

Diplomarbeit

zur Erlangung des akademischen Grades eines
Diplom-Geographen

Thema

Untersuchung von Schadstoff-Depositionen verschiedener
Sammelmethoden auf den Bodendauerbeobachtungsflächen
des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Vorgelegt von: Robert Jacob
Geboren: am 11.09.1978 in Dresden

Gutachter: Herr Prof. Dr. rer. nat. habil. D. Faust
TU Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Physische Geographie
Frau Dr. N. Barth
LfUG Sachsen, Referat 45: Bodenkartierung und Geochemie
Herr Dr. J. Jacob
LfUG Sachsen, Referat 23: Anlagenbezogener Immissionsschutz u. Lärm

Dresden, 28. April 2008

Ehrenwörtliche Erklärung

Ich erkläre hiermit, die vorliegende Arbeit eigenhändig und nur unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel verfasst zu haben.

Die Arbeit wurde bisher noch keiner anderen Prüfungskommission der Fachrichtung Geowissenschaften zur Begutachtung vorgelegt.

Die Arbeit ist noch nicht veröffentlicht worden.

Mir ist bewusst, dass eine unwahre Aussage rechtliche Folgen nach sich ziehen kann.

Robert Jacob

Dresden, 28. April 2008

Danksagung

Ich bedanke mich an dieser Stelle bei allen, die mir während der Anfertigung dieser Arbeit ihre Zeit, Aufmerksamkeit und Unterstützung zugestanden haben.

Ein besonderer Dank gilt meiner Familie. Das mir entgegengebrachte Vertrauen und der fortwährende Rückhalt in schwierigen Phasen haben mir stets Mut und Antrieb gegeben.

Herrn Prof. Dr. D. Faust vom Lehrstuhl für Physische Geographie der TU Dresden möchte ich recht herzlich für die Akzeptanz des Themas, die fachliche Hilfe und die abschließende Begutachtung danken.

Ich danke Frau Dr. N. Barth und Herrn Dr. H. Heilmann vom Referat 45 des LfUG Sachsen (Bodenkartierung/Geochemie) für die Bereitstellung und die Konzeption des Arbeitsthemas. Der mir eingeräumte Freiraum hat meine Herangehensweise an wissenschaftliche Fragestellungen erweitert und mein methodisches Verständnis vertieft. Dazu trugen die Diskussionen in geselliger Runde natürlich ebenfalls bei.

Weiterhin möchte ich Herrn Dr. J. Jacob vom Referat 23 des LfUG Sachsen (Anlagenbezogener Immissionsschutz/Lärm) für die Informationen zur Depositionsproblematik, die Diskussionen zur Auswertungsstrategie und die kritischen Anmerkungen zum Ergebnisfortschritt danken. Sie haben die Fertigstellung der Arbeit wesentlich vorangebracht. Ein herzliches Dankeschön auch für die Mühe des Korrekturlesens.

Mein Dank gilt ebenso Herrn H. Forberg vom Referat 45 des LfUG Sachsen für die Datenvergabe, die Besprechungen zu Interpretationsmöglichkeiten von Depositionsprozessen sowie für die Bereitstellung eines zeitweisen Arbeitsplatzes in Freiberg.

Nicht vergessen möchte ich Herrn Dr. S. Goldstein von der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft in Neusörnewitz, der mir die notwendigen Unterlagen bezüglich der Laboranalytik von Depositionsproben zur Verfügung gestellt hat. Vielen Dank!

Worte des Dankes gehen an meine Freunde und Kommilitonen. Durch eure Aufmunterungen und kurzzeitigen Ablenkungen konnte ich das notwendige Gleichgewicht zwischen Arbeitsstress und Entspannung wahren. Ihr wisst, wer ihr seid!

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	9
1 Einleitung und Zielstellung	10
2 Regionale Charakteristika der BDF II-Standorte	16
2.1 Administrative und naturräumliche Einordnung.....	16
2.2 Geologische Verhältnisse	20
2.3 Geländemorphologie und Gewässernetz	23
2.4 Bodenverhältnisse	27
2.5 Klimatische Verhältnisse	31
2.6 Vegetation und Nutzung	34
3 Messobjekt und Ursachen erhöhter Schadstoffgehalte in sächsischen Böden	35
3.1 Atmosphärische Deposition: Messrelevanz und Begriffsklärung	35
3.2 Ursachen der Schadstoffbelastung sächsischer Böden	39
3.2.1 Überblick.....	39
3.2.2 Geogene Schadstoffquellen.....	40
3.2.3 Anthropogene Schadstoffquellen	41
4 Das Bodenmessprogramm des LfUG Sachsen.....	43
4.1 Grundlagen	43
4.2 Bodenmessnetz	45
4.3 Bodenmonitoring und Bodendauerbeobachtungsflächen	46
4.3.1 Überblick.....	46
4.3.2 Typisierung der BDF I	48
4.3.2 Typisierung, Ausstattung und Betrieb der BDF II	49
4.4 Hinweise zur Standortwahl der BDF II.....	54
4.4.1 Übersicht.....	54
4.4.2 Charakterisierung der Schadstoffbelastung der BDF II-Böden.....	55
5 Methodik.....	58
5.1 Messinventar	58
5.2 Messverfahren.....	62
5.3 Auswertung.....	68
5.4 Hinweise zur Datenkonsolidierung und -grundlage.....	70
6 Depositionsauswertung BDF II Hilbersdorf	71
7 Depositionsauswertung BDF II Brandis	86
8 Depositionsauswertung BDF II Lippen	96
9 Depositionsauswertung BDF II Colditz	107

10	Depositionsauswertung BDF II Schmorren.....	119
11	Depositionsauswertung BDF II Ehrenfriedersdorf	130
12	Diskussion und Ausblick	139
12.1	Depositionsauswertung, Klimafaktoren und Grenzwerte.....	139
12.2	Würdigung der Methoden.....	145
12.3	Fehlerbetrachtung	147
12.4	Ausblick	149
	Quellenverzeichnis.....	150
	Abbildungsverzeichnis.....	159
	Tabellenverzeichnis.....	162
	Abkürzungsverzeichnis.....	164
	Anlagen.....	166

Zusammenfassung

Schadstoffeinträge (Depositionen) in die Landschaft waren und sind im Zuge vielfältiger Industrieemissionen allgegenwärtig. Sie stellen insbesondere für Böden neben den autochthonen Schadstoffkonzentrationen einen erheblichen Belastungsfaktor dar.

Auf der Basis einer gezielten Depositionserfassung können wesentliche Informationen zur Bodenbeeinträchtigung durch Luftschadstoffe gewonnen werden. Dies schließt eine mehrjährige, integrierte Bodenzustandsbewertung ein (Bodendauerbeobachtung). Etwaige Abhängigkeiten der Depositionen von lokalen Einflüssen wie Klima oder Wirtschaft lassen sich durch deren Registrierung ebenfalls aufzeigen.

Mit der vorliegenden Arbeit soll ein Beitrag zur Bewertung von Schadstoffeinträgen auf sächsische Böden geleistet werden. Die seit mehreren Jahren auf den sechs Intensivmessflächen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie erfassten Daten atmosphärischer Depositionen von Arsen, Cadmium und Blei wurden hinsichtlich ihrer Jahresverläufe und der diesbezüglichen Beeinflussung durch klimatische bzw. flächenwirtschaftliche Ereignisse untersucht.

Dabei konnte nachgewiesen werden, dass landwirtschaftliche Tätigkeiten einen direkten Einfluss auf Depositionsraten haben. Sie prägten die jährlichen Elementverläufe maßgeblich. Die lokalen Bodenbelastungen waren hierbei unmittelbar beteiligt. Die Auswirkungen klimatischer Variabilitäten von Niederschlag und Wind ließen hingegen keine direkte Einflussnahme auf abgelaufene Mehreinträge von Schadpartikeln erkennen. Ihnen konnte eine generelle Depositionsbegünstigung im Jahresverlauf zugewiesen werden.

Anhand der Darstellung langjähriger Depositionsentwicklungen wurde eine positive Eintragstendenz im Sinne von Immissionsabnahmen festgestellt. Ein Vergleich der dabei herangezogenen elementaren Jahresmittel mit gültigen Grenzwerten für Schadstoffdepositionen brachte das Ergebnis, dass keine Überschreitungen von Stoffeinträgen vorgelegen haben.

Abschließend konnte mit einer Gegenüberstellung der durch verschiedene Methoden erfassten Depositionen (Bergerhoff-Sammler, Bulk-Sammler) eine mittlere bis sehr gute Ergebniskorrelation aufgezeigt werden (elementspezifisch).

Die der Depositionsauswertung vorangestellten Angaben zu Depositionsprozessen, Bodenbelastungen in sächsischen Böden, Bodenmessmethoden und Charakteristika der Naturräume, in denen die Messungen stattgefunden haben und weiterhin stattfinden, ermöglichten einen umfassenden Einblick in das Arbeitsthema.

1 Einleitung und Zielstellung

Im Zuge progressiv gestiegener Luftverschmutzungen seit Beginn der intensiven Industrialisierungsphase im 19. Jahrhundert gingen zwangsläufig Zunahmen von partikulären Schadstoffbelastungen der Luft von statten. Dieser Trend ist heute noch nicht erloschen. Industrieanlagen bleiben weiterhin ein notwendiger Bestandteil der Gesellschaft. Aufgrund von betrieblichen Sanierungsmaßnahmen zur Emissionsverbesserung seit (besonders) den 1990-er Jahren kann jedoch von einer stetigen Senkung der Schadstoffemissionen im Hinblick auf Umweltverträglichkeit bzw. Nachhaltigkeit ausgegangen werden. Vorhergehende Jahrzehnte wiesen natürlich ebenso schadstoffmindernde Umbaumaßnahmen auf. Gesetzliche Regelungen haben hierbei einen grundlegenden Beitrag geleistet (z.B. das Landes-Kulturgesetz der DDR von 1970, das Bundes-Immissionsschutzgesetz der BRD von 1974 [Neufassung: 2002] oder das Bundes-Bodenschutzgesetz von 1998).

Industrielle Emittenten wie Verbrennungsanlagen fossiler Brennstoffe (kohlenstoff-, arsen- und cadmiumhaltig), Metallverarbeitungsanlagen, petrochemische Anlagen und Farbenwerke sorg(t)en mit ihren Verfahren und Arbeitsprozessen für persistente Schadstoffemissionen in die Umwelt (vgl. Kapitel 3.2.3). Der Faktor Verkehr darf aufgrund der enormen Abgasfreisetzungen an dieser Stelle nicht unerwähnt bleiben. Mit über den Jahren immer relevanter gewordenen Senkungen der Fahrzeugabgase (Ratifizierung des Benzin-Blei-Gesetzes in den 1970-er Jahren: Kraftstoffoptimierung durch Grenzwertvorgaben; Einführung von bleifreiem Benzin 1984: Verzicht von Blei als Antiklopfmittel) wurde und wird langfristig der drastischen Umweltsituation gedacht. Als kritisch erweisen sich in diesem Zusammenhang die Anstiege des Individual- und Nutzfahrzeugverkehrs auf deutschem Boden seit der Wende [1].

Speziell in Sachsen führte die Erzverhüttungsindustrie mit dem Aufkommen des Erzgebirgsbergbaus im 13. Jahrhundert und massiv ab dem 15. Jahrhundert bis Mitte des 20. Jahrhunderts zu erhöhten Schadstofffreisetzungen (Schwermetalle wie Blei, Cadmium, Nickel und Zink sowie auch Arsen) in die Mittelgebirgslandschaft (vgl. Kapitel 3.2.3). Deren Umwelteintrag erfolgte über den Luft- bzw. Wasserpfad. Bezüglich des luftpfadbedingten Schadstoffeintrages hat sich die Bezeichnung „Deposition“ durchgesetzt (siehe Kapitel 3.1).

Neben der toxischen Luftbelastung (Beeinträchtigung der Lebensqualität) resultiert zusätzlich eine ökosystemare Schadstoffbelastung von emittentenbeeinflussten Landschaftskompartimenten aus der anthropogenen Partikelfreisetzung (entsprechend ihrer Lokalisation im Emissionskorridor). Biotische (Wälder und Grünlandareale), aquatische (Flüsse und Seen) und terrestrische (Böden und der Untergrund im weiteren Sinne) Ökosysteme werden durch vielfältige Schadstoffabsätze massiv beeinträchtigt und in ihrer funktionalen Vielfalt gestört (Modifikation von Stoffkreisläufen). Die Zeitspanne umfasst dabei bekanntlich die vergangenen, wirtschaftsintensiven Jahrhunderte.

Negative Modifikationsresultate werden heute sichtbar. Sie stellen die Gesetzgebung und betroffene Bevölkerung gleichsam vor neue Herausforderungen, Aufgaben, Konzepte. Fortschreitende Kontaminationen der Ökosysteme können unweigerlich zu irreversiblen Schäden des Stoffhaushaltes führen. Eine höchstmögliche sowie dauerhafte Effizienz bei der Minimierung von schädigenden Partikelemissionen zur Bewahrung ökologischer Funktionen und anthropogener Lebensqualitäten stellt demnach ein unverzichtbares Kriterium in einer umweltbewussten Gesellschaft dar (Messnotwendigkeit). Staatliche Kontrolle und Eigenverantwortung spielen dabei die maßgeblichen Rollen.

Die erwähnten Veränderungen von ökosystemaren Stoffkreisläufen durch abgesetzte Schadstoffpartikel hängen von deren Intensitäten, Löslichkeiten und Anreicherungszeiten ab. Für die Geokomponente Boden als zentrales Steuerorgan innerhalb des Naturhaushaltes (Bundes-Bodenschutzgesetz 1998 §1 und 2 – BBodSchG) besitzen diese Einflüsse eine besondere Relevanz. Mit der erhöhten Schadstoffeinlagerung in die Bodenmatrix sind verbunden:

- die Mehrbelastung der Bodenfunktionen Transformation und Pufferung,
- die Minderung der Bodenfunktion Filterung,
- die Herabsetzung der Bodengüte,
- die Beeinträchtigung von angebauten Nahrungs- und Futtermitteln,
- die Beeinflussung pedogenetischer Prozesse sowie
- die Umwandlung pedologischer Stoffbilanzen.

Da die vorliegende Arbeit einen direkten Bezug zum Komplex Boden besitzt, sollen übrige Landschaftskomplexe nicht näher durch Schadstoffeinflüsse charakterisiert werden.

Aus den dargelegten Sachverhalten wird deutlich, dass eine Erfassung und Kontrolle von Schadstoffdepositionen und von Bodenzuständen bzw. -entwicklungen für eine nachhaltige Sicherung des Umweltschutzes zwingend erforderlich ist.

Um eine notwendige Umweltbeobachtung in den Bereichen Boden und Deposition langfristig garantieren zu können, müssen ausgewählte, persistente Messflächen eingerichtet werden. Schließlich laufen Bodenentwicklung und -modifikation nicht unmittelbar ab, sondern vollziehen sich in Jahrzehnten. Durch eine gleichzeitige Erfassung der Deposition ist der direkte Bezug auf luftbürtige Schadstoffe gegeben. Er liefert bei einer Bilanzierung bodenhorizontbezogener Stoffumsätze innerhalb festgelegter Zeitspannen wichtige Aussagen zu depositionsbedingten Bodenbeeinträchtigungen. Das Erfassen von ubiquitären Depositionen als Informationsbasis zu atmosphärischen Schadstoffkonzentrationen besitzt ebenfalls einen wissenschaftlichen Hintergrund. So können die Daten z.B. mit gültigen Immissionsgrenzwerten verglichen werden oder Gefährdungsabschätzungen in Problemgebieten stützen. Voraussetzung ist das Beibehalten der Messflächenstandorte (Boden, Deposition) bzw. der Probenahmepunkte (Boden).

Das BBodSchG (1998) legt in Eigenverantwortung der Länder die Datenerhebung und Überwachung von Bodenzuständen durch den Aufbau von Dauerbeobachtungsflächen fest. Mit der Aufstellung eines Bodeninformationssystems sollen die gewonnenen Daten der Öffentlichkeit und Behörden zugänglich gemacht werden (BBodSchG §21 Absatz 4). In Kapitel 4.3 erfolgt eine detaillierte Vorstellung der Dauerbeobachtung sächsischer Böden (Bodenmonitoring).

In Sachsen sind seit Anfang/Mitte der 1990-er Jahre die angesprochenen Dauerbeobachtungsflächen zur Bodenüberwachung eingerichtet worden. Das Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen (LfUG, Referat 45, Bodenkartierung und Geochemie) ist die hierfür verantwortliche Behörde. Die Konzeption eines landesweiten Bodenmessprogramms mit mehreren methodischen Schwerpunkten erfolgte ab 1992 nach OSSENKOPF & PÄLCHEN (1992) innerhalb des LfUG (BARTH et al. 2001).

Als wesentliche Themen sind die flächendeckende Bestandsaufnahme von Schadstoffbelastungen in sächsischen Böden (präzisiert in RANK et al. 1999) sowie die Einrichtung und Inbetriebnahme von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) zum Langzeitmonitoring (nach BARTH 1994, aus BARTH et al. 2001) zu nennen. In Kapitel 4 werden die konzeptionellen Schwerpunkte bzw. Ziele des sächsischen Bodenmessprogramms konkretisiert.

Bereits mit dem Positionspapier der Sonderarbeitsgruppe (SAG) „Informationsgrundlagen Bodenschutz“ unter Mitwirkung der Unterarbeitsgruppe „BodenDauerbeobachtungsflächen“ entstand 1991 in München ein erstes Konzept zur Anlage von Dauermessflächen (SAG 1991).

Die sächsische Bodendauerbeobachtung ist nach BARTH et al. (2001) als langjährige Kooperationsvereinbarung der nachstehenden Fachbehörden angelegt:

- a) LfUG Sachsen,
- b) Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) und
- c) Staatsbetrieb Sachsenforst (SBS).

Da alle genannten Behörden über eigene Dauerbeobachtungs- bzw. Dauertestflächen in Sachsen verfügen, können ressortspezifische Daten (Boden, Deposition) erhoben werden und durch Interaktion in aktualisierbare, praktikable Bodeninformationssysteme gemäß BBodSchG §21 Absatz 4 einfließen (siehe Kapitel 4.3.1).

Die Anlage der BDF in Sachsen durch das LfUG vollzieht sich entsprechend der oben genannten Konzeption seit 1994/1995. Dabei handelte es sich vorerst um reine Bodenmessflächen ohne Depositionserfassung (BDF-Typ I; Kapitel 4.3.2). Erst ab dem Jahr 1996 wurden an speziellen Standorten von BDF I zusätzliche Intensivmessflächen zur Erfassung der Deposition und von Klimaparametern im Randbereich der eigentlichen BDF I aufgebaut (BDF-Typ II; Kapitel 4.3.3). Heute liegen insgesamt 55 BDF im sächsischen Landesgebiet. Davon entsprechen fünf Messflächen dem Typ BDF II. Bis 2006 lagen insgesamt sechs BDF II in Sachsen vor (Stilllegung der BDF II in Brandis; siehe Kapitel 4.3.3).

Die sächsischen BDF II umfassen in ihrer Lokalisation:

1. Hilbersdorf,
2. Brandis (bis 2006),
3. Lippen,
4. Colditz,
5. Schmorren und
6. Ehrenfriedersdorf.

Informationen zur Auswahl der BDF II-Standorte in Sachsen können dem Kapitel 4.4 entnommen werden, Lage- bzw. Naturrauminformationen dem Kapitel 2.

Das Referat 45 des LfUG erfasst heute an den fünf BDF II-Standorten die Deposition von Schadstoffen in Sachsen. Dabei kommen mehrere „Topfsammler bzw. Totalisatoren“ zum Einsatz: jeweils ein Bergerhoff-Sammler und drei sogenannte Bulk-Sammler. In Kapitel 5.1 sind deren Charakteristika veranschaulicht. Auf der BDF II Brandis kam bis 2006 nur der Bergerhoff-Sammler zum Einsatz.

Im Rahmen dieser Arbeit sind die bis 2006 erfassten Depositionsdaten aller BDF II hinsichtlich der nachfolgend genannten Ziele auszuwerten:

- Ausweisung und Bewertung eines möglichen jahrestypischen Eintragstrends,
- Charakterisierung des quantitativen bzw. qualitativen Einflusses festgelegter klimatischer Faktoren (Niederschlag und Windgeschwindigkeit) sowie der Flächenbewirtschaftung je BDF II unter Einbeziehung der standörtlichen Bodenbelastung auf extreme Depositionsereignisse,
- Darstellung der jährlichen Depositionsentwicklung seit Messbeginn,
- Vergleich der Jahresmittel der Depositionen mit geltenden Immissionsgrenzwerten gemäß der TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) und
- Vergleich sowie Korrelationsanalyse der Messergebnisse von Bergerhoff und Bulk bzw. der Messergebnisse innerhalb der drei Bulk-Sammler (außer Brandis).

Dabei beschränkt sich die Elementpalette untersuchter Depositionen auf Arsen (As) sowie die Schwermetalle Cadmium (Cd) und Blei (Pb).

Die Zielvorgaben wurden durch das LfUG Sachsen aufgestellt. Dazu müssen die bereits im LfUG (Referat 45) vorliegenden Depositionsdaten aller BDF II als Zeitreihen aufbereitet werden. Dies gilt analog für die Klimafaktoren Niederschlag und Windgeschwindigkeit. Daraus sollen Tendenzen abgeleitet und Extremereignisse sichtbar gemacht werden. Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen sind der TA Luft zu entnehmen.

Unter Zuhilfenahme der Bewirtschaftungsdatenblätter je BDF II soll die Depositionsbewertung unterstützt werden (besonders in Verbindung mit Depositionsspitzen). Die Infoblätter sind von den jeweiligen Landwirten verfasst (auf Bitte des LfUG). Bis auf die BDF II in Colditz unterliegen alle anderen BDF II einer mehr oder weniger intensiven landwirtschaftlichen Nutzung (ebenso Brandis bis 2006). Colditz weist eine Grünlandnutzung auf (siehe Kapitel 2.6).

Über aufgestellte Korrelationsmatrizen können schließlich die sammlerspezifischen Messungen ins Verhältnis gesetzt werden. Eine Methodeneinschätzung basiert gleichwohl auf den graphischen Depositionsverläufen. Statistische Kennwerte zeigen die Depositionstendenzen weiterhin an.

In der vorliegenden Arbeit soll der Zusammenhang von Depositionsereignissen, Klima und Flächenwirtschaft auf sächsischen BDF II überprüft werden. Dies macht einen Vergleich der verschiedenen Sammelverfahren (Bergerhoff, Bulk) in Relation zu den genannten Einflussfaktoren erforderlich.

Die Vergabe des Themas erfolgte nach Anfrage des Verfassers durch das LfUG Sachsen, Referat 45, Bodenkartierung und Geochemie, Außenstelle Freiberg (Frau Dr. N. Barth, Herr Dr. H. Heilmann) in Kooperation mit dem Referat 23, Anlagenbezogener Immissionsschutz und Lärm, Dresden-Klotzsche (Herr Dr. J. Jacob). Durch das Institut für Geographie, Lehrstuhl für Physische Geographie, an der Technischen Universität Dresden ist eine Hochschulbetreuung gewährleistet (Herr Prof. Dr. rer. nat. habil. D. Faust).

Bevor die erläuterte Depositionsauswertung für jede BDF II Sachsens dargelegt wird, sollen grundlegende Informationen zum Messobjekt, zu Schadstoffbelastungen in sächsischen Böden sowie zum Bodenmessprogramm des LfUG Sachsen inklusive der Vorstellung der BDF einen umfassenden Einblick in das Thema geben. Anhand der Naturraumbeschreibungen im anschließenden Kapitel 2 liegt bezüglich jedes BDF II-Standortes eine hinreichende Charakterisierung der Region vor.

Hinweis:

Die Nummerierung der dargestellten Abbildungen (Abb.) und Tabellen (Tab.) in den Haupt- bzw. Unterkapiteln entspricht den Reihenfolgen im jeweiligen Hauptkapitel.

2 Regionale Charakteristika der BDF II-Standorte

2.1 Administrative und naturräumliche Einordnung

In Sachsen existieren seit der Kreisgebietsreform (zwischen 1994 und 1996) sieben kreisfreie Städte, 22 Landkreise sowie drei Regierungsbezirke. Die BDF II-Standorte sind den jeweiligen Verwaltungseinheiten zugeordnet. Ab dem 1. August 2008 wird durch die beschlossene neue Kreisgebietsreform die Anzahl der kreisfreien Städte auf drei und die Anzahl der Landkreise auf zehn reduziert [2].

Im Freistaat hat sich in Anlehnung an MANNFELD & RICHTER (Hrsg., 1995) ein vielgestaltiges naturräumliches Inventar entwickelt. Es gründet auf der zonalen Verbreitung von drei bedeutenden europäischen Naturregionen:

- (1) (pleistozänes) Tiefland in Nordsachsen (z.B. Lausitzer Heiden),
- (2) Hügelland/Gefilde in Mittelsachsen (z.B. Sächsische Lössgefilde) und
- (3) Mittelgebirge in Südsachsen (z.B. Erzgebirge).

Mit den differenzierten geologischen, morphologischen und klimatischen Verhältnissen gehen Naturräume unterschiedlicher Ausstattungen einher. Die für jeden BDF II-Standort charakteristische Naturraumeinheit wird anschließend im Überblick vorgestellt. Die genannten drei Regionen sind dabei allesamt erfasst.

Die BDF II in Hilbersdorf befindet sich innerhalb der Gemeinde Hilbersdorf, welche dem Regierungsbezirk Chemnitz zugehörig ist. Etwa 3 km östlich liegt die Stadt Freiberg; bis nach Dresden sind ca. 33 km in nordöstlicher Richtung zurückzulegen. Weiterhin verläuft nördlich die B 173 in 2 km Entfernung. Im Ortsteil Muldenhütten sind Unternehmen der metallverarbeitenden und Recycling-Industrie angesiedelt (nahe der Messfläche; vgl. Abb. 6.1) Der jahrhundertelange Erzbergbau im Freiburger Revier (13. bis 20. Jahrhundert) prägte die Region als Wirtschafts- und Wissensstandort (Bergakademie Freiberg) [3].

Anhand der Abb. 2.1 ist zu erkennen, dass Hilbersdorf im nördlichen Bereich des Osterzgebirges gelegen ist (Südsachsen). Dabei werden die unteren Lagen mit einer Höhe von ~ 430 m NN erfasst. Der östliche Teil der Erzgebirgsscholle weist geringere Kammhöhen (~ 800 m) und Hochmooranteile auf als die angrenzenden, südwestlich gelegenen Einheiten. Dafür ist ein ausgeprägteres Hochflächenrelief zu beobachten. Mit weiterem nördlichen Verlauf erfolgt der Übergang ins Mulde-Lösshügelland (LfUG, MANNFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Der Stadt Brandis selbst sowie dem Muldentalkreis ist die BDF II in Brandis zuzuordnen. Den verantwortlichen Regierungsbezirk stellt Leipzig dar. Bis nach Leipzig erstrecken sich ca. 20 km Luftlinie in östlicher Richtung. Im Süden von Brandis herrschen mit der B 6 und im Norden mit der A 14 günstige regionale Verkehrsverbindungen vor. Angemerkt sei der seit dem 13. Jahrhundert durchgeführte Abbau von Steinen und Erden als Wirtschaftsbranche [4].

Die charakteristische Naturraumeinheit bildet das Leipziger Land in seinen östlichen Arealen bei etwa 140 m NN (Nordwestsachsen). Es gehört demnach zum südlichen Teil der Leipziger Tieflandsbucht. Diese wurde im Tertiär aufgrund mehrerer Absenkungsphasen geformt. Daraus ergibt sich eine direkte Grenzlage zum östlich gelegenen Nordsächsischen Platten- und Hügelland – wie in Abb. 2.1 ersichtlich (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

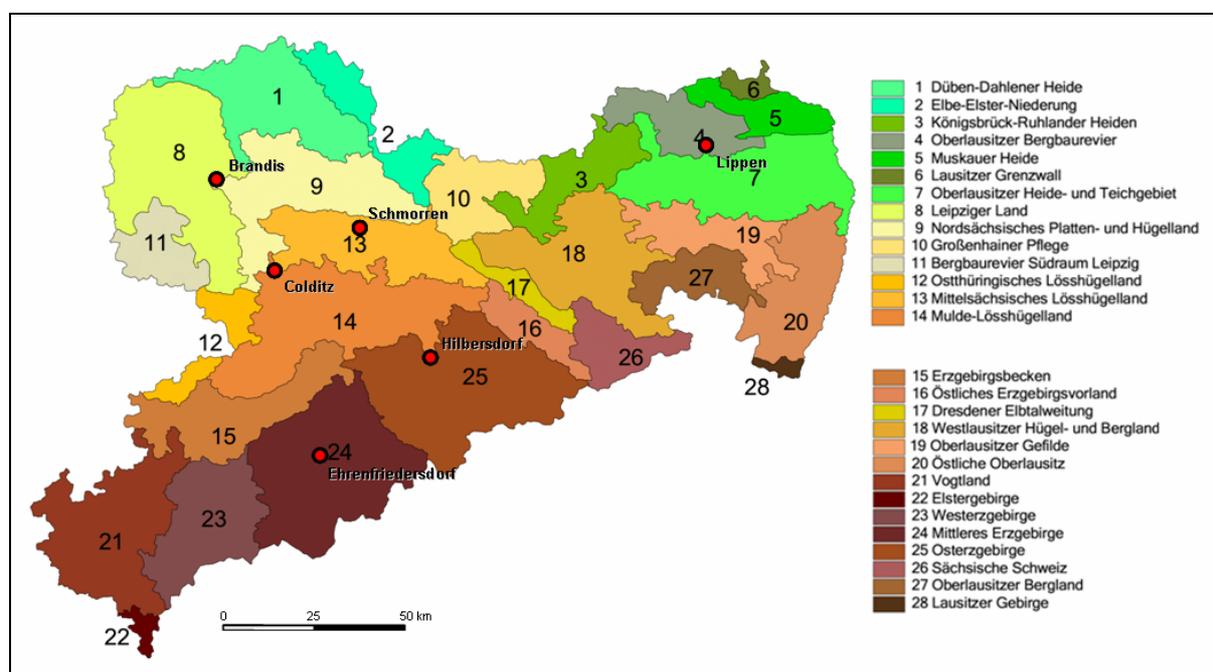


Abb. 2.1: Naturräumliche Einordnung der BDF II-Standorte in Sachsen [5; verändert]

Für die BDF II in Lippen (Nordostsachsen) gelten die Verwaltungszugehörigkeiten zur Gemeinde Lohsa, zum Landkreis Kamenz und zum Regierungsbezirk Dresden. Als regional bedeutsame Städte wären Hoyerswerda in Richtung Nordwesten (~ 15 km) sowie Bautzen in Richtung Süden (~ 20 km) zu erwähnen [6].

Der Abb. 2.1 kann die naturräumliche Lage innerhalb des Oberlausitzer Bergbaureviere entnommen werden. Es befindet sich wiederum zwischen dem Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet im Süden sowie der Muskauer Heide im Norden. Die Höhenlage ist mit ~ 150 m NN anzugeben. Aus dem langjährig durchgeführten,

intensiven Umgestalten der Region im Zuge des Oberlausitzer Braunkohlebergbaus (technogene Flächendevastierung durch Förderung tertiärer Braunkohleflöze) geht die Ansprache als gesonderte Naturraumeinheit hervor. Merkmalsspezifisch kann eine generelle Zuordnung zum Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet zugrunde gelegt werden (LfUG, [7]).

Im westlichen Raum Mittelsachsens liegt die BDF II von Colditz. Damit zählt sie zur Stadt Colditz und zum Muldentalkreis; weiterhin zum Regierungsbezirk Leipzig. Die direkte Anbindung an die B 176 sichert zügige regionale Erreichbarkeiten. Die Stadt Leipzig liegt etwa 35 km nordöstlich von Colditz [8].

In naturräumlicher Hinsicht gehört Colditz mit seinen ~ 140 m NN (Auelage an der Zwickauer Mulde; vgl. Abb. 9.1) dem flachwelligen Mulde-Lösshügelland mit seinen periglazialen Decksedimenten an. Eine direkte Anknüpfung an den südwestlichen Ausläufer des Mittelsächsischen Lösshügellandes kann in der Abb. 2.1 ebenfalls beobachtet werden (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Die in Schmorren (Mittelsachsen) angelegte BDF II befindet sich innerhalb eines Ortsteils der Gemeinde Ostrau. Diese zählt zum Landkreis Döbeln sowie zum Regierungsbezirk Leipzig. In unmittelbarer Nähe verlaufen die B 169 und die A 14 (~ 8 km südlich). Schmorren hat von der Stadt Döbeln eine Entfernung von ca. 10 km gen Süden. Bis nach Leipzig sind es etwa 50 km gen Westen [9].

Als Naturraum wird der nördliche Bereich des Mittelsächsischen Lösshügellandes bei ca. 160 m NN eingenommen. Die BDF II liegt damit innerhalb der Kernzone der sächsischen Lössverbreitung (Sächsische Lössgefülle). Bei weiterem Verlauf nach Norden schließt das Nordsächsische Platten- und Hügelland nach einer bis zu 50 m mächtigen Landstufe, der Nordsächsischen Hügellandstufe (Lössrandstufe) an (siehe Abb. 2.1; LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Abschließend sei bezüglich der BDF II im südsächsischen Ehrenfriedersdorf erwähnt, dass diese verwaltungsrechtlich zur namensgleichen Stadt, zum Landkreis Annaberg sowie zum Regierungsbezirk Chemnitz gehört. Stadtnah verläuft die B 95. Nächstgrößere Städte stellen Chemnitz im Norden (~ 20 km) oder Annaberg-Buchholz im Süden (~ 10 km) dar. Als bekannte Sehenswürdigkeiten gelten das Greifensteinmassiv (westlich), der Sauberg sowie der kalte Muff mit der Franzeshöhe (östlich). Besonders markant für die Region war der intensive Zinn- und Silberbergbau ab dem 13. Jahrhundert bis zur Deutschen Wende [10].

Mit Hilfe der Abb. 2.1 kann das Mittlere Erzgebirge als prägende Naturraumeinheit ausgewiesen werden. Hier treten im Vergleich zum Osterzgebirge die Anteile an extensiven Hochflächen zugunsten von tiefer zertalten Formationen deutlich zurück. Die Kammbereiche erstrecken sich in Höhen von über 900 m NN. Hochmoorareale nehmen zu. Aufgrund der lokalen Höhenlage von ~ 570 m NN sind am Standort die mittleren Lagen des Erzgebirges erfasst (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

2.2 Geologische Verhältnisse

Anhand der regionalgeologischen Situation lässt sich die naturräumliche Eigenart in ihren Grundzügen abstecken. Während in Nord- und Mittelsachsen die pleistozänen Lockersedimente (Moränen und Löss) dominieren und den Festgesteinsuntergrund weiträumig verhüllen, treten in Richtung Südsachsen die Verwitterungsrückstände jener Gesteine bei simultaner Abnahme der Lockersedimente hervor. Differenzierte Naturraumeinheiten bezüglich Relief und Boden sind die Folge [7].

Im für Hilbersdorf charakteristischen Osterzgebirgsraum dominieren präkambrische kristalline Gesteine in Form von Paragneisen (Freiberger Block). Ergänzt werden sie durch lokale Glimmerschiefer und Phyllite (Kambrium) sowie jüngere Granit-, Quarz- und Granitporphyrintrusionen (z.B. Tharandter Wald) in oftmaligen Gangformationen (Oberkarbon, Erzreichtum; siehe Abb. 2.2). Tertiäre Basalkuppen bauen zudem markante Einzelberge auf (z.B. Wilisch). Inselhaft aufgewehrte Lössderivate geringerer Mächtigkeiten komplettieren in den unteren Lagen (bis ~ 500 m NN) den geologischen Formenschatz (MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [11]).

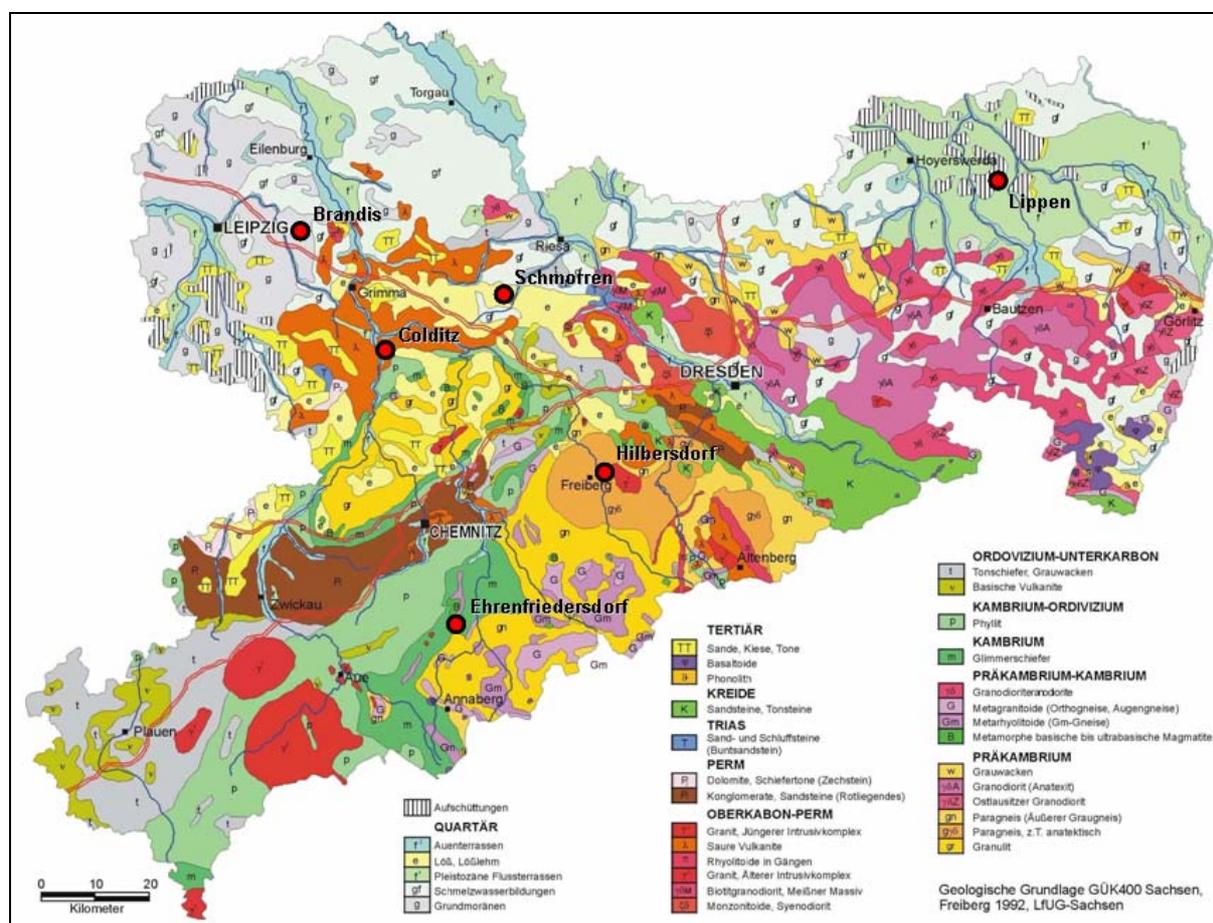


Abb. 2.2: Geologische Einordnung der BDF II-Standorte in Sachsen [11; verändert]

Der Bezugsraum für Brandis, das Leipziger Land, weist großräumig quartäre Grundmoränenplatten sowie Geschiebemergel mit Schmelzwasserbildungen und Schotterterrassen (Pleistozän) auf. Tertärsande erscheinen nur lokal begrenzt (vgl. Abb. 2.2). Einstige Endmoränenzüge aus der Saale-Kaltzeit wurden während der Weichsel-Vereisung periglaziär überformt (heute flache Rücken). Im Südraum von Leipzig gebildete Braunkohlefazies gehen auf die tertiäre Absinkdynamik zurück. Im Ostteil treten saure, oberkarbonische Vulkanitkuppen zutage. Die erwähnten sandig-kiesigen Lockersedimente überdecken den Großteil des variszischen Untergrundes (MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [11]).

Die technogenen Umlagerungsdecken bzw. Aufschüttungen im Oberlausitzer Bergbaurevier (Lippen) erzeugen mit ihren Anteilen an präglazialen Schotterterrassen, sandig-kiesigen Moränensedimenten und Schmelzwasserablagerungen aus dem Altpleistozän einen sehr heterogenen anstehenden Untergrund (vgl. Abb. 2.2). Durch die quartären Ablagerungen wird das Grundgebirgsstockwerk, bestehend aus dem präkambrischen Granit-/Granodioritmassiv (zentral und in Richtung Süden), der im Westen folgenden Lausitzer Grauwackeneinheit (präkambrisch, Region von Hoyerswerda) und dem unterkarbonischen Schiefergebirge (in Richtung Norden), gänzlich überdeckt – analog zum Leipziger Land. Dazwischen eingeschaltet liegen, falls noch nicht gefördert, tertiäre Braunkohlebildungen (MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [11]).

Innerhalb des Mulde-Lösshügellandes prägt das variszische Granulitgebirge mit teilweise eingestreuten Metabasiten als Kernzone den geologischen Untergrund. Es ist südlich bzw. südöstlich von Colditz zu finden (vgl. Abb. 2.2). Ein aus Phylliten und Glimmerschiefern bestehender Mantel grenzt das Gebirge ein. In der Umgebung von Colditz fallen weiterhin oberkarbonische Vulkanitkomplexe auf (Abb. 2.2). Die aus dem Pleistozän stammenden Lösssedimente lagern weiträumig und einige Meter mächtig (2 bis 5, teilweise bis 10 m) auf dem Granulitmassiv. Dabei kommen Braunlössse in Vergesellschaftung mit Schwemm- und Solifluktionsslössen auf Plateauformationen vor (MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [11]).

Für die Region des Mittelsächsischen Lösshügellandes – also bezüglich Schmorren – ist die mehrere Meter mächtige Lösssedimentdecke des Pleistozäns (> 10 m) das geologisch prägende Element. Variszische Grundgebirgsstrukturen erfahren durch diese Auflage in Verbindung mit den großflächigen Vulkanitgebieten (Richtung Westen) eine weitestgehende Überdeckung (siehe Abb. 2.2). Lössstratigraphisch bilden elster-

und saalezeitliche Lössderivate (Braun-, Schwemm-, Gley- und Solifluktionlöss) das unterste Schichtpaket. Überlagert werden sie von älteren weichselzeitlichen Braun- und Schwemmlössen (kalkreich). Den Grenzbereich markiert ein fossiler Eemboden (Lommatzscher Bodenkomplex). Auf den kalkigen älteren Weichsellössen kamen jüngere, kalkfreie Braunlössen (Lösslehme) zum Absatz. Ihnen wiederum lagern jüngere, typische Lössen auf (kalkreich, 10 und mehr Meter mächtig, lockerporös, steilwandig). Durch einen rostig erscheinenden, fossilen Bodenkomplex, den Gleinaer Boden, wird der Übergang von den Lösslehmen zu den typischen Lössen angezeigt (MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [11]).

Die geologische Strukturierung innerhalb des Mittleren Erzgebirges wird durch die in den oberen und Kammlagen vorliegenden Gebiete präkambrischer Paragneise mit Metagranitoiden (Annaberger Gneisblock) sowie durch den nördlich angrenzenden Bereich aus kambrischen Glimmerschiefern und Phylliten, welcher für die Lokalisation von Ehrenfriedersdorf zutreffend ist (Übergangsraum), vorgenommen. (vgl. dazu Abb. 2.2). Die Kristallingesteine weisen einen hohen Metamorphosegrad und engräumige Wechsellagen auf (reliefwirkend). Lokale Härtlingszüge oder Kuppen aus basaltischen Deckenresten zieren die Landschaft (z.B. Pöhlberg). Damit kann analog zu Hilbersdorf der Ursprung des Erzgebirgsbergbaus (polymetallogenetische Erzlagerstätten bzw. -gänge) begründet werden (MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [11]).

2.3 Geländemorphologie und Gewässernetz

Diese naturraumspezifischen Merkmale kommen besonders durch die nach Norden gerichtete Landabdachung in Verzahnung mit dem regionalen Untergrund zum tragen. So liegen an der Nordgrenze Sachsens – Tieflandsgebiete – Höhen von etwa 80 bis 200 m NN vor, an der Südgrenze hingegen ragt die Erzgebirgskammfläche – Mittelgebirge – bis auf 900 m NN und mehr empor. Den Übergang bilden die Mittelsächsischen Lössgefilde (~ 200 bis 400 m NN). Der Geländeabfall bzw. die Höhenstufengliederung erzeugt reliefierende Prozesse. Sie haben besonders für die Bodenverbreitung eine wesentliche Bedeutung [7, 12].

Die Reliefierung der unteren Osterzgebirgslagen (Hilbersdorf) äußert sich infolge der monotonen Gesteinsformationen (Gneisgebiete) und der geringen Erzgebirgskammhöhe von ca. 800 m NN in weitgefassten Hochflächen, die nur selten eine Gliederung erkennen lassen. Mit der abdachungsbedingt niedrigen Flusseinschneidung korrespondieren energieschwache Landschaften mit weiten Kerbsohlentälern. Lediglich anhand der intrusiven Härtlingsrücken (z.B. in Sayda) sowie der basaltischen Bergkuppen (z.B. Geisingberg) sind deutliche Geländeanstiege zu sehen.

Hilbersdorf liegt in einem östlichen Seitental der Freiburger Mulde bzw. einem westlichen Seitental der Bobritzsch, welche beide in die nordwestlich gelegene Vereinigte Mulde bei Colditz und anschließend über die Elbe in die Nordsee entwässern. Selbiges trifft für die weiter westlich angelegten Flüsse wie Große Striegis, Flöha oder Große Lößnitz der mittleren bzw. oberen Lagen des Erzgebirges zu (vermehrt Kerbtäler). Das Haupteinzugsgebiet bildet die im Gebirgskamm entspringende Freiburger Mulde. Sie zeichnet sich durch eine sehr gute Wasserführung aus und prägt die Region mit ihrem offenen Kerbsohlental (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Im Leipziger Land (Brandis) herrscht, ausgehend von den pleistozänen Sedimentschüttungen, ein wiederum geringfügig reliefiertes Landschaftsbild mit nur wenigen Erhöhungen bzw. Kuppen (Vulkanite) vor. Ausgedehnte, wellige Moränenplatten wechseln mit weiten Ebenen bzw. Flussterrassen und breiten Talauen. Eine geringmächtige Decke aus Sandlöss (~ 1 m) gibt dem Tiefland einen harmonischen Saum – ausgenommen sind Kuppen und Auen. In südlicher sowie östlicher Richtung (hin zum Nordsächsischen Platten- und Hügelland) nehmen die Geländehöhen durch stetig ansteigende Plateaus zu. Gleichsam treten schmalere Auen in tieferen Flusstälern hervor. Weiterhin zeugen (wasserverfüllte) Restlöcher, Kippflächen/Halden oder erhaltene Tagebauareale von den einstigen massiven Bergbautätigkeiten im

Leipziger Land (Abbau miozäner Braunkohleflöze analog zu Lippen). Sie gaben dem Großraum Leipzig eine technogene Naturraumkomponente.

Zur hydrologischen Einordnung der Region um Brandis muss das Einzugsgebiet der Weißen Elster zugrunde gelegt werden. Das Leipziger Land und sein Süden werden über die im oberen Vogtland entspringende Weiße Elster mit ihren Nebenflüssen zur Elbe hin entwässert. Dabei biegt sie in Höhe von Gera nach Westen zur Saale hin ab und markiert so die südliche Eisrandlage der Saale-Vereisung. Für Leipzig und Brandis stellen insbesondere die Parthe mit Nebenflüssen (südlich von Brandis) sowie die Wyhra und Pleiße (südlich von Leipzig) bedeutende Gewässer bei mittlerer bis guter Wasserführung dar. Ihnen ist der offene Landschaftscharakter mit breiten Terrassen und Auen zu verdanken. Sie gehen ebenfalls aus der Eisrandlage der Saale-Vereisung hervor (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Für die Gebiete der Oberlausitzer Bergbauregion (Lippen) kann ein dominierend ebenes und karges Offenland mit lokal größeren Waldflächen ohne Gebirgsdurchragungen festgehalten werden. Sie vermitteln so einen typischen Heideland-Charakter. Tagebaue, geflutete Tagebaurestlöcher, Halden, Kippen oder Sperrflächen zeichnen heute die immense anthropogene Naturraumzerstörung – wie im Leipziger Tiefland – nach. Außerhalb der Braunkohle-Abbauflächen treten vorwiegend eingebnete sandige Platten mit durchsetzten Flussterrassen enormer Breite (100-er Meter) bei wenigen Höhenmeterdifferenzen auf. Lokal unterbrechen Schmelzwasserrückstände (10-er Meter) den eher dürftigen Landschaftseindruck. Als prägend ist der im Pleistozän initiierte Großraumcharakter anzusprechen. Oftmals kommen Teiche zum Landschaftsbild hinzu.

Unweit von Lippen (östlich) verläuft die im Oberlausitzer Bergland gebildete Spree. Sie baut mit Flüssen wie dem Weißen und Schwarzen Schöps (Osten), der Struga im Norden oder dem Löbauer Wasser im Süden inklusive der Nebenflüsse das auf der Saale-Kaltzeit basierende hydrologische Einzugsgebiet auf (breites Urstromtal). Die westlich von Lippen fließende Kleine Spree zählt ebenso zu den wesentlichen Entwässerungsmulden der Region (mittlere Wasserführung). Den Vorfluter stellt die Elbe gen Nordsee dar (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [7]).

