

**Modellierung des Überlandtransportes
von Blei im Elbeeinzugsgebiet
über vier Dekaden (1958–1995)**

(Vom Fachbereich Geoökologie der Technischen Universität
Braunschweig als Diplomarbeit angenommen)

Autorin:

A. Schulte-Rentrop

**Modellierung des Überlandtransportes
von Blei im Elbeeinzugsgebiet
über vier Dekaden (1958–1995)**

**(Vom Fachbereich Geoökologie der Technischen Universität
Braunschweig als Diplomarbeit angenommen)**

Autorin:

A. Schulte-Rentrop

*(Technische Universität
Braunschweig,
Institut für Geoökologie)*

Die Berichte der GKSS werden kostenlos abgegeben.
The delivery of the GKSS reports is free of charge.

Anforderungen/Requests:

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH
Bibliothek/Library
Postfach 11 60
D-21494 Geesthacht
Germany
Fax.: (49) 04152/871717

Als Manuskript vervielfältigt.
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor.

ISSN 0344-9629

GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH · Telefon (04152)87-0
Max-Planck-Straße · D-21502 Geesthacht/Postfach 11 60 · D-21494 Geesthacht

GKSS 2003/13

Modellierung des Überlandtransportes von Blei im Elbeeinzugsgebiet über vier Dekaden (1958–1995)

(Vom Fachbereich Geoökologie, Abteilung für Hydrologie, der Technischen Universität Braunschweig als Diplomarbeit angenommen)

Annette Schulte-Rentrop

143 Seiten mit 45 Abbildungen und 21 Tabellen

Zusammenfassung

Das Neurotoxin Blei wurde jahrzehntelang in hohem Maße in die Umwelt entlassen. In der vorliegenden Arbeit werden die jährlichen Bleieinträge, die aus der Atmosphäre auf die Erdoberfläche gelangt sind, in die Elbe in ihrem Einzugsgebiet, und der Bleihaushalt der dortigen Böden für die Jahre 1958–1995 rekonstruiert. Als wichtigste Kontaminationspfade ins Flusssystem werden Erosion, Direktabfluss und direkte Deposition berücksichtigt. Hierzu wird ein empirisch-konzeptionelles Schwermetalltransport-Modell, das für die zeitliche Auflösung und für die Flussgebietsskala ausgelegt ist, modifiziert. Aus der Arbeit geht hervor, dass nach einem Maximum in den 70er Jahren die Gesamteinträge aus diesen Quellen zurückgingen. Hierbei ist die direkte Bleideposition parallel zur Luftbelastung rückläufig, die Beiträge aus Erosion und Direktabfluss weisen konstante bis steigende Tendenzen auf. Die Böden im Einzugsgebiet zeigen Bleiakkumulation. Es zeigt sich kein räumlich-zeitlicher Zusammenhang zwischen Hauptdepositions- und Haupteintragsgebieten. Dieser ist jedoch bei der Bleiakkumulation der Böden erkennbar.

A model of overland lead transport in the Elbe basin for four decades (1958–1995)

Abstract

Over decades, the neurotoxin lead was emitted in large amounts into the environment. This work presents a first estimation of yearly overland lead fluxes originating from atmospheric pollution as well as the behaviour of deposited lead in the soil system for the period 1958–1995 in the Elbe basin. The following pathways of lead into the river system are considered: erosion, direct runoff and direct atmospheric deposition. For this purpose an existing empirical-conceptual model for heavy metal transport that is adequate for present scales has been modified. The results show that after a peak in the 1970s the total lead fluxes decrease. The lead fluxes due to direct atmospheric deposition into the water body show a clear decline caused by the decreasing atmospheric pollution since the 1970s. In contrast the lead fluxes due to erosion and direct runoff over this period seem to be more or less constant with increasing trends. Concerning the lead balance in the soils, the model results show a steady lead accumulation in the Elbe basin. Furthermore, there is no obvious relation between regions of maximum deposition and regions of maximum lead transfer into the river system. This is only the case for lead accumulation rates that seem to be positively correlated with deposition rates.

Manuscript received/Manuskripteingang in TDB: 22. Mai 2003

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	9
2	UMWELTSCHADSTOFF BLEI UND SEINE MODELLIERUNG	13
2.1	Mobilität des Schwermetalls Blei in der Umwelt	13
2.1.1	Mobilität im Kompartiment Boden und Pflanzenverfügbarkeit	13
2.1.2	Bestimmung der relevanten Transportwege	15
2.2	Modelltheorie und Skalenproblematik	16
2.2.1	Modelltypen	16
2.2.2	Skalenproblematik in der Modellierung	18
3	DAS UNTERSUCHUNGSGBIET UND DATENGRUNDLAGEN	22
3.1	Das Untersuchungsgebiet	22
3.2	Datenaufbereitung und Datengrundlagen	26
3.2.1	Datengrundlagen	27
3.2.2	Zusammenfassende Bewertung der Datengrundlagen	38
4	DAS MODELL METALPOL	40
4.1	Einführung in das Modell METALPOL	40
4.2	Modellierung des Bleieintrages über Direktabfluss	44
4.2.1	Prinzip der Wasserbilanz	45
4.2.2	Berechnung der einzelnen Glieder der Wasserbilanz	47
4.2.3	Berechnung des Eintrages von gelöstem Blei über den Direktabfluss Q_{FAST}	55
4.3	Modellierung des Bleieintrages über Erosion	58
4.3.1	Potentieller Bodenabtrag unter Verwendung der USLE	61
4.3.2	Realer jährlicher Bodentransport mithilfe des Sedimentanlieferungsverhältnisses (SDR) und des hydrologischen Koeffizienten H_c	67
4.3.3	Anreicherungsfaktor ER und Schlussberechnung des Bleitransportes über Erosion	71
4.4	Modellierung der direkten atmosphärischen Deposition und Bodenmassenbilanz	74
4.4.1	Direkte atmosphärische Deposition in den Gewässerkörper	74
4.4.2	Bodenmassenbilanz	75
4.5	Diskussion des Modells	77
5	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	79
5.1	Zeitliche und räumliche Entwicklung der Einflussgrößen	79
5.2	Zeitliche und räumliche Entwicklung der Bleieinträge über direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss	84
5.2.1	Zeitlicher Verlauf der Gesamteinträge und des Beitrages der drei Quellen	85
5.2.2	Zeitliche und räumliche Entwicklung der Einträge durch direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss	87
5.3	Überprüfung und Diskussion der Modellergebnisse	96

5.3.1	Vergleich und Überprüfung der Modellergebnisse mit theoretischen Arbeiten	97
5.3.2	Vergleich der Modellergebnisse mit Feldmessungen in der Elbe bei Schnackenburg	101
5.3.3	Räumlich-zeitliche Anwendung der Modellergebnisse bei Sedimentkernen	106
5.4	Bleihaushalt der Böden im Elbeeinzugsgebiet	110
5.4.1	Zeitlicher Verlauf des Bleihaushaltes.....	110
5.4.2	Räumliche Ausprägung des Bleihaushaltes der Böden im Untersuchungsgebiet	112
5.5	Zusammenfassende Bewertung und Ausblick.....	114
6	ZUSAMMENFASSUNG	117
7	ANHANG	121
8	LITERATURVERZEICHNIS	137

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 2.1: Für den Schadstofftransport relevante hydrologische Prozesse und ihre charakteristischen räumlichen und zeitlichen Skalen (Vink, 2002; verändert).....	19
Abb. 2.2: Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Untersuchungsskalen, Modellwahl und Datenverfügbarkeit (Schmidt, 2000; Anderson und Bates, 2001; verändert).....	20
Abb. 3.1: Das Untersuchungsgebiet (Prange et al., 1997a; verändert).....	23
Abb. 3.2: Meteorologische Stationen und ihre Lage im Untersuchungsgebiet,(Datenquellen: *: DWD, 2002; **: CHMI, 2002).....	30
Abb. 3.3: Temperaturverlauf in Abhängigkeit der topographischen Höhe für das Untersuchungsgebiet (exemplarische Monate des Jahres 1995).....	31
Abb. 3.4: Prinzip der konisch-konformen Lambert-Projektion (oben) und des sphärisch-zylindrischen Koordinatensystems (unten) (Bähr und Vögtle, 1999).....	38
Abb. 4.1: Modellkonzept von METALPOL zur Bestimmung von Schwermetallemissionen (gefüllte Pfeile: direkte Einträge; ungefüllt: indirekte Einträge; blauer Kasten: Modellteil der vorliegenden Arbeit) (Vink, 2002; verändert).....	41
Abb. 4.2: Konzept der modifizierten Modellerstellung von METALPOL.....	43
Abb. 4.3: Aufbau des Teilmodells „Direktabfluss“.....	44
Abb. 4.4: Schema der hydrologischen Größen und Prozesse (Bähr und Vögtle, 1999).....	45
Abb. 4.5: Prinzip der Wasserbilanz in METALPOL (grün = Speichergrößen; blau = Input; rot = Output; Klammerausdrücke = in vorl. Arbeit n. berücksichtigt; s. Text).....	46
Abb. 4.6: Berechnungsschema der Wasserbilanz (prec = Niederschlag; melt = Schneeschmelze; $P_{TOT} = \text{prec} + \text{melt}$; E_x = Evapotranspiration; Θ_x = Wassergehalte/-defizit; T_{AIR} = Lufttemperatur; Sonnensymbol = Sonnenscheindauer).....	48
Abb. 4.7: Aufbau des Teilmodells „Erosion“.....	60
Abb. 4.8: Prinzip der Bodenmassenbilanz in der modifizierten Form von METALPOL.....	76
Abb. 5.1: Jährliche totale Bleidepositionsraten im Untersuchungsgebiet für 1958–1995 (Datenquelle: Costa-Cabral, 2002).....	80
Abb. 5.2: Zeitlicher Verlauf der Niederschlags- und der Direktabflusshöhe auf landwirtschaftlichen Nutzflächen des Untersuchungsgebietes für 1958–1995 (Datenquellen Niederschlag: DWD, 2002; CHMI, 2002).	83
Abb. 5.3: Gesamteinträge von Blei über direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes für 1958–1995.....	85
Abb. 5.4: Beiträge der einzelnen Bleiquellen zur Gesamtbelastung der Elbe über den Untersuchungszeitraum (s. Tab. 7.13/Anhang).....	86
Abb. 5.5: Bleieinträge über direkte Deposition in die Elbe für 1958–1995.....	87
Abb. 5.6: Bleieinträge über Erosion aus den LNF des Untersuchungsgebietes in die Elbe für 1958–1995 (inkl. Trendlinie/lineare Regression).....	88
Abb. 5.7: Bleieinträge über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes in die Elbe für 1958–1995 (inkl. Trendlinie/lineare Regression).....	90
Abb. 5.8: Verlauf der mittleren Bleikonzentration im Direktabfluss im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1958–1995.....	91

Abb. 5.9: Messergebnisse der Bleifracht bei Schnackenburg bzw. Modellergebnisse zum Bleieintrag aus direkter Deposition, Erosion und Direktabfluss der vorliegenden Arbeit für 1984–1995 (* Datenquelle: Vink, 2002b).	102
Abb. 5.10: Bleieinträge aus urbanen Regionen im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1984–1995 (Datenquelle: Vink, 2002b).	104
Abb. 5.11: Messergebnisse zur Bleifracht bei Schnackenburg bzw. Modellergebnisse (direkte Deposition, Erosion, Direktabfluss) unter Einbezug der urbanen Flächen für 1984–1995 (* Datenquelle: Vink, 2002b).	105
Abb. 5.12: Verläufe der Bleikonzentration in unterschiedlichen Sedimentprofilen (Datenquelle: Prange et al.; 1997b).	108
Abb. 5.13: Mittlere Bleikonzentrationen der Böden im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1958–1995.	111
Abb. 7.1: Geologische Karte des Elbeeinzugsgebietes (Prange et al., 1997b; verändert).	121
Abb. 7.2: Programmschema zur Ermittlung des Direktabflusses Q_{FAST} für einen Zeitschritt (Monat).	128

KARTENVERZEICHNIS

Karte 3.1: Bodenklassifizierung im Untersuchungsgebiet (Leitböden s. Tab. 7.5/Anhang; Datenquelle: Vink, 2002b).	25
Karte 3.2: Landnutzung im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Vink, 2002b).	26
Karte 3.3: Digitales Höhenmodell des Untersuchungsgebietes (Datenquelle: Vink, 2002b).	28
Karte 3.4: Flussnetz des Untersuchungsgebietes (Datenquelle: Vink, 2002b).	29
Karte 3.5: Bleidepositionsraten im Untersuchungsgebiet im Jahr 1958 (Daten- und Abbildungsquelle: Costa-Cabral, 2002; verändert).	33
Karte 3.6: Lineare Verteilungskoeffizienten für Böden im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Vink, 2002b).	36
Karte 4.1: Mittlere Direktabflusshöhen im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1958–1995.	57
Karte 4.2: Langfristiger jährlicher Bodenabtrag (USLE*SDR) für landwirtschaftliche Nutzflächen (LNF) im Untersuchungsgebiet.	70
Karte 5.1: Rekonstruierte Bleidepositionen im Elbeeinzugsgebiet für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995 (Daten- und Abbildungsquelle: Costa-Cabral, 2002).	82
Karte 5.2: Bleieinträge über Erosion aus den LNF des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995.	89
Karte 5.3: Bleieinträge über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995.	93
Karte 5.4: Bleieinträge aus dem Überlandtransport (Erosion und Direktabfluss) aus den LNF des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995.	95
Karte 5.5: Konzentrationsanstieg von Blei in den Böden der LNF des Untersuchungsgebietes über die Jahre 1958–1995.	113
Karte 7.1: K-Faktoren der USLE.	131
Karte 7.2: Topographie-Faktoren der USLE (L*S).	131
Karte 7.3: Gesamteinträge von Blei über Erosion über den Zeitraum 1958–1995 aus den LNF des Untersuchungsgebietes.	134

Karte 7.4: Mittlere jährliche Bleieinträge über Erosion aus den LNF des Untersuchungsgebietes.....	134
Karte 7.5: Gesamteinträge von Blei über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes über den Zeitraum 1958–1995	135
Karte 7.6: Mittlere jährliche Bleieinträge über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes	135

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 3.1: Hydrologische Daten zur Elbe und ihren wichtigsten Nebenflüssen (n.b. = nicht bekannt; Datenquellen: IKSE, 2003; rivernet, 2003).....	22
Tab. 3.2: Geogene Hintergrundwerte für Blei in Abhängigkeit vom Gestein (Datenquelle: Zachmann, 2002). ..	24
Tab. 3.3: Mittlere geogene Grundbelastung der Böden der betroffenen Bundesländer und der Tschechischen Republik (Datenquelle: Vink, 2002).	35
Tab. 3.4: Landnutzungsfaktoren C_{CROP} (Datenquelle: Vink, 2002b).....	37
Tab. 4.1: Hanglängenexponent γ in Abhängigkeit von der Hangneigung (Datenquelle: Van Dijk und Kwaad, 1998).....	65
Tab. 4.2: Potentieller langfristiger Bodenabtrag BA (USLE) nach verschiedenen Studien (* :Datenquelle: Vink, 2002).	67
Tab. 5.1: Bleidepositionen und Bleieinträge für ausgewählte Jahre (* Datenquelle: Costa-Cabral, 2002).....	94
Tab. 5.2: Vergleich der Modellergebnisse der vorliegenden Arbeit mit Literaturangaben (* : Datenquelle: Vink, 2002).	97
Tab. 7.1: Meteorologische Stationen und ihre Koordinaten und Höhenlage (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).....	122
Tab. 7.2: Verfügbare Stationen und Datenzeiträume für die Größe „Temperatur“ (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).....	123
Tab. 7.3: Verfügbare Stationen und Datenzeiträume für die Größe „Sonnenscheindauer“ (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).....	124
Tab. 7.4: Verfügbare Stationen und Datenzeiträume für die Größe „Niederschlag“ (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).....	125
Tab. 7.5: Bodenklassifizierung der vorliegenden Arbeit nach der Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (BGR, 1995; über Vink, 2002b)	126
Tab. 7.6: Klassifizierung der Landnutzung nach der CORINE-Karte (Datenquelle: Klein, 2002).....	127
Tab. 7.7: Klassifizierung der Landnutzung der vorliegenden Arbeit nach CORINE.....	127
Tab. 7.8: Legende zum Programmschema „Direktabfluss“ (Abb. 7.2).....	130
Tab. 7.9: R-Faktoren der USLE.	130
Tab. 7.10: C-Faktoren der USLE (Datenquelle: Deumlich und Frielinghaus, 1994; Asselmann, 1997).	131
Tab. 7.11: Blei-Depositionen im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Costa-Cabral, 2002).....	132
Tab. 7.12: Bleieinträge aus den LNF des Untersuchungsgebietes.	133
Tab. 7.13: Anteile der drei Bleiquellen am Gesamteintrag für bestimmte Zeiträume.....	134

1 EINLEITUNG

Im Zuge der andauernden anthropogenen Emissionen ist eine nahezu allgegenwärtige Umweltbelastung durch Blei entstanden. Das Schwermetall Blei gehört zu „alten“ Elementen, d.h. zu denjenigen Stoffen, die der Menschheit seit langem bekannt sind und Verwendung finden. Seine Giftigkeit war dem Menschen aber über Jahrhunderte nicht bewusst oder wurde billigend in Kauf genommen. Neben vielfältigen Einsatz (z. B. als Schreibwerkzeug) wurde Blei anderen Metallen, Farben, Lacken und besonders dem Benzin als Antiklopffmittel zugesetzt. Dementsprechend waren seine Auswirkungen als Neurotoxin früher häufig zu spüren. In der heutigen Zeit treten in Europa chronische und akute Erkrankungen wie Hirnveränderungen oder Schädigung des Nervensystems bei Mensch und Tier jedoch nur noch selten auf. Doch obwohl akute Krankheitsbilder durch Blei heute kaum mehr wahrzunehmen sind, ist sein Verschwinden aus der Gegenwart ein Trugschluss. Das Schwermetall Blei ist trotz Verminderung von Emissionen noch immer in der Umwelt präsent.

Der Transfer in die Atmosphäre stellt die wichtigste Eintragsquelle von Blei in die Umwelt dar. Erzverhüttung, die metallverarbeitende und petrochemische Industrie sowie der Kraftfahrzeugverkehr als Hauptquelle stiegen seit der Mitte des letzten Jahrhunderts stark an und gipfelten in den Jahren 1974/1975 in globalen Ausstößen von 438000 t a^{-1} (Merian, 1984). Auch heutzutage ist mehr als 95 % des atmosphärischen Bleis noch anthropogenen Ursprungs (Zachmann, 2002).

In den letzten Jahrzehnten geriet die Bleiproblematik infolge häufig auftretender Krankheitssymptome und Umweltschäden immer mehr ins öffentliche Interesse. Verschiedene Maßnahmen zur Reduktion der Bleiemissionen wurden getroffen (s. auch Hagner, 2002). Die schrittweise Einführung von Grenzwerten für verbleites Benzin in den 70er Jahren sowie die Einführung von bleifreiem Benzin im Jahre 1984 bewirkten schließlich einen deutlichen Rückgang der Atmosphärenbelastung. Doch nicht alle Bereiche auf der Erdoberfläche konnten von der Eingrenzung der Bleiausstöße profitieren und sind weiterhin hoch gefährdet. Denn die Kontamination bleibt nicht auf die Atmosphäre beschränkt. Der Transport mit den Windsystemen und die darauffolgende Deposition hat den Eintritt in die angrenzenden aquatischen und terrestrischen Systeme zur Folge.

Im Gegensatz zur geringen Aufenthaltszeit von Blei in der Atmosphäre (sie beträgt je nach Partikelgröße bis zu 14 Tage) ist die Kontamination der limnischen und terrestrischen Ökosysteme mit Blei umfassend und langwierig bis irreversibel (Merian, 1984). Die hohen atmosphärischen Belastungen, der die Umwelt über Jahrzehnte und Jahrhunderte ausgesetzt war, sind weiterhin zu spüren und stellen die heutige Gesellschaft immer wieder vor Probleme. Im Gegensatz zu anderen Schadstoffen wird das Schwermetall nicht biologisch abgebaut und gilt als reaktionsträge und

immobil. Über 90% des eingetragenen Bleis verbleibt sowohl in der biotischen als auch in der abiotischen Umwelt und wird dort langfristig angereichert. Dies hat dazu geführt, dass die Belastung, die von der Atmosphäre ausging, die Bleigehalte von Böden, aquatischen Sedimenten und Schwebstoffen langfristig beeinflusst hat. Ein Rückgang der Kontamination dieser Systeme ist nicht festzustellen.

Beispiele bilden zahlreiche europäische Flusssysteme wie die Elbe, Donau oder der Rhein. Flusssedimente, die bei Baumaßnahmen im Flussbett anfallen, können z. B. nicht bedenkenlos weiter verwendet werden. Aufgrund der hohen Belastung mit Schwermetallen müssen sie oftmals als Sondermüll entsorgt werden.

Aber auch terrestrische Ökosysteme sind heutzutage noch hoch kontaminiert, wie ganze Regionen im Harz belegen. Dort müssen weite Flächen, die langfristigen atmosphärischen Bleieinträgen aus der Erzverhüttung ausgesetzt waren, als Sonderstandorte ausgewiesen werden. Die Böden weisen teilweise so hohe Bleigehalte auf, dass eine landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr möglich ist. Auch in limnischen und marinen Organismen, wie Filtrierern (Muscheln) oder Sedimentfressern, sind immer noch konstant hohe Bleigehalte nachzuweisen (Hagner, 2002).

Diese Befunde werfen die Frage auf, wieviel Blei über die Jahre aus der Atmosphäre ins Flusssystem gelangt ist und ob parallel zum Emissionsrückgang auch eine Reduktion der Einträge ins Gewässer verbunden war. Um schließlich Maßnahmen zum langfristigen Schutz des aquatischen Ökosystems entwickeln zu können, muss das Augenmerk auf die Bleieinträge in dieses System gerichtet werden.

Die Kontaminationsmöglichkeiten eines Flusssystems durch atmosphärisches Blei sind zahlreich: Es kann auf der einen Seite aus der Luft direkt in den Gewässerkörper eintreten oder auch nach der Deposition vom Land ins Flusssystem eingetragen werden. Der Bleikreislauf auf der Erdoberfläche spielt daher neben der Höhe der atmosphärischen Depositionen für die Belastung der Flusssysteme eine fundamentale Rolle.

Am GKSS-Forschungszentrum Geesthacht wird der anthropogene Bleikreislauf anhand des Einzugsgebietes der Elbe untersucht. Im sog. „Blei-Projekt“ erfolgte die Rekonstruktion des langfristigen Bleieintrages in die Atmosphäre und des Transportes mit den Windsystemen. Darüber hinaus wurde die Deposition aus der Atmosphäre auf die Erdoberfläche, also die Bleikontamination des aquatischen und terrestrischen Systems, ermittelt. Der Untersuchungszeitraum erstreckt sich über fast vier Dekaden von 1958–1995, so dass sowohl der große Anstieg der Bleiemission durch die Massenmobilisierung und industrielle Entwicklung als auch die Rückgänge der Belastung durch Einführung der Pb-Grenzwerte für Benzin erfasst werden (von Storch et al., 2003).

Im Einzugsgebiet der Elbe ist die Entwicklung der Bleiemissionen in die Atmosphäre besonders ausgeprägt. Die Region war in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts großen politischen und sozio-ökonomischen Veränderungen unterworfen. Sowohl der Aufbau der DDR und des sog.

Ostblocks als auch deren Zusammenbruch Ende der 80er Jahre hatten großen Einfluss auf die Umweltbelastung dieser Region. Denn mit dem Wechsel von der zentralen zur sozialen Marktwirtschaft wurde auch der Grundstein zu rückschreitenden Schadstoffeinträgen in die Umwelt gelegt (de Wit, 1999; Vink, 2002). Folglich bildet das Elbeeinzugsgebiet auch ein gutes Beispiel für den ökologischen Wechsel.

In der vorliegenden Arbeit, die in das GKSS-Bleiprojekt eingebettet ist, wird der Bogen zwischen langjähriger atmosphärischer Deposition und der langjährigen Bleibelastung der Fließgewässer geschlagen. Ziel dieser Arbeit ist es, den jährlichen Bleitransport direkt aus der Luft und über Land von landwirtschaftlichen Nutzflächen in das Flusssystem der Elbe über die Jahre 1958–1995 zu rekonstruieren.

Diese Analyse soll mithilfe eines geeigneten Schwermetalltransportmodells erfolgen. Das Modell soll für die große räumliche Ausdehnung des Elbeeinzugsgebietes sowie für die langzeitliche Betrachtung ausgelegt sein. Unter Verwendung dieses Modells soll eine erste Abschätzung der Bleieinträge vorgelegt werden, die für den Untersuchungszeitraum jährlich direkt aus der Luft und indirekt vom Land ins Flusssystem erfolgten.

Um das Verhalten von Blei in der terrestrischen Umwelt beurteilen und schließlich adäquat modellieren zu können, werden zunächst die geochemischen Eigenschaften von Blei untersucht. Darauf aufbauend werden die Eintragswege festgelegt, die für den Blei-Transport vom Land ins Flusssystem relevant sind. Für die abgeleiteten Transportwege und den Untersuchungszeitraum wird ein geeignetes, bereits vorhandenes empirisch-konzeptionelles Transportmodell modifiziert und in der Programmiersprache FORTRAN erstellt.

Zur Anwendung ist weiterhin eine Datenbasis für das Elbeeinzugsgebiet und die Jahre 1958–1995 notwendig. Hierzu werden bereits verfügbare und neu geschaffene Datensätze herangezogen und für die Modellstruktur aufeinander abgestimmt.

Folgende Fragen sind Gegenstand dieser Arbeit: Wie verhält sich Blei nach der Kontamination aus der Atmosphäre im terrestrischen Ökosystem? Wieviel Blei ist von der Atmosphäre über die Jahre tatsächlich in die Fließgewässer gelangt und welche Rolle spielt der Boden als Übergangsmedium?

Um diesen Fragen nachzugehen, ist die Arbeit wie folgt aufgebaut: Zunächst wird in Kapitel 2 das Verhalten von Blei in der terrestrischen, abiotischen Umwelt behandelt und die relevanten Eintragswege abgeleitet. Darüber hinaus wird diskutiert, welche Modelltypen für die vorliegende Aufgabenstellung und die räumlichen und zeitlichen Skalen in Frage kommen. In Kapitel 3 wird eine Einführung in das Untersuchungsgebiet gegeben und die verwendeten Daten vorgestellt und bewertet. Im Anschluss daran erfolgt im Kapitel 4 die detaillierte Beschreibung und Diskussion des gewählten und modifizierten Modells. Die Resultate der Modellierung werden schließlich in Kapitel 5 vorgestellt

und diskutiert. Hier werden für einen vollständigen Überblick der Bleibelastung aus diffusen Quellen Literaturdaten zum Bleieintrag von städtischen Regionen hinzugezogen. Die Zusammenfassung schließt die Arbeit in Kapitel 6 ab.

Die vorliegende Diplomarbeit wurde in einer Kooperation des Fachbereichs Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig und dem Institut für Küstenforschung der GKSS Geesthacht durchgeführt und durch die Übernahme des Referats durch Herrn Prof. Schöniger (TU Braunschweig) und des Korreferats durch Herrn Prof. von Storch (GKSS-Forschungszentrum Geesthacht) ermöglicht.

2 UMWELTSCHADSTOFF BLEI UND SEINE MODELLIERUNG

Schwermetalle können sich in der Umwelt hinsichtlich ihrer Löslichkeit, Bioverfügbarkeit und Wechselwirkungen mit anderen Substanzen je nach Standortbedingungen sehr unterschiedlich verhalten. Um den Bleitransport in Flusseinzugsgebieten hinreichend gut zu quantifizieren, wird im folgenden ein Überblick über die physiko-chemischen Eigenschaften und die resultierende Mobilität dieses Schwermetalls gegeben und daraus die berücksichtigten Transportwege abgeleitet (Kap. 2.1). Darauf aufbauend wird in Kapitel 2.2 eine allgemeine Einführung in die Modellierungsmöglichkeiten im Elbeeinzugsgebiet gegeben und daraus resultierende und zu lösende Probleme dargestellt.

2.1 Mobilität des Schwermetalls Blei in der Umwelt

Blei, das durch Deposition aus der Atmosphäre auf die Bodenoberfläche gelangt, unterliegt dort zahlreichen Wechselwirkungen. Zum einen tritt es in Interaktion mit dem Bodenkompartment (der Matrix und der Bodenlösung), zum anderen wird es von den dortigen Lebewesen aufgenommen und in den Organismus eingebaut. Zur Modellierung des Transportes des atmosphärisch eingetragenen Bleis aus dem Bodenkompartment heraus ist es nun wichtig, diese Wechselwirkungen näher zu betrachten. Das Verhalten von Blei im Boden sowie die Pflanzenverfügbarkeit werden in Kapitel 2.1.1 untersucht. Daraus werden in Kapitel 2.1.2 die Transportwege abgeleitet, die für den Transport von Blei aus dem Boden als relevant einzustufen sind.

2.1.1 Mobilität im Kompartiment Boden und Pflanzenverfügbarkeit

Die Mobilität von Blei im Boden ist sowohl stark von seiner chemischen Verbindung, als auch von der Bodentextur und dem pH-Wert abhängig. Die Wechselwirkungen dieser drei Faktoren, die im folgenden beschrieben werden, führen dazu, dass Blei unter „natürlichen“ Standortbedingungen (d.h. abgesehen von Extremstandorten wie Schlackenhalde etc.) als hochgradig immobil eingestuft werden kann:

Blei-Verbindungen können zunächst in gut lösliche (Pb-Salze, organische Pb-Komplexe) bis schwer oder unlösliche Verbindungen (Pb-Carbonate, -Sulfate und -Phosphate) eingeteilt werden, wobei letztere im terrestrischen wie aquatischen Ökosystem vorherrschend sind. Die Pb-Verbindungen, die durch die Atmosphäre auf die Erdoberfläche gelangen, liegen zwar zunächst größtenteils in Form von gut löslichen Pb-Salzen vor. Diese reagieren aber sowohl im terrestrischen als auch im aquatischen Milieu bevorzugt zu Sulfat-, Carbonat- und Phosphaten, die die Bleimobilität stark herabsetzen (Alloway, 1999), d.h. die Lösung und Freisetzung in Form von Pb-Ionen aus diesen Verbindungen ist sehr gering.

In diesem Zusammenhang kann als weitere Einflussgröße der pH-Wert betrachtet werden, der die Löslichkeit von Blei weiterhin herabsetzt: Blei, das im Boden vorliegt, ist bis in für Böden untypisch saure Verhältnisse von pH 4 stark festgelegt.¹ Freisetzung ist erst unterhalb dieses Wertes zu verzeichnen. Zachmann (2002) zufolge findet eine nennenswerte Mobilisierung sogar erst bei pH 2 statt, die allerdings nur lokal auf Extremstandorten wie Industriehalden durch Bildung von schwefligen Säuren auftritt.

Ein weiterer wichtiger Prozess, der die Mobilität und Bioverfügbarkeit von Blei beeinflusst, ist die Adsorption an Tonmineralen, Humus und Mn- und Fe-Hydroxiden: Durch seinen Ionenradius, der denen häufiger Bodenkationen ähnlich ist, und seiner hohen Ladungsdichte wird Blei durch Kationenaustausch in Tonmineralen und Humus angereichert. Eine weitere Anreicherung erfolgt durch hochgradig spezifische Bindungen zu Mn- und Fe-Oxiden im Boden. Diese Adsorptionsmechanismen sind wiederum pH-abhängig und nehmen mit steigendem pH noch zu (Nriagu, 1978; Alloway, 1999; Andreae, 1993; Fahrenhorst, 1993; VDI, 1984).

Die Unlöslichkeit der Bleiverbindungen, die starke Festlegung in der Bodenmatrix sowie der geringe positive Einfluss des pH-Wertes auf die Bleilösung führen dazu, dass auch die Pflanzenverfügbarkeit sehr gering ist. Als Maß für den Übergang von Schwermetallen aus dem Boden in die Pflanze dient der sog. Transferkoeffizient [o.E.], der das Verhältnis der Metallkonzentration im oberirdischen Pflanzengewebe zur Gesamtmetallkonzentration im Boden angibt. Dieser liegt bei Blei bei 0.001–0.1, d.h. nur 0.1 %–10 % des vorhandenen Metalls kann – in Abhängigkeit von Pflanzenart, Standortfaktoren und Bodenkonzentration – von der Pflanze aufgenommen werden (Alloway, 1999; Zachmann, 2002). Die Pflanzenverfügbarkeit und damit der Entzug aus dem Boden durch Pflanzen ist daher als gering einzustufen (Hagner, 2002; Behrendt, 1993).

Die mobile Form von Blei liegt in Form von organischen Pb-Komplexen vor, welche durch Humin- und Fulvosäuren im Auflagehorizont des Bodens gebildet werden. Einerseits spielt sie zwar im Vergleich zu den Pb-Carbonaten, -Phosphaten und -Sulfaten mengenmäßig nur eine untergeordnete Rolle (Zachmann, 2002). Andererseits können diese mobilen Pb-Komplexe die Lösungskonzentration des Oberbodens und Auflagehorizontes heraufsetzen, was unter bestimmten Bedingungen zu einer Verlagerung aus diesen oberen Bodenbereichen führen kann, wie Arbeiten von Andreae (1993) und Bauer et al. (1988) zeigen.

¹ Typische Boden pH-Werte liegen durchschnittlich zwischen 5-7 (Zachmann, 2002).

2.1.2 Bestimmung der relevanten Transportwege

Aufbauend auf den in Kapitel 2.1.1 gewonnenen Erkenntnissen werden im weiteren die relevanten Transportwege bestimmt, die zur Modellierung der Blei-Verfrachtung im Elbeeinzugsgebiet als erste Abschätzung dienen sollen.

Blei wird sehr stark an Ton-Humus-Komplexen und Mn- und Fe-Oxiden adsorbiert, was zu einer Festlegung und Anreicherung im Boden führt. Darüber hinaus ist die Freisetzung aus diesen Bodenverbänden nur bei für Böden untypischen pH-Werten gegeben und die Löslichkeit der vorhandenen Verbindungen gering. Aus diesem Grunde kann angenommen werden, dass die Verlagerung von Blei aus dem Bodenkompartment an den Transport dieser Bodenpartikel, an denen das Blei haftet, gebunden ist, d.h. seine Verlagerung verläuft großteils partikulär gebunden über Bodenabtrag (Nriagu, 1978; Behrendt, 1993; Vink, 2002). Prange et al. (1997b) und Hagner (2002) geben einen Anteil von über 90 % am Gesamttransport an.

Weiterhin kann eine Verfrachtung über die lösliche Form von Blei, den organischen Komplexen, erfolgen, wobei hier die unterschiedlichen Transportbahnen Tiefenverlagerung und Horizontaltransport getrennt voneinander beachtet werden müssen:

Arbeiten von Andreae (1993) und Fahrenhorst (1993) ist zu entnehmen, dass diese Komplexe zwar im Oberboden gebildet werden, aber kaum eine Tiefenverlagerung erfahren, sondern im Oberboden zurückgehalten werden. Eine signifikante Verlagerung ins *Grundwasser* ist in der Regel nicht bzw. nur bei sehr sauren Bedingungen und Böden wie auf Extremstandorten zu erwarten (Andreae, 1993; Fahrenhorst, 1993; Zachmann, 2002).

Es kann allerdings zur *horizontalen* Verlagerung der Pb-Komplexe aus dem Oberboden kommen, die zu einer Gewässerbelastung führen kann, wenn die kontaminierte Bodenlösung direkt durch Oberflächen- und oberflächennahen Abfluss dem Gewässer zugeführt wird. Dies kann beispielsweise infolge von durch Starkregenereignisse entstehende Säureschübe (pH-Erniedrigung der Bodenlösung) oder bei Erreichen der Infiltrationskapazität erfolgen (Andreae, 1993; Bauer et al., 1988).

Aus den Erkenntnissen der Kapitel 2.1.1 und 2.1.2 werden folgende Schlüsse gezogen:

In erster Näherung ist der Eintrag über den Grundwasserpfad und der Entzug von Blei aus dem Bodenkompartment durch Pflanzenaufnahme gering.

Für die vorliegende Arbeit werden demnach folgende Transportwege für die Modellierung der Bleiverlagerung festgelegt:

- partikelgebundener Transport über Erosion,
- Transport über die gelöste Phase durch Oberflächen- und oberflächennahen Abfluss.

Im folgenden Kapitel 2.2 wird aufgezeigt, welche Möglichkeiten und Unterschiede der Schadstoffmodellierung existieren und welche Aspekte dabei beachtet werden müssen.

2.2 Modelltheorie und Skalenproblematik

Zum Transport eines Schadstoffes durch Erosion und Oberflächenabfluss tragen zahlreiche unterschiedliche physikalische und chemische Prozesse bei. Hierzu zählen Bodenabtrag, Sedimentation, Resuspension, Abflussbildung, Adsorption an und Freisetzung von Bodenpartikeln. Hierbei spielen auch die betrachtete Skala von Raum und Zeit eine Rolle. Um nun die unterschiedlichen Prozesse und Einflussgrößen auf Einzugsgebietsebene und im langjährigen Verlauf hinreichend gut bei der Berechnung der Blei-Fracht zu berücksichtigen, ist die Wahl eines geeigneten Modells von großer Bedeutung. Im folgenden wird ein Überblick über verschiedene Modelltypen gegeben, die in der Geomorphologie und Hydrologie herangezogen werden können (Kap. 2.2.1). Da die vorliegende Fragestellung Prozesse umfasst, die auf vielen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Maßstabebenen ablaufen und die in einem Modell miteinander gekoppelt werden müssen, wird im Anschluss daran, in Kapitel 2.2.2, auf die Skalenproblematik der Blei-Modellierung auf Einzugsgebietsebene eingegangen.

2.2.1 Modelltypen

Ein exaktes Abbild eines Systems kann nur das System an sich sein. Will man nun aber ein System und darin ablaufende Prozesse beschreiben, müssen aufgrund der zumeist hohen Komplexität der Wechselwirkungen innerhalb des Systems Vereinfachungen in Kauf genommen werden. Diese vereinfachten Beschreibungen werden mehr oder minder detailliert durch Modelle dargestellt, deren Komplexität wiederum von mehreren Faktoren wie Aufgabenstellung, untersuchter Prozess und räumlich bzw. zeitliche Auflösung bestimmt werden.

In den letzten Jahren und Jahrzehnten sind zur Darstellung physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse große Anstrengungen unternommen und zahlreiche Modelle entwickelt worden. Modelle können hinsichtlich ihres Ansatzes und ihrer Komplexität in verschiedene Modelltypen klassifiziert werden, die sich je nach Fachrichtung und Autor unterscheiden können (Maniak, 1988; Chow, 1964; Bork, 1988; Frielinghaus et al., 1999) Ihnen gemein ist eine Differenzierung nach stochastischen und deterministischen bzw. physikalisch-basierten und empirischen Ansätzen. Gemäß den zu beschreibenden Prozessen – Blei-Transport durch Erosion und Abfluss in Flusseinzugsgebieten (Kap. 2.1) – wird im folgenden ein Überblick über verschiedene Modelltypen gegeben. (Zur Lektüre stochastischer Modelle in der Hydrologie sei auf die Werke von Maniak (1988) und Chow (1964) verwiesen.)

Physikalisch-basierte Modelle

Mithilfe dieser prozessorientierten Modelle wird angestrebt, die physikalisch-chemischen Prozesse exakt oder zumindest annähernd exakt zu beschreiben. Die entwickelten Gleichungen und abgeleiteten Parameter bilden zumeist komplexe Gleichungssysteme und besitzen eine umfassende physikalische oder chemische Bedeutung. Demzufolge ist eine Kalibration zwar notwendig, aber zumeist weniger umfangreich als bei empirischen Modellen. Allerdings steigt mit der Genauigkeit der Betrachtungen auch die Komplexität, der Datenaufwand und die damit verbundene Rechenzeit.

Empirische und empirisch-konzeptionelle Modelle

Rein empirische Modelle haben im Gegensatz zu den vorherigen Modellen nicht zum Ziel, die physikalischen oder chemischen Prozesse detailliert zu berücksichtigen und zu beschreiben. Sie bestehen zumeist aus einfachen Strukturen, die das untersuchte Verhalten zwar mathematisch korrekt, aber ohne Kenntnis und Darstellung des tatsächlichen Wirkungsgefüges wiedergeben. Es wird angestrebt, eine Korrelation zwischen Inputgrößen (z.B. Niederschlag) und Outputgrößen (Direktabfluss oder Bleikonzentration im Abfluss) zu finden, ohne hierzu die physikalischen Prozesse zu berücksichtigen (wie Ionenaustausch in den Schichtsilikaten). Sie werden daher auch „Black box“-Modelle genannt. Die Parameter haben keine physikalische Bedeutung und sind nicht oder nur eingeschränkt auf andere Systeme übertragbar. Allerdings ist der Kalibrationsaufwand relativ hoch. Modelle, die ganz oder teilweise empirisch aufgebaut sind, aber dennoch bis zu einem gewissen Grad physikalische Prozesse berücksichtigen, sind die „empirisch-konzeptionellen“ Modelle. Grundsätzlich ist mit empirischen und empirisch-konzeptionellen Modellen im Vergleich zu physikalisch-basierten Modellen eine geringere Komplexität und ein geringerer Rechenaufwand verbunden. Je nach Aufgabenstellung und Auflösung sind sie zu einer vereinfachten Systembeschreibung gut geeignet (Bork, 1988; Frielinghaus et al., 1999; Bähr und Vögtle, 1999).

Darüber hinaus können Modelle, wie es in der Hydrologie u.a. der Fall ist, nach der räumlichen und zeitlichen Diskretisierung untergliedert werden. Hierbei wird nach „lumped“ („zusammengefasste“) und „distributed“ („differenzierte“) Modellen unterschieden (Frielinghaus et al., 1999; Bähr und Vögtle, 1999; Vink, 2002). Der Grad der Diskretisierung hängt von der räumlichen und zeitlichen Skala der betrachteten Prozesse ab.

Die „zusammengefassten“ Modelle vernachlässigen die Auflösung verschiedener Parameter, d.h. die zeitlichen und räumlichen Skalen der beschriebenen Prozesse sind kleiner als die getroffene Diskretisierung (z. B. Übertrag des kleinskaligen Darcy-Flusses im Boden auf einen Aufschluss).

Im Gegensatz dazu sind bei den „differenzierten“ Modellen die zeitlichen und räumlichen Skalen der beschriebenen Prozesse genauso groß wie die getroffene Diskretisierung (Darcy-Fluss auf der

Porenskala im Boden betrachtet). Sie sind daher mit einer höheren Auflösung und Komplexität verbunden.

Die Übergänge zwischen den genannten Modelltypen sind fließend, wobei sehr oft je nach Wissenschaft und Fragestellung verschiedene Modelltypen miteinander gekoppelt werden. In der vorliegenden Arbeit wird das Modell METALPOL (Vink, 2002) verwendet. Es gehört zu den räumlich differenzierten, empirisch-konzeptionellen Modellen. Der Aufbau dieses Modells und seine Komponenten werden in Kapitel 4 näher erläutert.

In der Modellierung steht nun generell die Frage im Vordergrund, welcher Kompromiss zwischen Genauigkeit der Lösung, Modellkomplexität und Arbeitsaufwand eingegangen werden kann. Hierbei spielt neben dem Modelltyp auch die Wahl der räumlichen und zeitlichen Auflösung eine fundamentale Rolle. Dieser Aspekt wird im folgenden Kapitel 2.2.2 näher beleuchtet.

2.2.2 Skalenproblematik in der Modellierung

Im Feld der Systemanalyse und Modellierung stellt die Frage nach der geeigneten Untersuchungsskala und der Wahl der zu betrachtenden Prozesse ein zentrales Problem dar. Diese beiden Faktoren bestimmen zum einen die Repräsentativität der Parameter, zum anderen die Komplexität und Güte eines Modells.

Im Bereich der Hydrologie und Geomorphologie sind zahlreiche Modelle entwickelt worden, die sich in ihrem Typ (s. Kap. 2.2.1), sowie in ihren Beschreibungen (Objekten) und ihrer räumlichen und zeitlichen Auflösung unterscheiden. Zumeist sind diese Modelle für eine bestimmte räumliche bzw. zeitliche Skala und einen bestimmten Prozess entwickelt worden: Zur kleinskaligen Beschreibung des Stofftransportes im Porenraum des Bodens werden beispielsweise komplexe physikalisch-basierte Konvektions-Dispersions-Modelle herangezogen. Für die Beschreibung des Abflussverhaltens oder des Stofftransports auf Einzugsgebietsebene (großskalig) jedoch stehen zumeist einfache empirisch-konzeptionelle Transportmodelle zur Verfügung, wie Arbeiten über den Rhein von Van Dijk und Kwaad (1998), Asselman (1997) und Kwadijk (1993), bzw. für den Rhein und die Elbe von de Wit (1999) und Vink (2002) belegen. Für die vorliegende Fragestellung wird das ebenfalls einfach strukturierte empirisch-konzeptionelle Modell METALPOL verwendet.

Abbildung 2.1 zeigt ausgewählte Prozesse und Kompartimente, die den Blei-Transport im Einzugsgebiet auf unterschiedlicher räumlicher und zeitlicher Auflösung bestimmen. Der Vollständigkeit des Überblicks halber wurde der Grundwasserpfad in der Graphik berücksichtigt:

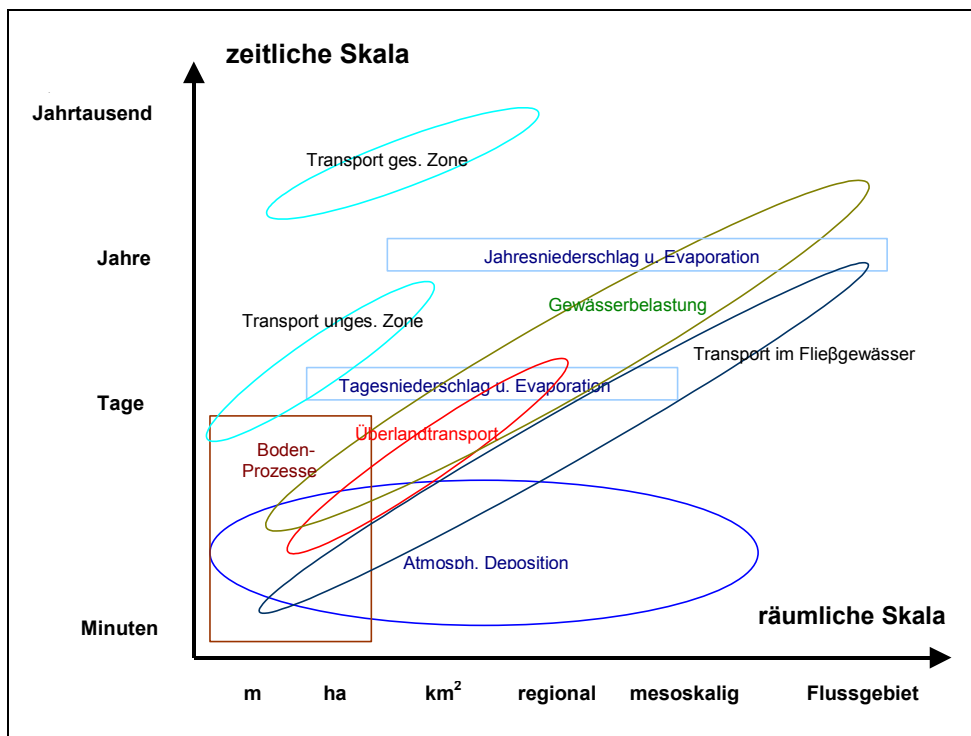


Abb. 2.1: Für den Schadstofftransport relevante hydrologische Prozesse und ihre charakteristischen räumlichen und zeitlichen Skalen (Vink, 2002; verändert).

Abbildung 2.1 macht deutlich, dass bei großräumigen Stofftransporten viele Prozesse berücksichtigt und für das Modell aufeinander abgestimmt werden müssen. Dabei sind mehrere Faktoren ausschlaggebend und zu beachten. Es stellt sich das Problem, dass Prozessbeschreibungen aus dem kleinräumigen Bereich (Beispiel Porenraum) nicht ohne weiteres durch ein einfaches upscaling auf eine höhere Maßstabsebene ($> \text{km}^2$) gehoben werden dürfen.

Zum einen sind für den Übertrag eines Modells auf eine höhere Skala die gleichen Parameter bei gleichguter Datenqualität erforderlich. Diese sind jedoch häufig in den erforderlichen Mengen nicht verfügbar (de Wit, 1999; Vink, 2002). Beispielsweise können Rauigkeitsänderungen der Landoberfläche im m^2 -Bereich, aber nur schwer auf Einzugsgebietsebene beschrieben werden. Mit einer qualitativ schlechten und lückenhaften Datenbasis können die Parameter ihre chemische oder physikalische Bedeutung verlieren und der Vorteil eines Modells, welches die physikalischen Prozesse genau beschreibt, in den Hintergrund treten (Bork, 1988). Daher ist mit der Anwendung eines komplexen Modells nicht grundsätzlich ein Informationsgewinn im Vergleich zu einfachen Modellen verbunden. Komplexe Modelle sollten de Wit (1999) zufolge erst zur Anwendung kommen, wenn die Güte der Datensätze und der Arbeitsaufwand dies rechtfertigt.

Zum anderen beinhaltet der Wechsel von kleiner zu großräumiger Betrachtungsebene, dass die Prozesse, die im kleinskaligen Bereich ablaufen, in großen Regionen von anderen Prozessen überlagert werden und so an Einfluss verlieren. Das bedeutet, dass bei unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen auch unterschiedliche Einflussfaktoren zu wählen sind (Frielinghaus et al., 1999) (Abb. 2.2). Für Flussgebietsmodellierungen sind z.B. Topographie, Bodenarten und Niederschlagsintensität und -verteilung von größerer Bedeutung als Größen, die aus Laborexperimenten gewonnen werden, wie auch in Kapitel 3.2 das Konzept von METALPOL (Vink, 2002) zeigt.

Abbildung 2.2 fasst die Erkenntnisse der Kapitel 2.2.1 und 2.2.2 zusammen.

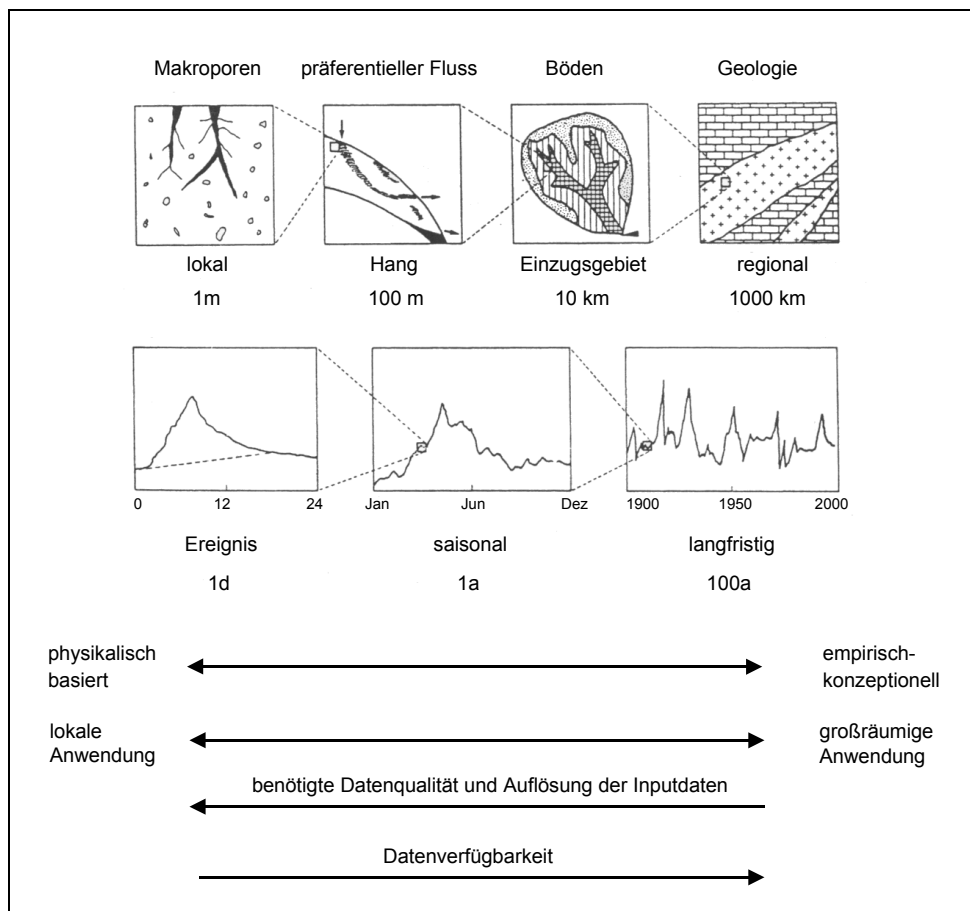


Abb. 2.2: Zusammenhang zwischen unterschiedlichen Untersuchungsskalen, Modellwahl und Datenverfügbarkeit (Schmidt, 2000; Anderson und Bates, 2001; verändert).

