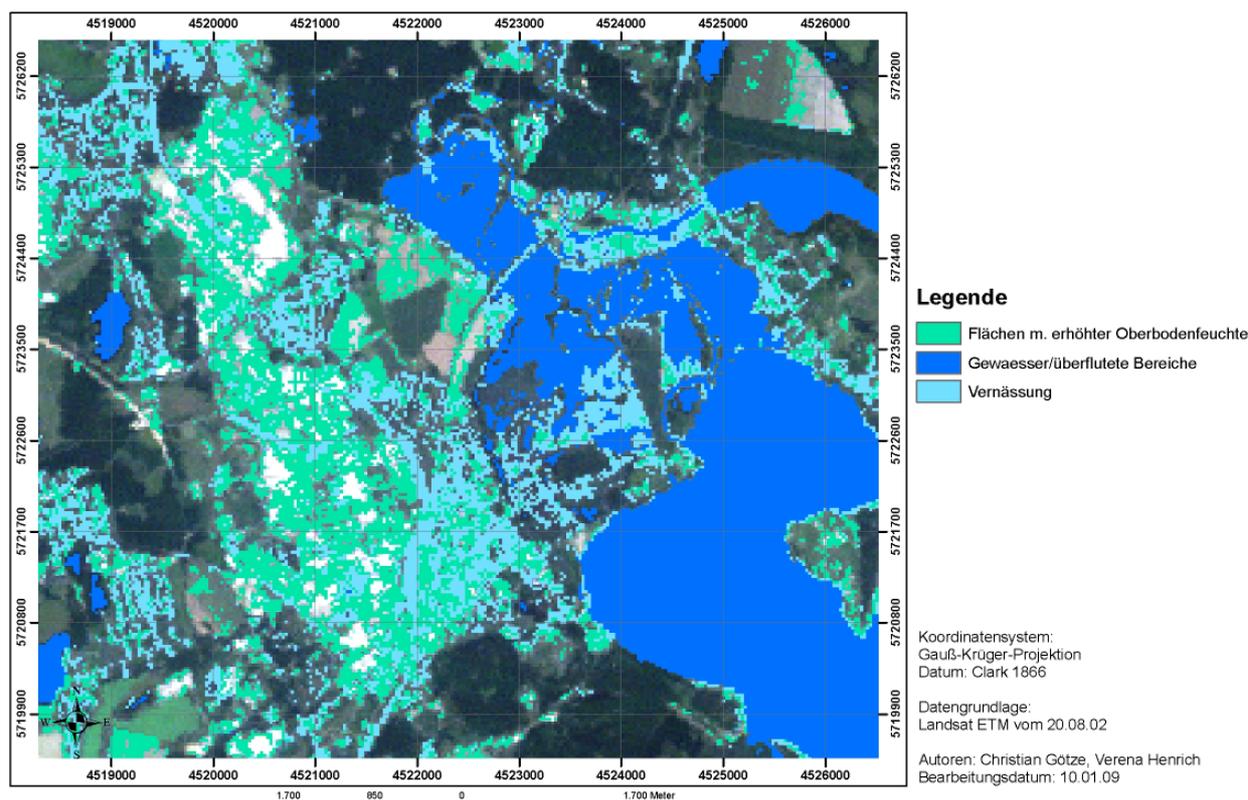


Abb. 1-29 Klassifizierte Hochwassermaske mittels Landsat ETM-Daten vom 20.08.2002

Vergleich der Ergebnisse

Die Ergebnisse der multiplen Datenanalyse wurden in ein internes GIS-Teilprojekt übertragen und miteinander verschnitten (vgl. Abschnitt 1.8.1.2). Bei der Verschnidung der aus der Wassermaske extrahierten Vektordaten mit den Klassifikationsergebnissen zeigte sich hohe Übereinstimmung der Senkenbereiche mit den Akkumulationsbereichen der Hochwassersedimente (siehe Abb. 1-31 und Abb. 1-32). Ebenso könnte damit indirekt die Stärke des Belastungsgrades mit Schwermetallen und organischen Stoffen abgeleitet werden. Da in den Senken das schwebstoffreiche Wasser länger stand, ist in der Regel mit einer höheren Sedimentationsrate zu rechnen. Beide Klassifikationsergebnisse liefern bezüglich der Lage der vernässten Bereiche übereinstimmende Ergebnisse mit den aus dem Laser-Scanning-DHM extrahierten Senkenbereichen (siehe Abb. 1-31 und Abb. 1-32). Des Weiteren konnten sedimentbedeckte Ackerflächen sehr genau im Bereich der Wassermaske detektiert werden.

Als letzter Schritt wurden die Klassifikationsergebnisse der Maximum-Likelihood und der Minimum-Distance-Klassifikation miteinander verschnitten. Hierzu wurden aus beiden Klassifikationen diejenigen Klassen [vernässte Fläche, brachliegende Ackerfläche+Sediment (feucht) und brachliegende Ackerfläche+Sediment] extrahiert, die potenzielle Sedimentflächen darstellen. Diese Ergebnisse, jeweils eine Maske mit Nullen und

Einsen, wurden dann miteinander addiert. Das Resultat ist in Abb. 1-33 zu sehen. Deutlich ist zu erkennen, dass viele potenziell sedimentbedeckte Flächen mit beiden Algorithmen gut erkannt werden. Besonders gut sind die Übereinstimmungen in den beiden näher untersuchten Gebieten östlich und westlich der Goitzsche.

1.8.2 Verschneidung der Ergebnisse der Daedalus-Datenklassifikation mit den Ergebnissen der Reliefformenanalyse

1.8.2.1 Ziel

Ziel der folgenden Untersuchung war es, die Ergebnisse, die sowohl aus der Daedalus-Klassifikation als auch aus der Auswertung des hochauflösenden digitalen Laser-scanningmodells gewonnen wurden, miteinander zu vergleichen. Gleichzeitig sollten die Ergebnisse aus der objektbasierten Reliefformenanalyse evaluiert werden. Diese Ergebnisse stehen in 10 verschiedenen Genauigkeitsstufen zur Verfügung.

1.8.2.2 Methodik

Mit Hilfe der objektbasierten Reliefformenanalyse der Laser-scanning-Daten wurde das Untersuchungsgebiet in 15 Klassen untergliedert, die die unterschiedlichen Bereiche

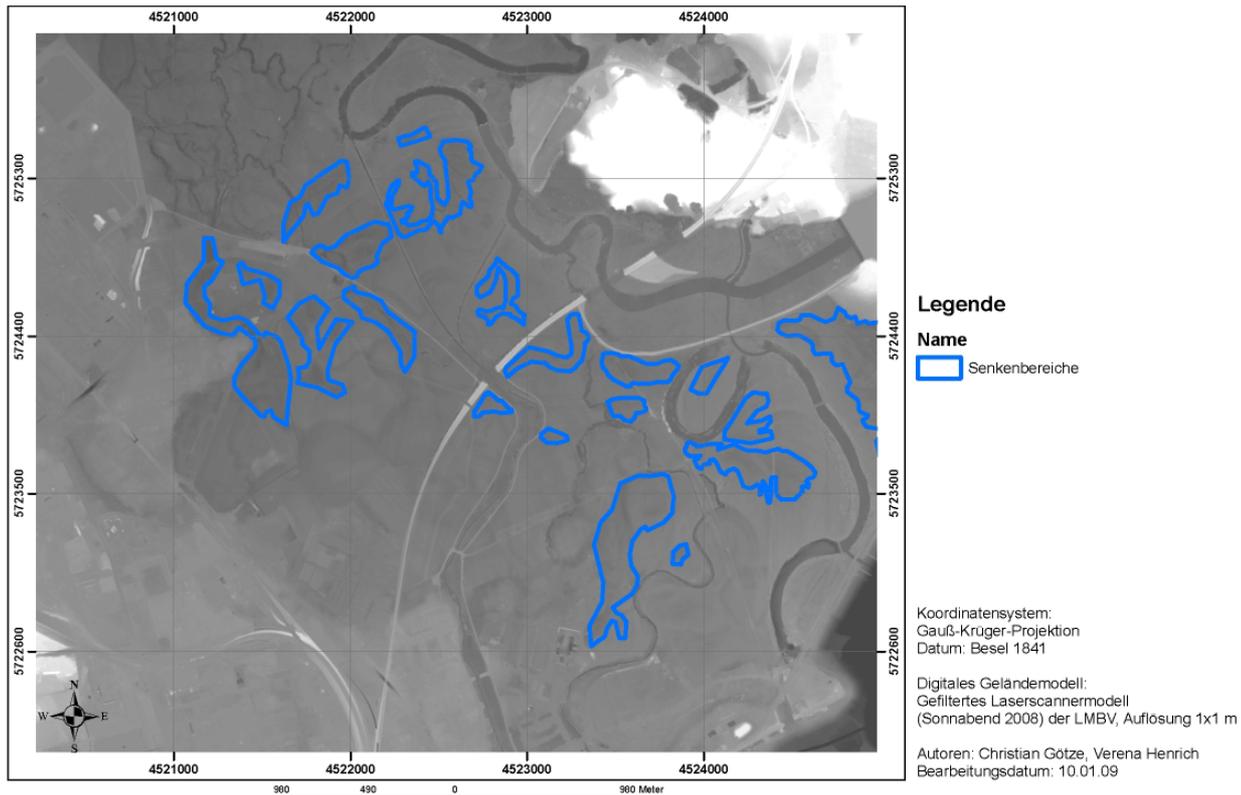


Abb. 1-30 Extrahierte Muldenbereiche aus dem DGM

nach ihrem morphologischen Charakter unterscheiden. Dies erfolgte mittels einer objektbasierten Segmentierung (eCognition) in einer Entscheidungsbaum-Klassifikation (siehe Abschnitt 1.4). Demgegenüber stehen die 10 Klassen der überwachten Klassifikation, die aus den spektralen Unterschieden der Objekte extrapoliert wurden. Sie untergliedern das Untersuchungsgebiet auf Grund der Flächennutzung in einzelne Bereiche. Es werden hier also die Ergebnisse von zwei Methoden mit gleicher Zielstellung miteinander verglichen.

Bei der ersten Methode wird versucht, durch die Untersuchung der Ergebnisse der Klassifikation fein-morphologischer Formen Aussagen über durch das Hochwasser potenziell sedimentierte Flächen zu treffen. Bei der zweiten Methode wird die Auswirkung eines Hochwassers auf die aktuelle Landbedeckung anhand von Sedimentklassifikation und Feuchtigkeitsunterschieden betrachtet und aus dieser werden Rückschlüsse auf Schadstoffsenkenbereiche gezogen (Abb. 1-34).

Für den Vergleich der beiden oben erwähnten Ansätze wurden die verschiedenen Genauigkeitsstufen (Level) der Laserscanning-Daten-Auswertung untersucht und das Skalenniveau ausgewählt, das mit den tatsächlichen Gegebenheiten im Gelände (Maßstab der Geländekartierung) am besten übereinstimmt. Das beste Ergebnis lieferte der Level 3-Datensatz (Nanorelief) siehe Tab. 1-10.

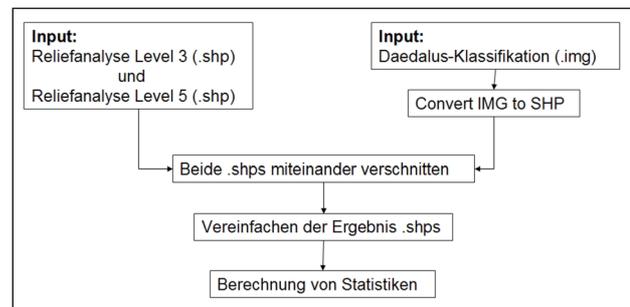


Abb. 1-34 Workflow der Verschneidung der Reliefanalyse und der Daedalus-Klassifikation

Da das Klassifikationsergebnis aus den Daedalus-Daten nur als Rasterdatensatz vorhanden war, wurde dieses vektorisiert. Es wurden beide Vektordatensätze mit dem Programm ArcGIS miteinander verschneiden. Anschließend wurden alle Polygone, die die gleichen Eigenschaften bezüglich beider Inputdaten haben, zu einem Multipolygon zusammengefasst. Dieser Schritt erleichtert eine spätere statistische Auswertung. Dabei wurden die Flächen aller Polygone berechnet und nach Klassen aufsummiert.

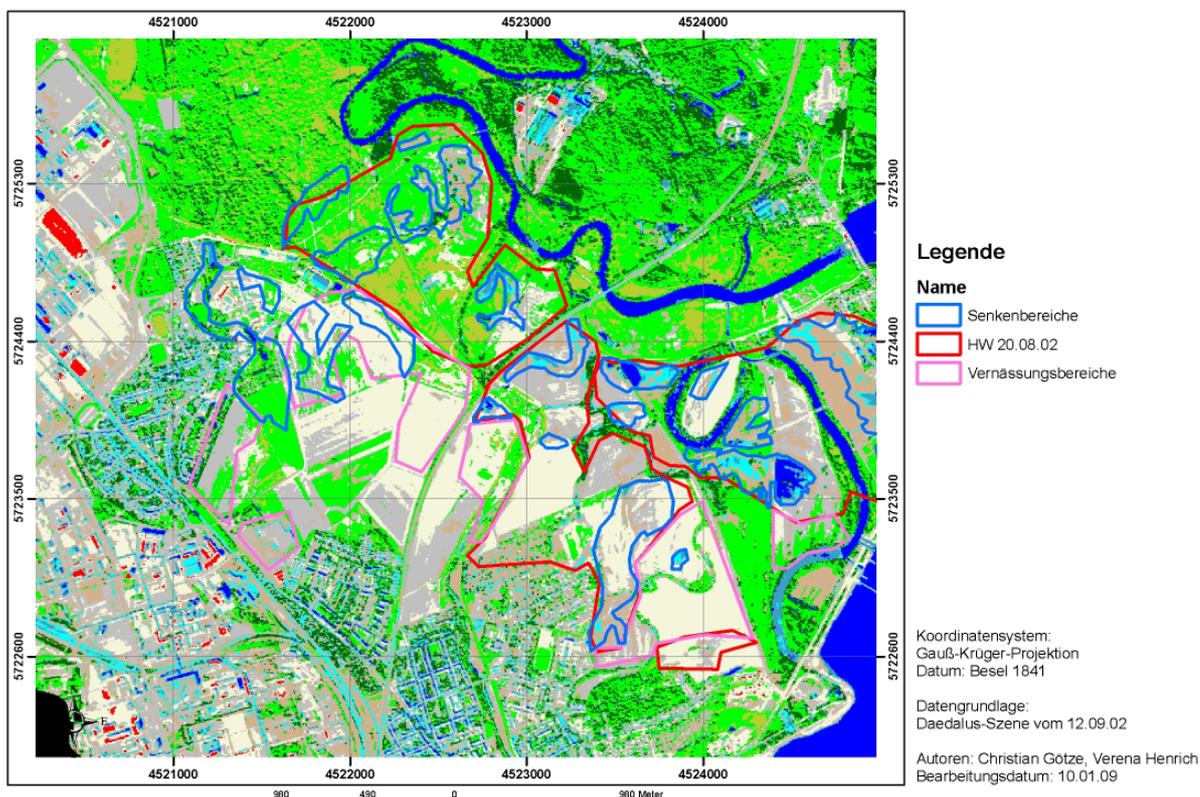


Abb. 1-31 Vergleich der Minimum-Distance-Klassifikation mit den Reliefformen und der Hochwasserausbreitung

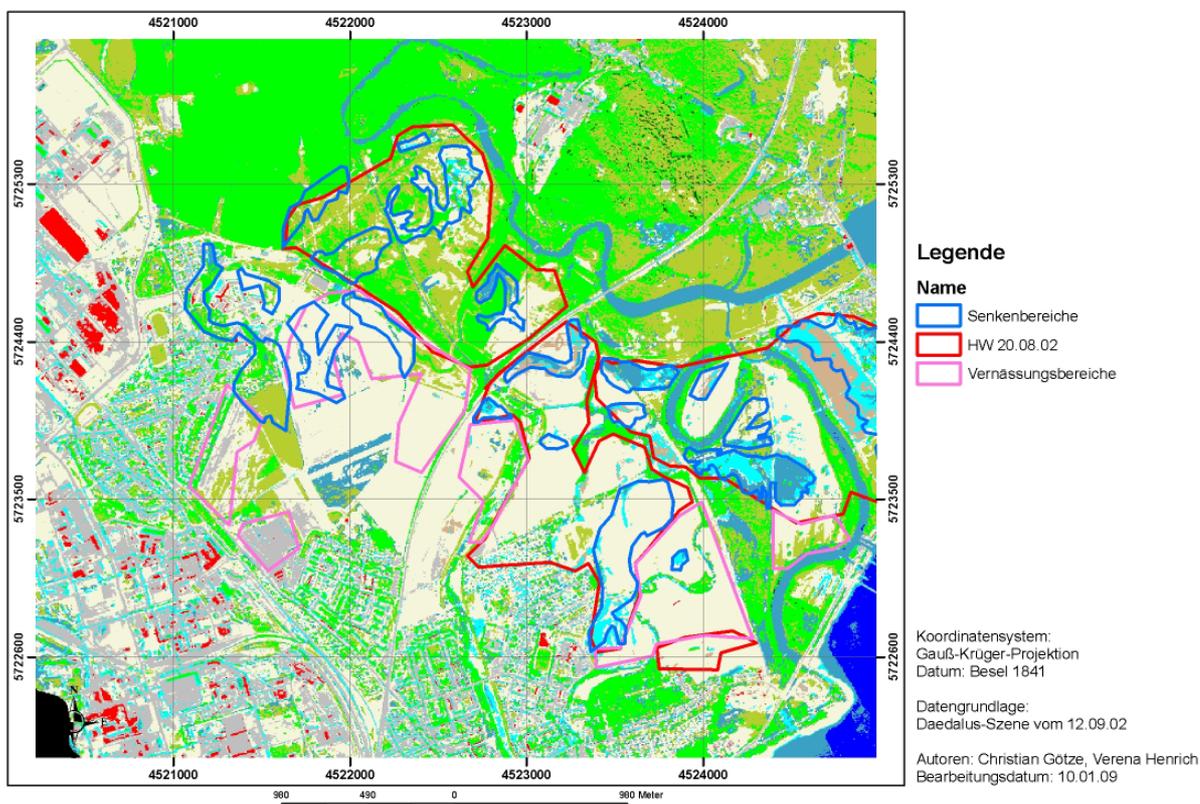


Abb. 1-32 Vergleich der Maximum-Likelihood-Klassifikation mit den Reliefformen und der Hochwasserausbreitung

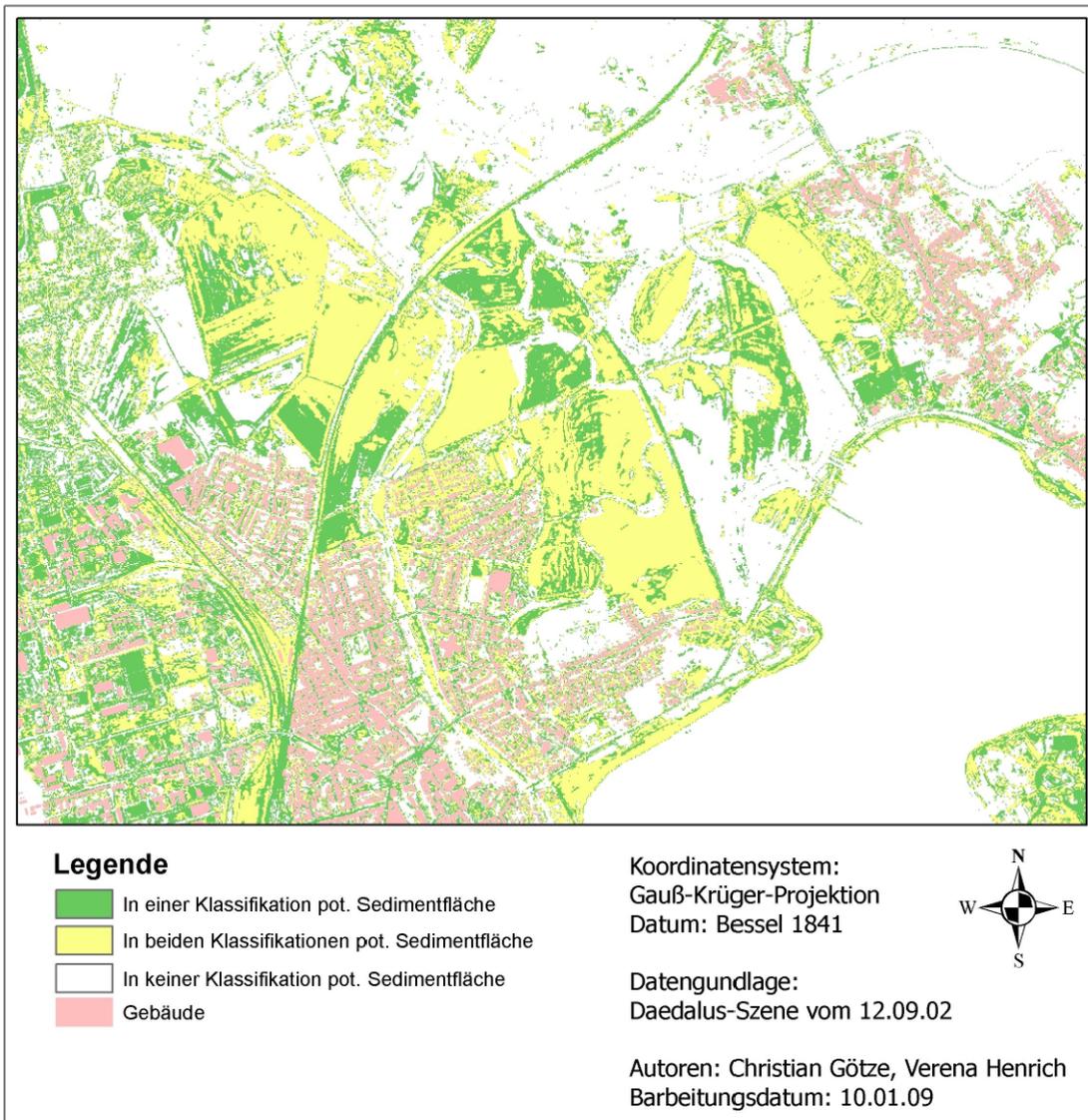


Abb. 1-33 Verschneidung potenzieller Sedimentflächen aus beiden Klassifikationen (Maximum-Likelihood und Minimum Distance)

1.8.2.3 Ergebnisse

Bei der Verschneidung der Methodenergebnisse dienen einmal die spektralen Klassen und andererseits die Reliefformen als Referenz. Die statistische Auswertung lieferte keine zufrieden stellenden Ergebnisse. Als Hauptursache wurde die räumliche Auflösung der Daedalus-Daten von 5 m und die sich daraus ergebende Klassifikationsgenauigkeit in Relation zu den wesentlich höher auflösenden Laserscannerdaten ermittelt. Deshalb wurde ein Vergleich der Daedalus-Klassifikation mit einem größeren Ergebnis-Level aus der Reliefanalyse durchgeführt. Dafür wurde Level 5 ausgewählt. Sämtliche Arbeitsschritte wurden noch einmal wie oben beschrieben wiederholt.

1.8.3 Generalisierung der Ergebnisse

Da für die in diesem Kapitel erfolgte Untersuchung nur Senken bzw. Vollformen für die Auswertung von Bedeutung sind, wurden die Kreisdiagramme wie aus Abb. 1-35 ersichtlich generalisiert.

Alle morphologischen Formen wurden nach der Einteilung der Bodenkundlichen Kartieranleitung (2005) zu Vollform oder Senke zusammengefasst (siehe Abb. 1-36). Einzig die morphologische Form GG (Gestreckt – Gestreckt) ließ sich nicht eindeutig einer dieser Kategorien zuordnen. Sie wurde deshalb als Übergangsform definiert.

Tab. 1-9 Gegenüberstellung der Klassen aus der Reliefauswertung des Laserscanning-Modells mit den Klassen aus der Daedalus-Klassifikation

Klassen der Reliefsegmentierung des bearbeiteten DHM	Klassen der spektralen Klassifikation aus den Daedalus-Daten
<ul style="list-style-type: none"> • Altarme • Flache morphologische Vollform • Gestreckte Areale neben morphologischen Senken • Gg (Gestreckt – Gestreckt) • Gv (Gestreckt – Konkav) • Gx (Gestreckt – Konvex) • Morphologische Senke • Morphologische Vollform • Potentielle Fließbahn • Vg (Konkav – Gestreckt) • Vv (Konkav – Konkav) • Vx (Konkav – Konvex) • Xg (Konvex – Gestreckt) • Xv (Konvex – Konkav) • Xx (Konvex – Konvex) 	<ul style="list-style-type: none"> • Wasserfläche • Wasserfläche mit hohem Schwebstoffgehalt • Vegetationsfläche (Nadelwald) • Vegetationsfläche (Laubwald) • Vernässte Fläche • Vegetationsfläche (Grasland) • Brachliegende Ackerfläche und Sediment (feucht) • Brachliegende Ackerfläche • Brachliegende Ackerfläche und Sediment • Erosionsfläche, trockene Ackerfläche mit hoher Oberflächenreflexion

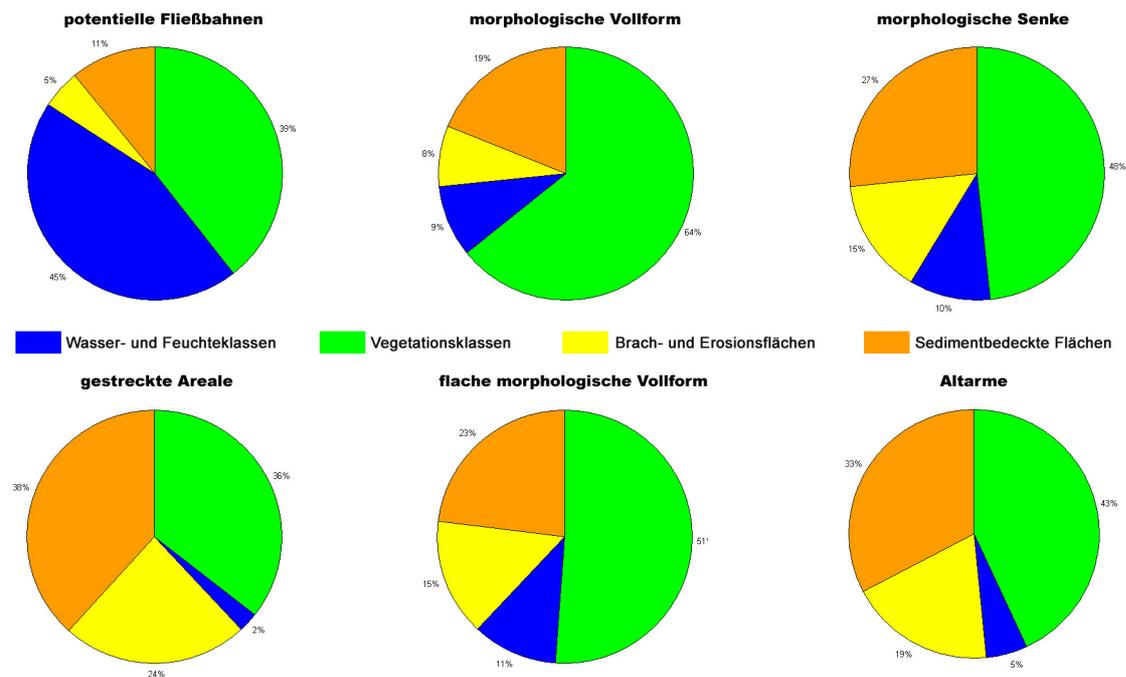


Abb. 1-35 Prozentuale Verteilung der generalisierten Daedalus-Klassen innerhalb der einzelnen Klassen der Reliefanalyse

1.8.4 Ergebnisse Verschneidung Level 5 mit Daedalus-Klassifikation

Die nach der Generalisierung erzielten Ergebnisse zeigen eindeutigere Übereinstimmungen zwischen den beiden angewendeten Methoden. Dabei zeigte sich bei der Daedalus-Klassifikation der Hauptanteil der Reliefform als flache morphologische Vollform (ebene Fläche). Bei

den vernässten Flächen sowie Ackerflächen (mit und ohne Sedimentbedeckung) nehmen die feinmorphologischen Senken einen Anteil von bis zu 30 % ein. Die Wasserflächen werden überwiegend als potentielle Fließbahnen klassifiziert. Die Reliefformen setzen sich zu einem hohen Anteil (bis zu 70 %) aus Vegetationsklassen zusammen. Bei den potentiellen Fließbahnen bilden die Wasserklassen mit 45 % den

Tab. 1-10 Unterschiedliche Skalenniveaus und ihre räumliche Ausdehnung (verändert nach Leser & Panzer 1981)

	Erstreckung (B)		Fläche (F)		Höhe (H)	Beispiel	Beispiele aus der Region
Megarelief (Riesenformen)	über	10 ⁶ m (=1000 km)	über	10 ¹² m ² (=1Mio km ²)		Kanadischer Schild	-
Makrorelief (Großformen)	um	10 ⁵ m (=100 km)	um	10 ¹⁰ m ² (=10000 km ²)		Alpen Faltenjura Rheingraben	-
Mesorelief (Mittelformen)	um	10 ³ m (=1 km)	um	10 ⁶ m ² (=1 km ²)	10 ³ m	Kyffhäuser Kieler Förde Rochusberg bei Bingen	Ackerfläche
Mikrorelief (Kleinformen)	um	10 ¹ m (=10 m)	um	10 ² m ² (=100 m ²)	10 ¹ m	Toteisloch Doline Düne	Flutrinne
Nanorelief (Zwergformen)	um	10 ⁻¹ m (=10 cm)	um	10 ⁻² m ² (=100 cm ²)	10 ⁻¹ m	Karren Tafoni	Erosionsrinne
Picorelief (Miniaturformen)	unter	10 ⁻² m (=10 mm)	unter	10 ⁻⁴ m ² (=1 cm ²)		Gletscherschrammen	-

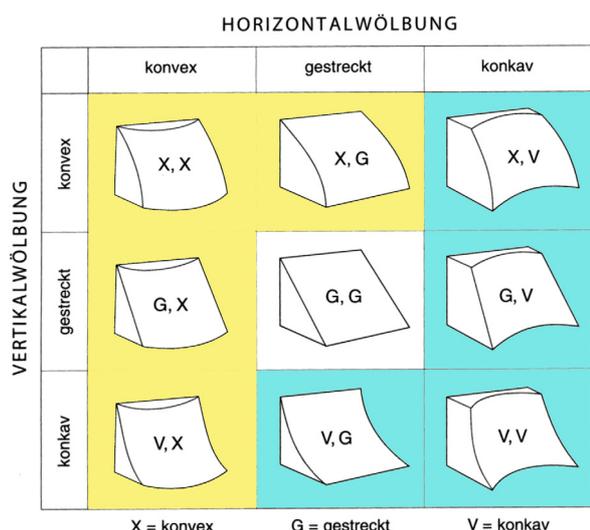


Abb. 1-36 Klassen der Reliefanalyse und deren Generalisierung (Vollformen = Gelb, Senken = Blau) Quelle: verändert nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (2005)

Hauptanteil. Die Senken haben einen höheren Anteil (ca. 30 %) an akkumulierten Sedimenten gegenüber den Vollformen mit ca. 20 %.

Dennoch bleiben auch nach der Generalisierung der Verschneidung Bereiche in denen die beiden Untersuchungsergebnisse nicht übereinstimmen. Eine mögliche Erklärung sind die unterschiedlichen Bearbeitungsskalen der beiden methodischen Herangehensweisen.

So sind die Arbeiten, die mit der hochauflösenden Laser-scanning-Aufnahme (mit einer Auflösung von 1 m) durchgeführt wurden, eher im Bereich der Bearbeitung auf Nanoreliefebene angesiedelt. Die Daedalus-Klassifi-

kation (mit einer geometrischen Auflösung von 5 m) ist dagegen eher eine Arbeit im Bereich der Mikrorelief-ebene. Ein Vergleich von Datensätzen unterschiedlicher Skalenniveaus ist mit all seinen Up- und Downscaling-Problemen immer schwierig zu untersuchen. Durch die Generalisierung der Klassen wurde versucht, die Ergebnisse der Laserscanner-Analyse dem Skalenniveau der Spektral-Klassifikation anzugleichen.

Teilprojekt 2: Untersuchungen zum Schadstofftransport in der vereinigten Mulde der Region Bitterfeld

Wolf von Tümpling, Martina Baborowski, Michael Böhme (UFZ)

2.1 Zusammenfassung

In diesem Bericht werden die wesentlichen Erkenntnisse und Informationen im Bezug zur Schadstoffdynamik im Untersuchungsgebiet der vereinigten Mulde der Region Bitterfeld bei Hochwasserereignissen dargestellt, beschrieben und bewertet, die im Projektzeitraum von Juni 2005 bis Mai 2008 im Teilprojekt gewonnen wurden. In enger Kooperation mit dem Teilprojekt 4 wurde dabei gewährleistet, dass alle grundlegenden Informationen über die Schadstoffverteilungen im Untersuchungsgebiet zur Verfügung gestellt werden konnten, damit im Zusammenspiel mit dem Teilprojekt 1 und den Teilprojekt 3 eine effiziente und aussagekräftige Schadstoffausbreitungsmodellierung möglich wurde.

Drei wesentliche Aspekte bestimmten dabei die Herangehensweise im Teilprojekt 2, welche in den folgenden Unterkapiteln ausführlicher beschrieben werden:

- Datenaquise aus Sediment-, Boden und Wasseruntersuchungen vorangegangener Projekte und Monitoringuntersuchungen
- Untersuchungen zur Schadstoffdynamik während der Frühjahrshochwassers 2006
- Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten von Schwermetallen im Bezug zu Biofilmen

Da lediglich im Frühjahr 2006 ein Hochwasser an der vereinigten Mulde aufgetreten ist, dass zur detaillierten Beschreibung der Schadstoffdynamik zumindest in Deichvorländern wurden personelle Kapazitäten aus dem Teilprojekt genutzt, um im Teilprojekt 3 die Unsicherheitsanalysen der Modelle hochaufgelöster zu ermöglichen.

2.2 Einordnung der Schadstofftransportuntersuchungen in das Gesamtprojekt

Die Arbeiten im Teilprojekt II waren fokussiert auf Untersuchungen zum Schadstofftransport in der vereinigten Mulde der Region Bitterfeld. Die umfasste zum einen die Zusammenstellung der Fakten und Daten über die Schadstoffverteilung in der Region, verursacht durch den Ferntransport aus der Freiburger Region, in enger Kooperation mit den Behörden des Landkreises und den Vorkenntnissen aus Forschungsprojekten wie z. B. dem ADHOCAd-hoc Projekt ein. Eigene Untersuchungsergebnisse aus Hochwasserproben vom Sommer 2002, die nachgewiesen haben, dass die Arsenkonzentration im Wasserkörper in gleicher Größenordnung lag wie in den Schlammablagerungen überfluteter Flächen nahe der Mulden, bilden die Grundlage für die weiteren Untersuchungen und Validierungen (vorgestellt im TP 3 des BMBF Projektes FKZ:0330492). Fehlende Kenntnisse über den Transport- und die Sedimentationsprozesse der Schwermetalle und des Arsens im Wasserkörper der vereinigten Mulde wurden durch entsprechenden Untersuchungen von schwebstoffgebundenen und gelöst transportierten Schwermetallen mittels ICP MS untersucht.

Mit der Übergabe dieser Daten an das Teilprojekt 4 konnten die Erkenntnisse genutzt werden, um im gekoppelten Schadstoffmodell erstmals detaillierte Sedimenta-

tionsbereiche für die Schwermetalle und Arsen kleinräumig, entsprechend der Güte des Modells, ermitteln und vorhersagen zu können.

Projektbegleitend erfolgten analytische Untersuchungen zur Validierung des Schadstoffausbreitungsmodells an Sedimentationsbereichen, die nach der Flut nicht beräumt wurden und ggf. bis jetzt lokal Kontaminanten beherbergen konnten während des Frühjahrshochwassers 2006 durchgeführt werden. Nach dem Frühjahrshochwasser 2006 traten im Projektzeitraum keine weiteren signifikanten Hochwässer an der vereinigten Mulde auf von deren Untersuchung weiterführende Erkenntnisse zum Schwebstoff- bzw. Schadstofftransport in der Mulde zu erwarten gewesen wären. , Vorhandene Forschungskapazitäten im Rahmen des Teilprojektes wurden deshalb zum einen auf Untersuchungen zum Elementbindungs- und Akkumulationsverhalten von Biofilmen ausgedehnt und zum anderen für die wissenschaftlichen Aktivitäten im Teilprojekt 3 bei der Ermittlung der Modellunsicherheiten zur Verstärkung genutzt. Die Untersuchung des Elementbindungs- und Akkumulationsverhalten von Biofilmen sind von Bedeutung zur Vertiefung von Grundlagen zum Verständnis des Stofftransports und Sedimentationsverhaltens.

2.3 Datenakquirierung für relevante Schadstoffe im Raum Bitterfeld

Seit Beginn des Projektes wurden aufbauend auf den Informationen der Ad-hoc Datenbank ([http://](http://www.halle.ufz.de/hochwasser/)

www.halle.ufz.de/hochwasser/), verwaltet und koordiniert im Department für Fließgewässerökologie des

UFZ, die für das Projekt relevanten Schadstoffuntersuchungen in Sedimenten und Böden zusammengetragen und bewertet. Darüber hinaus wurden wesentliche Informationen des Gewässergüteberichts des Landes Sachsen-Anhaltes im Bezug auf das Untersuchungsgebiet der vereinigten Mulde aus- und bewertet. Zusätzlich wurden Relevante Datensätze aus dem vom BMBF geförderten Projekt „Kora“ (<http://www.naturalattenuation.de/content.php?pageId=2015&lang=de&PHPSES-SID=5b103c23e222b01fa666f444bcc8532>) ob ihrer Informationen für das Projekt bewertet. Für die Abschätzung und Bewertung der Schwermetall- und Arseneinträge flussaufwärts der Bitterfelder Region wurden u.a. Berichte und Informationen aus dem Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsens ausgewertet. (http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfuginternet/documents/Hochwasser_erste_Bewertung_1.pdf), (http://www.landwirtschaft.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/lf/inhalt/download/TerraTec_RANK.pdf)

Bei einem Treffen am 15.7.05 im Landratsamt Bitterfeld wurden gemeinsam mit Verantwortlichen des Landkrei-

ses Bitterfeld und Vertretern des TP IV Informationen über Schadstoffuntersuchungen in Böden und Sedimenten von regionalen und lokalen Umweltbehörden der Region Bitterfeld gesichtet. Wesentliche Datensätze standen ab dann dem Teilprojekt IV zur Nutzung zur Verfügung. Bei einer Vor Ort Besichtigung am 23.08. wurden weitere wesentliche Erkenntnisse über die räumliche Verteilung von Schadstoffen durch Herrn Dr. Walkow, Leiter des Umweltdezernates aus dem Landratsamt Bitterfeld vermittelt. In einem Gespräch mit Herrn Keil, Präsident der Landesanstalt für Altlastenfreistellung im September 2005 wurden Kooperationsmöglichkeiten sondiert und Datennutzungen diskutiert.

Des Weiteren konnten durch die Organisation und Teilnahme am Elbe-Workshop 10. November 2005 weitere Informationen über Schadstoffverteilungen im Raum Bitterfeld in der Diskussion mit Wissenschaftlern und Mitarbeitern von regionalen Behörden gewonnen werden.

2.4 Untersuchungen zur Schadstoffdynamik während des Frühjahrshochwassers 2006

Das Ziel dieser Schadstoffuntersuchungen während des Hochwassers war es, die Grundlagen für die Schadstofftransportmodellierung durch Bereitstellung aktueller Eingangsdaten zu verbessern.

Dabei ist für den Transport und Verbleib der Schadstoffe in den überschwemmten Gebieten neben dem partikulär gebundenen Schadstoffmenge der Anteil von gelösten Stoffen innerhalb der Gesamtprobe von Bedeutung. Gelöste Stoffe können über große Entfernungen transportiert werden, da sie nicht sedimentieren. Eine Veränderung innerhalb des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär beeinflusst, je nach Konzentration und Zusammensetzung der partikulären Phase, nicht nur die Länge der Transportstrecke, sondern auch die Menge der sedimentierbaren Stoffe. Die Änderung des Anteils gelöster Verbindungen innerhalb des Gesamtgehaltes hat somit direkten Einfluss auf die Länge der Transportstrecke der Spurenstoffe, von ihrem Eintrag in die Mulde (z.B. aus Gruben-/Deponiewässern) bis zu ihrer Sedimentation in strömungsberuhigten Zonen der städtischen Bereiche.

Die Ermittlung des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär erfolgte während des Frühjahrshochwassers 2006 in der Mulde- und in der Spittelwasseraue. Ergänzend wurden die Belastung der während des Frühjahrshochwassers 2006 in der Aue abgelagerten Schwebstoffe (mittels Sedimentfällen) sowie die der nach dem Hochwasser gebildeten Gewässersedimente untersucht.

Bei zweitägigen Probennahmen vom 26.03.2006 bis zum 13.04.2006 erfolgte eine Fraktionierung die Wasserproben vor Ort in Teilproben: unfiltriert und filtriert 0,45µm. Zur Stabilisierung erfolgte die Zugabe von kon-

zentrierter Salpetersäure suprapur. Nach einem H₂O₂ / HNO₃ Mikrowellenaufschluss der Gesamtwasserprobe erfolgte die Bestimmung der Schwermetallgehalte und Arsen aller drei Teilproben mittels ICP MS entsprechend der DIN EN ISO 11885: 04.98.

Beispielhaft ist in der Abb. 2-1 die Änderung des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär innerhalb einer Probe für die Elemente Blei (Pb), Arsen (As) und Uran (U) im Mündungsbereich der Mulde während des Frühjahrshochwassers 2006 dargestellt.

Bezogen auf die untersuchten Spurenelemente nimmt der partikuläre Anteil, und damit die Sedimentationswahrscheinlichkeit auf den überschwemmten Flächen, innerhalb einer Probe in folgender Reihenfolge ab:

Pb (89%) > Cr (83 %) > Cu (51%) > As (38%) > U (35%) > Zn (30%) > Ni (29%) > Cd (28%)

Ergebnisse von im selben Zeitraum während des Frühjahrshochwassers 2006 oberhalb und unterhalb des Muldestausees entnommenen Proben bestätigen dieses Ergebnis (Abb. 2-2 bis Abb. 2-4). Dabei ordnen sich die Konzentrationen der bei Raguhn gemessenen Proben (symbolisiert durch Pfeile im rechten Teil der jeweiligen Darstellung) gut in die Zeitreihe der im Bereich der Muldemündung untersuchten Proben ein.

Ergänzend zu den Wasseruntersuchungen erfolgte die Bestimmung des Schwebstoffeintrags in die Aue. Hierfür wurden die in Abb. 2-5 dargestellten Matten (Kunstrasen zur Simulation natürlicher Oberflächen) verwendet. Die Matten wurden vor Beginn des Hochwassers ausgelegt und unmittelbar nach dem Abfließen des Hochwassers wieder eingeholt. Zur Berücksichtigung natürli-

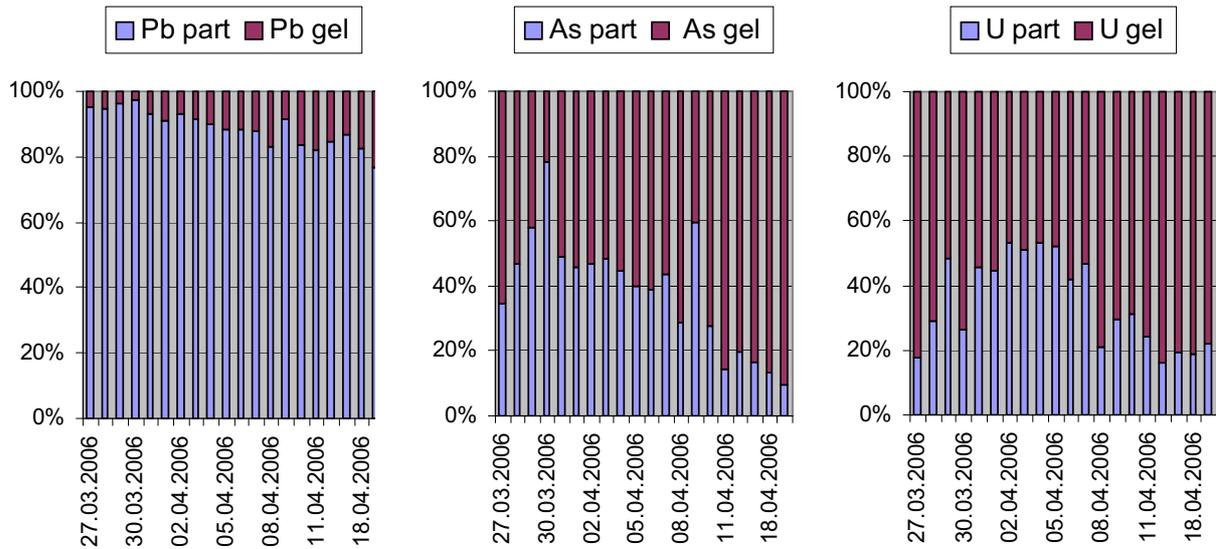


Abb. 2-1 Änderung des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär innerhalb der Gesamtprobe während des Frühjahrshochwassers 2006 im Mündungsbereich der Mulde

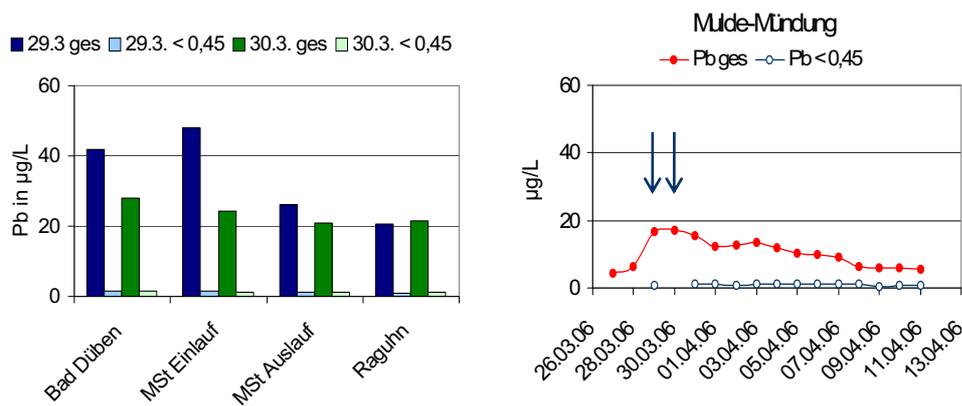


Abb. 2-2 Pb-Konzentration im Muldewasser während des Frühjahrshochwassers 2006 an verschiedenen Probenahmestellen oberhalb und unterhalb des Muldestausees im Vergleich zum Mündungsbereich der Mulde

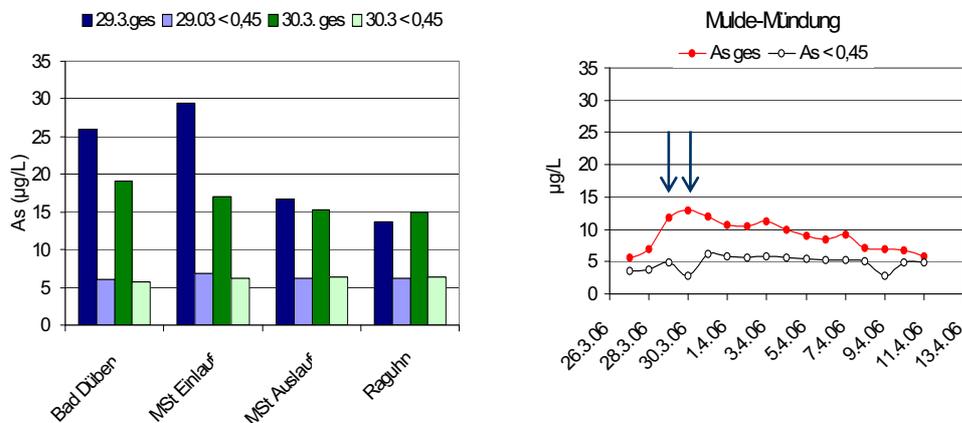


Abb. 2-3 As-Konzentration im Muldewasser während des Frühjahrshochwassers 2006 an verschiedenen Probenahmestellen oberhalb und unterhalb des Muldestausees im Vergleich zum Mündungsbereich der Mulde

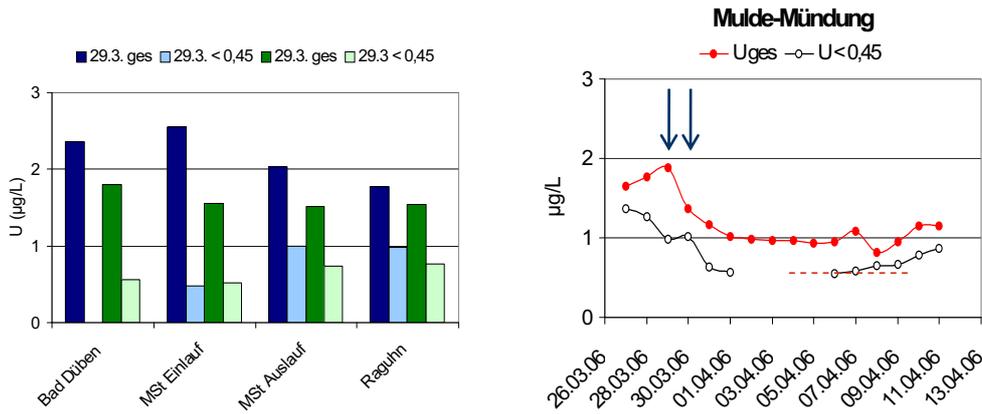


Abb. 2-4 U-Konzentration im Muldewasser während des Frühjahrshochwassers 2006 an verschiedenen Probenahmestellen oberhalb und unterhalb des Muldestausees im Vergleich zum Mündungsbereich der Mulde



Abb. 2-5 Zur Bestimmung der Schwebstoffablagerung in der Aue (links) verwendete künstliche Sedimentfallen (rechts) nach Krüger et al. (2006)

cher Unsicherheiten basiert die Bestimmung der Konzentration und Zusammensetzung der Ablagerungen auf der Grundlage von jeweils fünf Parallelproben und -messungen.

Eine Übersicht über die Lage der Matten-Standorte wird in Abb. 2-6 gegeben.

Der Schwebstoffeintrag in die Aue geht aus Abb. 2-7, die Belastung des eingetragenen Schwebstoffs aus den Abb. 2-8 bis Abb. 2-10 hervor. Zur Einordnung der ermittelten Ergebnisse werden diese Ergebnisse von im gleichen Zeitraum an Sedimenten aus Elbe- und Saale durchgeführten Untersuchungen gegenübergestellt.

Nach der Bergung der Matten wurden diese wie in der Abb. 2-11 dargestellt ausgewaschen.

Nach der Trocknung der Suspension erfolgte wurde die Trockenmasse bestimmt, um die Deposition in g/m² zu ermitteln. Mit Teilproben der Sedimente erfolgte ein mikrowellengesteuerter Königswasserauszug, um die Schwermetalle und Arsen genau wie die Wasserproben mittels ICP-MS zu bestimmen. Beispielfhaft sind die Ergebnisse für Blei, Arsen und Uran in Abb. 2-8 bis Abb. 2-10 dargestellt. Dabei zeigen die Schwebstoffeinträge in die Aue die höchsten Werte für Pouch, oberhalb

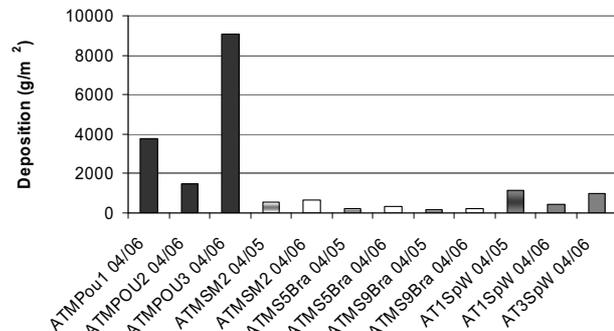


Abb. 2-7 Eintrag von Schwebstoff in die Aue

des Muldestausee, was die Funktion des Muldestausees als Senke für partikuläre Stoffe belegt.

Die Belastung des Auenschwebstoffs ist in Jessnitz geringer als die der Hochflutsedimente bei Dessau, was durch die Sedimentation von nicht belastetem groben Material im weiteren Verlauf der Fließstrecke erklärt werden könnte. Insgesamt sind die Hochflutsedimente der Mulde höher mit Pb, As und U belastet als vergleichbare Proben der Elbe bei Aken sowie der Saale (Rosenburg).



Abb. 2-6 Standorte der Schwebstoff-Depositionsmessungen mittels Matten

Wesentliche Grundlagen für die Schadstoffausbreitungsmodellierung in Teilprojekt 4 konnten so geschaffen werden.

Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials als eine wesentliche Grundlage auch für das Teilprojekt 5 wurde u.a. die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) von 1998 (BBodSchG - Bundes-Bodenschutzgesetz (Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten) vom 17. März 1998) herangezogen. Wie aus der Tab. 2-1 zu entnehmen ist, sind in der Verordnung Prüfwerte für die einzelnen Nutzungsarten der Böden u.a. für Blei und Arsen festgelegt.

Für die Mehrzahl der Hochflutsedimentproben ergibt sich für die Arsenbelastung auch in 2006, dass sie den Prüfwert für Wohngebiete signifikant überschreiten und knapp die Hälfte sogar den Prüfwert für Park- und Freizeitanlagen. Dabei muss berücksichtigt werden, dass hier nur die aktuellen Hochflutsedimente und keine Mischproben betrachtet wurden. Im Fall von Überschwemmungen urbaner Bereiche müsste jedoch von entsprechenden Prüfwertüberschreitungen ausgegangen werden.

Im Bezug auf die Bleibelastungen konnte gezeigt werden, dass auch noch in 2006 von einer teilweisen Überschreitung des Prüfwertes von Kinderspielflächen ausge-

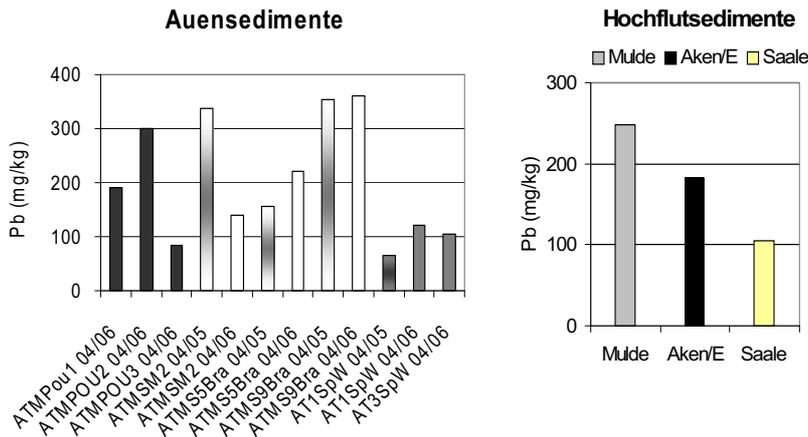


Abb. 2-8 Pb - Belastung der Auen- und Hochflutsedimente nach dem Frühjahrshochwassers 2006

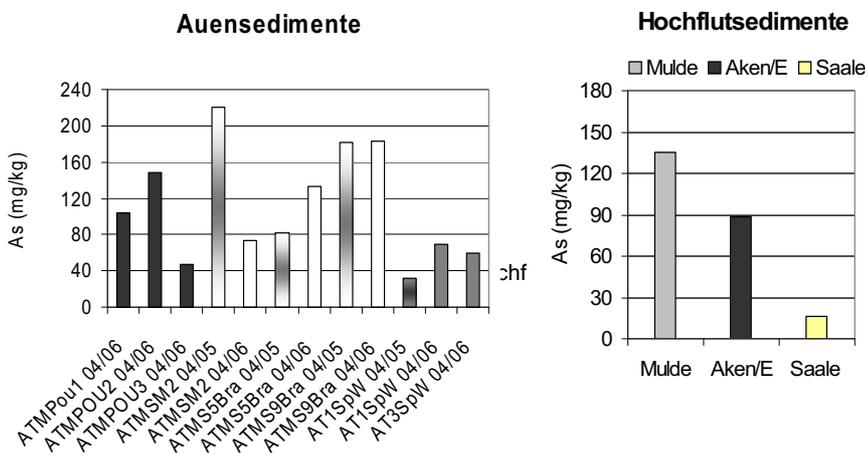


Abb. 2-9 As - Belastung der Auen- und Hochflutsedimente nach dem Frühjahrshochwassers 2006

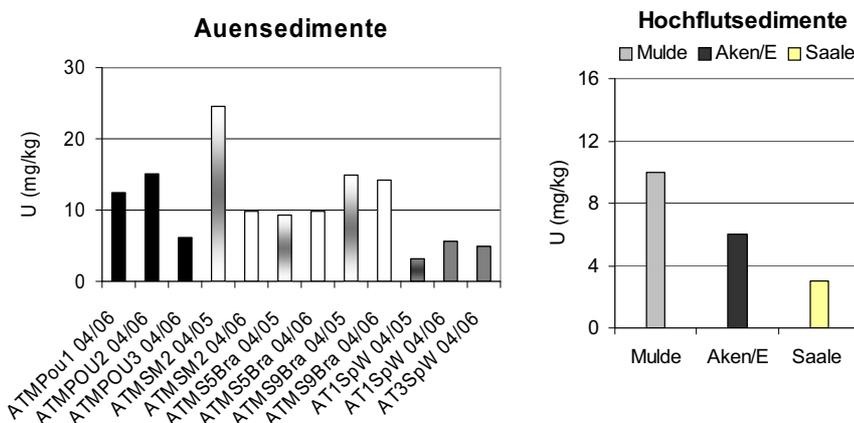


Abb. 2-10 U - Belastung der Auen- und Hochflutsedimente nach dem Frühjahrshochwassers 2006



Abb. 2-11 Auswaschen der Sedimentfallen

Tab. 2-1 Prüfwerte der BBodSchV (mg/kg Trockenmasse)¹⁾

Stoff	Kinderspielflächen	Wohngebiete	Park- und Freizeitanlagen	Industrie und Gewerbe
Arsen	25	50	125	140
Blei	200	400	1.000	2.000

gangen werden muss. Damit wurden gleichzeitig die Grundlagen geschaffen, um im Teilprojekt 5 detaillierte Gefährdungsabschätzungen zu machen.

2.5 Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten von Schwermetallen im Bezug zu Biofilmen

Ziel dieser Arbeit war es, Informationen über die Art der Bindung von Arsen, Kupfer und Zink in und an Biofilmen zu erlangen, um diese bei entsprechender Relevanz in das Schadstoffausbreitungsmodell mit einzubeziehen. Mit der Probenvorbereitungsmethode der Kaltplasma-veraschung (CPA) zur Ermittlung biologisch gebundener Anteile in natürlichen Biofilmen wurde der Versuch unternommen, den in organisch eingebunden Elementanteil zu bestimmen. Ausgehend von bisherigen

Erkenntnissen wurde angenommen, dass im Biofilm eine Einlagerung der Metalle in Zellen stattfindet. Eine solche Umlagerung würde die Metallspezies bioverfügbar machen und damit eine Akkumulation entlang der Trophiestufen ermöglichen.

Aus den in dieser Arbeit erhaltenen Ergebnissen kann eine semiquantitative Aussage zur Art der gebundenen Metallspezies gemacht werden.

Da in der Literatur bisher keine zur Bestimmung von Elementbindungsformen in Biofilmen mittels Kaltplasmaverascher existiert war eine Überprüfung der Richtigkeit der angewandten Methode unumgänglich. Zur Validierung wurde das planktische Referenzmaterial BCR 414 genutzt. Folgende Prozedur kam zur Anwendung:

In jeweils dreifacher Durchführung wurde Referenzmaterial eingewogen. Im Weiteren wurde wie folgt verfahren:

1. sofortiges Ausschütteln mit Reinstwasser (pH 5) zur Gewinnung der austauschbaren Elementfraktion
2. Trocknen der Rückstände mit dem Filter und Veraschung mittels CPA, Ausschütteln mit Reinstwasser zum Erhalt der nach dem Veraschen austauschbaren Fraktion
3. Erneutes Trocknen der Rückstände im Saviellex-Gefäß, aufschließen mit Königswasser, zur Gewinnung der Residualfraktion
4. Rechnerische Bestimmung des Gesamtgehaltes.

Von allen erhaltenen Lösungen wurde in Dreifachbestimmung mittels TXRF der Mittelwert des Metallgehalts bestimmt.

Die Ergebnisse der ermittelten Konzentrationen für das Referenzmaterial sind in Abb. 2-12 dargestellt.

Wie aus der Abbildung ersichtlich ist konnten für Cu 76 %, Zn 42 % und As 81 % austauschbare Anteile am Gesamtgehalt nachgewiesen werden (Der zertifizierte Referenzwert für As liegt bei 6,8 µg/g). Nach dem Veraschen kommen noch einmal Cu 10 %, Zn 2 % und As 7 % hinzu, die der organisch gebundenen Fraktion zuzuordnen sind. Der Aufschluss der Filter samt getrockneten Rückständen liefert etwas zu hohe Restwerte, was auf den Substanzverlust beim wiederholten Abfiltrieren, Trocknen, Überführen und Ausschütteln zurückzuführen ist. Die Arsenkonzentration der Residualfraktion liegt im

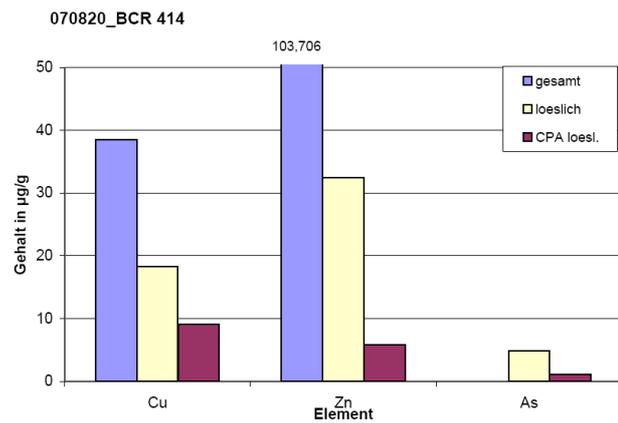


Abb. 2-12 Elementkonzentration der Einzelfractionen im BCR 414

Gegensatz zu den anderen Elementen unter der Bestimmungsgrenze. Der Großteil des Arsens ist im Plankton des Referenzmaterials, also biologisch verfügbar und entweder austauschbar oder organisch gebunden. Die für das Kupfer im Vergleich zu Zink und Arsen relativ hohen Befunde nach dem Veraschen (10 %) stimmen mit der in der Literatur vorherrschenden Meinung überein, dass Kupfer häufig in den Zellen akkumuliert wird.

Um die Bindungsformen des im und am Biofilm gebundenen Arsens untersuchen zu können, wurde auf Grund der hohen Gesamtbelastung an Arsen die Mulde bei Bad Düben als Probenahmeestelle gewählt. Für die Betrachtung des hier entnommenen Biofilms ist die Schwebstoffkonzentration der Mulde an der Entnahmestelle in Bad Düben ebenfalls von Interesse. Sie beträgt dort durchschnittlich 35 mg/L und ist damit als ausgesprochen schwebstoffreich zu charakterisieren. Darüber hinaus war der Standort durch feste Uferverbauung gekennzeichnet. Eine Entnahme von Biofilmpflanzen ohne Sedimenteinfluss im Aufwuchsträgermaterial war so gewährleistet.

2.6 Untersuchungen zum Elementbindungsverhalten von Biofilmen am Standort Bad Düben

Entsprechend des validierten Verfahrens wurden die Biofilmpflanzen vom Standort Bad Düben untersucht (Abb. 2-13, Abb. 2-14). Im Vergleich zu den analog mit der Referenzsubstanz durchgeführten Experimenten kann allem voran festgestellt werden, dass der natürliche Biofilm ein signifikant anderes Bindungsverhalten aufweist.

Berechnet man die Summe aus der mit Königswasser aufgeschlossenen, austauschbaren und organisch gebundenen Fraktionen, so ergeben sich die bioverfügbaren Anteile zu weniger als 10 % (Abb. 2-15).

Unter der Annahme, dass keine Adsorption der Metalle nach dem Veraschen auftritt, stimmen die im sequentiellen Verfahren bestimmten Anteile der organisch gebun-

denen bzw. austauschbaren Fraktionen mit den tatsächlich so gebundenen Fraktionen überein. Der prozentuale Anteil der bioverfügbaren Fraktionen (austauschbar und organisch gebunden) am Gesamtgehalt ergibt sich dann zu Cu 10 % (3+7), Zn 4 % (2+2) und As 5 % (2+3).

Die Bestimmung des Glühverlustes nach dem Glühen (2 h, 550°C) ergab für die Biofilmpflanzen 9 %. Über 90 % des Gewichtes sind daher auf nicht organisches Material im Biofilm zurückzuführen. Die Elementkonzentrationen in der Residualfraktion spiegeln dies wieder.

Die Untersuchungsergebnisse berücksichtigend kann bezüglich der Transformation von Arsen auf der Stufe des Biofilms für den Biofilm der Mulde bei Bad Düben davon ausgegangen werden, dass die Akkumulation entlang der Nahrungskette nicht über die Zellen im Biofilm

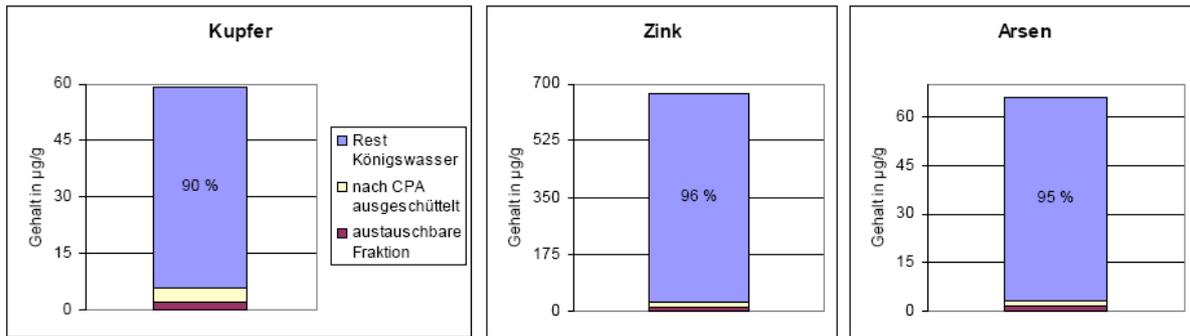


Abb. 2-15 Absolute Gehalte der einzelnen Fraktionen sowie prozentualer Anteil der nicht bioverfügbaren Metallgehalte an der Gesamtsumme (theoretisch berechnet nach Königswasseraufschluss)

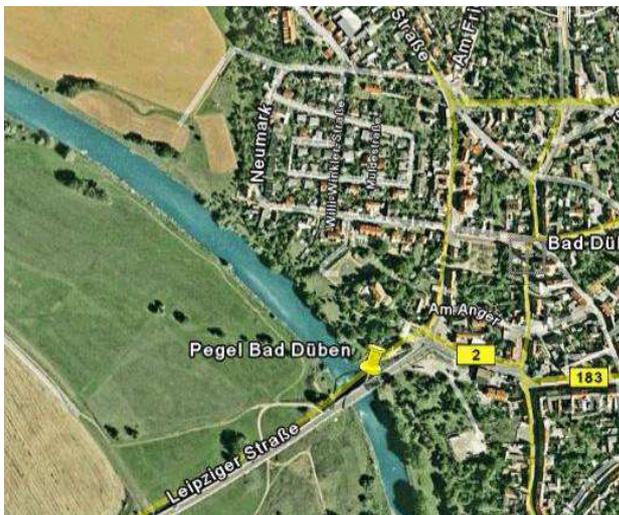


Abb. 2-13 Probennahmestelle in Bad Dübener Heide, Pegel (GoogleEarth)



Abb. 2-14 Biofilmprobenentnahme

als unterste Trophiestufe verläuft. Im Biofilm der Mulde konnte keine signifikante Anreicherung des Arsens, verglichen mit den Gehalten im Schwebstoff, gefunden werden. Die Abschätzung des austauschbar und organisch gebundenen Arsengehalts am Totalgehalt des Biofilms (bestimmt mittels Königswasseraufschluss) liefert bioverfügbare Anteile von 5-10 %. Dieser Anteil an potentiell ökotoxikologischem Arsen wird mit der Biofilmdynamik wieder an das Gewässer abgegeben. Nach den hier vorgestellten Ergebnissen geht der Großteil des im Biofilm wieder gefundenen Metallgehaltes jedoch auf partikulär in die Biofilmstruktur eingelagerte Metallspezies zurück. Daher kann im Zusammenhang mit der gesamten im Biofilm der Mulde vorgefundenen Arsenkonzentration nicht von einer Akkumulation gesprochen werden. Offensichtlich ist jedoch, dass die Nutzung der Kaltplasmaveraschung in dieser speziellen Fragestellung sich nicht so trivial gestaltet. Scheinbar führen Adsorptionsprozesse an der Asche zu Problemen bei der Bestimmung der beim Veraschen frei werdenden Metallfraktion. Ebenfalls konnte gezeigt werden, dass eine gemeinsame Bestimmung austauschbarer und organisch gebundener Metallfraktionen nach dem Veraschen nicht mit nur einem Arbeitsschritt möglich ist. Die angedachte Abtrennung der im Biofilm bioverfügbar gebundenen Metalle gestaltet sich aufwendig, ein sequentielles Extraktionsverfahren muss entwickelt werden, das sehr wahrscheinlich je nach Herkunft und Beschaffenheit des natürlichen Biofilms zu variieren ist. Restunsicherheiten von bis zu 30 % bei der Bindungszuordnung sind deshalb möglich. Eine explizite Berücksichtigung der Bioakkumulation für Kupfer, Zink und Arsen im Schadstoffausbreitungsmodell der Region Bitterfeld ist deshalb nicht notwendig und die Berücksichtigung des partikulär gebundenen Kupfer, Zink und Arsen bei der Schadstoffausbreitungsmodellierung ausreichend.

Teilprojekt 3: Hydraulische Modellierung

Olaf Büttner, Michael Böhme, Michael Rode (UFZ)

3.1 Zusammenfassung

In diesem Dokument werden die wesentlichen Ergebnisse der hydraulischen Modellierung beschrieben, zusammengefasst und bewertet, die innerhalb des Projektes erarbeitet wurden. Die Arbeiten liefen über einen Zeitraum von 3 Jahren (September 2005 – April 2008). Auf Workshops und Konferenzen wurden die Zwischenergebnisse dargestellt, jährlich wurden Zwischenberichte erstellt. Die Ergebnisse der Hydraulik bildeten die Grundlage für nachfolgende Stofftransportrechnungen und Risikobewertungsaussagen, die anschließend in das Entscheidungshilfesystem integriert wurden (Teilprojekt 5). Insgesamt wurden 4 verschiedenen Hochwasser - Situationen mit 12 Szenarien betrachtet.

Im ersten Kapitel findet man eine kurze Beschreibung des Gesamtprojektes sowie eine Einordnung der hydraulischen Modellierung in das Gesamtkonzept des Projektes.

In Abschnitt 3.3 werden die Datengrundlagen und die Randbedingungen für die verschiedenen Szenarien erläutert und die gewählten Szenarien werden kurz beschrieben.

Das dritte Kapitel faßt die Ergebnisse der Modellierung für das Hochwasserereignis vom August 2002 zusammen, welches aufgrund seines extremen Verlaufes die Motivation für das SARISK Projekt lieferte.

Im folgenden Kapitel 4 werden die Resultate des Verlaufes eines angenommenen weiteren Extremhochwassers (HQ500) beschrieben und verschiedenen Varianten näher beleuchtet. Insbesondere wird auf die potentielle Gefährdung des Chemieparks Bitterfeld bei einem solchen Ereignis eingegangen.

Die Wirkung des in Bau befindlichen Polders Rösa auf die Wasserspiegellagen im Gebiet für verschiedenen Durchflüsse wird im Abschnitt 3.7 beschrieben.

Während der Projektbearbeitung gab es eine Anfrage bezüglich des Überflutungsverlaufes des Salegaster Forstes, eines Muldeauengebietes im Untersuchungsgebiet. Die Antwort ist im Abschnitt 3.8 dargestellt.

Eine Betrachtung zu den Modellunsicherheiten sowie eine Beschreibung der durchgeführten Sensitivitätsanalysen findet man im Abschnitt 3.9.

3.2 Einordnung der hydraulischen Modellierung in das Gesamtprojekt

3.2.1 Projektziel

Die räumlich detaillierte Analyse der Strömungsverhältnisse und des Schwebstofftransports in potentiellen Überschwemmungsgebieten erfolgt anhand einer 2D Strömungsmodellierung und der Sedimenttransportmodellierung, die für das Untersuchungsgebiet implementiert und kalibriert werden. Dafür wird eine zweidimensionale instationäre Analyse der Strömungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet mit dem Finite-Elemente Modell [TELEMAC](#) durchgeführt. Es werden unterschiedliche Randbedingungen mit räumlich hoch aufgelöster hydraulischer Modellierung urbaner Bereiche mit entsprechend hohen Anforderungen an die Stabilität des Modells untersucht. Daran schließt die räumlich hoch aufgelöste Ermittlung der Sedimentausbreitung und -deposition im Untersuchungsgebiet mit dem [SUBIEF-2D](#) Schwebstofftransportmodul an. Hierbei wird der Stoffeintrag stromauf des Modellgebiets berücksichtigt, wonach in TP4 die Verlagerung der an Schwebstoffe gebundenen Schwermetalle untersucht werden kann (z.B. Blei-, Arsen oder Uran-Emissionen aus dem Erzgebirge). Die räumlich differenzierte Kopplung der hydraulischen und Sedimenttransportroutinen mit den Schadstofftransportmodellen erfolgt anschließend,

wobei die Schadstoffemissionen im Modellgebiet (z.B. Lager wassergefährdender Stoffe in Gewerbe und Privathaushalten) anhand von Fließgeschwindigkeiten und Wasserständen ermittelt werden. Mit dem kalibrierten Modell werden die im Verbundprojekt festgelegten Szenarien hinsichtlich der Strömungsmodellierung und des Schwebstofftransports für unterschiedliche Hochwasserjährlichkeiten und Überflutungszustände mit unterschiedlichen Deichbruchszenarien simuliert. Durch die Modellkopplungen können erstmals die Wechselwirkungen zwischen Strömungsdynamik und Schadstoffausbreitung in urbanen Flussniederungen unter Berücksichtigung lokaler Schadstoffquellen bebauter Gebiete untersucht werden.

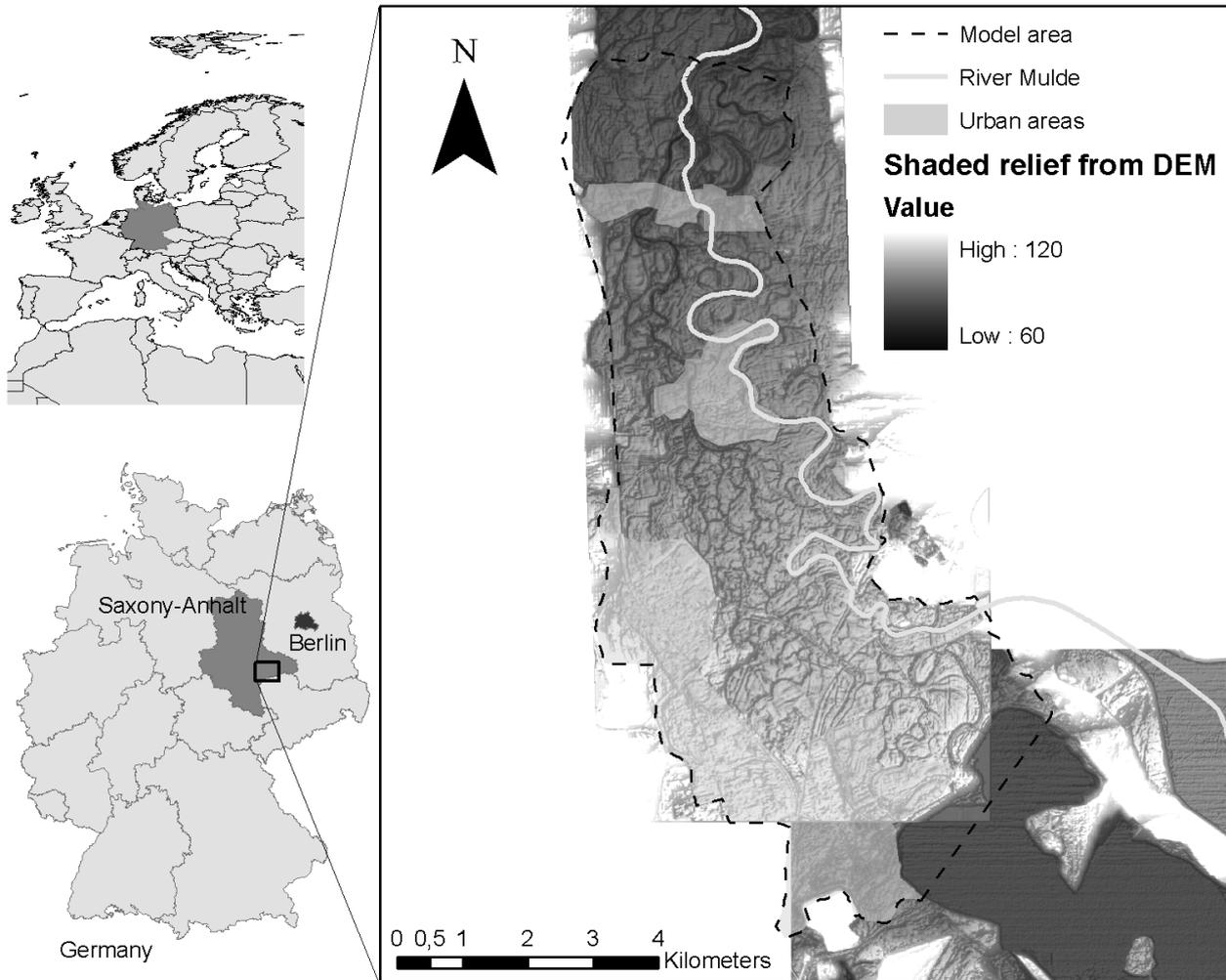


Abb. 3-1 Lage des betrachteten Untersuchungsgebietes

3.3 Modellierung der 2D-Strömungsverhältnisse in urbanen Gebieten

3.3.1 Zusammenfassung

Im Bereich der vereinigten Mulde werden ca. 45 km² zwischen Muldestausee Unterpegel und Pegel Priorau mit einem zweidimensionalen hydraulischen Modell betrachtet. Das Gebiet wird in neun verschiedene Rechengebiete aufgeteilt, die unterschiedlich hoch auf-

gelöst modelliert werden. Es werden Ergebnisse für das Gebiet vorgestellt, das durch den Anstieg des Wassers im ehemaligen Tagebausee Goitzsche überflutet wurde. Als Randbedingungen wurden die Wasserstände des extremen Hochwassers vom August 2002 gewählt.

3.4 Entwicklung des Modellsystems

Der Aufbau des Modellsystems zur Simulation der Wasserbewegung und Sedimentdynamik ist wesentlicher Inhalt des Projekts. Der 2-dimensional bearbeitete Bereich erstreckt sich über fast 20 Flusskilometer zwischen Goitzsche-Westufer, Muldestausee UP und Pegel Priorau. Die Gesamtfläche wurde in 8 Teilflächen gegliedert, welche einzeln berechnet werden und im Modell räumlich unterschiedlich hoch aufgelöst sind.

Zunächst wurde auf Grundlage der bisher vorhandenen Teile des Höhenmodells für das östliche Stadtgebiet von

Bitterfeld und die angrenzende Muldeau ein erstes Teilmodell mit einer groben Auflösung aufgesetzt (Modellgebiete M1 und M4, Abb. 3-6). Als Randbedingungen für die Hydraulik wurden die Bedingungen des Hochwassers von 2002 gewählt (16./17. August 2002). Es wurden Rechengitter unterschiedlicher Detailliertheit getestet. Insbesondere im städtischen Bereich verlangt eine realitätsnahe Simulation hoch aufgelöste Rechengitter, welche zu dementsprechend langen Rechenzeiten führen.

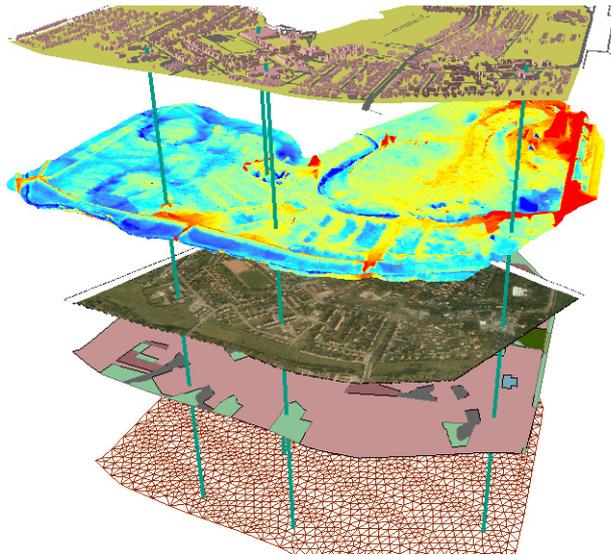


Abb. 3-2 Schematische Darstellung der Datengrundlagen am Beispiel des Gebietes M1. Dargestellt sind für ein Teilgebiet des Modellraumes (Stadtgebiet Bitterfeld Ost) folgende wichtige Komponenten der für die zweidimensionale hydraulische Modellierung verfügbaren Datenbasis:

- Das digitale Höhenmodell (Quelle: LHW LSA) ist die Grundlage für die Zuweisung der Höhen im Rechengitter.
- Luftbilder helfen bei der genauen Orientierung im Gelände (Quelle: LHW LSA).
- Rauheiten werden aus Ergebnissen der Biotoptypenkartierung ermittelt (Quelle: LAU LSA).
- Das Gebiet wurde in verschieden hoch aufgelöste Rechengitter zerlegt



Abb. 3-3 Beispiel für die Vereinfachung von Hausgrundrissen zur Gittergenerierung

Die Testläufe ergaben im Vergleich zu den Informationen über den Ablauf des Hochwassers 2002 in den betrachteten Modellgebieten M1 und M4 bereits eine gute Übereinstimmung sowohl bezüglich des zeitlichen Ablaufes als auch der Überschwemmungsverhältnisse in Bitterfeld zum Zeitpunkt des höchsten Pegelstandes am Goitschensee.

Auf Grundlage neu vorhandener Teile des Höhenmodells konnten anschließend das große Teilgebiet unterhalb des Muldestausees in teilweise hoher Auflösung bis zum Pegel Priorau erstellt werden (Modellgebiet M5).

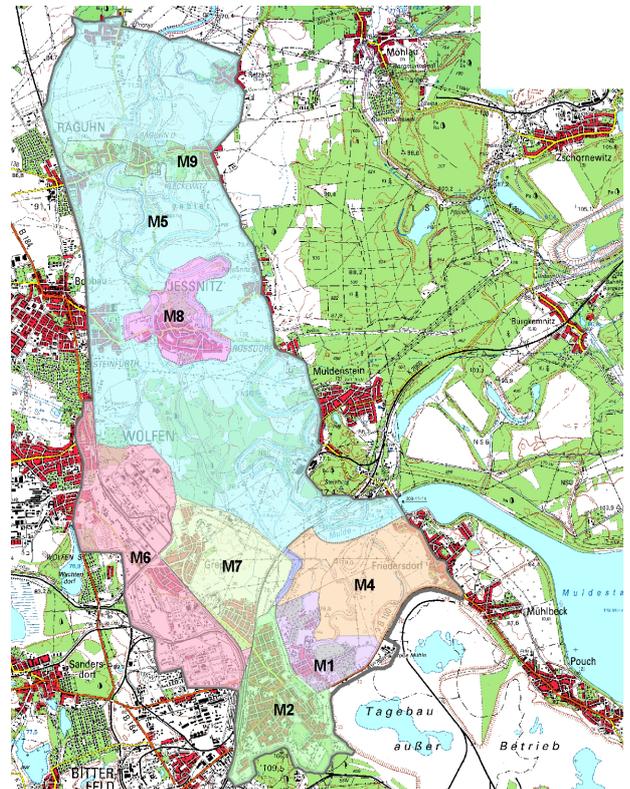


Abb. 3-4 Modellgebiete im Untersuchungsraum

Das Gebiet M5 umfaßt eine Fläche von ca. 29 km² und erstreckt sich zwischen Muldekilometer 43,5 (Muldestausee UP, Abb. 3-5) und Muldekilometer 23,9 (Pegel Priorau). Es wird im Westen begrenzt durch die Eisenbahntrasse von Bitterfeld Richtung Dessau und im Osten durch die von Haase ausgewiesene maximale Überflutungsfläche, im Süden durch Deiche der Mulde und Leine (Abb. 3-6).



Abb. 3-5 Muldestausee-Unterpegel am 30.03.2006

Die Modellgebiete M8 und M9 enthalten die Ortslagen Jessnitz und Raguhn in hoher Auflösung und ermöglichen die detaillierte Beschreibung der Wellenabläufe in diesen besiedelten Bereichen. Am Ende wurden noch die Modellgebiete M7 (Ortslage Greppin) und M6 (Chemiepark) angefügt, um auch für diese sensiblen Bereiche eine Modellierung zu ermöglichen.

3.4.1 Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von rund 45 km² und erstreckt sich entlang der Mulde. Es reicht

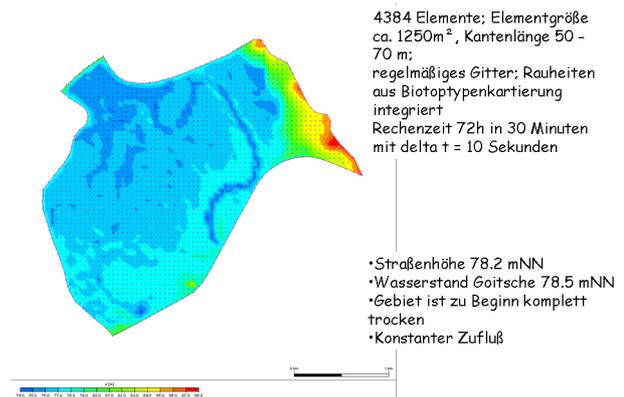


Abb. 3-6 Höhen im Modellgebiet M3 (M1 und M4)

vom Unterpegel des Muldestausees (Muldekilometer 43.5) bis zum Pegel Priorau (Muldekilometer 24).

Das Kerngebiet der Modellierung bilden die unterhalb des Muldestausees in den potentiellen Überflutungsgebieten der Mulde gelegenen Industriestandorte Bitterfeld und Wolfen sowie weitere Ortschaften innerhalb der Mulde. Das Untersuchungsgebiet wurde in verschiedenen hoch aufgelöste Modellgebiete zerlegt (Tab. 3-1), die zunächst hydraulisch nicht unbedingt miteinander verbunden sein müssen. Randbedingungen und Detaillierungsgrad (Auflösung) des Modellgebietes werden durch die Szenarien bestimmt. Eine Kopplung der verschiedenen Modellgebiete kann später über die Randbedingungen erfolgen, so dass beispielsweise die Ergebnisse (Durchflüsse oder Wasserstände) von M4 als Inputgröße für das feiner aufgelöste M1 genutzt werden können.

Tab. 3-1 Übersicht über die Aufteilung des Kernuntersuchungsgebietes (45 km²)

Modellgebiet	Beschreibung	Fläche in km ²	Überflutete Fläche August 2002	Auflösung des Rechengitters
M1	Stadtgebiet Bitterfeld östlich der Leine bis zum Goitschensee	1,7	90%	Hoch
M2	Stadtgebiet westlich der Leine, östlich der Bahntrasse	2,9	10%	Mittel
M3	Ausschnitt aus Stadtgebiet Bitterfeld		100%	Hoch
M4	Mulde, begrenzt von B100(Südosten), Muldedeich(Nordwesten), Bahnlinie(im Norden)	4,0	70%	Niedrig
M5	Mulde vom Muldestausee bis Pegel Priorau	25,4	95%	Niedrig
M6	Chemiepark Bitterfeld östlich der Bahnlinie	1,9	nicht überflutet	Mittel
M7	Greppin, begrenzt von Bahnlinie und Muldedeich	3,6	nicht überflutet	Mittel
M8	Raguhn	2,1	100%	Mittel
M9	Jessnitz	1,4	100%	Mittel

Der Anteil der Modellgebiete, der vom Augusthochwasser betroffen war, wurde durch Verschneiden mit den in HAASE (2003) angegebenen Überschwemmungsflächen bestimmt.