Innerhalb des Mulde-Lösshügellandes (Colditz) vergesellschaften sich plateauartige Ebenen in flachwelliger, teilweise hügeliger Ausprägung (~ 350 m NN) mit frappant eingeschnittenen Tälern der Erzgebirgsflüsse (~ 80 m NN; siehe unten). Dabei bildet die 2 bis 5 m mächtige Lösssedimentdecke in Verbindung mit dem Untergrund (Granulit) – besonders bei dünner werdenden Lössauflagen – das oberflächlich an-

stehende und zugleich plattenformende Sediment. Innerhalb der Plateaus kommen breite, flache Dellen und Flachrückenformen nebst lokaler Einzelberge (Rochlitzer Berg) zum Vorschein. Durchqueren die Flüsse widerständiges Grundgestein, bilden sich Kerbsohlentäler aus (oftmals canyonartig). Ansonsten herrschen weite Sohlentäler mit Terrassierung vor.

Colditz bzw. die BDF II befindet sich unmittelbar im Sohlental der Zwickauer Mulde (vgl. Abb. 9.1). In wenigen Kilometern Entfernung Richtung Norden vereinigt sie sich mit der Freiburger Mulde zur Vereinigten Mulde – zur Elbe hin. Zum Einzugsgebiet der Zwickauer Mulde (Quelle im Westerzgebirge) zugehörige Flüsse sind beispielsweise die Große Bockau und das Schwarzwasser (obere Erzgebirgslagen, Ausbildung von Kerbtälern) sowie der Rödelbach und der Mülsenbach bei Zwickau (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Das Mittelsächsische Lösshügelland (Schmorren) erfährt durch die ihm aufgelagerte, 10 bis 20 m mächtige Lösssedimentdecke aus der Weichsel-Kaltzeit (und älter) eine besonders markante naturräumliche Prägung. Insgesamt hebt sich der Naturraum gegenüber den angrenzenden Einheiten mit 50 bis 80 m (im Elbtalbereich auch mit über 100 m) Höhenunterschied heraus. Infolge der durchgängigen Deckenmächtigkeit besteht eine generelle Unabhängigkeit vom Gesteinsuntergrund. Die weitläufige Reliefgestalt ist als belebt oder unruhig zu bezeichnen. Hierfür sorgen Lössplatten mit 20 bis 50 m tiefen Dellen bzw. Tilken im Mosaik mit Flachhang- oder Flachkuppenbereichen. In den naturräumlichen Randzonen des Lössplateaus (vorwiegend am Elbtalrand) treten durch die Elbzuflüsse (z.B. Jahna und Ketzerbach) tiefe Kerbtäler mit Riedeln entsprechend der genannten Höhendifferenz auf. Die natürlichen Expositionsbedingungen führen zu Windoffenheit/Auswehung von Bodenpartikeln und somit zu Erosionsanfälligkeit.

Das zugehörige Einzugsgebiet der Elbe wird durch die nahe bei Schmorren fließende Jahna, den (süd-)östlich gelegenen Ketzerbach und die nordwestlich verlaufende Döllnitz gespeist. Dabei orientieren sich die Flüsse an einer Südwest-Nordost-Achse. In weiterer Entfernung zu Schmorren spielen im Dresdner Umland die Vereinigte Weißeritz, der Lockwitzbach oder die Prießnitz eine Rolle (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Im mittelerzgebirgischen Raum (Ehrenfriedersdorf) resultiert aus der Gesteinsvielfalt, der erhöhten Kammlage sowie der damit verbundenen heterogenen Talentwicklung ein reichliches Formengefüge im Vergleich zum Osterzgebirge. Weichende Hochflächen wechseln verstärkt mit Riedeln und Rücken, zwischengeschaltet sind

Kerbtäler in den oberen Lagen (z.B. Schwarze Pockau im Gebiet des Fichtelberges) und Kerbsohlentäler in den mittleren Lagen (z.B. Pöhlbachtal). Weiterhin treten in den mittleren und unteren Lagen Muldentäler hinzu (z.B. Zschopautal). Die Hochflächen verbreitern sich gen Osten.

Das vorhandene Gewässernetz gehört, analog zu Hilbersdorf, zum Einzugsgebiet der Freiburger Mulde. Unweit von Ehrenfriedersdorf (nördlich) entspringt die Wilisch (Subsequenz), aus den Kammlagen stammen die Wässer des genannten Pöhlbachs und der Preßnitz (südöstlich). Sie fließen in die ebenfalls kammlagig entstehende Zschopau (westlich des Pöhlbachs), welche ihrerseits konsequent zur Freiburger Mulde hin entwässert und somit auf eine ausgezeichnete Wasserführung verweist (LfUG, MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

2.4 Bodenverhältnisse

In Abhängigkeit von den regionalen geologischen, morphologischen und klimatischen Bedingungen haben sich im Freistaat differenzierte Böden entsprechend der Höhenstufung entwickelt. Sie werden innerhalb von bodensystematischen Einheiten (Regionen, Großlandschaften etc.) erfasst und klassifiziert. Den Bezug bilden die von Norden nach Süden verlaufenden sechs Bodenregionen. Sie erstrecken sich wie folgt:

- (1) Böden der Altmoränlandschaften (Nordsächsisches Tiefland),
- (2) Böden der Löss- und Sandlösslandschaften (Mittelsächsische Lössgefilde),
- (3) Böden der überregionalen Flusslandschaften (Nordsächsisches Tiefland, vertikal integriert),
- (4) Böden der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Sandsteinen (östlich des Erzgebirges),
- (5) Böden der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten (Erzgebirge) sowie
- (6) Böden der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Ton- und Schluff-schiefern (westlich des Erzgebirges; LfUG).

Diesen und weiteren ausgewählten Einheiten der Bodensystematisierung sind die jeweiligen Standorte der BDF II zugeordnet. Naturräumliche Bodenverhältnisse werden als Überblick vorangestellt.

Das Osterzgebirge prägen in den unteren und mittleren Lagen Braunerde-Staugley-Böden. Sie konnten sich im Verwitterungsschutt (Deckschichten) der Paragneiszonen (skelettarmes, sandlehmiges Substrat) entwickeln. Staugleye beziehen sich hier auch auf die vereinzelt Lössinseln. Obere und Kammlagen bringen Braunpodsol- und Podsol-Böden hervor (z.B. auf den blockigen Granitoidkomplexen). Die Porphyrgelände können zudem saure Braunerde-Böden aufweisen (MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995). In der Abb. 2.3 sind die regionalen Bodentypengesellschaften aufgezeigt. Direkt am Standort Hilbersdorf sind folgende pedologische Einheiten erfasst:

- Bodenregion (BR) der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten,
- Bodengroßlandschaft (BGL) der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an sauren bis intermediären Magmatiten und Metamorphiten,
- Bodenlandschaft (BL) der Erzgebirgsnordabdachung,
- Bodenform (BF) eines Braunerde-Pseudogleys aus grusführendem Löss über Schutt aus Gneis und
- Bodentyp (BT) eines Braunerde-Pseudogleys (LfUG).

Für das zentrale Leipziger Land stellen Fahlerde-(Parabraunerde-)Böden sowie in Richtung Osten und Süden auch Fahlerde-(Braunerde-)Staugley-Böden wesentlichste Bodengesellschaften dar (Abb. 2.3). Ausschlaggebend hierfür sind die meist sandigen Substrate der pleistozänen Platten und Schotter sowie dünne, lehmige Lössauflagen. In den grundwasserbeeinflussten Niederungen zeigen sich Vega- und Halbgley-Böden (MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Der Standort Brandis kann durch diese Bodeneinheiten charakterisiert werden:

- BR der Löss- und Sandlösslandschaften,
- BGL der Lössböden,
- BL des Leipziger Lösstieflands,
- BF einer pseudovergleyten Parabraunerde-Braunerde aus Lösssand über Schmelzwassersand und
- BT einer pseudovergleyten Parabraunerde-Braunerde (LfUG).

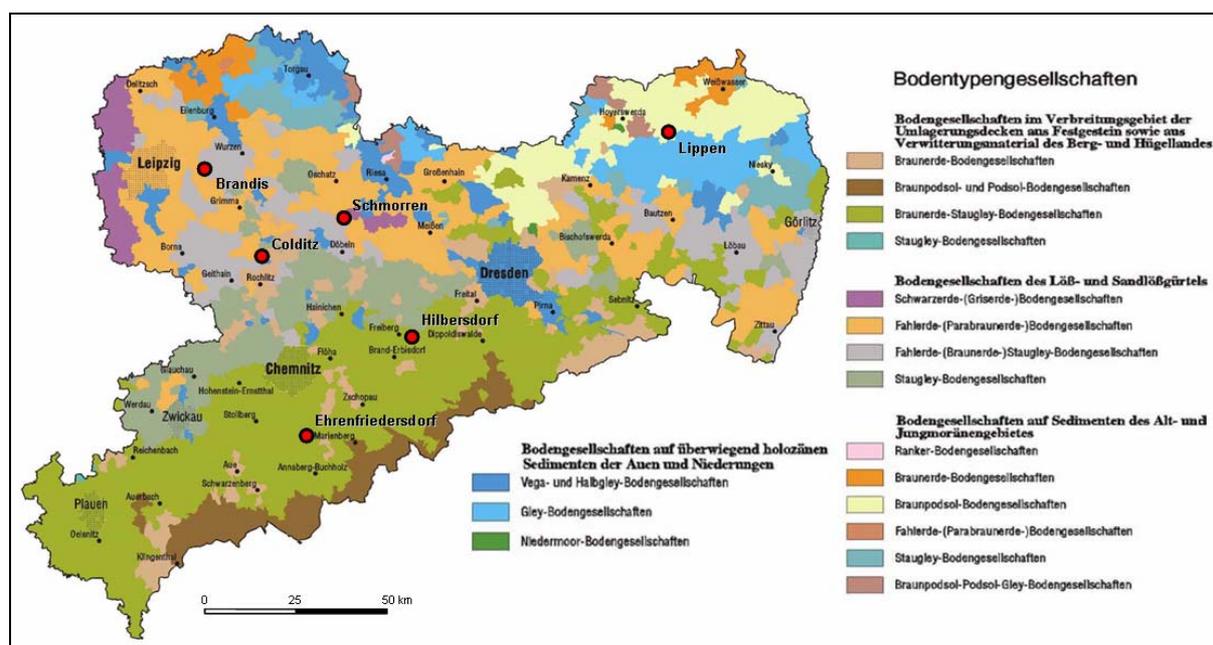


Abb. 2.3: Pedologische Einordnung der BDF II-Standorte in Sachsen [13; verändert]

Innerhalb des Oberlausitzer Bergbaureviere befinden sich die umgelagerten Kipp-Substratböden erst im Initialstadium der Bodenbildung. Mit der Heterogenität vermengter Quartärsedimente kommen sandig-kiesige, versickerungsanfällige Substrate geringer Güte zum Vorschein. Zukünftige Entwicklungen könnten Podsol-Böden oder Pseudogley-Böden unter staunassen Verhältnissen hervorbringen. Die Abb. 2.3 deutet Braunpodsol- und Podsol-Böden sowie südlich anschließende Gley-Böden in diversen Ausprägungen an. Damit wären ähnliche Naturraumbedingungen wie im südwestlich gelegenen Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet erfasst [12].

Die standörtlichen Bodenzuordnungen in Lippen äußern sich wie folgt:

- BR der Altmoränenlandschaften,
- BGL der Bergbaufolgelandschaften,
- BL der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft,
- BF eines Regosols aus Kipp-Lehmsand (mit Beimengungen von Lehm) und
- BT eines Regosols (LfUG).

Bezüglich des Mulde-Lösshügellandes können sehr fruchtbare Bodengesellschaften festgehalten werden. Aufgrund der extensiven, relativ mächtigen Lössbedeckung (äolische Substrate) treten Fahlerde-Parabraunerde-Böden oder Fahlerde-Braunerde-Böden in Verbindung mit Staugley-Böden bei entsprechend stauwasserbeeinflussten Standorten (Unterhänge) innerhalb der geschwungenen Plateaulagen auf (Abb. 2.3). Oftmals kommen in Lössdellen auch verbraunte Staugley-Böden hinzu. Nimmt die Lössmächtigkeit ab (Richtung Süden), erscheinen zunehmend Braunerde-Böden. Die Auenbereiche (z.B. Zwickauer Mulde) bieten die typischen Vega- und Halbgley-Böden (MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Der BDF II-Standort in Colditz weist nachstehende Bodenzugehörigkeiten auf:

- BR der Löss- und Sandlösslandschaften,
- BGL der Lösslandschaften des Berglandes,
- BL des Nordwestsächsischen Lösshügel- und Vulkanitkuppenlandes,
- BF eines Reliktgley-Vegas aus Auensand über tiefem Fluvikiessand und
- BT eines Reliktgley-Vegas (LfUG).

Die über 10 m mächtigen Löss im Mittelsächsischen Lösshügelland führen im reliefintensiven (dellig-hügelig) Hochplateau durch ihre substratbedingten Eigenschaften (siehe Kapitel 2.2) zu ubiquitären Bodenverhältnissen mit Fahlerde-Parabraunerde-Dynamik. Sie können sogar in Schwarzerden übergehen (östlich von Schmorren; vgl. Abb. 4.3). Staugleye sind weiter südlich ebenfalls vertreten (MANNSFELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Bodensystematisch gehört der Standort Schmorren zu diesen Formationen:

- BR der Löss- und Sandlösslandschaften,
- BGL der Lösslandschaften des Berglandes,
- BL des Mittelsächsischen Lösshügellandes,
- BF eines Parabraunerde-Tschernosems aus Schluff (aus Lösslehm) und
- BT eines Parabraunerde-Tschernosems (LfUG).

Das Mittelerzgebirge weist identische Bodengesellschaften wie im Osterzgebirge auf. Aus den differenzierten Verwitterungsschuttdecken (pleistozäne Deckschichten) der Paragneisregionen (mäßig steiniges, sandlehmiges Substrat) gehen in den mittleren und oberen Lagen Braunerde-Staugley-Böden sowie Braunpodsol- und Podsol-Böden hervor (siehe Abb. 2.3). Reine Braunerden und braunpodsolige Böden können in den mittleren und unteren Lagen (Glimmerschiefer-Phyllit-Zone) je nach Substratsteinigkeitsgrad lokal auftreten, sind aber meist mit Staugley-Böden vergesellschaftet. In Kammnähe verfeinert sich das Bodenmosaik. Neben Podsol- und Staunäseeböden ergänzen Hochmoorbildungen die Landschaft (MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995, [12]).

Am Standort Ehrenfriedersdorf gelten folgende bodensystematische Einheiten:

- BR der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten,
- BGL der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an sauren bis intermediären Magmatiten und Metamorphiten,
- BL der Erzgebirgsnordabdachung,
- BF einer pseudovergleyten Braunerde aus grusführendem Lehm (aus Glimmerschiefer und Lösslehm) über tiefem grusführendem Sand (aus Glimmerschiefer) und
- BT einer pseudovergleyten Braunerde (LfUG).

2.5 Klimatische Verhältnisse

In Deutschland herrscht, großklimatisch betrachtet, ein warm- und feuchtgemäßigtes Klima mit warmen Sommern und kühlen Wintern vor (effektive Klimaklassifikation nach Köppen). Mit den dominierenden (Nord-)Westwinden gelangen feuchte Luftmassen des Atlantiks in den deutschen Raum (Sommerregentypisierung). Dabei kann von Nordwesten nach Südosten (generell nach Osten) eine merkliche Abnahme der Meeresbeeinflussung beobachtet werden (Kontinentalitätszunahme). Da Sachsen eine große Distanz zum Atlantik aufweist, fallen hier die Jahresmittel der Niederschlagssummen deutlich geringer aus ($\sim 600 \text{ mm/m}^2$) als die Jahresmittel in Gesamtdeutschland ($\sim 800 \text{ mm/m}^2$). In Sachsen treten daher trockene Verhältnisse auf – besonders im Osten [14, 15].

Aufgrund der zonalen Anordnung der in Kapitel 2.1 vorgestellten drei Naturregionen ergibt sich für Sachsen eine klimatische Einteilung in drei Klimabezirke (die Standorte der BDF II sind einbezogen):

- (1) Ostdeutsches Binnenland-Klima (Leipziger Tieflandsbucht, Niederlausitz) für Brandis und Lippen,
- (2) Deutsches Berg- und Hügelland-Klima (Mittelgebirgsvorland, Oberlausitz, Lössgefilde) für Colditz und Schmorren sowie
- (3) Deutsches Mittelgebirgs-Klima (Erzgebirge, Vogtland) für Hilbersdorf und Ehrenfriedersdorf [14].

Für die regionale Differenzierung der klimatischen Bedingungen in Sachsen besitzen vor allem die Mittelgebirge eine wesentliche Bedeutung (Lage und Reliefierung). Mit den einströmenden Westwinden werden Luv- und Lee-Effekte im Sinne von Stauungen und Abschattungen der Niederschläge wirksam. Sie überlagern die mit den nach Süden ansteigenden Höhenstufen hervorgerufenen Niederschlagsunterschiede. Die Regenstauung wird beispielsweise durch das Vogtland, das Fichtelgebirge, das Erzgebirge, den Thüringer Wald oder den Harz verursacht und führt dazu, dass deren Westflanken äußerst niederschlagsreich sind. Nachgelagerte östliche Gebiete unterliegen einem Niederschlagsdefizit [7, 15]. Innerhalb der betrachteten Naturräume treten diese Effekte entsprechend der lokalen Exposition von Hochflächen bzw. Plateaus und Niederungen bzw. Tälern auf.

Die nach Osten zunehmenden Kontinentalitätsverhältnisse lassen sich unter Berücksichtigung der erwähnten Effekte durch eine prinzipielle Abnahme der mittleren Niederschlagsmengen (mit Ausnahme des Nordsächsischen Tieflandes: hier geringer

Anstieg) und eine Abnahme der mittleren Lufttemperaturen (Jahr, Januar, Juli) beschreiben [15]. So treten im Leipziger Land (Brandis) jährliche Niederschlagsmittel von 500 bis 550 mm/m² auf, im Gebiet der Oberlausitz (Lippen) hingegen 580 bis 650 mm/m² (vgl. Abb. 2.4 und Tab. 2.1). Das Erzgebirge weist im westlichen Teil ca. 1000 bis 1200 mm/m² Niederschlag auf, über das Mittelerzgebirge (Ehrenfriedersdorf: 840 bis 980 mm/m²) zum Osterzgebirge hin verringern sich die Mengen auf etwa 800 bis 950 mm/m² (Hilbersdorf: 860 bis 960 mm/m²; Abb. 2.4 und Tab. 2.1). Weiterhin zeigen die Temperaturverhältnisse, dass in Brandis Jahresmittel von etwa 9°C und Januarmittel von 0,2°C auftreten, für Lippen sind jedoch Werte von ca. 8,5°C bzw. -0,5°C prägend (vgl. Tab. 2.1 sowie andere Standorte und Werte).

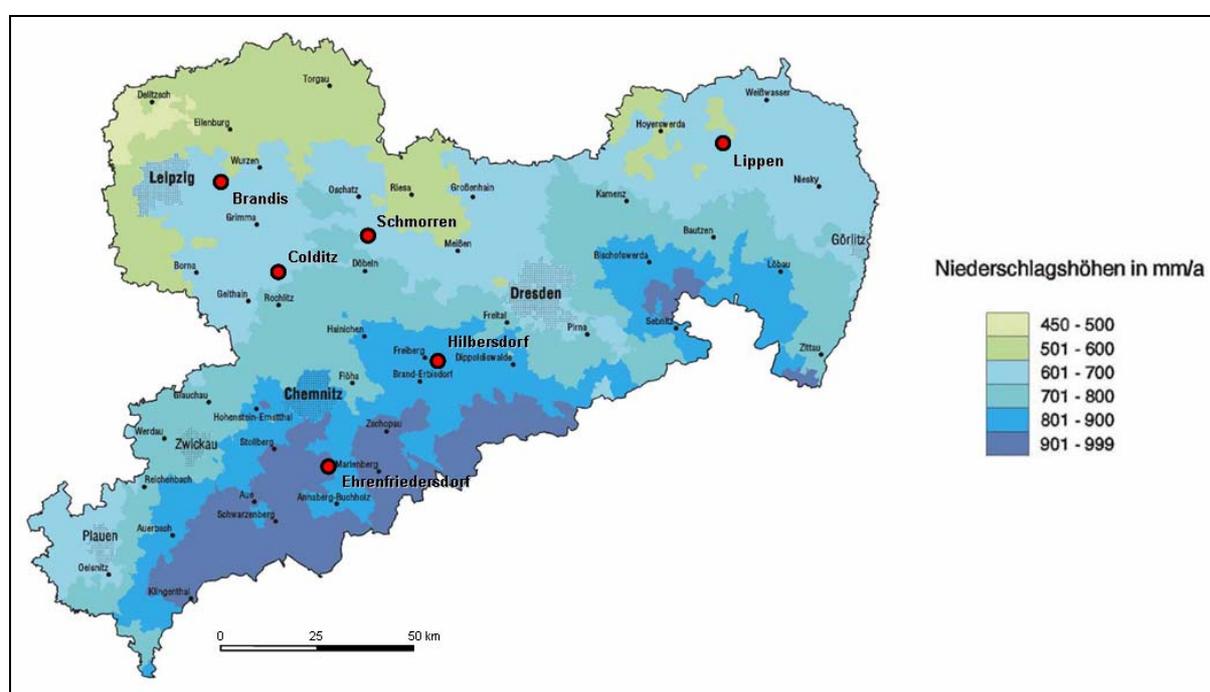


Abb. 2.4: Klimatische Einordnung (Niederschlag) der BDF II-Standorte in Sachsen [13; verändert]

Die Niederschlags- und Temperaturverhältnisse in Sachsen werden zudem von der Höhenstufung beeinflusst [15]. Das Norddeutsche Tiefland (~ 150 m NN) erhält etwa 500 mm/m² Jahresniederschlag und besitzt mittlere Jahrestemperaturen von ~ 9°C (Tab. 2.1). Mit nach Süden steigender Geländehöhe nehmen auch die Mengen der Niederschläge zu; die mittleren Temperaturen sinken ab. So gelten für das etwa 250 m NN hoch gelegene Mittelsächsische Lösshügelland (Schmorren) Jahresniederschläge von 560 bis 680 mm/m² und mittlere Jahrestemperaturen von etwa 8,5°C (Tab. 2.1). In der Region von Colditz (Mulde-Lösshügelland; ca. 350m NN) fallen Regenmengen von 650 bis 750 mm/m² und Temperaturen von ca. 8°C an (Tab. 2.1).

Die Klimaverhältnisse im Erzgebirge (800 m NN und höher) zeigen schließlich Niederschlagsmengen von mehr als 800 mm/m² (siehe Tab. 2.1 für Hilbersdorf und Ehrenfriedersdorf). Der von Norden zum Erzgebirge hin verlaufende Niederschlagsanstieg verdeutlicht sich in der Abb. 2.4 hervorragend. Den Angaben in Tab. 2.1 ist der regional-klimatische Sachverhalt detailliert zu entnehmen.

Tab. 2.1: Klimatologische Kennwerte der BDF II-Standorte in Sachsen (zusammengestellt nach MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995)

Naturraum (BDF II)	Höhenlage [m NN]	Mittlere Lufttemperaturen Jahr/Januar/Juli [°C]	Mittlere Niederschlags-sommen [mm/m ²]
Osterzgebirge (Hilbersdorf)	400-750	5-7,5/-2,5/15,5	860-960
Leipziger Land (Brandis)	100-150	8,8-9,3/0,2/17,9	500-550
Oberlausitzer Bergbaurevier (Lippen)	140-180	8,5-8,8/-0,5/10,6	580-650
Mulde-Lösshügelland (Colditz)	240-380	7,9-8,6/-1,1/17,2	650-750
Mittelsächsisches Lösshügelland (Schmorren)	160-280	8,2-8,9/-0,5/17,9	560-680
Mittlerzgebirge (Ehrenfriedersdorf)	450-900	4,5-7,5/-2,5/15,5	840-980

Eine weitere Besonderheit des sächsischen Klimas sind Föhn-Effekte am Nordrand des Erzgebirges, wenn Süd- oder Südwestwinde bei Hochdrucklage gut temperierte Luftmassen herbeiführen und diese sich beim Überströmen mit der kalten Bodenluft durchmischen. Abschließend seien Inversionswetterlagen – ebenfalls bevorzugt am Nordrand des Erzgebirges – erwähnt. Stößt Böhmische Kaltluft in die höheren Lagen des Osterzgebirges oder des Vogtlandes vor, treten hier bei identischer Wetterlage kühlere Temperaturbedingungen auf als im Mittel- und Westerbirge und erzeugen so eine Inversionswetterlage. Die beiden Klimateffekte entstehen vorzugsweise im Winter [15].

Auf die Darstellung von Klimadiagrammen wurde verzichtet, da diese im jeweiligen Kapitel zur Depositionsauswertung in modifizierter Form mehrfach vorhanden sind.

2.6 Vegetation und Nutzung

Aus den zuvor dargelegten Naturraumverhältnissen in Sachsen resultiert wiederum eine regionale Ordnung der potentiell natürlichen Vegetation. BASTIAN [7] differenziert in Abhängigkeit von der Höhenstufung in diese Waldgesellschaften:

- (1) Eichen- und Kiefernmischwälder (Tiefland),
- (2) (lindenreiche) Hainbuchen-Eichenwälder (Lössgürtel),
- (3) Eichen- und Buchenmischwälder (unteres und mittleres Bergland),
- (4) (Tannen-)Buchenwälder (oberes Bergland) sowie
- (5) Fichtenwälder und Regenmoore (Kammlagen).

Unter dieser Annahme können Brandis bzw. Lippen die Eichen- und Kiefernmischwälder mit vereinzelt Birkenwäldern, Colditz bzw. Schmorren die Hainbuchen-Eichenwälder, Hilbersdorf die Eichen- und Buchenmischwälder sowie Ehrenfriedersdorf die Eichen- und Buchenmischwälder mit vereinzelt Fichtenforsten zugewiesen werden. Eine Modifikation dieser großräumigen Gliederung findet durch lokal veränderte Standortbedingungen zwangsläufig statt. Sie treten z.B. an Bergkuppen, in Flusstälern oder an vernässten Stellen auf [7].

Da in Sachsen eine jahrhundertelange, mehr oder weniger intensive Landwirtschaft vom nördlichen Tiefland über die Lössgefülle bis hin zu den mittleren Lagen des Erzgebirges erfolgte, sind heute größere Waldgebiete nur noch in den oberen und Kammlagen des Erzgebirges sowie auf anderen Mittelgebirgsrumpfen (Harz, Fichtelgebirge etc.) ohne mächtige Lössaufwehungen erhalten geblieben (MANNSELD & RICHTER, Hrsg. 1995).

Abschließend sind folgende Flächennutzungen, die mit den vorherigen Angaben korrespondieren, bezüglich der BDF II-Standorte zu nennen:

- Hilbersdorf: Landwirtschaft (Bodengüte 40 bis 49),
- Brandis: Landwirtschaft (Bodengüte 50 bis 59),
- Lippen: stark eingeschränkte Landwirtschaft (unfruchtbarer Heide-Standort; Bodengüte 20 bis 29),
- Colditz: Dauergrünland/Wiese (Auen-Standort; Bodengüte 50 bis 59),
- Schmorren: Landwirtschaft (Bodengüte 70 bis 79) und
- Ehrenfriedersdorf: Landwirtschaft (Bodengüte 20 bis 29; LfUG).

Alle erfassten Räume zeichnen sich durch Offenlandcharakter mit eingestreuten bzw. umgebenden, kleineren bis mittleren Wäldern/Wiesen aus. Dazu können die jeweils ersten Abb. innerhalb der Kapitel zur Depositionsauswertung eingesehen werden.

3 Messobjekt und Ursachen erhöhter Schadstoffgehalte in sächsischen Böden

3.1 Atmosphärische Deposition: Messrelevanz und Begriffsklärung

Die Kenntnis von quantitativ über den Luftpfad in die Landschaft eingetragenen Schadstoffpartikeln ist ein unverzichtbares Element des nachhaltigen Umweltschutzes. Zur Erfassung und Überwachung landesweiter Luftverunreinigungen, Registrierung tendenzieller atmosphärischer Schadstoffentwicklungen, Ausweisung gesetzlicher bzw. restriktiver Maßnahmen bei auftretenden Gefährdungspotentialen sowie zur Gewährleistung eines langfristigen Boden-, Forst- und Gewässerschutzes müssen Schadstoffeinträge auf die Landschaftsoberfläche permanent gemessen werden. Eine Flächendeckung wird dabei durch punktuell festgelegte Messflächen innerhalb eines Messnetzes sowie anknüpfende Dateninterpolationen erreicht. Dadurch können regional bedingte Unterschiede im Stoffabsatz kenntlich gemacht und spezifizierte Handlungsmaßnahmen beim Überschreiten von Grenzwerten ausgewiesen werden (Luftreinhalteplanung; [16]).

Das Umweltbundesamt (UBA) in Berlin betreibt als Bundesbehörde ein deutschlandweites Immissionsmessnetz. Deren Messanlagen befinden sich z.B. auf Helgoland, Zingst, in Schorfheide, Regnitzlosau und auf der Zugspitze. In Kooperation mit den jeweiligen Betreibern von Messprogrammen innerhalb der Bundesländer (Sachsen, Baden-Württemberg und andere) sind höhere Auflösungen und flächengenaue Informationen im Datenkollektiv verfügbar (Umweltinformationssysteme). Dies ist auch für eine grenzüberschreitende Luftbeobachtung im Wirtschaftsraum Europa von Bedeutung. Messnetze dienen zudem als Warnsystem für die Bevölkerung [16].

Werden Luftpartikel aus der Erdatmosphäre ausgetragen und auf der Erdoberfläche abgesetzt, vollzieht sich der Prozess der atmosphärischen Deposition. In derartigen Stoffflüssen sind hauptsächlich luftfremde, anthropogen emittierte Schadstoffpartikel zusammengefasst (Schwermetalle und anorganische Verbindungen). Partikel ohne Schadwirkung können gleichfalls deponieren. Die Luftpartikel sedimentieren dabei gasförmig, gelöst oder ungelöst in Teilchenbindung. Die von Deposition betroffenen Landschaftsoberflächen (Akzeptoren) stellen biotische und abiotische (Öko-)Systeme dar. So lagern sich ausgetragene Partikel z.B. auf Sprossen, Blättern und Nadeln von Pflanzen (biotische Akzeptoren) oder auch auf Seen, Flüssen, Böden und Gebäuden

(abiotische Akzeptoren) ab. Aus der Vielzahl der Austrags- und Absatzmöglichkeiten resultiert ein komplexer Vorgang mit simultanen Einzelprozessen (siehe Abb. 3.1; [17]).

In Abhängigkeit von der Größe, dem Gewicht, dem Bindungsverhalten und der Löslichkeit der Partikel sowie den vorherrschenden klimatischen Bedingungen erfolgt der Depositionsvorgang in unterschiedlichen Formen. Lagern sich Stoffe infolge reiner Schwerkraftwirkung im Zuge laminarer bzw. turbulenter Luftströmungen ab, handelt es sich um partikulär trockene Deposition. Der Partikeldurchmesser beträgt dabei mehr als 10 µm. Auch Adsorptions- bzw. Diffusionsprozesse von Gasen oder Feinstäuben an den genannten Akzeptoren können die trockene Deposition beeinflussen (trockene Akzeptoren adsorbieren Gase, feuchte Akzeptoren lösen sie). Austrag und Absatz finden partikelgebunden oder gasförmig statt [18].

Die feuchte Deposition kennzeichnet den (un-)gelösten Partikelabsatz in kleinsten Tröpfchen durch Reif, Tau oder Nebel. Wolkentröpfchen bilden ebenfalls ein mögliches Transportmedium. Aufgrund der Oberflächennähe des Nebels sowie der Vegetationsbindung von Reif und Tau kann von einer hohen Wechselwirkung zwischen Schadstoff und biotischer Akzeptoroberfläche ausgegangen werden. Erwähnt sei der waldbedingte Auskämmeffekt bei durchziehenden Nebelwolken. Prallen die Tröpfchen auf biotische Hindernisse, verbleiben sie auch an diesen (Impaktion). Die feuchte Deposition zählt per Definition zur nassen Deposition [19].

Unter der Bezeichnung nasse Deposition sind diejenigen Stoffeinträge zu verstehen, die mit wässrigen Niederschlägen wie Regen, Schnee, Hagel oder Graupel erfolgen. Sowohl gelöste als auch ungelöste Stoffe fallen dabei auf die Akzeptoren. Dieser Washout unterhalb der Wolkenbasis entspricht einem Selbstreinigungseffekt der Atmosphäre. Er bedingt gleichzeitig einen Belastungseffekt betroffener Akzeptoren. Die feuchte und nasse Deposition sind wie die partikulär trockene Deposition gravitativ bedingt, vollziehen sich jedoch im wässrigen Transmissionsmedium [20].

Im Gegensatz zur Immission erfasst die atmosphärische Deposition materiell bzw. chemisch greifbare Aggregate. Immissionen hingegen bilden ein erweitertes Spektrum mit immateriellen Einträgen wie etwa Lärm. Beide Prozesse beinhalten die angesprochenen, anthropogen verursachten Schadstoffe sowie nicht umweltschädliche Stoffe. Ein weiteres Merkmal besteht in deren Belastungswirkung auf die Umwelt. Schadenswirkungen an Mensch und Natur sind von den jeweiligen Elementkonzentrationen und Depositionszeiten abhängig. Natürliche Stofffrei-

setzungen durch z.B. Waldbrände, Eruptionen oder Sandstürme führen ebenso zu schadstoffbedingten Konzentrationserhöhungen in der Atmosphäre (vgl. Abb. 3.1).

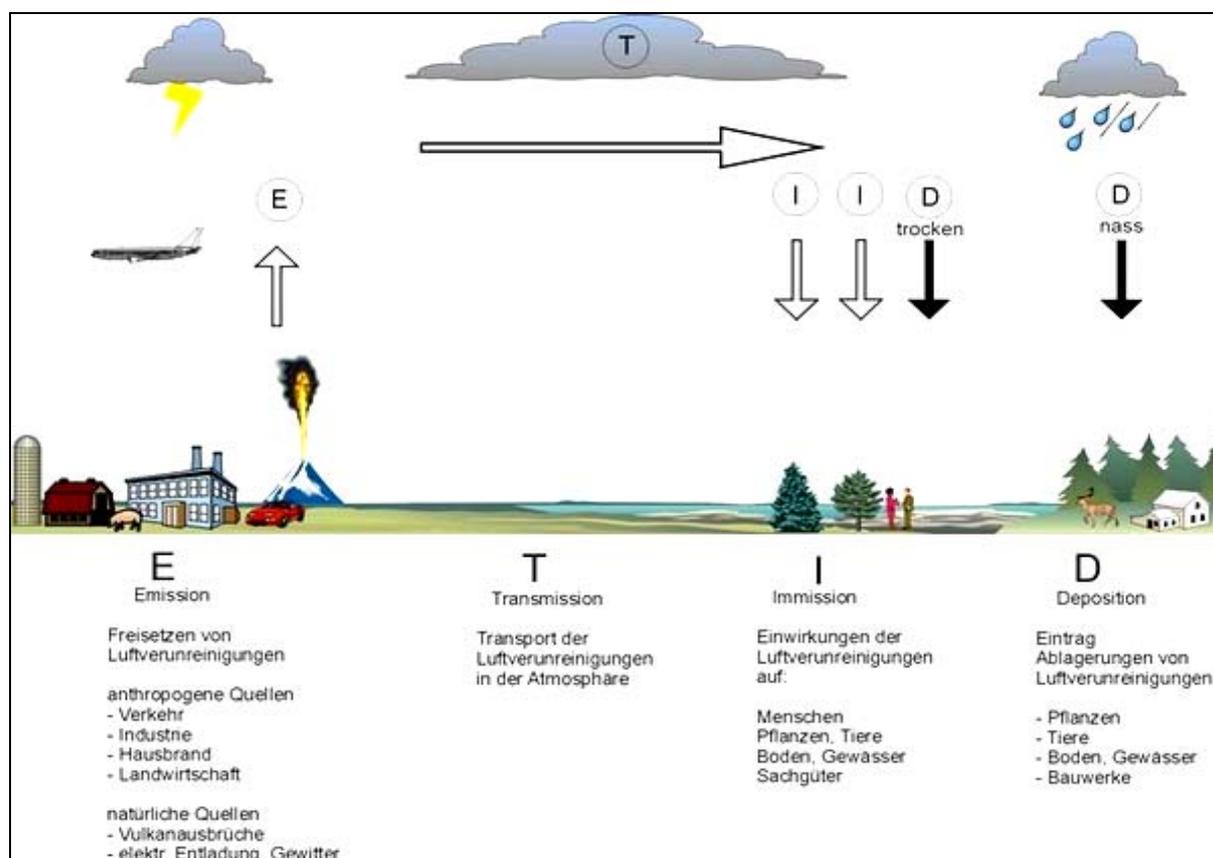


Abb. 3.1: ETID-Modell zur Schadstoffproblematik [21]

Atmosphärische Verweilzeiten der emittierten Partikel variieren je nach Aggregatzustand, spezifischer Oberfläche und den vorherrschenden Klimabedingungen. So können flüchtige Partikel leichter in die Erdatmosphäre verdampfen (Reemission). Andere Stoffe unterliegen einem (a-)biotischen Abbau oder fließen mit dem Sickerwasserstrom ins Grundwasser. Im Hinblick auf eine mögliche Schadenswirkung im Bodenkomplex gelten diejenigen Partikel als relevant, welche durch einen Verbleib bzw. eine langfristige Anreicherung in der Bodenmatrix gekennzeichnet sind. Diese pedologisch bedeutsamen Schadstoffe besitzen folgende Merkmale:

- massiver Atmosphäreintrag in Abhängigkeit von (lokalen) anthropogenen Emissionsraten und chemischer Flüchtigkeit,
- kein rascher Abbau durch Licht-, Feuchte- oder Radikaleinwirkung (hohe Halbwertszeiten in der Atmosphäre),
- Akzeptorabsatz nach partikulär trockener bzw. nasser Deposition ohne anschließende Verdampfung (Sorptionsbeeinflussung des Akzeptors) sowie
- verzögerte Hydrolyse- und Abbaubedingungen im Sorptionskomplex [21].

Atmosphärische Deposition wird unter Summierung aller teilprozessualen Einträge auch als Gesamtdeposition aufgefasst. Deren Messung erfolgt mittels dauerhaft offener Sammler (Totalisatoren; standardisiert). In Kapitel 5.1 werden Aufbau und Funktion der in Sachsen verwendeten Sammler je BDF II (Bergerhoff und Bulk) vorgestellt. Aus der Fläche des Sammelbehälters, der abgesetzten Depositionsmenge und den im Labor gemessenen Elementkonzentrationen ($\mu\text{g}/\text{l}$) kann die Depositionsrate je Element in den üblichen Einheiten Mikrogramm pro Quadratmeter und Tag ($\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) oder Kilogramm pro Hektar und Jahr ($\text{kg}/\text{ha} \times \text{a}$) berechnet werden (siehe Kapitel 5.2). Folglich ergibt die Depositionsrate den elementspezifischen Stoffeintrag pro Zeit- und Flächeneinheit. [17].

Im Rahmen der sächsischen Bodendauerbeobachtung (Kapitel 4.3) besitzt die atmosphärische Deposition eine wesentliche Bedeutung als Einflussgröße auf bestehende Stoffflüsse innerhalb der Pedosphäre (Messrelevanz). Mit der simultanen Erfassung von Eintrags-, Verlagerungs- bzw. Modifikationsvorgängen der Medien beteiligter Sphären (z.B. Bodenform/-wasser, Deposition, Nutzung) sind integrative Standortbewertungen und Stoffbilanzierungen über mehrere Jahre möglich (sächsisches Bodenmonitoring). Sie geben wiederum Auskunft über bodenschutzbedeutsame Maßnahmen (BARTH et al. 2001).

3.2 Ursachen der Schadstoffbelastung sächsischer Böden

3.2.1 Überblick

In Sachsen herrscht eine weiträumige Belastung von landwirtschaftlich genutzten Böden mit Schwermetallen (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Zink) und Arsen vor. Sie stellen mitunter bedeutende Schadstoffpotenziale dar. Von ihnen können langfristig schädliche Bodenveränderungen und toxische Wirkungen auf Pflanzen (Nahrungs-/Futtermittel) ausgehen. Die Beeinträchtigung des Grundwassers durch sickerwasserbedingte Stoffzufuhr ist ebenso zu nennen. Ein Großteil der landwirtschaftlichen Nutzböden liegt im Erzgebirge, in dessen Vorland sowie in den Auen der sie entwässernden Flüsse (Zwickauer und Freiburger Mulde, Vereinigte Mulde, Zschopau etc.). Die Böden der Elbauen weisen ebenfalls erhöhte Schadstoffkonzentrationen auf. Dazu liefert die Abb. 3.2 einen Überblick [22].

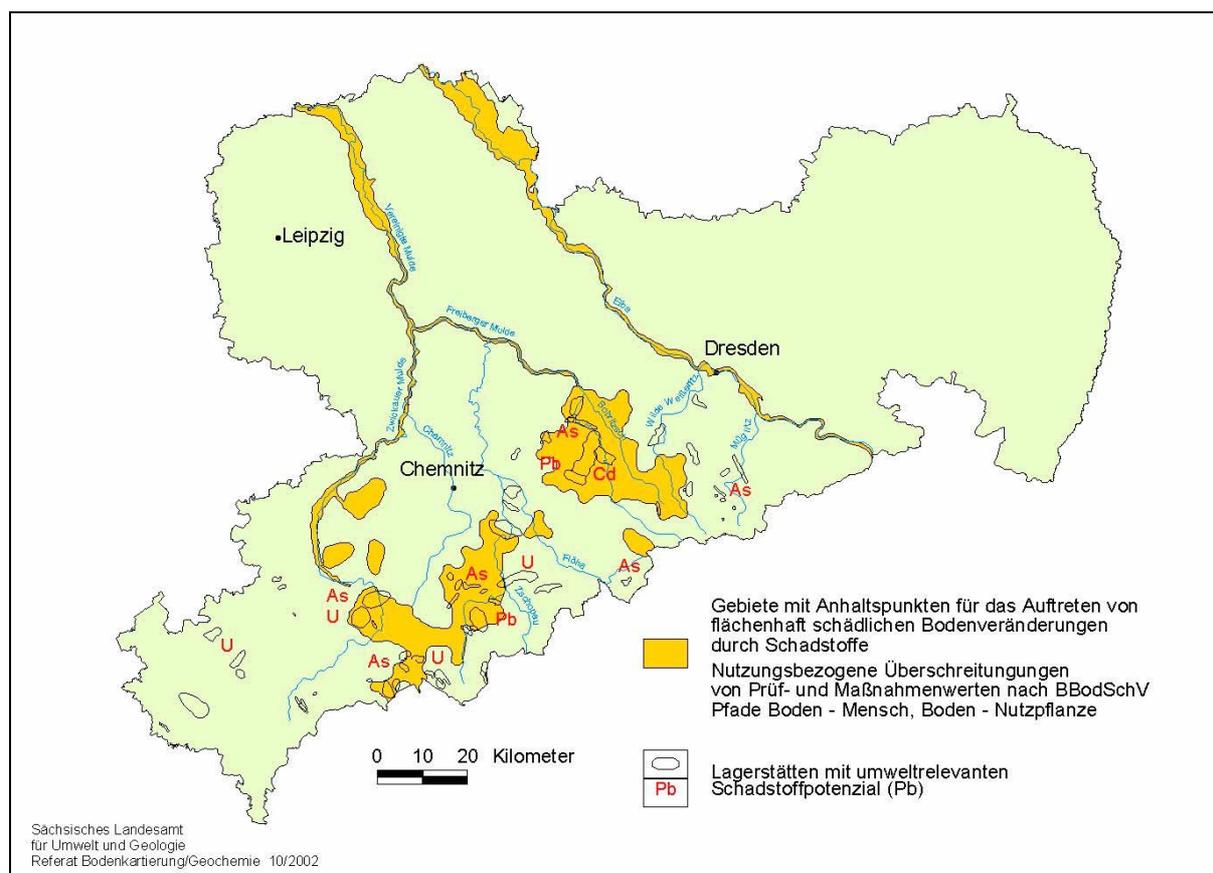


Abb. 3.2: Gebiete mit erhöhten Schwermetall- und Arsenbelastungen in Sachsen [22]

Aus den Schadstoffbelastungen der Böden ergeben sich erhebliche Langzeitfolgen. So können Modifikationen von pedologischen Stoffumsätzen oder Anreicherungen von Schadstoffen im pflanzenverfügbaren Oberbodenbereich zu Problemen bei der Nahrungs- und Futtermittelproduktion führen. Der Pflanzenanbau kann somit erhöhte Schadstoffmengen bis hin zur Überschreitung von zulässigen Höchstwerten aufweisen. Derartige Konzentrationen müssen zur Wahrung der Gesundheit von Mensch und Tier auf ein Minimum reduziert und demnach persistent gemessen werden. Die Konzentrationsmessungen und die Bewertung von Bodenbelastungen mit der Ausweisung möglicher Gefährdungspotentiale stellen die Datengrundlagen für notwendige Folgemaßnahmen bereit [22].

Weitere Informationen bezüglich der Schadstoffproblematik bei Nahrungs- und Futtermitteln können der Broschüre in [22] entnommen werden.

Zur Bewertung von stofflichen Bodenbelastungen dienen unterschiedliche Referenzwerte als Maßstab. Normalgehalte von Stoffen werden mit Hintergrundwerten und kritische Stoffgehalte mit Gefahrenwerten in Verbindung gesetzt. Daraus können die Gefährdungspotentiale abgeleitet werden (SMUL 1994).

Unter Bodenbelastung ist die Summe aller disponiblen Stoffe im Boden mit einer potentiellen Schadwirkung zu verstehen. Durch Bodenbelastungen geprägte Gebiete lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Gebiete mit geogenen Schwermetallanreicherungen,
- Überschwemmungsbereiche in Flussauen,
- Regionen mit erhöhten Industrieimmissionen,
- Flächen von Klärschlammausbringungen,
- Güllehochlastflächen,
- mit Pflanzenschutzmitteln intensiv behandelte Flächen und
- Randstreifen von Autobahnen und Bundesstraßen (SMUL 1994).

Zur Erklärung der erhöhten Schadstoffkonzentrationen in sächsischen Böden müssen geogene und anthropogene Ursachen betrachtet werden.

3.2.2 Geogene Schadstoffquellen

Das Kristallin des Erzgebirges zeichnet sich mit seinen Gneisvarietäten und Intrusiv-complexen durch eine Vielzahl von Erzgangbildungen poly- bzw. buntmetallischen

Charakters aus (vgl. Kapitel 2.2). Aufgrund dieser strukturgeologischen Verhältnisse lässt sich der Schwermetall- und Arsengehalt im Boden bzw. im bodennahen Untergrund herleiten. Die natürlichen Erzvorkommen im anstehenden Gestein inklusive der Erzganglagerstätten haben mit ihrer metallogentischen bzw. geochemischen Ausprägung (Schwermetall-/Arsengehalte) einen direkten Einfluss auf die Schadstoffbereitstellung im Untergrund. Hinzu kommen lokal verbreitete Zinn-Wolfram-Vererzungen und Mineralisationskerne mit Uranführung, welche für deren Dargebot verantwortlich sind (BARTH et al. 2001).

Die anhaltende geochemische Direktbeeinflussung des Nebengesteins der polymetallischen Erzlagerstätten führte in Verbindung mit der Gesteinsverwitterung im oberflächennahen Untergrund zwangsläufig zur Mobilisierung und Einarbeitung der disponiblen Schwermetalle/Arsene in die Verwitterungsschuttdecken (Substrate). Als Resultat treten heute die aus den Verwitterungsdecken hervorgegangenen, schwermetall- und arsenbelasteten Böden des Erzgebirgsraumes hervor. Da die vorweg genannten Flüsse mit ihren Nebenflüssen das Erzgebirge und sein Vorland durchfließen (außer die Elbe), vollzieht sich eine permanente Fluvialerosion bzw. Abschwemmung des geochemisch vorbelasteten Gesteins- und Bodenmaterials in Richtung Mittel- und Nordsachsen. In Abhängigkeit von Relief und Fließgeschwindigkeit bringen die Flüsse das erodierte Material innerhalb ihrer Auenbereiche zur Akkumulation. Folglich weisen die hier vorliegenden Böden erhöhte Gehalte an Schwermetallen und Arsen auf (BARTH et al 2001).

3.2.3 Anthropogene Schadstoffquellen

Im Zuge der mittelalterlichen Erzfunde und der daraufhin einsetzenden intensiven Bergbauindustrie zwischen dem 13. und 20. Jahrhundert wurden unentwegt Schadstoffe in die Umwelt emittiert. Mit deren Deposition auf den sächsischen Böden (hauptsächlich im Erzgebirgsraum) vollzog sich neben den gemäß Kapitel 3.2.2 geogen bedingten Schadstoffanreicherungen eine zusätzliche Bodenbelastung. Die ubiquitäre Verbreitung anthropogener Schadstoffe ist den zahlreichen historischen Erzverhüttungsanlagen (Feuerungs- und Rauchgasanlagen, Aufbereitungshalden, Absetzbecken sowie Metallverarbeitung) und Erzwäschen zu verdanken. Der seit den 1970-er Jahren zunehmende Individualverkehr trug/trägt ebenfalls zur Bodenbelastung mit Schadstoffen bei (BARTH et al. 2001).

Im Raum Freiberg liegen nach BARTH et al. (2001) die höchsten Schwermetall- und Arsenbelastungen in sächsischen Böden vor (siehe auch Abb. 3.2). Das Freiburger

Revier gilt als Zentrum des erzgebirgischen Bergbaus. Hier entdeckten die Bergleute über 1100 polymetallische Erzgänge. Dies führte zu einem ausgeprägten Erzabbau und zum intensiven Ausbau des Hüttenwesens. Heute zeigen die Konzentrationen von Arsen, Cadmium und Blei im mineralischen Oberboden das Ergebnis an (vgl. Hilbersdorf in Anlage 1 oder Abb. 3.2).