Bei der Modellierung des Bleieintrags ins Elbeeinzugsgebiet mit dem Modell METALPOL (Vink, 2002) wird die zu erreichende Balance zwischen Modellkomplexität, Festlegung der zu rechnenden

Parameter und die Wahl der Skala deutlich, die von der jeweiligen angestrebten Prozessbeschreibung abhängig ist:

METALPOL, das mit einem *Grundzeitschritt von 1 Jahr* arbeitet, besteht aus mehreren Teilmodellen, die auf unterschiedlichen zeitlichen Skalen laufen. Der Spagat zwischen diesen Skalen wird durch den Grundzeitschritt von 1 Jahr geschaffen. Als kurzes Beispiel sei das Teilmodell „Bodenabtrag“ sowie das Teilmodell „Wasserbilanz“ erwähnt. (Eine detaillierte Beschreibung des Modells liefert Kapitel 4.) Das Bodenabtragsmodell USLE (Universal Soil Loss Equation) berechnet den langjährigen potentiellen Bodenabtrag und ist *nicht für Zeitschritte < 20 Jahre* konzipiert (Schwertmann et al., 1987). Dies führt dazu, dass der sog. langjährige potentielle Bodenabtrag *einmalig* für den gesamten Untersuchungszeitraum 1958–1995 berechnet wird. Die Variation des Bodenabtrags über die Jahre liefert die Kopplung mit einem hydrologischen Koeffizienten, der wiederum *pro Jahr* berechnet wird. Das Gegenbeispiel liefert nun das Teilmodell Wasserbilanz. Es basiert auf dem Wasserbilanzmodell von Thornthwaite und Mather (1957) bzw. Kwadijk (1993), das den Oberflächenabfluss in *monatlichen* Schritten ermittelt. Der Sprung zur nächst höheren Skala, dem Grundzeitschritt in METALPOL von 1 Jahr, erfolgt schließlich durch die Aufsummierung der monatlichen Abflüsse zum Gesamtjahresabfluss, der dann in weitere Berechnungen des Modells eingeht..

Abschließend sei der Arbeit von de Wit (1999, S.137) entnommen: „Despite the fact that the physical, chemical and biological processes governing the path through the soil [...], and river network involve complex relationships, this study² indicates that the information content of a supranational sources-river load database is sufficient to support models of only very limited complexity.“

Aus den vorangegangenen Darstellungen geht hervor, dass je nach räumlicher und zeitlicher Auflösung sowie je nach Fragestellung unterschiedliche Modelltypen zur Systembeschreibung herangezogen werden können. Im Zuge davon ändern sich auch die Art der Eingangsdaten und ihre Skalierung. Für die Verwendung eines Modells auf Einzugsgebietsebene sind andere Parameter von Bedeutung als für kleinskalige Systembeschreibungen. Im folgenden Kapitel werden die Daten und ihre Aufbereitung vorgestellt, die für die Anwendung des empirisch-konzeptionellen Modells METALPOL notwendig sind.

² De Wit, Marcel J.M.: Nutrient fluxes in the Rhine and Elbe basins; University of Utrecht, the Netherlands; Ph.D. thesis 259.

3 DAS UNTERSUCHUNGSGEBIET UND DATENGRUNDLAGEN

Die klimatischen, hydrologischen und sozio-geographischen Eigenschaften einer Region prägen im hohen Maße den Stofftransport vom Land ins Flusssystem. Um diese Eigenschaften quantifizieren und im Modell einbauen zu können, sind zahlreiche Daten in geeignetem Format bzw. Auflösung notwendig. Im vorliegenden Kapitel stehen das Elbeeinzugsgebiet sowie die Daten, die für die Modellierung herangezogen werden, im Mittelpunkt. Einen ersten Einblick in die Region gibt Kapitel 3.1. Im Anschluss daran werden in Kapitel 3.2 die Daten, die in das Modell eingehen, und die notwendigen Transformationen vorgestellt.

3.1 Das Untersuchungsgebiet

Die Elbe gehört zu den größten Strömen Europas. Sie umfasst ein Gesamteinzugsgebiet von 148268 km² und vereint die vier Länder Polen (0.2 %), Österreich (0.6 %), die Tschechische Republik (33.8 %) und Deutschland (65.4 %). Sie entspringt im Riesengebirge in der Tschechischen Republik bei Spindleruv Myln in einer Höhe von 1384 m und erstreckt sich bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven auf einer Länge von 1091 km. Tabelle 3.1 zeigt einen Überblick über einige Charakteristika der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Ihr Einzugsgebiet sowie die wichtigsten Städte und Nebenflüsse sind in der Abbildung 3.1 dargestellt. Zu letzteren gehören die Moldau, die Havel, die Saale, die Mulde, die Eger und die Schwarze Elster (IKSE, 2003).

Tab. 3.1: Hydrologische Daten zur Elbe und ihren wichtigsten Nebenflüssen (n.b. = nicht bekannt; Datenquellen: IKSE, 2003; rivernet, 2003).

Nebenflüsse	Größe EZG [km ²]	mittlerer Abfluss [m ³ s ⁻¹]
Moldau/Vltava	28090	150
Havel	24096	115
Saale	24079	115
Mulde	7400	73
Eger/Ohre	5614	n.b.
Schwarze Elster	5541	n.b.
Elbe/Pegel Dresden		327
Elbe/Pegel Neu Darchau		720
Elbe/Pegel Cuxhaven		870



Abb. 3.1: Das Untersuchungsgebiet (Prange et al., 1997a; verändert).

Die Fließzeiten, die den Transport von gelösten und partikulär gebundenen Schadstoffen innerhalb des Flussbettes beeinflussen, liegen von der Moldau bis zur deutsch-tschechischen Grenze bei mittlerer Wasserführung bei 5 Tagen, von der Grenze bis zum Wehr Geesthacht bei 8 und von Geesthacht bis Cuxhaven unter Berücksichtigung der Tide bei 26 Tagen. Des Weiteren weist die Elbe hinsichtlich ihrer saisonalen Wasserführung ein Abflussregime des Regen-Schneetyps auf, d.h. ihre typischen Abflussspitzen liegen im Winter und Frühjahr (IKSE, 2003).

Der Wasserhaushalt des Elbeeinzugsgebietes wird maßgeblich durch das dort herrschende Klima und seine charakteristische regionale Ausprägung bestimmt. Es weist mit zunehmender Ausdehnung nach Osten eine steigende Kontinentalität auf. Die Jahresniederschläge liegen in den westlichen Teilen infolge der überwiegend von SW bis NW einfließenden Meeresluft im allgemeinen höher als im Osten des Elbeeinzugsgebietes. Sie liegen zwischen $< 450 \text{ mm a}^{-1}$ bei Halle und bei $> 1400 \text{ mm a}^{-1}$ im östlichen Erzgebirge. Die Jahresdurchschnittstemperaturen wiederum schwanken zwischen 0.4 °C in Sněžka und 11 °C bei Halle. Darüber hinaus treten typische Luv-/Lee-Effekte in den Höhenzügen der Region auf (Kunkel und Wendland, 1998; CHMI, 1999a; CHMI, 1999b).

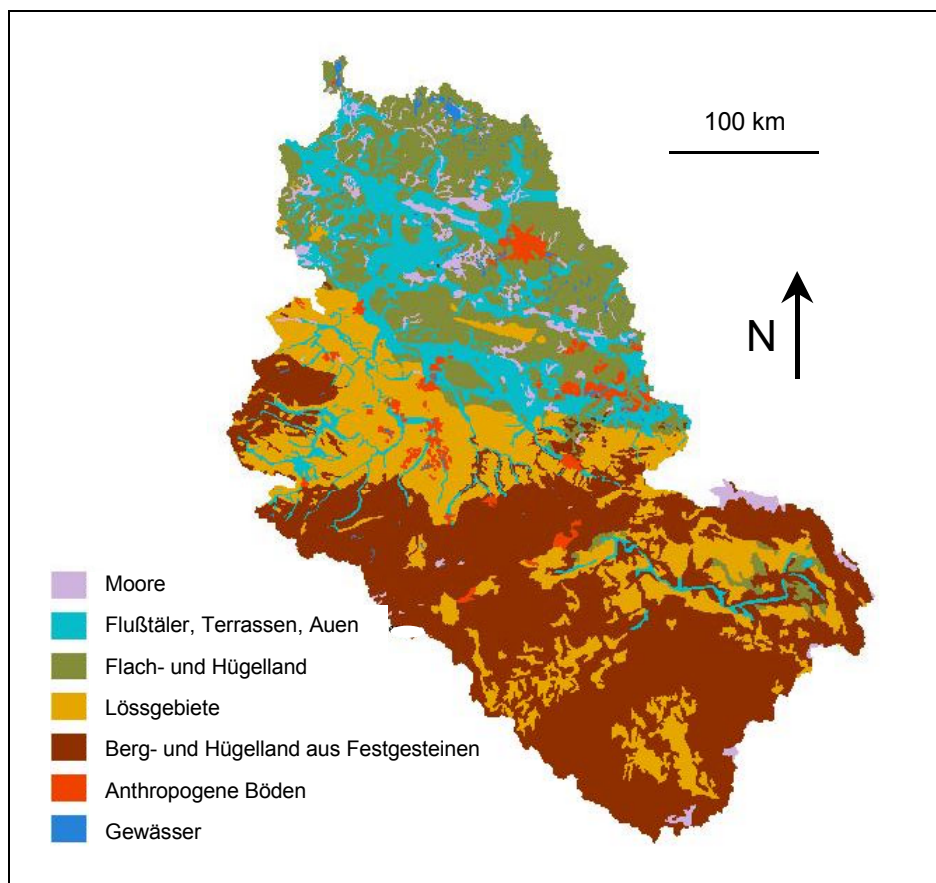
Zusätzlich zu den klimatischen Gegebenheiten beeinflussen die Geologie und Pedologie des Untersuchungsgebietes den Blei-Transport ins Gewässer. Die Geologie bestimmt die natürlichen Gehalte an Blei (sog. Hintergrundwerte, s. auch Zachmann, 2002) in den Böden: Die Elbe durchfließt auf ihrem Weg von der Quelle im Granit des Riesengebirges bis zur Mündung in die Nordsee zahlreiche geologische Formationen (geologische Karte, s. Abb. 7.1/Anhang). Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzungen und Mineralogie der Gesteine schwanken infolgedessen auch die geogenen Hintergrundwerte der Böden und Gewässer auf natürliche Weise in weiten Bereichen (s. Tab. 3.2; s. auch Kap. 3.2):

Tab. 3.2: Geogene Hintergrundwerte für Blei in Abhängigkeit vom Gestein (Datenquelle: Zachmann, 2002).

Gestein	Bleigehalt [ppm]
Schwarzschiefer	30
Granit	23 - 48
Tonschiefer	23
Sandstein	10
Kalkstein	5.7

Neben den geogenen Grundgehalten bestimmen des Weiteren die Bodeneigenschaften die Höhe des Bleitransportes vom Land ins Gewässer. Ton- und Humusgehalt können beispielsweise die

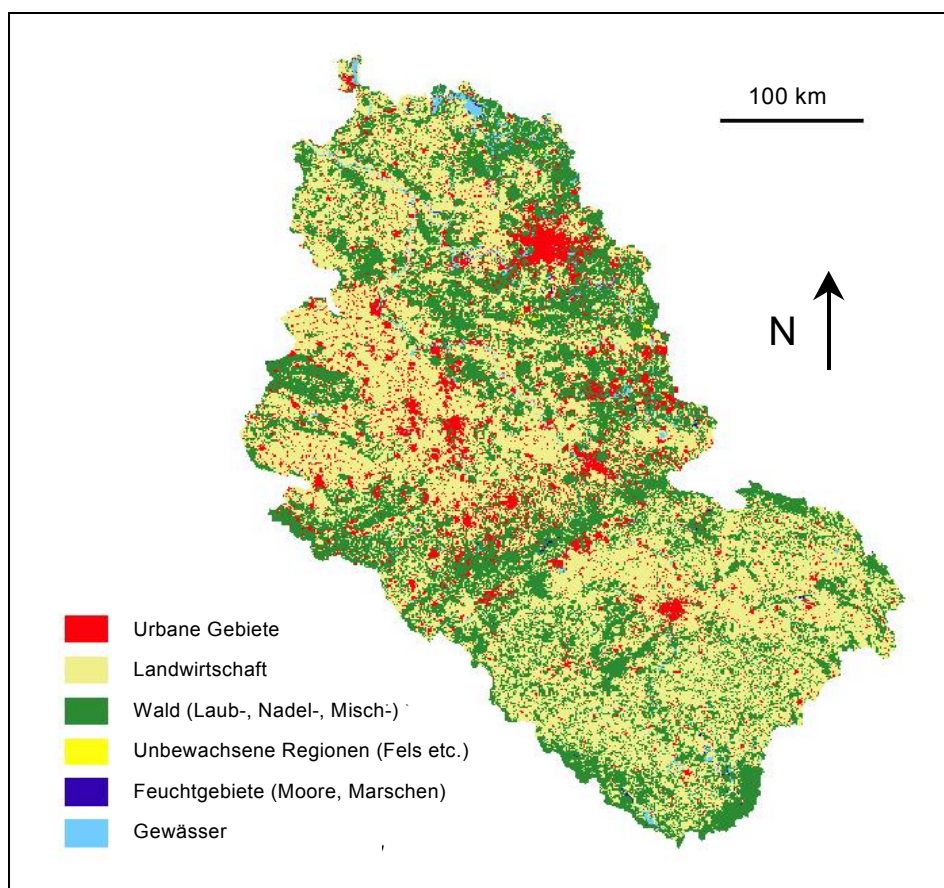
Sorptionsfähigkeit zu Schwermetallen oder die Tendenz zu Bodenabtrag stark beeinflussen. Die Bodenkarte (Karte 3.1) zeigt die Regionen, die aufgrund der Textur, also natürlicherweise, erosionsgefährdet sind. Hierbei fallen die besonders anfälligen Lössgebiete im Prager Becken, in Thüringen und Sachsen-Anhalt auf.



Karte 3.1: Bodenklassifizierung im Untersuchungsgebiet (Leitböden s. Tab. 7.5/Anhang; Datenquelle: Vink, 2002b).

Zusätzlich zu den naturgegebenen Faktoren wie Klima oder Boden werden die Stoffflüsse in der Umwelt nachhaltig durch den Menschen geprägt. Zum einen führt die hohe Bevölkerungszahl von 24.74 Mio. Menschen um die großen Ballungszentren, Industrieregionen und Verkehrsnetzen zu lokalen Belastungen. Zum anderen kann der Mensch durch den Eingriff in die Umwelt solche Prozesse auslösen, die den Transport von Schadstoffen in andere Umweltbereiche bewirken. Hier spielt vor allem die Landnutzung eine zentrale Rolle. Der Grad der Versiegelung oder der landwirtschaftlichen Nutzung kann die natürliche Neigung zur Erosion noch verstärken. Ein Beispiel bilden die Lössregionen Deutschlands und der Tschechischen Republik. Dort wird die starke Erosionsanfälligkeit durch die intensive Bewirtschaftung und die landwirtschaftlichen Großstrukturen

zusätzlich erhöht und der Stofftransport in die Gewässer gefördert. Karte 3.2 zeigt die Landnutzung im Untersuchungsgebiet. Es dominiert eine Kulturlandschaft aus Landwirtschaft (ca. 55 %) und Wäldern (ca. 30 %). Die großen urbanen Regionen im NO (Berlin/Brandenburg) und in der Mitte des Untersuchungsgebietes (Halle, Leipzig, Dresden) sowie die tschechischen Metropolen Prag und Karlsbad sind deutlich zu erkennen.



Karte 3.2: Landnutzung im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Vink, 2002b).

Die erläuterten Eigenschaften des Untersuchungsgebietes bilden neben anderen Parametern die Grundlage für die Berechnung des Bleieintrages in die Elbe. Im nächsten Kapitel werden die dazugehörigen Datensätze, die zur Anwendung des Transportmodells herangezogen werden, vorgestellt.

3.2 Datenaufbereitung und Datengrundlagen

Das Transportmodell METALPOL (Vink, 2002), das in der vorliegenden Arbeit verwendet wird, benötigt zahlreiche Parameter zur Berechnung des Bleitransportes. Neben den zeitunabhängigen,

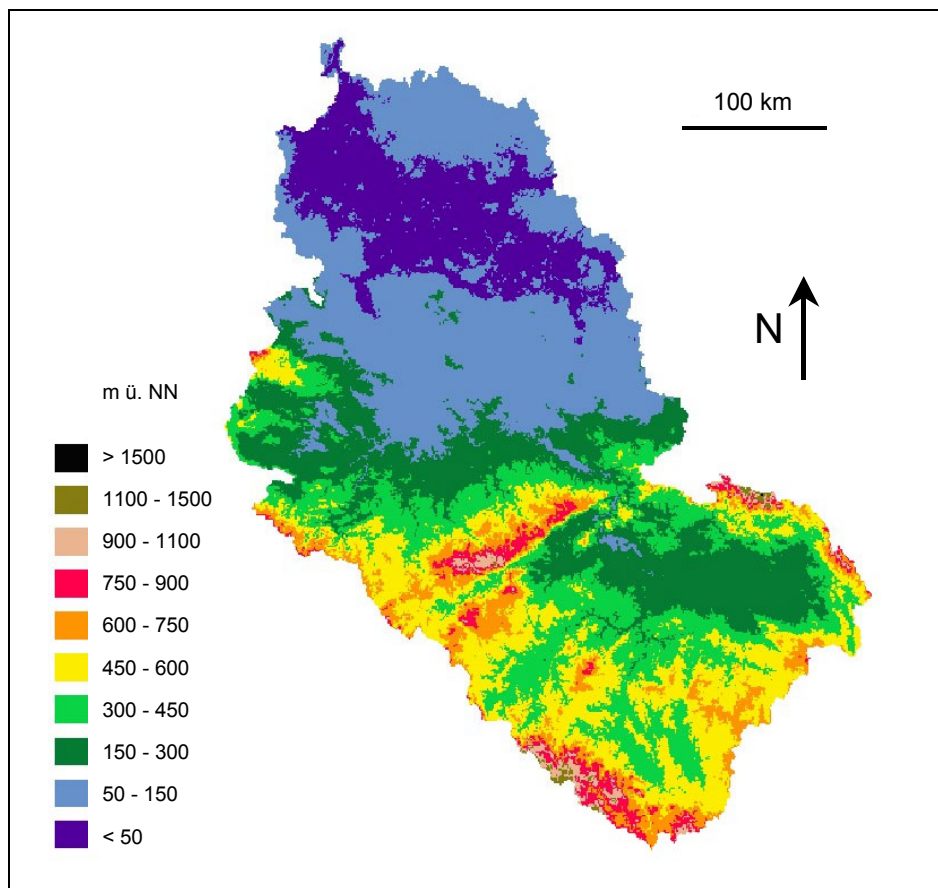
flächenhaft verteilten Daten (wie Topographie, Landnutzung und bodenkundliche Informationen), müssen für das Elbeinzugsgebiet auch Zeitreihen zur Verfügung stehen. Zu diesen zählen zum Beispiel meteorologische Daten und Bleidepositionsraten. Die meteorologischen Daten stellen Punktmessungen an ausgewählten Wetterstationen dar, die mehr oder weniger gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt sind. Da diese Informationen jedoch für jede Zelle benötigt wird, müssen die Stationsdaten auf die Fläche interpoliert werden. Zusätzlich sind bereits kalibrierte Parameter für die Modellierung notwendig.

Die verwendeten Daten und ihre Aufbereitung für die Modellierung des Bleitransportes in METALPOL werden im folgenden Kapitel 3.2.1 erläutert. Parallel dazu sollen bestimmte Parameter und deren Hintergründe im einzelnen näher beleuchtet werden. Da die Datenqualität einen hohen Einfluss auf die Güte der Modellergebnisse hat, erfolgt im Anschluss in Kapitel 3.2.2 eine Bewertung der Datengrundlagen.

3.2.1 Datengrundlagen

Digitales Höhenmodell (digital elevation model, DEM)

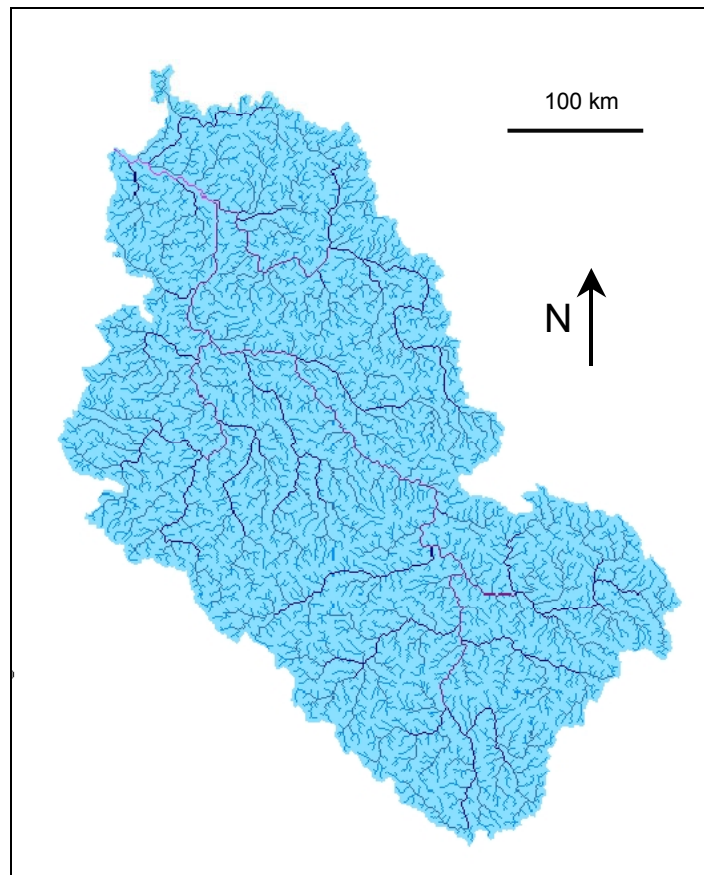
Neben den Digitalen Geländemodellen, die Information über die Topographie eines Gebietes beinhalten, dienen Digitale Höhenmodelle primär zur Darstellung und Speicherung der Geländehöhe. Sie sind aber auch Grundlage vieler weiterer Berechnungen und Anwendungen wie z. B. der Ableitung von Geländeneigungen und Fließwegen. DEMs können aus Digitalisierung topographischer Karten, Feldmessungen oder aus Luft- und Satellitenbildern abgeleitet werden. Das Digitale Höhenmodell, das in der vorliegenden Arbeit Grundlage für zahlreiche Berechnungen ist, wurde von Vink (2002b) zur Verfügung gestellt. Es wurde ursprünglich vom United States Geological Survey (USGS-EROS data centre) bezogen, und schließlich von Vink (2002) von einer Auflösung von 30"*30" in ein 1km²-Raster übertragen.



Karte 3.3: Digitales Höhenmodell des Untersuchungsgebietes (Datenquelle: Vink, 2002b).

Diese DEMs werden vielfach aufgrund lokaler Ungenauigkeiten, die z.B. die Generierung von Fließwegen maßgeblich beeinflussen können, weiteren Korrekturen unterzogen (z.B. „stream burning“; s. hierzu Vink, 2002). Für die vorliegende Arbeit war eine korrigierte Version des DEMs nicht verfügbar. Lokale Ungenauigkeiten müssen somit in Kauf genommen werden und bei der Ermittlung höhen- und neigungsabhängiger Variablen beachtet werden. Aufgrund der relativ hohen Auflösung der betrachteten Gebietsgröße ist jedoch davon auszugehen, dass die punktuellen Abweichungen nicht oder nur geringfügig ins Gewicht fallen. Insgesamt ist daher festzuhalten, dass das Digitale Höhenmodell für die vorliegende Aufgabenstellung eine ausreichende Näherung an die Topographie des Elbeeinzugsgebietes darstellt.

In der vorliegenden Arbeit wurde außerdem ein Datensatz verwendet, der aus dem Geländemodell abgeleitet wurde (über Vink, 2002b). Er gibt die Größe des Gebietes oberhalb einer bestimmten Zelle an, welches in diese bestimmte Zelle entwässert (sog. „upstream area“). Dieser Datensatz geht in die Erosionsberechnungen ein (Kap. 4.3.3a). Karte 3.4 zeigt das Flusssystem der Elbe (über Vink, 2002b).



Karte 3.4: Flussnetz des Untersuchungsgebietes (Datenquelle: Vink, 2002b).

Meteorologische Daten

Alle meteorologischen Daten wurden für den deutschen Teil vom Deutschen Wetterdienst (DWD, 2002) und für den tschechischen Teil des Elbeeinzugsgebiets vom Tschechischen Hydrometeorologischen Institut (CHMI, 2002) bezogen. Eine Übersicht über die meteorologischen Stationen bietet Abbildung 3.2. Tabelle 7.1/Anhang beinhaltet für die jeweilige Station die geographischen Koordinaten und die Höhenlage ü. NN. Die verfügbaren Datenzeiträume sind für die jeweiligen meteorologischen Größen in Tabelle 7.2–Tabelle 7.4/Anhang festgehalten.

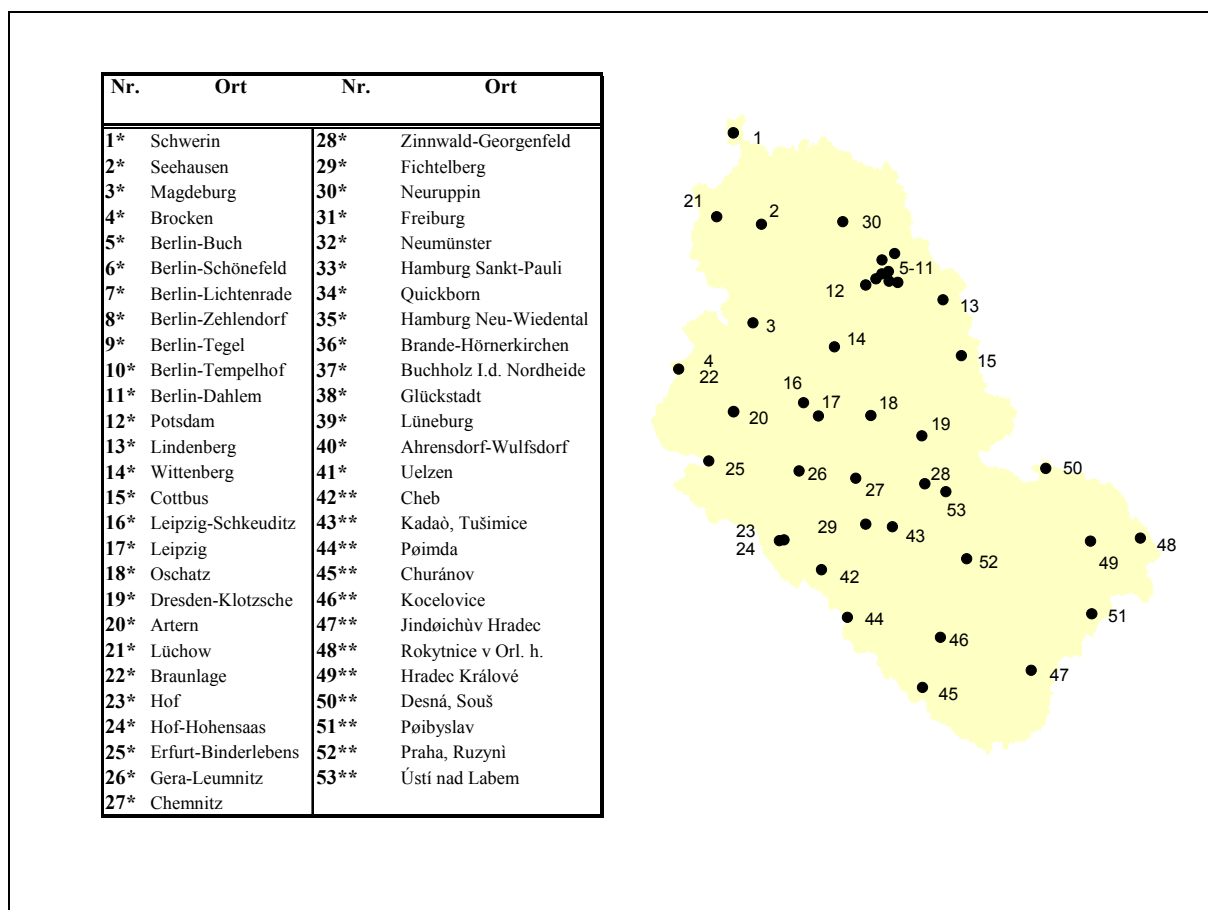


Abb. 3.2: Meteorologische Stationen und ihre Lage im Untersuchungsgebiet,(Datenquellen: *: DWD, 2002; **: CHMI, 2002).

Niederschlag

Die Niederschlagsdaten wurden als Tageswerte zur Verfügung gestellt. Zur Ermittlung des Gebietsniederschlages gibt es mehrere Verfahren, wie das Isohyeten-Verfahren (Verfahren der Linien gleicher Niederschlagshöhe), das Thiessenverfahren (Methode des nächsten Nachbarn) oder geostatistische Verfahren wie Kriging (Schöniger und Dietrich, 2002). In der vorliegenden Arbeit wurde die Methode nach Thiessen, das sog. Thiessen-Polygonverfahren verwendet. Es gehört zu den einfachsten Interpolationsverfahren und wird häufig zur Ermittlung von Gebietsniederschlägen herangezogen. Hierzu wird jeder Messstelle eine Fläche zugewiesen, die aus den Mittelsenkrechten auf die Verbindungsstrecken zu den benachbarten Stationen aufgebaut wird. Dieser gesamten Polygonfläche wird schließlich der Stationsmesswert zugeordnet. Diese Methode ignoriert die Unterschiede innerhalb des Polygons und setzt voraus, dass der Niederschlag im Polygon homogen ist (Schöniger und Dietrich, 2002; Bähr und Vögtle, 1999). Lokale Einflussgrößen innerhalb des Polygons werden vernachlässigt. Trotz dieser vereinfachten Annahme wird die Thiessen-Polygonmethode in weiten Bereichen angewandt und bringt auf der untersuchten Skala ausreichend

gute Ergebnisse (Rheineinzugsgebiet: Kwadijk, 1993; Asselman, 1997; Van Dijk und Kwaad, 1998; Elbe: Vink, 2002).

Da während der langen Zeitreihen Datenlücken auftraten und somit das Stationsnetz zeitlich variierte, musste das Messnetz monatlich auf Datenlücken kontrolliert und, falls notwendig, ein neues Polygonnetz erzeugt werden. Hierzu wurde das automatisierte Verfahren von Costa-Cabral (2002) angewendet, bei dem bei auftretenden Datenlücken an einer Station zur Erstellung des Thiessenpolygons die nächstgelegene Station verwendet wird.

Das Polygonverfahren wurde sowohl zur Niederschlags-Interpolation in der Wasserbilanz, als auch im Erosionsteil (R-Faktor, s. Kap. 4.3.1 bzw. hydrologischer Koeffizient H_c , s. Kap. 4.3.2) herangezogen.

Lufttemperatur

Wie die Niederschlagsdaten lagen auch die Angaben über die Lufttemperatur in täglicher Auflösung (Tagesmittelwerte) vor. Diese wurden jeweils in die benötigte Auflösung und Einheit transformiert. Zur Interpolation der Lufttemperatur wurde von Kwadijk (1993) in der Rheinstudie das Thiessen-Polygonverfahren verwendet. Collins (1996) untersuchte mehrere Verfahren zur Interpolation der Lufttemperatur in Abhängigkeit von der topographischen Höhe. Eine Interpolation durch Polynomregression erzielte jedoch die besten Ergebnisse. Abbildung 3.3 zeigt, dass im Elbeeinzugsgebiet die Abhängigkeit der Temperatur von der topographischen Höhe ebenfalls gut durch eine Polynomregression 3. Grades beschrieben werden kann. Aufgrunddessen wurde zur Interpolation der Lufttemperatur in der vorliegenden Arbeit dieses Verfahren angewendet.

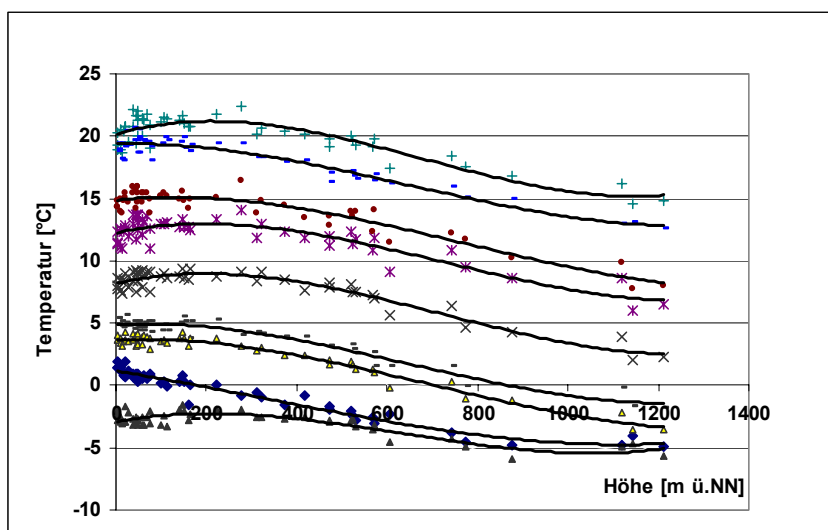


Abb. 3.3: Temperaturverlauf in Abhängigkeit der topographischen Höhe für das Untersuchungsgebiet (exemplarische Monate des Jahres 1995).

Sonnenscheindauer

Die Sonnenscheindauer lag als Tagessummen in Stunden vor und wird für die Wasserbilanz auch in dieser Auflösung benötigt. Da auch diese Angaben punktuelle Stationsmesswerte sind, stellte sich auch hier die Frage nach der geeigneten Übertragung auf die Fläche. Die Sonnenscheindauer, die an den Wetterstationen gemessen wird, ist von einigen Größen wie der geographischen Breite, dem lokalen Bewölkungsgrad und dem jeweiligen Untersuchungszeitpunkt im Jahr abhängig. Falls möglich, sollten diese Größen bei der Interpolation berücksichtigt werden. Da aber weder flächendeckende Informationen zum Bewölkungsgrad im Elbeeinzugsgebiet vorrätig sind, noch ein geeignetes Interpolationsverfahren zur Berücksichtigung der geographischen Breite und des Jahresganges zur Verfügung standen, musste in dem engen Zeitrahmen auf eine andere Methode zurückgegriffen werden. Für die vorliegende Arbeit wurde auch hier das Thiessenverfahren verwendet. Interpolierte Punkte repräsentieren somit die meteorologischen Eigenschaften der nächstgelegenen Stationen.

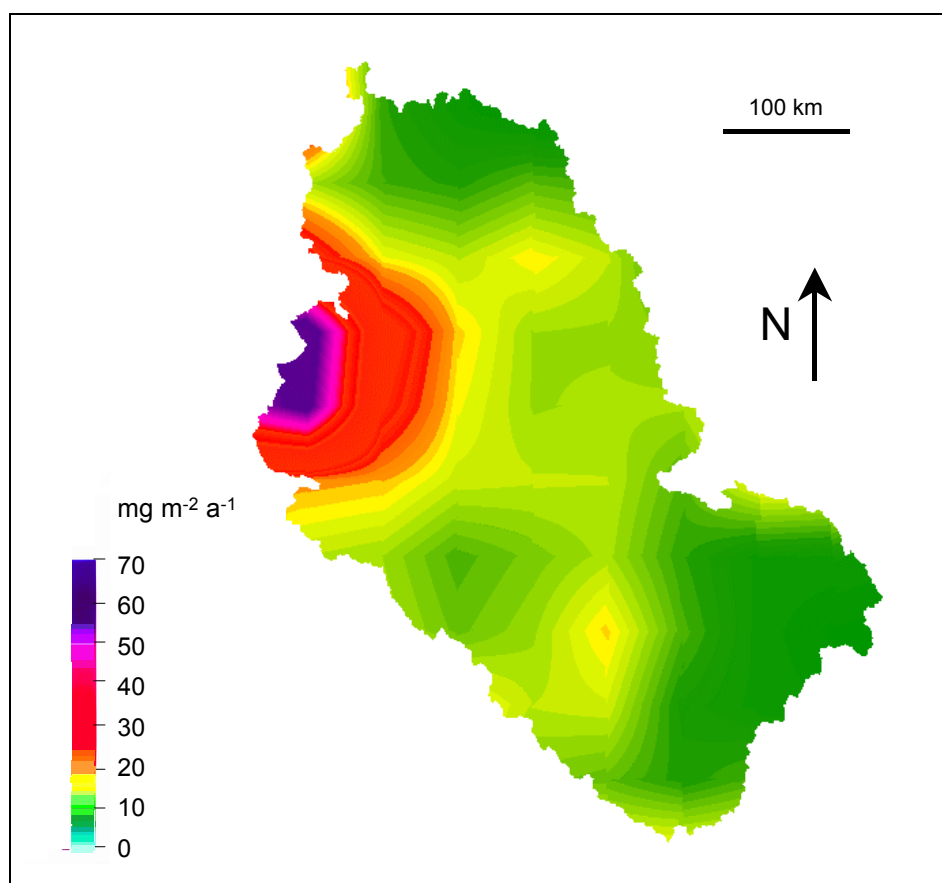
Depositionsraten

Die Depositionsraten von Blei im Elbeeinzugsgebiet wurden vom GKSS-Forschungszentrum zur Verfügung gestellt (über Costa-Cabral, 2002). Da die Depositionsraten den alleinigen Blei-Input im Modell darstellen und ihnen demnach ein starkes Gewicht zufällt, wird ihre Generierung durch das GKSS-Forschungszentrum hier detaillierter vorgestellt. Die Angaben sind dem Werk von von Storch et al. (2003) entnommen.

Die Blei-Depositionsraten basieren auf Literaturdaten zu Abschätzungen der Blei-Emission für die Jahre 1955, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995 in Europa. Hierfür wurden Emissionsfaktoren aus diversen Produktionstechniken und aus Bleigehalten verschiedener Roh- und Kraftstoffe, Industrieabgasen und -abwässern verwendet. Je nach Verfügbarkeit wurden neben statistischen Erhebungen auch Emissionsstudien der jeweiligen Umweltbehörden hinzugezogen. Diese Emissionsdaten wurden anschließend in ein Grid-Format übertragen und die Daten für die Übergangsjahre durch lineare Interpolation abgeleitet, wobei die Emissionen über das Jahr konstant gehalten wurden und Jahres- oder Saisonverläufe nicht betrachtet werden. Dies kann allerdings von Storch et al. (2003) zufolge teilweise zu Datenunsicherheiten für die Übergangsjahre führen, da kurzfristige Emissionspeaks nicht erfasst und reproduziert werden konnten. Die Bleiausstöße wurden schließlich in ein regionales Klimamodell (REMO), das mit einer räumlichen Auflösung von 0.5° und mit einer zeitlichen Auflösung von 1 Stunde läuft, gespeist, um ihre Verteilung in der Atmosphäre nachzuvollziehen. Das Regionalmodell basiert dabei auf großskaligen Klimarekonstruktionen des US National Centre for Environmental Prediction (NCEP) und wurde mithilfe einer optimierten Regionalisationsmethode abgeleitet (zur detaillierten Lektüre s. auch Feser et al., 2001; von Storch et al., 2003).

Zur Modellierung des atmosphärischen Bleitransportes wurde das Lagrange-Modell TUBES von Costa-Cabral verwendet, welches die Divergenz und Konvergenz von Windfeldern berücksichtigt und somit alle Emissionsquellen ohne Massenverlust miteinbezieht. Im Modell TUBES wird vorausgesetzt, dass Blei in der Atmosphäre inert und partikelgebunden transportiert wird. Bei der Deposition wurde sowohl die trockene als auch nasse Deposition (durch Niederschlag, d.h. Regen und Schnee) berücksichtigt, wobei die atmosphärische Bleikonzentration im mixing layer, die Depositionsgeschwindigkeit, Niederschlagsraten und die „scavenging efficiency“ („Reinigungseffizienz“ des Niederschlages) eine Rolle spielen. Des weiteren wurde aufgrund der großen Transportreichweite von partikelgebundenem Blei vorausgesetzt, dass nur 5 % des Bleis innerhalb der jeweiligen Emissionszelle verbleibt und dort abgesetzt wird.

Für die regionale Anwendung im Blei-Projekt wurden mittels bilinearer Interpolation die Depositionen (mit einer Auflösung von 0.5°) auf eine Auflösung von 1 km^2 und in Raster-Format transformiert (Costa-Cabral, 2002). Diese Daten dienten als Input in das Flussgebietsmodell METALPOL. Karte 3.5 zeigt die Bleideposition im Elbeeinzugsgebietes exemplarisch für das Jahr 1958.



Karte 3.5: Bleidepositionsraten im Untersuchungsgebiet im Jahr 1958 (Daten- und Abbildungsquelle: Costa-Cabral, 2002; verändert).

Hier wird die hohe Belastung des Harzes als Bergbaugebiet und die weitreichende Kontamination durch den Windtransport deutlich. Aber auch die Metropolen Berlin und Prag sowie der Einfluss Hamburgs im NW sind durch erhöhte Luftbelastung zu erkennen. Relativ geringe Depositionsraten finden sich im Oberlauf der Elbe (SO des Untersuchungsgebiets) und im Norden (Mecklenburg-Vorpommern).

Bodendaten

Für die Modellierung des Bleitransportes sind Informationen über die Bodeneigenschaften im Einzugsgebiet unerlässlich. Der Boden fungiert zum einen als Speicher in der Wasserbilanz, in der die Abflussbildung direkt von Bodenwassergehalt kontrolliert wird (Kap. 4.2.2). Zum anderen repräsentiert der Boden eine Senke für Nährstoffe und Schwermetalle wie Blei (Kap. 2.1) und spielt die zentrale Rolle im Modellteil „Bodenmassenbilanz“ (Kap. 4.4.2). Physikalische wie chemische Bodenparameter (z.B. Textur und Humusgehalt) kontrollieren die Akkumulation und den Transport über Erosion und Abfluss und sind infolgedessen ein wichtiger Teil im Gesamtmodell METALPOL.

Bodenkundliche Karte

Grundlegende Bodeneigenschaften wie Textur, Bodenmächtigkeit, Humus- und Nährstoffgehalt sind in der digitalisierten Bodenkarte Deutschlands BÜK1000 der BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 1995) und der Tschechischen Republik (ISWC, 1999) im Maßstab 1:1000000 zusammengefasst. Dort sind die Bodentypen in 71 Unterklassen unterteilt, die der Übersicht halber in die 6 Hauptbodentypen gemäß der BÜK1000 zusammengefasst wurden (s. auch Karte 3.1 und Tab. 7.5/Anhang). Für die Modellrechnungen wurde zum Erreichen möglichst hoher Genauigkeit die Unterklassifizierung verwendet.

Die Bodenkarte des gesamten Elbeeinzugsgebietes, der Anhang der BÜK1000 sowie die Daten zur maximalen pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge Θ_{MAX} (available water capacity, AWC), die in der Wasserbilanz (Kap. 4.2.2) benötigt werden, wurden von Vink (2002b) digital zur Verfügung gestellt. Die AWC schwankt von < 50 mm bei Sanden (kleine nutzbare Feldkapazität) bis > 150 mm bei Lössböden (hohe nutzbare Feldkapazität), die mittlere AWC des Untersuchungsgebietes liegt bei 115 mm (Weiterführendes zur AWC s. auch Groenendijk (1989) und Batjes (1996)).

Die Humus-, Ton- und Schluffgehalte für die Ableitung der K-Faktoren der einzelnen Bodenarten (Kap. 4.3.1) wurden dem Anhang der BÜK1000 entnommen.

Hintergrundwerte von Blei in Böden

Vink (2002) stellte eine Datensammlung von Hintergrundwerten von Schwermetallen in Böden des Elbeeinzugsgebietes zusammen. Hierzu wurden die Angaben über mittlere geogen bedingte Schwermetallgehalte (s. auch Kap. 3.1) von unterschiedlichen Landesämtern bezogen, wobei

allerdings keine weitere Differenzierung nach Bodentypen stattfand. Dieser Datensatz war auch in der vorliegenden Arbeit Grundlage der Berechnungen (über Vink, 2002b; s. Tab. 3.3). Die Hintergrundwerte sind für jede Region konstant. Die nach Bodentypen unterschiedlich starke Sorption wurde währenddessen durch die Kopplung mit dem Verteilungskoeffizienten (s. nächster Abschnitt) berücksichtigt. Die Werte aus Tab. 3.3 gehen als initialisierenden Größen zur Bodenkonzentration vor dem ersten Zeitschritt in die Bodenmassenbilanz ein.

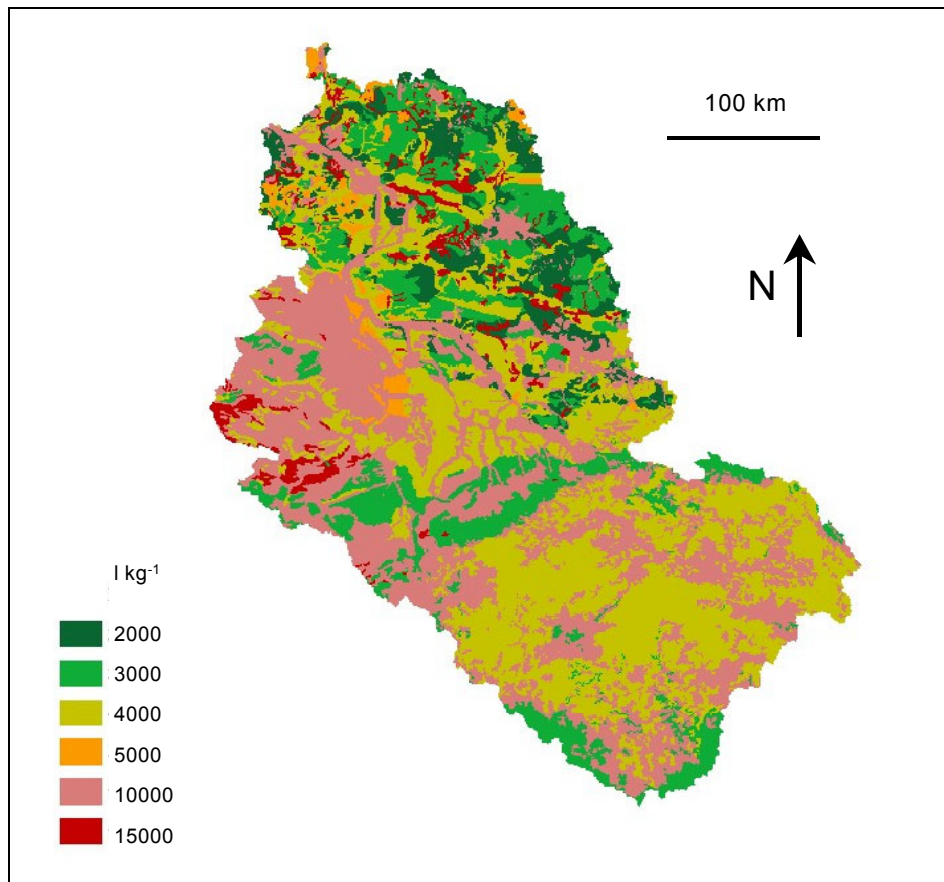
Tab. 3.3: Mittlere geogene Grundbelastung der Böden der betroffenen Bundesländer und der Tschechischen Republik (Datenquelle: Vink, 2002).

Region	Hintergrundwert [mg kg ⁻¹]
Brandenburg	11.5
Hamburg	13.5
Mecklenburg-Vorpommern	16.7
Niedersachsen	26.2
Sachsen	28.0
Sachsen-Anhalt	26.8
Schleswig-Holstein	13.5
Thüringen	31.8
Tschechische Republik	19.6

Verteilungskoeffizient

Blei besitzt eine sehr geringe Löslichkeit und wird in Abhängigkeit des Ton- und Humus-Gehaltes des Bodens mehr oder weniger stark im Bodenkompartment sorbiert (Kap. 2.1). Als Maß für die Sorptionsstärke eines Stoffes in den unterschiedlichen Böden des Elbeeinzugsgebiets bzw. für seine Löslichkeit im Bodenwasser wird in METALPOL der Verteilungskoeffizient nach *Henry* herangezogen. Er beruht auf der Annahme, dass bei konstanter Temperatur ein linearer Zusammenhang zwischen Lösungskonzentration und der adsorbierten Menge des betrachteten Stoffes besteht. Neben den komplexeren Adsorptionsisothermen nach *Langmuir* und *Freundlich*, die zur Gleichgewichtsberechnungen dynamischerer Stoffe herangezogen werden, ist für das inerte Schwermetall Blei der einfache Henry-Ansatz auf der betrachteten Skala gut geeignet (Alloway, 1999; Fahrenhorst, 1993).

Karte 3.6 zeigt die Verteilungskoeffizienten von Blei im Elbeeinzugsgebiet (über Vink, 2002b). Die Löslichkeit steigt mit sinkendem Verteilungskoeffizienten. Relativ hohe Blei-Löslichkeit finden sich in den ton- und humusärmeren Böden des Hügellandes und der Höhenzüge, hoher Blei-Rückhalt hingegen in humusreichen Histosolen, Auenböden und in den fein-textuierten Lössregionen.



Karte 3.6: Lineare Verteilungskoeffizienten für Böden im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Vink, 2002b).

Landnutzung

Die Landnutzung hat Einfluss auf den Wasserhaushalt und den Transport von Stoffen über die Landoberfläche. Breite Wasserflächen und Wälder haben beispielsweise eine größere Verdunstungskapazität als Weiden und Brachland und verändern folglich die für die Abflussbildung verfügbare Wassermenge. Weiterhin spiegelt sich eine unterschiedliche Landnutzung auch in den Erosionsraten wieder, was besonders in den ackerbaulich genutzten Regionen im Gegensatz zu bewaldeten Gebieten deutlich wird.

Landnutzungskarte

Für die vorliegende Studie wurde die Landnutzungskarte der Europäischen CORINE-Datenbank (Statist. Bundesamt, 1997; über Vink, 2002b) verwendet (s. Karte 3.2). Dort sind die unterschiedlichen Landnutzungsformen in 28 Klassen (sog. CORINE landuse types, Nomenklatur; über Klein, 2002; s. Tab. 7.6 und Tab. 7.7/Anhang) eingeteilt und kodiert. Für die Nutzung in METALPOL wurde diese

Landnutzungskarte mit dem ursprünglichem Maßstab 1:100000 in ein 1 km²-Raster übertragen (Vink, 2002).

Landnutzungsfaktor C_{CROP}

Die Landnutzung bestimmt u.a. die potentielle Evapotranspiration, die zur Erstellung der Wasserbilanz und zur Berechnung des Bleitransportes über Direktabfluss notwendig ist (Kap. 4.2). Diese unterschiedlichen Einflüsse auf die Verdunstungshöhen werden in METALPOL durch den empirischen Landnutzungsfaktor C_{CROP} ausgedrückt. Die Faktoren wurden von Vink (2002) für das Elbeinzugsgebiet in METALPOL kalibriert und für die vorliegende Anwendung zur Verfügung gestellt (s. Tab. 3.4; über Vink, 2002b). Der Landnutzungsfaktor C_{CROP} bewirkt entweder eine Herabsetzung ($C_{CROP} < 1$) oder eine Verstärkung der Verdunstung ($C_{CROP} > 1$). In Tabelle 3.4 wird die hohe potentielle Evapotranspiration durch die große Verdunstungsfläche von Vegetation deutlich.

Tab. 3.4: Landnutzungsfaktoren C_{CROP} (Datenquelle: Vink, 2002b).

Landnutzung	C_{CROP} [-]
urbane Gebiete	0.8
Landwirtschaft	1.1
Wald	1.3
Feuchtgebiete	0.9
Gewässer	0.6
unbewachsene Regionen	0.5

Koordinatentransformation

Die verwendeten Datensätze lagen in unterschiedlichen geographischen Projektionen vor, die zur gemeinsamen Anwendung in METALPOL auf ein gemeinsames Koordinatensystem gebracht werden mussten. Die notwendige Koordinatentransformationen wurden mithilfe der Software DIDGER Version 3.01 (Goldensoftware, 2001) durchgeführt. Hierbei wurden die Daten aus konisch-konformer Lambert Projektion in der Einheit [m] in ein sphärisches zylindrisches Koordinatensystem in [°] (Grad) übertragen. Dabei kann angenommen werden, dass aufgrund der hohen Auflösung von 1 km² und der unter globalen Gesichtspunkten relativ geringen Ausdehnung des Untersuchungsgebietes eine Verzerrung der Datenpunkte nicht ins Gewicht fällt und vernachlässigt werden kann. Abbildung 3.4 zeigt die Unterschiede zwischen konisch-konformer Lambert-Projektion und geographischen Koordinatensystem (s. auch Bähr und Vögtle, 1999).

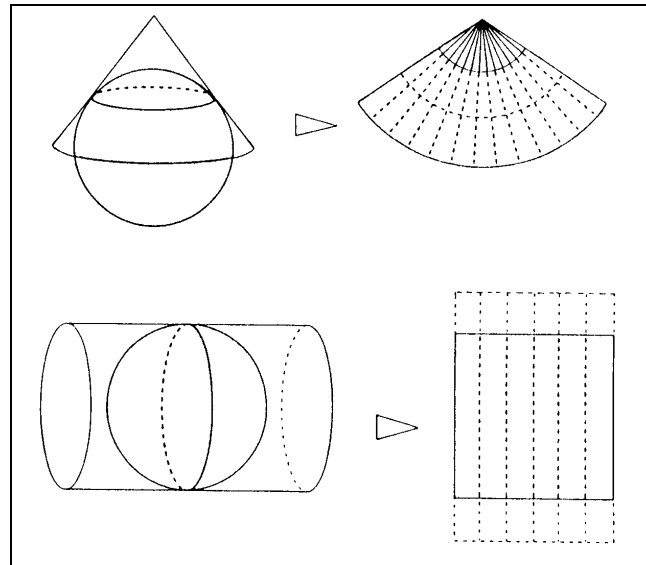


Abb. 3.4: Prinzip der konisch-konformen Lambert-Projektion (oben) und des sphärisch-zylindrischen Koordinatensystems (unten) (Bähr und Vögtle, 1999).