Zum Aufbau der Modellgebiete stehen flächendeckend zur Verfügung:

- Digitales Geländemodell (DGM) und digitales Höhenmodell (DHM) in 1m Auflösung aus einer Laserscanningbefliegung (Quelle: Landesamt für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW LSA))
- Color Infrarot (CIR) Aufnahmen sowie RGB Bilder (LHW LSA)
- Luftbildaufnahmen vom 15.8.2002, georeferenziert und aufgearbeitet innerhalb des adhoc-Hochwasserprojektes (LHW LSA und HAASE, 2003)
- Topographische Karten, digital in verschiedenen Maßstäben (wurden zentral von der RIMAX Koordinierungsstelle zur Verfügung gestellt)
- Biotoptypenkartierung (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1992)
- Satellitenbild (Landsat-7ETM vom 20.8.2002, UFZ)
- GIS Grundlagendaten (LHW LSA)

Alle raumbezogenen Daten wurden auf einem GIS-Server zusammengeführt und werden mit ArcGis verwaltet und weiter bearbeitet (Abb. 3-2).

Die zweidimensionalen Strömungsgeschwindigkeiten und Wasserspiegellagen werden unter Nutzung des TELEMAC - Modellsystems berechnet. TELEMAC löst die tiefengemittelten Navier-Stokes Gleichungen unter der Annahme der hydrostatischen Druckverteilung. (Hervouet 2000, 2007). Zur Gittergenerierung wird das Programmpaket JANET (SMILECONSULT 2006) eingesetzt.

3.4.2 Bearbeitungsgrundlagen

3.4.2.1 Topographische Daten

Die Höheninformationen stammen aus einer Laserscanningbefliegung und liegen in einer Auflösung von 1x 1m vor. Die ursprünglich gelieferten Originaldatensätze wurden im Teilprojekt 1 neu klassifiziert und in das Modell eingearbeitet. Da das Rechengitter (Finite-Elemente Netz) eine deutlich gröbere Auflösung hat, wurden die Höhendaten auf das Rechengitter linear interpoliert. Zuvor wurden verschiedene Interpolationsmethoden untersucht; der Einfluß der Auflösung des Gitters ist dabei größer als der des Interpolationsverfahrens.

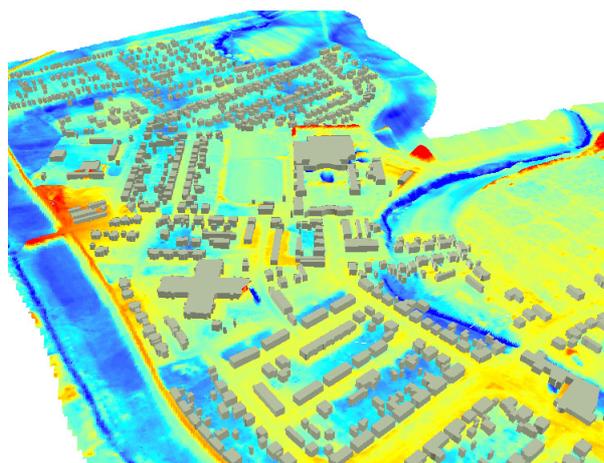


Abb. 3-7 Digitales Höhenmodell im Bereich Bitterfeld mit Gebäudegeometrie (überhöht). Das große Gebäude im Zentrum der Abbildung ist das Kreiskrankenhaus, dessen Keller Räume während des Hochwassers 2002 überflutet wurden, wodurch ein großer materieller Schaden entstand.

3.4.2.2 Profile der Mulde

Diese wurden vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft im Rahmen des Projektes zur Verfügung gestellt. Leider gibt es keine digitale Form dieser Daten, die eine direkte Verwendung von XYZ-Daten zulassen. Es existieren Steuerdateien im WSPWIN Format sowie Grafiken im DXF bzw. DWG Format. Mit Hilfe letzterer wurden Koordinaten und Tiefen abgelesen. Aus diesen Daten wurden dann für die Abschnitte zwischen den Wehren durchschnittliche Gefälle ausgerechnet. Dieses Gefälle wurde dann auf die Knoten der Muldesohle interpoliert.

3.4.2.3 Orthofotos und Schrägluftbilder

Eine wesentliche Grundlage für den Aufbau des Modells bildeten Color Infrarot (CIR) Luftbilder, aufgenommen im Oktober 2001. Insbesondere für die Überprüfung der teilweise automatisch erzeugten Bruchkanten waren die Bilder sehr hilfreich.

Am 15.8.2002 wurden Schrägluftbilder vom Hochwasser aufgenommen, die zur Bestimmung der Überflutungsflächen genutzt wurden und zur Validierung des Strömungsmodells genutzt werden können. Ausführlich ist die Georeferenzierung und Auswertung der Bilder in Haase 2003 dargestellt.

3.4.2.4 Überflutungsflächen

Die Überflutungsflächen standen als Shapefile zur Verfügung. Sie wurden von Haase, 2003 aus Luftbildaufnahmen digitalisiert. Mit Hilfe dieser Flächen wurde u.a. die Ausdehnung des Rechengebietes festgelegt.



Abb. 3-8 Beispiel eines RGB Orthofotos im Bereich Bitterfeld.



Abb. 3-10 Zuordnung der Rauheiten zu den Biotoptypen im Bereich von Raguhn. Oben ein RGB Luftbild und unten verschiedene Kartiereinheiten (Nutzungen) mit den zugeordneten Rauheiten.

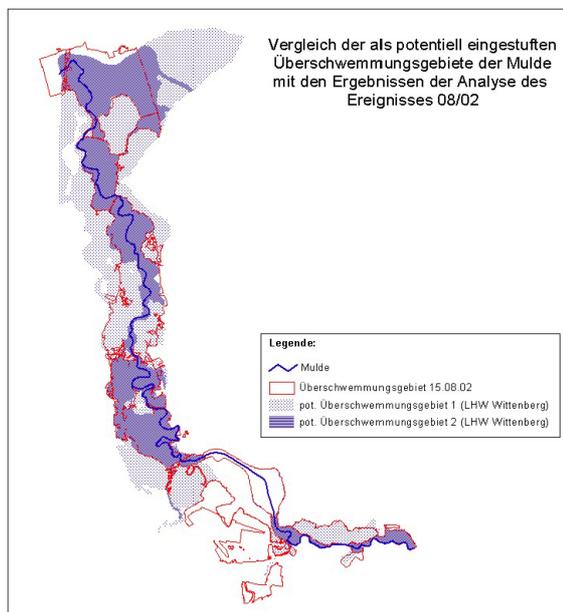


Abb. 3-9 Vergleich der als potentiell eingestufenen Überschwemmungsgebiete der Mulde mit den Ergebnissen der Analyse des Ereignisses 08/2002 (aus Haase, 2003)

3.4.2.5 Biotopnutzungskarten

Mit Hilfe der Biotoptypenkartierung wurden den einzelnen Rechenelementen Rauheiten zugeordnet (Abb. 3-10). Dies erfolgte durch eine Verschneidung des Gitters mit dem entsprechenden Shape-File. Die in Tab. 3-2 aufgelisteten Oberflächenarten wurden unterschieden. Die Verteilung dieser Flächen ist beispielhaft in Abb. 3-10 dargestellt.

Tab. 3-2 Zuordnung der Rauheiten zu den Biotoptypen

KBez	Bezeichnung	Rauheitsbeiwert (Strickler)
W	Wald	10
H	Gehölz	12,5
K	Krautige Vegetation	25
G	Gewässer	33
F	Vegetationsfreie Fläche	50
A	Acker, Garten, Weinbau	25
B	Bebauter Bereich	67

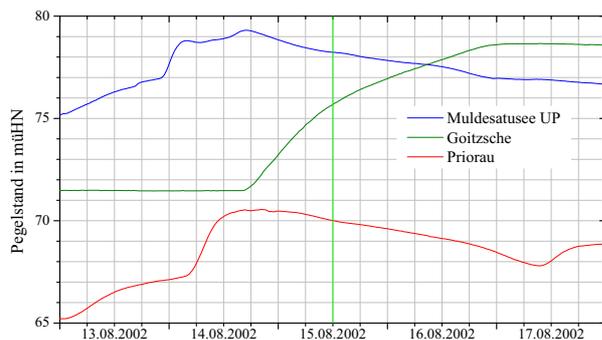


Abb. 3-11 Wasserstände am Zulauf (Muldestausee Unterpegel) und Ablauf (Pegel Priorau) aus dem Modellgebiet, sowie der Wasserstand der Goitzsche. Die Scheitelwasserstände betragen 79.31 mNN am Mulde UP und 70.55 am Pegel Priorau.

3.4.2.6 Hydrologische Daten

Für den Zulauf (Muldestausee Unterpegel) und den Ablauf (Pegel Priorau) stehen Pegelwerte in Form von Wasserständen zur Verfügung (1.8.2002 – 1.9.2002, 15 Minuten Werte), die auf Meter über NN umgerechnet wurden (Abb. 3-11).

3.4.3 Diskretisierung

3.4.3.1 Das Gebiet M1/M4 (Stadtgebiet Bitterfeld und Muldeaue)

In einem ersten Schritt wurden die Modellgebiete M1 und M4 (Tab. 3-1) mit einem groben regelmäßigen Gitter diskretisiert. Das Gitter enthält ca. 4400 Elemente mit einer durchschnittlichen Elementgröße von 1250 m². Anschließend wurde das Stadtgebiet M1 feiner als M4 aufgelöst (Abb. 3-12), Kantenlänge der Elemente ca. 30m, Elementgröße 400 – 700 m²), jedoch wurden Häuser und Straßen noch nicht als Bruchkanten im FE-Netz berücksichtigt.

3.4.3.2 Untersuchungen zur Berücksichtigung von Gebäudegeometrien im FE-Netz

Es wurden Untersuchungen zur Berücksichtigung der Häusergeometrien durchgeführt. Diese zeigten, daß es sehr aufwändig ist (jedoch nicht unmöglich), einzelne Häuser und Straßenzüge im Detail aufzulösen und abzubilden. Durch die einzuhaltenden Kriterien für eine qualitativ gute Netzgeneration entstanden für das Stadtgebiet Netze mit einer so großen Anzahl von Knoten, daß die Rechenzeiten anstiegen und im Rahmen des Projektes diese Details nicht weiter verfolgt wurden. Da insbesondere die Nachbearbeitung der automatisch generierten Netze per Hand notwendig aber sehr zeitaufwändig

ist, wurde an dieser Stelle auf eine weitere Bearbeitung verzichtet. Lediglich für einen kleinen Ausschnitt wurden testweise Berechnungen ausgeführt.

3.4.3.3 Das Gebiet M5 (Muldeaue vom Muldestausee bis Pegel Priorau)

Das Gebiet M5 umfaßt eine Fläche von ca. 29 km² und erstreckt sich zwischen Muldekilometer 43,5 (Muldestausee UP) und Muldekilometer 23,9 (Pegel Priorau). Es wird im Westen begrenzt durch die Eisenbahntrasse von Bitterfeld Richtung Dessau und im Osten durch die von Haase ausgewiesene maximale Überflutungsfläche, im Süden durch Deiche der Mulde und Leine (Abb. 3-1).

Das verwendete Rechengitter besteht aus ca. 50000 Dreieckselementen. Die mittlere Größe der Elemente beträgt 1250 m² (50-70m Kantenlänge).

Bei der Vermaschung wurden folgende Strukturen als Bruchkanten besonders berücksichtigt:

- Flusslauf der Mulde
- Deiche
- Gräben: Leine-Durchstich (Zufluß der Leine in die Mulde), Fuhne, Schachtgraben, Schlangengraben, Lober, Spittelwasser, Verbindungskanal Mulde – Spittelwasser oberhalb von Raguhn
- Wehre (Greppiner Wehr, Wehr Jeßnitz, Wehr Raguhn)

3.4.3.4 Vereinfachungen im Rechengitter

Die Strukturen innerhalb der Ortschaften wurden nicht durch spezielle Bruchkanten berücksichtigt (keine explizite Abbildung von Häusern und Straßenzügen). Die Gräben wurden durch vier Linienpolygone abgebildet (Ufer und Sohle), ebenso wie die Deiche (Deichfuß und Deichkrone). Brückenbauwerke sind in diesem Modell nicht berücksichtigt.

Die Mulde wurde mit Hilfe von vier Polygonen in das Netz eingebaut (Ufer und Sohle, Abb. 3-13) und wird damit als Trapezgerinne hydraulisch berücksichtigt.

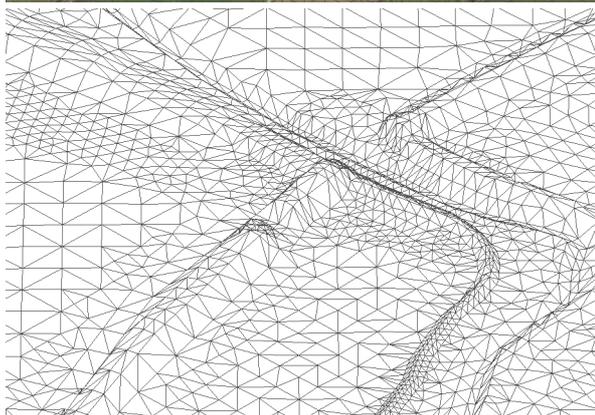
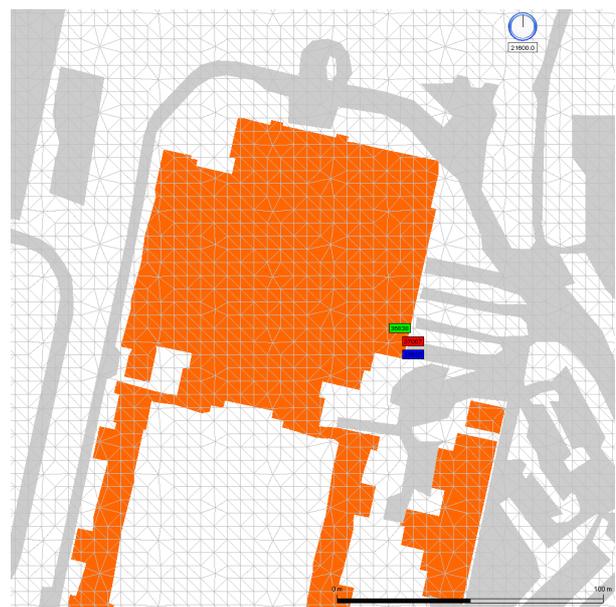
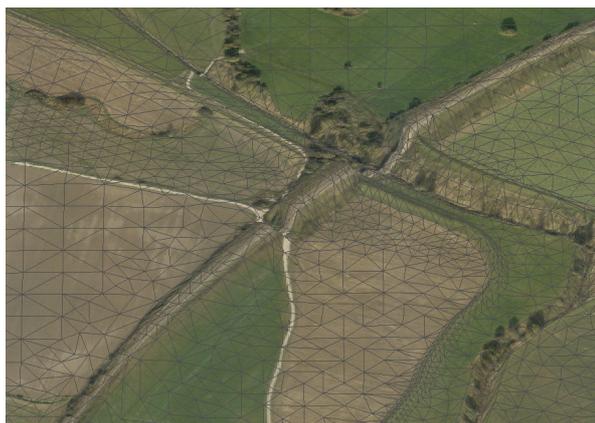
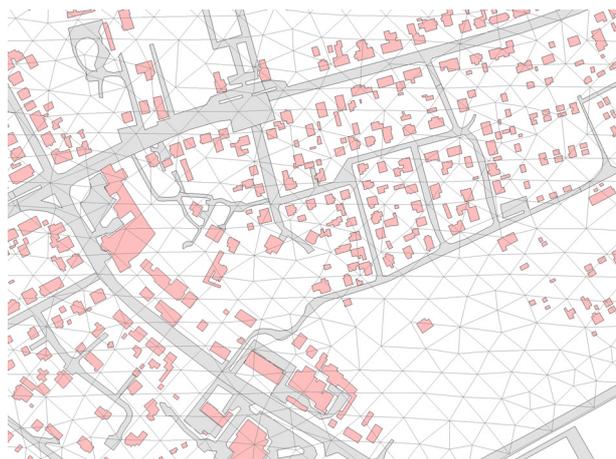


Abb. 3-13 Rechengitter (unten) und Orthofoto mit Rechengitter überlagert (oben). Leinedeich nordwestlich von Bitterfeld, Bereich Leinerückstaudeich/Deich Greppin

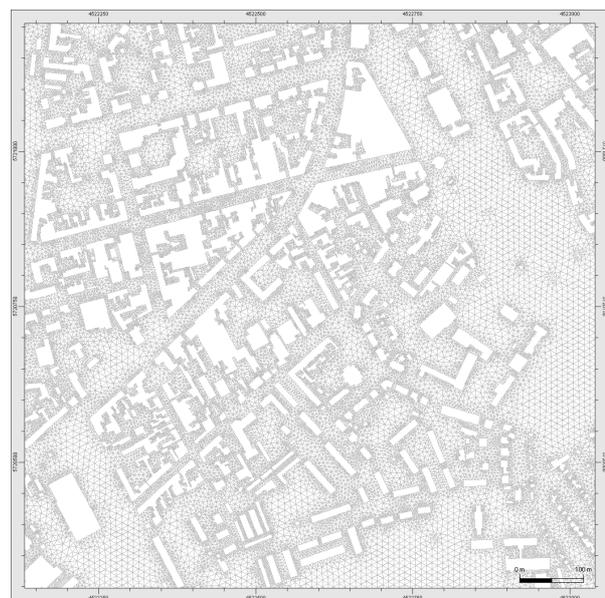


Abb. 3-12 Ausschnitt aus dem FE-Modell im Bereich Bitterfeld mit grober und feinerer Auflösung (oben und mitte), sowie mit Berücksichtigung der Häusergeometrie (unten)

Tab. 3-3 Deichhöhen im Simulationsgebiet
 (Quelle HWSK Mulde Teil C S.40; b=berechnet, P=Planhöhe)

Bezeichnung	Deichkrone im Modell		
	HW100+ 0.5 UW	HW100 + 0.5 OW	
Priorau Raguhn	71,89	72,68	b.
Stadtdeiche Raguhn I	72,88	73,65	P.
Stadtdeiche Raguhn II	73,65	73,7	P.n
Stadtdeiche Jeßnitz I	74,68	75,35	P.n
Stadtdeiche Jeßnitz II	75,35	76,15	P.n
Stadtdeiche Jeßnitz III	76,15	76,02	P.n
Stadtdeiche Jeßnitz/Spittelwasser I	74,69	75,65	P.n
Stadtdeiche Jeßnitz/Spittelwasser II	75,65	75,83	P.n
Stadtdeiche Neujeßnitz I	75,15	75,65	P.n
Stadtdeiche Neujeßnitz II	75,65	75,65	P.n
Greppin I	77,75	77,75	P.n
Greppin II	78,35	78,35	P.n
Leinerückstaudeich rechts	78,47	78,47	b.
Leinerückstaudeich links	78,47	78,47	b.
Deich Friedersdorf	79,48	80,49	b.

3.5 Hydraulische Modellierung - Hochwasser 2002 (HW2002)

3.5.1 Szenarien und Modellvarianten

Tab. 3-4 Zusammenfassung der Szenarien

Bezeichnung	Kurzbeschreibung des Szenarios	Bemerkung
HQ10	Frühjahreshochwasser 2006	Anfrage von Herrn Walkow zum Salegaster Forst wurde mit diesem Szenario beantwortet Kapitel: Überflutung des Salegaster Forsts durch das Hochwasser der Mulde
HQ100	Simulation für Bemessungsganglinie ¹⁾ Hochwasserscheitel bei 1730 m ³ /s	
HQ100P	Simulation für Bemessungsganglinie ¹⁾ Scheitelkappung bei 1350 m ³ /s durch den Polder Rösa;	Kapitel: Die Wirkung des Polder Rösa bei verschiedenen Szenarien
HW2002	Randbedingungen des Hochwassers von 2002 ¹⁾	Kapitel: Ergebnisse für Modellgebiet M5 – Hydraulik
HW2002N	Randbedingungen des Hochwassers von 2002, jedoch mit erhöhten Deichen	
HQ200S	HQ200 = 2140 m ³ /s steady state Berechnung; im Unterschied zu HQ2002N gibt es keinen Deichbruch und die gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee	
HQ200	Simulation für Bemessungsganglinie ²⁾ ; HQ200 = 2140 m ³ /s; im Unterschied zu HQ2002N gibt es keinen Deichbruch und die gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee;	
HQ200P	wie HQ200; Scheitelkappung bei 1750 m ³ /s durch den Polder Rösa (Rückhalt ca. 20 Mio. m ³); entspricht dann etwa HQ100	Kapitel: Die Wirkung des Polder Rösa bei verschiedenen Szenarien
HQ500A	Simulation für Bemessungsganglinie ¹⁾ ; Deichbruch oberhalb des Muldestausees; Aufteilung des Gesamflusses: 40% der Wassermenge fließt über die Goitzsche ab und verursacht die Überflutung von Bitterfeld, Greppin und Chemiepark; kritische Durchlässe unter der Bahnlinie sind offen.	Kapitel: Hydraulische Modellierung – HQ500 und Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung
HQ500B	wie HQ500A, aber: kritische Durchlässe unter der Bahnlinie sind geschlossen	
HQ500	kein Deichbruch; gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee ab; kein Polder	
HQ500P	kein Deichbruch; gesamte Wassermenge fließt über den Muldestausee ab; Scheitelkappung durch den Polder Rösa (Rückhalt ca. 20 Mio. m ³);	Kapitel: Die Wirkung des Polder Rösa bei verschiedenen Szenarien

- 1) in Szenario HW2002 wurde das Wehr Greppin berücksichtigt. Bei allen anderen Szenarios wurde diese Wehr aus der Geometrie entfernt, da es rückgebaut wurde. Allerdings hat dies keinen signifikanten Einfluss bei extremen Hochwässern
- 2) Berechnung von Bemessungs-Hochwasserganglinien für die Ereignisse HQ(100), HQ(200), HQ(300) und HQ(500) für den Bereich Pegel Bad Düben 1 an der Vereinigten Mulde, Dr. Robert Schwarze, TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie

3.5.1.1 Szenario S4a

„In Folge von Dammbürchen und des dadurch einströmenden Muldewassers steigt der Pegel des Tagebaurestsees Goitzsche an. In der Nacht zum 17.8.2002 breitet sich das Wasser über die Mulde (M4) aus und überflutet das Stadtgebiet von Bitterfeld östlich der Leine“ (Gebiet M1, LMBV, 2006). Dieses Szenario entspricht dem tatsächlichen Verlauf der Ereignisse während des

Hochwassers vom August 2002. Als Randbedingung wird dabei der Wasserstand des Goitzschepegels gewählt.

3.5.1.2 Szenario S5a

Als Randbedingungen werden die Wasserstände am Ober- und Unterlauf des Modellgebietes vorgegeben.



Abb. 3-14 Dammbbruch an der Mulde und Flutung des Tagebaurestsees Goitzsche (Foto: LMBV)

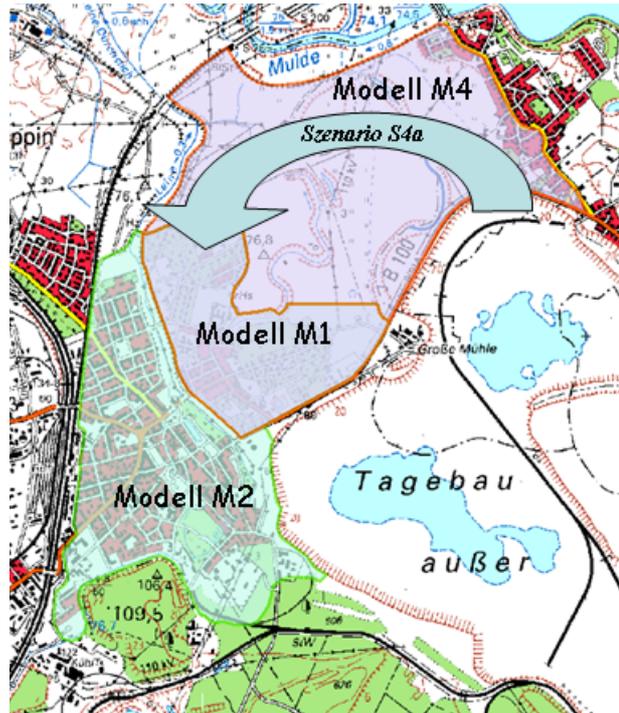


Abb. 3-16 Schematische Darstellung des Überflutungsverlaufes im Szenario S4a



Abb. 3-15 Überflutung der Bundesstraße B100 aus Richtung des Goitzschesees

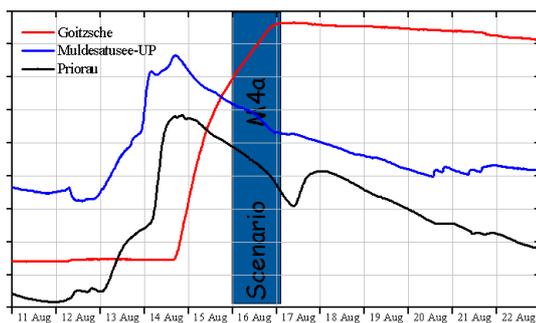


Abb. 3-17 Gemessene Ganglinien am Goitzschesee, am Muldestausee-Unterpegel (Friedersdorf) und in Priorau. Der Zeitraum des berechneten Szenarios ist mit dem blauen Balken gekennzeichnet.

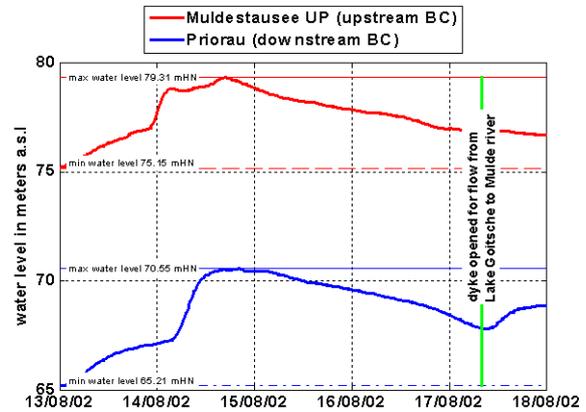


Abb. 3-18 Ganglinie während des Hochwasserereignisses 2002 am Eingang und Ausgang des Modellgebietes (Muldestausee Unterpegel und Pegel Priorau)

Die Berechnung wird gestartet am 13.8.2002 0 Uhr und läuft über 5 Tage bis zum 17.8.2002 24 Uhr. Das ist der Zeitraum, in dem die Hochwasserspitze das Gebiet passierte.

3.5.1.3 Kalibrierung

Gewöhnlich wird ein Flußmodell mit Hilfe von Wasserspiegellagen oder Pegeldaten für bestimmte Durchflüsse kalibriert. Mit Hilfe des kalibrierten Modells werden dann unbekannte Zustände berechnet. Im vorliegenden Fall war es nicht möglich, das Strömungsmodell zu kalibrieren, da für dieses extreme Hochwasser keine gemessenen Wasserspiegellagen zur Verfügung standen.

Im Rahmen des Projektes wurden im Jahr 2006 Hochwassermarken in ausgewählten Bereichen des Untersuchungsgebietes (Bitterfeld, Bobbau, Jeßnitz, Raguhn, Priorau) aufgenommen um die Modellergebnisse auf Plausibilität überprüfen zu können. Weitere Anhaltspunkte für die Güte der Modellierung liefern die aus den Luftbildern (Haase, 2003) abgeleiteten Überflutungsgrenzen. Im folgenden werden einige Plausibilitätsprüfungen an Hand der Luftbilder vorgenommen.

3.5.2 Ergebnisse

3.5.2.1 Ergebnisse des Szenarios S4a

Für das Modellgebiet M4 wurde das Szenario M4a berechnet. Der Verlauf der Überflutung entspricht qualitativ dem tatsächlichen Geschehen. Die höchsten Geschwindigkeiten finden sich im Bereich der alten Flutrinnen und in den Bereichen, in denen die B100 überströmt wurde. Im Modell wurden für den letzteren Bereich Geschwindigkeiten zwischen 0.9 und 1.3 m/s berechnet. Abschätzungen von Experten vor Ort (LMBV 2006) gehen von Geschwindigkeiten um 1 m/s aus. Auf der Basis der Schätzungen kamen die Fachleute auf einen Zustrom von 160 m³/s, die Berechnung liefert eine Rate von 225 m³/s. Die maximalen Überflutungstiefen

finden sich naturgemäß in den Flutrinnen, außerhalb dieser waren die normalerweise trockenen Flächen in Abhängigkeit von der Geländehöhe bis zu 2 m überstaut. Innerhalb des Stadtgebietes von Bitterfeld (M1) lagen die maximal berechneten Strömungsgeschwindigkeiten bei bis zu 1.2 m/s im Bereich von Gräben, die eine natürliche hydraulische Verbindung zwischen Aue und Stadtgebiet bilden. Die berechneten Geschwindigkeiten betragen innerhalb der Stadt bis zu 0.8 m/s. Sie sinken in dem Maße, wie sich das Stadtgebiet mit Wasser füllt und die Wasserspiegellage sich mit der der Aue und des Goitzschesees angleicht. Nach Erreichen eines quasi stationären Zustandes bei einem Wasserstand von 78.5 mNN befinden sich ca. 2.5 Mio. m³ Wasser im Gebiet M1. Die Überflutung dauert nicht länger als 12 Stunden.

3.5.2.2 Validierung

Die Marken in Bitterfeld spiegeln den Höchstwasserstand während der Flutkatastrophe wider. Zur Validierung des Modells wurden die Marken mit dem berechneten Wasserstand am Ende der Simulation verglichen.



Abb. 3-20 Beispiele der aufgenommenen Flutmarken

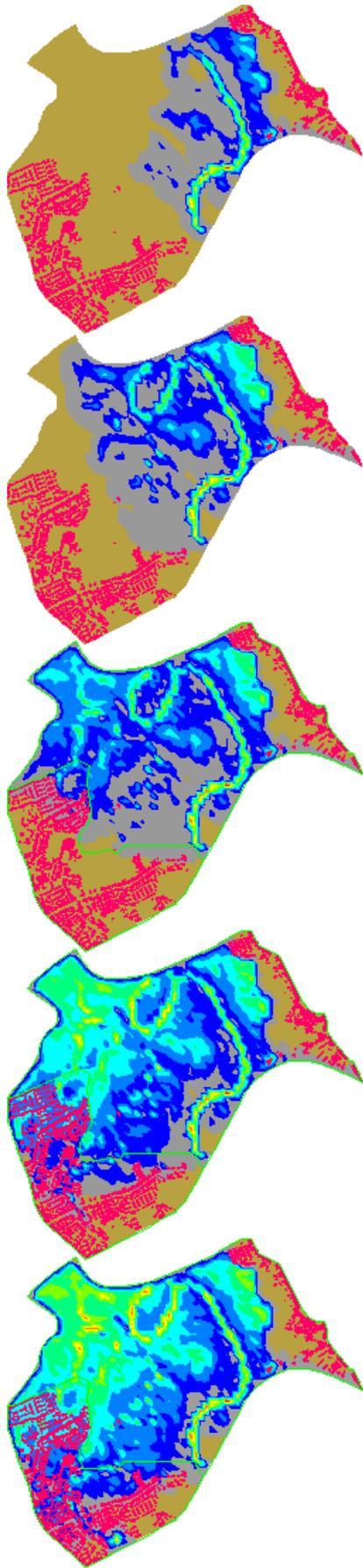


Abb. 3-19 Zeitlicher Verlauf der Überflutung im Bereich Bitterfeld nach 3,4,5,6 und 7 Stunden

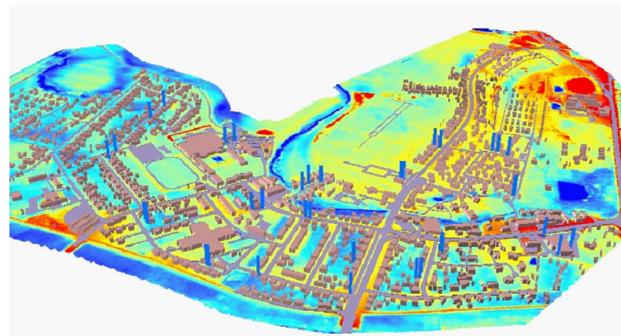


Abb. 3-21 Hochwassermarken in Bitterfeld, vermessen 2006 (blaue Säulen)

3.5.2.3 Ergebnisse des Szenarios S5a

In Abb. 3-18 ist der Verlauf der Hochwasserwelle dargestellt und dessen Auswirkungen auf das betrachtete Gebiet zeigt Abb. 3-22. Die Simulation beginnt am 13.8.2002 0 Uhr mit einem Wasserstand von 75.15 mNHN am Muldestausee Unterpegel.

Nach 24 Stunden stieg der Pegel gleichmäßig um 2.5 Meter auf 77.66 m NHN (Abb. 3-22 24h)). Man erkennt, dass der südliche Teil des Gebietes bereits überschwemmt wurde (Abb. 3-22 28h zeigt den Zustand in der Nacht zum 14.8.2002). In den nächsten 18 Stunden steigt das Wasser weiter um 1.5 Meter und der Pegel erreicht seinen Höchststand von 79.28 mNHN (Abb. 3-22 32h). Der Scheitel der Welle passiert nun das betrachtete Gebiet. Während der Wasserstand am Muldestausee UP leicht sinkt, steigen die Wasserstände in Raguhn und Jeßnitz weiter an (Abb. 3-22 56h). Am 17.8. um 0 Uhr ist der Wasserstand gegenüber der Höchstmarke um einen Meter gesunken, das Wasser geht zurück (78.23mNHN, Abb. 3-22 72h).

3.5.2.4 Validierung Muldestausee Unterpegel (Friedersdorf) bis Priorau, Szenario S5a

Dieses Beispiel soll verdeutlichen, dass räumliche Muster und Strukturen auch mit Hilfe der relativ groben Diskretisierung im Modell nachgebildet werden.

Auf den beiden Abb. 3-23 und Abb. 3-24 sind sehr gut die trockenen Bereiche im Bildzentrum links und rechts der Straße erkennbar. Die Stromlinien führen um die trockenen Gebiete herum. Dies ist ein Beispiel für den Vorteil einer zweidimensionalen Berechnung der Strömungsverhältnisse gegenüber einem eindimensionalen Modell.

Ebenso wie in der vorherigen Abbildung ist in Abb. 3-25 erkennbar, dass Strukturen in der Größe der Diskretisierung wie die beiden zentral gelegenen trockenen Stellen gut durch das Modell reproduziert werden. Im rechten Bild unten durch einen roten Kreis ist eine Stelle

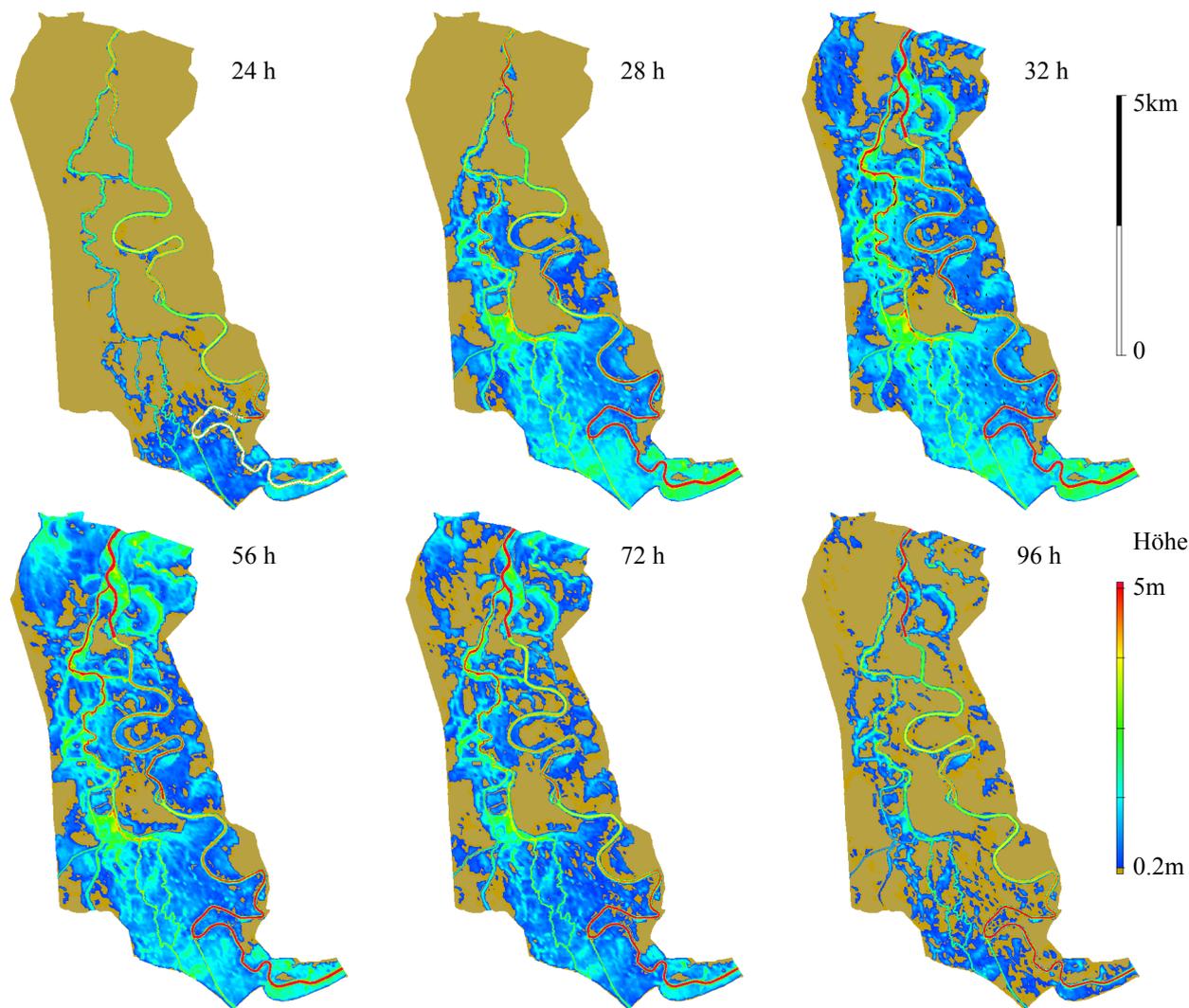


Abb. 3-22 Berechnete Wasserspiegellagen für das Szenario S5a (Hochwasser August 2002) Die Simulation beginnt am 13.8.2006 0 Uhr mit einem Wasserstand von 75.15 mNHN am Muldestausee Unterpegel und läuft über 4 Tage

gekennzeichnet, an der das Wasser den Deich überströmte. Auch dieses Strömungsverhalten ist gut zu erkennen.

Für die in Abb. 3-26 (Foto unten) aufgenommene Hecke errechnet das Modell Werte zwischen 0.5 und 0.7m. Diese Werte erscheinen plausibel, wenn man die deutliche Graufärbung der Hecke als Bezugspunkt für die Höhe der Überschwemmung an dieser Stelle wählt.

3.6 Hydraulische Modellierung – HQ500

3.6.1 Einführung und Problemstellung

Im Rahmen des SARISK Projektes (www.ufz.de/BTF) wurde ein Extremereignis simuliert, um abzuschätzen, inwiefern der Chemiepark Bitterfeld Wolfen bei einem solchen hypothetischen Ereignis ausreichend durch die bestehenden Maßnahmen geschützt ist. Die getroffenen Annahmen sind mit großen Fehlern behaftet, jedoch nicht völlig unwahrscheinlich. Die Autoren sind sich dessen bewusst und berücksichtigen dies bei der Inter-

pretation der Ergebnisse. Gleichzeitig soll vor dem Hintergrund des Klimawandels ein solches Szenario helfen, evtl. vorhandene Schwachstellen zu identifizieren.

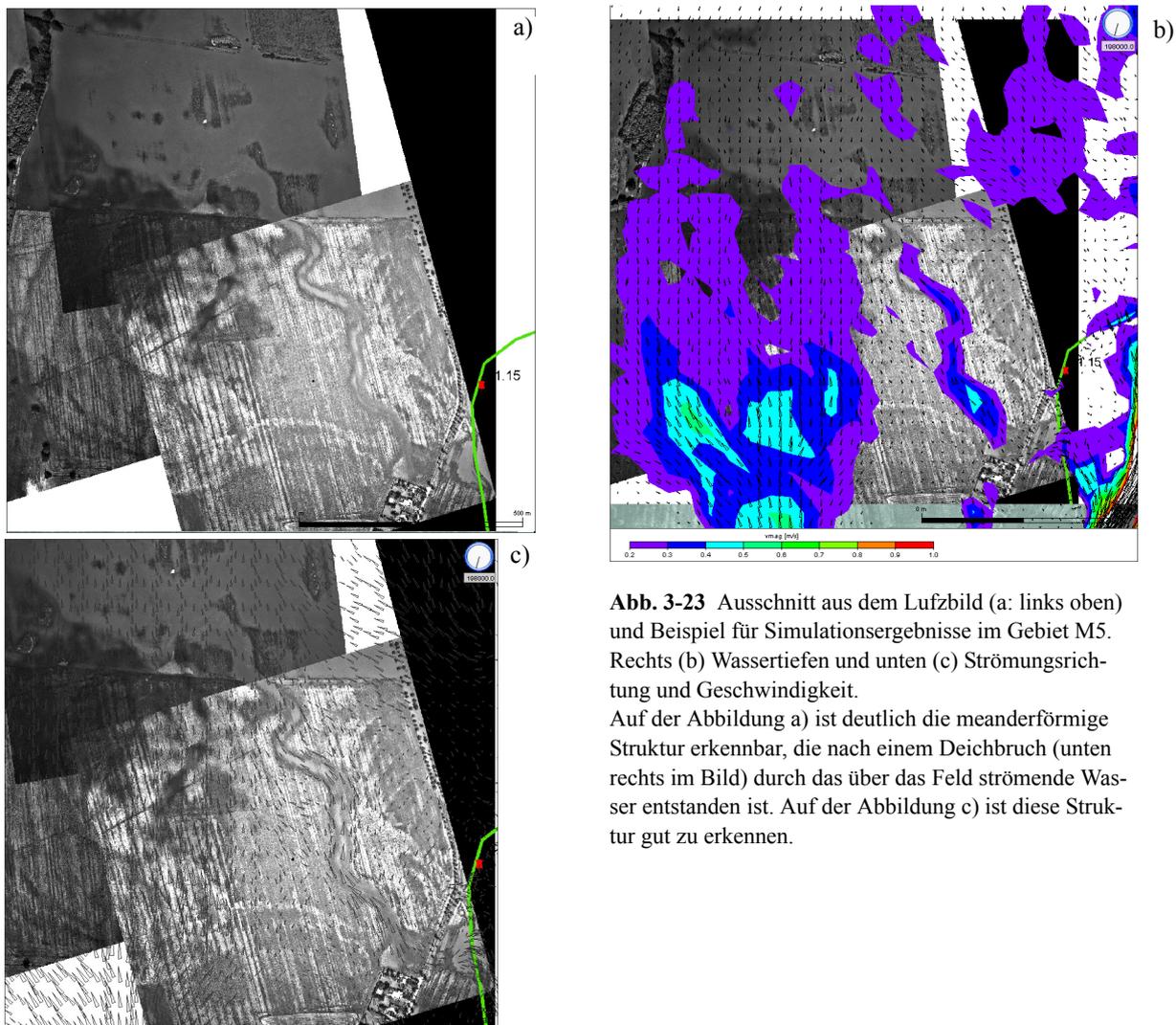


Abb. 3-23 Ausschnitt aus dem Lufzbild (a: links oben) und Beispiel für Simulationsergebnisse im Gebiet M5. Rechts (b) Wassertiefen und unten (c) Strömungsrichtung und Geschwindigkeit. Auf der Abbildung a) ist deutlich die meanderförmige Struktur erkennbar, die nach einem Deichbruch (unten rechts im Bild) durch das über das Feld strömende Wasser entstanden ist. Auf der Abbildung c) ist diese Struktur gut zu erkennen.

3.6.2 Material und Methoden

3.6.2.1 Annahmen und Vorgehensweise

Aufgrund der Informationen aus der Hochwasserschutzkonzeption Mulde (HWSK Mulde, LHW Sachsen-Anhalt) wurde von der TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie eine Ganglinie für ein Bemessungshochwasser HQ 500 für den Bereich Pegel Bad Dübener Anstalt an der Vereinigten Mulde konstruiert. Das HQ500 wurde mit 2770 m³/s festgelegt (HWSK Mulde).

Für die Berechnung der bezogenen Ganglinien wurden 18 Hochwasserganglinien verwendet. Hierbei handelt es sich zum größten Teil um Jahres-HQ. In die Auswertung wurden die 13 größten Hochwasser, für die an diesem Pegel Daten vorhanden waren, einbezogen. Eine detaillierte Beschreibung findet man in Anhang 1 (Berechnung von Bemessungs-Hochwasserganglinien für die Ereignisse HQ(100), HQ(200), HQ(300) und HQ(500) für den Bereich Pegel Bad Dübener Anstalt an der Vereinigten Mulde).

Die Berechnung wurde nur für eine idealisierte Ganglinie durchgeführt, Betrachtungen zu anders geformten

Hochwasserverläufen (längerer Scheitel, flacherer Anstieg, etc.) wurden im Rahmen dieses Projektes nicht betrachtet.

Ist die Annahme einer solchen Wassermenge plausibel oder nur eine statistische Größe?

Eine Abschätzung der Niederschlagsmengen mit Hilfe von Niederschlags-Abflussmodellen wurde im Rahmen dieser Studie nicht durchgeführt.

2002 teilte sich der Niederschlag zwischen Mulde- und Elbeinzugsgebiet. Würde das Niederschlagsgebiet etwas südlicher abregnen, dann würde die gesamte Wassermenge im Einzugsgebiet der Mulde niedergehen, was deutlich höhere Pegelstände zur Folge hätte.

Weiterhin nehmen wir an, dass durch die Erhöhung bzw. Verbesserung der Deiche entlang der Mulde weniger Retentionsflächen zur Verfügung stehen und im Unterlauf der Mulde mehr Wasser ankommt als 2002.

Die Deiche haben die vom Gesetzgeber geforderte Höhe von HQ100 + 0.5m Freibord. Höhere Wasserstände führen zu einer Überflutung der Deiche.

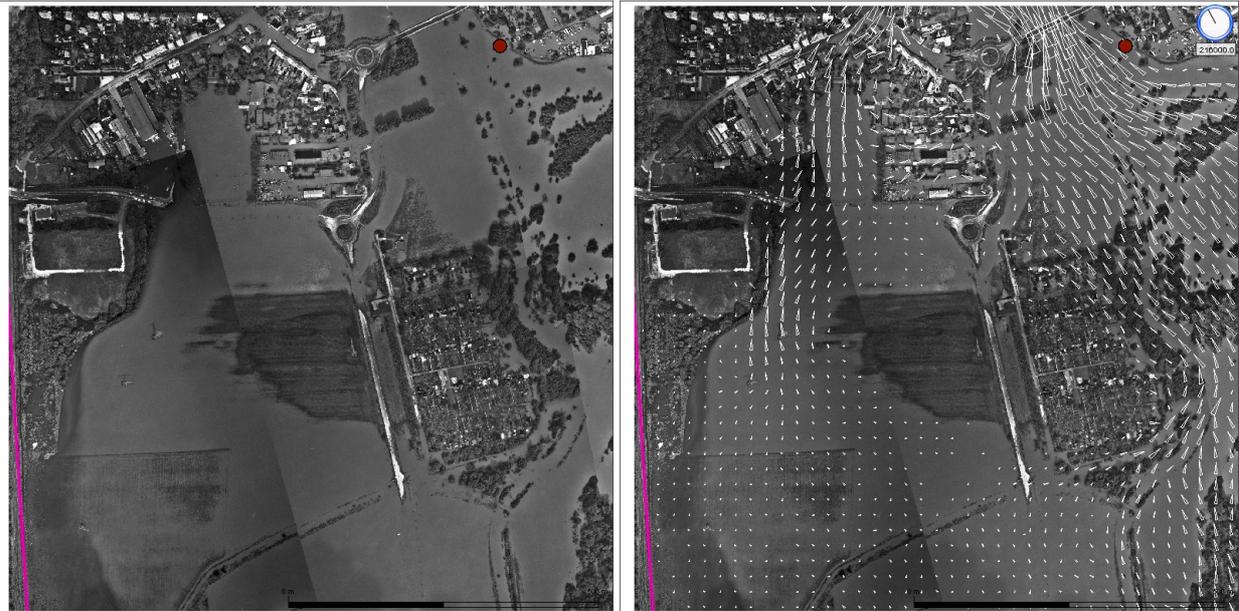


Abb. 3-24 Luftbild Nr. 54, südlich von Jeßnitz. In weiß (rechts) dargestellt sind die Strömungsrichtung und der Betrag der Geschwindigkeit. Sie ist proportional zur Größe der Pfeile. Die berechneten Geschwindigkeiten betragen oben im Bild (Strömung über die Straße) bis zu 2m/s gegenüber niedrigeren Geschwindigkeiten (<0.5 m/s) im Bereich der Ackerflächen.

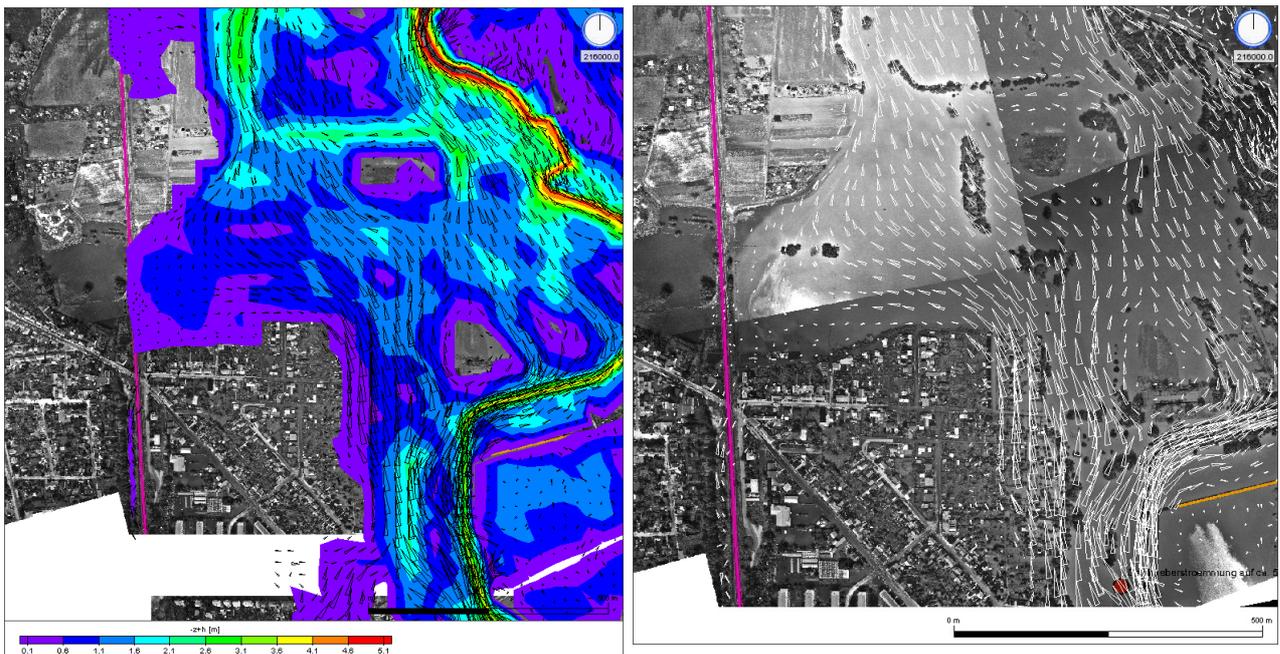


Abb. 3-25 Beispiel für Simulationsergebnisse im Gebiet M5 zwischen Jeßnitz und Bobbau. Links Wassertiefen und rechts Strömungsrichtung und Geschwindigkeit. Es ist erkennbar, dass Strukturen in der Größe der Diskretisierung wie die beiden zentral gelegenen trockenen Stellen gut durch das Modell reproduziert werden. Im rechten Bild unten durch einen roten Kreis ist eine Stelle gekennzeichnet, an der das Wasser den Deich überströmte. Auch dieses Strömungsverhalten ist gut zu erkennen (Luftbild Nr. 51).

3.6.2.2 Konstruktion des HQ500

Ausgangspunkt sind die in Tab. 3-5 aufgeführten Pegelhauptwerte aus HWSK Mulde Teil C Seite 10 (von Ing.-Gesellschaft Prof. Macke mbH, Dessau) für die Mulde am Pegel Bad Dübén.

Dass ein solch hoher Durchfluss gar nicht so unwahrscheinlich ist, zeigt schon die Tatsache, dass der Kern des Niederschlagsgebietes im Erzgebirge beim HW 2002 das Muldeinzugsgebiet nicht ganz getroffen hatte, sondern über dem Osterzgebirge lag. Wäre das selbe Niederschlagsgebiet nur 30 km weiter nach Westen ver-

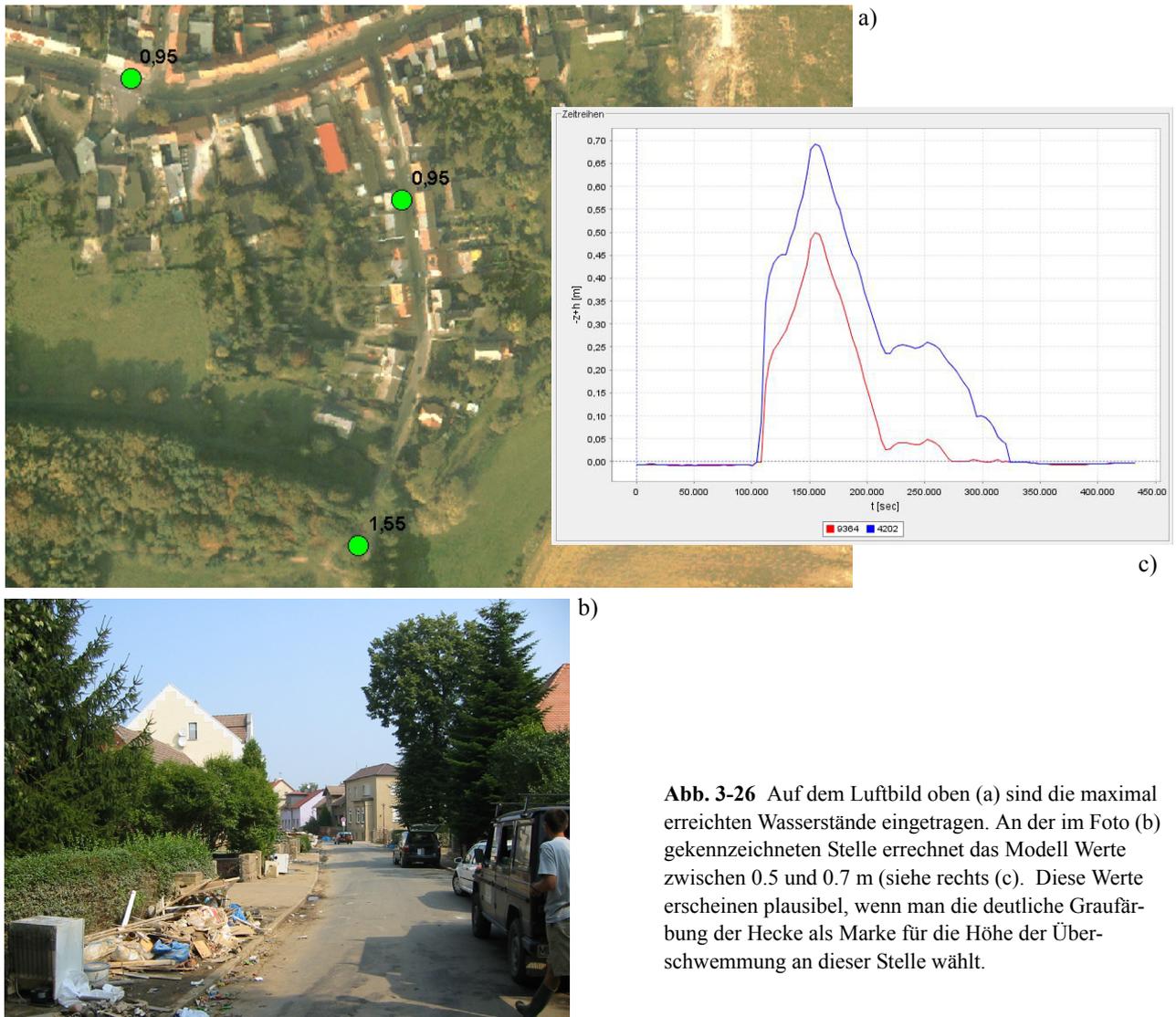


Abb. 3-26 Auf dem Luftbild oben (a) sind die maximal erreichten Wasserstände eingetragen. An der im Foto (b) gekennzeichneten Stelle errechnet das Modell Werte zwischen 0.5 und 0.7 m (siehe rechts (c)). Diese Werte erscheinen plausibel, wenn man die deutliche Graufärbung der Hecke als Marke für die Höhe der Überschwemmung an dieser Stelle wählt.

schoben gewesen (Abb. 3-27), dann hätten schon 2002 die heute als HQ500 ausgewiesenen 2770 m³/s abfließen können!

Die Durchflussganglinie haben wir nur lückenhaft ohne HW-Spitze in: D:\BTF\Datenbeschaffung\LHW\Sachsen\Bad Dübener 1_Q_Sundenwerte_2002.xls

Dr. Franz Lennartz, Institut für Hydrologie und Meteorologie der Technische Universität Dresden hat für das Projekt die HQ500-Ganglinie berechnen lassen (Abb. 3-28).

Die bezogene Ganglinie für die hier betrachteten Extremhochwässer wurde aus den drei (oder vier?) Hochwässern mit Spitzenabflüssen über 1000 m³/s gebildet (siehe Abb. 3-28). Das waren die Hochwässer vom Juli 1954, Dezember 1974, (März 1981?) und August 2002.

Das bezogene Hochwasser HQ200 ist, obwohl es den selben Spitzenabfluß hat wie das reale Hochwasser 2002, in seiner Fülle sehr viel größer, nämlich 82% größer,

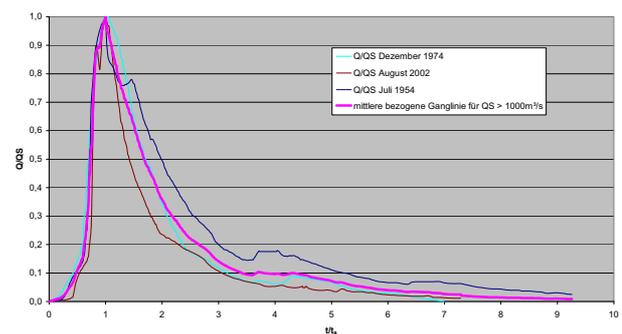


Abb. 3-28 Bezogene Ganglinie am Pegel Bad Dübener 1 für QS > 1000 m³/s (aus: Berechnung von Bemessungs-Hochwasserganglinien für die Ereignisse HQ(100), HQ(200), HQ(300) und HQ(500) für den Bereich Pegel Bad Dübener 1 an der Vereinigten Mulde. Dr. Robert Schwarze, TU Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Dresden, im Juli 2007)

ber, vor allem wegen dem vergleichsweise breiten Scheitel und hoher Fülle des Sommerhochwassers Juli 1954.

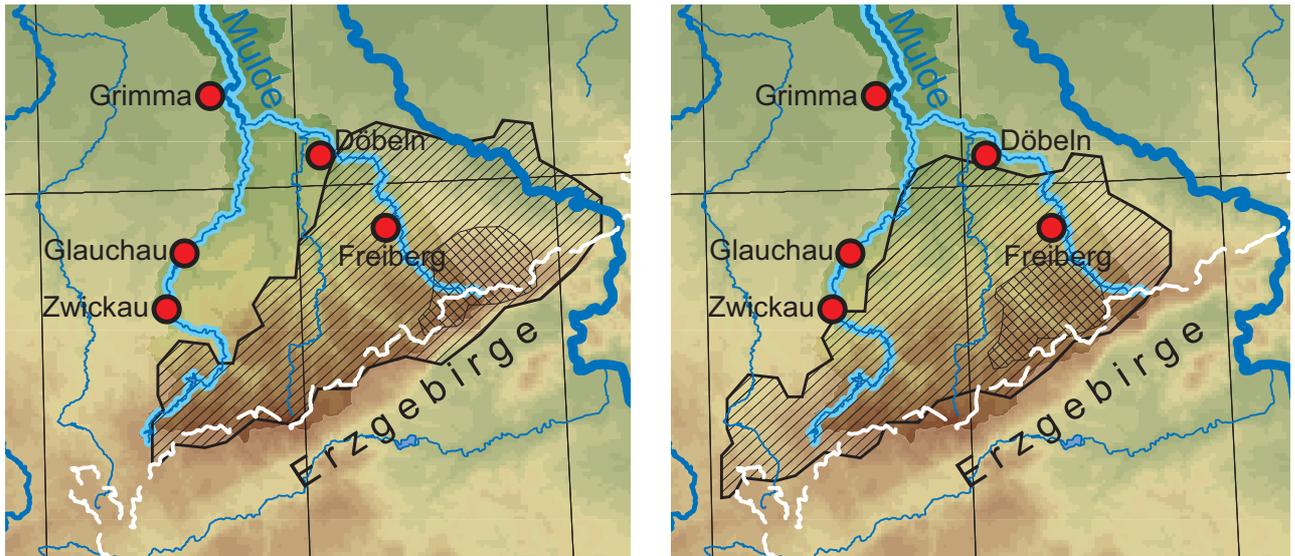


Abb. 3-27 Lage des Niederschlagsgebietes Aug 2002 im Erzgebirge. links Originalverteilung, rechts verschoben

Tab. 3-5 Pegelhauptwerte für die Mulde am Pegel Bad Düben in m³/s (aus HWSK)

HQ100	1730
HQ200	2140 = HHQ vom 14.08.2002 bei Pegelstand Bad Düben 852 cm
HQ300	2420 = 13% mehr als das HW2002
HQ500	2770 = 29% mehr als das HW2002

Es existiert bis dato leider keine definitiv korrigierte Q-Ganglinie HW 2002 für Bad Düben!!! Die wird jetzt im Rahmen einer Diplomarbeit über 2d-Modellierung erstellt an der TU DD!

Von Martin Schulze wurde die Füllung der Goitzsche rekonstruiert in der Datei Volumenstrom_Goitzsche.xls.

Diese beschreibt genau die Änderung des Wasserstandes in 1-h-Auflösung und das damit gefüllte Goitzsche-Volumen. Die Meßwerte stammen aus der UFZ-Meßboje, welche zu dieser Zeit in der Goitzsche verankert war und die Änderung des Pegelstandes während der Füllung sehr hoch aufgelöst nachvollziehen lässt (Abb. 3-29).

Volumenstrom zur Füllung der Goitzsche 14.08.2002 13:00 bis 17.08.2002 05:00

Zur Ermittlung des Durchflusses, bei dem die Deiche oberhalb der Goitzsche gebrochen sind, wurde folgendermaßen vorgegangen:

Aus der Laufzeit der Hochwasserwelle zwischen Golzern und Bad Düben wurde auf die Geschwindigkeit der Talwärtsverlagerung des Peaks geschlossen:

- Laufzeit der Welle von Golzern km 128.4 bis Bad Düben km 68.1 = 60.3 km in 10 h = 6km/h
- Laufzeit der Welle von Bad Düben km 68.1 bis Muldestausee OP km (44=)46 (weil 2 km drauf wegen

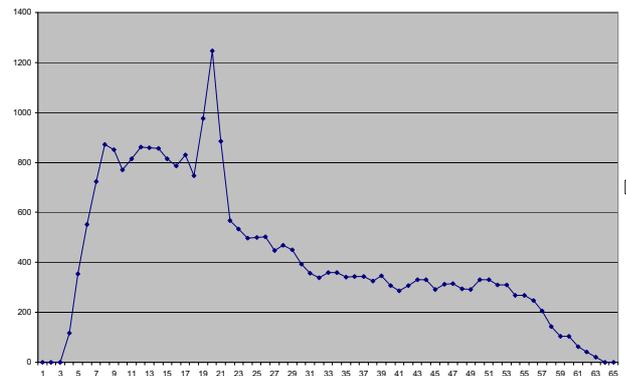


Abb. 3-29 Volumenstrom zur Füllung der Goitzsche 14.08.2002 13:00 bis 17.08.2002 05:00

Unstetigkeit in der Kilometrierung an der Stauwurzel Muldestausee) = 22 km in 4:45 h = 4 bis 5 km/h

- von Bad Düben 68.1 bis Deichbrüche oh Goitzsche sind es 5 bis 13 km unterhalb, also Laufzeit 1 bis 2 h
- Wasserstand in Bad Düben betrug 1 bis 2 Stunden vor den Deichbrüchen (welche um 1 Uhr am 14.8. passiert sein sollen) 820 bis 825 cm. Schwierig, weil zur selben Zeit offenbar auch die Deiche oh Bad Düben gebrochen sind (siehe Knick in der Ganglinie, Abb. 3-30).
- Durchfluss bei 820 cm=, 825 cm= (ermittelt aus eigener provisorisch erstellter WQ-Beziehung für Bad Düben, welche den hohen Scheitelwert des HW 2002 von 2140 m³/s lt. HWSK mit berücksichtigt.
- diese Kurve ergibt für 823 cm Wasserstand Bad Düben einen Durchfluss von ca. 1730 m³/s

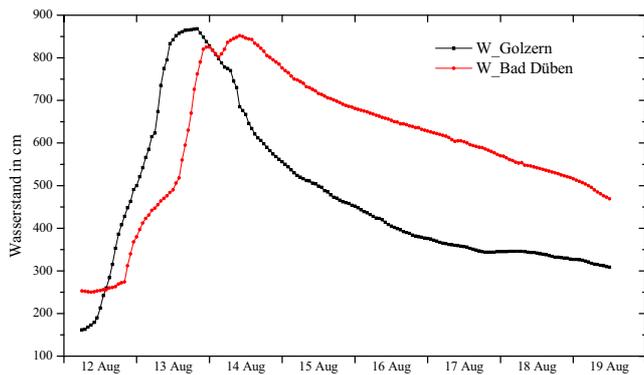


Abb. 3-30 Ganglinien des Wasserstandes der Mulde in Golzern und Bad Dübén während des Hochwassers Aug 2002. Man erkennt deutlich den Knick in Bad Dübén, verursacht durch die oberhalb des Pegels überströmten und brechenden Deiche.

Die 1730 m³/s waren im Jahr 2002 etwa der Punkt, ab dem die Deiche oh Bad Dübén auch gebrochen sind. Da aber heute die Deiche auf großen Strecken verstärkt und erhöht sind, wird der Überström-Durchfluss der Mulde erst ab höheren 2085 m³/s auf Muldestausee und Goitzsche aufgeteilt.

In der ersten 7 Stunden nach Beginn des Deichbruchs wird angenommen, dass der Anteil des Zustroms von der Mulde in die Goitzsche stetig von 0 auf 40% zunimmt, da überströmte Deiche in der Regel brechen und damit die Einströmöffnung stark vergrößern.

Wenn 262 707 600 m³ zugelaufen sind, läuft die Goitzsche über. Diese 262707600 m³ sind die Volumendifferenz, die zur Füllung bereitsteht zwischen 75müNN (dem heutigen Normalwasserstand) und 78.5müNN (dem Wasserstand, ab dem es spätestens überläuft, inklusive einer Sandsackbarriere über die B100). Dabei wird angenommen, dass der Beginn des Überlaufs durch eine Sandsackbarriere zunächst verhindert wird. Darum erst Überlauf ab 78.5müNN. Die Füllung des Goitzsche-Volumens benötigt 7 - 8 h.

Danach, also bereits 7 bis 8 h nach Beginn des Einlaufs in die Goitzsche, setzt der Ausstrom aus der Goitzsche ein (=Überlauf). Es wird angenommen, dass es für 43 Stunden bei maximal 40% des Gesamtflusses der Mulde bleibt. Danach nimmt der Anteil, der von der Mulde über die Goitzsche geht, wieder ab.

Real war 2002 das Verhältnis Zustrom zum Muldestausee zu Zustrom zur Goitzsche etwa 50 : 50. Da heute die Deiche auf großen Strecken verstärkt sind, wird angenommen, dass der ab Überströmen der Deiche zwingend folgende Deichbruch seltener auftritt als 2002 und darum nur 40% des Muldedurchflusses in die Goitzsche einströmen.

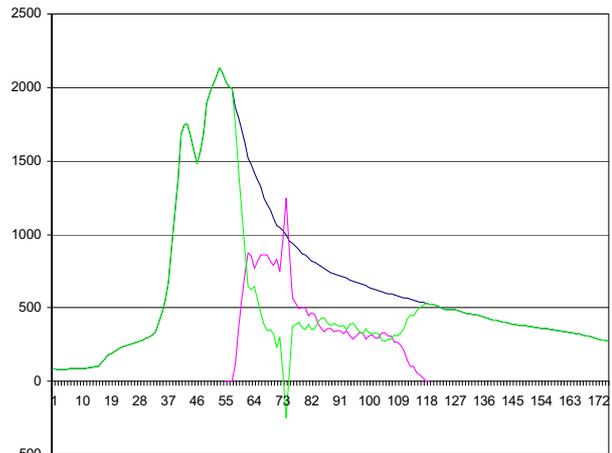


Abb. 3-31 Aufteilung des Gesamtdurchflusses des HW 2002 der Mulde in Bad Dübén (blau, in m³/s) in den Teil der über Muldestausee (grün) und über die Goitzsche (magenta) abfließt.

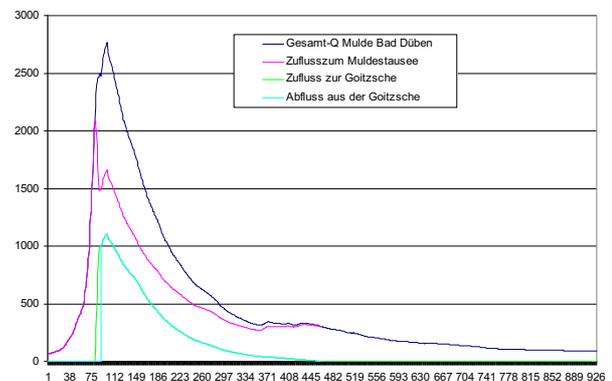


Abb. 3-32 Aufteilung des Gesamtdurchflusses eines HW500 der Mulde in Bad Dübén (blau, in m³/s) in den Teil der über Muldestausee (magenta) und über die Goitzsche (grün, cyan) abfließt.

Weiterhin wird angenommen, dass der Abfluss aus der Goitzsche, sobald er erst mal eingesetzt hat, genau dem Zufluss zur Goitzsche entspricht (Abb. 3-31, Abb. 3-32).

Verteilung des Q zwischen Goitzsche (40%) und Muldestausee (60%):

$$\text{Muldestausee} = \text{BadDübénGesamt} + 1.5\text{h} - \text{Goitzsche}(2\text{h-Mittel})$$

3.6.2.3 Beschreibung des Szenarios

Das betrachtete Szenario geht davon aus, dass unterhalb des Pegels Bad Dübén auf der linken Seite ein Deich bricht bzw. überströmt wird und 40% der Wassermenge über die Goitzsche in Richtung Bitterfeld abfließt, wobei im Gegensatz zu 2002 90 Mill. m³ Retentionsvolumen weniger zur Verfügung stehen, da die Goitzsche bereits geflutet ist. 60% der Wassermenge fließt weiterhin im Muldebett über den Muldestausee in Richtung Elbe.

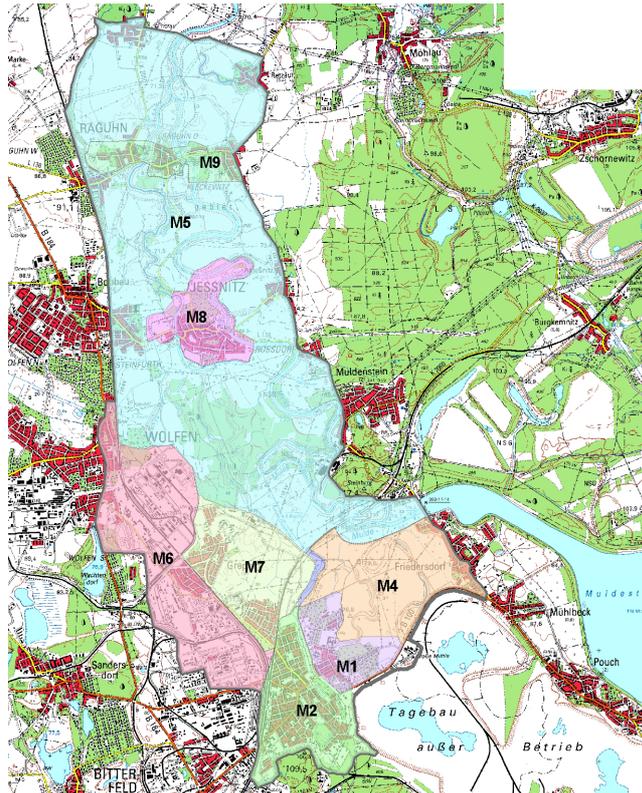


Abb. 3-33 Karte links: Abgrenzung des betrachteten Gebietes. Die blauen Pfeile kennzeichnen die Lage der Randbedingungen. Rechts der Muldestausee Unterpegel (MUP) stellt die Randbedingung für einen Einlauftrand dar.

Im Jahr 2002 brachen die Deiche bei einem Zustrom von ca. 1730 m³/s. Da die Deiche auf großen Strecken verstärkt und erhöht wurden sind, wird der Überströmdurchfluss der Mulde ab 2085 m³/s angenommen. Höhere Abflüsse werden nun auf Muldestausee und Goitzsche aufgeteilt. Als Retentionsvolumen im Goitzschensee zwischen 75 mNN und 78.5 mNN stehen noch ca. 52 Mill. m³ zur Verfügung.

Nach Beginn des Deichbruchs wird angenommen, dass der Anteil des Zustroms von der Mulde in die Goitzsche stetig von 0 auf 40% zunimmt, da überströmte Deiche in der Regel brechen und sich damit die Einströmöffnung vergrößert. Die Füllung der Goitzsche bis zur Überflutung der B100 dauert wegen des starken Zustromes (bis 1000 m³/s) nur ca. 15h.

Bei den getroffenen Annahmen steht außer Frage, dass Bitterfeld östlich der Leine genauso wie 2002 komplett überflutet wird. Die im Bereich des Kreiskrankenhauses getroffenen Maßnahmen (mobile Schutzvorrichtung) wurden im Modell exemplarisch ohne genaue Planungsunterlagen erfaßt und werden kurz im Abschnitt 3.6 vorgestellt. Für die Gefährdungsabschätzung des Chemieparks spielt dies jedoch keine entscheidende Rolle.

3.6.3 Randbedingungen

Für das hydraulische 2-dimensionale Modell werden im Wesentlichen 3 Randbedingungen definiert: der Zustrom vom Muldestausee in die Mulde, der Zustrom über die B100 in die Mulde und nach Bitterfeld sowie der Wasserstand am Pegel Priorau zwischen den Deichen und im Vorland (Abb. 3-33). Der zeitliche Verlauf (Abb. 3-35) wurde aus der konstruierten Ganglinie des Bemessungshochwasser HQ500 abgeleitet. In das Modell wurde ein Teil des Goitzschesees integriert, über den 40% des HQ500 in das Modellgebiet strömte. Die Zuflüsse konnten direkt aus dem Bemessungshochwasser abgelesen werden, die Konstruktion der Wasserstandsbedingung am Pegel Priorau war deutlich aufwändiger, da es keine W-Q-Beziehung für ein HQ 500 gibt.

Im Weiteren werden zwei Varianten des Szenarios HQ500 betrachtet:





Abb. 3-34 Pegel Priorau 2002 mit einer damaligen Deichhöhe von 70,93 mNN. Die hier gemessenen Wasserstände bilden die untere Randbedingung des Modells.

HQ500A – Durchlässe im Bahndamm (im folgenden als kritische Stellen K1 und K2 bezeichnet) offen sowie HQ500B mit geschlossenen Durchlässen.

Die Randbedingung am Abflussrand wurde in drei Bereiche aufgeteilt: Vorland links, der Bereich zwischen den Deichen und Vorland rechts. Der Wasserstand der Mulde wurde aus einer extrapolierten W-Q- Beziehung abgeleitet (LHW). Da nach Überströmen der Deiche das Vorland nicht schlagartig genauso hoch unter Wasser steht wie der Flussschlauch, wurden aus den Vorlandprofilen unter Annahme verschiedener Geschwindigkeiten die Wasserstände geschätzt. Dabei wurde die Differenzwassermenge (also alles, was nicht zwischen den Deichen fließt) auf die beiden Vorländer aufgeteilt.

Die Simulation wurde über 5 Tage durchgeführt. Am Ende dieses Simulationsblockes strömt über den Mul-

destausee immer noch eine Wassermenge von 684m³/s (entspricht etwa einem HQ10) und aus dem Goitzschesee fließen ebenfalls noch 348 m³/s in Richtung Bitterfeld, was immer noch einer um den Faktor 1,5 größeren Wassermenge als 2002 entspricht.

3.6.4 Diskretisierung des Gebietes

Ausgehend vom vorhandenen Modell für das Hochwasser 2002 wurde die Geometrie erweitert um die Gebiete Greppin (M7), Chemiepark (M6) und Bitterfeld östlich der Leine (M2) und umfasst eine Gesamtfläche von 48.5 km² (Abb. 3-36). Die Deichhöhen im Modell wurden den in der HWSK Mulde (Teil C, S.40) vorgegebenen Planhöhen angepasst (elle 2). Exakte Planungsunterlagen wurden vom Projekt vom LHW angefordert. Diese wurden jedoch innerhalb des Bearbeitungszeitraumes nicht geliefert.

Die Deiche wurden im Modell in der Regel durch ein Trapez idealisiert (Abb. 3-13) und da die exakten Höhen nicht bekannt waren, wurden die Höhen jeweils zwischen dem oberen Wert (OW) und unterem Wert (UW) linear interpoliert.

Im Rahmen der Diskretisierung wurden an Hand des Höhenmodells die kritischen Stellen für eine Überflutung des Chemieparkes identifiziert. Diese Stellen sind dem LHW bekannt. Zu den genannten Stellen gehören alle Unterführungen des Bahndammes der Bahnlinie Berlin – Leipzig, hauptsächlich die Unterführung westlich am Beginn des linken Leinerückstaudeiches (K1, Abb. 3-36). In Bitterfeld gibt es ebenfalls eine Unterführung im Bereich Dessauer/Anhalter Straße (K2, Abb. 3-37). Der Bahndamm fungiert im Modell und Realität als

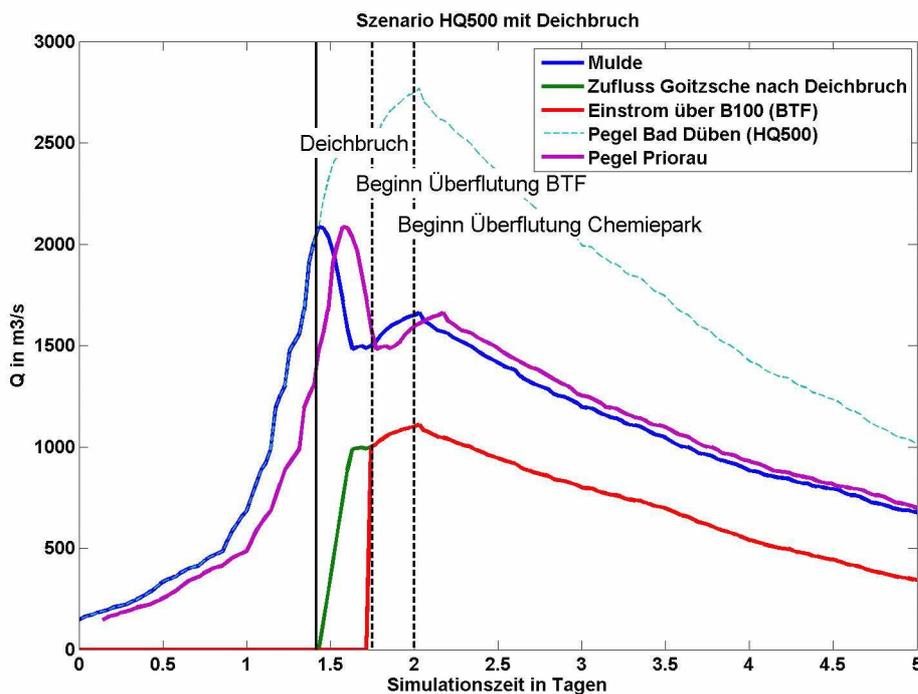


Abb. 3-35 Ganglinien für die verschiedenen Randbedingungen des Modells

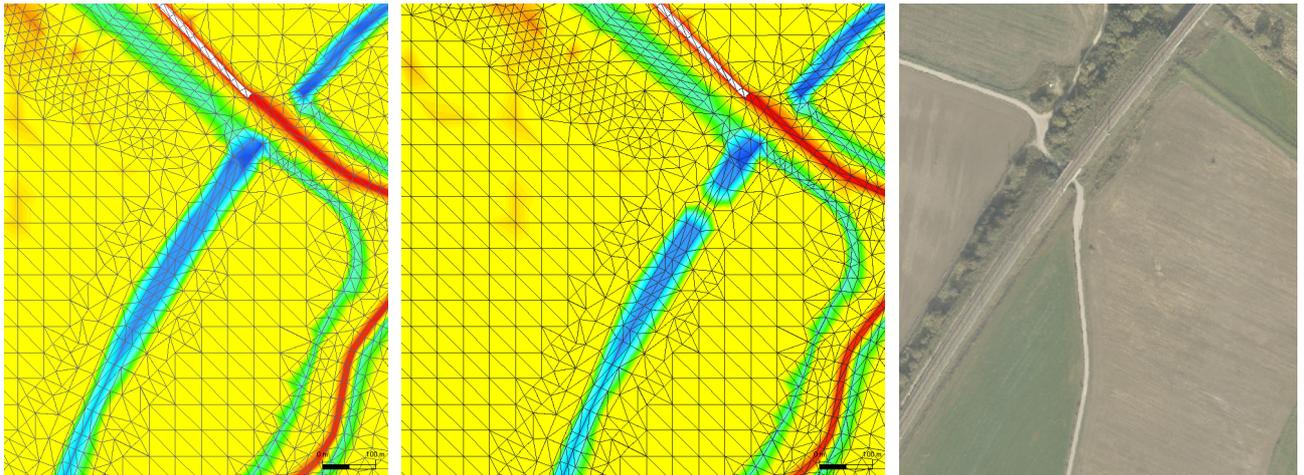


Abb. 3-36 Diskretisierung der kritischen Stelle K1 im Bereich Leinerückstaudeich/Deich Greppin. Blau – Bahndamm, grün – Leinerückstaudeich, rot – Leine, gelb – Gelände ca. 75.5 mNN links: Szenario HQ500A, mitte: Szenario HQ500B, rechts: Luftbildaufnahme



Abb. 3-37 Kritische Stelle K2: Dessauer Straße in Bitterfeld. 2002 wurde eine Sandsackbarriere errichtet (Aufnahme LHW, M. Böhme)

Hauptschutz der westlich davon liegenden Gebiete Greppin und Chemiepark.

Die niedrigsten Bereiche auf dem Areal des Chemieparkes befinden sich auf einer Höhe von 76mNN. Bei

Deichversagen oder Überströmung werden diese Bereiche überflutet. Die Höhe des Deiches liegt zwischen 76,7 und 77 mNN (Stand 2002).

Im Szenario HW200 (2002) wurden in Bereich des Chemieparkes Wasserspiegellagen zwischen 75 und 76 mNN errechnet. Luftbilder zeigen, dass das Wasser bis an den Rand des Areals stand.

3.6.5 Ergebnisse

Nach 35 Stunden Simulationszeit erreicht der Pegel am Muldestausee Unterpegel (MUP, Abb. 3-33, Abb. 3-34) seinen Höchststand. Der Durchfluß beträgt 2080 m³/s. Zu diesem Zeitpunkt bricht der Deich oberhalb des Muldestausees. Bei einem angenommenen Wasserstand der Goitzsche von 75 mNN vor dem Deichbruch stehen ca. 53 Mio m³ Retentionsraum zur Verfügung (bezogen auf 78.5mNN). Die Füllung des Sees dauert dann unter den gegebenen Annahmen ca. 15h, anschließend strömt das Wasser über die B100 in Richtung Bitterfeld. Da die zufließende Wassermenge sehr groß ist (ca. 1000 m³/s), dauert es nur wenige Stunden, bis Bitterfeld östlich des Leinedeiches vollständig überflutet ist. Nach 3 bis 4 Stunden werden die Leinedeiche mit einer Höhe von 78.47 mNN überflutet. Eine Überschlagsrechnung zeigt, dass das realistisch ist: Das in der Abb. 3-39 dargestellte Gebiet hat bezüglich 78.5 mNN ein Volumen von ca. 10 Mio. m³. Bei einem Zustrom von 1000 m³/s ergibt sich eine theoretische Füllzeit von unter 3 Stunden.

Das bedeutet, dass die Vorwarnzeit vom Deichbruch bis zur vollständigen Überflutung ca. 18 Stunden beträgt.

An Hand von an verschiedenen Stellen aus dem Modell exportierten Wasserspiegellagen werden nun die beiden Varianten HQ500A und HQ500B gegenüber gestellt und diskutiert. Virtuelle Pegel (Rechenknoten) wurden in Bitterfeld, zwischen Leinedeich und Bahndamm, auf

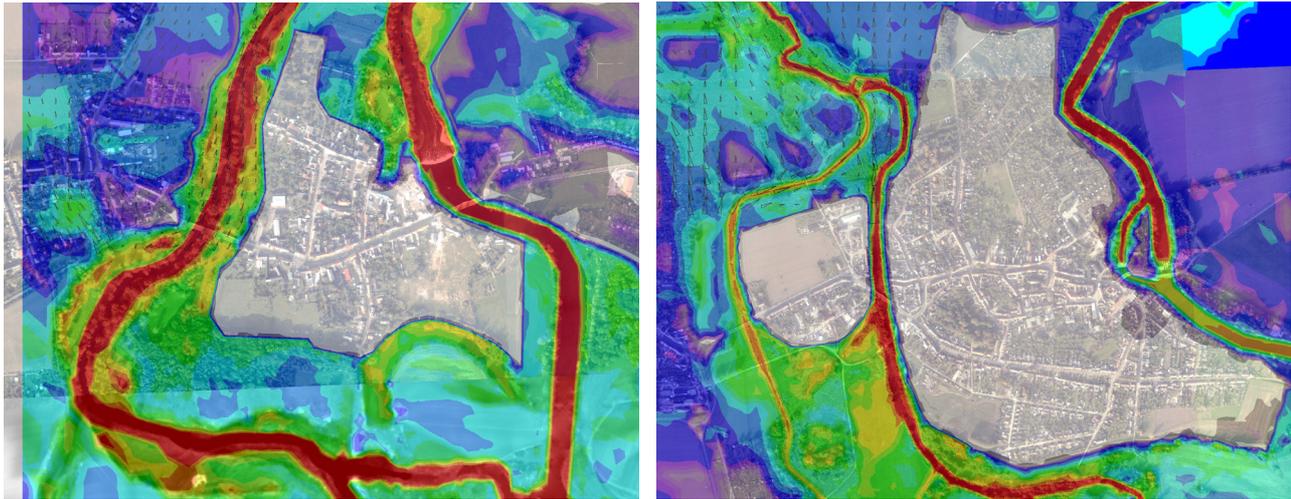


Abb. 3-41 Die Überflutung Greppins und des Chemiaparks im Szenario HQ500B hat keine oder nur geringe Auswirkungen auf die Wasserstände in Raguhn und Jeßnitz. Eine bemerkenswerte Retentionswirkung ist also für die stromab gelegenen Gebiete nicht gegeben. Bezüglich Bitterfeld ergibt sich eine Wasserspiegellagedifferenz von 30 cm im Bereich der Stadt, für den Bereich zwischen Bahndamm und Leinedeich ergeben sich am Ende der Simulationsperiode 1.6m Differenz.