In Anlehnung an KÜHLING & PETERS (1995) sorgen heute folgende industrielle Anlagen bzw. Branchen für Emissionen von Arsen, Cadmium und Blei:

- Feuerungsanlagen zur Erzverhüttung,
- Steine und Erden einschließlich der Glaserzeugung,
- Eisen- und Stahlindustrie (Legierungen),
- Abfall- und Kohleverbrennungsanlagen,
- Lack- und Farbenherstellung,
- Petrochemie sowie
- Batterieherstellung (Cd, Pb).

Die dargelegten Ursachen der erhöhten Schadstoffgehalte in sächsischen Böden sind als wichtigste Kriterien zur Standortwahl von BDF aufzufassen (Kapitel 4.3 und 4.4).

4 Das Bodennessprogramm des LfUG Sachsen

4.1 Grundlagen

Im Bundes-Bodenschutzgesetz von 1998 ist festgelegt, dass der Boden hinsichtlich seiner natürlichen Funktionen dauerhaft zu sichern ist (BBodSchG §1). Natürliche Bodenfunktionen umfassen gemäß BBodSchG §2 Absatz 2:

- a) Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
- b) Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
- c) Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers...

Zur Gewährleistung eines nachhaltigen Bodenschutzes sind Kenntnisse über landesweite Bodeneigenschaften erforderlich. Durch entsprechende Bodenuntersuchungen können die maßgebenden Bodeninformationen zum Ist-Zustand, zum Substrataufbau, zur Schadstoffbelastung und zur Bodenchemie bzw. -physik im regionalen Kontext gewonnen werden. In Sachsen übernimmt das LfUG die Aufgabe der bodensystematischen Datenerhebung und -bewertung. Mit den erhobenen Bodendaten und ihrer Fortschreibung ist die Bereitstellung eines Fachinformationssystems (FIS Boden) zur behördlichen bzw. allgemeinen Nutzung verbunden. Bodenschutzrelevante Handlungsmaßnahmen sind aus den verfügbaren Informationen und deren untersuchungsspezifischer Bewertung abzuleiten [23].

Im Auftrag der sächsischen Landesregierung erhebt und bearbeitet das LfUG Sachsen detaillierte Bodendaten innerhalb unterschiedlicher Teilkonzepte:

1. Datenerfassung/-bewertung im Rahmen des sächsischen Bodennessnetzes,
2. Datenerfassung/-bewertung im Rahmen des sächsischen Bodenmonitorings auf den dafür eingerichteten BDF und
3. Datenverarbeitung im Rahmen der Schaffung von sächsischen Bodenkarten und Bodenatlanten (Übersichten als neues oder ergänzendes Kartenwerk; Datenbasis: Erhebungen aus 1.; [23]).

Die vorgestellten Arbeitsfelder bilden die wichtigsten Inhalte des Konzeptes zum sächsischen Bodenmessprogramm nach OSSENKOPF & PÄLCHEN (1992). Damit wird eine ausgiebige Datengewinnung zum Zustand der sächsischen Böden ermöglicht. Innerhalb der LfUG-Umweltmessnetze Luft, Oberflächenwasser, Grundwasser und Umweltradioaktivität stellt das Bodenmessprogramm eine bedeutende Komponente dar (BARTH et al. 2001).

4.2 Bodennessnetz

Das sächsische Bodennessnetz wurde zur einmaligen, systematischen Bodenuntersuchung im Raster von 4 km × 4 km angelegt (Beprobungen ab Mitte der 1990-er Jahre). Dadurch bestand die Möglichkeit, regional differenzierte Bodenzustände auf der Grundlage einer identischen Probenahme und Analytik sichtbar zu machen. Damit waren auch ideale Vergleichsbedingungen zwischen den gewonnenen Daten aller Probenahmepunkte gegeben. Das ausgewählte Raster (4 km × 4 km) sicherte eine hinreichende Flächendeckung für die Untersuchung von Bodenbelastungen in Sachsen. Zur intensiveren Betrachtung von Gebieten mit erhöhten Belastungspotentialen (vermutet oder bekannt) erfolgte eine Verdichtung des Messnetzes auf 1 km × 1 km. Der Untersuchungsumfang umfasste 262 organische Auflagen, 1180 mineralische Oberbodenproben sowie 1188 Unterbodenproben. Organischer Kohlenstoff, pH-Wert, Arsen, Calcium, Cadmium, Natrium, Gesamt-Stickstoff und Blei stellen eine Auswahl der dabei analysierten Parameter dar (BARTH et al. 2001, RANK et al. 1999).

Mit den gewonnenen Ergebnissen aus der Bodennessnetz-Untersuchung konnten die zugrunde gelegten Zielsetzungen erfolgreich zum Abschluss gebracht werden. Im Wesentlichen bestanden sie aus folgenden Inhalten:

- sachsenweite Bestandaufnahme der Bodenbelastungen mit organischen und anorganischen Schadstoffen,
- Ermittlung pedologischer Hintergrundwerte zum Nachweis/zur Bewertung von Bodenbelastungen (vgl. Kapitel 3.2.1),
- Ausweisung von Gebieten erhöhter Schadstoffbelastungen mit nachfolgender Sonderuntersuchung und Bewertung von Gefährdungspotentialen,
- Darstellung von Schadstoffquellen (geogen und anthropogen) sowie
- Herstellung eines ergänzenden Kartenwerkes zu bestehenden Übersichtskarten (BARTH et al. 2001).

In BARTH et al. (2001) können die Untersuchungsergebnisse als Zusammenfassung nachgelesen werden. Sie enthalten die wichtigsten Aussagen zur Bewertung der in Sachsen präsenten Schwermetalle bzw. Schadstoffe im Boden.

4.3 Bodenmonitoring und Bodendauerbeobachtungsflächen

4.3.1 Überblick

Neben den Bodenuntersuchungen des in Kapitel 4.2 vorgestellten Bodennessnetz-Konzeptes realisieren die Langzeitüberwachungen sächsischer Böden eine weitere Umsetzung gesetzlicher Vorgaben zum nachhaltigen Bodenschutz. Hierfür legt das BBodSchG von 1998 in §21 Absatz 4 weiterhin fest, dass auf Landesebene physikalische, chemische und biologische Bodendaten durch die Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen oder auch durch gezielte Bodenzustandsanalysen zu erheben sind. Ferner sollen die gewonnenen Daten in das angesprochene FIS Boden fließen. Damit ist der Charakter des Bodenmonitoring dargelegt. Depositionsmessungen sind darin inbegriffen (Kapitel 4.3.3).

In Anlehnung an BARTH et al. (2001) hat das sächsische Bodenmonitoring auf Basis der Boden-Dauerbeobachtung die nachstehenden Ziele:

- Erfassung und Beschreibung von aktuellen Bodenzuständen,
- langfristige Überwachung von Bodenveränderungen und
- Prognostizierung von zukünftigen Bodenentwicklungen.

Damit die hierfür notwendigen Bodendaten erfasst werden können, hat das LfUG auf sächsischem Gebiet mehrere BDF eingerichtet (gemäß BBodSchG §21 Absatz 4). Diese standorttreuen Dauermessflächen liefern die erforderlichen, bodenschutz-relevanten Informationen zu den rezenten Bodenzuständen und zu den langfristigen Bodenmodifikationen. Für die Standortwahl der BDF gelten in ganz Deutschland einheitliche Auswahlkriterien [23: Bodenmonitoring]. In der Tab. 4.1 sind diese Kriterien aufgezeigt.

Zum jetzigen Zeitpunkt hat das LfUG in Sachsen bereits 55 BDF zur Erfassung und Kontrolle standortspezifischer Bodenzustände aufgebaut und in Betrieb genommen (siehe Abb. 4.1). Bis zum September 2006 zählte eine weitere BDF dazu (BDF II in Brandis). Sie musste jedoch durch nutzungsrechtliche Probleme stillgelegt werden. Deren Depositionsauswertung ist in Kapitel 7 gemäß der in Kapitel 1 erläuterten Zielstellung enthalten.

Die sächsischen BDF werden, wie bereits bekannt, in den Kategorien BDF I und BDF II geführt. Von den 55 aktuellen BDF zählen 50 BDF zur Kategorie BDF I und fünf BDF zur Kategorie BDF II (Hilbersdorf, Lippen, Colditz, Schmorren und Ehrenfriedersdorf). Eine ausführliche Lageeinordnung mit der Charakterisierung der Geo-komponenten wurde für jede BDF II im Kapitel 2 präsentiert. An dieser Stelle soll die Abb. 4.1 einen standörtlichen Überblick zur sachsenweiten Lokalisation der BDF I und BDF II geben (innerhalb der Bodengroßlandschaften). Den Ausführungen der Kapitel 4.3.2 und 4.3.3 können die jeweiligen Untersuchungsmethodiken auf BDF I- und BDF II-Standorten entnommen werden.

Tab. 4.1: Kriterien zur Auswahl von BDF-Standorten [23: Bodenmonitoring, Auswahlkrit.]

BDF-Typ	Repräsentanz	Bemerkungen
BDF I	Naturraumrepräsentanz	Jeder der 28 Naturräume Sachsens wird durch mindestens eine BDF erfasst
BDF I	Pedoregionale Repräsentanz	Alle sächsischen Bodenlandschaften werden durch mindestens eine BDF erfasst
BDF I	Geologische Repräsentanz	Alle wichtigen geologischen Einheiten werden durch mindestens eine BDF erfasst
BDF I	Nutzungsrepräsentanz	Entsprechend der prozentualen Nutzungsverteilung werden BDF in Sachsen etwa proportional aufgeteilt
BDF II	Sonderstandorte	Standorte, denen aus Sicht des Bodenschutzes besondere Bedeutung zukommt: bergbaubedingte Schwermetall- bzw. Radionuklidbelastung, Immissionsbelastungen u.ä.

In den kommenden Jahren plant das LfUG Sachsen die Erweiterung des bestehenden Monitoring-Programms auf insgesamt 55 BDF I und acht BDF II. Daraus ergibt sich zukünftig die Möglichkeit einer weitaus präziseren Regionalisierung der sächsischen Bodencharakteristik (Interpolation erhobener Bodendaten über Gesamtsachsen). Die aktuell vorliegenden Bodeninformationen weisen bereits eine hohe Flächendeckung auf. Deren Informationsgehalt beruht auf den standörtlichen Bewertungen und Modellierungen der Bodenmoning-Untersuchungen durch das LfUG in Verbindung mit weiteren Datenkollektiven. Diese Zusatzdaten stammen aus der einleitend erwähnten, langjährigen Zusammenarbeit mit den Landesanstalten SBS und LfL. Beide Ämter betreiben ebenfalls Monitoringprogramme zur Bodenüberwachung – entsprechend ihrer Zielvorgaben – und haben daher Dauerbeobachtungsflächen

innerhalb eines eigenen Bodennessprogramms angelegt. Der SBS betreut die forstlichen BDF und die LfL betreut die Nitrat-Dauertestflächen auf landwirtschaftlichem Gebiet (BARTH et al. 2001, [23: Bodenmonitoring]).

Aus der langjährigen fachamtlichen Kooperation von LfUG, SBS und LfL entstand ein umfassendes FIS Boden, welches fortlaufend aktualisiert wird. Daraus können schließlich die Empfehlungen und Maßnahmen zum nachhaltigen Bodenschutz und zur umweltgerechten Flächennutzung in Sachsen abgeleitet werden. Die Untersuchungsprogramme der Fachämter sind in Methodik und Zielstellung aneinander angepasst [23: Bodenmonitoring].

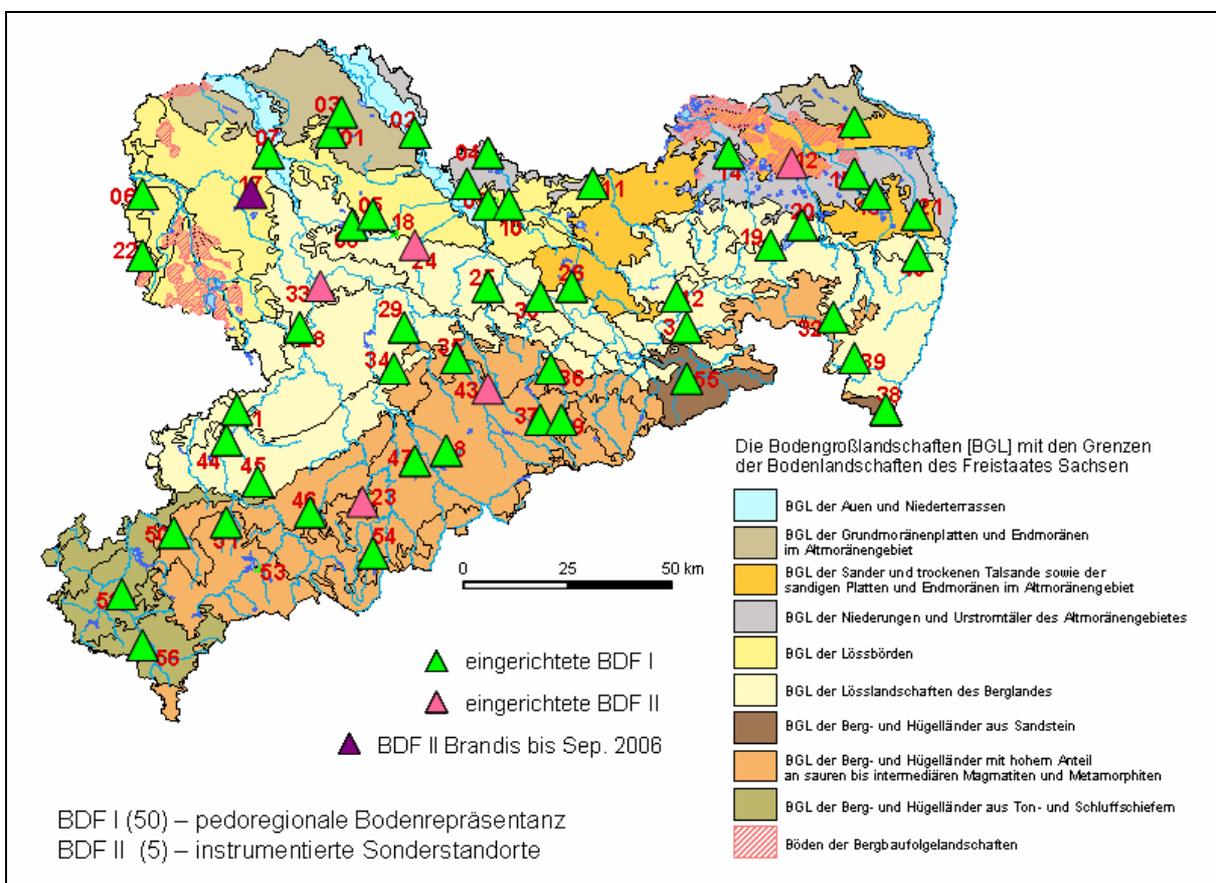


Abb. 4.1: Standorte der sächsischen BDF (LfUG; verändert)

4.3.2 Typisierung der BDF I

Die BDF I sind zur Erfassung des aktuellen Bodenzustandes angelegt. Im Ergebnis lassen sich regionstypische bzw. für Sachsen repräsentative Böden hinsichtlich ihrer stofflichen Charakteristik und potentiellen Schadstoffgehalte ausweisen. Dabei

werden neben einer allgemeinen Bodenansprache die wichtigsten physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften untersucht (siehe Tab. 4.2). Hinzu kommen pflanzenbiologische Erhebungen (siehe Abb. 4.2). Mit der aller fünf Jahre durchgeführten Neu-Beprobung können die notwendigen Informationen über tendenzielle Bodenentwicklungen bzw. -modifikationen gewonnen werden. Dies bezieht sich z.B. auf substratbedingte Änderungen, Nährstoffbereitstellungen, Schadstoffverhältnisse oder hydrologische Eigenschaften in der Bodenmatrix (BARTH et al. 2001, [23: Bodenmonitoring, BDF I]).

Tab. 4.2: Erfasste BDF I-Parameter (BARTH et al. 2001: 15)

Allgemeine Charakterisierung	Bodenphysikalische Eigenschaften	Bodenchemische Eigenschaften
<ul style="list-style-type: none"> • Bodenregion • Bodenform • Bodentyp • Substrat • Naturraum • Klima 	<ul style="list-style-type: none"> • Korngrößenzusammensetzung • Wasserdurchlässigkeit • Rohdichte • Gesamtporenvolumen, Grob-, Mittel- und Feinporen 	<ul style="list-style-type: none"> • pH-Wert • potentielle und effektive Austauschkapazität (KAK_{pot}, KAK_{eff}) • Gesamtgehalte von Hauptelementen: Fe, Al, K, Na usw. • Gesamtgehalte von Schwermetallen: Cd, Cr, Pb usw. und As • Gesamtgehalte von Nichtmetallen: C, N, F, PO_4, SO_4, CO_3 • mobile Anteile von Schwermetallen und As (Extraktion) • pflanzenverfügbare Nährstoffe (K, P usw.)

Die Methodik einer derartigen, wiederholten Neuaufnahme von Bodeneigenschaften gilt gleichermaßen für die BDF II, das heißt auch hier werden die in Tab. 4.2 aufgeführten Parameter erhoben (inklusive der pflanzenbiologischen Untersuchungen). Alle sächsischen BDF liefern einen identischen Gehalt an Boden-Basisdaten. Sie sind wiederum Grundlage für die Bestimmung der in Kapitel 3.2.1 angesprochenen schadstoffspezifischen Hintergrundwerte und dienen innerhalb der Bodenzustandsbewertung als standörtliche Vergleichswerte [23: Bodenmonitoring, BDF I].

4.3.2 Typisierung, Ausstattung und Betrieb der BDF II

Die jeweiligen Einzelstandorte der BDF II (heute fünf; siehe Abb. 4.1) sind durch die Beprobungsflächen des Typs BDF I (unter landwirtschaftlicher Nutzung) sowie

durch gesonderte Intensivmessflächen gekennzeichnet. In der Abb. 4.2 ist der Grundriss einer BDF II skizziert. Auf den Sondermessflächen befinden sich mehrere, permanent betriebene Messinstrumente zur Klimadatenregistrierung (z.B. relative Luftfeuchte, Globalstrahlung, Windrichtung und -geschwindigkeit). Zur beständigen Erfassung der atmosphärischen Deposition dienen die hier ebenfalls aufgestellten Bergerhoff- und Bulk-Sammler. Mit speziellen Messinstrumenten in terminierten Bodentiefen (z.B. Tensiometer, Saugkerzen oder Sonden) erfolgt die Untersuchung von Bodenhorizonten hinsichtlich ihrer hydrologischen Eigenschaften (siehe dazu Abb. 4.3). Durch Einzäunung wird die Sicherung der instrumentierten Flächen gegen Beschädigungen gewährleistet. In der Tab. 4.3 sind die auf den Intensivmessflächen zusätzlich erfassten Parameter zusammengestellt.

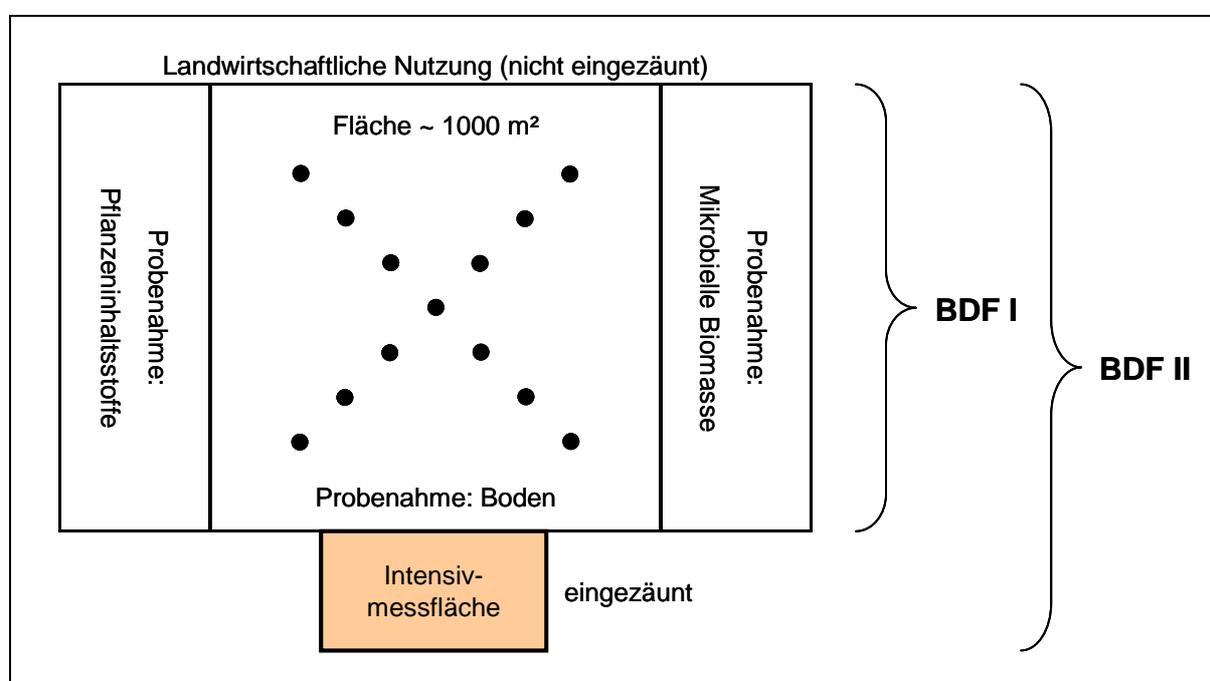


Abb. 4.2: Grundriss einer BDF II und Beprobungsumfang (Eigener Entwurf)

Tab. 4.3: Erfasste BDF II-Parameter (BARTH et al. 2001: 16)

Oberirdisch	Unterirdisch
<u>Meteorologie:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Globalstrahlung • Luftfeuchtigkeit • Lufttemperatur • Windgeschwindigkeit • Windrichtung • Niederschlagsmenge 	<u>Bodenphysikalische Parameter:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Bodentemperatur ausgewählter Elemente • Wassersaugspannung ausgewählter Horizonte • Wassergehalt ausgewählter Elemente
<u>Stoffeinträge aus der Atmosphäre:</u> <ul style="list-style-type: none"> • Niederschlagsmenge • Hauptelemente, Schwermetalle 	<u>Stoffinhalte des Bodensickerwassers:</u> <ul style="list-style-type: none"> • pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit • Hauptelemente, Schwermetalle

Die Böden der BDF II-Standorte besitzen aufgrund ihrer schadstoffbedingten Vorbelastungen (siehe Kapitel 3.2.2 und 3.2.3) bzw. ihrer Reaktionsempfindlichkeiten auf Umwelteinflüsse (Substratsensibilität, Übernutzung) eine besondere Bedeutung für den Bodenschutz (vgl. Auswahlkriterium in Tab. 4.1). Daraus ergibt sich die Messnotwendigkeit gemäß dem BBodSchG §2 Absatz 2 und §21 Absatz 4. Auf Grundlage der BDF I-Beprobungsmethodik, der dauerhaften Erfassung klimatischer Einflussfaktoren, der Messung von Depositionen sowie der Bestimmung zusätzlicher bodenspezifischer Parameter können präzise Informationen zu (schädlichen) Umwelteinflüssen und deren unmittelbare Wirkung auf bereits belastete Böden erhoben und bewertet werden (Modellierung und Bilanzierung von Stoffflüssen in der Pedosphäre).

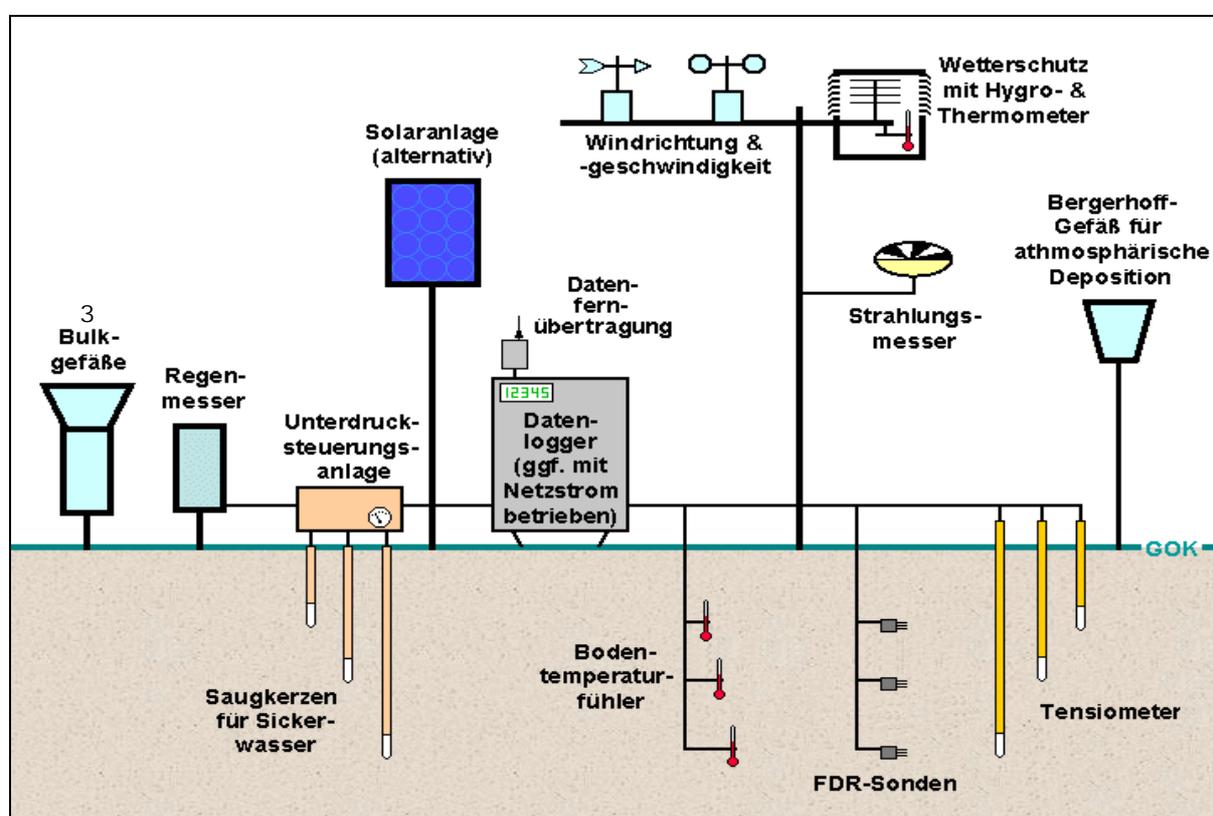


Abb. 4.3: Instrumentenausstattung der Intensivmessflächen je BDF II (LfUG; verändert)

Mit der dauerhaften Datenerfassung erfüllen die BDF II gleichzeitig eine Funktion als Frühwarnsystem zur Erkennung von schädlichen Bodenveränderungen. Kritische, luftpfadbedingte Schadstoffeinträge oder laterale Schadstoffverlagerungen werden innerhalb kürzester Zeit ersichtlich. Den resultierenden Gefährdungspotentialen kann durch geeignete Folgemaßnahmen entgegengewirkt werden. Gefahren für schädliche Bodenveränderungen gehen z.B. von horizontspezifischen Schwermetallanreicherungen oder von deren Sickerwasser-Verlagerung aus (BARTH et al. 2001).

Die BDF II in Hilbersdorf und Brandis waren die ersten in Betrieb genommenen Dauermessflächen (1996). Im Jahr 1998 folgten die Anlagen der BDF II in Lippen und in Colditz. Als jüngste Dauermessflächen sind die BDF II in Schmorren (2001) und Ehrenfriedersdorf (2004) zu nennen. Der Messstandort Brandis wurde schließlich im September 2006 aufgegeben. In der Tab. 4.4 ist die Stationsgeschichte jeder BDF II mit ergänzenden Aussagen zu etwaigen Messunterbrechungen aufgelistet.

Tab. 4.4: Stationsgeschichte der sächsischen BDF II (LfUG)

BDF II	Betriebsbeginn	Umbaumaßnahmen oder Ausfälle	Betriebsende
Hilbersdorf	ab 1.08.1996 bis 30.06.2004 ab 30.06.2004	30.06.2004 (Umbau)	in Betrieb
Brandis	ab 1.08.1996		11.09.2006 (Aufgabe)
Lippen	ab 9.06.1998 bis 2.11.2005 ab 2.11.2005	9.06.1998 (Umsetzung) 2.11.2005 (Umbau)	in Betrieb
Colditz	ab 10.11.1998 bis 6.08.2002 ab 28.04.2003	ab 7.08.2002 bis 27.04.2003 (Flutschäden)	in Betrieb
Schmorren	ab 5.09.2001 bis 12.11.2006 ab 12.11.2006	12.11.2006 (Umbau)	in Betrieb
Ehrenfriedersdorf	ab 9.08.2004		in Betrieb

Aus den Angaben in der Tab. 4.5 wird deutlich, dass auf allen Sondermessflächen der BDF II die Bergerhoff-Sammler seit dem ersten Tag der Inbetriebnahme installiert waren. Dies gilt weiterhin bezüglich der Bulk-Sammler auf den Dauermessflächen in Schmorren und Ehrenfriedersdorf. Eine nachträgliche Installation der Bulk-Sammler wurde in Hilbersdorf, Lippen und Colditz zwischen 2003 und 2005 durchgeführt. In Brandis erfolgte keine Aufstellung von Bulk-Sammlern (vgl. Tab. 4.4 und 4.5).

Tab. 4.5: Instrumentierung zur Depositionserfassung je BDF II (LfUG)

BDF II	Bergerhoff-Gefäße	Einsatzbeginn	Bulk-Gefäße	Einsatzbeginn
Hilbersdorf	1	ab 1.08.1996	3	ab 30.06.2004
Brandis	1	ab 1.08.1996	-	-
Lippen	1	ab 9.06.1998	3	ab 2.11.2005
Colditz	1	ab 10.11.1998	3	ab 28.04.2003
Schmorren	1	ab 5.09.2001	3	ab 5.09.2001
Ehrenfriedersdorf	1	ab 9.08.2004	3	ab 9.08.2004

Mit der Installation der Sammler zur Depositionserfassung gemäß der Tab. 4.5 wurde die punktuelle Langzeitmessung von Schadstoffeinträgen auf belastete Böden und somit die Bereitstellung der in Kapitel 6 bis 11 bewerteten Depositionsdaten ermöglicht.

4.4 Hinweise zur Standortwahl der BDF II

4.4.1 Übersicht

Die Wahl der BDF II-Standorte in Sachsen basiert auf dem in Tab. 4.1 genannten Auswahlkriterium für Sonderstandorte.

Der Standort Hilbersdorf zeichnet sich durch eine überdurchschnittliche Bodenbelastung mit Schwermetallen, Arsen und anderen Schadstoffen aus (vgl. Anlage 1). Hier wird der geogene und wirtschaftliche Einfluss der Region besonders deutlich. Weiterhin bildet die intensive Landwirtschaft einen langfristigen Belastungsfaktor. Die Nähe der BDF II Hilbersdorf zur Außenstelle des LfUG in Freiberg (Referate für Geologie und Boden) hat ebenfalls zum dortigen Messflächenaufbau beigetragen (~ 4 km entfernt).

Am Standort Brandis war die historisch sehr intensive Landwirtschaft auf dem sensiblen Boden (sandiges Substrat) ausschlaggebend für die BDF II-Anlage, weniger der Schadstoffgehalt im Boden. Um die Bodenentwicklung und Schadstoffproblematik eines umgelagerten „jungen“ Bodens verfolgen zu können, ist die BDF II in Lippen auf einem Kippboden innerhalb des Oberlausitzer Bergbaureviers angelegt.

Die Messflächenwahl in Colditz gründet auf der Vorbelastung des Auenbereichs der Zwickauer Mulde mit eingeschwemmten Schadstoffpartikeln aus dem Erzgebirge (natürliche Schadstoffführung sowie Herkunft aus dem Uranabbau durch die Wismut). Für die BDF II in Ehrenfriedersdorf können wiederum Schwermetall- und Arsenbelastungen im Boden festgehalten werden (erhöhte Erzvorkommen, Nähe zu Arsenhütte). Ackerlandnutzung ist hier ebenfalls vertreten.

Zur standörtlichen Bewertung und Validierung von erfassten Bodendaten ist eine Referenzmessfläche nötig, die aufgrund von kaum vorbelasteten Bodenverhältnissen entsprechende Hintergrundwerte liefert (Kapitel 3.2.1). In Sachsen ist die Wahl auf eine BDF II in Schmorren gefallen. Hier vollziehen sich ebenso sehr intensive landwirtschaftliche Tätigkeiten, der bodenchemische Zustand lässt im Vergleich eine geringe Belastung mit Schwermetallen und Arsen erkennen (vgl. Anlage 1; LfUG).

4.4.2 Charakterisierung der Schadstoffbelastung der BDF II-Böden

An dieser Stelle soll der Vergleich der Schadstoffkonzentrationen im Oberboden je BDF II (Anlage 1) mit den in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) von 1999 festgelegten Prüf- und Maßnahmenwerten für Schadstoffanteile im Boden (Anlage 2) Erwähnung finden. Die Standortwahl der sächsischen BDF II erfährt so eine tiefere Auflösung.

Stellt man die jeweiligen Werte der Schadstoffkonzentrationen gegenüber, gibt die hohe Schwermetall- und Arsenbelastung der BDF II-Böden Anlass zur Sorge (vgl. auch Abb. 3.2). Den Tab. 4.6 bis 4.8 sind die entsprechenden Stoffkonzentrationen und Grenzwertüberschreitungen zu entnehmen. Die tatsächlichen Konzentrationen in den Böden (Anlage 1) zeigen meist höhere Konzentrationen an als die festgelegten Richtwerte in der BBodSchV von 1999 (Anlage 2).

Dies gilt prinzipiell für den Boden der BDF II Hilbersdorf. Ihn kennzeichnet eine gänzliche Überschreitung aller ausgewiesenen Elementkonzentrationen (siehe Tab. 4.6 bis 4.8). Weiterhin weisen alle Böden dominierend eine Maßnahmenwertüberschreitung der Cd-Konzentrationen bei Ackerland (Tab. 4.7) sowie eine Prüfwertüberschreitung der Pb-Konzentrationen bei Ackerland (Tab. 4.8) auf. Letzteres gilt ebenso für die As-Konzentrationen (vgl. Tab. 4.6). Die restlichen, element-spezifischen Überschreitungen können ebenfalls in den zuvor genannten Tabellen eingesehen werden.

Das Bundes-Bodenschutzgesetz von 1998 legt bezüglich der Überschreitung von Prüf- bzw. Maßnahmenwerten folgende Anforderungen fest (BBodSchG §1 Absatz 1 Satz 2 Nr. 1 und 2):

- (1) Bei der Überschreitung eines Prüfwertes ist die einzelfallbezogene Prüfung durchzuführen, damit festgestellt werden kann, ob eine schädliche Bodenveränderung oder Altlast vorliegt.
- (2) Bei der Überschreitung eines Maßnahmenwertes kann in der Regel von einer schädlichen Bodenveränderung oder Altlast ausgegangen werden. Ist das der Fall, sind Maßnahmen zur Sanierung und/oder Gefahrenabwehr einzuleiten.

Beide Sachverhalte beruhen auf einer Berücksichtigung der jeweiligen Bodennutzung und beziehen sich auf den Pfad Boden - Nutzpflanze.

Es ist Aufgabe der zuständigen Behörde (LfUG Sachsen), notwendige Maßnahmen zu treffen, um den Sachverhalt einer vorhandenen schädlichen Bodenveränderung oder Altlast zu untersuchen (BBodSchG §9 Absatz 1 und 2).

Tab. 4.6: As-Konzentrationen im Oberboden je BDF II und deren Überschreitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) gemäß Anlage 2 für den Pfad Boden – Nutzpflanze [mg/kg TS]

BDF II	As im Oberboden	Überschreitung Prüfwert Ackerland KW/AN	Überschreitung Maßnahmenwert Grünland
Hilbersdorf	1484	ja/ja	ja
Brandis	5,5	nein/ja	nein
Lippen	3,5	nein/ja	nein
Colditz	57	nein/ja	ja
Schmorren	8	nein/ja	nein
Ehrenfriedersdorf	190	nein/ja	ja

KW = königswasserlöslich, AN = ammoniumnitratlöslich, TS = Trockensubstanz

Tab. 4.7: Cd-Konzentrationen im Oberboden je BDF II und deren Überschreitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) gemäß Anlage 2 für den Pfad Boden – Nutzpflanze [mg/kg TS]

BDF II	Cd im Oberboden	Überschreitung Maßnahmenwert Ackerland KW/AN	Überschreitung Maßnahmenwert Grünland
Hilbersdorf	15	ja/ja	nein
Brandis	0,2	ja/ja	nein
Lippen	0,05	nein/ja	nein
Colditz	12	ja/ja	nein
Schmorren	0,3	ja/ja	nein
Ehrenfriedersdorf	0,5	ja/ja	nein

KW = königswasserlöslich, AN = ammoniumnitratlöslich, TS = Trockensubstanz

Tab. 4.8: Pb-Konzentrationen im Oberboden je BDF II und deren Überschreitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) gemäß Anlage 2 für den Pfad Boden – Nutzpflanze [mg/kg TS]

BDF II	Pb im Oberboden	Überschreitung Prüfwert Ackerland	Überschreitung Maßnahmenwert Grünland
Hilbersdorf	1735	ja	ja
Brandis	25	ja	nein
Lippen	8,6	ja	nein
Colditz	98	ja	nein
Schmorren	1,2	ja	nein
Ehrenfriedersdorf	61	ja	nein

TS = Trockensubstanz

Aus den dargelegten Standortbedingungen (Konzentrationen der Schadstoffe As, Cd und Pb sowie deren Überschreitung von gesetzlichen Richtwerten) geht die Wahl der BDF II-Standorte gemäß der Tab. 4.1 eindeutig hervor. Darin einzubeziehen ist die Auswahl der untersuchten Elemente. In den Kapiteln 3.2.2 und 3.2.3 wurden die schadstoffbedingten Ursachen der Bodenbelastung in Sachsen im Überblick erläutert. Sie gelten damit zwangsläufig als Kriterien der Wahl der BDF II-Standorte bzw. der Elemente (As, Cd und Pb) im Rahmen dieser Arbeit.

5 Methodik

5.1 Messinventar

Bei den in Sachsen angewandten Methoden zur Depositionserfassung handelt es sich um Messverfahren in langjährigen Pegelmessungen. Erfasst werden anorganische Luftpartikel (Schwermetalle, Sulfate, Nitrate etc.) sowie weitere chemische Parameter (pH-Wert des Niederschlags, elektrische Leitfähigkeit etc.). Damit können punktuell dauerhafte Immissionskontrollen innerhalb vorbelasteter Flächen durchgeführt und die gewonnenen Daten für eine pedologische Gesamtbilanzierung herangezogen werden. Dabei kommen allein Auffangbehälter (Topfsammler) zum Einsatz – im Gegensatz zum Haftflächenverfahren, bei dem der Sedimentstaub mittels waagerechter, mit Haftsubstanzen bestrichener Platten erfasst wird (VDI 2119 Blatt 1).

In Anlehnung an die rechtlichen Grundlagen bzw. Normierungsempfehlungen des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) ist in Anlage 3 die Sammelapparatur nach Bergerhoff sowie in Anlage 4 der rezente Bulk-Sammler gemäß den Normrichtlinien der World Meteorological Organization (WMO) in Abstimmung mit der Bund- und Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)¹ dargestellt.

Der aufgezeigte Bergerhoff-Sammler findet seit Messbeginn unverändert seinen Einsatz auf den BDF II sowie im Luftmessnetz Sachsens. Als Bulk-Sammler kommen hier nachträglich die so genannten LWF-Niederschlagssammler RS200 zum Einsatz (im Zuge des Messfeldausbaus). Diese wurden speziell zur Erfassung der Niederschlagsbeschaffenheit und atmosphärischen Deposition (Hauptelemente, Säureüberschuss) von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) entwickelt. Die lizenzierte Herstellung und der Vertrieb erfolgen durch die UMS GmbH München (Umweltanalytische Mess-Systeme; [24]). Das Katalog-Datenblatt zum RS200 in Anlage 5 erläutert präziser dessen Module, Funktion und spezifische Einsatzvorteile, welche ausschlaggebend für die Auswahl in Sachsen waren (neben den vergleichsweise günstigen Anschaffungskosten und dem bewährten praktischen Einsatz).

Im weiteren Textverlauf entspricht die Bezeichnung „Bulk“ dem LWF-Niederschlagssammler RS200.

¹ WMO: Fachausschuss der Vereinten Nationen; LAWA: Arbeitsgremium der Umweltministerkonferenz

Die Messhöhe des Bergerhoff-Sammlers von ca. 1,5 bis 2 m orientiert sich an der menschlichen Atemlufthöhe. Für die Standhöhe der Bulk-Sammler von etwa 1 m gelten normierte bzw. konstruktionsbedingte Vorgaben der Meteorologie. So sind beispielsweise auch Regenschirme in 1 m Höhe positioniert (LfUG).

Bei den für die LWF-Sammler verwendeten Behältern aus Kunststoff können weiche oder harte PE-Gefäße (Polyethylen) sowie PVDF-Gefäße (Polyvinylidenfluorid) zum Einsatz kommen. Sie bieten eine weitaus bessere Witterungsbeständigkeit als Gläser, müssen aber zur Eignung getestet werden. Glasbehälter stehen demgegenüber seit Jahrzehnten in der Tradition als Sammelgefäß. Schläuche, Verschlüsse, Dichtungen etc. sind aus Perfluor-Alkoxyalkan (PFA) oder Polytetrafluorethen (PTFE) gefertigt. Vogelabweisereinrichtungen (Drahtkränze) sorgen für annähernd verunreinigungs-freie Proben. Einige Sammler-Ausführungen nutzen auch verschließbare Stand-kästen zur Aufstellung (siehe Anlage 6; VDI 2119 Blatt 2).

Zwischen den durch Bergerhoff-Sammler und Bulk-Sammler erfassten Sammel-medien (Sedimentationsstaub und Niederschlag; siehe Tab. 5.1) besteht praktisch bzw. messtechnisch gesehen kein enormer Unterschied. Beide Verfahren erfassen dasselbe Messobjekt im gleichen Zeitraum. Lediglich aus der Witterungsanfälligkeit infolge fehlenden Licht- und Windschutzes ergeben sich beim Bergerhoff-Sammler typischerweise Nachteile:

- Austrocknung, Auswehung, Verkrustung,
- Überlauf sowie
- Verschmutzungen aller Art.

In den Bulk-Geräten hingegen gehen nahezu keine Feuchteanteile – und somit keine noch so kleinen, gelösten Partikelkorngrößen – bei ausreichend speicherfähigen Sammelflaschen – verloren. Weiterhin halten sich Verunreinigungen in Grenzen. Die Differenz der Messhöhen von etwa 1 m kann einen Messunterschied bedingen (vgl. Kapitel 12.3).

Im Rahmen der Vorstellung von Depositions-Sammlern soll noch ein weiterer Sammler erwähnt werden, welcher in anderen Regionen bzw. umweltamtlichen Projekten Deutschlands Verwendung findet (z.B. in Baden-Württemberg durch die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz [LUBW]). Der in Anlage 6 ausgewiesene Standard-Bulk-Sammler im Trichter-Adsorber-Prinzip (auch Trichter-Flasche-Prinzip – also ohne Adsorberstück – möglich) basiert ebenfalls auf den Empfehlungen des VDI und ist der DIN-Norm 19739-1 (Deutsches Institut für

Normung e.V.) entnommen. Dieser kann primär als reiner Sammler anorganischer Spurenstoffe verstanden werden. Den gespeicherten Mengen an Niederschlag ist daher vorrangig keine Bedeutung beizumessen – konträr zum RS200, der Niederschlagsanalysen integriert. Außerdem verfügt der RS200 nicht über eine Adsorbersäule, sondern einen Filtertrichter. Weitere Unterschiede bestehen in den Materialien der Kontaktflächen, den Geräteabmessungen sowie in der Auffanghöhe (vgl. dazu Anlage 4 und 6).

Abschließend sei vermerkt, dass es je nach Intention der getätigten Untersuchung neben Standarderhebungen auch zum Einsatz weiterer, spezifizierter Messverfahren kommen kann. So gibt es z.B. Wet-Only-Sammler, mit denen nur die Nassdeposition aufgefangen wird. Dabei steuert ein Sensor die Sammlerabdeckung: Öffnung und Sammlung bei Niederschlag, Verschluss bei Trockenheit. Eine Heizung zur Schneeschmelze bzw. Verdampfung des Wassers ist integriert [25]. Wird dieser Sammler mit einem weiteren Sammler gekoppelt, der alternierend nur bei Trockenheit über denselben Sensor in Exposition geht, liegt ein Dry-And-Wet-Only-Sammler vor [26]. Über Passiv-Sammler können wiederum Konzentrationen spezieller anorganischer Verbindungen (Schwefel- und Stickstoffdioxid) ermittelt werden. In Regionen mit landwirtschaftlicher Prägung findet dieses Zusatzverfahren Anwendung (Belastung von Feldern mit Toxiden). Die LUBW nutzt einige dieser Verfahren zusätzlich zur regulären Depositionsmessung mit 2 Bergerhoff-Sammlern sowie mit mehreren Bulk-Sammlern gemäß Anlage 4 [25].

Wenn erforderlich, können in alpinen bzw. nivalen Höhenlagen Schnee-Sammler zur Niederschlagsquantifizierung aufgestellt werden [27]. Die Erfassungsspektren zu den genannten Sammelverfahren sind in der Tab. 5.1 zusammengestellt.

Um zu entscheiden, welche Sammelapparaturen bei welchen Projekten eingesetzt werden, müssen nach DIN 19739-1 folgende Anforderungen beachtet werden:

- minimale Probenadsorption an Gefäßen und Trichter,
- minimale Austragsverluste infolge Verdunstung,
- Reduktion von Memory-Effekten und Erwärmung,
- Betriebskostensenkung durch Hinterlegung und Zusammenschluss von
- Teilproben vor Analytik bei längerer Beprobungsdauer,
- Frostbeständigkeit,
- nachweisgrenzenorientierte Quantifizierung/Dimensionierung,
- hinreichende Adsorberbenetzung und -stabilität, Sorptionskapazität sowie
- großzügige Wassertransmissivität bei Starkregenereignissen.

Bei der Projektierung geplanter Untersuchungen in Verbindung mit dem Fachwissen der tätigen Behörde sowie den verfügbaren finanziellen Mitteln ergeben sich zwangsläufig die notwendigen Messapparaturen. Ein Vergleich mit ähnlichen Erhebungsvorhaben anderer Institutionen bzw. Bundesländer vereinfacht die Auswahl zusätzlich. Klimatische Bedingungen am Messstandort sind unbedingt in die Sammlerauswahl einzubeziehen (Witterungsanfälligkeiten, Notwendigkeit von Erfassungsgenauigkeiten).

Tab. 5.1: Depositions-Sammler und deren Sammelmedien [27; verändert]

Sammler	Sammelmedium/Messobjekt
Bergerhoff-Sammler <i>anorganische Partikel-Analyse</i>	Gesamtniederschlag (nasse und partikulär trockene Deposition) → Gesamtgehalte an Haupt-/Spurenelementen, anorg. Schadstoffen im Niederschlag, Sediment- staub und in Gasen
Standard-Bulk-Sammler (Trichter/Flasche) wie RS200 <i>anorganische Partikel-Analyse</i>	Gesamtniederschlag (nasse und partikulär trockene Deposition) → zusätzlich pH-Werte, elektronische Leitfähigkeit, Nitrate, Phosphate etc.
Standard-Bulk-Sammler (Trichter/Adsorber)	PAK-Deposition in nasser und partikulär trockener Deposition
Wet-Only-Sammler	nasse Deposition
Wet-And-Dry-Only-Sammler	nasse und partikulär trockene Deposition
Schnee-Sammler	Gesamtniederschlag

PAK = Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Eine detaillierte Übersicht zu Sammelverfahren und zu deutschlandweiten Einsatzmöglichkeiten verschiedener Sammlertypen geben ANSHELM et al. (2000) in [26].

5.2 Messverfahren

Der generelle Verfahrensablauf zur Ermittlung von Schadstoff-Depositionen lässt sich in die folgend dargelegten Phasen aufteilen:

1. Konzeption, Aufbau
2. Erfassung
3. Analytik
4. Auswertung.

Dabei stellt die Auswertung der Depositionsdaten den Schwerpunkt dieser Arbeit dar (siehe Kapitel 5.3). Vorangestellte Tätigkeiten kamen bereits zum Abschluss. Mit dem Ablaufschema in Abb. 5.1 wird das methodische Vorgehen veranschaulicht.

Phase 1: Konzeption, Aufbau

Bei der Einrichtung der Dauerbeobachtungsflächen muss auf eine hindernisfreie Luftströmrichtung geachtet werden. Auch die Nähe zu Verkehrsstrassen, Industriearealen oder anderen störenden Feinstaubquellen ist zu vermeiden (Freiland-sedimentation). Es sei denn das Messvorhaben bindet dies mit ein. Standsicherheit ist durch ausreichend tiefen Bodeneinlass der Messinstrumente zu gewährleisten. Ebenso muss die notwendige Energie für diverse Messgeräte wie den Datenlogger oder die Steuerungsanlage ununterbrochen bereitgestellt werden (Netzstrom, Solaranlage, Brennstoffzelle).