3.2.2 Zusammenfassende Bewertung der Datengrundlagen

Die Güte der Daten ist bei der Diskussion und Beurteilung von Modellergebnissen von großer Wichtigkeit. Dementsprechend steht im folgenden die Datenqualität, wie sie für die vorliegende Arbeit verfügbar war, im Mittelpunkt. Die jeweiligen Einschränkungen sollten bei Betrachtung der Modellergebnisse berücksichtigt werden (s. auch Kap. 3.2.1). Es ist grundsätzlich anzumerken, dass in der Forschung und Wirtschaft konstant Anstrengungen unternommen werden sollten, Daten für vergangene Jahrzehnte zu rekonstruieren und zur Verfügung zu stellen. Dies ist für die Modellierung von physiko-chemischen und sozio-geographischen Wechselwirkungen, deren Auswirkungen auch heute noch spürbar und für die Zukunft wichtig sind, von großer Bedeutung.

Bei der räumlichen Ausdehnung des Einzugsgebietes sowie dem langen Untersuchungszeitraum kommt es zu Datenungenauigkeiten, die überwunden werden müssen.

Dies trifft im zeitlichen Aspekt weniger für die zeitunabhängigen, flächendeckenden Daten zum Boden und zur Topographie zu. Eine signifikante Änderung dieser Größen tritt nur über Jahrhunderte auf. Es kann allerdings zu geringen Ungenauigkeiten beim Faktor „Landnutzung“ kommen. Für den Zeitraum von 38 Jahren ist für das Elbeeinzugsgebiet nur eine Landnutzungskarte verfügbar, die die Veränderungen von 1958 bis in die 90er Jahre nicht abbildet. Für eine genauere Betrachtung müssten rekonstruierte Landnutzungskarten für den gesamten Untersuchungszeitraum über das

Elbeeinzugsgebiet zur Verfügung stehen. Für einen ersten Einblick ist die CORINE Karte jedoch ausreichend.

Unsicherheiten sind ebenfalls mit den Zeitreihen (den Depositionsraten und den meteorologischen Datensätzen) verbunden (s. auch Kap. 3.2.1). Hinsichtlich der meteorologischen Größen wurden Messwerte des DWD und des CHMI denjenigen Daten vorgezogen, die aus Klimarekonstruktionen (nach dem Modell REMO) abgeleitet wurden und ebenfalls zur Verfügung standen (Feser, 2002). Es ist davon auszugehen, dass die interpolierten „harten Daten“ der Wetterstationen von höherer Genauigkeit sind als Modellergebnisse des Modells REMO (hier: Modellunsicherheit und notwendige Interpolation).

Die meteorologischen Stationen sind relativ gleichmäßig über das Einzugsgebiet verteilt. Durch die Anwendung von Interpolationsverfahren, die sich für die Wasserbilanzmodellierung auf Einzugsgebietsebene bewährt haben, wurde eine möglichst gute Datenrepräsentativität für jede Zelle angestrebt. Dennoch sind die interpolierten Werte nur Annäherungen an die tatsächlich vorhandenen meteorologischen Größen und sind je nach Interpolationsmethode mit mehr oder weniger großen Unsicherheiten behaftet. Die Anzahl der Stationen ist ebenfalls von Bedeutung und kann die Ungenauigkeiten verstärken. Um die Datendichte zu erhöhen, wurden zusätzlich Wetter- und Klimastationen hinzugezogen, die außerhalb des Untersuchungsgebiets lagen.

Allerdings können für den langen Untersuchungszeitraum von 38 Jahren und die monatlichen Zeitschritte des Wasserbilanzmodells Datenlücken nicht vermieden werden. Diese werden beispielsweise durch Ausfall von Messsystemen oder Neuerstellung, Aufgabe und Verlegung der Stationen hervorgerufen. Hinzu kommt, dass die meteorologischen Daten noch nicht komplett für den langen Zeitraum in digitaler Form verfügbar sind. Dies ist bei den Daten des Tschechischen Wetterdienstes (CHMI) der Fall. Hier konnten Stationsdaten erst ab dem Jahre 1961 gestellt werden, was zu zusätzlichen Datenungenauigkeiten in dem Zeitraum 1958–1960 führt.

Das gleiche Problem besteht bzgl. der Depositionsraten. Emissionsabschätzungen und genaue Depositionsraten sind nur im Abstand von 5–10 Jahren verfügbar. Die Übergangsjahre wurden für die Depositionen interpoliert. Demzufolge können jährlich auftretende Peaks in diesen Zeiträumen nicht erfasst werden (von Storch et al., 2003).

In diesem Kapitel wurde das Untersuchungsgebiet und die Datengrundlagen für die vorliegende Arbeit vorgestellt. Auf Basis dieser Daten erfolgt mithilfe des Schwermetalltransportmodells METALPOL (Vink, 2002) die Rekonstruktion des jährlichen Bleitransportes von 1958–1995 im Elbeeinzugsgebiet. Das verwendete Modell wird nun im folgenden Kapitel 4 beschrieben.

4 DAS MODELL METALPOL

Der jährliche Bleieintrag im Elbeeinzugsgebiet wird in der vorliegenden Arbeit mit dem Modell METALPOL (Vink, 2002) berechnet. Es wurde aus folgenden Gründen gewählt:

- Es ist ein Schwermetalltransportmodell, das den Transport aus der Atmosphäre und vom Land ins Gewässer impliziert.
- Es ist explizit für die Anwendung auf Einzugsgebietsebene ($> 500 \text{ km}^2$) ausgelegt.
- Es ist explizit für die langfristige Transportberechnung ausgelegt und läuft in jährlichen Zeitschritten.
- Es wurde eine umfangreiche Datenbasis erstellt. Die Daten sind relativ leicht beschaffbar und kalibrierte Parameter sind verfügbar.
- Es wurde für das Elbeeinzugsgebiet entwickelt und bereits angewendet.

In diesem Kapitel erfolgt die Beschreibung des Modellaufbaus und die detaillierte Darstellung der Rechenschritte, mit denen die Transportwege „Direktabfluss“ und „Erosion“ ermittelt werden. In Kapitel 4.1 wird das Modell METALPOL als Gesamtheit vorgestellt und die Anpassungen von METALPOL für die vorliegende Arbeit erläutert. Anschließend werden in Kapitel 4.2 und 4.3 die Teilmodelle „Direktabfluss“ und „Erosion“ getrennt behandelt. Sie laufen anfänglich unabhängig voneinander. In Kapitel 4.4 wird der abschließende Modellteil der Bodenmassenbilanz, in dem die beiden Teilmodelle Erosion und Direktabfluss zusammenlaufen, und die Berechnung der dritten Eintragsquelle – der direkten Deposition in den Gewässerkörper – dargestellt. Das Kapitel 4.4 wird dann mit der Endberechnung des totalen Bleieintrages (Transportwege Erosion, Direktabfluss, direkte Deposition) abgeschlossen.

4.1 Einführung in das Modell METALPOL

Das Modell METALPOL wurde für die Anwendung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie konzipiert und dient der Quantifizierung von Schwermetallflüssen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten. Mithilfe von METALPOL können Schwermetallflüsse und -transporte für Großeinzugsgebiete von Jahr zu Jahr rekonstruiert und quantifiziert werden (Vink, 2002). Es besteht aus mehreren hintereinandergeschalteten Teilmodellen, die empirisch-konzeptionell aufgebaut sind.

In METALPOL wird der Transport von Wasser und Schwermetallen von ihrer Quelle zum Flussnetz in Abhängigkeit von meteorologischen, hydrologischen, pedologischen u.a. Faktoren bestimmt. Die drei Hauptkomponenten der Stoffflüsse, die in METALPOL Berücksichtigung finden, sind (Vink, 2002):

- Schwermetallemissionen in das Flusseinzugsgebiet (Punkt- und diffuse Quellen),
- Wasserflüsse innerhalb des Flusseinzugsgebietes, d.h. Wasserbilanzerstellung inkl. Abflussbildung,
- Schwermetallflüsse innerhalb des Flusseinzugsgebietes.

Grundsätzlich werden in METALPOL mehrere Eintragsquellen unterschieden, wobei zunächst mithilfe von statistischen Erhebungen und empirischen Gleichungen eine Unterteilung in Punkt- und diffuse Quellen vollzogen wird. Erstere stellen genau lokalisierbare Einträge dar, wie Einleitungen aus Industrie oder Wasseraufbereitungsanlagen. Diffuse Quellen hingegen sind flächenhaft, wie beispielweise atmosphärische Deposition, Düngerapplikationen oder Abwässer von versiegelten Flächen (Vink, 2002). Darüber hinaus findet eine Unterteilung in direkte und indirekte Einträge statt. Zusammenfassend finden als Emissionsquellen u.a. der Eintrag aus atmosphärischer Deposition, Industrie und deren Abwässern, Schiff- und Autoverkehr, Kläranlagen und Verwendung von Düngemitteln und Gülle auf Ackerland Berücksichtigung.

Auf Basis dieser Differenzierung werden die jährlichen totalen Schwermetalleinträge ermittelt. Das Gesamtkonzept von METALPOL ist in Abbildung 4.1 dargestellt und verdeutlicht die Einteilung der Emissionsquellen und Stoffflüsse im Modell.

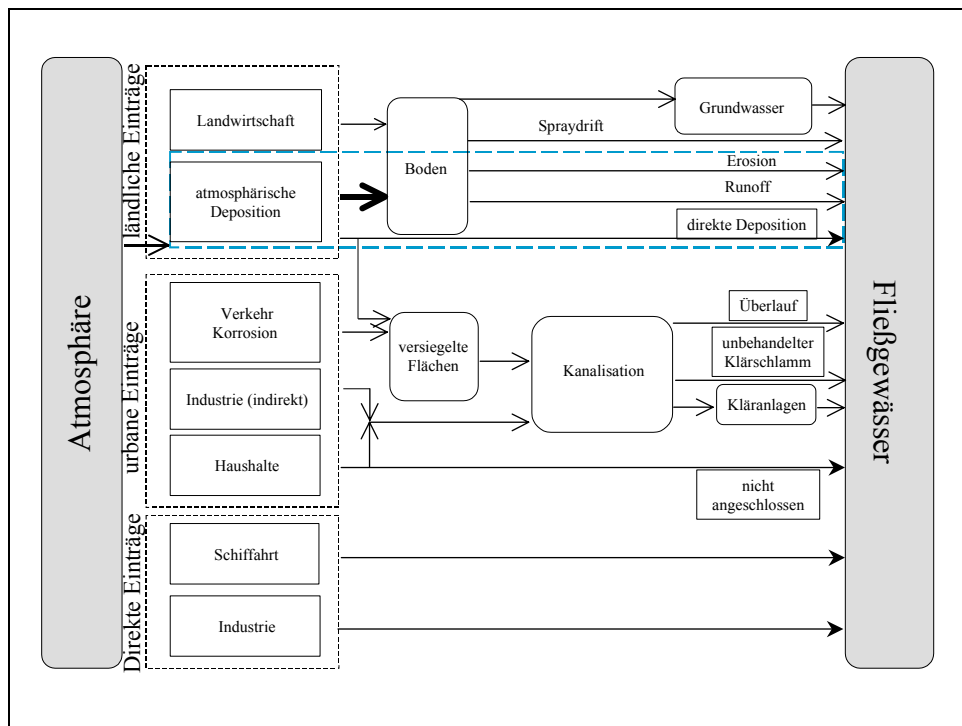


Abb. 4.1: Modellkonzept von METALPOL zur Bestimmung von Schwermetallemissionen (gefüllte Pfeile: direkte Einträge; ungefüllt: indirekte Einträge; blauer Kasten: Modellteil der vorliegenden Arbeit) (Vink, 2002; verändert).

Die blaue Markierung in Abbildung 4.1 hebt den Teil von METALPOL hervor, der in der vorliegenden Arbeit verwendet wird. Da hier nur der Eintrag aus atmosphärischer Deposition berücksichtigt wird (s. auch Kap. 1), wird zur näheren Studie der nicht einbezogenen Quellen auf das Werk von Vink (2002) verwiesen. Sie bleiben der Vollständigkeit halber daher nur kurz erläutert.

Für die vorliegende Arbeit wird METALPOL an folgenden Punkten modifiziert:

- Das Modell wird auf die Modellierung der Transportpfade Direktabfluss und Erosion sowie direkte atmosphärische Deposition reduziert. Weitere Transportwege und Quellen finden keine Berücksichtigung (s. Kap. 2.1 und Abb. 4.2).
- Der Bleitransport über Erosion und Direktabfluss wird gemäß des Modellkonzeptes und der Datengrundlagen von METALPOL nur für *landwirtschaftliche Nutzflächen* ermittelt. Der Erosionseinfluss von Wäldern und anderen Landnutzungen wird in METALPOL als gering eingestuft und nicht miteinbezogen. Zusätzliche Abschätzungen über den Eintrag aus versiegelten, *urbanen Gebieten* über Oberflächenabfluss für einen festen Zeitraum werden der Arbeit von Vink (2002) entnommen (mittlerer Bereich, s. Abb. 4.1).
- Es wird nur der *Eintrag* in die Elbe berechnet. Eine Abschätzung der transportierten Menge bzw. des Rückhalts von Blei *innerhalb* des Flussnetzes ist nicht Gegenstand dieser Arbeit.
- Es wird auf die GIS-Anwendung verzichtet. METALPOL ist auf Rasterbasis aufgebaut, d. h. die Daten (z. B. Geländehöhe oder Niederschlagsmenge) sind in einer Matrix aus quadratischen, gleichgroßen Zellen der gewählten Auflösung in Reihen und Spalten eines Koordinatensystems angeordnet. Die Verknüpfung unterschiedlicher Informationen (d.h. mehrerer Datenmatrizen) des Untersuchungsgebietes erfolgt durch mathematische Rechenoperationen, die in der vorliegenden Arbeit mit der Programmiersprache FORTRAN erstellt werden, über die jeweiligen Reihen und Spalten.

Das Konzept der Transportmodellierung der vorliegenden Arbeit ist in Abbildung 4.2 dargestellt.

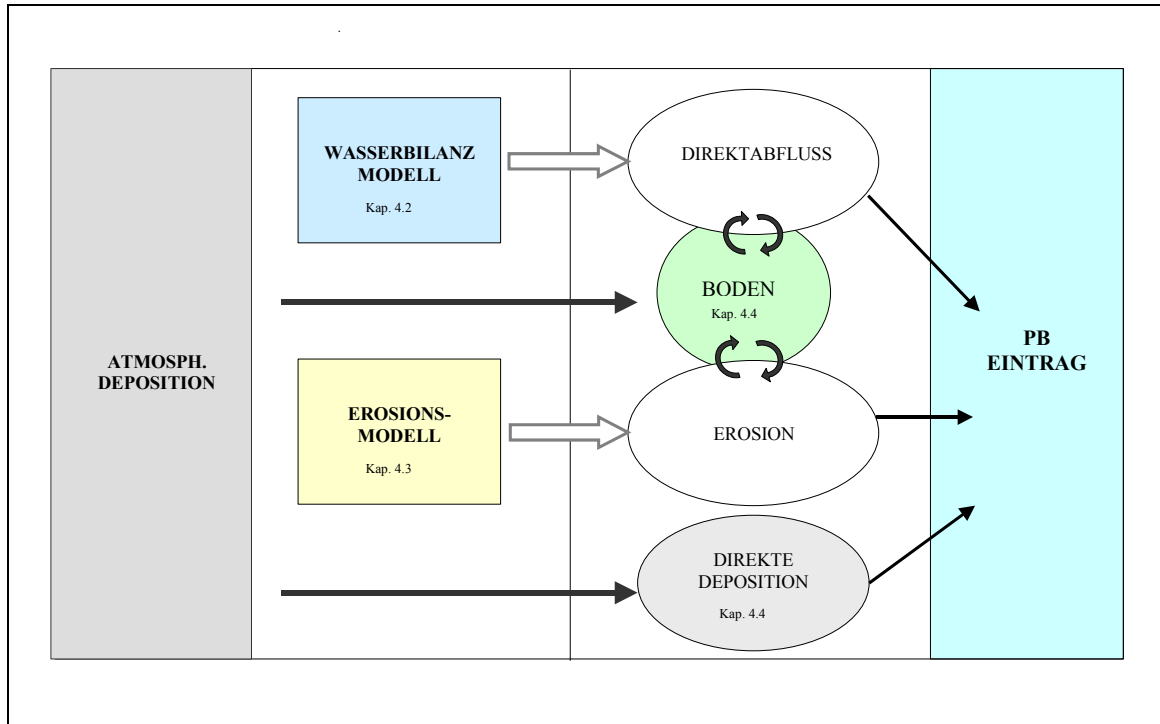


Abb. 4.2: Konzept der modifizierten Modellerstellung von METALPOL.

Gelöster und partikelgebundener Transport werden demnach zentral über eine Massenbilanz im Bodenkompartment berechnet, wobei der Input die atmosphärische Deposition und der Output die jeweils abtransportierte Menge gelösten und partikelgebundenen Bleis darstellen (s. Kap. 4.4.2). Hierbei ist der Transport von *gelösten* Schwermetallen an eine empirische Wasserbilanz gekoppelt, die die Schwermetallflüsse über den Direktabfluss (und den hier nicht berücksichtigten Grundwasserpfad) kontrolliert (Abb. 4.2 oben). Die Berechnung des *partikelgebundenen* Transports erfolgt über einen empirischen Erosionsteil, der von der Wasserbilanz unabhängig ist. Diese beiden Transportwege laufen schließlich im Kompartiment Boden zur Erstellung der Massenbilanz zusammen (Kap. 4.4.2). Der Eintrag über direkte Deposition wird separat berechnet (Kap. 4.4.1) und mit gelösten und partikulär transportierten Blei zum totalen jährlichen Bleieintrag aufsummiert:

$$Pb_{TOT,i,t} = Pb_{FAST,i,t} + Pb_{EROS,i,t} + Pb_{DDEPO,t} \quad \{1\}$$

- $Pb_{TOT,i,t}$ = totaler Bleieintrag, der aus jeder Zelle i zur Zeit t ins Gewässer gelangt [$t a^{-1}$]
- $Pb_{FAST,i,t}$ = Bleieintrag über Direktabfluss aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t a^{-1}$]
- $Pb_{EROS,i,t}$ = Bleieintrag über Erosion aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t a^{-1}$]
- $Pb_{DDEPO,t}$ = Bleieintrag aus direkter Deposition ins Gewässer [$t a^{-1}$]

(Zur genauen Studie der Teilmodelle s. Kap. 4.2 (Direktabfluss), Kap. 4.3 (Erosion) und Kap. 4.4 (Bodenmassenbilanz und direkte Deposition)).

METALPOL läuft in einem Grundzeitschritt von einem Jahr und mit einer räumlichen Auflösung von 1 km². Dabei ist das Modell so konzipiert, dass das pro Zelle abtransportierte Schwermetall das Flusssystem Elbe innerhalb dieses Zeitschrittes erreicht. Weiterhin ist hervorzuheben, dass es aufgrund seiner betrachteten Prozessvariablen und Teilmodelle nur für Regionen größer als 500 km² anwendbar ist (Vink; 2002). Die Modell- und Parameterwahl für großskalige (großräumige) Flussgebietsmodellierung wurde in Kapitel 2.2 bereits diskutiert.

4.2 Modellierung des Bleieintrages über Direktabfluss

In diesem Kapitel erfolgt die Darstellung des Modellteils für den Bleieintrag über die gelöste Phase (mit dem Direktabfluss). Abbildung 4.3 verdeutlicht den Aufbau dieses Teilmodells und die Strukturierung des Kapitels 4.2. (Aufgrund der ausgeschlossenen Grundwasserkomponente wird die Darstellung in Kapitel 4.2.3 auf den relevanten Direktabflussteil beschränkt.)

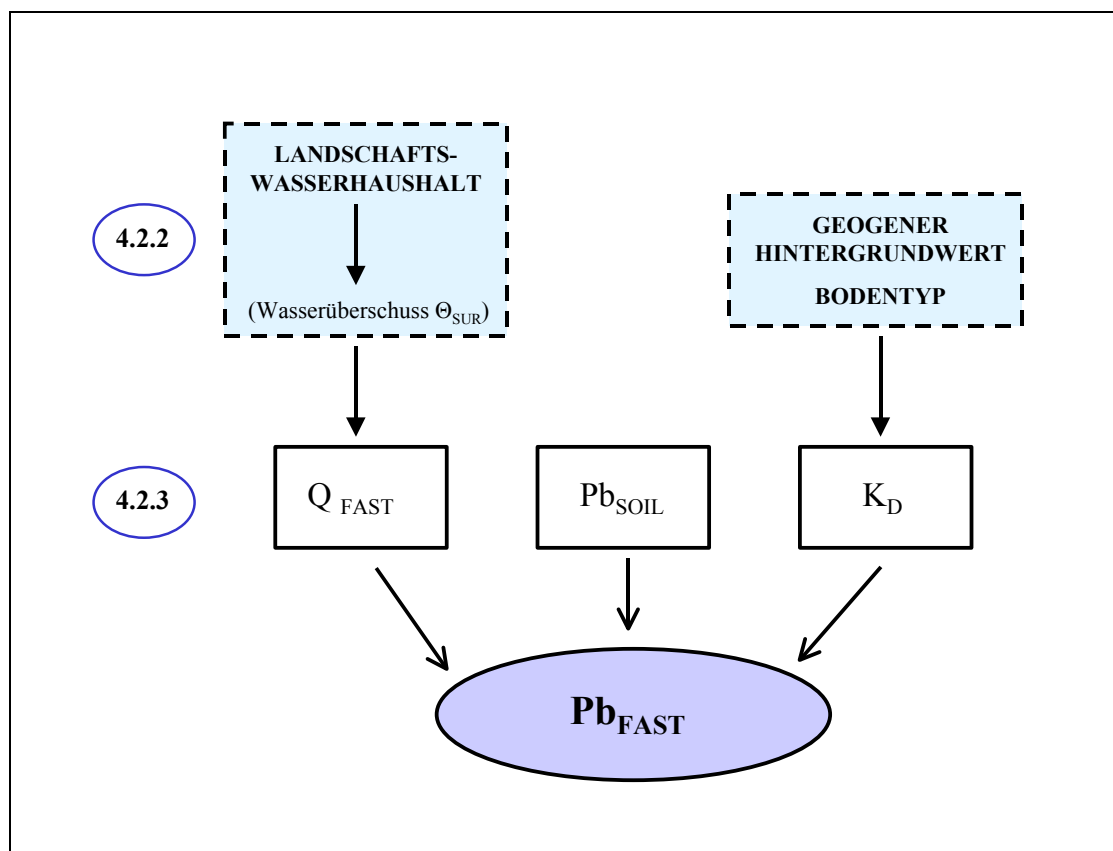


Abb. 4.3: Aufbau des Teilmodells „Direktabfluss“.

Demnach erfolgt die Berechnung der gelösten Pb-Komponente (Pb_{FAST} , Abb. 4.3 unten) in drei Schritten: Im ersten Schritt (Kap. 4.2.2) wird mithilfe einer empirischen Wasserbilanz die Wassermenge pro Zelle ermittelt, die dem Gesamtabfluss (Direkt- und Grundwasserabfluss) zur Verfügung steht, der sog. Wasserüberschuss Θ_{SUR} . Im zweiten Schritt (Kap. 4.2.3) wird aus Θ_{SUR} die Höhe des Direktabflusses (Q_{FAST}) abgeleitet, der zum Transport der gelösten Phase zur Verfügung steht. Mithilfe dieses Abflusses Q_{FAST} wird im abschließenden dritten Schritt der gesuchte Bleieintrag Pb_{FAST} über Direktabfluss berechnet (Kap. 4.2.3). Hierbei spielen der Bleigehalt im Boden Pb_{SOIL} und die Löslichkeit von Blei im jeweiligen Boden (ausgedrückt über den Verteilungskoeffizienten K_d) eine Rolle.

4.2.1 Prinzip der Wasserbilanz

Mithilfe einer erstellten Wasserbilanz ist es möglich, in einer Region Wasserflüsse und -vorräte sowie deren zeitliche Änderungen zu erfassen. Hierfür wird der hydrologische Kreislauf in mehrere Komponenten unterteilt und die darin beinhalteten Wassermengen quantifiziert. Einen Einblick in die hydrologischen Prozesse und Größen in einem Einzugsgebiet bietet Abbildung 4.4.

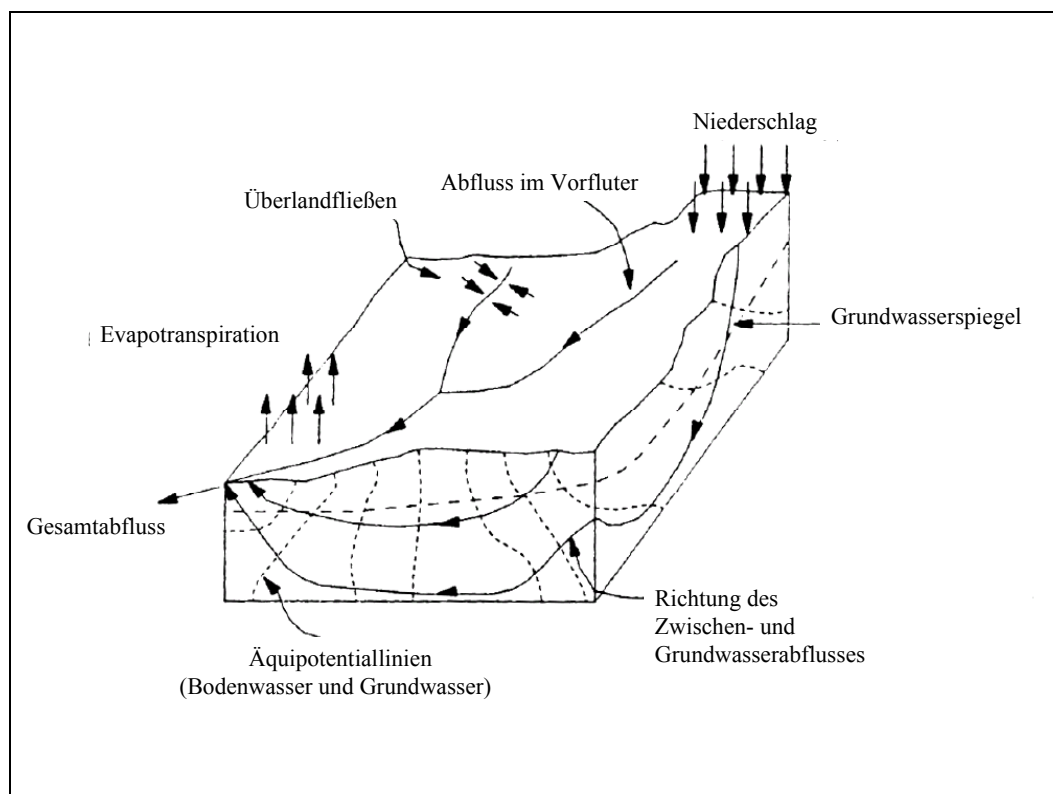


Abb. 4.4: Schema der hydrologischen Größen und Prozesse (Bähr und Vögtle, 1999).

Je nach Fragestellung können die einzelnen Komponenten mehr oder weniger detailliert bestimmt werden. Dabei gilt es bei der Erstellung der Wasserbilanz, die Massenerhaltung für Wasser zu berücksichtigen:

$$\text{Input} - \text{Output} = \text{Speicheränderung.}$$

Die Wassermengen und -vorräte der einzelnen Komponenten sind gebietspezifisch, denn sie hängen zum einen vom regionalen Klima, zum anderen von biotischen (Vegetationsdecken o.ä.) und abiotischen Faktoren wie pedologischen und hydrogeologischen Verhältnissen dieses Gebietes ab. Diese und weitere gebietspezifischen Faktoren werden in den einzelnen Gliedern der Wasserbilanz mithilfe von spezifischen Parametern berücksichtigt.

Die Wasserbilanz, die in METALPOL Verwendung findet, lautet allgemein und ohne räumliche und zeitliche Diskretisierung formuliert (Vink, 2002) (s. Abb. 4.5):

$$P + M - E - Q = \Delta S \quad \{2\}$$

- P = Niederschlag
- M = Schneeschmelze
- E = Evapotranspiration
- Q = Abfluss (Oberflächen-, Zwischen- und Grundwasserabfluss)
- ΔS = Speicheränderung (Schnee-, Boden-, Grundwasserspeicher)

Sie lehnt an das Wasserbilanzkonzept nach Thornthwaite und Mather (1957) und die Wasserhaushaltsgleichung in RHINEFLOW von Kwadijk (1993) an.

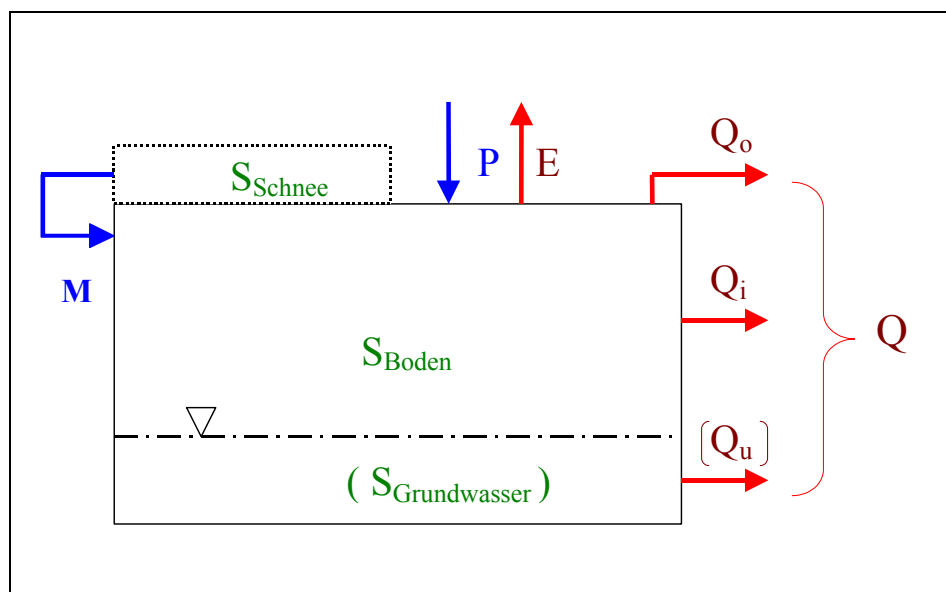


Abb. 4.5: Prinzip der Wasserbilanz in METALPOL (grün = Speichergrößen; blau = Input; rot = Output; Klammerausdrücke = in vorl. Arbeit n. berücksichtigt; s. Text).

Inputgrößen (blau) sind demzufolge Niederschlag (P) und Schneeschmelze (M), Outputgrößen (rot) sind Evapotranspiration (E), Oberflächen- (Q_o), Zwischen- (Q_i) und Grundwasserabfluss (Q_u). Speicherparameter (grün) sind folglich Schnee (S_{Schnee}), Boden (S_{Boden}) und Grundwasser ($S_{\text{Grundwasser}}$). In METALPOL werden die beiden Abflusskomponenten Q_o und Q_i zum „Direkt-Abfluss“ Q_{FAST} zusammengefasst.

In Anlehnung an Gleichung 2 erfolgt die Berechnung des Abflusses Q in METALPOL in folgenden Komponenten und subroutines (Vink, 2002):

- Schneeakkumulation und Schneeschmelze (Kap. 4.2.2.a),
- Evapotranspiration (Kap. 4.2.2.b),
- Bodenfeuchte und Wasserüberschuss (Kap. 4.2.2.c),
- Abflussberechnung (in der vorliegenden Arbeit mit Ausschluss der Grundwasserkomponente) (Kap. 4.2.3).

Die Wasserbilanz in METALPOL läuft zunächst mit monatlichen Zeitschritten. Da für die weitere Modellierung des gelösten Bleitransportes als Größe nur die jährliche Abflusshöhe benötigt wird, werden am Ende jedes Jahres die monatlichen Oberflächenabflusshöhen zur Jahresabflusshöhe aufsummiert.

Eine Programmschema zur Darstellung der Berechnungsschritte der Wasserbilanz und des Direktabflusses befindet sich in Abbildung 7.2 bzw. Tabelle 7.8/Anhang.

Im nächsten Kapitel werden die Berechnungen der einzelnen Komponenten, die in der Wasserbilanz von METALPOL verwendet werden, vorgestellt.

4.2.2 Berechnung der einzelnen Glieder der Wasserbilanz

In diesem Kapitel werden die Gewinn- und Verlustgrößen der Wasserbilanz und ihre Bestimmung beschrieben. Abbildung 4.6 gibt einen Überblick über den systematischen Aufbau der Wasserbilanz und der Einflussgrößen für einen Zeitschritt. Danach ist die Größe Θ_{SUR} („Wasserüberschuss“, blauer Kasten) die End-Größe aus der Wasserbilanz, mittels derer schließlich in Kapitel 4.2.3 die Direktabflussmenge berechnet wird. Jeder Zeitschritt beginnt zunächst mit dem Schneeschmelzmodell „melt“ (Kap. 4.2.2a). Die anschließenden Rechenschritte (Evapotranspiration Kap. 4.2.2b, Bodenfeuchte und Wasserüberschuss 4.2.2c) sind durch die schwarzen Pfeile dargestellt. Die farbigen Blockpfeile kennzeichnen die Eingangsgrößen für die jeweiligen Parameter. Am Ende jedes Zeitschrittes wird der Bodenwassergehalt Θ_t neu berechnet und geht als Θ_{t-1} in die Berechnungen des nächsten Zeitschrittes ein.

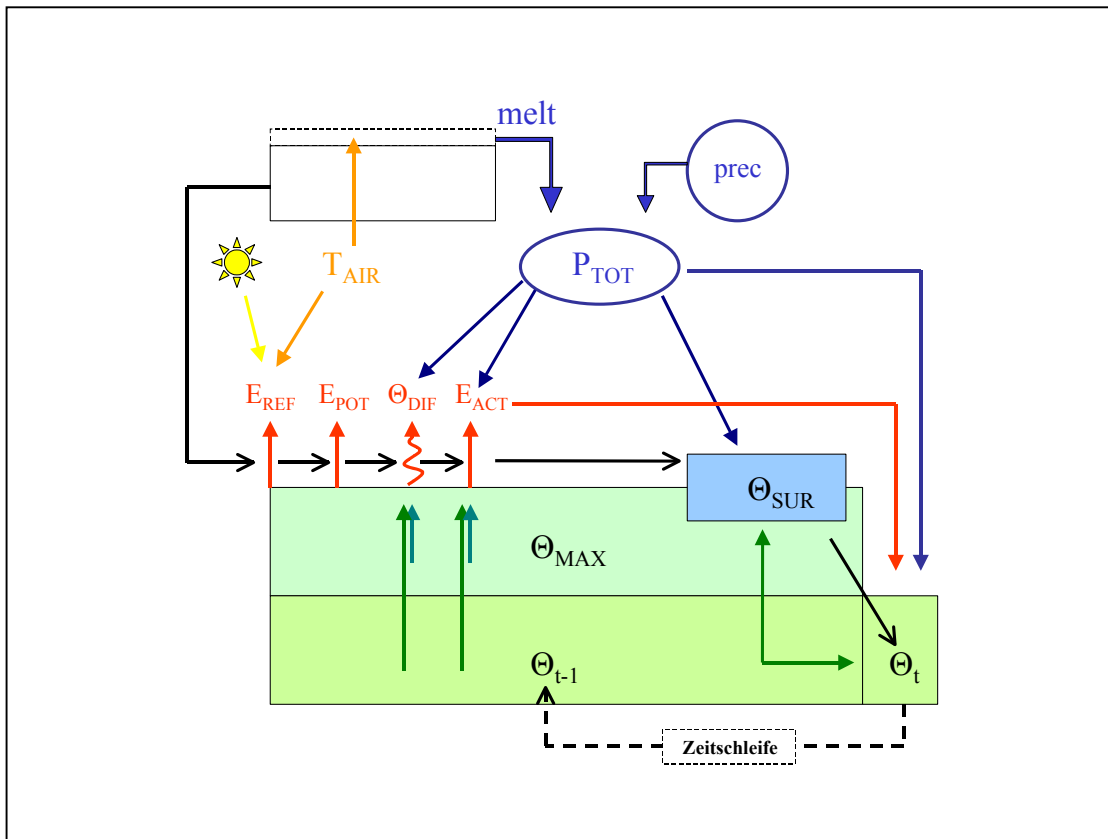


Abb. 4.6: Berechnungsschema der Wasserbilanz (prec = Niederschlag; melt = Schneeschmelze; $P_{TOT} = \text{prec} + \text{melt}$; E_x = Evapotranspiration; Θ_x = Wassergehalte/-defizit; T_{AIR} = Lufttemperatur; Sonnensymbol = Sonnenscheindauer).

Mithilfe der Abbildung 4.6 ist es möglich, die einzelnen Rechenabläufe, die im folgenden vorgestellt werden, schrittweise nachzuvollziehen.

4.2.2.a Schneeakkumulation und Schneeschmelze

Der Rückhalt von Niederschlag auf der Erdoberfläche in Form von Schnee zum einen, und die Schneeschmelze zum anderen können die Wasserbilanz und die hydrologischen Gegebenheiten im hohem Maße beeinflussen. Wie groß die zurückgehaltene Wassermenge im Schneespeicher großer Einzugsgebiete in den Wintermonaten ist, ist laut Kwadijk (1993) noch unbekannt und bislang nur grob schätzbar. Zur Quantifizierung von Schneeakkumulation und Schneeschmelze wurden bereits mehrere Ansätze, z. B. physikalisch-basierte Energie-Bilanzmodelle entwickelt (s. auch Schöniger und Dietrich, 2002; Baumgartner und Liebscher, 1990). Infolge der Nachteile der physikalisch-basierten Modelle auf der vorliegenden Skala (mangelnde Datenqualität und -verfügbarkeit und hohe Komplexität; s. Kap. 2.2) wurden für große Einzugsgebiete und Zeiträume vereinfachte Black-Box-Verfahren wie die Temperatur-Index-Modelle entwickelt. Diese Modelle setzen voraus, dass pro Zeiteinheit die maximale Schmelzrate der positiven Lufttemperatur proportional ist, d.h. die

thermodynamischen und die weiteren physikalischen Einflüsse werden auf eine einzige Größe fokussiert und weitere Energieeinträge wie z. B. durch Regen werden vernachlässigt. Temperatur-Index-Modelle wurden in zahlreichen Arbeiten angewendet wie in SWIM (Krysanova et al., 1996), VIC-2L (Lohmann, 1996) sowie in Kombination mit einem Snow-Compaction-Verfahren in NASIM (Ostrowski, 1982) mit unterschiedlicher zeitlicher Auflösung von Tagen bis Stunden. Ein auf monatlicher Basis laufendes Temperatur-Index-Modell wurde in RHINEFLOW (Kwadijk, 1993) für die Alpenregion entwickelt. Dieser Ansatz wird in METALPOL verwendet (Vink, 2002):

$$melt_{i,t} = (T_{air,i,t} - T_{crit}) \cdot melt_0 \quad \text{bei } T_{air,i,t} > T_{crit} \quad \{3\}$$

- $melt_{i,t}$ = Schneeschmelze in Zelle i zum Zeitpunkt t [mm Monat⁻¹]
 $T_{air,i,t}$ = mittlere Monatstemperatur in Zelle i zum Zeitpunkt t [°C]
 T_{crit} = kritische Lufttemperatur, oberhalb derer Schneeschmelze einsetzt [°C]
 $melt_0$ = Basisschmelzrate pro Grad Celsius [mm °C⁻¹ Monat⁻¹]; s. Text

Für die Anwendung der Gleichung 3 gelten folgende Annahmen und Voraussetzungen:

- Fall $T_{air} < T_{crit}$: Der Niederschlag fällt in Form von Schnee. Der Schnee wird dem Schneespeicher zugerechnet und kommt nicht zum Abfluss. Es erfolgt keine Schneeschmelze.
- Fall $T_{air} > T_{crit}$: Der Schneespeicher wird um die Schmelze reduziert und das Schmelzwasser kommt zusammen mit dem effektiven Niederschlag in Form von Regen zum Abfluss.
- Die Anwendung dieses Schneemodells wird in METALPOL auf Gebiete mit Höhenlagen > 550 m beschränkt, denn es kann angenommen werden, dass in tiefergelegenen Regionen unterhalb 550 m Schneeakkumulation und Schneeschmelze ein- oder mehrmals innerhalb eines Monats ablaufen (Vink, 2002).
- T_{crit} und $melt_0$ werden für das gesamte Einzugsgebiet räumlich konstant gesetzt. Obwohl diese Annahmen die natürlichen Gegebenheiten stark vereinfachen, liefern sie nach Kwadijk (1993) und Vink (2002) für die gewählte räumliche und zeitliche Auflösung ausreichend gute Ergebnisse.

T_{crit} und $melt_0$ müssen grundsätzlich für die jeweiligen Untersuchungsregionen geeicht werden. Literaturangaben zufolge liegen Basisschmelzraten bei 3–10 mm °C⁻¹ Tag⁻¹ (Schöniger und Dietrich, 2002; Krysanova et al., 1996). Kwadijk (1993) gibt eine Basisschmelzrate von 18 mm °C⁻¹ Monat⁻¹ für das Rheineinzugsgebiet sowie eine kritische Schmelztemperatur T_{crit} von 0 °C an, welche auch in METALPOL verwendet werden (Vink, 2002).

Des Weiteren bleibt festzuhalten, dass die in der Schneedecke *gespeicherte* Wassermenge für die weiteren Rechenschritte außerhalb dieses Moduls in der Wasserbilanz keine rechnerische Bedeutung

hat: Zum einen spielt die Schneedecke (durch den Rückhalt des Inputs über Niederschlag, s.o) nur eine Speicherrolle. Zum anderen entlässt die Schneedecke bei Tauwetter eine entsprechende Wassermenge über den Parameter „melt“ (Schneesmelze).

4.2.2.b Evapotranspiration

Die Faktoren „Evapotranspiration“ und „Bodenfeuchte“ spielen in der Wasserbilanz eine Schlüsselrolle, da sie die Abflussbildung kontrollieren und den Wasserhaushalt sehr stark beeinflussen. Unter Evapotranspiration versteht man allgemein die Menge Wasser, die von der Land- und Wasseroberfläche als Dampf in die Atmosphäre abgegeben wird. Der Begriff Evapotranspiration beinhaltet die Prozesse der Evaporation (Verdunstung aus der Wasseroberfläche, sowie feuchtem Boden) und der Transpiration (Verdunstung von Pflanzen und Tieren als biologischer Prozess). (Kleinschroth, 2000).

Für die Wasserbilanz an Land interessieren die Begriffe aktuelle, potentielle sowie Referenz-Evapotranspiration, zu deren Erfassung zahlreiche Ansätze (wie physikalische Turbulenz-Transfer-Modelle sowie Energiebilanz-Ansätze; s. auch Ward und Robinson, 1990) entwickelt wurden. Für großflächige Verdunstungsberechnungen, wie sie in METALPOL erbracht werden, werden aber in der Hydrologie aufgrund ihrer Handhabbarkeit und geringerem Datenaufwand empirische bzw. semi-empirische Modelle herangezogen, wie die Verfahren nach Thornthwaite-Mather, Penman-Monteith, Haude oder Turc (s. auch Ward und Robinson, 1990; Schöniger und Dietrich, 2002).

In METALPOL wird das relativ einfache Standard-Verfahren nach Thornthwaite-Mather verwendet. Es basiert auf einer empirischen Beziehung zwischen Evapotranspiration und Lufttemperatur sowie der Sonnenscheindauer. Trotz zahlreicher Kritik an seiner Einfachheit und seiner fast rein empirischen Grundlage ist dieses Modell weit verbreitet und bringt laut Vink (2002), Kwadijk (1993), Ward und Robinson (1990) für großskalige, längerfristige Verdunstungsberechnungen ausreichend gute Ergebnisse.

Referenz- und potentielle Evapotranspiration E_{REF} bzw. E_{POT}

Die potentielle Evapotranspiration (im folgenden E_{POT} genannt) ist definitionsgemäß die Menge an Wasser, die unter den vorliegenden meteorologischen Bedingungen vom bewachsenen Boden bei unbegrenztem Wassernachschub in die Atmosphäre verdampfen kann (Kleinschroth, 2000). Sie wird in METALPOL in zwei Schritten ermittelt, um die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen, die aus unterschiedlicher Landnutzung im Elbeinzugsgebiet resultieren, zu berücksichtigen: Im ersten Schritt wird zunächst mithilfe des Thornthwaite-Mather-Ansatzes die sog. Referenz-Evapotranspiration (E_{REF}) berechnet. Sie umschreibt die verdunstende Wassermenge von einer Standardvegetation (kurze, vollständig bedeckende grüne Pflanzendecke (Federer et al., 1996)) unter herrschenden meteorologischen Bedingungen bei unbegrenztem Wassernachschub.

Die Grundgleichung nach Thornthwaite-Mather lautet (Vink, 2002):

$$E_{REF,i,t} = 0.533 \cdot n \cdot \frac{S_{i,t}}{12} \cdot \left(\frac{10 \cdot T_{AIR,i,t}}{J_i} \right)^{a_i} \quad \{4\}$$

- $E_{REF,i,t}$ = Referenz-Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]
 n = Länge des betrachteten Zeitraums [d]
 $S_{i,t}$ = mittlere tägliche Sonnenscheindauer pro Monat in Zelle i zur Zeit t [h]
 $T_{AIR,i,t}$ = mittlere monatliche Lufttemperatur in Zelle i zur Zeit t [°C]
 J_i = empirischer Koeffizient (s. Gl. 5)
 a_i = empirischer Koeffizient (s. Gl. 6)

Die Parameter J und a sind temperaturabhängige Größen und werden wie in Gleichung 5 und Gleichung 6 berechnet:

$$J_i = \sum_{Jan}^{Dez} \left(\frac{\overline{T}_{AIR,i,t}}{5} \right)^{1.514} \quad \{5\}$$

- J_i = temperaturabhängiger Koeffizient in Zelle i []
 $\overline{T}_{AIR,i,t}$ = mittlere monatliche Temperatur in Zelle i zur Zeit t für die Monate Januar bis Dezember [°C]

$$a_i = \left(0.0675 \cdot J_i^3 - 7.71 \cdot J_i^2 + 1792 \cdot J_i + 49239 \right) \cdot 10^{-5} \quad \{6\}$$

- a_i = Funktion dritter Ordnung von J_i in Zelle i []

E_{POT} wird schließlich im zweiten Schritt aus E_{REF} durch Multiplikation mit einem Landnutzungsfaktor abgeleitet. Die benötigten Landnutzungsfaktoren (s. auch Kap. 3.2) wurden von Vink für METALPOL für die totale Wasserbilanz des Elbeinzugsgebietes kalibriert. Die Gleichung für E_{POT} lautet (nach Vink, 2002):

$$E_{POT,i,t} = C_{CROP,i} \cdot E_{REF,i,t} \quad \{7\}$$

- $E_{POT,i,t}$ = potentielle Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]
 $C_{CROP,i}$ = empirischer Landnutzungsfaktor in Zelle i []
 $E_{REF,i,t}$ = Referenz-Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

aktuelle Evapotranspiration E_{ACT} und potentiell Wasserdefizit Θ_{DIF}

Die aktuelle Evapotranspiration, also die Menge an Wasser, die unter herrschenden meteorologischen Bedingungen tatsächlich verdunstet, wird in METALPOL in Abhängigkeit von der durch Niederschlag und Schneeschmelze eingetragenen Wassermenge und Bodenparametern wie Bodenfeuchte und möglichen Wasserdefiziten bei Trockenheit ebenfalls in zwei Schritten ermittelt:

Im ersten Schritt erfolgt die Ermittlung des potentiellen Wasserdefizits im Boden. Das potentielle Wasserdefizit Θ_{DIF} wird definiert als die Summe der monatlichen Wasserverluste unter trockenen Bedingungen (Vink, 2002; Thornthwaite und Mather, 1957) und wird in METALPOL nach Gleichung 8 berechnet (nach Vink, 2002):

$$\Theta_{DIF,i,t} = \begin{cases} \Theta_{MAX,i} \cdot \ln(\Theta_{MAX,i} / \Theta_{i,t-1}) - (P_{TOT,i,t} - E_{POT,i,t}) & \rightarrow \text{falls } \Theta_{MAX,i} > \Theta_{i,t-1} \quad \text{und } P_{TOT,i,t} < E_{POT,i,t} \\ 0 & \rightarrow \text{falls } \Theta_{MAX,i} = \Theta_{i,t-1} \quad \text{und/oder } P_{TOT,i,t} > E_{POT,i,t} \end{cases} \quad \{8\}$$

$\Theta_{DIF,i,t}$ = potentielles monatliches Wasserdefizit in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{MAX,i}$ = maximale verfügbare Bodenwassermenge in Zelle i [mm]

$\Theta_{i,t-1}$ = Bodenwassergehalt in Zelle i zur Zeit t-1 [mm·Monat⁻¹]

$P_{TOT,i,t}$ = $prec_{i,t} + melt_{i,t}$ [mm·Monat⁻¹]

$prec_{i,t}$ = Niederschlag in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$melt_{i,t}$ = Schneeschmelze in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$E_{POT,i,t}$ = potentielle Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

Gleichung 8 beinhaltet, dass mit abnehmenden Bodenwassergehalt die Gesamtwasserdefizite im Vergleich zum maximal verfügbaren Wassergehalt zunehmen aber gleichzeitig aufgrund des negativeren Matrixpotentials (durch Adhäsions- und Kohäsionseffekte) die *Verlustrate* abnimmt, d. h. das Wasserdefizit folgt einer Sättigungskurve.

Die in Gleichung 8 verwendete Größe Θ_{MAX} beschreibt die maximale für Pflanzen verfügbare Menge an Bodenwasser. Sie ist definiert durch die Differenz der Wassergehalte bei Feldkapazität und beim Permanenten Welkepunkt und wird neben bodenphysikalischen Größen (Textur, Humusgehalt, Porengrößenverteilung) durch die Tiefe der durchwurzelten Bodenzone und dem Grundwasserstand bestimmt (Batjes, 1996; Groenendijk, 1989).

Die aktuelle Evapotranspiration wird schließlich im zweiten Schritt nach Gleichung 9 berechnet. E_{ACT} ist hier abhängig von den Eingangsgrößen Niederschlag und Schneeschmelze, der Bodenfeuchte und der Wassermenge, die im Boden zurückgehalten wird. Bei feuchten Bedingungen nähert sich E_{ACT} der E_{POT} als obere Grenze (Vink, 2002) an:

$$E_{ACT,i,t} = \begin{cases} P_{TOT,i,t} + \Theta_{i,t-1} - (\Theta_{MAX,i} \cdot \exp[-\Theta_{DIF,i,t} / \Theta_{MAX,i}]) & \rightarrow \text{falls } P_{TOT,i,t} < E_{POT,i,t} \\ E_{POT,i,t} & \rightarrow \text{falls } P_{TOT,i,t} > E_{POT,i,t} \end{cases} \quad \{9\}$$

$E_{ACT,i,t}$ = aktuelle Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$P_{TOT,i,t}$ = $prec_{i,t} + melt_{i,t}$ [mm·Monat⁻¹]

$prec_{i,t}$ = Niederschlag in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$melt_{i,t}$ = Schneeschmelze in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{i,t-1}$ = Bodenwassergehalt in Zelle i zur Zeit t-1 [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{MAX,i}$ = maximale verfügbare Bodenwassermenge in Zelle i [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{DIF,i,t}$ = potentielles monatliches Wasserdefizit in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$E_{POT,i,t}$ = potentielle Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

4.2.2.c Bodenwasserhaushalt und Abflussbildung

Die Abflussbildung schließlich ist in METALPOL vom Input und dem Output durch Evapotranspiration abhängig. Die dem System durch Niederschlag und Schneeschmelze zugeführte Menge Wasser wird zunächst dem Bodenkompartment zugerechnet (Gl. 10). Dabei wird das Bodenkompartment vereinfacht als ein Speicher angenommen. Die Prozess der Infiltration wird nicht explizit berücksichtigt:

$$stor_{i,t} = P_{TOT,i,t} - E_{ACT,i,t} + \Theta_{i,t-1} \quad \{10\}$$

$stor_{i,t}$ = insgesamt vorhandene Menge Wasser in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$P_{TOT,i,t}$ = $prec_{i,t} + melt_{i,t}$ [mm·Monat⁻¹]

$prec_{i,t}$ = Niederschlag in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$melt_{i,t}$ = Schneeschmelze in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{i,t-1}$ = Bodenwassergehalt in Zelle i zur Zeit t-1 [mm·Monat⁻¹]

Ist der Bodenspeicher bei feuchten Bedingungen bis zur maximalen verfügbaren Speicherkapazität Θ_{MAX} gefüllt und steht immer noch Wasser zur Verfügung, das der Boden aber nun nicht mehr aufnehmen kann, kommt es schließlich zur Abflussbildung. Es bildet sich ein sog. Wasserüberschuss Θ_{SUR} (Gl. 11). Diese Größe ist von entscheidender Bedeutung für den Bleitransport über die gelöste Phase und geht in die Abflussberechnung in Kapitel 4.2.3 ein (nach Vink, 2002):

$$\Theta_{SUR,i,t} = \begin{cases} stor_{i,t} - \Theta_{MAX,i} & \rightarrow \text{falls } stor_{i,t} > \Theta_{MAX,i} \\ 0 & \rightarrow \text{sonst} \end{cases} \quad \{11\}$$

$\Theta_{sur,i,t}$ = Wasserüberschuss in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$stor_{i,t}$ = insgesamt vorhandene Menge Wasser in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{MAX,i}$ = maximale verfügbare Bodenwassermenge in Zelle i [mm·Monat⁻¹]

Die Bildung eines Wasserüberschusses ist eng verknüpft mit dem Bodenwassergehalt. Nur bei Überschreiten der maximalen verfügbaren Bodenwassermenge kann Abfluss gebildet werden. Bei trockenerem Boden wird das vorhandene Wasser zunächst zur Auffüllung des Bodenspeichers verwendet.