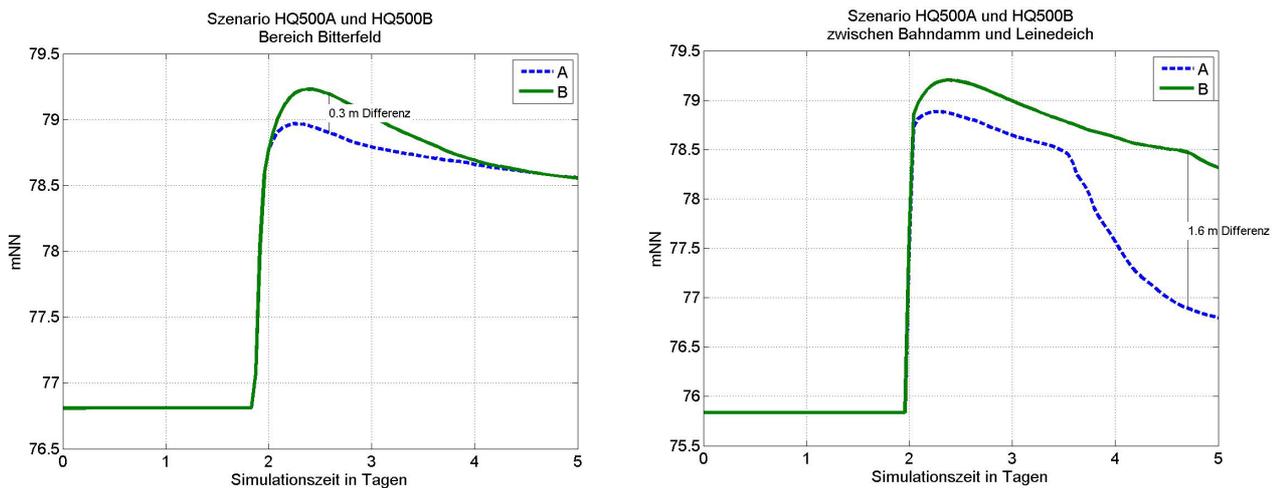


Abb. 3-45 Links: Vergleich der Szenarien A und B über überfluteten Stadtgebiet von Bitterfeld Rechts: Vergleich der Szenarien A und B zwischen Bahndamm und Leinedeich im Bereich der Bahnunterführung

dem Gelände des Chemiaparks und an verschiedenen Stellen im Hauptstrom der Mulde errichtet.

3.6.5.1 Auswirkungen auf Bitterfeld, Jeßnitz und Raguhn

In Abb. 3-37 (oben, blaue Linie) ist ein deutliches Absinken des Wasserspiegels der Mulde in Folge der Überflutung Greppins und des Chemiaparkes zu erkennen. Diese trifft nicht für die Stadt Bitterfeld östlich des Leinedeiches zu (rote Linie).

Die Überflutung Greppins und des Chemiaparks im Szenario HQ500B hat keine oder nur geringe Auswirkungen

auf die Wasserstände in Raguhn und Jeßnitz. Eine bemerkenswerte Retentionswirkung ist also für die stromab gelegenen Gebiete nicht gegeben.

Bezüglich Bitterfeld ergibt sich eine Wasserspiegellagedifferenz von 30 cm im Bereich der Stadt, für den Bereich zwischen Bahndamm und Leinedeich ergeben sich am Ende der Simulationsperiode 1.6m Differenz.

Wassertiefen nach 96h im Bereich Bitterfeld/Leinedeich/ K1. HQ500A (oben, kritische Stellen offen) und HQ500B (unten, kritische Stellen geschlossen).

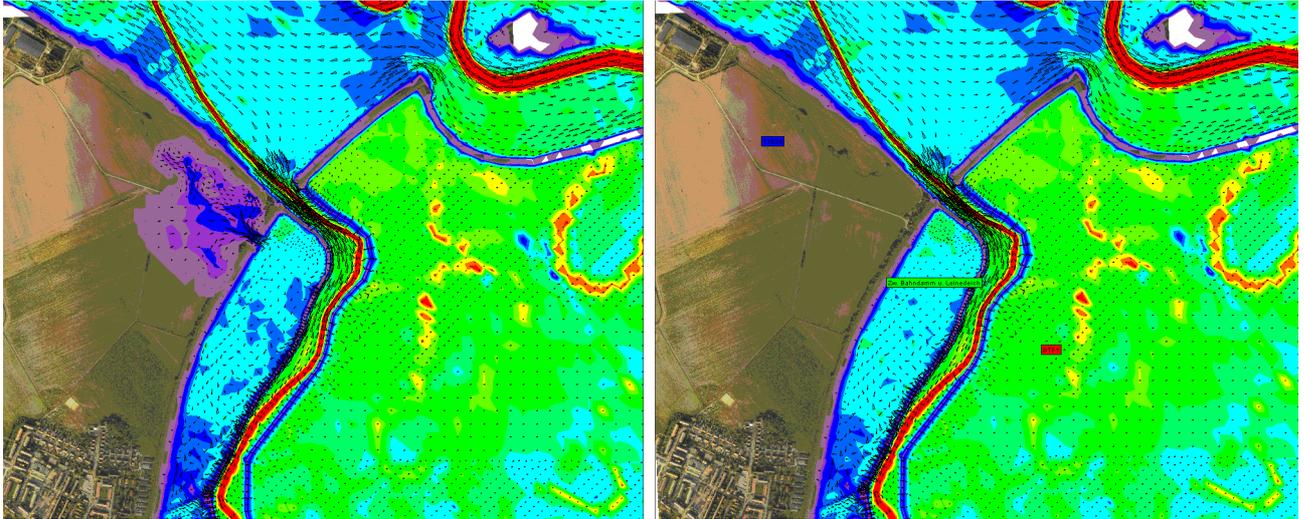


Abb. 3-46 Wassertiefen nach 48 h im Bereich Bitterfeld/Leinedeich/K1. HQ500A (links, kritische Stellen offen) und HQ500B (rechts, kritische Stellen geschlossen).

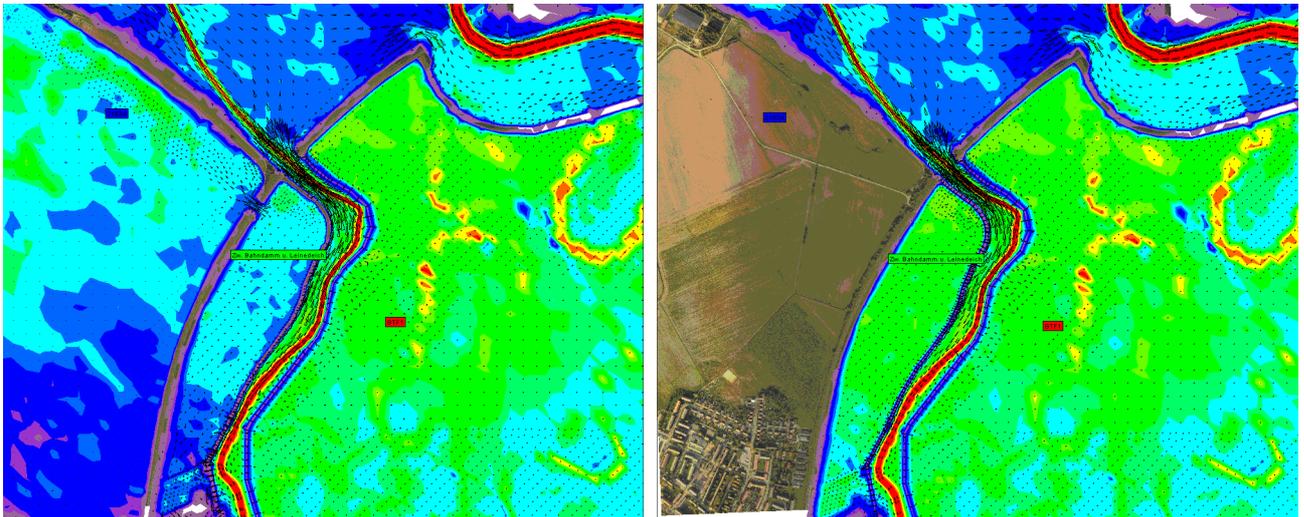


Abb. 3-47 Wassertiefen nach 96 h im Bereich Bitterfeld/Leinedeich/K1. HQ500A (links, kritische Stellen offen) und HQ500B (rechts, kritische Stellen geschlossen).



Abb. 3-44 Neu errichtete Deiche am Spittelwasser in Jeßnitz

3.6.5.2 Überflutung Greppin und Chemiepark

Die Überschwemmung des Chemieparkes beginnt 4-5 Stunden nach Überströmen des Leinedeiches, d.h. ca. 13h nach dem Deichbruch. In Abb. 3-48 ist der zeitliche Verlauf der Überflutung dargestellt. Das Wasser strömt im Falle des Nichtverschließens der Bahnunterführungen K1 und K2 (Szenario HQ500A) durch die Öffnungen. Zunächst werden die Ackerflächen und später Greppin sowie weitere Teile von Bitterfeld überflutet. Im Bereich des Sportplatzes Greppin werden Wassertiefen bis 1,4 m berechnet (Abb. 3-49). Anschließend breitet sich das Wasser rasch auf dem Gelände des Chemieparkes aus, wobei Wassertiefen bis zu 1m auftreten können. Dort können Fließgeschwindigkeiten bis 30 cm/s auftreten (Abb. 3-50).

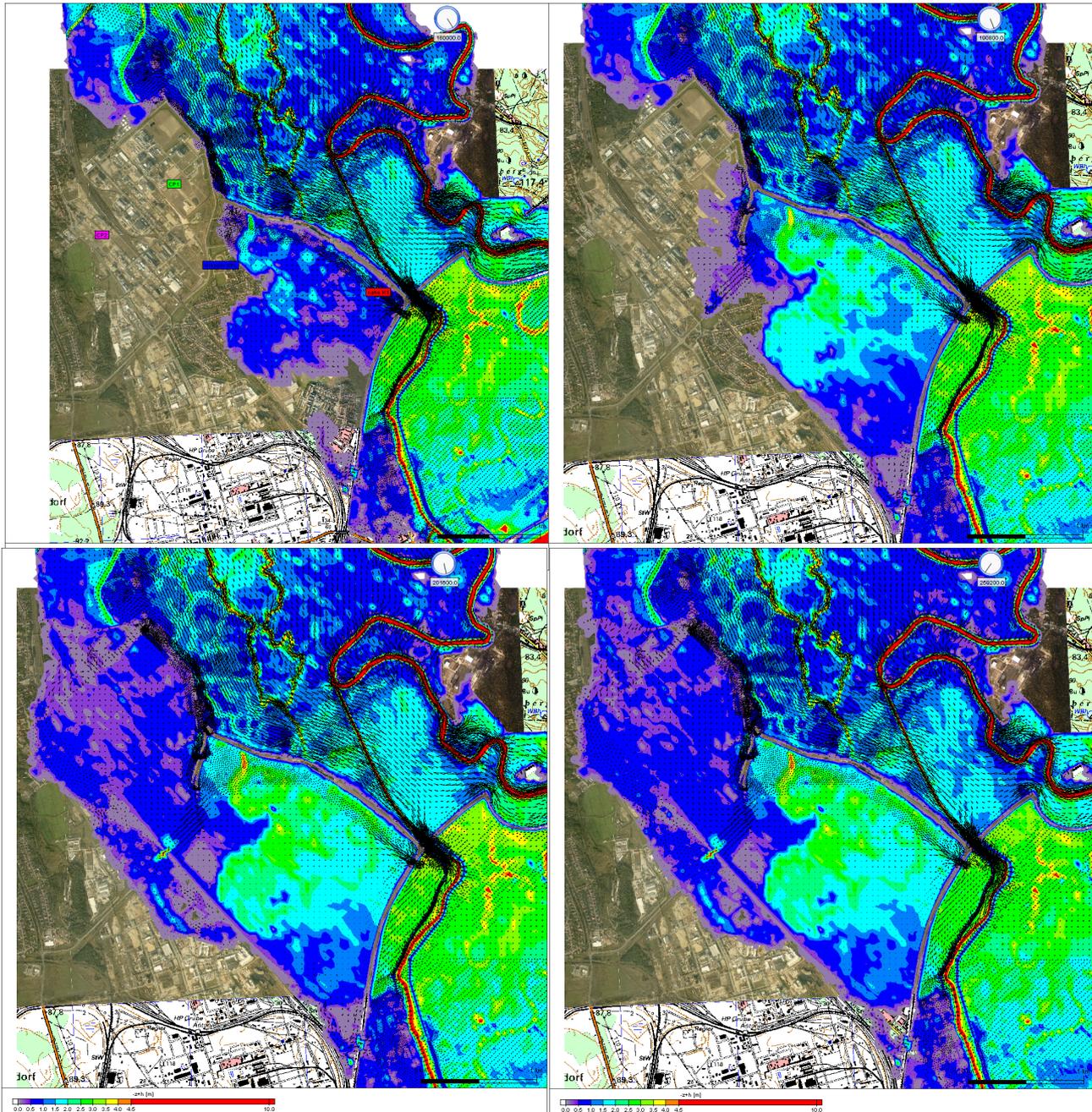


Abb. 3-48 Wassertiefen nach 50h, 53h, 56h und 72h im Bereich Greppin und Chemiepark.

3.6.6 Schlussfolgerungen und Zusammenfassung

Wenn die kritischen Stellen (Unterführungen unter der Bahnlinie) auf geeignete Art und Weise geschlossen werden, besteht keine Gefahr für den Chemiepark, dabei ist zu bedenken, dass ein Bahndamm kein Hochwasserschutzdeich ist. Sollte es zu einer Unterspülung der Bahnlinie oder einem Bruch der Deiche kommen, würde der Chemiepark im Extremfall bis zu einem Meter unter Wasser stehen. Die Überflutung würde im Zeitraum von 4 bis 8 Stunden passieren.

Greppin und weite Teile Bitterfelds würden bei diesem Szenario komplett überflutet.

Die Deiche in Jessnitz und Raguhn wären in diesem Falle hoch genug, allerdings würden Bereiche außerhalb der Deichanlagen vom Hochwasser betroffen werden (Bobbau, Neu-Jessnitz, Raguhn-Neustadt).

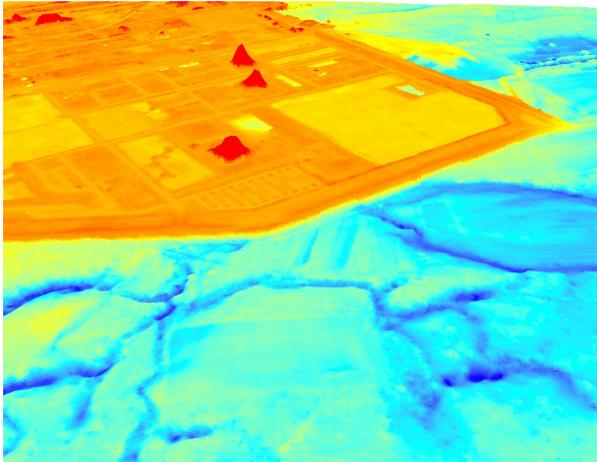


Abb. 3-38 Luftbild (oben, georeferenziert und mit Höhen des Geländemodells überhöht) und Höhenmodell (unten, stark überhöht) des Chemieparkgeländes mit gut erkennbaren Fließstrukturen im Gelände.

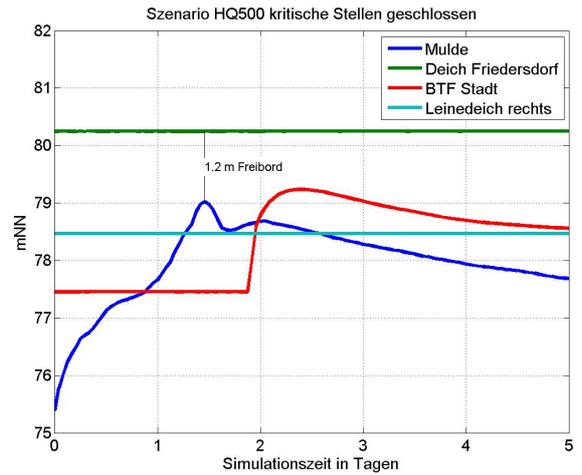


Abb. 3-40 oben: In Bitterfeld steht nach der Überflutung das Wasser deutlich höher als hinter dem Deich in der Mulde (rote bzw. blaue Linie). Das stimmt mit den Beobachtungen während des Sommerhochwassers 2002 überein (unten, Foto). Der Leinedeich wird 3 bis 4 Stunden nach Beginn des Einströmens nach Bitterfeld überflutet.

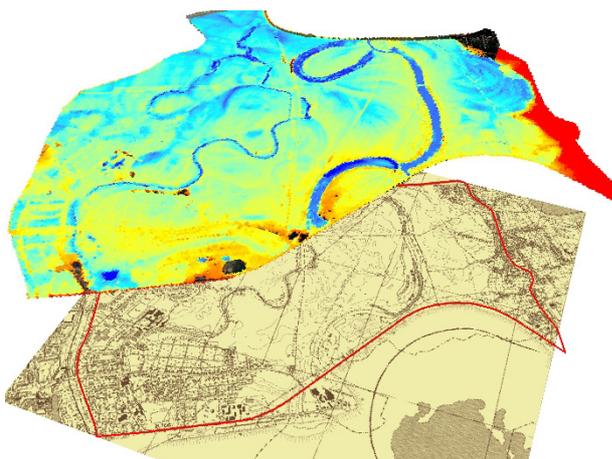


Abb. 3-39 Das Retentionsvolumen für das dargestellte Gebiet beträgt rund 10 Millionen m³.

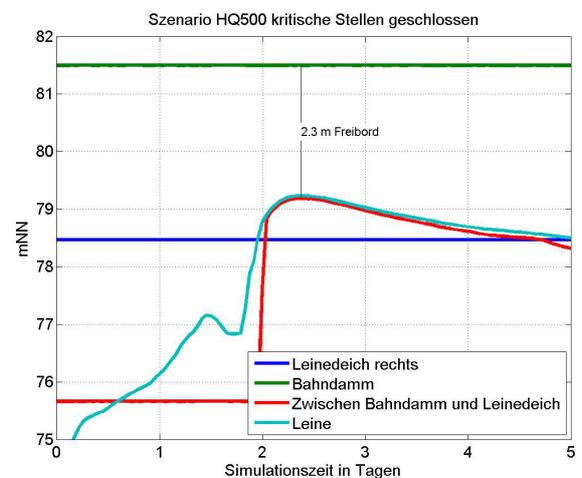


Abb. 3-42 Zwischen Krone des Bahndamms (grün) und der Wasseroberfläche (rot) bleibt ein Freibord von 2.3m bestehen. Die Wassertiefen am Bahndamm sind von der Geländehöhe abhängig und können bis zu 3m betragen.

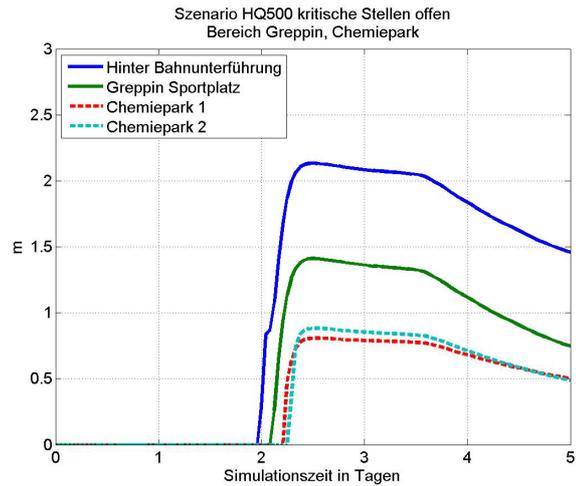
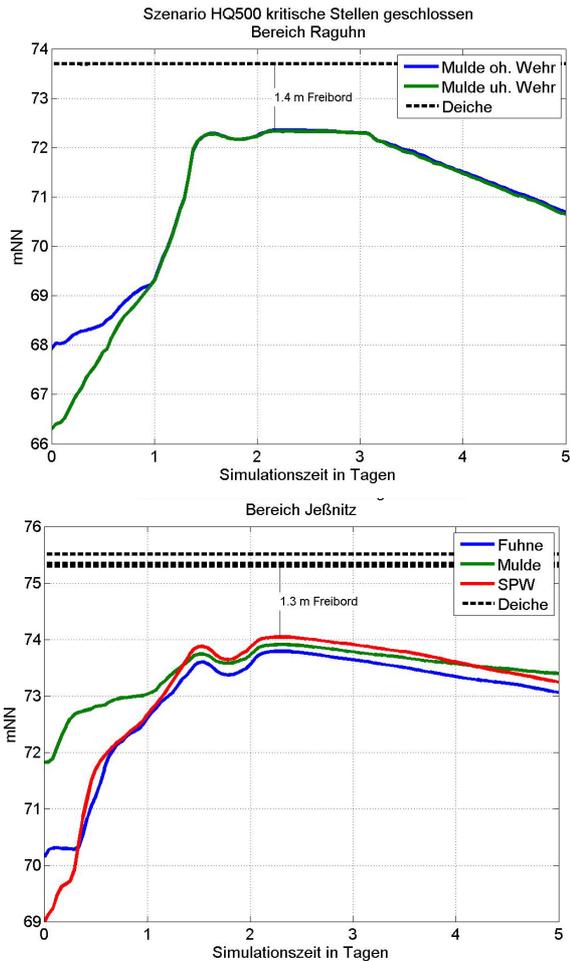


Abb. 3-49 Das Gelände des Chemieparkes kann bis zu einer Tiefe von 1 Meter überstaut werden. Nach ca. 1.5 Tagen beginnt der Wasserspiegel zu sinken. Am Ende der Simulation stehen weite Teile des Chemieparkes unter Wasser, da immer noch Wasser aus Bitterfeld nachströmt. Der Wasserspiegel fällt langsam.

Abb. 3-43 In Raguhn (oben) und Jeßnitz (unten) ist noch ausreichend Freibord vorhanden. Allerdings werden alle Bereiche außerhalb der Deiche weitgehend überflutet. Dies betrifft im Simulationsgebiet Bobbau, Raguhn-Neustadt sowie Neu-Jeßnitz.

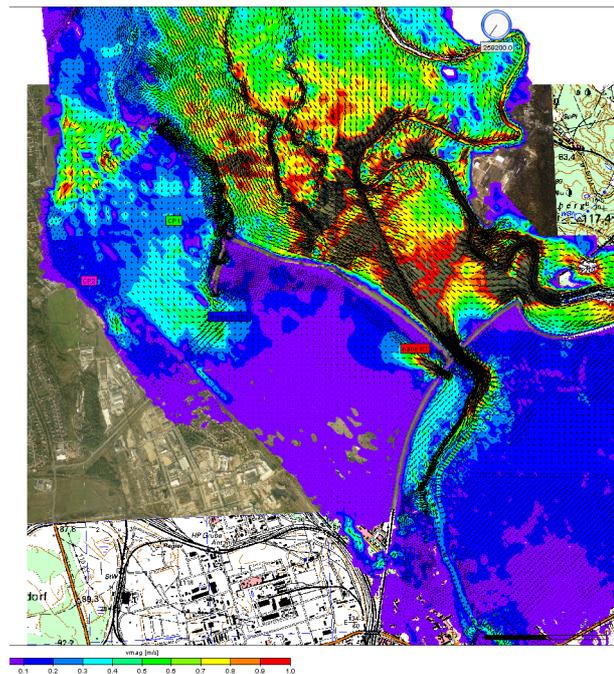


Abb. 3-50 Fließgeschwindigkeiten im Bereich des Chemieparkes

3.7 Die Wirkung des Polders Rösa bei verschiedenen Szenarien

3.7.1 Einführung und Problemstellung

Ziel des Polders Rösa ist die Verminderung der Scheitelabflüsse der Mulde oberhalb des Muldestausees ab HQ(100). Der Polder befindet sich gegenwärtig (Juli 2008) in der fortgeschrittenen Planungsphase. Ausführlich dokumentiert ist das Vorhaben unter <http://www.polder-roesa.de/>.

Das Poldervolumen beträgt 19.6 Mio. m³. Bei optimaler Steuerung soll bei einem HQ100 der Hochwasserscheitel von 1730 m³/s auf 1300 m³/s gekappt werden, bei einem HQ200 von 2140 m³/s auf 1700 m³/s (Angaben lt. LHW). Bei einem HQ500 sinkt der Durchfluß von 2770 auf 2330 m³/s.

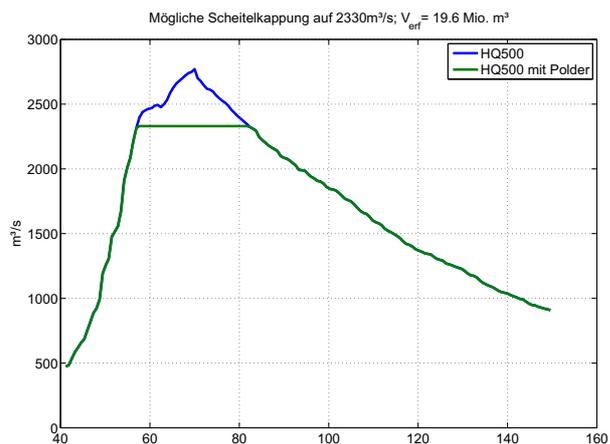


Abb. 3-51 Scheitelkappung für das Bemessungshochwasser HQ500. Das Poldervolumen entspricht der Differenz der Integrale unter der blauen (ohne Polder) und der grünen (mit Polder) Linie.

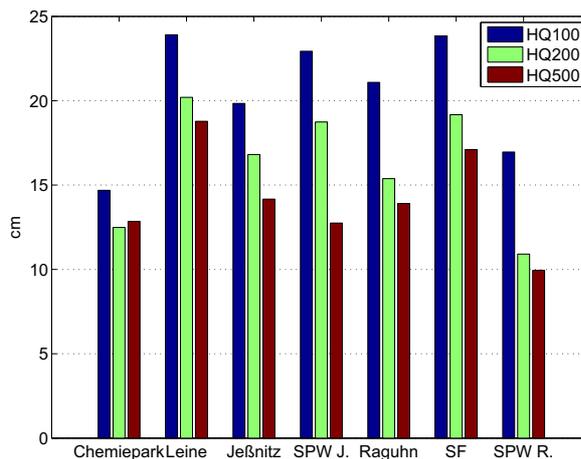


Abb. 3-52 Die maximalen Differenzen während des Spitzenabflusses an verschiedenen Stellen des Untersuchungsgebietes (SPW - Spittelwasser, J. - Jessnitz, R. - Raguhn, M. - Mulde, SF - Salegaster Forst).

3.7.2 Material und Methoden

Für die oben beschriebenen Durchflüsse wurden die Simulationen jeweils mit und ohne Polder durchgeführt und anschließend wurden die Ergebnisse verglichen. Es wurde jeweils eine optimale Poldersteuerung angenommen. Modelltechnisch wurde die Nutzung des Polders über die Randbedingung gesteuert. Die Auswirkungen wurden unter dem Aspekt des Wasserstandes beim Peakdurchfluß betrachtet, zum einen wurden die maximalen Unterschiede im Gesamtgebiet, zum anderen an bestimmten Stellen im Gebiet betrachtet (Bitterfeld, Raguhn, Jeßnitz)

3.7.3 Ergebnisse

Insgesamt führt die Nutzung des Polders zu einer Absenkung des Wasserstandes im Gebiet zwischen 10 und 25 cm beim HQ100 sowie zwischen 10 und 20 cm beim HQ200 und beim HQ500.

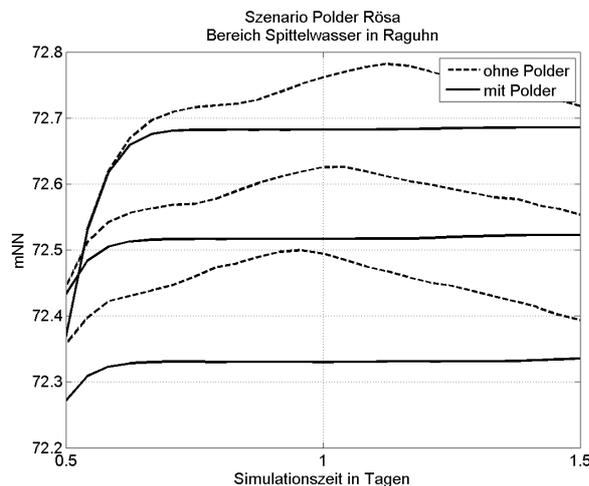


Abb. 3-53 Der Verlauf der Ganglinie bei den verschiedenen Szenarien im Spittelwasser bei Raguhn.

3.8 Überflutung des Salegaster Forsts durch das Hochwasser der Mulde

3.8.1 Einführung und Problemstellung

An der automatischen Messstation an der Elbe bei Dessau wurden Konzentrationen von Schwermetallen und HCH gemessen. Der zeitliche Verlauf bzw. die Schwankungen sollten interpretiert werden. Während es bei den Schwermetallen einen Zusammenhang zwischen den Durchflüssen von Mulde und Elbe gab, war diese Frage für HCH nicht einfach zu beantworten. Es wurde die These aufgestellt, dass die Erhöhung der HCH Werte auf eine bei Hochwasser auftretende Mobilisierung von Quellen im Spittelwasser zurückzuführen sein könnte

(Anfrage von F. Krüger, Uni Lüneburg, F. Walkow, Landratsamt Bitterfeld, Amt für Umweltschutz).

Mit diesem Beitrag soll die Frage beantwortet werden, ab welchem Wasserstand die Mulde ihr Bett unterhalb des Muldestausees verlässt und durch den Salegaster Forst und weiter oberhalb durch das Spittelwasser abfließt und dort u.U. Schadstoffe aus den oberen Sedimentschichten remobilisiert.

Am Beispiel des Frühjahrshochwassers 2006 werden die Fließwege und Überschwemmungsflächen bezüglich des Salegaster Forstes dargestellt.



Abb. 3-54 Blick auf den Saalegaster Forst
 (Quelle Google Earth)

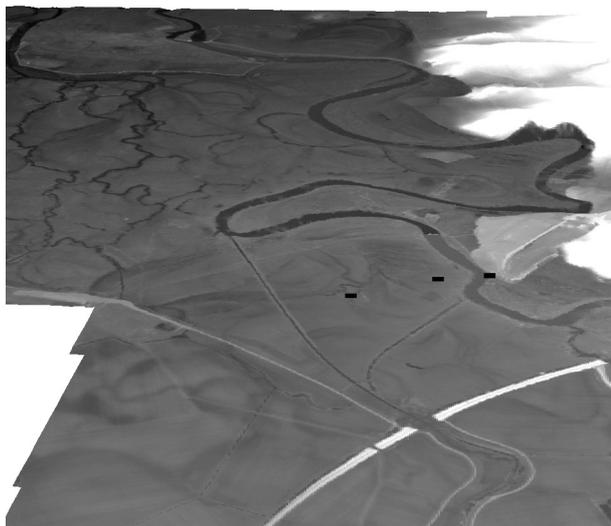


Abb. 3-55 Höhenmodell im Bereich des Saalegaster Forsts

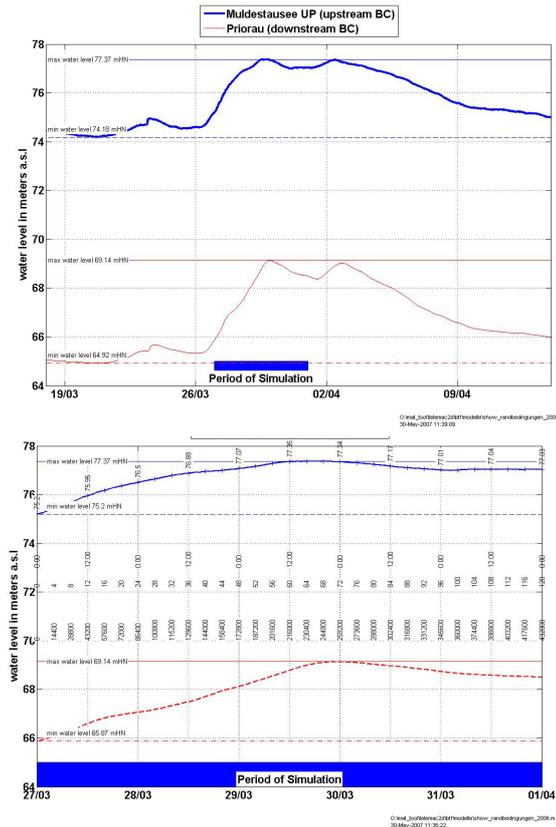


Abb. 3-56 Randbedingungen für die Überflutung des Saalegaster Forsts. Das Frühjahrshochwasser von 2006 entspricht etwa einem HQ10.

3.8.2 Randbedingungen

Das Modell umfasst den Bereich von Muldekilometer 43,5 (Muldenstein UP, oberer Modellrand) bis zum Muldekilometer 23,9 (Pegel Priorau, unterer Modellrand). Am oberen Modellrand wird der Durchfluss vorgegeben, am unteren Modellrand der Wasserstand. Die Abb. 3-56 zeigt den zeitlichen Verlauf des Hochwassers an den beiden Pegeln für während des Frühjahrshochwassers 2006. Der Simulationszeitraum ist mit einem blauen Balken markiert.

3.8.3 Ergebnisse

Die Fließzeit zwischen den beiden Pegeln (Muldenstein UP, Priorau) beträgt zwischen 4 und 5 Stunden. Die Überflutung beginnt im Bereich der Greppiner Wiesen bei einem Durchfluss von ca. 200 m³/s (Abb. 3-57) Später tritt das Wasser oberhalb von Roßdorf über die Ufer und strömt von dort zum Spittelwasser.

Nach wenigen Stunden erreicht das Wasser den Zuflussbereich der Lobber in das Spittelwasser und wird dort über das Spittelwasser abgeleitet. Die Fließgeschwindigkeiten können im Spittelwasser bis zu 1 m/s erreichen.

Mittlere und hohe Fließgeschwindigkeiten erkennt man westlich von Jeßnitz im Bereich des Spittelwassers und des Schachtgrabens, der unterhalb von Jeßnitz in das Spittelwasser mündet. Der Saalegaster Forst wird nahezu vollständig durchströmt ab einem Durchfluß von 270 – 300 m³/s, beim betrachteten Hochwasser nach 24 bis 30 Stunden nach Simulationsbeginn. Zu diesem Zeitpunkt sind die Fließgeschwindigkeiten überall gering, die Altarme und Rinnen füllen sich langsam mit Wasser.

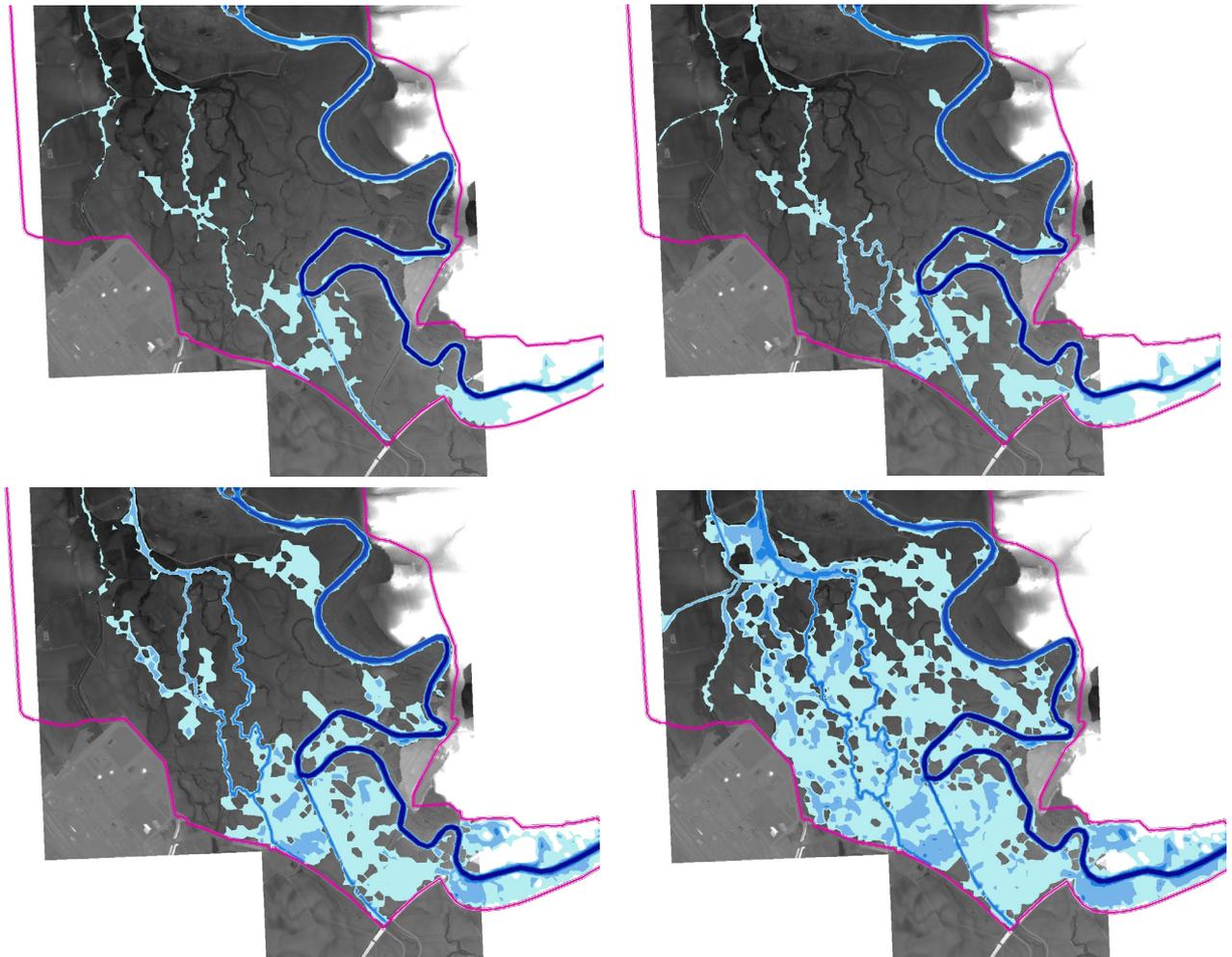


Abb. 3-57 Zeitlicher Verlauf der Überflutung im Salegaster Forst. Überflutung nach 4 (oder 6) Stunden ($Q=180 \text{ m}^3/\text{s}$), 8 Stunden ($Q=207 \text{ m}^3/\text{s}$), 12 Stunden ($Q=234 \text{ m}^3/\text{s}$), und nach 24 Stunden ($Q=276 \text{ m}^3/\text{s}$)

3.8.4 Diskussion

Der Verlauf der Überflutung des Salegaster Forstes hängt natürlich von der Dauer und dem Verlauf des Hochwassers ab. Eine kurzzeitige Ausuferung der Mulde in den Greppiner Wiesen reicht nicht aus, um im

Spittelwasser eine höhere Wasserführung und die damit verbundenen höheren Fließgeschwindigkeiten zu erzeugen. Erst bei einem länger anhaltenden Hochwasser treten entsprechende Effekte auf

3.9 Unsicherheiten bei der hydraulischen Modellierung

Bei der hydraulischen Modellierung gibt es eine Reihe von Faktoren, die für die Genauigkeit der Ergebnisse eine Rolle spielen. Dazu gehören u.a. die Genauigkeiten des Höhenmodells, Unsicherheiten bei den Randbedingungen, die Güte der Auflösung und Beschreibung des Gebietes durch das Finite-Elemente-Netz sowie die Unsicherheiten bei der Beschreibung der Oberflächenrauheiten durch Stricklerbeiwerte. Alle genannten Faktoren beeinflussen die errechneten Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände. Eine weitere Schwierigkeit bei den hier betrachteten Szenarien ist die fehlende Möglichkeit der Validierung der Ergebnisse, da es sich um hypotheti-

sche Annahmen handelt, zu denen (glücklicherweise) keine Messdaten vorliegen.

Einige der Faktoren sollen im Weiteren diskutiert werden.

3.9.1 Einfluss der Rauheiten

Zur Vereinfachung der Simulation wurden die Rauheiten nur im Fluss und im Vorland unterschieden, wie es in der Literatur häufig vorgeschlagen wird. Für das Vorland wurden die Werte 25, 28, 30, 33, für den Fluss die Werte

30 und 38. Für alle 8 Kombinationen wurde das Szenario HQ500A (Überflutung des Chemieparkes) berechnet. Zum Zeitpunkt $t=72h$ wurden die Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten der 8 Szenarien miteinander verglichen. Für ausgewählte Bereiche wurden zunächst alle Knoten im Bereich gewählt. Pro Knoten wurde der Schwankungsbereich (range) bestimmt. Nun wurden die Schwankungen für alle Knoten eines Bereiches in einem Histogramm erfasst um ein Gefühl für die Wirkung der Veränderungen der Rauheiten zu bekommen. Damit ist eine Abschätzung der Genauigkeit möglich. Das Histogramm wurde jeweils mit einer Normalverteilungskurve überlagert, die mit dem Mittelwert und der Varianz aller Daten (=range aller Knoten des Bereiches) parametrisiert ist.

In den Lageplänen in Abb. 3-58 rechts sind die Knoten mit den maximalen Änderungen durch rote Kreise markiert.

Im Bereich Chemiepark unterscheiden sich die verschiedenen parametrisierten Szenarien um bis zu 10 cm (Wasserspiegellage) bzw. 12 cm/s (Fließgeschwindigkeit). Im Mittel liegen die Unterschiede in der Wasserspiegellage unter 5 cm. Die maximalen Änderungen treten dabei im Bereich der Böschung auf, nicht auf der Fläche des Chemieparkes selbst (Abb. 3-60).

Im Bereich Bitterfeld variiert die Wasserspiegellage maximal um 8 cm, die Geschwindigkeiten verändern sich absolut nur sehr wenig, da es sich bei dem Gebiet um einen aufgestauten Bereich handelt (Abb. 3-58).

Im Bereich Greppin verhält es sich wie es sich wie in Bitterfeld, d.h. aufgrund der insgesamt niedrigen Fließgeschwindigkeiten sind auch die Auswirkungen geänderter Rauheiten relativ gering.

In den Bereichen oberhalb von Jeßnitz und oberhalb von Raguhn ändern sich die Wasserspiegellagen im Mittel um 18 cm bzw. um 10 cm, die Geschwindigkeitsänderungen liegen im Mittel unter 6 cm/s.

Die numerischen Untersuchungen zum Einfluß der Rauheiten auf die Ergebnisse des Strömungsmodells zeigen, dass die Wasserspiegellagen im Mittel um nicht mehr als 18 cm schwanken und die durchschnittlichen Geschwindigkeitsschwankungen unter 10 cm/s liegen.

3.9.2 Unsicherheiten im Höhenmodell

Der Modellierung liegt ein Höhenmodell aus einer Laserscanbefliegung zugrunde. Die Unsicherheit bei den generierten Höhendaten liegt bei $\pm 15\text{cm}$. Um die Auswirkungen dieser Unsicherheiten auf das hydraulische Modell zu quantifizieren, wurden 50 künstliche Höhenmodelle generiert, wobei jeweils jedem Knoten eine zufällig normalverteilte Änderung im Bereich von -15 cm bis $+15\text{ cm}$ gegeben wurde. Für einen Teilbereich (Bitterfeld, M1 u. M4, siehe Abb. 3-1) wurden dann 50 Simulationen ausgeführt. Anschließend wurden die

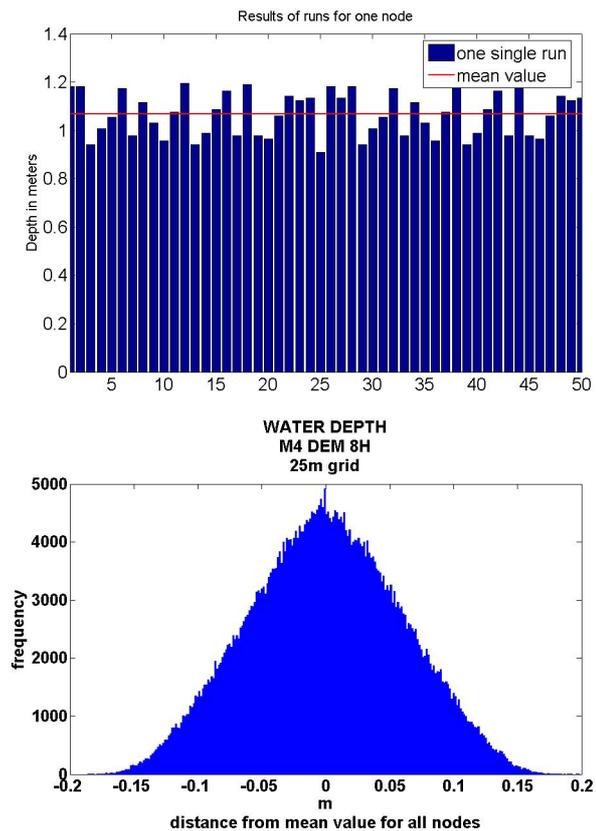


Abb. 3-59 Der Einfluss der Unsicherheiten im Höhenmodell auf die Ergebnisse der Strömungsmodellierung. Erläuterung dazu im Text.

Ergebnisse zunächst pro Knoten untersucht und die mittlere Wasserspiegellage pro Knoten bestimmt (rote Linie in der Abb. 3-60 oben).

Nun wurden pro Knoten und Rechenlauf die Differenzen zum Mittelwert bestimmt. Diese Differenzen wurden für alle Knoten in einem Histogramm aufgetragen (Abb. 3-60 unten).

Es ist zu erkennen, dass sich die Unsicherheiten des Höhenmodells in den berechneten Wasserspiegellagen wieder finden.

3.9.3 Unsicherheiten in den Randbedingungen

Die Unsicherheiten in den Randbedingungen wurden mit Hilfe des Szenarios HQ200 (2140 m³/s, steady state ohne Deichbruch) und des HQ100 (1750 m³/s) untersucht. Dazu wurde am Zuflussrand die Wassermenge um plus minus 10% variiert.

Die Fließgeschwindigkeiten nehmen im Mittel um 3 cm/Sekunde zu und um 2 cm/Sekunde ab. Die Wasserspiegellagen ändern sich gegenüber dem Bemessungszufluß für ein HQ200 (2140 m³/s) um bis zu 15 cm nach oben und unten wobei 90% der Änderungen kleiner als 12 cm sind. Beim HQ100 erhält man vergleichbare

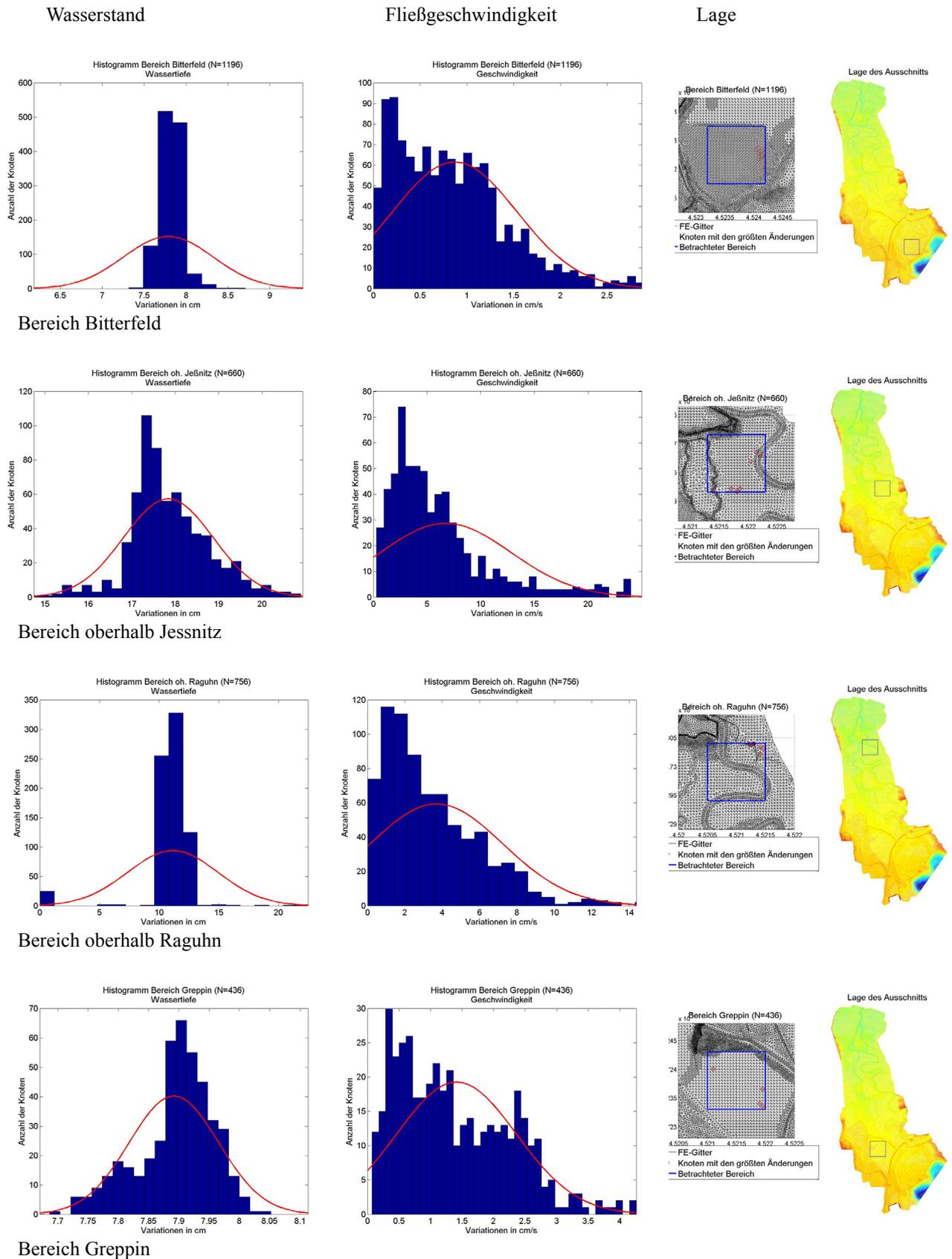


Abb. 3-58 Einfluss der Rauheiten auf die berechneten Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten.

Tab. 3-6 Einfluß der Rauheiten auf die Änderungen der Wasserspiegellagen in cm

Gebiet	Anzahl Knoten	Mittelwert	Standardabweichung	Maximum
Gesamtgebiet	49808	8	6	20
Chemiepark	201	4	1	7
Bitterfeld	1136	8	1	8
oh. Jeßnitz	627	18	1	19
oh. Raguhn	718	11	2	12
Greppin	414	8	0.1	8

Tab. 3-7 Einfluß der Rauheiten auf die Änderungen der Fließgeschwindigkeiten in cm/s

Gebiet	Anzahl Knoten	Mittelwert	Standardabweichung	Maximum
Gesamtgebiet	49808	4	5	21
Chemiepark	201	3	2	12
Bitterfeld	1136	1	1	2
oh. Jeßnitz	627	6	4	21
oh. Raguhn	718	3	2	9
Greppin	414	1	1	3

Resultate. Damit bewegen sich die Unsicherheiten im Bereich der Unsicherheiten, die aus dem Höhenmodell resultieren (vgl. 3.8.2, "Randbedingungen").

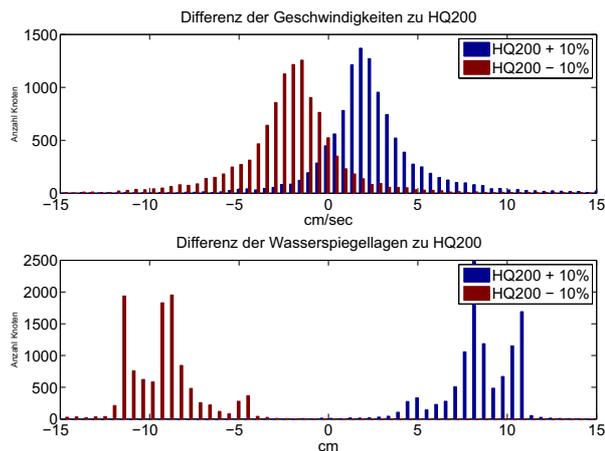


Abb. 3-60 Histogramm der Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und der Wasserspiegellagen bei der Veränderung des Zuflusses um plus bzw. minus 10 Prozent (2354 m³/s bzw. 1926 m³/s).

Teilprojekt 4: Modellierung der Schadstoffausbreitung

Marcus Schulz, Michael Matthies (USF, Univ. Osnabrück)

4.1 Zusammenfassung

Teilprojekt 4 ist in das Gesamtprojekt eingebunden zwischen Teilprojekt 3 „Hydraulische und Schwebstoff-Modellierung“ und Teilprojekt 5 „Integrierte Risikobewertung und Entscheidungshilfesystem“, d.h. es werden Simulationsergebnisse aus Teilprojekt 3 genutzt, um Transportszenarien für verschiedene Schadstoffe zu berechnen, die wiederum von Teilprojekt 5 für eine Risikoanalyse und die Erstellung eines Entscheidungshilfesystems verwendet werden.

Bei der Schadstoffmodellierung sollten organische und anorganische Schadstoffe sowie Heizöl und Benzin aus leckgeschlagenen Tanks berücksichtigt werden. Die Auswahl der Schadstoffe und Schadstoffgruppen erfolgte in Abstimmung mit der Projektleitung und dem Umweltdezernat im Landratsamt Anhalt-Bitterfeld und beschränkte sich auf Arsen, Blei, Zink, Cadmium, Quecksilber, Summe HCH, Summe DDX sowie Heizöl und Benzin.

Dem Institut für Umweltsystemforschung (USF) an der Universität Osnabrück wurden für die Schadstoffmodellierung Monitoring-Daten einer umfassenden Bodenkartierung und –analyse aus den Jahren 1992-93 vom Landratsamt Anhalt-Bitterfeld in Schriftform zur Verfügung gestellt. Diese Daten wurden nachfolgend in digitale Rasterdaten transformiert und als initiale Bedingungen für das Schadstoffmodell genutzt. Weiterhin lieferte das Landratsamt Anhalt-Bitterfeld digitale georeferenzierte Daten zu Heizöl- und Benzintanks im Raum Bitterfeld, die in das Schadstoffmodell eingepflegt wurden.

Für die Schadstoffmodellierung wurde die kommerzielle Software *Telemac2D* benutzt, die vom Institut für Umweltsystemforschung ergänzt und modifiziert wurde. Detaillierte Informationen zu diesem Modellsystem finden sich bei Hervouet und van Haren (1996) und Hervouet (2007). Die Parametrisierung des Modells und die Definition der Schadstoffquellterme fußen zum Teil auf Ergebnissen des vom BMBF geförderten Ad-hoc-Verbundprojektes „Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002“ (Baborowski et al., 2004; Böhme et al., 2005) sowie auf durch das Teilprojekt 2 erhobenen Schadstoffkonzentrationen in der Flutwelle des Märzhochwassers 2006.

4.2 Methodik

4.2.1 Transport- und Partitionierungsmodell

Für die Modellierung der Schadstoffausbreitung wurde das zwei-dimensionale Finite-Element-Modellsystem

Eine Kalibrierung des Schadstoffmodells wurde durch die Bereitstellung von Daten aus Sedimentmattenversuchen, die im Rahmen von Teilprojekt 2 erhoben wurden, ermöglicht. Darüber hinaus war eine Unsicherheitsanalyse des Schadstoffmodells erforderlich, da für die Parametrisierung und die Randbedingungen des Transport- und Gewässergütemoduls von *Telemac-2D* zum Teil generische Werte aus der Fachliteratur verwendet wurden.

Nach erfolgreicher Kalibrierung und Durchführung der Unsicherheitsanalysen wurden auf der Basis von hydrodynamischen Szenarien, welche verschiedene Annahmen von Deichbrüchen und –überflutungen zur Grundlage hatten, mehr als 80 Schadstoffszenarien gerechnet. Die hydrodynamischen Szenarien wurden am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ in Magdeburg (UFZ) gerechnet und dem USF übergeben. Bis zum Ende des Projektes lagen dem USF zwei retrospektive (Hochwasser 2006 = HQ10 und Hochwasser 2002 = HQ 200) sowie mehrere prospektive (HQ100, HQ200, HQ500) hydrodynamische Szenarien vor, auf denen die Schadstoffszenarien aufbauen konnten. Bei den prospektiven Szenarien wurde weiterhin differenziert zwischen Szenarien mit Berücksichtigung der Flutung eines Polders stromaufwärts des Muldestausees und Szenarien ohne dessen Inbetrachtung.

Ergebnisse der Schadstoffszenarien sind georeferenzierte Darstellungen der Ablagerungen von partikulär gebundenen Schadstoffen und Ölfilmen in der ehemaligen Aue der Mulde (z. B. in sensiblen Bereichen wie Wohngebieten, Schulen, Kinderspielplätzen, etc.) sowie Konzentrationen gelöster Schadstoffe im Projektgebiet und am Ausstromrand des Projektgebietes, die für stromabwärts gelegene Bereiche eine Gefährdung darstellen können. Für eine Risikobewertung und ein Entscheidungshilfesystem für den Raum Bitterfeld wurden die Simulationsergebnisse des Schadstoffmodells in binärem Format vom UFZ in Rasterdaten transformiert und dem Institut für ökologische Raumentwicklung e. V. in Dresden (IÖR) zur Verfügung gestellt.

Telemac2D verwendet, das sich in ein hydrodynamisches Modul *Telemac-2D* und ein Transportmodul *Subief-2D* untergliedert. In dem Transportmodul ist ein Gewässergütemodul *wq2subief* integriert, das vom

Anwender frei gestaltet werden kann und im vorliegenden Fall die Partitionierung zwischen fester und gelöster Phase beschreibt.

Subief-2D nutzt die Ergebnisdateien von *Telemac-2D* und löst Gleichungen für Transport, Deposition und Erosion verschiedener gelöster und partikulärer Substanzen. Der Depositionsflux Q_d [$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$] wird wie folgt berechnet:

$$Q_d = W_c \cdot c \cdot \left[1 - \left(\frac{u^*}{u_d^*} \right)^2 \right] \quad (1)$$

Dabei ist c die Konzentration von suspendierten partikulären Stoffen [kg m^{-3}], W_c ist die Sinkgeschwindigkeit [m s^{-1}], u^* ist die Reibungsgeschwindigkeit [m s^{-1}], und u_d^* ist die kritische Ablagerungsgeschwindigkeit [m s^{-1}].

Der Erosionsflux Q_e [$\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$] wird wie folgt berechnet:

$$Q_e = M \cdot \left[\left(\frac{u^*}{u_e^*} \right)^2 - 1 \right] \quad (2)$$

Dabei ist M die dimensionslose Parthéniades-Konstante und u_e^* die kritische Erosionsgeschwindigkeit [m s^{-1}].

Die Nettosedimentation E [m] ergibt sich aus den Ablagerungs- und Erosionsfluxen gemäß:

$$E = \frac{Q_d - Q_e}{C_{sf}} \cdot dT \quad (3)$$

Dabei ist C_{sf} die Lagerungsdichte [g cm^{-3}] für das feuchte abgelagerte Material im Gegensatz zu c , das die Konzentration partikulärer Substanzen in der Suspension beschreibt. dT ist die Simulationszeit [s].

Wir entwickelten ein Partitionierungsmodell erster Ordnung, das den Austausch zwischen gelöster und fester Phase beschreibt. Das im Folgenden exemplarisch für Arsen aufgeführte Partitionierungsmodell wurde in dem in *Telemac-2D* integrierten Gewässergütemodul *wq2subief* numerisch implementiert:

$$\frac{d[As_{aq}]}{dt} = k_1 \cdot [As_{ss}] \cdot ([Sand] + [Silt] + [Ton]) - K_D \cdot ([Sand] + [Silt] + [Ton]) \cdot [As_{aq}] \quad (4)$$

$$\frac{d[As_{ss}]}{dt} = - \frac{d[As_{aq}]/dt}{([Sand] + [Silt] + [Ton])} \quad (5)$$

Dabei sind

• $[As_{aq}]$: gelöste Arsenkonzentration [g l^{-1}]

• $[As_s]$: Konzentration partikulär gebundenen Arsens [g l^{-1}]

• $[As_{ss}]$: Konzentration partikulär gebundenen Arsens [g l^{-1}]

• $[Sand]$: Sandkonzentration [g l^{-1}]

• $[Silt]$: Siltkonzentration [g l^{-1}]

• $[Ton]$: Tonkonzentration [g l^{-1}]

• K_D : Partitionskoeffizient [l g^{-1}]

• k_1 : kinetischer Koeffizient [s^{-1}]

4.2.1.1 Simulationen

Vom UFZ wurden hydrodynamische Szenarien mit *Telemac-2D* gerechnet und in binärem Dateiformat dem USF zur Verfügung gestellt. Auf der Basis der hydrodynamischen Simulationen des Projektgebietes westlich des Muldestausees (siehe Endbericht von Teilprojekt 3) wurden Ausbreitungsszenarien für jeweils sieben gelöste und partikuläre Schadstoffe (Arsen, Blei, Zink, Cadmium, Quecksilber, Summe HCH, Summe DDX) sowie für Ölfilme, die aus leckgeschlagenen Heizöltanks herrühren, berechnet.

Für die Parametrisierung wurden generische Partitionskoeffizienten K_D aus Literaturangaben verwendet. Die Quellterme am Einstromrand basierten hauptsächlich auf Konzentrationen, die während des Märzhochwassers 2006 (HQ10) in der Flutwelle gemessen wurden.

Für die initialen Bedingungen wurden Schadstoffkonzentrationen im Oberboden des Projektgebietes herangezogen. Diese Daten wurden vom Landratsamt Bitterfeld bereitgestellt und nachfolgend vom USF für die Simulationssoftware *Subief-2D* aufbereitet. Dazu wurden die georeferenzierten Schadstoffkonzentrationen im Oberboden des Projektgebietes mit dem geostatistischen Kriging-Interpolationsverfahren (Surfer, Golden Software, USA) in Rasterflächendaten mit einer Auflösung von $200 \text{ m} \times 200 \text{ m}$ transformiert.

Für eine realistische Modellierung der Ausbreitung von Ölfilmen wurden vom Landratsamt Bitterfeld die geographischen Koordinaten und Füllmengen sämtlicher Heizöl- und Benzintanks im Projektgebiet digitalisiert und dem USF zur Verfügung gestellt. Aus den Datensätzen wurden zufällig Teile für Ausbreitungssimulationen ausgewählt. Hierbei wurden Schadenswahrscheinlichkeiten von 10% und 30% zugrunde gelegt, die für ein HQ200 realistisch sind.

Das Transportmodell *Subief-2D*, das in dem Modellsystem *Telemac2D* integriert ist, wurde anhand der Ergebnisse von Sedimentmattenuntersuchungen (HQ10) kalibriert. Mit den kalibrierten Randbedingungen und Parametern wurden weitere Simulationen für alle sieben Schadstoffe und beide retrospektiven sowie die genannten prospektiven Szenarien gerechnet.

4.2.1.2 Unsicherheitsanalysen

Das in den Gleichungen (4) und (5) exemplarisch für Arsen gezeigte Partitionierungsmodell wurde Unsicherheitsanalysen für die Schadstoffe Arsen und Zink mittels Monte-Carlo-Simulationen (n = 1000) unterzogen. Diese Unsicherheitsanalysen waren notwendig, da für die KD-Werte generische Werte verwendet wurden, die unter natürlichen Bedingungen im Boden über mehrere Größenordnungen variieren können. Hierbei wurde der jeweilige KD-Wert mit einer Normalverteilung variiert. Die anderen Parameter des Partitionierungsmodells und die initialen Bedingungen wurden währenddessen konstant gehalten. Tab. 4-1 zeigt exemplarisch für Zink die initialen Bedingungen der Monte-Carlo-Simulationen.

Tab. 4-1 Exemplarisch für Zink initiale Konzentrationen und Parameterwerte der Unsicherheitsanalysen des Partitionierungsmodells

	Initiale Konzentrationen und Parameter
$[Zn_{ss}]$	1140 mg kg ⁻¹
$[Zn_{aq}]$	24,5 µg l ⁻¹
[sand]+[silt]+[Ton]	50 mg l ⁻¹
k_1	0,02 s ⁻¹
K_D	normalverteilt mit Min = 1 l g ⁻¹ Max = 1000 l g ⁻¹

Weitere Unsicherheitsanalysen des Transportmodells *Subief-2D* beinhalteten Monte-Carlo-Simulationen (je n = 100) mit a) variablen initialen Bodenkonzentrationen von partikulär gebundenen Schadstoffen und b) variablen Randbedingungen von partikulär gebundenen und gelösten Schadstoffen sowie Schwebstoffkonzentrationen. Grundlage der Monte-Carlo-Simulationen des Transportmodells war die retrospektive hydrodynamische Simulation des Augusthochwassers 2002 (HQ200) im Teilgebiet M5. Tab. 4-2 zeigt die initialen Bedingungen für die Monte-Carlo-Simulationen mit variablen

4.3 Ergebnisse und Diskussion

4.3.1 Unsicherheitsanalysen

Tab. 4-4 zeigt exemplarisch für Zink die Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen des Partitionierungsmodells. Gemessen am Mittelwert ergab sich für Zink eine mäßige Streuung der Ergebnisse des Partitionierungsmodells von 23%. Für alle Substanzen ergaben sich sehr kleine Konfidenzintervalle, die gemessen an den Mittelwerten und unter Berücksichtigung der großen Spannweite der initialen KD-Werte auf eine geringe Unsicherheit durch Verwendung generischer KD-Werte hinweist..

Abb. 4-1 zeigt die Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen des Transportmodells für variable initiale Bedingungen.

Tab. 4-2 Initiale Konzentrationen der Unsicherheitsanalyse mit variablen initialen Bedingungen

Variable	Initiale Konzentrationen
Partikulär gebundener Schadstoff	normalverteilt zwischen 50 und 100 mg kg ⁻¹
Gelöster Schadstoff	0 µg l ⁻¹
Silt	0 mg l ⁻¹
Ton	0 mg l ⁻¹
Sand	0 mg l ⁻¹

Tab. 4-3 zeigt die Eingangsdaten der Unsicherheitsanalyse mit variablen Randbedingungen. Hierbei wurden einzeln die Siltkonzentrationen und die Konzentrationen gelösten und partikulär gebundenen Schadstoffes variiert. Währenddessen blieben die jeweils nicht variierten Variablen konstant. Den Parametern im Partitionierungsmodell wurden konstante Werte zugewiesen ($KD = 50 \text{ l g}^{-1}$, $k_1 = 0,0001 \text{ s}^{-1}$).

Tab. 4-3 Eingangsdaten der Unsicherheitsanalysen mit variablen Randbedingungen

Variable	Konzentration am Einstromrand wenn variiert	Konzentration am Einstromrand wenn nicht variiert	Initiale Konzentrationen im Teilgebiet M5
Silt	Normalverteilt mit Min = 18 mg l ⁻¹ Max = 90 mg l ⁻¹	45 mg l ⁻¹	0 mg l ⁻¹
Gelöster Schadstoff	Normalverteilt mit Min = 0 µg l ⁻¹ Max = 50 µg l ⁻¹	10 µg l ⁻¹	0 µg l ⁻¹
Partikulär gebundener Schadstoff	Normalverteilt mit Min = 0,1 mg kg ⁻¹ Max = 1500 mg kg ⁻¹	100 mg kg ⁻¹	100 mg kg ⁻¹
Ton	-	0 mg l ⁻¹	0 mg l ⁻¹
Sand	-	0 mg l ⁻¹	0 mg l ⁻¹

Tab. 4-4 Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen des Partitionierungsmodells mit variablen KD-Werten exemplarisch für Zink

	Ergebnisse
Min $[Zn_{aq}]$	1,2 µg l ⁻¹
Max $[Zn_{aq}]$	3,2 µg l ⁻¹
Mittelwert $[Zn_{aq}]$	2,0 µg l ⁻¹
Standardabweichung $[Zn_{aq}]$	0,46 µg l ⁻¹
Konfidenzintervall mit $\gamma = 95\%$	2,00-2,05 µg l ⁻¹

Für den Teilbereich M5 des Projektgebietes sind hier die Varianzkoeffizienten [%] für 17.000 Gitterknoten darge-

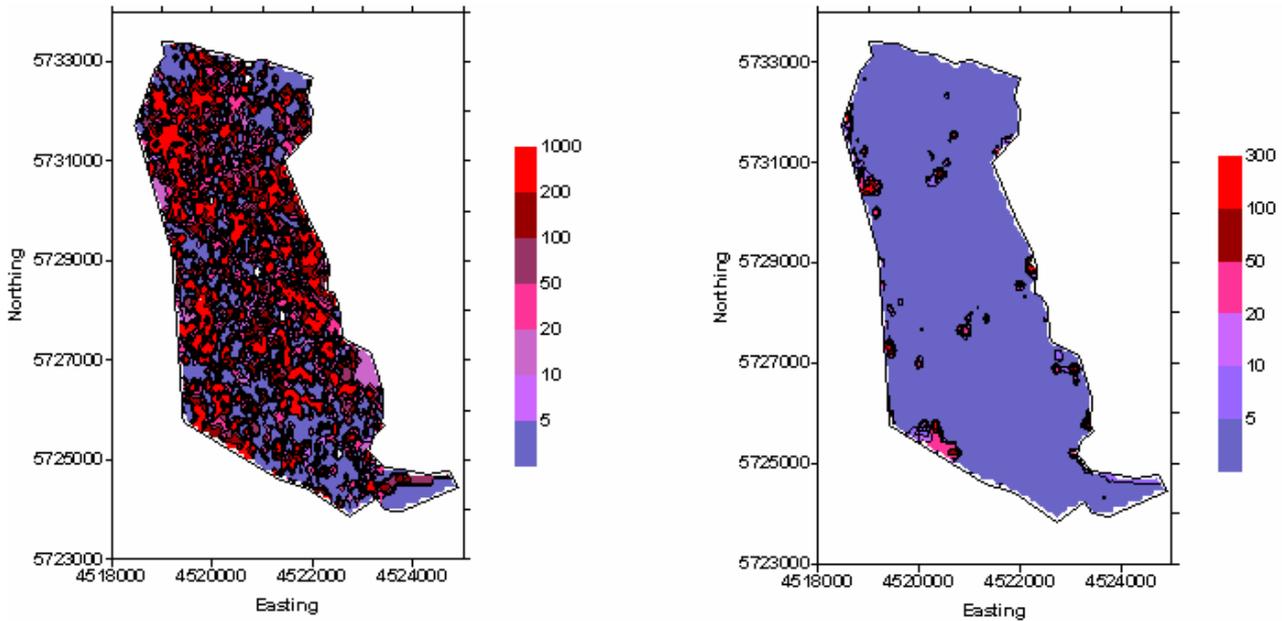


Abb. 4-1 Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse mit variablen initialen Bedingungen: Varianzkoeffizienten [%] für partikulär gebundenen Schadstoff (links) und gelösten Schadstoff (rechts) in Teilbereich M5 des Projektgebietes.

stellt. Die mittleren Varianzkoeffizienten betragen für partikulär gebundenen Schadstoff 74,8% und für gelösten Schadstoff 1,8%. Die Unsicherheit variabler initialer Bedingungen war demnach für partikulär gebundenen Schadstoff erheblich, doch vernachlässigbar für den gelösten Schadstoff, da jener direkt durch Erosion und dieser nur indirekt über die Partitionierung beeinflusst wird.

Ähnlich wie bei den Unsicherheitsanalysen mit variablen initialen Bedingungen zeigt sich bei den Unsicherheitsanalysen für variable Randbedingungen ein starker Einfluss variabler Konzentrationen partikulär gebundenen Schadstoffes auf die Endkonzentrationen partikulär gebundenen Schadstoffes. Der Einfluss variabler Siltkonzentrationen auf die Endkonzentrationen partikulär gebundenen Schadstoffes ist mäßig. Die Konzentrationen gelösten Schadstoffes werden kaum von variablen Randbedingungen beeinflusst. Die Ursache hierfür ist wieder ein nur mittelbarer Effekt der Randbedingungen auf die gelösten Schadstoffkonzentrationen. Tab. 4-5 fasst die Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen mit variablen Randbedingungen zusammen.

Tab. 4-5 Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen mit variablen Randbedingungen. Gezeigt werden mittlere Varianzkoeffizienten [%] im Teilgebiet M5

Beeinflusste Variablen	Varierte Variable		
	gelöster Schadstoff	partikulärer Schadstoff	Silt
Gelöster Schadstoff	25,5	4,2	0,7
Partikulärer Schadstoff	0	118,5	25,0

4.3.2 Simulationen

Im Folgenden werden nur Transportszenarien mit dem kalibrierten Transport- und Gewässergütemodell betrachtet. Es wurden für jedes der beiden retrospektiven (Märzhochwasser 2006 und Auguthochwasser 2002) und der acht prospektiven hydrodynamischen Hochwasserszenarien je neun Schadstoffszenarien gerechnet (Arsen, Blei, Quecksilber, Zink, Cadmium, DDX, Summe HCH, Heizöl mit 10% Schadenswahrscheinlichkeit, Heizöl mit 30% Schadenswahrscheinlichkeit).

Bei den Schadstoffszenarien wurden die Parameter und die Randbedingungen des Transportmodells und des Partitionierungsmodells an die in Sedimentmattenfängen gemessenen Schadstoffkonzentrationen angepasst. Die Modellierung der Ausbreitung von Ölfilmen, die aus leckgeschlagenen Heizöltanks stammen, konnte nicht kalibriert werden, da flächendeckende orthogonale Luftbilder von retrospektiven Hochwässern nicht vorhanden waren. Daher wurden Ölquellterme aus Heizöltanks in *Subief-2D* als Punktquellen mit konstanter Schüttung dargestellt. Tab. 4-6 gibt eine Übersicht der mit dem kalibrierten Modell gerechneten Transportszenarien.

Die Abb. 4-2 bis Abb. 4-4 zeigen beispielhaft die Ausbreitung von gelöstem und partikulär gebundenem Blei sowie die Ablagerungsmächtigkeit im Teilgebiet während des Auguthochwassers 2002 (kalibriert). Die gelösten Bleikonzentrationen werden durch Sorption und Desorption nach 50 Stunden Simulationszeit mäßig beeinflusst. Die Konzentrationen gelösten Bleis wurden hauptsächlich durch Advektion und Dispersion bestimmt. Die Konzentrationen partikulär gebundenen Bleis sind nach dem Hochwasser im Projektgebiet

Tab. 4-6 Übersicht der mit dem kalibrierten Modell gerechneten Transportszenarien

Szenario	Substanz							Summe HCH	Heizöl (10 %)*	Heizöl (30 %)*
	As	Cd	Hg	Pb	Zn	DDX				
HW August 2002	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HW März 2006 (HQ10)	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ 100 mit Polder	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ100 ohne Polder	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ200 mit Polder	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ200 ohne Polder	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ500 mit Polder	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ500 ohne Polder	P	P	P	P	P	P	P	P	P	
HQ500 ohne Polder mit zusätzlicher Flutung über die Goitsche	P	P	P	P	P	P	P	P	P	

* Schadenswahrscheinlichkeit für Heizöltanks; mit unkalibriertem Modell gerechnet

gleichmäßig verteilt. Sie sind in dem abgelagerten Substrat nach dem Hochwasser höher als zuvor im Oberboden. Im Gegensatz hierzu sind die Arsenkonzentrationen in den abgelagerten Sedimenten geringer als zuvor im Oberboden. Andere partikulär gebundene Schadstoffe wie Quecksilber, DDX und HCH, die sehr geringe Quellterme am Einstromrand haben und die lokal hohe Konzentrationen im Oberboden aufweisen, werden von solchen Bereichen erhöhter Kontamination stromabwärts verlagert, so dass eine räumlich stark begrenzte Anreicherung im abgelagerten Sediment stattfindet.

Die Ergebnisse des kalibrierten Transportmodells stimmen gut mit den in Sedimentfängen gemessenen Schadstoffkonzentrationen überein, wie exemplarisch für Blei in Abb. 4-5 gezeigt wird. Die Ablagerungsmächtigkeiten wiesen größenordnungsmäßig nur teilweise eine gute Übereinstimmung mit Messdaten auf (Tab. 4-7).

Die teilweise mangelnde Übereinstimmung modellierter und gemessener Sedimentationsraten ist eventuell auf anthropogene Umlagerungen im Bereich der Spittelwasserniederung zurückzuführen. Jedoch bleibt es grundsätzlich zu bezweifeln, dass mit Sedimentmattenuntersuchungen an fünf Standorten ein Transportmodell kalibriert werden kann, das räumlich mehr als 17.000 Knoten umfasst. Es konnte mit der Modellanpassung an Messdaten nicht mehr als eine Übereinstimmung der Größenordnungen gemessener und modellierter Konzentrationen und Sedimentationsraten erzielt werden.

Indes genügt das einfache Partitionierungsmodell den Ansprüchen, den Phasenaustausch von anorganischen und organischen Schadstoffen in einem sehr turbulenten Milieu darzustellen. In der Pedologie wurden weitaus komplexere Sorptions-Modelle entwickelt, die die chemische und räumliche Heterogenität von Böden berücksichtigen. (Dijkstra et al., 2004; Tao et al., 2005). Jedoch

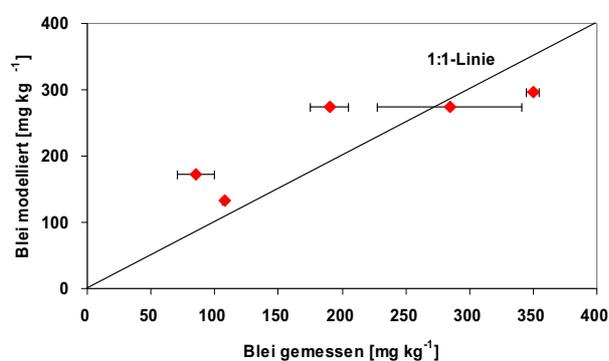


Abb. 4-5 Beispielaft ein Vergleich gemessener und modellierter partikulär gebundener Bleikonzentrationen. Die modellierten Ergebnisse wurden mit dem kalibrierten Transportmodell für das HQ10 gerechnet. Die Messdaten beruhen auf chemischen Analysen der Sedimentfänge von Sedimentmatten, die während des HQ10 im März 2006 exponiert waren.

ist eine turbulente Suspension ein weitaus einfacheres System als ein komplex gefügter Boden, so dass unser einfacher Partitionierungsansatz den Anforderungen der Modellierung gerecht wurde.

Die Ölausbreitungsszenarien konnten nicht kalibriert und validiert werden, da flächendeckende orthogonale Luftbilder der retrospektiven Hochwasserszenarien fehlen. Abb. 4-6 zeigt die Ausbreitung eines Ölfilmes für ein angenommenes HQ500 mit einer Schadenswahrscheinlichkeit der Heizöltanks von 30%. In der Umgebung von Raguhn ist eine flächenhafte Ausbreitung von Ölfilmen zu erkennen. Hier liegen Ölkontaminationen von bis zu hundert g m^{-2} vor. In anderen Bereichen wie am östlichen Rand der Stadt Bitterfeld wurde nur punktuell eine hohe Ölkontamination berechnet. Im Wesentlichen sind agrarwirtschaftlich genutzte Gebiete von einer Heizölkontamination betroffen. Eine andere Zufallsauswahl von beschädigten Heizöltanks kann jedoch das räumliche Muster der Ölkontamination verändern.

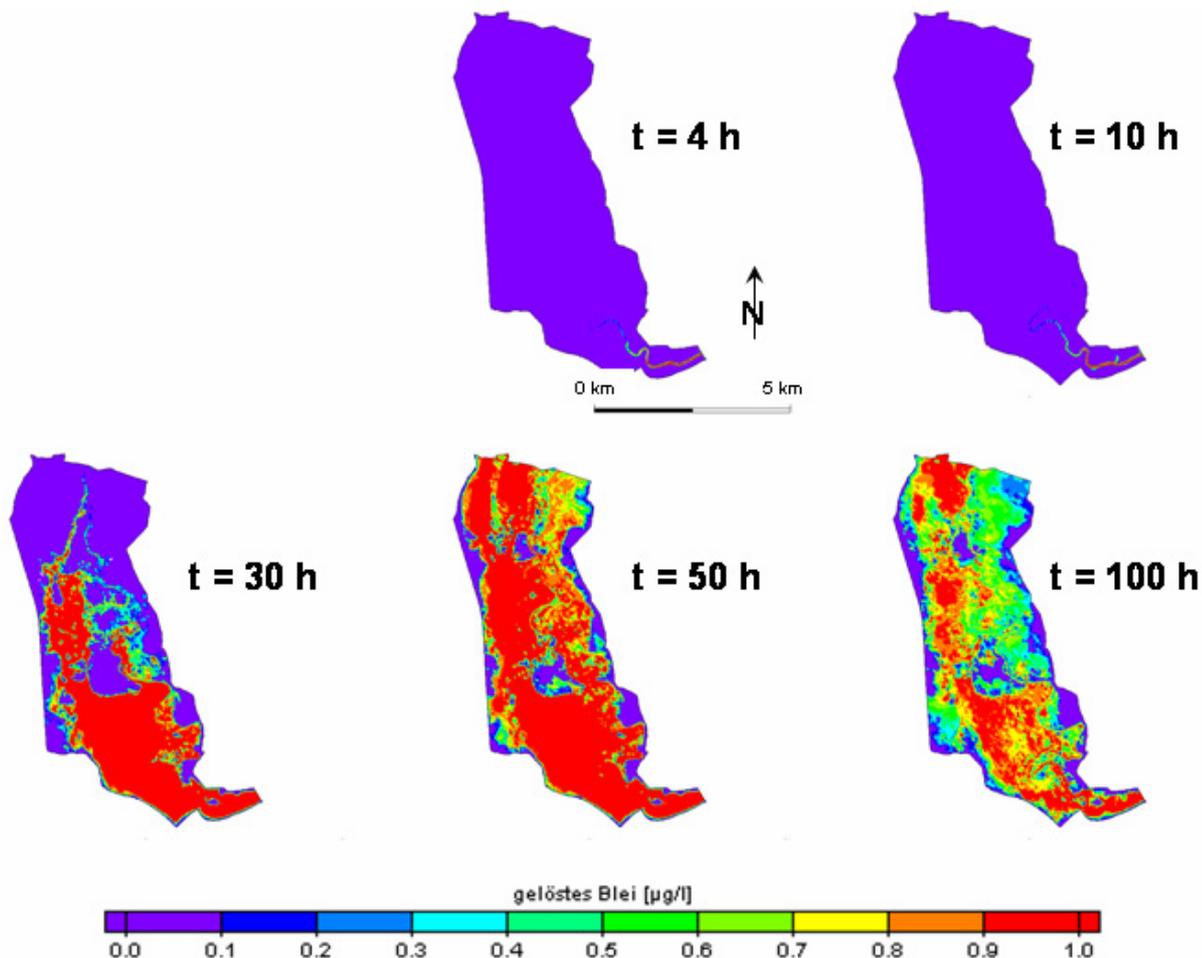


Abb. 4-2 Entwicklung der Konzentrationen gelösten Bleis beim Augusthochwasser 2002 (kalibriert).

Man kann aufgrund fehlender Vergleichsmöglichkeiten mit Messdaten nur schwer beurteilen, ob die Ölszenarien plausibel sind. Andere Modelle, die die Ausbreitung von Öl behandeln, zeigten gute und validierte Ergebnisse. Diese Modelle benötigten aber eine weitaus höhere Rechenzeit als unser Ansatz (Al-Rabeh et al., 1992; Venkatesh & Murty, 1994). Insofern stellt unser auf der Basis einer kommerziellen Software weiterentwickeltes Schadstofftransport- und Oil-spill-Modell eine effektive Alternative zu anderen Transportsystemen dar.

Guitart et al. (2008) untersuchten die Ölkontamination im Küstenbereich in der Nähe eines Schiffwracks. Sie nahmen folgende Unterscheidung in drei Typen von Ölkomponenten vor: 1) schweres Heizöl, 2) Schmieröl, 3) leichtes Öl (Diesel). Gemäß dieser Studie ist Evaporation von aufschwimmenden Ölfilmen nur für leichte Ölkomponenten (Diesel) über längere Zeiträume von Bedeutung. Somit stimmen unsere Modellergebnisse, bei denen die Evaporation von Heizöl (Diesel) nicht berücksichtigt wurde, mit empirischen Messdaten überein. Weitere Verlustprozesse wie mikrobieller Abbau und Emulsifikation sind gegenüber der Evaporation von geringer Bedeutung (Fingas, 1995). Obschon somit

unser einfaches Transportmodell den Ansprüchen kurzer Simulationszeiten genügt, ist für zukünftige Anwendungen ein dreidimensionales Transportmodell anzuraten, da Sedimentationsraten in *Subief-2D* nur semiquantitativ dargestellt werden können und die räumliche Trennung einer oberflächlichen Ölfilmphase von der Suspension der Flutwelle nicht möglich ist.

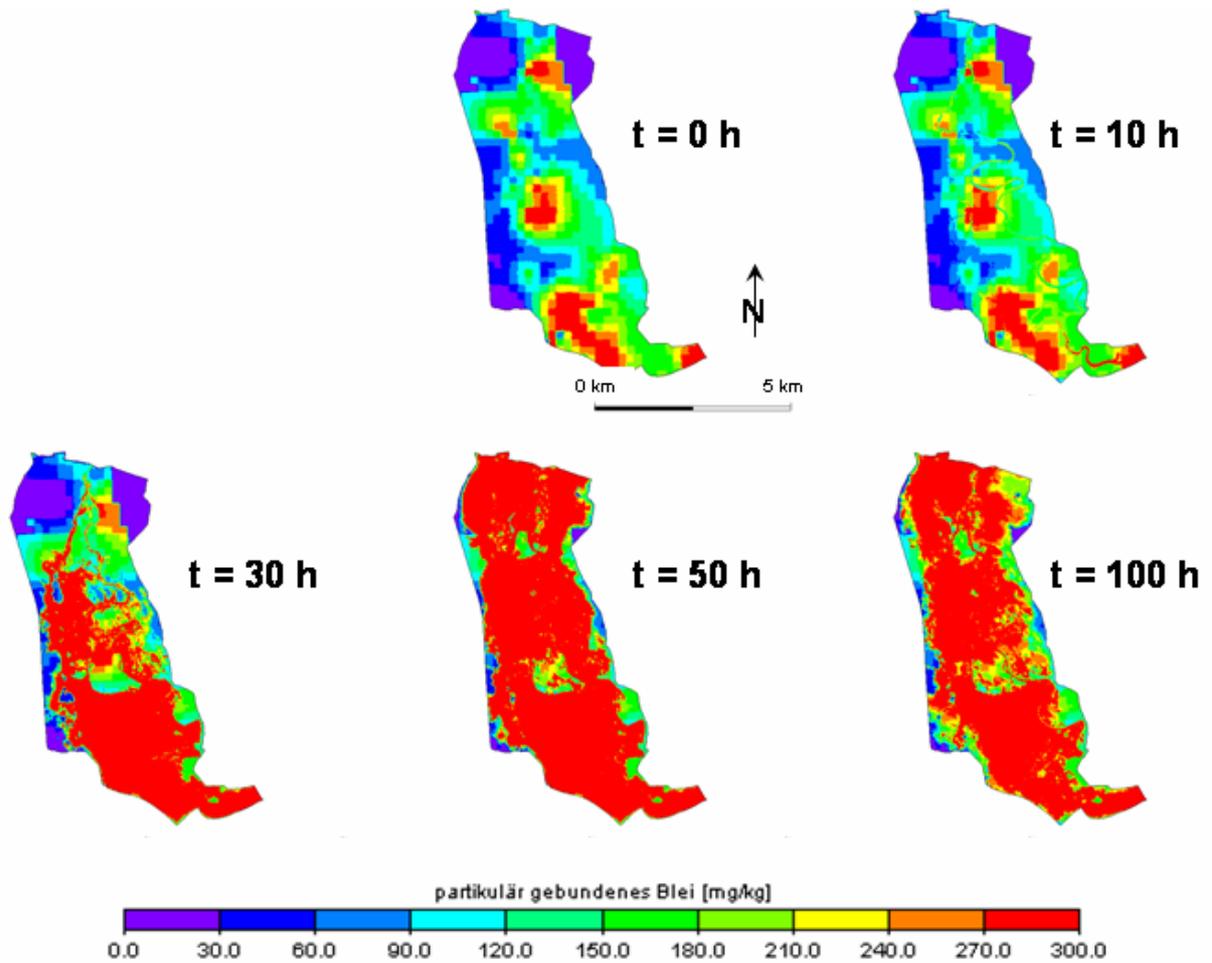


Abb. 4-3 Entwicklung der Konzentrationen partikulär gebundenen Bleis beim Augusthochwasser 2002 (kalibriert).