Das Standortmosaik der BDF wurde mit dem Projektbeginn im Jahr 1992 durch die Festlegungen der in Sachsen zuständigen Umweltfachbehörden LfUG, LfL und SBS aufgestellt (siehe auch Kapitel 4.3). Mit der räumlich und zeitlich koordinierten Freilandmessung können nun durch Langzeitbeobachtungen oder Sondererhebungen in terminierten Phasen spezielle (anorganische Deposition), allgemein bedeutsame (Immissionsschutz, Grenzwertkontrolle) oder auch integrative (Minderungsplanung, Emittentenausweisung) Untersuchungen bzw. Fragestellungen bewerkstelligt werden (Projektierung).

Phase 2: Erfassung

Im Messzeitraum erfolgt die Sammlung des Messobjektes (atmosphärische Deposition; Kapitel 3.1) in den gereinigten Auffangbehältern der Sammler-Apparaturen Bergerhoff und Bulk. Ohne begründete Störungen betragen die Expositionszeiten immer 28 Tage. Eine begleitende Klimadatenregistrierung sichert die Datenaufnahme zum meteorologischen Geschehen während der Erhebungsintervalle. Nach Ablauf der ersten Messphase findet der Sammelbehälteraustausch, Abtransport und

Start der zweiten Messphase unter selbigen Bedingungen statt. Daran schließen sich die kühlstrankkalte (Zwischen-)Lagerung bis zur Laboranalyse, die Protokollierung sowie eine Standortkontrolle an. Vor jeder Laboranalyse muss ein Antrag gemäß Anlage 7 gestellt werden – für jede Sammelmethode gesondert.

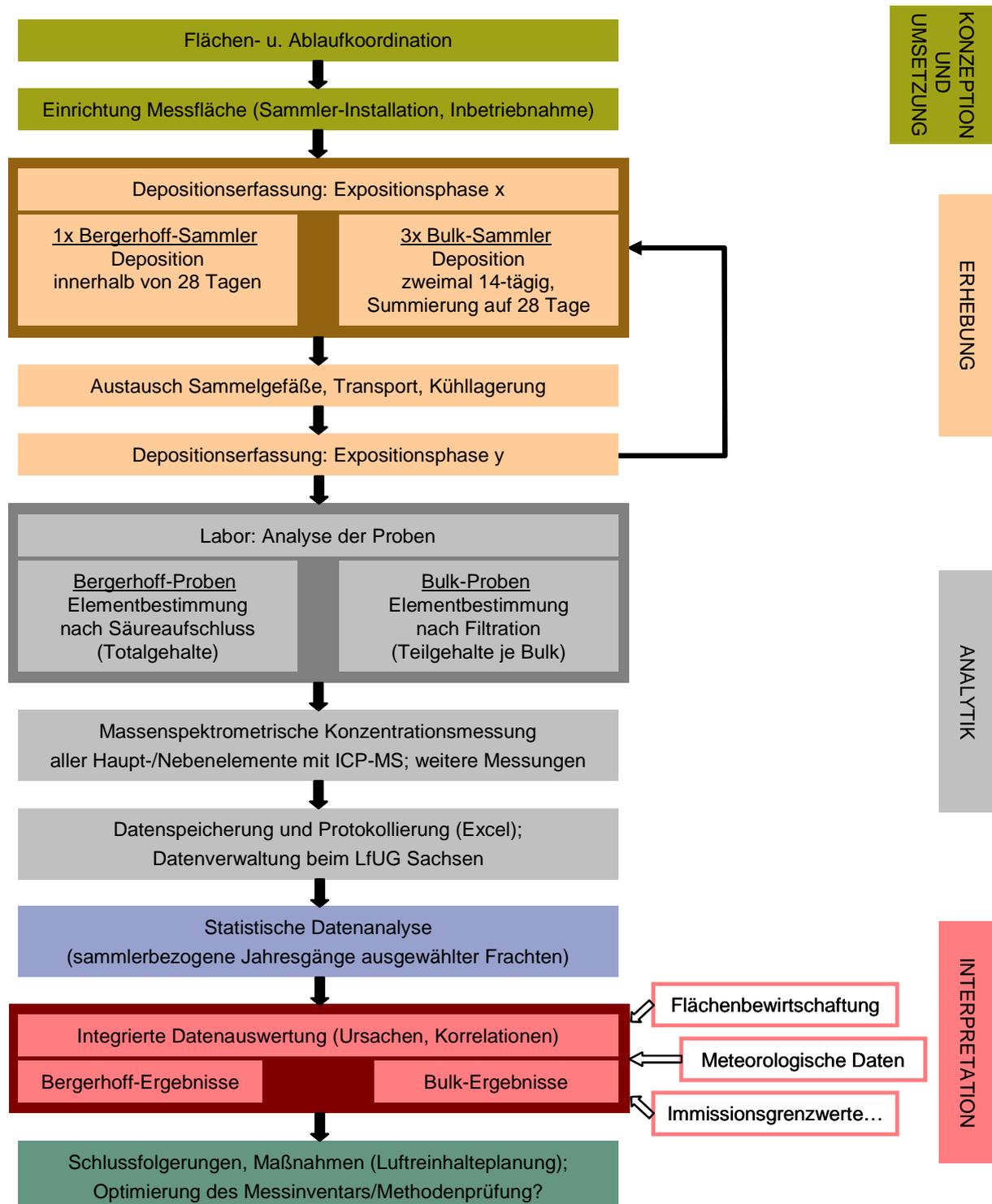


Abb. 5.1: Ablaufschema zur Depositionsermittlung (Eigener Entwurf)

Phase 3: Analytik

Jegliche Laborarbeiten erfolgen in der Staatlichen Umweltbetriebsgesellschaft (UBG)² als Auftragnehmer des LfUG Sachsen.

Mit Beginn der Laboranalyse müssen die Sammlerproben von Bergerhoff und Bulk im Vorfeld zunächst in verschiedenartigen Arbeitsschritten für die eigentliche Konzentrationsmessung aufbereitet werden. Diese Schritte sind nachstehend in Stichpunkten komprimiert (Schriftliche Mitteilungen: Herr Dr. Goldstein, UBG).

1) Aufbereitung und Messung der Bergerhoff-Proben

Die Elementgehalte in den Bergerhoff-Proben sind mit Hilfe eines Säureaufschlusses bestimmbar. Hierbei werden unter Zugabe von Königswasser (Lösungsmittel für Schwermetalle aus Salpeter- und Schwefelsäure) die ungelösten Partikel in lösliche Form gebracht. Der Aufschluss erfasst das gesamte Probenvolumen ohne jegliche vorherige Filtrationen oder ähnliche Schritte.

Hierzu gilt die Standard-Arbeitsvorschrift SOP-Nr. 11/2/35 der UBG: Untersuchung von Depositionsproben für die Bodendauerbeobachtung³.

Folgende Methoden werden angewandt:

- a) EPA-Methode 3015A (1998-01): Mikrowellen-Extraktion mit Säuren von wässrigen Proben und Extrakten,
- b) DIN EN ISO 17294-2 (E29) (2005-02): Wasserbeschaffenheit – Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen.

Zur Elementbestimmung sind folgende Arbeitsschritte durchzuführen:

- 1) in Analyseantrag Probenvolumen (PV) eintragen (vorher ermitteln),
- 2) Laub und Insekten aus Sammelgefäß entfernen,
- 3) Salpetersäure (HNO₃) zugeben, schwenken, Nachtlagerung im Kühlschrank,
→ wenn PV < 10 ml: 30 ml HNO₃ 1% zugeben,
→ wenn PV > 10 ml: 0,1 ml HNO₃ 65% zugeben,
- 4) bei PV > 30 ml Minimierung des PV auf ~ 30 ml durch Eindampfen,
- 5) umfüllen der Probenlösung in Aufschlussbehälter (AB) der Mikrowelle, Gefäß nachspülen mit HNO₃ 1%; damit PV im AB ~ 40 ml,

² Prasseweg 9, 01640 Neusörnewitz; Geschäftsbereich 1, Fachbereich 11 (Leiter: Herr Dr. Goldstein)

³ SOP: Standard Operation Procedure

- 6) in AB 2,5 ml HNO₃ 65% geben, Blindwert abgleichen,
- 7) Start des Aufschlusses mit Programm „Deposition“ (Erhitzung der Probe),
- 8) danach Lösung in AB in 50 ml Quarz-Messkolben filtrieren, Rest spülen,
- 9) auffüllen des Messkolbens mit Wasser,
- 10) messfertige Lösung in PE-Zentrifugenröhrchen justieren,
- 11) partikuläre Konzentrationsmessung [$\mu\text{g/l}$] mit ICP-MS.

Die Arbeitsschritte 3) und 4) basieren auf der Herstellung eines annähernd gleichen Probe-Säure-Verhältnisses. Es ist notwendig, da ein bestimmtes Probenvolumen Wasser mit einem äquivalenten Volumen Säure versetzt werden muss (gemäß Verfahren a)).

Vorgehen zur Elementauswertung:

Die Umrechnung der gemessenen Konzentrationen [$\mu\text{g/l}$] in das benötigte Endergebnis [$\mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$] erfolgt mit der Formel:

$$D = M \times F \quad \text{mit} \quad F = \frac{4 \times V}{d^2 \times A \times \pi} \quad \text{und} \quad (1)$$

D = Deposition in $\mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$

V = Volumen Messlösung in l (0,05)

M = Messwert in $\mu\text{g/l}$

d = Öffnungsdurchmesser in m (Deposit.Ø)

F = Umrechnungsfaktor

A = Anzahl Messtage

Vorgehen zur Qualitätssicherung:

Eine laborinterne Kontroll-Mischprobe ist je Messtag anzufertigen. Weiterhin muss die Blindprobe aufgeschlossen und gemessen werden.

Vorgehen zur Dokumentation:

Alle Rohdaten werden in der ICP-MS-Datenbank gespeichert; zusätzlich können Formulare erstellt werden.

2) Aufbereitung und Messung der Bulk-Proben

Hierbei werden lediglich die Konzentrationen der gelösten anorganischen Elemente im Anschluss an eine Probenfiltration ermittelt (kein Säureaufschluss). Es findet also entsprechend der Verfahrensvorschriften eine filtrationsbedingte Korngrößen-selektion statt.

Folgende Methoden werden angewandt:

- a) Filtration mit 0,45 µm-Membranfilter,
- b) DIN EN ISO 17294-2 (E29) (2005-02): Wasserbeschaffenheit – Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS); Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen.

Zur Elementbestimmung sind folgende Arbeitsschritte durchzuführen:

- 1) für jede Probenlösung 50 ml-Messröhrchen nummerieren,
- 2) mit Pinzette 0,45 µm-Membranfilter in Filtrationsanlage⁴ geben,
- 3) ca. 50 ml 1-molare HNO₃ filtrieren, Filtrat verwerfen
(Reinigung des Membranfilters, Beseitigung von Verunreinigungen),
- 4) ca. 50 ml Probe filtrieren, Filtrat verwerfen
(Filterreinigung, Beseitigung von Verunreinigungen und der HNO₃),
- 5) ca. 100 ml Probe filtrieren (eigentliche Filtration),
- 6) 50 ml-Messröhrchen vorspülen, Filtrat bis 50 ml einfüllen, 0,5 ml HNO₃ > 65% zugeben, leicht schütteln und verschließen, Filter verwerfen
(Probenstabilisierung/Vorbeugen gegen Veränderungen der Elementgehalte),
- 7) ebenfalls partikuläre Konzentrationsmessung [µg/l] mit ICP-MS.

Vorgehen zur Elementauswertung:

Die Berechnung der Depositionen [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$] wird wiederum mit Hilfe der Formel (1) durchgeführt.

Vorgehen zur Dokumentation:

Auch hier erfolgt die Datenspeicherung in den Datenbanken des Messgerätes sowie in Tabellenblättern.

3) Vergleich der Messverfahren

Der analytisch gravierende Unterschied zwischen den zwei Messmethoden besteht in der Probenaufbereitung. Die Bergerhoff-Proben unterliegen dem Aufschluss durch Säure, um ungelöste Partikel in Lösung zu bringen (der Gesamtgehalt entspricht also gelösten plus zuvor ungelösten Anteilen), die Bulk-Proben hingegen durchlaufen eine Filtration zur Selektierung ungelöster Bestandteile (nur gelöste Partikel stellen den Gesamtgehalt zur Messung dar). Anhand dieser nicht identischen Verfahren zur

⁴ Sartorius SM16510 auf Polycarbonat, Vakuumpumpe mit Sicherheitsflasche

Probenbehandlung ergeben sich unter Umständen Werteabweichungen beim Datenvergleich der Sammler (z.B. über Korrelationen der Konzentrationsverläufe). Eine äquivalente Vergleichbarkeit ergibt sich nur infolge gleicher analytischer Verfahren. Demnach kann allein durch eine Vergleichsprobe unter identischen Bedingungen die Richtigkeit dieser Aussage überprüft werden (siehe Kapitel 12.4).

4) Messunsicherheit

Da die Stoffkonzentrationen gerätebedingt nur bis zu einem gewissen Schwellenwert messbar sind (Bestimmungsgrenze), müssen nicht nachweisbare Werte „ersetzt“ werden. Dies erfolgt nach laborinternen Festlegungen. Jedes Ergebnis ist letztlich mit einer Fehlerschwankungsbreite behaftet (relative Messunsicherheit). Genannte Kenngrößen werden im Labor der UBG ermittelt (Tab. 5.2).

Tab. 5.2: Bestimmungsgrenzen und Messunsicherheiten der untersuchten Elemente

Element	Bestimmungsgrenze [$\mu\text{g/l}$]	Messunsicherheit [%]
As	1	8
Cd	0,1	6
Pb	0,5	12

Die Palette der mittels ICP-MS gemessenen Elemente ist in Anlage 5 einzusehen.

Hinweis:

In den Kapiteln zur Depositionsauswertung wird mehrmals auf die Bestimmungsgrenzen in Tab. 5.2 verwiesen. Dabei muss beachtet werden, dass die Tabellenwerte massenspektrometrisch bedingt in der Einheit $\mu\text{g/l}$ angegeben sind, die Depositionswerte hingegen in der Einheit $\mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$. Es handelt sich hier lediglich um einen Bezug zur Veranschaulichung, keinen wertebespezifischen.

5.3 Auswertung

Mit der Auswertung der elementspezifischen, mehrjährigen Konzentrationsverläufe findet für jede BDF II der abschließende Arbeitsschritt zur Charakterisierung der Deposition statt. Die resultierenden Zeitreihen (Monatsmittelwerte) der Bergerhoff- und Bulk-Ergebnisse ermöglichen nun unter anderem für jedes Element:

- 1) eine Darstellung und Bewertung des grundlegenden jahrestypischen Verlaufs,
- 2) die Wiedergabe der stofflichen Entwicklungstendenzen seit Erhebungsbeginn,
- 3) die Visualisierung und Erklärung besonderer Ereignisse basierend auf extremen Kurvenverhältnissen (Peaks, Messausfälle),
- 4) das Aufzeigen von Messwertdifferenzen zwischen Bergerhoff und Bulk sowie
- 5) die Feststellung von dominierend Homogenitäten oder Heterogenitäten der Messwerte innerhalb der Bulk-Gruppen (Deckungsgleichheit).

Aus den gegenübergestellten Elementverläufen von Bergerhoff und Bulk lässt sich zeigen, inwieweit Elementkonzentrationen dauerhaft auffällig differieren. So ist beispielsweise belegbar, ob eine nach der Bergerhoff-Methode ermittelte Elementfracht dominierend über der äquivalenten Bulk-Reihe liegt oder ob beide näherungsweise in ihrer Kurvendeckung übereinstimmen. Weiterhin ist ersichtlich, inwieweit eine elementspezifische Zeitreihe dauerhaft intensivere Schwankungen aufweist als die restlichen Messreihen. Derartige Charakteristika können Rückschlüsse zur angewandten Sammelmethode oder auch zur Analytik geben; diese sind kritisch zu hinterfragen. Es ist schließlich davon auszugehen, dass jede Messreihe im Vergleich von Bergerhoff und Bulk ungefähr gleichgroße Konzentrationen widerspiegelt und sich Extremereignisse in den Elementkurven zur gleichen Messzeit ereignen (Beleg für methodische bzw. laboranalytische Richtigkeit).

Zur Beschreibung von Schwankungsintensitäten wird im Allgemeinen die Standardabweichung herangezogen. Korrelationskoeffizienten beschreiben wiederum die Übereinstimmung bzw. Vergleichbarkeit äquivalenter, aber methodisch womöglich ungleich ermittelter Werte. Sie sind so für die Bergerhoff-Bulk-Ansprache geradezu ideal. Innerhalb der Bulk-Gruppe können aber größere „Verzerrungen“ korrelativer Elementabfolgen auftreten (niedrige Koeffizienten), da extreme Ausreißerwerte eine verfälschende Wirkung unter ansonsten parallelen Verläufen haben. Auf einen Signifikanztest nach VDI 2449 Blatt 1 kann in diesem Fall verzichtet werden, da die Korrelationsangaben ausreichend aussagekräftige Ergebnisse liefern und für die durchgeführte Auswertung genügen.

Die Entwicklungstrends der Elementfrachten für jede BDF II sowie regionale Unterschiede zwischen den einzelnen BDF II können wiederum aus den Jahresdurchschnittswerten abgebildet werden, welche im weiteren als Referenzwerte für den Vergleich mit gültigen Grenzwerten für Schadstoffdepositionen dienen. Hierfür wird, wie einleitend erwähnt, die Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) herangezogen. Sie stellt die in Deutschland verbindliche Verwaltungsvorschrift zur Bewertung von Schadstoffimmissionen jeglicher Art dar. Deren Grenzwerte für Stoffdepositionen auf Böden sind in Anlage 9 ausgewiesen.

Markant sichtbare Extremwerte, Werteausfälle, Nullwerte im Jahresgang sollten nach Möglichkeit als Resultat eines lokalen Ereignisses belegbar oder meteorologisch ableitbar sein. Diesbezüglich müssen Hinweise zur Bewirtschaftung umliegender Feldflächen wie Befahrung, Pflügen, Düngen etc. durch die Landwirte, protokollierte Vorkommnisse an den Sammlern selbst (Schneebedeckung, Auswehung, Gefrorene Proben) sowie primär Angaben zu Niederschlagsmengen und Windgeschwindigkeiten in die Auswertung einbezogen werden. Fehlende Daten verweisen oftmals auf den Messausfall durch Probleme bei den Sammlern oder haben laborinterne Ursachen. Orientieren sich die Werte/Graphen explizit nahe Null, kommen die spezifischen Bestimmungsgrenzen des Massenspektrometers zur Geltung (Tab. 5.2).

Aufgrund des räumlich stark begrenzten/lokalen Einflusscharakters der erhobenen Klimadaten müssen diese nicht zwangsläufig ein Beleg für terminierte Depositionsraten sein. Immerhin stellt die atmosphärische Deposition ein überregionales Medium mit extensiven Einflüssen während des Transmissionsprozesses dar. Hinzu kommen nicht integrierbare Vorfälle von Emissionen unterschiedlicher Herkunft und Quantität (anthropogener Ursprung) in der näheren Umgebung zur Messfläche.

Mit Hilfe der Auswertung der Depositionsverläufe lassen sich schließlich notwendige Folgemaßnahmen seitens des LfUG Sachsen (Referat 45) ableiten. Dies kann eine Optimierung der Sammlerstückzahlen (Bulks) anbelangen, eine Überprüfung angewandter Analyseverfahren betreffen oder auch das Beibehalten des „Status Quo“ bedeuten. In jedem Fall sollte aber eine Minimierung des Verfahrensaufwands angestrebt werden, so dass dieser letztlich im Verhältnis zum notwendigen Ergebnis steht.

5.4 Hinweise zur Datenkonsolidierung und -grundlage

Die Bewertung der jeweiligen elementaren Depositionsverläufe sowie Trendentwicklungen erfolgt für jede BDF II geschlossen in einem Kapitel. Einleitend wird der abgebildete jahrestypische Verlauf inklusive exemplarischer Extremereignisse bewertet, gefolgt von einer Ansprache der BDF-spezifischen Trendentwicklung aller Elemente (Jahresmittel) sowie schließlich von der Gegenüberstellung ermittelter Bergerhoff- und Bulk-Daten (falls erhoben) bzw. der Bulk-Gruppe. Ein Fazit beendet die Bewertung (vgl. Zielstellung in Kapitel 1).

Zur Ansprache wurden die Angaben zu Bewirtschaftungsarbeiten seitens der Landwirte, die standörtlichen Bodenbelastungen (As, Cd und Pb), die monatlichen bzw. jährlichen Niederschlagssummen und die mittleren Windgeschwindigkeiten (Monat) hinzugezogen. Lediglich für die Betrachtungen der BDF Hilbersdorf ist die Palette deskriptiv um den Parameter Windrichtung ergänzt worden. Bei allen anderen BDF II wurde nach Absprache auf Windrichtungswerte verzichtet. Bezüglich des Bergerhoff-Bulk-Vergleichs genügen deren Graphen und Korrelationen einer Interpretation.

Um eine günstig darstellbare bzw. vergleichbare Veranschaulichung der Deposition zu gewährleisten, sind dafür vorteilhafte Betrachtungszeiträume auf Basis der einheitlichen Vergleichsdarstellung Bergerhoff – Bulk gewählt worden (Skalierung der x-Achse: ein Intervall = zwei Monate). Für diese gelten ebenso die angegebenen Standardabweichungen. Soweit eine Station nicht schon vorher stillgelegt wurde, liegt das Messende stets im Dezember 2006.

Die genutzten, BDF-basierenden Daten wurden durch das LfUG Sachsen, Referat 45, Bodenkartierung und Geochemie, bereitgestellt (Mai/Nov. 2007). Sie umfassen:

- Depositionsergebnisse Bergerhoff,
- Depositionsergebnisse Bulk,
- Loggerdaten,
- Bewirtschaftungsdatenblätter,
- Protokolle,
- Fotos und
- Angaben zur stofflichen Belastung der mineralischen Oberböden je BDF II hinsichtlich der Konzentrationen von As, Cd und Pb.

6 Depositionsauswertung BDF II Hilbersdorf

Zur Bewertung der BDF II in Hilbersdorf (Abb. 6.1) sind die Betrachtungszeiträume in 3 Abschnitte aufgliedert: 1997 bis 2000 (Bergerhoff; Abb. 6.2), 2001 bis 2003 (Bergerhoff; Abb. 6.4) und 2004 bis 2006 (Bergerhoff und Bulk; Abb. 6.6 bis 6.8). Sie stellt die am längsten betriebene Intensivmessfläche Sachsens dar.

Für die Monate Oktober 1997 bis Januar 1998 liegen keine Bergerhoff-Messwerte bezüglich As vor (siehe Abb. 6.2). Gründe können nicht genannt werden. Im Januar 2006 erfolgte mit Bulk A und Bulk C aus Witterungsgründen keine Messung. Bulk A beinhaltete eine gefrorene Probe, welche nicht entnommen werden konnte. Für eine repräsentative Analyse war das Probenvolumen in Bulk C zu klein. Einzig Bulk B lieferte ein verwertbares Ergebnis (siehe hierzu Abb. 6.6 bis 6.8).



Abb. 6.1: BDF II Hilbersdorf (Fotos: Forberg, LfUG; groß: 23.04.2007, klein: 26.02.2007)

1) Bewertung der Jahrgänge

Aus den Bergerhoff-Verläufen in den Abb. 6.2, 6.4 und 6.6 bis 6.8 wird ersichtlich, dass beim Element Pb die intensivsten Konzentrationsschwankungen auftreten. Dies unterstreichen die jeweiligen Standardabweichungen in Tab. 6.1. Als Ursache hierfür gilt die für Pb messtechnisch bedingte, hohe Messunsicherheit von 12% (vgl. Tab. 5.2) in Verbindung mit den z.B. in Abb. 6.2 abzulesenden konzentrationsstarken Pb-Anteilen im 100-er μg -Bereich. Für jedes Monatsmittel resultiert folglich eine enorme Fehlerbehaftung, was sich graphisch in den unharmonischen Abfolgen äußert (siehe z.B. Abb. 6.2 oder 6.4).

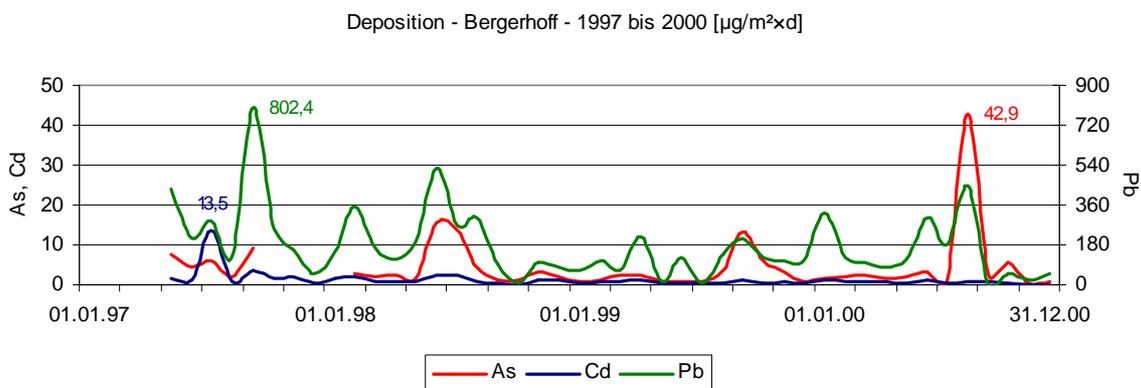


Abb. 6.2: Hilbersdorf, Deposition nach Bergerhoff, 1997 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

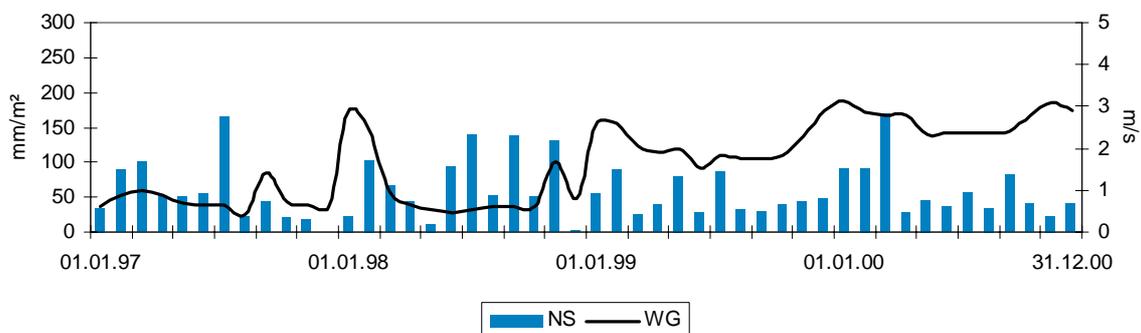


Abb. 6.3: Hilbersdorf, Klimadaten, 1997 bis 2000

In den Jahren 1997 bis 2000 sind die währenddessen maximal sedimentierten Pb-Frachten zu finden (vgl. mit Abb. 6.2): $802 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (September 1997; absolutes Maximum), $528 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Juni 1998) und $445 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (August 2000;). Mit weiterem zeitlichen Verlauf lässt sich eine klare Minderung der Pb-Depositionen ($288 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im Juni 2001, $172 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im Juni 2004) festmachen (vgl. dazu Abb. 6.4). Diesen degressiven Trend zeigen die jährlichen Mittel in Tab. 6.1 ebenfalls an. Die Pb-Depositionen liegen damit annähernd im Rahmen der Wertespanne, die durch das

sächsische Luftmessnetz ermittelt worden ist. Beispielsweise wurden hierbei in Freiberg maximale Monatsmittel von 63 bis 128 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ gemessen (2000 bis 2005; LFUG 2001, 2004 und 2007). Minimalwerte von Pb liegen bei 1 bis 4 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im September 2000 und 2005 (vgl. Abb. 6.2 und 6.8); ebenso im August 2002 (1 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; siehe Abb. 6.4).

Aus dem Vergleich der Monatswerte von Deposition und Niederschlag (Abb. 6.4 und 6.5) geht hervor, dass im August 2002 trotz des höchsten Niederschlagswertes (242 mm/m^2 zum Jahrhundert-Hochwasser; siehe Abb. 6.5) keine signifikanten Peaks in den Depositionen aufgetreten sind (Abb. 6.4). Daraus ist kein direkter Einfluss von Starkniederschlägen auf Stoffeinträge zu schlussfolgern.

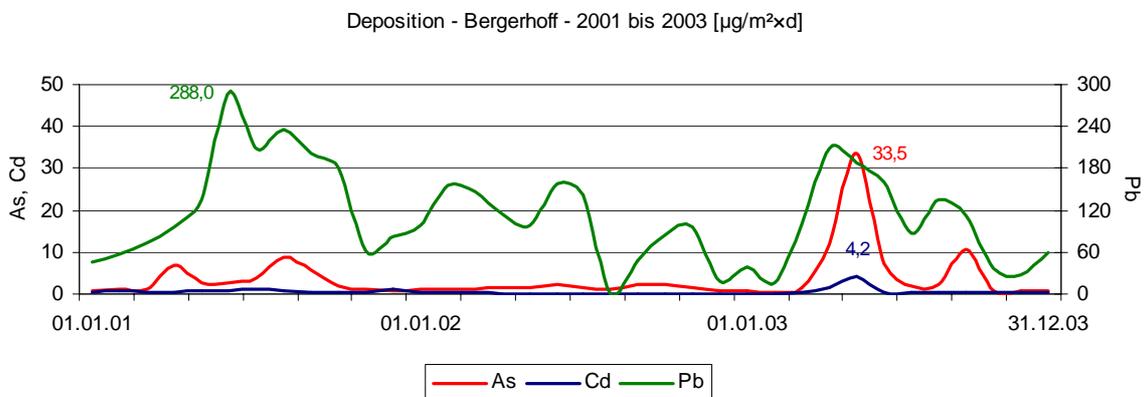


Abb. 6.4: Hilbersdorf, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

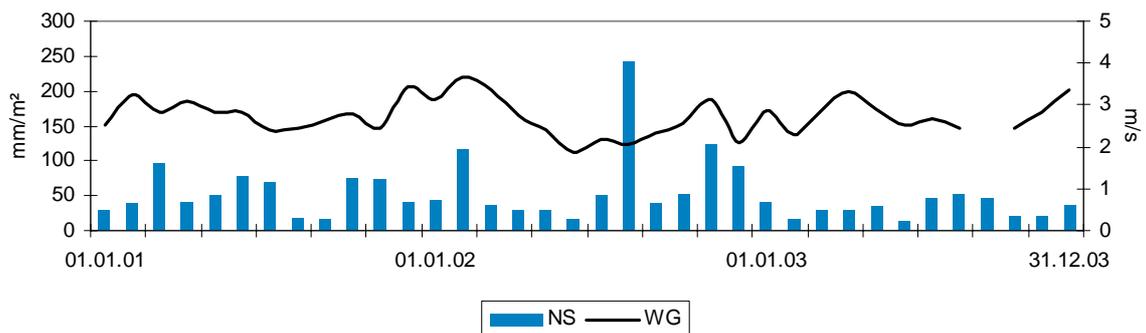


Abb. 6.5: Hilbersdorf, Klimadaten, 2001 bis 2003

Beim Element As zeigen sich die jährlichen Konzentrationsschwankungen in deutlich abgeschwächter Form (vgl. Abb. 6.4 und 6.6) sowie mit nachlassender Amplitude (Standardabweichungen laut Tab. 6.1). Als Spitzenwerte sind 43 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (August 2000) 34 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Mai 2003) und 18 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (August 2006) zu nennen (Abb. 6.2,

6.4 und 6.6). In der Regel liegen die Frachten im Intervall 0 bis 10 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. mit Abb. 6.4 und 6.6).

Am unscheinbarsten gestalten sich die Frachtverläufe beim Element Cd. Fast die gesamte Werteskala begrenzt sich auf Konzentrationen von 0 bis 1 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. mit Abb. 6.7). Lediglich im Juli 1997 (14 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) und Mai 2003 (4 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) haben sich markante Anstiege ereignet (Abb. 6.2 und 6.4). Die Cd-Depositionen befinden sich im Jahresverlauf oftmals nahe oder unterhalb ihrer Nachweisgrenze. So liegen die Messwerte für den Zeitraum April 2002 bis Februar 2003 gänzlich unterhalb der Bestimmungsgrenze nach Tab. 5.2 (Abb. 6.4).

Alle Elemente weisen in ihren Verläufen prinzipiell Parallelitäten bei mittleren bis kleinen Abweichungen auf. In der Abb. 6.2 kann dies für 1997 bis 2000 gut nachvollzogen werden. Etwas schwächer verdeutlicht die Abb. 6.4 den Fakt (2001 bis 2003). Zumindest entsprechen hier elementare Mehreinträge (Peaks) jeweils gleichen Monaten. Selbiges gilt für die Jahre ab 2004. Die Zeitreihen und Depositionsspitzen der Abb. 6.6 bis 6.8 verdeutlichen annähernd parallele Abfolgen je Sammler.

Tab. 6.1: Hilbersdorf, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Kennwert/Zeitbezug	As	Cd	Pb
Mittelwert 1997	5,9	3,1	290,6
Mittelwert 1998	4,5	1,2	196,6
Mittelwert 1999	2,8	0,9	119,6
Mittelwert 2000	5,2	0,6	140,1
Mittelwert 2001	3,0	0,6	131,0
Mittelwert 2002	1,6	0,1	102,4
Mittelwert 2003	5,9	0,7	107,5
Mittelwert 2004	1,5	0,6	107,4
Mittelwert 2005	2,0	0,6	80,7
Mittelwert 2006	2,8	0,5	69,4
Gesamtmittelwert 1997 bis 2006	3,5	0,9	134,5
Standardabweichung 1997 bis 2000	6,9	2,0	152,9
Standardabweichung 2001 bis 2003	5,6	0,7	69,0
Standardabweichung 2004 bis 2006	2,9	0,3	42,9

Betrachtet man die elementaren jahreszeitlichen Depositionen, kann festgehalten werden, dass jeweils zu Beginn des Frühjahrs (etwa April und Mai, vereinzelt März oder Juni) sowie in den Monaten des (Spät-)Sommers August und September, teilweise Juli oder Oktober, die markantesten Anstiege meist aller Elemente zu verzeichnen sind. Dies gilt z.B. im Jul./Sep. 1997, Jun./Jul. 1998, Apr. 1999, Aug. 2000,

Apr./Aug. 2001, Apr./Mai/Sep. 2003, Mai/ Aug./Sep. 2005 oder auch im Aug./Sep. 2006 (vgl. hierzu Abb. 6.2, 6.4 und 6.6 bis 6.8).

Die Deposition unterliegt folglich jahreszeitlichen Schwankungen mit überdurchschnittlichen Zunahmen im Frühjahr bzw. Spätsommer sowie Minderungen im Hochsommer und Herbst. Anstiege in den Wintermonaten mit geringeren Intensitäten sind ebenfalls vertreten (siehe Abb. 6.2 und 6.8).

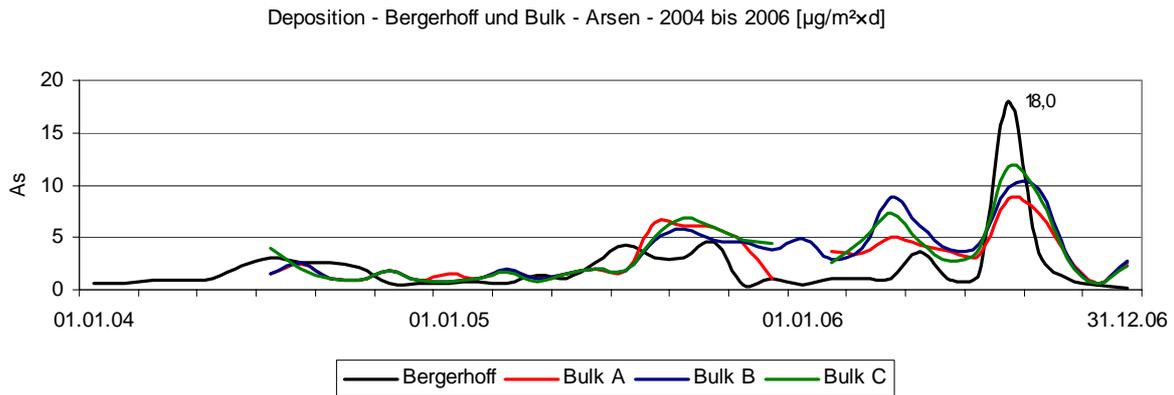


Abb. 6.6: Hilbersdorf, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

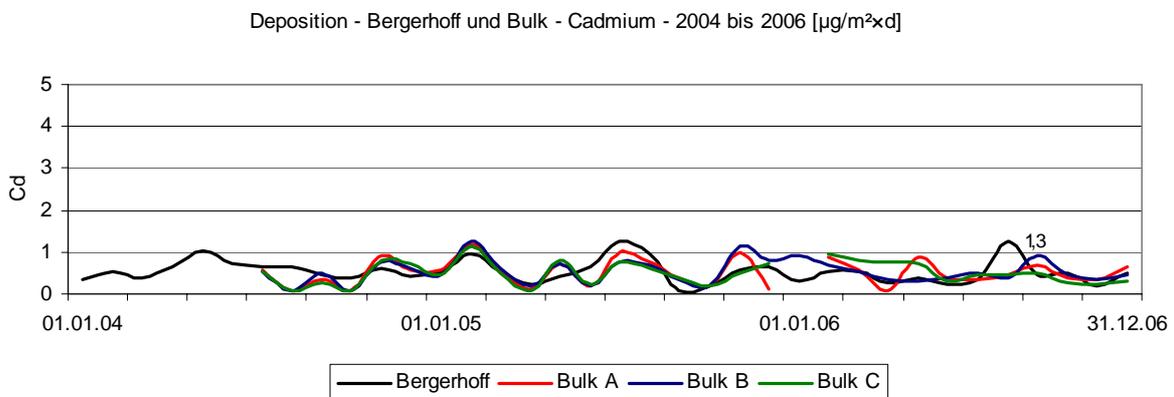


Abb. 6.7: Hilbersdorf, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

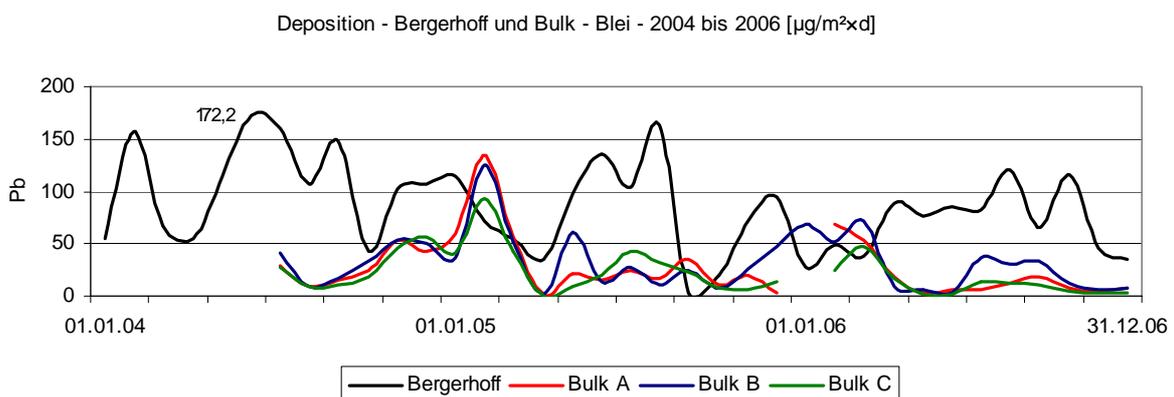


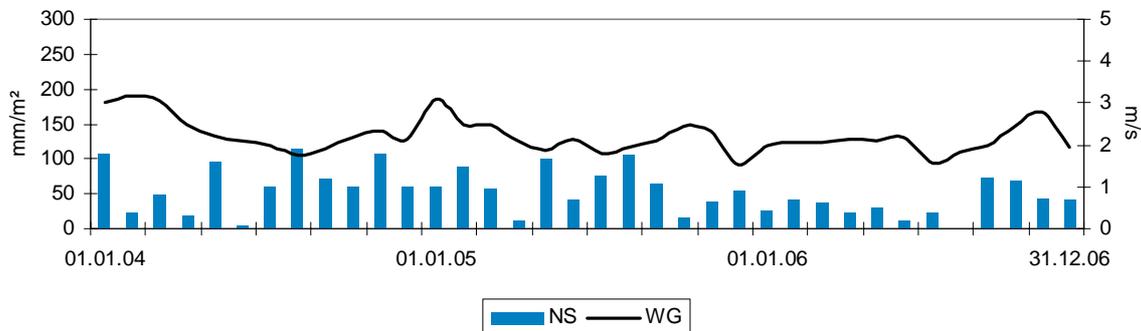
Abb. 6.8: Hilbersdorf, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Abb. 6.9: Hilbersdorf, Klimadaten, 2004 bis 2006

Werden diese monatlichen Ereignisse mit der lokal typischen Feldbewirtschaftung verglichen, lässt sich ein plausibler Zusammenhang ableiten. Die Abb. 6.10 illustriert den jährlichen Bewirtschaftungsverlauf in Hilbersdorf auf Basis der vorhandenen Datenblätter.

In Abhängigkeit von den Temperaturbedingungen vor Ort erfolgen Feldbearbeitung durch Grubbern oder Pflügen sowie mineralische Düngung im Frühjahr ab Mitte März oder ab April. Anschließend wird die Sommersaat in Form von Gerste, Roggen usw. ausgebracht (April bis Mai). Falls von einer vorjährigen Wintersaat noch Feldbewuchs vorherrscht (z.B. Klee gras oder Winterroggen), ernten die Landwirte diesen im Zeitraum entsprechend ab (vgl. Abb. 6.10).

Basierend auf den Feldbearbeitungen vollzieht sich dann der nachweislich gestiegene Depositionseintrag. Das Ackern, Pflügen, Grubbern etc. bewirkt eine Aufwirbelung von schadstoffbelasteten Bodenteilchen des mineralischen Oberbodens. Bei diesen Schadstoffen handelt es sich um die in den Kapiteln 3.2.2 und 3.2.3 vorgestellten Partikel geogenen (Verwitterung) sowie anthropogenen Ursprungs (Industrieortstandort Muldenhütten; siehe Abb. 6.1). Da eine simultane Verlagerung der zwei Schadstofftypen als (erneute) Schwebfracht stattfindet, spricht man auch von Re-deposition. Diese Charakterisierung gilt als bewiesen (BARTH & LANGE 2003).

Im Rahmen der Düngerstreu wird zusätzlich Material eingebracht. Der Depositionsprozess verstärkt sich dadurch jedoch nicht [28]. Als mineralischer Dünger wird häufig Kalkammonsalpeter zugegeben.⁵ Von einer signifikanten Erhöhung der

⁵ Konzentrationen von Kalkammonsalpeter: As = 0,08; Cd = 0,02; Pb = 13 mg/kg Trockensubstanz

Elementkonzentrationen ist aber nicht auszugehen. Die Konzentrationen im Dünger fallen sehr gering aus. Außerdem wollen die Landwirte eine Ertragsminderung infolge As-/Cd-Erhöhung unterbinden, indem sie verträglichen Dünger verwenden. Futterpflanzen neigen zur As- und Cd-Aufnahme in den Nährstoffkreislauf [28].

Während der Wuchsphase (ab etwa Mai bis Juli) findet kaum ein Flächeneingriff statt. Abhängig von der Pflanzenart erfolgen das Umbrechen zur Trocknung und die Mahd während des Hochsommers bzw. Ende Juli. Daher können z.B. die deutlich gesunkenen Depositionen im Juli 1999 und Juni/Juli 2003 rühren (vgl. Abb. 6.2 und 6.4). Darin enthalten sind die während der Wachstumsphase oberflächlich sedimentierten Partikel (atmosphärische Grunddeposition), welche mit dem Mähen aufgeschleudert werden. Inwieweit Oberbodenpartikel im Sedimentstaub vorhanden sind, kann nicht gesagt werden.

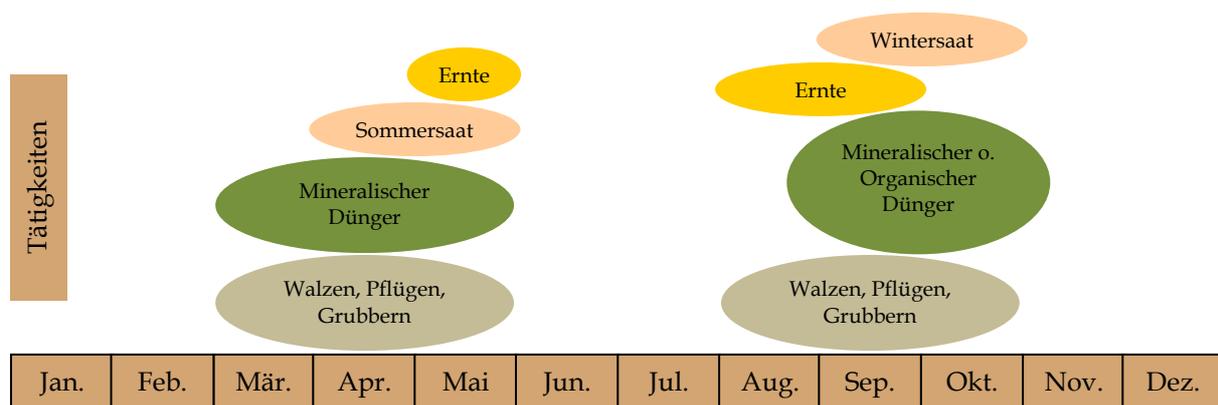


Abb. 6.10: Hilbersdorf, Bewirtschaftung im Jahresverlauf (Eigener Entwurf)

Die ausklingenden Sommermonate August und September beinhalten die zweite intensive Phase der Feldbearbeitung (Abb. 6.10). Ebenso wie im Frühjahr ernten, pflügen und düngen die Landwirte ihre Feldflächen und erzeugen somit einen erneuten Anstieg der Depositionen infolge des zuvor dargelegten Prozesses (vgl. August 2000 in Abb. 6.2 oder August/September 2006 in Abb. 6.6 bis 6.8).

Innerhalb der Düngungsphase im September und Oktober ist oftmals organischer Dünger in Form von Rinder-Stallmist vertreten.⁶ Beispielsweise wurde dieser Ende August 2000 zugegeben, was aber die enorme Spitze von As nicht erklärt (Abb. 6.2). Hier handelt es sich um (re-)deponierte Elemente infolge der Feldarbeiten ohne Rückschluss zur Düngung. Der signifikante Anstieg aller Elemente im Mai 2003 ist

⁶ Konzentrationen von Rinder-Stallmist: As = 0; Cd = 0,16; Pb = 2 mg/kg Trockensubstanz

ebenfalls darauf zu beziehen (Abb. 6.4). Hier erfolgte zudem Düngerstreu in Form von Triplephosphat.⁷ Eine Beeinflussung von Extremeinträgen entfällt jedoch [28]. Falls eine Wintersaat eingebracht wird, ist damit der Bearbeitungszyklus auf den Feldern (maximal im Oktober) abgeschlossen. Daraufhin kann in den Wintermonaten eine deutliche Senkung der Depositionsraten – zumindest für As, weniger für Cd – erkannt werden (vgl. dazu Abb. 6.2, 6.4 und 6.6). Dies unterstreicht die unmittelbare Wirkung der Bewirtschaftung auf die sommerlichen Depositionen. Cd unterliegt im Jahresverlauf nur geringfügigen Konzentrationsänderungen im Intervall von 0 bis $1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, wie in Abb. 6.7 zu erkennen ist. Es eignet sich nicht zur Trendansprache. Bei Pb ist die winterliche Depositionssenkung im saisonalen Vergleich ebenfalls ersichtlich (siehe Abb. 6.2 und 6.4). Sie ist problematischer zu bewerten, da intensivere Schwankungen (Abb. 6.8) mit stärkeren Fehlerstreuungen (Tab. 5.2) auftreten.

Abgelaufene winterliche Zunahmen wie im Januar/Februar 1998, 1999, 2005 (siehe Abb. 6.2 und 6.6 bis 6.8) bilden Werte ab, die nicht auf den Bearbeitungstätigkeiten der Landwirte beruhen. Demnach stellt hier die atmosphärische Grunddeposition unter den vorherrschenden Witterungsbedingungen die Ursache der Mehreinträge dar. Präzise Aussagen zu anthropogenen Einflüssen können nicht getroffen werden.

Ausschlaggebend für den Hilbersdorfer Depositionsprozess im Sommerhalbjahr ist die standörtliche chemische Zusammensetzung des mineralischen Oberbodens (siehe Anlage 1). Sie stellt, wie oben angesprochen, die primäre Quelle von sommerlich markanten (Re-)Depositionen dar (BARTH & LANGE 2003). Andere anthropogene Stoffeinträge bleiben unberücksichtigt.

Vergleicht man jene Schwermetallkonzentrationen mit denen der anderen BDF II, ergibt sich für Hilbersdorf die stärkste pedologische Schadstoffbelastung (vgl. in Anlage 1). Somit besteht ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen signifikanten Depositionsmengen im Sommer und den Schadstoffkonzentrationen im Oberboden. Diese Aussage lässt sich mit Hilfe der Elementverhältnisse in der Deposition und im Oberboden unterstreichen. Anhand der elementaren Gesamtmittelwerte (Tab. 6.1) ergibt sich für die Depositionen ein Pb/As/Cd-Verhältnis von 150/4/1. Hinsichtlich der Elementkonzentrationen im Oberboden (Anlage 1) resultiert ein äquivalentes Stoffverhältnis von 116/99/1. Daraus lässt sich für alle Elemente (besonders Pb) eine plausible Abhängigkeit von Mehreinträgen und Bodenbelastungen (Feldarbeit)

⁷ Konzentrationen von Triplephosphat: As = 0,5; Cd = 26,7; Pb = 29 mg/kg Trockensubstanz

ableiten. Zusätzliche Eintragsquellen von Pb im Umfeld der BDF sind damit ebenso aufgezeigt. As unterliegt einer geminderten Freisetzung aus dem Boden.