In METALPOL werden weitere hydrologische Prozesse wie Wasseraufstau oder Überflutung im Kompartiment nicht berücksichtigt (Vink, 2002). Aufgründessen bildet die Größe Θ_{SUR} die gesamte Abflussmenge. Sie beinhaltet dabei sowohl die Menge, die dem Grundwasserfluss zugerechnet wird, als auch die oberflächennahe Komponente (s. Abb. 4.5 „Q“). Die Trennung in diese Abflüsse erfolgt mithilfe von empirischen, hydrologischen Koeffizienten und wird im nächsten Abschnitt (Kap. 4.2.3) behandelt.

Als letzter Schritt erfolgt nun die Berechnung bzw. das Update der Bodenfeuchte Θ . Die aktuelle Bodenfeuchte Θ resultiert aus den wechselwirkenden Größen Niederschlag, Schneeschmelze und den Verlusten durch Verdunstung und Wasserüberschuss bzw. der gespeicherten Bodenfeuchte aus dem letzten Zeitschritt Θ_{t-1} (Gl. 12):

$$\Theta_{i,t} = \Theta_{i,t-1} + P_{TOT,i,t} - E_{ACT,i,t} - \Theta_{SUR,i,t} \quad \{12\}$$

$\Theta_{i,t}$ = Bodenwassergehalt in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{i,t-1}$ = Bodenwassergehalt in Zelle i zur Zeit t-1 [mm·Monat⁻¹]

$P_{TOT,i,t}$ = $prec_{i,t} + melt_{i,t}$ [mm·Monat⁻¹]

$prec_{i,t}$ = Niederschlag in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$melt_{i,t}$ = Schneeschmelze in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$E_{ACT,i,t}$ = aktuelle Evapotranspiration in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$\Theta_{SUR,i,t}$ = Wasserüberschuss in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

Diese im Abschlussteil der Wasserbilanz berechnete Größe Θ geht im darauffolgenden Zeitschritt als Größe Θ_{t-1} in die neuen Berechnungen ein. Sie ist somit der zentrale Regelparameter, der die meteorologischen Einflussgrößen, die pro Monat unabhängig vom vorherigen Zeitschritt und unabhängig von den hydrologischen Eigenschaften des Bodens variieren, mit den hydrologischen Eigenschaften der Landschaft koppelt, die aus dem letzten Monat resultieren. So beeinflussen die hydrologischen Verhältnisse des letzten Monats (trocken oder feucht) die Höhe des Wasserüberschusses (klein oder groß) neben den meteorologischen Einflüssen des aktuellen Monats.

Mit dem Update der Bodenfeuchte schließt das Teilmodell Wasserbilanz für den jeweiligen Zeitschritt und gibt die Größe Wasserüberschuss Θ_{SUR} zur Abflussberechnung an das nächste Teilmodell (Kap. 4.2.3) weiter.

4.2.3 Berechnung des Eintrages von gelöstem Blei über den Direktabfluss Q_{FAST}

Die entscheidende Größe aus der Wasserbilanz für die Transportmodellierung von gelöstem Blei über den oberflächennahen Abfluss ist der Wasserüberschuss Θ_{SUR} (Gl. 11) (zur Berechnung der Grundwasserkomponente s. auch Vink, 2002)). In METALPOL wird der Anteil des Wasserüberschusses, der zum oberflächennahen (Direkt-)Abfluss kommt, mithilfe eines empirischen Abfluss-Koeffizienten berechnet. Dieser konstante Koeffizient k_F ist u.a. eine Funktion von Landnutzung sowie hydrologischen, pedologischen und topographischen Eigenschaften des Elbeeinzugsgebietes und beinhaltet somit das Abflussverhalten der Region. Der oberflächennahe Abfluss (oder Direkt-Abfluss), der im jeweiligen Monat in der jeweiligen Zelle gebildet wird, wird nach Gleichung 13 ermittelt (Vink, 2002):

$$Q_{FAST,i,t} = k_{F,i} \cdot \Theta_{SUR,i,t} \quad \{13\}$$

$Q_{FAST,i,t}$ = Direktabflusshöhe in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

$k_{F,i}$ = Abfluss-Koeffizient [] (s. Gl. 14)

$\Theta_{SUR,i,t}$ = Wasserüberschuss in Zelle i zur Zeit t [mm·Monat⁻¹]

Die Gleichung für den Abflusskoeffizienten k_F lautet (Vink, 2002):

$$k_{F,i} = \left(1 - \frac{1}{1 + \alpha \cdot (\delta_i + 0.0001)^\beta} \right) \quad \{14\}$$

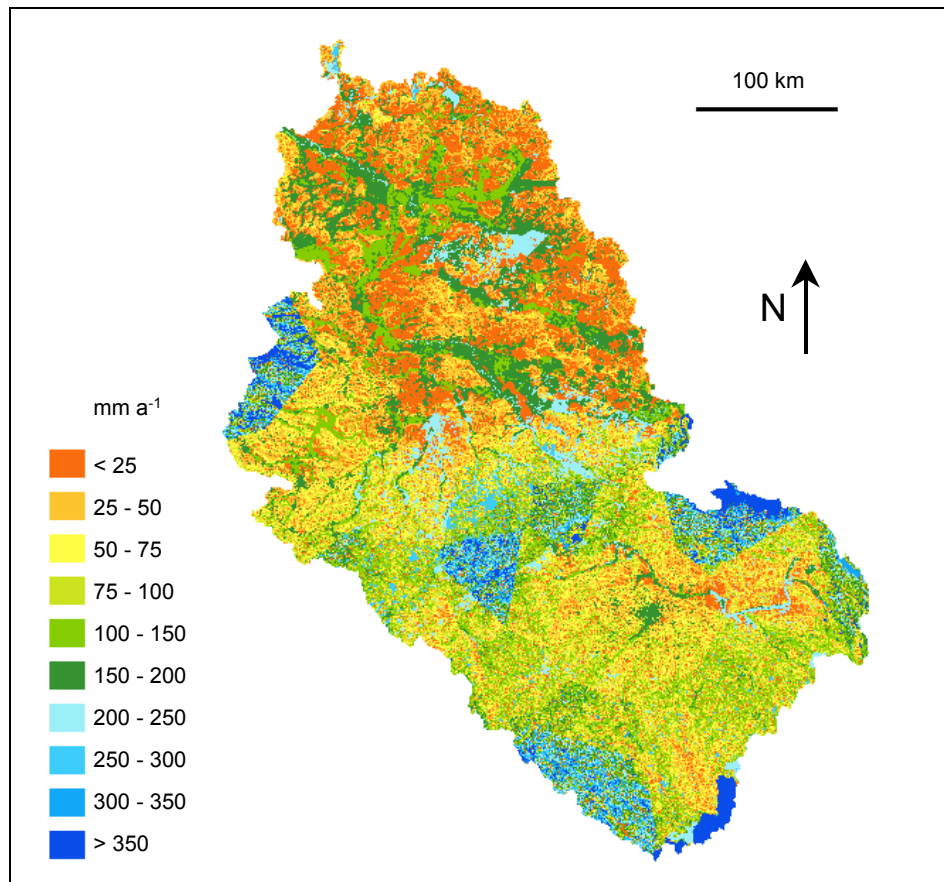
- $k_{F,i}$ = Abfluss-Koeffizient
 α = Konstante [], s. Text
 β = Konstante [], s. Text
 δ = Hangneigung in Zelle i [%]³

Die Konstanten α und β (über Vink, 2002b) wurden für die Anwendung in METALPOL im Elbeeinzugsgebiet kalibriert.

Der Abfluss Q_{FAST} steht schließlich zur Lösung und zum Transport von Blei zur Verfügung. Karte 4.1 zeigt die jährliche Abflusshöhen Q_{FAST} gemittelt über den Untersuchungszeitraum 1958–1995, wie sie aus dem Teilmodell hervorgehen. Die Werte stimmen für den deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes sehr gut mit den Ergebnissen von Kunkel und Wendland (1998) überein. Der Abflusshöhe zufolge liegen potentielle Bleieintragsgebiete in den Höhenzügen des Harzes, des Erz- und Riesengebirges sowie des Böhmer Waldes. Die zentralen Gebiete weisen sehr geringe Abflusshöhen von < 75 mm auf und gehören Kunkel und Wendland (1998) zufolge zu den Grundwasserzehrgebieten.

Es ist jedoch zu vermerken, dass das Thiessenverfahren zur Interpolation des Niederschlages und der Sonnenscheindauer zur Überschätzung des Direktabflusses im Harz, im Erzgebirge und Riesengebirges führt. Zur genauen Überprüfung des Direktabflusses im tschechischen Teil waren keine Daten verfügbar.

³ Werte zwischen 0-1.



Karte 4.1: Mittlere Direktabflusshöhen im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1958–1995.

Mithilfe der in Karte 4.1 dargestellten Direktabflüsse werden die Schlussberechnungen zur Ableitung des tatsächlichen Bleieintrages Pb_{FAST} vollzogen. Neben der Menge an verfügbarem Wasser spielen für den Bleieintrag über die gelöste Phase Bodenparameter eine Rolle, da der Direktabfluss aus seinem Weg zum Vorfluter das Bodenkompartment durchströmt. Hier löst und transportiert er die gesuchte Menge Pb_{FAST} in Abhängigkeit vom Bleigehalt und Sorptionsfähigkeit des Bodens, wobei letztere je nach Bodentyp variiert: Sie nimmt mit steigendem Ton- und Humusgehalt zu (d.h. die Pb-Löslichkeit, die gegenläufig ist, nimmt ab). Sie wird in METALPOL durch den sog. Verteilungskoeffizient K_d ausgedrückt (s. Kap. 3.2) und zur Schlussberechnung von Pb_{FAST} herangezogen. Die jährliche Bleimenge, die pro Zelle und Jahr in gelöster Form mit dem oberflächennahen Abfluss in die Elbe eingetragen wird, wird wie folgt ermittelt (Gl. 15):

$$Pb_{FAST,i,t} = \frac{Pb_{SOIL,i,t-1}}{K_{d,i}} \cdot Q_{FAST,i,t} \quad \{15\}$$

$Pb_{FAST,i,t}$ = Bleieintrag über Direktabfluss aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t a^{-1}$]

$Pb_{SOIL,i,t-1}$ = Bleigehalt im Oberboden in Zelle i zur Zeit t-1 [$mg kg^{-1}$]

$K_{d,i}$ = Verteilungskoeffizient von Blei in Zelle i [$l kg^{-1}$]

$Q_{FAST,i,t}$ = Direktabflusshöhe in Zelle i zur Zeit t [$mm a^{-1}$]

Hierbei resultiert der Bleigehalt Pb_{SOIL} aus dem Input über atmosphärischer Deposition und dem Output über gelöste und partikelgebundene Phase. Demnach geht Gleichung 15 wiederum als Teilmodell in die Bodenmassenbilanz ein (s. auch Abb. 4.2 und Kap. 4.4).

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Berechnung des Eintrags von gelöstem Blei über Direktabfluss in METALPOL in mehreren Schritten mithilfe einer empirischen Wasserbilanz in monatlichen Zeitschritten erfolgt. Aus dem ermittelten monatlichen Direktabfluss wird der jährliche Direktabfluss abgeleitet, der zur Lösung und zum Transport des Bleis im Boden zur Verfügung steht. Zur Ableitung des Bleitransportes über dieses Medium fließt der jährliche Direktabfluss dann in die Bodenmassenbilanz (s. Kap. 4.4.2) ein, in der die Bleikonzentration des Bodens als weitere wichtige Größe hinzutritt. Zur Vervollständigung des Bleieintrags in die Elbe wird nun im folgenden Kapitel 4.3 die Modellierung des Transportweges „Erosion“ vorgestellt.

4.3 Modellierung des Bleieintrages über Erosion

Blei wird in der Atmosphäre, an Land wie im Wasser, bevorzugt partikulär gebunden transportiert (Prange et al., 1997b; Hagner, 2002). Für die Bleiverfrachtung im terrestrischen Ökosystem gilt es daher, insbesondere den partikelgebundenen Transport über Erosion zu betrachten.

Zur Berechnung der Erosion sind für diverse räumliche und zeitliche Auflösungen und Zielsetzungen zahlreiche Modelle entwickelt worden. Für Kleinflächen im m^2 -Bereich mit hoher Datendichte und -auflösung eignen sich physikalisch-basierte Modelle wie von Mitas und Mitasova (1998) oder Phan Thi Huong (2002) am besten (s. auch Frielinghaus et al., 1999; Schmidt, 2000). Im Gegensatz dazu sind bei Erosionsberechnungen auf Flussgebietsebene über Dekaden, wie in der vorliegenden Arbeit beabsichtigt, kurzfristig und kleinräumig auftretende physikalische Prozesse wie Änderungen der Rauigkeiten durch Bodenverdichtungen oder Verschlammungen von geringer Bedeutung. Hier

spielen großräumliche Faktoren wie Einzugsgebietsgröße, Topographie, Bodenarten und Niederschlagsverteilung eine viel größere Rolle (Auerswald, 1993) (s. Kap. 2.2 und Kap. 3.2).

Diese Aspekte sind in METALPOL durch die Wahl des Erosionsmodells berücksichtigt worden: Im Flussgebietsmodell METALPOL ist die Wassererosion wie auch die Wasserbilanz (Kap. 4.2) ein empirisch-basiertes Modell, welches explizit für die großräumliche und langfristige Anwendung entwickelt wurde. Der Erosionsteil besteht aus mehreren hintereinandergeschalteten empirischen Teilmodellen, deren detaillierte Beschreibung in Kapitel 4.3.2 und 4.3.3 erfolgt. Vorab wird zum besseren Verständnis ein kurzer Überblick über die Methodik gegeben.

Der Modellaufbau und die Strukturierung des Kapitels ist in Abbildung 4.7 dargestellt. Demzufolge wird der Bleitransport über Erosion (Pb_{EROS}) wie folgt in vier Schritten ermittelt:

Es erfolgt in Kapitel 4.3.1 zunächst die Berechnung des *potentiellen langfristigen Bodenabtrages* mithilfe des Modells USLE (Universal Soil Loss Equation). Die USLE bestimmt hierbei nur den maximal möglichen Bodenabtrag für den gesamten Untersuchungszeitraum von 38 Jahren und berücksichtigt dabei weder Sedimentation noch jährliche Variabilitäten. Um diesen wichtigen Prozessen Rechnung zu tragen, werden im zweiten Schritt in Kapitel 4.3.2 das *Sedimentanlieferungsverhältnis (SDR)* und der *hydrologischen Koeffizienten H_c* hinzugezogen, aus deren Kopplung (Modell *SED*) der *tatsächliche jährliche Bodeneintrag* ermittelt wird. Hierbei gibt das SDR an, wieviel vom potentiellen Gesamtabtrag (aus USLE) eines Einzugsgebietes tatsächlich ins Gewässer gelangt und beinhaltet somit Sedimentation und Rückhalt in der betrachteten Region. Mit dem Koeffizienten H_c wird schließlich die tatsächliche Bodenmenge für jedes Jahr abgeleitet, die aus den hydrologischen Verhältnissen (trocken oder feucht) des jeweiligen Jahres resultiert.

Um schließlich die Pb-Anreicherung in der Ton-Corg-/Schluff-Fraktion und im erodiertem Material – d.h. die physiko-chemischen Eigenschaften von Blei (s. auch Kap. 2.1) – zu berücksichtigen, wird im dritten Schritt (Kap. 4.3.3) das Modell des Anreicherungs-faktors (sog. „enrichment ratio“, ER) implementiert.

Die End-Berechnung des Bleieintrages über Erosion (Pb_{EROS}) erfolgt schließlich im vierten Schritt mit der Kopplung der Modelle SED und ER und dem Bleigehalt des Bodens (Pb_{SOIL}) nach folgender Gleichung 16 (Abb. 4.7 unten) (Vink, 2002):

$$Pb_{EROS,i,t} = BA_i \cdot SDR_i \cdot H_{C,i,t} \cdot ER_i \cdot Pb_{SOIL,i,t-1} \quad \{16\}$$

$Pb_{EROS,i,t}$ = Bleieintrag über Erosion aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t a^{-1}$]

BA_i = langfristiger, potentieller Bodenabtrag in Zelle i [$t a^{-1}$]

SDR_i = Sedimentanlieferungsverhältnis in Zelle i []

$H_{C,i,t}$ = hydrologischer Koeffizient in Zelle i zur Zeit t []

ER_i = Anreicherungsfaktor in Zelle i []

$Pb_{SOIL,i,t-1}$ = Bleigehalt im Oberboden in Zelle i zur Zeit t-1 [$mg kg^{-1}$]

Da das Erosionsmodell über das Bodenkompartment läuft, fließt Gleichung 16 wiederum in die Bodenmassenbilanz (Kap. 4.4) ein, denn die Bleimenge, die über Erosion den Boden verlässt, ist vom Input (atmosphärische Deposition, Kap. 4.4.1) in und zusätzlichem Output (Direktabfluss, Kap. 4.2) aus dem Boden abhängig.

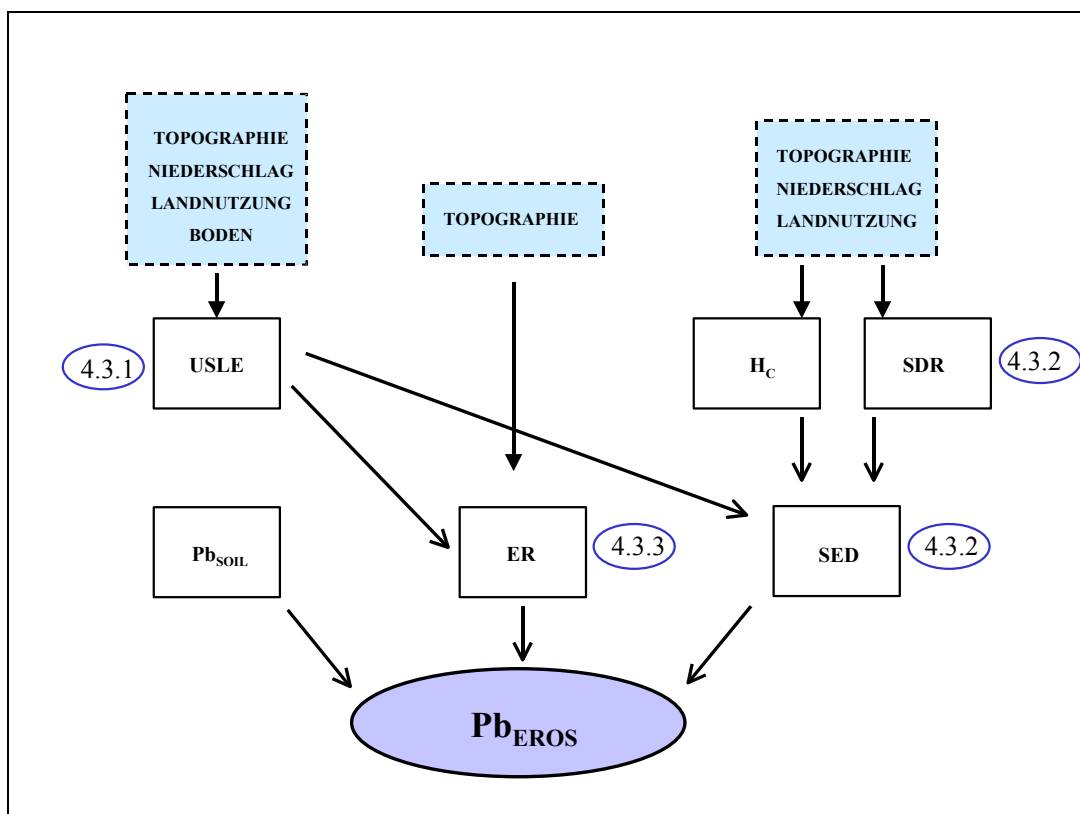


Abb. 4.7: Aufbau des Teilmodells „Erosion“.

Die vier Schritte werden im folgenden detaillierter erläutert.

4.3.1 Potentieller Bodenabtrag unter Verwendung der USLE

Das Erosionsmodell mit dem Namen USLE wurde 1978 von der Forschergruppe um Wischmeier und Smith veröffentlicht (Schwertmann et al., 1987). Wischmeier et al. leiteten aus langjährigen Erosions- und Oberflächenabflussmessungen auf mehreren tausend standardisierten Hängen in den USA sechs Eigenschaften ab, die den Erosionsvorgang unter Standardbedingungen⁴ am signifikantesten beschrieben und mathematisch in der USLE konkretisiert wurden. Die Gleichung der USLE in der hier benötigten räumlichen Auflösung lautet (Vink, 2002):

$$BA_i = R_i \cdot K_i \cdot L_i \cdot S_i \cdot C_i \cdot P_i \cdot 100 \quad \{17\}$$

BA_i	= langfristiger, potentieller Bodenabtrag in Zelle i [$t a^{-1}$]
R_i	= Regenerosität in Zelle i [$kJ m^{-2} mm h^{-1}$]
K_i	= Bodenerodibilität in Zelle i [$kg a^{-1} kJ^{-1} m^2 mm^{-1} h$]
L_i	= Hanglängenfaktor in Zelle i []
S_i	= Hangneigungsfaktor in Zelle i []
C_i	= Landnutzungsfaktor in Zelle i []
P_i	= Erosionsschutzfaktor in Zelle i []

Die Faktoren C und P (Werte 0 - 1) sind für diejenigen Regionen gleich 1, die die Bedingungen der Standardhänge aufweisen und beschreiben dann die Bedingungen und Parameter für maximalen Bodenabtrag. Je größer generell die einzelnen Faktoren im Untersuchungsgebiet sind, umso höher ist demnach auch ihr Beitrag zur Erosion.

Aufgrund der stark eingeschränkten Übertragbarkeit dieses hoch empirischen Modells muß die USLE zur Anwendung außerhalb der USA den jeweiligen Verhältnissen vor Ort angepasst werden, was in Deutschland durch Schwertmann et al. (1987) mit der Entwicklung der sog. Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG), eine Form der USLE für bayerische Verhältnisse, erfolgte.⁵ Die USLE findet fast weltweit Verwendung, wurde aber vielerorts wegen ihrer Einfachheit und empirischen Grundlage kritisiert (Frielinghaus et al., 1999; Bork, 1988; Walther, 1999). Für die Anwendungsbereiche von METALPOL ist die USLE aber aus folgenden Gründen gut geeignet: Zum einen vereinen die sechs empirischen Faktoren zahlreiche wechselwirkenden Größen, welche für die räumliche Ausdehnung eines Einzugsgebietes weder flächendeckend noch qualitativ ausreichend ermittelt werden können. Zum anderen ist die USLE nur für eine langfristige Abschätzung für Perioden von mind. 10 Jahren, aber besser größer als 20 Jahren verwendbar (Schwertmann et al., 1987). Sie konnte daher für langfristige Aussagen in großen Gebieten bereits erfolgreich angewendet

⁴ Schwarzbrache mit einer Hanglänge von 22.1 m und einem Gefälle von 9 % mit konstant gehaltener Bodenbearbeitung.

⁵ Im weiteren wird anstatt der deutschen Bezeichnung „ABAG“ der internationale Begriff „USLE“ verwendet.

werden, wie für das Rheineinzugsgebiet durch Asselman (1997) und Van Dijk und Kwaad (1998) sowie für weite Bereiche in Deutschland (Behrendt et al., 2000; Huber, 1996; Deumlich und Frielinghaus, 1994; Richter, 1991).

Es ist hervorzuheben, dass mithilfe der USLE *der langfristige potentielle Bodenabtrag* pro Zelle berechnet wird; dies bedeutet, dass die USLE für die gesamte Zeitperiode von 1958–1995 pro Zelle nur *einmalig* und nicht für jedes Jahr separat ermittelt wurde. Die Größe fließt somit über die gesamte Zeitspanne für jede Zelle als Konstante in die weiteren Berechnungen des Bleitransportes ein.

In den folgenden Abschnitten werden nun die einzelnen Einflussgrößen und deren Bestimmung näher erläutert, wobei mit einer Ausnahme (Landnutzungsfaktor C, s. Abschnitt 4.3.1e) der Vorgehensweise für Einzugsgebietsskalen von Vink (2002) gefolgt wird (zur ursprünglichen Berechnung für den Feldmaßstab s. Schwertmann et al., 1987).

Zur genaueren Betrachtung der einzelnen Faktoren im Elbeeinzugsgebiet können die die jeweiligen Karten 7.1 und 7.2 sowie Tabelle 7.9 und Tabelle 7.10 im Anhang herangezogen werden.

4.3.1.a R-Faktor oder Regen-Erosivität

Wassererosion wird natürlicherweise durch Regen verursacht: Regen trägt einerseits direkt zur Bildung des Oberflächenabflusses bei, d.h. er beeinflusst die Transportkapazität und damit die Menge des erodierten Materials. Andererseits bewirken fallenden Regentropfen durch Verschlammung und Zerstörung von Aggregaten eine Änderung des Bodenzustandes und haben eine Veränderung der Infiltrationskapazität zur Folge, was wiederum Einfluss auf den Oberflächenabfluss hat (Schwertmann et al., 1987; Rohrer, 1985). Die Wechselwirkungen zwischen diesen u.a. Prozessen variieren dabei sehr kurzfristig auf sehr kleinem Raum. Hierbei spielt sowohl die absolute Menge des Niederschlags eine Rolle, als auch die Energie und seine Intensität. Diese unterschiedlichen, physikalisch hoch komplexen Abläufe werden empirisch im R-Faktor der USLE zusammengefasst. Er besteht in seiner ursprünglichen Form aus dem Produkt der integrierten kinetischen Energie eines erosiven Regenereignisses und seiner sog. 30-Minuten-Intensität am jeweiligen Ort. Letztere gibt die größte durchschnittliche Niederschlagsintensität in mm/h an, die während 30 Minuten eines erosiven Regenereignisses (mind. 10 mm pro Ereignis) gemessen wird (Schwertmann et al., 1987; Sauerborn, 1994).

Für größere Untersuchungsgebiete kann der R-Faktor aus leicht verfügbaren Niederschlagsdaten abgeleitet werden. Deumlich und Frielinghaus (1994) entwickelten eine Regressionsgleichung für Gesamtdeutschland, die eine lineare Abhängigkeit zwischen ‚normal‘ ermitteltem R-Faktor und mittleren Jahres- bzw. Sommerniederschlägen der jeweiligen Region beschreibt. Diese findet in METALPOL Verwendung (Gl. 18) (Vink, 2002):

$$R_i = 0.152 \cdot P_{S,i} - 6.88 \quad \{18\}$$

R_i = Regen-Erosivitätsfaktor [$\text{kJ m}^{-2} \text{mm h}^{-1}$]
 $P_{S,i}$ = mittlere Sommerniederschläge (Summe der Niederschläge vom 1.Mai–31.Okt.) f. 1958–1995 [mm]

Der R-Faktor wird wie alle Größen in der USLE nur einmal für den gesamten Untersuchungszeitraum ermittelt. Die Variabilität der Feuchte für jedes Jahr geht über den hydrologischen Koeffizienten H_C in die Erosionsberechnung ein (Kap. 4.3.2b). (s. auch Tab. 7.9/Anhang)

4.3.1.b K-Faktor oder Bodenerodibilität

Im K-Faktor wird die Anfälligkeit des Bodens für Erosion zusammengefasst. Er beinhaltet zahlreiche Parameter, die die Erosionsanfälligkeit anhand physiko-chemischer Eigenschaften wie Textur (Gehalt an Ton, Schluff und Feinstsand bzw. Sand), Struktur (Aggregatverteilung und Permeabilität) und Inhaltsstoffe wie organische Substanz des betrachteten Bodens widerspiegeln. (Schwertmann et al., 1987; Rohrer, 1985). Diese Größen bemessen die Infiltrationskapazität und damit Bildung von erosiven Oberflächenabfluss, die Stärke der Kohäsion zwischen den Bodenteilchen, die die Ablösungsneigung bestimmt, sowie ihre Transportfähigkeit. Das beinhaltet, dass zunehmender Gehalt an Schluff-, Sand und Feinstsand sowie große Aggregate die Erosionsgefährdung heraufsetzt (K-Faktor groß), und zunehmender Ton- und Humusgehalt sowie hohe Permeabilität die Erosionsgefährdung verringert (K-Faktor klein). Erosionsgefährdet sind demnach, wie auch allgemein bekannt, die fruchtbaren Lössböden (im Elbeinzugsgebiet Mitteldeutschland, Prager Becken), wohingegen schwere Böden mit hohem Ton- oder Humusgehalt weniger leicht abgetragen werden.

Für große Untersuchungsgebiete wie der Elbe-Region wird zur Bestimmung des K-Faktors in METALPOL die schrittweise Methode nach Van Dijk und Kwaad (1998) herangezogen: Diese fanden durch multiple Regression eine signifikante Korrelation zwischen K-Faktor und Ton- sowie Schluffgehalt. Mit dieser Regressionsgleichung werden zunächst anhand von bekannter Bodentextur aus Bodenkarten vorläufige Erodibilitäten berechnet (Gl. 19) (Van Dijk und Kwaad, 1998):

$$E_i = 0.00876 \cdot U_i - 0.003 \cdot T_i \quad \{19\}$$

E_i = vorläufige Erodibilität in Zelle i [$(\text{t ha}^{-1})/(\text{kJ m}^{-2} \text{mm h}^{-1})$]
 U_i = Schluffgehalt des Bodens in Zelle i [%]⁶
 T_i = Tongehalt des Bodens in Zelle i [%]⁷

⁶ Wertebereich 0-100.

⁷ Wertebereich 0-100.

Um den Gehalt an Humus mit einzubeziehen, wird anschließend eine Korrektur nach Gleichung 20 durchgeführt. Der Humusgehalt wird allerdings nur berücksichtigt, wenn er im Bereich von 2 % und 10 % liegt. Dabei wird der Humusgehalt auf Waldböden dreimal höher angesetzt als unter anderer Landnutzung (Van Dijk und Kwaad, 1998):

$$K_i = E_i - (E_i - 0.05) \cdot (OM_i - 2) / 8 \quad \{20\}$$

K_i = Bodenerodibilität [(t ha⁻¹)/(kJ m⁻² mm h⁻¹)]⁸
 E_i = vorläufige Erodibilität in Zelle i [(t ha⁻¹)/(kJ m⁻² mm h⁻¹)]
 OM_i = Humusgehalt des Bodens in Zelle i [%]⁹

Ton-, Schluff- und Humusgehalt wurden dem Anhang der Bodenkundlichen Übersichtskarte BÜK1000 (BGR, 1995; über Vink, 2002b) und dem Körnungsdreieck (NLFB, 2000) entnommen und mit der CORINE-Karte für Landnutzung verknüpft. (s. auch Karte 7.1/Anhang)

4.3.1.c L-Faktor oder Hanglängenfaktor

Die Hanglänge ist nach Schwertmann et al. (1987) die horizontale Distanz zwischen dem Punkt am Hang, an dem im Durchschnitt der Oberflächenabfluss beginnt und der Stelle am Hangfuß, an der Deposition einsetzt oder die an den Vorfluter grenzt. Der Hanglängenfaktor gibt nun das Verhältnis des Bodenverlustes des untersuchten Hanges mit bestimmter Hanglänge zu dem Bodenabtrag am Standardhang (22.1 m) an. Die Hanglänge hat insofern Einfluss auf das Erosions- bzw. Depositionsgeschehen, als dass auf einem langen Erosionshang gegebenenmaßen die Abflussmenge und somit auch die Transportkraft größer ist als auf einem vergleichsweise kurzem Erosionshang. In der USLE von METALPOL wird folgender empirischer Zusammenhang zwischen Hanglängenfaktor und erosiver Hanglänge verwendet, in den zusätzlich die Hangneigung exponentiell eingeht (Schwertmann et al., 1987; Vink, 2002):

$$L_i = \left(\frac{l_c}{22} \right)^{\gamma_i} \quad \{21\}$$

L_i = Hanglängenfaktor L in Zelle i []
 l_c = erosive Hanglänge [m], Konstante
 γ_i = Hanglängenexponent in Zelle i []; s. Tab. 4.1

⁸ K-Faktor hat die Einheit „Menge an Bodenabtrag pro Regenerosivität“.

⁹ Werte 0–100.

Tab. 4.1: Hanglängenexponent γ in Abhängigkeit von der Hangneigung (Datenquelle: Van Dijk und Kwaad, 1998).

Hangneigung [%]	< 0.5	0.6 - 1.0	1.1 - 3.4	3.5 - 4.9	> 5.0
γ	0.15	0.2	0.3	0.4	0.5

Der Hangbereich, in dem Erosion abläuft, ist meist kleiner als die Gesamthanglänge und muß vor Ort im Feld bestimmt werden, da eine Ableitung aus topographischen Karten oder sogar hochaufgelösten Digitalen Geländemodellen nicht möglich ist (Schwertmann et al., 1987; Van Dijk und Kwaad, 1998). Infolgedessen und aufgrund der Tatsache, dass die räumliche Auflösung in METALPOL 1 km² beträgt, die erosive Hanglänge aber unterhalb 1000 m liegt, wird in METALPOL die erosive Hanglänge l_e konstant auf 75 m gesetzt (Vink, 2002). Diese Vereinfachungen sind Van Dijk und Kwaad (1998) und Asselmann (1997) zufolge insofern legitim, als dass der Hanglängenfaktor im Vergleich zu den restlichen USLE-Faktoren eine eher geringe Sensitivität zum Bodenabtrag aufweist. Trotz der genannten Aspekte sollte in dieser Arbeit eine Interpretation der Bodenabtrag-Ergebnisse jedoch nur unter den o.g. Einschränkungen erfolgen, denn die Wahl einer Konstanten für die gesamte Untersuchungsregion kann nur eine grobe Abschätzung bedeuten.

(Karte 7.2/Anhang zeigt den LS-Faktor, d.h. das Produkt aus dem L-Faktor und dem S-Faktor (s. nächstes Kapitel))

4.3.1.d S-Faktor oder Hangneigungsfaktor

Steile Hänge neigen eher zur Erosion als flache Regionen. Der Hangneigungsfaktor beinhaltet die zweite topographische Eigenschaft, die in der USLE neben dem Hanglängenfaktor Berücksichtigung findet. Die Hangneigung spielt allerdings eine wichtigere Rolle als die Hanglänge und gehört zu den sensitivsten Faktoren der USLE. Seine Ermittlung muss demnach so genau wie möglich erfolgen (Huber, 1996; Schwertmann et al., 1987; Van Dijk und Kwaad, 1998).

Die Funktion für den S-Faktor auf Einzugsgebietsskala lautet (Gl. 22) (Vink, 2002):

$$S_i = \begin{cases} 10 \cdot 8 \cdot \sin \phi_i + 0.03 & \rightarrow \text{falls } \phi_i < 5.14^\circ \\ 16 \cdot 8 \cdot \sin \phi_i - 0.5 & \rightarrow \text{falls } \phi_i \geq 5.14^\circ \end{cases} \quad \{22\}$$

S_i = Hangneigungsfaktor S in Zelle i []
 Φ_i = Hangneigung in Zelle i [°]

Für die Berechnung des S-Faktors wurde die Hangneigungskarte nach Costa-Cabral verwendet. Costa-Cabral (2002) leitete die Hangneigung für das Elbe-Einzugsgebiet bei einer räumlichen Auflösung von 1 km² aus dem Digitalen Geländemodell ab. Hierzu wurde für die jeweilige Zelle aus einem Vergleich der topographischen Höhen aller Nachbarzellen die Zelle mit größter Reliefenergie (größte Höhendistanz) ermittelt. Aus dem Höhenunterschied zwischen der betrachteten Zelle und der am niedrigsten gelegenen Nachbarzelle wurde schließlich die Hangneigung berechnet. Die topographischen Heterogenitäten innerhalb einer Rasterzelle werden dabei nicht berücksichtigt, da sie die einzig verfügbaren Daten für Hangneigungen des gesamten Elbeeinzugsgebietes darstellen und als erste Annäherung ausreichend sein sollte.

Weder der L- noch der S-Faktor berücksichtigen die Hangform. Für die in METALPOL vorliegende Rasterweite von 1 km² kann eine detailliertere Reliefberücksichtigung nicht erfolgen, die Topographie wird hier mit den klassischen LS-Faktoren wie in den Arbeiten von Van Dijk und Kwaad (1998) und Asselman (1997) wiedergegeben (s. auch Auerswald et al., 1988).

(Karte 7.2/Anhang zeigt den LS-Faktor, d.h. das Produkt aus dem S-Faktor und dem L-Faktor.)

4.3.1.e C-Faktor oder Landnutzungsfaktor

Der Landnutzungsfaktor in der USLE beinhaltet die Schutzfunktion der Vegetation vor Bodenerosion und den Effekt der Bodenbearbeitung. Vegetation kann in vielerlei Hinsicht den Erosionsprozess beeinflussen: Das mehr oder weniger dichte Blätterdach mindert die kinetische Energie der Regentropfen und kann den direkten Aufprall des Regens auf den Boden und somit die Ablösung von Bodenpartikeln verhindern. Des weiteren spielt die Wurzelzone im Boden eine große Rolle: Sie führt zum einen zu einer Stabilisierung des gefährdeten Oberbodens, zum anderen erhöht das Wurzelwerk die Durchlässigkeit und somit die Infiltrationskapazität des Bodens.

Der C-Faktor des USLE bildet das Verhältnis von Bodenabtrag unter bestimmter Landnutzung zum Bodenabtrag des Standardhanges unter Schwarzbrache. Er ist demnach 1, falls der betrachtete Boden unter Standardbedingungen kultiviert wird. Vegetation setzt den C-Faktor umso stärker herab, je höher der Bodenschutz durch sie ist. Zur Bestimmung des Landnutzungsfaktors nach Vink (2002) wird der C-Faktor in mehreren Schritten für jede Bearbeitungsperiode im Jahr und jede Fruchtfolge berechnet, wobei wiederholt der R-Faktor (die Regenerosität) eine Rolle spielt. Dieser Ansatz ist jedoch für den hier bearbeiteten langen Untersuchungszeitraum nicht geeignet. Da weder die notwendigen detaillierten Landnutzungsdaten wie Art der Ackerfrüchte und Fruchtfolgen noch ihre Änderungen in monatlicher Auflösung für die 38 Jahre und den Untersuchungsraum verfügbar sind, wurde in der vorliegenden Arbeit auf Literaturdaten zurückgegriffen. Die C-Faktoren wurden demzufolge Deumlich und Frielinghaus (1994), die die USLE für ein Elbeteileinzugsgebiet ermittelten, und der Rheinstudie von Asselman (1997) entnommen und mit der CORINE Landnutzungskarte verknüpft. Dabei musste auf die detaillierte Berücksichtigung unterschiedlicher Ackerfrüchte verzichtet werden.

Aufgrund der insgesamt schwierigen Datenlage wird dies als einzige, aber ausreichende Möglichkeit angesehen. Huber (1996) musste aufgrund des hohen Datenaufwandes sogar ganz auf eine Berechnung des C-Faktors verzichten. (Tab. 7.10/Anhang)

4.3.1.f P-Faktor oder Erosionsschutzfaktor

Der Erosionsschutzfaktor gibt das Verhältnis zwischen dem Bodenabtrag eines Bodens mit vorliegenden Erosionsschutzmaßnahmen und dem Bodenabtrag von Land ohne Erosionsschutz mit hangparalleler Bearbeitung (Standardhang) an. Bearbeitungsmethoden wie Quer- oder Streifennutzung können den hangabwärts gerichteten Oberflächenabfluss verringern und somit den Bodenabtrag mindern, wobei allerdings die Effektivität derartige Erosionsschutzmaßnahmen und ihr flächenmäßiger Anteil kaum bekannt ist und nachhaltig diskutiert wurde (Auerswald et al., 1988; Asselman, 1997; Van Dijk und Kwaad, 1998; Vink, 2002). Infolgedessen wurde in zahlreichen Arbeiten auf die Berechnung des P-Faktors verzichtet und der P-Faktor 1 gesetzt (d. h. keine Erosionsschutzmaßnahmen) (Deumlich und Frielinghaus, 1994; Huber, 1996; Asselman, 1997; Van Dijk und Kwaad, 1998). Dies ist auch in METALPOL der Fall (Vink, 2002).

Tabelle 4.2 zeigt die Ergebnisse mehrerer Studien zur Berechnung der mittleren Bodenabträge nach der USLE im Elbeinzugsgebiet. Es wird deutlich, dass die Anwendung der USLE in der vorliegenden Arbeit zu vergleichbaren und sinnvollen Ergebnissen führt und als erster Schritt zur Berechnung des Bleieintrages über Erosion herangezogen werden kann.

Tab. 4.2: Potentieller langfristiger Bodenabtrag BA (USLE) nach verschiedenen Studien (* :Datenquelle: Vink, 2002).

Vink (2002) BA [t ha ⁻¹ a ⁻¹]	Behrendt et al. (2000)* BA [t ha ⁻¹ a ⁻¹]	diese Studie BA [t ha ⁻¹ a ⁻¹]
1.57	1.1	1.1

4.3.2 Realer jährlicher Bodentransport mithilfe des Sedimentanlieferungsverhältnisses (SDR) und des hydrologischen Koeffizienten H_c

Mithilfe der USLE kann nur der *potentielle* Bodenabtrag von einer Fläche berechnet werden, nicht aber die Menge, die in einem betrachteten Zeitraum tatsächlich die Fläche verlässt, denn in der USLE werden weder Transport- oder Depositionsprozesse noch zeitliche Schwankungen berücksichtigt.

Beiden Gesichtspunkten wird in METALPOL mithilfe zweier Modelle Rechnung getragen, die in diesem Kapitel vorgestellt werden.

Die abgetragenen Bodenpartikel erreichen nur selten direkt das Flusssystem: Sie werden nach einem erosiven Regen zumeist am Hangfuß, in Senken oder Vegetationsinseln abgelagert und, wenn überhaupt, erst beim nächsten Abflussereignis weitertransportiert. Dies hat zur Folge, dass die Sedimentmenge, die ein Gebiet verlässt, sehr viel kleiner ist als die insgesamt abgelöste Menge Boden. Die Partikel, die schließlich das Flusssystem erreichen, und deren Bleibelastung Gegenstand dieser Arbeit ist, unterlagen somit zumeist weitreichenden Umlagerungsprozessen. Für den Übertrag auf Großeinzugsgebiete muss daher zur Ermittlung des tatsächlichen Sedimenteintrages, wie in diesem Kapitel anvisiert, bei Anwendung der USLE der Sedimentrückhalt zusätzlich berücksichtigt werden. Dies wird auf Flussgebietskala häufig mit einem empirischen Modell, dem sog. „Sedimentanlieferungsverhältnis“ (SDR, sediment delivery ratio) durchgeführt, das auch in METALPOL Verwendung findet und im folgenden Abschnitt 4.3.2a beschrieben wird. Die zeitlichen Schwankungen der Regen-Erosivität wird durch den „hydrologischen Koeffizienten“ dargestellt und im daran anschließenden Kapitel 4.3.2b behandelt.

4.3.2.a Konzept des Sedimentanlieferungsverhältnisses SDR nach Behrendt et al. (2000)

Das SDR ist definiert als das Verhältnis aus dem potentiellen Bodenabtrag (USLE) und der tatsächlichen ausgetragenen Bodenmenge in einem bestimmten Gebiet und wird laut Da Ouyang (1997) generell zur Beschreibung der Sedimentspeicherung in einem Einzugsgebiet verwendet (s. auch Vink, 2002; Asselman, 1997).

Das SDR ist Ergebnis vielerlei Wechselwirkungen in Zeit und Raum und u.a. abhängig von der Größe und Topographie des Einzugsgebietes (wie der Hangneigung und -form), Landnutzung, Bodenarten, sowie der Transportdistanz zum Vorfluter und der Flussnetzdicke. Je größer beispielsweise das Einzugsgebiet, je kleiner die Flussnetzdicke und je länger die Transportdistanz zum Vorfluter, umso geringer das SDR, da vergleichsweise viel Material abgelagert wird. Ein starkes Relief und hohe Abflussgeschwindigkeiten erhöhen hingegen das Sedimentanlieferungsverhältnis (Da Ouyang, 1997; Asselman, 1997; Vink, 2002). Aufgrund der zahlreichen Einflussgrößen wurden mehrere Methoden zur Ableitung des SDR entwickelt. Einen Überblick über SDR-Modelle gibt Da Ouyang (1997).

Behrendt et al. (2000) entwickelte ein Modell zur Berechnung des SDR für Einzugsgebiete Gesamt-Deutschlands, welches in METALPOL implementiert ist. Hierzu kombinierte die vier Faktoren potentieller Bodenabtrag (USLE), Einzugsgebietsgröße, Hangneigung und Landnutzung. Dieses SDR-Modell lautet (Gl. 23) (Behrendt et al., 2000; Vink, 2002):

$$\text{SDR}_i = 0.012 \cdot (\delta_i - 0.25)^{0.3} \cdot A_{\text{agr},i}^{1.5} \quad \{23\}$$

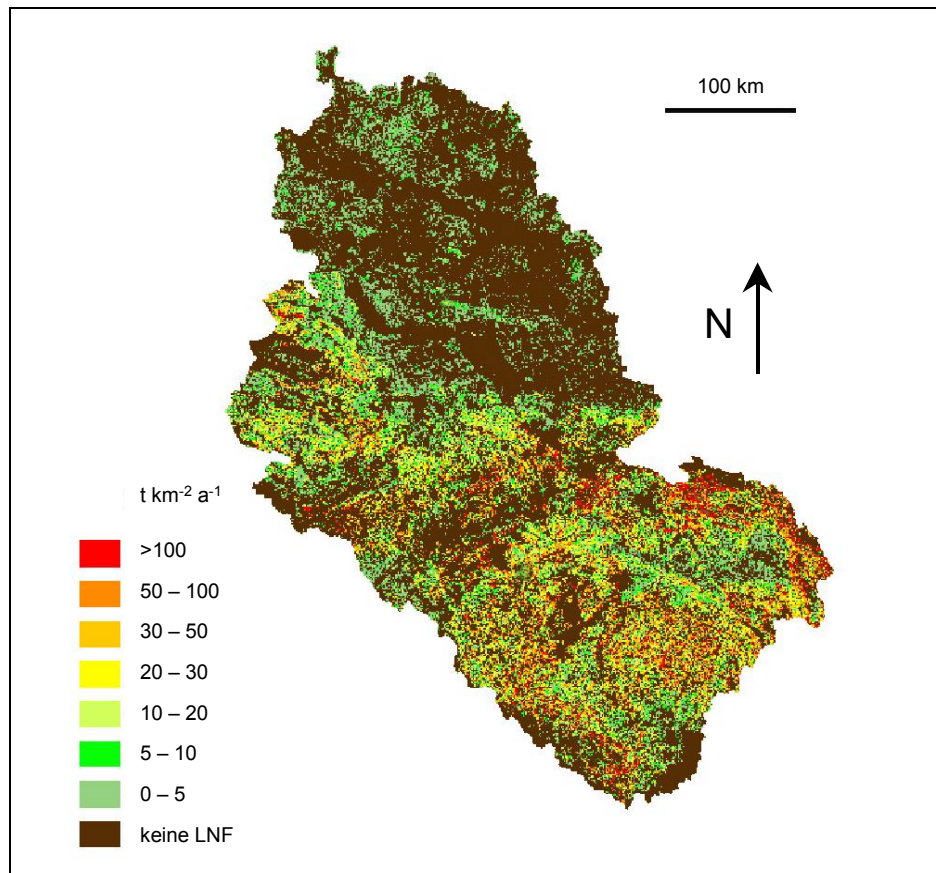
SDR_i = Sedimentanlieferungsverhältnis in Zelle i []
 δ_i = Hangneigung in Zelle i [%]¹⁰
 $A_{\text{agr},i}$ = Anteil an Ackernutzung in Zelle i [%]¹¹

Dem Prinzip des SDR nach Behrendt et al. (2000) liegt zugrunde, dass nicht alle Regionen eines Einzugsgebietes, sondern nur bestimmte Flächen zur Erosion beitragen können: Für die Ableitung der Gleichung 23 wurden zunächst nur Gebiete herangezogen, die an einen Vorfluter grenzen, eine Mindesthangneigung von 1 % aufwiesen sowie ackerbaulich genutzt wurden und somit direkt erodiertes Material in das Flusssystem eintragen können. Durch nicht-lineare multiple Regression wurden die Größen „mittlere Hangneigung δ “ und „Landnutzung“ (d.h. Anteil an Ackerland, A_{agr}) als diejenigen Parameter herausgewählt, die das SDR ganzer Einzugsgebiete hinreichend gut beschreiben (zur genaueren Lektüre s. Behrendt et al., 2000).

In der Karte 4.2. ist der *langfristige tatsächliche* Bodenabtrag von Ackerland (also das Produkt aus der USLE und des SDR) für das Elbegebiet und die Jahre 1958–1995 dargestellt, wie er aus METALPOL hervorgeht. Besonders erosionsgefährdet sind demnach die Höhenzüge des Harzes, des Riesengebirges, aber auch die Lössgebiete des Böhmer Beckens und Mitteldeutschlands. Es wird deutlich, dass die Tschechische Republik den größten Beitrag zum Sedimenteintrag in die Elbe hat.

¹⁰ Werte 0-100.

¹¹ Werte 0 % (kein Ackerbau) oder 100 %, da räumliche Auflösung von METALPOL und der Landnutzungskarte übereinstimmen.



Karte 4.2: Langfristiger jährlicher Bodenabtrag (USLE*SDR) für landwirtschaftliche Nutzflächen (LNF) im Untersuchungsgebiet.

4.3.2.b Hydrologischer Koeffizient H_c nach Rogler und Schwertmann

Da weder in dem Bodenabtragsmodell der USLE, noch im SDR-Verfahren nach Behrendt et al. (2000) eine zeitliche Komponente enthalten ist und sie nur die langfristigen Einträge berechnen, fügten Behrendt et al. (2000) bzw. Vink (2002) zur Bestimmung des tatsächlichen jährlichen Bodeneintrags eine Größe hinzu, die den Bodenabtrag in jedem Jahr beeinflusst. Sie wählten den sog. „hydrologischen Koeffizienten“ H_c nach Rogler und Schwertmann (1981), ein Maß für die Häufigkeit von erosiven Regenereignissen pro Jahr (Gl. 24) (Vink, 2002):

$$H_{c,i,t} = \frac{Z_{a,i,t}}{\overline{Z}_{1958-1995,i}} \quad \{24\}$$

$H_{c,i,t}$ = hydrologischer Koeffizient in Zelle i zur Zeit t []
 $Z_{a,i,t}$ = Anzahl der Tage mit erosiven Regenereignissen im Jahr am Punkt i¹²
 $\overline{Z}_{1958-1995,i}$ = mittlere Anzahl der Tage im Jahr mit erosiven Regenereignissen über den gesamten Untersuchungszeitraum¹²

Der hydrologische Koeffizient H_c beschreibt die Regen-Variabilität pro Jahr, d.h. er gibt an, ob das betrachtete Jahr im Vergleich zum gesamten Untersuchungszeitraum (hier: 38 Jahre) ein feuchtes, erosionsförderndes oder ein eher trockenes Jahr war. Hierbei spielt die Erosivität der Regenfälle über das Jahr wiederholt eine Rolle.

Durch Kopplung des langfristigen, potentiellen Bodenabtrages (aus der USLE) und dem stationären SDR mit H_c wird schließlich der *Bodeneintrag pro Fläche und Jahr* in die Elbe wie folgt abgeleitet (Gl. 25):

$$SED_{i,t} = BA_i \cdot SDR_i \cdot H_{c,i,t} \cdot 100 \quad \{25\}$$

$SED_{i,t}$ = Sedimentaustrag in Zelle i zur Zeit t [$t \cdot a^{-1}$]
 BA_i = potentieller langfristiger Bodenabtrag in Zelle i [$t \cdot a^{-1}$]
 SDR_i = Sedimentanlieferungsverhältnis in Zelle i []
 $H_{c,i,t}$ = hydrologischer Koeffizient in Zelle i zur Zeit t []

Bis zu diesem Punkt wurde nur die Bodenerosion *ohne Berücksichtigung des Schwermetalls Blei* berechnet. Um nun den Bleimenge zu ermitteln, die über diese abgetragenen Bodenpartikel jedes Jahr in die Elbe gelangt, wird in METALPOL im vorletzten Schritt der Anreicherungsfaktor herangezogen, der die Bleianreicherung im bis hier berechneten erodierten Material bestimmt und der im folgenden Kapitel betrachtet wird.

4.3.3 Anreicherungsfaktor ER und Schlussberechnung des Bleitransportes über Erosion

Die vorangehenden Abschnitte zeigten die Rechenschritte zur Ableitung des tatsächlichen abgetragenen Bodenmenge, die jährlich aus jeder Zelle unter den herrschenden meteorologischen

¹² Definiert nach Kap. 4.3.2.a.

Bedingungen in die Elbe transportiert wird. Im vorliegenden Kapitel wird nun das Teilmodell vorgestellt, mit dem die eingetragene Bleimenge auf Basis des „reinen“ Bodenabtrages ermittelt wird.