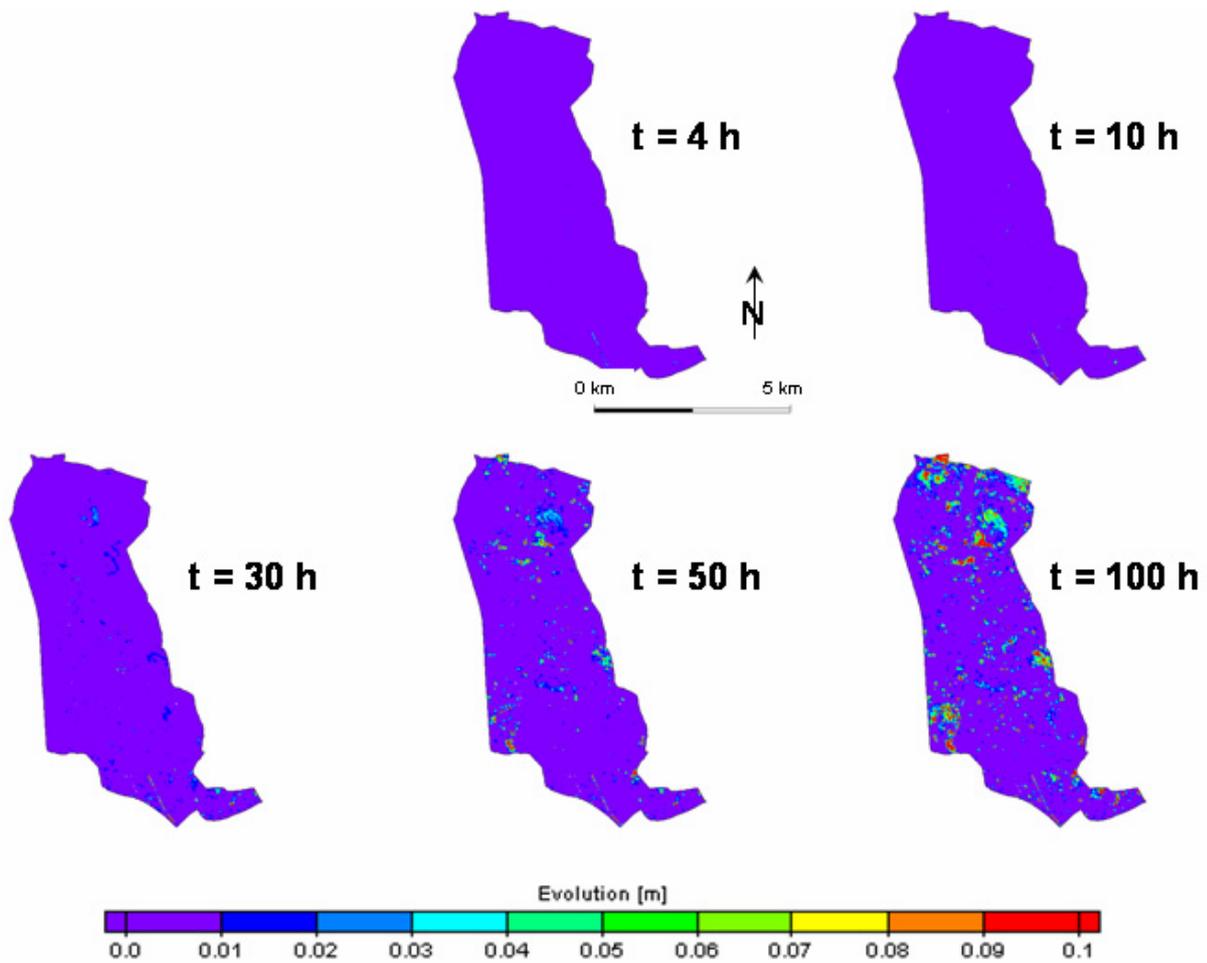


Abb. 4-4 Entwicklung der Ablagerungsmächtigkeit beim Augusthochwasser 2002 (kalibriert).

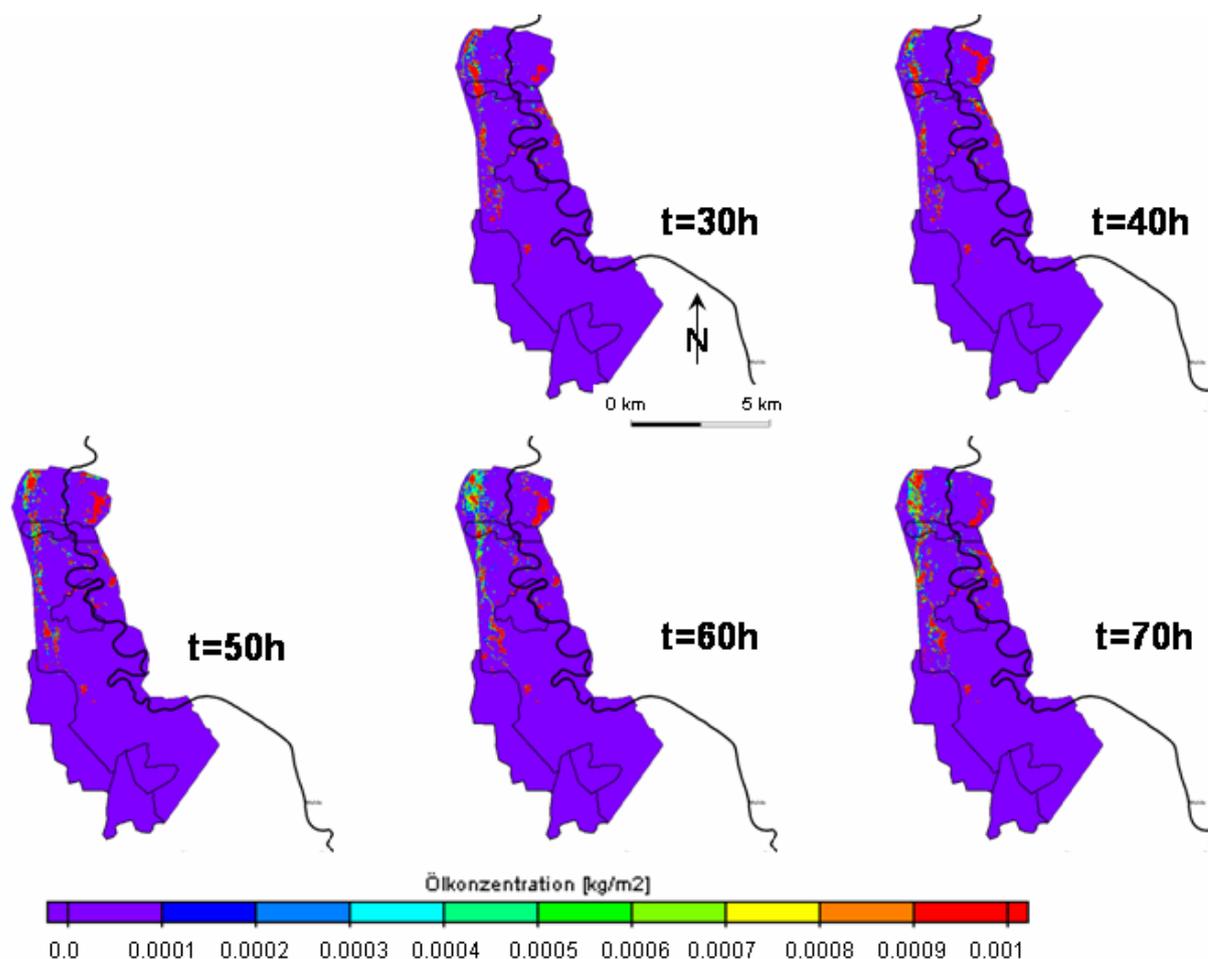


Abb. 4-6 Ausbreitung von Ölfilmen für ein HQ500 unter Berücksichtigung einer Polderfläche oberhalb des Muldestausees. Es wurde eine Schadenswahrscheinlichkeit der Heizöl- und Benzintanks von 30% angenommen. Geschlossene Polygone zeigen urbane Gebiete.

Tab. 4-7 Vergleich modellierter Nettosedimentation mit Sedimentationsraten, die mit Sedimentmatten während des Märzhochwassers 2006 bestimmt wurden

Modellierte Sedimentationsrate [cm]	Modellierte Sedimentationsrate [g m ⁻²]	Gemessene Sedimentationsrate (Mittelwerte) [g m ⁻²]
0,004	6	447
0,01	16	983
0,31	496	323
0,32	512	202

Teilprojekt 5: Integrierte Risikobewertung und Entscheidungshilfesystem

Jochen Schanze, Axel Sauer, Claudia Gedrange, Ulrich Walz, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. (IÖR), Dresden

5.1 Zusammenfassung

Ziel des Teilprojektes ist es, eine Methodik zur GIS-basierten quantitativen Analyse und Bewertung der Risiken durch hochwasserbürtige Schadstoffablagerungen zu entwickeln und die damit erzielbaren Ergebnisse den lokalen Akteuren in einem webbasierten Entscheidungshilfswerkzeug für das Hochwasserrisikomanagement zur Verfügung zu stellen.

Durch Kombination von Ansätzen aus der Hochwasserisikoanalyse und der Schadstoffrisikoanalyse wird zunächst ein generisches methodisches Konzept entwickelt. Dieses Konzept wird anschließend im Rahmen einer Einzelfallstudie im Raum Bitterfeld mit Hilfe hydro- und stoffdynamischer Modelle operationalisiert und erprobt. Untersucht werden Szenarios aus hydrologischen Annahmen sowie Annahmen zur Exposition relevanter Rezeptoren gegenüber den Schwermetallen Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber.

Grundlagen der Analyse und Bewertung sind die modellierte Schwermetallverteilung sowie die GIS-basierte Analyse relevanter Rezeptoren (z.B. Mensch, Pflanze). Mit Hilfe von Expositionsansätzen wird für den Rezeptor Mensch unter Berücksichtigung relevanter Pfade die Exposition bestimmt. Dosis-Wirkungs-Analysen dienen zur Ermittlung des toxischen und kanzerogenen Potentials. Für PfadeSzenarien mit ausgewählten Stoffen, Pfaden und Rezeptoren lassen sich abschließend die Szenarien in Kartenform mit Flächen unterschiedlicher stoffbürtigerunterschiedliche stoffbürtige Risiken darstellen.

5.2 Einführung

Jochen Schanze und Axel Sauer (IÖR)

5.2.1 Einleitung und Problemstellung

Hochwasserforschung war historisch gesehen durch hydrologische, hydrodynamische und wasserbauliche Untersuchungen geprägt. Risikoanalysen unter Einbeziehung der Vulnerabilität erlangten erst im Zuge der Internationalen Dekade zur Reduzierung von Naturkatastrophen (IDNDR) in den 1990er Jahren zunehmende Bedeutung (UNISDR 2002). Hochwasserrisiko entsteht danach durch die Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens eines Hochwasserereignisses mit der Vulnerabilität eines Subjekts oder Objekts (vgl. PLATE 1999, DKKV 2003, SCHANZE 2006). Für Entscheidungen über die Tolerierbarkeit von Hochwasserrisiken ist eine Risikobe-

wertung erforderlich. Sie basiert auf einer individuellen und kollektiven Einschätzung der Risiken (PLATE 1999) unter Abwägung mit dem „Nutzen“ ihrer Inkaufnahme (SCHANZE 2002).

Die Betrachtung von Stoffen beschränkt sich bei der Risikoanalyse für Hochwasserereignisse bisher auf Einträge von Sedimenten, die methodisch als inert behandelt werden (vgl. BWV 1997, EGLI 2001). Demgegenüber konnten GELLER et al. (2004) in Bezug auf das Elbe-Hochwasser 2002 die Relevanz des Austrags, Transports und Eintrags von Schadstoffen nach der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung, der Klärschlammverordnung und der LAWA-Klassifikation

Die Operationalisierung der Methodik für das Untersuchungsgebiet ermöglicht eine differenzierte Einschätzung der aus einem Hochwasser resultierenden Schadstoffrisiken. Hiermit lassen sich prioritäre Handlungsfelder hinsichtlich der Stoffe, Nutzungen und Expositionspfade ableiten. Beispielsweise ergeben sich für den Rezeptor Ackerbau (Weizen) nach einem Hochwasserereignis HQ 500 Pflanzengehalte von Cadmium, die eine Vermarktung aus rechtlichenrechtlichen Gründen nicht mehr zulassen würden. Die Analyse der ExpositionExpositionsanalyse über den Verzehr selbstangebauter Nahrungspflanzen zeigt für alle Stoffe eine Überschreitung der Risikoschwellenwerte und speziell für Cadmium eine massive Überschreitung der Maßnahmenswellenwerte.

Für die Akteure des regionalen Hochwasserrisikomanagements sind die Ergebnisse der Hydraulik und der Analyse- und Bewertungsmethodik kartographisch aufbereitet und über ein webbasiertes Entscheidungshilfswerkzeug (Decision Support Tool, DST) abrufbar. Das zusammen mit den zukünftigen Nutzern entwickelte DST bietet einen software- und betriebssystemunabhängigen Zugriff auf entscheidungsrelevante Informationen sowohl zum operationellen als auch zum langfristig-planerischen Hochwasserrisikomanagement. Um eine zielgerichtete Abfrage der rund 900 visualisierbaren Ergebnisdatsätze zu ermöglichen, ist eine anwenderorientierte graphische Benutzerschnittstelle programmiert worden.

gefährlicher Stoffe nachweisen (v.a. Quecksilber, Cadmium, Kupfer, Arsen, MKW, PAKs, PCBs). Neben der hier nicht näher behandelten Frage der Stofftransportmodellierung (siehe SARISK-Teilprojekte 2 bis 4) ist ein raumbezogenes Verfahren für die Ermittlung und Bewertung der stoffbezogenen Hochwasserrisiken bisher nicht bekannt.

Im Bezug auf die Bereitstellung von Informationen zu Hochwasserrisiken in Entscheidungshilfesystemen existieren überwiegend reine Expertensysteme (z.B. WIND et al. 2002, KOFALK et al. 2003), für die zudem die zuvor genannten methodischen und raumbezogenen Einschränkungen gelten. Deren Nutzbarkeit für kommunale Akteure steht noch am Anfang (DAPP 2003).

5.2.2 Wissenschaftlich-technische Ziele

Ziel des Teilprojekts ist die Entwicklung und Erprobung einer Analyse- und Bewertungsmethodik für Hochwasserrisiken durch Schadstoffe und deren Aufbereitung für die kommunalen Akteure des Hochwasserrisikomanagements zu einem Entscheidungshilfesystem. Unter Einbeziehung der Teilprojekte 1 bis 4 werden dazu spezifische methodische Komponenten erarbeitet und mittels Web-GIS-Technologie für die planerische und operative Nutzung verfügbar gemacht. Inhaltlich geht es um ausgewählte Schadstoffe und deren Wirkungen auf spezifische Flächennutzungstypen. Das Teilprojekt ist in die folgenden Arbeitspakete gegliedert:

- Generierung und räumliche Identifizierung von spezifischen Flächennutzungstypen im Bezug auf die Vulnerabilität gegenüber ausgewählten Schadstoffeinträgen (AP 22),
- Automatisierung von Algorithmen für die raumbezogene Risikoanalyse von Stoffimmissionen (AP 23),
- Entwicklung eines multikriteriellen Bewertungsverfahrens für stoffbezogene Hochwasserrisiken (AP 24),
- Konzeption und ex ante-Evaluation von Szenarios (AP 25),
- Integration und Visualisierung von Projektergebnissen mittels Entscheidungshilfswerkzeug (AP 26).

Die Arbeitspakete 22–25 dienen zur generischen Entwicklung und szenariobasierten Erprobung der Risikoanalyse- und -bewertungsmethodik im Untersuchungsgebiet Bitterfeld. Das Arbeitspaket 26 umfasst die Konzeption und Erstellung eines fragestellungsspezifischen Entscheidungshilfswerkzeugs unter Berücksichtigung der Anforderungen der Nutzer. Unter Entscheidungshilfswerkzeug wird dabei eine Softwarelösung verstanden, die unter Einbeziehung aller Analyse- und Bewertungsergebnisse des Verbundvorhabens den Akteuren des Hochwasserrisikomanagements als Entscheidungshilfesystem zur Verfügung steht.

Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse im Hinblick auf die Methodik in den Kapiteln 2 bis 4 dargestellt, das Entscheidungshilfswerkzeug im Kapitel 5.

5.3 Entwicklung einer Methodik zu Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe

Jochen Schanze und Axel Sauer (IÖR)

5.3.1 Grundlagen und Forschungsstand zu Hochwasserrisiken

Seit den 1990er Jahren wird national und international ein vielfältiges Methodenrepertoire zur Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken entwickelt (z.B. PLATE 1999). Hochwasserrisiko wird dabei als „Wahrscheinlichkeit negativer Konsequenzen“ verstanden (vgl. auch ISDR 2004, SCHANZE 2006). Es entsteht durch die Exposition vulnerabler Subjekte oder Objekte („elements at risk“) gegenüber einer Hochwassergefahr (vgl. GOULDBY et al. 2005). Die Hochwassergefahr wird insbesondere als die Wahrscheinlichkeit bestimmter Abflüsse, Wasserstände, Fließgeschwindigkeiten etc. angegeben. Die Vulnerabilität bezeichnet die sozialen, ökonomischen und ökologischen Werte bzw. Funktionen, Empfindlichkeit und Bewältigungskapazität (SCHANZE 2009).

Im Rahmen von Risikoanalysen werden Hochwassergefahr und Vulnerabilität mit spezifischen Methoden untersucht und anschließend das Risiko bestimmt. Die Hochwassergefahr wird ermittelt durch Niederschlags-

Abfluss-Modelle zur Bestimmung der Abflussbildung und -konzentration, hydraulischen bzw. hydrodynamischen Modellen zur Abbildung der Wellenausbreitung sowie statistischen Verfahren zur Einordnung der Wiederkehrwahrscheinlichkeit (vgl. MERZ 2006). Im Hinblick auf die Vulnerabilität reicht das Methodenspektrum von einfachen GIS-basierten Zuweisungen von Objektwerten bis zu hoch auflösenden, gebäudespezifischen Schadensmodellen (NEUBERT et al. 2009). Im Ergebnis werden Schadenserwartungswerte gebildet, die die voraussichtlichen ereignisbezogenen Schäden an Gebäuden, Anlagen und Gütern monetär ausdrücken (vgl. MESSNER et al. 2006). Daneben existieren qualitative Ansätze zur Beschreibung der sozialen Risiken (vgl. TAPSELL et al. 2002).

Die Ableitung des Risikos aus Hochwassergefahr und Vulnerabilität basiert auf Wasserstands-Schadenfunktion. Sie erfolgt zunächst für einzelne zu erwartende Hochwasserereignisse, die nach Ausmaß und Wiederkehrwahrscheinlichkeit gekennzeichnet sind. Diese werden anschließend in Integrale der flächenbezogenen

Schadenserwartungswerte sämtlicher Hochwasserereignisse für einen definierten Raum und einen Bemessungszeitraum überführt. Parallel erfolgt häufig eine kartografische Darstellung der räumlichen Verteilung der Risiken in Form von Risikokarten. Hierfür existiert eine Vielzahl von Ansätzen (siehe auch Abschnitt 1.1).

Bei der Risikobewertung geht es um die Festlegung eines tolerablen Risikos (SCHANZE 2006). Dazu stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, wie die Erarbeitung von Begründungszusammenhängen für Schwellenwerte zwischen vertretbaren und nicht vertretbaren Schäden (ALARP-Prinzip; vgl. BOTTELBERGHS 2000) oder Nutzen-Kosten-Analysen, bei denen die Risiken den erzielbaren Erträgen durch die Nutzung von hochwassergefährdeten Standorten gegenüber gestellt werden.

Hochwasserrisiken durch Schadstoffe werden bisher nur ansatzweise ermittelt und bewertet. Einzelne Untersuchungen beziehen sich auf die Simulation der Stoffausbreitung unter Berücksichtigung physikalischer und chemischer Prozesse (z.B. STUYT et al. 2003). Außerdem liegen zahlreiche punktuelle Analysen der Einträge durch Einzelereignisse (z.B. GELLER et al. 2004) sowie akkumulierter Stoffdepositionen in hochwasserbürtigen Sedimenten vor (KRAFT et al. 2006). Bei einer Zuordenbarkeit der Stoffbelastungen zu bestimmten Abflusereignissen lässt sich damit eine stoffliche Hochwassergefahr angeben.

Für einen echten risikobasierten Ansatz ist eine weitergehende Verknüpfung der Ergebnisse der Ausbreitungsmodellierung bzw. Depositionsanalytik mit den daraus resultierenden Folgen für Rezeptoren bzw. Schutzgüter erforderlich. Umfangreiche Literaturrecherchen haben ergeben, dass für diese Fragestellung bisher keine geeigneten Methoden zur Verfügung stehen. Zugleich ist erkennbar geworden, dass dahingehend eine Kombination von Methoden zur Analyse von Hochwasserrisiken mit Methoden zur Analyse von Schadstoffrisiken ein geeigneter Weg sein kann. Insofern wird im Weiteren zunächst auf die Schadstoffrisikoanalyse näher eingegangen.

5.3.2 Grundlagen und Forschungsstand zu Schadstoffrisiken

Im Bereich der Schadstoffrisikoforschung – hier speziell der Bodenkontaminationen – werden in erster Linie die gesundheitlichen Risiken für den Menschen durch die Exposition gegenüber Kontaminanten aus Altstandorten untersucht (FERGUSON et al. 1998, MATHEWS et al. 1998, 1999, SWARTJES 2002). Ein verbreiteter Ansatz zur Analyse derartiger Risiken ist die Schadstoffrisikoanalyse, auch als Quantitative Risikoabschätzung (QRA) bzw. Human Health Risk Assessment (HRA) bezeichnet (z.B. PAUSTENBACH 1989, 2002, MEKEL et al. 2004a). Die QRA schätzt die Exposition einer bestimmten Person oder Personen-

gruppe gegenüber einem Schadstoff durch eine Expositionsmodellierung (Expositionsanalyse) der täglichen Aufnahmeraten (Daily Intake Rate DIR) für die Aufnahmewege Ingestion, Inhalation und dermale Resorption ab. Die äußere Exposition als Dosisrate der zugeführten Stoffe kann über pfadspezifische Resorptionskoeffizienten in die innere Exposition umgerechnet werden. Bei der Analyse werden verschiedene Expositionspfade mit unterschiedlichen Kontaktmedien unterschieden. Ein Beispiel ist die Ingestion von belastetem Bodenmaterial im Außenbereich durch Kleinkinder über Hand-zu-Mund-Kontakte oder die Ingestion von belastetem Hausstaub durch den gleichen Mechanismus (RUCK 1990, CALABRESE & STANEK 1995, CALABRESE et al. 1997).

Diesem Schritt folgt üblicherweise eine Risikobewertung, welche die modellierten täglichen Aufnahmeraten mit einer toxikologisch fundierten tolerablen täglichen Aufnahmerate vergleicht. Tolerable Dosen sind lebenslang zugeführte Stoffmengen bei denen keine Beeinträchtigungen der Gesundheit zu erwarten sind (STREIT 1992: 16). Diese substanzspezifischen Dosis-Wirkungsbeziehungen werden über toxikologische Studien ermittelt und können Datenbanken bzw. Veröffentlichungen der entsprechenden Fachgremien entnommen werden (z.B. US Environmental Protection Agency: ECOTOX und IRIS, World Health Organisation: EHCs, HAS-SAUER et al. 1993, Umweltbundesamt: STARS).

Expositionsanalysen zur Beurteilung der Gefährdung durch Schadstoffe in Böden und Sedimenten wurden überwiegend im Bereich der Altlastenforschung durchgeführt und haben ihren Ursprung im Bereich der Umweltmedizin und Ökotoxikologie. Einen Überblick über die verwendeten Verfahren zur Gefahrenbeurteilung und Risikoabschätzung geben MATHEWS & BRACKE (1994). Neben den Verfahren der Vergleichswertlisten und normierter Gewichtungs- und Priorisierungsmethoden werden auch Expositionsmodelle vorgestellt und deren Einsatz – unter anderem wegen ihrer Konsistenz, toxikologischen Fundierung und situationspezifischen Anpassbarkeit – favorisiert.

Momentan existiert eine Vielzahl an Software-Werkzeugen zur Durchführung von Expositionsanalysen, u.a. CLEA, UMS, CSOIL und CalTOX (z.B. SWARTJES 2002). Eine Reihe dieser Tools wurde recherchiert und auf ihre Anwendbarkeit für die vorliegende Fragestellung geprüft. Eine Übersicht hierzu gibt Tab. 5-1. Die untersuchten Systeme sind allerdings weder für die Schadstoffeinwirkungen im Zuge von Hochwasser angepasst bzw. anpassbar, noch erlauben sie eine räumliche Differenzierung der Stoffkonzentrationen und der Pfad-Rezeptor-Beziehungen.

Hinsichtlich der Anwendung von Expositionsanalysen zur Risikobewertung hochwasserbürtiger Schwermetallablagerungen konnte nur eine Fallstudie recherchiert werden. ALBERING et al. (1999) ermittelten die Schwermetalexposition aus Auensedimenten der Maas

Tab. 5-1 Übersicht von Expositionsmodellen und deren Eigenschaften

	3MRA	CaTOX	CLEA UK	MM SOILS**	RISC-HUMAN	Risk* Assistant	SADA
Kompartimente							
Boden	•	•	•	•	•	•	•
Vadose Zone	•						
Sediment			•		•	•	•
Grundwasser	•	•	•	•	•	•	•
Oberflächengewässer		•		•	•	•	•
Luft	•	•	•	•	•	•	
Nahrungsmittel	•		•	•	•	•	
Fisch	•				•		
Pflanzen			•		•		
Expositionspfade	3MRA	CaTOX	CLEA UK	MM SOILS	RISC-HUMAN	Risk* Assistant	SADA
Ingestion von Boden	•	•	•	•	•	•	•
Ingestion von Pflanzen aus Eigenanbau			•				
Ingestion von Nahrungsmitteln allg.	•	•	•	•	•	•	•
Ingestion von Fleisch	•	•		•	•	•	•
Ingestion von Kuhmilch	•	•			•	•	•
Ingestion von Fisch	•	•		•		•	•
Ingestion von Muttermilch	•	•					
Ingestion von Oberflächenwasser		•			•	•	•
Ingestion von Grundwasser	•						•
Ingestion von Trinkwasser		•		•	•	•	
Inhalation von Luft	•						
Inhalation von Gasen aus Oberflächengewässern						•	
Inhalation von Partikeln innen		•	•			•	•
Inhalation von Partikeln außen			•			•	
Inhalation von Gasen innen		•	•				
Inhalation von Gasen außen			•				
Expositionspfade	3MRA	CaTOX	CLEA UK	MM SOILS	RISC-HUMAN	Risk* Assistant	SADA
Inhalation von Gasen/Partikeln (innen, außen)		•		•	•		
Inhalation von Gasen beim Duschen	•				•	•	•
Inhalation von Gasen aus dem Leitungswasser allg.		•				•	•
Dermale Resorption Boden		•	•	•	•		•
Dermale Resorption Leitungswasser		•			•	•	•
Dermale Resorption Oberflächengewässer		•			•	•	•
Integrierte Daten und Eingabeparameter	3MRA	CaTOX	CLEA UK	MM SOILS	RISC-HUMAN	Risk* Assistant	SADA
Stoffeigenschaften	•	•	•		•		
Toxikologische Daten						•	•
Nutzungsszenarien		•	•				•
Grundstücksbezogene Daten	•						
Regionale Daten	•						
Nationale Daten	•						
Meteorologische Daten	•						
Isothermen für Metalle	•						
Landschaftseigenschaften		•					
Bodendaten			•				
Gebäudedaten			•				



Abb. 5-1 Konzept der integrierten Analyse- und Bewertungsmethodik (SAUER et al. 2007b)

für die Pfade Boden-Mensch und Boden-Pflanze-Mensch unter den Bedingungen eines Standardszenarios. Es wurde allerdings weder für die Schadstoffkonzentrationen noch für das Vorkommen der Rezeptoren eine räumliche Differenzierung vorgenommen.

Auch zum Raumbezug von Exposition existieren bisher nur wenige Untersuchungen. In einer Arbeit zum gegenwärtigen Stand des Einsatzes von GIS für Expositionsuntersuchungen konnten NUCKOLS et al. (2004) nur insgesamt 15 Studien seit 1998 ausfindig machen. Wie der Beitrag von ELLIOTT & WARTENBERG (2004) zeigt, ist die explizite Berücksichtigung der räumlichen Dimension innerhalb der Epidemiologie noch in ihren Anfängen. Ein Beispiel für eine räumlich differenzierte Risikoabschätzung hinsichtlich der bodenbedingten Schwermetallaufnahme durch den Verzehr selbstangebauten Gemüses sowie Staubinhalation und Bodeningestion ist die Studie von HOUGH et al. (2004). Hier wird allerdings nur die Verteilung der Schwermetallgehalte räumlich differenziert, die Rezeptoren in Form von drei definierten Bevölkerungsgruppen werden jeweils für die gesamte Fläche angenommen.

5.3.3 Konzeption einer Analyse- und Bewertungsmethodik

Für eine Integration von Hochwasserrisikoanalyse und Schadstoffrisikoanalyse bietet sich das sogenannte Source-Pathway-Receptor-Consequence (SPRC)-Modell an (ICE 2001). Es beschreibt eine Kaskade von Teilprozessen, die das Risiko generieren. Es dient gegenwärtig etlichen Untersuchungen im Bereich der Hochwasserforschung als konzeptionelle Grundlage (z.B. GOULDBY et al. 2005). Dabei werden Abflussbildung und -konzentration als „Source“ verstanden, der Wellenablauf im Gewässernetz als „Pathway“. „Receptor“ sind alle der Hochwassergefahr exponierten Objekte und

Subjekte in ihrer physischen Betroffenheit. Die sich daraus ergebenden direkten und indirekten sowie fassbaren und nicht fassbaren Folgen werden unter „Consequence“ subsumiert (MESSNER & MEYER 2006).

Wendet man das Modell auf die Schadstoffrisiken an, dann beschreibt „Source“ die Schadstoffdeposition, „Pathway“ die Expositionspfade, „Receptors“ die Schutzgüter und „Consequences“ die eintretenden Wirkungen. Das heißt, Hochwasserrisiko- und Schadstoffrisikoanalyse unterscheiden sich in den relevanten Prozessen grundsätzlich. Sie können deshalb nicht alternativ, sondern höchstens komplementär eingesetzt werden. Dazu erscheint es sinnfälliger, zunächst die Hochwasserrisikoanalyse um Stoffe zu ergänzen und dann beide Analysen konzeptionell hintereinander zu schalten. Dadurch ergibt sich folgender Zusammenhang: Als Teil der Hochwasserrisikoanalyse werden Stoffe bei der Abflussbildung und -konzentration aufgenommen („Source₁“), von einer Welle transportiert („Pathway₁“) und bei verringerter Fließgeschwindigkeit abgelagert („Receptor₁“). Dieser Receptor ist zugleich „Source₂“ für die Stofffreisetzung über einen Expositionspfad („Pathway₂“) an ein Schutzgut („Receptor₂“) mit einer bestimmten Stoffbelastung („Consequence₂“).

Abb. 5-1 fasst die Integration von Hochwasserrisikoanalyse und Schadstoffrisikoanalyse zusammen. Eine Kurzbeschreibung der einzelnen Teilprozesse enthält Tab. 5-2. Im Einzelnen umfasst die Gefahrenanalyse die Freisetzung, den Transport und die Ablagerung von Stoffen in Abhängigkeit von der Hochwassercharakteristik und den Stoffeigenschaften. Sie deckt die Identifikation und Beschreibung der Pfade von den Primärquellen zur Zwischenablagerung ab. Ergebnisse sind räumlich verteilte Stoffkonzentrationen in Umweltmedien, hier Sedimenten.

Tab. 5-2 Zweistufige SPRC-Kette für die Analyse von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe

Methodisches Konzept	SPRC-Element	Beschreibung
Hochwasserrisikoanalyse	S ₁	Altlasten und Gebiete mit erhöhten Hintergrundgehalten. Wahrscheinlichkeit der Schadstofffreisetzung bei Hochwasser.
	P ₁	Verteilung kontaminierten Sediments im Überschwemmungsgebiet in Abhängigkeit von Häufigkeit und Ausmaß des Ereignisses.
	R ₁ /S ₂	Ablagerung von kontaminiertem Sediment (in Abhängigkeit von P ₁).
Schadstoffrisikoanalyse	P ₂	Schadstoffaufnahme exponierter Rezeptoren aus unterschiedlichen Kontaktmedien über direkte und indirekte Pfade.
	R ₂	Rezeptoren wie Menschen, Tiere, Pflanzen und Böden.
	C	Negative Auswirkungen auf Zustand und Funktion der Rezeptoren. Quantifizierung mittels Dosis-Wirkungsbeziehungen.

Die nachfolgende Schadstoffrisikoanalyse basiert auf diesen Zwischenablagerungen. Sie besteht aus einer (i) Rezeptoranalyse, welche potenzielle Rezeptoren räumlich identifiziert und in ihren Eigenschaften charakterisiert. Hierdurch können im Rahmen der Expositionsanalyse (ii) über Expositionspfade die Verbindung von Schadstoffquellen und Rezeptoren hergestellt werden. Die Exposition des Rezeptors gegenüber einem Schadstoff wird über Transfer- und Aufnahmeraten berechnet. Ergebnisse sind Dosisraten des aufgenommenen Stoffes

(DIR). Bei der anschließenden Risikoabschätzung (iii) erfolgt über stoffspezifische Dosis-Wirkungsbeziehungen die Bewertung der Effekte und damit Konsequenzen für die Rezeptoren. Auf der Grundlage der Risikoabschätzung findet zuletzt die Risikobewertung statt. In Fällen in denen für bestimmte Rezeptoren keine Dosis-Wirkungsbeziehungen bzw. quantifizierte Expositionen abgeleitet werden können, gelangen einfachere Bewertungsverfahren zur Anwendung.

5.4 Operationalisierung der Analyse- und Bewertungsmethodik für den Raum Bitterfeld

Axel Sauer (IÖR)

Für die Operationalisierung des oben vorgestellten konzeptionellen Ansatzes bietet sich eine Kopplung konkreter Methoden der Hochwasserrisikoanalyse mit solchen für die Schadstoffrisikoanalyse an. Aus diesem Grund ist im Rahmen von SARISK eine Einzelfallstudie im Raum Bitterfeld durchgeführt worden (siehe unten). Für die Hochwasserrisikoanalyse wurden die Wasser-, Sediment- und Schadstoffströme hydraulisch modelliert (siehe hierzu die Berichte der Teilprojekte 3 und 4). Die zugrundeliegenden Abflussganglinien einschließlich ihrer statistischen Bewertung werden aus anderen Vorhaben übernommen. Ereignisbezogene Sedimentkonzentrationen im Abfluss und resultierende Ablagerungen werden durch Teilprojekt 2 erhoben. Als Ergebnisse der hydraulischen Modellierung und der daran gekoppelten Modellierung der Sediment- und Schadstoffdynamik können somit Ablagerungswahrscheinlichkeiten bestimmter Stoffmengen bzw. -konzentrationen im abge-

lagerten Sediment (VON TÜMPLING 2006) angegeben werden.

Die vorgestellten Methoden der Schadstoffrisikoanalyse können zwar inhaltlich auf diesen Ergebnissen aufbauen. Allerdings fehlt den aktuell verfügbaren Methoden wie erwähnt der Raumbezug. Insofern ist für SARISK ein geeignetes räumlich differenziertes Vorgehen zu entwickeln. Nachdem sich dieses letztlich auf unendliche viele Stoffe und Rezeptoren beziehen könnte, erscheint im Weiteren eine Konkretisierung der Fragestellung für das Untersuchungsgebiet sinnfälliger. Die Details der Methodik werden daher im Folgenden am Beispiel der Operationalisierung für das Untersuchungsgebiet Bitterfeld dargestellt.

5.4.1 Charakterisierung des Untersuchungsraumes

Die Erprobung der operablen Methodik erfolgte im Raum Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). Untersuchungsgebiet im engeren Sinne ist ein Abschnitt der Muldeau. Es erstreckt sich vom Auslauf des Muldestausees bei Friedersdorf im Süden bis nach Priorau im Norden. Die Aue wird als Überflutungsbereich eines HQ 500 mit Hilfe des eingesetzten hydraulischen Modells bestimmt. Ihre westliche Grenze bildet nördlich von Bitterfeld die Bahnlinie Bitterfeld-Greppin-Wolfen-Raguhn, die östliche Grenze sind die Ortschaften Muldenstein, Altjeßnitz und Kleckewitz.

Das Schadstoffinventar der Muldeau ist geprägt durch Schwermetalle primär geogener Herkunft aus dem Erzgebirge. Die Stoffmengen wurden durch bergbauliche Aktivitäten im Herkunftsbereich erheblich erhöht. Von besonderer Bedeutung sind Arsen, Blei, Cadmium und Zink (SCHNABEL & CIKRYT 1992). Nahezu ausschließlich anthropogener Herkunft ist das aus der Chlor-Alkali-Elektrolyse (Amalgamverfahren) im Raum Bitterfeld stammende Quecksilber. Aus der Gruppe der Organika stechen Dioxine und Furane sowie die Pestizide DDT und HCH mit deren Abbau- und Umwandlungsprodukten hervor (WILKEN et al. 1992). Quecksilber und Organika sind Hinterlassenschaften einer über 100jährigen chemischen Produktion, u.a. vierzig Jahre durch das Chemie-Kombinat Bitterfeld-Wolfen. Eine Gesamtübersicht der Umweltsituation in Bitterfeld Anfang der 90er Jahre geben HILLE et al. (1992).

Bis auf die siedlungsnahen großen Industrieflächen ist das Untersuchungsgebiet überwiegend landwirtschaftlich geprägt und weist einen hohen Waldanteil auf. Abb. 5-2 zeigt eine Karte dominanter Landnutzungen im Untersuchungsgebiet.

Eine Flächenstatistik der bei einem HQ 200 betroffenen Nutzungen gibt Abb. 5-3.

5.4.2 Szenariokonzeption

Zur Anwendung der Modelle für verschiedene Hochwasserereignisse wurde über erhobene Daten hinaus die Szenariotechnik eingesetzt. Neben der Projektion in die Zukunft bot sie die Möglichkeit, aus der Vielzahl möglicher Ereignisse und berücksichtigter Stoffe und Expositionspfade eine Auswahl zu treffen. Bei der Konzeption der Szenarios wurden dementsprechend hydraulische und stoffliche Annahmen getroffen.

Die hydrologischen Annahmen sollten ein weites Spektrum der Wiederkehrwahrscheinlichkeit von Abflüssen einschließlich Extremereignisse abdecken. Mit letzteren sind im Gebiet automatisch auch Deichbrüche verbunden. Durch Erkenntnisse über den Bau eines Flutpolders oberstrom des Untersuchungsgebietes wurde dieser in

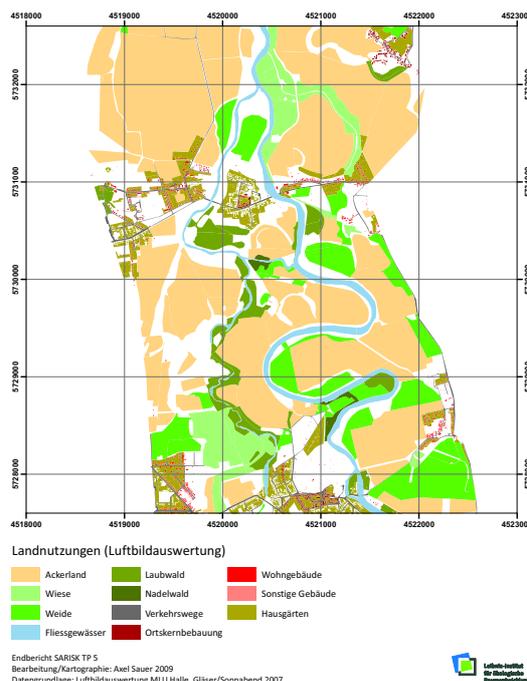


Abb. 5-2 Übersicht der Landnutzungen im Untersuchungsgebiet basierend auf Teilprojekt 1 (Ausschnitt)

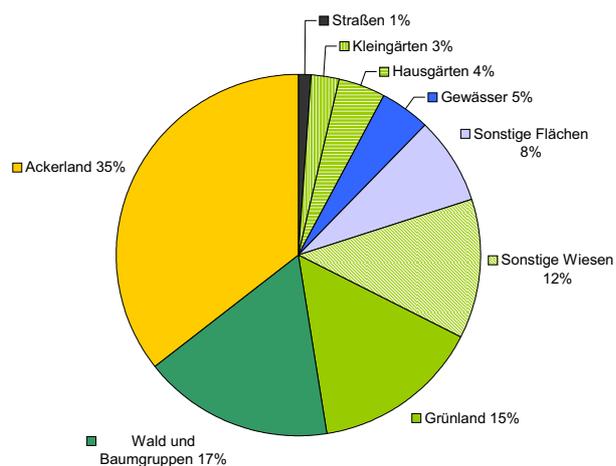


Abb. 5-3 Prozentuale Landnutzungsanteile innerhalb des Überschwemmungsbereichs eines HQ 200

der Schlussphase der Projektbearbeitung ergänzend aufgenommen, um den Akteuren vor Ort auch für die kommenden Jahre valide Ergebnisse zu liefern. Nach der Abstimmung mit den Praxisakteuren sind die nachfolgenden HQ-T-Ereignisse festgelegt worden: HQ 10, HQ 100, HQ 100 Polder, HQ 200, HQ 200 Polder, HQ 500, HQ 500 Polder. Eine weiterführende Beschreibung dieser hydraulischen Szenarien enthält der Bericht zu Teilprojekt 3.

Als relevante Stoffe für die Konkretisierung und Erprobung der Risikoanalyse und -bewertungsmethodik wurden für das Untersuchungsgebiet die vier Schwermetalle Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber ausgewählt. Für

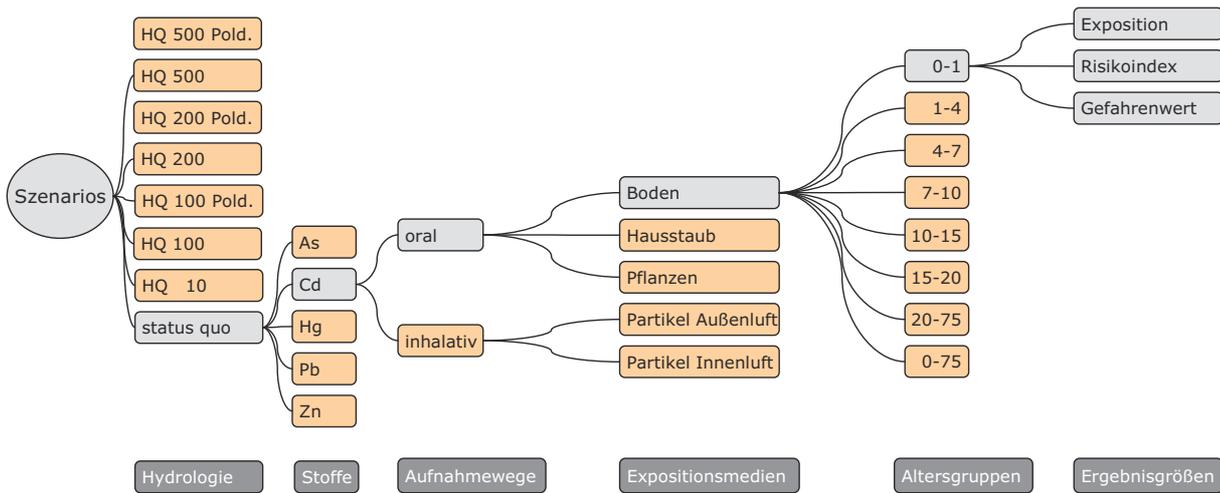


Abb. 5-4 Kombination von Annahmen für die Szenarien von SARISK

diese Stoffe liegen umfangreiche Daten der Bodenkonzentration für den Bereich der Mulde im Landkreis Bitterfeld vor. Die Relevanz dieser Stoffe ergibt sich aus den hohen geogenen Ausgangsgehalten und anthropogenen Frachten aus Bergbauablagerungen im Oberlauf der Mulde. Im Zuge von Hochwasserereignissen werden diese Ablagerungen erodiert, transportiert und auf Überflutungsflächen im Unterlauf abgelagert, wie beispielsweise im Raum Bitterfeld. Dort treten sie dann als sekundäre Schadstoffquelle (S_2) in Erscheinung.

Für das Entscheidungshilfegerät wurden als Auswahlmöglichkeiten die im Weiteren erläuterten Expositionswege, Aufnahmepfade und Rezeptoren (z.B. Altersgruppen als Subpopulation des Rezeptors Mensch) als Annahmen in die Szenariokonzeption aufgenommen. Diese so genannten „Expositionsszenarien“ stellen ein konsistentes Set von Annahmen bezüglich der Exposition dar. Für den Mensch beinhalten sie unter anderem auch Varianzen individueller Eigenschaften (Anthropometrik) sowie verschiedene Verhaltensweisen (Verzehrgewohnheiten, Zeitbudgets).

Aus der Kombination der hydrologischen Annahmen und der „Expositionsszenarien“ ergibt sich eine Reihe von Szenarien für die Fallstudie. Eine Übersicht dazu zeigt Abb. 5-4.

Grundlage der Abschätzung des Risikos durch Schwermetallablagerungen von extremen Hochwasserereignissen ist die Festlegung eines Ausgangsszenarios, das als Referenz für die Beurteilung der zusätzlichen Belastung dient. Hierzu wird eine Analyse der Exposition basierend auf der quasi-aktuellen Belastung durchgeführt. Als aktuelle Belastung werden die Bodenkonzentrationen herangezogen, die in der Untersuchungskampagne 1992 und 1993 des Landkreises Bitterfeld in der Mulde ermittelt wurden. Aufgrund der Persistenz der Schwermetalle erscheint diese Annahme gerechtfertigt.

5.4.3 GIS-gestützte Rezeptoranalyse

Als Grundlage für die raumbezogene Risikoanalyse erfolgt die Bestimmung und Ableitung der möglichen Rezeptoren und der auf sie bezogenen Expositionspfade. Die Kombinationen Rezeptor-Expositionspfad werden mit relevanten Annahmen zu Rezeptoren gekoppelt und bilden die Basis für die Expositionsberechnungen und die nachfolgende nutzungs- und schutzgutbezogene Risikobewertung.

Als Rezeptoren für Schadstoffe können Mensch, Tier, Pflanze, Boden, Wasser, Luft und materielle Gegenstände identifiziert werden. Nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) sind folgende Schutzgüter festgelegt: die menschliche Gesundheit, die Qualität von Nahrungs- und Futterpflanzen und das Bodensickerwasser auf dem Weg zum Grundwasser. Auch der Boden selbst stellt ein Schutzgut dar und ist vor schädlichen Veränderungen wie Schadstoffeinträgen zu schützen. Ein weiteres Schutzgut stellt die tierische Gesundheit bzw. die Qualität (Verwertbarkeit, Vermarktbarkeit, Einfluss auf die menschliche Gesundheit) von für den Verzehr vorgesehenen tierischen Produkten wie Fleisch und Milch dar. Insgesamt ergeben sich hieraus die folgenden möglichen Schutzgüter:

- Menschliche Gesundheit
- Tierische Gesundheit
- Pflanzliche Gesundheit
- Verwert-/Vermarktbarkeit von Tierprodukten
- Verwert-/Vermarktbarkeit von Nahrungspflanzen
- Verwert-/Vermarktbarkeit von Futterpflanzen
- Grundwasser
- Bodenleben

Im weiteren Sinne können auch ganze Ökosysteme sowie materielle Objekte als Rezeptoren in Frage kommen.

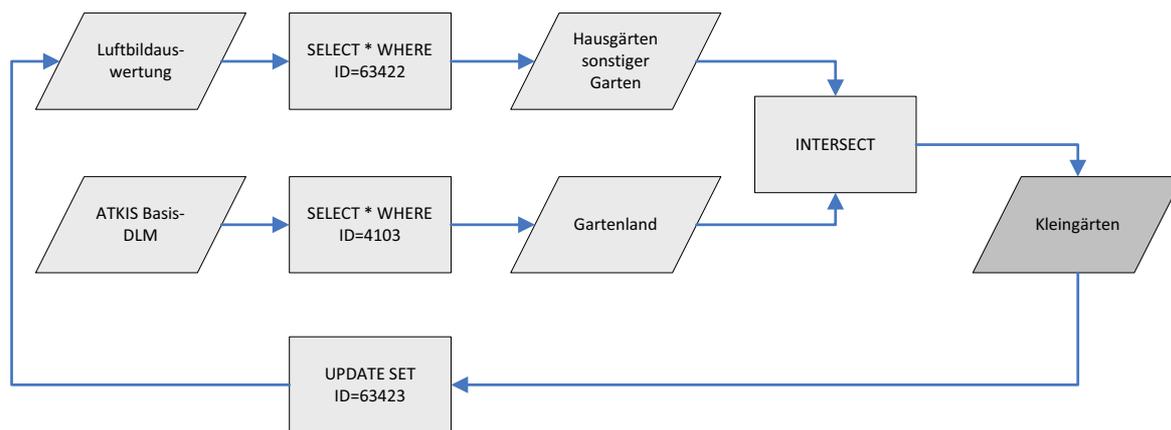


Abb. 5-5 Ableitung der Nutzung Kleingärten durch Datenbankabfragen und räumliche Verschneidungen

men. Ein Beispiel für letztere ist die Schädigung von Gebäudeteilen durch Kontaminationen mit Heizöl, das bei Überflutungen aus Tanks freigesetzt werden kann. Für das Untersuchungsgebiet werden schwerpunktmäßig die auf die Rezeptoren Mensch, Tier, Pflanze und Boden bezogenen Schutzgüter bearbeitet.

Um eine räumlich differenzierte Betrachtung der Rezeptoren zu ermöglichen, werden diese über die Flächennutzungstypen und weitere Informationsquellen erfasst. Je nach Nutzung der zu betrachtenden Fläche und den dort vorkommenden Rezeptoren kommt den auf sie einwirkenden Expositionspfaden eine unterschiedliche Relevanz zu (vgl. PRÜEB 1994: 45, BACHMANN et al. 1997: 14, MATHEWS et al. 1998: 161). Für jeden Rezeptor werden im Weiteren ausgehend von den Schadstoffquellen die Expositionspfade zunächst konzeptionell, dann GIS-basiert identifiziert.

Für den Rezeptor Mensch ist u.a. eine Gliederung in Altersklassen und deren Vorkommen auf bestimmten Flächennutzungen relevant. So kann beispielsweise davon ausgegangen werden, dass auf industriell genutzten Flächen keine Kinder vorkommen. Zusätzlich zum Vorhandensein einer Rezeptorengruppe spielt auch deren Verhalten (Spielen, Arbeiten, Wohnen, Nahrungsmittelverzehr) eine wichtige Rolle, da dieses expositionsrelevante Eigenschaften wie Aufenthaltszeiten und -frequenzen oder Atemraten beeinflusst.

Für den Rezeptor Pflanze wird unterschieden nach dessen möglicher Nutzung, z.B. als Nahrungspflanze bei Eigenanbau oder als Tierfutter. Da für Wildpflanzen keine differenzierten Bewertungsansätze existieren, werden in die weitere Betrachtung nur Nutzpflanzen einbezogen. Diese werden nach ihrem artspezifischen Schwermetallanreicherungsvermögen und hinsichtlich des Eigenverzehrs aus Nutzgärten nach ihrer Anbauhäufigkeit differenziert.

Die Analyse der Rezeptoren erfolgt über eine wissensbasierte Ableitung aus Flächennutzungstypen über Zuordnungstabellen in einer relationalen Datenbank. Grund-

lage für die Flächeninformationen sind die Kartiereinheiten der Luftbilddauswertung sowie die Objektarten des ATKIS Basis-DLM und die CIR-BNT-Daten. Eine weitere Differenzierung der Flächennutzungen konnte durch GIS-basierte Verschneidungen und räumliche Abfragen erreicht werden. Das Vorgehen wird von nachfolgendem Beispiel verdeutlicht, das Abb. 5-5 visualisiert.

Die Nutzungen auf Basis der Luftbilddaten erlauben keine Identifikation von Kleingärten. Die dort vorkommende Bebauung ist zudem nicht direkt ansprechbar. Um eine Ableitung der Nutzung Kleingärten zu ermöglichen, wurde die Nutzung „Hausgärten: sonstige Gärten“ selektiert und mit der Objektart „Gartenland“ räumlich verschritten. Den dabei selektierten Objekten wurde die Nutzung „Kleingärten“ zugewiesen und anschließend in der Attributtabelle des Originaldatensatzes aktualisiert. Über die gleiche Verschneidung lassen sich auch Gartenlauben aus der undifferenzierten Gruppe der sonstigen Bebauung isolieren.

Für den Rezeptor Boden lassen sich die relevanten Eigenschaften aus der vorläufigen Bodenkarte 1 : 50 000 (VBK50) ableiten. Allerdings ist anzumerken, dass für den Siedlungsbereich keine Bodendaten verfügbar sind und daher gewisse Grundannahmen hinsichtlich der Bodeneigenschaften zu treffen sind. Als gebietsspezifische Besonderheit kommt der hohe Anteil von anthropogen beeinflussten Kippböden hinzu, für die nur eingeschränkte Informationen zu deren Eigenschaften verfügbar sind. Datenbasis hierfür bildet die Kippbodenkarte 1 : 50 000 des Landesamtes für Geologie und Bergbau Sachsen-Anhalt (KBK50).

5.4.4 Expositionsanalyse

Die Exposition der oben genannten Rezeptoren gegenüber Schwermetallen kann über verschiedene Wirkungsbzw. Belastungspfade (siehe Abb. 5-6), im weiteren Expositionspfade genannt, erfolgen.

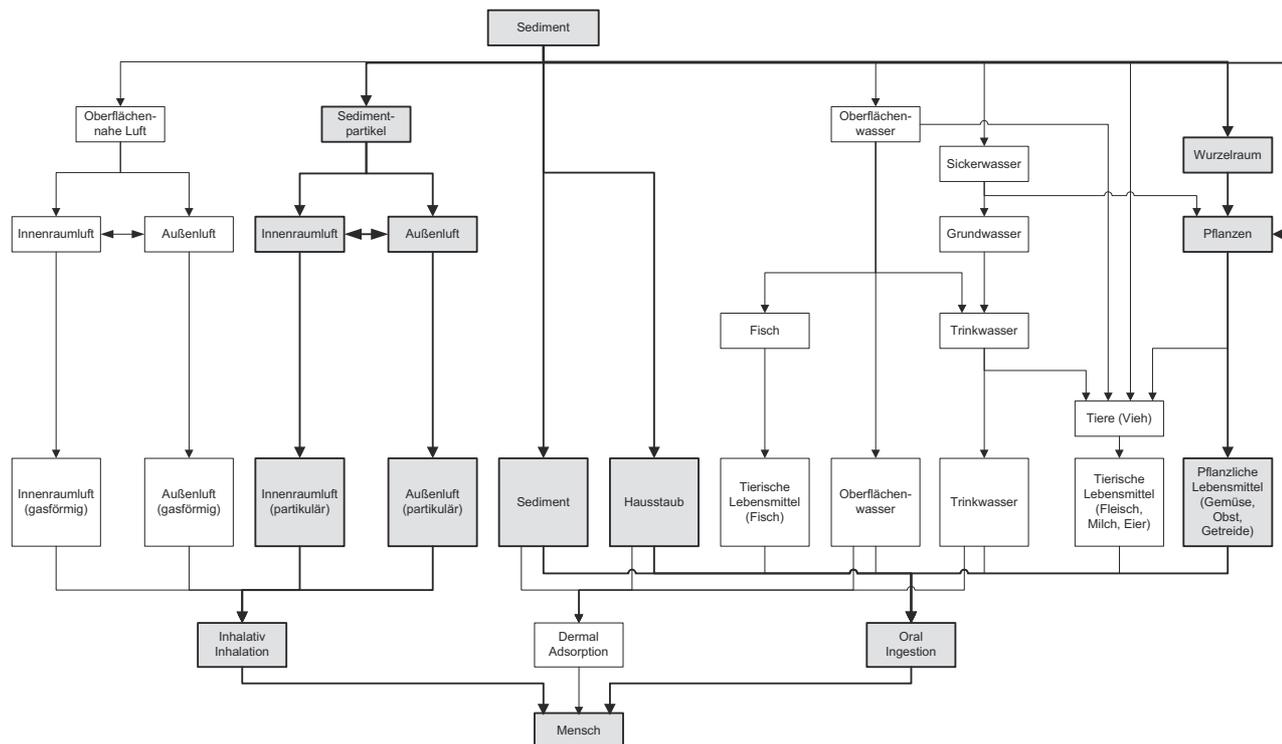


Abb. 5-6 Betrachtete Pfade der Schwermetallexposition des Rezeptors Mensch aus hochwasserbürtigen Sedimentablagerungen (verändert nach MEKEL et al. 2004)

Beim Direktpfad erfolgt eine Einwirkung ohne zwischengeschaltete Transport- oder Transfermedien (z.B. Luft, Wasser, Pflanze, Tier). Alle anderen Pfade, die unter Einschaltung von Zwischenstationen den Schadstoff zum Rezeptor am Ende des Pfades leiten, werden als Transferpfade bezeichnet. Eine Zuordnung von Rezeptoren zu möglichen Expositionspfaden zeigt Tab. 5-4. Für eine Expositionsabschätzung bezogen auf das Schutzgut Mensch lassen sich dann beispielsweise folgende Themenbereiche zur Charakterisierung der Expositionssituation konkretisieren: anthropometrische Daten, Aufenthaltsorte und Zeitbudget, Lebensmittelverzehr, Ingestion und Inhalation von Boden und Staub, dermale Aufnahme sowie Wohncharakteristika inklusive der Stoffkonzentrationen der Kontaktmedien (MEKEL et al. 2004b). Diese Parameter können in rezeptorspezifische Faktoren wie Atemrate und Körpergewicht sowie pfadspezifische Faktoren wie Kontaktmedienkonzentration, Transferraten und Anreicherungsverhältnisse unterschieden werden.

Personenbezogene Faktoren lassen sich Standards für die Expositionsabschätzung entnehmen wie AGLMB (1995), ExpoFacts oder der kürzlich erschienenen RefXP-Datenbank (OKKEN et al. 2004, BUBENHEIM et al. 2007). Eine Übersicht weiterer Quellen zu Expositionsstandards zeigt Tab. 5-3.

Pfadspezifische Faktoren können mit Hilfe von Ausbreitungsmodellierungen und Transferabschätzungen quantifiziert werden. Für die stofflichen Parameter wird auf Datensammlungen wie die STARS-Datenbank des UBA zurückgegriffen. Bezüglich des Schwermetallübergan-

ges Boden-Pflanze existieren zum Beispiel Modelle basierend auf Auswertungen der TRANSFER-Datenbank des UBA (KNOCHE et al. 1999).

Bei der oberflächlichen Deposition von Schadstoffen im Rahmen von Hochwasserereignissen kommt dem ingestiven bzw. inhalativen Direktpfad eine erhebliche Bedeutung zu (vgl. AGU 1994: 7). Dies gilt sowohl bei der Aufnahme durch den Menschen, beispielsweise bei der Schadstoffaufnahme durch spielende Kinder, als auch durch Tiere, z.B. bei der Beweidung kontaminierter Flächen (vgl. GELLER et al. 2004: 58). Weitere wichtige Pfade sind der Schadstofftransfer in den Wurzelraum und die Aufnahme durch die Nahrungs- bzw. Futterpflanze bzw. nicht entfernbare Anhaftungen an zum Verzehr vorgesehenen Pflanzenteilen mit der anschließenden oralen Aufnahme durch Mensch oder Tier (vgl. BMU 1999: 66ff).

Im Weiteren werden kurz die einzelnen Pfade (siehe Tab. 5-4) und deren in der vorliegenden Studie verwendeten Berechnungsansätze vorgestellt. Eine einheitliche Darstellung der gesamten zugrunde liegenden Gleichungen inklusiver aller Variablen und der detaillierten Herleitung der notwendigen Parameter findet sich in SAUER (2009).

5.4.4.1 Pfad Sediment-[dermale Resorption]-Mensch

Der Pfad Sediment-[dermale Resorption]-Mensch kann vernachlässigt werden, da nahezu keine Resorption von anorganischen Schwermetallverbindungen über die Haut

Tab. 5-3 Übersicht von Standards zu personenbezogenen Expositionsparametern

Titel	Herausgeber/Koordinator	Regionaler Bezug	Erscheinungsjahr
RefXP Datenbank	Xprob-Konsortium	Deutschland	2008
Standards zur Expositionsabschätzung	AUH (Ausschuß für Umwelthygiene), AGLMB (Arbeitsgemeinschaft leitender Medizinalbeamten und -beamtinnen)	Deutschland	1995
Exposure Factors Sourcebook for Europe	FI-NPHI (National Public Health Institute Finland)	Europa	2002
Exposure Factors Sourcebook for European Population	ECETOC (European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals)	Europa (Fokus GB)	2001
Air Toxic Hot Spots Program – Risk Assessment Guidelines	Cal-EPA (California Environmental Protection Agency)	USA	2003
Child-Specific Exposure Factors Handbook	US-EPA (US Environmental Protection Agency)	USA	2002
Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessment	DEQ (Oregon Department of Environmental Quality)	USA	1998
Exposure Factors Handbook	US-EPA (US Environmental Protection Agency)	USA	1997
Exposure Factors Sourcebook	AIHC (American Industrial Health Council)	USA	1994
Environmental Health Risk Assessment – Guidelines for assessing human health risks from environmental hazards	AU-DHA (Australian Department of Health and Ageing)	Australien	2002

Tab. 5-4 Betrachtete Expositionspfade und Prozesse der Schwermetalexposition aus hochwasserbürtigen Sedimentablagerungen mit dem Rezeptor Mensch als Endglied

Kontaktmedium	Nr.	Expositionspfade
Sediment	1	Sediment-[Ingestion]-Mensch
Pflanze	2	Sediment-[Adhäsion]-Pflanze-[Verarbeitung]-Pflanzliche Nahrungsmittel-[Ingestion]-Mensch
	3	Sediment-[Gelöster Transport]-Boden(-wasser)-[Absorption]-Pflanze-[Verarbeitung]-Pflanzliche Nahrungsmittel-[Ingestion]-Mensch
	4	Sediment-[Adhäsion]-Pflanze-[Verarbeitung]-Pflanzliche Nahrungsmittel-[Ingestion]-Tier-[Verarbeitung]-Tierische Nahrungsmittel-[Ingestion]-Mensch
Luft	5	Sediment-[Partikulärer Transport]-Außenluft-[Inhalation]-Mensch
	6	Sediment-[Partikulärer Transport]-Außenluft-[Partikulärer Transport]-Innenluft-[Inhalation]-Mensch
	7	Sediment-[Partikulärer Transport]-Außenluft-[Partikulärer Transport]-Innenluft-[Deposition]-Hausstaub-[Ingestion]-Mensch

zu erwarten ist (STUBENRAUCH et al. 1995: 41). Bezüglich organischer Schadstoffe kommt diesem Pfad allerdings eine gewisse Relevanz zu.

5.4.4.2 Pfad Sediment-[Ingestion]-Mensch

Die direkte Aufnahme von belastetem Bodenmaterial spielt vor allem für Kleinkinder eine äußerst relevante

Rolle als Belastungsquelle, weshalb dieser Pfad auch die Grundlage zur Prüfwertableitung der BBodSchV bildet (BMU 1999). Der Pfad wird auch von MIELKE & REAGAN (1998) als Hauptursache zur Erklärung der Bleibelastung von Kindern angesehen. Aufnahmeprozesse sind die unbeabsichtigte Bodenaufnahme durch Hand-zu-Mund-Kontakte bzw. das Ablutschen von Gegenständen (SEDMAN 1989, RUCK 1990, STANEK et al. 1995, BMU 2004) sowie die als Pica-Verhalten bezeichnete beabsichtigte Bodenaufnahme (CALABRESE et al. 1997).

Flächen mit denen dieser Pfad verknüpft ist, sind alle Nutzungstypen auf denen spielende Kinder zu vermuten sind, so z.B. Spielplätze, Haus- und Kleingärten, Park- und Freizeitanlagen sowie zum Spielen genutzte Brachflächen. Bei letzteren spielt die tatsächliche Zugänglichkeit und die Nähe zu Wohngebieten eine Rolle; vorerst wurde daher den Brachflächen keine Spielnutzung zugeordnet.

Die Berechnung des Pfades für die Bodeningestion im Freien erfolgt nach folgender Gleichung:

$$E_{Boden,n} = \frac{A_{Boden,n} \cdot t_k \cdot t_{a,n} \cdot r_o \cdot 10^{-6} \cdot C_{Boden}}{KG_n}$$

Gleichung 1

- $E_{Boden,n}$ Exposition der Altersgruppe n über Bodeningestion [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
- $A_{Boden,n}$ tägliche Bodeningestionsrate [mg h^{-1}]
- C_{Boden} durchschnittliche Konzentration des Schadstoffes im Boden [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
- KG_n Körpergewicht [kg]
- r_o oraler Resorptionskoeffizient (dimensionslos)
- t_a außen zugebrachte Zeit (h d^{-1})
- t_k 'Klimafaktor', Expositionsrelevanter Anteil des Jahres (dimensionslos)
- n Altersgruppe

Da sich auch im Hausstaub bodenbürtige Partikel finden und eine Korrelation zwischen den Konzentrationen im Boden außen bestehen, wird auch dieser Pfad berücksichtigt. In Anlehnung an Gleichung 4 erfolgt die Berechnung nach folgendem Ansatz:

$$E_{Hausstaub,n} = \frac{A_{Hausstaub,n} \cdot t_{iw,n} \cdot r_o \cdot 10^{-6} \cdot C_{Hausstaub}}{KG_n}$$

Gleichung 2

- $E_{Hausstaub,n}$ Exposition der Altersgruppe n über Bodeningestion [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
- $A_{Hausstaub,n}$ tägliche Staubingestionsrate [mg h^{-1}] (entspricht Bodeningestionsrate)

- $C_{Hausstaub}$ durchschnittliche Konzentration des Schadstoffes im Hausstaub [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
- KG_n Körpergewicht [kg]
- r_o oraler Resorptionskoeffizient (dimensionslos)
- $t_{iw,n}$ innen wach zugebrachte Zeit [h d^{-1}]
- n Altersgruppe

Die Staubingestionsrate entspricht der Bodeningestionsrate, da das entsprechende Rezeptorverhalten identisch ist. Die Schadstoffkonzentration im Staub kann mittels eines Penetrationsfaktors ermittelt werden.

5.4.4.3 Pfad Sediment-Luft-[Inhalation]-Mensch

Die inhalative Aufnahme von belasteten Bodenpartikeln über die Atemluft stellt einen weiteren relevanten Pfad für die Beurteilung der Exposition gegenüber Schwermetallen dar. Bedeutung kommt hier vor allem offenen Bodenflächen zu, aus denen Partikel ausgeweht werden können. Durch den Übergang in die Raumluft spielen sie auch innen eine Rolle. Betroffen sind alle Nutzungen auf denen offene Bodenflächen vorhanden sind. Zusätzlich haben staubproduzierende Tätigkeiten einen Einfluss auf die Exposition, wie beispielsweise das Fußballspielen auf Sport- und Bolzplätzen (EIKMANN et al. 1993) oder Gartenarbeiten. In AGLMB (1995: 123) wird von einem Versuch berichtet, bei dem durch Gartenarbeit 6 mg m^{-3} Staub erzeugt wurden. Innerhalb der BODSCHV bildet dieser Pfad die Bewertungsgrundlage für die Exposition von Berufstätigen auf Industrie- und Gewerbeflächen. Für die Staubkonzentration in der Außenluft wird hier ein Wert von 1 mg m^{-3} (BMU 1999: 41) verwendet. Hierin sind bereits Abschlüge durch staubmindernde Witterungsverhältnisse enthalten.

Beachtenswert bei diesem Pfad ist die Anreicherung von Schadstoffen in der Partikelphase, so dass hier deutlich höhere Konzentrationen zugrunde gelegt werden müssen. BMU (1999: 47) nehmen einen Anreicherungsfaktor von 5 für Schwermetalle und von 10 für organische Schadstoffe an, dem auch hier gefolgt wird. Ferner ist zu beachten, dass durch die pulmonale Resorption je nach Stoff unterschiedliche toxische Effekte resultieren. Eine Berechnung erfolgt nach dem Ansatz von IHME (1994):

$$A_{Luft,n} = A_{Luft,r,n} \cdot t_{a,r,n} + A_{Luft,l,n} \cdot t_{a,l,n} + A_{Luft,m,n} \cdot t_{a,m,n} + A_{Luft,s,n} \cdot t_{a,s,n}$$

$$E_{PartikelLuft,n} = \frac{A_{Luft,r,n} \cdot r_i \cdot d \cdot C_{PartikelLuft}}{KG_n}$$

Gleichung 3

- $E_{PartikelLuft,n}$ Exposition der Altersgruppe n über Partikelinhalation [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{d}^{-1}$]
- $A_{Luft,n}$ Tägliche Aufnahme der Partikelphase (Atemrate) [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$]
- $A_{Luft,u,n}$ Aufnahmerate der Partikelphase (Atemrate) im Aktivitätszustand u [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$]

- $C_{\text{PartikelLuft}}$ durchschnittliche Schadstoffkonzentration in der Partikelphase der Außenluft [$\mu\text{g m}^{-3}$]
 d inhalierter und alveolär deponierter Schadstoffanteil auf Partikeln (dimensionslos)
 r_i inhalativer Resorptionskoeffizient für partikelgebundene Schadstoffe (dimensionslos)
 $t_{a,u,n}$ durchschnittlich außen zugebrachte Zeit im Aktivitätszustand u [h d^{-1}]
 u Aktivitätszustand r ruhend, l leicht, m moderat, s schwer
 n Altersgruppe

Die Ableitung der Schadstoffkonzentration der Außen- bzw. Innenluft erfolgt über Annahmen zum Partikelgehalt, der entsprechenden Schadstoffanreicherung sowie dem Verhältnis Innen-Außen (vgl. BMU 1999).

5.4.4.4 Pfad Sediment-Boden(funktionen)

Der Pfad Sediment-Boden spielt innerhalb der Expositions-betrachtung für den Rezeptor Mensch nur eine Rolle durch die Annahme der Vermischung des abgelagerten Sedimentes mit dem vorhandenen Bodenmaterial. Wird der Boden selbst als Rezeptor betrachtet, so ist eine Analyse der Auswirkungen auf dessen Funktionen, z.B. Lebensraum für Bodenorganismen (PRÜEB 1994: 38ff) oder Filter-, Speicher- und Puffervermögen durchzuführen.

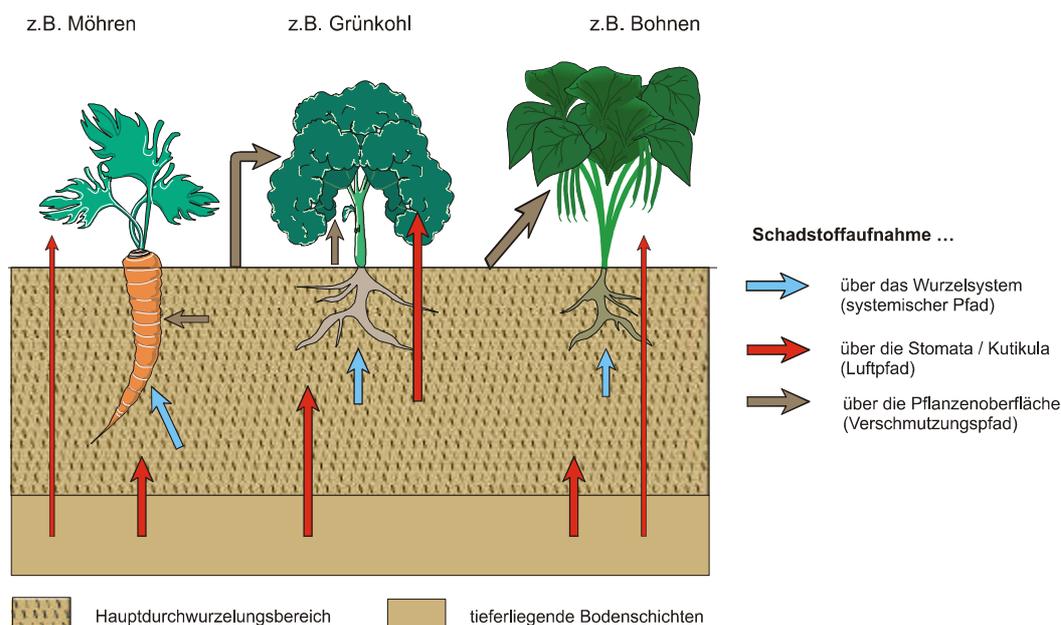
Um zu einer Abschätzung der Empfindlichkeit des Rezeptors Boden gegenüber Schwermetalleinträgen zu gelangen, wurden Verfahren zur Bodenfunktionsbewertung – speziell zum Filter-, Speicher- und Puffervermögen für Schwermetalle (siehe z.B. DVWK 1988,

BLUME & BRÜMMER 1991, HENNINGS 1994, BLUME et al. 1998, GRÖNGRÖFT et al. 1999) – recherchiert und hinsichtlich ihrer Anwendung für das Untersuchungsgebiet geprüft. Zur Operationalisierung des Verfahrens zur Bodenfunktionsbewertung wurden die notwendigen Flächendaten in Form der vorläufigen Bodenkarte 1 : 50 000 vom LAGB angefordert und aufbereitet. Aufgrund fehlender Bodeninformationen im Siedlungsbereich und unzureichender Daten im Bereich von Bergbaugebieten kann die Bewertung allerdings nur für Teile des Projektgebietes durchgeführt werden.

5.4.4.5 Pfad Sediment-Pflanze-[Ingestion]-Mensch

In den folgenden Erläuterungen erfolgt eine Einschränkung auf Nutzpflanzen, da für Wildpflanzen kaum belastbare Untersuchungen zum Anreicherungsverhalten sowie zur Phytotoxizität vorliegen. Als Nutzpflanzen werden hier alle für den Verzehr durch Menschen und Tiere angebauten Pflanzen angesehen. Flächennutzungen auf denen dieser Pfad vorkommt sind Ackerflächen, Wiesen/Weiden, Erwerbsgartenbau sowie Haus- und Kleingärten mit Nutzpflanzenanbau. Zum gegenwärtigen Stand ist keine Differenzierung der Hausgärten möglich, so dass hier als „worst-case“-Annahme von Nutzgärten ausgegangen wird. Bezüglich der Bewertung der Phytotoxizität für Nutzpflanzen kann auf die Arbeit von PRÜEB (1994) zurückgegriffen werden, weitere Grundlagen finden sich bei DELSCHEN & KÖNIG (1998).

Als Hauptquellen für die Belastung der Nutzungen Haus- und Kleingärten (Nutzgärten) sowie Acker und Weide kommen nach LUA-BB (2003: 6) folgende Direkt- bzw. Transferpfade in Betracht:



IFUA GRAFIK 10/2001

Abb. 5-7 Teilpfade für die Belastung von Pflanzen durch Schadstoffe (LUA-BB 2003: 31)

- Boden-Nahrungspflanze-Mensch
- Boden-Futterpflanze-Tier-Mensch

Ersterer kann nach BMU (1999: 66) in einen Einwirkungspfad über die Bodenlösung durch Wurzelaufnahme in die Pflanze (systemischer Aufnahmepfad) und einen Einwirkungspfad durch nicht entfernbare Anhaftungen (Verschmutzungspfad) differenziert werden (siehe hierzu auch Abb. 5-7). Für nichtflüchtige Stoffe wie Schwermetalle (ausgenommen spezielle organische Quecksilberverbindungen) hat der Luftpfad (Gas) keine Relevanz (BMU 1999: 50). Beim Pfad Boden-(Futterpflanze)-Tier spielt sowohl die Rolle der direkten Aufnahme von Boden beim Grasens als auch die Aufnahme von verschmutztem Pflanzenmaterial eine Rolle. LUA-BB (2003: 8) nennt beispielsweise Verschmutzungsanteile von bis zu 10%.

Da die Schwermetallaufnahme von Pflanzen stark durch Bodeneigenschaften wie den pH-Wert bestimmt wird (mobilisierbare/pflanzenverfügbare Gehalte: BRÜMMER et al. 1998, LABO 1998: 8ff), wurde eine Kombination der Nutzungsdaten mit den Bodendaten (VBK50) vorgenommen. Aufgrund der fehlenden Verfügbarkeit von Bodendaten für den Siedlungsbereich mussten hier Grundannahmen getroffen werden. DELSCHEN (1998: 338f) folgend wurden für relevante Flächen ohne Bodeninformationen ein pH-Wert von 6 angenommen, für alle anderen Flächen ist der pH im Oberboden der entsprechenden Bodenform verwendet worden. Eine ausführliche Beschreibung des Vorgehens zur Ableitung von Pflanzengehalten findet sich in den folgenden Abschnitten.

Die Berechnung des Nahrungspflanzenpfades erfolgt über die Ermittlung des täglichen Verzehrs und der Multiplikation mit den entsprechend abgeleiteten Pflanzkonzentrationen. Basis für eine Parametrisierung sind die Arbeiten von IHME (1994) und MEKEL (1996) sowie weitere Untersuchungen zum Anbau und Verzehr von selbst erzeugtem Gemüse.

5.4.4.6 Operationalisierung der Expositionsanalyse

Im Folgenden wird an einer Elementarfläche der Nutzung „Kleingarten“ der komplette Ablauf der Expositionsanalyse exemplarisch für Cadmium erläutert.

Über die Flächennutzungs-ID werden aus der Datenbank die abgeleiteten Rezeptoren mit den jeweiligen Pfaden abgefragt. Für die Nutzung „Kleingarten“ werden die Pfade Boden-Pflanze-[Verzehr]-Mensch, Boden-Luft-[Inhalation]-Mensch sowie Boden-[Ingestion]-Mensch identifiziert. Für den letzteren Pfad resultieren hieraus folgende Schritte: Da der Pfad personen- und altersspezifische Parameter erfordert, werden diese getrennt nach Altersgruppen abgerufen. Um die entsprechende Expositionsgleichung komplett zu parametrisieren, ist die Information des Schadstoffgehaltes im Kontaktmedium zu ermitteln. Dies geschieht durch die vektorbasierte

geometrische Verschneidung der modellierten bzw. aktuellen Bodenbelastungen mit dem Nutzungsdatensatz. Nach Auslesen der entsprechenden Informationen für die einzelnen Elementarflächen erfolgt die Berechnung der Exposition für jede der Altersgruppen. Das Ergebnis ist die pfadspezifische, hier ingestive, Schadstoffaufnahme für die entsprechende Altersgruppe. In einem weiteren Schritt erfolgen die Berechnungen für den nächsten Pfad.

Aufgrund einiger Besonderheiten bei der Kalkulation des Pfades Boden-[Nutzpflanze]-Mensch werden diese im Rahmen der Operationalisierung im Weiteren dargestellt.

Da für den Schwermetalltransfer Boden-Pflanze die mobilen bzw. mobilisierbaren, d.h. pflanzenverfügbaren Gehalte relevant sind, mussten Möglichkeiten zu deren Ableitung aus den vorhandenen Konzentrationsangaben erarbeitet werden, insbesondere da die Regressionen zur Ableitung der Pflanzkonzentrationen auf diesen Gehalten basieren. Vom Teilprojekt 4 wurden Daten zu aktuellen Bodenbelastungen übergeben. Diese vom Landkreis Anhalt-Bitterfeld zur Verfügung gestellten Schwermetall-Konzentrationen (As, Cd, Hg, Pb, Zn) der Bodenproben sind durch Röntgen-Fluoreszenz-Analyse (RFA) ermittelt worden und entsprechen Totalgehalten. Um einen Vergleich mit Werten der BBodSchV zu ermöglichen, ist eine Umrechnung auf Königswasser(KW)-extrahierbare Gehalte notwendig. Hierzu bieten sich zwei Möglichkeiten an: (i) Die Werte werden KW-extrahierbaren Konzentrationen gleichgesetzt, da nur für Chrom Umrechnungen von RFA-bestimmten Totalgehalten zu KW-Gehalten möglich sind (AG BODEN 2005, UTERMANN et al. 2000). Problematisch ist hierbei die Überschätzung der Stoffkonzentrationen, da im KW-Aufschluss im Mittel deutlich geringere Konzentrationen gemessen werden, z.B. As: 66%, Cd: 82%, Hg: 90%, Pb: 63% (HORNBURG 2002: 62). (ii) Setzt man die RFA-Totalgehalten mit Totalgehalten aus Flusssäure(HF)-Druckaufschlüssen gleich, so können die von HORNBURG (2002) ermittelten Regressionen zwischen den beiden Aufschlussverfahren zur Anwendung gelangen. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass es systematische Abweichungen zwischen RFA und HF-Aufschluss gibt (AG BODEN 2005: 4). Weiterhin ist die Anwendung im Bereich hoher Konzentrationen mit größeren Unsicherheiten verbunden, da dieser Bereich in den zugrunde liegenden Daten nur schwach repräsentiert ist. Eine Übersicht der Regressionsgleichungen gibt Tab. 5-5.

Die Abschätzung der pflanzenverfügbaren Schwermetallkonzentrationen für den systemischen Teil des Pfades Boden-Pflanze ist nur über Ammoniumnitrat(AN)-extrahierbare Gehalte möglich, welche gleichfalls die Grundlage für eine Gefährdungsabschätzung nach BBodSchV bilden. Hierzu bietet sich eine Ableitung von AN-extrahierbaren Gehalten aus KW-extrahierbaren Gehalten unter Berücksichtigung des Mobilitätsbestim-

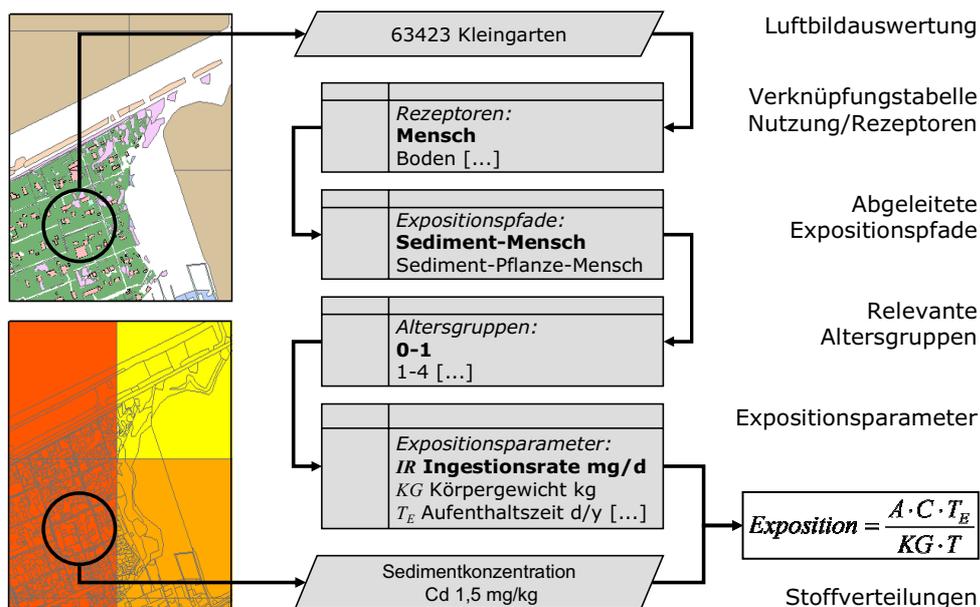


Abb. 5-8 Ablaufschema der Expositionsanalyse für eine Elementarfläche

Tab. 5-5 Regressionsgleichungen zur Umrechnung von Totalgehalten auf KW-extrahierbare Gehalte in mg kg⁻¹ (1: AG Boden 2004, 2: Hornburg 2002, 3: Utermann 2000)

Element	n	Regressionsgleichung	r ²	HF min	HF max	Quelle
Pb	401	log Pb-KW = 1.214 log Pb-HF - 0.453	0,82	3	40	2
Pb	33	log Pb-KW = 1.023 log Pb-HF - 0.102	0,99	41	7750	2
Pb	631	Pb-KW = -3,95028 + 0,99022 Pb-HF	0,98	2,3	130	1
Cd	321	log Cd-KW = 0.906 log Cd-HF - 0.185	0,93	0,005	1,34	2
Cd	621	Cd-KW = -0,00976 + 0,74827 Cd-HF	0,91	0,01	1,2	2
Hg	340	log Hg-KW = 0.956 log Hg-HF - 0.112	0,95	0,003	1,8	2

Tab. 5-6 Regressionsgleichungen zur Ableitung AN-extrahierbarer Gehalte aus KW-extrahierbaren Gehalten (Delschen 2005: 3)

Element	n	Regressionsgleichung	r ²
Pb	212	log Pb-AN = 0,765 log Pb-KW - 0,522 pH + 0,221	0,45
Cd	428	log Pb-AN = 0,885 log Cd-KW - 0,513 pH + 1,283	0,59

menden pH-Wertes an, die hier auch eingesetzt wird (LIEBE et al. 1997 zit. in DELSCHEN 1998: 334f, DELSCHEN 2005). Tab. 5-6 zeigt die für die Ableitung verwendeten Regressionsgleichungen.

Aus den AN-Gehalten können dann wiederum über Regressionen (siehe Tab. 5-7) Abschätzungen der durch die Wurzelaufnahme bedingten Pflanzengehalte erfolgen. Basis hierfür sind die Auswertungen der TRANSFER-Datenbank des UBA durch KNOCHKE et al. (1999).

Durch Addition der Pfade lässt sich für systemisch wirkende Schadstoffe nun die Gesamtexposition berechnen und durch Vergleich mit dem stoffspezifischen toxikologischen Vergleichswert ein Risikoindex ermitteln (siehe hierzu auch den folgenden Abschnitt). Dieses pfadintegrierende Vorgehen folgt dem Ansatz von BARKOWSKI et al. (1998), sowie DELSCHEN (1998).

Tab. 5-7 Ausgewählte Regressionsgleichungen zur Ableitung von Pflanzengehalten P aus AN-extrahierbaren Gehalten (Knoche et al. 1999, Delschen 1998)

Element	n	Gemüseart	Anreicherung	Regression	r ²
Cd	155	Spinat	h	log P = 1,791 + 0,842 log AN	0,76
Cd	502	mäßig anreichernde	m	log P = 1,128 + 0,857 log AN	0,73
Cd	33	Kartoffeln	n	log P = -0,350 + 0,208 log AN	0,21
Pb	511	mäßig anreichernde	m	log P = 0,749 + 0,673 log AN	0,34
Pb	27	Kartoffeln	n	log P = -0,302 + 0,327 log AN	0,39

5.4.5 Bewertungsansätze

In den nächsten Abschnitten wird eine kurze Übersicht gegeben über Möglichkeiten zur Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in Umweltmedien (hier Böden/Sedimente und Pflanzen) bezogen auf den Rezeptor Mensch, wie sie auch in Teilen in der Bewertungsmethodik zur Anwendung gelangen. Die stofflich orientierte Bewertung von Umweltkontaminanten erfolgt üblicherweise durch toxikologisch begründete Stoffkennziffern, welche die Toxizität bzw. Kanzerogenität einer Substanz charakterisieren. Sie sind rezeptor- bzw. schutzgut- und pfadbezogen und werden wissenschaftlich abgeleitet. Bei der schutzgutbezogenen Bewertung werden meist nur Teilbereiche bzw. Rechtsgüter als Wirkendpunkte berücksichtigt und keine pfad- bzw. medienübergreifenden Bewertungen ermöglicht.