Unter Zuhilfenahme der Windgeschwindigkeitsverläufe sind die Frachtverläufe im Sommer gut zu beurteilen. In den Sommermonaten treten geringere Windgeschwindigkeiten als in den Wintermonaten auf (ca. 1 bis 2 m/s; siehe Abb. 6.3 oder 6.5). Ab Herbst steigen diese bis auf etwa 3 bis 4 m/s an (siehe Abb. 6.5 oder 6.9), bis sie im Frühjahr wieder nachlassen. Daher haben die Partikel während des Frühlings und Sommers eine längere örtliche Verweilzeit und somit bessere Absatzbedingungen. Besonders prägnant ist dies in den Jahren 1997 bis 2000 (vgl. dazu Abb. 6.2 mit 6.3 und Abb. 6.4 mit 6.5) zu sehen.

Die Winde gelten jedoch nicht als Primärverursacher von extremen Depositionen, da sie die Partikel nicht bereitstellen. Diese Eigenschaft obliegt den aufgezeigten Bewirtschaftungsverhältnissen gemäß Abb. 6.10. Winde und andere Klimafaktoren schaffen den depositionsbeeinflussenden Rahmen in ihrer jahreszeitlichen Variabilität. Sommerliche Windgeschwindigkeitsänderungen treten kaum in Erscheinung. Somit entsprechen sie nicht etwaigen Depositionsschwankungen. Hierzu können die Abb. 6.2 und 6.3 sowie 6.4 und 6.5 verglichen werden.

Bezüglich der Depositionszunahmen im Winter (siehe z.B. Abb. 6.6 bis 6.8) ist die Bewertung des Windeinflusses schwierig. Jegliche Angaben zu anthropogenen Emittenten fehlen. Die Winde bringen sowohl regional emittierte Frachten als auch durch Stürme lokal aufgewehtes Material mit sich (bei fehlendem Oberflächenbewuchs bzw. Frost). Anteile dieser Frachten werden deponiert, andere werden weiter transportiert. Somit beeinflussen sie winterliche Mehreinträge. Da Informationen zu anthropogenen Emissionsquellen fehlen, kann bezüglich der Winde von keiner primären Depositionsverursachung im Winter ausgegangen werden.

Im September und Oktober 2003 fand keine Windmessung statt (Abb. 6.5).

Eine Analyse der Windrichtungsverteilungen über mehrere Jahre – ohne diese graphisch abzubilden – hat ergeben, dass je Monat mehr als 75% der Winde aus südlichen und westlichen Richtungen wehen, wobei die Südwinde mit ca. 50% dominieren. Auf das ganze Jahr bezogen wehen persistent 85 bis 100% Südwinde mit monatlich relativ konstanten Häufigkeiten. Nord- und Ostwinde können für die Depositionsbewertung gänzlich ausgeschlossen werden. Aus den bestehenden Süd- und Westwinden ist daher ein jährlich gleich bleibender Depositionseinfluss infolge beständiger Windrichtungen abzuleiten. Sie erklären die extremen Anstiege nicht.

Die Bewertung der monatlichen Niederschlagsintensitäten hinsichtlich markanter Depositionsspitzen kann analog zu den Windverhältnissen durchgeführt werden. Stellt man die Verläufe der Depositionen und Niederschläge gegenüber, so folgt einem Niederschlagsereignis nicht zwangsläufig ein Depositionsereignis. Beispielsweise traten im extrem trockenen Jahr/Sommer 2003 die minimalsten Niederschläge überhaupt auf ($< 50 \text{ mm/m}^2$; siehe Abb. 6.5). In den Depositionen ereigneten sich jedoch zwei bedeutende Zunahmen (Mai, September; vgl. Abb. 6.4). Ebenso findet man im Monat des Jahrhundert-Hochwassers August 2002 den höchsten Regenwert von 242 mm/m^2 (Abb. 6.5). Dieser hat, wie bereits angeführt, keinen sichtbaren Ausschlag in den deponierten Frachten erzeugt (vgl. mit Abb. 6.4). Der Niederschlagswert vom März 2000 ($> 160 \text{ mm/m}^2$; Abb. 6.3) induziert wiederum keinen Peak in den entsprechenden Depositionen (vgl. mit Abb. 6.2).

Niederschläge rufen primär keine extremen Depositionsanstiege hervor. Sie stellen gemeinsam mit der Winddynamik (sowie weiteren Klimafaktoren) die lokalen Rahmenbedingungen zu Depositionsprozessen dar. Diesbezüglich sind extreme und atmosphärische Einträge angesprochen. Aufgewirbelten bzw. angewehten Partikeln werden je nach klimatischer Situation oberflächliche Absätze ermöglicht. Dies trifft im Sommer- und Winterhalbjahr zu.

2) Entwicklungstrends nach Bergerhoff, Grenzwertbezug

Die Depositionsverläufe in Abb. 6.11 zeigen eine deutliche Verringerung der Jahresmittelwerte von deponiertem Pb und Cd an. Pb weist eine rapide Abnahme von ca. 300 auf $120 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$ auf (1997 bis 1999). Anschließend vollzieht sich eine ausgeglichene Minderung auf etwa $70 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$ (2006; vgl. Abb. 6.11). Die Abnahme zwischen 1997 und 2006 beträgt über 75%. Die Cd-Werte verlaufen ab 2000 mit annähernd gleicher Tendenz bei etwa $1 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$. In den vorherigen Jahren liegen sie geringfügig höher (4 bis $2 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$; vgl. Abb. 6.11). Für die zukünftigen Frachten von Pb und Cd sind gleiche Entwicklungen zu erwarten.

Im Trend der As-Einträge vollziehen sich hingegen sichtbare Unregelmäßigkeiten. Sie äußern sich in Form von periodischen Zunahmen auf maximal $6 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$ (2000, 2003) und Abnahmen auf ca. $1,5 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$ (2002, 2004; siehe Abb. 6.11). Gleichwohl kann eine generelle Senkung der As-Depositionen im Jahresmittel festgehalten werden (Richtwert: $3 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$; Abb. 6.11). Die alternierenden Anstiege sind auf extreme Eintragsereignisse im entsprechenden Jahr zurückzuführen (vgl. Abb. 6.2 und 6.4).

Bezieht man die Niederschlags- und Temperaturverteilungen aus Abb. 6.12 in die Frachtentwicklung ein, ist keine direkte Abhängigkeit zu Depositionen erkennbar (vgl. mit Abb. 6.11). In den durchgängig feuchteren und wärmeren Jahren 1997 bis 2003 mit etwa gleich hohen Niederschlägen (~ 700mm/m²) erfolgte dessen ungeachtet eine Verringerung der mittleren Einträge (vgl. Abb. 6.11 und 6.12). Im Jahr 2002 ereignete sich der intensivste Niederschlag (980 mm/m²), aber kein markanter Anstieg in den Frachten (vgl. Abb. 6.11 und 6.12). Seit 2004 verringern sich die Niederschläge wie auch die Frachtmengen (vgl. selbige Abb.).

Die Jahresmittel der Niederschläge haben folglich keinen unmittelbaren Einfluss auf die Entwicklung der jährlichen Depositionen. Mit ihnen (oder trocken) deponieren die lokal emittierten Partikel sowie atmosphärischen Grunddepositionsmengen gemäß Anlage 8. Ein Temperatureinfluss ist nicht zu erkennen (vgl. Abb. 6.11 und 6.12).

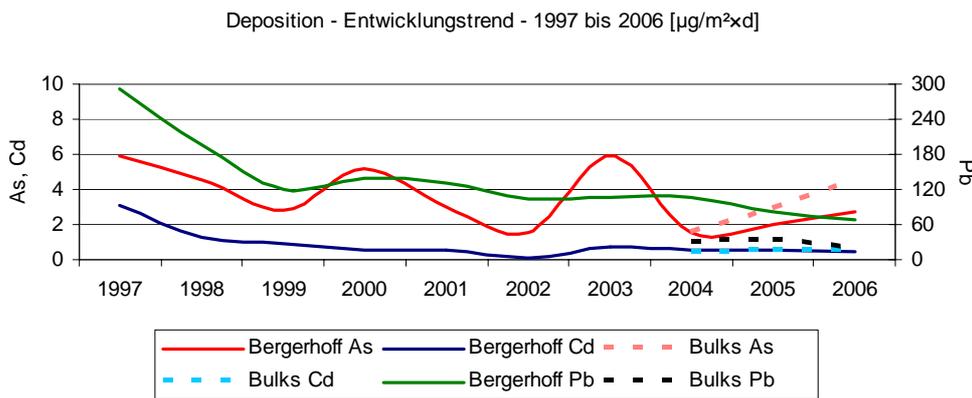


Abb. 6.11: Hilbersdorf, Deposition, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006 [µg/m²×d]

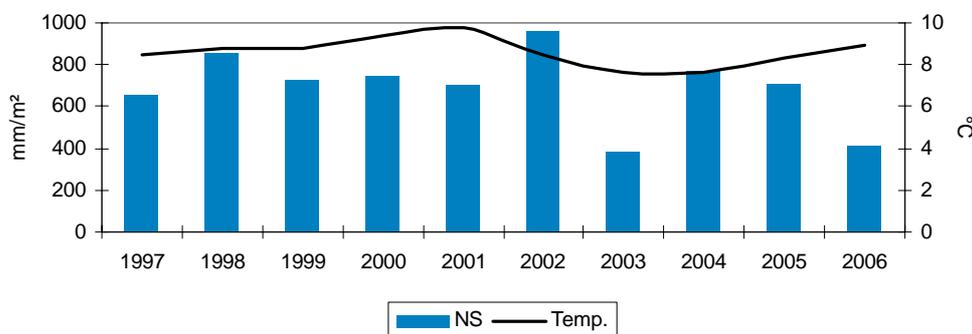


Abb. 6.12: Hilbersdorf, Klimadaten, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006

Seit 2004 ist eine Grenzwertüberschreitung gemäß TA Luft für kein Element mehr gegeben. In den Jahren zuvor lag vor allem Pb mit Jahresmittelwerten von 290 bis

120 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ deutlich über der Vorgabe von 100 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. Abb. 6.11 und Anlage 9). Seit 2002 vollzieht sich die erwähnte Pb-Verringerung und damit Unterschreitung des Grenzwertes (Abb. 6.11 und Anlage 9). Bis heute liegt das Jahresmittel der Pb-Deposition bei ca. 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Tab. 6.1). Cd unterliegt seit 1998 einer Grenzwerteinhaltung mit auch zukünftig geradlinigem Trend ($\sim 1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; vgl. Abb. 6.11 und Anlage 9). Die mittleren As-Werte schwanken in relativ begrenztem Maße um den Grenzwert von 4 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (besonders bis 2003; vgl. Abb. 6.11). Seit 2004 liegen sie gemäß Tab. 6.1 unterhalb der Grenzwertvorgabe in Anlage 9.

Diese positive Depositionsentwicklung führt zu einer zunehmenden Entlastung der Freiburger Region (Böden) mit Schadstoffen. Dennoch weisen die Lokalböden eine signifikante Schwermetallbelastung auf (siehe Anlage 1). Sie ist bekanntlich geogen und industriehistorisch bedingt.

3) Vergleich der samplerspezifischen Ergebnisse

Die Abb. 6.6 bis 6.8 und die Tab. 6.3 belegen für alle Elemente eine gute bis sehr gute Übereinstimmung der Messreihen aller Bulk-Sammler. Sie besitzen nachweislich die gleiche Tendenz bei minimalen Abweichungen. Besonders deutlich korrelieren As mit Faktoren von $\sim 0,9$ sowie Pb mit Faktoren von $\sim 0,8$; etwas niedriger korreliert Cd mit Faktoren von $\sim 0,7$ (siehe Tab. 6.3). Der verringerte Koeffizient von Cd ist kleineren zeitlichen Frachtversätzen zu schulden (Abb. 6.7). Negativ wirkt sich zudem die oftmalige Unterschreitung der Nachweisgrenze aus (Tab. 5.2). Verzerrt werden die Korrelationen zusätzlich durch im Depositionsprozess mehr oder weniger intensiv erfasste Ausreißer.

Zieht man die Bergerhoff-Messungen hinzu, fällt eine elementweise Abnahme der Korrelationen in Tab. 6.3 auf. Die As- und Cd-Werte nach Bergerhoff lassen sich gut/mittelmäßig mit denen der Bulks vergleichen (Faktoren: $\sim 0,6$ bzw. $\sim 0,4$; siehe Tab. 6.3). Dies ist in den Abb. 6.6 und 6.7 anhand des parallelen Verlaufs mit geringfügigen Abweichungen zu erkennen. Innerhalb der As-Zeitreihen kann beobachtet werden, dass seit Ende 2005 die Bulk-Messungen dominierend oberhalb der Bergerhoff-Messungen liegen (siehe Abb. 6.6). Warum derartige Unterschiede auftreten, ist nicht erklärbar. Aufgrund vorliegender Werteabweichungen bezüglich des Betrags und Eintragszeitpunkts der Frachten entstehen die geminderten Korrelationen (vgl. Abb. 6.6, 6.7 sowie Tab. 6.3).

Die Pb-Werte nach Bergerhoff ermöglichen keine Korrelationen zu den Bulk-Werten (negative Korrelation; siehe Tab. 6.3). Deren Verlauf bildet unharmonische Zeitreihen ab und lässt nur wenige Parallelitäten zu den Bulks erkennen (siehe Abb. 6.8). Markant ist weiterhin, dass die Bergerhoff-Werte von Pb zu 83% über den Bulk-Werten liegen. Hier kommt ein deutlicher Werteunterschied zum tragen, der nicht erklärbar ist. Vorhandene Depositionsspitzen werden mit einigen Unterschieden in jeder Pb-Zeitreihe wiedergegeben (vgl. mit Abb. 6.8).

Tab. 6.2: Hilbersdorf, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006

	Berg. As	Blk. A As	Blk. B As	Blk. C As	Berg. Cd	Blk. A Cd	Blk. B Cd	Blk. C Cd	Berg. Pb	Blk. A Pb	Blk. B Pb	Blk. C Pb
Berg. As	1											
Blk. A As	0,61	1										
Blk. B As	0,53	0,90	1									
Blk. C As	0,67	0,91	0,90	1								
Berg. Cd					1							
Blk. A Cd					0,43	1						
Blk. B Cd					0,34	0,77	1					
Blk. C Cd					0,39	0,70	0,58	1				
Berg. Pb									1			
Blk. A Pb									-0,10	1		
Blk. B Pb									-0,10	0,85	1	
Blk. C Pb									0,15	0,89	0,71	1

Berg. = Bergerhoff, Blk. = Bulk

4) Fazit

(1) Ein jahreszeitlicher Depositionstrend prägt sich in frühjährlichen (April, Mai) und (spät-)sommerlichen (August, September) Mehreinträgen mit zwischenzeitlichen Absenkungen (Juni, Oktober) aus. Im Winter treten ebenfalls Depositionsanstiege auf (Jahreswende, März). Sie besitzen niedrigere Konzentrationen als Sommerzunahmen.

(2) As und Cd zeigen harmonische Jahresverläufe an. Die Pb-Zeitreihen folgen einem diffuseren, stärker fehlerbehafteten Trend (vgl. mit den Bergerhoff-Reihen). Parallele Tendenzen mit kleineren bis mittleren Differenzen sind innerhalb der Elementpalette vorhanden.

(3) Alle elementaren Depositionen unterliegen einem anhaltenden Minderungstrend der Jahresmittel (generell Pb, periodisch As). Die Pb-Werte verringern sich seit 1997 von 290 auf 70 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ 2006. Innerhalb der As-Depositionen vollziehen sich jährliche Schwankungen zwischen 1,5 und 6 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. Cd-Einträge zeigen gleich bleibende Konzentrationen unterhalb von 1 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. Oftmals wird dabei die Nachweisgrenze unterschritten. Bei As und Pb liegen keine Unterschreitungen der Bestimmungsgrenzen vor.

(4) Eine Überschreitung der gültigen Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen gemäß TA Luft (Anlage 9) ist seit 2004 nicht mehr zu verzeichnen. Dies gilt bezüglich aller elementaren Jahresmittel. In den Jahren zuvor konnten bei Pb massive Mehreinträge festgestellt werden; siehe (3).

(5) Markante Depositionen werden im Verlauf des Sommerhalbjahres (April bis September) ausschließlich durch bodenwirtschaftliche Tätigkeiten hervorgerufen (ausgenommen Düngung). Für Depositionszunahmen im Winterhalbjahr ergibt sich diese Beziehung nicht. Atmosphärische Grunddeposition findet naturgemäß begleitend statt.

(6) Mehreinträge im Winterhalbjahr gemäß (1) können nicht präzisiert werden. Aus der Bewertung geht keine unmittelbare Beziehung zu Niederschlägen oder Windverhältnissen hervor.

(7) Eine direkte Beeinflussung von signifikanten Depositionen durch Niederschläge kann nicht nachgewiesen werden. Depositionsspitzen decken sich nicht mit Niederschlagsspitzen (gilt für Sommer und Winter). Der Primäreinfluss von Windverhältnissen ist ebenso auszuschließen. Die Klimafaktoren geben den Rahmen für Depositionsprozesse vor, indem sie vorhandenen Partikeln entsprechend ihrer Intensitäten das Absetzen ermöglichen. Deren Bereitstellung obliegt nicht den lokalklimatischen Bedingungen; siehe (5) und (6). Abflachende Sommerwinde fördern den Partikeleintrag.

(8) Die überdurchschnittliche Bodenbelastung mit Schwermetallen in Hilbersdorf spiegelt sich in den Depositionshöhen wider. Beide Faktoren weisen deutlich höhere Konzentrationen gegenüber denen der restlichen BDF II auf (vgl. dazu nachfolgende Kapitel bzw. Anlage 1).

(9) Der Vergleich der Bergerhoff- und Bulk-Messungen liefert für As und Cd mittlere Korrelationen mit kleineren/deutlichen Abweichungen. Die Zeitreihe von As nach Bergerhoff verläuft teils oberhalb und teils unterhalb der Bulk-Reihen. Daher korrelieren sie mit einem Faktor von $\sim 0,6$ recht gut. Innerhalb der Cd-Zeitreihen sind kleinere Differenzen ersichtlich. Infolge sehr geringer Cd-Konzentrationen haben Mehreinträge sinkende Korrelationen zur Folge (Faktoren: $\leq 0,43$). Pb-Werte können nicht korreliert werden. Die Bergerhoff-Werte sind dominierend oberhalb der Bulk-Werte zu finden. Zu diesen markant höheren Konzentrationen kommt hinzu, dass die Bergerhoff- und Bulk-Reihen kaum Parallelitäten vorweisen und einen diffusen Charakter besitzen. Dies schlägt sich in den negativen Korrelationen nieder.

(10) Innerhalb der drei Bulk-Messungen sind für jedes Element sehr gute bis gute Vergleichsreihen ermittelt worden. Sie zeigen kongruente Konzentrationsverläufe bei minimalen Differenzen auf. Das Intervall der Korrelationskoeffizienten erstreckt sich prinzipiell von 0,58 bis 0,91.

7 Depositionsauswertung BDF II Brandis

Die Bergerhoff-Zeitreihen der BDF II in Brandis (Abb. 7.1) sind in den zeitlichen Abschnitten 1997 bis 2000 (Abb. 7.2), 2001 bis 2003 (Abb. 7.4) sowie 2004 bis zur Stationsaufgabe im September 2006 (Abb. 7.6) aufgeführt. In den Monaten März 1998 und April 2000 fanden keine Messungen statt, da kein Probenmaterial im Sammelbehälter vorhanden war (siehe Abb. 7.2). Bulk-Sammler wurden in Brandis nicht installiert.

Das Registrieren der Windgeschwindigkeiten durch das LfUG Sachsen beschränkte sich in Brandis auf die Jahre 1997 bis 2000 (Abb. 7.3). Bis zur Messflächenaufgabe 2006 wurden anschließend nur noch die Niederschlagsdaten erfasst (vgl. Abb. 7.5 und 7.7).

Das Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig hat demgegenüber am Standort eine permanente Winddatenregistrierung durchgeführt. Diese wurden jedoch nicht mit in die Bewertung einbezogen.



Abb. 7.1: BDF II Brandis (Fotos: Forberg, LfUG; groß: 11.09.2006, klein: 12.10.2005)

1) Bewertung der Jahrgänge

Generell zeigen alle Elementverläufe einen jahreszeitlichen Trend an. Er äußert sich durch frühjährliche Anstiege (ab März/April), sommerliche Spitzen (Juli bis September) und winterliche Abnahmen (ab Oktober). Diese Saisonalität verdeutlichen die Abb. 7.4 und 7.6 (2000 bis 2006) für alle Elemente besonders gut. In den Jahren 1997 bis 2000 ist die Tendenz aufgrund der Skalierung vorzugsweise bei den Pb-Depositionen ablesbar (Abb. 7.2). Monatliche Abweichungen saisonaler Eintragungsspitzen können auftreten (vgl. Abb. 7.2 bezüglich 1999 oder Abb. 7.4 bezüglich 2003).

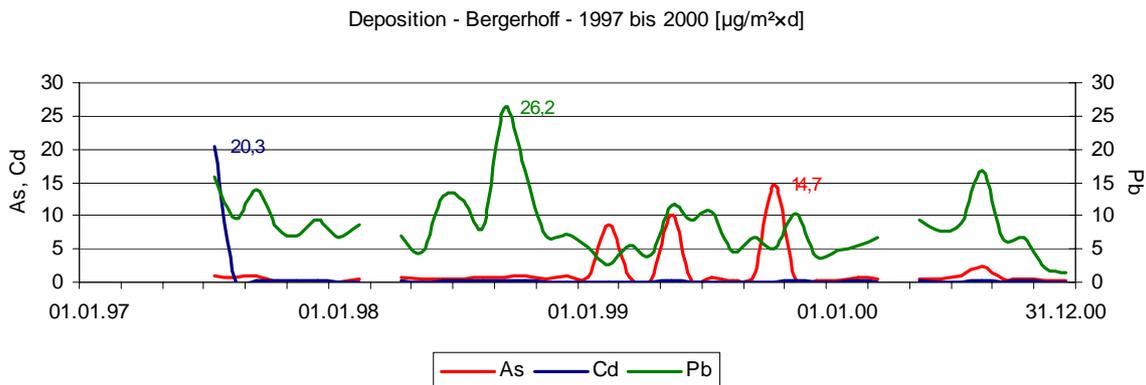


Abb. 7.2: Brandis, Deposition nach Bergerhoff, 1997 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

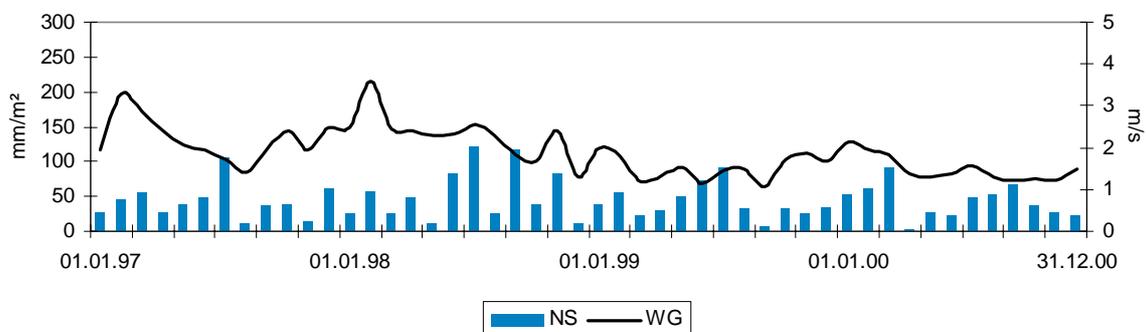


Abb. 7.3: Brandis, Klimadaten, 1997 bis 2000

Innerhalb der Zeitreihen kristallisiert sich ein deutlich paralleler Verlauf aller Elemente heraus (vgl. Abb. 7.4 und 7.6). Markante Unterschiede findet man nur in den Verläufen von 1999 (As-Einträge; siehe Abb. 7.2). Folglich kann auf stabile, kontinuierliche Einträge mit wenigen Abweichungen geschlossen werden. Im Januar 2006 ist eine weitere Divergenz zu beobachten. As steigt auf $1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ an, während Cd und Pb eine Absinktendenz aufweisen (siehe Abb. 7.6). Der Eintrag erfolgt jedoch in geminderter Intensität gegenüber 1999 (hier: 9 bis $15 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; vgl. Abb. 7.2).

Die maximal deponierten Pb-Anteile sind im Zeitraum 1997 bis 2000 vorhanden (September 1998: $26 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, August 2000: $17 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; siehe Abb. 7.2). As-Werte zeigen währenddessen keine bzw. geringe (1998, 2000) oder die bereits genannten Mehrfachauschläge von 1999 an (Abb. 7.2). Das As-Maximum vom Oktober 1999 ($15 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) beendet schließlich das mit drei As-Peaks behaftete Jahr 1999 (Abb. 7.2). Übrige As-Depositionen erstrecken sich bis $10 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (siehe Abb. 7.2, 7.4 und 7.6).

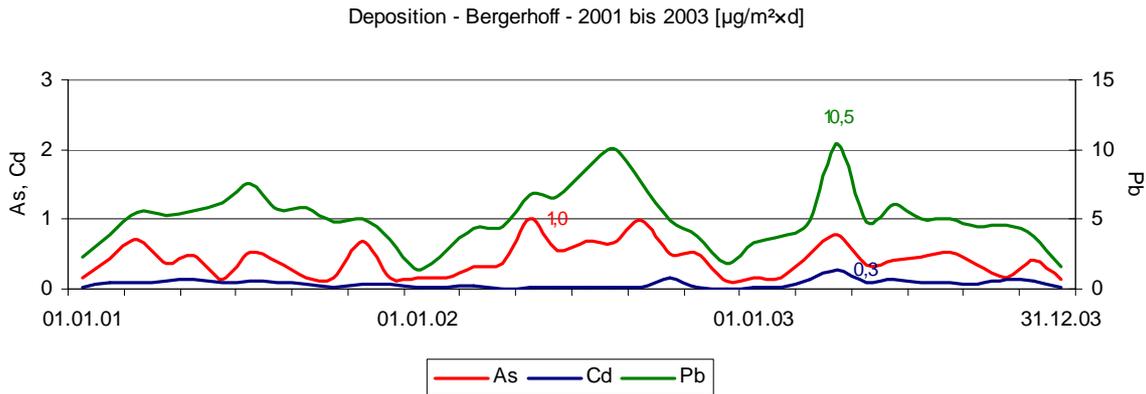


Abb. 7.4: Brandis, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

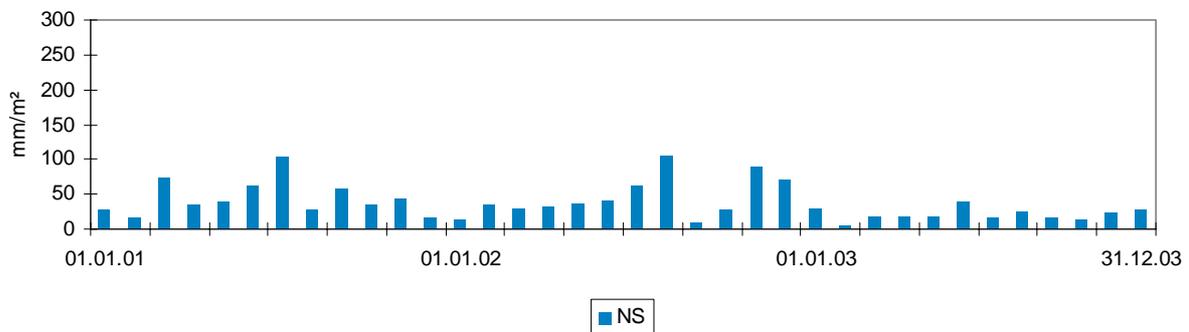


Abb. 7.5: Brandis, monatliche Niederschlagssummen, 2001 bis 2003

Es ist nicht möglich, den mehrfachen As-Anstiegen von 1999 (Abb. 7.2) eine Ursache zuzuordnen. Deposition durch Nahbereichsemission infolge getätigter Feldbearbeitungen scheidet aus. Laut Datenblatt hat zu diesen Zeitpunkten (Februar, Mai, Oktober) keinerlei Feldwirtschaft stattgefunden. Auch äquivalente Niederschlagsmengen ermöglichen keine direkten Bezüge. Die Monate Februar, Mai und Oktober 1999 sind nicht mit überdurchschnittlichen Niederschlagsintensitäten ausgestattet (vgl. Abb. 7.2 und 7.3). Hinzu kommt, dass bei den Elementen Cd und Pb kein korrelierender Anstieg vorhanden ist (vgl. Abb. 7.2). Somit ergibt sich ein mehrfach diffuser As-Eintrag ohne belegbare Ursachen (anthropogene Quellen).

Der Juli 1997 ist durch das Cd-Maximum von $20 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ geprägt. As-/Pb-Spitzen treten dabei nicht in Erscheinung (siehe Abb. 7.2). Rückschlüsse zur Bewirtschaftung der Feldfläche entfallen, da eine Datenblatt-Dokumentation fehlt. Ob der hohe Niederschlagswert (Juli 1997: $105 \text{ mm}/\text{m}^2$; Abb. 7.3) primär für den Extremeintrag verantwortlich ist, lässt sich nicht klären. Beeinflussende anthropogene Emissionen im Messflächenumfeld fließen nicht mit in die Ansprache ein. Eine depositionsfördernde Wirkung kann dem Niederschlagsereignis vom Juli 1997 zugesprochen werden (vgl. Abb. 7.2 und 7.3).

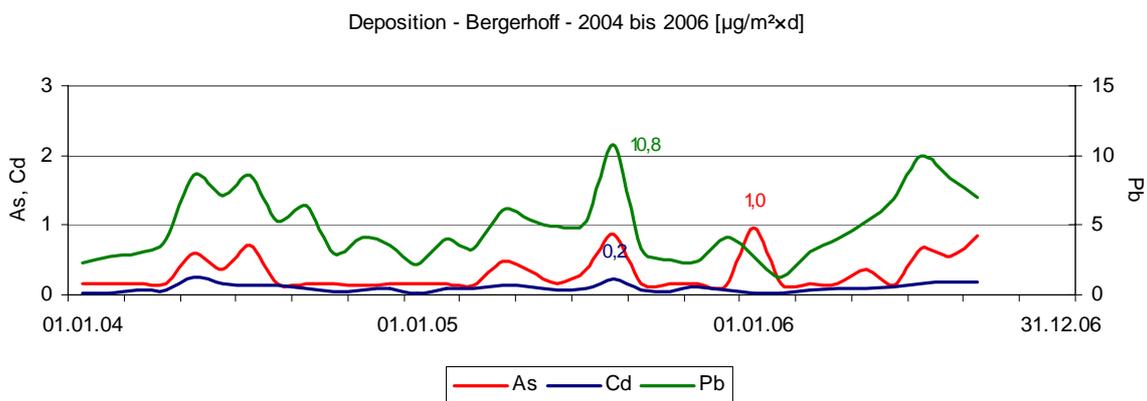


Abb. 7.6: Brandis, Deposition nach Bergerhoff, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

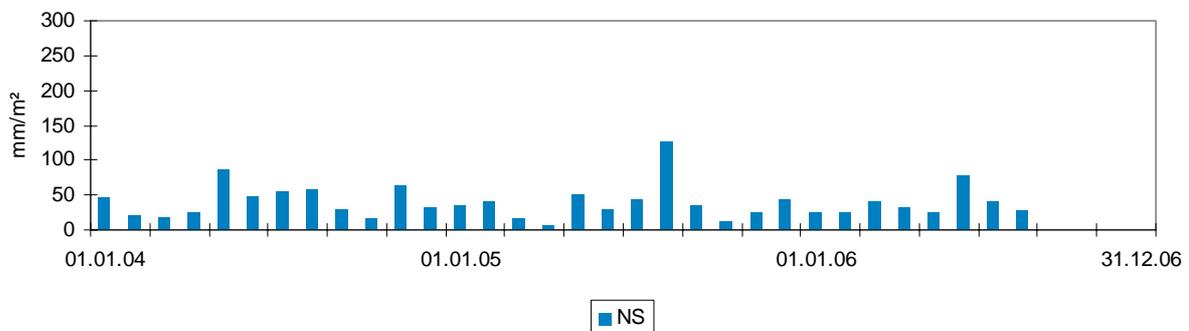


Abb. 7.7: Brandis, monatliche Niederschlagssummen, 2004 bis 2006

Mit weiterem Verlauf bilden die Cd-Depositionen sehr niedrige Werte ab ($0,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und weniger; vgl. Abb. 7.4 und 7.6). Sie liegen häufig nahe/unterhalb der Bestimmungsgrenze (Tab. 5.2). Infolge der höheren Skalenauflösung ab 2001 wird der jahreszeitliche Trend nachvollziehbar (vgl. Abb. 7.4 und 7.6). Die dabei sichtbaren, identischen Peaks belegen die angeführten Eintragsereignisse (vgl. selbige Abb.).

Der seit 2001 harmonische bzw. parallele Depositionsverlauf drückt sich in den entsprechend niedrigeren Standardabweichungen im Vergleich zu den Vorjahren merklich aus. Die Tab. 7.1 listet die statistischen Kennwerte auf.

Tab. 7.1: Brandis, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Kennwert/Zeitbezug	As	Cd	Pb
Mittelwert 1997	1,0	3,0	10,9
Mittelwert 1998	0,6	0,1	10,7
Mittelwert 1999	3,2	0,1	6,6
Mittelwert 2000	0,6	0,1	7,0
Mittelwert 2001	0,4	0,1	5,1
Mittelwert 2002	0,5	0,03	5,3
Mittelwert 2003	0,4	0,1	4,8
Mittelwert 2004	0,3	0,1	4,9
Mittelwert 2005	0,3	0,1	4,5
Mittelwert 2006	0,4	0,1	5,4
Gesamtmittelwert 1997 bis 2006	0,8	0,4	6,5
Standardabweichung 1997 bis 2000	3,0	3,1	4,6
Standardabweichung 2001 bis 2003	0,2	0,1	2,0
Standardabweichung 2004 bis 2006	0,2	0,1	2,4

Das Bestellen des die Messfläche umgebenden Feldes erfolgt in den gemäß Abb. 7.8 zusammengefassten Zyklen. Die dabei im April eingetragenen Feldarbeiten sowie die Sommersaat (Erbsen) gelten nur für das Jahr 2000. Aufgrund des zeitgleichen Messausfalls (April 2000; siehe Abb. 7.2) lässt sich für diesen Monat keine Relation zwischen Bewirtschaftung und Deposition aufstellen (vgl. dazu mit Abb. 7.8). Frühjährliche Düngerstreu (Kalkammonsalpeter) findet alljährlich statt. Als typische Wintersaat kommen Winterroggen, -gerste und -weizen zum Einsatz. Lücken in der Bewirtschaftungsdokumentation liegen in den Jahren 1997, 1998 und 2004 vor (keine Datenblätter vorhanden).

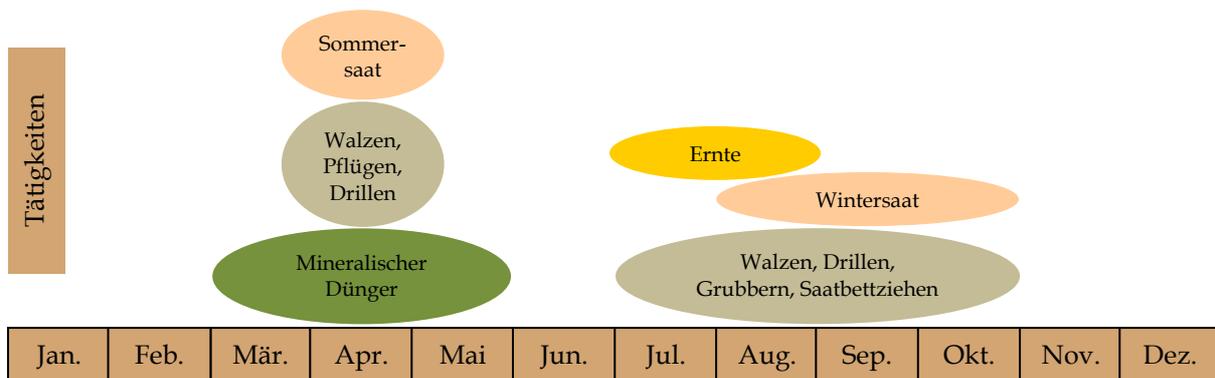


Abb. 7.8: Brandis, Bewirtschaftung im Jahresverlauf (Eigener Entwurf)

Die Maßnahmen der Feldbewirtschaftung begünstigen den jährlichen Depositionsprozess (Verlauf und Spitzeneinträge) nachweislich. Mit dem Frachtanstieg im Frühjahr (ab April) bis zum (Spät-)Sommer (September) kann gleichzeitig der Beginn bzw. Verlauf der Feldwirtschaftssaison festgestellt werden (vgl. Abb. 7.8 z.B. mit Abb. 7.4 oder 7.6). In den Monaten des Frühjahres beeinflussen die Befahrungen zur Düngung die Eintragsintensitäten. Dem Düngemittel an sich ist eine nichtige bzw. untergeordnete Bedeutung zuzusprechen [28].

Innerhalb der Sommermonate lassen sich klare Relationen zwischen Feldwirtschaft und Eintragsprozessen aufstellen. So resultiert der Anstieg vom August 2005 aus den erfassten Bodenbearbeitungen, der Vorfruchternte sowie der Neusaat von Winterroggen (siehe Abb. 7.6 und 7.8). Selbiges gilt für den Mehreintrag im August 2000 (Abb. 7.2). Die übrigen sommerlichen Depositionsverläufe können dementsprechend mit der Feldwirtschaft in Verbindung gebracht werden (2001 bis 2004; vgl. Abb. 7.4 und 7.6 mit Abb. 7.8). Mit Beendigung der Feldbestellung (etwa Oktober) geht eine deutliche Depositionsverringerung einher (siehe z.B. Abb. 7.4 und 7.6).

Problematisch sind die Bewertungen des Cd-Maximums (Juli 1997) und des Pb-Maximums (September 1998; siehe Abb. 7.2). Das Fehlen der Datenblätter wurde bereits erwähnt. Daher ist eine ursächliche Beziehung zu wirtschaftlichen Eingriffen unzulässig. Diffuse Einträge unbekanntes Ursprungs kommen ebenfalls in Frage (ohne Präzisierung). Weiterhin einzubeziehen sind die markanten Zunahmen der äquivalenten Niederschläge ($\sim 120 \text{ mm/m}^2$; vgl. mit Abb. 7.3). Folglich kann von einer quantitativen Beeinflussung der Extremeinträge durch Niederschlag – ohne Wichtung – ausgegangen werden. Bereits angesprochene As-Maxima (1999; siehe Abb. 7.2) unterliegen keinen massiven Anstiegen von Niederschlägen oder Feldwirtschaftseinflüssen (diffus; vgl. Abb. 7.3). Hauptursachen bleiben ungeklärt.

Niederschlagsanstiege finden, wie bereits angeführt, innerhalb der Sommermonate statt (Sommermaximum; vgl. Abb. 7.3, 7.5 und 7.7). Der Faktor Niederschlag stellt somit eine weitere Bewertungsmöglichkeit zur Erklärung der monatlichen Elementverläufe dar. Diese Beziehung ist in den Jahren 2004 bis 2006 gut zu beobachten (Parallelität; vgl. Abb. 7.6 und 7.7); durchaus auch in den Jahren zuvor (vgl. Abb. 7.2 und 7.3, 7.4 und 7.5). Im August 2005 summieren sich Feldarbeit und Niederschlagsmenge ($\sim 130 \text{ mm/m}^2$) zum Peak (vgl. Abb. 7.6 und 7.7). Auf andere Extremeinträge wurde bezüglich der Niederschlagsintensität bereits hingewiesen (vgl. Abb. 7.2 und 7.3 oder Abb. 7.6 und 7.7).

Die Ausprägungen der mittleren Windgeschwindigkeiten zeigen, dass innerhalb der Frühjahrs- und Sommermonate geringere Geschwindigkeiten (1 bis 2 m/s) als in den Herbst- und Wintermonaten (> 3 m/s) vorherrschen (vgl. hierzu Abb. 7.3). Somit beeinflusst auch die jahreszeitliche Dynamik der Winde einen erhöhten Stoffabsatz im Sommerhalbjahr (vgl. Abb. 7.2 und 7.3). In Verbindung mit den Intensitäten der monatlichen Niederschläge gelten sie als depositionsfördernd. Die wesentlichen Einflussfaktoren auf den erläuterten Eintragsprozess sind mit dem Feldbau sowie mit anderen lokalen Wirtschaftstätigkeiten gegeben.

Die Konzentrationen der Schwermetalle und von As im mineralischen Oberboden fallen sehr gering aus (Anlage 1). Deren Konzentrationsverhältnis von Pb/As/Cd beträgt 125/28/1. Das gleiche Elementverhältnis hinsichtlich der deponierten Gesamtjahresmittel nach Tab. 7.1 beträgt 16/2/1. Folglich besteht ein genereller Zusammenhang zwischen Deposition und Bodenbelastung (Feldwirtschaft). Dies wird vorzugsweise anhand der Pb-Werte sichtbar; die As-Beziehungen erscheinen gehemmt.

Naturgemäße atmosphärische Grundeinträge in ländlichen Gebieten finden laut Anlage 8 ebenfalls in kleinen Konzentrationen statt. Größere Emittenten fehlen in der Brandiser Region. Daher vollzieht sich der dargelegte Depositionsprozess in den prinzipiell niedrigen Frachten (siehe Abb. 7.4).

2) Entwicklungstrends nach Bergerhoff, Grenzwertbezug

Aus den Mittelwerten der Tab. 7.1 bzw. den Zeitreihen in Abb. 7.9 zeichnet sich seit 2001 ein kontinuierlicher Trend innerhalb aller Elemente bezüglich stabiler Jahreseinträge ab. Dabei befinden sich deponierte Pb-Jahresmittel bei $\sim 5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. As schwankt unterhalb von $1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. Cd-Einträge liegen dauerhaft bei $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. Abb. 7.9). Eine Fortsetzung dieser Tendenzen kann auch für die kommenden Jahre angenommen werden.

1997 bis 2000 haben sich aufgrund weniger Einzelereignisse mit höheren Konzentrationen intensivere Stoffmengen im Mittel abgesetzt. Dies betrifft Cd (1997), Pb (1997 und 1998) sowie As (1999) gleichermaßen (siehe Abb. 7.2). Resultierende Jahresmittel liegen bei $\sim 3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Cd und As) bzw. unterhalb von $12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Pb; vgl. Abb. 7.9 oder Tab. 7.1). Pb unterliegt einer deutlichen Abnahme seit Messbeginn (Abb. 7.9).

Sieht man von den erhöhten Einträgen der 1990-er Jahre einmal ab, lässt die nahezu lineare jährliche Niederschlagsverteilung ($\sim 600 \text{ mm/m}^2$) einen gleichartigen Trend wie die mittleren Depositionen erkennen (vgl. Abb. 7.9 und 7.10). Daran verdeutlicht sich eine beeinflussende Beziehung. Die minimale Niederschlagssumme von 2003 (Abb. 7.10) basiert auf dem extrem trockenen, heißen Jahr 2003 (siehe auch Abb. 7.5). 2006 wurden die Messungen bereits im September infolge des Stationsabbaus beendet. Der Niederschlagswert in Abb. 7.10 ist nicht repräsentativ.

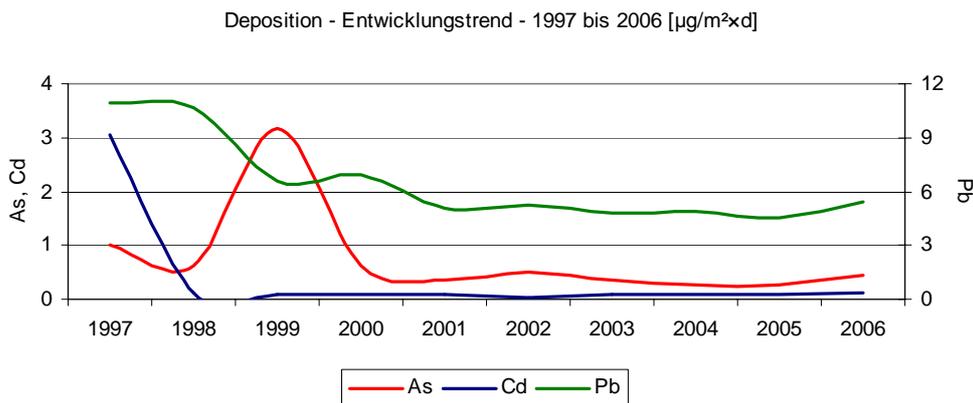


Abb. 7.9: Brandis, Deposition, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

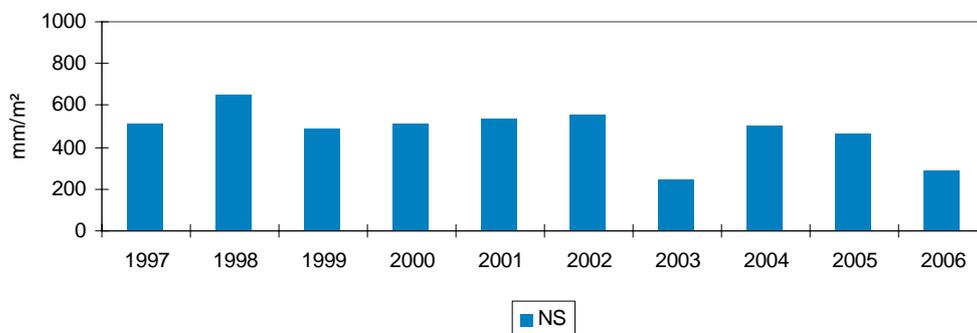


Abb. 7.10: Brandis, jährliche Niederschlagssummen, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006

Beim Vergleich mit den Grenzwerten nach TA Luft (siehe Anlage 9) kann für alle drei Elemente eine Einhaltung der Vorgaben im Jahresdurchschnitt festgestellt werden. Für As und Pb gilt dies seit Messbeginn (Jahresmittel As: $\sim 3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und darunter, Jahresmittel Pb: $\sim 12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und darunter; vgl. nun mit Anlage 9). Cd hat lediglich 1997 mit $3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ den Grenzwert von $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ überschritten und folgt dann mit extrem niedrigeren Einträgen (vgl. Tab. 7.1 und Anlage 9).

Diese sehr positive Entwicklung weist darauf hin, dass die Brandiser Region nicht durch überdurchschnittliche Schadstoff-Depositionen belastet wird.

3) Fazit

(1) Die jährliche Abfolge der deponierten Frachten weist einen Jahreszeitentrend auf. Kennzeichnend hierfür sind Zunahmen im Frühjahr (April) bis zum Spätsommer (September) sowie anschließende Abnahmen (ab Oktober) bis zum Winterminimum. Extremeinträge erfolgen in den Monaten Juli bis September. Im Frühjahr treten sie nur selten auf. Winterliche Mehreinträge sind nicht zu verzeichnen.

(2) Dominierend parallel verlaufende Elementkonzentrationen unterstreichen einen atmosphärisch/lokal stabilen Stoffeintrag. Die harmonischen Zeitreihen weisen in den Jahren 1997 bis 2000 abweichende, elementspezifische Peaks (As und Pb) auf. In den darauf folgenden Jahren kommt dies nicht zustande.

(3) Die Sachverhalte von (1) und (2) können vorzugsweise auf die saisonalen Feldbewirtschaftungen zurückgeführt werden. Deren Zeitspanne reicht vom April bis zum September. Innerhalb der Sommermonate erfolgen Ernte, Bodenbearbeitung und Saat. Sichtbare Depositionsspitzen decken sich mehrheitlich mit den Feldarbeiten. Sie sind als primärer Ursachenkomplex zu verstehen.

(4) Niederschlagsintensitäten zeigen eine jahreszeitliche Variabilität in Form eines Sommermaximums und eines Winterminimums an. Sie folgen ebenso dem in (1) genannten Trend. Daraus ergibt sich eine direkte Beeinflussung der tendenziellen Depositionen. Vereinzelt Niederschlagsmaxima finden simultan zu deponierten Maxima statt. Weiterhin entsprechen höhere Niederschlagsmengen im Sommer den in (3) erwähnten Bewirtschaftungstätigkeiten.

(5) Windgeschwindigkeiten weisen im Sommerhalbjahr niedrigere Werte als im Winterhalbjahr auf. Sie bedingen somit den jahreszeitlichen Stoffeintrag nach (1) in Verbindung mit (4).

(6) Der jährliche Depositionsprozess kann nach (3), (4) und (5) als Folge multipler Einflüsse angesehen werden. Hauptaugenmerk ist auf die Bewirtschaftung bzw. Bodenvorbelastung (gering) zu legen. Die klimatischen Bedingungen sorgen gemäß ihrer Ausprägungen für Eintragsgunst. Rückschlüsse zu anderen Partikelquellen bleiben unerwähnt.

(7) Alle Elemente weisen seit 2001 einen geradlinigen Frachteintrag im Jahresmittel auf. Er wird sich so auch in Zukunft fortsetzen. Mittlere As- und Cd-Depositionen verlaufen unterhalb von $1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. Pb-Depositionen liegen bei etwa $5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. Während der vorherigen Jahre erfolgten geringfügige Mehreinträge von etwa $3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (As und Cd) bzw. $12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Pb). Pb weist eine Absinktendenz auf. Die niedrigen Depositionen reflektieren die niedrigen Bodenbelastungen (Anlage 1).