4.3.3.a Anreicherungsfaktor ER

Der Gehalt von stark sorptiven Stoffen wie Blei ist im Erosionsmaterial höher als der Gehalt im Ursprungsboden (Weigand et al., 1998). Die Schwermetallbelastung des abgetragenen Materials, welches in die Elbe gelangt, darf aufgrunddessen nicht direkt vom Blei-Gehalt des Oberbodens abgeleitet werden. Für die Transportberechnung von stark sorptiven Stoffen wie Blei wird neben der Substanzkonzentration im Boden häufig der Anreicherungsfaktor („enrichment ratio“, ER) herangezogen, und zwar aufgrund zweier sich gegenseitig noch verstärkender Prozesse (s. auch Kap. 2.1):

Zum einen ist die durch Erosion hervorgerufene Ablösung und der Transport von Bodenpartikeln stark selektiv. Dies beinhaltet, dass bevorzugt Partikel der Feinstbodenfraktion wie Ton und Humus transportiert werden, wohingegen Grobpartikel schwerer losgelöst und sehr viel schneller abgelagert werden. Zum anderen ist gerade diese leicht erodierbare Feinstfraktion bevorzugter Sorbent für Nährstoffe und Schwermetalle. Diese beiden Prozesse führen zu einer Bleianreicherung in suspendierten, erodierten und/oder sedimentierten Bodenpartikeln (Weigand et al., 1998). Zur Berücksichtigung dieser Bleianreicherung wird in METALPOL der Blei-Gehalt des Bodens mit einem empirischen Anreicherungsfaktor, ER, gekoppelt. Per Definitionem ist der ER eines bestimmten Stoffes das Verhältnis aus seinem Gehalt in der Schwebstofffraktion/im erodierten Sediment zu seinem Gehalt im Ursprungsboden (Vink, 2002; Weigand et al., 1998):

$$ER = \frac{C_{SED}}{C_{SOIL}} \quad \{26\}$$

ER = Anreicherungsfaktor
C_{SED} = Konzentration des betrachteten Stoffes im Sediment/Schwebstofffraktion
C_{SOIL} = Konzentration des betrachteten Stoffes im Ursprungsboden

Da auch Phosphor stark partikelgebunden transportiert wird (Auerswald und Weigand, 2002; Behrendt et al., 2000; Vink, 2002) und somit hinsichtlich des Transportverhaltens mit dem Schwermetall Blei vergleichbar ist, wurde zur Modellierung der Bleianreicherung (und anderen Schwermetallen) in METALPOL ein Ansatz von Behrendt et al. (2000) herangezogen, der den Transport und die Anreicherung von Phosphor im Boden modelliert. Er beschreibt einen Zusammenhang zwischen dem Anreicherungsfaktor und dem gebietsspezifischen Sedimenteintrag und wurde von Vink (2002) mithilfe von Messdaten und dem Zusammenhang aus Gleichung 26 für die Akkumulation von Blei in

METALPOL modifiziert. Dieser Ansatz wird in der vorliegenden Arbeit verwendet (Gl. 27) (Vink, 2002):

$$ER_{Pb,i} = 8.25 \cdot \left(\frac{BA_i}{A_{D,i}} \right)^{-0.47} \quad \{27\}$$

$ER_{Pb,i}$ = Anreicherungsfaktor von Blei in Zelle i []
 BA_i = potentieller langfristiger Bodenabtrag in Zelle i [$t a^{-1}$]
 $A_{D,i}$ = Größe des oberhalb gelegenen Einzugsgebietes pro Zelle [km^2]

Der Parameter A_D beschreibt die Größe der oberhalb gelegenen Flächen, die in die betrachtete Zelle entwässern (s. Kap. 3.2.1). Gleichung 27 beinhaltet, dass die Blei-Anreicherung im Erosionsmaterial in Regionen mit kleinem gebietsspezifischen Bodenabtrag (Klammer in Gleichung 27) größer ist als in Gebieten mit hohen Erosionsraten.

4.3.3.b Berechnung des Bleitransportes über Erosion

Zur Modellierung *des jährlichen Bleieintrages über Erosion* Pb_{EROS} ins Elbeeinzugsgebiet wird nun die Gleichung 27 mit den Teilmodellen USLE (Kap. 4.3.1) und SED (Kap. 4.3.2) gekoppelt. Dies führt zur Erosionsgleichung 16, die zur besseren Übersicht hier nochmals angeführt wird:

$$Pb_{EROS,i,t} = BA_i \cdot SDR_i \cdot H_{C,i,t} \cdot ER_i \cdot Pb_{SOIL,i,t-1} \quad \{16\}$$

$Pb_{EROS,i,t}$ = Bleieintrag über Erosion aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t a^{-1}$]
 BA_i = langfristiger, potentieller Bodenabtrag in Zelle i [$t a^{-1}$]
 SDR_i = Sedimentanlieferungsverhältnis in Zelle i []
 $H_{C,i,t}$ = hydrologischer Koeffizient in Zelle i zur Zeit t []
 ER_i = Anreicherungsfaktor in Zelle i []
 $Pb_{SOIL,i,t-1}$ = Bleigehalt im Oberboden in Zelle i zur Zeit t-1 [$mg kg^{-1}$]

Zur Modellierung des Eintrages von partikelgebundenem Blei sind mehrere Größen notwendig, die in den vorherigen Kapiteln detailliert vorgestellt und in Abbildung 4.7 zusammengefasst wurden. Demnach fließen pedologische Prozesse (wie Bodenabtrag, -transport und Sedimentrückhalt), meteorologische bzw. hydrologische Parameter sowie die physiko-chemischen Eigenschaften von Blei in das Erosionsmodell von METALPOL ein. Des weiteren spielt natürlich der Bleigehalt des Bodens eine Rolle. Da das Erosionsmodell wie die Wasserbilanz über das Bodenkompartiment läuft, geht Gleichung 16 wiederum in die Bodenmassenbilanz ein. Die Bodenmassenbilanz wird im folgenden Kapitel 4.4 zusammen mit dem Eintragsweg „direkte atmosphärische Deposition“ genauer erläutert.

4.4 Modellierung der direkten atmosphärischen Deposition und Bodenmassenbilanz

Im vorliegenden Kapitel steht zunächst die Ermittlung der dritten Bleiquelle, der direkte Eintrag aus der Atmosphäre in die Elbe, im Mittelpunkt (Kap. 4.4.1). Im Anschluss daran wird das zentrale Modell in METALPOL, die Bleimassenbilanz im Boden, vorgestellt. In der Bodenmassenbilanz laufen die Teilmodelle „Direktabfluss“ und „Erosion“, die in den letzten Kapiteln beschrieben wurden, zusammen. Von diesem Schwermetallhaushalt des Bodens ist abhängig, wie hoch letztendlich die Bleimenge ist, die gelöst über den Abfluss oder partikelgebunden über Erosion die Zelle verlässt und in die Elbe transportiert wird (s. Kap. 4.4.2).

4.4.1 Direkte atmosphärische Deposition in den Gewässerkörper

Die direkte atmosphärische Deposition stellt eine unmittelbare Kontamination des Gewässers durch Blei dar. Sie gehört demnach im Gegensatz zu den indirekten diffusen Quellen „Erosion“ und „Direktabfluss“ zu den „direkten“ Eintragungswegen.

Für ihre Bestimmung sind zum einen die Depositionsraten notwendig, zum anderen die Größe der Gewässerfläche, die als Aufnahme­fläche fungiert. Aufgrund der räumlichen Auflösung der CORINE-Landnutzungskarte von 1 km² kann diese nicht direkt zur Ableitung der Gewässerfläche herangezogen werden. Sie berücksichtigt nur die großen Flüsse und Seen. Kleinere Wasserläufe mit einer Ausdehnung < 1 km² werden nicht miteinbezogen. Da dies zu einer Unterschätzung der Aufnahme­fläche führt, muss die CORINE-Gewässerfläche nach oben korrigiert werden. Zu diesem Zweck wird eine Methode von Behrendt und Opitz (2000) herangezogen. Demzufolge berechnet sich die tatsächlich vorhandene Wasserfläche zum einen aus der Gewässerfläche nach CORINE-Angaben, zum anderen aus der Einzugs­gebietsgröße. Die Korrektur wurde in der vorliegenden Arbeit einmalig für das Elbeeinzugsgebiet durchgeführt (Gl. 28) (Behrendt und Opitz, 2000; Vink, 2002):

$$A_{GEWÄSSER} = A_{CORINE} + 0.001 \cdot A_D^{1.185} \quad \{28\}$$

$A_{GEWÄSSER}$	= totale Gewässerfläche im Untersuchungsgebiet [km ²]
A_{CORINE}	= Gewässerfläche im Untersuchungsgebiet nach CORINE [km ²]
A_D	= Größe des Einzugsgebietes [km ²]

Zur Ermittlung der direkten Deposition wird $A_{GEWÄSSER}$ mit der mittleren jährlichen atmosphärischen Bleideposition multipliziert (Gl. 29):

$$Pb_{DEPO,t} = \overline{Pb}_{DEPO,t} \cdot A_{GEWÄSSER} \quad \{29\}$$

$Pb_{DDEPO,t}$	= Bleieintrag durch direkte Deposition zur Zeit t ins Gewässer [$t \text{ a}^{-1}$]
$\overline{Pb}_{DEPO,t}$	= mittlere Depositionsrate im Untersuchungsgebiet zur Zeit t [$t \text{ km}^{-2} \text{ a}^{-1}$]
$A_{GEWÄSSER}$	= totale Gewässerfläche im Untersuchungsgebiet [km^2]

Die Größe Pb_{DDEPO} wird räumlich nicht weiter differenziert. Sie umfasst demnach die gesamte Menge Blei, die jährlich direkt aus der Atmosphäre in den gesamten Wasserkörper der Elbe eingetragen wird. Des weiteren spielt dieser direkte Bleieintrag in der Bodenmassenbilanz keine Rolle. Dort werden nur die Größen berücksichtigt, die den indirekten Transport von der Atmosphäre über Land/Boden beschreiben. Die Bodenmassenbilanz wird im nächsten Abschnitt vorgestellt.

4.4.2 Bodenmassenbilanz

Die in Kapitel 4.2 und 4.3 dargestellten Rechenschritte zur Ableitung des Bleitransportes über die gelöste und über die partikelgebundene Phase sind neben vielen anderen Größen von der Bleikonzentration im Boden abhängig. Der Boden spielt eine Schlüsselrolle in der Speicherung und Freisetzung von Schwermetallen. Seine physiko-chemische Zusammensetzung bestimmt die Bleigehalte und die Auswaschbarkeit von Schadstoffen im hohen Maße. Die Ableitung der jeweiligen Bleitransporte Pb_{FAST} bzw. Pb_{EROS} (Gl. 15 und Gl. 16) kann erst in Kopplung mit der Bodenmassenbilanz erfolgen. Je höher dabei der Bleigehalt im Boden, desto höher der Bleitransport aus dem Boden hinaus. Umgekehrt beeinflussen die Bleimengen der Ein- und Ausgangsgrößen den Schwermetallhaushalt eines Bodens ebenfalls. Diese Wechselwirkungen zwischen Ein- und Austrag, Fixierung, Lösung und Zwischenspeicherung von Blei wird in METALPOL über eine Bodenmassenbilanz quantifiziert. Hier fließen die Bodenkonzentrationen, die Bleieinträge über atmosphärische Deposition bzw. die Bleiausträge über Erosion und Direktabfluss ein (s. Abb. 4.8).

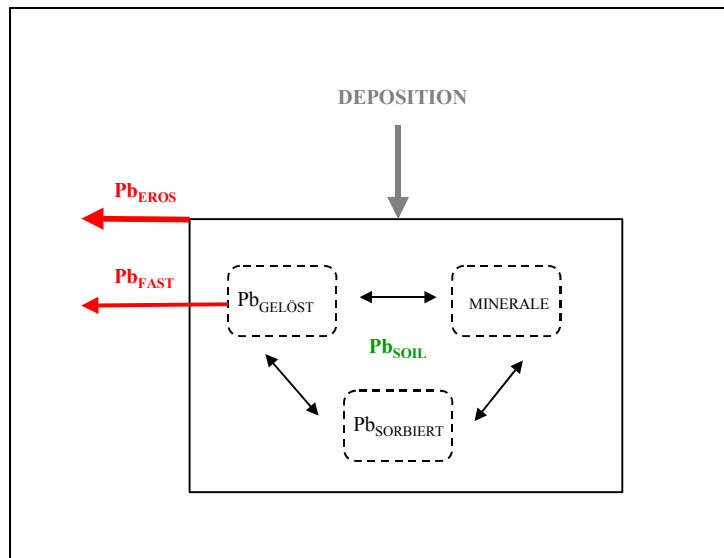


Abb. 4.8: Prinzip der Bodenmassenbilanz in der modifizierten Form von METALPOL.

Die Bleikonzentration im Boden wird bei jedem Zeitschritt nach Gleichung 30 bestimmt (nach Vink, 2002):

$$Pb_{SOIL,i,t} = Pb_{SOIL,i,t-1} + \frac{Pb_{DEPO,i,t} * 10^3}{SOILMASS} - \frac{(Pb_{FAST,i,t} + Pb_{EROS,i,t}) * 10^8}{SOILMASS} \quad \{30\}$$

$Pb_{SOIL,i,t}$ = Bleikonzentration im Boden in Zelle i zur Zeit t [$mg\ kg^{-1}$]

$Pb_{SOIL,i,t-1}$ = Bleikonzentration im Boden in Zelle i zur Zeit t-1 [$mg\ kg^{-1}$]

$Pb_{DEPO,i,t}$ = atmosphärische Bleideposition in Zelle i zur Zeit t [$\mu g\ m^{-2}\ a^{-1}$]

$Pb_{FAST,i,t}$ = Bleieintrag über Direktabfluss aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t\ a^{-1}$]

$Pb_{EROS,i,t}$ = Bleieintrag über Erosion aus Zelle i zur Zeit t ins Gewässer [$t\ a^{-1}$]

SOILMASS = Masse an Oberboden pro Zelle, Konstante

Die Größe „SOILMASS“ beschreibt die durchschnittliche Masse an Boden pro Zelle bei einer angenommenen Bodentiefe von 0.5 m und einer mittleren Bodendichte von $1400\ kg\ m^{-3}$. Sie geht mit $7 * 10^8\ kg$ als räumliche Konstante in METALPOL ein (Vink, 2002).

Zu Gleichung 30 soll hier erwähnt werden, dass Pb_{FAST} und Pb_{EROS} die transportierte Bleimenge pro Zelle ($1\ km^2$) angeben. Die Daten zur Bleideposition Pb_{DEPO} liegen zunächst in einer anderen Einheit (pro m^2) vor, die für die ganze Zelle homogen sind. Die Umrechnungsfaktoren sind in Gleichung 30 daher ebenfalls mitaufgeführt.

Die Bleibodenkonzentrationen werden in der ersten Berechnung für das Jahr 1958 mit den geogenen Hintergrundwerten (Tab. 3.3) initialisiert und bilden somit die Größe $Pb_{SOIL,i,t-1}$ im ersten Zeitschritt. Im nächsten Zeitschritt erfolgt das Update zu $Pb_{SOIL,i,t}$. Diese Bleibodenkonzentration geht dann im darauffolgenden Zeitschritt wiederum als $Pb_{SOIL,i,t-1}$ in die neuen Berechnungen ein.

4.5 Diskussion des Modells

Mit der Anwendung eines Modells sind Unsicherheiten verbunden, die sich in den Modellergebnissen niederschlagen. Diese sind sowohl auf die Güte der Datengrundlage (s. Kap. 3.2), als auch die Systemabstraktionen zurückzuführen, die bei der Modellerstellung getroffen werden müssen. Zur Bewertung der Resultate ist es daher notwendig, die Ungenauigkeiten und Einschränkungen des Modells genauer zu betrachten.

Modelle auf Einzugsgebietskala lassen zumeist nur großräumige Aussagen zum Schwermetalltransport zu, da sie nur für großskalige Untersuchungsgebiete konzipiert sind (s. auch Vink, 2002; Kunkel und Wendland, 1998; Kwadijk, 1993; Asselmann, 1997). METALPOL, das zu diesen Flussgebietsmodellen gehört, besitzt infolgedessen, auf Prozessebene betrachtet, eine relativ grobe räumliche Auflösung von 1 km^2 . Dies beinhaltet eine starke Vereinfachung der existierenden Bedingungen und Prozesse.

Die geographischen Eigenschaften wie Heterogenitäten der Böden, der Landnutzung und der Topographie innerhalb der Zelle werden vernachlässigt. Dies bedeutet, dass solche Größen wie Hangneigungen oder Gewässerflächen nur sehr grob abgebildet werden können. Zusätzlich hierzu wird vorausgesetzt, dass die Bodentiefe für das gesamte Untersuchungsgebiet konstant ist und die Bodentextur und seine Sorptionsstärke bzgl. Blei (Verteilungskoeffizient K_d) auf einer Fläche von 1 km^2 homogen sind.

Es ist weiterhin zu bemerken, dass METALPOL die tatsächlich ablaufenden geochemischen Prozesse innerhalb der Zelle nur schematisch berücksichtigt. Die Anwendung eines Verteilungskoeffizienten, der im Labor bestimmt wird, setzt beispielsweise voraus, dass die Bleikonzentration im Boden mit der Bleikonzentration in der Bodenlösung (hier: Direktabfluss) im chemischen Gleichgewicht steht. Er kann daher nur in erster Näherung die Lösungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet widerspiegeln. Bezüglich der Bleikonzentration im Boden ist außerdem festzuhalten, dass die geogenen Hintergrundwerte für Blei für jedes Bundesland und in der gesamten Tschechischen Republik homogen ins Modell einfließen und innerhalb dieser großen Regionen konstant sind.

Des Weiteren werden auch die hydrologischen Prozesse zum Bleitransport nur grob abgebildet. Eine detaillierte Beschreibung der wechselwirkenden Größen, wie sie in Abbildung 4.4 (Kap. 4.2.1) dargestellt werden, ist nicht möglich. Das lokale Erosions- und Abflussverhalten innerhalb der Rasterzelle kann nicht nachvollzogen werden, sondern nur der Output aus dieser Zelle hinaus. Die

Prozesse der Versickerung und Interzeption werden nicht explizit beschrieben, sondern sind empirisch in anderen Parametern enthalten (C_{CROP} , k_f). Außerdem werden Hochwasserereignisse nicht berücksichtigt. Darüber hinaus sind auch die Vorgänge der Schneeschmelze und Abflussbildung sehr schematisch modelliert: Abfluss kann nur gebildet werden, wenn die vorhandene Wassermenge den maximal pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt übersteigt (Gl. 11). Denn der Wasserinput durch Regen und Schneeschmelze wird erst dem (trockenen) Boden zugeführt (Gl. 10).

Zusätzlich ist hinzuzufügen, dass die tatsächlichen Fließ- und Wasserwege von Zelle zu Zelle nur schematisch abgeleitet werden können. METALPOL ist allerdings so konzipiert, dass die Menge partikelgebundenen und erodierten bzw. des gelösten Bleis aus jeder Zelle innerhalb eines Jahres die Elbe erreicht und somit der eigentliche räumliche Transportprozess nicht explizit nachgezeichnet werden muss.

Die räumliche Auflösung spielt im Wasserbilanzmodell grundsätzlich eine geringere Rolle. Durch die Anwendung eines einfachen Wasserhaushaltsmodells ist es Kunkel und Wendland (1998) zufolge möglich, bei einem 1 km^2 -Raster die wichtigsten hydrologischen Größen hinreichend genau zu ermitteln. Diese Autoren untersuchten die Ergebnisse eines Wasserhaushaltsmodells mit unterschiedlicher räumlicher Auflösung. Ein Vergleich der Abflussberechnungen in einem 1 km^2 -Raster mit hochaufgelösten Datensätzen zeigte keine signifikanten Unterschiede. Die Wahl dieser Auflösung ist daher für die Wasserbilanzerstellung gut geeignet.

Allerdings sind die Interpolationen auf dieser räumlichen Skala mit Ungenauigkeiten verbunden. Dies geht aus Karte 4.1 hervor. Die Verwendung von Thiessenpolygonen ist eine starke Vereinfachung und führt besonders in den eintragsgefährdeten Höhenzügen zu Unsicherheiten bei der Abflussberechnung (s. Kap. 4.2.3).

Den vorausgegangenen Darstellungen ist zu entnehmen, dass METALPOL nur großräumige Aussagen zum Wasserhaushalt und zum Transportgeschehen treffen kann. Für prozessorientierte Fragestellungen auf kleinerer zeitlicher und räumlicher Skala sollten andere Modelle zur Anwendung kommen. Wird der Blickpunkt jedoch nur auf Transportberechnungen in großen Untersuchungsgebieten gelegt, so fallen die getroffenen Vereinfachungen weniger nachteilig ins Gewicht.

Die vorangegangenen Diskussionen zur Datengrundlage und Modellstruktur sind bei der Interpretation der Modellresultate von Wichtigkeit. Im folgenden Kapitel 5 werden die Modellergebnisse beschrieben und diskutiert.

5 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, den Überlandtransport von atmosphärisch eingetragenem Blei für die Jahre 1958–1995 von landwirtschaftlichen Nutzflächen im Elbeinzugsgebiet zu rekonstruieren. Dies erfolgt anhand des Schwermetalltransportmodells METALPOL (Vink, 2002) über die drei Eintragsquellen „direkte Deposition“, „Erosion“ und Direktabfluss“. Auf Basis dieses Modells wird der jährliche Bleieintrag in die Elbe über ihre gesamte Länge ermittelt. Darüber hinaus können erste Angaben zu den Hauptbelastungsgebieten getroffen werden.

Die vorangegangenen Kapitel beschäftigten sich mit den Eigenschaften von Blei, dem Untersuchungsgebiet und den notwendigen Daten. Das verwendete Modell und seine Modifizierung standen im letzten Kapitel im Mittelpunkt. Im vorliegenden Kapitel werden nun die Ergebnisse der Bleitransportberechnung für das Elbeinzugsgebiet vorgestellt und bewertet.

Der Eintrag von Blei über direkte Deposition ins Gewässer, Erosion und direkten Abfluss wird fast unmittelbar durch den zeitlichen Verlauf der totalen (*Gesamt-*) Deposition, des Direktabflusses und des Niederschlages geprägt. Die Gesamtdeposition bestimmt die anteilige Bleimenge, die das Gewässer direkt bzw. das Bodenkompartment kontaminiert. Die Höhe des Niederschlages bewirkt die Stärke der Bodenerosion sowie die Abflussbildung, die wiederum zum Transport der gelösten Phase beiträgt. Aus diesem Grund ist zunächst ein Überblick über die Entwicklung dieser Einflussgrößen notwendig (Kap. 5.1). Aufbauend auf diesen Erkenntnissen werden anschließend in Kapitel 5.2 die Ergebnisse der Eintragsberechnungen zur direkten Deposition, Erosion und zum Direktabfluss dargestellt. Hierbei erfolgt sowohl eine Analyse der zeitlichen Entwicklung als auch die Detektierung der Haupteintragsgebiete von Blei. Die Überprüfung der Modellergebnisse findet in Kapitel 5.3 statt, wobei neben Literaturdaten aus theoretischen Arbeiten auch Angaben aus Feldmessungen herangezogen werden. Schließlich wird in Kapitel 5.4 der Schwermetallhaushalt des Bodens im Untersuchungsgebiet erläutert und mit den Ergebnissen der Transportmodellierung in zeitlicher und räumlicher Hinsicht diskutiert. Zum Abschluss erfolgt in Kapitel 5.5 eine zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse bzw. des Modells und der Ausblick.

5.1 Zeitliche und räumliche Entwicklung der Einflussgrößen

Die Bleieinträge und der Schwermetallhaushalt der Böden werden in großem Ausmaß durch den Niederschlagsverlauf, den Abfluss und die atmosphärische Deposition bestimmt. Zum einen bildet die Gesamtdeposition im Einzugsgebiet mit ihrem zeitlichen Verlauf den jährlichen Modellinput. Sie dient somit auch als Vergleichsgrundlage für die Transportraten über die Jahre. Zum anderen sind Niederschlagsverlauf und Abfluss Urheber unterschiedlich starker Wassererosion und Lösung von

Blei im Boden. Der zeitliche Verlauf des direkten, partikulären und gelösten Bleieintrages ist eng an die Variabilität der drei oben genannten Größen gebunden. Dies geht aus den Modellergebnissen hervor und wird in Kapitel 5.2 genauer aufgezeigt.

Gesamtdeposition¹³

Der Verlauf der Gesamtdeposition für das gesamte Untersuchungsgebiet (inkl. nicht „landwirtschaftlich genutzter Flächen“, im folgenden „LNF“ genannt) wird in Abbildung 5.1 für den Untersuchungszeitraum aufgezeigt:

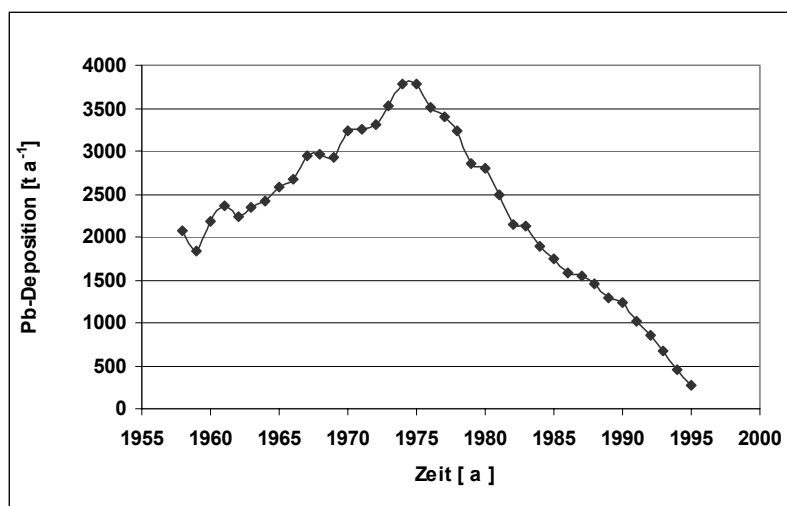


Abb. 5.1: Jährliche totale Bleidepositionsraten im Untersuchungsgebiet für 1958–1995 (Datenquelle: Costa-Cabral, 2002).

Die Bleideposition zeigt ein deutliches Maximum Mitte der 70er Jahre.

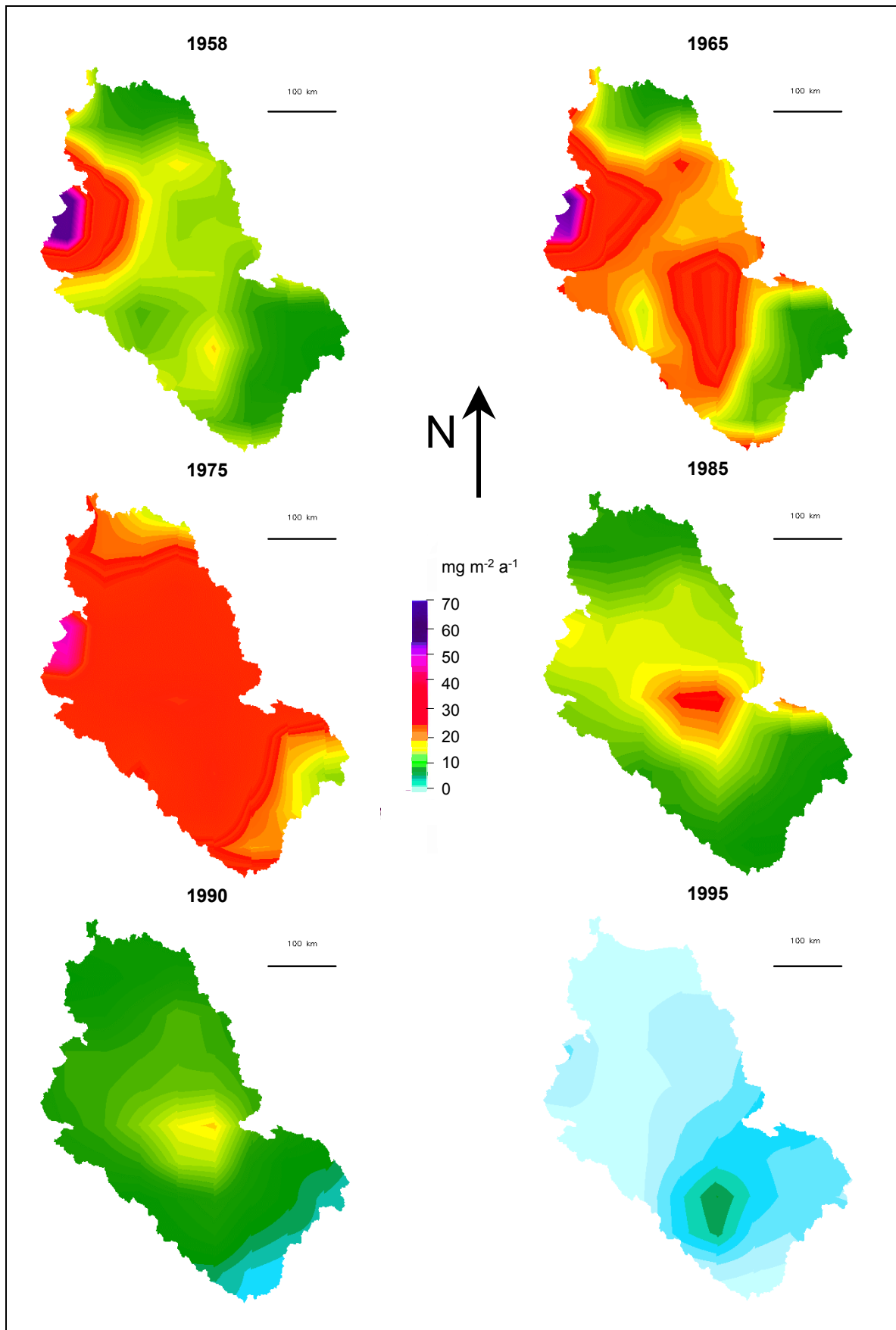
Die Entwicklung steht im Zusammenhang mit der Bleipolitik und der wirtschaftlich-ökologischen Veränderungen in Mittel- und Osteuropa (s. auch Hagner, 1999): Durch die Massenmobilisierung und die wirtschaftliche und industrielle Entwicklung steigt die Bleibelastung durch die Atmosphäre bis in die 70er Jahre an und erreicht im Elbeinzugsgebiet in den Jahren 1974/75 das Depositionsmaximum von 3783.5 t. Durch die schrittweise Einführung von Bleigrenzwerten in KFZ-Treibstoffen, die verbesserte Emissionsregulierung in der Industrie sowie die sozio-ökonomischen und politischen Veränderungen nimmt die Depositionsrate ab Mitte der 70er Jahre kontinuierlich bis in die 90er Jahre ab und unterschreitet 1995 mit einem Minimum von 272 t die Pb-Depositionsraten vom Untersuchungsbeginn im Jahre 1958. Kurzfristige, jährliche Variabilitäten, die in Abbildung 5.1

¹³ Es ist zu vermerken, dass die Daten zur Gesamtdeposition (Quelle: Costa-Cabral, 2002) als jährlicher Pb-Input ins Modell eingingen. Sie sind kein Ergebnis der Modellrechnungen.

erkennbar sind, sind auf meteorologische Faktoren wie Windrichtung und Niederschlag zurückzuführen (s. auch von Storch et al., 2003).

Neben den zeitlichen Depositionsschwankungen zeigen sich auch regionale Unterschiede der Bleideposition über die Jahre. Dies verdeutlicht Karte 5.1 (zur Orientierung s. auch. Abb. 3.1): Die Hauptbelastungsgebiete liegen im Harz und im Erzgebirge. Diese beiden Höhenzüge weisen bis in die 80er Jahre hinein die höchsten Bleidepositionen des Untersuchungsgebietes auf. Hingegen sind der Nord- und Südosten des Einzugsgebietes (Mecklenburg-Vorpommern bzw. der Oberlauf der Elbe) vergleichsweise unbelastet.

In Karte 5.1 sind die Jahre dargestellt, für die genaue Abschätzungen zur Blei-Emission und demzufolge für die Deposition vorliegen (s. Kap. 3.2). Die jeweiligen Zeitreihen für das ganze Untersuchungsgebiet sowie nur für die landwirtschaftlichen Nutzflächen finden sich im Anhang (Tab. 7.11).



Karte 5.1: Rekonstruierte Bleidepositionen im Elbeinzugsgebiet für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995 (Daten- und Abbildungsquelle: Costa-Cabral, 2002).

Niederschlag¹⁴ und Direktabfluss

Neben der Bleideposition spielen die Höhe der Niederschläge und des Direktabflusses für den Bleitransport ins Flusssystem eine ausschlaggebende Rolle. Im folgenden werden für die landwirtschaftlichen Nutzflächen (LNF) des Elbeinzugsgebietes und für den Betrachtungszeitraum der mittlere Verlauf der Niederschlags- (DWD, 2002; CHMI, 2002) und der Direktabflusshöhen vorgestellt. Die Direktabflusshöhen sind Ergebnis der METALPOL-Wasserbilanz der vorliegenden Arbeit. Für ein zusammenfassendes Bild werden zusätzlich die Zwischenergebnisse aus der Wasserbilanz aus Kapitel 4.2 wieder aufgegriffen.

Den Quellangaben und der Wasserbilanz zufolge treten die Niederschlags- und Abflussspitzen in den Jahren 1958, 1960, 1966, 1970, 1974/75, 1977, 1981, 1987 und in der Mitte der 90er Jahre auf (s. auch Kap. 5.2.2). Bezüglich der räumlichen Verteilung liegen die Regionen hoher Direktabflüsse im Harz, im Erz- und Riesengebirge und im Böhmer Wald (s. Karte 4.1, Kap. 4.2.3). Die zeitlich gemittelte Höhe der Direktabflüsse und ihre räumliche Verteilung stimmen unter Ausnahme kleiner Bereiche mit Angaben von Kunkel und Wendland (1998) überein. Kunkel und Wendland (1998) ermittelten für die Jahre 1961–1995 die mittleren jährlichen Direktabflusshöhen auf Basis einer Wasserhaushaltsgleichung für den deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes. Wie aus Kapitel 4.2.3 hervorgeht, treten in den Ausläufern der Höhenzüge lokale Überschätzungen des Direktabflusses auf. Diese können in der Abbildung 5.2 zu leicht erhöhten Werten führen.

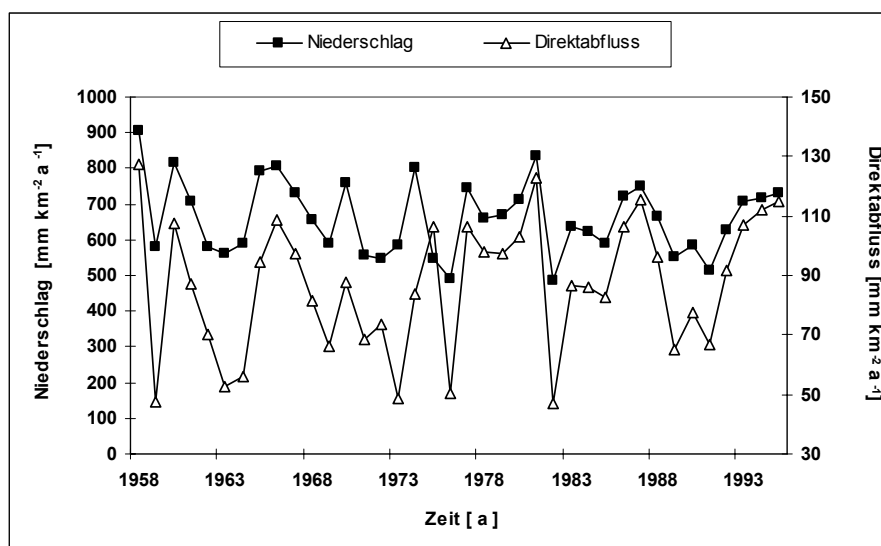


Abb. 5.2: Zeitlicher Verlauf der Niederschlags- und der Direktabflusshöhe auf landwirtschaftlichen Nutzflächen des Untersuchungsgebietes für 1958–1995 (Datenquellen Niederschlag: DWD, 2002; CHMI, 2002).

¹⁴ Es ist zu vermerken, dass die Daten zur Niederschlagshöhe (Quelle: Costa-Cabral, 2002) als Input ins Modell eingingen. Sie sind kein Ergebnis der Modellrechnungen.

Weiterhin ist hervorzuheben, dass die Höhen der Niederschläge und der berechneten Direktabflüsse in den Jahren 1958 bis einschließlich 1960 aufgrund der schlechten Datenlage für den tschechischen Teil mit Unsicherheiten belegt sind (s. Kap. 3.2.2).

Eine detailliertere Abschätzung der Unsicherheiten ist nicht möglich, da neben der genannten Studie (Kunkel und Wendland, 1998) keine Vergleichsdaten für den Zeitraum und das gesamte Untersuchungsgebiet verfügbar waren. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen jedoch mit den Angaben von Kunkel und Wendland (1998) für den deutschen Teil eine gute Übereinstimmung. Daher werden die Direktabflusshöhen unter Berücksichtigung der genannten Unsicherheiten als hinreichend genau angesehen.

Zusammenfassung

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die gesamte Bleideposition von 1958–1995 einen ausgeprägten zeitlichen Verlauf mit einem Maximum Mitte der 70er Jahre und einem starken Rückgang bis ins Jahr 1995 aufweist. Die Belastung Mitte der 90er Jahre liegt dabei niedriger als 1958. Gebiete mit höchster atmosphärischer Bleibelastung befinden sich im Harz und im Erzgebirge. Bezüglich des Niederschlags- und des Direktabflussverlaufes treten die Maxima im Mittel alle 5 Jahre auf. Regionen hoher Direktabflüsse und aufgrunddessen auch erhöhter Eintragsgefahr von gelöstem Blei sind die Höhenzüge des Untersuchungsgebietes (Harz, Erz- und Riesengebirge und Böhmer Wald).

Aufbauend auf diesen Erkenntnissen erfolgt nun im Kapitel 5.2 die Darstellung und Analyse der Eintragsberechnungen aus direkter Deposition, Erosion und gelöste Phase in das Elbe-Flusssystem, wie sie für die Jahre 1958–1995 aus METALPOL hervorgehen.

5.2 Zeitliche und räumliche Entwicklung der Bleieinträge über direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss

Im vorliegenden Kapitel werden die Modellergebnisse der unterschiedlichen Transportwege vorgestellt und erläutert. Im ersten Abschnitt erfolgt ein Überblick über die *Gesamteinträge* aus direkter Deposition, Erosion und Direktabfluss in ihrer zeitlichen und räumlichen Entwicklung (Kap. 5.2.1). Daran anschließend werden in Kapitel 5.2.2 die drei Eintragswege getrennt betrachtet und mögliche zeitliche und räumliche Trends herausgestellt. Diese getrennte Betrachtung zeigt ihre unterschiedlichen Beiträge zur Gesamtkontamination auf und führt infolgedessen zu einem differenzierten Bild der Belastung der Elbe und ihrer zukünftigen Entwicklung.

5.2.1 Zeitlicher Verlauf der Gesamteinträge und des Beitrages der drei Quellen

Um einen ersten Einblick in die Bleibelastung der Elbe aus der atmosphärischen Deposition zu erlangen, werden zunächst die Modellergebnisse der totalen Bleieinträge erörtert. Die Summe aus direkter Deposition, Direktabfluss und Erosion und die zeitliche Entwicklung von 1958–1995 ist in Abbildung 5.3 zu sehen.

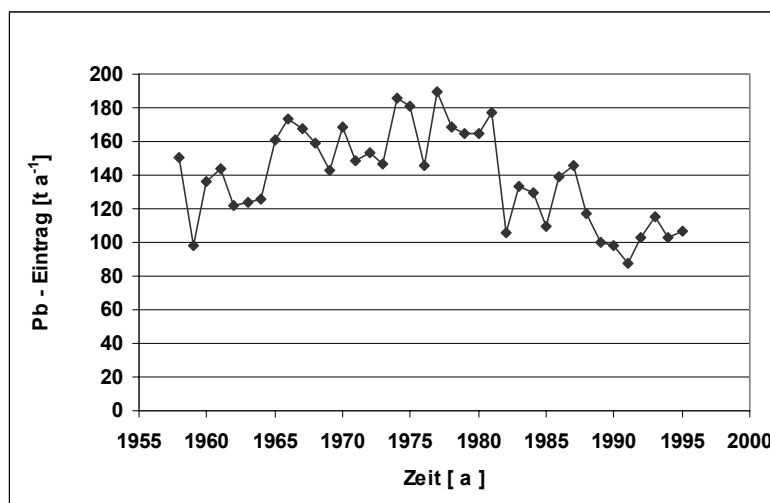


Abb. 5.3: Gesamteinträge von Blei über direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes für 1958–1995.

Die Gesamteinträge folgen im Groben dem zeitlichen Verlauf der atmosphärischen Belastung, wie in Kapitel 5.1 beschrieben und in Abbildung 5.1 dargestellt: Es ist erkennbar, dass die Kontamination der Elbe vom Beginn des Untersuchungszeitraums bis Mitte/Ende der 70er Jahre zunimmt und anschließend mit Beginn der 80er Jahre bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes wieder zurückgeht. Zu diesem Zeitpunkt wird die Belastung von 1958 noch unterschritten. Die größten Belastungen sind METALPOL zufolge mit insgesamt 189.2 t im Jahre 1977, die geringsten Belastungen mit 87.2 t im Jahre 1991 zu verzeichnen (Zeitreihen s. Tab. 7.12/Anhang). Bei einem direkten Vergleich dieser Modellergebnisse mit den Ergebnissen anderer Studien zeigt sich, dass die mittleren Eintragsraten in der gleichen Größenordnung liegen (s. auch Tab. 5.2, Kap. 5.3.1). Somit ist parallel zur Abnahme der atmosphärischen Belastung auch eine rückschreitende Belastung der Elbe festzuhalten, wenn die Gesamteinträge aus Erosion, Direktabfluss und direkter Deposition nach METALPOL betrachtet werden.

Eine getrennte Betrachtung der drei Eintragsgrößen macht die unterschiedlichen Beiträge zur Gesamtkontamination deutlich. Hierbei zeigt sich, dass bis in die 70er Jahre die direkte atmosphärische Deposition den größten Beitrag zur Bleibelastung hat, gefolgt vom Eintrag durch

Erosion. Der Direktabfluss stellt erwartungsgemäß die kleinste Kontaminationsquelle dar, denn Blei wird hauptsächlich partikelgebunden über Erosion transportiert (s. Kap. 2.1).

Abbildung 5.4 zeigt die ermittelten Beiträge der drei Transportwege über den Untersuchungszeitraum. Die Säulen geben die prozentualen Anteile der Einträge zum Gesamteintrag gemittelt über 2–5 Jahre wieder.

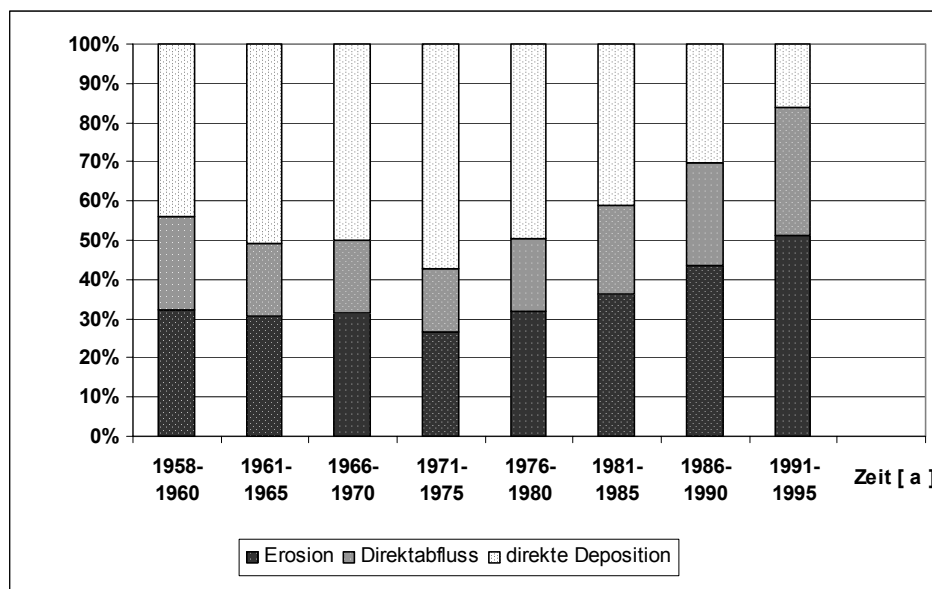


Abb. 5.4: Beiträge der einzelnen Bleiquellen zur Gesamtbelastung der Elbe über den Untersuchungszeitraum (s. Tab. 7.13/Anhang).

Es wird folgendes deutlich: Das Gewicht der einzelnen Eintragsquellen verlagert sich im Laufe der Jahre. Der Beitrag der direkten Deposition am Gesamteintrag erreicht sein Maximum im Zeitraum 1971–75 (57 % Anteil) und verliert dann aber bis 1991–95 an Bedeutung (16 % Anteil). Diese Entwicklung steht mit dem zeitlichen Verlauf der atmosphärischen Belastung im Einklang (s. auch Abb. 5.1). Im Gegensatz dazu nimmt die Bedeutung der Erosion und der Kontamination durch Direktabfluss bis in die 90er Jahre zu. Dies wird durch Vink (2002) bestätigt: Durch eine Analyse verschiedener Bleiquellen wurde ein rückschreitender Belastungsbeitrag von Punkt- und direkten Quellen bis in die 90er Jahre registriert. Parallel dazu stieg die Bedeutung von indirekten diffusen Quellen für Blei wie Erosion und Direktabfluss.

5.2.2 Zeitliche und räumliche Entwicklung der Einträge durch direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss

Um nun die Kontaminationsgefahr, die von den einzelnen Quellen ausgeht, abschätzen zu können, wird im folgenden die zeitliche und räumliche Entwicklung der drei Quellen getrennt dargestellt. Parallel dazu werden zu Vergleichszwecken die Verläufe der atmosphärischen Belastung herangezogen. Im Anschluss daran erfolgt anhand von Literaturangaben eine Überprüfung dieser Ergebnisse.

Direkte Deposition in den Gewässerkörper

Die direkte atmosphärische Deposition stellt den Modellrechnungen zufolge die größte Eintragsquelle unter den drei untersuchten Größen dar. Ihr zeitlicher Verlauf ist in Abbildung 5.5 dargestellt und folgt der typischen Entwicklung der gesamten atmosphärischen Deposition (s. Abb. 5.1) mit dem Belastungsspeak Mitte der 70er Jahre (100 t) und dem starken Rückgang bis 1995 (6.8 t).

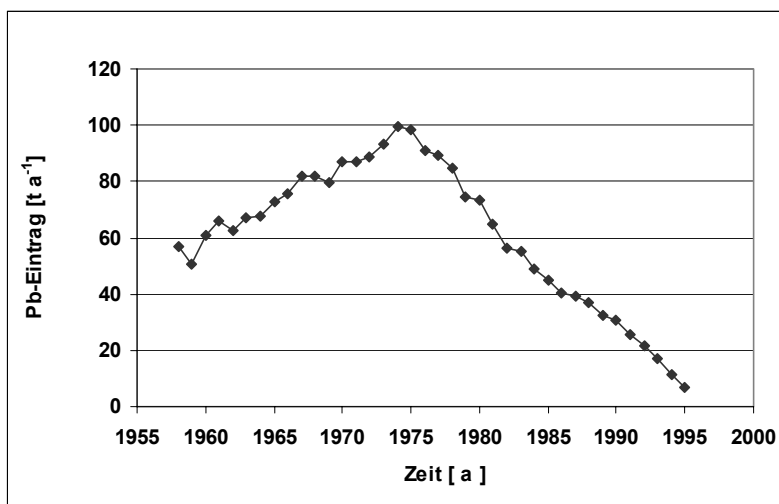


Abb. 5.5: Bleieinträge über direkte Deposition in die Elbe für 1958–1995.

Den einzig möglichen Literaturvergleich für ein bestimmtes Jahr bietet eine Punkterhebung von Vink (2002). Die Abschätzungen von Vink (2002) für das Jahr 1985 liegen bei 39.5 t. Abbildung 5.5 macht deutlich, dass sich das Ergebnis der vorliegenden Arbeit für 1985 in der gleichen Größenordnung befindet.

Bleieintrag über Erosion

Neben der direkten Deposition in den Gewässerkörper bildet die Erosion die zweite große Eintragsquelle. Abbildung 5.6 zeigt den zeitlichen Verlauf der Modellergebnisse für das Elbeinzugsgebiet und den partikelgebundenen Transport. Um eine erste Aussage über den Entwicklungstrend der Daten machen zu können, wurde durch lineare Regression 1. Ordnung die Steigung bestimmt (Trendlinie in Abbildung 5.6).

Im Gegensatz zur direkten Deposition zeigen die berechneten Bleieinträge über Erosion nach METALPOL über die Jahre *keinen* Rückgang. Den Modellergebnissen und der ersten Trendabschätzung zufolge ist trotz der starken Abnahme in der atmosphärischen Belastung sogar eine Zunahme der Bleiquelle "Erosion" in den 38 Jahren zu verzeichnen. Die größte Bleibelastung liegt mit 70.7 t im Jahre 1981, die geringste Bleibelastung liegt mit knapp 32 t im Jahre 1959. Der Extremwertverlauf folgt dabei der Niederschlagsvariabilität über die Jahrzehnte mit den Niederschlagsmaxima alle 4–6 Jahre (s. Abb. 5.2). Der Niederschlag spielt eine wichtige Rolle beim Bodenabtrag und geht demzufolge in unterschiedliche Größen ins Erosionsmodell ein.

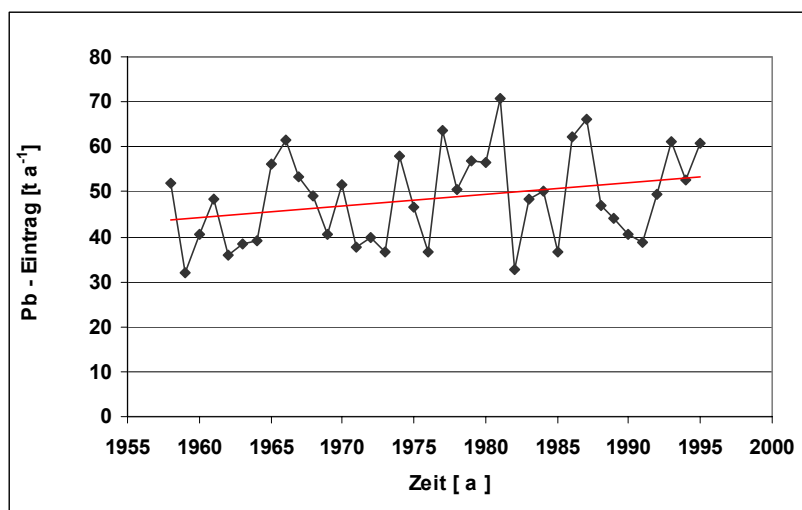
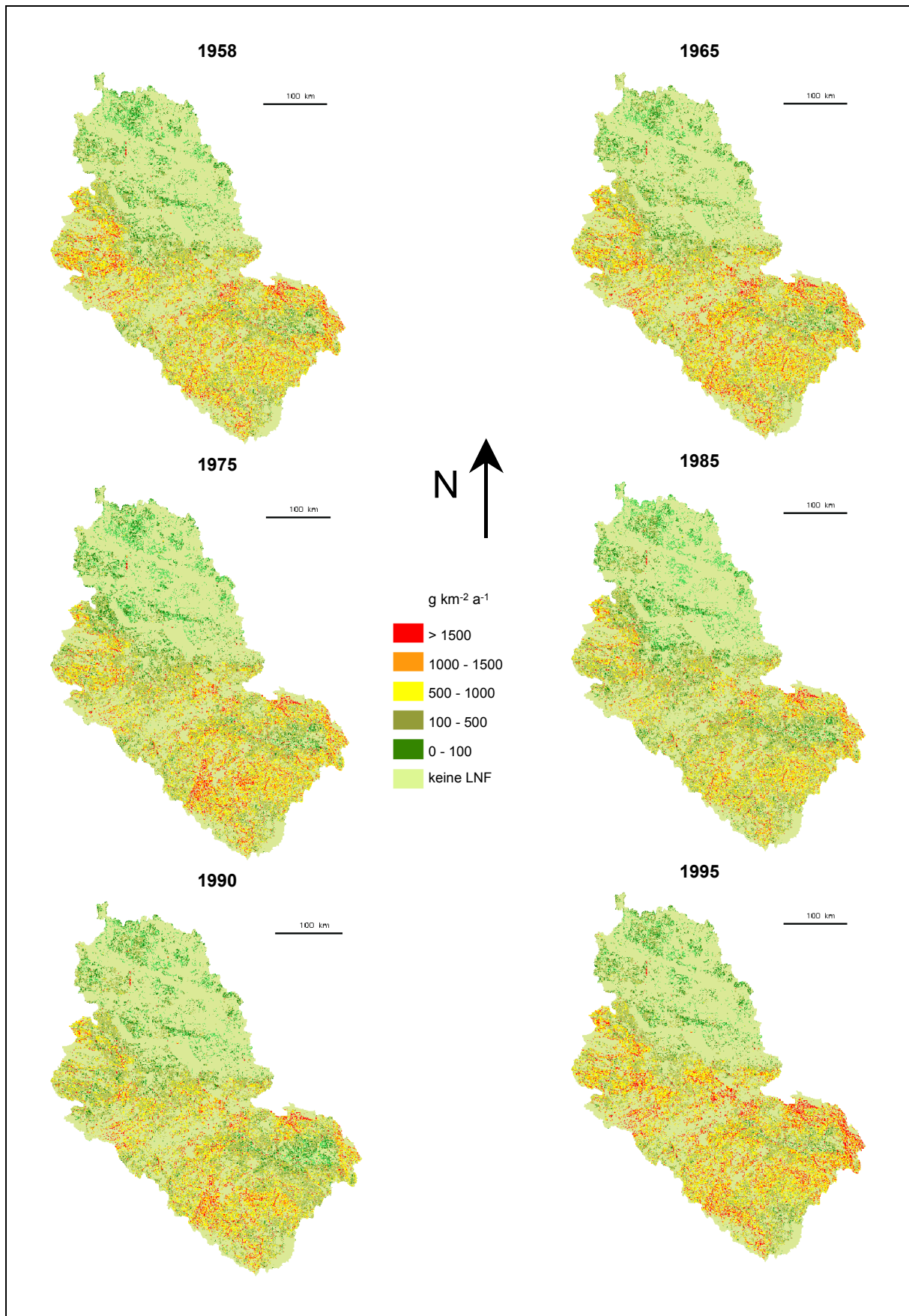


Abb. 5.6: Bleieinträge über Erosion aus den LNF des Untersuchungsgebietes in die Elbe für 1958–1995 (inkl. Trendlinie/lineare Regression).