5.4.5.1 Stofflich-toxikologische Bewertung

Toxikologische Vergleichswerte von Stoffen sind das Ergebnis von Dosis-Wirkungsabschätzungen und bilden die Kennziffern der entsprechenden Dosis-Wirkungsbeziehungen bezogen auf den Rezeptor Mensch. Bezüglich der Auswirkungen der Schadstoffaufnahme kann grundsätzlich zwischen der zeitlichen Dimension der Effekte (akut, subakut, subchronisch, chronisch) und den entsprechenden Wirkendpunkten (Toxizität, Kanzerogenität, Reproduktions- und Entwicklungstoxizität) unterschieden werden. Die Ermittlung dieser Kennziffern erfolgt entweder durch epidemiologische Studien oder im Rahmen von Tierversuchen und der anschließenden Extrapolation auf den Menschen (KROES 2001).

Grundsätzlich ist zu unterscheiden zwischen Stoffen, denen eine Wirkungsschwelle zugewiesen werden kann (chronische/akute Toxizität), und solchen, bei denen dies nicht der Fall ist. Letztere sind in der Regel Kanzerogene, deren Aufnahme zu einer stetigen Erhöhung des Krebsrisikos führt. Eine Übersicht gebräuchlicher toxikologischer Kenngrößen zeigt Tab. 5-8.

Die Stoffbewertung wird in der Regel durch nationale und internationale Fachgremien vorgenommen und ist über Veröffentlichungen und Datenbanken zugänglich

(z.B. HASSAUER et al. 1993, US Environmental Protection Agency: ECOTOX, World Health Organisation: EHCs, UBA-Stoffdatenbank STARS). Diese Daten bilden die Grundlage für die Bewertung der Ergebnisse der Expositionsanalyse anhand von Risikoindizes wie sie durch den Quotienten aus täglich resorbierter Dosisrate und einer der oben genannten Referenzdosisraten dargestellt werden. Unter Berücksichtigung der Unsicherheiten, die aus der Ableitung des Referenzwertes resultieren (z.B. Übertragung aus Tierversuchen), lassen sich diese (Un)Sicherheitsfaktoren zu einem Gefahrenfaktor verrechnen. Hieraus kann anschließend mit dem Risikoindex zu Gefahrenwert gebildet werden (vgl. MATHEWS et al. 1998).

5.4.5.2 Schutzgutbezogene Bewertung

Rechtlich-administrative Vergleichswerte basieren auf unterschiedlichen Regelungs- bzw. Rechtsgebieten und den durch sie abgedeckten Schutzgütern bzw. Umweltmedien. Die Ableitung dieser Vergleichsziffern ist meist nicht wertneutral und wissenschaftlich objektiv, so dass sie im Rahmen von Bewertungen nur zu einer orientierenden Abschätzung taugen. Im Folgenden werden für die rechtliche Bewertung von Hochwasserkontaminanten relevante Gesetze und Verordnungen vorgestellt. Die entsprechenden Richt- und Grenzwerte mit ihren Rahmenbedingungen sind in eine Datenbank eingepflegt und für eine Bewertung der Flächendaten aufbereitet worden. Darauf aufbauend wurde ein Werkzeug zur automatisierten Bewertung von Schadstoffablagerungen basierend auf den Regelungen der BBodSchV programmiert. Eine detaillierte Beschreibung und kartographische Darstellung dieser Vergleichswertbetrachtungen findet sich in SAUER (2009).

Für das Umweltmedium Boden als Risiko- bzw. Gefahrenquelle ist das Bundesbodenschutzgesetz (BBODSCHG 1998) mit dessen untergesetzlichem Regelwerk in Form der Bundesbodenschutzverordnung (BBODSCHV 1999) relevant. Die BBODSCHV (1999) differenziert für das Schutzgut „Menschliche Gesundheit“ und den Direktpfad die folgenden vier Flächennutzungstypen:

Tab. 5-8 Toxikologische Kennziffern (HASSAUER et al. 1993, MEKEL et al. 2004)

Kürzel	Bezeichnung	Einheit	Ursprung
Nicht-kanzerogene Stoffe			
ADI	Acceptable Daily Intake	mg kg ⁻¹ KG d ⁻¹	WHO
TDI	Tolerable Daily Intake	mg kg ⁻¹ KG d ⁻¹	WHO
PTWI	Provisional Tolerable Weekly Intake	mg kg ⁻¹ KG week ⁻¹	WHO
DTA	Duldbare Tägliche Aufnahme	mg kg ⁻¹ KG d ⁻¹	
RfD	Reference Dose	mg kg ⁻¹ KG d ⁻¹	US EPA
Kanzerogene Stoffe			
unit risk	Zusätzliches Krebsrisiko (Inhalation)		US EPA
potency factor	Zusätzliches Krebsrisiko (Ingestion)		US EPA

- Kinderspielflächen: Ortsüblich zum Spielen genutzte Aufenthaltsbereiche für Kinder, d.h. sowohl bestimmungsgemäß als auch tatsächlich zum Spielen genutzte Flächen.
- Wohngebiete: Wohngebiete einschließlich der zugehörigen Haus- und Kleingärten. Hier geht es wiederum um die tatsächliche Nutzung, so dass auch Wohngebiete als solche zählen, wenn sie nicht laut Baunutzungsverordnung festgesetzt sind.
- Park- und Freizeitanlagen: Hierbei handelt es sich um Anlagen für soziale, gesundheitliche und sportliche Zwecke wie öffentliche und private Grünanlagen sowie weitere unbefestigte Flächen, die regelmäßig (vor allem bezogen auf spielende Kinder) zugänglich sind.
- Industrie- und Gewerbegrundstücke: Unbefestigte Flächen von Arbeits- und Produktionsstätten, die während der Arbeitszeit genutzt werden.

Im Rahmen des Belastungspfades Boden-Pflanze berücksichtigt die BBODSCHV (1999) wie bereits erwähnt die Schutzgüter „Menschliche Gesundheit“, „Verwert-/Vermarktbarkeit von Nahrungspflanzen“, „Verwert-/Vermarktbarkeit von Futterpflanzen“ und „Pflanzliche Gesundheit“. Hierbei wird nach den Nutzungen Ackerbau, Gartenbau, Nutzgarten sowie Grünland unterschieden, wobei die die ersten drei nach einheitlichen Prüf- und Maßnahmenwerten beurteilt werden (BMU 1999: 65). Ausführliche Darstellungen zu diesem Pfad geben LABO (1998), DELSCHEN & KÖNIG (1998) sowie LUA-BB (2003).

Weitere relevante Rechtsbereiche sind das nationale Lebensmittel- und Futtermittelrecht (FMG, FuMiV) und zusätzlich die relevanten EU-Verordnungen (z.B. Kontaminantenverordnung). Für Schadstoffe in Lebensmitteln, zu denen auch die selbstangebauten Gemüseprodukte

zählen, können orientierende Aussagen mittels der von der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) herausgegebenen Lebensmittelrichtwerte erfolgen (BGVV 1997). Trotz ihres Rückzuges (BGVV 2000) bieten diese gerade für nicht regulatorisch abgedeckte Stoffe Anhaltspunkte für Pflanzenkonzentrationen.

Tab. 5-9 zeigt die Zuordnung der durch die BBodSchV definierten Nutzungs- und Schutzgutkategorien zu den in Zusammenarbeit mit Teilprojekt 1 entwickelten Nutzungskategorien der für das Projektgebiet durch Teilprojekt 1 bearbeiteten Luftbilddauswertung.

5.4.5.3 Bewertungsverfahren für den Rezeptor Mensch

Im Folgenden werden die Details des Bewertungsverfahrens für die Schadstoffrisiken des Rezeptors Mensch ausführlicher erläutert, da sie eine zentrale Komponente der Operationalisierung der Analyse- und Bewertungsmethodik für das Untersuchungsgebiet darstellen.

Basis für die Risikocharakterisierung sind (1.) die mittels des Expositionsmodelles errechneten stoff- und expositionspfadspezifischen resorbierten Dosisraten $D_{\text{Expositions Pfad}} [\mu\text{g kg}^{-1} \text{ Körpergewicht d}^{-1}]$ und (2.) toxikologisch begründete Referenzwerte.

Die hier durchgeführte Berechnung der inneren Exposition basierend auf resorbierten Aufnahmearten hat folgende Vorteile (HASSAUER et al. 1993: 23):

- Berücksichtigung der Resorptionsunterschiede zwischen verschiedenen Untersuchungsgruppen, z.B. erhöhte Bleiaufnahme bei Kindern und Jugendlichen.
- Möglichkeit von Pfad zu Pfad-Vergleichen, die alleine über die zugeführten Dosen nicht möglich wären. So

Tab. 5-9 Zuordnung von Nutzungskategorien der BBodSchV zu Nutzungskategorien der Luftbildauswertung

Nutzungs- und Schutzgutkategorien der BBodSchV	Schlüssel	Nutzungskategorien der Luftbildauswertung
Pflanzenqualität		
Ackerbau/Nutzgarten	11	Ackerflächen
Ackerbau/Nutzgarten	63422	Hausgärten, sonstiger Garten
Ackerbau/Nutzgarten	63423	Kleingärten
Grünlandfläche	13	Grünland
Grünlandfläche	131	Weiden
Grünlandfläche	132	Mahdwiesen
Menschliche Gesundheit		
Kinderspielfläche	213	Kindergarten
Kinderspielfläche	6323	Spielplatz
Park- und Freizeitanlage	631	Städtische Grünfläche
Park- und Freizeitanlage	632	Sport- und Freizeitanlagen
Park- und Freizeitanlage	6311	Park
Park- und Freizeitanlage	6321	Sportplatz
Wohngebiet	215	Wohnbebauung
Wohngebiet	2151	Zeilenbebauung (Plattenbauten)
Wohngebiet	2152	Großformbebauung
Wohngebiet	2153	Innenstadtbebauung
Wohngebiet	2154	geschlossenen Blockbebauung
Wohngebiet	2155	alter Ortskern mit dörflicher Bebauung
Wohngebiet	2156	Blockrandbebauung
Wohngebiet	2157	Einfamilienhausbebauung
Wohngebiet	2158	Mehrfamilienhausbebauung
Wohngebiet	6342	Hausgärten
Wohngebiet	63421	Hausgärten, Vorgarten
Wohngebiet	63422	Hausgärten, sonstiger Garten

hat Cadmium bei oraler Aufnahme eine 5%ige Verfügbarkeit, inhalativ aufgenommen beträgt sie 100%.

- Berechnung der Gesamtkörperdosis aus einzelnen Aufnahmepfaden ist nur unter Berücksichtigung der pfad-spezifischen Resorptionsrate möglich.

Die gesamte Belastung über einen der Aufnahmepfade oral, inhalativ bzw. dermal $D_{\text{Aufnahmepfad}}$ lässt sich durch Addition der resorbierten Dosen der einzelnen Expositionspfade ermitteln (siehe Gleichung 4).

$$D_{\text{oral}} = D_{\text{oral, Boden}} + D_{\text{oral, Hausstaub}} + D_{\text{oral, Pflanze}} \quad \text{Gleichung 4}$$

Bei systemisch wirkenden Substanzen ohne lokale Wirkendpunkte bzw. mit gleichen Wirkendpunkten kann durch Summation der Dosen der Aufnahmepfade die Gesamtkörperdosisrate nach Gleichung 5 ermittelt werden.

$$D = D_{\text{oral}} + D_{\text{inhalativ}} + D_{\text{dermal}} \quad \text{Gleichung 5}$$

Als toxikologische Vergleichswerte gelangen die vom Umweltbundesamt herausgegebenen tolerierbaren resorbierten Dosen (TRD) nach HASSAUER et al. (1993) bzw. deren Fortschreibung in EIKMANN et al. (2007) zur Anwendung. Die TRD-Werte bilden sowohl die Grundlage zur Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV (1999) (BACHMANN et al. 1997, BMU 1999) als auch die Basis für Gefährdungsabschätzungen im Rahmen der sogenannten Detailuntersuchung (SLUG 2004: 74ff, SLUG 2005: 43ff).

Das Konzept toxikologisch tolerierbarer Dosen lehnt sich an das ADI-Konzept der WHO bzw. das RfD-Verfahren der US EPA an und ist international anerkannt. Unter dem ADI-Wert (Acceptable Daily Intake) versteht man die Menge eines Stoffes, welche ein Verbraucher ohne erkennbares Risiko auch bei lebenslanger Belastung täglich zu sich nehmen kann (MEKEL et al. 2004:

Tab. 5-10 Sicherheitsfaktoren zur Ableitung der TRD-Werte (KONIETZKA & DIETER 1998: 14)

Sicherheitsfaktor	Wert	Zweck	Art der Unsicherheit
SF _a	10	Zur Abschätzung eines chronischen NOAEL durch Hochrechnung von subchronischer auf chronische Expositionsdauer (entfällt bei Vorliegen bewertbarer chronischer experimenteller oder epidemiologischer Untersuchungen)	Unterschied zwischen Lang- und Kurzzeitbelastung bei Mensch oder Versuchstier
SF _b	2–10	Zur Abschätzung eines NOAEL _{TV} aus einem experimentellen LOAEL _{TV} (entfällt bei Vorliegen bewertbarer [sub]chronischer epidemiologischer Daten) mit Hilfe der Konvention $NOAEL_{TV} = LOAEL_{TV} : SF_b$ oder: zur Abschätzung eines NOAEL _E aus einem epidemiologisch ermittelten LOAEL _E mit Hilfe der Konvention $NOAEL_E = LOAEL_E : SF_b$ (entfällt bei bekanntem NOAEL _E oder LOAEL _E oder NOAEL _E) oder: zur Abschätzung eines NOAEL _E aus einem LOAEL _E mit Hilfe der Konvention $NOAEL_E = LOAEL_E : SF_b$ (entfällt bei bekanntem NOAEL _E)	Steilheit der Dosis-Wirkungskurve bei Mensch und/oder Versuchstier
SF _c	10	zur Überbrückung der zwischenartlichen Varianz zwischen Mensch und Versuchstier mit Hilfe der Konvention $LOAEL_E = LOAEL_{TV} : SF_c$ bzw. $NOAEL_E = NOAEL_{TV} : SF_c$ (entfällt bei Vorliegen bewertbarer [sub]chronischer epidemiologischer Daten)	Zwischenartliche Varianz zwischen Mensch und Versuchstier
SF _d	10	zur Überbrückung der innerartlichen Varianz beim Menschen, falls der NOAEL _E ersatzweise aus einem Tierversuch abgeleitet wurde mit Hilfe der Konvention $NOAEL_E = NOAEL_{TV} : SF_d$	Innerartliche Varianzen beim Menschen
	oder:	1–10 zur Abdeckung der innerartlichen Varianz beim Menschen, falls der NOAEL _E epidemiologisch ermittelt wurde mit Hilfe der Konvention $NOAEL_E = NOAEL_E : SF_d$ (entfällt bei bekanntem LOAEL _E oder NOAEL _E)	

11). Ähnlich ist die Definition des RfD-Wertes als: „*an estimate (with uncertainty spanning perhaps an order of magnitude) of a daily oral exposure to the human population (including sensitive subgroups) that is likely to be without appreciable risk of deleterious effects during a lifetime*“ (US-EPA 2002: 4/4).

Basis zur Ableitung der TRD Werte sind (1.) toxikologische Untersuchungen an Menschen (epidemiologische Studien) die beruflich oder aufgrund von Umweltbedingungen bzw. Lebensgewohnheiten dem entsprechenden Stoff exponiert waren sowie (2.) tierexperimentelle Studien in denen eine kontrollierte Exposition erfolgte. Gerade für Schwermetalle besteht eine breite epidemiologische Datenbasis. Üblicherweise werden als gesuchte Werte die Dosen ermittelt bei denen keine adversen Effekte mehr (NOAEL) bzw. erste adverse Effekte beobachtbar sind (LOAEL). Als adverse Effekte gelten nach HASSAUER et al. (1993: 17):

- histopathologisch bzw. klinisch erfassbare Veränderungen
- Körpergewichtsreduktionen (>10%)
- enzymatische Veränderungen als Indikatoren für pathologische Prozesse

- Verhaltensänderungen und neurophysiologisch erfassbare Abweichungen

Nach WHO (1994) sind adverse Effekte „*change in morphology, physiology, growth, development or life span of an organism which results in impairment of functional capacity or impairment of capacity to compensate for additional stress or increase in susceptibility to the harmful effects of other environmental influences.*“

Als untere Wirkschwelle kann das No-Observed-Adverse-Effect-Level (NOAEL) gesehen werden, welches von GAO (2001: 226) wie folgt beschrieben wird: „*The highest dose at which there is no statistically or biologically significant increase in the frequency of an adverse effect when compared with a control group.*“ Hieraus wird deutlich, dass keinerlei Aussagen zur schwere der Effekte getroffen werden, sondern nur die Häufigkeit des Auftretens solcher Effekte relevant ist.

Die Schwelle mit ersten beobachtbaren Wirkungen, welche üblicherweise in toxikologischen Studien ermittelt wird, ist das Lowest-Observed-Adverse-Effect-Level (LOAEL), das GAO (2001: 225) definiert als „*The lowest exposure at which there is a statistically or biolo-*

gically significant increase in the frequency of an adverse effect when compared with a control group”.

Die TRD-Werte werden auch als Orientierungswerte bezeichnet und sind einem NOAEL für empfindliche Personengruppen (NOAELe) gleichzusetzen (vgl. MATHEWS et al. 1998: 162). HASSAUER et al. (1993: 2) geben folgende Definition dieser Orientierungswerte:

„Orientierungswerte sind Gesamtkörperdosen eines Gefahrstoffes, bei denen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit bei Einzelstoffbetrachtung nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis keine nachteiligen Effekte auf die Gesundheit erwartet werden bzw. bei denen nur ein geringes Risiko für Erkrankungen angenommen wird. Kombinationswirkungen wurden dabei nicht berücksichtigt.“

Um die Unsicherheiten bei der Ableitung der TRD Werte aus der toxikologischen Datenbasis zu berücksichtigen, werden die in Tab. 5-10 dargestellten Sicherheitsfaktoren SFa-d angewendet. Eine ausführliche Darstellung des theoretischen Hintergrundes der Bewertung von Stoffen mittels Sicherheitsfaktoren findet sich bei HASSAUER et al. (1993: 35–57).

Für die Charakterisierung der aufgenommenen Dosis wird der Quotient (Risikoindex RI) aus der Schadstoffaufnahme und der toxikologisch tolerierbaren Dosisrate (TRD) gebildet (siehe Gleichung 6). Bei einem liegt kein Gesundheitsrisiko vor, bei einem ist solch ein Risiko nicht auszuschließen .

$$RI = \frac{D}{TRD} \quad \text{Gleichung 6}$$

Um eine Bewertung bzw. Abschätzung der Risikohöhe zu ermöglichen, gelangt das Verfahren von KONIETZKA & DIETER (1998) zur Anwendung. Hierbei werden aus den (Un)Sicherheitsfaktoren zur Ableitung der TRD-Werte Gefahrenfaktoren ermittelt, welche die entsprechenden Unsicherheiten widerspiegeln und als Steigung der Bewertungsfunktion den Risiko- bzw. Gefahrenwert bestimmen.

Risiko- und Gefahrenbegriff sind hier im juristischen Sinne zu verstehen, da die Ableitung der TRD-Werte und die Ermittlung der Gefahrenwerte für die regulatorische Festsetzung von medienbezogenen Prüf- und Maßnahmenwerten erfolgen (vgl. BACHMANN et al. 1997, BMU 1999). Als Risiko wird deshalb in diesem Zusammenhang die bloße Möglichkeit einer Schädigung angesehen. Risiken sind somit allgegenwärtig und nur vage fassbar. Um eine juristisch belastbare Handlungsanweisung abzuleiten, z.B. Gefahrenabwehr auf Basis des allgemeinen Ordnungsrechtes, ist eine Konkretisierung des Risikos im Sinne einer Gefahr nötig. Gefahr meint hierbei die *„hinreichende Wahrscheinlichkeit eines Schaden-*

eintrittes“ (OERDER et al. 1999: 31) gegenüber der reinen Möglichkeit.

Die Ermittlung des Gefahrenwertes nach KONIETZKA & DIETER (1998) für nicht kanzerogene Stoffe erfolgt bei einem Risikoindex RI > 1 nach Gleichung 7. Ist der RI ≥ 1, dann kommt Gleichung 8 zur Anwendung.

$$GW = \frac{9 \cdot (RI - 1)}{GF - 1} + 1 \quad \text{für } RI > 1 \quad \text{Gleichung 7}$$

$$GW = RI \quad \text{für } RI \geq 1 \quad \text{Gleichung 8}$$

Für krebserzeugende Stoffe werden andere Funktionen genutzt. Als krebserzeugende Stoffe gelten die als bekannte Kanzerogene bzw. als solche eingestuft Stoffe, beispielsweise Stoffe der Kanzerogenitätskategorien 1 und 2 des Anhanges 1 der GefStoffV (2004), entsprechend RL 67/548/EWG, Anhang I „Liste der gefährlichen Stoffe“ und Anhang IV mit den Einstufungskriterien. Ergänzend finden sich in den TRGS 905 (2005) zusätzliche Stoffe, die in Anhang I RL 67/548/EWG nicht aufgeführt sind oder vom Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) abweichend eingestuft wurden. Ferner finden sich Hinweise in den MAK-Werten der DFG-Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (GREIM 1998, DFG 2006). Die Berechnung des Gefahrenwertes erfolgt auch bei Kanzerogenen getrennt für Risikoindizes nach Gleichung 9; Gefahrenwerte für Risikoindizes werden nach Gleichung 10 und Tab. 5-11 ermittelt.

$$GW = \frac{9 \cdot (RI - 1)}{4} + 1 \quad \text{für } RI > 1 \quad \text{Gleichung 9}$$

$$GW = RI \quad \text{für } RI \geq 1 \quad \text{Gleichung 10}$$

Bei der Beurteilung von Risiken bzw. Gefahren durch Mehrstoffbelastungen ist zur Ermittlung eines Gesamtrisikos eine Addition der Gefahrenwerte bei gleichen Wirkendpunkten der Stoffe (siehe Tab. 5-12) möglich (STUBENRAUCH et al. 1997: 387). Bei unterschiedlichen toxikologischen Endpunkten muss jeweils ein separater Gefahrenwert pro Stoff und Aufnahmepfad (falls sich auch hier die Endpunkte unterscheiden) angegeben werden. Abweichend hiervon haben z.B. HOUGH (2002) und HOUGH et al. (2004: 218f) bereits bei der Integration der Risikoindizes unterschiedlicher Stoffe diese zu einem Gesamtrisikoindex HI (Hazard Index) aufaddiert.

Tab. 5-11 Berechnung des Gefahrenfaktors (KONIETZKA & DIETER 1998: 19f)

Datengrundlage für TRD-Ableitung	Berechnung GF	
LOAEL _e	$GF = \sqrt{SF_b \cdot SF_d}$	Gleichung 11
NOAEL _e	$GF = \sqrt{SF_d}$	Gleichung 12
LOAEL _e	$GF = SF_b$	Gleichung 13
NOAEL _{TV} oder LOAEL _{TV} keine Kenntnisse über Steilheit der Dosis-Wirkungskurve Tier-Mensch	$GF = \sqrt{SF_c \cdot SF_d}$	Gleichung 14
LOAEL _{TV} gleiche Steilheit der Dosis- Wirkungskurve Tier-Mensch	$GF = \sqrt{SF_b \cdot SF_c \cdot SF_d}$	Gleichung 15
Kanzerogene Stoffe	5	

Um den Nutzern in der Praxis einen schnellen Überblick zu gewährleisten, wurde ein Ansatz entwickelt, der auf einem kumulierten Gefahrenwert basiert und diesen in einer singulären Karte visualisiert. Hierzu erfolgte eine integrative und aggregierte Darstellung anhand des maximalen Gefahrenwertes über alle Stoffe, so dass schnell Gefahrenzonen bzw. Risikogebiete erkannt werden können.

Zusammenfassend zeigt Abb. 5-9 die einzelnen Ablaufschritte für die Operationalisierung der Risikoanalyse und -bewertungsmethodik.

5.4.6 Berücksichtigung von Unsicherheiten

Da das Thema Unsicherheit sowohl hinsichtlich der wissenschaftlichen Bearbeitung des Projektes als auch im Rahmen der Risikokommunikation mit den Akteuren der Praxis von großer Relevanz ist, wurden Möglichkeiten zum Umgang mit Unsicherheit in Bezug auf die entwi-

ckelte Methodik untersucht. Vor diesem Hintergrund wurde an der Implementierung von probabilistischen Verfahren zur Expositionsanalyse gearbeitet. Ein Beispiel zeigt Abb. 5-10. Durch die aktuelle Veröffentlichung der RefXP-Datenbank (BUBENHEIM et al. 2007) ergibt sich die Möglichkeit, solche Monte-Carlo-Analysen basierend auf Verteilungsfunktionen für expositionsrelevante Parameter der deutschen Bevölkerung durchzuführen. Die Bearbeitung verspricht sowohl einen besseren Transport der Ergebnisse im Rahmen der Risikokommunikation (Transparente Variabilitäten, Konfidenzintervalle) als auch relevante wissenschaftliche Ergebnisse, da nach ÖBERG & BERGBÄCK (2005) hinsichtlich der Anwendung solcher Methoden in Europa noch deutliche Defizite bestehen. Eine ausführliche Darstellung zum gesamten Komplex Unsicherheiten bei der vorliegenden Operationalisierung der Risikoanalyse und -bewertungsmethodik findet sich in SAUER (2009).

Tab. 5-12 Toxikologische Endpunkte ausgewählter (Schwer-)Metalle (zusammengestellt aus HAS-SAUER et al. 1993 und EIKMANN et al. 2007)

Stoff	Toxikologische Endpunkte		Kanzerogenität GefStoffV/EU	
	oral	inhalativ	oral	inhalativ
Arsen	Dermale Effekte	Neurotoxizität	1	1
Blei	Neurotoxizität	Neurotoxizität	–	–
Cadmium	Nephrotoxizität	Nephrotoxizität	–	2
Quecksilber	Immunotoxizität	Neurotoxizität	–	–
Zink	Hämatotoxizität	Respirationstoxizität	–	–

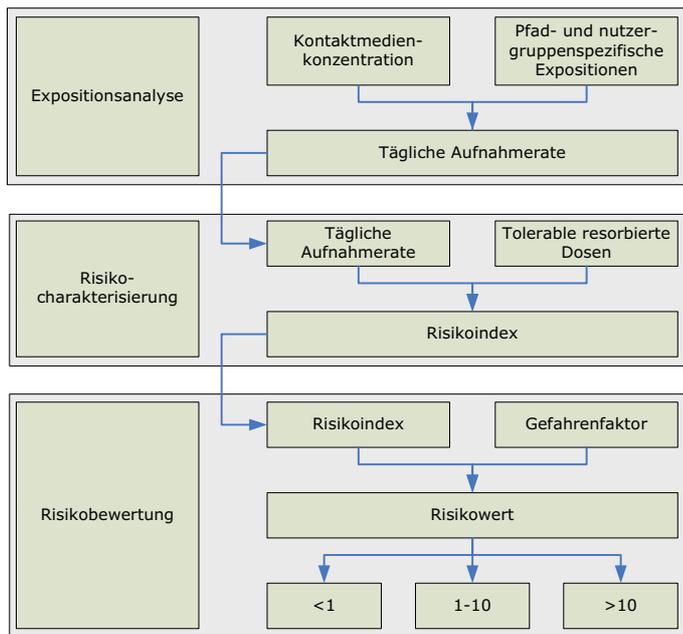


Abb. 5-9 Generelles Ablaufschema der Risikoanalyse- und -bewertungsmethodik

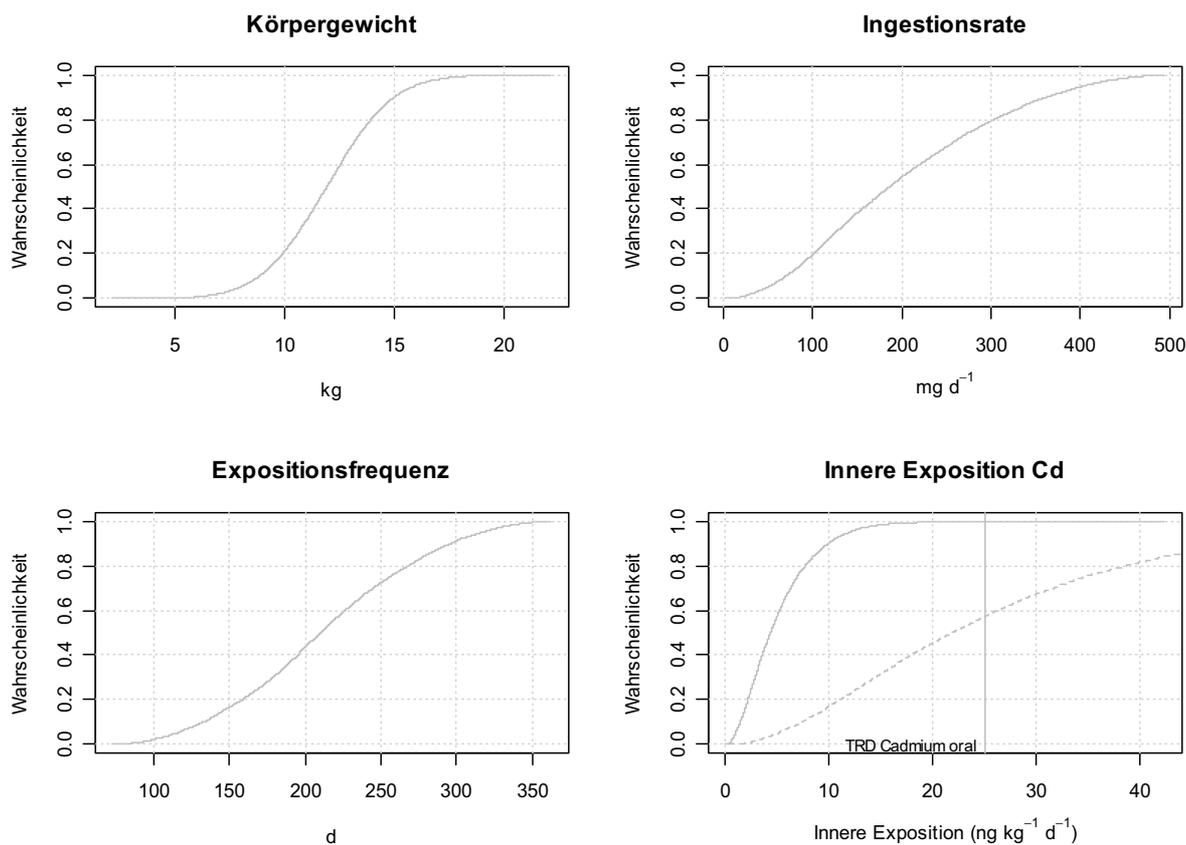


Abb. 5-10 Probabilistische Expositionsrechnung am Beispiel der inneren oralen Cadmiumexposition für die Altersgruppe 1–3 Jahre. Durchgezogene Linie: Bodenkonzentration 10 mg kg^{-1} TM, gestrichelte Linie: 50 mg kg^{-1} TM. Daten aus AGLMB (1995)

5.5 Ergebnisse der Analyse- und Bewertungsmethodik

Axel Sauer

Zur Interpretation der Ergebnisse der Analyse- und Bewertungsmethodik sind die folgenden Ausgangs- bzw. Randannahmen innerhalb der einzelnen Analyse-schritte zu berücksichtigen.

Die Schwermetalle in den Flusssedimenten sind überwiegend an die Feinfraktion gebunden (z.B. LÖSER et al. 2001) und können, bezogen auf ihre Persistenz, als homogene Gruppe behandelt werden. Die Daten der Beprobung von 1992/93 werden daher als noch aktuell angesehen und keine stoffspezifischen Umwandlungsprozesse berücksichtigt. Im Zuge der Expositionsanalyse erfolgt eine stoffbezogene Differenzierung nach Resorptivität und Mobilität. Diese sind gerade bei Schwermetallen stark durch Bodeneigenschaften wie pH, Textur und organische Substanz beeinflusst (RENGER & MEKIFFER 1998: 14). Im Rahmen der Risikoabschätzung und -bewertung ist weiter zu differenzieren hinsichtlich der Toxizitätsparameter und den diesen zugrunde liegenden Daten (u.a. zur Bestimmung von Sicherheitsfaktoren).

Die Ermittlung des zusätzlichen Risikos durch ein Hochwasserereignis erfolgt basierend auf den Ergebnissen der Stofftransportmodellierung durch Teilprojekt 4. Die Ergebnisparameter der Stofftransportmodellierung sind die Mächtigkeit des abgelagerten Sedimentes (Evolution) h_{Sediment} [m] sowie die Stoffkonzentration im Sediment C_{Sediment} [kg kg⁻¹] bezogen auf eine Sedimentationsfläche $A_{\text{Sedimentation}}$ [m²]. Für das Sediment wurde von Teilprojekt 4 als Dichte ρ_{Sediment} 1600 kg m⁻³ festgelegt, für den Boden wurde generell eine Dichte ρ_{Boden} von 1400 kg m⁻³ angenommen. Da das Sediment nach der Ablagerung je nach Flächennutzung entfernt, eingearbeitet oder unverändert an Ort und Stelle verbleibt, werden die folgenden Annahmen getroffen: Bei versiegelten Flächen wird grundsätzlich von einer Entfernung des abgelagerten Materials ausgegangen. Auf Ackerflächen wird von einer Einarbeitung des abgelagerten Sedimentes über eine Tiefe von 30 cm ausgegangen und die sich daraus ergebende Bodenkonzentration berechnet. Für Hausgärten beträgt die Mächtigkeit der Durchmischungsschicht 10 cm. Einen ähnlichen Ansatz haben auch SEDMAN et al. (1994) zur Ermittlung der Bodenbelastung durch Schwermetalle aus Abgasen von Sondermüllverbrennungsanlagen verfolgt sowie STUYT et al. (2003: 52) für schadstoffbelastete Hochwassersedimente.

Die Berechnung der Sedimentmasse m_{Sediment} [kg] zeigt Gleichung 16.

$$m_{\text{Sediment}} = h_{\text{Sediment}} \cdot A_{\text{Sedimentation}} \cdot \rho_{\text{Sediment}}$$

Gleichung 16

Die Bodenmasse m_{Boden} [kg] im Durchmischungsbereich kann analog zu Gleichung 16 berechnet werden, wobei

hier h_{Boden} [m] der Mächtigkeit der zu durchmischenden Bodenschicht entspricht. Die Stoffkonzentration im Sediment resp. Boden ist die Stoffmasse dividiert durch die Sedimentmasse. Die neue Stoffkonzentration in der Mischung C_{Mischung} [kg kg⁻¹] lässt sich zusammenfassend wie folgt berechnen:

$$C_{\text{Mischung}} = \frac{m_{\text{Stoff,Sediment}} + m_{\text{Stoff,Boden}}}{m_{\text{Sediment}} + m_{\text{Boden}}} = \frac{(h_{\text{Sediment}} \cdot \rho_{\text{Sediment}} \cdot C_{\text{Sediment}}) + (h_{\text{Boden}} \cdot \rho_{\text{Boden}} \cdot C_{\text{Boden}})}{(h_{\text{Sediment}} \cdot \rho_{\text{Sediment}}) + (h_{\text{Boden}} \cdot \rho_{\text{Boden}})}$$

Gleichung 17

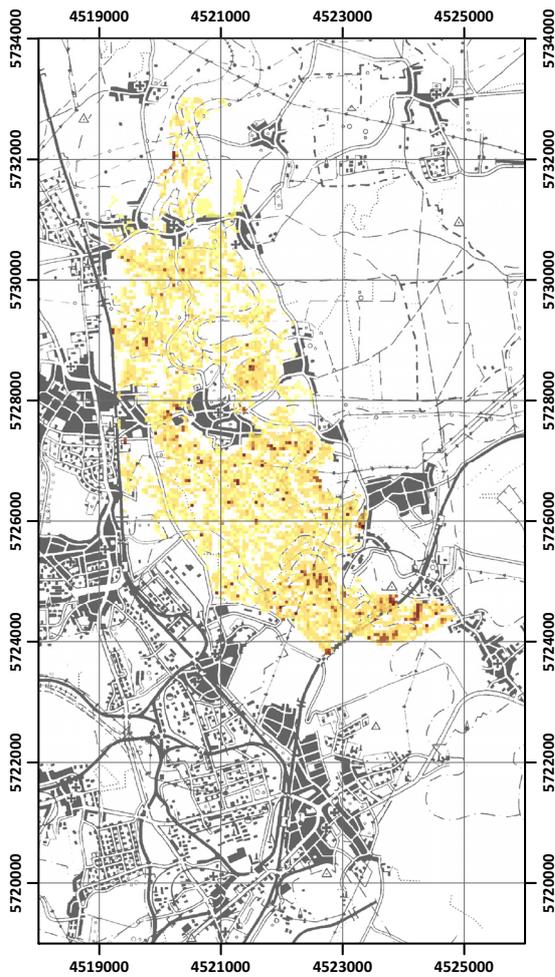
Die einmalig nach der Überflutung anhaftenden Partikel an Nahrungsplanzen aus Hausgärten werden – bei ausschließlicher Betrachtung von Schwermetallen – als abwaschbar angesehen. Für Wiesen und Weidenutzungen wird dauerhaft von einem Verschmutzungsfaktor von 10% ausgegangen, d.h. 10% Boden- bzw. Sedimentanhaftung am Grünlandaufwuchs verursacht u.a. durch Splash, Viehtritt, etc (siehe hierzu auch ELSÄBER 2004).

Der mögliche Übergang von organischen Schadstoffen in die Pflanze wird hier nicht weiterbetrachtet, eine Analyse dieses Pfades findet sich in SAUER (2009).

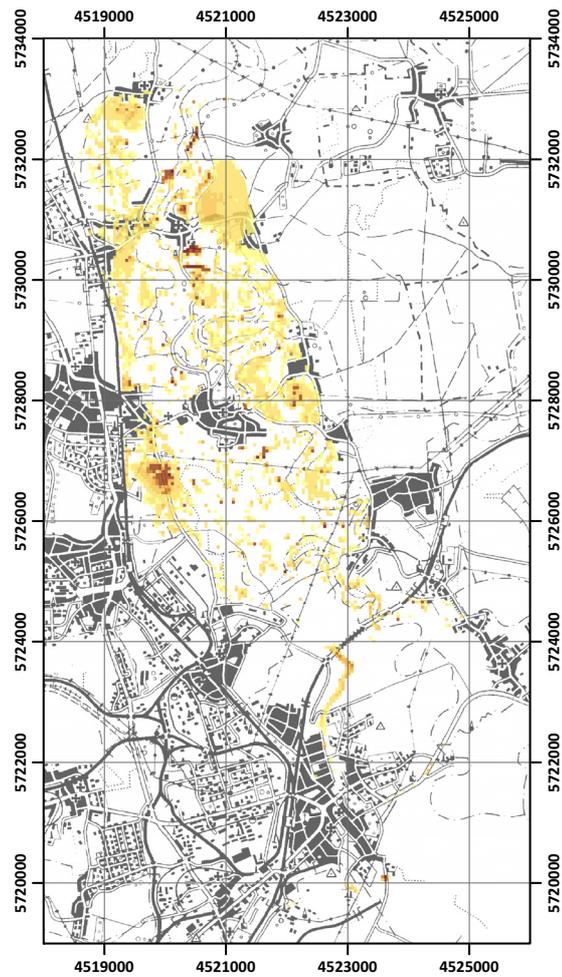
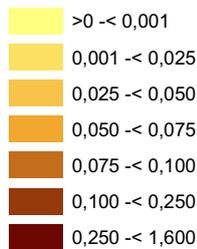
5.5.1 Bodenkonzentrationen nach Hochwasserereignissen

Der Ansatz zur Ableitung der neuen Bodenkonzentrationen nach einem Hochwasser wurde bereits oben erläutert. Hier werden die Ergebnisse in Form von Karten der gesamten Stoffkonzentrationen nach einem HQ 500 vorgestellt (Gesamtrisiken). Durch die Wahl eines Extremereignisses markieren die Ergebnisse zweifellos nahezu einen „worst case“. Zur generellen Identifizierung von Problembereichen erscheint dieses Vorgehen gerechtfertigt.

Eine der Eingangsgrößen zur Ableitung der resultierenden Bodenkonzentrationen ist die Mächtigkeit des abgelagerten Sedimentes, welche Abb. 5-11 für die hydraulischen Szenarien HQ 10 (HW 2002) sowie HQ 100 und Abb. 5-12 für ein HQ 200 sowie ein HQ 500 zeigt. Die Sedimentationsmuster für die Szenarien HQ 100 bis HQ 500 gleichen sich stark, bedingt durch ähnliche Hydrographen als Eingangsgröße für die hydraulische Modellierung und die daran gekoppelte Sedimentationsdynamik. Hohe Ablagerungsmächtigkeiten von bis zu 0,5 m finden sich am westlichen Rand des Untersuchungsgebietes in Höhe der Siedlung Steinfurth, südöstlich von Jeßnitz und südlich von Altjeßnitz sowie südlich von Raguhn und zwischen Raguhn und Priorau. Eine ausgeprägte flächenhafte Sedimentation lässt sich großräumig



Ablagerungsmächtigkeiten [m] Szenario HQ10



Ablagerungsmächtigkeiten [m] Szenario HQ100 + Polder

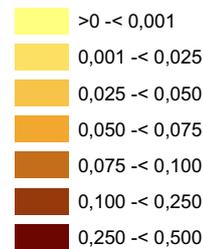


Abb. 5-11 Karten der modellierten Ablagerungsmächtigkeiten [m] für ein HQ 10 (HW 2002) und HQ 100 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.

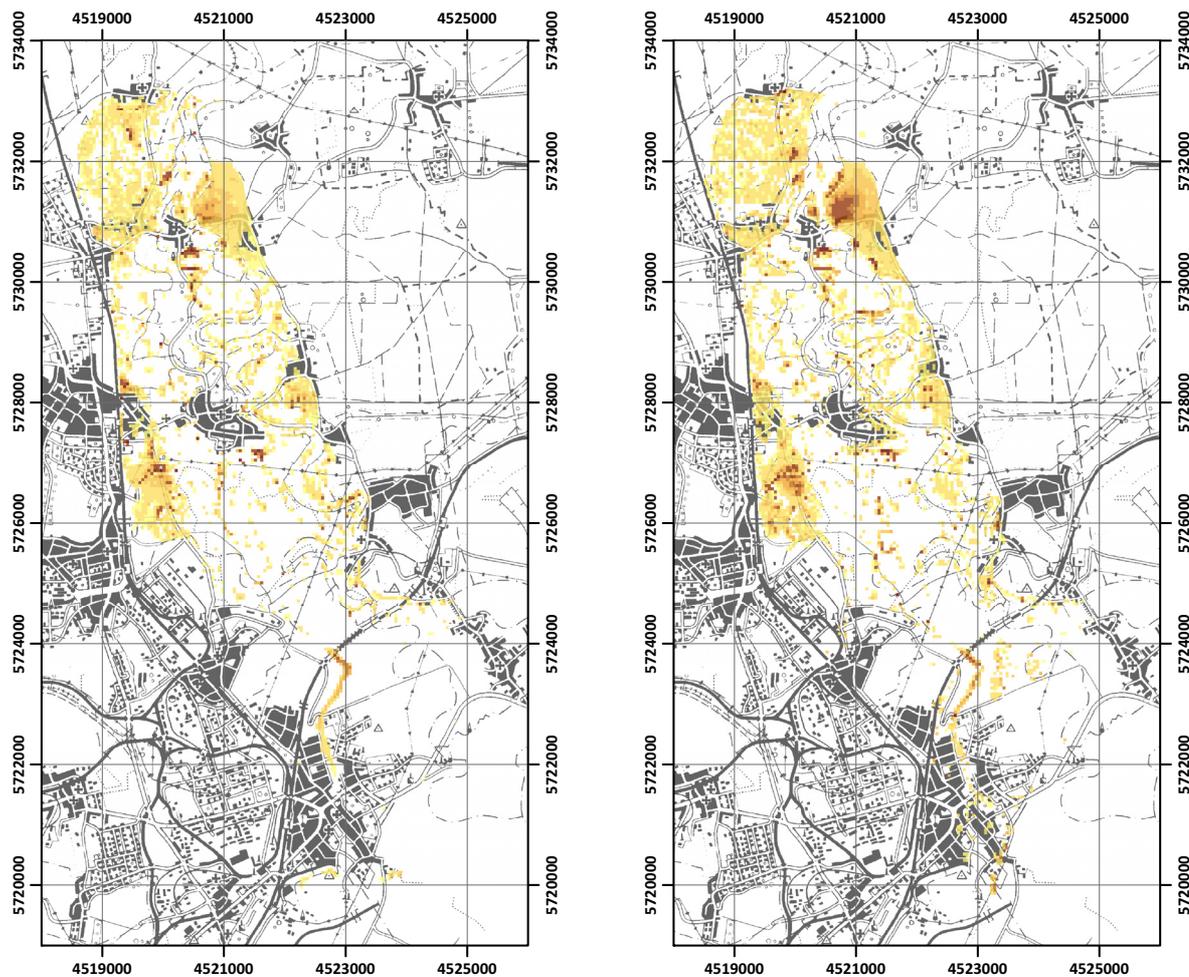
im Bereich Kleckewitz am nordöstlichen Rand des Untersuchungsgebietes sowie im westlichen Ortsgebiet von Raguhn und nördlich anschließend bis Priorau erkennen.

Aufgrund der sich deutlich unterscheidenden Abflussdynamik des HQ 10, das auf dem Hochwasserereignis 2006 basiert, findet sich hier ein völlig anderes Muster der Sedimentation mit diffusen Ablagerungen im Subdezimeterbereich und einigen eng begrenzten Flecken mit Ablagerungsmächtigkeiten von mehreren Dezimetern.

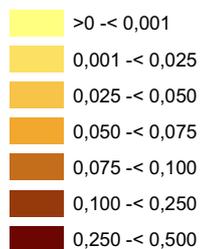
Die Karten in Abb. 5-13 und Abb. 5-14 zeigen die Bodenkonzentration die durch geostatistische Interpolat-

tion mittels Ordinary Kriging aus Punktdaten der Beprobungskampagne in den Jahren 1992 und 1993 abgeleitet wurden. Die Arsenkonzentrationen bewegen sich zwischen 25 und knapp 200 mg kg⁻¹ TS mit Schwerpunkt in der Mulde nördlich von Bitterfeld. Cadmium ist relativ gleichmässig verteilt mit einem leichten West-Ost-Gradienten und Konzentrationen von 0 bis 6 mg kg⁻¹ TS (siehe Abb. 5-13).

Die Konzentrationen von Quecksilber zeigen deutliche lokale Schwerpunkte mit Werten von bis zu 25 mg kg⁻¹ TS. Blei hingegen ist diffus verteilt mit Konzentrationsmaxima von mehr als 300 mg kg⁻¹ TS nördlich von Bitterfeld und südlich von Priorau (siehe Abb. 5-14).



Ablagerungsmächtigkeiten [m] Szenario HQ200 + Polder



Ablagerungsmächtigkeiten [m] Szenario HQ500 + Polder

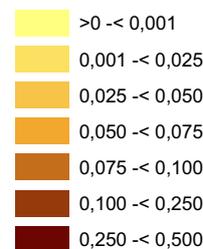


Abb. 5-12 Karten der modellierten Ablagerungsmächtigkeiten [m] für ein HQ 200 und HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

Die Arsenkonzentrationen nach einem HQ 500 in Abb. 5-15 zeigen eine deutliche Erhöhung mit Werten zwischen 100 und 200 mg kg⁻¹ TS in den Randbereichen der Mulde zwischen Wolfen und Bobbau sowie großflächig zwischen Raguhn und Priorau. Das Verteilungsmuster für Cadmium ist ähnlich. Auch hier kommt es zu starken Anreicherungen in den genannten Bereichen mit Zunahmen der Konzentrationen von 2 auf 12 mg kg⁻¹ TS.

Die Verteilung der Quecksilberkonzentrationen zeigt keine deutliche Veränderung gegenüber den interpolierten Konzentrationen vor einem HQ 500. Teilweise lassen sich Rückgänge der Konzentration erkennen, wie sie

durch die Ablagerung geringer belasteten Sedimentes verursacht werden. Nordöstlich von Wolfen findet sich ein vormals unbelasteter Bereich in dem nun Konzentrationen von bis zu 5 mg kg⁻¹ TS erkennbar sind (siehe Abb. 5-16).

Das Muster der Bleikonzentrationen ähnelt dem von Arsen und Cadmium mit deutlichen Konzentrationserhöhungen nordöstlich von Wolfen und zwischen Raguhn und Priorau. Im gesamten Überschwemmungsbereich zeigen sich einzelne lokale Belastungsherde mit Werten über 300 mg kg⁻¹ TS.

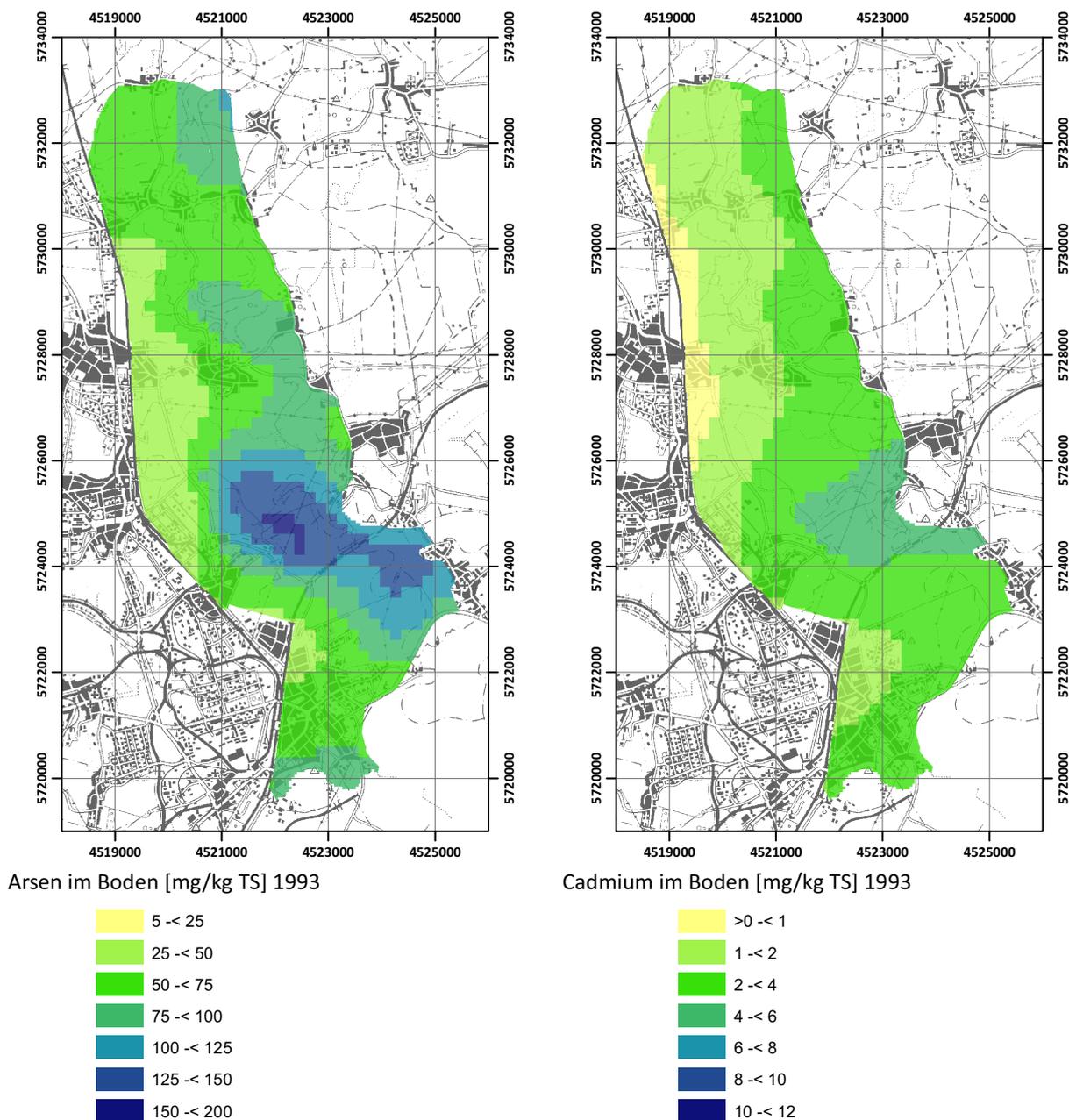


Abb. 5-13 Karten der interpolierten Bodenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg^{-1} TS] bezogen auf die Beprobung 1993

5.5.2 Rezeptor Nutzpflanze: Landwirtschaft und Eigenanbau

Abb. 5-3 zeigt die flächenhafte Dominanz der Betroffenheit des Sektors Landwirtschaft mit einem Anteil von rund der Hälfte des gesamten Überschwemmungsbereiches. Hier können großflächig Risiken für die Verwert- und Vermarktbarkeit der angebauten Nahrungs- und Futtermittel entstehen. Mit 35% Flächenanteil dominieren die Ackerflächen, gefolgt von Grünland mit rund 15%. Auch im Bereich des privaten Anbaus von Nutzpflanzen zum Eigenverzehr sind nennenswerte Flächenanteile betroffen. So machen Haus- und Kleingärten etwa 7% der gesamten Überschwemmungsflächen aus.

Die Ergebnisse der Ableitung von Pflanzenkonzentrationen basierend auf den Bodenkonzentrationen nach einem HQ 500 werden in den folgenden Abschnitten vorgestellt.

5.5.2.1 Ackerbau

Für den Bereich der Ackerflächen werden hier die Konzentrationen im Weizenkorn dargestellt, wie sie mittels der Transfermodelle von KNOCHE (1999) abgeleitet wurden.

Eine Einordnung der Arsengehalte bezogen auf eine Vermarktung des Weizens als Lebensmittel ist mangels

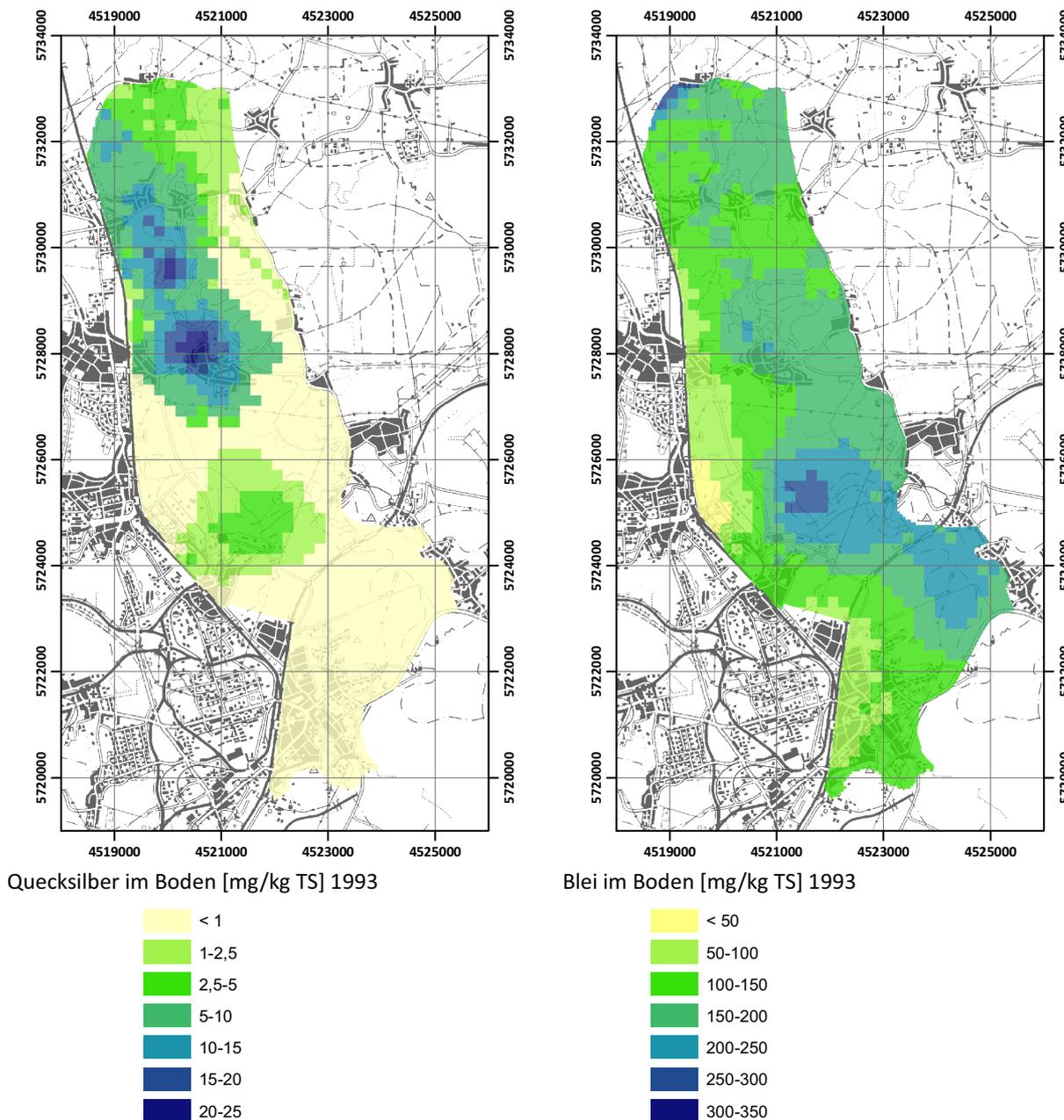


Abb. 5-14 Karten der interpolierten Bodenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] bezogen auf die Beprobung 1993

einer rechtlichen Regelung nicht möglich. Orientierend kann ein Vergleich mit der FuMiV erfolgen, die eine Höchstmenge von 2,3 mg kg⁻¹ TS vorschreibt. Bei Höchstgehalten von knapp 0,2 mg kg⁻¹ TS ist eine – allerdings weniger rentable – Nutzung als Einzelfuttermittel denkbar.

Der Grenzwert der EU-Kontaminantenverordnung für Cadmium im Weizen beträgt 0,2 mg kg⁻¹ FS, was bei einem Wassergehalt von 13,2% einer Konzentration von 0,17 mg kg⁻¹ TS entspricht. Wie Abb. 5-17 zeigt finden sich Überschreitungen bis zum dreifachen des Grenzwertes. Hierbei stechen großflächig das Gebiet im Nordosten von Raguhn sowie lokal Bereiche am Rand des Untersuchungsgebietes nördlich und südlich von Bob-

bau hervor. Es zeigen sich deutliche Verschlechterungen der Belastungssituation nach einem HQ 500 im Vergleich mit dem Grundzustand.

Der Grenzwert der EU-Kontaminantenverordnung für Blei im Weizen ist identisch zu dem für Cadmium und beträgt umgerechnet auf die Trockensubstanz 0,17 mg kg⁻¹ TS. Abb. 5-18 rechts zeigt nahezu für das gesamte Gebiet eine Überschreitung des Grenzwertes, allerdings ist diese nur äußerst knapp. Eine Nutzung als Futtermittel wäre allerdings aufgrund des Grenzwertes der FuMiV von rund 10 mg kg⁻¹ TS problemlos möglich.

Die Quecksilberkonzentrationen sind aufgrund der geringen Pflanzenaufnahme niedrig und verteilen sich

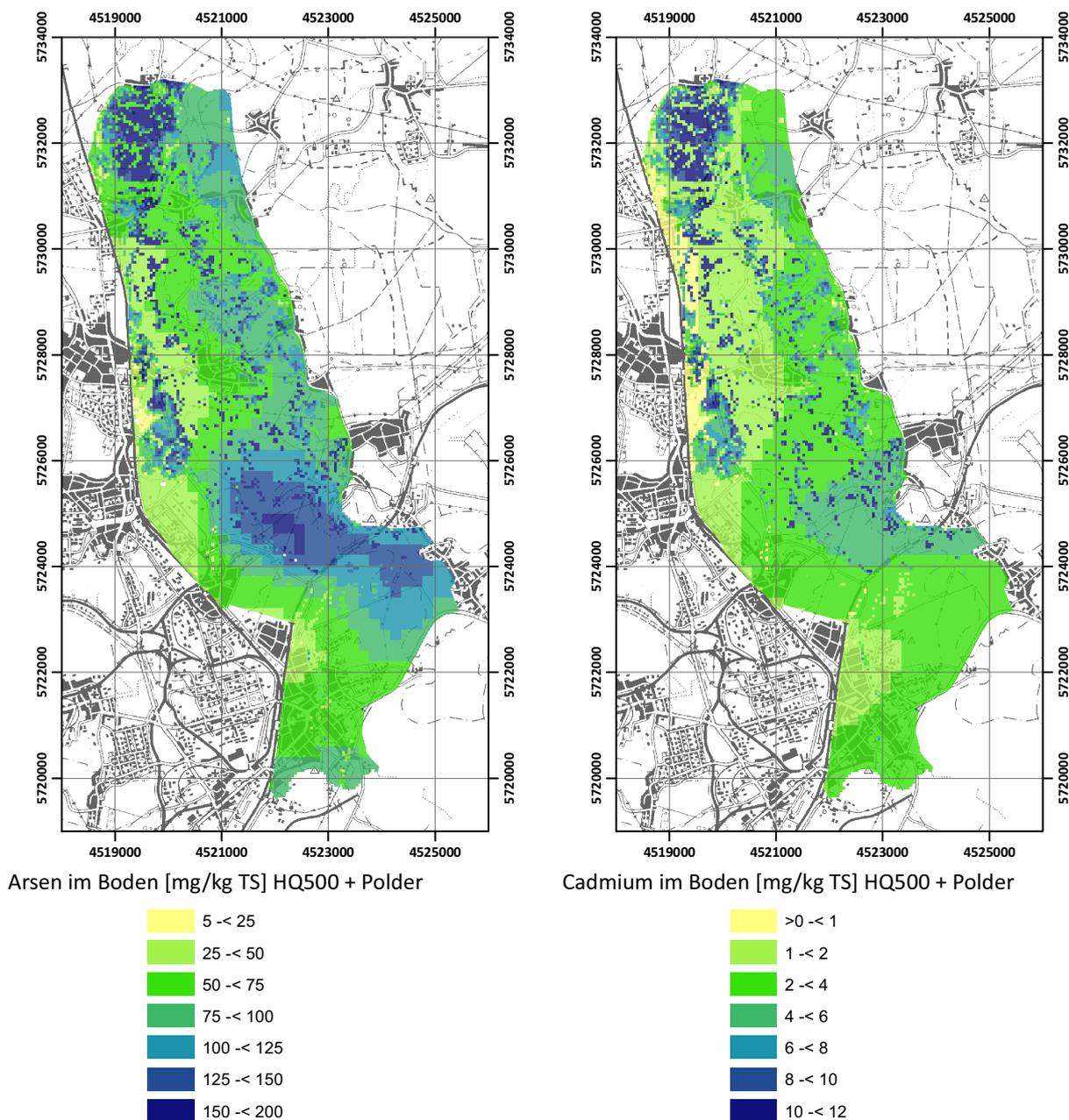


Abb. 5-15 Karten der abgeleiteten Bodenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

relativ gleichmäßig in einem Bereich von 0,005–0,01 mg kg⁻¹ TS über das gesamte Untersuchungsgebiet. Da für Arsen und Quecksilber gegenwärtig keine rechtsverbindlichen Grenzwerte existieren, erfolgt hier keine vertiefende Einordnung. Ein möglicher Bewertungsansatz wird in SAUER (2009) vorgestellt. Orientierend kann festgestellt werden, dass die Quecksilbergehalte etwa um das 10fache unter dem Grenzwert der FuMiV von 0,11 mg kg⁻¹ TS liegen.

5.5.2.2 Grünlandwirtschaft: Wiesen und Weiden

Für Grünlandflächen wurde die Stoffkonzentration im Grünlandaufwuchs abgeschätzt. Die hier dargestellten

Karten zeigen nur den Belastungsanteil über den systemischen Pfad (Wurzelaufnahme). Eine vergleichende Diskussion hinsichtlich des zusätzlich relevanten Verschmutzungspfades findet sich bei SAUER (2009). Als Bewertungskriterien für die zur Viehfütterung als Mahdwiesen und Viehweiden genutzten Flächen sind die Grenzwerte der Futtermittelverordnung (FuMiV) für die Stoffkonzentrationen im Futtermittel heranzuziehen bzw. ergänzend Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV bezogen auf Bodenkonzentrationen.

Für Arsen gilt ein Grenzwert bei Einzelfuttermitteln von 2 mg kg⁻¹ FS mit einem TS-Anteil von 88%, also rd. 2,3 mg kg⁻¹ TS (im Folgenden werden nur noch die auf die Trockensubstanz umgerechneten Werte genannt). Die-

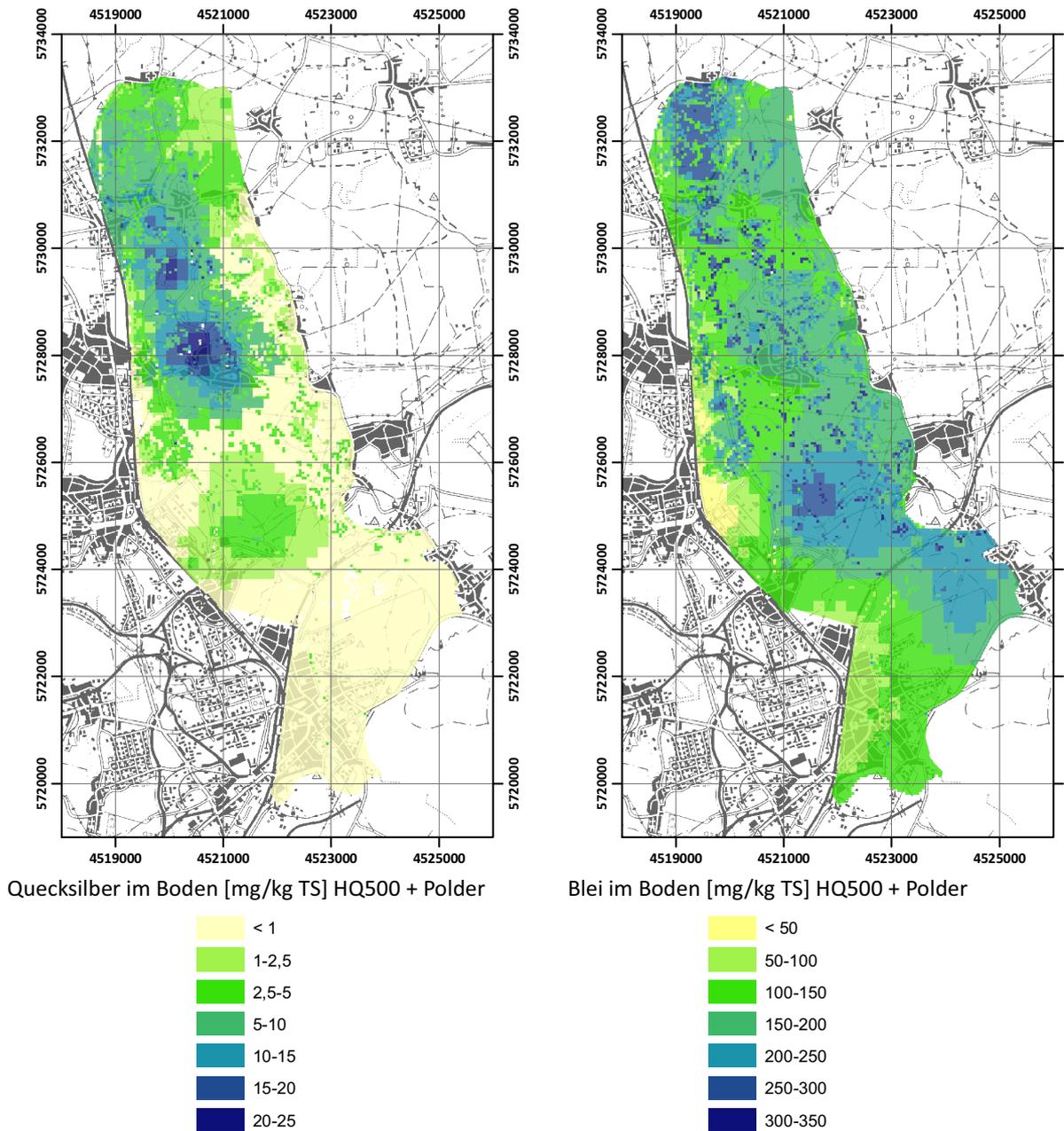


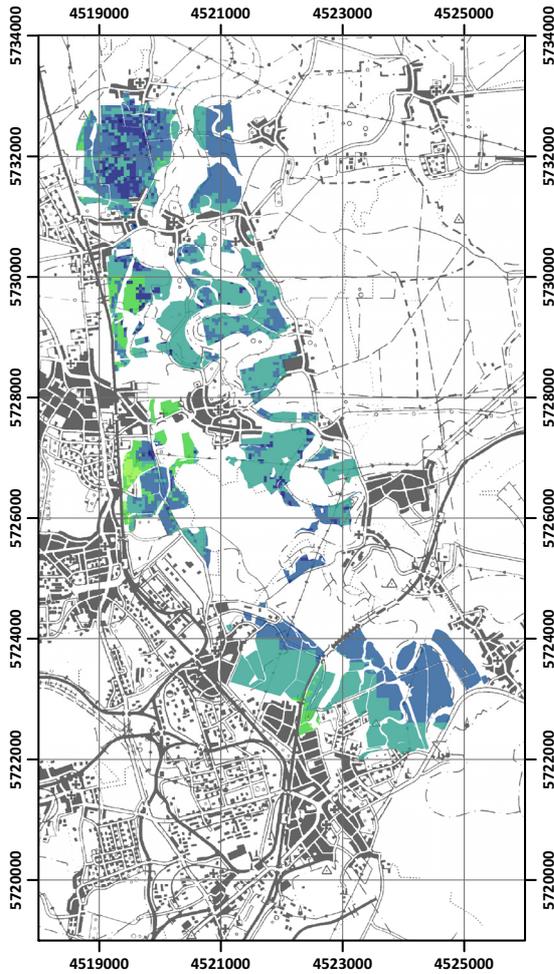
Abb. 5-16 Karten der abgeleiteten Bodenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

ser Wert wird im Untersuchungsgebiet großflächig – teilweise bis um das dreifache – überschritten. Ein Vergleich der Bodenkonzentrationen mit den Werten der BBodSchV zeigt ein vergleichbares Bild. Hier wird nahezu flächendeckend der Maßnahmenwert von 50 mg kg⁻¹ TS überschritten (siehe Abb. 5-15, links). Dies ist allerdings auch schon bei Betrachtung des Grundzustandes der Fall. Eine deutliche Verschlechterung der Situation durch ein HQ 500 ist auf den Grünlandflächen südlich von Altjeßnitz und Priorau sowie nördlich von Bobbau zu erkennen.

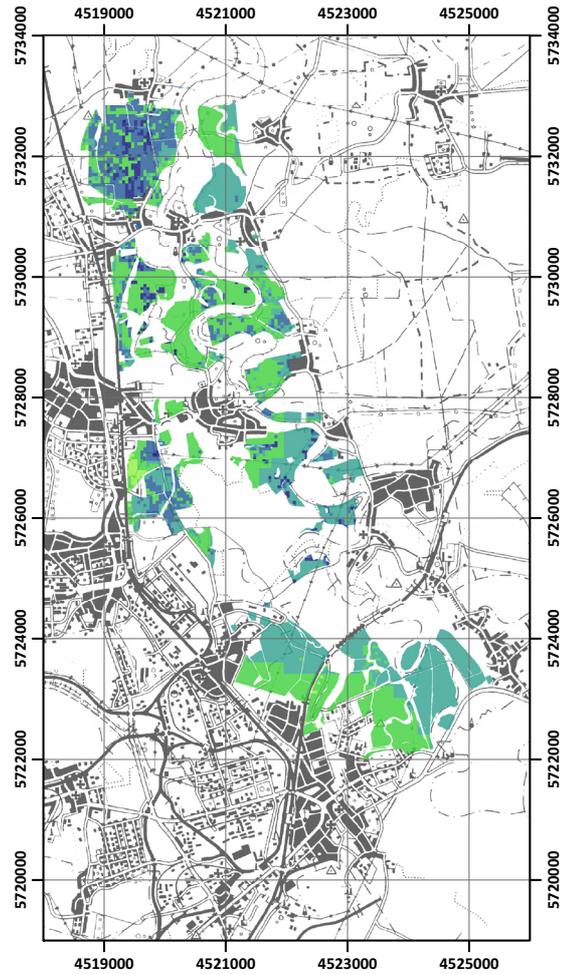
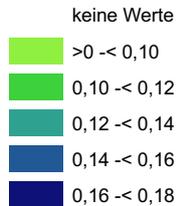
Für Cadmium in Einzelfuttermitteln pflanzlichen Ursprungs definiert die FuMiV einen Grenzwert von 1,1 mg kg⁻¹ TS. Dieser wird in keinem Bereich des Unters-

suchungsgebietes überschritten, die Maximalwerte von bis zu 0,85 mg kg⁻¹ TS liegen allerdings schon in der Nähe. Zieht man den Maßnahmenwert für Grünland der BBodSchV von 20 mg kg⁻¹ TS (KW) heran, so liegen die Konzentrationen nach einem HQ 500 mit rd. 10 mg kg⁻¹ TS deutlich darunter. Zunahmen der Stoffkonzentration sind in ähnlichen Bereichen wie bei Arsen festzustellen, mit deutlichen Zunahmen westlich von Muldenstein.

Der Grenzwert der FuMiV für Quecksilber beträgt 0,1 mg kg⁻¹ TS für Einzelfuttermittel. Nennenswerte Überschreitungen bis zum sechsfachen finden sich nordöstlich von Jeßnitz, einem bereits im Ausgangszustand stark belasteten Gebiet. Veränderungen durch den Einfluss des Hochwassers sind hier nicht zu erkennen. Die



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS] HQ500 + Polder
 Arsen | Ackerland | Weizen



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS] HQ500 + Polder
 Cadmium | Ackerland | Weizen

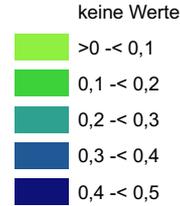


Abb. 5-17 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] für Weizen in der Nutzung Ackerland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

BBodSchV legt für Hg auf Grünlandflächen einen Maßnahmenwert von 2 mg kg⁻¹ TS (KW) fest. Die Bereiche mit Wertüberschreitungen basierend auf den Bodenkonzentrationen (siehe Abb. 5-16, links) sind nahezu deckungsgleich mit solchen des doppelten Pflanzenwertes.

Die in Abb. 5-20 rechts dargestellten Bleikonzentrationen erstrecken sich überwiegend zwischen 5 und 12 mg kg⁻¹ TS. „Hot spots“ innerhalb ursprünglich geringer belasteter Gebiete mit Werten bis zu 15 mg kg⁻¹ TS liegen nördlich von Bobbau, östlich von Wolfen sowie nördlich von Raguhn und vor Priorau. Der von der FuMiV für Grünfutter festgelegte Grenzwert von 40 mg kg⁻¹ TS wird allerdings selbst hier nicht überschritten.

Bei einem Maßnahmenwert der BBodSchV von 1200 mg kg⁻¹ TS (KW) erscheint dies auch plausibel, da nirgendwo im Untersuchungsgebiet mehr als 350 mg kg⁻¹ TS zu erwarten sind.

5.5.2.3 Gartenland: Gemüsegärten/Hausgärten/Kleingärten

Für den Kopfsalat als typischem Blattgemüse des Nutzgartens werden hier abgeleitete Pflanzenkonzentrationen für Bereiche mit potenziellem Eigenanbau vorgestellt, wie beispielsweise Haus- und Kleingärten. Da eine spezifische toxikologisch basierte Risikoquantifizierung des Pfades „Pflanzenverzehr aus Eigenanbau“ im Rahmen

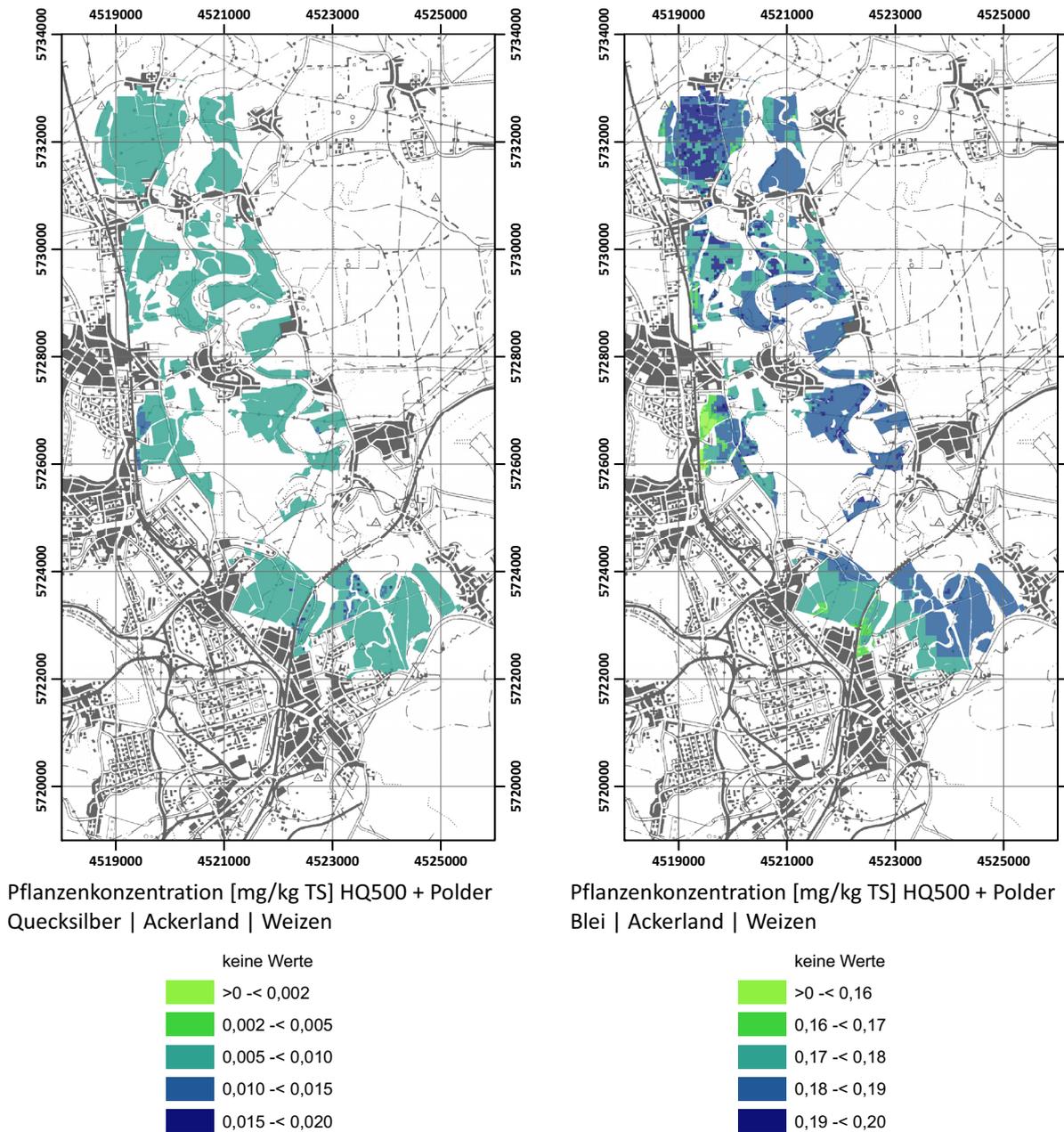


Abb. 5-18 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] für Weizen in der Nutzung Ackerland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

der Expositionsanalyse stattfindet, erfolgt hier nur eine orientierende Bewertung auf Basis der EU-Kontaminantenverordnung (KontV).

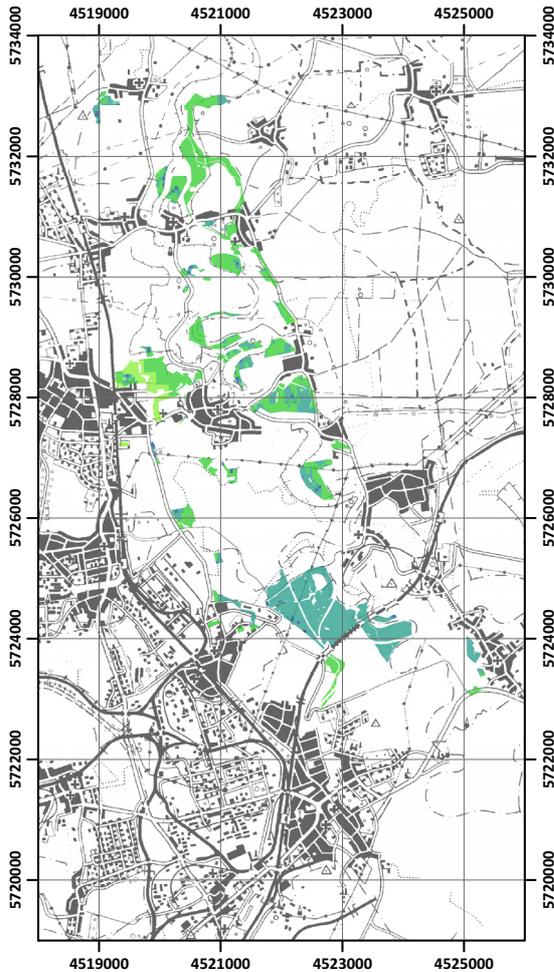
Für Cadmium ergibt sich nach der KontV bei einem angenommenen Trockensubstanzgehalt von 10% (z.B. BMU 1999) ein Grenzwert von 2 mg kg⁻¹ TS. Eine Vermarktung würde dadurch für Kopfsalat aus dem Areal östlich Wolfen, dem östlich der Bahnlinie gelegenen Stadtgebiet von Bobbau und Teilen von Raguhn in Frage gestellt.

Der Bleigrenzwert der KontV für Blattgemüse beträgt 3 mg kg⁻¹ TS. Hier sind generell keine Überschreitungen zu verzeichnen, wohl aber einige Bereiche, in denen die

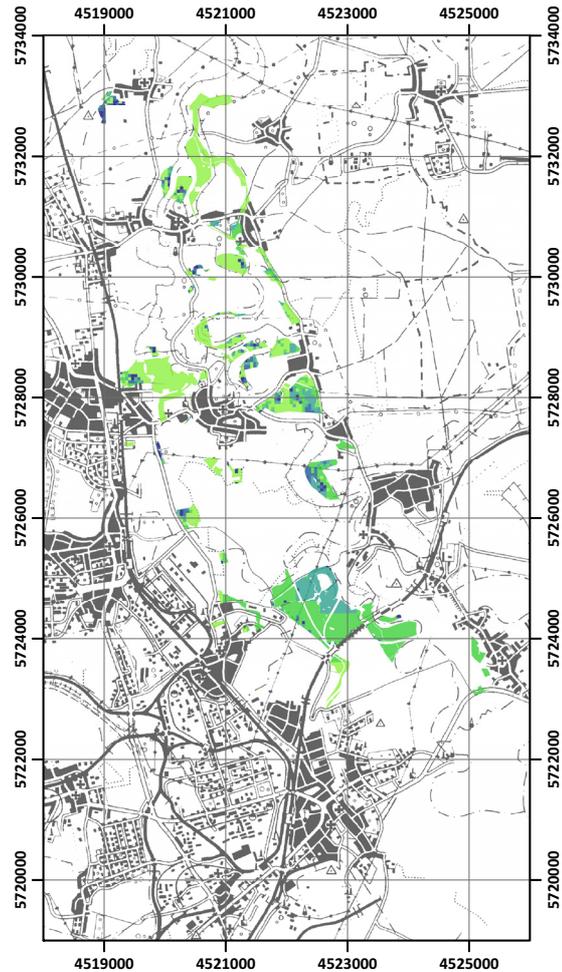
Konzentrationen an die Hälfte des Grenzwertes heranreichen.

5.5.3 Rezeptor Mensch

In den folgenden Abschnitten werden für die drei ausgewählten Pfade „Ingestion von Sediment“, „Ingestion von Pflanzen aus Eigenanbau“ und „Inhalation von Sedimentpartikeln im Innenraum“ die Ergebnisse der Expositionsanalyse in Form des Gefahrenwertes für verschiedene Altersgruppen kurz vorgestellt. Als Stoffe werden As, Cd, Hg, und Pb bezogen auf eine HQ 500 behandelt. Die gesamten kartographisch aufbereiteten Ergebnisse sind über das Entscheidungshilfwerkzeug zugänglich.



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS] HQ500 + Polder
 Arsen | Grünland | Grünlandaufwuchs



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS] HQ500 + Polder
 Cadmium | Grünland | Grünlandaufwuchs

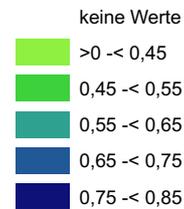


Abb. 5-19 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] für Grünlandaufwuchs in der Nutzung Grünland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

5.5.3.1 Pfad Sediment-[Ingestion]-Mensch

Die orale Aufnahme von schadstoffhaltigem Sediment- bzw. Bodenmaterial spielt vor allem für die Gruppe der Kleinkinder eine Rolle. Hier sind entsprechende Verhaltensweisen ausgeprägt wie beispielsweise das Ablutschen der Finger sowie von Gegenständen, denen Bodenmaterial anhaftet. Die Karte links in Abb. 5-23 zeigt die Verteilung des Gefahrenwertes für Arsen an einem Ausschnitt des Untersuchungsgebietes zwischen Jeßnitz und Raguhn. Die Werte liegen fast ausschließlich unter der Risikoschwelle von eins des Gefahrenwertes. Erhöhte Gefahrenwerte tauchen im Stadtgebiet von Bobbau östlich der Bahnlinie sowie in den Bereichen von Raguhn westlich des Spittelwassers auf. Der Gefahren-

wert erreicht hier maximal sechs und liegt damit unter dem als Maßnahmen- bzw. Handlungsschwelle definierten Wert von 10. In diesen Bereichen werden die Prüfwerte der BBodSchV für die sensibelste Nutzung „Kinderspielfläche“ um etwa das Vier- bis Sechsfache überschritten. Hier zeigen beide Einstufungen die Notwendigkeit vertiefender Untersuchungen unter Berücksichtigung tatsächlichen Expositionsbedingungen auf Standortebene. Ein Vergleich mit den Arsenkonzentrationen des Ausgangszustandes zeigt den erheblichen Einfluss eines extremen Hochwassers.