(8) In Bezug auf (7) ist bei jedem Element eine generelle Einhaltung bestehender Immissionsgrenzwerte (TA Luft; vgl. Anlage 9) zu verzeichnen. Für eine immissionsbelastende Beurteilung gibt es in Brandis keine Anhaltspunkte.

8 Depositionsauswertung BDF II Lippen

Für die BDF II in Lippen (Abb. 8.1) sind die Depositionszeitreihen in den Jahren 1997 bis 2000 (Bergerhoff; Abb. 8.2), 2001 bis 2003 (Bergerhoff; Abb. 8.4) und 2004 bis 2006 (Bergerhoff und Bulk; Abb. 8.6 bis 8.8) aufgeführt. Infolge langwieriger Umsetzungs- bzw. Umbauarbeiten sowie laboranalytischer Lücken stehen während des Jahres 1998 keinerlei verwertbare Daten zur Verfügung (vgl. Abb. 8.2). Es handelt sich um den längsten Messausfall innerhalb des sächsischen Bodenmonitoring-Programms. Die übrigen Messausfälle im Juli 1997 und April 2000 sind fehlenden Probenmengen im Bergerhoff-Glas zu schulden (siehe Abb. 8.2). Bulk-Depositionen wurden ohne Unterbrechungen erfasst (Abb. 8.6 bis 8.8).



Abb. 8.1: BDF II Lippen (Fotos: Forberg, LfUG; groß: 13.03.2007, klein: 28.03.2007)

1) Bewertung der Jahrgänge

Aus den Depositionsverläufen der Abb. 8.2, 8.4 und 8.6 bis 8.8 resultiert kein definitiv jahrestypischer Trend – im Sinne von sommerlichen Mehreinträgen und winterlichen Senkungen. Hierfür sind saisonal beständige Einträge mit annähernd zeitgleichen Zu- und Abnahmen bei allen Elementen ausschlaggebend. Parallele Zeitreihen mit kleineren Divergenzen bekräftigen stabile/wiederholte Depositionsverhältnisse. Den Abb. 8.2 und 8.4 (Bergerhoff) ist eine derartige Ausprägung nicht zu entnehmen. Elementare Zeitreihen (besonders Pb und As) verlaufen nicht parallel (siehe selbige Abb.).

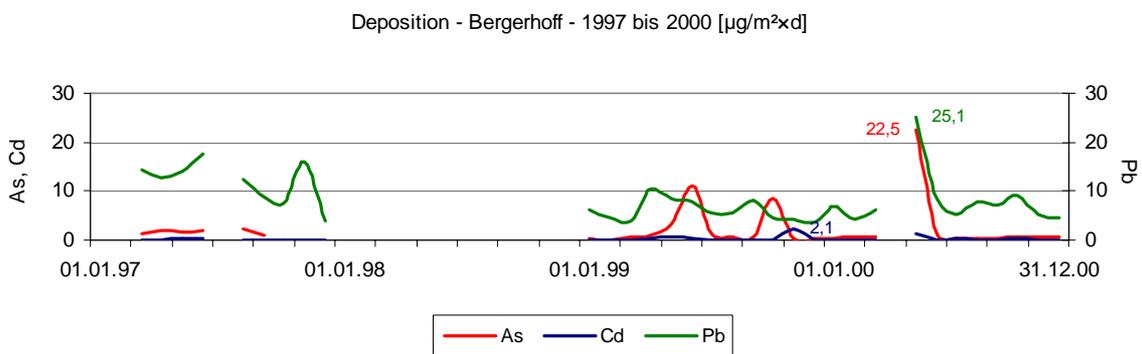


Abb. 8.2: Lippen, Deposition nach Bergerhoff, 1997 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

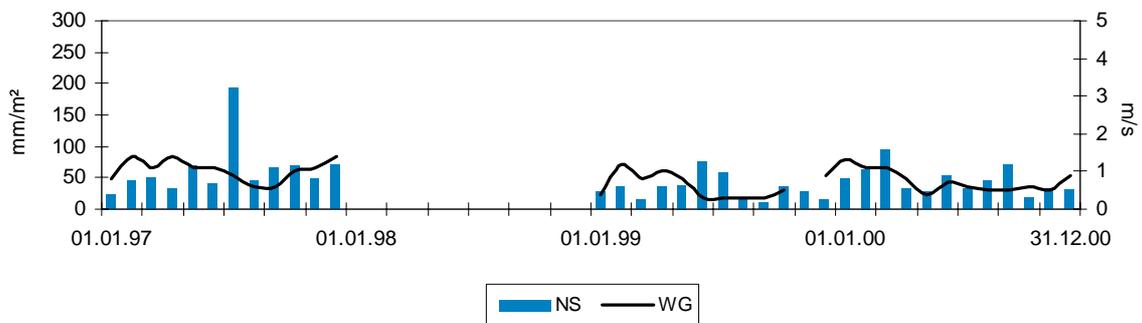


Abb. 8.3: Lippen, Klimadaten, 1997 bis 2000

Wiederholte Extremeinträge können innerhalb der As-Depositionen festgestellt werden. Sie beschränken sich mit Abweichungen auf die Monate Mai bis Juli sowie August bis Oktober (vgl. Abb. 8.2, 8.4 und 8.6). Von einem zusammenfassend jahrestypischen Trend ist jedoch nur bedingt zu sprechen. Schließlich weisen die As-Einträge den angesprochenen Monatsgang nicht kontinuierlich auf. Er entfällt z.B. 1997, 2000, 2001, 2003 und 2006 (vgl. dazu Abb. 8.2, 8.4 und 8.6). Folglich bilden sich As-Zeitreihen mit dementsprechend linearen Tendenzen aus (siehe gleiche Abb.).

Es ist weiterhin ersichtlich, dass Cd und Pb während der Monate extremer As-Depositionen (As-Maximum: September 2005 mit $31 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; siehe Abb. 8.6) keine simultanen Extremanstiege aufweisen. Dies gilt mehrheitlich für alle Jahre – z.B. 1999, 2001, 2002, 2003 oder 2006 (siehe Abb. 8.2, 8.4 oder 8.6 bis 8.8). Deren Verlauf erfolgt hauptsächlich in geradliniger Ausprägung (Cd) mit mäßigen Schwankungen (Pb) und seltenen Spitzeneinträgen (vgl. Abb. 8.2, 8.4, 8.7 und 8.8). Nur innerhalb der Jahre 2004 und 2005 entsprechen die monatlichen Ausschläge von Cd denen von As (etwa Mai bis September; siehe Abb. 8.6 und 8.7). Pb folgt hier mit einem einzigen Peak im September 2005 (vgl. Abb. 8.6 bis 8.8). Er stellt das Maximum der Pb-Depositionen dar ($\sim 45 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; siehe Abb. 8.6).

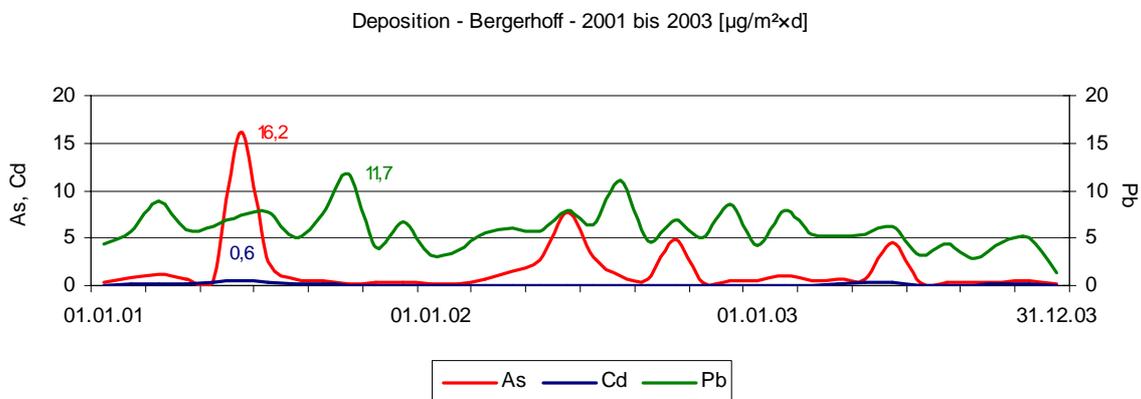


Abb. 8.4: Lippen, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

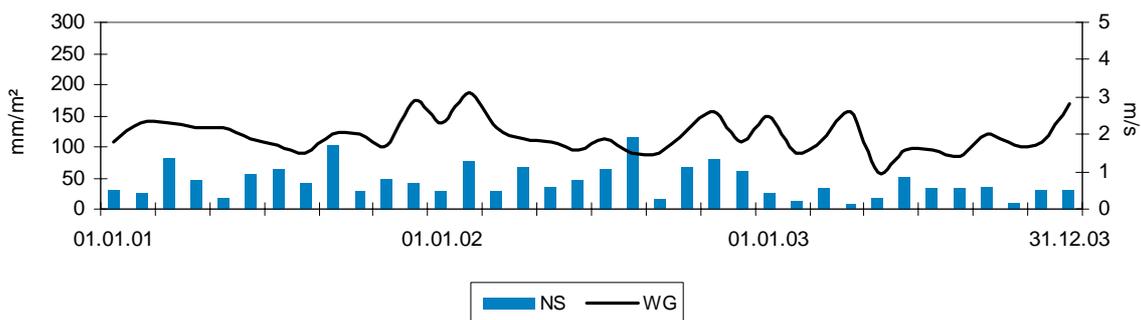


Abb. 8.5: Lippen, Klimadaten, 2001 bis 2003

Die maximal deponierte Cd-Fracht liegt bei etwa $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im November 1999 (Abb. 8.2). Ansonsten weisen Cd-Mehreinträge Werte von $1,4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und weniger auf (vgl. Abb. 8.7). Oftmals befinden sich übrige Konzentrationen nahe Null oder unterhalb der Bestimmungsgrenze nach Tab. 5.2 (vgl. Abb. 8.4 oder 8.6). As-Werte deuten selten und Pb-Werte nie eine Unterschreitung ihrer Bestimmungsgrenzen

nach Tab. 5.2 an. Deren Normaleinträge reichen bis etwa $10 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und Spitzeneinträge von 15 bis $30 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (siehe Abb. 8.2, 8.4, 8.6 oder 8.8).

Während der Wintermonate deponierte Frachten bringen keine sommerlichen Spitzenwerte hervor. Sie bilden Einträge mit niedrigen Konzentrationen aus, die dem kontinuierlichen Jahrgang mit kleineren Unterschieden entsprechen (Abb. 8.4 etc.).

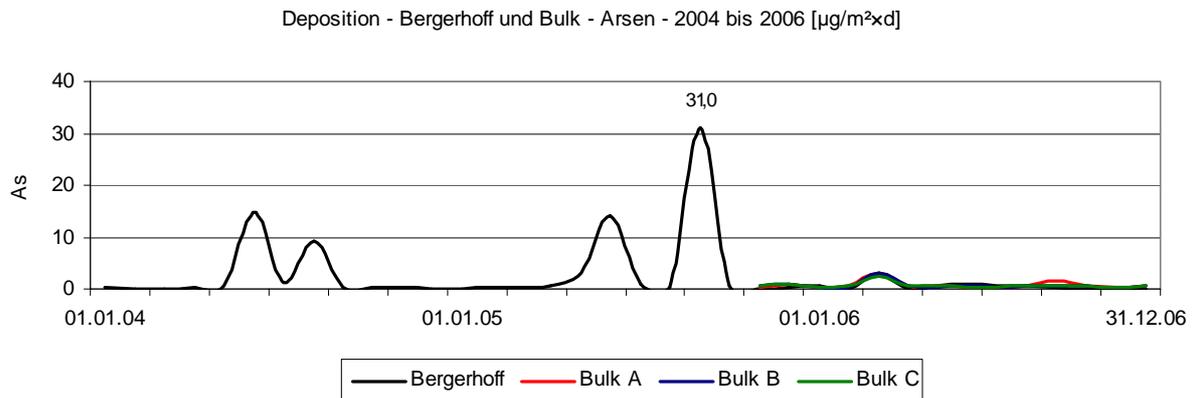


Abb. 8.6: Lippen, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

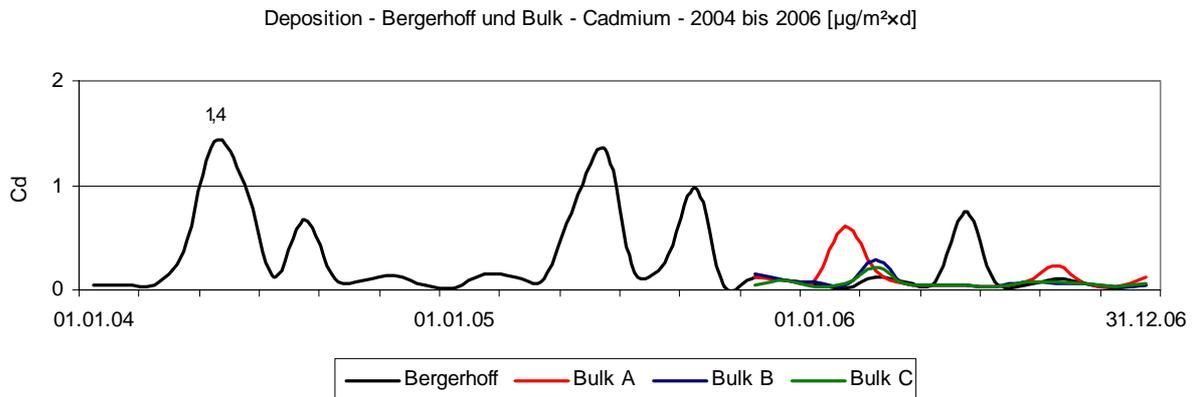


Abb. 8.7: Lippen, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

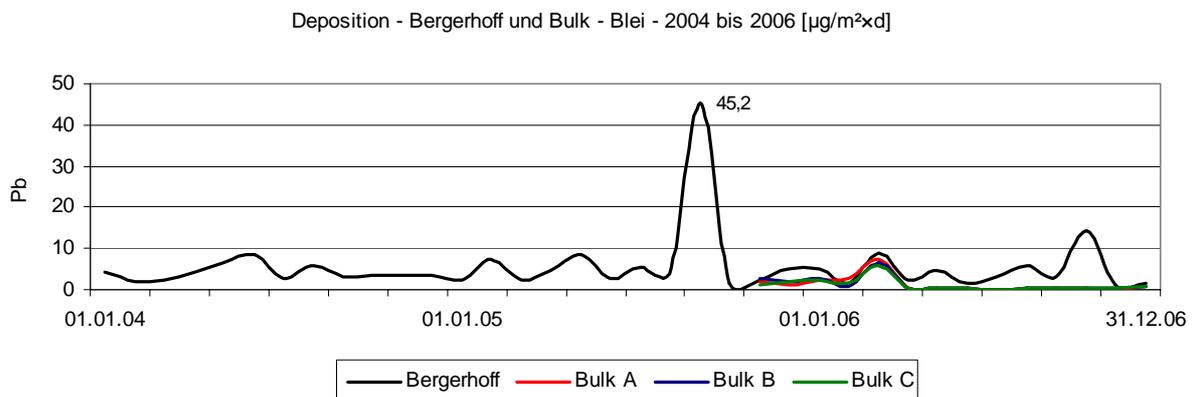


Abb. 8.8: Lippen, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

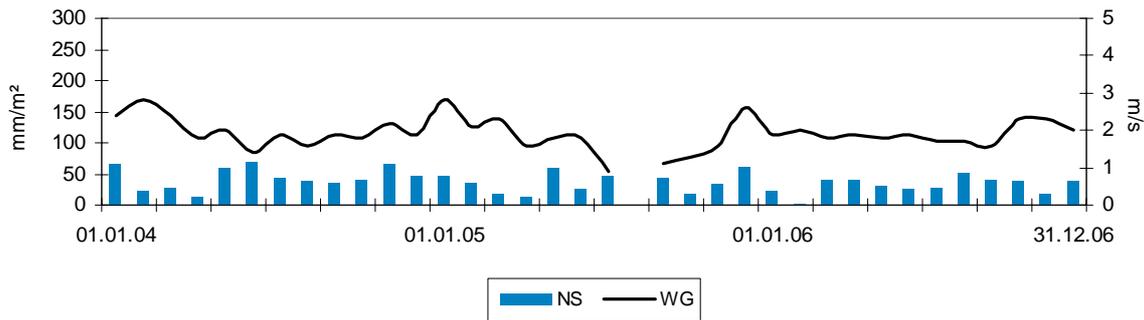


Abb. 8.9: Lippen, Klimadaten, 2004 bis 2006

Die signifikanten Eintragungsspitzen im Sommerhalbjahr, wie z.B. 2001, 2002, 2004 oder 2005 (siehe Abb. 8.4 oder Abb. 8.6 bis 8.8), können nicht mit Hilfe der bekannten Einflussfaktoren begründet werden. Aufgrund des zeitlichen Depositionsbezugs (Frühjahr und Sommerende) liegen die Arbeiten der Feldbestellung nahe. Sie scheiden aber aus, da die Fläche Lippen durch mehrjährige Stilllegungsmaßnahmen landwirtschaftlicher Tätigkeiten gekennzeichnet ist. Den jeweiligen Datenblättern sind folgende Zeitspannen entnommen:

- Anfang 2001 bis August 2002 und
- September 2003 bis Ende 2006.

Informationen zu vorangegangenen Jahren existieren nicht.

Somit stellen die Peaks der Jahre 2001, 2002 (speziell As, weiterhin Pb) sowie 2004 bis 2006 (zuzüglich Cd) keine Resultate landwirtschaftlicher Eingriffe dar (vgl. Abb. 8.4 und 8.6 bis 8.8). Eine aktive Flächenbewirtschaftungsphase hat lediglich zwischen dem September 2002 und August 2003 stattgefunden. Im Oktober 2002 wurde mineralisch gedüngt (Triplephosphat), die Vorbereitung des Saatbetts durch eggen bzw. drillen sichergestellt und letztlich der Winterroggen gesät. Eine Graphik ist hierfür nicht notwendig. Als Ursachen der Extremeinträge nach Abb. 8.4 können diese Arbeiten jedoch ausgeschlossen werden. Zeitgleich vorhandene Depositionsanstiege (Oktober 2002, Juni 2003; siehe Abb. 8.4) erfolgen in geringeren Beträgen als übrige Anstiege in den Jahren der Flächenstilllegungen (Juni 2001, Mai bis September 2004 und 2005; vgl. Abb. 8.4 und 8.6 bis 8.8). Vorzugsweise gründet die Aussage auf den As-Spitzen.

Im Frühjahr (März bis Mai) 2003 wurde nochmals Dünger verbracht und im August schließlich abgeerntet. Simultane Depositionszunahmen tauchen hierbei keineswegs auf (siehe Abb. 8.4). Düngung führt nicht zu Mehreinträgen.

Auf dem jungen, technogenen Boden in Lippen stellt die Landwirtschaft lediglich einen „Bewirtschaftungsversuch“ dar. Aus den mehrjährigen Nutzungsunterlassungen geht die Nichteignung des sandig-lockeren, carbonatarmen Bodens für eine intensive Feldwirtschaft hervor. Gleichzeitig lassen sich die währenddessen erfassten Spitzeneinträge nicht auf landwirtschaftliche Eingriffe zurückführen. Deren Herkunft bleibt offen. Ein elementarer Verhältnisvergleich (Pb/As/Cd) wird dennoch gegeben. Anhand des Gesamtdurchschnitts ergibt sich bei den Depositionen nach Tab. 8.1 ein Verhältnis von 34/11/1. Den Oberbodenanteilen kann nach Anlage 1 ein Verhältnis von 172/64/1 zugeordnet werden. Eine Abhängigkeit der Depositionen vom stofflichen Bodenzustand ist jedoch aufgrund der vorher dargelegten Fakten zu verwerfen.

Tab. 8.1: Lippen, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Kennwert/Zeitbezug	As	Cd	Pb
Mittelwert 1997	1,6	0,1	12,1
Mittelwert 1998	-	-	-
Mittelwert 1999	2,3	0,3	6,2
Mittelwert 2000	2,6	0,2	8,2
Mittelwert 2001	2,0	0,2	6,8
Mittelwert 2002	1,9	0,02	6,2
Mittelwert 2003	0,8	0,1	4,6
Mittelwert 2004	2,3	0,3	4,2
Mittelwert 2005	4,3	0,4	7,6
Mittelwert 2006	0,6	0,1	4,3
Gesamtmittelwert 1997 bis 2006	2,0	0,2	6,7
Standardabweichung 1997 bis 2000	4,5	0,4	4,7
Standardabweichung 2001 bis 2003	2,9	0,1	2,1
Standardabweichung 2004 bis 2006	6,0	0,4	7,2

Die Niederschlagsvariabilität eignet sich ebenso wenig zur Erklärung der auffälligen Depositionsspitzen. Im Vergleich der entsprechenden Monatswerte von Deposition und Niederschlag findet man dafür keinen Ansatz. So deponierte die erwähnte Höchstmenge an As im September 2005 ($31 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; Abb.8.6), ohne einen erkennbaren Zuwachs der Niederschlagssumme ($< 50 \text{ mm}/\text{m}^2$; vgl. mit Abb. 8.9). Selbiges gilt im Vergleich der bekannten Maxima von Cd ($\sim 2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im November 1999; Abb. 8.2) und Pb ($\sim 45 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im September 2005; Abb. 8.8) mit den äquivalenten Niederschlägen in Abb. 8.3 und 8.9. Auch die übrigen Peaks zeigen keine direkten Relationen zu den monatsgleichen Niederschlagsmengen: siehe dazu Juni 2001 (Abb. 8.4 und 8.5), Mai/August 2004 und Juni/September 2005 (Abb. 8.6 bis 8.9). Ob

der stärkste Niederschlagswert vom Juli 1997 (193 mm/m^2) einen Spitzeneintrag verursacht hat, ist nicht zu beantworten (Messlücke; vgl. Abb. 8.2 und 8.3).

Parallelitäten zwischen Niederschlag und Deposition deuten sich im Verlauf der Pb-Einträge an. Diese Verbindung tritt zwischen 2001 und 2003 (vgl. Abb. 8.4 und 8.5) besonders hervor – gemindert in den übrigen Jahren (vgl. z.B. Abb. 8.2 und 8.3).

Die monatlichen Abfolgen der Windgeschwindigkeiten in den Abb. 8.3, 8.5 und 8.9 entsprechen abfallenden Winden im Sommerhalbjahr ($0,5$ bis 2 m/s) und ansteigenden Winden im Winterhalbjahr ($1,5$ bis 3 m/s). Eine intensivere Einflussnahme auf Depositionsmengen ist so den Sommerhalbjahren zuzuordnen, in welchen sich nachweislich die konzentrationsstärksten Einträge vollzogen haben (vgl. genannte Abb. mit Abb. 8.2, 8.4 und 8.6 bis 8.8).

Als eintragungswirkende Parameter führen die Windverhältnisse in Verbindung mit den Niederschlägen zu einem identischen Stoffabsatz im Jahresvergleich (vgl. Abb. 8.4 und 8.5). Dies umfasst atmosphärische Depositionen nach Anlage 8 und sommerliche Spitzen. Unterschiede entstehen, wie 2006, bei ausbleibenden Extremeinträgen (vgl. Abb. 8.6 bis 8.10). Zum Entstehen der Depositionsmaxima haben die Klimaelemente beigetragen, jedoch nicht ausschließlich geführt. Deren Ursprung bleibt ungelöst.

Die aufgezeigten elementaren Extremeinträge der Sommerhalbjahre in den Abb. 8.2, 8.4 und 8.6 bis 8.8 sind nicht direkt durch Bewirtschaftung erklärbar. Niederschlags- und Windvariabilitäten begünstigen je nach Intensität bzw. Ausprägung die Depositionen in Sommer. Sie als Hauptverursacher anzusprechen, ist unzulässig. Andere mögliche Quellen anthropogener Natur bleiben völlig unerwähnt. Daher kann der Depositionsprozess in Lippen ohne weitere Quantifizierungen als lokal diffus bezeichnet werden.

2) Entwicklungstrends nach Bergerhoff, Grenzwertbezug

In Anlehnung an Abb. 8.10 sowie Tab. 8.1 kann für jedes Element seit 1997 ein nahezu kontinuierlicher Depositionsverlauf mit beständigen Einträgen festgehalten werden. Cd und As geben mit dauerhaften $\sim 0,2$ bzw. $\sim 2 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$ einen linearen Trend der Jahresmittelwerte vor (Tab. 8.1). Die Jahresmittel der Pb-Depositionen weisen zwischen 1997 ($12 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$) und 2004 ($4 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$) eine sichtbare Abnahme um $\sim 7 \mu\text{g/m}^2 \times \text{d}$ auf (siehe Abb. 8.10). Diese Entwicklung wird sich auch in Zukunft fortsetzen.

Als einzige Ausnahme unterbricht das Jahr 2005 aufgrund der hohen Mehreinträge von As, Cd und Pb die Tendenz (vgl. Abb. 8.6 bis 8.8 und Abb. 8.10). Deren Jahresmittel reichen hier bis 4 (As), 0,4 (Cd) und 8 (Pb) $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Tab. 8.1).

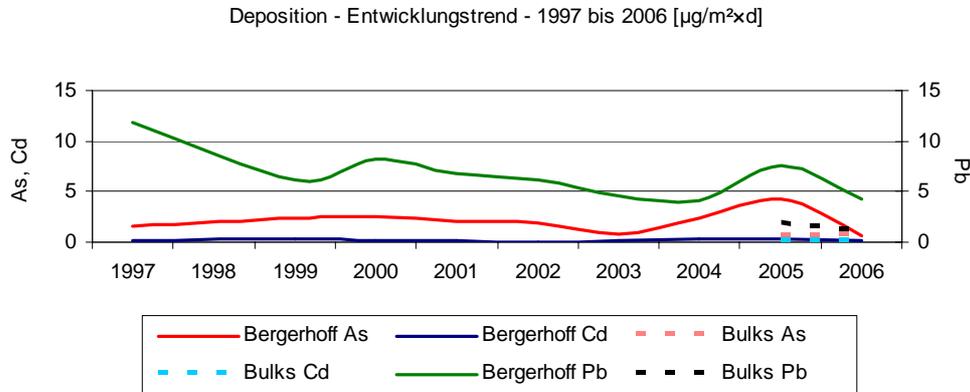


Abb. 8.10: Lippen, Deposition, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

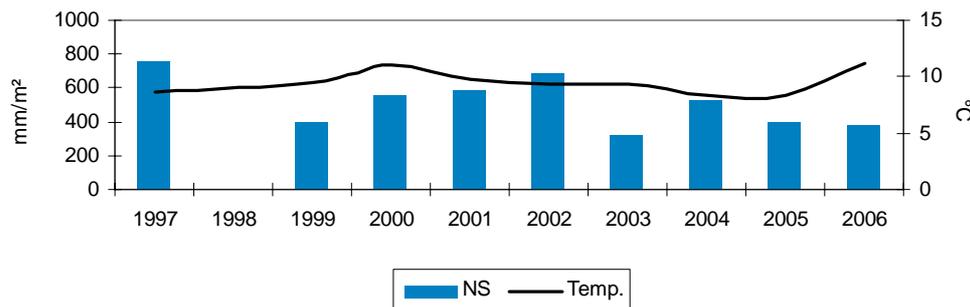


Abb. 8.11: Lippen, Klimadaten, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006

Vergleicht man die Jahresmittel der Depositionen mit den äquivalenten Werten der Niederschläge und Temperaturen, lässt sich kein direkter klimatischer Einfluss auf extreme Eintragsjahre ableiten (vgl. Abb. 8.10 und 8.11). Anhand der intensiveren Niederschläge von 1997 ($\sim 750 \text{ mm}/\text{m}^2$) und 2002 ($\sim 670 \text{ mm}/\text{m}^2$) verdeutlicht sich diese Aussage. Ein elementarer Depositionsanstieg ist 2001 und 2002 nicht gegeben (vgl. Abb. 8.10 und 8.11). Im Gegenzug hat der Mehreintrag aller Elemente von 2005 keinen übermäßigen Anstieg des Niederschlags ($\sim 400 \text{ mm}/\text{m}^2$) als Ursache (vgl. selbige Abb.). Temperaturverläufe spielen eine unbedeutende Rolle. Der klimatische Einfluss bezieht sich auf die naturgemäß stattfindende Grunddeposition sowie den Absatz lokal bereitgestellter Partikel ohne nähere Herkunftsbestimmung und damit ohne weitere Einflechtung in die Bewertung.

Eine Überschreitung der Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen nach TA Luft (Anlage 9) ist für den Standort Lippen nicht zu verzeichnen. Die mittleren Jahresfrachten von Cd ($0,4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und weniger) bzw. Pb ($12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und weniger) befinden sich fortwährend weit unterhalb der Grenzwertvorgaben von 2 bzw. $100 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. Tab. 8.1 und Anlage 9). As liegt mit etwa $3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und weniger generell unter dem geltenden Grenzwert von $4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im jährlichen Mittel. Nur 2005 übersteigt die deponierte As-Menge mit $4,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ den genannten Grenzwert minimal (siehe Tab. 8.1 und Anlage 9). Aufgrund des niedrigen Differenzbetrages ($0,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) kann nicht von einer unmittelbaren Belastung der Feldfläche hinsichtlich des Boden- und Pflanzenzustands gesprochen werden.

Aus der Sicht des Immissionsschutzes stellt die Region Lippen ein schadstoffbedingt unbelastetes Gebiet dar.

3) Vergleich der sammlerspezifischen Ergebnisse

Die Ergebnisse der Bergerhoff-Messungen weisen für As gemäß Abb. 8.6 bzw. Tab. 8.2 sehr gute Korrelationen zu den Bulk-Messungen auf. Deren Vergleichbarkeit entspricht Faktoren von 0,79 bis 0,87 (Tab. 8.2). Beide Methoden bilden den intensiveren As-Eintrag im März 2006 äquivalent ab (siehe Abb. 8.6), wodurch die Koeffizienten keiner Minderung unterliegen. Sammlerbezogene Schwankungen begrenzen sich auf minimale Ausschläge. In der Abb. 8.6 sind sie kaum sichtbar.

Eine weitaus geringere Übereinstimmung bilden die Pb-Werte ab. Deren Korrelationen liegen nach Tab. 8.2 bei Faktoren um 0,3. Sie drücken aus, dass die Bergerhoff-Werte dominierend oberhalb der Bulk-Werte liegen (92%). Weiterhin verlaufen die Bergerhoff- Zeitreihen schwankungsintensiver; sie zeigen mehr Eintragszunahmen an (Abweichungen siehe Abb. 8.8). Warum die Bergerhoff-Ergebnisse höhere Werte als die Bulk-Ergebnisse liefern, kann nicht erklärt werden.

Bei Cd ist eine Unvereinbarkeit der Eintragungsergebnisse nach Bergerhoff und Bulk festzustellen (negativ; siehe Tab. 8.2). Die jeweiligen Zeitreihen decken sich durchaus seit Ende 2005 in mehreren Monaten und unterliegen nur geringfügigen Konzentrationsschwankungen (vgl. Abb. 8.7). Infolge der zwei markanten, sammlerbedingten Depositionsspitzen im Februar (Bulk A) und Juni (Bergerhoff) 2006, welche die restlichen Sammler nicht abbilden, werden die Korrelationen enorm verringert (siehe Abb. 8.7 und Tab. 8.2). Der Wertebereich von Cd nahe/unterhalb der Nachweisgrenze (Tab. 5.2) bringt noch einen zusätzlichen Effekt zur Minimierung der Vergleichbarkeiten mit sich.

Die Cd-spezifischen Differenzen der Messwerte findet man nach Tab. 8.2 innerhalb der Bulk-Gruppe wieder. Nur die Wertebeziehung von Bulk B und C äußert sich in einem sehr guten Korrelationsverhältnis (Faktor: 0,88). Alle übrigen Cd-Zeitreihen erweisen sich als nicht identisch (Faktoren: 0,15 und darunter; vgl. Tab. 8.2). Sie können auf das oben geschilderte Problem zurückgeführt werden. Für As und Pb gelten gemäß Tab. 8.2 sehr gute Übereinstimmungen bei Faktoren von 0,94 und mehr. Die Bulk-Sammler erfassen hier fortlaufend ereignistreu und stabil (vgl. hierzu Abb. 8.6 und 8.8).

Tab. 8.2: Lippen, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2005 bis 2006

	Berg. As	Blk. A As	Blk. B As	Blk. C As	Berg. Cd	Blk. A Cd	Blk. B Cd	Blk. C Cd	Berg. Pb	Blk. A Pb	Blk. B Pb	Blk. C Pb
Berg. As	1											
Blk. A As	0,79	1										
Blk. B As	0,87	0,94	1									
Blk. C As	0,83	0,95	0,99	1								
Berg. Cd					1							
Blk. A Cd					-0,21	1						
Blk. B Cd					-0,02	0,05	1					
Blk. C Cd					-0,06	0,15	0,88	1				
Berg. Pb									1			
Blk. A Pb									0,26	1		
Blk. B Pb									0,29	0,94	1	
Blk. C Pb									0,30	0,96	0,96	1

Berg. = Bergerhoff, Blk. = Bulk

4) Fazit

(1) In Lippen vollzieht sich kein jahreszeitlicher Depositionstrend mit Zunahmen im Sommerhalbjahr und Abnahmen im Winterhalbjahr, welche jedes Element kennzeichnen. Die Frachten setzen sich mit verstärkt diffusem Charakter (siehe (3)) relativ kontinuierlich ab (bei üblichen Schwankungen).

(2) Besonders As-Depositionen zeigen intensivste Ausschläge an. Hauptsächlich treten sie im Mai bis Juli und im August bis Oktober auf. Dies erfolgt jedoch nicht jedes Jahr. Cd und Pb folgen den As-Extremspitzen nur selten mit entsprechenden Spitzen. Eine dauerhafte Parallelität aller Element-Depositionen kann nicht festgestellt werden.

(3) Extreme Eintragsereignisse sind weder durch landwirtschaftliche Maßnahmen noch durch hohe Niederschlagsmengen eindeutig zu erklären. Dies geht aus belegten Flächenstilllegungen mit zeitgleichen Depositionsspitzen hervor. Weiterhin decken sich Elementpeaks nicht mit Niederschlagspeaks. Auch die lokalen Windverhältnisse leisten keinen ausschließlichen Beitrag zur stofflichen Eintragserhöhung. Dem Klima kann ein auf Kontinuität und Stabilität beruhender Einflusscharakter bei naturgemäßen Variabilitäten zugesprochen werden. Direkte Eintragsursachen fehlen in der Bewertung.

(4) Der vorwiegend konstante Eintrag aller Elemente zeigt sich den niedrigen Jahresmitteln von $\sim 2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (As), $\sim 0,2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Cd) und $\sim 6 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Pb) mit minimalen Störungen. Ein Bezug zu den jahresklimatischen Bedingungen ergibt sich hinsichtlich der beständigen atmosphärischen Depositionen. Alle Elementkonzentrationen werden auch zukünftig ähnliche Jahresmittel aufweisen.

(5) Eine Immissionsgrenzwert-Überschreitung nach TA Luft (Anlage 9) ist für kein Element gegeben. Gemäß den Mittelwerten in (4) im Vergleich mit Anlage 9 stellt die Deposition in Lippen kein Immissionsschutzproblem dar.

(6) Erfasste Bergerhoff- und Bulk-Ergebnisse differieren deutlich bei Cd und Pb. Deren Werte sind entweder unvereinbar (Faktoren bei Cd: negativ) oder nur mäßig korrelierbar (Faktoren bei Pb: 0,3 und kleiner). Sie stellen das Resultat sammlerspezifischer Abweichungen unterschiedlicher Intensitäten dar. Zusätzlich verlaufen die Pb-Depositionen oberhalb der Bulk-Depositionen. Die As-Ergebnisse korrelieren sehr gut (Faktoren: 0,79 und größer). Sie folgen dem gleichen Trend.

(7) Die Bulk-Ergebnisse weisen untereinander nur für Cd schlechtere Übereinstimmungen auf. Lediglich die Beziehung von Bulk B und Bulk C bringt bei Cd eine sehr gute Vergleichbarkeit hervor (Faktor: 0,88). As-Ergebnisse und Pb-Ergebnisse sind innerhalb der Sammlergruppe fast zu 100% identisch. Die Faktoren reichen von 0,94 bis 0,99.

9 Depositionsauswertung BDF II Colditz

Für die Darstellung der Depositionsverläufe in Colditz wurden die Zeiträume 1999 bis 2000 (Bergerhoff; Abb. 9.2), 2001 bis 2003 (Bergerhoff; Abb. 9.4) sowie 2004 bis 2006 (Bergerhoff und Bulk; Abb. 9.6 bis 9.8) gewählt. Dabei hat das Hochwasserereignis vom August 2002 seine Spuren in Form eines elfmonatigen Messausfalls hinterlassen (siehe Abb. 9.4). Die Messfläche Colditz liegt unmittelbar im Überschwemmungsbereich der Zwickauer Mulde (rechtes Ufer; vgl. mit Abb. 9.1) und wurde daher vollständig zerstört. Schadensbehebung und Wiederaufbau reichten dann bis in den April 2003 hinein. Seit Juli 2003 findet die Datenerhebung wieder ununterbrochen statt (Abb. 9.4).

Der im April 2000 vorliegende einmalige Messausfall beruht auf nicht vorhandenem Material im Bergerhoff-Sammler (siehe Abb. 9.2).



Abb. 9.1: BDF II Colditz (Fotos: Forberg, LfUG; groß: 22.07.2003, klein: 10.04.2007)

1) Bewertung der Jahrgänge

Die Depositionszeitreihen in den Abb. 9.2, 9.4 und 9.6 bis 9.8 weisen auf einen saisonalen Trend hin. Er zeichnet sich durch Zunahmen im Sommerhalbjahr (zwischen Mai und August) und Abnahmen im Winterhalbjahr (ab September oder Oktober) aus. Dabei sind die Anstiegsphasen mehrheitlich durch signifikante Peaks gekennzeichnet (siehe Abb. 9.2 und 9.6 bis 9.8). Sie besitzen jedoch auch unscharfe/weniger intensive Übergänge zu den winterlichen Frachten, wie z.B. im Jahr 2000 (Abb. 9.2). Die Amplituden zeigen bei As und Pb Intensitäten von maximal $12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ an (Ausnahme: Pb im Juli 1999 mit $\sim 51 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$), bei Cd weniger als $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. hierzu Abb. 9.2, 9.4 und 9.6 bis 9.8).

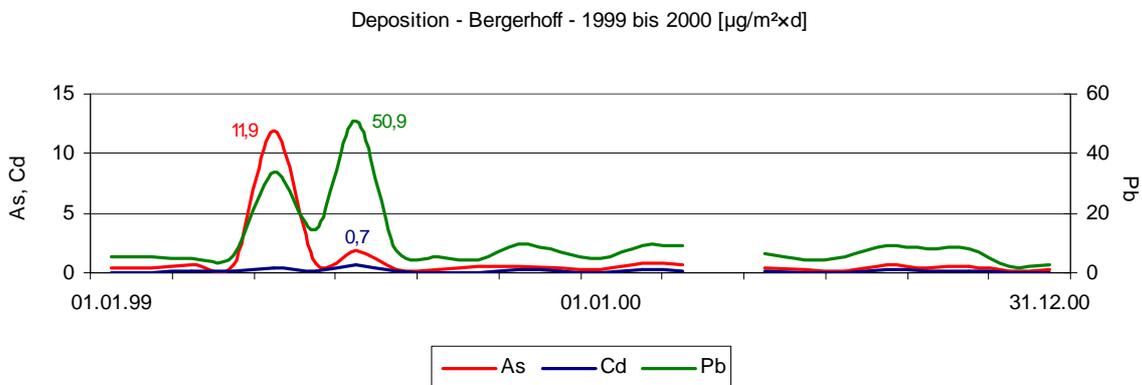


Abb. 9.2: Colditz, Deposition nach Bergerhoff, 1999 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

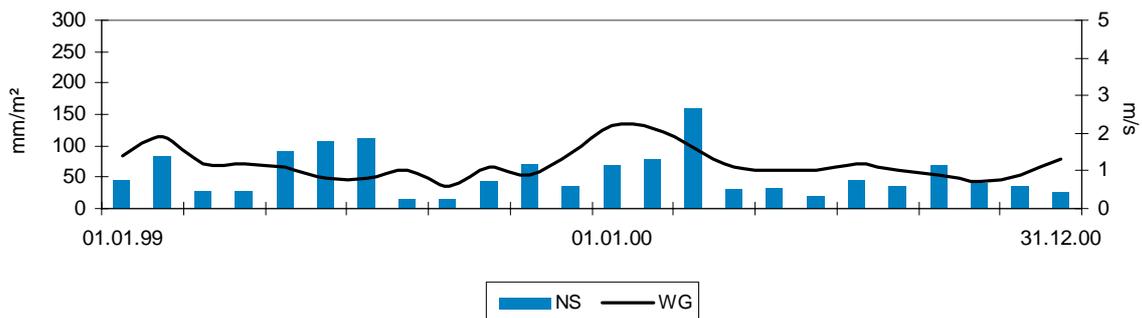


Abb. 9.3: Colditz, Klimadaten, 1999 bis 2000

Es ist zu beobachten, dass auch im Winter vereinzelt Konzentrationsanstiege auftreten. Als Beispiele können die Jahreswechsel von 2004/2005 und von 2005/2006 dienen, in denen alle Elemente mit einer Zunahme (besonders Pb) behaftet sind (vgl. Abb. 9.6 bis 9.8). Dabei fallen die Intensitäten im Vergleich zu sommerlichen Mehrinträgen geringer aus (vgl. selbige Abb.).

Ein mehr oder weniger paralleler Verlauf der Depositionen innerhalb der Bergerhoff-Messungen untermauert die saisonal stabile Eintragsdynamik (siehe Abb. 9.2 und 9.4). Pb unterliegt intensiveren Schwankungen als As und Cd (Abb. 9.4), was auch die Standardabweichungen in Tab. 9.1 bekräftigen. Lediglich wenige Peaks (meist Bergerhoff) beleben die Zeitreihen von As und Cd (Abb. 9.6 und 9.7). Anhand der Abb. 9.8 kann die Pb-Amplitude im Vergleich zu As und Cd in den Abb. 9.6 und 9.7 ebenfalls als schwankungsintensiver bewertet werden. Dies wird besonders bei den Bergerhoff-Reihen deutlich. Die größere Fehlerstreuung (Pb: 12% laut Tab. 5.2) bleibt bestehen.

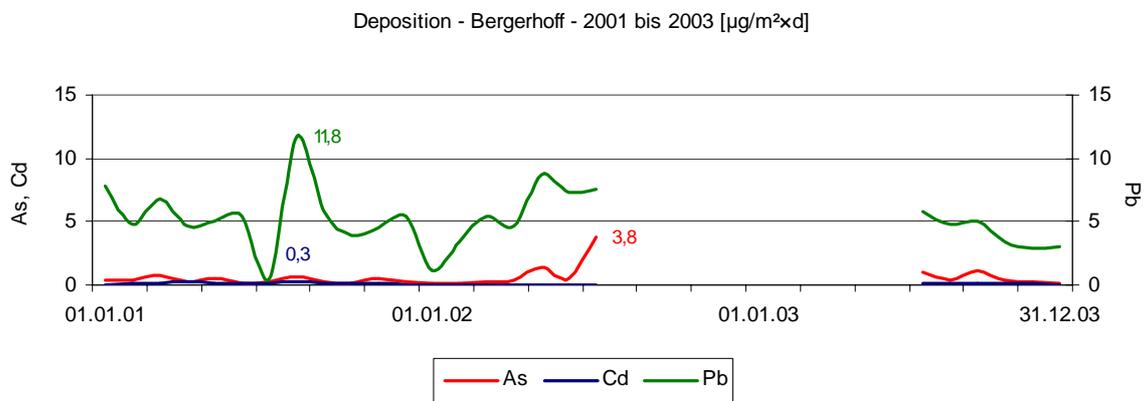


Abb. 9.4: Colditz, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

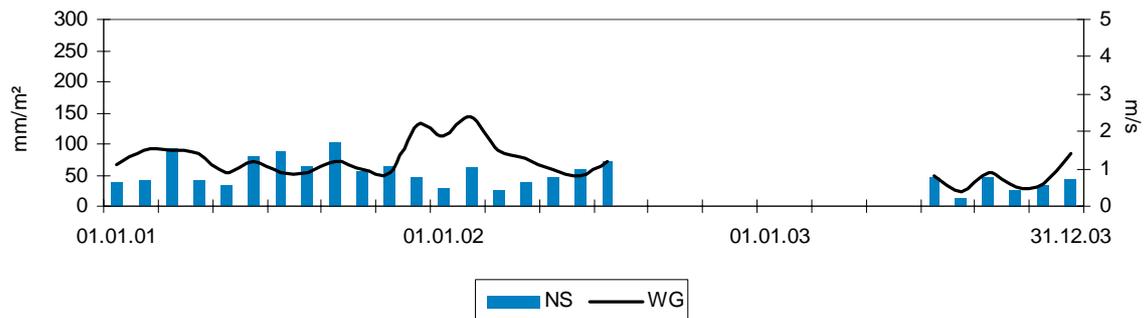


Abb. 9.5: Colditz, Klimadaten, 2001 bis 2003

As und Cd bilden harmonische Abfolgen mit kleineren Differenzen aus (Intensitäten der Peaks; siehe Abb. 9.2 oder 9.6 und 9.7). Aufgrund der Minderung seiner mittleren Depositionen gleicht sich Pb zunehmend an diese Elementverläufe an (vgl. Tab. 9.1 und Abb. 9.6 bis 9.8).

Zu den Höchstmengen an deponierten Elementfrachten sei bezüglich Pb der Mai (34 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) und Juli 1999 ($\sim 51 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$), bezüglich As der Mai 1999 und Juli 2005

($\sim 12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) sowie bezüglich Cd der Juli 2004 und 2006 ($1,4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) erwähnt. Hierzu sind die Abb. 9.2, 9.6 und 9.7 einzusehen. Weitere Eintragungsspitzen treten während dieser Monate gehäuft auf und erzeugen damit die frühjährlichen bzw. hochsommerlichen Mehreinträge in nahezu konstanter Jahresabfolge (vgl. selbige Abb. plus Abb. 9.4).

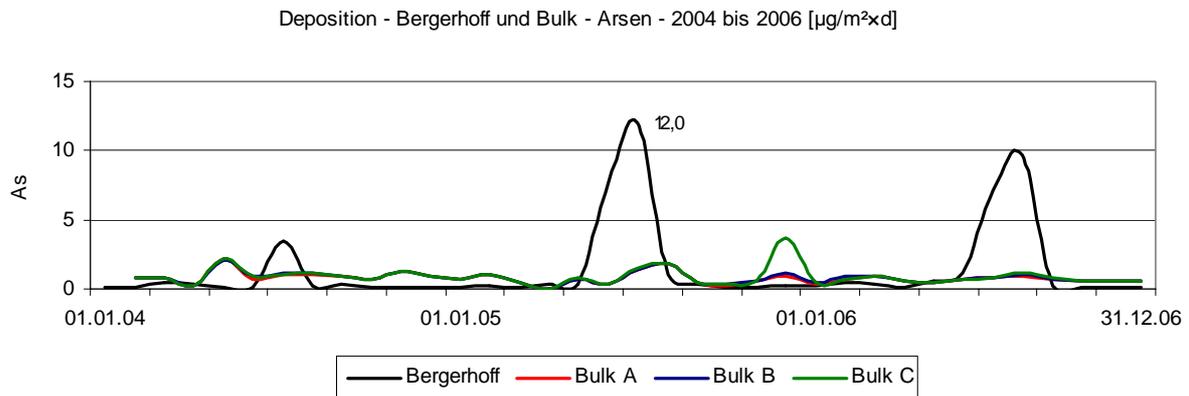


Abb. 9.6: Colditz, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

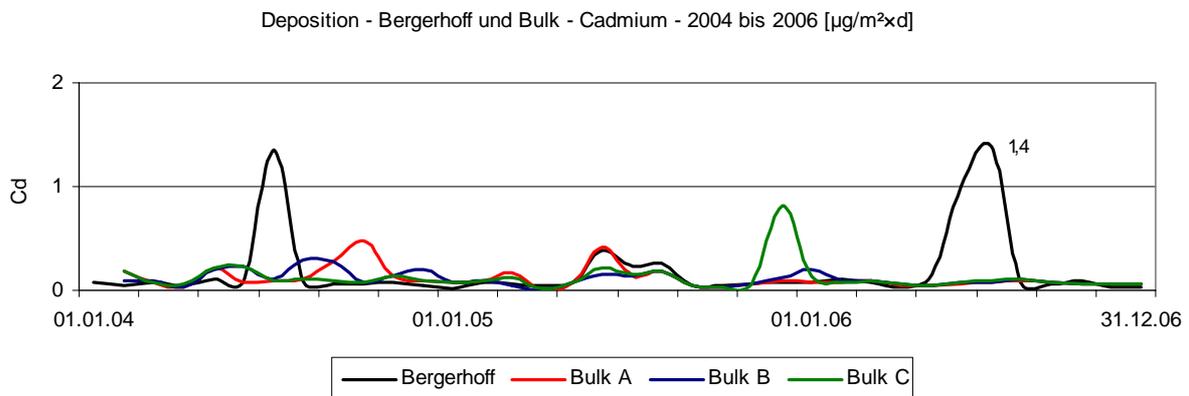


Abb. 9.7: Colditz, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

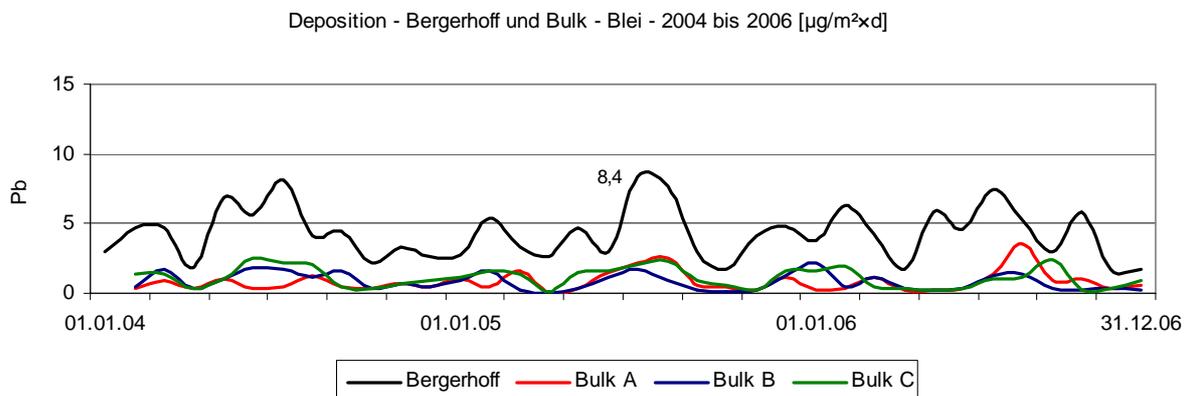


Abb. 9.8: Colditz, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

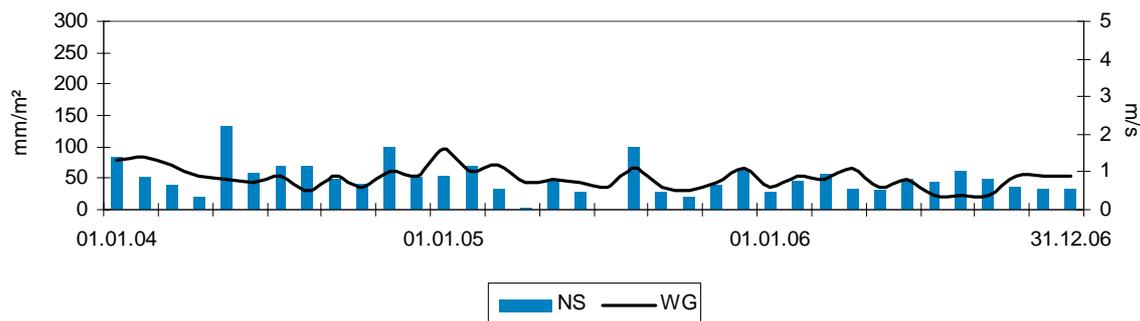


Abb. 9.9: Colditz, Klimadaten, 2004 bis 2006

Zur Erklärung der genannten Extremeinträge bietet sich die Flächenbewirtschaftung an. Aus den vorhandenen Datenblättern ist im Resultat eine zeitgleiche Feldbearbeitung in Form von Mahd und Ernte festzustellen. Haupterntezeiten liegen im Mai und Juli, teilweise wird auch im August/September abgeerntet (siehe Abb. 9.10). Infolge der hierbei notwendigen Arbeiten (ohne Ackern, Grubbern, Pflügen etc.) äußert sich der dargelegte Depositionsprozess in den monatstypischen Spitzen (Sommerhalbjahr; siehe z.B. Abb. 9.8).