Anhand der Karte 5.2 sind die Haupteintragsgebiete von Bleierosion abzuleiten (zur Orientierung s. Abb. 3.1). Hier sind zum Vergleich mit der Depositionskarte 5.1 die Bleierosionen für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995 abgebildet. Die Topographie und Bodentextur spielen beim Erosionsrisiko eine ausschlaggebende Rolle, denn die Haupteintragsgebiete liegen mit über $0.5 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bzw. über 30 kg km^{-2} für die gesamte Periode zum einen in den Höhenzügen des



Karte 5.2: Bleieinträge über Erosion aus den LNF des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995.

Einzugsgebietes und deren Ausläufern. Zum anderen weisen die vorgelagerten Lössgebiete Mitteldeutschlands und der südlichen Tschechischen Republik hohe Erosionsraten auf. Die Norddeutsche Tiefebene sowie östliche Bereiche des Prager Beckens sind den Modellrechnungen zufolge wenig gefährdet (mittlere jährliche Einträge und die Gesamteinträge über den Untersuchungszeitraum: s. Karte 7.3 und Karte 7.4/Anhang). Bei Betrachtung des räumlichen Ausmaßes der Bleierosion über den Untersuchungszeitraum sind nur geringfügige Schwankungen zu erkennen. Die Erosionsraten bleiben mehr oder weniger konstant. Der Vergleich sowohl der räumlichen als auch der zeitlichen Entwicklung der Depositionsraten zeigt keinen auffälligen Zusammenhang.

Bleieintrag über Direktabfluss

Die dritte Eintragsquelle, der Direktabfluss, weist im zeitlichen Verlauf ein ähnliches Bild wie die Erosion auf. Auch hier wurde zum Zweck einer ersten Trendabschätzung die Steigung in den Daten auf Basis einer linearen Regression 1. Ordnung ermittelt. Trotz des rückgängigen atmosphärischen Eintrags in den Boden ist demzufolge keine Abnahme in der Kontamination des Abflusses erkennbar (s. Abb 5.7).

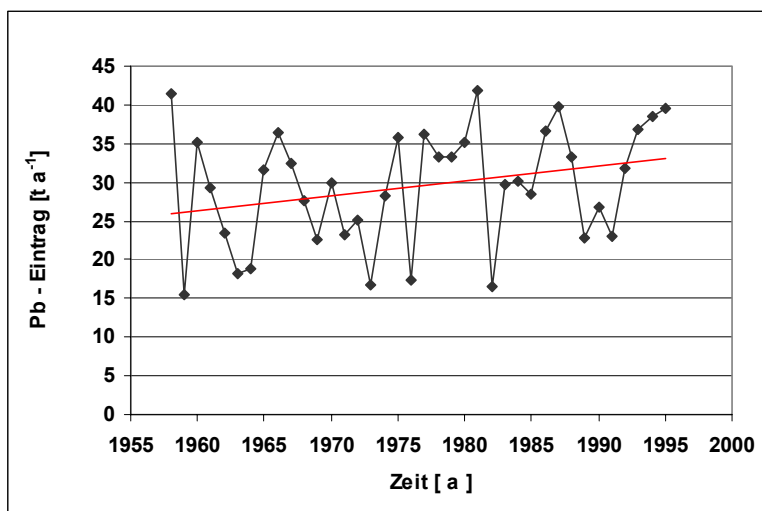


Abb. 5.7: Bleieinträge über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes in die Elbe für 1958–1995 (inkl. Trendlinie/lineare Regression).

Abbildung 5.7 verdeutlicht auch hier eine Zunahme der Bleibelastung über die Jahre. Das Maximum tritt mit 41.75 t im Jahre 1981 auf. Das Eintragsminimum liegt bei 15.6 t im Jahre 1959. Hierbei folgen die Extremausschläge den Direktabflussspitzen der Elbe (s. Kap. 5.1)¹⁵.

¹⁵ Dies ist aufgrund der Modellstruktur naheliegend (s. Kap. 4.2.3 und Gl. 15).

Die berechneten Einträge über Direktabfluss fallen dabei generell höher aus, als es die Löslichkeit von Pb und weitere Studien erwarten lassen (s. Alloway, 1999; Vink, 2002) (zur Diskussion s. Kap. 5.3.1). Bei genauer Betrachtung des "reinen" Direktabflusses (s. Abb. 5.2) und des Bleitransportes über die gelöste Phase wird ein gemeinsamer Trend deutlich. Beide Größen nehmen über die Jahre leicht zu. Es ist daher möglich, dass der erhöhte Bleieintrag durch die erhöhten Direktabflusshöhen bedingt ist. Um die zeitliche Entwicklung des gelösten Bleitransportes unabhängig vom Verlauf des "reinen" Direktabflusses betrachten zu können, wurde zur vertieften Studie die Bleikonzentration im Direktabfluss berechnet. Die Bleikonzentration beschreibt die gelöste Bleimenge pro Abflussvolumen und sagt demzufolge etwas über die Belastung des Direktabflusses aus. Zusätzlich zum zeitlichen Verlauf des Bleitransportes mit dem Abfluss (Abb. 5.7 bzw. Pb_{FAST}) können so weitere Aussagen zur eigentlichen Belastung des Transportmediums getroffen werden. Die Pb-Konzentration im Direktabfluss wird nach folgender Gleichung (Gl. 31) bestimmt und somit das „Hintergrundrauschen“ unterdrückt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 5.8 dargestellt.

$$Pb_{Q_{FAST,i,t}} = \frac{Pb_{FAST,i,t}}{Q_{FAST,i,t}} * 10^6 \quad \{31\}$$

- $Pb_{Q_{FAST,i,t}}$ = Bleikonzentration im Direktabfluss in Zelle i zur Zeit t [$\mu\text{g l}^{-1}$]
- $Pb_{FAST,i,t}$ = Bleieintrag über Direktabfluss aus Zelle i zur Zeit t [t a^{-1}]
- $Q_{FAST,i,t}$ = Direktabflusshöhe in Zelle i zur Zeit t [mm a^{-1}]

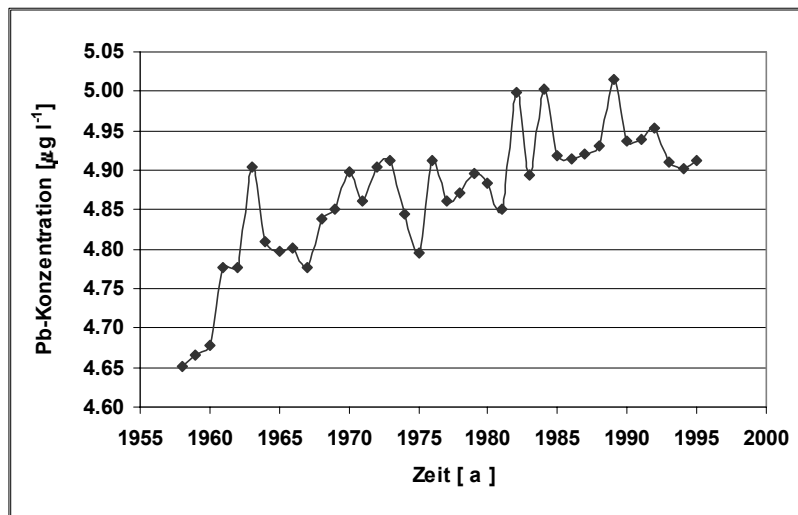


Abb. 5.8: Verlauf der mittleren Bleikonzentration im Direktabfluss im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1958–1995.

Aus Abbildung 5.8 geht eine klare Zunahme der Bleikontamination hervor. Die Zunahme der Bleikonzentration liegt zwar unter Berücksichtigung des langen Zeitraums von 38 Jahren in einem kleinen Bereich von 0.3–0.4 $\mu\text{g l}^{-1}$. Dies kann jedoch unter Einbeziehung der Direktabflusshöhen über die Jahrzehnte große Auswirkungen auf den Bleitransport ins Flusssystem haben und zu höheren Eintragsraten führen.

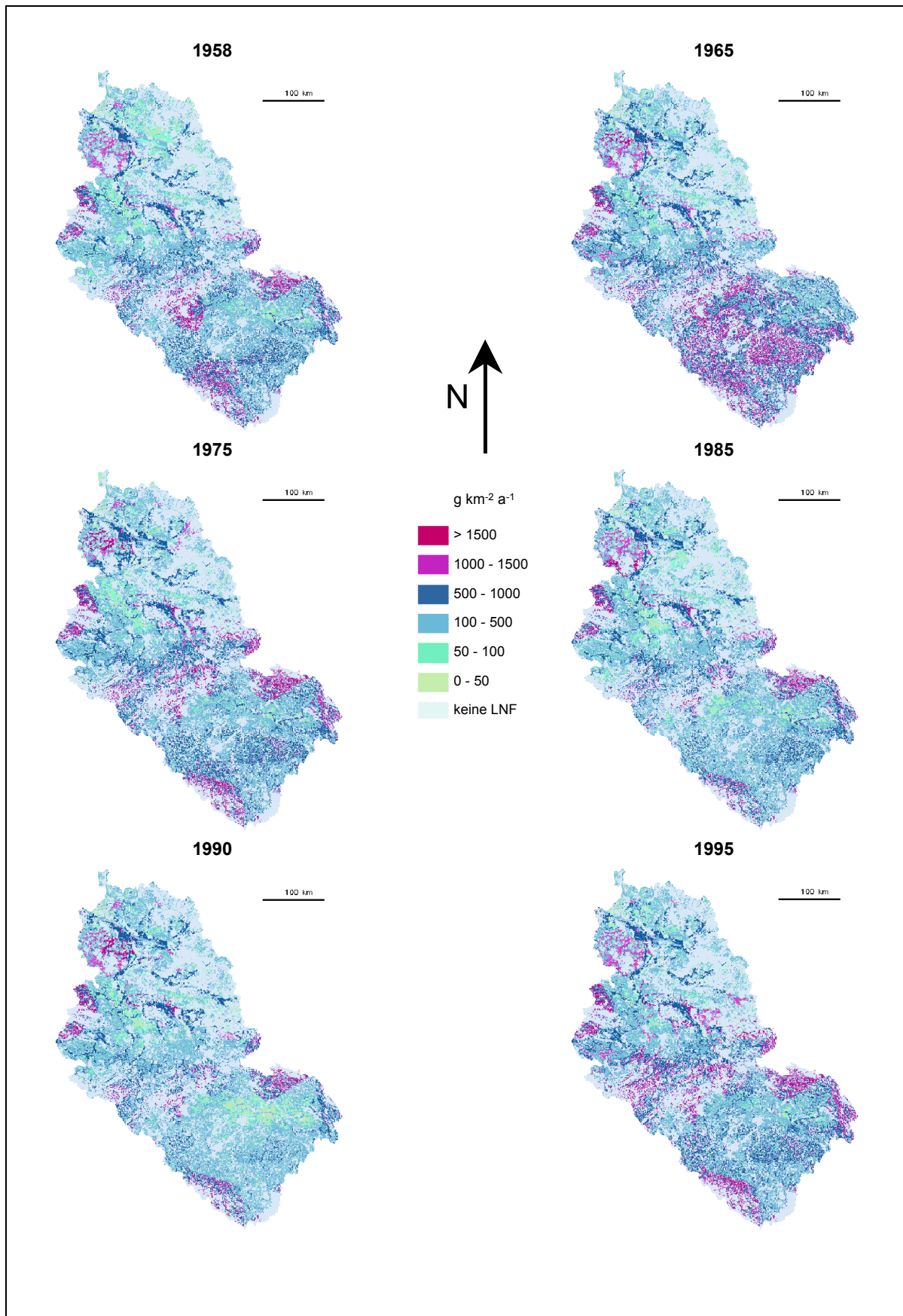
Hinsichtlich der Vergleichbarkeit der Konzentrationen mit Literaturangaben lässt sich folgendes festhalten: Die mittleren Bleikonzentrationen des Direktabflusses von 4.9 $\mu\text{g l}^{-1}$ bewegen sich in der gleichen Größenordnung wie Angaben von Behrendt (1993), Andreae (1993), Walther (1999) und Datensammlungen von Vink (2002) für das Rheineinzugsgebiet. Die Literaturwerte liegen zwischen 1.5 und 15 $\mu\text{g l}^{-1}$.

Eine abschließende gemeinsame Betrachtung der Haupteintragsgebiete von gelöstem Blei und der Hauptdepositionsgebiete zeigt keine auffälligen Zusammenhänge. Die atmosphärisch hoch belasteten Regionen im Harz und Erzgebirge weisen ähnliche Bleieinträge auf wie das Riesengebirge und der Böhmer Wald mit vergleichsweise geringen Bleidepositionen. Die Bleieinträge gehen nicht parallel zur Deposition zurück und sind über die Jahre auch räumlich mehr oder weniger konstant. Sie folgen dabei der Verteilung der Direktabflusshöhen, die auf den Einfluss der Topographie, der Böden und den Wechselwirkungen mit meteorologischen Faktoren zurückzuführen sind. Hohe Eintragsraten von über 0.5 $\text{kg km}^{-2} \text{a}^{-1}$ bzw. über 30 kg km^{-2} summiert über den Gesamtzeitraum liegen in den Gebirgen und den Niederungen und Auen Deutschlands (s. Karte 5.3/Abb. 3.1 bzw. Karte 7.5 und Karte 7.6/Anhang). Weniger gefährdete Regionen sind die Lössgebiete Thüringens, Sachsen-Anhalts und der Tschechischen Republik sowie Gebiete in Nordostdeutschland und am Oberlauf der Elbe. Diese Regionen stellen auch die Gebiete niedriger Direktabflusshöhen dar, wie Karte 4.1 zu entnehmen ist.

Zusammenfassung

Aus den vorherigen Abschnitten 5.2.1 und 5.2.2 geht hervor, dass die Gesamtbelastung der Elbe über den Untersuchungszeitraum rückläufig ist. Dies ist den Modellergebnissen zufolge allein auf die verringerte direkte atmosphärische Deposition in den Gewässerkörper zurückzuführen. Weder die Bleieinträge aus partikelgebundenem Transport (Erosion) noch aus dem Direktabfluss nehmen über die Jahre 1958–1995 ab. Sie weisen sogar positive Tendenzen auf.

Ein Vergleich dieser charakteristischen zeitlichen Entwicklungen mit anderen Studien zeigt Übereinstimmungen: Vink (2002) stellte bei einer Analyse der Bleieintragsquellen im Elbeeinzugsgebiet ebenfalls fest, dass die Einträge aus Erosion und Direktabfluss in dem gesamten Untersuchungszeitraum von 1983–1999 nicht zurückgingen und sogar an Bedeutung gewannen. Behrendt (1993) kommt im Rheineinzugsgebiet, welches hinsichtlich der Depositionsraten vergleichbar ist, zu dem gleichen Ergebnis für den Zeitraum 1973–1987. Der berechnete Bleieintrag



Karte 5.3: Bleieinträge über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995.

über Erosion stagnierte für den genannten Zeitraum bei 90 t pro Jahr, die Abflussbelastung nahm nur geringfügig ab.

Karte 5.4 bietet einen abschließenden zusammenfassenden Überblick über die Bleieinträge aus Erosion und Direktabfluss. Wie aus dieser Karte sowie aus den vorherigen Einzelbetrachtungen der beiden Bleiquellen hervorgeht, ist kein klarer Zusammenhang zur räumlich-zeitlichen Entwicklung der Deposition zu erkennen. Diese Aussage führt zu der Annahme, dass die Variabilität in der atmosphärischen Belastung nur einen geringen Einfluss auf die jährlichen Einträge über Bleierosion und Abfluss hat und im Gegensatz dazu meteorologische, hydrologische und geographische Faktoren von größerer Bedeutung sind.

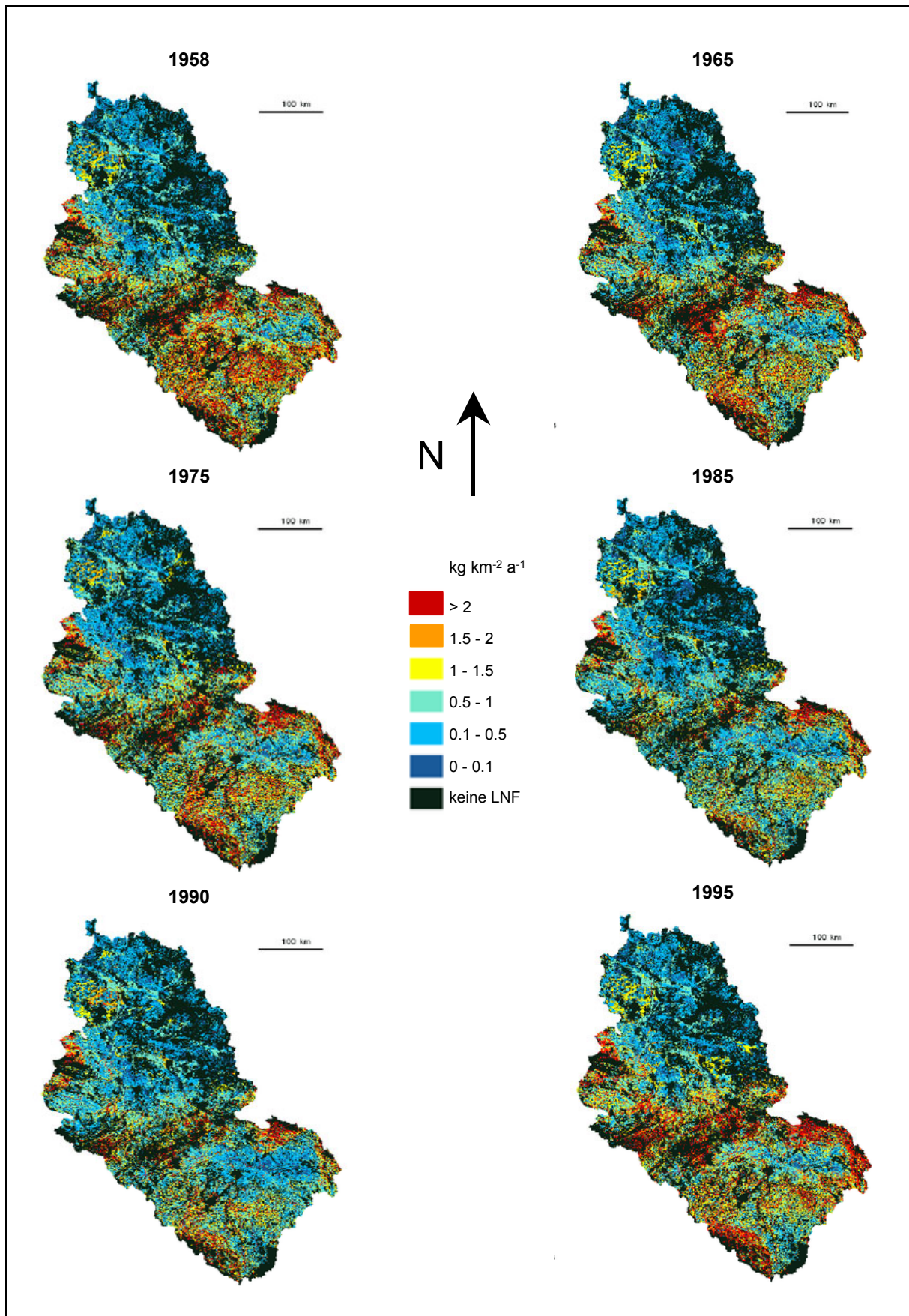
Zusammenfassend ist zwar ein Belastungsrückgang durch die Summe der hier betrachteten Quellen festzustellen, von Erosion und Direktabfluss geht aber weiterhin eine Kontaminationsgefahr aus, die durch die abnehmende Luftbelastung nicht maßgeblich tangiert wird.

In Tabelle 5.1 sind abschließend die Eckdaten¹⁶ der Modellergebnisse zusammengefasst. Die zugehörigen Zeitreihen befinden sich im Anhang (Tab. 7.11 und Tab. 7.12).

Tab. 5.1: Bleidepositionen und Bleieinträge für ausgewählte Jahre (* Datenquelle: Costa-Cabral, 2002).

Zeitraum	totale Deposition* [t a ⁻¹]	direkte Deposition [t a ⁻¹]	Erosion [t a ⁻¹]	Direktabfluss [t a ⁻¹]	Gesamteintrag [t a ⁻¹]
1958	2074.4	57.0	51.9	41.4	150.3
1965	2581.2	72.6	56.2	31.7	160.5
1975	3783.5	98.5	46.5	35.8	180.8
1985	1744.7	44.7	36.6	28.5	109.8
1990	1228.9	30.9	40.5	26.8	98.2
1995	271.7	6.8	60.6	39.6	107
1958-1995	2290.4	61.3	48.5	29.6	139.4
Σ (1958-1995)	87035.1 t	2323.0 t	1842.4 t	1122.9 t	

¹⁶Jahre mit genauen Abschätzungen zur Emission bzw. zur Deposition (von Storch et al., 2003).



Karte 5.4: Bleieinträge aus dem Überlandtransport (Erosion und Direktabfluss) aus den LNF des Untersuchungsgebietes für die Jahre 1958, 1965, 1975, 1985, 1990 und 1995.

5.3 Überprüfung und Diskussion der Modellergebnisse

Zur Überprüfung von Modellergebnissen auf ihre Plausibilität und Aussagekraft hin sind grundsätzlich Angaben aus vergleichbaren Studien notwendig. Dies können Resultate anderer theoretischen Arbeiten oder auch Messungen im Feld sein. In der vorliegenden Arbeit stellt sich das Problem, dass Arbeiten zum Schwermetalltransport für diesen räumlichen und zeitlichen Rahmen kaum existieren. Flächendeckende Erhebungen zu Schwermetalltransporten und ihre Modellierung stehen für Großeinzugsgebiete und lange Untersuchungszeiträume noch am Anfang der Entwicklung. Es existieren mehrere Arbeiten zu Erosionsberechnungen sowie zur hydrologischen Modellierung im Elbeeinzugsgebiet. Diese decken jedoch weder den Transport von Blei noch den Zeitraum ab Mitte des letzten Jahrhunderts ab. Die vorliegende Arbeit stellt dabei eine der wenigen Stofftransportberechnungen in einem Großeinzugsgebiet über mehrere Dekaden dar.

Um nun die Modellergebnisse auf ihre Repräsentativität zu überprüfen, können nur die wenigen, verfügbaren Modellstudien zum Schwermetalltransport im Elbeeinzugsgebiet herangezogen werden. Sie beziehen sich auf Zeiträume von bis zu 12 Jahren ab 1985. Aufgrunddessen ist es nur möglich, genauere Aussagen zur Qualität der Resultate für die jeweiligen Vergleichzeiträume und nicht für die Jahre vor 1985 zu treffen.

Zur Überprüfung der Modellergebnisse mit Felddaten waren keine direkten Messungen zum Überlandtransport (Erosion und Direktabfluss) von Blei ins Gewässer verfügbar, sondern nur Erhebungen zur gesamten Bleifracht in der Elbe (Vink, 2002b). Des weiteren existieren Analysen von Sedimentkernen, die den zeitlichen Belastungsverlauf des Gewässers nachzeichnen (Prange et al., 1997b).

Die genannten Datensätze stellen die einzige Möglichkeit dar, die Modellergebnisse zu überprüfen und kommen infolgedessen im vorliegenden Kapitel zur Anwendung. Es ist jedoch zu vermerken, dass die Vergleiche bestimmter Studien nur unter bestimmten Gesichtspunkten erfolgen dürfen. Auf die jeweiligen Einschränkungen wird in den einzelnen Abschnitten hingewiesen.

In Kapitel 5.3.1 werden zunächst die Arbeiten aus der Stofftransportmodellierung herangezogen und mit den vorliegenden Modellergebnissen verglichen. In Kapitel 5.3.2 erfolgt der Vergleich der vorliegenden Eintragsberechnungen mit der gemessenen jährlichen Bleifracht in der Elbe. Hierzu werden zusätzlich Literaturdaten über städtischen Emissionen als vierte wichtige Bleiquelle hinzugezogen. Unter Einbezug dieser Angaben wird das Bild zur Elbebelastung durch diffuse Quelle vervollständigt.

Zum Schluss werden in Kapitel 5.3.3 zur weiteren Interpretation die Analysen der Sedimentkernen betrachtet, die über einen Zeitraum von mehreren Dekaden die zeitliche und räumliche Belastungsentwicklung bestimmter Elbeabschnitten wiedergeben.

5.3.1 Vergleich und Überprüfung der Modellergebnisse mit theoretischen Arbeiten

Für die vorliegende Arbeit wurden die Arbeiten zur Elbe von Vink (2002; Untersuchungszeitraum 1985–1999, Modell METALPOL), Vink und Behrendt (2001; für 1993–1997, Modell MONERIS; in Vink, 2002) und Vink et al. (1999, Vorstufen von METALPOL) herangezogen. Diese Autoren führten auf Basis der genannten Modelle Berechnungen für den Bleieintrag über direkte Deposition, Erosion und Direktabfluss im Elbeinzugsgebiet durch. Hier können für eine Überprüfung nur Zeiträume unterschiedlicher Länge dienen, da langzeitliche Studien nicht vorlagen.

Tabelle 5.2 zeigt neben den Resultaten der vorliegenden Arbeit die Modellergebnisse der genannten Studien für die jeweiligen Zeiträume und die drei Eintragsquellen.

Es ist festzustellen, dass die Ergebnisse großteils in den Größenordnungen der Vergleichstudien liegen. Die *Gesamteinträge* aus direkter Deposition, Erosion und Direktabfluss stehen in guter Übereinstimmung. Vink (2002) zufolge kann bezüglich der Gesamteinträge bei der Schwermetallmodellierung auf Flussgebietsebene mit Abweichungen von 30 %–50 % gerechnet werden (Vink, 2002). Die vorliegenden Abweichungen zwischen den einzelnen Studien betragen 7.3 %, 6.1 % sowie 24.4 % und liegen demzufolge im Rahmen.

Tab. 5.2: Vergleich der Modellergebnisse der vorliegenden Arbeit mit Literaturangaben (* : Datenquelle: Vink, 2002).

Zeitraum	Vink (2002) 1985-1999 [t a ⁻¹]	diese Studie 1985-1995 [t a ⁻¹]	Vink et al. (1999a) 1992-1995 [t a ⁻¹]	diese Studie 1992-1995 [t a ⁻¹]
Direktabfluss	11.7	32.4	87.3	36.7
Erosion	77.3	50.8		55.8
Eintrag von LNF	89	83.2	87.3	92.5
direkte Deposition	14	27.9	41.4	27.3
GESAMTEINTRAG	103	111.1 (Δ = 7.3%)	128.7	119.8 (Δ = 6.1%)

Tab. 5.2 (Fortsetzung)

Zeitraum	Vink u. Behrendt (2001) * 1993-1997 [t a ⁻¹]	diese Studie 1993-1995 [t a ⁻¹]
Direktabfluss	5.5	38.3
Erosion	67.4	58.4
Eintrag von LNF	72.9	96.7
direkte Deposition	8.8	11.3
GESAMTEINTRAG	81.7	108 (Δ = 24.4%)

Auch die Gesamteinträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen (Summen aus Erosion und Direktabfluss) weisen plausible Resultate auf.

Bei genauerer Betrachtung der einzelnen Eintragswege treten jedoch mehr oder weniger deutliche Unterschiede hervor. Diese werden im folgenden näher erläutert und analysiert.

Einträge aus Erosion

Die Tatsache, dass die Erosionsschätzungen in der vorliegenden Arbeit generell niedriger liegen als die der Vergleichsstudien, ist durch die jeweiligen Modellinputs zu erklären, die je nach Studie differieren: In der vorliegenden Arbeit werden nur die Einträge aus atmosphärischer Deposition einbezogen. Im Gegensatz dazu berücksichtigen Vink (2002) bzw. Vink und Behrendt (2001; in Vink, 2002) zusätzlich die Bleieinträge aus landwirtschaftliche Nutzung (Gülle und Dünger). Die kann zu höheren Bleieinträgen über Erosion im Vergleich zu den vorliegenden Ergebnissen führen.

Ein weiterer Grund für die höheren Werte von Vink (2002) liegt in ihren höheren durchschnittlichen Erosionsraten von $1.57 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gegenüber $1.1 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus dieser Studie (s. Kap. 4.3.1, Tab. 4.2), was einen höheren Bleitransport über dieses Medium hervorrufen könnte. Da die Ergebnisse aus der USLE mit Angaben von Behrendt et al. (2000) zum Elbeeinzugsgebiet übereinstimmen, ist davon auszugehen, dass im Zusammenwirken mit den unterschiedlichen atmosphärischen Depositionen die vorliegende Studie die Bleierosion plausibel wiedergibt.

Einträge aus direkter Deposition

Die Einträge über die direkte Deposition weisen je nach Studie mehr oder weniger starke Differenzen auf. Die niedrigeren Depositionsraten von Vink und Behrendt (2001; in Vink, 2002) und Vink (2002) im Vergleich zur vorliegenden Studie sind auf die unterschiedlich langen Beobachtungszeiträume zurückzuführen. Sie reichen bis ins Jahr 1997 bzw. 1999 hinein, in der die atmosphärische Belastung weiterhin zurückging und führen infolgedessen zu durchschnittlich niedrigen Einträgen.

Weiterhin haben die unterschiedlichen Eingangsdatengrundlagen Einfluss auf die Resultate: Für die vorliegende Arbeit wurden als Modellinput die Depositionsraten nach Costa-Cabral (2002) verwendet, die mithilfe eines atmosphärischen Transportmodells für jedes Jahr abgeleitet wurden (s. Kap. 3.2.1, s. auch von Storch et al., 2003). Im Gegensatz dazu werden in den Vergleichsstudien diese jährlichen Schwankungen nicht erfasst. Hier wurden über längere Zeiträume (bis zu 4 Jahren) konstante Depositionsraten (sog. emission factors) verwendet, was zwangsläufig zu Unterschieden in den Depositionsraten führt.

Aufgrund dieser Erkenntnisse ist anzunehmen, dass der Datensatz nach Costa-Cabral als Modellinput zu plausiblen Ergebnissen führt und die Resultate nach Tabelle 5.2 repräsentativ sind.

Einträge aus Direktabfluss

Die Unterschiede der Bleieinträge über den Direktabfluss sind deutlich. Sie liegen generell höher, als es die Löslichkeit von Pb erwarten lassen (s. Kap. 2.1; s. auch Alloway, 1999). Für eine grundsätzliche Überschätzung dieses Eintragsweges kommen mehrere Aspekte in Betracht, die im folgenden vorgestellt und diskutiert werden.

Zunächst wurde die Modellstruktur untersucht. Die Vernachlässigung des Bleiaustrages über den Grundwasserpfad und über Pflanzenaufnahme stellt keinen Grund für die Überschätzung dar. Zum einen werden in METALPOL nur Schätzungen aus Grundwassermesskampagnen in Form von Emissionsfaktoren herangezogen. Der Lösungsprozess aus dem Boden heraus ins Grundwasser ist nicht im Modell impliziert. Infolgedessen besteht aufgrund der Modellstruktur kein direkter Zusammenhang zwischen Grundwasserkonzentration und Bleikonzentration im Boden bzw. im Direktabfluss, der durch Vernachlässigung des Grundwasseraustrags zu einer Überschätzung führen könnte. Zum anderen wurde bei einer Testrechnung, in die der Bleientzug durch Pflanzen ins Modell implementiert war, erwartungsgemäß (s. Kap. 2.1) kein Einfluss auf die Messergebnisse sichtbar.

Eine Überschätzung des tatsächlichen Bleieintrages ist möglicherweise auf die Wechselwirkung zwischen Verteilungskoeffizienten, Abflusshöhe und Bleikonzentration im Boden nach METALPOL zurückzuführen. Dies ist aus folgenden Gründen möglich: Es ist zunächst anzunehmen, dass die in METALPOL verwendete mittlere Bodentiefe von 0.5 m für die Auswaschung von Blei zu hoch gewählt ist. Blei wird im Oberboden im Auflagehorizont (d.h. in den ersten 20–30 cm) akkumuliert und kaum in tiefere Bodenschichten verlagert. In diesem Horizont jedoch ist der Humusgehalt, der für die Bleianreicherung verantwortlich ist, sehr viel höher als im restlichen Oberboden, was zu einer Unterschätzung des Verteilungskoeffizienten und demzufolge zu einer Überschätzung der Bleilöslichkeit in METALPOL führen kann.

Vink (2002) bestätigt ohne weitere Angaben die Tendenz von METALPOL, Einträge aus dem Direktabfluss im Vergleich zu anderen Studien zu überschätzen.

Die folgenden drei Faktoren und ihre Wechselwirkung sind wahrscheinlich ebenfalls für eine Überschätzung des gelösten Bleitransports von weiterer Bedeutung. Zunächst ist die Überschätzung des Direktabflusses in der Wasserbilanz zu erwähnen. Aus Kapitel 4.2.3 geht hervor, dass für einzelne Regionen im Elbeeinzugsgebiet die Direktabflusshöhen zu hoch liegen. Dies betrifft Gebiete in den Ausläufern der Höhenzüge (Harz, Erzgebirge, Riesengebirge und Böhmer Wald). Die gebietsspezifisch überschätzten Direktabflusshöhen bewirken eine unmittelbare Erhöhung der berechneten Lösungsfracht im Modell (Gl. 15).

Zweitens sind die Regionen Harz und Erzgebirge zusätzlich auch die Gebiete mit höchster atmosphärischen Deposition (Kap. 5.1). Wenn die Eigenschaften „hoher (überschätzter) Abfluss“ und „hoher Bleieintrag in den Boden“ zusammenfallen, kann dies einen zusätzlich erhöhten Transport von gelöstem Blei hervorrufen.

Die höchsten Abweichungen treten Tabelle 5.2 zufolge zur Studie von Vink und Behrendt (2001; in Vink, 2002) auf. Bei diesem Vergleich tritt möglicherweise neben den bereits genannten ein weiterer dritter Faktor hinzu. Vink und Behrendt (2001; in Vink, 2002) errechneten den Bleitransport über den Direktabfluss nicht für jedes Jahr in Abhängigkeit der Bodenkonzentration und der Sorptivität, wie es in METALPOL der Fall ist (Gl. 15, Kap. 4.2.3). Sie verwendeten über den gesamten Zeitraum einen konstanten Emissionsfaktor für die Bleikonzentration im Direktabfluss. Dieser liegt mit $1.5 \mu\text{g l}^{-1}$ unter den Pb-Abflusskonzentrationen von durchschnittlich $4.9 \mu\text{g l}^{-1}$ der vorliegenden Arbeit (s. Kap. 5.2.2). Diese niedrig und konstant gesetzte Bleikonzentration kann im Zusammenspiel mit der Jahressumme des Direktabflusses bei Vink und Behrendt (2001; in Vink, 2002) zu weitaus geringeren Bleieinträgen führen. In der vorliegenden Arbeit kommt zusätzlich im Vergleich zu diesen Autoren zur höheren Pb-Konzentration noch die Überschätzung des Direktabflusses für einzelne Regionen hinzu. Es ist anzunehmen, dass das Zusammenwirken dieser genannten drei Faktoren die signifikant höheren Eintragungsergebnisse bewirkt.

Zusammenfassend bleibt dabei festzuhalten, dass die Blei-Einträge über den Direktabfluss im Vergleich zu anderen Studien überschätzt werden und nur als erste Annäherung gelten. Die erhöhten Werte sind möglicherweise auf mehrere Faktoren zurückzuführen. Eine weitere Interpretation dieser Daten sollte daher nur unter Berücksichtigung der genannten Unsicherheiten erfolgen.

Der hier vorgestellte Vergleich der Modellstudien führt zu folgenden Schlussfolgerungen:

Die Anwendung von METALPOL zur Modellierung des Bleieintrags über die Eintragswege „direkte Deposition“ und „Erosion“ führt zu plausiblen Ergebnissen. Sie sind mit den Ergebnissen anderer Studien vergleichbar und spiegeln die Bleibelastung über diese Eintragswege repräsentativ wieder.

Hinsichtlich des Eintrags über Direktabfluss sollten die genannten Unsicherheiten beachtet werden. Der Bleieintrag über Direktabfluss wird im Vergleich zu anderen Arbeiten überschätzt.

Es wird weiterhin deutlich, dass mehrere Unsicherheitsfaktoren bei den Resultaten eine Rolle spielen, die durch die Güte und Struktur der Modelle, der Datensätze und ihre Aufbereitung und die große Komplexität der betrachteten Prozesse auf dieser Skala bedingt sind. Vink (2002) zufolge konnten bisher weder Mess- noch Modellierungsmethoden entwickelt werden, die den Transport von Schadstoffen über indirekte diffuse Quellen wie Erosion und Direktabfluss (bzw. leaching und

Drainage) optimal erfassen, da die Messung und Modellierung von Schadstoffen von großer räumlicher und zeitlicher Ausdehnung noch am Anfang der Entwicklung stehen. Diese Verhältnisse spiegeln sich in den vorliegenden Ergebnissen, aber auch in den Vergleichen mehrerer Studien innerhalb der Arbeit von Vink (2002) wieder.

Aufbauend auf der vorangegangenen ersten Überprüfung der Modellergebnisse werden im folgenden Kapitel die vorliegenden Resultate mit Messungen aus dem Elbeeinzugsgebiet verglichen. Hier liegt der Schwerpunkt auf der Überprüfung der zeitlichen Belastung.

5.3.2 Vergleich der Modellergebnisse mit Feldmessungen in der Elbe bei Schnackenburg

Wie aus dem ersten Abschnitt des Kapitels 5.3 hervorgeht, sind kaum Daten zur Überprüfung der vorliegenden Modellergebnisse verfügbar. Dies gilt im Besonderen für flächendeckende Messungen des Überlandtransportes von Schwermetallen im Untersuchungsgebiet.

Vink (2002) erstellte eine Datenbank über Schwermetallmessungen an mehreren Monitoring-Stationen im Elbeeinzugsgebiet. Diese beinhaltet ebenfalls Erhebungen zur Bleifracht. Unter bestimmten Gesichtspunkten können diese Messungen zu einem Vergleich mit den Modellergebnissen herangezogen werden. Die unterschiedlichen Einflussgrößen, die diesen beiden Studien zugrunde liegen, erlauben allerdings keinen Vergleich der „harten Zahlen“, sondern nur den Vergleich des zeitlichen Verlaufes der gemessenen Bleifracht mit dem der errechneten Bleieinträge. Dafür spielen mehrere Aspekte eine ausschlaggebende Rolle:

Es sollte grundsätzlich im Auge behalten werden, dass in der vorliegenden Arbeit als einziger Modellinput die atmosphärische Deposition und als Transportwege nur Erosion und Abfluss Berücksichtigung finden. Darüber hinaus stellen die Messungen nur Punkterhebungen dar, die aufgrund der genannten Prozesse im relativ kleinen räumlichen Bereich schwanken können (s. auch Hagner, 2002) und so nur lokal begrenzte Aussagen zulassen.

Außerdem wird in dieser Studie nur der *Bleieintrag* über die gesamte Länge der Elbe ermittelt. Der Transport innerhalb des Flusssystemes und die dortigen Einflussgrößen sind nicht Gegenstand dieser Studie. Die tatsächlich *gemessene* Belastung ist im Gegensatz zu den Modellrechnungen jedoch das Ergebnis vieler komplexer Wechselwirkungen aus Eintragsquellen und Transportprozessen wie Sedimentation und Resuspension.

Des weiteren treten neben der atmosphärischen Deposition in einem Fluss noch weitere Eintragsquellen hinzu wie Industrieleitungen, Einträge aus urbanen Gebieten etc., die von den gemessenen Bleifrachten, aber nicht durch die Modellberechnungen erfasst werden.

Ein Vergleich der Messwerte mit den Modellergebnissen ist dennoch in folgender Hinsicht vertretbar: Aus Vink (2002) geht hervor, dass die diffusen Quellen „Erosion“ und „Direktabfluss“ mit über 70 %

den größten Anteil zum Gesamtbleieintrag in der Elbe stellen. Somit kann davon ausgegangen werden, dass die Messergebnisse den Trendverlauf dieser Eintragswege abbilden.

Zusammenfassend ist daher festzuhalten, dass zwar ein direkter Vergleich der Zahlenwerte nicht legitim ist. Es ist jedoch möglich, den zeitlichen Trend der Modellwerte anhand der Messwerte zu überprüfen. Da diese Feldmessungen neben den Sedimentanalysen die einzigen verfügbaren Daten zur Bleibelastung der Elbe bilden, wird dies als zunächst ausreichende Möglichkeit angesehen.

Vergleich der zeitlichen Entwicklung der Bleibelastung anhand von Feldmessungen

Aus dem Ergebnisteil Kapitel 5.2 ist zu entnehmen: Ab Beginn des Untersuchungszeitraumes im Jahr 1958 ist eine steigende Bleibelastung bis zu einem Maximum in den 70er Jahren zu verzeichnen. Anschließend geht der Bleieintrag zurück und erreicht in den 90er Jahren ein Minimum. Außerdem sind die Beiträge der einzelnen Quellen „direkte Deposition“, „Erosion“ und „Direktabfluss“ im zeitlichen Verlauf unterschiedlich stark ausgeprägt.

Zur Überprüfung dieser Trends werden Daten von Vink (2002b) herangezogen. Hierbei können nur bestimmte zeitliche Abschnitte auf ihre Güte überprüft werden, da für das Schwermetall Blei im Elbeeinzugsgebiet noch keine Langzeitstudien existieren.

Der Vergleich mit Vink (2002b) bezieht sich auf den Zeitraum 1984–1995. Für diesen Zeitraum liegen Messungen von Bleifrachten an der Monitoring-Station Schnackenburg vor. Ab Mitte der 80er Jahre bis in die 90er Jahre ist den Modellergebnissen zufolge ein Rückgang der Bleibelastung zu erwarten. Dies steht mit den Messungen der tatsächlichen Bleifracht im Vergleichszeitraum 1985–1995 im Einklang. Abbildung 5.9 zeigt die Messergebnisse an der Station Schnackenburg (über Vink, 2002b) bzw. die Ergebnisse der vorliegenden Modellierung (Summe aus direkter Deposition, Erosion und Direktabfluss für die gesamte Elbe).

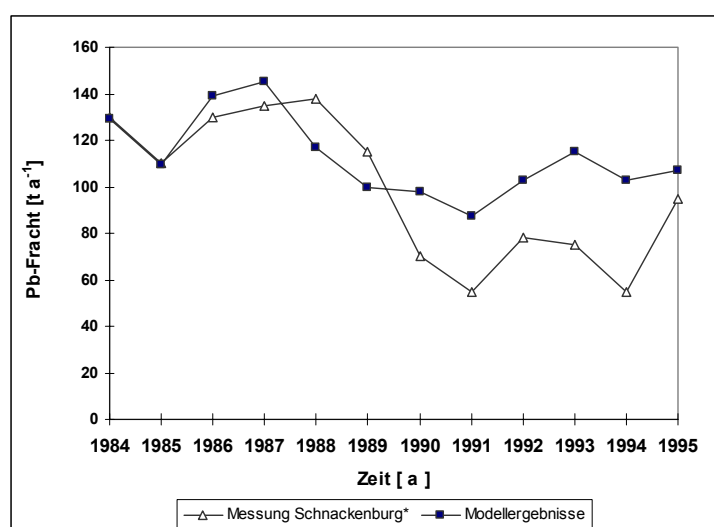


Abb. 5.9: Messergebnisse der Bleifracht bei Schnackenburg bzw. Modellergebnisse zum Bleieintrag aus direkter Deposition, Erosion und Direktabfluss der vorliegenden Arbeit für 1984–1995 (* Datenquelle: Vink, 2002b).

Aus genannten Gründen dient Abbildung 5.9 nicht einem Vergleich der absoluten Zahlen, sondern nur der Überprüfung der zeitlichen Entwicklung. Es wird deutlich, dass für den Vergleichszeitraum der tatsächlich gemessene zeitliche Trend durch METALPOL gut wiedergegeben wird. Die zunehmende Abweichung über die Zeit ist wahrscheinlich durch die Reduktion der Emissionen von Direkteinleitern (z.B. Industrie) zurückzuführen, die in die Messungen aber nicht in die Modellrechnungen einfließen.

Die Gesamtbelastung der Elbe durch diffuse Quellen bei Schnackenburg unter Einbezug von Literaturdaten

Die gemessene Bleibelastung des Wassers und der Schwebstoffe werden von vielen Faktoren bestimmt. Die vorliegende Studie hat zum Ziel, die Bleimenge zu ermitteln, die aus der bedeutendsten Quelle „atmosphärische Deposition“ entweder direkt oder durch Einspülungen in partikulärer oder gelösten Form vom Land aus das Gewässer kontaminiert. Im Modell METALPOL ist es nun möglich, den Überlandtransport von Schwermetallen durch die Transportwege „Erosion“ und „Direktabfluss“ (und für Blei in erster Näherung vernachlässigbar „Grundwasser“) zu beschreiben und abzuleiten. Dies ist jedoch nur für landwirtschaftliche Nutzflächen der Fall. Hohe Depositionsraten treten aber zusätzlich auch in Städten und Ballungszentren auf. Das Blei aus urbanen Quellen gelangt dabei mit dem Regenwasser in gelöster oder partikulärer Form in die Kanalisation und das Fließgewässer.

Die diffusen Einträge aus urbanen Regionen werden in METALPOL separat ermittelt (s. Kap. 4.1). Dieser Modellteil benötigt zahlreiche statistische Erhebungen zur Bevölkerungsdichte bzw. ihre Anbindung an die städtische Kanalisation sowie der Dichte und Länge des Abwassersystems. Darüber hinaus sind Angaben über den Grad der Versiegelung und spezifischen urbanen Abfluss notwendig (zur detaillierten Lektüre wird hier auf das Werk von Vink (2002) verwiesen). Die zusätzliche Ermittlung der jährlichen urbanen Einträge für den Gesamtzeitraum und das Untersuchungsgebiet kann aufgrund der hohen Komplexität dieses Modellteils im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht erfolgen. Städtische Abwässer gehören jedoch zu wichtigen Kontaminationsquellen für die Flusssysteme (s. auch Förstner und Wittmann, 1979; Vink, 2002b). Daher soll in diesem Abschnitt unter Einbezug von Literaturdaten ein Einblick in die *gesamte* Bleibelastung infolge atmosphärischer Deposition gegeben werden, die auch die urbanen Einträge umfasst.

Zu diesem Zweck werden zu den Ergebnissen der Transportberechnungen „Erosion“ und „Direktabfluss“ (nur landwirtschaftliche Nutzflächen) Literaturdaten über diffuse Bleieinträge aus *städtischen bzw. versiegelten* Regionen hinzugezogen. Auch hier liegen nur Abschätzungen ab Mitte der 80er Jahre vor. Diese Daten für den Zeitraum 1984–1995 wurden von Vink (2002b) freundlicherweise zur Verfügung gestellt und entstammen dem entsprechenden Modellteil von METALPOL (Modellinput: atmosphärische Deposition, Korrosion).

Abbildung 5.10 zeigt die Literaturdaten zu den Einträgen von urbanen Flächen.

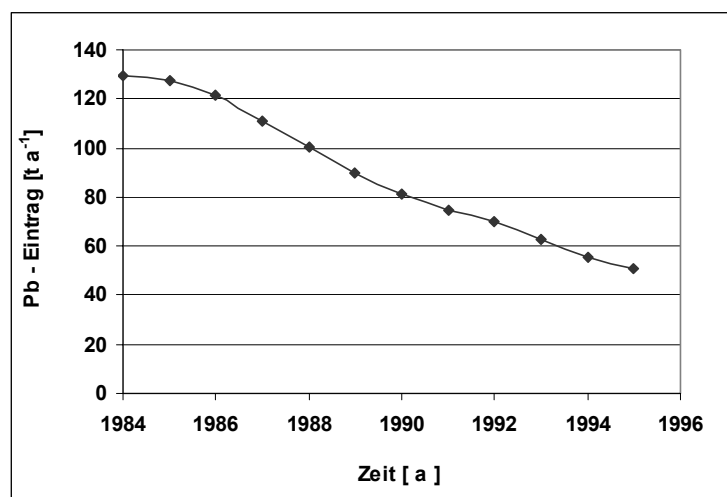


Abb. 5.10: Bleieinträge aus urbanen Regionen im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1984–1995 (Datenquelle: Vink, 2002b).

Auch bei den urbanen Einträgen ist eine deutliche Reduktion zu erkennen. Die veränderten politischen und wirtschaftlichen Situationen, verbesserte Kläranlagen und Abwassersysteme führten über den Zeitraum 1983–1995 zu einem Rückgang um 60 % von 129 t a^{-1} auf 51 t a^{-1} (zur genaueren Lektüre s. Vink, 2002). Die Einträge liegen für den Zeitraum 1984–1995 im Mittel bei 86 t a^{-1} . D.h. von der städtischen Kanalisation geht zusätzlich eine hohe Belastung für die Elbe aus. Unter Berücksichtigung der zunehmenden atmosphärischen Deposition vor 1984 bis in die 70er Jahre ist davon auszugehen, dass auch die Kontamination aus städtischen Regionen vor 1984 noch sehr viel höher war und die Elbe in den 70er Jahren zusätzlich stark belastete.

Für einen Gesamtüberblick wird in Abbildung 5.11 die Summe aller diffusen Quellen dargestellt (direkte Deposition, Erosion, Direktabfluss – vorliegende Arbeit; versiegelte, urbane Flächen – Vink, 2002b). Es ist herauszustellen, dass aus bereits genannten Gründen nicht die absoluten Zahlen in der Abbildung im Vordergrund stehen. Abbildung 5.11 lässt nur die Aussage zu, dass die diffusen Quellen, die aus dem Transport des atmosphärisch auf die Erde eingetragenen Bleis bestehen, einen großen Beitrag zur tatsächlich messbaren Gesamtfracht haben. Denn der zeitliche Verlauf wird unter Berücksichtigung dieser Eintragswege gut nachgezeichnet. Dies wird durch Literaturangaben bestätigt. Demzufolge liegt der Anteil indirekter diffuser Quellen an der Gesamtemission bei 80 % (Vink, 2002).

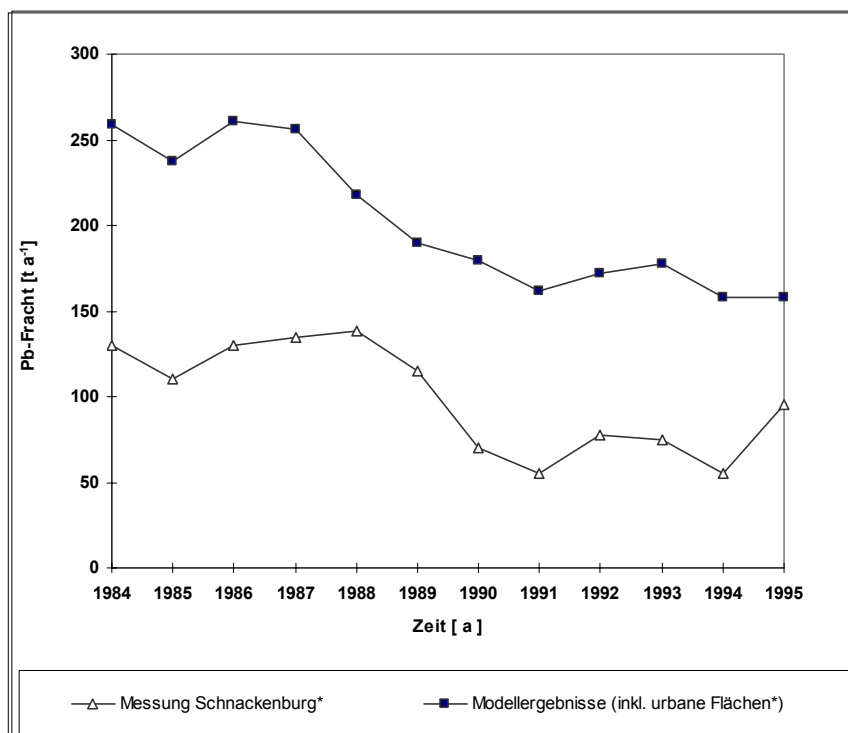


Abb. 5.11: Messergebnisse zur Bleifracht bei Schnackenburg bzw. Modellergebnisse (direkte Deposition, Erosion, Direktabfluss) unter Einbezug der urbanen Flächen für 1984–1995 (* Datenquelle: Vink, 2002b).

Allerdings fällt auf, dass die Werte nach METALPOL (vorliegende Arbeit und Daten von Vink (2002b)) teilweise bis zu 100 % über den Messwerten liegen. Aus der vorausgegangenen Überprüfung (Kap. 5.3.1) geht jedoch hervor, dass mit Ausnahme des Direktabflusses die Modellrechnungen zu plausiblen Eintragsberechnungen führen. Unter Einbezug der abgesicherten Daten zu den urbanen Einträgen von Vink (2002b) ist mit den überschätzten Direktabflüssen und einer möglichen Unterschätzung der Messwerte allein eine so große Abweichung nicht erklärbar. Hinzu kommt, dass die Messwerte weitere Einträge aus der Industrie und Schifffahrt beinhalten Zusammenfassend: Die Messwerte, die die Summe aller Eintragsquellen bilden, sind weitaus niedriger als die Bleieinträge aus nur vier berücksichtigten Quellen. Außerdem fällt auf, dass die urbanen Einträge separat betrachtet bereits die Größenordnung der Bleifracht bei Schnackenburg erreichen.