Der Gefahrenwert für Cadmium (siehe Abb. 5-23 rechts) liegt generell deutlich unter eins mit Bereichen höherer Werte ähnlich verteilt wie bei Arsen. Vergleicht man mit

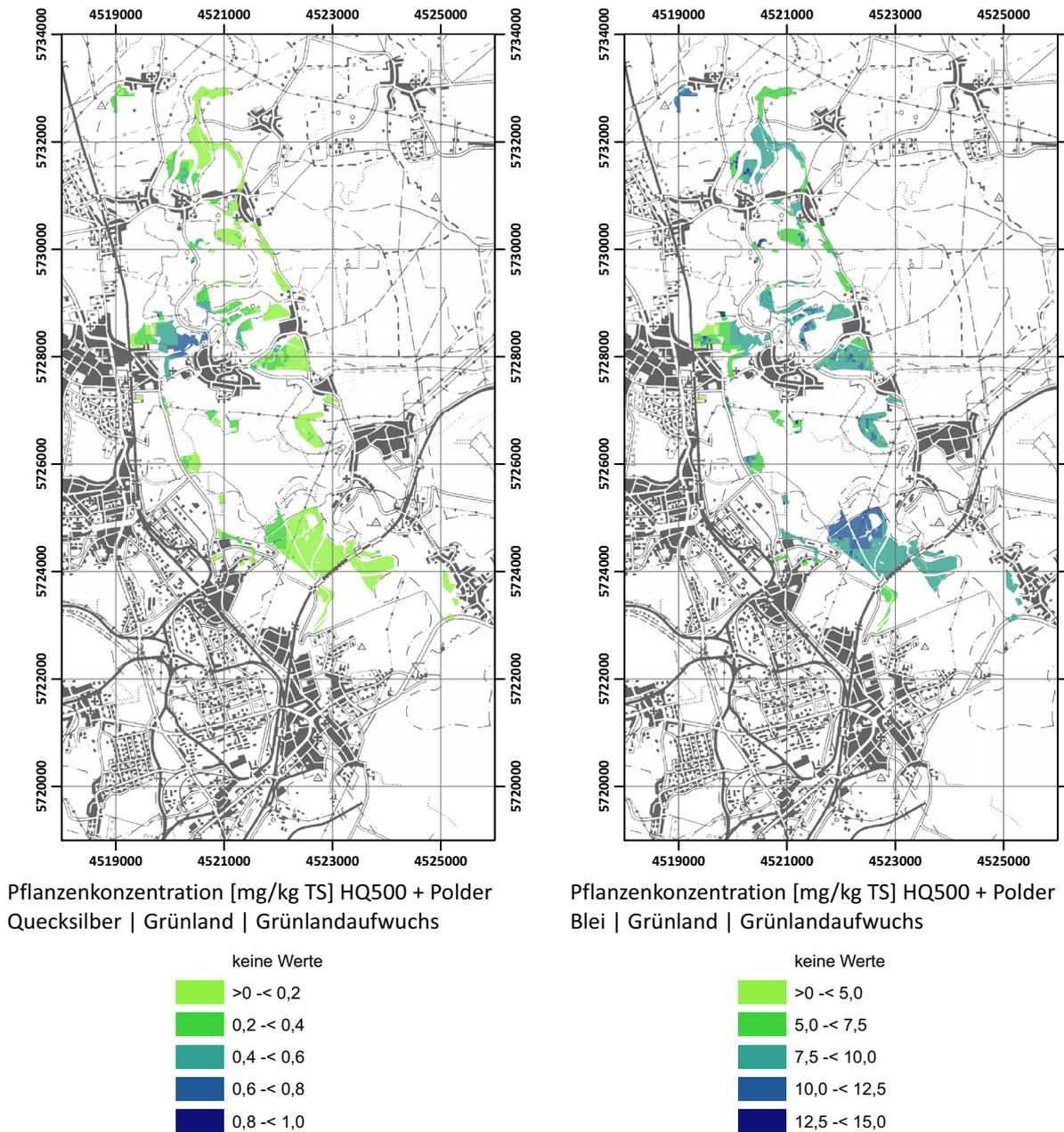


Abb. 5-20 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] für Grünlandaufwuchs in der Nutzung Grünland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

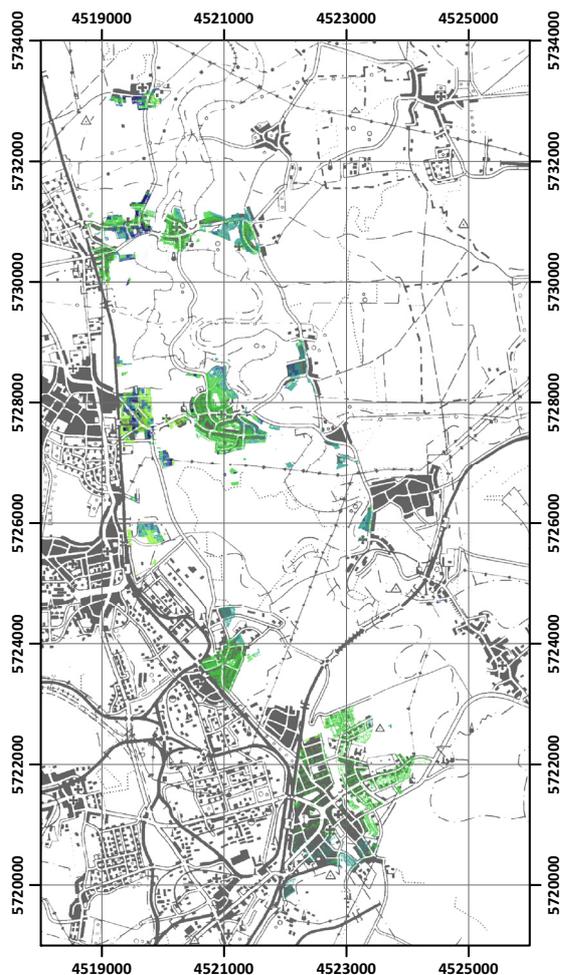
der BBodSchV so reichen die Bodenkonzentrationen knapp an den Prüfwert der sensibelsten Nutzung heran bzw. signalisieren die Hälfte der für Wohnnutzung bestimmten Bodenkonzentrationen Untersuchungsbedarf.

Die Risikobewertung für Quecksilber zeigt für den dargestellten Bereich durchgehend niedrige Werte mit einem deutlich abgesetzten Maxima in der Ortslage von Jeßnitz. Die Bodenkonzentrationen liegen hier bei ca. 20 mg kg⁻¹ TS, was dem Prüfwertniveau der BBodSchV entspricht.

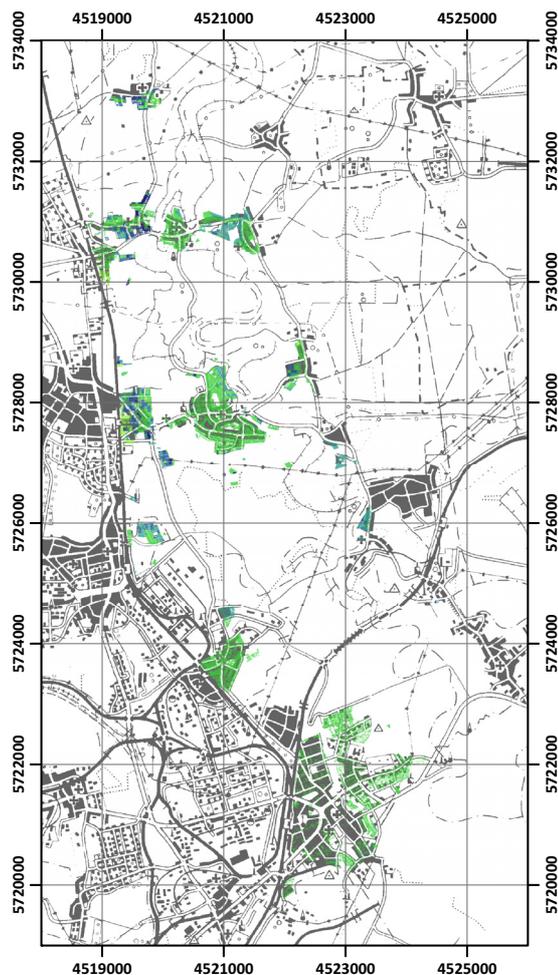
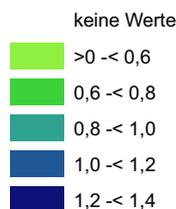
Für die orale Bleibelastung durch Bodenaufnahme ist ebenfalls kein Risiko ermittelt worden. Die höheren

Werte finden sich auf Kleingartengelände nördlich von Jeßnitz und in den westlich des Spittelwassers gelegenen Ortsteilen von Raguhn. Mit Werten zwischen 200 und 300 mg kg⁻¹ TS liegen die Bleiwerte hier zwischen den Prüfwerten für Kinderspielflächen und denen für Wohngebiete.

Ein leicht verändertes Bild ergibt sich bei der Betrachtung der oralen Exposition durch Aufnahme von Hausstaub. Zwischen den Schadstoffkonzentrationen im Boden des Wohnumfeldes und den Konzentrationen im Hausstaub besteht ein enger Zusammenhang (z.B. CALABRESE & STANEK 1995 und frühere Arbeiten). Durch die deutlich längeren Innenaufenthaltszeiten ergeben sich trotz geringerer Konzentrationen im Hausstaub



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS] HQ500 + Polder
 Arsen | Gartenland | Kopfsalat



Pflanzenkonzentration [mg/kg TS] HQ500 + Polder
 Cadmium | Gartenland | Kopfsalat



Abb. 5-21 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg⁻¹ TS] für Kopfsalat in der Nutzung Garten bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

insgesamt höhere Expositionen. Die Expositionsraten differenziert nach Altersgruppen für die orale Aufnahme von Boden bzw. Hausstaub zeigt Abb. 5-25. Hier wird deutlich erkennbar, dass die Exposition via Hausstaub ein mehrfaches ausmachen kann, verglichen mit der Exposition über den Bodenpfad.

5.5.3.2 Pfad Sediment-Luft-[Inhalation]-Mensch

Der bereits im vorhergehenden Abschnitt 4.3.1 diskutierte Zusammenhang zwischen Innen- und Außenkonzentrationen von Boden- und Hausstaub gilt ähnlich für die Stoffkonzentration bezogen auf Partikel in der Innen- bzw. Außenluft. Quantitative Relevanz erhält der Pfad

aus verschiedenen Gründen: (i) durch die Anreicherung der Stoffe in der Partikelfraktion bis zum Zehnfachen der Bodenkonzentration, (ii) eine höhere Partikelkonzentration in der Innenraumluft sowie (iii) eine Expositionszeit, die die gesamte im Innenraum – also sowohl wach als auch schlafend – zugebrachte Aufenthaltszeit umfasst.

Die Gefahrenwerte für Arsen bezogen auf eine lebenslange Exposition liegen in Raguhn und Kleckewitz sowie Teilen von Jeßnitz und Bobbau über dem Risikoschwelldwert von eins. Hier ist eine umfassendere und situationspezifische Untersuchung der Expositionsbedingungen notwendig.

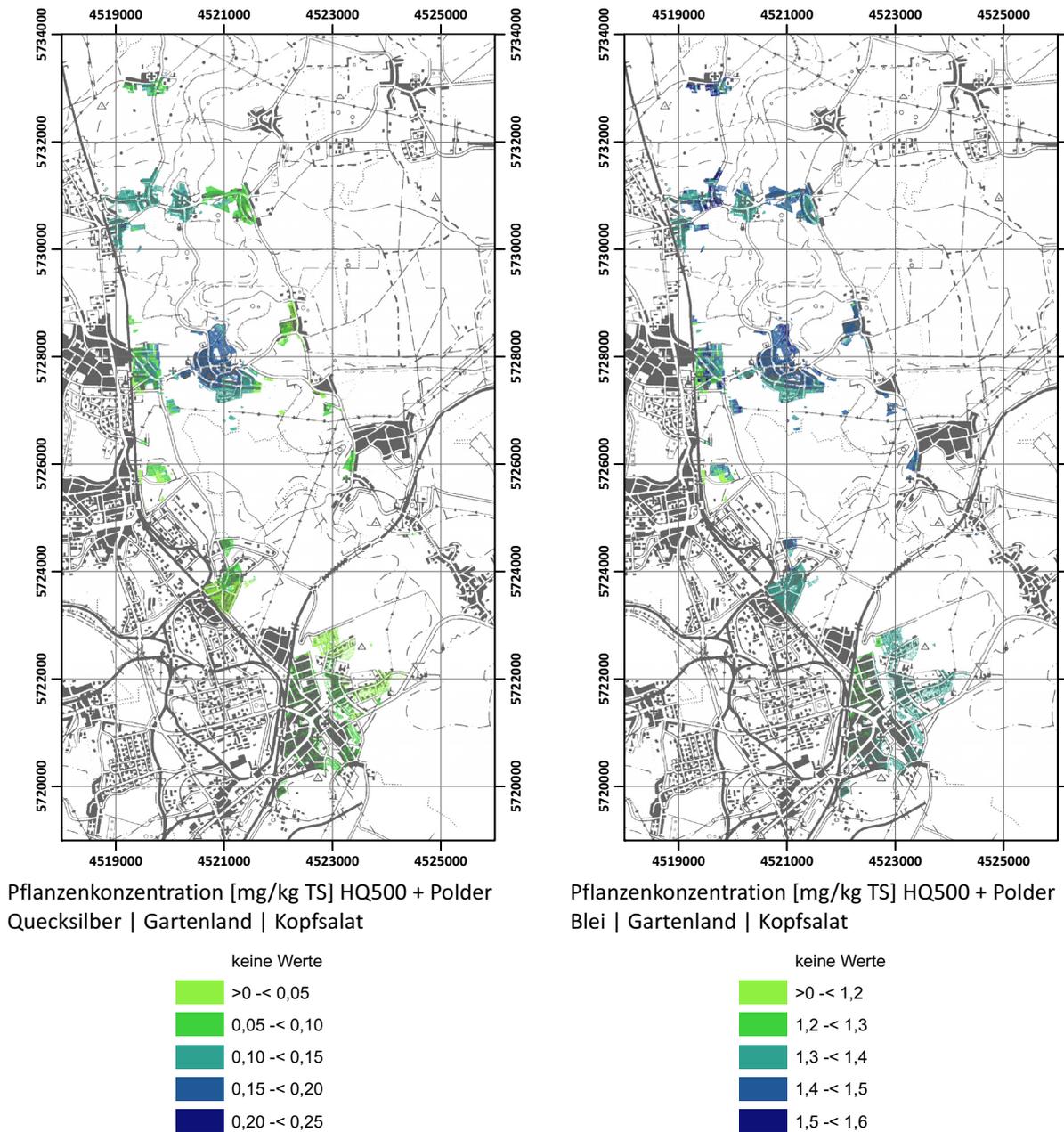


Abb. 5-22 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg⁻¹ TS] für Kopfsalat in der Nutzung Garten bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

Bei Cadmium liegen alle Werte unterhalb des Risikoschwellenwertes mit höheren Ausprägungen in Bereichen von Raguhn westlich des Spittelwassers sowie Altjeßnitz und dem Ostrand von Bobbau.

Die Gefahrenwerte für Quecksilber und Blei liegen für den betrachteten Ausschnitt weit unter dem Risikoschwellenwert, so dass sich bezogen auf den Pfad der inhalativen Aufnahme von Partikeln aus der Innenraumluft kein weitergehender Untersuchungsbedarf ergibt.

5.5.3.3 Pfad Sediment-Pflanze-[Ingestion]-Mensch

Der Pfad Sediment-Pflanze-[Ingestion]-Mensch bezieht sich auf den Verzehr von selbst angebaute Nahrungspflanzen aus Haus- und Kleingärten. Grundlage der Quantifizierung sind Abschätzungen des Boden-Pflanze-Transfers zur Bestimmung von Pflanzenkonzentrationen sowie Annahmen zu Verzehrsmustern, d.h. Verzehrsmustern für bestimmte Nahrungspflanzen.

Im Hinblick auf eine lebenslange Exposition gegenüber arsenbelasteten Nahrungspflanzen ist eine großflächige Überschreitung des Risikoschwellenwertes erkennbar; die Gefahren- bzw. Maßnahmenschwelle wird nicht erreicht. Die Flächen mit den höchsten Risiken tauchen

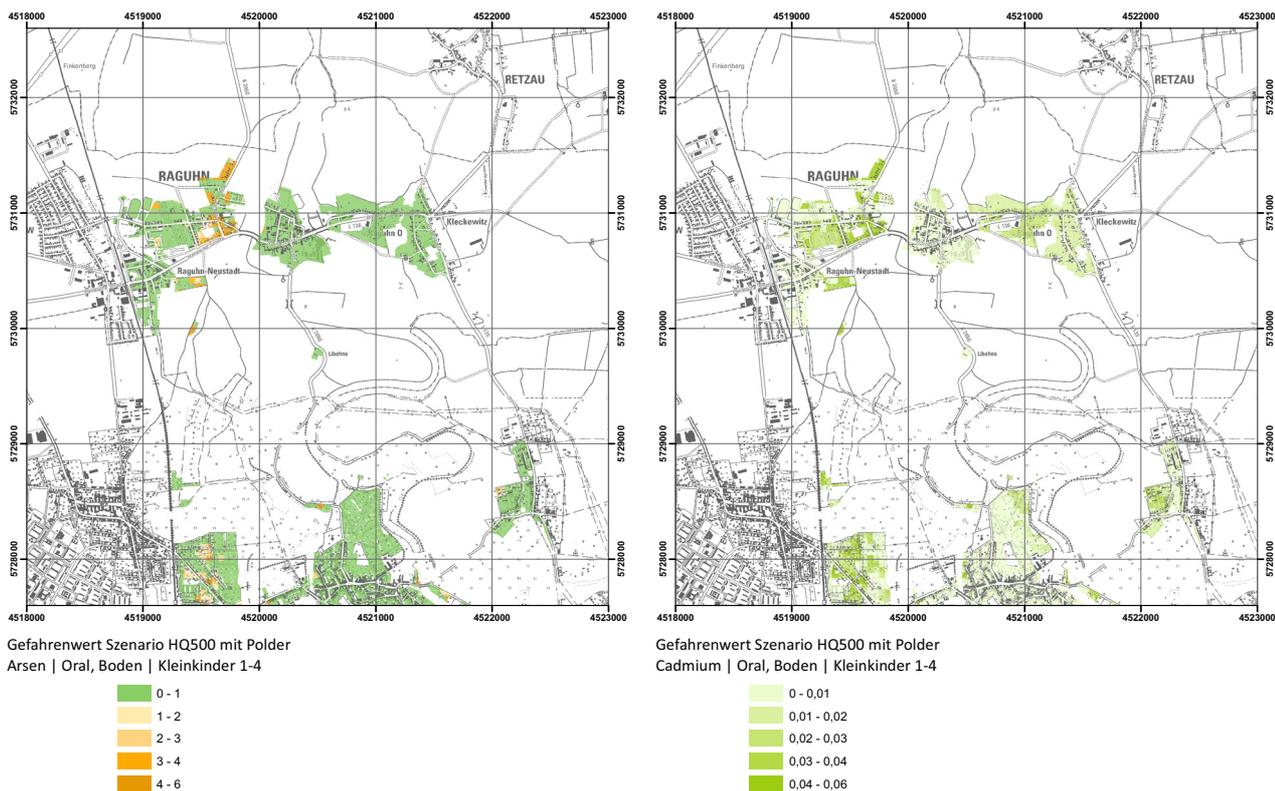


Abb. 5-23 Karten des Gefahrenwertes für Arsen und Cadmium bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial bei Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösä

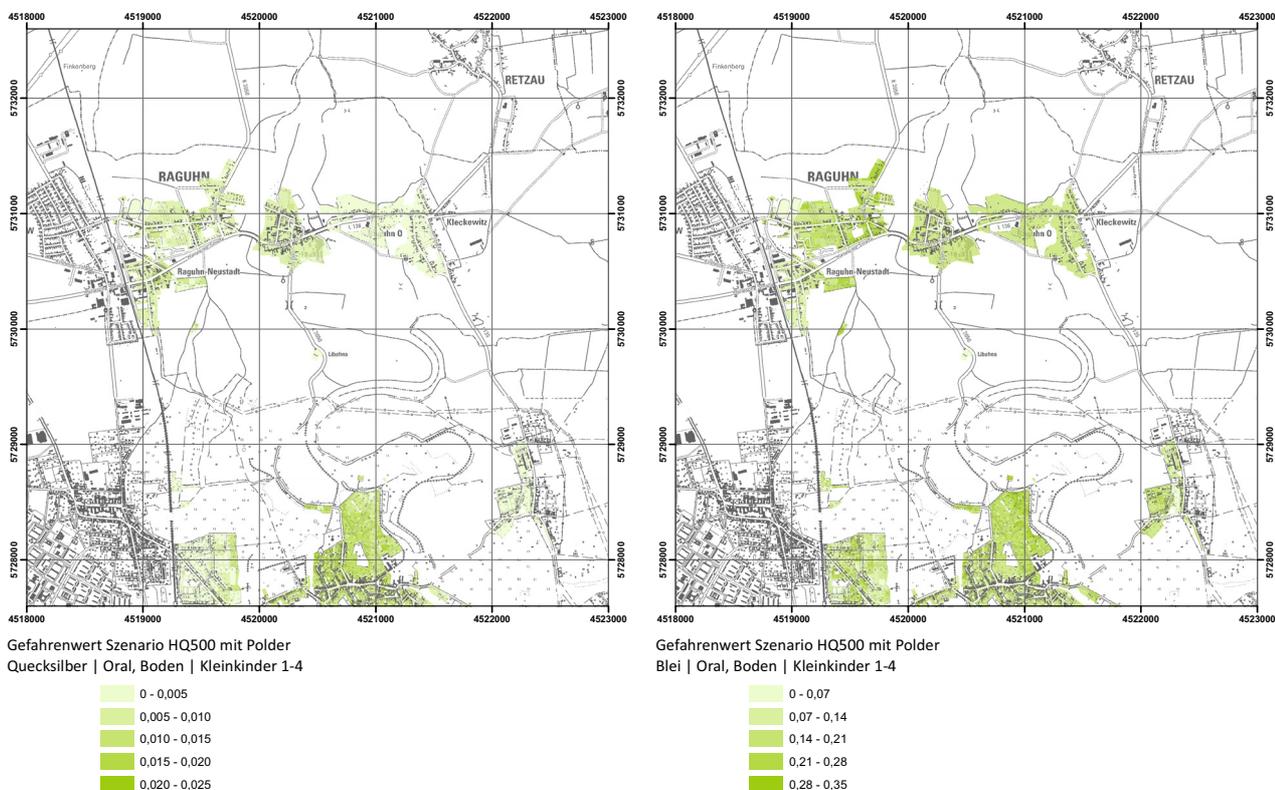


Abb. 5-24 Karten des Gefahrenwertes für Quecksilber und Blei bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial bei Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösä

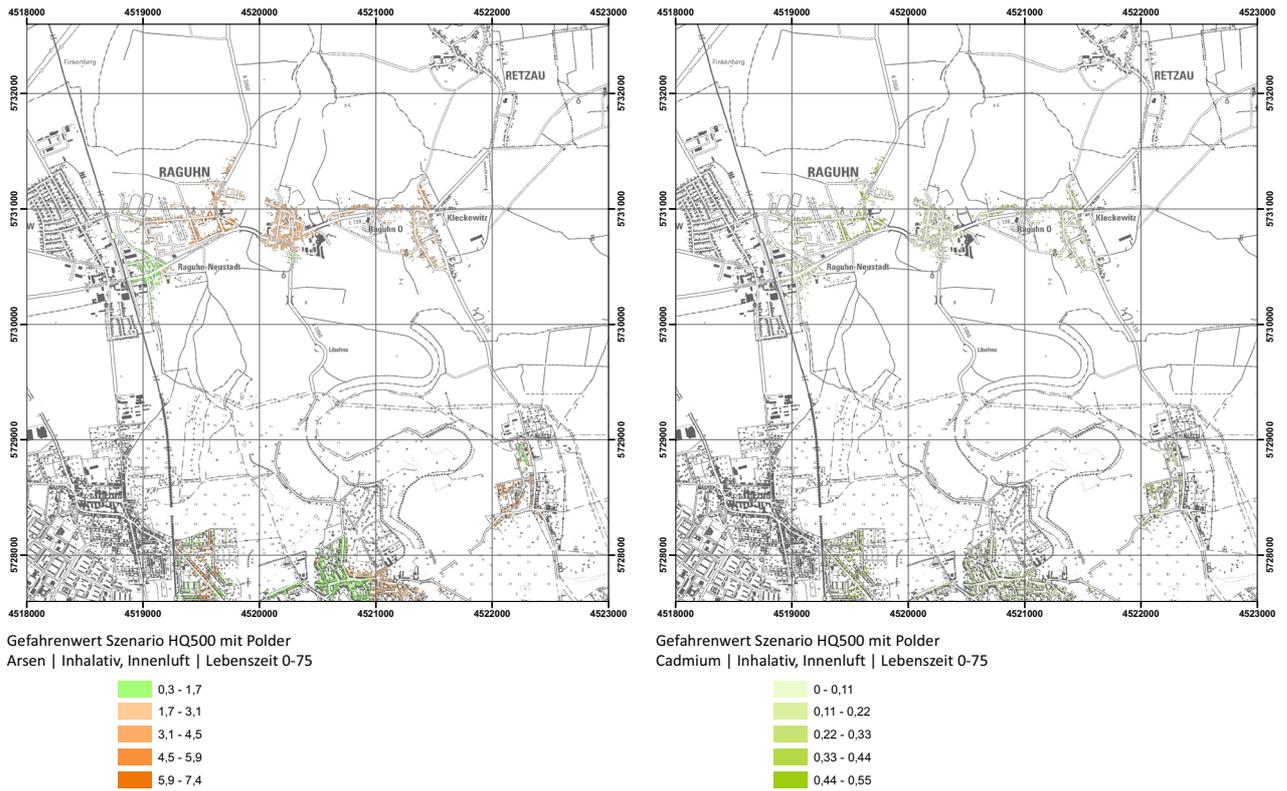


Abb. 5-26 Karten des Gefahrenwertes für Arsen und Cadmium bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

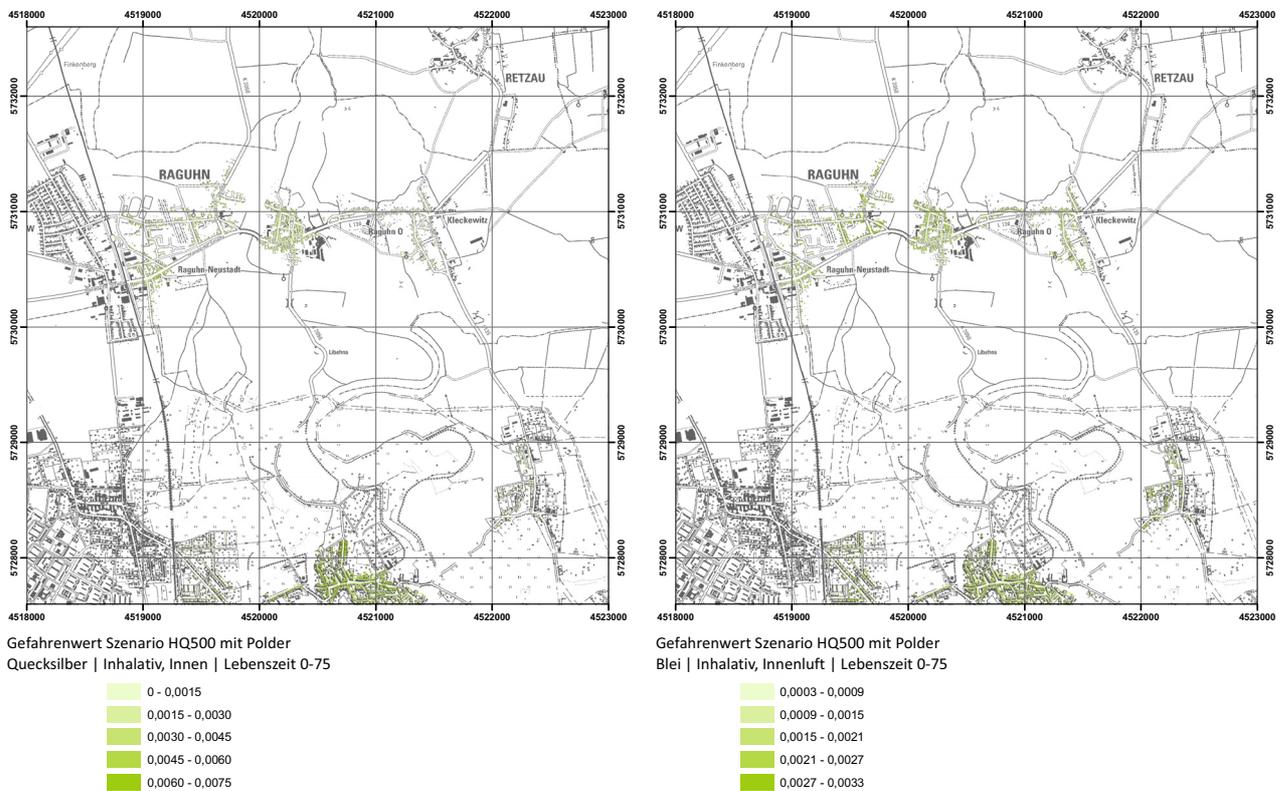


Abb. 5-27 Karten des Gefahrenwertes für Quecksilber und Blei bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa

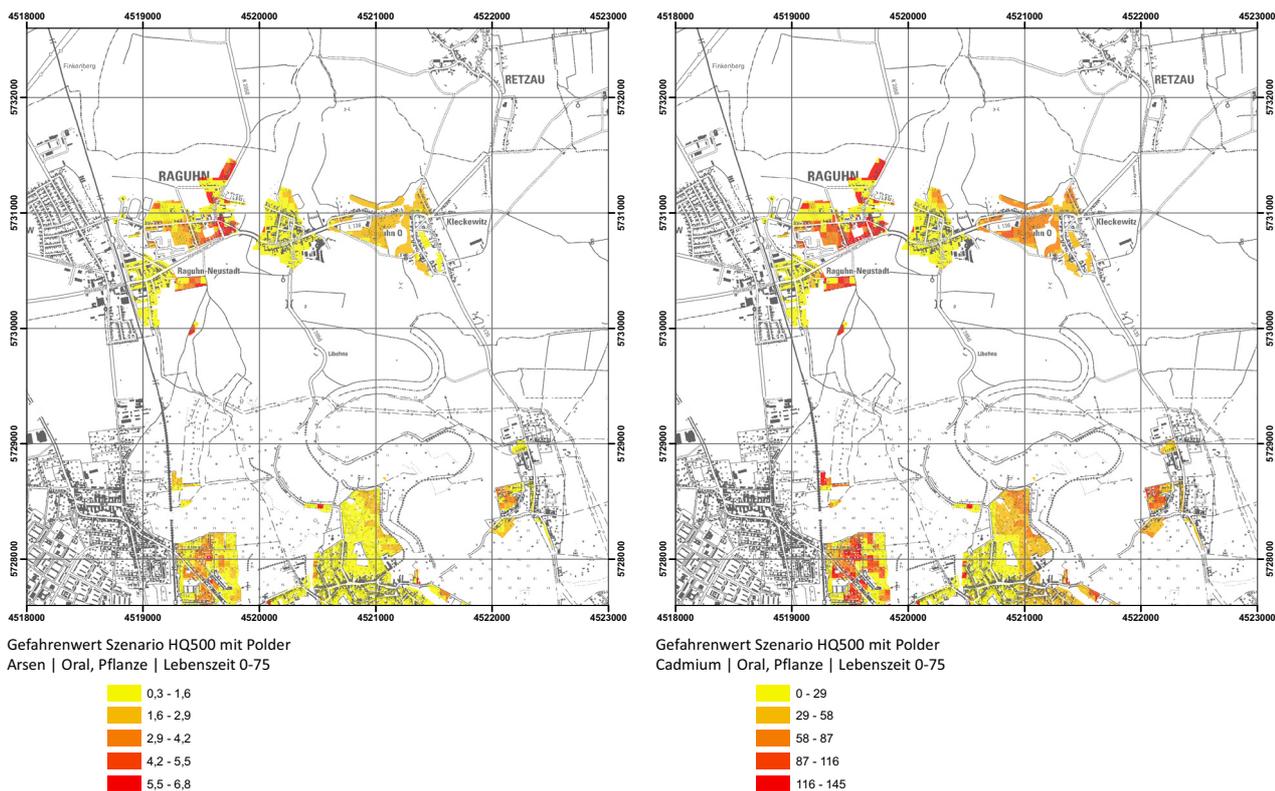


Abb. 5-28 Karten des Gefahrenwertes für Arsen und Cadmium beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Röhre

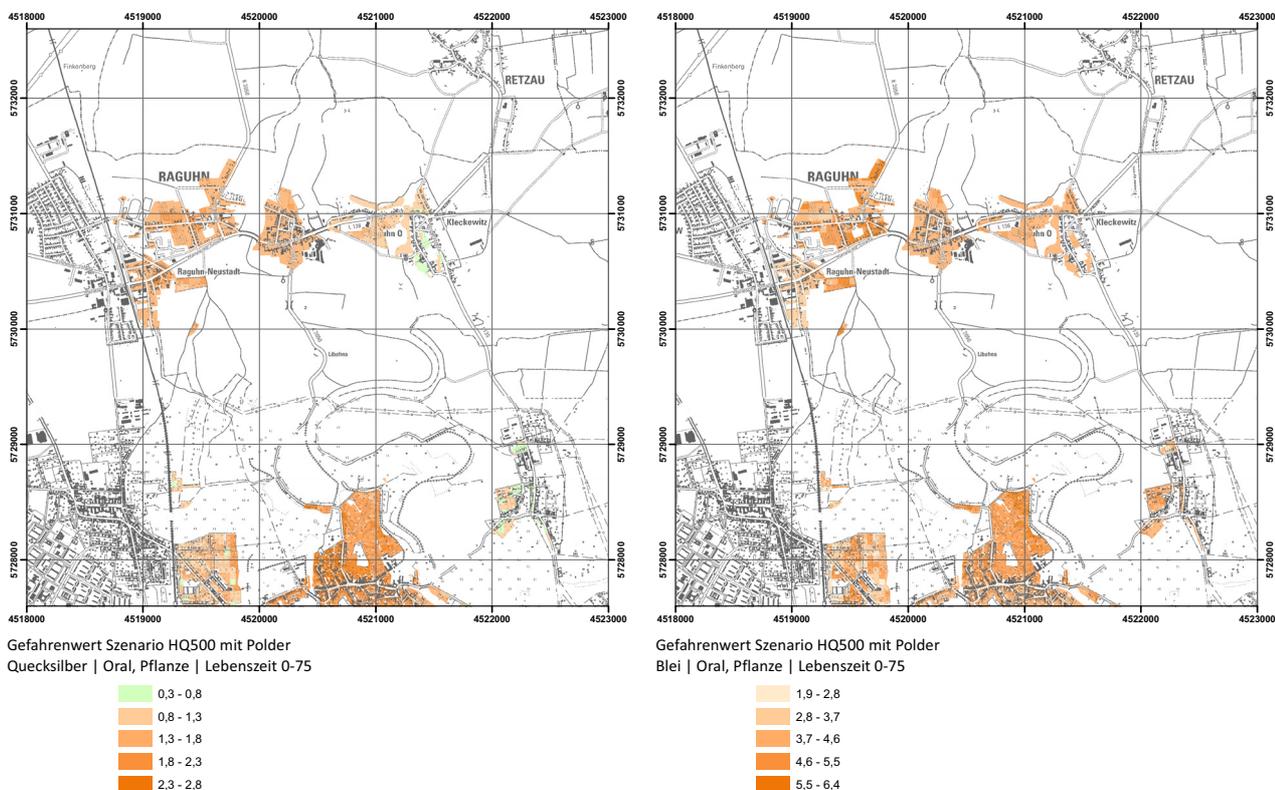


Abb. 5-29 Karten des Gefahrenwertes für Quecksilber und Blei beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Röhre

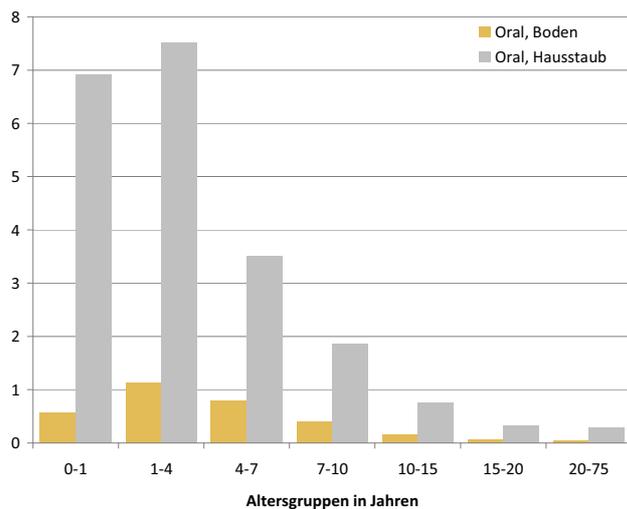


Abb. 5-25 Vergleich der oralen Exposition [ng kg⁻¹ KG d⁻¹] durch direkte Boden- bzw. Hausstaubaufnahme bei einer Cadmiumkonzentration im Boden von 10 mg kg⁻¹ TS

in Raguhn-Neustadt und den nördlich davon gelegenen Ortsteilen sowie in Bereichen von Altjeßnitz und Bobbau östlich der Bahnlinie auf. Der Beitrag des Hochwas-

sers ist hier deutlich zu erkennen. Die betroffenen Gebiete am westlichen Rand der Aue zeigen vor einem HQ 500 trotz allgemein erhöhter Arsenkonzentrationen eine deutlich geringere Belastung. Im Zuge des Hochwassers kommt es hier zu nennenswerten Risikoerhöhungen.

Für Cadmium sind Gefahrenwerte weit oberhalb des Gefahren- bzw. Maßnahmenschwellenwertes zu erkennen. Das räumliche Muster der Werteverteilung ähnelt dem des Arsens.

Für Cadmium bestünde nach einem HQ 500 dringender Untersuchungsbedarf bezogen auf den Pfad Pflanzenverzehr aus Eigenanbau. Allerdings sollte auch hinsichtlich des Grundzustandes eine detaillierte Abklärung erfolgen. Hierfür spricht die großflächige Überschreitung des Prüfwertes der BBodSchV von 2 mg kg⁻¹ TS bei Nahrungspflanzenanbau zum Eigenverzehr.

Quecksilber und Blei liegen großflächig über dem Risikoschwellenwert, zeigen aber noch keinen erweiterten Handlungsbedarf auf. Insgesamt wird deutlich, dass der Nahrungspflanzenverzehr der Pfad mit den höchsten Gefahrenwerten ist. Eine ausführliche Diskussion des Pfades und seiner Analyse unter Betrachtung alternativer Ansätze findet sich in SAUER (2009).

5.6 Entwicklung und Implementierung eines Entscheidungshilfswerkzeuges

Claudia Gedrange, Ulrich Walz, Axel Sauer und Jochen Schanze (IÖR)

5.6.1 Grundlagen zu Informations- und Entscheidungshilfesystemen

5.6.1.1 Begriffsbestimmung

Ein Informationssystem (IS) ist in seiner einfachsten Form ein Frage-Antwort-System auf der Basis eines Datenbestandes (BILL 1999). Es basiert auf einer Sammlung von Informationen über einen bestimmten Themenbereich und dient der Strukturierung, Verwaltung und Bereitstellung problembezogener Daten und Informationen. Über Abfragen innerhalb eines Selektionsmechanismus können die Informationen gezielt ausgewählt werden. Die Speicherung und Selektion erfolgt meist rechnergestützt. Informationssysteme stellen eine Dokumentation des gegenwärtigen Bestandes dar und dienen daher vorwiegend inventorischen Fragestellungen.

Rauminformationssysteme (RIS) bzw. Geo-Informationssysteme (GIS) stellen eine besondere Form der IS dar, da sie raumbezogene Informationen, die direkt oder indirekt mit einer Position auf der Erde verknüpft sind, erfassen, verwalten, analysieren und präsentieren (BILL & FRITSCH 1991). GIS sind rechnergestützte Systeme bestehend aus Hardware, Software, Daten und Anwendungen. Sie werden als Werkzeuge zur Analyse räumlicher Prozesse, zur Entscheidungsunterstützung und für

raumbezogene Planungen eingesetzt und weisen weitreichende Funktionalitäten auf. Geo-Informationssysteme besitzen umfassende Abfragemechanismen, komplexe Analysewerkzeuge zur Ableitung neuer Informationen und umfangreiche Visualisierungsmöglichkeiten.

Die Integration eines GIS in die Internettechnologie führt zu webbasierten GIS (WebGIS). Nutzern werden dabei mittels des Client-Server-Prinzips raumbezogene Informationen über einen Internet-Browser, beispielsweise in Form von interaktiven Karten, bereitgestellt. Mit Hilfe von WebGIS können raumbezogene Informationen weltweit zur Verfügung gestellt werden. Ein WebGIS enthält wesentliche Werkzeuge und Funktionalitäten eines GIS, die den Nutzern zahlreiche Möglichkeiten zur interaktiven Erstellung von Karteninhalten bieten. Sowohl Navigationswerkzeuge zum Verschieben, Verkleinern oder Vergrößern des sichtbaren Raumausschnittes, aber auch einfache Analysewerkzeuge wie beispielsweise die Pufferzonengenerierung, Messen von Flächen und Entfernungen oder die Selektion von Objekten nach bestimmten Eigenschaften zählen zu den typischen Funktionen eines WebGIS (DICKMANN 2001).

Entscheidungsunterstützungssysteme (engl.: Decision Support System, DSS) dienen der Lösung von halb oder nicht strukturierten Problemen. Sie sind auf spezifische Entscheidungen und deren Unterstützung ausgerichtet,



Abb. 5-30 Klassifikation von kartenbasierten Entscheidungshilfesystemen (nach Petroschka 2007)

sollen jedoch den Entscheidungsprozess nicht ersetzen. Im Vergleich zu herkömmlichen Informationssystemen sind DSS nicht nur auf die Darstellung des gegenwärtigen Zustandes ausgerichtet, sondern verwenden Modelle und Szenarien um Maßnahmen und deren mögliche Auswirkungen mit einzubeziehen. DSS sind dynamische Systeme, die sich durch eine hohe Anpassungsfähigkeit, hohe Interaktivität und die Möglichkeit der Integration von Nutzerwissen auszeichnen. Daten-, Modell- und Wissenskomponenten sowie eine komplexe Nutzeroberfläche ermöglichen problembezogene Entscheidungsunterstützung. Die Entwicklung wird unter Beteiligung der Endnutzer durchgeführt.

Weisen die Informationen einen Raumbezug auf spricht man auch von SDSS (engl. Spatial Decision Support System) bzw. von WebDSS/WebSDSS bei Verwendung der Internet-Technologie.

Viele computergestützte IS zeichnen sich durch eine zunehmende Interaktivität aus und enthalten teilweise Funktionalitäten eines DSS. Gerade bei raumbezogenen Daten und komplexen Modellen ist eine Simulation von Systemzusammenhängen mit einem hohen Berechnungsaufwand verbunden. Eine dynamische Berechnung innerhalb einer Web-Anwendung ist technisch nicht umsetzbar. Es entstehen Übergangs- bzw. Zwischenformen (siehe Abb. 5-30).

5.6.1.2 WebGIS und WebDSS im Hochwasserrisikomanagement

Im Hochwasserrisikomanagement nehmen Entscheidungsunterstützungssysteme eine wichtige Rolle ein. Durch gezielte Abfragen und die kartographische Visualisierung von Überschwemmungsbereichen und Grunddaten (z.B. Infrastruktur, Gebäude) können Risikoelemente iterativ im Verlauf eines simulierten Hochwasserereignisses lokalisiert werden. Die kartographische Darstellung der Hochwasserereignisse in ihrem zeitlichen Verlauf führt zu einem besseren Raumverständnis. Durch interaktive Selektions- und Visualisierungsmöglichkeiten stellen sie eine Entscheidungshilfe

für Verwaltungen und Fachbehörden bei raumbezogenen Planungen und Maßnahmen dar (PETROSCHKA 2007). Eine ausführliche Übersicht über die bisher für das Hochwasserrisikomanagement eingesetzten DSS enthält die Studie von Schanze et al. (2007).

5.6.2 Konzeption des Entscheidungshilfswerkzeugs von SARISK

Aufgabe der Entwicklung eines Entscheidungshilfswerkzeuges ist die Entwicklung einer Softwareapplikation mit der die Ergebnisse der Analyse- und Bewertungsmethodik unter Beteiligung der Nutzer verfügbar gemacht werden können. Die komplexen Modelle zur Simulation der Überschwemmungsbereiche und der Schadstoffausbreitung bedingen einen hohen Berechnungsaufwand, der einer direkten Integration dieser Modelle innerhalb eines WebDSS entgegensteht. Für das webbasierte Entscheidungshilfswerkzeug werden daher ausschließlich vorgerechnete Szenarien verwendet, wodurch das Tool nach Abb. 5-30 als Zwischenform eines WebGIS und eines WebDSS betrachtet werden kann. Es ist ein Informationssystem mit statischer Modellkopplung, in das zahlreiche modellbasierte Simulationen eingebunden sind. Die Softwareapplikation des in SARISK entwickelten Tools wird im Folgenden als Entscheidungshilfswerkzeug (engl. Decision Support Tool, DST) bezeichnet. Für die Nutzer fungiert es zusammen mit den dahinter stehenden Modellen als Entscheidungshilfesystem (DSS).

Als Grundlage für die konsistente Umsetzung der Analyse- und Bewertungsmethodik im Entscheidungshilfswerkzeug (DST) wurde das in Abb. 5-31 dargestellte Gesamtkonzept des DSS entwickelt, welches die einzelnen Komponenten darstellt und im Weiteren als Leitlinie bei der Entwicklung des DST fungierte. Basierend auf Diskussionen im Konsortium und mit den Nutzern erfolgte eine Auswahl der in das DST aufgenommenen Szenarien. Diese technisch bedingte Einschränkung der Simulationsergebnisse kann für den Nutzer auch ein Gewinn darstellen, da von Fachleuten bereits eine Vorauswahl von Kombinationen getroffen wurde, die zu sinnvollen Aussagen führen oder signifikante Veränderungen zeigen.

Die Erstellung eines webbasierten Entscheidungshilfswerkzeuges ermöglicht durch die Internet-Technologie allen Nutzern einen einfachen Zugriff auf eine einheitliche, für das gesamte Untersuchungsgebiet vorliegende aktuelle Datengrundlage. Das Werkzeug kann von jedem Rechner mit Internetanbindung aufgerufen werden.

Durch die Integration eines Geographischen Informationssystems in das DSS können raumbezogene Informationen und Sachdaten eingebunden werden. Dem Nutzer können Grunddaten und Simulationsergebnisse in Form von interaktiven Karten bereitgestellt werden. Darüber hinaus können Metadaten zu den verwendeten Geoda-

ten, Erläuterungen, Texte und Studien zur Verfügung gestellt werden.

Das Werkzeug besitzt einen modularen Software-technischen Aufbau. Es verfügt über eine einfache Nutzerschnittstelle bzw. Bedienoberfläche. Dem Nutzer werden Werkzeuge, die die interaktive Visualisierung von Karteninhalten, sowie die Abfrage, Selektion, Analyse und Bearbeitung von Daten ermöglichen, zur Verfügung gestellt.

5.6.3 Implementierung des Werkzeugs

5.6.3.1 Software, Systemarchitektur und Funktionalitäten

Für die technische Umsetzung des Werkzeugs wurde die Software ArcIMS von ESRI© in der Version 9.1 genutzt. Die Realisierung erfolgte als clientseitige Anwendung in einem HTML-basierten Dienst (siehe Abb. 5-32). Eine nutzerfreundliche Bedienoberfläche, die Einbindung aller zusätzlichen Informationen und die übersichtliche Auswahl der zahlreichen Simulationsergebnisse verlangten die Anpassung der ursprünglichen ArcIMS-Oberfläche und die Einbindung zusätzlicher Funktionalitäten. Umfangreiche Änderungen waren in den HTML-, CSS-, XML- und JavaScript-Dokumenten notwendig. Trotz der Integration zahlreicher Standards konnten einige Funktionalitäten nicht für alle Web-Browser implementiert werden. Aufgrund des derzeitig beschränkten Nutzerkreises wurde das Entscheidungshilfswerkzeug von SARISK zunächst für den Firefox-Browser (Version 3.0.5) optimiert und getestet.

Die Software ArcIMS bietet zahlreiche GIS-Funktionalitäten, die innerhalb der Webanwendung genutzt werden können. Die in einer Liste vorgehaltenen Datenlayer können interaktiv ein- und ausgeblendet werden, über Zoom-Werkzeuge kann der Kartenausschnitt verändert werden, einzelne Objekte können selektiert werden und auf Basis der vorhandenen Attribute können Abfragen und Selektionen durchgeführt werden. Die Hierarchie der Datenlayer und deren Visualisierung werden innerhalb einer xml-basierten Steuerdatei festgelegt und kann durch den Nutzer nicht verändert werden.

5.6.3.2 Datenbasis: Grunddaten und Ergebnisdaten

Im Hochwasserrisikomanagement werden von verschiedenen Akteuren spezifische Informationen benötigt, die sich inhaltlich und in ihrer räumlichen und zeitlichen Auflösung unterscheiden können. Durch die Nutzung der WebGIS-Technologie kann ein Entscheidungshilfswerkzeug erstellt werden, das alle notwendigen Informationen zentral vorhält und mehreren Nutzern gleichzeitig und an jedem Ort zur Verfügung steht. Eine wichtige Voraussetzung für die Analyse und Interpretation von fachbezogenen thematischen Geo-Daten sind topographische Daten, welche die räumlichen Gegebenheiten abbilden. In dem entwickelten Entscheidungshilfswerk-

zeug wird daher zwischen den Grunddaten und den Ergebnisdaten unterschieden, wobei der Nutzer interaktive Karten aus einer Auswahl von Grunddaten und maximal einem thematischen Layer der Ergebnisdaten zusammenstellen kann. Die als Ergebnisdaten bezeichneten Layer bilden jeweils das Ergebnis einer komplexen Abfrage von speziellen Szenarien unter bestimmten Randbedingungen und Zusatzinformationen ab.

Für die kartographische Visualisierung wurden die Daten aufbereitet und Zeichnungsregeln definiert. Die Datenaufbereitung umfasst die Konvertierung aus unterschiedlichen Datenformaten, Anpassung von Projektionen, Erstellung von Ausschnitten, Zusammenführen von Datensätzen und die Aufteilung komplexer ATKIS-Objekte in inhaltlich getrennte Geometrien bzw. Datenebenen. Im Zuge dieser Bearbeitung wurden Skripte zur teilautomatisierten Datenaufbereitung programmiert, um eine einfachere Pflege und Anpassung des Werkzeugs zu ermöglichen. Die Modellierungsergebnisse mussten ebenfalls für die Einbindung in das Entscheidungshilfswerkzeug aufbereitet und bearbeitet werden. Die Zeichnungsregeln für die kartographische Visualisierung wurden programmiert sowie eine sinnvolle Anordnung der Zeichnungsebenen (im Weiteren auch „Layer“ genannt) in Form einer Baumstruktur entwickelt. Die Darstellungsregeln werden in einer zentralen Steuerdatei (.axl) festgelegt und umfassen die Klassifizierung und Legenderzeugung (Farben, Symbologie) sowie die maßstabsabhängige Darstellung bestimmter Inhalte im DST. Ein Auszug ist in Abb. 5-33 dargestellt.

Aufgrund der zahlreichen Auswahlmöglichkeiten, der damit verbundenen erheblichen Datenmenge und thematischen Fragestellungen werden drei Dienste verwendet. Diese verwenden jeweils die gleichen Grunddaten und die für die jeweilige Fragestellung relevanten Ergebnisdaten. Eine Übersicht zur Anzahl der im Entscheidungshilfswerkzeug dargestellten Datensätze gibt Tab. 5-13.

In dem Werkzeug können die in Hauptgruppen wie administrative Grenzen, Siedlungen, Verkehrswege, Gewässerdaten, etc. zusammengefassten topographischen Grunddaten in einer Liste ausgewählt werden. Für die dargestellten Objekte der Datensätze lassen sich Attribute, beispielsweise Bezeichnungen, Flächengrößen und Klassifizierungen, abfragen. Die Objekte liegen in Punkt-, Linien- oder Flächenform vor.

Die Grunddaten enthalten Informationen zu folgenden Themenbereichen:

- Administrative Grenzen
 - Bundesländer
 - Landkreise
 - Gemeinden
- Siedlungen
 - Städte
 - Gebäude
- Verkehrswege

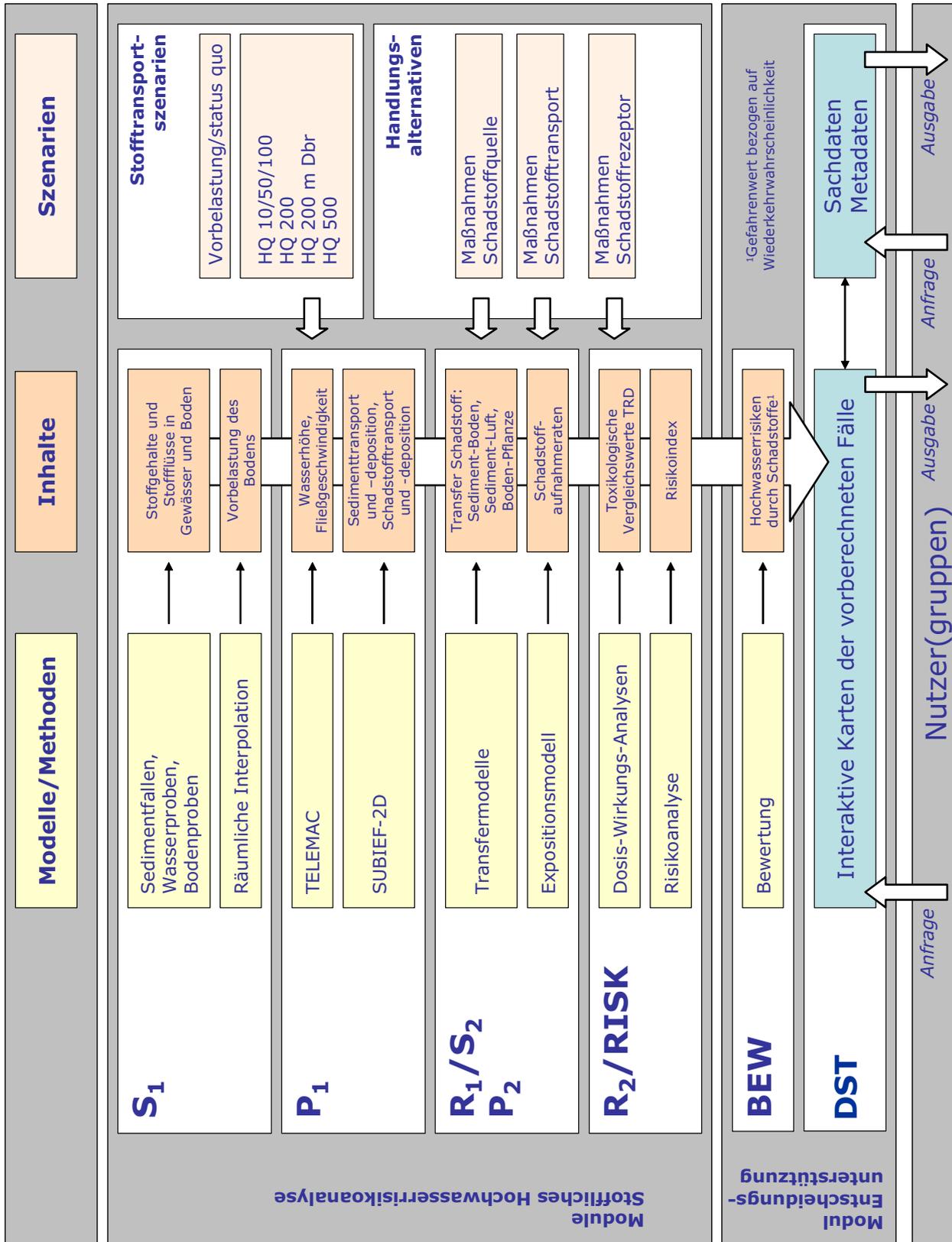


Abb. 5-31 Konzept des gesamten DSS von SARISK mit den gekoppelten Modellen und dem DST

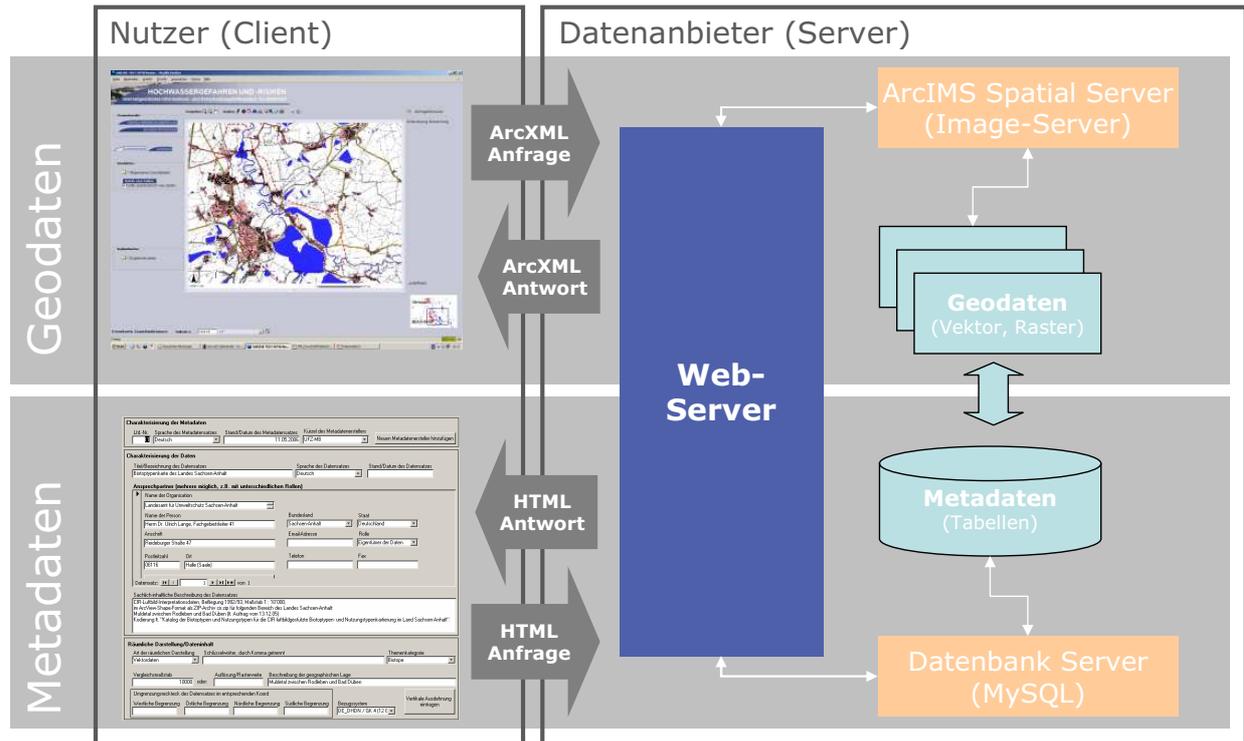


Abb. 5-32 Systemarchitektur des Entscheidungshilfswerkzeuges von SARISK

- Hauptstraßen
- Nebenstraßen
- Bahnlinien
- Gewässerdaten
 - Gewässerflächen
 - Muldelauf
 - Bäche und Gräben
- Schutzgebiete
 - Biosphärenreservate
 - FFH-Schutzgebiete
 - Naturschutzgebiete
- Topographische Karten
 - TK 1 : 100 000
 - TK 1 : 25 000
- Landnutzung
 - ATKIS-Landnutzung: Acker-, Grün- und Gartenland, Wald/Forst
- Höheninformationen
 - Schattiertes Höhenmodell
 - Höhenstufen
- Weitere Grunddaten
 - Pegelstandorte
 - Deiche

Bei der Auswahl der szenariobasierten Ergebnisdaten kann der Nutzer aus einer Vielzahl an vorgerechneten Szenarien die gewünschten Kombinationsmöglichkeiten wählen und somit spezielle Ereignisse visualisieren.

Aufgrund der Vielzahl an Ergebnisdaten erfolgt die Auswahl nicht über eine Liste, sondern über ein separates Auswahlmenü, das in einem neuen Fenster geöffnet wird. Über ein Formular, das erläuternde Informationen enthält, kann der Nutzer schrittweise alle Randbedingungen für das Simulationsergebnis auswählen und sich dieses im Kartenfenster anzeigen lassen.

Die Dienste zur Ergebnisdatenauswahl sind in folgende Themenbereiche gegliedert:

A: Überschwemmungsbereiche eines realen Ereignisses (HW2006, ca. HQ10)

- Abfrage der Überschwemmungstiefe oder Fließgeschwindigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt im Verlauf des Hochwasserereignisses 2006

B: Überschwemmungsbereiche für simulierte Hochwasserereignisse (HQ100, HQ200, HQ500)

- Zeitbasierte Abfrage: Überschwemmungstiefe oder Fließgeschwindigkeit zu einem bestimmten Zeitpunkt im Verlauf eines simulierten Hochwasserereignisses mit einer bestimmten Wiederkehrwahrscheinlichkeit (z.B. HQ100, HQ200, HQ500)
- Pegelbasierte Abfrage: Überschwemmungstiefe zu einem Pegelstand im Verlauf eines simulierten Hochwasserereignisses (z.B. HQ100, HQ200, HQ500)

```

</LAYER>.
<LAYER type="image" name="TK 1:100.000" visible="true" id="15" minscale="1:30000" maxscale="1:200000">.
  <DATASET name="tk1002_2.tif" type="image" workspace="jai_ws-18" />.
  <IMAGEPROPERTIES transcolor="255,255,255" />.
</LAYER>.
<LAYER type="featureclass" name="Cadmium Grünland" visible="false" id="19">.
  <DATASET name="Cd_gr" type="polygon" workspace="shp_ws-20" />.
  <VALUEMAPRENDERER lookupfield="$90CDGR">.
    <RANGE lower="0.03" upper="0.2" label="0.0 - 0.2">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="56,168,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="56,168,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.20001" upper="0.4" label="> 0.2 - 0.4">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="121,201,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="121,201,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.40001" upper="0.6" label="> 0.4 - 0.6">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="206,237,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="206,237,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.60001" upper="0.8" label="> 0.6 - 0.8">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,204,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,204,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.80001" upper="1.0" label="> 0.8 - 1.0">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,102,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,102,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="1.00001" upper="1.2" label="> 1.0 - 1.2">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,0,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,0,0" />.
    </RANGE>.
  </VALUEMAPRENDERER>.
</LAYER>.
<LAYER type="featureclass" name="Cadmium Grünland pH" visible="false" id="29">.
  <DATASET name="Cd_grph" type="polygon" workspace="shp_ws-20" />.
  <VALUEMAPRENDERER lookupfield="$90CDGRPH">.
    <RANGE lower="0.03" upper="0.2" label="0.0 - 0.2">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="56,168,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="56,168,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.20001" upper="0.4" label="> 0.2 - 0.4">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="111,196,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="111,196,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.40001" upper="0.6" label="> 0.4 - 0.6">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="176,224,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="176,224,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.60001" upper="0.8" label="> 0.6 - 0.8">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,255,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,255,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="0.80001" upper="1.0" label="> 0.8 - 1.0">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,170,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,170,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="1.00001" upper="1.2" label="> 1.0 - 1.2">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,85,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,85,0" />.
    </RANGE>.
    <RANGE lower="1.20001" upper="1.4" label="> 1.2 - 1.4">.
      <SIMPLEPOLYGONSYMBOL boundarytransparency="1.0" filltransparency="1.0" fillcolor="255,0,0" boundarycaptype="round" boundarycolor="255,0,0" />.
    </RANGE>.
  </VALUEMAPRENDERER>.
</LAYER>.
    
```

Abb. 5-33 Auszug aus der axl-Steuerdatei

C: Schadstoffrisiken

- Stoffkonzentrationen: Vorbelastung und Belastung nach simulierten Hochwasserereignissen
- Bodeneigenschaften (pH-Wert, Tongehalt, organischer Kohlenstoffgehalt, Leitfähigkeit, Sandgehalt), welche die Stoffaufnahme beeinflussen können
- Schutzgut Mensch: Gefahrenwerte bezogen auf eine Altersgruppe, einen Aufnahmeweg, einen Stoff und ein simuliertes Hochwasserereignis
- Schutzgut Pflanze: Schadstoffaufnahme von Pflanzen bezogen auf ein simuliertes Hochwasserereignis

Diese umfangreiche Datenbasis ermöglicht Aussagen zu verschiedenen Fragestellungen. Beispielsweise können die Überschwemmungstiefe nach 20 Stunden für ein HQ100 angezeigt werden und über die Auswahlfunktion anschließend alle Bereiche markiert werden, deren Überschwemmungstiefe einen Grenzwert überschreitet. Ähnliche Abfragen lassen sich für die Fließgeschwindigkeiten und für verschiedene Hochwasserszenarien durchführen. Im Bereich der Schadstoffrisiken kann bei-

spielsweise die Grundbelastung für verschiedene Stoffe angezeigt werden. Für selektierte Bereiche können die exakten Feldwerte angezeigt beziehungsweise Gebiete selektiert werden, deren Werte für einen oder mehrere Stoffe einen Grenzwert über- oder unterschreiten. Weiterhin besteht die Möglichkeit, die Belastungen nach einem Hochwasserszenario darzustellen. Durch die Speicherung der letzten fünf Auswahlen kann schnell zwischen verschiedenen Datensätzen gewechselt werden, ohne dass diese erneut über die Auswahlmaske selektiert werden müssen.

5.6.3.3 Anwenderorientierung

Der Kreis der Anwender beschränkt sich gegenwärtig auf Mitarbeiter des Landratsamtes Anhalt-Bitterfeld aus dem Amt für Brand- und Katastrophenschutz sowie dem Umweltamt (Untere Wasserbehörde und Untere Bodenschutzbehörde). Im Rahmen von Arbeitstreffen wurden die Konzeption und der jeweils aktuelle Stand des Systems mit den Anwendern abgestimmt. Diese hatten dadurch Gelegenheit eigene Vorstellungen bereits während der Bearbeitung einzubringen und die Funktionalitäten sowie die Bedienbarkeit zu testen. Weiterhin wur-

Tab. 5-13 Anzahl der im SARISK-Entscheidungshilfswerkzeug dargestellten Datensätze

Daten / Thematik	Beschreibung	Anzahl der Layer	Kartendienst
Grunddaten	Topographische Geodaten	22	werden in allen 3 Diensten verwendet
Überschwemmungsbereiche eines realen Ereignisses (HW 2006)	Überschwemmungstiefen und Fließgeschwindigkeiten für 108 Zeitschnitte im Verlauf des simulierten Hochwasserereignisses 2006	216	sarisk_hydro1
Überschwemmungsbereiche simulierter Hochwasserszenarien	Überschwemmungstiefen und Fließgeschwindigkeiten im Verlauf simulierter Hochwasserszenarien (HQ100, HQ200, HQ500) und pegelbezogene Abfragen	409	sarisk_hydro2
Schadstoffrisiken	Stoffkonzentrationen im Boden, Gefahrenwerte für das Schutzgut Mensch, Stoffkonzentrationen in Pflanzen	251	sarisk_stoffe

den bei der Entwicklung des Werkzeugs die Hinweise der beteiligten Fachwissenschaftler berücksichtigt. Ein öffentlicher Zugang zu dem System wurde bisher nach Aufforderung durch den Landkreis Anhalt-Bitterfeld nicht umgesetzt. Trotz der Bedenken zu einigen sensiblen Daten erscheint dies i.S. des Umweltinformationsgesetzes erstrebenswert. In einer Übergangsphase sollten zumindest weniger kritisch gesehene Informationen freigegeben werden.

5.6.4 Kartendienste, Benutzeroberfläche und Auswahlmasken

5.6.4.1 Graphische Benutzeroberfläche: Struktur und Funktionalitäten

Die Kartendienste des SARISK-Entscheidungshilfswerkzeugs wurden in eine Einstiegsseite eingebunden, die sich noch in der Entwicklung befindet. Auf dieser Seite befinden sich neben der Auswahlmöglichkeit der Kartendienste Informationen zum Projekt, allgemeine Informationen zum Hochwasserrisikomanagement, Erläuterungen zur Hochwassergefahr und zu den Schadstoffrisiken durch Hochwasser sowie Angaben zu den verwendeten Modellen und deren Randbedingungen. Die Abb. 5-34 zeigt die Auswahlmöglichkeit der drei Kartendienste innerhalb der Projekt-Webseite.

Aufgrund der großen Datenmenge und der damit verbundenen technischen Probleme bzw. sehr langen Wartezeiten beim Laden des Dienstes wurden die Ergebnisdaten in drei thematische Kartendienste aufgeteilt. Diese WebGIS-Dienste stellen räumliche Daten (Geometrie)

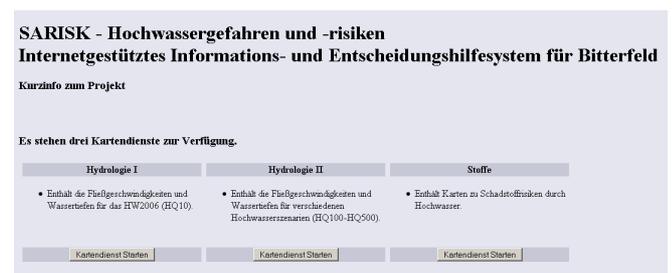


Abb. 5-34 Einstiegsseite mit Auswahl des Kartendienstes

und Sachdaten (Attributinformationen) bereit, die vom Nutzer selbstständig in Form von interaktiven Karten zusammengestellt werden können. Zusätzliche Informationen und Metadaten können abgefragt werden.

Zur Erstellung der dynamischen Benutzersteuerung (Dialoge, Formulare, Menüs) wurden umfangreiche Programmierungen mit Java-Script, HTML und CSS durchgeführt. Es sind erweiterte Hilfsfunktionen sowohl zur Menüsteuerung und den verfügbaren Werkzeugen als auch zu den Daten entwickelt worden. Viele der programmierten Werkzeuge und Steuerelemente gehen weit über die Basisfunktionalitäten des ArcIMS hinaus. Das aktuelle Layout der Benutzeroberfläche mit Erläuterung der Funktionalitäten zeigt Abb. 5-35.

Für die nutzerfreundliche Bedienung des Entscheidungshilfswerkzeugs und zur übersichtlichen Auswahl der gewünschten Ergebnisdaten aus der großen Anzahl an integrierten Datenlayern wurden umfangreiche Anpassungen der Nutzerschnittstelle vorgenommen. Ausgewählte Beispiele werden im Folgenden kurz erläutert:

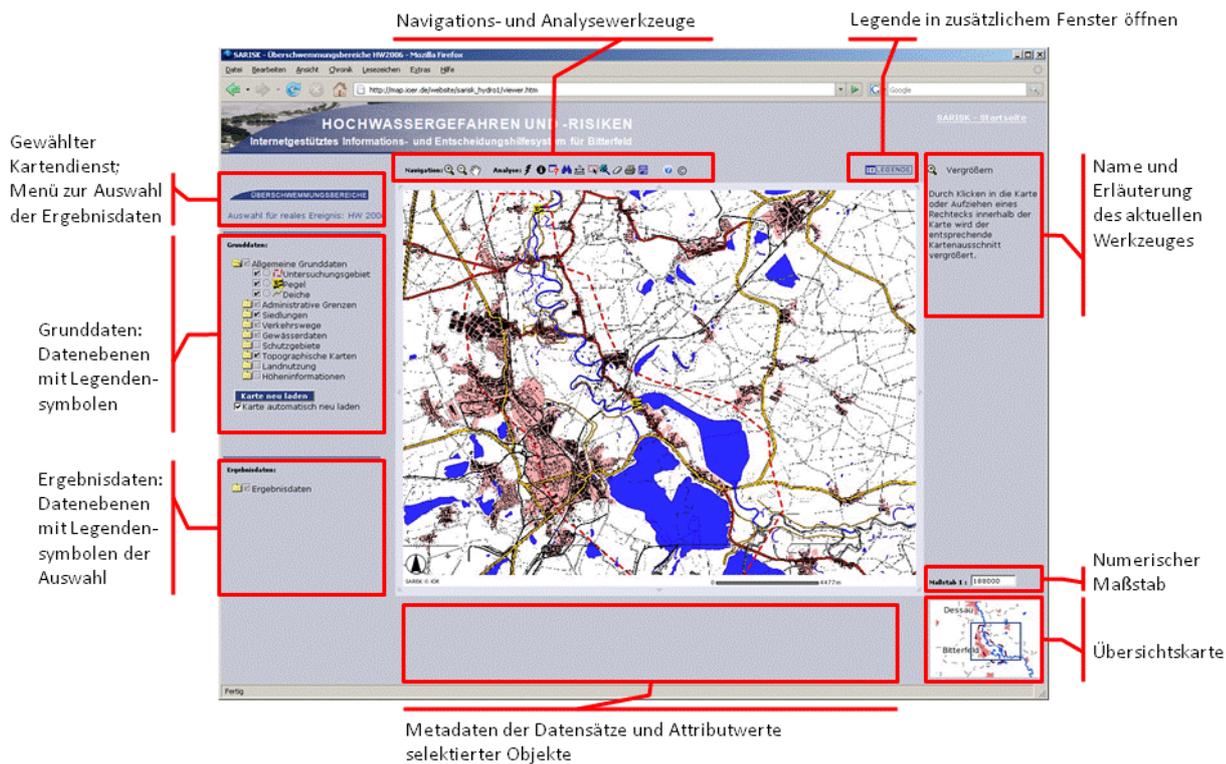


Abb. 5-35 Übersicht der Funktionalitäten in der Hauptansicht

- Erarbeitung eines übersichtlichen Layouts:
 Die Nutzeroberfläche wurde in die in Abb. 5-35 dargestellten Bereiche untergliedert. Neben den Karteninhalten können Metainformationen zu den Daten angezeigt werden. Die Werkzeuge sind funktional untergliedert und übersichtlich angeordnet.
- Erstellung einer Hilfefunktion zu den Werkzeugen:
 Da die Anwendung bestimmter Werkzeuge nicht offensichtlich ist und die Werkzeug-Symbole einem ungeübten GIS-Nutzer nicht vertraut sind, wurde zu jedem Werkzeug eine Benutzerhilfe geschrieben, die bei Aktivierung des entsprechenden Werkzeugs angezeigt wird.
- Aufruf der Legende in separatem Fenster:
 Die Legende wird in einem separaten Fenster geöffnet, welches für bessere Farbvergleiche frei über dem Kartenfeld positioniert werden kann. Bei der Aktualisierung des Karteninhaltes wird die Legende dynamisch angepasst.
- Integration zusätzlicher Werkzeuge:
 Um den Funktionsumfang zu erweitern und dem Nutzer Hilfestellungen zu geben wurden zusätzliche Werkzeuge integriert. Der Nutzer kann beispielsweise den aktuellen Kartenausschnitt mit einem selektierten Ergebnislayer für eine spätere Bearbeitung als Link speichern.
- Unterteilung in immer verfügbare Grund- und auswahlbasierte Ergebnisdaten:
 Die Liste der Grunddaten ist immer im vollen Umfang verfügbar. Für die Grunddaten können beliebig viele Datenebenen gemeinsam visualisiert werden. Im Bereich der Ergebnisdaten kann maximal ein thematischer Layer im Kartenfenster angezeigt werden. Die letzten fünf gewählten Layer werden im Verzeichnisbaum gespeichert und können durch einfaches Umschalten erneut geladen werden. Dadurch ist der direkte Vergleich zwischen unterschiedlichen Szenarien oder zwei Zeitpunkten möglich.
- Darstellung der Datenebenen als Verzeichnisbaum:
 Die Grunddaten werden durch die Nutzung eines Verzeichnisbaumes, wie er den Nutzern auch aus anderen Windows-Applikationen vertraut ist, inhaltlich untergliedert. Die Haupt- und Untergruppen können gemeinsam ein- und ausgeblendet werden.
- Integration der Legendensymbole im Verzeichnisbaum:
 Die Legendensymbole wurden bei der Bezeichnung der jeweiligen Datenebenen im Verzeichnisbaum integriert. Dadurch ist kein zusätzliches Einblenden der Legende notwendig. Bei einer klassifizierten Darstellung der Datenlayer wird aus Platzgründen ein Legenden-symbol angezeigt, das zur vollständigen Legende expandiert werden kann.
- Erstellung der Auswahlmasken für die Ergebnisdaten:
 Für die zahlreichen Optionen der Ergebnisdatenauswahl wurden übersichtliche Auswahlmasken erstellt, die eine schrittweise Auswahl der gewünschten Datenlayer ermöglicht und zusätzliche Erläuterungen und Informationen zur Datenmodellierung enthält. Dazu wurden HTML-basierte Formularfunktionen verwendet.

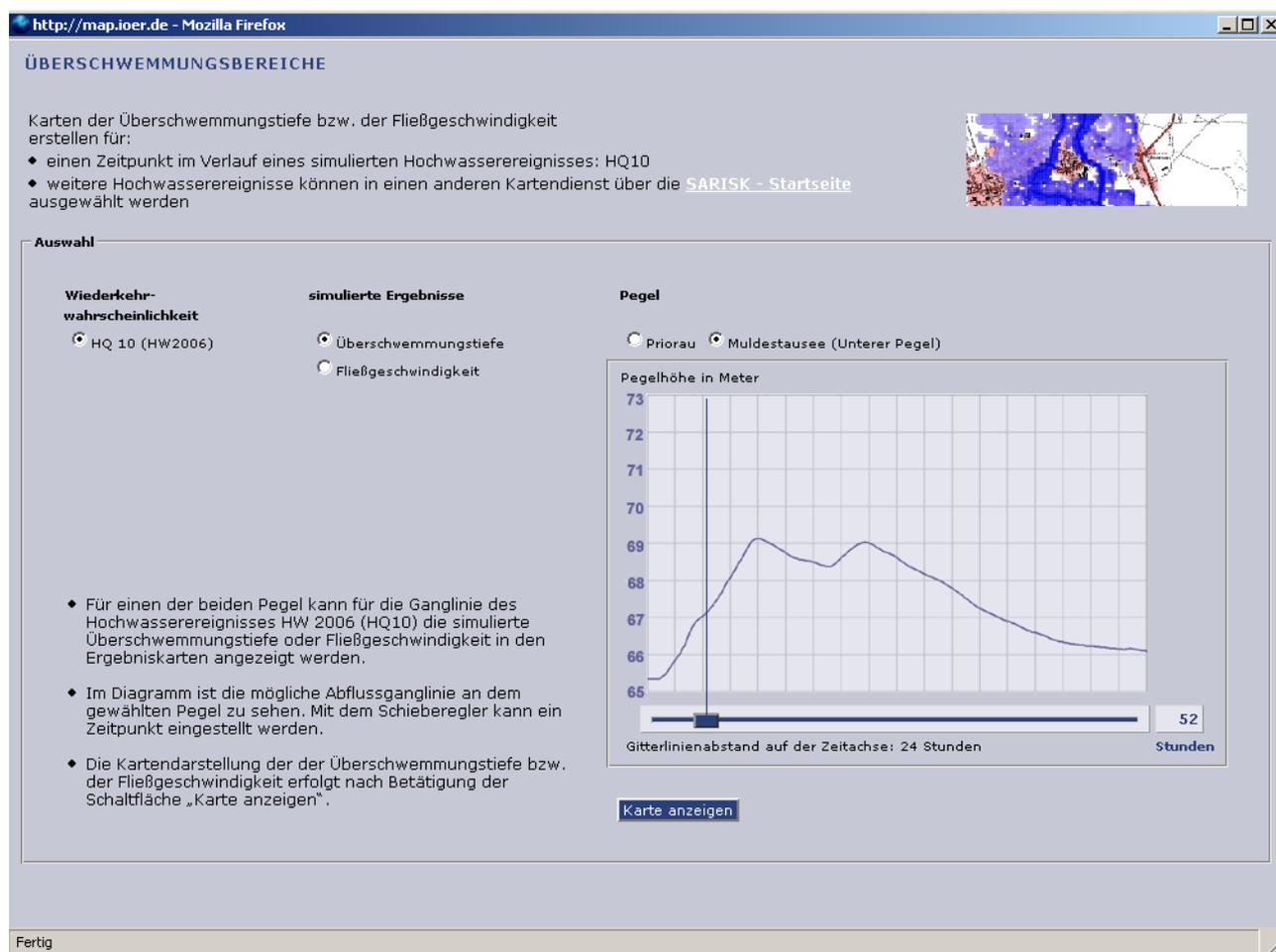


Abb. 5-36 Auswahlmaske – Überschwemmungsbereiche für ein reales Ereignis (HW2006/HQ10)

det. Für die zeitbasierte Auswahl einer großen Anzahl an Zeitschnitten ist ein Schieberegler in Kombination mit einem Diagramm für die Abfrage integriert.

- Kopplung der Auswahlfenster mit dem Kartenfenster: Die separaten Auswahlfenster sind mit dem Kartenfenster gekoppelt. Nach der Auswahl im separaten Fenster wird das Kartenfenster wieder zum aktiven Fenster (am Bildschirm wird dieses Fenster im Vordergrund angezeigt) und der Datenlayer wird im Kartenfenster angezeigt. Der Ergebnislayer wird für anschließende Abfragen als aktiver Layer markiert und die Metadaten werden im Informationsteil angezeigt.

5.6.4.2 Auswahlmasken der Kartendienste

Im Folgenden werden anhand einiger typischer Anwendungsfälle die Vorgehensweise zur Abfrage bestimmter Informationen und die dabei unterstützenden Funktionalitäten des Werkzeugs dargestellt.

A: Überschwemmungsbereiche für ein reales Ereignis (HW2006/HQ10)

In dieser Auswahlmaske kann für das Hochwasser 2006 – welches statistisch etwa einem HQ10 entspricht – ein

Zeitpunkt im Verlauf des Ereignisses ausgewählt werden, für den dann die Karte der Überschwemmungstiefen oder der Fließgeschwindigkeiten angezeigt wird. Zur übersichtlichen Darstellung des Verlaufs des Hochwasserereignisses wird die Pegelganglinie bezogen auf einen Pegel als Diagramm eingeblendet. Der Nutzer kann über einen Schieberegler entlang der Zeitachse einen Zeitpunkt wählen, für den die Überschwemmungsgebiete im Kartenfenster visualisiert werden. Die Verwendung der Ganglinien dient dem besseren Verständnis über den zeitlichen Verlauf eines Hochwasserereignisses und ermöglicht dem Nutzer beispielsweise die Visualisierung der Überschwemmungsbereiche zum Zeitpunkt des maximalen Durchflusses.

B: Überschwemmungsbereiche für simulierte Hochwasserereignisse (HQ100, HQ200, HQ500)

Bei diesem Kartendienst kann der Nutzer zunächst zwischen einer zeitbasierten Abfrage im Verlauf eines simulierten Hochwasserereignisses oder einer pegelbasierten Abfrage eines Wasserstandes wählen. Die Auswahlmaske ist in Abb. 5-37 dargestellt.

Bei der zeitbasierten Abfrage wählt der Nutzer ein Hochwasserszenario mit einer bestimmten Wiederkehr-



Abb. 5-37 Auswahlmaske – Überschwemmungsbereiche für simulierte Hochwasserereignisse

wahrscheinlichkeit, für das die Überschwemmungstiefe oder die Fließgeschwindigkeit angezeigt werden soll. Unter Zuhilfenahme der Informationen aus der Pegelganglinie kann dann ein Zeitpunkt im Verlauf des Hochwasserereignisses festgelegt werden, für das die simulierten Ergebnisse angezeigt werden sollen. Nach Betätigung des Buttons „Karte anzeigen“ wird der entsprechende Layer im Kartenfenster geladen, und der Browser, in dem der Kartendienst angezeigt wird, erhält den Fokus. Durch erneutes Laden weiterer Datensätze, beispielsweise der Überschwemmungstiefen des gleichen Szenarios verschiedener Zeitpunkte, können im Kartenfenster durch einfaches Umschalten der Ergebnislayer die Veränderungen zwischen den Zeitpunkten analysiert werden. Abb. 5-38 zeigt das Auswahlmenü für die zeitbasierte Abfrage von Überschwemmungsbereichen im Verlauf eines Hochwasserereignisses.

Bei der pegelbasierten Abfrage kann der Nutzer für ein simuliertes Hochwasserereignis die Pegelhöhe am Pegel Muldestausee (Unterer Pegel) wählen. Zur Visualisierung des Verlaufs des Hochwasserereignisses wird die Pegelganglinie dargestellt. Für den ansteigenden Ast der Ganglinie kann die Pegelhöhe per Schieberegler eingestellt werden. In Abb. 5-39 ist die Auswahlmaske dargestellt.

C: Schadstoffrisiken

In diesem Kartendienst können stoffbezogene Fragestellungen visualisiert werden. Zunächst muss der Nutzer einen der 3 Bereiche wählen:

- Stoffkonzentrationen im Boden als Vorbelastung oder nach simulierten Hochwasserereignissen

- Gefahrenwerte für das Schutzgut Mensch
- Belastung des Schutzgutes Pflanze

Die Stoffkonzentrationen im Boden liegen sowohl als Messergebnisse als auch als Modellierungsergebnisse vor. Die Messergebnisse stellen die Bodenkonzentrationen ausgewählter Stoffe durch die bisherige Belastung dar. Die Modellierungsergebnisse geben die Stoffkonzentrationen im Boden bezogen auf die simulierten Hochwasserszenarien an. Weiterhin können Bodeneigenschaften wie der pH-Wert oder der Tongehalt des Bodens im Kartenfenster visualisiert werden, da diese wichtige Kenngrößen für die Beurteilung der Schadstoffkonzentrationen darstellen. Die Auswahlmaske ist in Abb. 5-41 dargestellt.

Für das Schutzgut Mensch werden stoffspezifische Gefahrenwerte angegeben, die ein Maß für die Wahrscheinlichkeit von Gesundheitsrisiken darstellen. Zur Auswahl stehen dem Nutzer verschiedene Szenarien, Stoffe, Aufnahmepfade und Altersgruppen für die die Gefahrenwerte im Kartenfenster klassifiziert dargestellt werden. Die Abb. 5-42 zeigt die Auswahlmaske für das Schutzgut Mensch.

Die Analyse und Bewertung für das Schutzgut Pflanze bezieht sich auf die Verwert- und Vermarktbarkeit von gewerblich angebauten Nahrungs- und Futterpflanzen sowie privat angebauten Pflanzen zum Eigenverzehr. Der Nutzer kann in diesem Modul eine Auswahl für einen Stoff, ein Szenario und eine Pflanzenart treffen, für die die Belastung angezeigt wird. Diese wird im Kartenfenster innerhalb der potentiellen räumlichen Verteilung, in Abhängigkeit der Nutzungsarten, dargestellt.