Tab. 9.1: Colditz, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Kennwert/Zeitbezug	As	Cd	Pb
Mittelwert 1999	1,6	0,2	12,8
Mittelwert 2000	0,4	0,1	6,3
Mittelwert 2001	0,4	0,1	5,5
Mittelwert 2002	0,9	0,03	5,4
Mittelwert 2003	0,6	0,1	4,1
Mittelwert 2004	2,3	0,3	4,2
Mittelwert 2005	4,3	0,4	11,8
Mittelwert 2006	0,6	0,1	4,3
Gesamtmittelwert 1999 bis 2006	1,4	0,2	6,8
Standardabweichung 1999 bis 2000	2,3	0,2	10,8
Standardabweichung 2001 bis 2003	0,7	0,1	2,3
Standardabweichung 2004 bis 2006	2,9	0,3	1,9

Definitiv belegbar – anhand der Bewirtschaftungsblätter – sind die Ausschläge aller Elemente vom Juli 2004 und 2006 (vgl. Abb. 9.6 bis 9.8). Befahrungen zur Mahd und Ernte haben hier stattgefunden. Für alle anderen Jahre fehlen die Angaben getätigter Feldarbeiten in den Infoblättern. Die Übertragung der wirtschaftlichen Tätigkeiten auf die Eintragungsspitzen in den übrigen Jahren (z.B. 1999) ergibt sich jedoch aus den

monatlichen Übereinstimmungen der Peaks (Mai, Juli/August; siehe hierzu Abb. 9.2 und 9.6 bis 9.8).

Das Fehlen von markanten Depositionszunahmen im Jahr 2000 (Abb. 9.2) basiert auf der Tatsache, dass hier keinerlei feldwirtschaftliche Arbeiten (Mahd und Ernte) stattfanden – jedenfalls nicht nach dem vorliegenden Datenblatt. Lediglich mineralischer Dünger (Kalkammonsalpeter) wurde hier im März, Mai und Juli zugegeben. Die Düngerstreu hat somit nachweislich keinen Einfluss auf Depositionsprozesse (vgl. Abb. 9.2). Die angegebenen Düngezeiten nach Abb. 9.10 gelten ebenso für alle anderen Jahre. Eine Düngung im Juli/August erfolgt aber nicht fortwährend. Daher blieb dieser Zeitraum in Abb. 9.10 unberücksichtigt.

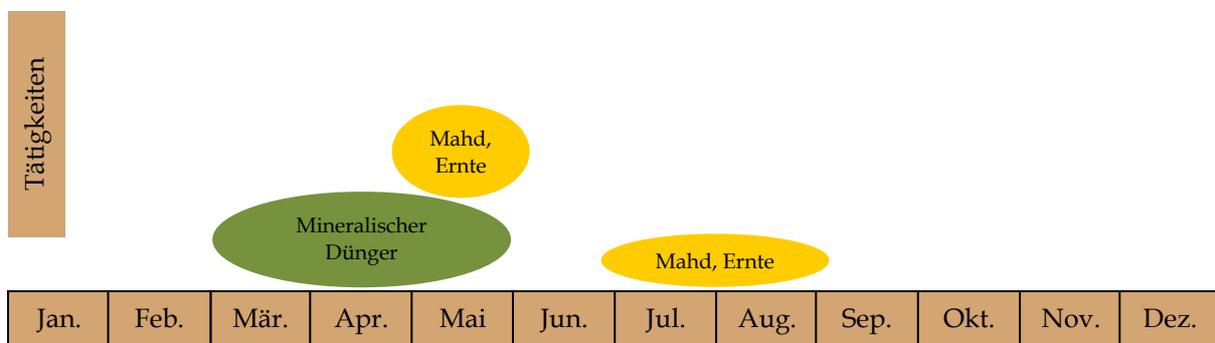


Abb. 9.10: Colditz, Bewirtschaftung im Jahresverlauf (Eigener Entwurf)

Inwieweit die chemischen Verhältnisse im Oberboden von Colditz nach Anlage 1 für die deponierten Schadpartikel verantwortlich sind, kann mit Hilfe des Vergleichs der Elementverhältnisse veranschaulicht werden. Im Oberboden herrscht ein Pb/As/Cd-Verhältnis von 8/5/1 vor. Dasselbe Verhältnis bezüglich der eingetragenen Gesamtjahresmittel nach Tab. 9.1 liegt bei 40/8/1. Damit ist zwar eine prinzipielle, jedoch anthropogen überlagerte Beeinflussung der Deposition durch Oberbodenbearbeitung aufgezeigt (besonders Pb). Es wurde bereits dargelegt, dass keine intensiven Bodenarbeiten wie Pflügen oder Grubbern, sondern lediglich Mahd und Ernte nahe der Messfläche erfolgen. Somit kann den letztgenannten Tätigkeiten ein unmittelbarer Einfluss auf die Eintragsdynamik in Verbindung mit anderen Quellen (primär Pb, möglicherweise As) zugewiesen werden.

Anhand der monatlichen Maxima sowie der Variabilität von Niederschlägen ist für Colditz kein direkter Einfluss des Niederschlags auf überdurchschnittliche Depositionsmengen festzustellen. Die monatliche Verteilung der Niederschläge verweist auf ein Sommermaximum und ein mengenmäßig geringeres Wintermaximum (siehe Abb. 9.3, 9.5 und 9.9). Im Vergleich von Niederschlagsspitzen und Depositions-

spitzen ergibt sich keine Relation. Beispielsweise erfolgt durch die hohe Regenmenge vom März 2000 (159 mm/m²) kein zeitgleich signifikanter Depositionsanstieg (vgl. dazu Abb. 9.2 und 9.3). Dasselbe Verhalten ist im September 2001 (103 mm/m²) zu beobachten (vgl. Abb. 9.4 und 9.5).

Innerhalb der Jahre 2004 bis 2006 kann ein direkter Bezug der Peaks zu gefallenem Niederschlägen ebenfalls nicht hergestellt werden. Im Verlauf der Abb. 9.6 bis 9.9 decken sich die Niederschlagsmaxima mit den Depositionsmaxima während der Bewirtschaftungsmonate. Die Bewirtschaftung gilt bereits als die Hauptursache der sommerlichen Mehreinträge. Der Niederschlagseinfluss ist daher auszuschließen bzw. unterzuordnen.

Hinsichtlich der Depositionsentwicklung im Jahresverlauf eignet sich der Bezug zum Niederschlagsgeschehen jedoch gut. Aus den Niederschlagszunahmen im Sommer (Juni bis August) und Winter (November bis Februar) resultieren tendenzielle Mehreinträge als Folge von Lokaldeposition und atmosphärischer Grunddeposition (siehe Anlage 8). Diesbezüglich können z.B. die Abb. 9.6 bis 9.9 verglichen werden.

Die aufgezeigten Konzentrationsanstiege im Winter (etwa Jahreswende 2004/2005 und 2005/2006 gemäß den Abb. 9.6 bis 9.8) sind nicht verbindlich zu belegen. Neben den Niederschlagsmengen haben anthropogen emittierte Schadstoffmengen Anteil am deponierten Stoffumfang. Eine detailliertere Bewertung kann nicht durchgeführt werden, da jegliche Informationen zu Anthropogenemissionen fehlen. Niederschlägen obliegt kein Primäreinfluss.

Die Betrachtung der Windgeschwindigkeiten im Jahresverlauf führt auch in Colditz zu dem Schluss, dass diese keine monatspezifischen Eintragungsspitzen verursachen. Vielmehr sorgen die sommerlich geminderten Windgeschwindigkeiten von 0,5 bis 1 m/s für das Aufkommen der (atmosphärischen) Mehreinträge – also für saisonal stabilisierende, günstige Depositionsverhältnisse (vgl. Abb. 9.2 und 9.3, 9.4 und 9.5). Im Winterhalbjahr steigen die Windgeschwindigkeiten auf etwa 1,5 bis 2 m/s an (siehe Abb. 9.3 und 9.4) – eine nur geringfügige Erhöhung, die keinen Einfluss auf die Eintragsverhältnisse hat.

2) Entwicklungstrends nach Bergerhoff, Grenzwertbezug

Mit Ausnahme des Anstiegs im Jahre 2005 vollziehen sich die mittleren Depositionsverläufe laut Abb. 9.11 in fast gleich bleibenden Konzentrationen. Dieser kontinuierliche Trend tritt hauptsächlich bei As (ca. 0,5 bis 2 µg/m²×d) und Cd (dauerhaft 0 bis

0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; siehe Abb. 9.11), aber auch bei Pb hervor. Die Pb-Einträge verweisen zudem auf eine Verringerung von 13 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (1999) auf 4 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (2006) seit Messbeginn; eine Senkung von $\sim 70\%$ (siehe Abb. 9.11). Damit kann für Colditz eine parallele Entwicklung im Vergleich zu Lippen festgehalten werden (vgl. Kapitel 8).

Als Erklärung des starken Anstiegs aller Elemente im Jahre 2005 (Abb. 9.11) gelten die in den Abb. 9.6 bis 9.8 aufgezeigten Extremeinträge anthropogener Herkunft. Aus der Menge des mittleren Niederschlags von 2005 ($< 500 \text{ mm}/\text{m}^2$) geht keine ursächliche Beziehung zur Depositionszunahme hervor (vgl. Abb. 9.11 und 9.12). Vielmehr sorgen die im Jahresmittelverlauf leicht schwankenden Niederschläge für den kontinuierlichen atmosphärischen Nass-Depositionseintrag. Die geminderten Niederschlagsmengen von 2002 und 2003 in Abb. 9.12 erklären sich aus dem monatelangen Messausfall infolge der Flutschäden (vgl. Abb. 9.4).

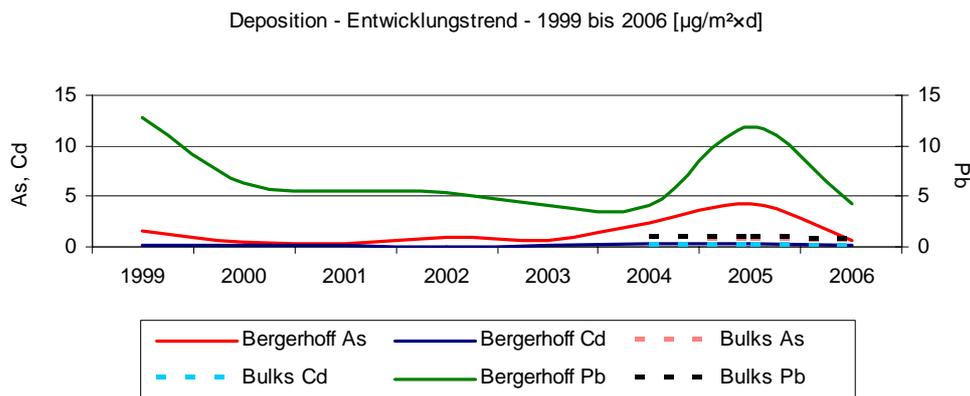


Abb. 9.11: Colditz, Deposition, Entwicklungstrend, 1999 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

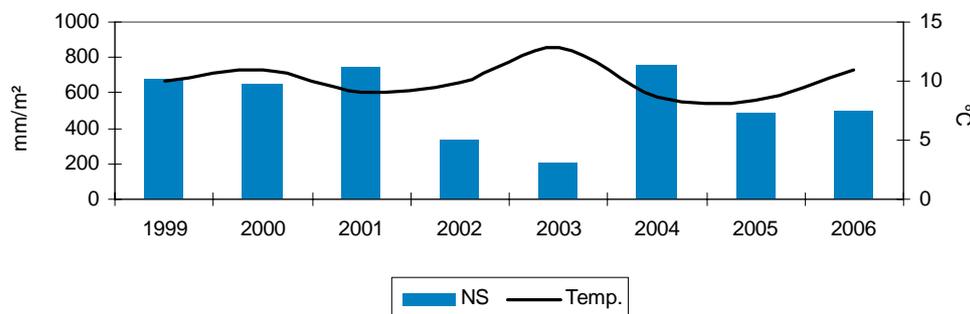


Abb. 9.12: Colditz, Klimadaten, Entwicklungstrend, 1999 bis 2006

Dem Temperaturverlauf ist nach Abb. 9.12 kein sichtbarer Einfluss auf die Abfolge der jährlichen Stoffkonzentrationen in Abb. 9.11 zu entnehmen. Er zeichnet sich ebenfalls durch relative Kontinuität ($\sim 10^\circ\text{C}$; Abb. 9.12) aus und wirkt – wenn überhaupt – nur hintergründig als stabilisierender Faktor. Der höhere Temperaturwert von 2003 (12°C ; Abb. 9.12) ist nicht repräsentativ, da aufgrund des Messausfalls infolge der Flut 2002 die winterlichen Werte in der Mittelwertberechnung fehlen (siehe Abb. 9.4).

In Colditz liegt bezüglich der Grenzwertbetrachtung von Immissionen kein Verdacht auf eine Problemfläche vor. Die Einhaltung der Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen nach TA Luft ist gänzlich gegeben (vgl. Tab. 9.1 und Anlage 9). So ordnen sich As und Cd mit durchschnittlichen $1,5$ bzw. $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ weit unterhalb der Richtwerte von 4 und $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ ein. Bei Pb ist ebenso eine Unterschreitung der Vorgabe von $100 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ zu beobachten (durchschnittliche Deposition: $7 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; vgl. Tab. 9.1 und Anlage 9).

In Colditz zeigen die Depositionen eine konstante, positive Entwicklung an, welche auch weiterhin in dieser Form anzunehmen ist (siehe Abb. 9.11 oder Tab. 9.1).

3) Vergleich der sammlerspezifischen Ergebnisse

Das Vorhandensein der charakteristischen Spitzeneinträge macht sich in den Korrelationen der Bergerhoff- und Bulk-Werte bemerkbar (vgl. Tab. 9.2). Rein graphisch verlaufen die Sammler-Ergebnisse vorwiegend parallel (bei kleineren bis mittleren Abweichungen; vgl. Abb. 9.6 bis 9.8).

Für die As-Verläufe gelten mittlere Abweichungen zwischen Bergerhoff und Bulk. Die As-Depositionen nach Bergerhoff treten teils oberhalb und teils unterhalb der Bulk-Depositionen in Erscheinung (ohne Begründung; siehe Abb. 9.6). Durch die zwei Bergerhoff-Maxima vom Juli 2005 und 2006 (As; Abb. 9.6) verringern sich die Korrelationsfaktoren auf $0,17$ und weniger (Tab. 9.2). Dasselbe trifft bei den Cd-Werten infolge der zwei Bergerhoff-Maxima vom Juli 2004 und 2006 zu (Cd; Abb. 9.7). Da die Cd-Depositionen oftmals an/unterhalb der Nachweisgrenze liegen (Tab. 5.2), ergibt sich eine negative Korrelation (Tab. 9.2). Genannte Bergerhoff-Peaks treten in den Bulk-Zeitreihen nicht hervor und führen so zu einer Senkung der Korrelationen (vgl. Abb. 9.6 bzw. 9.7).

Bei den Pb-Werten ergibt sich eine Übereinstimmung von etwa 50% (Faktoren: $0,4$ bis $0,53$ nach Tab. 9.2). Alle Pb-Zeitreihen besitzen eine parallele Abfolge mit unterschiedlichen Amplituden. Speziell die Bergerhoff-Werte verlaufen 100% -ig oberhalb

aller Bulk-Werte (siehe dazu Abb. 9.8). Anhand der Zeitreihen von As und Cd kann diese Werteausprägung nicht festgestellt werden (Abb. 9.6 und 9.7).

Den Bulk-Sammlern untereinander können nach Tab. 9.2 mäßige bis sehr gute Übereinstimmungen zugeordnet werden. Als sehr gut (Faktoren: > 0,7 bis 0,99) ist die Korrelation bei As zu beschreiben (Tab. 9.2). Alle Messwerte treten nahezu identisch auf. Es existiert nur ein Ausreißer im Dezember 2005 (Bulk C; siehe Abb. 9.6). Weitaus schlechtere Korrelationen liegen bei Pb (Faktoren: 0,3 bis 0,54) und Cd (Faktoren: < 0,32) vor (Tab. 9.2). Hierbei kommen die intensiveren Pb-Amplituden sowie äußerst geringen Cd-Beträge in Zusammenhang mit zeitlichen Versätzen erfasster Depositionszunahmen zur Geltung (vgl. Abb. 9.7 und 9.8).

Tab. 9.2: Colditz, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006

	Berg. As	Blk. A As	Blk. B As	Blk. C As	Berg. Cd	Blk. A Cd	Blk. B Cd	Blk. C Cd	Berg. Pb	Blk. A Pb	Blk. B Pb	Blk. C Pb
Berg. As	1											
Blk. A As	0,16	1										
Blk. B As	0,17	0,99	1									
Blk. C As	0,09	0,70	0,77	1								
Berg. Cd					1							
Blk. A Cd					0,01	1						
Blk. B Cd					-0,01	0,32	1					
Blk. C Cd					-0,03	0,16	0,29	1				
Berg. Pb									1			
Blk. A Pb									0,40	1		
Blk. B Pb									0,53	0,30	1	
Blk. C Pb									0,48	0,34	0,54	1

Berg. = Bergerhoff, Blk. = Bulk

4) Fazit

(1) Ein jährlicher Depositionstrend ist an frühjährlichen bis (spät-)sommerlichen Zunahmen und winterlichen Abnahmen auszumachen. Für die Eintragserhöhungen im Sommerhalbjahr (Mai bis Juli) sind signifikante Inputs als Extremanstiege charakteristisch (besonders bei As und Cd). Mehreinträge im Winter treten ebenfalls auf. Sie verlaufen in ausgeglichenen Abfolgen mit geringeren Intensitäten.

(2) Alle elementaren Zeitreihen verlaufen in annähernd parallelen Abfolgen. Abweichungen entstehen durch unterschiedlich intensiv erfasste Eintragungsspitzen – falls diese überhaupt erfasst sind – und zeitliche Verschiebungen von Depositionen je Sammler.

(3) Die Entwicklung der Depositionen verdeutlicht einen gleichmäßigen Eintrag aller Elemente seit Messbeginn ($\text{As} < 1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, $\text{Cd} < 0,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$). Pb unterliegt zudem einer Senkung von 13 auf $4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (1999 bis 2006). Auch zukünftig werden alle Elemente annähernd identische Jahresmittel ihrer Depositionen aufweisen. Nur im Jahr 2005 tritt eine Unterbrechung dieser Tendenz auf (Depositionszunahmen aller Elemente auf 0,4 bis $12 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$).

(4) Eine Überschreitung der zugrunde gelegten Grenzwertvorgaben gemäß TA Luft (Anlage 9) kann während des gesamten Messzeitraums für kein Element festgestellt werden. Die Mittelwerte nach (3) liegen deutlich unterhalb der Grenzwerte in Anlage 9 (besonders Cd und Pb). As erreicht 2005 den Grenzwert von $4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ als extremster Fall. Ansonsten fallen dessen Jahresmittel geringer aus (siehe (3)). Somit ergibt sich kein Verdacht auf immissionsbedingte, schädliche Bodenbelastungen.

(5) Als Ursache der in (1) erwähnten Extremereignisse im Frühjahr und Sommer ist die Bewirtschaftung der Feldfläche zu nennen. Mahd- und Erntetätigkeiten der Landwirte decken sich mit den elementaren Peaks. Eine Erklärung der Depositionszunahmen im Winter scheidet aus. Regionale Emissionen ergänzen die Eintragungsdynamik.

(6) Der direkte Niederschlagseinfluss ist bezüglich der Depositionsspitzen nicht nachweisbar. Es existiert keine Relation der Peaks von Niederschlägen und Depositionen. Etwaige sommerliche Niederschlagsspitzen werden durch die Feldbewirtschaftung gemäß (5) überprägt und entfallen in der Bewertung. Generell bedingen die Niederschläge in ihrem Jahresverlauf (Sommer- und Wintermaximum) den lokal typischen Stoffeintrag – also die in (1) genannte jährliche Tendenz.

(7) Gleiches wie in (6) gilt für die Variabilität der monatlichen Windgeschwindigkeiten. Sommerlich sinkende und winterlich leicht ansteigende Winddynamiken wirken entsprechend depositionsbeeinflussend (klimatische Rahmenbedingungen). Eine direkte Relation zu den Inputpeaks nach (1) ist nicht gegeben.

(8) Im Vergleich der Bergerhoff- und Bulk-Ergebnisse erzielen die As-Werte schlechte (Faktoren: $\leq 0,17$) und die Cd-Werte negative Korrelationen. Sie sind unvereinbar. Für die Pb-Zeitreihen gelten mittlere Übereinstimmungen (Faktoren: $\sim 0,5$). Die Bergerhoff-Werte von Pb befinden sich zu 100% oberhalb aller Bulk-Werte. Diesbezüglich ist keine Erklärung möglich. Die herabgesetzten Korrelationen zwischen allen Sammlern basieren auf den in (2) erwähnten Ursachen.

(9) Sehr gute Vergleichbarkeiten innerhalb der Bulk-Gruppe können für As festgehalten werden (Faktoren: 0,7 bis 0,99). Deutlich schlechter fallen die Korrelationen bei Cd und Pb aus (Faktoren: $\leq 0,32$ bzw. $\leq 0,54$; Gründe siehe (2)).

10 Depositionsauswertung BDF II Schmorren

Alle sammlerspezifischen Depositionsverläufe der BDF II in Schmorren (Abb. 10.1) sind innerhalb des Messzeitraumes Juli 2003 bis Dezember 2006 dargestellt (Abb. 10.2 bis 10.4). Dabei ereignete sich beim Bergerhoff-Sammler kein einziger Messausfall. Bei den Bulk-Sammlern hingegen sind Unterbrechungen im Januar sowie Oktober 2006 infolge fehlenden Probenmaterials aufgetreten. Weiterhin konnte im Februar 2006 bei Bulk A keine Entnahme der Probe stattfinden, da diese festgefroren war (siehe dazu Abb. 10.1 bis 10.3).



Abb. 10.1: BDF II Schmorren (Fotos: Forberg, LfUG; groß: 15.01.2007, klein: 27.03.2007)

1) Bewertung der Jahrgänge

Aus den Abb. 10.2 bis 10.4 kann für Schmorren ein jahreszeitentypischer Depositionstrend abgeleitet werden, obwohl die Elementverläufe zunächst als diffus erscheinen. Die Stoffkonzentrationen der warmen Monate unterscheiden sich mit Ausnahme von Pb nach Bergerhoff nur geringfügig von denen der kalten Monate. Beide Jahreshälften beinhalten aperiodisch mal mehr und mal weniger intensive Einträge. Dies gilt für alle Elemente; siehe dazu As (Mai 2004, August 2005, März 2006), Cd (Februar und Mai 2004, Juli/August 2005, März 2006) und Pb (Dezember 2003, Mai 2004, August 2005, März 2006) entsprechend den Abb. 10.2 bis 10.4. Daran können wiederum Eintragsereignisse gesichert abgelesen werden.

Die Annahme einer jährlichen Tendenz geht demnach aus den Einträgen im Frühjahr (April, Mai) und Sommer (Juli bis September) mit vereinzelt Zunahmen im Winter (Februar, März) hervor (vgl. Abb. 10.2 bis 10.4). Zwischenzeitlich sinken die Frachten nur um wenige Beträge ab. Als diffus sind die winterlichen Depositionen anzusprechen, da sie nicht in jeder Wintersaison, wie 2004/2005, markant in Erscheinung treten (siehe Abb. 10.2 bis 10.4). Interessant sind die sommerlichen Einträge.

Die Konzentrationsschwankungen von As und Cd nach Bergerhoff prägen sich in minimalen Beträgen aus, die unterhalb von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ liegen. Etwas intensiver ($< 3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) schwanken die Pb-Werte nach Bergerhoff; siehe dazu Abb. 10.2 bis 10.4 sowie Tab. 10.1 (Standardabweichungen). Bezüglich der Bulk-Reihen ist bei As eine intensivere, bei Cd eine identische und bei Pb eine geringere Schwankungsintensität als bei den Bergerhoff-Reihen zu beobachten. Dazu müssen ebenfalls die genannten Abbildungen eingesehen werden.

Tab. 10.1: Schmorren, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Kennwert/Zeitbezug	As	Cd	Pb
Mittelwert 2003	0,3	0,1	6,9
Mittelwert 2004	0,1	0,1	3,3
Mittelwert 2005	0,2	0,1	2,5
Mittelwert 2006	0,3	0,1	3,8
Gesamtmittelwert 2003 bis 2006	0,2	0,1	4,1
Standardabweichung 2003 bis 2006	0,1	0,04	2,5

Innerhalb des Erfassungszeitraumes wurden gemäß den Abb. 10.2 bis 10.4 folgende Maxima an Elementen deponiert: ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ As im Mai 2004, ca. $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ Cd im März 2006 sowie ca. $15 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ Pb im Dezember 2003. Alle weiteren „Peaks“ bilden – unter Vorbehalt von Pb nach Bergerhoff – gleiche Werte ab. Die Pb-Spitzen nach Bergerhoff liegen im Bereich von 6 bis $8 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. Abb. 10.2 bis 10.4).

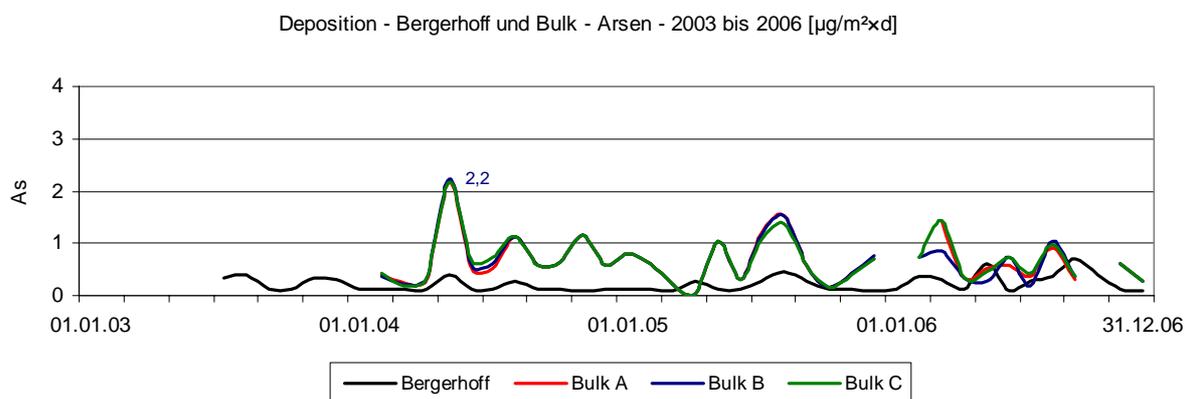


Abb. 10.2: Schmorren, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

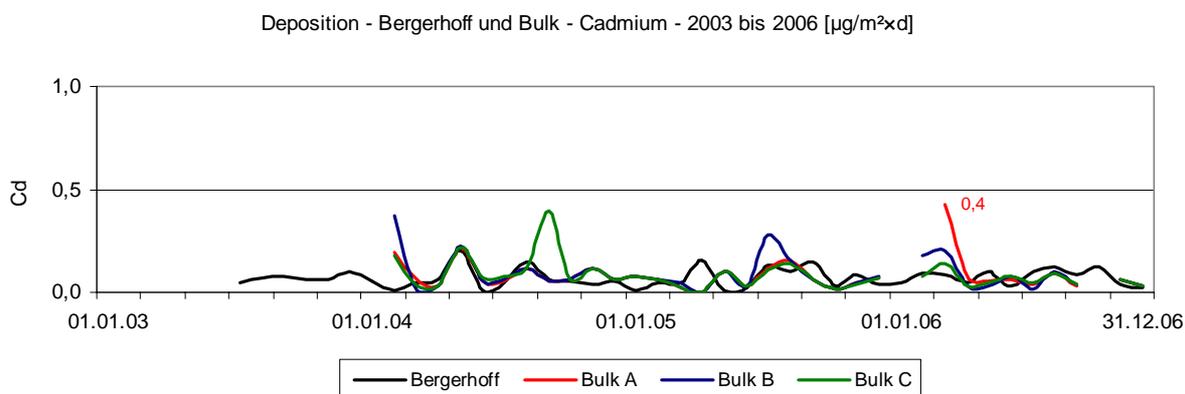


Abb. 10.3: Schmorren, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

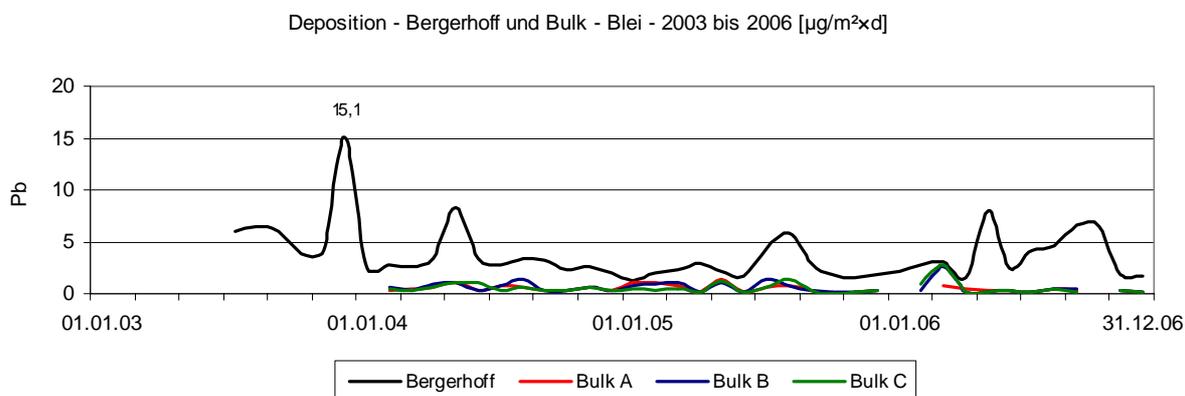


Abb. 10.4: Schmorren, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

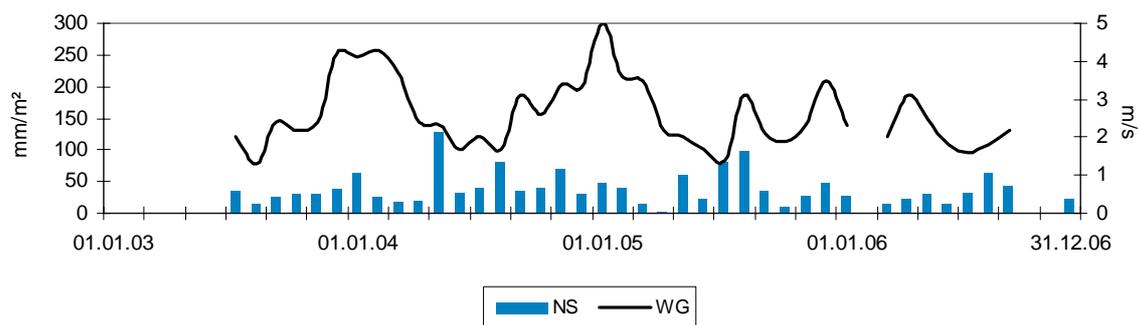


Abb. 10.5: Schmorren, Klimadaten, 2003 bis 2006

Der Maximalwert von Pb im Dezember 2003 (Abb. 10.4) ist nicht auf klimatische Einflüsse zurückzuführen. Der Niederschlagswert von 31 mm/m² ist zu gering (vgl. mit Abb. 10.5). Er stellt im Verlauf von Abb. 10.5 keinen Extremwert im Vergleich zu anderen Wintermonaten dar. Auch die Winddynamik zeigt nach Abb. 10.5 während der Jahreswende 2003/2004 Konstanz an. As und Cd folgen zeitgleich nicht mit markanten Anstiegen (vgl. mit Abb. 10.2 und 10.3). Wirtschaftliche Ursachen sind auszuschließen.

Der genannte Sachverhalt kann auf das Cd-Maximum im März 2006 (Abb. 10.3) übertragen werden. Ein äquivalenter Anstieg ist bei den restlichen Elementen jedoch erkennbar (vgl. mit Abb. 10.2 und 10.4), was ein Ereignis belegt. Messfehler können so verworfen werden. Die gefallen Mengen an Niederschlägen (< 25 mm/m²) laut Abb. 10.5 werden die Konzentrationserhöhungen nicht primär hervorgerufen haben.

Die in Schmorren vorliegenden Bewirtschaftungsmaßnahmen zeigen – basierend auf den Datenblättern – bereits bekannte Tätigkeiten einer intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche. Zur Illustration dienen die Abb. 10.6 sowie auch Abb. 10.1. Die zeitlich kumulierten Angaben in der Abb. 10.6 treffen so jedoch nicht für jedes Jahr zwingend zu. Beispielsweise wurde in den Frühjahren 2004 und 2005 weder geerntet, noch gesät oder beackert. Lediglich mineralischer Dünger (Kalkammonsalpeter) fand von März bis Mai seinen Weg auf die Felder.

2006 hingegen entfiel die frühjährliche Düngephase. Saat und Ernte erfolgten im Mai und September. Hauptsächlich werden Winterweizen, Wintergerste, Kartoffeln und Rüben gesät. Vereinzelt stellt Senf eine Zwischenfrucht dar (Flächenbegrünung).

Aus den vorhergehenden Kapiteln ist bereits bekannt, dass die Düngung einen äußerst geringen bis keinen Einfluss auf die Depositionen hat und daher hier nicht weiter Beachtung findet. Bodenbewirtschaftungen beeinflussen die partikulären Ablagerungen, wie in Kapitel 6 beschrieben, hingegen schon – und zwar in dem Maße, wie es die oberbodenchemischen Konzentrationsverhältnisse der Elemente zulassen (repräsentiert durch Anlage 1).

Eine Übertragung der Feldbearbeitung auf die Depositionshöhen ist demnach für Schmorren sinnvoll. Der dargelegte jährliche Bewirtschaftungsverlauf (Abb. 10.6) kommt in den monatlich zugehörigen Stoffeinträgen zum Vorschein, indem frühjährlicher bzw. sommerlicher Ernten, Grubbern und Sähen entsprechende Depositionszunahmen aller Elemente erzeugen (vgl. dazu mit Abb. 10.2 bis 10.4).

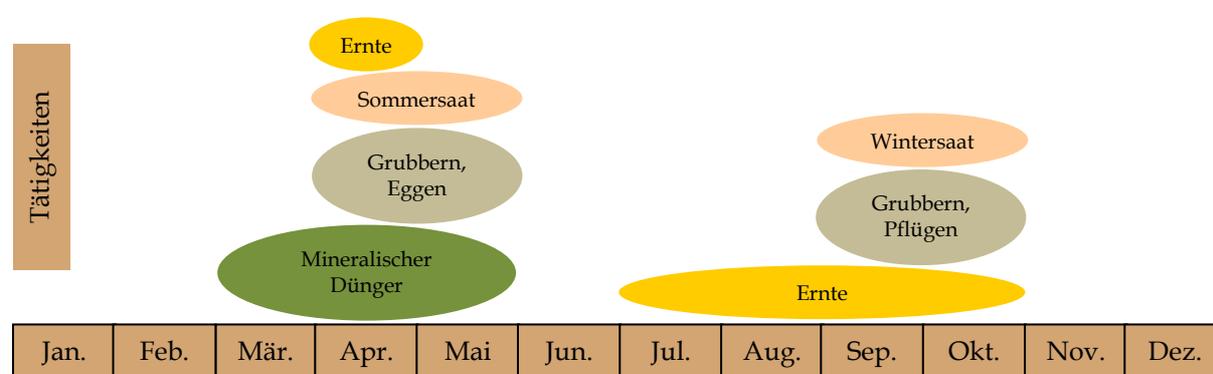


Abb. 10.6: Schmorren, Bewirtschaftung im Jahresverlauf (Eigener Entwurf)

Aufgrund des gebietlich minimal belasteten Oberbodens mit Schwermetallen – im Vergleich zu den übrigen BDF II gemäß Anlage 1 – prägen sich die deponierten Frachten in den geringfügigen oder „peakarmen“ Konzentrationserhöhungen aus. Dazu können die Frühjahrs- und Sommermonate in den Abb. 10.2 bis 10.4 betrachtet werden. Anhand des Elementverhältnisses von Pb/As/Cd im Oberboden (Anlage 1) in der Relation 4/27/1 wird ersichtlich, dass bezüglich des gleichen Verhältnisses in den mittleren Depositionen (Tab. 10.1) mit der Relation 41/2/1 von einer generellen Beeinflussung der Stoffeinträge durch Feldwirtschaft auszugehen ist (As). Dabei lässt sich gleichfalls feststellen, dass erhöhte Pb-Anteile im Sedimentationsstaub zusätzliche Quellen im Umfeld haben (unbekannt).

Die Bewirtschaftung gilt als Hauptverursacher der vorhandenen Stoffeinträge im Sommerhalbjahr. Zur Veranschaulichung seien der Mai und 2004, Juli und August 2005 sowie Mai und September 2006 genannt (vgl. Abb. 10.2 bis 10.4).

Die Niederschlagsintensitäten als einwirkender Klimaparameter (Abb. 10.5) können hinsichtlich der „Depositionsmaxima“, wie oben bereits angeführt, ausgeschlossen bzw. nur begrenzt verwendet werden. Höchste Niederschlagsmengen fallen im Juli und August (~ 60 bis 100 mm/m^2 ; siehe Abb. 10.5). Sie treten zeitgleich mit den Feldbearbeitungen auf (vgl. mit Abb. 10.6). Dadurch fördern sie den erhöhten, rascheren Eintrag der aufgewirbelten oder angewehten Partikel gemäß den Abb. 10.2 bis 10.4. Sie rufen den Mehreintrag aber nicht selbst hervor.

Für die winterlichen Depositionen laut den Abb. 10.2 bis 10.4 ist eine ähnliche Konstellation bei schwächeren Niederschlagsmengen (~ 20 bis 50 mm/m^2 ; siehe Abb. 10.5) gegeben. Die deponierten Schwermetalle und Arsen stammen dann jedoch nicht aus feldwirtschaftlichen Tätigkeiten. Den Eintragsursachen muss ein regional geprägter Charakter mit anthropogenen Einflüssen zugesprochen werden.

Das As-Maximum vom Mai 2004 (Abb. 10.2) stellt ein gutes Beispiel zur qualitativen Einschätzung des Niederschlagseinflusses dar. Der Monat des stärksten Niederschlags (Mai 2004: 128 mm/m^2 ; siehe Abb. 10.5) fällt mit dem nur durch Düngung gekennzeichneten Bewirtschaftungsmonat Mai 2004 zusammen (vgl. Abb. 10.6). Ein analoger Anstieg der Depositionen aller Elemente ist in den Abb. 10.2 bis 10.4 zu beobachten. Es handelt sich hier um einen Ausnahmefall. Weitere „Extremeträge“ bei zeitgleichen Niederschlagsmaxima ohne Feldarbeiten sind nicht vorhanden.

Den Niederschlagsverhältnissen in Schmorren kann ein ubiquitär stabilisierender sowie beeinflussender Charakter von atmosphärischen bzw. lokal kurzfristig verursachten Depositionsmengen zugesprochen werden. Als quantitatives Hauptsteuer-element von „Extremdepositionen“ eignen sich die Niederschläge nicht. Sie bedingen vor allem sommerliche, aber auch winterliche Einträge nach deren Dargebot.

Basierend auf der Abb. 10.5 ist für Schmorren eine Windgeschwindigkeitsverteilung mit Zunahmen im Winterhalbjahr (> 3 bis 5 m/s) und Minderungen im Sommerhalbjahr ($\sim 2 \text{ m/s}$ und weniger) zu beobachten. Dies hat zur Folge, dass die Winde analog zu den Niederschlägen den klimatischen Rahmen für lokale Depositionen im Jahresverlauf bilden. Sie bewirken keine „massiven“ Stoffeinträge im Sommerhalbjahr. Aus den Relationen der Abb. 10.2 bis 10.4 zur Abb. 10.6 (Winde) geht dieser Sachverhalt nicht hervor. Den Feldarbeiten konnte bereits der Haupteinfluss zugeordnet werden.

Inwieweit stärkere Winde im Winterhalbjahr Einfluss auf Depositionszunahmen ausüben, ist nicht eindeutig zu sagen. Während schneefreier Tage können Stürme,

allgemein Windgeschwindigkeitserhöhungen, zu vermehrten Aufwirbelungen und Abwehungen oberflächlicher Partikel führen und diese letztlich absetzen. Dazu muss die Feldfläche bzw. umgebende Fläche brachliegen bzw. unbewachsen sein (kein Mulch etc.) und sie darf keinen Bodenfrost im Oberflächenbereich aufweisen. Ein gewisser Einfluss ist so durchaus vorhanden. Das Einbeziehen von anthropogenen Emissionen bleibt dabei unberücksichtigt.

Im Resultat ergeben sich die Depositionsanstiege im Winter als Arrangement von klimatischen Flächeneffekten und anthropogen verursachten Partikelfreisetzungen. Dies gilt weiterhin für alle bewirtschaftungsfreien Zeiträume. Sommerliche Mehreinträge beruhen auf Bearbeitungsmaßnahmen durch die Landwirte.

2) Entwicklungstrends nach Bergerhoff, Grenzwertbezug

Die Abb. 10.7 zeigt für Cd eine geradlinige Tendenz an. Alle Cd-Werte verlaufen im Jahresmittel permanent bei $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (siehe auch Tab 10.1). Damit sind minimale Absoluteinträge und oftmalige Unterschreitungen der Nachweisgrenze entsprechend der Tab. 5.2 aufgezeigt.

As und Pb unterliegen gemäß Abb. 10.7 Entwicklungen, die durch Absink- und Anstiegsjahre gekennzeichnet sind. In den Jahren 2003 bis 2004 verringern sich die Mengen an mittlerem deponierten As/Pb jeweils um 60%: von $0,3/7 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ auf $0,1/3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (siehe Tab. 10.1). Sie bleiben bis 2005 auf diesem Niveau. Im Jahr 2006 kann eine Zunahme auf $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (As) bzw. $4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Pb) beobachtet werden (vgl. Tab. 10.1 und Abb. 10.7).

Aufgrund der sehr geringen Konzentrationsänderungen von As und Pb gemäß Tab 10.1 kann in Schmorren von einem gleich bleibenden, kontinuierlichen Depositionstrend mit minimalen Stoffkonzentrationen ausgegangen werden. Dieser äußert sich idealerweise anhand der Cd-Werte (siehe Tab. 10.1 und Abb. 10.7). In den kommenden Jahren wird diese Entwicklung weiterhin anhalten. Das Fehlen signifikanter Extremeinträge innerhalb der Abb. 10.2 bis 10.4 leistet hierbei einen wichtigen Beitrag.

In Verbindung mit den in Abb. 10.8 dargestellten Klimaparametern ist kein direkter Zusammenhang zwischen Niederschlägen bzw. Temperaturen und den jahresmittleren Depositionsmengen nach Abb. 10.7 gegeben. Die Niederschlagstendenz zeigt eine anhaltende Verringerung der Jahressummen an (von $\sim 600\text{mm}/\text{m}^2$ 2004 auf

~ 300 mm/m² 2006; vgl. Abb. 10.8). Dies ermöglicht keinen unmittelbaren Bezug zur Depositionsentwicklung.

Alle Elemente kennzeichnet eine Einhaltung der festgelegten Immissionsgrenzwerte (TA Luft; Anlage 9). Damit geht für Schmorren kein landschaftliches Belastungspotential von Schadstoff-Depositionen aus. Die mittleren Einträge von As, Cd (< 0,3 µg/m²×d) und Pb (< 7 µg/m²×d) unterstreichen in Anlehnung an Tab. 10.1 die verschwindend geringe Landschaftsbelastung mit Schwermetallen und Arsen.

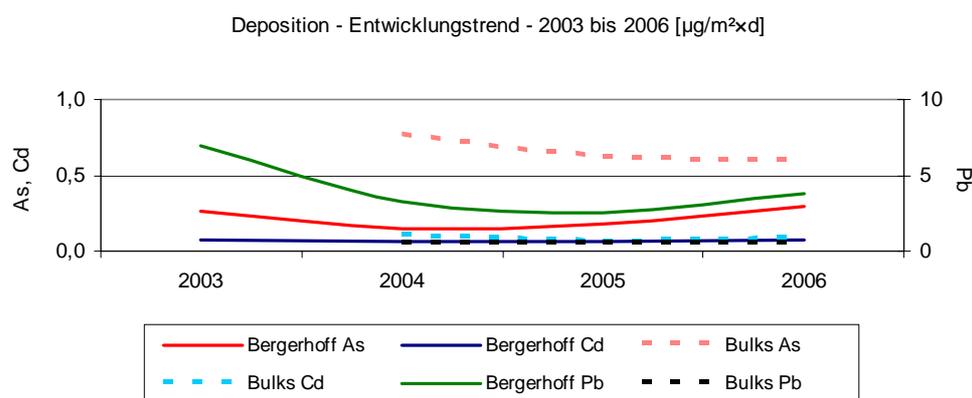


Abb. 10.7: Schmorren, Deposition, Entwicklungstrend, 2003 bis 2006 [µg/m²×d]

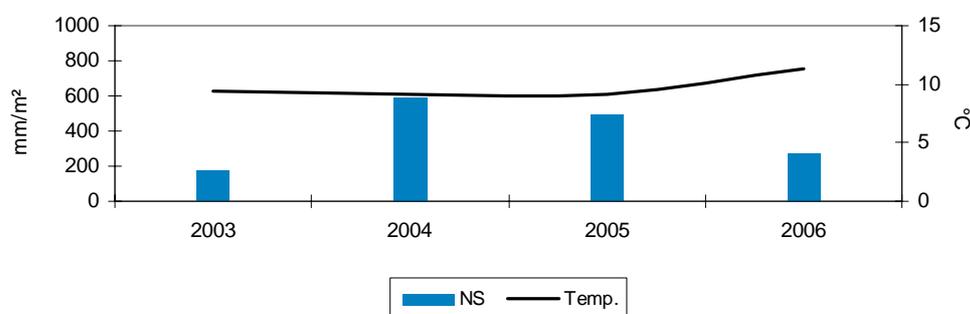


Abb. 10.8: Schmorren, Klimadaten, Entwicklungstrend, 2003 bis 2006

3) Vergleich der sammlerspezifischen Ergebnisse

Auf Basis der Abb. 10.2 bis 10.4 kann für jedes Element ein grundlegender paralleler Verlauf der sammlerbezogenen Werte mit minimalen bis deutlichen Abweichungen festgehalten werden. Die dabei vorliegenden Abweichungen zwischen Bergerhoff- und Bulk-Werten treten bei As und Pb am massivsten auf (vgl. Abb. 10.2 und 10.4).