Eine mögliche Erklärung für die großen Unterschiede neben den genannten Unsicherheiten ist ein Rückhalt der Partikel im Flussbett: Wie bereits erwähnt, sind die Messwerte im Flusssystem unter anderem das Resultat aus zahlreichen physikalischen Wechselwirkungen im Fließgewässer. Blei, das direkt über die Luft oder vom Land ins Gewässer eingetragen wird, unterliegt weitreichenden Transport- und Umlagerungsprozessen. Dies gilt im besonderen für solche Substanzen, die wie Blei zum Großteil partikulär transportiert werden. Je nach hydrologischen und morphologischen

Gegebenheiten kommt es zur Resuspension von Partikeln oder zur Sedimentation im Flussbett, Auen etc.. Überwiegt dabei der letztere Prozess über längere Zeit, kommt es zum Netto-Rückhalt von kontaminierten Partikeln, was wiederum zu Unterschieden zwischen Einträgen und tatsächlicher Substanzfracht führt. Dieser Rückhalt ist ebenfalls abhängig von der Sorptivität des jeweiligen Stoffes an den Partikeln und infolgedessen bei dem fluvialen Transport von Blei sehr ausgeprägt. In der vorliegenden Arbeit ist jedoch nur der Bleieintrag über die gesamte Länge der Elbe Gegenstand der Berechnungen. Der lokale Eintrag über die Nebenflüsse, der Transport innerhalb des Flussbettes sowie der dortige Rückhalt wird hingegen nicht ausdrücklich modelliert.

Es ist naheliegend, dass nicht die gesamte unterhalb der Messstelle eingetragene Bleimenge den Mittellauf der Elbe beim Messstandort erreicht. Vink (2002) stellte bei einem Vergleich von Emissionsdaten und Messwerten eine Blei-Retention von 75 % im Elbeeinzugsgebiet fest. Die große Differenz zwischen den Modellrechnungen, die die Einträge ohne Bleirückhalt im Fluss beinhalten, und den Bleifrachtmessungen im Mittellauf der Elbe, ist somit in gewisser Hinsicht erklärbar (s. auch Behrendt und Opitz, 2000; de Wit, 1999; Salomons und Förstner, 1984; Behrendt, 1993, 1996; Behrendt et al., 2000; Vink et al., 1999a, 1999b).

Durch diese Gegenüberstellung wird deutlich, dass unter Berücksichtigung der Unsicherheiten durch die Güte der Modelle, Datengrundlagen sowie chemischen Arbeitsmethodik der zeitlichen Belastungsverlauf der Elbe durch die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit für den Vergleichszeitraum gut abgebildet wurde.

Für eine zusammenfassende Betrachtung der räumlich-zeitlichen Aspekte werden im folgenden Sedimentproben bestimmter Elbeabschnitte von Prange et al. (1997b) herangezogen. Diese gestatten einen zusätzlichen Einblick in die weiter zurückliegende Bleibelastung der Elbe, denn die Sedimentkerne lassen teilweise eine Datierung bis in die 30er Jahre des 20. Jahrhunderts zu.

5.3.3 Räumlich-zeitliche Anwendung der Modellergebnisse bei Sedimentkernen

Wie bereits erwähnt, liegen keine Messungen zum partikulären oder gelösten Überlandtransport auf Einzugsgebietsebene vor. Die Bleifrachtmessungen ließen eine eingeschränkte Überprüfung erst ab 1984 zu. Eine Möglichkeit, die weiter zurückliegende Belastung der Elbe zu erfassen, sind Arbeiten zu Sedimentsondierungen in der Elbe. Diese werden im folgenden zum Vergleich mit den Gesamteinträgen aus Erosion, Direktabfluss und direkter Deposition herangezogen.

Sedimentkerne eignen sich aufgrund der geringen Remobilisierung von Blei gut für die Rekonstruktion zeitlicher Belastungsverläufe eines Fließgewässers (Prange et al., 1997b; Hagner, 2002). Ein Beispiel bilden die Sedimentproben aus der Elbe von Prange et al. (1997b), die eine Bestandaufnahme der Belastung der gesamten Elbe, ihrer Sedimente und Schwebstoffe durchführten. Die Arbeitsgruppe um Prange analysierte mithilfe der C^{14} - und C^{137} -Datierung Sedimentkerne im Einfluss des Riesengebirges (Hradec Kralove), unterhalb der Moldau (Litomerice/Roudnice) und bei Tangermünde unterhalb der Mündung von Mulde und Saale bzw. unter Einfluss des Erzgebirges und Harzes. Bisher wurde der zeitliche Belastungsverlauf aus den Sedimentkernen nur hinsichtlich der industriellen und urbanen Einträge interpretiert wie geschehen in Prange et al. (1997b) und Hagner (2002). Da durch die vorliegende Arbeit nicht nur ein Überblick über den zeitlichen Verlauf, sondern auch über die räumliche Verteilung der Bleibelastung aus dem Überlandtransport im Elbeinzugsgebiet gegeben wird, können zur Interpretation der Sedimentkerne neben den urbanen und industriellen Aspekten zusätzlich die Modellergebnisse herangezogen werden.

Bei der Interpretation der Sedimentkerne muss allerdings eine ähnliche Einschränkung wie in Kapitel 5.3.2 beachtet werden: Auch hier sind die gemessenen Bleikonzentrationen im Sediment nicht direkt mit den Bleieinträgen aus direkter Deposition, Erosion und Direktabfluss vergleichbar. Die Bleikonzentration im Sediment ist das Ergebnis vieler Wechselwirkungen aus Sedimentations-, Umlagerungsprozessen und aller Eintragsquellen. Dieses hochkomplexe Zusammenspiel konnte im Rahmen der Diplomarbeit nicht berücksichtigt werden und muss Objekt weiterer Forschungsarbeiten sein, damit eine vollständige Belastungserfassung der Elbe möglich ist. Aus diesem Grund können die Modellrechnungen nur zur *zusätzlichen* und nicht zur eigenständigen Interpretation der Analysen dienen.

Die Sedimentprofile sind in Abbildung 5.12 dargestellt.

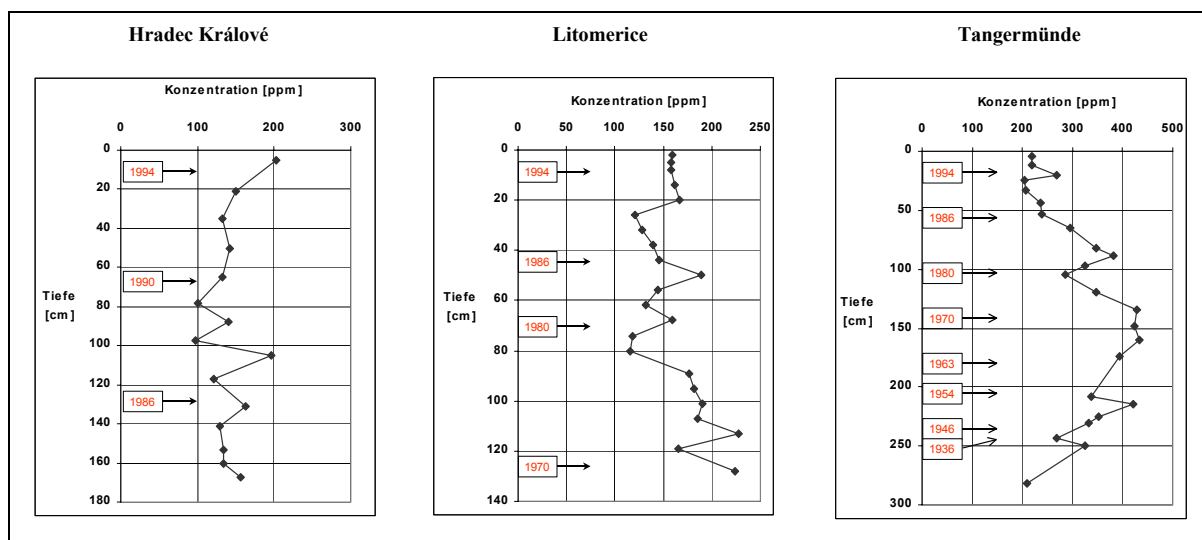


Abb. 5.12: Verläufe der Bleikonzentration in unterschiedlichen Sedimentprofilen (Datenquelle: Prange et al.; 1997b).

Der Sedimentkern von Hradec Kralove zeigt keine signifikanten Rückgänge der Bleikonzentration. Hagner (2002) zufolge ist die dortige konstante Bleibelastung auf die langzeitlich hohen Einträge aus Industrieleitungen und urbanen Regionen zurückzuführen. Ein langfristiger, konstanter Bleieintrag ist den Modellergebnisse zufolge auch durch Bleierosion und Direktabfluss zu erwarten.

Wie in der Karte 5.4 zu sehen, ist der Eintrag aus dem Riesengebirge, in dessen Ausläufer Hradec Kralove liegt, über den Untersuchungszeitraum konstant und ruft keinen Belastungsrückgang hervor. Die Annahme eines langfristig hohen Erosionseintrages stützt auch die hohe Sedimentationsrate von durchschnittlich 12 cm a^{-1} , die der Probenkern aufweist.

Der Sedimentkern von Litomerice (Einfluss der Moldau) zeigt einen schwachen Trend zum Belastungsrückgang. Die Bleikonzentration weist die höchsten Werte in den 70er Jahren auf, geht dann in den 80er Jahren leicht zurück, erreicht in den 90er Jahren das Anfangsniveau. Die Konzentrationsschwankungen sind dabei nur schwach ausgeprägt.

Der Sedimentkern von Tangermünde konnte bis ins Jahre 1936 datiert werden und die zeitliche Verlauf der Bleibelastung ist deutlich zu erkennen. Es zeigt sich die zunehmende Bleibelastung bis in die 70er und der starke Rückgang zu Anfang der 80er Jahre. Sowohl die Eintragsberechnungen als auch die politisch-ökonomischen Analysen stützen diese Aussage (Karte 5.4, s. Hagner, 2002). Die Messungen und Modellrechnungen verdeutlichen den hohen Bleieintrag aus der Mulde, Saale und der angrenzenden Höhenzüge (Erzgebirge, Harz und Thüringer Wald) über den Untersuchungszeitraum. Dies steht ebenfalls im Einklang mit der Höhe der Bleikonzentrationen bei Tangermünde, die höher sind als in den Sedimentkernen der Tschechischen Republik. Der ausgeprägte zeitliche Trend kommt

wahrscheinlich auch dadurch zustande, dass in den Mittelgebirgen die Rückgänge der Bleideposition am ausgeprägtesten sind und somit auch die direkte Kontamination der Oberflächengewässer.

Bei der Interpretation der Sedimentkerne muss allerdings beachtet werden, dass die Bleikonzentration im Sediment Ergebnis vieler Wechselwirkungen aus Sedimentations-, Umlagerungsprozessen und verschiedener Eintragsquellen sind, die in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt werden konnten. Somit kann der Vergleich der Modellergebnisse mit den beobachteten Bleikonzentrationen in den Punktmessungen nur lokal aussagekräftig sein. Zur Bestätigung der Resultate sind weitere dichtere Messnetze von Sedimentkernen im Elbeinzugsgebiet nötig. Für die drei Orte kann jedoch festgestellt werden, dass die räumliche und zeitliche Belastungsverteilung grundsätzlich plausibel reproduziert wurden und durch die Messdaten bestätigt wurden..

Zusammenfassung

Der Vergleich der Modellberechnungen mit Literaturdaten theoretischer Arbeiten verdeutlichte, dass die Bleieinträge über direkte Deposition und Erosion in der vorliegenden Arbeit mit METALPOL plausibel rekonstruiert wurden. Die Überprüfung des Bleieintrages über Direktabfluss zeigte im Vergleich zu den Literaturdaten eine Überschätzung. Abweichungen sind hier auf unterschiedliche Modellansätze und Datengrundlagen (konstante Emissionsfaktoren, Berücksichtigung zusätzlicher Eintragsquellen, Überschätzung des Transportmediums) zurückzuführen.

Der Vergleich mit Feldmessungen aus der Literatur ermöglichte keine Validierung der absoluten Zahlen, jedoch des zeitlichen Verlaufes der Modellergebnisse. Die zeitliche Entwicklung der gemessenen Bleifrachten werden für den verfügbaren Vergleichszeitraum von 1984–1995 durch die Modellberechnungen gut wiedergegeben. Unter Einbezug der vierten wichtigen Bleiquelle „urbane Einträge“ aus Literaturangaben konnte ein Überblick über die Gesamtbelastung der Elbe aus diffusen Quellen gegeben werden. Die hohen positiven Abweichungen zwischen Modell- und Messwerten von bis zu 100 % sind nicht allein auf Modell- und Datenunsicherheiten, sondern wahrscheinlich auf den Rückhalt von kontaminierten Partikeln im Flussbett zurückzuführen. Der Rückhalt von Blei in der Elbe beträgt nach Literaturangaben 70–75 % (Vink, 2002).

Außerdem standen Daten zur räumlichen und zeitlichen Belastungsentwicklung der Elbe in Form von Sedimentanalysen zur Verfügung. Diese ermöglichten einen Einblick in die Bleibelastung der Elbe bis 1958, die mit den vorliegenden Modellergebnissen ebenfalls nachvollzogen werden konnte.

Aufgrund der schwierigen Datenlage ist eine umfassende Validierung der absoluten Zahlen nicht möglich, denn es fehlt an Vergleichsstudien zum Schwermetalltransport im Elbeinzugsgebiet. Für eine genauere Überprüfung vor allem der Direktabflusskomponente sind dichtere Messnetze und

weitere Modellrechnungen und -modifikationen notwendig. Eine erste Validierung brachte unter Berücksichtigung der genannten Unsicherheiten zufriedenstellende Ergebnisse.

5.4 Bleihaushalt der Böden im Elbeeinzugsgebiet

In den vorherigen Kapiteln wurden die Ergebnisse der Transport- bzw. Eintragsberechnungen erläutert und überprüft (Kap. 5.2, Kap. 5.3). Im folgenden stehen die Ergebnisse der Bodenmassenbilanz (Kap. 4.4) und ihre Validierung im Mittelpunkt.

Aus der Bodenmassenbilanz können Aussagen zum Schwermetallhaushalt der Böden im Untersuchungsgebiet und seiner Entwicklung von 1958–1995 getroffen werden. Diese sind für die Bleieinträge vom terrestrischen ins aquatische System von großer Bedeutung. Zunächst wird ein Überblick über die mittlere Bleibodenkonzentration sowie ihre zeitliche Entwicklung gegeben. Im Anschluss daran erfolgt eine räumlich differenziertere Betrachtung des Bleihaushaltes der Boden im Untersuchungsgebiet.

5.4.1 Zeitlicher Verlauf des Bleihaushaltes

Eine Schlüsselgröße für den Bleieintrag über die beiden untersuchten diffusen Quellen stellt der Bodenspeicher dar. Er bildet den Puffer zwischen den Bleiflüssen ins terrestrische Ökosystem und aus ihm hinaus. Blei wird aufgrund seiner starken Sorptivität im Boden akkumuliert (s. auch Kap. 2.1) und ist diesbezüglich Gegenstand zahlreicher Arbeiten. Andreae (1993) und Schulz (in Zachmann, 2002) stellten Schwermetall-Massenbilanzen in Fichtenwaldökosystemen des Harzes bzw. im Solling auf, wobei als Bleiinput wie in der vorliegenden Arbeit nur der atmosphärischen Eintrag berücksichtigt wurde. Hier wurde eine starke Bleianreicherung im Boden von mehreren $100 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgestellt (s. auch Zachmann, 2002).

Die Bedeutung des Bodens bezüglich des Schwermetalltransportes im terrestrischen Ökosystem wird auch im Untersuchungsgebiet der Elbe über den gesamten Betrachtungszeitraum deutlich. Abbildung 5.13 zeigt den zeitlichen Verlauf der mittleren Blei-Bodenkonzentrationen im Elbeeinzugsgebiet. Die Modellergebnisse lassen erkennen, dass der Boden als Schwermetallsenke fungiert und die Blei-Konzentration über die Jahre zunimmt. Der durchschnittliche Nettoanstieg stimmt dabei mit Angaben von Prieler und Anderberg (1996) überein: Prieler und Anderberg (1996) ermittelten bei einer durchschnittlichen Depositionsrate von $10 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ über 40 Jahre einen Anstieg der Bleibodenkonzentration um 1 mg kg^{-1} . Im Vergleich hierzu wurde METALPOL zufolge bei einer mittleren Depositionsrate von $17 \text{ kg km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ über 38 Jahre ein Anstieg der Bodenkonzentration in der gleichen Größenordnung verzeichnet. Dies kann Abbildung 5.13 ebenfalls entnommen werden. Die

etwas niedrigere Anstiegsrate trotz höherer Depositionsrates ist dabei möglicherweise auf den überschätzten Output über Direktabfluss zurückzuführen.

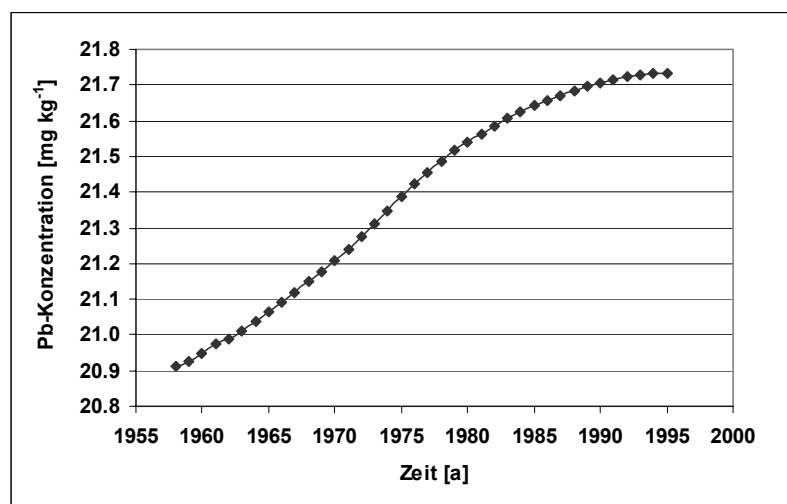


Abb. 5.13: Mittlere Bleikonzentrationen der Böden im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1958–1995.

Abbildung 5.13 lässt weitere Aussagen zum Einfluss der atmosphärischen Belastung auf den Boden zu. Im Gegensatz zu den modellierten Pb-Outputs über Erosion und Direktabfluss, deren Ausmaß mehr oder weniger unabhängig von der Bleideposition ist, spiegeln der Boden und die Bleianreicherung die Schwankungen der atmosphärischen Belastung wieder. Die jährliche Anstiegsrate schwankt mit der Höhe der jährlichen Bleideposition: Eine besonders hohe Akkumulationsrate ist in den 70er Jahren parallel zum Maximum der Bleideposition zu erkennen. Sie geht dann mit der sinkenden Luftverschmutzung Ende der 80er Jahre zurück. Anfang/Mitte der 90er Jahre ist sogar keine Bleiakкумуляtion mehr festzustellen. Dieses Phänomen steht im Einklang mit Angaben von Prieler und Anderberg (1996): Bei einem niedrigen Bleieintrag über die Atmosphäre wird der Input aus der Atmosphäre durch den Output durch Erosion und Abfluss ausgeglichen. Es ist dann kein signifikanter Anstieg der Bleibodenkonzentration mehr zu verzeichnen (s. auch VDI, 1984). Prieler und Anderberg (1996) geben weiterhin an, dass dieser Fall bei einer konstant niedrigen atmosphärischen Eintragsrate von $2800 \text{ g km}^{-2} \text{ a}^{-1}$ eintritt. Diese Rate wird in der vorliegenden Arbeit in den Jahren , in denen die Akkumulation stoppt, erreicht (1994, 1995).

Des Weiteren kann Abbildung 5.13 zusätzlich zur Interpretation der Transportraten über Erosion und Direktabfluss (Kap. 5.1) herangezogen werden. Hiermit schließt sich der Kreis der Wechselwirkungen zwischen Input und Output im Boden:

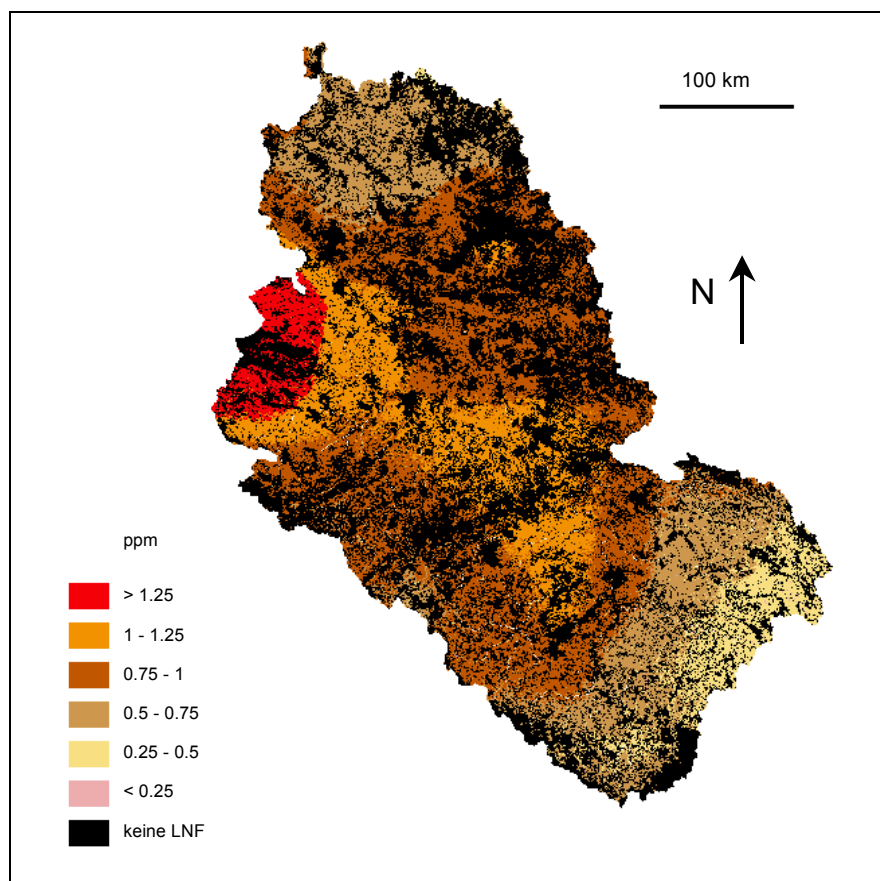
Die Einträge von gelöstem und partikelgebundenem Blei aus dem Boden sind von der Bodenkonzentration abhängig, d.h. je höher die Pb-Konzentration, desto höher der Output bei sonst konstanten Bedingungen. Wie aus Abbildung 5.13 hervorgeht, steigt die Pb-Konzentration aufgrund der starken Sorptivität von Blei und zwar verstärkt in den Jahren hoher Luftverschmutzung. Diese Verhältnisse können wiederum zu erhöhten Bleikonzentrationen in der Bodenlösung sowie in den erodierten Partikeln führen, ohne dass zwangsläufig eine Bleiabreicherung im Boden stattfindet. Dies könnte auch zusätzlich bewirken, dass die Einträge über Erosion und Abfluss über die Jahre nicht parallel zur Deposition abnehmen, sondern relativ konstant bleiben bzw. sogar steigen.

Im folgenden wird die Bleiakкумуляtion nun räumlich differenziert betrachtet und hierfür die Erkenntnisse aus den vorherigen Kapiteln wieder aufgegriffen.

5.4.2 Räumliche Ausprägung des Bleihaushaltes der Böden im Untersuchungsgebiet

Aus Kapitel 5.1 ist ersichtlich, dass es über den Zeitraum 1958–1995 Gebiete mit besonders hoher atmosphärischer Bleibelastung gab. Hierzu gehören das Erzgebirge und insbesondere der Harz (s. auch Karte 5.1). Des Weiteren wurde herausgestellt, dass hohe Pb-Transportraten nicht zwangsläufig auf hohe Bleidepositionen zurückzuführen sind. Denn auch in atmosphärisch weniger belasteten Regionen sind aufgrund geographischer und hydrologischer Faktoren erhöhte Bleieintragsraten ins Flusssystem zu verzeichnen. Um den Einfluss der räumlich variierenden Luftbelastung auf den Boden bzw. deren Wechselwirkungen zu untersuchen, wird nun die Bleiakкумуляtion räumlich differenzierter betrachtet.

Karte 5.5 zeigt die Zunahme der Bleikonzentration der Böden im Elbeeinzugsgebiet. Es ist festzustellen, dass sich die unterschiedlich starke Bleideposition auch in der Stärke der Bleiakкумуляtion widerspiegelt. Die Gebiete mit höchstem Konzentrationsanstieg sind der Harz und die angrenzenden Regionen. Dies steht im Einklang mit den – im Elbeeinzugsgebiet mit Abstand höchsten – Depositionsraten in den 50er, 60er und 70er Jahren (s. auch Zachmann, 2002). Auch Teile des Erzgebirges und seine Ausläufer weisen hohe Anstiegsraten auf. Die Regionen mit kleinster Bleiakкумуляtion stimmen mit denen niedriger Kontamination durch die Atmosphäre überein. Hier ist vor allem der Oberlauf der Elbe, also der SO der Tschechischen Republik zu nennen. Zonen mit Bleiabreicherung fehlen fast völlig und sind auf Flussniederungen begrenzt.



Karte 5.5: Konzentrationsanstieg von Blei in den Böden der LNF des Untersuchungsgebietes über die Jahre 1958–1995.

Alloway (1999) und Prieler et al. (1996) zufolge ist der Netto-Anstieg dieser Größenordnung im Vergleich zum geogenen Hintergrundwert als eher gering einzustufen, d.h. auf dieser Skala sind keine Regionen mit Richt- oder Grenzwertüberschreitungen festzustellen.

Bei der Interpretation der Daten ist zu beachten, dass die Akkumulationsraten nur großräumige Aussagen zulassen und nur bezüglich der gewählten Input- und Output-Größen gültig sind. Räumlich begrenzte Kontaminationen wie Düngerapplikationen, Austritte aus Industriestandorten oder Bergbauhalden oder die Interzeptionswirkung der Vegetation (sog. „Waldrandeffekt“, Zachmann; 2002) können lokal sehr viel höhere Konzentrationen und Bleiakкумуляtion im Boden hervorrufen. Diese können hier nicht berücksichtigt werden, sind aber auf kleinerer Skala von Bedeutung.

Zusammenfassung

In dem vorliegenden Kapitel wird die wichtigste Eigenschaft des Schwermetalls Blei und seine Auswirkungen auf das Bodenkompartment bestätigt und aufgezeigt. Dem Teilmodell „Bodenmassenbilanz“ zufolge wird das atmosphärisch eingetragene Blei im Boden akkumuliert, d.h. die mittlere Bleibodenkonzentration von 1958–1995 im Untersuchungsgebiet nimmt zu. Die

ermittelten Anstiegsraten sind dabei mit Literaturangaben vergleichbar. Es ist festzustellen, dass das Teilmodell „Bodenmassenbilanz“ die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet gut abbildet.

Im Gegensatz zum Bleitransport über Erosion und Direktabfluss zeichnet sich der Verlauf der atmosphärischen Deposition in der Höhe der Anstiegsraten deutlich ab. Dies wird sowohl in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht deutlich. Zum einen sind die Akkumulationsraten in Jahren starker atmosphärischer Belastung (70er Jahre) höher als in Jahren geringer Deposition. Aufgrund der niedrigen Depositionsraten ist in den 90er Jahren METALPOL zufolge kein Konzentrationsanstieg im Boden mehr zu verzeichnen. Zum anderen sind die Hauptdepositionsgebiete auch die Regionen stärkster Bleiakкумуляtion. Dies sind der Harz und Teile des Erzgebirges. Die Wirkung des Bodens als Puffer zwischen atmosphärischen Bleieintrag ins terrestrische System und dem dortigen Bleitransport ins Gewässer hinein ist offensichtlich. Die steigende Bleikonzentration im Boden bewirkt möglicherweise neben dem starken Einfluss der klimatischen und geographischen Standortbedingungen, dass der Bleitransport über Erosion und Direktabfluss über die Jahre nicht zurück geht.

5.5 Zusammenfassende Bewertung und Ausblick

Durch die vorangehenden Kapitel wird verdeutlicht, dass die Berechnungen der Bleieinträge über direkte Deposition und Erosion sowie der Bleihaushalt der Böden mit dem modifizierten Schwermetalltransportmodell METALPOL für die Jahre 1958–1995 zu plausiblen Aussagen führen. Eine umfassende Validierung des Modells ist für die absoluten Eintragungshöhen aufgrund der wenigen vergleichbaren Studien nicht möglich. Der Vergleich der verfügbaren Arbeiten wird durch Unterschiede in den Eingangsdaten und ihrer Qualität, durch verschiedene Untersuchungszeiträume und Berechnungsmethoden erschwert. Für die jeweiligen Zeiträume konnten jedoch sowohl bei Feldmessungen als auch bei theoretischen Arbeiten gute Übereinstimmungen der zeitlichen Belastungsverläufe gefunden werden. Der Eintrag über den Direktabfluss wird allerdings im Vergleich zu Literaturangaben überschätzt. Hierbei wird deutlich, dass mehrere Faktoren bei der Güte der Ergebnisse eine Rolle spielen. Die Länge des Untersuchungszeitraumes von fast vier Jahrzehnten und die große räumliche Ausdehnung des Untersuchungsgebietes bringen Probleme und Unsicherheiten bei den Eingangsdaten und zu berücksichtigten Prozessen mit sich (s. Kap. 3.2.2, Kap. 4.5): Mit der Größe der räumlichen und zeitlichen Untersuchungsskala können Datenlücken und -ungenauigkeiten nicht vermieden werden. Außerdem müssen Vereinfachungen in der Prozessbeschreibung in Kauf genommen werden. Letzteres geschieht jedoch nicht automatisch auf Kosten der Modellgüte, wenn berücksichtigt wird, dass das Modell für Großeinzugsgebiete und langfristigen Aussagen ausgelegt ist. Die Modellergebnisse sind unter Berücksichtigung der Unsicherheiten des gelösten Bleitransportes mit anderen Studien vergleichbar.

Im Zuge der vorangegangenen Diskussionen der letzten Kapitel stellt sich heraus, dass weiterhin ein Kompromiss zwischen höchstmöglicher Genauigkeit und kleinstmöglicher Komplexität gefunden werden muss. Dies wird besonders bei der Bewertung der Datengrundlagen und des Modells deutlich (Kap. 3.2.2 bzw. Kap. 4.5). Die Datengüte zeigt einen maßgeblichen Einfluss auf die Modellergebnisse. Dies wird durch Vink (2002) bestätigt. Das Modell METALPOL weist eine hohe Sensitivität gegenüber der Niederschlagshöhe und -verteilung sowie gegenüber der Landnutzung auf. Das klarste Beispiel hierfür bildet der überschätzte Transport von gelöstem Blei in einigen Bereichen des Einzugsgebietes, der, wie aufgezeigt, u.a. auch auf diese Faktoren zurückzuführen ist. Um die Modellergebnisse zu optimieren, können sowohl Verbesserungen an der Qualität der Eingangsdaten, als auch Modifikationen an der Modellstruktur vorgenommen werden. Hierzu sind folgende Ansätze denkbar:

Vink (2002) zufolge zeigt METALPOL, wie bereits erwähnt, eine hohe Sensitivität gegenüber den Eingangsdaten zur Landnutzung. Wie aus Kapitel 3.2.2. hervorgeht, ist für den Untersuchungszeitraum von fast vier Dekaden nur eine Landnutzungskarte aus dem Jahre 1999 verfügbar. Diese bildet die vielseitigen Entwicklungen, die während der 50er Jahre stattfanden, nicht ab. Es ist jedoch anzunehmen, dass die wechselnden landschaftlichen Faktoren innerhalb dieser vier Jahrzehnte die Prozesse der Erosion und der Abflussbildung ebenfalls veränderten. Zur detaillierten Rekonstruktion des Überlandtransportes von Blei wäre es daher sinnvoll, soweit möglich, die Entwicklung der Landnutzung der vergangenen 40 Jahre zu berücksichtigen.

Des Weiteren könnte die Berechnung der Wasserbilanz durch genauere Datengrundlagen optimiert werden: Die grobe Ermittlung der Gebietsniederschläge und Sonnenscheindauern durch Thiessenpolygone, die die Überschätzung des Direktabflusses und wahrscheinlich des gelösten Bleitransportes bewirkt, könnte durch ein dichteres Stationsnetz verfeinert werden und zu einer verbesserten Abschätzung des Transportmediums „Abfluss“ beitragen. Alternativ könnte eine andere Interpolationsmethode wie Kriging oder Splining angewendet werden (Schöniger und Dietrich, 2002; CHMI, 1999b).

Darüber hinaus wird in Kapitel 4.5 und Kapitel 5.3.1 deutlich, dass der überschätzte Transport über Direktabfluss wahrscheinlich auch auf vereinfachte Annahmen zu Bodeneigenschaften und zum geochemischen Verhalten von Blei zurückzuführen sind. Zur Überprüfung könnten dementsprechend im Teilmodell „Direktabfluss“ die Bodenparameter modifiziert werden, um die besonders ausgeprägte Bleiakkumulation im Auflagehorizont stärker zu berücksichtigen. Hierzu wäre die Wahl einer geringeren Bodentiefe, die Erhöhung des Humusgehaltes und infolgedessen eine Erhöhung des Verteilungskoeffizienten denkbar.

Die vorliegende Arbeit ermöglicht einen ersten Einblick in das Ausmaß der Bleibelastung der Elbe, die Jahrzehnte lang von der Atmosphäre ausging. Aufgrund des zeitlichen Rahmens der Diplomarbeit war eine detaillierte Modellierung der Bleieinträge über die Nebenflüsse sowie der Transport

innerhalb der Flussbetten und der Einbezug der urbanen Flächen nicht Gegenstand der Modellrechnungen. Aus der Arbeit geht allerdings hervor, dass die städtischen Regionen einen großen Anteil an der Belastung der Fließgewässer haben und auch der Transport bzw. der Rückhalt von Bedeutung sind, die nicht vernachlässigt werden sollten.

Zu einem vollständigen Überblick der langfristigen Bleibelastung des terrestrischen und aquatischen Systems durch die Atmosphäre sind daher folgende Erweiterungen notwendig:

Die Einträge aus städtischen und versiegelten Regionen sollten einbezogen und für die Jahre 1958–1995 rekonstruiert werden. Hierzu wäre es von Vorteil, die städtische Entwicklung seit Ende der 50er Jahre bis in die 90er Jahre zu berücksichtigen. Das heutige Ausmaß der versiegelten Flächen und des Kanalnetzes ist nicht mit den Gegebenheiten der 50er Jahre vergleichbar und kann demzufolge die Bleieinträge in die Elbe stark beeinflussen.

Des Weiteren ist der Arbeit zu entnehmen, dass die Belastung des Flusssystems und die daraus resultierende Bleikontamination der Nordsee jedoch neben dem Überlandtransport von der Retention und dem Transport innerhalb der Flussbetten abhängig ist. Um einen genauen Überblick zu erhalten, wäre der Aufbau eines routing schemes im Untersuchungsgebiet geeignet, aus dem die „jährliche Wanderung“ der Bleieinträge in die Nebenflüsse – und nicht wie in der ersten Abschätzung der Fall – direkt in die Elbe abgeleitet werden kann. So wäre eine genauere Rekonstruktion der jährlichen Bleiflüsse in die Elbe und innerhalb des Flusses bis in die Küstenregionen besser nachvollziehbar.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die langjährigen atmosphärischen Emissionen von Blei haben zu einer hohen Belastung der Böden, aquatischen Organismen, Sedimente und Schwebstoffe geführt. Trotz der Reduktion der atmosphärischen Einträge sind keine rückschreitenden Trends in diesen Umweltbereichen nachzuweisen. Es stellt sich die Frage, welcher Belastung die terrestrischen und aquatischen Systeme ausgesetzt waren, die über die letzten Jahrzehnte von der Atmosphäre ausgingen. Um einen Überblick über die Bleikontamination der Fließgewässer zu erlangen, muss untersucht werden, wie sich Blei nach der atmosphärischen Deposition auf der Erdoberfläche verhält, welche Transportwege für die Bleikontamination der Fließgewässer relevant sind und wieviel Blei nach der Deposition auf diesen Wegen schließlich ins aquatische System gelangt ist.

Die vorliegende Arbeit gibt einen ersten Überblick über die Bleibelastung der Elbe, die aus der atmosphärischen Deposition über vier Dekaden des letzten Jahrhunderts hervorgegangen ist. Hierzu wurde der jährliche Überlandtransport von Blei in die Elbe aus landwirtschaftlichen Nutzflächen im Elbeinzugsgebiet sowie die direkte Bleieinträge aus der Atmosphäre für die Jahre 1958–1995 rekonstruiert. Zu diesem Zweck musste ein geeignetes Schwermetalltransportmodell ausgewählt, auf die Fragestellung angepasst und angewendet werden. Die Transportberechnungen sollten dabei auf Basis von rekonstruierten jährlichen Depositionsraten für die Jahre 1958–1995 aus dem Bleiprojekt des GKSS-Forschungszentrums Geesthacht durchgeführt werden, in das die vorliegende Arbeit eingebettet ist. Der Untersuchungszeitraum beinhaltet dabei sowohl den starken Anstieg der atmosphärischen Bleiemissionen durch die Massenmobilisierung bis in die 70er Jahre als auch die Einleitungen von Maßnahmen zur deren Reduktion ab Anfang/Mitte der 70er Jahre.

Der Bleieintrag ins Gewässer wurde anhand folgender drei Größen berechnet: direkte Deposition ins Gewässer, partikelgebundener Transport über Erosion und gelöster Transport über Direktabfluss (Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss): Blei zeigt zum einen eine hohe Sorptivität gegenüber der Ton- und Humusfraktion. Zum anderen besteht die einzig mobile Form von Blei im Oberboden aus organischen Komplexen, die durch den Direktabfluss das Fließgewässer kontaminieren können. Der Bleitransfer aus dem Auflagehorizont ins Grundwasser und der Entzug aus dem Boden durch Pflanzen wurde durch die geringe Löslichkeit und Bioverfügbarkeit als erste Annäherung als vernachlässigbar eingestuft.

Zur Berechnung des Bleitransportes über diese Transportwege wurde das empirisch-konzeptionelle Schwermetalltransportmodell METALPOL (Vink, 2002) verwendet, das für die vorliegenden großen räumlichen und zeitlichen Skalen und die dort zu berücksichtigenden Prozesse ausgelegt ist. Das

ursprünglich GIS-basierte Modell wurde auf die drei relevanten Eintragswege reduziert und in FORTRAN erstellt.

METALPOL ist so konzipiert, dass die pro Zelle (1 km²) zum Transport verfügbare Bleimenge innerhalb des Zeitschrittes (1 Jahr) die Elbe erreicht. Die Gesamtbelastung der Elbe wurde mithilfe von vier Teilmodellen berechnet. Der Transportpfad „Direktabfluss“ wurde in mehreren Schritten aus einer empirischen Wasserbilanz und in Abhängigkeit der Bleilöslichkeit im Boden ermittelt. Die Berechnung des partikelgebundenen Transportes im Teilmodell „Erosion“ erfolgte auf Basis eines empirischen Erosionsmodells (USLE), des Sedimenteintragsverhältnisses (SDR), des Bleianreicherungs-faktors (ER), sowie auf Basis des hydrologischen Koeffizienten (H_c), der die Niederschlagsverhältnisse pro Jahr ausdrückt. Über eine zentrale Bodenmassenbilanz wurden die Teilmodelle „Direktabfluss“ und „Erosion“ gekoppelt und die Bleieinträge in Abhängigkeit der Bleibodenkonzentration über diese Transportwege bestimmt. Die Berechnung der unmittelbaren Kontamination der Elbe aus der Atmosphäre erfolgte mit dem vierten Teilmodell „direkte Deposition“.

Aus den Modellrechnungen geht hervor, dass die Reduktion der atmosphärischen Emissionen einen grundsätzlich abnehmenden Gesamteintrag aus den drei Quellen bewirkte. Die Mitte der 70er Jahre erweist sich als Belastungshöhepunkt im Untersuchungszeitraum. Das Eintragsmaximum in die Elbe liegt im Jahre 1977 bei insgesamt 189 t. Seit 1958 sind aus atmosphärischen Emissionen rund 2300 t Blei direkt und 3000 t indirekt durch Überlandtransport in die Elbe eingetragen worden.

Die Bleieinträge sind seit Mitte/Ende der 70er Jahre insgesamt betrachtet rückläufig. Dies ist allein auf die rückschreitende direkte Deposition zurückzuführen. Aufgrund der physiko-chemischen Eigenschaften bildet der Boden eine Senke für Blei und entlässt über Erosion und Abfluss relativ konstante bis steigende Bleiflüsse in die Elbe. Diese liegen bei bis zu 100 t a⁻¹. Eine rückschreitende Belastung über die indirekten diffusen Quellen ist somit in naher Zukunft nicht zu erwarten.

Des Weiteren zeigen sich auch keine räumlichen Zusammenhänge zwischen Hauptbelastungsgebieten von Deposition bzw. Erosion und Direktabfluss. Für die Höhe der Einträge über Erosion und Direktabfluss ist nicht unmittelbar die Höhe der atmosphärischen Deposition ausschlaggebend. Das Ausmaß des Bleitransportes richtet sich vielmehr nach meteorologischen, topographischen, hydrologischen und pedologischen Faktoren. Die Hauptbelastungsgebiete für Bleieinträge aus dem Überlandtransport sind die Höhenzüge des Einzugsgebietes sowie deren Ausläufer, die südliche Tschechische Republik sowie die Lössregionen des Untersuchungsgebietes. Regionen hoher Bleideposition sind bis in die 70er Jahre der Harz und das Erzgebirge. Hier zeigen sich auch mit bis zu 1.5 ppm die höchsten Anreicherungs-raten von Blei im Boden.

Eine Validierung des Modells war aufgrund wenig verfügbarer Vergleichstudien eingeschränkt. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass die Einträge aus direkter Deposition und Erosion zu plausiblen Ergebnissen führen. Der Transportweg „Direktabfluss“ wird im Vergleich zu anderen Studien

überschätzt, was auf Unsicherheiten des Teilmodells „Direktabfluss“ und der Datengrundlagen sowie die unterschiedlichen Modellansätze und Eingangsdaten der Vergleichsstudien zurückzuführen ist. Es wird deutlich, dass weiterhin Anstrengungen unternommen werden sollten, Methoden zur Erfassung großräumlicher Transporte und zum Verständnis der Prozesse auf großer räumlicher und zeitlicher Skala zu entwickeln.

Aus der Arbeit geht hervor, dass die Reduktion der atmosphärischen Einträge die Bleikontamination der Elbe durch den Überlandtransport nicht maßgeblich beeinflusst hat. Dies steht mit den dort messbaren, konstant hohen Bleikonzentrationen im Einklang (s. auch Hagner, 2002). Die Einschränkung der Bleiemissionen durch die Industrie kann nicht allein den Schutz des aquatischen Systems bewirken. Da die Bleikonzentrationen der Böden aufgrund der hohen Sorptivität auf lange Sicht stabil bleiben werden, sind weitere Maßnahmen notwendig, die den Bodenabtrag und so den partikelgebundenen Eintrag von Blei langfristig herabsetzen. Eine Verminderung des gelösten Transportes ist weitaus schwieriger. Der Schutz vor Bodenabtrag kann weitreichende Schäden auf dem Land und im Gewässer eindämmen. Denn der Umweltschadstoff Blei ist nur eine von vielen Substanzen, die das System „Fließgewässer“ durch Erosion kontaminieren und nachhaltige Folgen mit sich bringen.

7 ANHANG

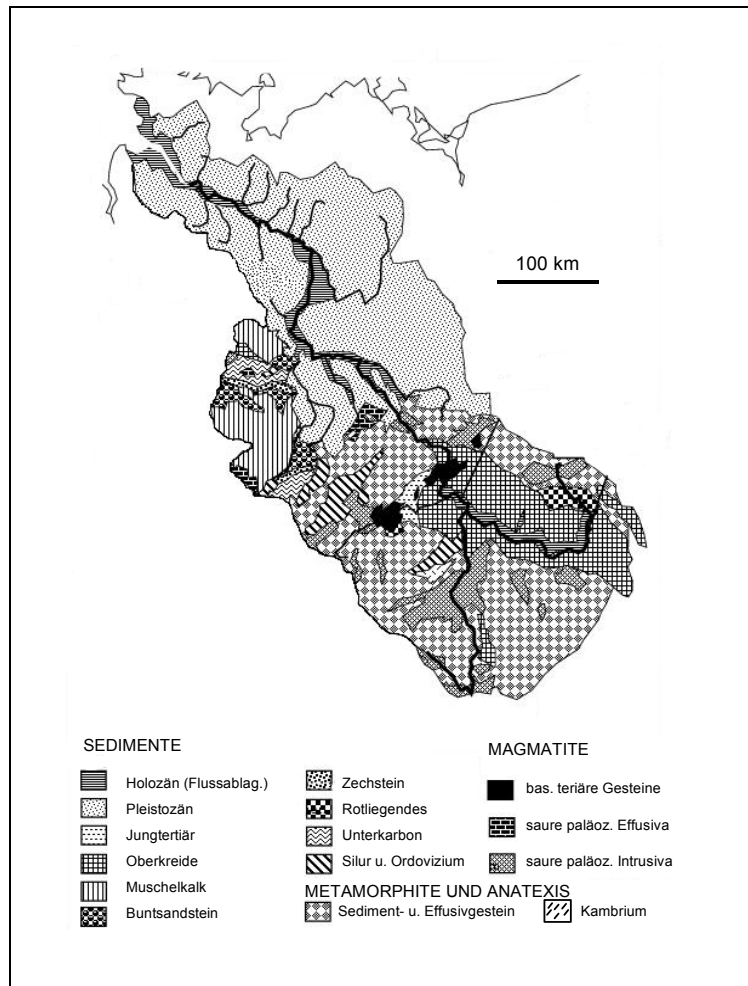


Abb. 7.1: Geologische Karte des Elbeeinzugsgebietes (Prange et al., 1997b; verändert).

Tab. 7.1: Meteorologische Stationen und ihre Koordinaten und Höhenlage (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).

Nr.	Station (DWD)	Ort	geograph. Länge [Grad]	geograph. Breite [Grad]	Höhe [m ü. NN]
1*	KW03038	Schwerin	11.38	53.65	59
2*	KW03162	Seehausen	11.73	52.9	21
3*	KW03177	Magdeburg	11.58	52.1	76
4*	KW03185	Brocken	10.62	51.8	1142
5*	KW03300	Berlin-Buch	13.5	52.63	60
6*	KW03308	Berlin-Schönefeld	13.53	52.38	47
7*	KW03310	Berlin-Lichtenrade	13.42	52.4	47
8*	KW03312	Berlin-Zehlendorf	13.23	52.43	45
9*	KW03313	Berlin-Tegel	13.32	52.57	36
10*	KW03316	Berlin-Tempelhof	13.4	52.47	49
11*	KW03319	Berlin-Dahlem	13.3	52.47	58
12*	KW03342	Potsdam	13.07	52.38	99
13*	KW03346	Lindenberg	14.12	52.22	112
14*	KW03352	Wittenberg	12.65	51.88	105
15*	KW03358	Cottbus	14.32	51.77	69
16*	KW03368	Leipzig-Schkeuditz	12.23	51.43	141
17*	KW03375	Leipzig	12.42	51.32	148
18*	KW03377	Oschatz	13.1	51.3	150
19*	KW03386	Dresden-Klotzsche	13.75	51.13	222
20*	KW03402	Artern	11.3	51.38	164
21*	KW03901	Lüchow	11.13	52.97	17
22*	KW03984	Braunlage	10.6	51.73	607
23*	KW04026	Hof	11.92	50.32	474
24*	KW04027	Hof-Hohensaas	11.88	50.32	567
25*	KW04200	Erfurt-Binderlebens	10.97	50.98	323
26*	KW04406	Gera-Leumnitz	12.13	50.88	311
27*	KW04412	Chemnitz	12.87	50.8	418
28*	KW04414	Zinnwald-Georgenfeld	13.75	50.73	877
29*	KW04428	Fichtelberg	12.95	50.43	1213
30*	KW03330	Neuruppin	12.82	52.9	38
31*	KW01452	Freiburg	9.25	53.83	2
32*	KW01449	Neumünster	9.98	54.08	26
33*	KW01457	Hamburg Sankt-Pauli	9.97	53.55	22
34*	KW01463	Quickborn	9.88	53.73	13
35*	KW01467	Hamburg Neu-Wiedental	9.9	53.48	3
36*	KW01486	Brande-Hörnerkirchen	9.72	53.85	9
37*	KW01489	Buchholz I.d. Nordheide	9.93	53.35	77
38*	KW01484	Glückstadt	9.43	53.8	2
39*	KW03891	Lüneburg	10.42	53.27	11
40*	KW03874	Ahrensdorf-Wulfsdorf	10.25	53.66	46
41*	KW03883	Uelzen	10.53	52.95	49
42**		Cheb	12.39	50.07	471
43**		Kadaň, Tušimice	13.33	50.38	322
44**		Poimda	12.68	49.67	742
45**		Churánov	13.61	49.07	1118
46**		Kocelovice	13.84	49.47	519
47**		Jindřichův Hradec	15	49.15	478
48**		Rokytnice v Orli. h.	16.46	50.17	572
49**		Hradec Králové	15.84	50.18	278
50**		Desná, Souš	15.32	50.79	772
51**		Poibyslav	15.76	49.58	530
52**		Praha, Ruzyně	14.26	50.1	374
53**		Ústí nad Labem	14.03	50.66	162

Tab. 7.2: Verfügbare Stationen und Datenzeiträume für die Größe „Temperatur“ (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).

Nr.	Station (DWD)	Ort	Start	Ende	Datenlücke
1*	KW03038	Schwerin	1.1.58	31.12.95	
2*	KW03162	Seehausen	1.10.76	31.12.95	
3*	KW03177	Magdeburg	1.1.58	31.12.95	
4*	KW03185	Brocken	1.1.58	31.12.95	31.12.90 - 1.07.91
5*	KW03300	Berlin-Buch	1.1.61	31.12.95	
6*	KW03308	Berlin-Schönefeld	1.1.67	31.12.95	
7*	KW03310	Berlin-Lichtenrade	1.7.82	31.12.95	
8*	KW03312	Berlin-Zehlendorf	1.1.64	31.12.95	
9*	KW03313	Berlin-Tegel	1.1.63	31.12.95	
10*	KW03316	Berlin-Tempelhof	1.1.58	31.12.95	
11*	KW03319	Berlin-Dahlem	1.1.58	31.12.95	
12*	KW03342	Potsdam	1.1.58	31.12.95	
13*	KW03346	Lindenberg	1.1.58	31.12.95	
14*	KW03352	Wittenberg	1.1.58	31.12.95	
15*	KW03358	Cottbus	1.1.58	31.12.95	
16*	KW03368	Leipzig-Schkeuditz	1.5.72	31.12.95	
17*	KW03375	Leipzig	1.1.58	31.12.95	
18*	KW03377	Oschatz	1.1.78	31.12.95	
19*	KW03386	Dresden-Klotzsche	1.1.67	31.12.95	
20*	KW03402	Artern	1.1.58	31.12.95	
21*	KW03901	Lüchow	1.1.58	31.12.95	
22*	KW03984	Braunlage	1.1.58	31.12.95	
23*	KW04026	Hof	1.1.58	31.12.95	
24*	KW04027	Hof-Hohensaas	1.1.58	31.12.95	31.12.65 - 1.1.67
25*	KW04200	Erfurt-Binderlebens	1.1.58	31.12.95	
26*	KW04406	Gera-Leumnitz	1.1.58	31.12.95	
27*	KW04412	Chemnitz	1.1.58	31.12.95	
28*	KW04414	Zinnwald-Georgenfeld	1.1.71	31.12.95	
29*	KW04428	Fichtelberg	1.1.58	31.12.95	
30*	KW03330	Neuruppin	1.1.61	31.12.95	31.03.80 - 1.01.80
31*	KW01452	Freiburg	1.11.70	31.12.95	
32*	KW01449	Neumünster	1.1.58	31.12.95	
33*	KW01457	Hamburg Sankt-Pauli	1.1.58	31.12.95	
34*	KW01463	Quickborn	1.12.74	31.12.95	
35*	KW01467	Hamburg Neu-Wiedental	1.5.62	31.12.95	
36*	KW01486	Brande-Hörnerkirchen	1.5.63	31.12.95	
37*	KW01489	Buchholz I.d. Nordheide	1.6.76	31.12.95	
38*	KW01484	Glückstadt	1.1.58	31.12.95	
39*	KW03891	Lüneburg	1.1.58	31.12.95	
40*	KW03874	Ahrensdorf-Wulfsdorf	1.1.73	31.12.95	
41*	KW03883	Uelzen	1.1.58	31.12.95	
42**		Cheb	1.1.61	31.12.95	
43**		Kadaò, Tušimice	1.4.67	31.12.95	
44**		Pøimda	1.1.61	31.12.95	
45**		Churánov	1.1.61	31.12.95	
46**		Kocelovice	1.3.75	31.12.95	1.9.66
47**		Jindoichùv Hradec	1.1.61	31.12.95	01.03.64 - 1.08.64
48**		Rokytnice v Orł. h.	1.1.61	31.12.95	
49**		Hradec Králové	1.1.61	31.12.95	10.71 10.72 9.73
50**		Desná, Souš	1.1.61	31.12.95	
51**		Pøibyslav	1.1.61	31.12.95	
52**		Praha, Ruzyni	1.1.61	31.12.95	
53**		Ústí nad Labem	1.1.75	31.12.95	

Tab. 7.3: Verfügbare Stationen und Datenzeiträume für die Größe „Sonnenscheindauer“ (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).