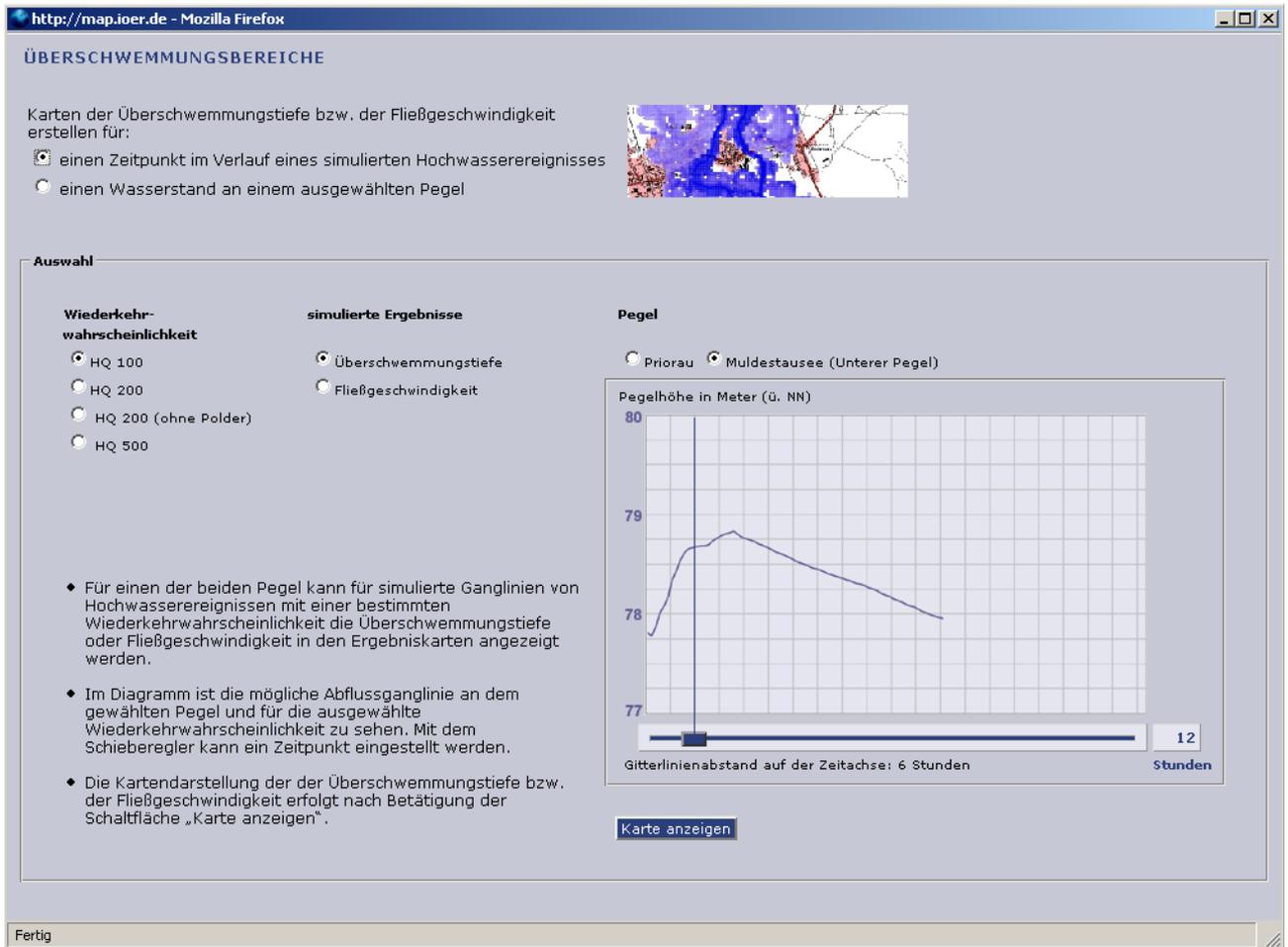


Abb. 5-38 Zeitbasierte Abfrage für simulierte Hochwasserereignisse

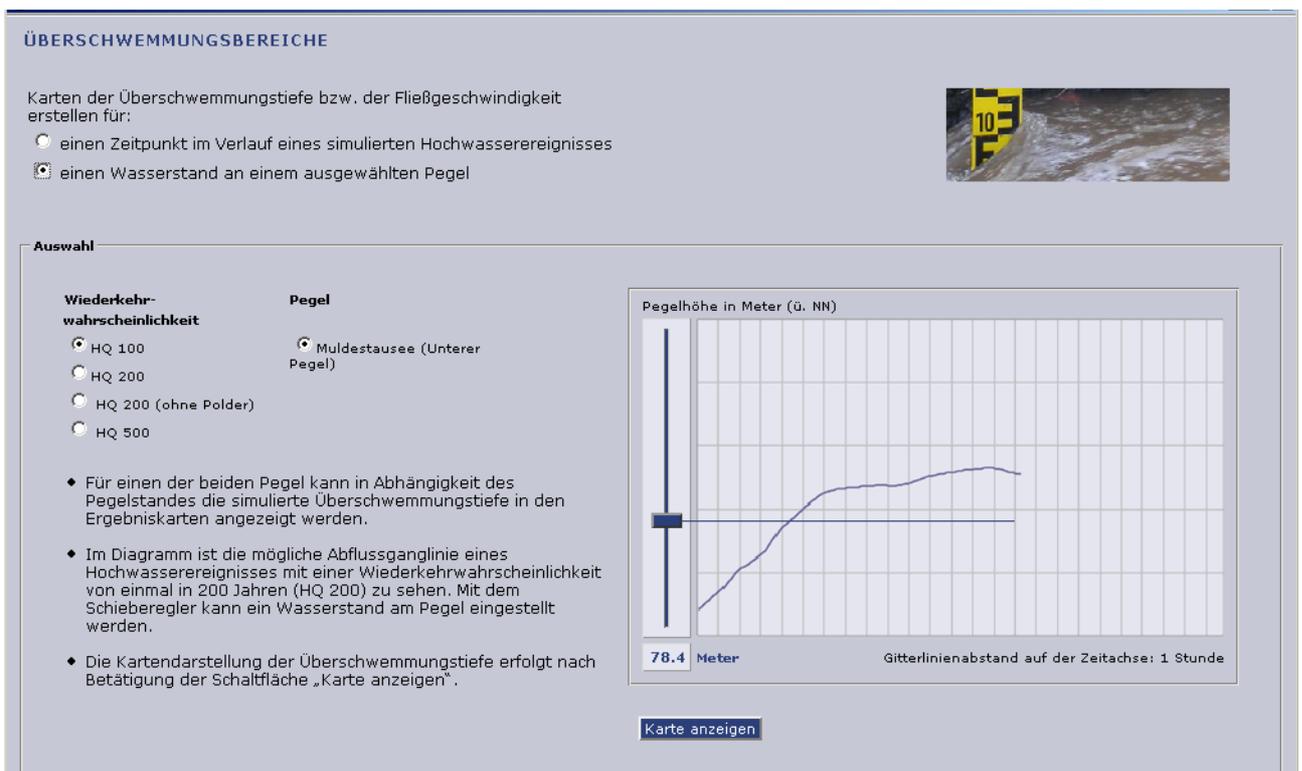


Abb. 5-39 Pegelbasierte Abfrage für simulierte Hochwasserereignisse



Abb. 5-40 Menü der Hauptauswahl im Modul Schadstoffrisiken

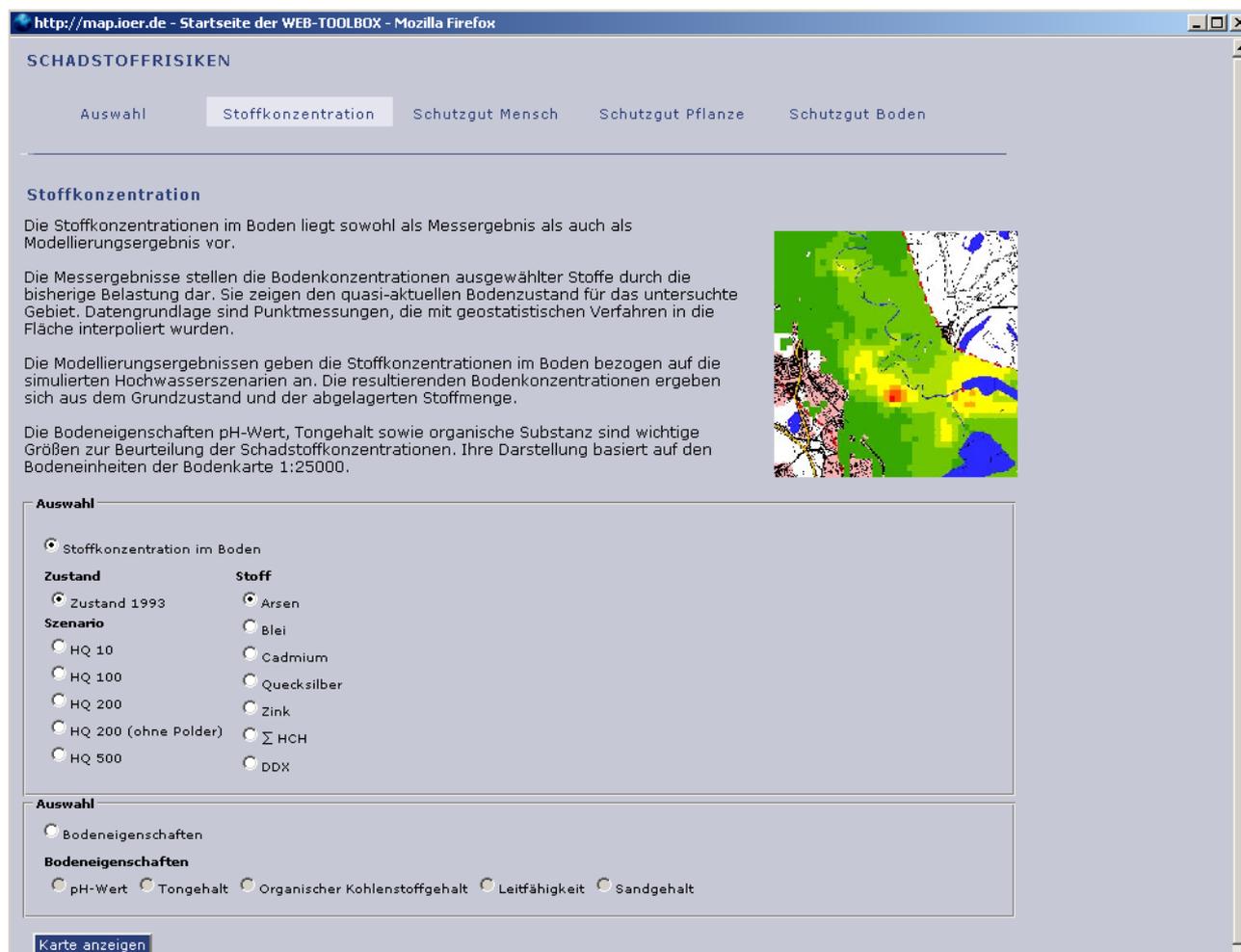


Abb. 5-41 Auswahlmenü der Stoffkonzentrationen (Zustand 1993 und modellierte Hochwasserszenarien)



Abb. 5-42 Auswahlmenü für das Schutzgut Mensch

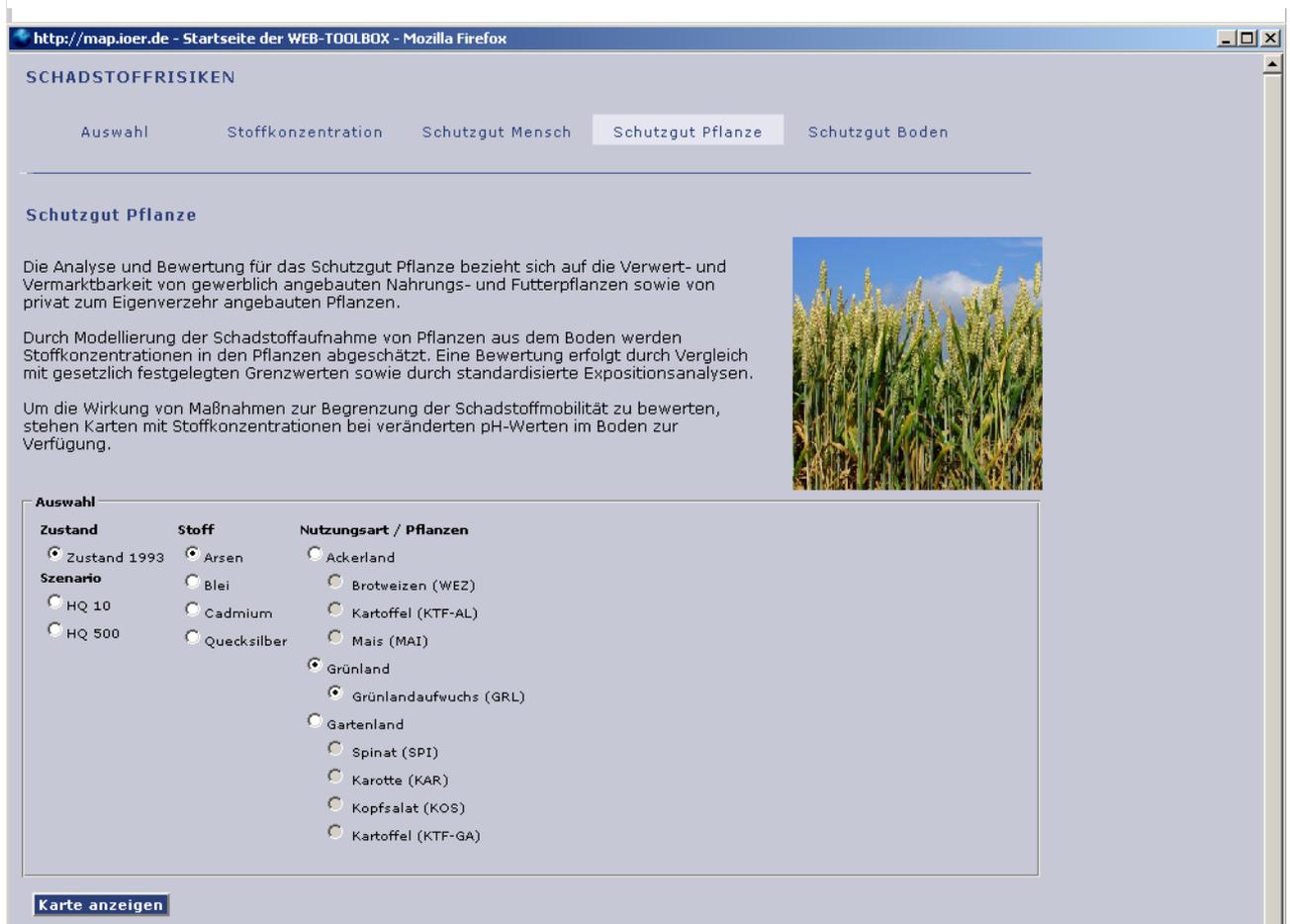


Abb. 5-43 Auswahlmenü für das Schutzgut Pflanze

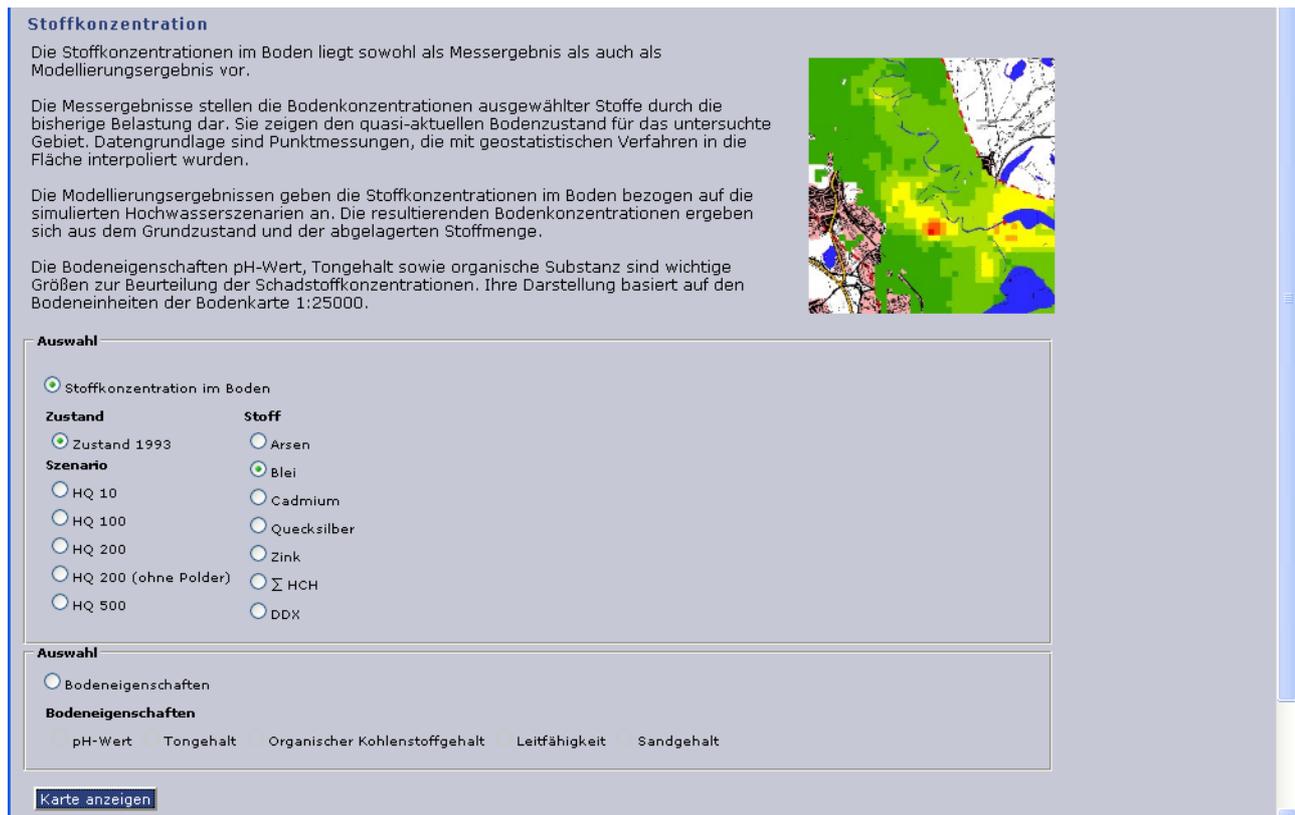


Abb. 5-44 Auswahl: Stoffkonzentration im Boden – Blei | Zustand 1993

5.6.4.3 Anwendungsbeispiele

Beispiel 1: Für ein bestimmtes Gebiet sollen die Werte der Bleigrundbelastung angezeigt werden.

Der Nutzer wählt dazu den Kartendienst Schadstoffrisiken. In der Auswahlmaske kann im Menü Stoffkonzentrationen der gewünschte Datenlayer zur Ansicht im Kartenfenster gewählt werden. Die entsprechende Auswahl (Blei | Zustand 1993) ist in Abb. 5-44 dargestellt. Abb. 5-45 zeigt den Ergebnislayer im Kartenfenster mit dem frei über dem Kartenfenster bewegbaren Legendensymbol. Im Metadatenbereich wird die aktuelle Auswahl angezeigt. Der Nutzer kann sich durch Anklicken des Legendensymbols diese auch innerhalb der Datenebenen anzeigen lassen. Die Ergebnislayer sind für die Nutzer aufbereitet und klassifiziert. Neben dieser farblich klassifizierten Visualisierung können die exakten Werte für jedes Objekt angezeigt werden. Mit dem Auswahlwerkzeug oder dem Identifizieren-Werkzeug können Bereiche ausgewählt werden, für die die simulierten Werte in Form einer Tabelle im Metadatenbereich angezeigt werden (Abb. 5-46).

Beispiel 2: Gesucht sind Gebiete, in denen die Arsengrundbelastung zwischen 130 und 140 mg kg⁻¹ TS liegt.

Für diese Anfrage wird der Kartendienst Schadstoffrisiken gewählt und im Menü Stoffkonzentration erfolgt die Auswahl: Stoffkonzentration im Boden – Arsen |

Zustand 1993 wie in Abb. 5-47 dargestellt. Der Datensatz wird im Kartenfenster geladen und im Informationsfeld werden die Metadaten angezeigt.

Abb. 5-48 zeigt den Datenlayer im Kartenfenster. Durch die Legendenfärbung werden alle Werte zwischen 150 und 175 mg kg⁻¹ TS einheitlich dargestellt. Allein mit Hilfe der visuellen Abfrage lässt sich die gestellte Frage nicht beantworten.

Diese Fragestellungen können über Abfragen bezogen auf den Ergebnislayer beantwortet werden. Über eine Abfragemaske können gezielt Bereiche mit bestimmten Eigenschaften ausgewählt werden. Die Abfrage bezieht sich auf ein Feld (Attributspalte des Datensatzes). Es können relationale Operatoren (=, >, <, etc.) verwendet werden, die mit Booleschen Operatoren (UND, ODER, etc.) verknüpft werden können, um komplexe Abfragen zu generieren. Dadurch können verschiedene Bereiche und spezielle Werte abgefragt werden. Abb. 5-49 zeigt eine Abfrage spezieller Werte für den Ergebnislayer. Die selektierten Bereiche werden im Kartenfeld markiert und die entsprechenden Feldwerte im Informationsbereich angezeigt. Durch Anklicken der Objektnummer in der Liste der Feldwerte wird der Kartenausschnitt auf dieses Objekt gezoomt. Das Ergebnis der Abfrage ist in Abb. 5-50 dargestellt.

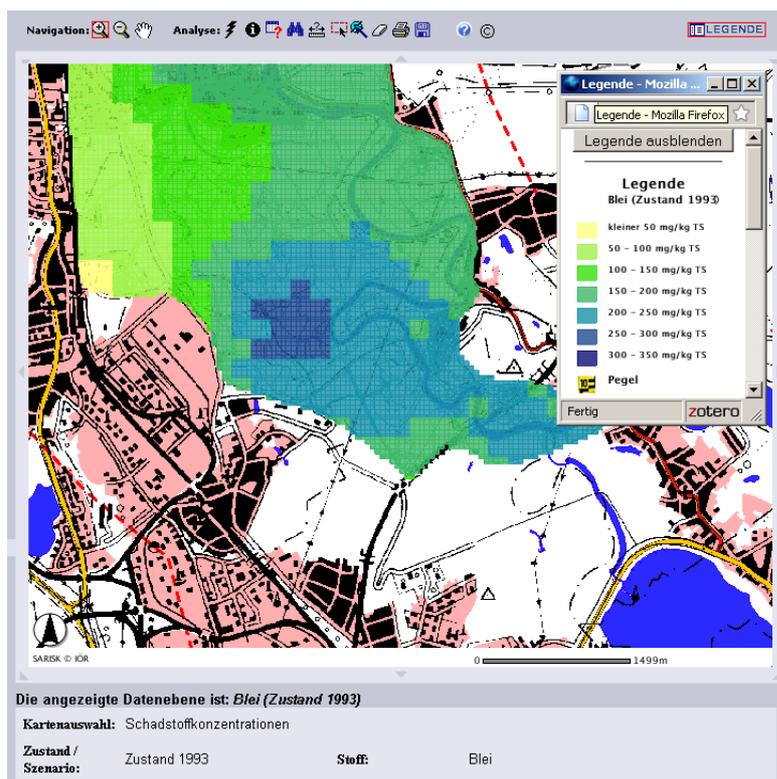


Abb. 5-45 Kartendarstellung des Ergebnislayers – Blei | Zustand 1993

5.7 Diskussion

Axel Sauer, Claudia Gedrange, Jochen Schanze und Ulrich Walz (IÖR)

5.7.1 Analyse- und Bewertungsmethodik

Die entwickelte Methodik definiert ein konzeptionelles Schema zur Analyse und Bewertung der Hochwasserrisiken durch Schadstoffe ausgehend von den primären Schadstoffquellen hin zu den Konsequenzen für die entsprechenden Rezeptoren. Basierend auf dem SPRC-Modell ist eine flexible methodische Umsetzung der einzelnen Analyseschritte möglich, beispielsweise durch den Einsatz anderer Modellierungsansätze als den hier eingesetzten für die Hydraulik, den Stofftransport oder die Exposition. Ähnliche methodische Konzepte existieren zwar bereits sowohl für die Hochwasserrisikoanalyse (SPRC-Modell) als auch im Zusammenhang mit Schadstoffrisikoanalysen (Donator-Akzeptor-Modell nach SCHOLZ), eine konsistente Zusammenführung ist allerdings neu. Hiermit ist eine wichtige methodische Grundlage für die integrierte Betrachtung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe geschaffen worden.

Als primäre Eingangsgröße für die Modellierung der Schadstoffausbreitung im Gebiet der Fallstudie durch TP 4 sowie zur Definition des Bezugsszenarios „Grundzustand“ dienten unter anderem die Daten der in den Jahren 1992/93 vom Landkreis Bitterfeld durchgeführten Beprobungen und Analysen der Böden in der Muldeau. Hierbei sind einige Punkte kritisch anzumerken: (1.) gegenwärtig sind keine Informationen hinsichtlich Pro-

benahme- und Analysefehler verfügbar, (2.) die Analysen wurden mittels RFA durchgeführt und entsprechen somit einem Totalgehalt, der je nach Schadstoff deutlich über den maximal unter Umweltbedingungen mobilisierbaren Gehalten liegt, (3.) es wurden nahezu ausschließlich landwirtschaftlich genutzte Standorte untersucht, Informationen zu urbanen Gebieten sind nur spärlich vorhanden, (4.) die Effekte der seit 1993 stattgefundenen Hochwasserereignisse (u.a. 2002, 2006) auf die räumliche Schadstoffverteilung und -konzentration in der Aue sind nur wenig bekannt, (5.) es erfolgten bisher keine Analysen der räumlichen Verteilung des Schätzfehlers für die Interpolation der Stoffkonzentrationen. Diese genannten Unsicherheiten sind implizit in den Analyse- und Bewertungsergebnissen enthalten.

Grundlage für die Berechnung von den sich nach einem Hochwasserereignis einstellenden Bodenkonzentrationen sind unter anderem die räumlich verteilten Ablagemächtigkeiten. Für das HW 2002 wurden hier von TP 4 recht hoch erscheinende Maxima von 1,6 m ermittelt. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Sedimentationsschwerpunkte konnte – bis auf einige wenige Standorte – keine flächenbezogene Validierung erfolgen. Die Unsicherheit der räumlichen Verteilung kann daher nicht quantifiziert werden.

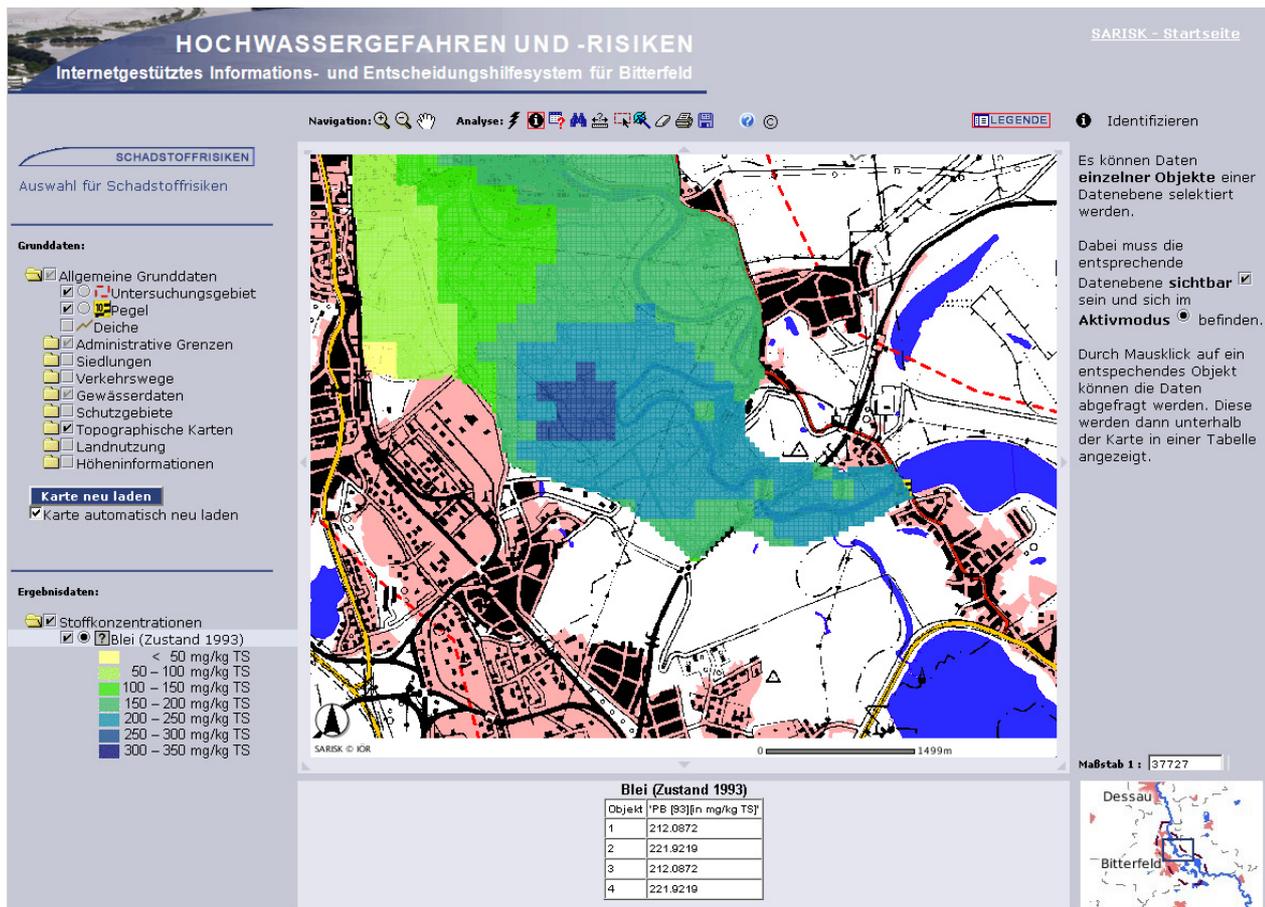


Abb. 5-46 Legende der Klassifizierung und Abfrage exakter Werte im Ergebnislayer

Zur Parametrisierung des GIS-basierten Expositionsmodells mussten zahlreiche Annahmen hinsichtlich der Parameterwerte getroffen werden. Gegenwärtig handelt es sich hierbei um Punktschätzungen, die nur für ausgewählte Konstellationen um probabilistische Analysen ergänzt werden konnten.

5.7.2 Entscheidungshilfswerkzeug

Das webbasierte Entscheidungshilfswerkzeug ermöglicht den Nutzern einen einfachen Zugriff auf Daten und Informationen zu Hochwassergefahren und Hochwasserrisiken durch Schadstoffe. Interessierte Nutzer erhalten durch die angepasste graphische Benutzeroberfläche einen schnellen und unkomplizierten Überblick zu der Thematik und können selbst interaktiv Karteninhalte für spezifische Fragestellungen erstellen. Durch die Einbindung eines geographischen Informationssystems erfolgt eine inhaltlich und räumlich detaillierte Darstellung der Daten mit einer flexiblen Visualisierung der Karteninhalte für unterschiedliche Nutzeranforderungen. Dabei ist es möglich, zusätzliche Informationen und Metadaten einzubinden und kontextbezogen anzuzeigen. Mit Hilfe von räumlichen und inhaltlichen Abfragen können die Anwender die Daten analysieren und neue Erkenntnisse gewinnen. Die angepasste Benutzeroberfläche erlaubt

sowohl Laien als auch Experten in Fachbehörden und Verwaltungen einen unkomplizierten Umgang mit dem System. Die zahlreichen Ergebnislayer lassen sich durch die Programmierung zusätzlicher Funktionen und die Integration von Auswahlmasken strukturiert abfragen.

Webbasierte Umsetzung – Browser

Das Entscheidungshilfswerkzeug wurde als webbasierte Anwendung umgesetzt. Dadurch kann das System ortsungebunden von jedem Rechner mit Internetanbindung aus genutzt werden. Bei der großen Anzahl der integrierten Datenlayer und der damit verbundenen Ladezeit ist allerdings eine hohe Bandbreite der Verbindung für ein effektives Arbeiten Voraussetzung. Geringe Datenübertragungsraten können hier zu langen Wartezeiten führen.

Um die Bedienbarkeit des Systems auch für ungeübte GIS-Nutzer zu gewährleisten, aber auch um die Nutzung zu optimieren und zusätzliche Funktionalitäten zu integrieren, wurden zahlreiche Erweiterungen der ArcIMS-Nutzerschnittstelle implementiert. Hierbei wurde die Verwendung verschiedener Browser berücksichtigt und etablierte Standards bei der Anwendungsprogrammierung verwendet. Dessen ungeachtet kommt es zwischen verschiedenen Browsern zu Unterschieden bei der Client/Server-Kommunikation, der Darstellung von Inhal-



Abb. 5-47 Auswahl: Stoffkonzentration im Boden – Arsen | Zustand 1993

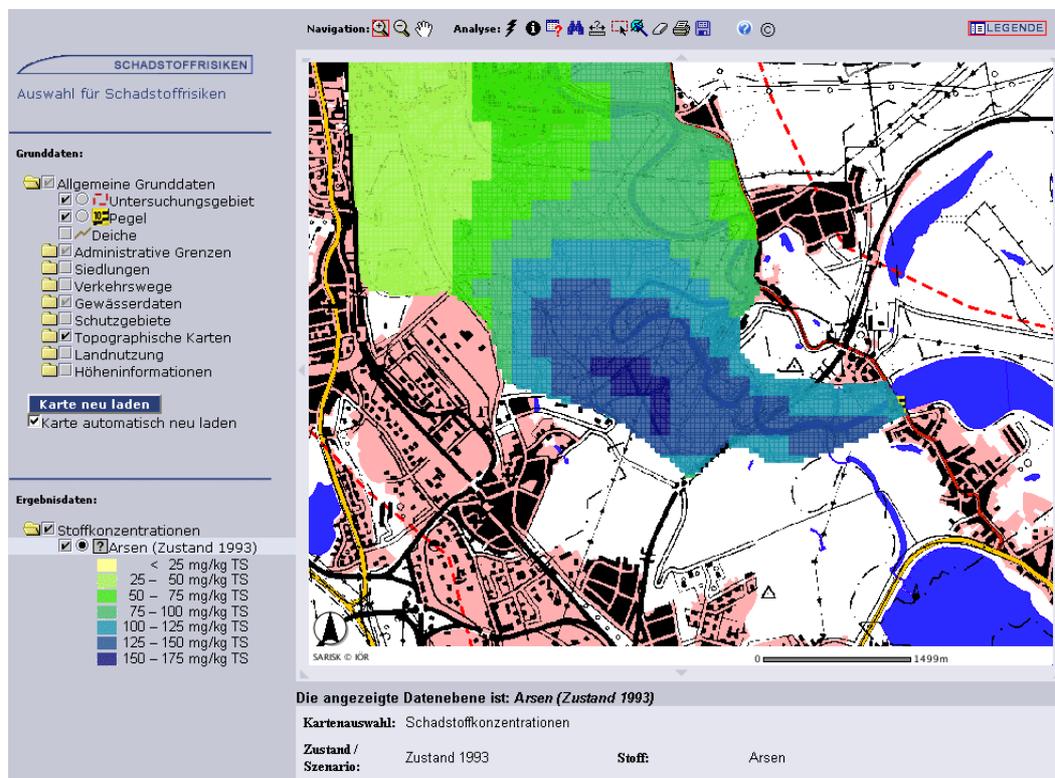


Abb. 5-48 Kartendarstellung des Ergebnislayers – Arsen | (Zustand 1993)

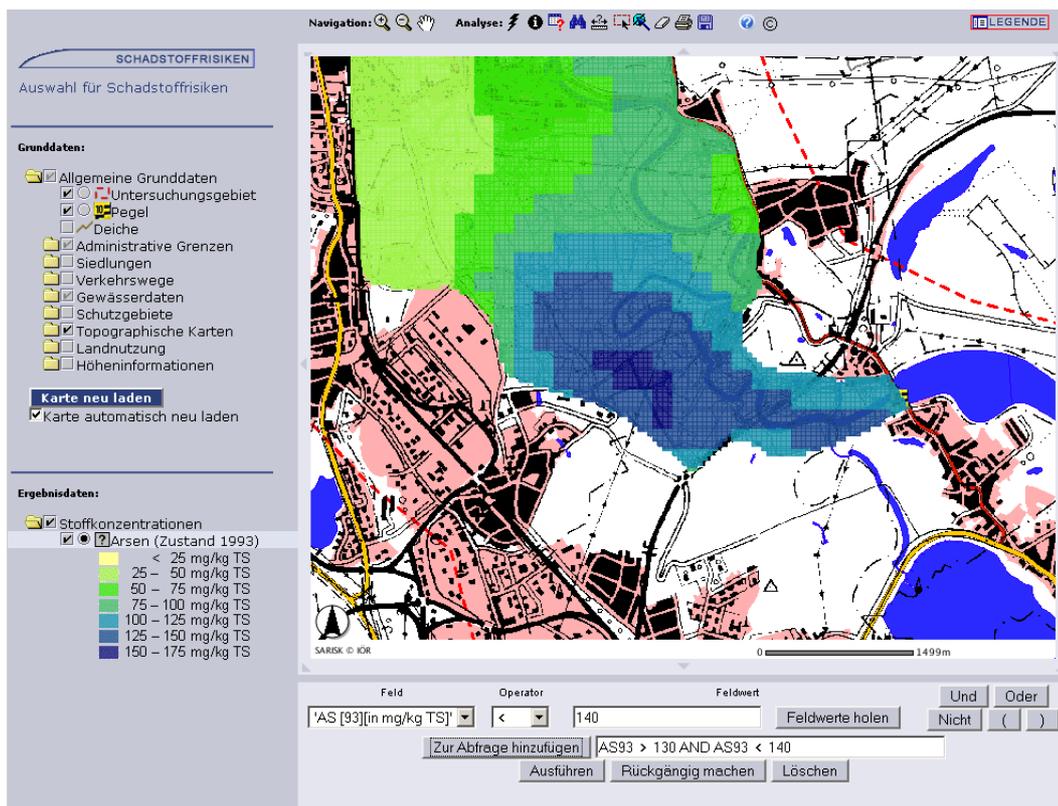


Abb. 5-49 Abfrage von Feldwerten eines Datenlayers

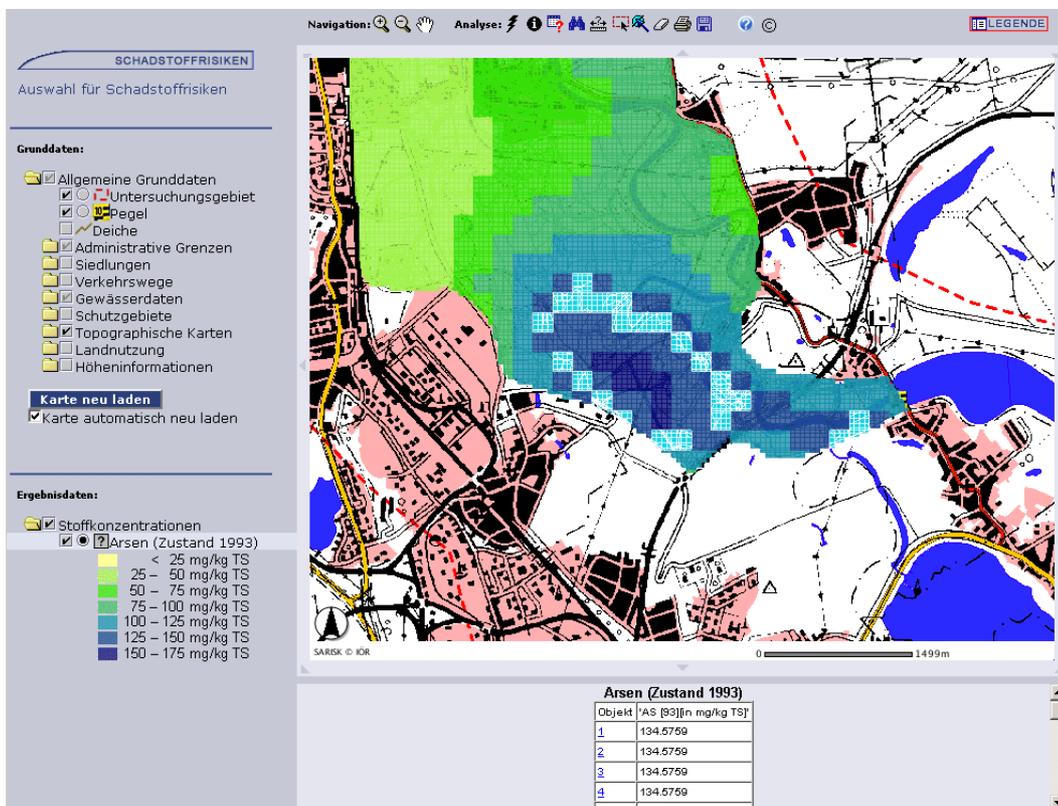


Abb. 5-50 Ergebnis der Abfrage

ten oder der Verarbeitung von Funktionen. Der Dialog mit den Praxisakteuren hinsichtlich dieser Problematik ergab, dass eine primäre Optimierung des Systems für den Firefox-Browser für die Anwender eine gute Lösung darstellt. Das Entscheidungshilfswerkzeug ist in seinem vollen Funktionsumfang für den Firefox-Browser optimiert und mit dessen Version 3.0.5 getestet. Eine erweiterte Optimierung des Entscheidungshilfswerkzeuges auch für andere Browser ist durch zusätzliche Programmierungen prinzipiell möglich, wurde aber innerhalb der Projektlaufzeit nicht weiter verfolgt. Für die Zukunft bleibt zu hoffen, dass andere Browser ebenfalls die vom W3C definierten Standards umsetzen.

Vorteile und Beschränkungen des verwendeten Systems

Die technische Realisierung erfolgte in Form eines Client/Server-basierten Kartendienstes auf Basis des ESRI ArcIMS 9.1. Die Software ist für die Erstellung von WebGIS-Anwendungen konzipiert, welche über eine überschaubare Anzahl von Datenlayern (<100) verfügen. ArcIMS stellt zahlreiche GIS-Funktionen zur Verfügung. Einfache Analysewerkzeuge und Visualisierungsfunktionen sind integriert und können bei der Implementierung ausgewählt werden. Komplexe kartographische Visualisierungen von Datenlayern lassen sich bei der Erstellung durch Programmierung der xml-basierten Steuerdatei erreichen.

Technische Probleme traten insbesondere bei der Integration einer großen Anzahl von Datenlayern auf. Um alle Berechnungsergebnisse der Hydraulik sowie der Risikoanalyse- und Bewertungsmethodik durch einen Kartendienst abzudecken, müsste dieser über 700 Layer enthalten, die je nach Anfrage dynamisch zur Visualisierung ausgewählt werden. Bei dieser Datenmenge kommt es zu Problemen bei der Serveranfrage und einem erheblichen Anstieg der Ladezeiten auf ein Maß, die ein effektives Arbeiten mit dem System stark einschränkt. Um diese technischen Restriktionen zu umgehen, wurde eine Lösung aus drei getrennten Diensten implementiert. Das System bietet nun nicht mehr die Möglichkeit, alle Daten aus einem Anwendungsfenster heraus aufzurufen, sondern erfordert jetzt eine Vorauswahl des Kartendienstes durch den Nutzer. Durch die eindeutige thematische Trennung der einzelnen Dienste in die Komponenten Hydraulik sowie Schadstoffe wird für den Nutzer allerdings kein Nachteil gesehen.

Das Einbinden von Datenlayern wird innerhalb der ArcIMS-Software durch einfache Auswahlfunktionen gesteuert. Die Integration einer großen Anzahl von Datenlayern erfordert dagegen umfangreichere Anpassungen der xml-Steuerdatei. Eine erweiterte Gestaltung der Benutzeroberfläche, die Integration zusätzlicher Funktionen und insbesondere die Erstellung von eigenen Auswahlmasken und deren Kopplung an den Kartendienst lassen sich nur durch einen hohen Programmieraufwand realisieren.

Für das SARISK-Entscheidungshilfswerkzeug fiel die Wahl auf die Software ArcIMS, da hiermit in anderen Projekten bereits umfangreiche positive Erfahrungen sowohl im Bereich der Anwendungsprogrammierung als auch der Server-Wartung gesammelt werden konnten. Während der Bearbeitung traten allerdings die genannten technischen Probleme und auch neue Anforderungen auf, die zukünftig für die Nutzung einer anderen Software sprechen. Für die Verarbeitung einer größeren Anzahl von Datensätzen, die dynamische Auswahl verschiedener Dienste und auch die Implementierung erweiterter GIS-Funktionalitäten bzw. Modelle erscheint für weitere Projekte in diesem Bereich die Software ArcGIS-Server als besser geeignet.

Als weitere Restriktion des verwendeten Softwareproduktes werden die lizenzrechtlichen Bestimmungen gesehen. Da es sich um eine kommerzielle Software handelt, muss das Entscheidungshilfswerkzeug weiterhin auf den Rechnern des Leibniz-Instituts für ökologische Raumentwicklung geführt und kann damit nicht in die Verantwortung des Landkreises übergeben werden. Die Nutzer selbst haben über die Web-Anbindung keinen Zugriff auf den Server, so dass Wartungsarbeiten sowie Anpassungen und Aktualisierungen sowohl am System und seinen Inhalten als auch am Server von Seiten des Institutes durchgeführt werden müssen. Dadurch entstehen auch nach Projektende laufende Lizenz-, Hardware- und gegebenenfalls Arbeitskosten. In diesem Zusammenhang ist eine Nutzung von Open Source Produkten für ähnliche Anwendungen zu prüfen, da diese dann komplett an den Auftraggeber/Anwender übergeben werden könnten und im Betrieb keine weiteren Kosten anfielen. Zusätzlich entstünde die Möglichkeit einer Weiterentwicklung durch Dritte.

Datenbasis: Grund- und Ergebnisdaten

Die Einbindung weiterer Daten ist sowohl bei den Grund- als auch bei den Ergebnisdaten wünschenswert. Aus nutzungsrechtlichen Gründen, der Verfügbarkeit geeigneter Daten aber auch aufgrund der bereits genannten technischen Probleme der Datenmenge ist die Einbindung weiterer Daten nicht immer möglich. Die im System verfügbaren Grunddaten geben einen umfassenden Überblick zu den topographischen Gegebenheiten und dienen dem Nutzer zur räumlichen Orientierung. Für den Bereich der Grunddaten wäre die Integration aktueller Pegelstände aus vorhandenen Informationssystemen sinnvoll. Einen wichtigen Punkt stellt die Aktualität der verwendeten Daten dar. Für die Grunddaten werden die Informationen zur Datenherkunft und Aktualität als Metadaten angezeigt. Liegen aktualisierte Daten vor, müssten diese für das System aufbereitet und in den Dienst integriert werden. Die Einbindung neuer Daten im Kartendienst kann nur durch einen Zugriff auf den Server erfolgen und beinhaltet auch Anpassungen der JavaScript- und xml-Dokumente, welche die Kartenvisualisierung steuern.

Rechtliche Restriktionen bei der Datennutzung

Bei der Nutzung von Geodaten stellt deren Verfügbarkeit und Nutzbarkeit stets ein großes Problem dar. Bei der Veröffentlichung der Daten müssen die nutzungsrechtlichen Bestimmungen der Datenlieferanten beachtet werden. Die amtlichen Geodaten, die für die Erstellung der Grunddaten genutzt wurden, können der Öffentlichkeit im Internet zur Ansicht bereitgestellt werden. Um Fehlinterpretationen basierend auf der inhaltlichen und räumlichen Genauigkeit der Grund- und Ergebnisdaten zu vermeiden, wurde ein maximal zulässiger Maßstab für die Visualisierung bestimmter Karteninhalte festgelegt. Die Anfrage zur Visualisierung der Karteninhalte wird vom Server verarbeitet und als Bild an den Client geliefert. Der Kartendienst enthält keine Downloadmöglichkeit, so dass alle Daten dem Nutzer nur „zur Ansicht“ bereitgestellt werden, eine Implementierung der Geodaten in ein eigenes GI-System ist derzeit nicht möglich. Eine Veröffentlichung des Systems wurde bisher durch den Praxispartner untersagt, so dass der Kartendienst passwortgeschützt nur einem engen Nutzerkreis zur Verfügung steht.

Anwenderorientierung

In Videokonferenzen sowie innerhalb einer Schulung wurde das System den Projektpartner und künftigen Nutzern frühzeitig vorgestellt. Dadurch konnten Nutzeranforderungen bereits während der Entwicklung des Systems berücksichtigt und eingebunden werden. Die Struktur des Systems war für die Nutzer übersichtlich und weitgehend selbsterklärend. Rückfragen zur Bedienung konnten während der Schulung direkt geklärt werden.

5.7.3 Ausblick und Forschungsbedarf

5.7.3.1 Methodik

Die dargestellte Methodik wurde in der Fallstudie Bitterfeld erstmalig konkret erprobt. Um ihre Anwendbarkeit für ähnliche Fragestellungen an anderen Flüssen zu überprüfen, sind weitergehende Studien in entsprechenden Gebieten unter Zugrundelegung der Methodik anzustreben.

Die Anwendung probabilistischer Verfahren kann ein geeigneter Weg zum Umgang mit Parameterunsicherheit und Variabilität im Rahmen der Operationalisierung einer solchen Methodik sein. Hier sind weitergehende Untersuchungen zu den Effekten von unterschiedlichen Verteilungsfunktionen notwendig. Für bestimmte Parameter ist die empirische Basis zur Ableitung von altersgruppenspezifischen Verteilungen gering, z.B. bei Anbau- und Verzehrsmustern bezogen auf Haus- und Kleingärten. Eine Erweiterung der bestehenden Datengrundlage erscheint daher notwendig. Zur GIS-basierten Umsetzung probabilistischer Verfahren sind entsprechende Ansätze und Methoden zu entwickeln.

5.7.3.2 Entscheidungshilfswerkzeug

Weiterer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Entwicklung von Möglichkeiten die Modelle direkt im System zu integrieren. Derzeit ist eine statische Modellanbindung in Form vorgerechneter Szenarien realisiert (pre-processing). Zukünftig könnten bei direkter Kopplung Parameter zur Modellierung direkt vom Nutzer verändert werden. Technisch denkbar wären hier serverbasierte Lösungen unter Einsatz von Hochleistungsrechnern, bei denen der Nutzer von einem Client aus das Modell auf dem Server steuert. Das durch eine solche Modellanbindung entstehende Mehr an Möglichkeiten für den Nutzer birgt allerdings auch Risiken, da zur Bedienung der Modellkomponenten ein hohes Maß an Fachwissen erforderlich ist und die Kosten eines solchen Systems erheblich steigen würden.

Derzeit wird kein Content Management System zur Erstellung der Inhalte der Website verwendet. Zukünftig wäre dies eine Möglichkeit um eine einfachere Bearbeitung und Aktualisierung von Inhalten zu ermöglichen.

Potenzial wird in der Möglichkeit zur Nutzung von mobilen Geräten z.B. Handhelds (PDA) gesehen, z.B. zur Verifizierung der Ergebnisse im Gelände bzw. für Mitarbeiter der entsprechenden Behörden bei Außeneinsätzen (Probenahme, Überprüfung von Sedimentationsflächen).

Gegenwärtig sind nur sehr wenige Untersuchungen zur tatsächlichen Verwendung solcher Systeme durch die adressierten Nutzer bekannt. Hier besteht Bedarf an begleitenden Untersuchungen, beispielsweise durch Nutzerbefragungen und darauf aufbauenden Analysen der sich daraus ergebenden Anforderungen und Nutzerwünsche. Die Untersuchung der Entscheidungsqualität mit und ohne Verwendung gilt es zu überprüfen.

5.8 Verwertbarkeit

Axel Sauer, Claudia Gedrange, Jochen Schanze und Ulrich Walz (IÖR)

5.8.1 Wissenschaftliche Verwertbarkeit

Mit der vorgestellten Methodik wird ein konzeptioneller Rahmen geschaffen, der zukünftigen Untersuchungen von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe als Grundlage dienen kann. Im Zuge der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit der EU-Hochwasserrichtlinie wird eine Zunahme der Forschungsaktivität in diesem Bereich erwartet. Durch ihre generische Konzeption (z.B. Daten, Methoden) ist die Methodik flexibel und für unterschiedliche Gebiete bzw. Situationen anpassbar und übertragbar. Eine Anpassung und Nutzung im Zuge zukünftiger Forschungen ist dadurch leicht möglich.

Hinsichtlich der Betrachtung von Unsicherheiten in Risikoanalysen, hier speziell bei Expositionsanalysen bezogen auf Schadstoffe, bestehen gegenwärtig in Europa noch deutliche Defizite (ÖBERG & BERGBÄCK 2005). Die methodische Berücksichtigung solcher Unsicherheiten und ihre Integration in den gesamten Prozess des Risikomanagements von der Analyse bis zur Risikokommunikation bedarf einer vertieften Auseinandersetzung.

5.8.2 Praxisbezogene Verwertbarkeit

Im Rahmen der EU-Hochwasserrichtlinie 2007/60/EC wird die Berücksichtigung von Schadstoffen in den Hochwassermanagementplänen und bei der Erstellung von Hochwasserrisikokarten gefordert: *“Flood risk maps shall show the potential adverse consequences associated with flood scenarios referred to in paragraph 3 and expressed in terms of the following: [...] (c) installations as referred to in Annex I to Council Directive 96/61/EC of 24 September 1996 concerning integrated pollution prevention and control (1) which might cause accidental pollution in case of flooding and potentially affected protected areas identified in Annex IV(1)(i), (iii) and (v) to Directive 2000/60/EC; [...]”*. Die hier entwickelte Analyse- und Bewertungsmethodik kann somit einen wichtigen Beitrag zur Umsetzung der Richtlinie leisten.

Generell ermöglicht die Methodik die Beantwortung der Frage: Wo, für welche Nutzungen und in welcher Höhe bestehen Risiken, die möglicherweise die Notwendigkeit von Maßnahmen bedingen. Für die Methodik ist eine praktische Anwendbarkeit daher in den folgenden Bereichen zu erwarten: Landwirtschaftliche Berater sowie Landwirte in den betroffenen Gebieten erhalten flächenspezifische Informationen über Risiken hinsichtlich der Verwert- und Vermarktbarkeit von Nahrungs- und Futterpflanzen. Diese können als Grundlage für Aufwuchsuntersuchungen zur Kontrolle sowie der Auswahl und Lokalisierung von Maßnahmen dienen. Eine Übersicht möglicher Maßnahmen gibt Tab. 5-14. Die für den Voll-

zug des Bodenschutzes zuständigen Behörden bekommen einen differenzierten Einblick in die möglichen Schadstoffrisiken nach einem extremen Hochwasser.

Durch die GIS-Kopplung und kartographische Visualisierung im Entscheidungshilfswerkzeug können die Akteure des Risikomanagements „hot spots“ von Risiken erkennen und mögliche Maßnahmen verorten. Durch die pfadspezifische Darstellung kann eine Ableitung der für einen Pfad in Frage kommenden Maßnahmen erfolgen bzw. für bestimmte Pfade eine Priorisierung von Maßnahmen vorgenommen werden. So können beispielsweise bei Dominanz des Nahrungspfades an der Gesamtbelastung spezifische Maßnahmen zu diesem Pfad ergriffen werden. Rezeptorseitig könnten Nutzungsbeschränkungen empfohlen werden, wie zum Beispiel der Verzicht auf den Anbau bzw. Verzehr hoch anreichernder Gemüsearten. Im Bereich des Transfers Boden-Pflanze kann über eine Anhebung des pH-Wertes die Schwermetallmobilität eingeschränkt und damit die Pflanzengehalte reduziert werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, durch eine Unterteilung in Altersgruppen eine rezeptorspezifische Bewertung vorzunehmen, um adäquate Maßnahmen vorzuschlagen (siehe Tab. 5-14).

Tab. 5-14 Katalog von Maßnahmen zur Risikoreduzierung zusammengestellt aus FLACHOWSKY 2006, ELSÄBER et al. 2004, GFRS 2006, LUA-NRW 2006 und LFUG 2006

Bezeichnung der Maßnahme	Wirkung	SPRC
Bau von Rückhaltebecken	Schadstoffrückhalt im Einzugsgebiet	s1
Verlegung von Deichbauwerken	Verhinderung der Überströmung belasteter Flächen und damit verbundenem Austrag	s1
Ausbaggern von Rückhaltebecken	Verhinderung der Mobilisierung belasteter Sedimentdepots aus Rückhaltebecken	s1
Ausbaggern des Flußbettes	Verhinderung der Mobilisierung belasteter Sedimentdepots im Gewässer	s1
Erosionsschutzmaßnahmen allg.	Verhinderung des Austrages belasteter Sedimente aus der Fläche	s1
Uferbefestigung mit Steinpackungen	Verhinderung lateraler Ufererosion und damit verbundener Mobilisierung belasteter Sedimente	s1
Erhöhung von Deichbauwerken	Verhinderung der Überströmung belasteter Flächen und damit verbundenem Austrag	s1
Bodenüberdeckung	Verhinderung des Kontakts bei Nutzungserhalt	s2
Zusatz von Ionenaustauschern als Sorbent	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	s2
Zusatz und Vermehrung von Mikroorganismen	Erhöhung des mikrobiellen Abbaues	s2
Phytoextraktion	Verringerung der Bodenkonzentration	s2
Zusatz von Humus als Sorbent	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	s2
Zusatz von Ton als Sorbent	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	s2
Bodenversiegelung	Verhinderung des Kontakts	s2
Zusatz von Fe/Mn-Oxiden als Komplexbildner	Verringerung der Mobilität/Verfügbarkeit	s2
Bodenaustausch	Entfernung der Schadstoffe	s2
Reifenreinigung	Schmutz abwaschen	p2
Mahd und Ernte nur zu bestimmten Tageszeiten	Trockenes Mähgut	p2
Anwelkdauer erhöhen (TS-Gehalt)	Schmutz fällt bei Wendevorgängen ab	p2
Reduzierte Anzahl an Wendevorgängen beim Anwelken und zusätzlich Verwendung von Siliermitteln	Bei feuchtem Boden weniger Verschmutzung, bei feuchtem Erntegut Gärung durch Siliermittel steuern	p2
An Stelle von Bodentrocknung jetzt Heubelüftung	Verkürzung der Feldphase durch Einfuhr mit höherem Feuchtegehalt des Futters	p2
Futtertransport ohne Staubentwicklung	Reduzierte Staubbelastung, falls verschmutzte Wege oder falls durch Transporte Wege verschmutzt werden	p2
Reinigung der Reifen von anhaftendem Erdreich oder Mindeststrecke auf befestigtem Weg	Möglichst Selbstreinigung der Reifen nach Befahren feuchter Flächen	p2
Anlage von Behelfssilos (nicht auf belasteter Fläche)	Kein zusätzlicher Schmutzeintrag	p2
Futtereinlagerung ohne Silodurchfahrt	Kein Schmutz aus den Reifenprofilen ins Silo	p2
Reifendruck anpassen (Luftdruckregelsystem)	Weniger Unebenheiten verursachen, geringere Schmutzaufnahme der Reifen	p2
Abschleppen der Fläche	Verhinderung von Unebenheiten	p2
Direkte Ernte ohne Bodenkontakt und Trocknung zu Grünmehlpellets	Keine Schmutzaufnahme	p2
Hoffläche befestigen	Selbstreinigung der Reifen, weniger Schmutzeintrag ins Silo	p2
Bereifung anpassen	Weniger Unebenheiten, Vermeiden von Narbenverletzungen, geringere Schmutzaufnahme der Reifen	p2
Neuansaat	Schaffung einer dichten Grasnarbe	p2
Ein- oder mehrmalige Nachsaat	Schaffung einer dichten Grasnarbe	p2
Übersaat	Schließung von Lücken in der Grasnarbe	p2
Unkrautbekämpfung	Verringerung des Anteiles stärker anreichernder Wiesenkräuter	p2
Unkrautbekämpfung	Verbesserung des Narbenschlusses	p2
Walzen der Fläche	Verhinderung von Unebenheiten und Auflockerungen des Bodens	p2
Futterentnahme mittels Heu-Reinigungsgerät	Trennung Futter und Schmutz (bei Heu)	p2
Nutzungstiefe auf mindestens 5 cm anheben	Verhinderung von Grasnarbenverletzungen und damit geringere Futterschmutzung	p2
Verlegung von Deichbauwerken	Verhinderung des Eintrages auf unbelastete Flächen	p2
Erhöhung von Deichbauwerken	Verhinderung des Eintrages auf unbelastete Flächen	p2
Beregnung als Schutz vor Abwehungen	Verringerung der partikulären Luftbelastung	p2
Bodenbedeckung durch dichte Pflanzendecke	Verminderung des direkten Kontakts	p2
Wühlmausbekämpfung	Verhinderung des Aufwühlens der Erde und Schaffung einer dichten Grasnarbe	p2
Hinauszögern der Erntetermine bei nassen Bodenverhältnissen	Verhinderung von Schmutzanhäufungen	p2

Tab. 5-14 Fortsetzung, Katalog von Maßnahmen zur Risikoreduzierung

Bezeichnung der Maßnahme	Wirkung	SPRC
nissen, bis wieder trockenere Bedingungen herrschen		
Anbau in Mulchfolien oder unter Folientunneln	Reduzierung / Vermeidung des Splashes	p2
Verbessern der Bodenstruktur durch ackerbauliche Maßnahmen	Verringerung der Erodierbarkeit und damit des Splashes	p2
Anpassung der Beregnungstechnik/-steuerung	Reduzierung des Splashes	p2
Anbau von kopfbildenden Arten/Sorten anstelle von offblättrigen Arten/Sorten	Verhinderung der Schmutzansammlung durch Splash	p2
Beweidung nur bei Schönwettertagen	Weniger Narbenverletzungen und Futterschmutzung	p2
Mulchsaaten/-pflanzungen (Stroh bzw. sonstige Erntesterete der Vorfrucht)	Reduzierung / Vermeidung des Splashes	p2
Futter beregnen	Futter waschen	p2
Anbau von Feldgemüse mit bodenfernwachsenden Ernteprodukten	Verhinderung der Schmutzansammlung durch Splash	p2
Tiefenumbruch mit Pflug	Verlagerung des belasteten Materials in tiefere Bodenbereiche. Verringerung der Stoffkonzentration durch Mischung mit unbelastetem Material.	p2
Überdecken des Bodens	Verhinderung des Kontakts zu belastetem Bodenmaterial	p2
Abschieben des Bodens (0-20 bzw. 40 cm)	Entfernung des belasteten Bodenmaterials	p2
Anbau von Winterweizen- und Sommergerstesorten mit geringem Anreicherungsvermögen	Verringerung der Schadstoffanreicherung im Weizenkorn	p2
Erhöhung des pH-Wertes	Verringerung des Schwermetalltransfers in die Pflanze	p2
Phosphordüngung am Beginn der Vegetationsperiode	Verringerung des Schwermetalltransfers in die Pflanze	p2
Anbau von Arten/Sorten mit geringerer spezifischer Oberfläche	Verhinderung der Schmutzansammlung durch Splash	p2
Befestigter Unterstand	Keine Narbenverletzungen	p2
Verzicht auf Weide (v.a. auf Moorböden)	Weniger Weidetage auf belasteter Fläche	p2
Anbau von Arten/Sorten, die zum Verzehr auf jeden Fall geschält werden	Verringerung des Verschmutzungsanteils	p2
Waschen der Feldfrüchte (z.B. bei Rüben)	Direkte Entfernung von Schmutz	p2
Andere Tierart bzw. Rasse	Geringere Verbisstiefe, weniger Schmutzaufnahme	p2
Reduzierte Viehbesatzdichte	Geringerer Verbiss, weniger Schmutzaufnahme	p2
Ortswechsel der Weideeinrichtungen (Tore, Tränkestelle, Futterplatz)	Keine Narbenverletzungen durch Schonung der Grasnarbe	p2
Übersaat	Schließen von Lücken in der Grasnarbe	p2
Feines und sehr ebenes Saatbett	Weniger Bodenunebenheiten	p2
Silomais- statt Kleegrasanbau	Silomais ca. 4 % XA i.TS, Klee gras ca. 10 % XA i.TS	p2
Verzicht auf Zwischenfruchtanbau	Weniger Erntevorgänge, weniger Futter von belasteten Flächen	p2
Nutzungstiefe verändern	Weniger Narbenverletzungen, geringere Futterschmutzung	p2
Silomais höhere Stoppel	Weniger Stängel mit anhaftender Verschmutzung	p2
Direkte Ernte ohne Bodenkontakt und Trocknung zu Grünpellets	Keine Schmutzaufnahme	p2
Verwendung standfester Sorten bei leicht lagernden Feldfrüchten	Wenn Pflanzen nicht lagern, dann verringert sich der Schmutzkontakt deutlich	p2
Wechsel des Weidesystem: Umtriebs- statt Standweide oder Mähstandweide statt Portions- oder Umtriebsweide	Weniger Weidetage auf belasteter Fläche Verteilung der Trittbelastung auf grössere Fläche reduziert die Schäden	p2
Umwandlung von Ackerland in naturschutzgerecht bewirtschaftetes Grünland	Entfernung des sensiblen Rezeptors Ackerbau	r2
Anbau mäßig bis gering akkumulierender Gemüsearten	Verringerung der Schwermetallakkumulation in der Pflanze	r2
Vermarktung von Futterpflanzen als energetischer Rohstoff	Wegfall von Grenzwerten und Erhalt der Nutzbarkeit	r2
Vermarktung von Nahrungspflanzen als Futterpflanzen	Änderung der Grenzwerte und Erhalt der Nutzbarkeit	r2
Anbau von Roggen oder Gerste statt Brotweizen	Verringerung der Schwermetallakkumulation in der Pflanze	r2
Umwandlung von Grünland in Ackerland	Entfernung des sensiblen Rezeptors Grünland	r2
Stilllegung mit anschließendem Anbau nachwachsender Rohstoffe	Entfernung des sensiblen Rezeptors Landwirtschaft	r2
Umwandlung in Forst (Erstaufforstung)	Entfernung des sensiblen Rezeptors Landwirtschaft	r2
Verbot kleingärtnerischer Nutzung	Unterbindung des Eigenverzehr	r2
Anweisungen zur küchentechnischen Auf- und Zubereitung	Verringerung der Schadstoffbelastung durch Verschmutzung	r2
Stilllegung landwirtschaftlicher Nutzflächen zur Biotopentwicklung	Entfernung des sensiblen Rezeptors Landwirtschaft	r2
Verzehrempfehlungen und -einschränkungen	Verringerung der Schadstoffaufnahme durch Eigenverzehr	r2

Teilprojekt 6: Koordination

Michael Böhme, Wolf von Tümpling, Michael Rode (UFZ)

Das Teilprojekt „Koordination“ war verantwortlich für die inhaltlichen und methodischen Abstimmungen innerhalb und zwischen den Teilprojekten, für den Daten- und

Ergebnisaustausch zwischen den Teilprojekten sowie für die administrative Absicherung des Gesamtprojektes (Projektberichte).

6.1 Wissenschaftliche Koordinierung

Das Verbundprojekt erforderte ein hohes Maß an Kommunikation und Abstimmung zwischen den Teilprojekten sowie mit den Fachbehörden vor Ort. Die Koordination und Federführung dieser Prozesse war die wesentliche Aufgabe dieses Teilprojektes. Im einzelnen mussten

- die Teilprojekte inhaltlich und methodisch abgestimmt und der regelmäßige Ergebnis- und Ideenaustausch sichergestellt werden,

- verschiedene Entwicklungsrahmen definiert und Szenarien festgelegt werden,
- im Verlauf der Szenarienfestlegung Kriterien mit den Fachbehörden diskutiert und vereinbart werden,
- das Projekt nach außen hin vertreten werden,
- die Berichterstattung für Zwischenberichte und Abschlussbericht koordiniert werden.

6.2 Datenmanagement

Hauptziel des Datenmanagements war die Sicherstellung der Datenhaltung und die Gewährleistung eines reibungslosen Datenaustauschs zwischen den Projektpartnern einschließlich der Praxispartner. Das Datenmanagement erfolgte entsprechend der Anforderung an die Datenverfügbarkeit (für alle Teilprojektpartner und beteiligten Behörden) in verschiedenen Formen. Für Daten, welche von verschiedenen Teilprojektpartnern benötigt bzw. zwischen ihnen ausgetauscht wurden, wurde eine gemeinsame Datenplattform im UFZ eingerichtet (GIS-Daten auf UFZ-Server mit Zugriff von außen auf freigegebene Verzeichnisse, FTP-Server ohne Restriktionen für Austausch, Restriktionen für von erhöhten Datenschutzerfordernungen betroffene Daten, z.B. Kataster von Lagern wassergefährdender Stoffe).



Abb. 6-1 FTP-Server ohne Restriktionen für Austausch

6.3 Projekttreffen/Videokonferenzen

Insgesamt wurden während der Projektlaufzeit 12 Projekttreffen organisiert und durchgeführt. Ab Mitte 2007 fanden diese überwiegend als Videokonferenzen (4) bzw. Telefonkonferenz (1) statt, um Reisezeit zu sparen und mit dem sehr knappen Reisekostenbudget dieses Projektes die Teilnahme an Treffen mit den Projektpartnern vom Landkreis Anhalt-Bitterfeld und verwandten Arbeitstreffen zu ermöglichen (z.B. 2x RIMAX Stuttgart, Prof. Westrich, 5 RIMAX-Workshops und -Statusseminare).

Die Videokonferenzen wurden über die in allen 4 Institutionen verfügbaren Videokonferenz-Großanlagen abgehalten. Da alle Teilnehmer unterschiedliche Anlagen zur Verfügung hatten (verschiedener technischer Entwicklungsstand, Alter, Ausstattung, Übertragungsstandards), war die Zusammenschaltung jeweils mit erheblichem

technischen Aufwand und einigen Testläufen verbunden. Der Teilnehmer mit dem niedrigsten technischen Standard bestimmte die Möglichkeiten, die während der Präsentationen genutzt werden konnten. So war es einem Projektpartner nicht möglich, Präsentationen darzustellen (es ging nur das Videobild). Anderen wiederum war es wegen der umfangreichen Absicherung des internen Netzes nach außen nicht möglich, Präsentationen von außen direkt auf den Rechner gesendet zu bekommen. Während der Videokonferenzen war es notwendig, im Betrieb der Großanlagen geschultes technisches Personal bereitzuhalten, welches den Betrieb auch nach Unterbrechungen sicherstellen musste. Insgesamt war der Aufwand für die Videokonferenzen erheblich größer, als zunächst von uns erwartet wurde.

Natürlich wäre es heute auch möglich, anstelle der x*100T€ teuren Großanlagen mit sehr geringem technischen Aufwand Videokonferenzen am eigenen PC einzurichten. Dieses Vorhaben scheiterte dann aber an solchen Kleinigkeiten wie Webcam oder Mikrofon

6.4 Verwertung

Praxisrelevantes Ergebnis von SARISK ist das vom Teilprojekt 5 erstellte Entscheidungsunterstützungssystem (DSS) für den Landkreis Anhalt-Bitterfeld. Es enthält ca. 900 Prognosekarten für Überflutungshöhe und Fließgeschwindigkeit entsprechend den von Teilprojekt 3 gerechneten Szenarien für Hochwässer HQ₁₀ und HQ₁₀₀ sowie für die Katastrophenszenarien HQ₂₀₀ und HQ₅₀₀. Außerdem enthält es Prognosen für die Schadstoffausbreitung im Falle dieser Hochwässer und Hilfen für die Bewertung der Schadstoffkonzentrationen. Der Landkreis Anhalt-Bitterfeld nutzt das DSS in seiner Leitstelle für Katastrophenschutz und hat Mitarbeiter im Umgang mit dem DSS geschult. 2009 wird das DSS während einer Havarieübung eingesetzt werden.

Der Landrat weiß über die Notwendigkeit einer Aktualisierung der Datengrundlage bezüglich neu geplanter bzw. bereits neu gebauter Deiche, welche so noch nicht bei den bisherigen Szenarien berücksichtigt werden

6.5 Wissenschaftliche Publikationen

Im Rahmen von SARISK wurden eine Diplomarbeit sowie 2 Studienarbeiten fertiggestellt. SARISK-Mitarbeiter zeichneten für 8 Publikationen in internationalen Zeitschriften als Erstautore verantwortlich, die im Science Citation Index (SCI) der wissenschaftliche Zitationsdatenbank des Institute for Scientific Information

6.6 Öffentlichkeitsarbeit

Die Öffentlichkeit wurde über die Projektaktivitäten informiert zum einen über die Website www.ufz.de/BTF sowie über SARISK-Flyer und Pressearbeit. Die Presseaktivitäten wurden umfangreich unterstützt durch die Abteilung Öffentlichkeitsarbeit des UFZ. So wurden zu Beginn und zum Abschluss des Projekts Presseklärungen erstellt, sowie Beiträge im UFZ-Newsletter veröffentlicht.

Die Abschlusspräsentation am 15.1.2009 in Bitterfeld fand Beachtung bei regionalen Medien. So brachte z.B. die ‚Mitteldeutsche Zeitung‘ einen umfangreichen Artikel, welcher die Projektergebnisse und ihre Nutzung im Landkreis Anhalt-Bitterfeld in der Region bekannt machte. Im Kommentar von Matthias Bartl hieß es „Dies war auch der Moment, wo klar war, dass hinsichtlich der Abwehr künftiger Flutgefahren eine gründliche Aufarbeitung des Geschehenen erfolgen muss. Und dies

(Headset) für die Mehrzahl der Teilnehmer. Für die Zukunft sollte überlegt werden, solche Zusatzausstattung mit Projektmitteln anschaffen zu können. Amortisiert wäre dieser Zusatzaufwand bereits über eine einzige eingesparte Dienstreise.

konnten, aber die Hydraulik stellenweise erheblich beeinflussen können. Es besteht Interesse an weiterer Kooperation, um die Hydraulik entsprechend anzupassen.

Grundsätzlich können die während des Projekts erarbeiteten Methoden und Erkenntnisse auch auf andere Regionen übertragen werden. Zwar müssen für jede Region Daten erhoben und neue Modelle für Gelände, Wasser und Schadstoffe erstellt werden, aber die Methode bleibt grundsätzlich gleich.

Im wissenschaftlichen Bereich ergaben sich neue Kooperationsmöglichkeiten mit den TUs Wien, Graz und Dresden, den Unis Edinburgh, Hannover und Stuttgart, dem ZALF in Müncheberg und dem NERI Silkeborg.

Anschlussprojekte sind EU-finanziert in Planung sowie Länder- und Bundesfinanziert bereits beantragt.

(ISI, heute [Thomson Scientific](http://www.thomson.com)) indiziert sind. Daneben wurden 3 Artikel in anderen nationalen Fachzeitschriften sowie 2 internationale Buchartikel fertiggestellt. Von auf Tagungen vorgestellten 22 Vorträgen und 26 Postern wurden 6 in nationalen sowie 13 in internationalen Proceedings veröffentlicht (Erstautor).

bezieht sich nicht nur auf die Ertüchtigung der Deiche und die Schaffung von Poldern. Dies bezieht sich auch darauf, den Katastrophenschutzstäben Hilfen an die Hand zu geben, mit denen die Gefahrenabwehr sinnhaft und effektiv organisiert werden kann. Für die Mulde zwischen Einlauf Muldestausee und Priorau liegt ein solches System jetzt vor, dessen Präsentation die Fachleute überzeugte. Letzten Endes freilich ist das System „nur“ ein Modell und kein Ruhekissen. Letzten Endes wird es im Ernstfall auf die Menschen und ihr Handeln ankommen. Das wird man trotz aller technischer Faszination nicht vergessen dürfen.“

Im März 2009 hat ‚[LexiTV](http://www.lexi.tv)‘, das MDR-Wissensmagazin, einen [kurzen Fernsehbeitrag](#) zu SARISK erstellt.



Modelling of the Distribution of Pollutants in the Bitterfeld floodplain

Verbundprojekt im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme "Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse"

Das Hochwasser im Einzugsgebiet der Mulde vom August 2002 hat gezeigt, dass neben der zerstörenden Wirkung des Wassers selbst auch erhebliche Schäden sowie Gefährdungen für Mensch und Umwelt durch die mobilisierten, transportierten und abgelagerten Schadstoffe entstanden sind, beispielsweise von Schwermetallen, Arsen, PAK und HCH. Im Rahmen des Risikomanagements extremer Hochwasserereignisse ist es neben der quantitativen Hydrologie auch erforderlich, eine mögliche Schadstoffausbreitung in überschwemmten Gebieten zu berücksichtigen.

Projektziel

Übergeordnetes Ziel des Projektes ist es, für lokale und regionale Entscheidungsträger ein EDVgestütztes modellbasiertes Entscheidungshilfesystem zur Schadstoffausbreitung für Extremhochwasser-Katastrophenfälle zu entwickeln. Dieses Entscheidungshilfesystem wird exemplarisch gemeinsam mit lokalen Entscheidungsträgern erarbeitet und implementiert.

Methodik

Zentraler Ansatz des Forschungsvorhabens ist die Verknüpfung aller für die Schadstoffausbreitung relevanten Modellkomponenten in einem integrierten System, welches neben hydraulischen Komponenten auch die Modellierung des Sedimenttransports sowie die Freisetzung und Ausbreitung von Schadstoffen umfasst. Durch die Modellkopplungen können die Wechselwirkungen zwischen Strömungsdynamik und Schadstoffausbreitung unter Berücksichtigung von lokalen Schadstoffquellen in bebauten Flussniederungen simuliert werden. Aufbauend auf der naturwissenschaftlichen Analyse erfolgt für unterschiedliche Überflutungsszenarien eine Risikobewertung möglicher Schadstoffbelastungen für das Modellgebiet. Untersuchungsgebiet ist die von extremen Überschwemmungen der Mulde gefährdete Flussaue unterhalb vom Pegel Bad Dübren bis zum Pegel Priorau mit Kern im Stadtgebiet Bitterfeld und weiterer urbaner Räume wie Jessnitz und Raghun. Aktuelle Informationen zum Verbundprojekt finden Sie unter <http://www.ufz.de/btf>.

Schema der Projektstruktur:

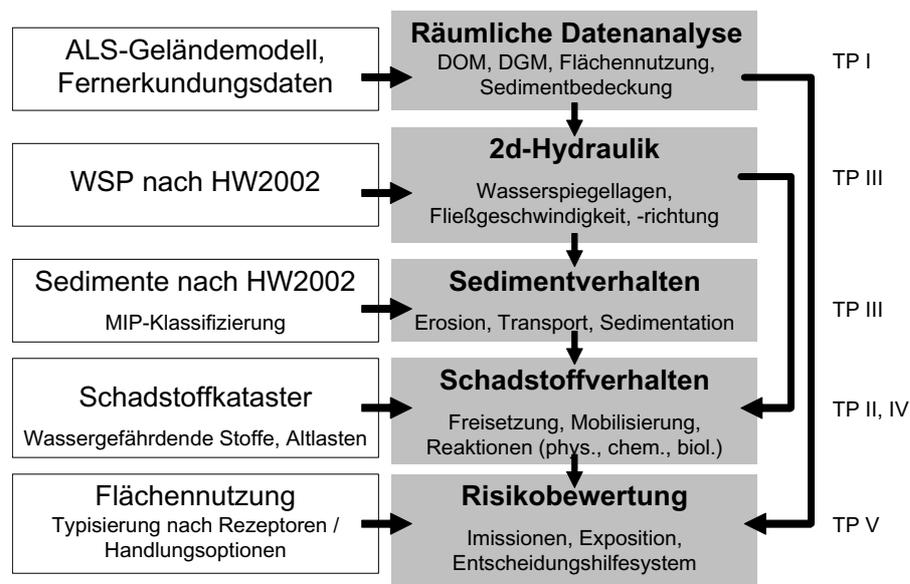


Abb. 6-2 SARISK-Flyer, Seite 1

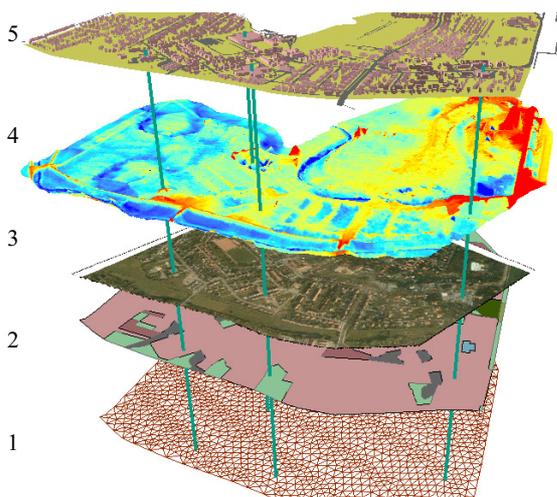
During the extreme flood in 2002 in the River Mulde catchment large quantities of pollutants, such as heavy metals, arsenic and several organic substances were distributed at the floodplains. The project aims to develop an integrated modelling and risk assessment tool to describe i) floodplain topography, ii) flow direction, velocities and water depth in floodplains, iii) erosion, transport, and sedimentation of sediments, iv) behaviour of different dissolved, suspended particulate pollutants and v) risk assessment of flooding scenarios. The information provided for different flooding scenarios will be compiled in tools to support decisions of local authorities.

Praxisrelevanz

Nach dem großen Hochwasser 2002 bestand eine große Unsicherheit, an welchen Stellen vor allem im bewohnten Bereich höhere Kontaminationen erwartet werden konnten. Die naturgemäß stichpunktartigen Messungen ergaben nur für großräumig aus dem Erzgebirge eingetragene Schadstoffe verlässliche Werte. Lokale Emissionen/Depositionen wurden nicht erfasst. Das Modellsystem wird die möglichen Depositionsflächen aufgrund lokaler Schadstoffquellen ausweisen.

Das Projekt wird gefördert vom BMBF und vom Projektträger Jülich betreut unter FKZ 0330690.

Die Abbildung zeigt schematisch für ein Teilgebiet des Modellraumes (Stadtgebiet Bitterfeld Ost) wichtige Komponenten der für die zweidimensionale hydraulische Modellierung verfügbaren Datenbasis.



Ansprechpartner

Koordination des Verbundprojekts

Dr. Wolf von Tümpling, Dr. Michael Rode
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg
Tel. 0391 810-9300, Fax -9150
wolf.vontuempling@ufz.de

Teilprojekte:

- TP1: Integrierte räumliche Datenanalyse mit Laserscanner- und multispektralen Fernerkundungsdaten für das Hochwasserrisikomanagement [IRADA] (Prof. Gläßer, Institut für Geographie, Martin Luther Universität Halle-Wittenberg)
- TP2: Untersuchungen zum Schadstofftransport in der vereinigten Mulde bei Hochwasser, Parameteranpassung (Dr. v. Tümpling, Dipl. Chem. Baborowski, Department Fließgewässerökologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH)
- TP3: Hydraulische und Schwebstoff-Modellierung (Dr. Rode, Department Ökohydrologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH)
- TP4: Modellierung der Schadstoffausbreitung (Prof. Matthies, Institut für Umweltsystemforschung, Universität Osnabrück)
- TP5: Integrierte Risikobewertung und Entscheidungshilfesystem (J. Schanze, Dr. Walz, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V. Dresden)

Über das Modell-Kerngebiet Bitterfeld liegen detaillierte Informationen vor. Das Gebiet wurde in verschiedenen hoch aufgelöste Rechengitter zerlegt (untere Ebene). Rauheiten werden bisher aus Ergebnissen der Biotoptypenkartierung ermittelt (2. Ebene, Quelle: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt). Luftbilder helfen bei der genauen Orientierung im Gelände (3. Ebene, RGB-Luftbilder, Quelle: Rotorflug GmbH, Friedrichsdorf für Toposys GmbH im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Aufnahmen von Oktober 2001). Das digitale Höhenmodell (4. Ebene, Quelle: Toposys GmbH im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) ist die Grundlage für die Zuweisung der Höhen im Rechengitter. Die Gebäude werden als nicht überströmbar behandelt und herausgeschnitten (5. Ebene, Quelle: Liegenschaftskataster der Stadt Bitterfeld).

Abb. 6-3 SARISK-Flyer, Seite 2

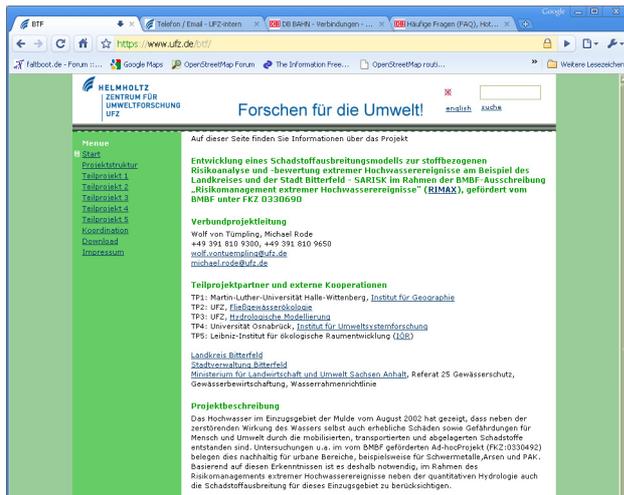


Abb. 6-4 SARISK-Website

Zur Illustration sind nachfolgend einige der genannten Dokumente mit abgedruckt.

6.6.1 Pressemitteilung vom 15. August 2005

<http://www.ufz.de/index.php?de=5995>

Welche Schadstoffe können bei Hochwasser gefährlich werden?

UFZ-Wissenschaftler erstellen Prognosen für künftige Überflutungen Bitterfeld. Erstmals wird im Elbeinzugsgebiet ein Vorhersagesystem erstellt, das zeigt, welche Gefahren bei einem Hochwasser durch Schadstoffe aus überschwemmten Gebieten drohen und das den Behörden hilft, Entscheidungen zu treffen. Wissenschaftler des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle (UFZ), des Leibniz-Instituts für ökologische Raumentwicklung Dresden (IÖR), der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg und der Universität Osnabrück werden dazu in den nächsten drei Jahren die potentiellen Schadstoffe in möglichen Überflutungsgebieten der Region Bitterfeld erfassen und Ausbreitungsprognosen erstellen. Das Verbundprojekt wird vom UFZ koordiniert und vom Bundesministerium für Bildung und Forschung mit 550.000 Euro in den nächsten drei Jahren gefördert. Schlagzeilen wie "Krebsgefahr durch Elbfische", "Schadstoff kam aus DDR-Industriepark" oder "Rückstände gelangten in die Mulde" hatten Anfang August für Verunsicherung bei Anglern und Anwohnern gesorgt. Hintergrund waren Messungen des Umweltbundesamtes. Dabei wurden in Elbe und Mulde Konzentrationen des krebserregenden Schadstoffes Hexachlorcyclohexan (HCH) festgestellt, die die zulässigen Grenzwerte um ein Vielfaches überschritten. HCH wurde bis in die 80er Jahre als Insektenvernichtungsmittel eingesetzt und unter dem Namen Lindan in Bitterfeld in großen Mengen produziert. Untersuchungen von Böden und Pflanzen ergaben, dass in der Region Bitterfeld immer noch große Gebiete der Mulde belastet sind, da sich HCHs kaum zersetzen. Bei Hochwasser werden die Uferzonen überflutet und der Stoff aus dem Boden ausgewaschen. Auf diese Weise gelangen die krebserregenden HCHs ins Flusswasser und reichern sich im Fett der Fische an. HCHs sind jedoch nur eine von vielen

Stoffgruppen, die eine Gefahr darstellen. Gerade in Bitterfeld wurde eine Vielzahl verschiedenster Chemikalien hergestellt, die ihre Spuren im Boden hinterlassen haben. Was das bedeutet, mussten die Bitterfelder beim Hochwasser 2002 erleben. Inzwischen gibt es auch ein elektronisches Kataster und umfangreiche Daten darüber, wo Schadstoffe lagern. Deshalb wurde Bitterfeld für dieses Pilotprojekt ausgewählt. In den kommenden drei Jahren werden die Wissenschaftler die Ausbreitung von Schwermetallen, Arsen und organischen Schadstoffen bei Extremhochwässern modellieren. Das Innovative und Praxisnahe dieses Forschungsprojektes besteht dabei in der Verknüpfung von verschiedenen Teilmodellen zu einem integrierten System. Dazu gehört ein sehr präzises digitales Geländemodell, das durch eine Laserscannerbefliegung gewonnen wurde und die Höhe mit einer Genauigkeit von zehn Zentimetern anzeigt. Diese Genauigkeit ist wichtig, denn schon eine Bordsteinkante kann das Wasser am Weiterfließen hindern. Ein weiteres Modell umfasst ein Gefahrstoffkataster – also eine Datenbank, die alle potentiell gefährlichen Stoffe von der Altlast im Boden bis hin zum privaten Öltank umfasst. Wichtig sind auch die Eigenschaften der Stoffe: Sinken sie schnell zu Boden oder kann das Wasser sie über große Entfernungen transportieren? Entscheidend für die Ausbreitung von Schadstoffen ist die Strömung in den Überschwemmungsgebieten. Deshalb werden die Wissenschaftler ein zweidimensionales hydraulisches Modell erstellen. Durch die Verknüpfung dieser einzelnen Modelle zu einem

Entscheidungshilfesystem lassen sich dann verschiedene Szenarien durchrechnen. Was passiert bei einem so genannten hundertjährigen Hochwasser? Welche Gefahren drohen, wenn sich die Flut von 2002 wiederholen würde? Wie würde sich ein Deichbruch auswirken? Mögliche Schadstoffausbreitungen in den untersuchten Bereichen lassen sich dann sowohl im Vorfeld als auch aktuell bei einem Hochwasserfall besser einschätzen und Gegenmaßnahmen besser planen. Landkreis und Stadt Bitterfeld werden am Ende ein komplexes Computerprogramm erhalten, das helfen wird, wichtige Entscheidungen für die Sicherheit der Bevölkerung schnell zu treffen. Die Behörden müssen dann nur noch die Höhe des Hochwassers und eventuelle Dammbüche eingeben. Die Software errechnet dann, welche Gebiete überschwemmt werden und zeigt an, wo Gefahren durch Schadstoffe zu erwarten sind. Damit leistet das Verbundsystem zusammen mit den Behörden in Bitterfeld einen Beitrag zum Schutz der Umwelt, das Gefährdungspotential durch den Austrag von Schadstoffen aus belasteten Gebieten in die Gewässer zu verringern.

Tilo Arnhold

6.6.2 Pressemitteilung vom 15. Januar 2009

<http://www.ufz.de/index.php?de=17533>

Neues Informationssystem für den Hochwasserschutz in Bitterfeld

Erhebliche Fortschritte für die Vorsorge und das Katastrophenmanagement

Bitterfeld. Ein internetgestütztes Entscheidungshilfesystem ermöglicht jetzt bessere Vorhersagen, wo das Wasser nach einem Deichbruch wie hoch steht. Zusätzlich gibt das System Auskunft über mögliche Schadstoffbelastungen durch das Hochwasser. Entwickelt wurde das

Schadstoffausbreitungsmodell von Wissenschaftlern des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) in Magdeburg, der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, dem Institut für Umweltsystemforschung der Universität Osnabrück und dem Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) in Dresden. Dazu nutzten sie ein verbessertes digitales Höhenmodell der Region und berechneten für verschiedene mögliche Hochwasser Strömungsgeschwindigkeiten, Wasserstände und Schadstoffkonzentrationen.

Beim Hochwasser 2002 musste über die Hälfte der 16.000 Einwohner Bitterfelds evakuiert werden. Die Schäden in Bitterfeld und Umgebung wurden auf ca. 70 Millionen Euro geschätzt. Die Flutung des Tagebaurestsees Goitzsche hatte damals Bitterfeld vor noch höheren Überschwemmungen bewahrt. Als problematisch hatte sich später ausgelaufenes Öl aus ungesicherten privaten Heizöltanks herausgestellt, das aus überfluteten Häusern ins Flusswasser gelangt war. Bei derartigen Überschwemmungen wird der Katastrophenschutz künftig schneller entscheiden können, welche Gebiete evakuiert werden müssen und welche Schutzmaßnahmen nötig sind.

Hochwasserschäden entstehen nicht nur durch die zerstörerische Kraft des Wassers selbst. Mitunter führen die Fluten auch noch einen gefährlichen Schadstoff-Cocktail mit sich, den sie in den überschwemmten Gebieten verteilen. Ein Teil dieser Substanzen stammt aus gefluteten Industriebetrieben, Kläranlagen, Öltanks und den oberhalb gelegenen Bergbaugebieten. Doch auch die Böden enthalten oft Belastungen von Düng- und Pflanzenschutzmitteln, Schwermetallen und anderen Kontaminanten, die von den Fluten mitgerissen und später andersorts wieder abgelagert werden. Wer die Hochwasserrisiken umfassend managen will, muss auch das Schicksal dieser Schadstoffe berücksichtigen. Wo landet die giftige Fracht? Und welche Konsequenzen hat das für die spätere Nutzung der überfluteten Flächen?

Mit diesen Fragen haben sich die Wissenschaftler in dem vom Bundesforschungsministerium geförderten Forschungsvorhaben SARISK beschäftigt.

Untersuchungsgebiet ist ein besonders hochwassergefährdeter und schadstoffverdächtiger Abschnitt der Mulde. Dieser Nebenfluss der Elbe fließt durch die Industrieregion Bitterfeld-Wolfen, deren Bodenkontaminationen gut bekannt sind. Zudem sind Gewässer und Aue mit Schwermetallen belastet, die vom Haldenmaterial des Altbergbaus im Kupfer-, Zinn- und Uranbergbau des Erzgebirges herrühren.

Das August-Hochwasser des Jahres 2002 hat große Mengen dieser in Jahrzehnten abgelagerten Schadstoffe mitgerissen und umgelagert. Dabei ist ein Teil der giftigen Fracht auch in Siedlungen gelandet. So haben UFZ-Wissenschaftler nach der Flut in den Orten entlang der Mulde erhöhte Arsenkonzentrationen im Hochwasserschlamm gemessen. Um Gesundheitsgefahren zu vermeiden, haben die Behörden vorsorglich den Sand auf Spielplätzen austauschen und den Boden von Sportanlagen und Parks tief umgraben lassen. Für künftige extreme Überschwemmungen sollen solche Risiken nun besser einschätzbar sein. Daher untersuchen die SARISK-Wissenschaftler, wie sich die Ausbreitung solcher Schadstoffe möglichst genau berechnen lässt. Dazu koppelten sie mehrere Computermodelle, um alle am Transport beteiligten Vorgänge erfassen zu können. Für dieses komplizierte Gesamtmodell brauchten sie nicht nur die üblichen Bausteine wie ein Modell der Geländeoberfläche und Informationen zu den Abflussverhältnissen. Zusätzlich muss der

Computer auch ausrechnen können, wo die Strömung Sedimente mit Schadstoffen abträgt, wie weit sie das mitgerissene Material transportiert und wo sie es wieder abgelagert.

So lässt sich auf dem Bildschirm durchspielen, wie sich Wasser- und Sedimentbewegungen bei unterschiedlich starken Hochwasser-Ereignissen verändern. Die Forscher haben dabei verschiedene Szenarien simuliert. Darunter sind auch solche, in denen das Muldegebiet noch deutlich größere Wassermassen zu verkraften hätte, als bei der Katastrophenflut im August 2002. Wären die großen Niederschläge damals etwas weiter westlich niedergegangen, dann hätten sich die Regenmassen nicht auf die Einzugsgebiete von Oberer Elbe und Mulde aufgeteilt, sondern wären komplett über dem Muldegebiet niedergegangen. Das hätte damals im Raum Bitterfeld zu noch deutlich höheren Pegelständen geführt. Umfassend durchgeführte Deicherhöhungen, -neubauten und -sanierungen in dieser Region nach dem Hochwasser 2002 haben dazu geführt, dass nach den Modellszenarien auch noch bei einem Hochwasser, das einmal in zweihundert Jahren zu erwarten ist, ein ausreichender Schutz besteht. Erst bei noch extremeren Verhältnissen wie einem fünfhundertjährigen Hochwasser sähe es für Bitterfeld nicht gut aus. Die Berechnungen zeigen, dass die Stadt östlich der Leine innerhalb weniger Stunden komplett überschwemmt würde, wenn die Deiche oberhalb des Muldestausees nicht standhielten. Bis zur totalen Überflutung mit Wassertiefen von bis zu einem Meter blieben nach den Berechnungen der Forscher etwa 18 Stunden Vorwarnzeit. Unter der Annahme, dass die Bahnunterführungen südlich des Chemieparks geschlossen werden können, wie dies bereits 2002 erfolgte, und der Bahndamm den anstehenden Wassermassen standhält, käme es jedoch auch unter diesen extremen Bedingungen nicht zur Überschwemmung des Chemieparks.

Wie sich Schadstoffe bei einem Hochwasser im Gelände verteilen, hängt aber nicht nur vom Ausmaß der Überflutungen und von den Strömungsverhältnissen ab, sondern auch von den chemischen und physikalischen Eigenschaften der jeweiligen Substanzen. Deshalb haben die Wissenschaftler von SARISK auch einen Modellbaustein entwickelt, der die Freisetzung und Ausbreitung einzelner Schadstoffe simulieren kann. Für verschiedene Hochwasserszenarien lässt sich so abschätzen, auf welchen Flächen des Untersuchungsgebietes welche Mengen Arsen, Blei, Quecksilber, Zink oder Cadmium abgelagert werden. Auch die Wege der Pestizide Hexachlorcyclohexan (HCH) und DDT sowie des Heizöls aus leckgeschlagenen Tanks kann man auf dem Bildschirm verfolgen. Dabei liefern die Modelle plausible Ergebnisse. Die berechneten Werte für Blei- und Arsenbelastungen stimmen gut mit tatsächlich nach Hochwassern gemessenen Werten überein.

Die Ergebnisse solcher Simulationen bewerten die Wissenschaftler von SARISK dann mit speziellen Rechenverfahren. Sie wollen sich ein Bild davon machen, welche Risiken von den Schadstoffbelastungen der einzelnen Flächen tatsächlich ausgehen. Also analysierten sie beispielsweise, in welchem Umfang die einzelnen Schadstoffe aus dem Boden in Nutzpflanzen und Viehfutter aufgenommen werden und später auch im menschlichen Körper landen können. Die von den jeweiligen Substanzen ausgehenden Gesundheitsrisiken versuchen sie in Zahlen und Formeln zu fassen und räumlich zu verorten, um die Brennpunkte nach einem Hochwasser zu erkennen. Aus solchen Berechnungen lassen sich dann Risikokarten für die verschiedenen Bereiche

des Untersuchungsgebietes entwickeln, die der Stadt und dem Landkreis Bitterfeld den Umgang mit stoffbezogenen Hochwasserrisiken erleichtern sollen. Damit die Mitarbeiter der Verwaltung nicht stapelweise Karten wälzen müssen, wurden alle Ergebnisse in ein internetbasiertes Informations- und Entscheidungshilfesystem eingespeist.

Ansprechpartner
Dr. Wolf von Tümpling
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Tel. 0391-810-9300

Michael Böhme
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Tel. 0391-810-9449

Prof. Cornelia Gläßer
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Institut für Geowissenschaften, AG Geofernerkundung
0345-55-26020

Prof. Dr. Michael Matthies
Universität Osnabrück
Institut für Umweltsystemforschung
0541-969-2576

Dr. Jochen Schanze
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR)
Tel. 0351-4679-228

oder über
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Pressestelle
Tilo Arnhold
Telefon: (0341) 235 1269
presse@ufz.de

Weiterführende Links:
Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld - SARISK
www.ufz.de/btf
BMBF-Förderaktivität "Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse" (RIMAX)
www.rimax-hochwasser.de

Im Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ erforschen Wissenschaftler die Ursachen und Folgen der weit reichenden Veränderungen der Umwelt. Sie befassen sich mit Wasserressourcen, biologischer Vielfalt, den Folgen des Klimawandels und Anpassungsmöglichkeiten, Umwelt- und Biotechnologien, Bioenergie, dem Verhalten von Chemikalien in der Umwelt, ihrer Wirkung auf die Gesundheit, Modellierung und sozialwissenschaftlichen Fragestellungen. Ihr Leitmotiv: Unsere Forschung dient der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen und hilft, diese Lebensgrundlagen unter dem Einfluss des globalen Wandels langfristig zu sichern. Das UFZ beschäftigt an den Standorten Leipzig, Halle und Magdeburg 900 Mitarbeiter. Es wird vom Bund sowie von Sachsen und Sachsen-Anhalt finanziert. Die Helmholtz-Gemeinschaft leistet Beiträge zur Lösung großer und drängender Fragen von Gesellschaft, Wissenschaft und Wirtschaft durch wissenschaftliche Spitzenleistungen in

sechs Forschungsbereichen: Energie, Erde und Umwelt, Gesundheit, Schlüsseltechnologien, Struktur der Materie, Verkehr und Weltraum. Die Helmholtz-Gemeinschaft ist mit 25.700 Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern in 15 Forschungszentren und einem Jahresbudget von rund 2,3 Milliarden Euro die größte Wissenschaftsorganisation Deutschlands. Ihre Arbeit steht in der Tradition des großen Naturforschers Hermann von Helmholtz (1821-1894).

Das Institut für Umweltsystemforschung (USF) der Universität Osnabrück wurde 1994 als interdisziplinäres Institut der Universität Osnabrück gegründet. Die Forschungsarbeiten des USF umfassen die integrierte Beschreibung und Analyse des Zustandes der Umwelt und deren Kompartimente, die Analyse ihrer stofflichen Umsetzungen und die Entwicklung von Problemlösungen. Hierfür werden mathematisch-naturwissenschaftliche Verfahren der Modellbildung eingesetzt, die zum Ziel haben, Umweltsysteme zu verstehen, ihre stofflichen Belastungen zu prognostizieren und deren Auswirkungen auf Mensch und Ökosysteme zu bewerten. Dazu werden Stoffbilanzen auf nationaler, regionaler und betrieblicher Ebene erstellt und Umweltmanagementsysteme entwickelt. Ein weiterer Schwerpunkt ist die Beschreibung und Analyse von sozialen Systemen und Entscheidungsprozessen in Mensch-Technik-Umweltsystemen. Methoden der aktorsbasierten Analyse und Modellierung werden mit partizipativen Verfahren verknüpft, um die Auswirkungen menschlichen Handelns auf die Umwelt besser zu verstehen und mit den beteiligten Akteuren Innovationsprozesse in Gang zu setzen.

Die Fachgruppe Geofernerkundung und Kartographie des Institutes für Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg entwickelt Methoden zur optimierten Auswertung und Nutzung von Flugzeug- und Satellitenbilddaten für vielfältigen thematische Fragestellungen aus den Bereichen der Geowissenschaften, der Umweltforschung und der Ressourcennutzung.

Das Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) erforscht die Anforderungen an eine dauerhaft-umweltgerechte Regional-, Stadt- und Landschaftsentwicklung. Es untersucht die Wirkungszusammenhänge zwischen Raumnutzungen und natürlicher Umwelt, bewertet Strategien und entwickelt Ansätze für eine nachhaltige Raumentwicklung im nationalen, europäischen und internationalen Kontext. Dabei spielen der Klimawandel und der demographische Wandel und ihre Auswirkungen auf die künftige Umwelt- und Raumentwicklung eine große Rolle. Forschungsschwerpunkte sind Umweltqualität in Städten und Regionen, Ressourceneffizienz von Siedlungsstrukturen, Umweltrisiken in der Stadt- und Regionalentwicklung (mit Fokus auf Hochwasserrisikomanagement) sowie das Monitoring der Siedlungs- und Freiraumentwicklung. Darüber hinaus setzt sich das IÖR mit Fragen der europäischen Raumentwicklung und ökologischen Belangen in der Entwicklung von Grenzräumen sowie mit Transformationsprozessen in Mittel-, Ost- und Südosteuropa auseinander.

Modell für sieben Ernstfälle

HOCHWASSERSCHUTZ In der Leitstelle in Bitterfeld wurde ein internetgestütztes Entscheidungshilfesystem installiert.

VON MATTHIAS BARTL

BITTERFELD - Der Mausclick macht es möglich: Nachdem Axel Sauer die entsprechenden Ausgangsdaten in den Rechner eingegeben hat, lässt sich auf der per Beamer an die Wand geworfenen Landkarte klar nachvollziehen, wie sich - als Beispiel - ein Hochwasser der Marke HQ 100 in Jeßnitz auswirken wird. Blaue Flächen zeigen die Überflutungszonen an, ein weiterer Mausclick bringt das System auf die Ebene der Fließgeschwindigkeit, die Höhe der Überflutung kann ziemlich punktgenau angezeigt und vieles andere mehr, zu ganz bestimmten, fortschreitenden Zeiten. Kein Wunder, dass Dr. Wolf von Tümpling und Dr. Michael Rode vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Magdeburg und Axel Sauer vom Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) Dresden zufriedene Mienen machten, als sie ihr Gesamtkunstwerk präsentierten und in die faszinierten Gesichter der Frauen und Männer schauten, die sich gestern in der Leitstelle des Landkreises versammelt hatten.

Vier Jahre Arbeit

Vorgestellt wurde hier ein neues Informationssystem für den Hochwasserschutz in Bitterfeld, eine internetgestützte Entscheidungshilfe, die künftig bessere Vorhersagen ermöglicht, wo das Wasser nach einem Deichbruch wie hoch stehen wird. Eine lebenswichtige Angelegenheit, denn das wusste nicht nur Landrat Uwe Schulze (CDU) ganz genau: „Das nächste Hochwasser kommt bestimmt.“ Damit es aber nicht wieder zu einem Katastrophenfall wird wie 2002, war das UFZ vor mehr als vier Jahren beauftragt worden, ein Modell für alle Fälle zu entwickeln. Eine Mammutaufgabe, wie Dr. von Tümpling zumindest ausschnittsweise bei der Präsentation kenntlich machte. Wie umfangreich die Zahl der Daten ist, die in dem System mathematisch und verarbeitet wurden, blieb ungenannt.

Bis zum 500-Jahre-Maximum

Insgesamt enthält das System, das jetzt in der Leitstelle genutzt werden kann, die Ausgangsdaten für sieben unterschiedliche Hochwasser-Szenarien, wie sie zwischen Einlauf Muldestausee und Priorau möglich sind. Das fängt an bei einem „Hochwasser-Baby“, HQ 10 bezeichnet, wie es im Frühjahr 2006 zu erleben war. Und es reicht bis zur Klasse HQ 500, die ihren Namen daher hat, dass ein solches Hochwasser nur alle 500 Jahre vorkommt. Wenn überhaupt: Hochwasserschutz in Deutschland orientiert sich - vom Deichbau her



Dr. Wolf von Tümpling erläutert das neue Informationssystem für den Hochwasserschutz in Bitterfeld. FOTO: KEHRER

gesehen - auch nicht am möglichen Katastrophenmaximum, das macht schon ökonomisch keinen Sinn, sondern an der Stufe HQ100. Auch die aber bringt schon erheblichen Aufwand für die Katastrophenschutzstäbe mit sich - bei der unmittelbaren Gefahrenabwehr und auch wenn die Folgen beseitigt werden müssen.

Letzteres hat nach sich gezogen, dass die Wissenschaftler auch sehr intensiv betrachtet haben, wie sich Schadstoffe durch das Hochwasser im Gelände verteilen. Dazu mussten nicht nur Ausmaß der Flut und die Strömungsverhältnisse einkalkuliert werden, sondern auch die chemischen und physikalischen Eigenschaften der unterschiedlichsten schädlichen Substanzen von Arsen über Heizöl bis Zink. Mit dem Modell lässt sich ziemlich präzise vorhersagen, wo unter welchen Bedingungen welche Mengen Schwermetalle abgelagert werden. Auch die Wege von Pestiziden und des Heizöls aus lecken Tanks kann man auf dem Bildschirm verfolgen. Wissenschaftler des Projektes Sarisk haben, um verwertbare Ergebnisse zu erhalten, mehrere Computermodelle gekoppelt, um alle am Transport beteiligten Vorgänge erfassen zu können. Die bunten Bil-

der, die gestern über die Leinwand flimmerten, ließen kaum den erheblichen Aufwand erahnen, der hinter dem gesamten System steht, bei dessen Erstellung das komplette Gebiet per Flugzeug lasergescannt wurde, weil es für die Simulation von Hochwässern nun einmal unerlässlich ist, zu wissen, wie die Landschaft aussieht, wo Bäume, Büsche, Häuser stehen. Man nutzte Luftbilder, man nutzte das digitale Höhenmodell des Landesbetriebs für Hochwasserschutz, man nutzte vorhandene Biotopkartierungen und - grob gesagt - Stadtpläne. Entwickelte Filter, um aus den Rohdaten die entscheidenden Faktoren herauszufinden. Man legte Matten aus, die im Hochwasser 2006 als „Sedimentfallen“ dienten, man analysierte die „Beute“ chemisch und physikalisch. Und brachte anschließend alles in einem System unter.

Eine Sisyphusarbeit, an der neben den schon genannten Einrichtungen auch die Martin-Luther-Universität Halle und die Universität Osnabrück beteiligt waren. Die Mittel stellte der Bund zur Verfügung: 500 000 Euro hat das System gekostet. Was man damit im Ernstfall einsparen kann, wird ungleich höher sein, wenn man sich

in Erinnerung ruft, dass das Hochwasser 2002 Schäden in Höhen von rund 70 Millionen Euro in Bitterfeld und Umgebung angerichtet hat. Und die Gesamtkosten dürften noch höher als die Schäden allein ausgefallen sein. Insofern ist den Katastrophenschutzstäben mit dem neuen System ein wichtige Hilfe an die Hand gegeben worden.

Grundlage fürs Risikomanagement

Aber eben kein Blick in die Glaskugel, wie man ausdrücklich unterstrich. Ein Modell bleibe ein Modell: Es treffe nur Aussagen über die spezifischen untersuchten Hochwasser, so Sauer vom IÖR. Man könne aber, natürlich Analogieschlüsse ziehen zu den Hochwasserlagen 2002 und 2006, inklusive eines „Sicherheitszuschlags“. Die damit zur Verfügung stehenden Informationen, so Reinhard Thiel, Chef des Amtes für Brand- und Katastrophenschutz, seien im Fall der Fälle für die handelnden Personen wichtige Grundlage des Risikomanagements. Einen vollwertigen Praxistest wird das System wohl im Oktober erleben: Dann findet in Bitterfeld die Landeskatastrophenschutzübung statt - mit einem simulierten Hochwasser als Ausgangslage. *Kommentar*

Abb. 6-5 Artikel aus der Mitteldeutsche Zeitung (Köthen)

3 FREITAG, 16. JANUAR 2009 KTN



KOMMENTAR



MATTHIAS BARTL sieht in dem neuen Informationssystem für den Hochwasserschutz eine wichtige Hilfe für den Ernstfall.

Ruhe, kein Ruhekissen

Die Bilder aus dem August 2002 stehen vielen Menschen in Bitterfeld und Raguhn, in Aken und Kühren und in anderen Orten der Region noch immer vor Augen: Die Bilder, wie die Mulde über die Ufer trat und Straßen, Plätze und Häuser überschwemmte, die Angst, als die Elbe nur noch daumenbreit unter den Sandsäcken auf dem gummiweichen Akener Deich schwappte.

Dies war auch der Moment, wo klar war, dass hinsichtlich der Abwehr künftiger Flutgefahren eine gründliche Aufarbeitung des Geschehenen erfolgen muss. Und dies bezieht sich nicht nur auf die Ertüchtigung der Deiche und die Schaffung

von Poldern. Dies bezieht sich auch darauf, den Katastrophenschutzstäben Hilfen an die Hand zu geben, mit denen die Gefahrenabwehr sinnhaft und effektiv organisiert werden kann. Für die Mulde zwischen Einlauf Muldestausee und Priorau liegt ein solches System jetzt vor, dessen Präsentation die Fachleute überzeugte.

Letzten Endes freilich ist das System „nur“ ein Modell und kein Ruhekissen. Letzten Endes wird es im Ernstfall auf die Menschen und ihr Handeln ankommen. Das wird man trotz aller technischer Faszination nicht vergessen dürfen.



Den Autor erreichen Sie unter:
matthias.bartl@mz-web.de

Abb. 6-6 Kommentar zum MZ-Artikel

Literaturverzeichnis

- 5-Punkte-Programm der Bundesregierung: Arbeitsschritte zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes, <http://www.bmvbw.de/Anlage12654/5-Punkte-Programm-der-Bundesregierung.pdf>
- AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung. Stuttgart.
- AGLMB Arbeitsgemeinschaft leitender Medizinalbeamten und -beamter (1995) Standards zur Expositionsabschätzung. Hamburg. Online: http://www.apug.de/archiv/pdf/-Expositionsabschaetzung_Laender_1995.pdf (24.06.2006).
- AGU Arbeitsgemeinschaft Umwelthygiene (1994) Hygienische Bewertung von Schadstoffen im Boden – Metalle im Boden von Kinderspielplätzen. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 3580, Lfg. VI/94. Berlin.
- Al-Rabeh A. H., Cekirge H. M. und N. Gunay (1992): Modeling the fate and transport of Al-Ahmadi oil spill. Water, Air, and Soil Pollution 65: 257-279.
- Albering HJ, van Leusen SM, Moonen EJC, Hoogewerff JA, Kleinjans JCS (1999) Human Health Risk Assessment: A Case Study Involving Heavy Metal Soil Contamination After the Flooding to the River Meuse during the Winter of 1993–1994. Environmental Health Perspectives 107(1), 37–43.
- Alexandrova O., Schulz M. & Matthies M. (2008): Estimation of the influence of humic substances on radionuclide binding to solids in deposits of radioactive waste. Water, Air, and Soil Pollution 194: 287-299
- Alexandrova O., Schulz M. & Matthies M.: An analytical model to simulate the transport and fate of radionuclides in water and sediments of a highly contaminated water reservoir. Submitted to Journal of Environmental Management.
- Amann, V. (1995): Airborne remote sensing at DLR. In: Airborne Multispectral Applications Worldwide, Daedalus Special Compendium. Daedalus Enterprises Inc., P.O. Box 1896, Ann Arbor, MI 48106 USA, 12-15
- BBodSchG (1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenverunreinigungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998. BGBl. I 1998, 502. Online: <http://www.bgblportal.de/BGBl/bgbl1f/b198016f.pdf> (02.08.2006).
- BBodSchV (1999) Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. BGBl. I 1999, 1554. Online: <http://www.bgblportal.de/BGBl/bgbl1f/b199036f.pdf> (02.08.2006).
- BGVV Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (1997) Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 40, 182–184.
- BGVV Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (2000) Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln werden vom BgVV zurückgezogen. Bundesgesundheitsblatt 43, 1020.
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1999) Bekanntmachung über Methoden und Maßstäbe für die Ableitung der Prüf- und Maßnahmenwerte nach der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), BAnz. vom 28. August 1999, Beilage 161a. Online: <http://www.lanuv.nrw.de/boden/boschu-lua-/AbleitungBundesanzeiger.pdf> (07.09.2006).
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2004) Quantifizierung der Ingestion von Boden durch Kinder. Bonn. (=Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz 647).
- Brockmann, H. (2000): Einsatz flugzeuggestützter Fernerkundungstechniken zur Bearbeitung hydrologischer Fragestellungen. Wasserwirtschaft, Zeitschrift für Wasser und Umwelt, 90. Jahrgang, Heft 1, Januar 2000.
- BWW Bundesamt für Wasserwirtschaft (1997) Berücksichtigung der Hochgewassergefahren bei raumwirksamen Tätigkeiten. Empfehlungen. Bern.
- Baatz, M., Benz, U., Dehghani, S., Heynen, M., Höltje, A., Hofmann, P., Lingenfelder, I., Mimler, M., Sohlbach, M., Weber, M. & G. Willhauck (2004). eCognition Professional User Guide 4. Definiens Imaging
- Baborowski M., von Tümpling jr. W. und K. Friese (2004): Behaviour of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg monitoring station. Hydrol Earth Syst Sc 8: 135-150.
- Bachmann G, Bannick CG, Giese E, Glante F, Kiene A, Konietzka R, Rück F, Schmidt S, Tertyze K, von Borries DF (1997) Fachliche Eckpunkte zur Ableitung von Bodenwerten im Rahmen des Bundes-Bodenschutzgesetzes. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 3500, Lfg. IX/97. Berlin.
- Barkowski D, Günther P, Machtoff M (1998) Pfadintegrierende Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten. Teil 1: Anforderungen aus der Praxis und Lösungsansätze. altlasten spektrum 6/98, 331–335.
- Bauernhansl, C. Würländer, R. & W. Rieger (2004): Verbesserte Ableitung von Geländemodellen aus der digitalen Bildzuordnung. In: SEYFERT, E. [Hrsg.] (2004): Tagungsband der 24. Wissenschaftlich-Technischen Jahrestagung der DGPF, 15. – 17. Sept. 2004 in Halle, S. 41 – 49.
- BfN (Hrsg.) (2002): Systematik der Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung (Kartieranleitung). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 72, Bonn-Bad Godesberg, 169 S.
- Bill R (1999) Grundlagen der Geo-Informationssysteme, Band 1: Hardware, Software und Daten. Heidelberg.
- Bill R, Fritsch D (1991) Grundlagen der Geo-Informationssysteme, Band 2: Analysen, Anwendungen und neue Entwicklungen. Karlsruhe.

- Blume H-P, Bohne K, Döring H-W, Fleige H, Horn R, Kaupenjohann M, Kraemer U, Zahn M (1998) Filter- und Puffereigenschaften von Böden und deren Ermittlung im Felde – Stand und Aussichten. In: DVWK (1998) Zukunftsfähige Schutzstrategien der Wasserwirtschaft. Bonn. 379–401. (=DVWK Schriften, Heft 122).
- Blume H-P, Brümmer G (1991) Prediction of Heavy Metal Behavior in Soil by Means of Simple Field Tests. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 22, 164–174.
- Bodenkundliche Kartieranleitung, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, 5. Aufl., 438 S.; 41 Abb., 103 Tab., 31 Listen, Hannover 2005.
- Bollmann, J, Koch, W. G. (2001): Lexikon der Kartographie und Geomatik. Spektrum, Heidelberg – Berlin.
- Bottelberghs PH (2000) Risk analysis and safety policy developments in the Netherlands. *Journal of Hazardous Material* 71, 59–84.
- Briese Ch. & N. Pfeifer (2001): Airborne Laser Scanning and Derivation of Digital Terrain Models. In Grün/Kahmen (Eds.): *Optical 3-D Measurement Techniques V*, pp. 80 - 87. Online im Internet [Stand 27.09.2004]: http://www.ipf.tuwien.ac.at/publications/np_airbornels_2001.pdf
- Briese, Ch., Pfeifer, N. & P. Dorninger (2002): Application of the robust interpolation for DTM determination. In: IAPRSIS XXXIV / 3A, pp. 55 - 61.
- Brümmer G, Welp G, Liebe F, Keppeler J (1998) Mobile und mobilisierbare Fraktionen anorganischer Schadstoffe in Böden. In: DVWK (1998) *Zukunftsfähige Schutzstrategien der Wasserwirtschaft*. Bonn. 403–419. (=DVWK Schriften, Heft 122).
- Bubenheim M, Fehr R, Timm J (2007) Evaluation von Standards und Modellen zur Expositionsabschätzung, Abschlussbericht. Bielefeld.
- Böhme M., Krüger F., Ockenfeld K. und W. Geller (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Eine Kurzdarstellung der Fakten und Hilfen zu deren Bewertung. Bericht des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ, Aschersleben: 101 S.
- Büscher, O. & O. Buck (2007): DeCover – Geoinformation Services to Update and Supplement Land Cover Data for German Decision Makers. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36 (1W51), auf CD.
- Büscher, O., Buck, O., Lohmann, P., Hofmann, P. Müller, S., Schenkel, R. & C. Weise (2008): Einsatz von Change Detection Methoden zur Fortführung von DeCover Objekten. *Photogrammetrie – Fernerkundung – Geoinformation (PFG)* 5, 2008, S. 395-407.
- Büttner O., Schulz M., Matthies M. & Rode M.: Flood and pollutant dispersal simulation in urban areas. Accepted by 'Science and Information Technologies for Sustainable Management of Aquatic Ecosystems'.
- Calabrese EJ, Stanek EJ (1995) Daily estimates of soil ingestion in children. In: *Environmental Health Perspectives* 107(3), 276–285.
- Calabrese EJ, Stanek EJ, James RC, Roberts SM (1997) Soil ingestion: a concern for acute toxicity in children. *Environmental Health Perspectives* 105(12), 1354–1358.
- Campbell, J. B. (2006): *Introduction to Remote Sensing*. The Guilford Press, New York.
- DEQ Oregon Department of Environmental Quality (2000) Guidance for use of probabilistic analysis in human health risk assessment. Portland. Online: <http://www.deq.state.or.us/wmc/documents/hh-guide.pdf> (07.09.2006).
- DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft (2006) MAK- und BAT-Werte-Liste 2006. Weinheim.
- DVWK (1988) *Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren*. Hamburg, Berlin. (= DVWK Merkblätter 212/1988).
- Dapp K (2003) Informationsmanagement als Grundlage der Vernetzung lokaler, regionaler und übergeordneter Aktivitäten für den vorsorgenden Hochwasserschutz. In: Schrenk M. (Hrsg.) *CORP 2003 – Computergestützte Raumplanung*. Wien. 101–107.
- Deilmann C (2007) High-Resolution Damage Simulation – Flood Damage to Residential Properties. In: Schanze J (Ed.) (2007) *Flood Risk Management Research - From extreme events to citizens involvement*. Proceedings of European Symposium on Flood Risk Management Research (EFRM 2007), 6th–7th February 2007. Dresden.
- Delschen T (1998) Pfadintegrierte Bewertung von Bodenbelastungen in Haus- und Kleingärten. Teil 2: Prüfwerte für das Nutzungsszenario „Wohngärten“. *atlasten spektrum* 6/98, 336–342.
- Delschen T, König W (1998) Untersuchung und Beurteilung der Schadstoffbelastung von Kulturböden im Hinblick auf den Wirkungspfad Boden–Pflanze. In: *Handbuch Bodenschutz*, Kz. 3550, Lfg. V/98. Berlin.
- Delschen T, Leisner-Saaber J (2005) Abschätzung der Schwermetallmobilität in nordrhein-westfälischen Böden. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen. Online: http://www.lanuv.nrw.de/-boden/boschu-lua/Bericht_KW_AN_neu%202005-01-28.pdf.
- Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (Hrsg.) (1997): *Entwicklung eines Kartier- und Bewertungsverfahrens für Gewässerlandschaften mittlerer Fließgewässer und Anwendung als Planungsinstrument am Beispiel der Mulde*, Bonn.
- Dickmann F (2001) *WebMapping und WebGIS*. Braunschweig.
- Dijkstra J. J., Meeussen J. C. L. und R. N. J. Comans (2004): Leaching of heavy metals from contaminated soils: An experimental and modeling study. *Environmental Science & Technology* 38: 4390-4395.
- Dubravko, G. (2004): *Rasterbasierte Geländeoberflächen*. Dissertation am Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung an der Technischen Universität Wien, unveröffentlicht.

- ENVI (2009): Online Tutorial. Abrufbar unter: <http://www.ittvis.com/ProductServices/ENVI/Tutorials.aspx> (Datum: 18.02.2009)
- Egli T (2001) Gefahrenkarten für die Bauvorsorge und Notfallplanung. In: UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) Vorbeugender Hochwasserschutz auf kommunaler Ebene – Workshop am 13. und 14. Dezember 2000 in Dresden. Berlin. 75–85.
- Eikmann T, Brammertz A, Eikmann S (1993) Kriterien zur Beurteilung der inhalativen Aufnahme von Schadstoffen aus dem Boden – Beispiel: Kontamination von Sport- und Bolzplätzen. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 3595, Lfg. X/93. Berlin.
- Eikmann T, Heinrich U, Heinzow B, Konietzka R (2007) Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen (GvU). Berlin.
- Eißmann, L. (1994): In: Eißmann, L. & T. Litt (1994): Das Quartär Mitteldeutschlands.- Altenbg. Nat.-wiss. Forsch., 7, 11-136).
- Elliott P, Wartenberg D (2004) Spatial Epidemiology: Current Approaches and Future Challenges. Environmental Health Perspectives 112(9), 998–1006.
- Elsäßer M, Nußbaum H, Ehrmann O, Feldwisch N (2004) Maßnahmenkonzept zur verschmutzungsarmen Nutzpflanzenenernte. Aulendorf/Bergisch Gladbach. (=Bericht LABO-Projekt B 4.03).
- Ferguson C, Darmendrail D, Freier K, Jensen BK, Jensen J, Kasamas H, Urzelai A, Vegter J (1998) Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 1. Scientific Basis. Nottingham.
- Fingas M. F. (1995): A literature review of the physics and predictive modelling of oil spill evaporation. Journal of Hazardous Materials 42: 157-175.
- Flachowsky G (Hrsg.)(2006) Möglichkeiten der Dekontamination von „Unerwünschten Stoffen nach Anlage 5 der Futtermittelverordnung (2006)“. Braunschweig. (=Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 294).
- GAO US General Accounting Office (2001) Chemical Risk Assessment. Selected Federal Agencies' Procedures, Assumptions, and Policies. Washington. (GAO-01-810).
- Geller, W., Ockenfeld, K., Böhme, M., Knöchel, A. (Hrsg.) (2004): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojekts, UFZ Leipzig-Halle GmbH, Magdeburg.
- GfRS Gesellschaft für Ressourcenschutz mbH (2006) Leitfaden „Umweltschadstoffe in der Landbau-Praxis“. Göttingen/Karlsruhe.
- Gläßer, C. & P. Reinartz (2005): Multitemporal and Multispectral Remote Sensing Approach for Flood Detection in the Elbe-Mulde Region 2002. Acta hydrochimica et hydrobiologica 33 (5), Wiley-VCH Verlag, Weinheim, S. 395-403.
- Gouldby B, Samuels P, Klijn F, Messner F, van Os A, Sayers P & Schanze J (2005) Language of Risk. FLOODsite Report T32-04-01, <http://www.floodsite.net>.
- Greim HA (1998) Neues Einstufungskonzept der DFG für krebserzeugende Stoffe. In: Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften HVBG (1998) Symposium: Grenzwerte für chemische Einwirkungen an Arbeitsplätzen. Sankt Augustin. 109–123. (=BIA-Report 4/98).
- Gränitz, F., Porada, H. & G. Schönfelder (2004): Bitterfeld und das untere Muldetal. Landschaften in Deutschland, Bd. 66.
- Gröngröft A, Hochfeld B, Miehlisch G (1999) Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen – Bewertungsverfahren. Hamburg. (=Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg. Überarbeitete Fassung Stand 29.08.2001).
- Guitart C., Frickers P., Horrillo-Caraballo J., Law R. J. und J. W. Readman (2008): Characterization of sea surface chemical contamination after shipping accidents. Environmental Science & Technology 42: 2275-2282.
- Harder, W. & D. Friedrich (Hrsg.) (2000): Contaminated Soil 2000. Leipzig.
- Hassauer M, Kalberlah F, Oltmanns J, Schneider K (1993) Basisdaten Toxikologie für umweltrelevante Stoffe zur Gefahrenbeurteilung bei Altlasten. Berlin. (UBA Berichte 4/93).
- Hennings V (1994) Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Hannover. (Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Heft 31).
- Hervouet J.-M. (2007): Hydrodynamics of free surface flows: modelling with the finite element method. Wiley, Chichester: 341 S.
- Hervouet J.-M. und L. van Haren (1996): Recent advances in numerical methods for fluid flows. In: Floodplain Processes, Anderson M. G., Walling D. E. and P. D. Bates (Hrsg.). Wiley: Chichester: 183-214.
- Heurich, M., Schneider, Th. & E. Kennel (2003): Laser scanning for identification of forest structures in the Bavarian forest national park. Proceedings ScandLaser Workshop, Umeå, 3-4.9.2003.
- Hille J, Ruske R, Scholz RW, Walkow F (Hrsg.)(1992) Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion. Berlin. (=Schadstoffe und Umwelt 10).
- Hornburg V (2002) Vergleich von Methoden zur Bestimmung der Gesamtgehalte von Haupt- und Spurenelementen in Böden. Abschlussbericht des Geologischen Dienstes Nordrhein-Westfalen an das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MUNLV) des Landes Nordrhein-Westfalen. Krefeld. Online: http://www.gd.nrw.de/zip/a_pjb02.pdf.
- Hoss, H.(1997): Einsatz des Laserscanner-Verfahrens beim Aufbau des Digitalen Geländehöhenmodells (DGM) in Baden-Württemberg. Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation. 1997, Heft 2, S. 131-142.
- Hough RL (2002) Applying Models of Trace Metal Transfer to Risk Assessment. Nottingham. (=unveröffentlichte Dissertation, University of Nottingham).

- Hough RL, Breward N, Young SD, Crout NMJ, Tye AM, Moir AM, Thornton I (2004) Assessing Potential Risk of Heavy Metal Exposure from Consumption of Home-Produced Vegetables by Urban Populations. *Environmental Health Perspectives* 112(2), 215–221.
- ICE Institution of Civil Engineers (2001) Learning to live with rivers. Final report of the Institution of Civil Engineers' Presidential Commission, Institution of Civil Engineers. London.
- ISDR – International Strategy for Disaster Reduction (2004) Terminology: Basic terms of disaster risk reduction. <http://www.unisdr.org/eng/library/lib-terminology-eng%20home.htm> (17.06.04).
- Ihme W (1994) Allgemeines Modell zur Quantifizierung der Exposition des Menschen durch kontaminierte Böden. Aachen.
- Knoche H, Brandt P, Viereck-Götte L, Böken H (1999): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. Ergebnisse der Auswertungen hinsichtlich der Königswasser- und Ammoniumnitrat-Extraktion anhand der Datenbank TRANSFER. Berlin. (=UBA-Texte 11/99).
- Kofalk S, Kühlborn J, Kohmann F (2003) Verknüpfung von Ergebnissen der Umweltforschung in einem Decision Support System (DSS) als anwenderorientiertes Werkzeug für das Einzugsgebietsmanagement der Elbe. In: Geller W, Puncocchat P, Guhr H, von Tümpling W, Medek J, Smrtak J, Feldmann H, Uhlmann O (Hrsg.) Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden. 157–158.
- Konietzka R, Dieter HD (1998) Ermittlung gefahrenbezogener chronischer Schadstoffdosen zur Gefahrenabwehr beim Wirkungspfad Boden–Mensch. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 3530, Lfg. X/98. Berlin.
- Kraft C, von Tümpling W, Zachmann DW (2006) The effects of mining in Northern Romania on the heavy metal distribution in sediments of the rivers Szamos and Tisza (Hungary). *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34, 257–264.
- Kraus, K. & N. Pfeifer (2001): Advanced DTM Generation from Lidar Data. International Archive of Photogrammetry and Remote Sensing, Volume XXXIV–3/W4, pp. 23–30, Annapolis, Maryland, 2001.
- Kraus, K. und N. Pfeifer (1998): Determination of terrain models in wooded areas with aerial laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry. & Remote Sensing* 53, pp. 193-203.
- Kroes R (2001) Toxicity Testing and Human Health. In: van Leeuwen CJ, Hermens JLM (2001) Risk Assessment of Chemicals: An Introduction. Dordrecht, Boston, London. 147–174.
- Krüger, F., Schwartz, R., Kuhnert, M., Friese, K., 2006. Methods to calculate sedimentation rates of flood plain soils in the middle region of the Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34 (3), 175-187.
- LABO Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz, ad-hoc-AG „Schwermetalltransfer Boden/Pflanze“ des AK „Bodenbelastung“ (1998) Eckpunkte zur Gefahrenbeurteilung des Wirkungspfades Bodenverunreinigungen/Altlasten–Pflanze. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 9009, Lfg. XII/98. Berlin.
- LAU (Hrsg.) (1992): Katalog der Biotypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 4, Halle, 39 S.
- LUA-BB Landesumweltamt Brandenburg (2003) Untersuchung und Bewertung von altlastverdächtigen Flächen und Verdachtsflächen. Wirkungspfad Boden-Pflanze-Tier. Potsdam. (=Bodenschutz und Altlastenbearbeitung, Heft-Nr. 2).
- LUA-NRW Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2006) Handlungsempfehlungen zu Maßnahmen der Gefahrenabwehr bei schädlichen stofflichen Veränderungen in der Landwirtschaft. Essen. (=LUA-Merkblatt 55).
- Leser, H. & W. Panzer (1981): Geomorphologie. Das Geographische Seminar, Georg Westermann Verlag, Braunschweig.
- LfUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2006) Handlungsempfehlungen für die Umsetzung des Bodenschutzrechtes in Gebieten mit großflächig erhöhten Schadstoffgehalten. Dresden. (=Materialien Bodenschutz).
- Liebe F, Welp G, Brümmer GW (1997) Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. Essen. (=Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2, LUA-NRW).
- Lillesand, T. M., Kiefer, R.W. & J. W. Chipman (20086): Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, Hoboken.
- Löser C, Zehndorf A, Fussy M, Morgenstern P (2001) Möglichkeiten zur Kostenreduzierung bei der Entsorgung Schwermetall-kontaminierter Flußsedimente – ein Fallbeispiel. *Altlasten spektrum* 1/2001, 18–27.
- Maas, H.-G. (2005): Akquisition von 3D-GIS Daten durch Flugzeuglaserscanning. In: *Kartographische Nachrichten*, Vol. 55, Heft 1, S. 3-11.
- Mathews T, Bracke R (1996) Überblick über Bewertungsverfahren zur Gefährdungsabschätzung. *Müll-Handbuch*, Kz. 4322, Lfg. 1/96. Berlin.
- Mathews T, Fischer AB, Exner S, Eikmann T (1998) ECORISK-Verfahren zur Expositions- und Risikoabschätzung in der Gefährdungsabschätzung und Sanierungsplanung von Altlasten. Teil I: Allgemeiner Überblick über die Systematik des Verfahrens. *Umweltmedizinische Forschung & Praxis* 3(3), 156–167.
- Mathews T, Fischer AB, Exner S, Eikmann T (1999) ECORISK-Verfahren zur Expositions- und Risikoabschätzung in der Gefährdungsabschätzung und Sanierungsplanung von Altlasten. Teil II: Ableitung von Sanierungszielwerten mittels probabilistischer Methoden. *Umweltmedizinische Forschung & Praxis* 4(5), 289–300.

- Mekel O (1996) Anbau und Verzehr von Obst und Gemüse bundesdeutscher Kleingärtner im Hinblick auf Expositions- und Risikoabschätzungen. Göttingen
- Mekel O, Nolte E, Fehr R (2004) Quantitative Risikoabschätzung – Exemplarische QRA: Wohnen auf einer Altlast. Bielefeld. (=Materialien „Umwelt und Gesundheit“ Nr. 52).
- Mekel O, Nolte E, Fehr R (2004) Quantitative Risikoabschätzung – Sachstand und Entwicklungsperspektiven. Bielefeld. (=Materialien „Umwelt und Gesundheit“ Nr. 51).
- Merz B (2006) Hochwasserrisiken: Grenzen und Möglichkeiten der Risikoabschätzung. Stuttgart.
- Messner F, Meyer V (2006) Flood Damage, Vulnerability and Risk Perception – Challenges for Flood Damage Research. In: Schanze J, Zeman E, Marsalek J (Hrsg.) Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures. Dordrecht (NATO Science Series IV, Earth and Environmental Sciences 67). 149–168.
- Messner F, Penning-Rowsell E, Green C, Meyer V, Tunstall S, van der Veen A (2006) Guidelines for Socio-economic Flood Damage Evaluation, http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T9_06_01_Flood_damage_guidelines_D9_1_v1_0_p01.pdf
- Mielke HW, Reagan PL (1998) Soil Is an Important Pathway of Human Lead Exposure. In: Environmental Health Perspectives 106, Supplement 1, 217–229.
- Naasset, E. Oekland, T. (2002): Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *rses*, 79:105-115, 2002.
- Neubert M, Naumann T, Deilmann C (2009) Synthetic water level building damage relationships for GIS-supported flood vulnerability modeling of residential properties. In: Samuels et al. (Eds.) Flood Risk Management: Research and Practice. London. 1717–1724.
- Nuckols JR, Ward MH, Jarup L (2004) Using Geographic Information Systems for Exposure Assessment in Environmental Epidemiology Studies. Environmental Health Perspectives 112(9), 1007–1015.
- Oerder M, Numberger U, Schönfeld T (1999) Bundes-Bodenschutzgesetz. BBodSchG. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Kommentar. Stuttgart, München, Hannover.
- Öberg T, Bergbäck B (2005) A Review of Probabilistic Risk Assessment of Contaminated Land. Journal of Soils & Sediments 5(4): 213–224.
- Otepka, J., Briese, C. & N. Pfeifer (2007): Erweiterung der Linearen Prädiktion - Berücksichtigung zusätzlicher Linien-, Flächennormalen- und Krümmungsbeobachtungen. 3-Ländertagung DGPF, SGPBF, OVG - Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, Muttentz, Basel, Schweiz, 2007.
- Paustenbach DJ (Ed.) (1989) The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards: A Textbook of Case Studies. Wiley, New York, Chichester, Brisbane.
- Paustenbach DJ (Ed.) (2002) Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice. Wiley, New York, Chichester, Brisbane.
- Petroschka M (2007) Entscheidungsunterstützung im Hochwasserrisikomanagement durch webbasierte Informationssysteme – Am Beispiel des Einzugsgebietes der Weißeritz. Dresden. (Diplomarbeit, TU Dresden).
- Plate EJ (1999) Flood risk management: a strategy to cope with floods. In: Bronstert A, Ghazi A, Hladny J, Kundzewicz ZW, Menzel L (Eds.) Proceedings of the European Meeting on the Oder Flood 1997. Ribamod concerted action, European Communities, Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. 115–128.
- Prüß A (1994) Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 3600, Lfg. 1/94. Berlin.
- Rapid Eye AG (2009): RapidEye Standard Image Product Specifications. Brandenburg, 46 S.
- Renger M, Mekiffer B (1998) Belastungen und Gefährdungspotentiale urbaner Böden. Bodenökologie & Bodengene 26, 3–22.
- Richards, J. A. (1986): Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Richter, R. (2003): Atmosphärisch/Topographische Correction für Airborne Imagery (ATCOR-4 User Guide, Version 3.0). Deutsches Zentrum für Luft und Raumfahrt, Oberpfaffenhofen.
- Rottensteiner, F., Summer, G., Trinder, J., Clode, S. & K. Kubik (2005): Evaluation of a method for fusing lidar data and multispectral images for building detection. In Stilla, U., Rottensteiner, F & F. Hinz (Eds.) CMRT05. IAPRS, Vol. XXXVI, Part 3/W24, 15-20.
- Ruck A (1990) Bodenaufnahme durch Kinder – Abschätzungen und Annahmen. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 3520, Lfg. V/90. Berlin.
- SLUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2004) Handbuch zur Altlastenbehandlung. Teil 7 Detailuntersuchung. Dresden.
- SLUG Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2005) Grundwasser-Altlasten-Aktuell. Dresden.
- Sauer A (2008) „A GIS-based probabilistic health risk assessment methodology for screening soil pollution“, S27 The Influence of Soil Quality on Human Health and Food Security, EUROSOIL 2008, 25th–29th August 2008, Vienna, Austria.
- Sauer A (2009) Methodik zur flächendifferenzierten Analyse und Bewertung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe. Dissertation (in Vorbereitung).
- Sauer A, Schanze J, Gedrange C, Walz U (2007) „Gesamträumliche Bewertung von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe – Methodik, Ergebnisse und DSS.“, RIMAX-Workshop „Hochwasserrückhaltung und Schadstoffdeposition in Rückhaltebecken, Poldern & Überschwemmungsgebieten“, Stuttgart.

- Sauer A, Schanze J, Walz U (2007) Developing an Integrated GIS-based Risk Assessment Methodology for Flood Pollutants. In: Schanze J. (Ed.) Flood Risk Management Research. From Extreme Events to Citizens Involvement. Proceedings European Symposium on Flood Risk Management Research (EFRM 2007), 6th–7th February 2007, Dresden, Germany. Dresden. 241–242.
- Sauer A, Schanze J, Walz U (2007) „GIS-basierte quantitative Bewertung der Hochwasserrisiken durch schadstoffbelastete Sedimente.“, Deutscher Geographentag 2007: Umgang mit Risiken: Katastrophen – Destabilisierung – Sicherheit, Bayreuth.
- Sauer A, Schanze J, Walz U (2007a) Developing an Integrated GIS-based Risk Assessment Methodology for Flood Pollutants. In: Schanze J (Ed.) Flood Risk Management Research. From Extreme Events to Citizens Involvement. Proceedings European Symposium on Flood Risk Management Research (EFRM 2007), 6th–7th February 2007. Dresden. 241–242.
- Sauer A, Schanze J, Walz U (2007b) Development of a GIS-based Risk Assessment Methodology for Flood Pollutants. In: Marx Gómez J, Sonnenschein M, Müller M et al. (Eds.) Information Technologies in Environmental Engineering. ITEE 2007 – Third International ICSC Symposium. Berlin, Heidelberg. (=Environmental Science and Engineering: Environmental Engineering). 357–366.
- Sauer A, Schanze J, Walz U (2008) A GIS-based Risk Assessment Methodology for Flood Pollutants. In: Proceedings FLOODrisk 2008, The European Conference on Flood Risk Management, Research and Practice, 30th September – 2nd October 2008, Oxford, GB.
- Schanze J (2002) Nach der Elbeflut – die gesellschaftliche Risikovorsorge bedarf einer transdisziplinären Hochwasserforschung. GAIA 11 (2002) 4, 247–254.
- Schanze J (2006) Flood Risk Management – A Basic Framework. In: Schanze J, Zeman E, Marsalek J (Hrsg.) Flood Risk Management: Hazards, Vulnerability and Mitigation Measures. Dordrecht. (=NATO Science Series IV, Earth and Environmental Sciences 67). 1–20.
- Schanze J, Bischof N, Modaresi H, Jacque JM, Eftichidis G (Eds.) (2009) Natural Hazards and Risk Reduction in Europe – From Science to Practice. Berlin. (im Erscheinen).
- Schanze J, Sauer A, McGahey C, Sayers P, Dunning P, Lumbroso D, Hooijer A, de Bruijn K (2007) Development of DSS for Long-term Planning. Review of existing tools. (=FLOODsite report T18-06-01). http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T18_06_01_DSS_Review_D18_1_V2_2_P01.pdf
- Schnabel W & Cikryt P (1992) Untersuchung und toxikologische Bewertung der Belastung des Bodens mit halogenorganischen Substanzen und Schwermetallen im Raum Bitterfeld/Wolfen. In: Hille J, Ruske R, Scholz RW, Walkow F (Hrsg.) (1992) Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion. Berlin. 133–144.
- Schulz M. & Bischoff M. (2008): Variation in riverine phosphorus between 1994 and 2003 as affected by land-use and loading reductions in six medium-sized to large German rivers. *Limnologica* 38: 126-138.
- Schulz M. & Matthies M. (2007): Runoff of pesticides - achievements and limitations of modelling agrochemical dislocation from non-point sources at various scales. *Living Reviews in Landscape Research* 1: 1. URL: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2007-1>.
- Schulz M., Bischoff M., Klasmeier J., Berlekamp J. & Matthies M. (2008): An empirical model of soluble reactive phosphorus retention in pristine streams evaluating the results of nutrient tracer experiments. *Aquatic Sciences*: <http://dx.doi.org/10.1007/s00027-008-8046-9>.
- Schulz M., Büttner O., Böhme M., Matthies M. & von Tümpling W.: A dynamic model to simulate arsenic, lead, and mercury contamination in the terrestrial environment during extreme fluvial high waters. In prep.
- Schulz M., Büttner O., Matthies M., Böhme M. & von Tümpling W. (2007): Modellierung der Schadstoffausbreitung bei Extremhochwasser im Raum Bitterfeld. (Modelling pollutant dispersal by extreme flood events in the region of Bitterfeld). Proceedings of the Conference of the German Limnological Society (DGL) 2006 in Dresden: 177-181.
- Schulz M., Büttner O., Matthies M., Böhme M. & von Tümpling W. (2007): Modellierung der Schadstoffausbreitung im Raum Bitterfeld bei Extremhochwasser. (Modelling pollutant dispersal by extreme flood events in the region of Bitterfeld) *Mitt. Umweltchem. Ökotox.* 13 (2): 31-33.
- Schulz M., Büttner O., Matthies M., Böhme M. & von Tümpling W. (2007): Modelling arsenic and oil contamination after high water events in the town and floodplain of Bitterfeld (Germany). In: Information Technologies in Environmental Engineering (Eds.: Gómez J. M., Sonnenschein M., Müller M., Welsch H. & Rautenstrauch C.): 367-376.
- Schulz M., Matthies M., Büttner O., von Tümpling W., Rode M., Baborowski M., Böhme M., Gläßer C., Sonnabend B., Schanze J., Sauer A. & Walz U.: SARISK - Modellierung der Schadstoffausbreitung bei extremen Hochwasserereignissen im Raum Bitterfeld als Grundlage für ein GIS-gestütztes Entscheidungshilfesystem. Submitted to GIS.
- Sedman RM (1989) The development of applied action levels for soil contact: a scenario for the exposure of humans to soil in a residential setting. *Environmental Health Perspectives* 79, 291–313.
- Sedman RM, Polisini JM, Esparza JR (1994) The Evaluation of Stack Metal Emissions from Hazardous Waste Incinerators: Assessing Human Exposure through Noninhalation Pathways. *Environmental Health Perspectives* 102(2), 105–112.
- Sithole, G. and Vosselmann, G. (2004). Experimental comparison of filter algorithms for bare earth extraction from airborne laser scanning point clouds. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 54:85–101.

- Streit B (1992) Lexikon Ökotoxikologie. Weinheim, New York, Basel, Cambridge.
- Stubenrauch S, Hempfling R, Simmleit N, Mathews T, Doetsch P (1995) Abschätzung der Schadstoffexposition in Abhängigkeit von Expositionsszenarien und Nutzergruppen. Teil 4: Vorschläge für die Ableitung dermalen Aufnahmequoten. Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung–Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 7, 37–46.
- Stubenrauch S, Koschmieder H-J, Bauer D, Doetsch P, Grünhoff D, Hempfling R, Mahr A (1997) The UMS-System for Exposure Assessment in Soil. International Journal of Toxicology 16, 375–389.
- Stuyt LCPM, Reinders JEA, van der Hoek EE, Hermans AGM., de Munick Keizer M, Kamperveen JP, Hoogvliet MC, Gerritsen AL, Hounjet MWA., Bontenbal MP, Hoefsloot FVJ., Icke I (2003) Environmental impact of flooding. Delft. (Delft Cluster Publications DC1-233-8).
- Swartjes FA (2002) Variation in calculated human exposure: Comparison of calculations with seven European human exposure models. Bilthoven. (=RIVM report number 711701030). Online: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701030.pdf> (24.06.2006).
- Tao F., Jiantong L., Bangding X. Xiaoguo C. und X. Xiaoqing (2005): Mobilization potential of heavy metals: a comparison between river and lake sediments. Water, Air, and Soil Pollution 161: 209-225.
- Tapsell SM, Penning-Rowsell EC, Tunstall SM, Wilson LT (2002) Vulnerability to flooding: health and social dimensions. Phil. Trans. R. Soc. Lond. A 360, 1511–1525.
- Tümping W von, Baborowski M, Böhme M, Büttner O, Gläßer C, Matthies M, Rode M, Sauer A, Schanze J, Schulz M, Sonnabend B, Walz U (2007) Modelling of the Distribution and Risk Assessment of Pollutants in the Bitterfeld Floodplain – an Overview of the Joint Project. In: Schanze J (Ed.) Flood Risk Management Research. From Extreme Events to Citizens Involvement. Proceedings European Symposium on Flood Risk Management Research (EFRM 2007), 6th–7th February 2007, Dresden, Germany. Dresden. 251–252.
- Tümping W von, Rode M, Büttner O, Baborowski M, Böhme M, Gläßer C, Sonnabend B, Matthies M, Schulz M, Schanze J, Walz U, Sauer A (2006) Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld. In: Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung 18: 129–131.
- UNISDR (2002) Living with Risk. A Global review of disaster reduction initiatives. UN Inter-Agency Secretariat for the International Strategy for Disaster Reduction (ISDR). Geneva.
- US-EPA United States Environmental Protection Agency (1997) Exposure Factors Handbook. Washington. Online: http://risk.lsd.ornl.gov/homepage/EFH_Final_1997_EPA600P95002Fa.pdf (24.06.2006).
- US-EPA United States Environmental Protection Agency (2002) Child-specific exposure factors handbook. Washington. Online: http://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=36528 (07.09.2006).
- Utermann J, Düwel O, Gäbler H-E, Hindel R (2000) Beziehung zwischen Totalgehalten und Königswasser-extrahierbaren Gehalten von Schwermetallen in Böden. In: Handbuch Bodenschutz, Kz. 1600, Lfg. XI/00. Berlin.
- Venkatesh S. und T. S. Murty (1994): Numerical simulation of the movement of the 1991 oil spills in the Arabian Gulf. Water, Air, and Soil Pollution 74: 211-234.
- Vetter, T. (2008): Hochwasserbegleitende Sohldynamik eines großen Flachlandflusses (Vereinigte Mulde, Sachsen-Anhalt) unter besonderer Berücksichtigung von gestörten Transportverhältnissen. Greifswalder Geographische Arbeiten, Band 43, 162 S.
- WHO World Health Organisation (1994) Assessing human health risk of chemicals. Derivation of guidance values for health based exposure limits. Genf. (Environmental Health Criteria 170).
- Wagner, W., Eberhöfer, C., Hollaus, M. and Summer, G. (2004): Robust filtering of airborne laser scanner data for vegetation analysis. In: International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, Freiburg, Germany, Vol. XXXVI, Part 8/W2, pp. 56-61.
- Wilken M, Cornelsen B, Fabarius G, Jäger J (1992) Bodenbelastung mit halogenorganischen Schadstoffen im Raum Bitterfeld/Wolfen. In: Hille J, Ruske R, Scholz RW, Walkow F (Hrsg.)(1992) Bitterfeld: Modellhafte ökologische Bestandsaufnahme einer kontaminierten Industrieregion. Berlin. 145–153.
- Wind et al. (2002) Decision support system and management of the river Elbe. In: Geller W, Puncocchat P, Guhr H, von Tümping W, Medek J, Smrtak J, Feldmann H, Uhlmann O (Hrsg.) Die Elbe – neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: 127–132.
- Zober, D. (2002): Die Untersuchung der Entwicklung hydrochemischer Eigenschaften von Tagebaurestseen mittels multitemporaler Satellitenbildanalyse. Diplomarbeit am Institut für Geographie, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, unveröffentlicht.
- <http://mars.geographie.uni-halle.de/archiv/index.php>
- http://www.scilands.de/d_index.htm?page=/service/faq/definitionen_dgm/definitionen_dgm.htm
- <http://www.toposys.de/>
- http://www.zki.caf.dlr.de/applications/2006/germany/136_de
- www.bfg-bund.de
- www.decover.de
- http://www.floodsite.net/html/partner_area/
- www.rapideye.de

Autorenverzeichnis

M Baborowski, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel. 0391 810-9630, Fax -9150, martina.baborowski@ufz.de

M Böhme, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel. 0391 810-9449, Fax -9150, michael.boehme@ufz.de

O Büttner, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel. 0391 810-9651, Fax -9150, olaf.buettner@ufz.de

C Gedrange, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V., Weberplatz 1, 01217 Dresden, Tel. 0351 4679-244, Fax -212, C.Gedrange@ioer.de

Prof. Dr. C Gläßer, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie, Von-Seckendorff-Platz 3-4, 06120 Halle/Saale, Tel. 0345 5526020, cornelia.glaesser@geo.uni-halle.de

Prof. Dr. M Matthies, Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung, Barbarastr. 12, 49069 Osnabrück, Tel. 0541 969-2576, Fax -2599, matthies@uos.de

M Petroschka, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V., Weberplatz 1, 01217 Dresden, Tel. 0351 4679-208, Fax -212, M.Petroschka@ioer.de

Dr. M Rode, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Dept. Aquatische Ökosystemanalyse und Management, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel. 0391 810-9650, Fax -9699, michael.rode@ufz.de

A Sauer, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V., Weberplatz 1, 01217 Dresden, Tel. 0351 4679-244, Fax -212, A.Sauer@ioer.de

Dr. J Schanze, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V., Weberplatz 1, 01217 Dresden, Tel. 0351 4679-228, Fax -212, J.Schanze@ioer.de

Dr. M Schulz, Universität Osnabrück, Institut für Umweltsystemforschung, Barbarastr. 12, 49069 Osnabrück, Tel. 0541 969-2589, Fax -2599, mschulz@usf.uni-osnabrueck.de

B Sonnabend, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geographie, Von-Seckendorff-Platz 3-4, 06120 Halle/Saale, Tel. 0345 5526025, Burkhard.Sonnabend@geo.uni-halle.de

Dr. W von Tümpling, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Dept. Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg, Tel. 0391 810-9300, Fax -2625, wolf.vontuempling@ufz.de

Dr. F Walkow, Landratsamt Anhalt-Bitterfeld, Mittelstr. 20, 06749 Bitterfeld Tel. 03493 341-700 oder 03496 601900, Fred.Walkow@Anhalt-Bitterfeld.de

Dr. U Walz, Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e.V., Weberplatz 1, 01217 Dresden, Tel. 0351 4679-234, Fax -212, U.Walz@ioer.de

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 0-1 Schema der Projektstruktur	2	Abb. 1-24 Spektralsignaturen der Objektklassen der Daedalus-Klassifikation	28
Abb. 1-1 Lage des Untersuchungsgebiets.....	6	Abb. 1-25 Maximum-Likelihood-Klassifikation der Daedalus-Daten vom 12.09.2002	29
Abb. 1-2 Hochwasserverlauf des Pegel Priorau an der Mulde 2002 und 2006.....	7	Abb. 1-26 Minimum-Distance-Klassifikation der Daedalus-Daten vom 12.09.2002	29
Abb. 1-3 Elbehochwasser 2006 – Übersicht der Datenaufzeichnung des DLR-ZKI.....	8	Abb. 1-27 Extrahierte Hangneigung aus dem im IRADA-Projekt bearbeiteten DGM.....	32
Abb. 1-4 Pfadhierarchie zur Speicherung dateigebundener IRADA-Projektdateien.....	9	Abb. 1-28 Extrahierte Isohypsen aus dem im IRADA-Projekt bearbeiteten DGM.....	32
Abb. 1-5 Einmessung von Geländeprofilen mit dem GPS.....	12	Abb. 1-29 Klassifizierte Hochwassermaske mittels Landsat ETM-Daten vom 20.08.2002.....	33
Abb. 1-6 Prozessierungskette zur Erstellung des DGM.....	13	Abb. 1-30 Extrahierte Muldenbereiche aus dem DGM.....	34
Abb. 1-7 Profilschnitte ausgewählter Referenzprofile zu den repräsentativen Objektklassen	14	Abb. 1-34 Workflow der Verschneidung der Reliefanalyse und der Daedalus-Klassifikation	34
Abb. 1-8 Geländefotos zu den repräsentativen Objektklassen	15	Abb. 1-31 Vergleich der Minimum-Distance-Klassifikation mit den Reliefformen und der Hochwasserausbreitung	35
Abb. 1-9 3D-Ansichten zur Lage ausgewählter Referenzprofile in den repräsentativen Objektklassen ...	15	Abb. 1-32 Vergleich der Maximum-Likelihood-Klassifikation mit den Reliefformen und der Hochwasserausbreitung.....	35
Abb. 1-10 Schematische Darstellung der hierarchischen robusten Interpolation.....	16	Abb. 1-33 Verschneidung potenzieller Sedimentflächen aus beiden Klassifikationen (Maximum-Likelihood und Minimum Distance).....	36
Abb. 1-11 Schrittweise Modellierung DGM mit der hierarchischen robusten Interpolation	17	Abb. 1-35 Prozentuale Verteilung der generalisierten Daedalus-Klassen innerhalb der einzelnen Klassen der Reliefanalyse.....	37
Abb. 1-12 Entwickelte Methodik der hierarchischen robusten Interpolation.....	17	Abb. 1-36 Klassen der Reliefanalyse und deren Generalisierung (Vollformen = Gelb, Senken = Blau) Quelle: verändert nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (2005)	38
Abb. 1-13 Varianz der Maschenweite für die Interpolation der Referenzoberfläche	18	Abb. 2-1 Änderung des Verteilungsverhältnisses gelöst/partikulär innerhalb der Gesamtprobe während des Frühjahrshochwassers 2006 im Mündungsbereich der Mulde	41
Abb. 1-14 Varianz der Eingangspunkte für die Interpolation der Referenzoberfläche	18	Abb. 2-2 Pb-Konzentration im Muldewasser während des Frühjahrshochwassers 2006 an verschiedenen Probenahmestellen oberhalb und unterhalb des Muldestausees im Vergleich zum Mündungsbereich der Mulde	41
Abb. 1-15 Übersicht über die Lage der gemessenen Referenzprofile im Testgebiet „Kreiskrankenhaus“	19	Abb. 2-3 As-Konzentration im Muldewasser während des Frühjahrshochwassers 2006 an verschiedenen Probenahmestellen oberhalb und unterhalb des Muldestausees im Vergleich zum Mündungsbereich der Mulde	41
Abb. 1-16 Lage und relative Höhen des Referenzprofils 14	20		
Abb. 1-17 Unterschiedliche Reliefwiedergabe der Höhenmodelle.....	21		
Abb. 1-18 Links: Differenzbild der DGM des LHW minus gefiltertes DGM	21		
Abb. 1-19 Differenzmodell des finalen DGM (gefiltert) minus Originaldatensatz des LHW	22		
Abb. 1-20 Flächennutzungskategorien	24		
Abb. 1-21 Flächennutzungsklassifikation, Untersuchungsgebiet SARISK.....	25		
Abb. 1-22 Daedalus-Szene vom 12.09.02	26		
Abb. 1-23 Lage des Untersuchungsgebietes [B] und des Referenzgebietes [A].....	27		

Abb. 2-4 U-Konzentration im Muldewasser während des Frühjahrshochwassers 2006 an verschiedenen Probenahmestellen oberhalb und unterhalb des Muldestausees im Vergleich zum Mündungsbe- reich der Mulde	42	Abb. 3-9 Vergleich der als potentiell eingestuften Überschwemmungsgebiete der Mulde mit den Ergebnissen der Analyse des Ereignisses 08/2002.....	54
Abb. 2-5 Zur Bestimmung der Schwebstoffablagerung in der Aue (links) verwendete künstliche Sediment- fallen (rechts) nach Krüger et al. (2006)	42	Abb. 3-10 Zuordnung der Rauheiten zu den Biotoptypen.....	54
Abb. 2-7 Eintrag von Schwebstoff in die Aue	42	Abb. 3-11 Wasserstände am Zulauf (Muldestausee Unterpegel) und Ablauf (Pegel Priorau) aus dem Modellgebiet, sowie der Wasserstand der Goitz- sche.....	55
Abb. 2-6 Standorte der Schwebstoff-Depositions- messungen mittels Matten.....	43	Abb. 3-12 Ausschnitt aus dem FE-Modell im Bereich Bitterfeld mit grober und feinerer Auflösung ...	56
Abb. 2-8 Pb - Belastung der Auen- und Hochflut- sedimente nach dem Frühjahrshochwassers 2006.....	44	Abb. 3-13 Rechengitter (unten) und Orthofoto mit Rechengitter überlagert (oben).....	56
Abb. 2-9 As - Belastung der Auen- und Hochflut- sedimente nach dem Frühjahrshochwassers 2006.....	44	Abb. 3-14 Dambruch an der Mulde und Flutung des Tagebaurestsees Goitzsche	58
Abb. 2-10 U - Belastung der Auen- und Hochflut- sedimente nach dem Frühjahrshochwassers 2006.....	44	Abb. 3-15 Überflutung der Bundesstraße B100 aus Richtung des Goitzschesees.....	58
Abb. 2-11 Auswaschen der Sedimentfallen	45	Abb. 3-17 Gemessene Ganglinien am Goitzschese, am Muldestausee-Unterpegel (Friedersdorf) und in Priorau	58
Abb. 2-12 Elementkonzentration der Einzelfractionen im BCR 414.....	46	Abb. 3-16 Schematische Darstellung des Überflutungs- verlaufes im Szenario S4a.....	58
Abb. 2-13 Probenahmestelle Probeentnahmestelle in Bad Dübén, Pegel.....	47	Abb. 3-18 Ganglinie während des Hochwasserereignis- ses 2002 am Eingang und Ausgang des Modellgebietes	58
Abb. 2-14 Biofilmprobenentnahme.....	47	Abb. 3-20 Beispiele der aufgenommenen Flutmarken.....	59
Abb. 2-15 Absolute Gehalte der einzelnen Fraktionen sowie prozentualer Anteil der nicht bioverfü- garen Metallgehalte an der Gesamtsumme (theoretisch berechnet nach Königswasseraufschluss)	47	Abb. 3-19 Zeitlicher Verlauf der Überflutung im Bereich Bitterfeld nach 3,4,5,6 und 7 Stunden.....	60
Abb. 3-1 Lage des betrachteten Untersuchungsgebietes.....	50	Abb. 3-21 Hochwassermarken in Bitterfeld, vermessen 2006 (blaue Säulen)	60
Abb. 3-2 Schematische Darstellung der Datengrund- lagen am Beispiel des Gebietes M1.	51	Abb. 3-22 Berechnete Wasserspiegellagen für das Sze- nario S5a (Hochwasser August 2002) Die Simula- tion beginnt am 13.8.2006 0 Uhr mit einem Wasserstand von 75.15 mNHN am Muldestausee Unterpegel und läuft über 4 Tage	61
Abb. 3-3 Beispiel für die Vereinfachung von Haus- grundrissen zur Gittergenerierung.....	51	Abb. 3-23 Ausschnitt aus dem Luftbild (a: links oben) und Beispiel für Simulationsergebnisse im Gebiet M5.	62
Abb. 3-3 Höhen im Modellgebiet M3 (M1 und M4) ...	51	Abb. 3-24 Luftbild Nr. 54, südlich von Jeßnitz.....	63
Abb. 3-4 Modellgebiete im Untersuchungsraum	51	Abb. 3-25 Beispiel für Simulationsergebnisse im Gebiet M5 zwischen Jeßnitz und Bobbau.....	63
Abb. 3-5 Muldestausee-Unterpegel am 30.03.2006.....	52	Abb. 3-26 Auf dem Luftbild oben (a) sind die maximal erreichten Wasserstände eingetragen. An der im Foto (b) gekennzeichneten Stelle errechnet das Modell Werte zwischen 0.5 und 0.7 m (siehe rechts (c)).....	64
Abb. 3-6 Höhen im Modellgebiet M3 (M1 und M4) ...	52	Abb. 3-28 Bezogene Ganglinie am Pegel Bad Dübén 1 für $QS > 1000 \text{ m}^3/\text{s}$	64

Abb. 3-27 Lage des Niederschlagsgebietes Aug 2002 im Erzgebirge.	65	Abb. 3-40 oben: In Bitterfeld steht nach der Überflutung das Wasser deutlich höher als hinter dem Deich in der Mulde	73
Abb. 3-29 Volumenstrom zur Füllung der Goitzsche 14.08.2002 13:00 bis 17.08.2002 05:00	65	Abb. 3-42 Zwischen Krone des Bahndamms (grün) und der Wasseroberfläche (rot) bleibt ein Freibord von 2.3m bestehen.	73
Abb. 3-30 Ganglinien des Wasserstandes der Mulde in Golzern und Bad Dübren während des Hochwassers Aug 2002.	66	Abb. 3-43 In Raguhn (oben) und Jeßnitz (unten) ist noch ausreichend Freibord vorhanden.	74
Abb. 3-31 Aufteilung des Gesamtdurchflusses des HW 2002 der Mulde in Bad Dübren (blau, in m ³ /s) in den Teil der über Muldestausee (grün) und über die Goitzsche (magenta) abfließt.	66	Abb. 3-49 Das Gelände des Chemieparks kann bis zu einer Tiefe von 1 Meter überstaut werden.....	74
Abb. 3-32 Aufteilung des Gesamtdurchflusses eines HW500 der Mulde in Bad Dübren (blau, in m ³ /s) in den Teil der über Muldestausee (magenta) und über die Goitzsche (grün, cyan) abfließt.	66	Abb. 3-50 Fließgeschwindigkeiten im Bereich des Chemieparks	74
Abb. 3-33 Karte links: Abgrenzung des betrachteten Gebietes.	67	Abb. 3-51 Scheitelkappung für das Bemessungshochwasser HQ500.	75
Abb. 3-34 Pegel Priorau 2002 mit einer damaligen Deichhöhe von 70,93 mNN. Die hier gemessenen Wasserstände bilden die untere Randbedingung des Modells.	68	Abb. 3-52 Die maximalen Differenzen während des Spitzenabflusses an verschiedenen Stellen des Untersuchungsgebietes	75
Abb. 3-35 Ganglinien für die verschiedenen Randbedingungen des Modells.....	68	Abb. 3-53 Der Verlauf der Ganglinie bei den verschiedenen Szenarien im Spittelwasser bei Raguhn.....	75
Abb. 3-36 Diskretisierung der kritischen Stelle K1 im Bereich Leinerückstaudeich/Deich Greppin.....	69	Abb. 3-54 Blick auf den Salegaster Forst.....	76
Abb. 3-37 Kritische Stelle K2: Dessauer Straße in Bitterfeld. 2002 wurde eine Sandsackbarriere errichtet.....	69	Abb. 3-55 Höhenmodell im Bereich des Salegaster Forsts	76
Abb. 3-41 Die Überflutung Greppins und des Chemieparks im Szenario HQ500B hat keine oder nur geringe Auswirkungen auf die Wasserstände in Raguhn und Jeßnitz.	70	Abb. 3-56 Randbedingungen für die Überflutung des Salegaster Forsts.....	76
Abb. 3-45 Links: Vergleich der Szenarien A und B im überfluteten Stadtgebiet von Bitterfeld	70	Abb. 3-57 Zeitlicher Verlauf der Überflutung im Salegaster Forst.	77
Abb. 3-44 Neu errichtete Deiche am Spittelwasser in Jeßnitz.....	71	Abb. 3-59 Der Einfluss der Unsicherheiten im Höhenmodell auf die Ergebnisse der Strömungsmodellierung.	78
Abb. 3-46 Wassertiefen nach 48 h im Bereich Bitterfeld/Leinedeich/K1.	71	Abb. 3-58 Einfluss der Rauheiten auf die berechneten Wasserstände und Fließgeschwindigkeiten.....	79
Abb. 3-47 Wassertiefen nach 96 h im Bereich Bitterfeld/Leinedeich/K1.	71	Abb. 3-60 Histogramm der Änderungen der Fließgeschwindigkeiten und der Wasserspiegellagen bei der Veränderung des Zuflusses um plus bzw. minus 10 Prozent	80
Abb. 3-48 Wassertiefen nach 50h, 53h, 56h und 72h im Bereich Greppin und Chemiepark.....	72	Abb. 4-1 Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse mit variablen initialen Bedingungen:.....	84
Abb. 3-38 Luftbild (oben, georeferenziert und mit Höhen des Geländemodells überhöht) und Höhenmodell (unten, stark überhöht) des Chemieparkgeländes mit gut erkennbaren Fließstrukturen im Gelände.....	73	Abb. 4-5 Beispielaft ein Vergleich gemessener und modellierter partikulär gebundener Bleikonzentrationen.....	85
Abb. 3-39 Das Retentionsvolumen für das dargestellte Gebiet beträgt rund 10 Millionen m ³	73	Abb. 4-2 Entwicklung der Konzentrationen gelösten Bleis beim Augusthochwasser 2002.....	86
		Abb. 4-3 Entwicklung der Konzentrationen partikulär gebundenen Bleis beim Augusthochwasser 2002	87
		Abb. 4-4 Entwicklung der Ablagerungsmächtigkeit beim Augusthochwasser 2002.....	88

Abb. 4-6 Ausbreitung von Ölfilmen für ein HQ500 unter Berücksichtigung einer Polderfläche oberhalb des Muldestausees.....	89	Abb. 5-17 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg ⁻¹ TS] für Weizen in der Nutzung Ackerland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	120
Abb. 5-1 Konzept der integrierten Analyse- und Bewertungsmethodik.....	95	Abb. 5-18 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg ⁻¹ TS] für Weizen in der Nutzung Ackerland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	121
Abb. 5-2 Übersicht der Landnutzungen im Untersuchungsgebiet basierend auf Teilprojekt 1 (Ausschnitt).....	97	Abb. 5-19 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg ⁻¹ TS] für Grünlandaufwuchs in der Nutzung Grünland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	122
Abb. 5-3 Prozentuale Landnutzungsanteile innerhalb des Überschwemmungsbereichs eines HQ 200.....	97	Abb. 5-20 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg ⁻¹ TS] für Grünlandaufwuchs in der Nutzung Grünland bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	123
Abb. 5-4 Kombination von Annahmen für die Szenarien von SARISK.....	98	Abb. 5-21 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg ⁻¹ TS] für Kopfsalat in der Nutzung Garten bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	124
Abb. 5-5 Ableitung der Nutzung Kleingärten durch Datenbankabfragen und räumliche Verschneidungen.....	99	Abb. 5-22 Karten der abgeleiteten Pflanzenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg ⁻¹ TS] für Kopfsalat in der Nutzung Garten bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	125
Abb. 5-6 Betrachtete Pfade der Schwermetallexposition des Rezeptors Mensch aus hochwasserbürtigen Sedimentablagerungen.....	100	Abb. 5-23 Karten des Gefahrenwertes für Arsen und Cadmium bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial bei Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	126
Abb. 5-7 Teilpfade für die Belastung von Pflanzen durch Schadstoffe.....	103	Abb. 5-24 Karten des Gefahrenwertes für Quecksilber und Blei bei direkter oraler Aufnahme von Bodenmaterial bei Exposition der Altersgruppe 1–4 Jahre bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	126
Abb. 5-8 Ablaufschema der Expositionsanalyse für eine Elementarfläche.....	105	Abb. 5-26 Karten des Gefahrenwertes für Arsen und Cadmium bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	127
Abb. 5-9 Generelles Ablaufschema der Risikoanalyse- und -bewertungsmethodik.....	112	Abb. 5-27 Karten des Gefahrenwertes für Quecksilber und Blei bei inhalativer Aufnahme von Bodenpartikeln in der Innenraumluft bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	127
Abb. 5-10 Probabilistische Expositionsrechnung am Beispiel der inneren oralen Cadmiumexposition für die Altersgruppe 1–3 Jahre.....	112		
Abb. 5-11 Karten der modellierten Ablagerungsmächtigkeiten [m] für ein HQ 10 (HW 2002) und HQ 100 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	114		
Abb. 5-12 Karten der modellierten Ablagerungsmächtigkeiten [m] für ein HQ 200 und HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	115		
Abb. 5-13 Karten der interpolierten Bodenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg ⁻¹ TS] bezogen auf die Beprobung 1993.....	116		
Abb. 5-14 Karten der interpolierten Bodenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg ⁻¹ TS] bezogen auf die Beprobung 1993.....	117		
Abb. 5-15 Karten der abgeleiteten Bodenkonzentrationen von Arsen und Cadmium [mg kg ⁻¹ TS] bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	118		
Abb. 5-16 Karten der abgeleiteten Bodenkonzentrationen von Quecksilber und Blei [mg kg ⁻¹ TS] bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	119		

Abb. 5-28 Karten des Gefahrenwertes für Arsen und Cadmium beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa.....	128	Abb. 5-48 Kartendarstellung des Ergebnislayers – Arsen (Zustand 1993	145
Abb. 5-29 Karten des Gefahrenwertes für Quecksilber und Blei beim Verzehr von Nahrungspflanzen aus Eigenanbau bei Lebenszeitexposition bezogen auf ein HQ 500 unter Berücksichtigung des Polders Rösa	128	Abb. 5-49 Abfrage von Feldwerten eines Datenlayers.....	146
Abb. 5-25 Vergleich der oralen Exposition [$\text{ng kg}^{-1} \text{KG d}^{-1}$] durch direkte Boden- bzw. Hausstaubaufnahme bei einer Cadmiumkonzentration im Boden von $10 \text{ mg kg}^{-1} \text{TS}$	129	Abb. 5-50 Ergebnis der Abfrage.....	146
Abb. 5-30 Klassifikation von kartenbasierten Entscheidungshilfesystemen	130	Abb. 6-1 FTP-Server ohne Restriktionen für Austausch	153
Abb. 5-31 Konzept des gesamten DSS von SARISK mit den gekoppelten Modellen und dem DST	132	Abb. 6-2 SARISK-Flyer, Seite 1	155
Abb. 5-32 Systemarchitektur des Entscheidungshilfswerkzeuges von SARISK.....	133	Abb. 6-3 SARISK-Flyer, Seite 2	156
Abb. 5-33 Auszug aus der axl-Steuerdatei	134	Abb. 6-4 SARISK-Website	157
Abb. 5-34 Einstiegsseite mit Auswahl des Kartendienstes	135	Abb. 6-5 Artikel aus der Mitteldeutsche Zeitung (Köthen).....	160
Abb. 5-35 Übersicht der Funktionalitäten in der Hauptansicht	136	Abb. 6-6 Kommentar zum MZ-Artikel	161
Abb. 5-36 Auswahlmaske – Überschwemmungsbereiche für ein reales Ereignis (HW2006/HQ10).....	137		
Abb. 5-37 Auswahlmaske – Überschwemmungsbereiche für simulierte Hochwasserereignisse	138		
Abb. 5-38 Zeitbasierte Abfrage für simulierte Hochwasserereignisse.....	139		
Abb. 5-39 Pegelbasierte Abfrage für simulierte Hochwasserereignisse.....	139		
Abb. 5-40 Menü der Hauptauswahl im Modul Schadstoffrisiken	140		
Abb. 5-41 Auswahlmenü der Stoffkonzentrationen (Zustand 1993 und modellierte Hochwasserszenarien)	140		
Abb. 5-42 Auswahlmenü für das Schutzgut Mensch	141		
Abb. 5-43 Auswahlmenü für das Schutzgut Pflanze	142		
Abb. 5-44 Auswahl: Stoffkonzentration im Boden – Blei Zustand 1993	143		
Abb. 5-45 Kartendarstellung des Ergebnislayers – Blei Zustand 1993	143		
Abb. 5-46 Legende der Klassifizierung und Abfrage exakter Werte im Ergebnislayer	144		
Abb. 5-47 Auswahl: Stoffkonzentration im Boden – Arsen Zustand 1993	145		

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1-1 Beispiele für angewendete GIS-Techniken zur Geodatenanalyse im Untersuchungsraum.....	10	Tab. 4-5 Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen mit variablen Randbedingungen. Gezeigt werden mittlere Varianzkoeffizienten [%] im Teilgebiet M5.....	84
Tab. 1-2 Ausgewählte technische Parameter des Sensormodells Toposys.....	11	Tab. 4-6 Übersicht der mit dem kalibrierten Modell gerechneten Transportszenarien.....	85
Tab. 1-3 Minima und Maxima der Korrelationen zwischen den eingemessenen Höhen der Referenzprofile und den verschnittenen Höhenwerten der DGM-Berechnungen in den einzelnen Objektklassen.....	20	Tab. 4-7 Vergleich modellierter Nettosedimentation mit Sedimentationsraten, die mit Sedimentmatten während des Märzhochwassers 2006 bestimmt wurden.....	89
Tab. 1-4 Durchschnittliche Minima und Maxima der Korrelationen zwischen den eingemessenen Höhen der Referenzprofile und den verschnittenen Höhenwerten der DGM-Berechnungen in den einzelnen Objektklassen.....	20	Tab. 5-1 Übersicht von Expositionsmodellen und deren Eigenschaften.....	94
Tab. 1-5 Informationen zum Daedalus-Scanner.....	26	Tab. 5-2 Zweistufige SPRC-Kette für die Analyse von Hochwasserrisiken durch Schadstoffe.....	96
Tab. 1-6 Signature Separability Test der Objektklassen.....	28	Tab. 5-3 Übersicht von Standards zu personenbezogenen Expositionsparametern.....	101
Tab. 1-7 Score-Werte der verglichenen Flächen.....	30	Tab. 5-4 Betrachtete Expositionspfade und Prozesse der Schwermetallexposition aus hochwasserbürtigen Sedimentablagerungen mit dem Rezeptor Mensch als Endglied.....	101
Tab. 1-8 Accuracy Assessment der zwei verwendeten Klassifikationsalgorithmen.....	30	Tab. 5-5 Regressionsgleichungen zur Umrechnung von Totalgehalten auf KW-extrahierbare Gehalte.....	105
Tab. 1-9 Gegenüberstellung der Klassen aus der Reliefauswertung des Laserscanning-Modells mit den Klassen aus der Daedalus-Klassifikation.....	37	Tab. 5-6 Regressionsgleichungen zur Ableitung AN-extrahierbarer Gehalte aus KW-extrahierbaren Gehalten.....	105
Tab. 1-10 Unterschiedliche Skalenniveaus und ihre räumliche Ausdehnung.....	38	Tab. 5-7 Ausgewählte Regressionsgleichungen zur Ableitung von Pflanzengehalten P aus AN-extrahierbaren Gehalten.....	106
Tab. 2-1 Prüfwerte der BBodSchV.....	45	Tab. 5-8 Toxikologische Kennziffern.....	107
Tab. 3-1 Übersicht über die Aufteilung des Kernuntersuchungsgebietes (45 km ²).....	52	Tab. 5-9 Zuordnung von Nutzungskategorien der BBodSchV zu Nutzungskategorien der Luftbildauswertung.....	108
Tab. 3-2 Zuordnung der Rauheiten zu den Biotoptypen.....	54	Tab. 5-10 Sicherheitsfaktoren zur Ableitung der TRD-Werte.....	109
Tab. 3-3 Deichhöhen im Simulationsgebiet.....	56	Tab. 5-11 Berechnung des Gefahrenfaktors.....	111
Tab. 3-4 Zusammenfassung der Szenarien.....	57	Tab. 5-12 Toxikologische Endpunkte ausgewählter (Schwer-)Metalle.....	111
Tab. 3-5 Pegelhauptwerte für die Mulde am Pegel Bad Dübren in m ³ /s (aus HWSK).....	65	Tab. 5-13 Anzahl der im SARISK-Entscheidungshilfswerkzeug dargestellten Datensätze.....	135
Tab. 3-6 Einfluß der Rauheiten auf die Änderungen der Wasserspiegellagen in cm.....	80	Tab. 5-14 Katalog von Maßnahmen zur Risikoreduzierung.....	150
Tab. 3-7 Einfluß der Rauheiten auf die Änderungen der Fließgeschwindigkeiten in cm/s.....	80		
Tab. 4-1 Exemplarisch für Zink initiale Konzentrationen und Parameterwerte der Unsicherheitsanalysen des Partitionierungsmodells.....	83		
Tab. 4-2 Initiale Konzentrationen der Unsicherheitsanalyse mit variablen initialen Bedingungen.....	83		
Tab. 4-3 Eingangsdaten der Unsicherheitsanalysen mit variablen Randbedingungen.....	83		
Tab. 4-4 Ergebnisse der Unsicherheitsanalysen des Partitionierungsmodells mit variablen KD-Werten exemplarisch für Zink.....	83		