Nr.	Station (DWD)	Ort	Start	Ende	Datenlücke
1*	KW03038	Schwerin	1.1.58	31.12.95	
2*	KW03162	Seehausen	1.10.76	31.12.95	
3*	KW03177	Magdeburg	1.1.58	31.12.95	
4*	KW03185	Brocken	1.1.58	31.12.95	
5*	KW03300	Berlin-Buch	1.1.61	31.12.95	31.12.90 - 1.7.91
6*	KW03308	Berlin-Schönefeld	1.1.67	31.12.95	
7*	KW03310	Berlin-Lichtenrade	1.7.82	31.12.95	
8*	KW03312	Berlin-Zehlendorf	1.1.64	31.12.95	
9*	KW03313	Berlin-Tegel	1.1.63	31.12.95	
10*	KW03316	Berlin-Tempelhof	1.1.58	31.12.95	
11*	KW03319	Berlin-Dahlem	1.1.58	31.12.95	
12*	KW03342	Potsdam	1.1.58	31.12.95	
13*	KW03346	Lindenberg	1.1.58	31.12.95	
14*	KW03352	Wittenberg	1.1.58	31.12.95	
15*	KW03358	Cottbus	1.1.58	31.12.95	
16*	KW03368	Leipzig-Schkeuditz	1.5.72	31.12.95	
17*	KW03375	Leipzig	1.1.58	31.12.95	
18*	KW03377	Oschatz	1.1.78	31.12.95	
19*	KW03386	Dresden-Klotzsche	1.1.67	31.12.95	
20*	KW03402	Artern	1.1.58	31.12.95	
21*	KW03901	Lüchow	1.1.58	31.12.95	
22*	KW03984	Braunlage	1.1.58	31.12.95	
23*	KW04026	Hof	1.1.58	31.12.95	
24*	KW04027	Hof-Hohensaas	1.1.58	31.12.95	
25*	KW04200	Erfurt-Binderlebens	1.1.58	31.12.95	31.12.65 - 1.1.67
26*	KW04406	Gera-Leumnitz	1.1.58	31.12.95	
27*	KW04412	Chemnitz	1.1.58	31.12.95	
28*	KW04414	Zinnwald-Georgenfeld	1.1.71	31.12.95	
29*	KW04428	Fichtelberg	1.1.58	31.12.95	
30*	KW03330	Neuruppin	1.1.61	31.12.95	
31*	KW01452	Freiburg	1.11.70	31.12.95	31.03.80 - 1.07.80
32*	KW01449	Neumünster	1.1.58	31.12.95	
33*	KW01457	Hamburg Sankt-Pauli	1.1.58	31.12.95	
34*	KW01463	Quickborn	1.1.58	31.12.95	
35*	KW01467	Hamburg Neu-Wiedental	1.5.62	31.12.95	
36*	KW01486	Brande-Hörnerkirchen	1.5.63	31.12.95	
37*	KW01489	Buchholz I.d. Nordheide	1.6.76	31.12.95	
38*	KW01484	Glückstadt	1.1.58	31.12.95	
39*	KW03891	Lüneburg	1.1.58	31.12.95	
40*	KW03874	Ahrensdorf-Wulfsdorf	1.1.73	31.12.95	
41*	KW03883	Uelzen	1.1.58	31.12.95	
42**		Cheb	1.1.61	31.12.95	
43**		Kadaò, Tušimice	1.4.67	31.12.95	
44**		Pøimda	1.1.61	31.12.95	
45**		Churánov	1.1.61	31.12.95	
46**		Kocelovice	1.3.75	31.12.95	
47**		Jindoichùv Hradec	1.1.61	31.12.95	9.66 - 10.66
48**		Rokytnice v Orł. h.	1.1.61	31.12.95	
49**		Hradec Králové	1.6.76	31.12.95	1.78
50**		Desná, Souš	1.1.61	31.12.95	
51**		Pøibyslav	1.1.61	31.12.95	
52**		Praha, Ruzyni	1.1.61	8.31.72	
53**		Ústí nad Labem	1.1.78	31.12.95	

Tab. 7.4: Verfügbare Stationen und Datenzeiträume für die Größe „Niederschlag“ (* Datenquelle: DWD, 2002; ** Datenquelle: CHMI, 2002).

Nr.	Station (DWD)	Ort	Start	Ende	Datenlücke
1*	KW03038	Schwerin	1.1.58	31.12.95	
2*	KW03162	Seehausen	1.10.76	31.12.95	
3*	KW03177	Magdeburg	1.1.58	31.12.95	
4*	KW03185	Brocken	1.1.58	31.12.95	
5*	KW03300	Berlin-Buch	1.1.61	31.12.95	31.12.90 - 1.07.91
6*	KW03308	Berlin-Schönefeld	1.1.67	31.12.95	
7*	KW03310	Berlin-Lichtenrade	1.7.82	31.12.95	
8*	KW03312	Berlin-Zehlendorf	1.1.64	31.12.95	
9*	KW03313	Berlin-Tegel	1.1.63	31.12.95	
10*	KW03316	Berlin-Tempelhof	1.1.58	31.12.95	
11*	KW03319	Berlin-Dahlem	1.1.58	31.12.95	
12*	KW03342	Potsdam	1.1.58	31.12.95	
13*	KW03346	Lindenberg	1.1.58	31.12.95	
14*	KW03352	Wittenberg	1.1.58	31.12.95	
15*	KW03358	Cottbus	1.1.58	31.12.95	
16*	KW03368	Leipzig-Schkeuditz	1.5.72	31.12.95	
17*	KW03375	Leipzig	1.1.58	31.12.95	
18*	KW03377	Oschatz	1.1.78	31.12.95	
19*	KW03386	Dresden-Klotzsche	1.1.67	31.12.95	
20*	KW03402	Artern	1.1.58	31.12.95	
21*	KW03901	Lüchow	1.1.58	31.12.95	
22*	KW03984	Braunlage	1.1.58	31.12.95	
23*	KW04026	Hof	1.1.58	31.12.95	
24*	KW04027	Hof-Hohensaas	1.1.58	31.12.95	
25*	KW04200	Erfurt-Binderlebens	1.1.58	31.12.95	31.12.65 - 1.1.67
26*	KW04406	Gera-Leumnitz	1.1.58	31.12.95	
27*	KW04412	Chemnitz	1.1.58	31.12.95	
28*	KW04414	Zinnwald-Georgenfeld	1.1.71	31.12.95	
29*	KW04428	Fichtelberg	1.1.58	31.12.95	
30*	KW03330	Neuruppin	1.1.61	31.12.95	
31*	KW01452	Freiburg	1.11.70	31.12.95	31.03.80 - 1.07.80
32*	KW01449	Neumünster	1.1.58	31.12.95	
33*	KW01457	Hamburg Sankt-Pauli	1.1.58	31.12.95	
34*	KW01463	Quickborn	1.1.58	31.12.95	
35*	KW01467	Hamburg Neu-Wiedental	1.5.62	31.12.95	
36*	KW01486	Brande-Hörnerkirchen	1.5.63	31.12.95	
37*	KW01489	Buchholz I.d. Nordheide	1.6.76	31.12.95	
38*	KW01484	Glückstadt	1.1.58	31.12.95	
39*	KW03891	Lüneburg	1.1.58	31.12.95	
40*	KW03874	Ahrensdorf-Wulfsdorf	1.1.73	31.12.95	
41*	KW03883	Uelzen	1.1.58	31.12.95	
42**		Cheb	1.1.61	31.12.95	
43**		Kadaň, Tušimice	1.4.67	31.12.95	
44**		Poimda	1.1.61	31.12.95	
45**		Churánov	1.1.61	31.12.95	
46**		Kocelovice	1.3.75	31.12.95	
47**		Jindoichův Hradec	1.1.61	31.12.95	9.66
48**		Rokytnice v Orł. h.	1.1.61	31.12.95	3.64 - 8.64
49**		Hradec Králové	1.1.61	31.12.95	
50**		Desná, Souš	1.1.61	31.12.95	10.71 10.72 9.73 1.76 1.78
51**		Pøibyslav	1.1.61	31.12.95	
52**		Praha, Ruzyni	1.1.61	31.12.95	
53**		Ústí nad Labem	1.1.61	31.12.95	9.72 - 12.72 1.75 2.78 - 12.78 9.88 10.88

Tab. 7.5: Bodenklassifizierung der vorliegenden Arbeit nach der Bodenübersichtskarte BÜK 1000 (BGR, 1995; über Vink, 2002b).

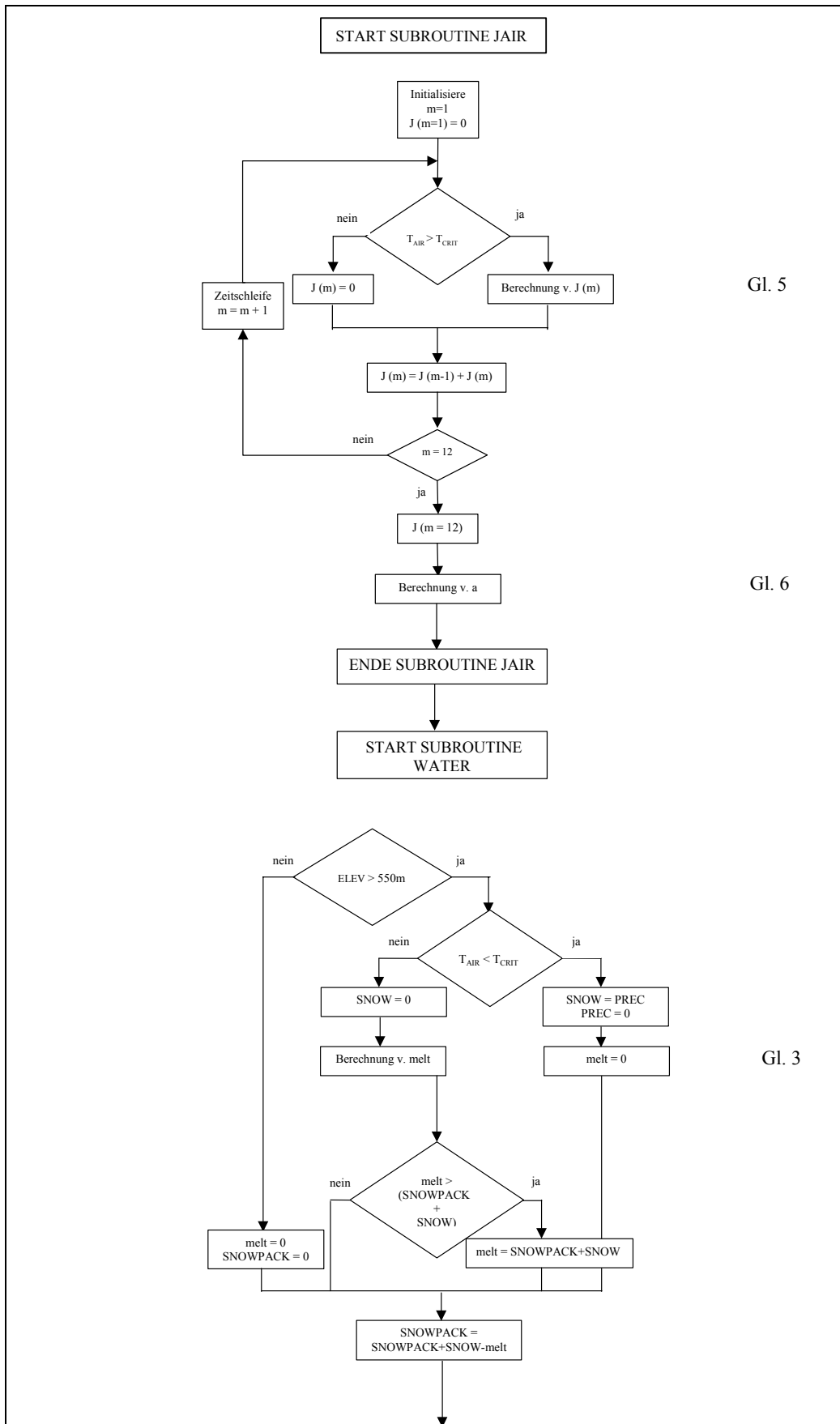
Grundklassifizierung BÜK 1000 *) METALPOL		Leitböden der BÜK 1000
1*	Böden der Küstenregionen u. Moore	Podsol-Regosole Lockersyrosem Wattböden Marschböden Niedermoorböden Hochmoorböden
2*	Böden der breiten Flusstäler, Terrassenflächen u. Niederungen	Auenböden Gleye
3*	Böden des wellig-hügeligen Flachlandes u. der Hügelländer	Tertiär- und Quartärablagerungen Moränenböden
4*	Lössböden	Quartärablagerungen
5, 6 (5*)	Böden der Berg- u. Hügelländer sowie der Mittelgebirge u. Hochgebirge aus Festgesteinen, deren Verwitterungsmaterial u. Umlagerungsdecken	Rendzina, Braunerden Podsole etc. aus Festgesteinen; Pseudogleye, Syrosem d. Fels- u. Frostschtgebiete
7 (6*)	anthropogene Böden	Anthrosole, Auftragsböden
8 (7*)	Gewässer	subhydrische Böden

Tab. 7.6: Klassifizierung der Landnutzung nach der CORINE-Karte (Datenquelle: Klein, 2002).

Landnutzung	CORINE code
städt. Gebäude	1, 2
Industriegebiete	3
Verkehrsnetze u. angrenzende Gebiete	4
Hafenregionen	5
Flughäfen	6
Bergbaugebiete	7
Deponien	8
Baugrund	9
Grünzonen/urban	10
Sport- und Freizeitanlagen	11
unbewässertes Ackerland	12
permanent bewässertes Ackerland	13
Reisfelder	14
Weinbaugebiete	15
Obst- und Gemüseplantagen	16
Olivenbestände	17
Weiden	18
annuelle Ackerfrüchte	19
komplexe Bewirtschaftung	20
Ackerfrüchte mit natürlicher Veget.	21
Wald-/Ackergebiete	22
Laubwald	23
Nadelwald	24
Mischwald	25
natürliche Wiesen	26
Heide	27
Sklerophylle	28
Strauchvegetation	29
Strände, Dünen, Sande	30
Fels	31
spärlich bewachsene Regionen	32
Brandflächen	33
Gletscher u. permante Schneeregionen	34
Marschen	35, 37
Moore	36
Salinen	38
Land in Tideeinfluss	39
Fließgewässer	40
Stehgewässer	41
Lagunen und Buchten	42
Ästuare	43
Meer	44

Tab. 7.7: Klassifizierung der Landnutzung der vorliegenden Arbeit nach CORINE.

Klassifikation/METALPOL	CORINE code
urbane Gebiete	1-11
Feuchtgebiete und Weiden	26-29, 35-39
Landwirtschaft	12-22
Wald	23-25
unbewachsene Regionen	30-34
Gewässer	40-44



Gl. 5

Gl. 6

Gl. 3

Abb. 7.2: Programmschema zur Ermittlung des Direktabflusses Q_{FAST} für einen Zeitschritt (Monat).

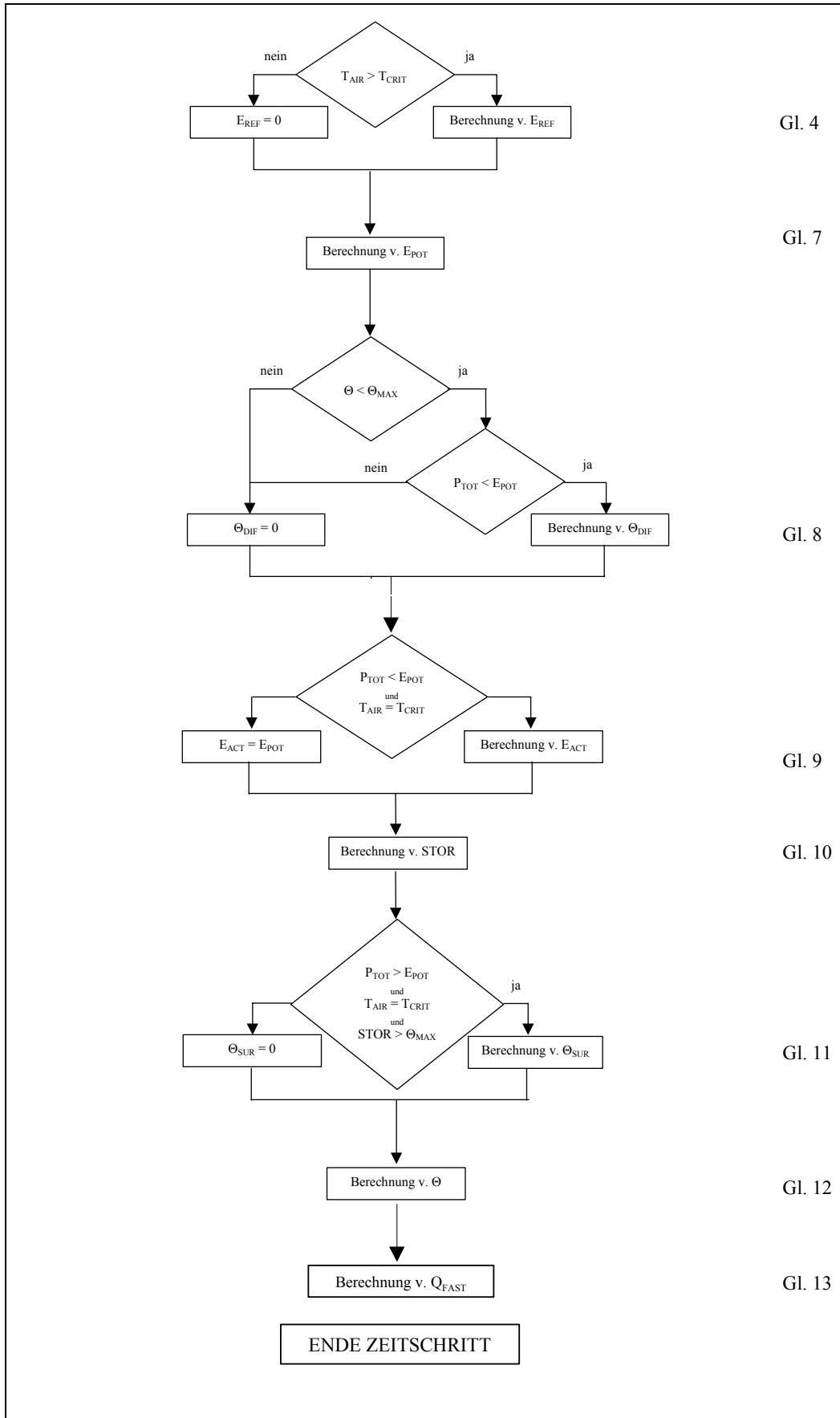


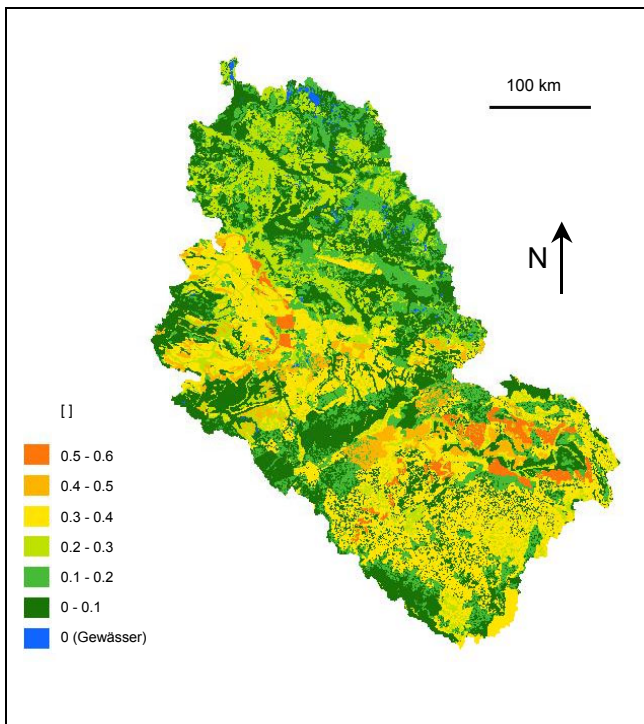
Abb. 7.2: Fortsetzung.

Tab. 7.8: Legende zum Programmschema „Direktabfluss“ (Abb. 7.2).

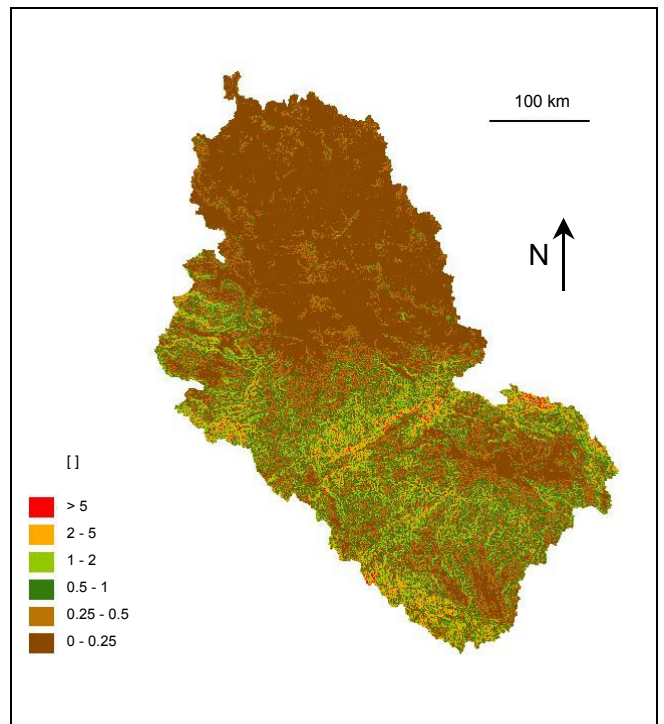
m	Monatsindex [1-12]
J	Temperaturabhängiger Koeffizient
a	Funktion dritter Ordnung von J
ELEV	Topographische Höhe [m]
T_{AIR}	Mittlere monatliche Lufttemperatur [°C]
T_{CRIT}	Lufttemperatur, oberhalb derer Schneeschmelze einsetzt [°C]
SNOW	Niederschlag in Form von Schnee [mm Monat ⁻¹]
PREC	Niederschlag in Form von Regen [mm Monat ⁻¹]
melt	Schneeschmelze [mm Monat ⁻¹]
SNOWPACK	Akkumulierte Schneedecke [mm]
E_{REF}	Referenz-Evapotranspiration [mm Monat ⁻¹]
E_{POT}	Potentielle Evapotranspiration [mm Monat ⁻¹]
Θ	Bodenwassergehalt [mm Monat ⁻¹]
Θ_{MAX}	Maximal verfügbare Bodenwassermenge [mm Monat ⁻¹]
Θ_{DIF}	Potentielles monatliches Wasserdefizit [mm Monat ⁻¹]
E_{ACT}	Aktuelle Evapotranspiration [mm Monat ⁻¹]
STOR	Ingesamt dem Abfluss verfügbare Wassermenge [mm Monat ⁻¹]
P_{TOT}	Totaler Niederschlag (PREC+melt) [mm Monat ⁻¹]
Θ_{SUR}	Wasserüberschuss [mm Monat ⁻¹]

Tab. 7.9: R-Faktoren der USLE.

Nr.	Station (DWD)	Ort	R-Faktor	Nr.	Station (DWD)	Ort	R-Faktor
1*	KW03038	Schwerin	45.65	27*	KW04412	Chemnitz	57.59
2*	KW03162	Seehausen	35.75	28*	KW04414	Zinnwald-Georgenfeld	72.87
3*	KW03177	Magdeburg	35.39	29*	KW04428	Fichtelberg	81.37
4*	KW03185	Brocken	112.51	30*	KW03330	Neuruppin	37.08
5*	KW03300	Berlin-Buch	40.21	31*	KW01452	Freiburg	56.98
6*	KW03308	Berlin-Schönefeld	37.52	32*	KW01449	Neumünster	59.7
7*	KW03310	Berlin-Lichtenrade	35.95	33*	KW01457	Hamburg Sankt-Pauli	57.09
8*	KW03312	Berlin-Zehlendorf	44	34*	KW01463	Quickborn	57.27
9*	KW03313	Berlin-Tegel	40.24	35*	KW01467	Hamburg Neu-Wiedental	51.9
10*	KW03316	Berlin-Tempelhof	42.83	36*	KW01486	Brande-Hörnerkirchen	64.97
11*	KW03319	Berlin-Dahlem	42.94	37*	KW01489	Buchholz I.d. Nordheide	56.84
12*	KW03342	Potsdam	41.66	38*	KW01484	Glückstadt	58.7
13*	KW03346	Lindenberg	41.04	39*	KW03891	Lüneburg	44.84
14*	KW03352	Wittenberg	39.89	40*	KW03874	Ahrensorf-Wulfsdorf	57.33
15*	KW03358	Cottbus	43.57	41*	KW03883	Uelzen	45.42
16*	KW03368	Leipzig-Schkeuditz	37.25	42**		Cheb	44.72
17*	KW03375	Leipzig	42.8	43**		Kadaò, Tušimice	36.2
18*	KW03377	Oschatz	40.78	44**		Pöimda	53.75
19*	KW03386	Dresden-Klotzsche	50.73	45**		Churánov	83.54
20*	KW03402	Artern	35.43	46**		Kocelovice	48.1
21*	KW03901	Lüchow	39.4	47**		Jindøichùv Hradec	55.59
22*	KW03984	Braunlage	80.28	48**		Rokytnice v Orl. h.	69.65
23*	KW04026	Hof	52.21	49**		Hradec Králové	52.2
24*	KW04027	Hof-Hohensaas	54.94	50**		Desná, Souš	90.7
25*	KW04200	Erfurt-Binderlebens	40.08	51**		Pøibyslav	57.7
26*	KW04406	Gera-Leumnitz	48.53	52**		Praha, Ruzyni	46.24
				53**		Ústí nad Labem	37.76



Karte 7.1: K-Faktoren der USLE.



Karte 7.2: Topographie-Faktoren der USLE (L*S).

Tab. 7.10: C-Faktoren der USLE (Datenquelle: Deumlich und Frielinghaus, 1994; Asselmann, 1997).

Landnutzung	C-Faktoren
	[]
urbane Gebiete	0
Gewässer, Gletscher	0
Getreide	0.18
Obstbaumplantagen	0.4
Weiden	0.03
andere landwirtschaftliche Nutzung	0.22
Wald	0.003
Wiesen und Feuchtgebiete	0.01
Brachland und unbewachsene Regionen	1

Tab. 7.11: Blei-Depositionen im Untersuchungsgebiet (Datenquelle: Costa-Cabral, 2002).

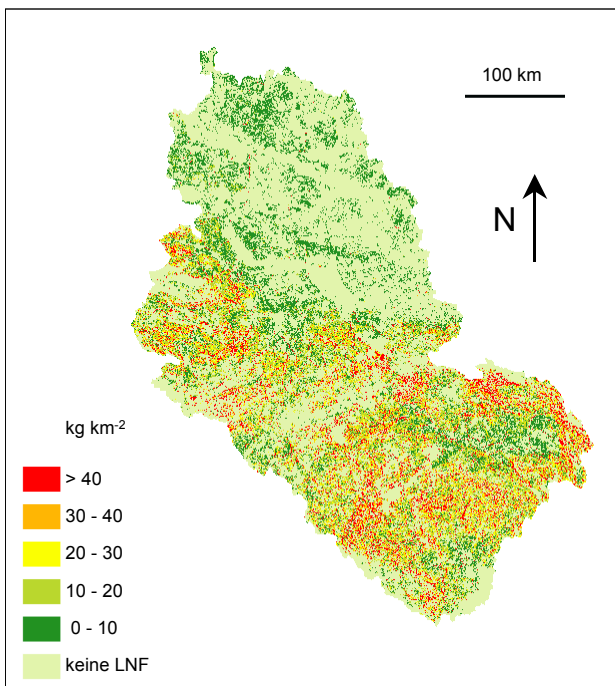
Jahr	Gesamtdeposition [t a⁻¹]	Gesamtdeposition (nur LNF) [t a⁻¹]
1958	2074.41	1100.14
1959	1833.81	971.549
1960	2189.94	1157.89
1961	2368.65	1253.25
1962	2236.01	1187.45
1963	2352.62	1236.9
1964	2417.77	1273.57
1965	2581.15	1357.15
1966	2675.18	1407.21
1967	2937.28	1540.92
1968	2971.65	1563.06
1969	2921.63	1531.44
1970	3235.34	1697.74
1971	3260.51	1711.38
1972	3301.7	1718.56
1973	3527.89	1843.25
1974	3782.63	1982.76
1975	3783.5	1983.35
1976	3501.83	1832.36
1977	3401.07	1774.33
1978	3240.62	1697.13
1979	2856.71	1491.44
1980	2804.4	1465.89
1981	2488.16	1296.35
1982	2150.81	1123.5
1983	2121.99	1105.3
1984	1891.17	985.553
1985	1744.67	910.323
1986	1578.28	819.698
1987	1539.16	800.176
1988	1455.47	755.611
1989	1298.38	674.273
1990	1228.88	635.475
1991	1012.55	525.161
1992	854.243	445.265
1993	680.703	356.036
1994	462.615	244.515
1995	271.691	147.708

Tab. 7.12: Bleieinträge aus den LNF des Untersuchungsgebietes.

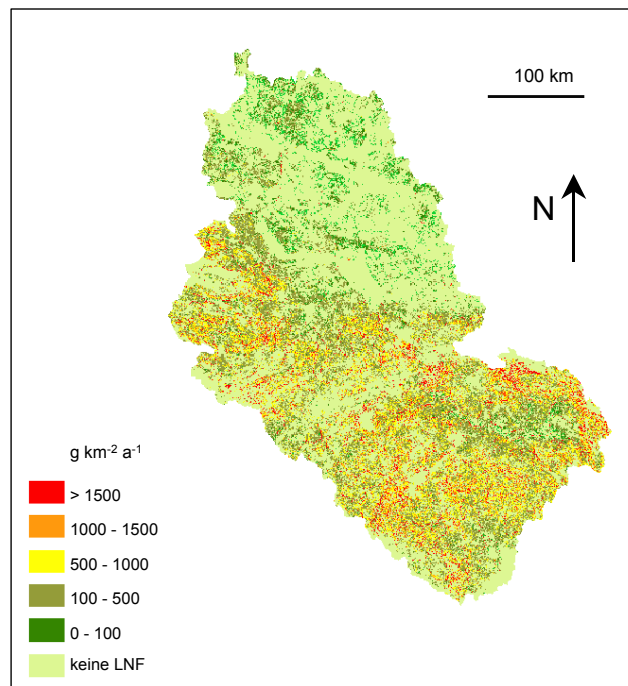
Jahr	Erosion		Direktabfluss		direkte Deposition		Gesamteintrag	
	[g km ⁻² a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[g km ⁻² a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[g km ⁻² a ⁻¹]	[t a ⁻¹]	[kg km ⁻² a ⁻¹]	[t a ⁻¹]
1958	741	51.94	591	41.43	383	57.03	1.72	150.40
1959	455	31.91	222	15.58	340	50.74	1.02	98.23
1960	578	40.47	502	35.17	409	61.00	1.49	136.64
1961	692	48.46	417	29.23	441	65.81	1.55	143.49
1962	513	35.95	334	23.40	422	62.83	1.27	122.17
1963	548	38.39	259	18.15	450	67.14	1.26	123.68
1964	558	39.06	269	18.85	455	67.85	1.28	125.77
1965	802	56.20	452	31.69	487	72.64	1.74	160.53
1966	876	61.36	520	36.45	506	75.43	1.90	173.24
1967	761	53.35	464	32.49	548	81.71	1.77	167.54
1968	702	49.21	395	27.67	550	82.04	1.65	158.92
1969	580	40.61	322	22.56	533	79.43	1.43	142.60
1970	735	51.50	428	30.01	585	87.26	1.75	168.77
1971	540	37.83	332	23.29	584	87.05	1.46	148.17
1972	568	39.77	359	25.18	594	88.52	1.52	153.46
1973	521	36.53	239	16.77	627	93.42	1.39	146.73
1974	825	57.82	404	28.33	666	99.29	1.90	185.44
1975	663	46.46	511	35.80	661	98.51	1.84	180.77
1976	525	36.78	248	17.36	612	91.21	1.38	145.34
1977	909	63.68	516	36.16	599	89.34	2.02	189.19
1978	719	50.36	477	33.38	568	84.66	1.76	168.40
1979	810	56.76	476	33.33	502	74.79	1.79	164.88
1980	809	56.68	503	35.22	491	73.11	1.80	165.02
1981	1009	70.72	596	41.76	434	64.63	2.04	177.11
1982	466	32.67	235	16.44	377	56.23	1.08	105.34
1983	693	48.53	424	29.71	370	55.20	1.49	133.44
1984	718	50.30	431	30.21	328	48.90	1.48	129.41
1985	522	36.57	406	28.48	300	44.73	1.23	109.77
1986	888	62.23	522	36.56	272	40.54	1.68	139.32
1987	945	66.18	567	39.74	264	39.35	1.78	145.28
1988	671	47.01	475	33.29	247	36.86	1.39	117.15
1989	632	44.26	326	22.85	219	32.64	1.18	99.75
1990	578	40.46	382	26.76	207	30.89	1.17	98.11
1991	554	38.84	329	23.03	170	25.40	1.05	87.26
1992	705	49.43	453	31.76	144	21.39	1.30	102.58
1993	871	61.01	525	36.76	115	17.08	1.51	114.85
1994	749	52.50	550	38.54	78	11.61	1.38	102.66
1995	866	60.64	565	39.57	46	6.80	1.48	107.00

Tab. 7.13: Anteile der drei Bleiquellen am Gesamteintrag für bestimmte Zeiträume.

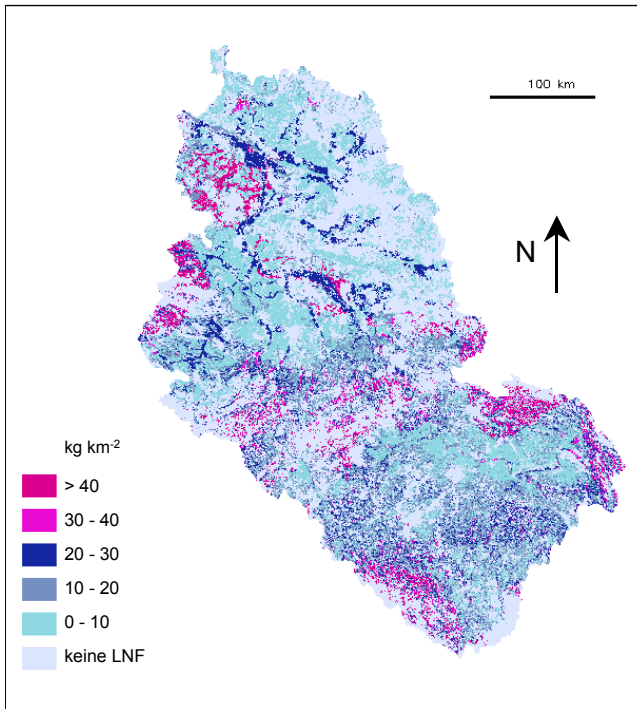
Jahr	Erosion		Direktabfluss		direkte Deposition		Summe [t a ⁻¹]
	[t a ⁻¹]	[%]	[t a ⁻¹]	[%]	[t a ⁻¹]	[%]	
1958-1960	41.44	32	30.73	24	56.26	44	128.42
1961-1965	40.46	31	24.26	18	67.25	51	131.98
1966-1970	51.21	32	29.83	18	81.17	50	162.22
1971-1975	43.68	27	25.87	16	93.36	57	162.92
1976-1980	52.85	32	31.09	19	82.62	50	166.56
1981-1985	47.76	36	29.32	22	53.94	41	131.02
1986-1990	52.03	43	31.84	27	36.05	30	119.92
1991-1995	52.48	51	33.93	33	16.46	16	102.87



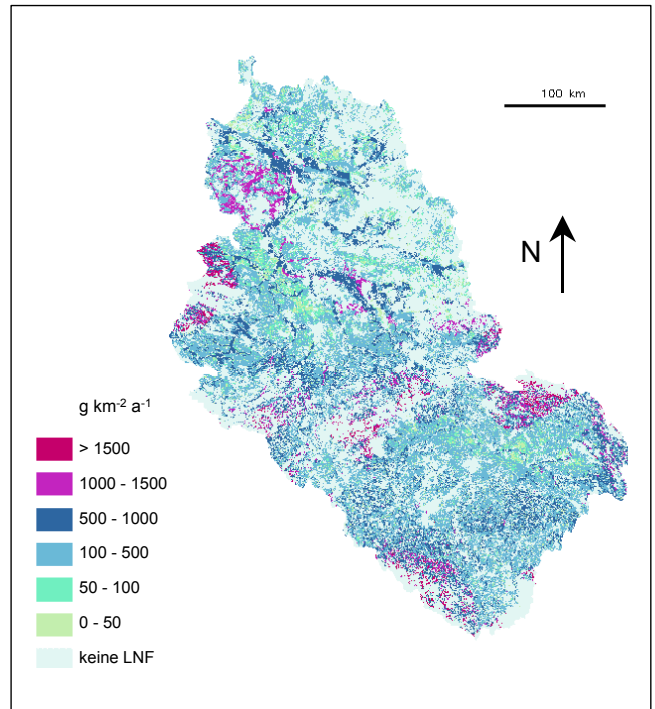
Karte 7.3: Gesamteinträge von Blei über Erosion über den Zeitraum 1958–1995 aus den LNF des Untersuchungsgebietes.



Karte 7.4: Mittlere jährliche Bleieinträge über Erosion aus den LNF des Untersuchungsgebietes.



Karte 7.5: Gesamteinträge von Blei über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes über den Zeitraum 1958–1995.



Karte 7.6: Mittlere jährliche Bleieinträge über Direktabfluss aus den LNF des Untersuchungsgebietes.

8 LITERATURVERZEICHNIS

- Alloway, B. J. (Hrsg.) (1999): Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentration, Wechselwirkung.– Springer Verlag, Berlin/Heidelberg
- Anderson, M. G.; Bates, P. D. (2001): Hydrological science: model credibility and scientific integrity.– In: Anderson, M. G.; Bates, P. D. (Hrsg.) (2001): Model validation perspectives in hydrological science.– John Wiley & Sons Ltd., Chichester/NewYork
- Andreae, H. (1993): Verteilung von Schwermetallen in einem forstlich genutzten Wassereinzugsgebiet unter dem Einfluss saurer Deposition am Beispiel der Sösemulde (Westharz).– Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 99, Göttingen
- Asselman, N.E.M. (1997): Suspended sediment in the River Rhine: the impact of climate change on erosion, transport and deposition.– University of Utrecht, Utrecht, Ph.D. thesis, no. 234
- Auerswald, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion: Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben.– Reihe Boden-Paläoklima, Bd. 8, Gebrüder Bornträger, Berlin/Stuttgart
- Auerswald, K.; Flacke, W.; Neufang, L. (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten – Modellgrundlage der ABAG.– Z.Pflanzenernährung.Bodenk., Vol. 151, pp. 369–373
- Auerswald, K.; Weigand, S. (2002): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern.– VDLUFA-Kongressband, Oldenburg; im Druck
- Bähr, H.-P.; Vögtle, T. (Hrsg.) (1999): GIS for environmental monitoring.– E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart
- Batjes, N.H. (1996): Development of a world data set of soil water retention properties using pedotransfer rules.– Geoderma, Vol. 71, No. 1–2, pp. 31–52
- Bauer, J.; Lehmann, R.; Hamm, A. (1988): PH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung.– In: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung München (Hrsg.): Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge, München
- Baumgartner, A.; Liebscher, H.-J. (1990): Lehrbuch der Hydrologie, Bd. 1: Allgemeine Hydrologie.– Gebrüder Bornträger, Berlin/Stuttgart
- Behrendt, H. (1993): Point and diffuse loads of selected pollutants in the River Rhine and its main tributaries.– RR-93-1, IIASA, Laxenburg, Österreich
- Behrendt, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads: a comparison for different river basins in central Europe.– Wat.Sci.Tech., Vol. 33, no. 4–5, pp. 99–107
- Behrendt, H.; Huber, P.; Kornmilch, M.; Opitz, D.; Scholl, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (2000): Nutrient

- balances of German river basins.– UBA-Texte 23/00, 261 p., Umweltbundesamt, Berlin
- Behrendt, H.; Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load.– *Hydrobiologia*, Vol. 410, pp. 111–122
- Bork, H.-R. (1988): Bodenerosion und Umwelt: Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion – Bodenerosionsprozesse, Modelle und Simulationen.– Reihe Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, Heft 13, Selbstverlag der Abteilungen für Physischen Geographie und Landschaftsökologie und für Physische Geographie und Hydrologie der Technischen Universität Braunschweig
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1000000: Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen.– BGR, Hannover; über Vink, 2002b
- CHMI (Czech Hydrometeorological Institute) (1999a); unter: www.chmi.cz/meteo/ok/tr6190enw.jpg; [24.01.2003]
- CHMI (Czech Hydrometeorological Institute) (1999b); unter: www.chmi.cz/meteo/ok/nsr6190e.jpg; [24.01.2003]
- CHMI (Czech Hydrometeorological Institute) (2002): Meteorologische Daten für 12 Klimastationen, persönliche Mitteilung durch Coufal, L.
- Chow, V. T. (1964): Handbook of applied hydrology: a compendium of water-resources technology.– McGraw-Hill Publishing Company, New York
- Collins, F. C. (1996): A comparison of spatial interpolation techniques in temperature estimation.– University of Minnesota; unter: http://www.sbg.ac.at/geo/idrisi/gis_environmental_modeling/sf_papers/collins_fred/collins.html [4.11.2002]
- CORINE landcover database (Version 6/1999), Maßstab 1:1000000; über Vink, 2002b
- Costa-Cabral, M. C. (2002): persönliche Mitteilung
- Da Ouyang, J. B. (1997): Predicting sediment delivery ratio in Saginaw bay watershed.– The 22nd National Association of Environmental Professionals Conference Proceedings, May 19–23, Orlando, FL., pp. 659–671; unter: <http://www.iwr.msu.edu/~ouyangda/sdr/sag-sdr.htm> [20.05.2002]
- Deumlich, D.; Frielinghaus, M (1994): Eintragungspfade Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich.– In: Werner, W.; Wodsak, H.-P. (Hrsg.) (1994): Stickstoff- und Phosphoreintrag un Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsgebiet der ehemaligen DDR.– agrarspektrum, Bd. 22, Frankfurt am Main
- De Wit, M. J. M. (1999): Nutrient fluxes in the Rhine and the Elbe basins.– University of Utrecht, Ph.D. thesis, no.259

- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2002): Meteorologische Daten von 41 Klimastationen; persönliche Übermittlung durch Dziallas, K.
- Fahrenhorst, H. (1993): Retardation und Mobilität von Blei, Antimon und Arsen im Boden am Fallbeispiel von Schrotschießplätzen. – Bodenökologie und Bodengenese, Heft 11, Fachgebiete Bodenkunde und Regionale Bodenkunde, Institut für Ökologie, Technische Universität Berlin, Selbstverlag, Berlin
- Federer, C.A.; Vörösmarty, C.; Fekete, B. (1996): Intercomparison of methods for calculating potential evaporation in regional and global water balance models.– Water Resources Research, Vol. 32, no. 7, pp. 2315–2321
- Feser, F. (2002): persönliche Mitteilung
- Feser, F.; Weisse, R.; von Storch, H. (2001): Multi-decadal atmospheric modeling for Europe yields multi-purpose data.– Eos, Transactions, Vol. 82, pp. 305–310
- Förstner, U.; Wittmann, G.T.W (1979): Metal pollution in the aquatic environment.– Springer Verlag, Berlin/Heidelberg
- Frielinghaus, M.; Deumlich, D.; Funk, R.; Schäfer, H.; Beese, F.; Ellerbrock, R.; Müller, L.; Rogasik, H. (1999): Modelle und Methoden zur Abschätzung der Risiken der Bodennutzung.– In: Buchwald/Engelhardt (Hrsg.) (1999): Schutz des Bodens.– Reihe Umweltschutz– Grundlagen und Praxis, Bd. 4, Economica Verlag, Bonn
- Goldensoftware Inc. (2001): DIDGER Version 3.02; Informationen: www.goldensoftware.com
- Groenendijk, H. (1989): Estimation of the waterholding-capacity of soils in Europe: the compilation of a soil dataset.– Simulation Report CABO-TT, no. 19, CABO, Wageningen
- Hagner, C. (1999): Historical review of European gasoline lead content regulations and their impact on German industrial markets.– GKSS 99/E/30, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht
- Hagner, C. (2002): Regional and long-term patterns of lead concentrations in riverine, marine and terrestrial systems and humans in Northwest Europe.– Water, Air, and Soil Pollution, Vol. 134, pp.1–39
- Huber, P. (1996): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer am Beispiel der Erpe.– Inst. für Physische Geographie, Freie Universität Berlin, Diplomarbeit, unveröff.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (2003); unter: www.ikse.de/ikse/deutsch/ezg_d.htm [24.01.2003]
- ISWC (Research Institute for Soil and Water Conservation) (1999): Soil Map of the Czech Republic 1:1000000.– Prag; über Vink, 2002b
- Klein, M. (2002): persönliche Mitteilung
- Kleinschroth, A. (2000): Einführung in die Hydrologie: Vorlesung für das fünfte Semester Bauingenieurwesen.– Technische Universität München; unter:

- <http://www.hy.bv.tum.de/neu/hydrol.pdf> [22.12.2002]
- Krysanova, V.; Müller-Wohlfeil, D.; Becker, A. (1996): Integrated modelling of hydrology and water quality in mesoscale watersheds.– PIK Report, no. 18, Potsdam
- Kunkel, R.; Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe– Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.– Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment, Vol.12; Forschungszentrum Jülich, Jülich
- Kwadijk, J. (1993): The impact of climate change on the discharge of the River Rhine.– University of Utrecht
- Lohmann, D. (1996): Hydrologische Modellierung auf der regionalen Skala.– GKSS 96/E/63, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht
- Maniak, U. (1988): Hydrologie und Wasserwirtschaft: Eine Einführung für Ingenieure.– Springer Verlag Berlin/Heidelberg
- Merian, E. (Hrsg) (1984): Metalle in der Umwelt: Verteilung, Analytik und biologische Relevanz.– Verlag Chemie GmbH, Weinheim
- Mitas, L.; Mitasova, H. (1998): Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention.– Water Resources Research, Vol. 34, no. 3, pp. 505–516
- NLFB (Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung) (2000): Bodenübersichtskarte von Niedersachsen 1:50000, digital, Blatt L3730 Königslutter am Elm.– NLFB, Hannover; unter: <http://www.nlfb.de/boden/bilder/karten/musterbuek50.pdf> [21.08.2002]
- Nriagu, J.O. (Hrsg.) (1978): The biogeochemistry of lead in the environment – Part A.: Ecological cycles.– Topics in environmental health, Vol. 1A, Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam/New York/Oxford
- Ostrowski, M. W. (1982): Ein Beitrag zur kontinuierlichen Simulation der Wasserbilanz.– Mitteilungen, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Dissertation
- Phan Thi Huong, Lan (2002): Prozessorientierte Simulation des Transportes von erodiertem Material von Landflächen und in Gerinnen.– Fachbereich für Bauingenieurwesen, Technische Universität Braunschweig, Dissertation
- Prange, A. und Mitarbeiter (1997a): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen: Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe/BMBF-Forschungsvorhaben:02-WT 9355/4, Abschlussbericht; Band 1.– GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht
- Prange, A. und Mitarbeiter (1997b): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen: Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung/BMBF-Forschungsvorhaben:02-WT 9355/4, Abschlussbericht; Band 3.– GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht
- Prieler, S.; Anderberg, S. (1996): Assessment of long term impacts of cadmium and lead load to

- agricultural soils in the upper Elbe and Oder River Basins.– WP-96-143, IIASA, Laxenburg, Österreich
- Prieler, S.; Smal, H.; Olendrzynski, K.; Anderberg, S.; Stigliani, W. (1996): Cadmium, zink and lead load to agricultural land in the upper Oder and Elbe basins during the period 1955–1994.– WP-96-30, IIASA, Laxenburg, Österreich
- Richter, G. (1991): The Model region–Nature, landuse and soil erosion problems on both sides of the border between Germany and Luxemburg.– Forschungsstelle Bodenerosion, Heft 10, S. 7–24, Universität Trier
- rivernet (2003); unter: www.rivernet.org/elbe/elbe0.htm [24.01.2003]
- Rogler, H.;Schwertmann, U. (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodenkarte von Bayern.– Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung, Vol. 22, pp. 99–112
- Rohrer, J. (1985): Quantitative Bestimmung der Bodenerosion unter Berücksichtigung des Zusammenhanges Erosion-Nährstoff-Abfluss im oberen Langete-Einzugsgebiet.– PHYSIOGEOGRAPHICA, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 6, Verlag Wepf&Co., Basel
- Salomons, W.; Förstner, U. (1984): Metals in the hydrocycle.– Springer Verlag Berlin/Heidelberg
- Sauerborn, P. (1994): Die Erosion der Niederschläge in Deutschland: ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa.– Bonner Bodenkundl. Abh., Bd. 13, Institut für Bodenkunde, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn
- Schaub, D., Prasuhn, V. (1998): A map on soil erosion on arable land as a planning tool for sustainable land use in Switzerland.– Advances in GeoEcology, Vol. 31, pp. 161–168, CATENA-Verlag, Reiskirchen
- Schmidt, J. (Hrsg.) (2000): Soil Erosion: Application of physically based models.– Springer Verlag, Berlin/Heidelberg
- Schöniger, M.; Dietrich J. (2002): Hydrologie: Grundvorlesung mit Übungen.– In: Dietrich, J.; Schöniger, M. (Hrsg.) (2002): HydroSkript.– Version. 3.0.1; unter: <http://www.hydroskript.de> [22.12.2002]
- Schwertmann, U.; Vogl, W.; Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.– Verlag Eugen Ulmer, 2. Aufl., Stuttgart
- Thornthwaite, C.W.; Mather, J.R. (1957): Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance.– Publications in climatology, Vol. 10, no. 3, 4. Aufl., Centerton/New Jersey
- Van Dijk, P.M.; Kwaad, F.J.P.M. (1998): Estimation of suspended sediment supply to the stream network of the River Rhine under present day climate and landuse.– global change report, no. 410 200 027, Department of Physical Geography and Soil Science, University of Amsterdam
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) – Kommission Reinhaltung der Luft (Hrsg.) (1984): Schwermetalle in der Umwelt: Ermittlung, Bewertung und Beurteilung der Emissionen und

- Immisionen umweltgefährdeter Stoffe und weiterer persistenter Stoffe.– UFOPLAN-Nr. 10403186, Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf
- Vink, R.; Behrendt, H.; Salomons, W. (1999a): Development of the heavy metal pollution trends in several European rivers: an analysis of point and diffuse sources.– *Wat.Sci.Tech.*, Vol. 39, no. 12, pp. 215–223
- Vink, R.J.; Behrendt, H.; Salomons, W. (1999b): Point and diffuse source analysis of heavy metals in the Elbe drainage area: comparing heavy metal emissions with transported river loads.– *Hydrobiologia*, Vol. 410, pp. 307–314
- Vink, R. J. (2002): Heavy metal fluxes in the Elbe and Rhine river basins: analysis and modelling.– Free University of Amsterdam, Ph. D thesis
- Vink, R. J. (2002b): persönliche Mitteilung
- von Storch, H.; Costa-Cabral, M.; Hagner, C.; Feser, F.; Pacyna, J.; Pacyna, E.; Kolb, S. (2003): Four decades of gasoline lead emissions and control policies in Europe: a retrospective assessment.– *Science of the Total Environment*; im Druck
- Walther, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer.– B.G.Teubner, Stuttgart/Leipzig
- Ward, R. C.; Robinson, M. (1990): Principles of hydrology.– Mac GrawHill, London
- Weigand, S.; Schimmack W.; Auerswald, K. (1998): The enrichment of ¹³⁷Cs in the soil loss from small agricultural watersheds.– *Z.Pflanzenernähr.Bodenk.*, Vol. 161, pp.479–484
- Zachmann, D. (2002): Geochemie der Schwermetalle – Vorlesung.– Technische Universität Braunschweig

DANKSAGUNG

Die vorliegende Arbeit ist in Zusammenarbeit des Instituts für Geoökologie des Technischen Universität Braunschweig und dem Institut für Küstenforschung des GKSS-Forschungszentrums Geesthacht entstanden. Ich möchte hiermit besonders den Herren Prof. Schöniger und Prof. von Storch für die Übernahme des Referats bzw. des Korreferats danken, ohne deren Bereitschaft die Durchführung der Diplomarbeit nicht möglich gewesen wäre.

Bedanken möchte ich mich ganz herzlich bei Dr. Mariza Costa-Cabral für die Diskussionen, die zu jedem Zeitpunkt möglich waren und die hervorragende Arbeitsatmosphäre, die zusätzliche Motivation und Anregungen für die vorliegende Arbeit erbrachten. Dank möchte ich auch den weiteren Mitarbeitern des GKSS-Forschungszentrums für die Diskussionsbeiträge und Hilfsbereitschaft aussprechen, ganz besonders Dr. Eduardo Zorita-Calvo und Dr. Ralf Weisse sowie Dr. Rona Vink von der FU Amsterdam. Dr. Ralf Weisse danke ich darüber hinaus für das Überwinden der formalen Hürden, die bei der Verwaltung zu bewältigen waren. Weiterer Dank gilt den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Bibliothek der GKSS, besonders Frau Herrmann, für die Beschaffung der zahlreichen, z.T. schwer verfügbaren ausländischen Literatur. Ein großer Dank auch an Herrn Kuhn für die ausgezeichnete Arbeit als Systemadministrator.

Vielen Dank auch an Christoph, Sebastian, Corinna, Ewa und Birgit für den täglichen Kaffee um „SechszehnNullNull“ und die schöne Zeit, um mal die Seele baumeln zu lassen.

Für die seelische Unterstützung danke ich auch ganz besonders meinen Freunden aus Unna und Braunschweig, die mir während der Diplomarbeit zur Seite standen.

Besonders dankbar bin ich meinen Eltern, die mir das Studium ermöglichten, sowie Eva, Jens und Steffen.