Im As-Spektrum befinden sich die Bergerhoff-Werte dominierend unterhalb der Bulk-Werte (zu 88%) mit nur wenigen Überschneidungen. Hinzu kommen teilweise

zeitlich verschobene Kurvendeckungen (besonders 2006; siehe Abb. 10.2). Die herabgesetzten Korrelationen mit Faktoren zwischen 0,23 und 0,29 gemäß Tab. 10.2 sind Resultat dieser Entwicklungen. Als Ursache kommt die häufige Unterschreitung der As-Nachweisgrenze (Tab. 5.2) innerhalb der Bergerhoff-Werte in Betracht. Üblicherweise liegen Bergerhoff- und Bulk-Reihen von As auf etwa gleichem Niveau (vgl. As-Verläufe anderer BDF II).

Der reziproke Fall lässt sich innerhalb der Pb-Reihen feststellen. Hier ordnen sich die Bergerhoff-Werte zu 100% oberhalb der Bulk-Werte an – bei nahezu identischen Tendenzen (Abb.10.4). Die mittels Bergerhoff erfassten Eintragungsspitzen werden in den Bulk-Reihen nur minimal oder gar nicht abgebildet (siehe Abb. 10.4). Folglich fehlen in den Bulk-Ergebnissen diese markanten Konzentrationen, was die Vergleichbarkeit der Sammelmethode herabsetzt. Aus den dargelegten Gründen liegen die Korrelationsfaktoren der Pb-Werte im Intervall 0,1 bis 0,2 (siehe Tab.10.2).

Tab. 10.2: Schmorren, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006

	Berg. As	Blk. A As	Blk. B As	Blk. C As	Berg. Cd	Blk. A Cd	Blk. B Cd	Blk. C Cd	Berg. Pb	Blk. A Pb	Blk. B Pb	Blk. C Pb
Berg. As	1											
Blk. A As	0,29	1										
Blk. B As	0,23	0,96	1									
Blk. C As	0,26	0,99	0,96	1								
Berg. Cd					1							
Blk. A Cd					0,22	1						
Blk. B Cd					0,20	0,72	1					
Blk. C Cd					0,16	0,45	0,49	1				
Berg. Pb									1			
Blk. A Pb									0,10	1		
Blk. B Pb									0,14	0,63	1	
Blk. C Pb									0,20	0,46	0,77	1

Berg. = Bergerhoff, Blk. = Bulk

Die nahezu gleich verlaufenden Zeitreihen der Cd-Depositionen (Abb. 10.3) weisen im Hinblick auf zeitliche Verschiebungen oder Konzentrationsamplituden nur äußerst geringe Differenzen auf. Sie vollziehen sich meist in einem sammlerspezifischen bzw. betragsminimalen Versatz. Das gesamte Wertespektrum der Abb. 10.3 liegt unterhalb von $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; die Cd-Werte, wie schon angemerkt, an/unterhalb der Nachweisgrenze (Tab. 5.2). Aufgrund dieser Bedingungen bilden

sich die zwischen Bergerhoff und Bulk deutlich geminderten Korrelationen mit Faktoren von 0,16 bis 0,22 entsprechend der Tab. 10.2 aus.

Für die Bulk-Gruppe sind gute bis sehr gute Übereinstimmungen ermittelt worden. Alle As-Verläufe zeigen fast identische Werte an (vgl. Bulk A bis C in Abb. 10.1). Deren Korrelationen liegen bei Faktoren zwischen 0,96 und 0,99 (Tab. 10.2).

Bei den übrigen Elementen Cd und Pb ergeben sich Faktoren im mittleren Bereich von 0,45 bis 0,72 und 0,46 bis 0,77 (Tab. 10.2). Diese resultieren aus kleineren Abweichungen eines Bulk-Sammlers. Da Extremeinträge bei allen Elementen als sichtbare Ausreißer fehlen (siehe Bulk A bis C in Abb. 10.2 bis 10.4), befinden sich die Koeffizienten im mittleren bis oberen Skalenbereich von 0,5 bis 1,0 (vgl. Tab. 10.2).

4) Fazit

(1) Die mittleren Depositionen je Element weisen sehr niedrige Konzentrationen auf. Bei Cd ist ein Verlauf an/unterhalb der Nachweisgrenze zu beobachten (Jahresmittel $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$). As und Pb befinden sich mit Jahresmitteln von $< 3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und $< 7 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ permanent oberhalb ihrer Nachweisgrenzen.

(2) Mit Ausnahme der Pb-Zeitreihe nach Bergerhoff treten bei keinem der Elemente überdurchschnittliche, sammlerbezogene Extremeinträge auf. Dadurch werden trendanalytische Interpretationen erschwert. Hinzu kommt der kurze Erfassungszeitraum von 3,5 Jahren.

(3) Alle Zeitreihen (As, Cd nach Bergerhoff und Bulk; Pb nach Bulk) folgen mit kleineren Abweichungen einem geradlinigen Trend. Die „Eintragungsspitzen“ können den Monaten April und Mai sowie Juli bis September zugeordnet werden. Depositionszunahmen im Winter sind ebenfalls vertreten: im Februar und März. Die Konzentrationsänderungen vollziehen sich in äußerst geringen Beträgen (außer bei Pb nach Bergerhoff).

(4) Unter Einbeziehung von landwirtschaftlichen Tätigkeiten ergibt sich die Möglichkeit einer jahrestypischen Depositionsansprache. Leicht ansteigende Depositionen im Sommerhalbjahr nach (3) entsprechen durchgeführten Feldarbeiten wie Ernte, Pflügen oder Saat. Sie stellen die Primärursache von Konzentrationszunahmen im Sommer dar. Die Zeitreihe von Pb nach Bergerhoff unterstützt diese Feststellung (äquivalente Zunahmen).

(5) Sichtbare Mehreinträge im Winterhalbjahr können nicht begründet werden. Ein Wirtschaftseinfluss ist nicht gegeben. Klimatische Einflüsse (Niederschlag, Wind) sind anzunehmen, jedoch nicht eindeutig nachweisbar. Hinweise auf anthropogene Quellen fehlen gänzlich.

(6) Niederschlags- und Windgeschwindigkeitsverhältnisse initiieren keine extremen Stoffeinträge. Sie bilden mit Niederschlagszunahmen bzw. Windgeschwindigkeits-senkungen den depositionsbegünstigenden Rahmen im Sommer. Im Winter werden die Klimaparameter ihren Beitrag zur Deposition leisten, gehen aus der Analyse aber nicht als wichtigster Ursachenkomplex hervor; siehe (5).

(7) Aus den minimalen Einträgen ist eine Verbindung zu den geringen Schadstoffgehalten im Oberboden nach Anlage 1 und zu geringen atmosphärischen Grunddepositionen nach Anlage 8 ersichtlich. Der weiträumig ländliche, industrieferne Charakter Schmorrens kommt zur Geltung.

(8) Tendenziell unterliegen die Elemente (besonders Cd) im Jahresmittelverlauf einer kontinuierlichen Ausrichtung mit nur geringfügigen Schwankungen (As und Pb weisen Zu- und Abnahmen auf). Diese Schwankungen sind jedoch vernachlässigbar.

(9) Gemäß (1) und (7) liegen keine elementaren Überschreitungen der Immissionsgrenzwerte nach TA Luft vor. Das Gebiet ist nicht als Belastungsraum auszuweisen.

(10) Im Vergleich der Sammler-Ergebnisse haben sich bei As und Pb signifikante Unterschiede bemerkbar gemacht. Bei As liegen die Bergerhoff-Werte dominierend unterhalb der Bulk-Werte. Bezüglich Pb gilt das Gegenteil: die Bergerhoff-Werte verlaufen permanent oberhalb der Bulk-Werte. In den Cd-Verläufen bilden sich bei minimalen Abweichungen Homogenitäten heraus. Mit dem Eintreten von stärkeren oder zeitlich versetzten Einträgen kommt es zu den aufgezeigten Korrelationen (Faktoren: generell $\leq 0,29$). Alle Zeitreihen zeigen pro Element Parallelitäten an.

(11) Innerhalb der Bulk-Gruppe ergeben sich gute bis sehr gute Vergleichbarkeiten. Den As-Werten obliegt nahezu Deckungsgleichheit (Faktoren: $\geq 0,96$). Cd und Pb kennzeichnen gute Korrelationen bei wenigen Differenzen (Faktoren: $\geq 0,45$).

11 Depositionsauswertung BDF II Ehrenfriedersdorf

Mit dem Beginn der Depositionsmessungen in Ehrenfriedersdorf im September 2004 liegt zur Eintragscharakterisierung der kürzeste Messabschnitt innerhalb der BDF II Sachsens vor. Hierzu sind die Zeitreihen in den Abb. 11.2 bis 11.4 einzusehen. Die Sammler nach Bergerhoff und Bulk befinden sich dabei seit der Inbetriebnahme gemeinsam auf der in Abb. 11.1 dargestellten Messfläche.

Nicht auswertbare Proben können für den Januar 2006 (Bulk A) sowie Februar 2006 (Bulk B) angegeben werden. Zu diesen Zeitpunkten befand sich kein Probenmaterial in den Sammlern. Die jeweils anderen Sammler wiesen Probenvolumina auf. Bezüglich der Ausfälle können die jeweiligen Monate in den Abb. 11.2 bis 11.4 eingesehen werden. Der Bergerhoff-Sammler verzeichnete keinerlei Ausfälle.



Abb. 11.1: BDF II Ehrenfriedersdorf (Fotos: Forberg, LfUG; groß: 23.04.2007, klein: 28.02.2007)

1) Bewertung der Jahrgänge

Zunächst erscheinen die Zeitreihen von As und Pb in den Abb. 11.2 und 11.4 als unharmonisch. Kleinere (Pb) und größere (As) Differenzen bezüglich zeitlicher Depositionsabweichungen können den Abb. 11.2 und 11.4 entnommen werden. Dies erschwert die Ausweisung eines jährlichen Eintragstrends. Besonders die Heterogenitäten innerhalb der As-Abfolgen verführen zu einer diffusen Ansprache (siehe Abb. 11.2). Sie lassen keine Parallelitäten erkennen. Innerhalb der Pb-Reihen sind parallele Verläufe aller Sammlerergebnisse vertreten (siehe Abb. 11.4).

Es existieren generell Anstiege in den Monaten vor bzw. nach der Jahreswende (vgl. mit Abb. 11.2 und 11.4). Sie umfassen den November/Dezember und Februar/März. Weiterhin können für die Sommermonate Juli und August Mehreinträge festgehalten werden (besonders bei As und Pb; siehe dazu Abb. 11.2 und 11.4).

Zwischenzeitlich sinken die Depositionen wieder ab: im Januar, April bis Juni, September/Okttober. Die Frachtverringerung liegt für As und Pb im Bereich von 1 bis 5 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. Abb. 11.2 bis 11.4). Aus den intensiveren Schwankungen von As und Pb (Bergerhoff; siehe Abb. 11.2 und 11.4) resultieren die erhöhten Standardabweichungen gegenüber Cd gemäß Tab. 11.1.

Tab. 11.1: Ehrenfried., statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

Kennwert/Zeitbezug	As	Cd	Pb
Mittelwert 2004	0,7	0,1	4,4
Mittelwert 2005	1,0	0,1	4,4
Mittelwert 2006	0,9	0,1	4,6
Gesamtmittelwert 2004 bis 2006	0,9	0,1	4,5
Standardabweichung 2004 bis 2006	0,8	0,07	1,6

Die Maxima von deponiertem As und Pb liegen im März 2005 bei ungefähr 4 bzw. 10 $\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (siehe Abb. 11.2 und 11.4). Zu diesem Zeitpunkt ist die Umgebung der Dauermessfläche als karg und möglicherweise schneebedeckt zu beschreiben. Wirtschaftliche Nutzungen sind nicht zu verzeichnen. Genaue Eintragsursachen können nicht quantifiziert werden (in Bezug auf anthropogene Quellen).

Aus dem Niederschlagsangebot vom März 2005 (47 mm/m^2 ; siehe Abb. 11.5) geht eine deutlich geminderte Niederschlagsmenge im Vergleich zu vorherigen Wintermonaten gemäß Abb. 11.5 hervor. Ein direkter Bezug zum Niederschlag ist für Extremeinträge nicht gegeben.

Der Jahresgang von Cd stellt sich in harmonischen, ausgeglichenen Verläufen mit kleineren Abweichungen dar (Abb. 11.3). Im Vergleich der elementspezifischen Schwankungsbreiten verdeutlicht sich diese Feststellung ebenfalls (siehe Tab. 11.1). Nur ein Ausreißer von $\sim 4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ im Juli 2005 unterbricht diesen Trend (Abb. 11.3). Hier ist von einem diffusen, örtlichen Eintrag auszugehen.

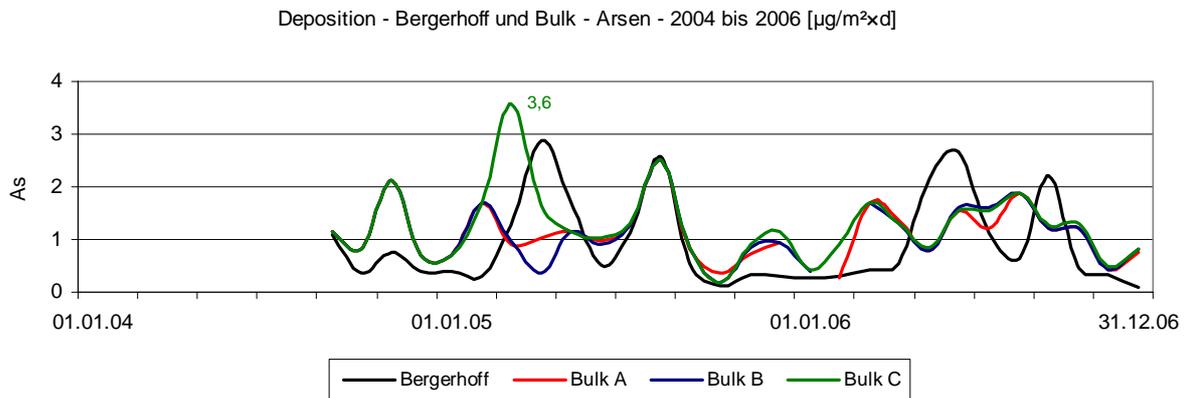


Abb. 11.2: Ehrenfried., As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

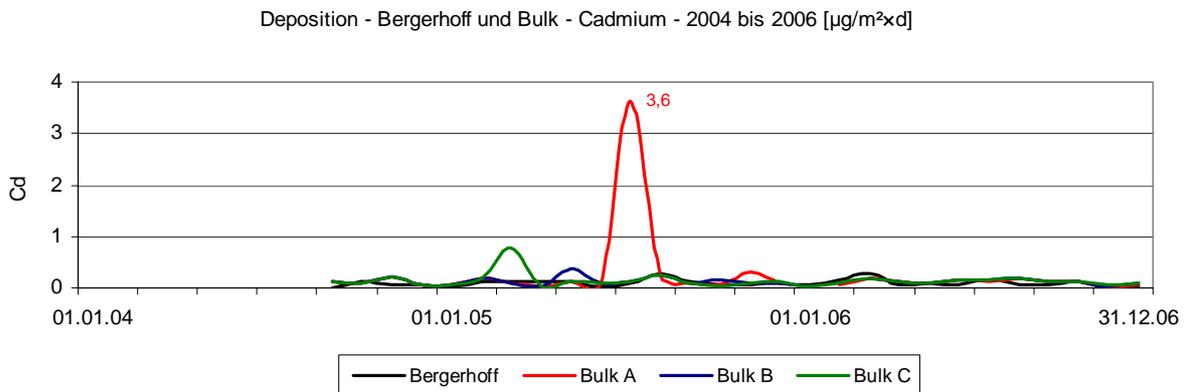


Abb. 11.3: Ehrenfried., Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

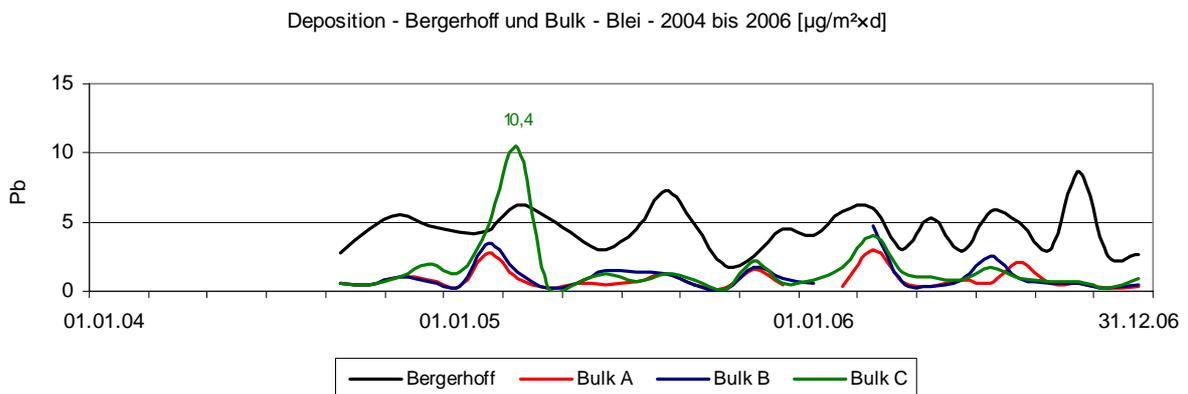


Abb. 11.4: Ehrenfried., Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

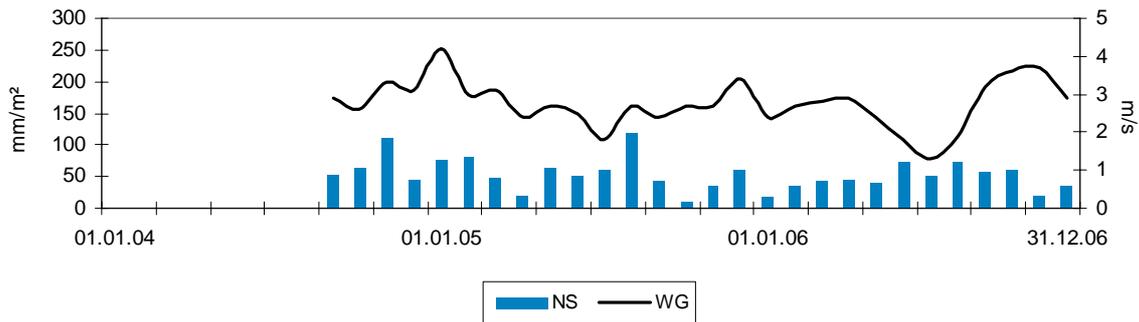


Abb. 11.5: Ehrenfried., Klimadaten, 2004 bis 2006

Zum einen zeigen die zwei restlichen Elemente keine markanten, äquivalenten Anstiege an (vgl. mit Abb. 11.2 und 11.4). Zum anderen existieren in den Datenblättern keine Angaben zu speziellen Feldarbeiten, was die Zunahme aller Elementkonzentrationen zur Folge hätte (Ereignisbeleg). Auch die unspektakuläre Menge an Niederschlag ($\sim 62 \text{ mm/m}^2$) ist für eine hinreichende Erklärung unzulässig (Abb. 11.5).

Mit dem Faktor Niederschlag können die jeweiligen Depositionsspitzen im Sommerhalbjahr nicht erklärt werden. Die zeitlichen Maxima stimmen nicht überein (vgl. Abb. 11.2 bis 11.5). Auch die winterlichen Mehreinträge sind nicht primär auf die Niederschlagsmengen übertragbar. Eine beobachtbare Zunahme von Winterniederschlägen (z.B. 2004/2005; siehe Abb. 11.5) ist dennoch als beeinflussendes Kriterium zur Erhöhung von Depositionen regionaler Herkunft aufzufassen.

Die in der Abb. 11.5 aufgetragene Windgeschwindigkeitsverteilung zeigt auch in Ehrenfriedersdorf im Sommerhalbjahr geringere Werte ($\sim 2 \text{ m/s}$) als im Winterhalbjahr (3 bis 4 m/s). Folglich beeinflusst sie zumindest die sommerlichen Frachten durch depositionsgünstige Bedingungen. Während der Wintermonate ist ihr ein großräumiger Abwehungscharakter mit Sturmhäufungen auf den bodenfrostigen Feldern zuzusprechen.

In Ehrenfriedersdorf erfolgen landwirtschaftliche Arbeiten gemäß den vorliegenden Datenblättern in den Abschnitten (siehe auch Abb. 11.6):

- mineralische Düngung im April und Mai (meist Kalkammonsalpeter),
- Ernte und anschließende Aussaat im Juli/August, teilweise im September (z.B. Winterraps) mit dazugehöriger
- Bodenbearbeitung durch Walzen, Eggen, Saatbettziehen oder Mulchen.

Daraus kann zumindest der Depositionsanstieg in den Sommermonaten Juli und August geschlussfolgert werden (vgl. dazu mit Abb. 11.2 bis 11.4). Hier erreicht die Feldwirtschaft mit der Ernte, Krumenbearbeitung und Neusaat den jährlichen Höhepunkt. Mit dem Vergleich der Elementverhältnisse von Pb/As/Cd im mineralischen Oberboden nach Anlage 1 (122/380/1) und im Gesamtmittel der Depositionen nach Tab. 11.1 (45/9/1) kann dieser Zusammenhang belegt werden. Dabei wird deutlich, dass besonders die Pb-Konzentrationen, weniger die As-Konzentrationen im Oberboden zu den Depositionsmengen beitragen. In den geringen Anstiegen der Cd-Konzentrationen (Abb. 11.3) spiegelt sich die schwache Cd-Bodenbelastung gemäß der Anlage 1 wider.

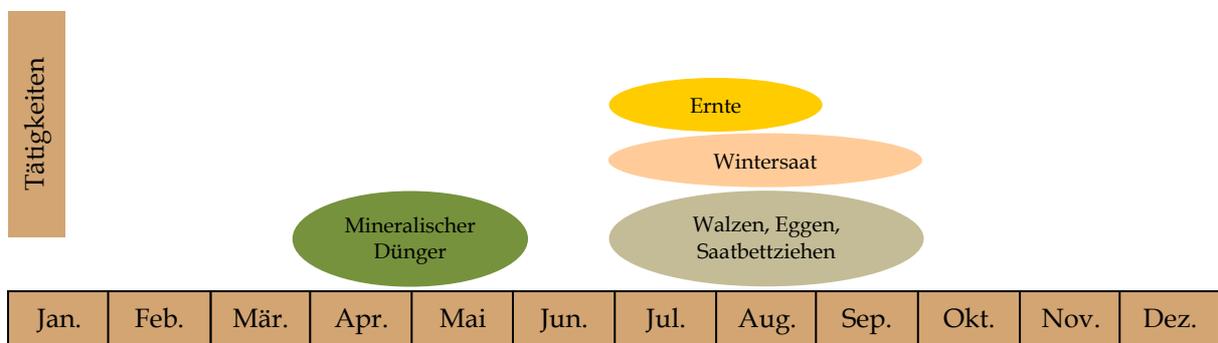


Abb. 11.6: Ehrenfried., Bewirtschaftung im Jahresverlauf (Eigener Entwurf)

Für die Frühjahrsmonate besteht ein derartiger Bezug nicht. Hier erfolgt generell nur Düngung ohne Bodenbearbeitung. Somit sind derartige Depositionsspitzen infolge der Bewirtschaftung nicht hinreichend erklärbar (Frühjahr 2005; Abb. 11.2 bis 11.4).

2) Entwicklungstrends nach Bergerhoff, Grenzwertbezug

Alle Elemente weisen innerhalb des Messzeitraumes einen geradlinigen, stabilen Eintrag auf (Abb. 11.7). Nur As unterliegt zwischen 2004 und 2005 einer minimalen Zunahme von $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (Bergerhoff; siehe Abb. 11.7). Der Verlauf der Bulk-Mittelwerte (As) in Abb. 11.7 folgt diesem Anstieg nicht. Er ist aufgrund seiner niedrigen Intensität zu vernachlässigen.

Die mittleren Frachten liegen entsprechend der Tab. 11.1 für As bei ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, für Cd bei ca. $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ und bei Pb zwischen 4 und $5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$. As und Cd befinden sich häufig nahe bzw. unterhalb ihrer Bestimmungsgrenzen (Tab. 5.2). Pb unterschreitet seine Bestimmungsgrenze nicht. Innerhalb der nächsten Jahre ist eine gleich bleibende Tendenz zu erwarten.

Auch die Jahresniederschläge ($\sim 600\text{mm}/\text{m}^2$) bzw. Temperaturen ($\sim 7,5^\circ\text{C}$) sind gemäß Abb. 11.8 mit einer kontinuierlichen Tendenz zu beschreiben. Der verringerte Niederschlagswert von 2004 ($270\text{ mm}/\text{m}^2$; siehe Abb. 11.8) basiert auf dem späten Start der Messungen im September (gilt ebenso für die Depositionen). Somit kann dem Niederschlag ein stabilisierender, unmittelbar beeinflussender Charakter auf die atmosphärischen Basiseinträge zugesprochen werden. Der Temperaturverlauf ist für Eintragsentwicklungen als unbedeutend anzunehmen.

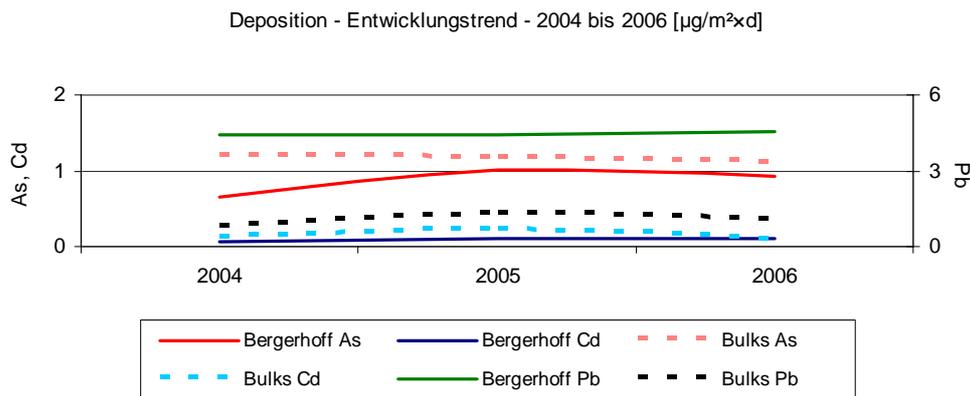


Abb. 11.7: Ehrenfried., Deposition, Entwicklungstrend, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

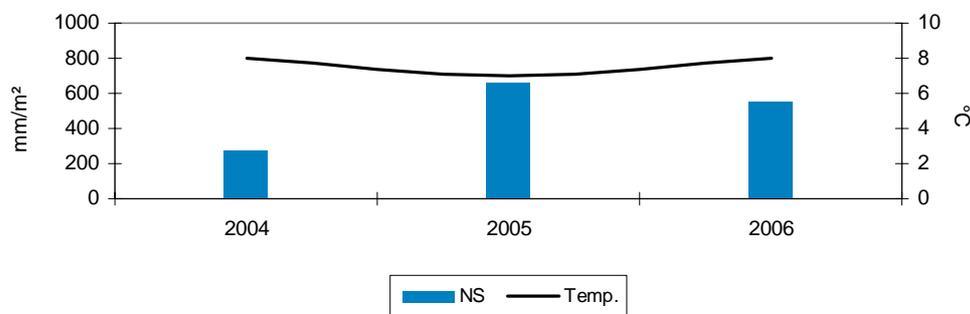


Abb. 11.8: Ehrenfried., Klimadaten, Entwicklungstrend, 2004 bis 2006

In Bezug auf die Immissionsgrenzwerte der TA Luft in Anlage 9 zeichnet sich jedes Element durch eine Einhaltung der deponierbaren Stoffmengen aus. Die Vorgaben bezüglich As ($4\ \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$), Cd ($2\ \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) und Pb ($100\ \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$) werden deutlich unterschritten (As: $0,9\ \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, Cd: $0,1\ \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, Pb: $4,5\ \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; vgl. Tab. 11.1 und Anlage 9). Ein Gefährdungspotential für die Landschaft durch Schwermetall- und Arsenimmissionen ist nicht vorhanden und wird auch zukünftig nicht auftreten.

3) Vergleich der sammlerspezifischen Ergebnisse

Aus den Zeitreihen der Abb. 11.2 bis 11.4 sowie den in Tab. 11.2 aufgelisteten Korrelationskoeffizienten können markante Messunterschiede der zwei Sammelmethode abgelesen werden. Graphisch kommt dies besonders bei As und Pb zum Ausdruck (vgl. Abb. 11.2 und 11.4). Die Bergerhoff-Werte von As liegen teils unterhalb, teils oberhalb der Bulk-Werte und zeigen zeitversetzte Ausschläge mit unterschiedlichen Intensitäten an (Abb. 11.2). Sie entsprechen nicht dem Trend der Bulks. Warum sich diese Ergebnisse darbieten, kann nicht gesagt werden. Übereinstimmungen sind mit Faktoren von $\sim 0,3$ bis $\sim 0,4$ gegeben (Tab. 11.2). Sie stellen das Resultat der erwähnten Abweichungen in kleineren Beträgen dar ($< 3 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$; vgl. Abb. 11.2).

Tab. 11.2: Ehrenfried., Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006

	Berg. As	Blk. A As	Blk. B As	Blk. C As	Berg. Cd	Blk. A Cd	Blk. B Cd	Blk. C Cd	Berg. Pb	Blk. A Pb	Blk. B Pb	Blk. C Pb
Berg. As	1											
Blk. A As	0,37	1										
Blk. B As	0,27	0,96	1									
Blk. C As	0,42	0,65	0,64	1								
Berg. Cd					1							
Blk. A Cd					0,04	1						
Blk. B Cd					0,44	0,04	1					
Blk. C Cd					0,25	0,003	0,17	1				
Berg. Pb									1			
Blk. A Pb									0,21	1		
Blk. B Pb									0,26	0,83	1	
Blk. C Pb									0,28	0,44	0,50	1

Berg. = Bergerhoff, Blk. = Bulk

Bezüglich der Pb-Werte tritt eine deutlich geminderte Korrelation mit Faktoren von etwa 0,25 auf (Tab. 11.2). Ergebnisabweichungen liegen bei höheren Beträgen von 3 bis $5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ (vgl. Abb. 11.4). Es kann festgehalten werden, dass die mit Bergerhoff erfassten Depositionen fortlaufend höhere Werte liefern als die Bulk-Depositionen (vgl. Abb. 11.4). Sie liegen zu 93% – unter Berücksichtigung des Extremausschlags von Bulk C im Februar/März 2005 – oberhalb der Bulk-Reihen (ansonsten zu 100%; siehe Abb. 11.4). Alle Pb-Reihen weisen der Abb. 11.4 folgend einen parallelen Verlauf mit kleineren Differenzen auf.

Da die Cd-Werte durch äußerst geringe Konzentrationen sowie Schwankungen gekennzeichnet sind ($< 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$), entstehen die homogenen Sammler-Zeitreihen (siehe Abb. 11.3). Der Peak von Bulk A im Juli 2005 ($\sim 4 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$, siehe Abb. 11.3) sei hierbei ausgelassen. Infolge dieses Ausreißers sowie den Minimaldepositionen korrelieren die Bergerhoff- und Bulk-Werte schlecht bis mittelmäßig mit Faktoren von 0 bis $\sim 0,4$ (Tab. 11.2).

Die Bulk-Reihen von As und Pb zeigen untereinander gute bis sehr gute Vergleichbarkeiten der Depositionswerte: Faktoren von 0,64 bis 0,96 bei As bzw. 0,44 bis 0,83 bei Pb (siehe Abb. 11.2, 11.4 und Tab. 11.2). Lediglich bei Cd resultieren aus den oben genannten Gründen Korrelationen nahe Null (Tab. 11.2), obwohl ein gleichartiger Verlauf gemäß Abb. 11.3 zu beobachten ist.

4) Fazit

(1) Ein belegbarer Jahreszeitentrend der Depositionen kann nicht festgehalten werden. Nachweisbare Anstiege beziehen sich auf die Monate November, Dezember, März, Juli und August. Infolge der enormen Abweichungen der sammlerspezifischen As-Depositionen sowie nicht vorhandenen Äquivalentausschläge von Cd wird die Trendansprache erschwert. Nur die Pb-Verläufe verweisen auf einen saisonalen Eintragscharakter. Ergänzend wirkt der kurze Messzeitraum von 2,5 Jahren.

(2) Die Abfolgen der Cd-Depositionen und Pb-Depositionen weisen für alle Sammler Parallelitäten mit kleineren Abweichungen auf. Innerhalb der As-Reihen besteht dieser Trend nicht. Peaks können bei allen Elementen beobachtet werden.

(3) Anhand der feldwirtschaftlichen Tätigkeiten lassen sich die sommerlichen Mehreinträge gemäß (1) hinreichend erklären. Ein Bezug zum stofflichen Bodenzustand liegt vor.

(4) Die Einflussnahme der Niederschlags- und Windgeschwindigkeitsverteilungen bezieht sich auf mittlere Eintragsereignisse. Extreme Monatsspitzen von Elementdepositionen können nicht primär auf klimatische Ursachen bezogen werden. Ein Einfluss auf winterliche Frachten ist jedoch gegeben (Niederschlagszunahme).

(5) Seit Messbeginn entwickeln sich die deponierten Elementfrachten im Jahresmittel mit unveränderter Kontinuität und werden diese Tendenz auch weiterhin fortsetzen. Die Minimaleinträge äußern sich durch $\sim 1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ bei As, $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ bei Cd und 4 bis $5 \mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$ bei Pb im Jahresmittel. Die Bestimmungsgrenzen von As und Cd werden oftmals unterschritten. Bei Pb tritt dies nicht ein.

(6) Schädigende Bodenbelastungen infolge erhöhten Schadstoffeintrags können für Ehrenfriedersdorf ausgeschlossen werden. Eine Grenzwertüberschreitung nach TA Luft (Anlage 9) ist in Verbindung mit (5) nicht festzustellen.

(7) In den niedrigen Depositionsmengen spiegelt sich der schadstoffunbelastete ländliche Charakter wider. Die Auswirkung der chemischen Bodenbeschaffenheit hinsichtlich deponierter Stoffmengen im Sommer nach (3) ist durch vergleichsweise geringe Konzentrationen gemäß Anlage 1 zu beschreiben. Dies gilt besonders für Cd und Pb.

(8) Die Bergerhoff- und Bulk-Reihen weisen bezüglich aller Elemente nur zufrieden stellende Vergleichbarkeiten auf. Der Korrelationsfaktor liegt generell zwischen 0,2 und 0,4. Die günstigste Kurvendeckung kann bei Cd beobachtet werden. Innerhalb der As-Verläufe streuen die Depositionen je Sammler in starkem Maße (zeitlicher Versatz). Aufgrund der permanent höheren Depositionsmengen nach Bergerhoff im Vergleich zu den Bulk-Werten bildet sich ein markanter Unterschied der Pb-Frachten heraus.

(9) Für die Bulk-Reihen untereinander gelten gute bis sehr gute Übereinstimmungen. Dies geht bezüglich As und Pb sowohl aus den Diagrammen als auch den Korrelationskoeffizienten hervor (Faktoren: $\geq 0,44$). Cd besitzt ebenfalls sehr gute Kurvendeckungen mit wenigen Differenzen. Ein Ausreißer führt hier jedoch zu deutlich gesenkten Faktoren von 0,17 und weniger.

12 Diskussion und Ausblick

12.1 Depositionsauswertung, Klimafaktoren und Grenzwerte

In den vorangegangenen Kapiteln 6 bis 11 wurden die Depositionsverläufe der Schwermetalle Cadmium und Blei sowie von Arsen auf den sechs BDF II des LfUG Sachsen hinsichtlich der folgenden Schwerpunkte untersucht (analog zu Kapitel 1):

- Ausweisung und Bewertung eines möglichen jahrestypischen Eintragstrends,
- Charakterisierung des quantitativen bzw. qualitativen Einflusses festgelegter klimatischer Faktoren (Niederschlag und Windgeschwindigkeit) sowie der Flächenbewirtschaftung je BDF II unter Einbeziehung der standörtlichen Bodenbelastung auf extreme Depositionsereignisse,
- Darstellung der jährlichen Depositionsentwicklung seit Messbeginn,
- Vergleich der Jahresmittel der Depositionen mit geltenden Immissionsgrenzwerten gemäß der TA Luft und
- Vergleich sowie Korrelationsanalyse der Messergebnisse von Bergerhoff und Bulk bzw. der Messergebnisse innerhalb der drei Bulk-Sammler (außer Brandis).

Bezüglich der BDF in Hilbersdorf, Brandis, Colditz, Schmorren und Ehrenfriedersdorf konnte ein jahreszeitlicher Depositionstrend bei kleineren Abweichungen (zeitliche Versätze von Mehreinträgen) festgestellt werden. Er äußerte sich prinzipiell durch Eintragszunahmen im Frühjahr (April, Mai) zum Sommer hin mit leichten Abnahmen (Juni, Juli) und darauffolgende Neuzunahmen im Spätsommer (August, September).

Hinsichtlich der erfassten Extremeinträge (Frühjahr, Spätsommer) hat sich ein direkter Zusammenhang zu den landwirtschaftlichen Tätigkeiten der Landwirte herausgestellt. Mit dem frühjährlichen Beginn der Feldbearbeitung und Anbausaison sind bodenwirtschaftliche Arbeiten verbunden wie Saatbettbereitung, Ackern, Pflügen, Walzen, Eggen, Säen und schließlich Ernten. Aus dem Befahren des Feldes und präziser der maschinellen, staubinduzierenden Bearbeitung des Oberbodens resultieren schadstoffvorbelastete Bodenstäube bzw. -partikel, die sich unmittelbar in den nahestehenden Sammlern der BDF niederschlagen.

Für die BDF in Hilbersdorf, Brandis, Schmorren und Ehrenfriedersdorf gilt das dargebrachte Ergebnis als belegt. Innerhalb der Messfläche Colditz traten ebenso markante Maxima deponierter Elemente auf (Juli, August). Die bewirtschaftete

Fläche unterliegt aber lediglich einer Nutzung als Dauergrünland bzw. Wiese. Dies bedeutet einerseits, dass am Standort keine stärkeren Bodenbearbeitungsmaßnahmen erfolgen. Kennzeichnend sind Düngung, Mahd und Ernte im Frühjahr sowie Mahd und Ernte im Sommer. Andererseits lässt sich daraus schlussfolgern, dass auch diese Tätigkeiten einen zeitgleichen Depositionsanstieg herbeiführen können.

Für die BDF in Lippen konnten die direkten Beziehungen von Depositionsspitzen und Bewirtschaftungen nicht geltend gemacht werden. Auf der Fläche erfolgt zwar landwirtschaftliche Nutzung, aber langanhaltende Flächenstilllegungen während angefallener Extremeinträge haben gezeigt, dass auch bei Nichtnutzung in den Monaten Mai bis Juli bzw. August bis Oktober überdurchschnittliche Elementkonzentrationen anfallen können.

Den vorgestellten Düngemitteln an sich konnte keine ursächliche Beeinflussung markanter Depositionen während der frühjährlichen Einbringung zugewiesen werden. Deren Bedeutung gilt als nichtig (BARTH & LANGE 2003). Diese Feststellung ist für jede BDF II zutreffend.

Der klimatische Einfluss durch Niederschlag und Wind auf Depositionen war vorzugsweise infolge der jährlichen Variabilität gegeben. Das Sommerhalbjahr kennzeichneten Niederschlagszunahmen (Sommermaximum) und Windgeschwindigkeitsminderungen (2 m/s und weniger). Das belegten die Klimadiagramme für jede BDF II. Damit gehen depositionsbegünstigende klimatische Rahmenbedingungen einher. Die in der Summe häufigeren Niederschläge können mehr Luftpartikel auswaschen und absetzen (nasse Deposition). Infolge der abgeschwächten Windverhältnisse besitzen die Partikel zudem zeitliche Flexibilität beim Absatz bzw. bei der Auswaschung (trockene und nasse Deposition). Relationen von Niederschlags- und Depositionsspitzen außerhalb der Bewirtschaftungsphasen haben gezeigt, dass keine direkte Verknüpfung besteht.

Neben den dargestellten Eintragsverhältnissen im Sommerhalbjahr wurden auch Mehreinträge im Winterhalbjahr ermittelt. Besonders die Flächen in Hilbersdorf, Colditz, Schmorren und Ehrenfriedersdorf wiesen derartige Depositionszunahmen innerhalb der Monate Dezember bis Februar, teilweise bis März, auf. In Brandis und Lippen ereigneten sich keine prägnanten, periodischen Winteranstiege. Einen Erklärungsansatz liefern Feldbewirtschaftungen aufgrund der Jahreszeit natürlich nicht.

Demnach müssen andere Inputs zu den Mehreinträgen geführt haben. Eine grundlegende Bedeutung besitzen hierbei die Klimafaktoren Niederschlag und Wind. Bezüglich der Niederschläge muss erwähnt werden, dass neben dem Sommermaximum auch ein Wintermaximum meist geringerer bzw. höchstens gleicher Intensitäten auf allen BDF II auftrat. Die Winddynamik nahm über das Winterhalbjahr zu (3 m/s und mehr). Kommt es nun aufgrund unterschiedlichster Emissionen zur Schadstoffbelastung der Luft, verfügen zunehmende Niederschläge und Winde über die Fähigkeit, vermehrt Partikel auszuwaschen bzw. anzuwehen (siehe oben). Möglicherweise erklären sich winterliche Anstiege auch durch gehäuft auftretende Inversionswetterlagen. Derartige Wetterlagen sorgen für vertikal austauscharme Luftschichten (Warmluft über Kaltluft) und wirken damit auf den Verbleib von lokal vorhandenen Schadstoffpartikeln in bodennahen Luftschichten hin. In klimatischer Abhängigkeit vollzieht sich letztlich deren Absatz. Eine Inversionswetterlage ist z.B. für den 15.01.1997 belegt (Deutscher Wetterdienst). Hier schob sich wärmere Luft aus dem Osterzgebirge über kältere Luft aus dem Westerzgebirge und erzeugte so eine vertikale Barriere über der Erzgebirgsnordabdachung (vgl. auch Kapitel 2.5; [15]).

Schadstoffquellen sind bekanntlich in Feuerungs- und Abfallverbrennungsanlagen oder anderen Industriegasen (Metallverarbeitung) zu vermuten. Auch Verkehrsabgase infolge hohen Verkehrsaufkommens oder mehrerer Staus verursachen Schadstoffzunahmen. Die Ursachenpalette zeigt vielzahlige Emittenten (vgl. Kapitel 3.2.3). Im Raum Hilbersdorf stellen z.B. die Industrieanlage Muldenhütten und die dazugehörige Halde nahe der Messfläche Hauptemittenten dar (siehe Abb. 6.1). Aus Messungen der Gesamtdeposition des LfUG Sachsen und Depositionsmessungen der Muldenhütten R&U GmbH wurde im Vergleich nachgewiesen, dass sowohl Bodenpartikel als auch Industriestäube in den Depositionen vorhanden waren. Aufgrund dieses Sachverhaltes wurde durch das LfUG für Hilbersdorf die Hypothese der Redeposition aufgestellt [28]. Weiterhin spielt die unmittelbare Lage zur Stadt Freiberg, welche im Vergleich zur Umgebung der restlichen Messflächen durch diverse Industriestandorte und ein erhöhtes Verkehrsaufkommen gekennzeichnet ist, eine wesentliche Rolle.

Die Umgebung von Ehrenfriedersdorf weist Restflächen der bergbaulichen Infrastruktur wie Halden, Gruben oder Verhüttungsanlagen (Arsenhütte) auf. Die gesamte Region blickt auf eine 750-jährige Bergbaugeschichte zurück (Pinge Geyer). Wahrscheinlich stellen diese Bergbauzeugen bis heute schadstoffbelastete Stäube zur Verfügung. Je nach lokaler Winddynamik gelangen sie schließlich – oder überhaupt

nicht – als trockene Deposition zur Messfläche. Kommen Niederschläge hinzu, beschleunigt sich der Austrag.

Während der Bewertung der BDF-spezifischen Depositionsabfolgen wurde oftmals auf die Schmermetall- und Arsenbelastung der mineralischen Oberböden gemäß Anlage 1 verwiesen. Aufgrund der intensiven Feldebewirtschaftung in Hilbersdorf, Brandis, Schmorren und Ehrenfriedersdorf sowie der resultierenden Depositionszunahme haben diese Vorbelastungen einen unmittelbaren Einfluss auf die Höhe der Stoffeinträge gezeigt. Für die Flächen in Colditz und Lippen erschwerte sich eine Ansprache dieser Beziehung, da hier nur wenig intensive bzw. keine Bodenbearbeitung stattfindet. Hier kommen auch andere Ursachen zum tragen (siehe oben).

Der ausgewiesene Bezug von Bodenbelastung und Eintragskonzentration wurde mit Hilfe des Vergleichs der jeweiligen Elementverhältnisse (Pb/As/Cd) veranschaulicht. Die Tab. 12.1 fasst diese Verhältnisse bezüglich mittlerer Depositionen und mineralischem Oberboden BDF-bezogen zusammen.

Aus den aufgetretenen hohen Konzentrationsanteilen der Bodenschadstoffe (Pb, As) ist ein erhöhter Stoffeintrag geschlussfolgert worden. Dabei kann nicht gesagt werden, ob sich die Partikel (vorwiegend Pb) bei der Bodenbearbeitung tatsächlich so massiv und schnell aus dem Boden freisetzen lassen und zur Deposition bereitstehen. Anhand der Verhältniszahlen in Tab. 12.1 wird deutlich, dass besonders As einer herabgesetzten Freisetzung aus dem Oberboden unterliegt. Womöglich zeigt sich hier ebenfalls ein erhöhter As-Bodenaustrag durch Sickerwasserverlagerung, währenddessen Pb durch Bodenimmobilität zu charakterisieren ist. Eine grundlegende Beeinflussung von Depositionen durch Bodenwirtschaft bzw. -belastung kann, wie in Tab. 12.1 zu sehen, als gesichert angenommen werden.

Tab. 12.1: Vergleich der Elementverhältnisse Pb/As/Cd je BDF II

BDF	Deposition^{a)}	Mineral. Oberboden^{b)}
Hilbersdorf	150/4/1	116/99/1
Brandis	16/2/1	125/28/1
Lippen	34/11/1	172/64/1
Colditz	40/8/1	8/5/1
Schmorren	41/2/1	4/27/1
Ehrenfriedersdorf	45/9/1	122/380/1

a) gemäß den elementaren Gesamtmittelwerten

b) gemäß Anlage 1

Für die Ermittlung realer Eintragsquantitäten aus dem Boden sind Gesamtbilanzierungen zu Stoffkreisläufen auf den BDF II notwendig, wie sie bereits durch BARTH & LANGE (2003) für Hilbersdorf dargelegt wurden. Vergleichsmessungen anderer Institutionen zu Depositionen konnten hier ebenfalls den quantitativen Einfluss des Bodenchemismus belegen [28].

Die Auswertung der Entwicklungstrends der deponierten Jahresmittel je BDF II führte zu dem Ergebnis, dass auf jeder Messfläche eine Verringerung der Pb-Einträge seit Messbeginn abgelaufen ist (vgl. Hilbersdorf, Brandis, Lippen, Colditz und Schmorren) bzw. eine bereits kontinuierliche Eintragsdynamik besteht (vgl. Ehrenfriedersdorf). Die Abnahmetendenz schwächt sich dabei während der ersten Jahre des neuen Jahrtausends zunehmend ab und verweist so auf eine Stabilisierung bzw. positive Entwicklung der Emissionen hin. Als Ursachen kommen die einleitend erwähnten Sanierungsmaßnahmen innerhalb der Hüttenindustrie (Freiberg etc.), die Umstellungen der Wärmeversorgung (von Kohle auf Gas) und die progressiven Kraftstoffoptimierungen (Wegfall von Pb) seit Mitte/Ende der 1990-er Jahre in Frage. Bezüglich der As- und Cd-Einträge im Jahresmittel ergab sich sowohl eine generelle Senkung (vorwiegend As) als auch Konstanz (vorwiegend Cd, auch As) bei kleineren Abweichungen. Oftmals stellte ein jahresspezifischer Mehreintrag eine solche Abweichung dar und unterbrach den Verringerungstrend (z.B. in Hilbersdorf 2003, in Brandis 1997/1999 oder in Colditz 2005; siehe Kapitel 6, 7 und 9). Aufgetretene As-Minimierungen scheinen ebenfalls Produkt eines zunehmenden Umweltbewusstseins zu sein.

In der Tab. 12.2 sind zum Vergleich die mittleren Depositionen des Jahres 2006 nach Bergerhoff für jede BDF II gegenübergestellt. Zusätzlich zeigen die entsprechenden Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen gemäß der TA Luft die Relation zu den rechtlichen Vorgaben an. Es stellte sich heraus, dass Hilbersdorf durch die höchsten Depositionswerte gekennzeichnet ist. Ein direkter Bezug zu den hohen Schadstoffgehalten im Oberboden nach Anlage 1 sowie zur unmittelbaren Nähe der früheren Bergbauregion und heutigen Industrieregion Freiberg wird dadurch deutlich. Die übrigen Messflächen zeichneten sich durch wesentlich kleinere Jahresmittel aus und verweisen so auf geringere regionale Schadstoffvorbelastungen anthropogener bzw. geogener Herkunft (vgl. Tab. 12.2 und Anlage 1).

Als äußerst positiv zu bewerten ist die Feststellung, dass auf jeder BDF II eine Einhaltung der zugrunde gelegten Immissionsgrenzwerte beobachtet werden konnte (Verweis auf 2006; siehe Tab.12.2). Die Belange des Immissionsschutzes sind somit erfüllt und bedürfen keiner durchzuführenden Folgemaßnahmen. Aus der Sicht der Luftreinhalteplanung stellt keine Messfläche ein Gefährdungs- bzw. Sanierungsgebiet dar. Natürlich spielen fortwährende Depositionserfassungen für die Immissionskontrolle und Flächenbilanzierung seitens des LfUG Sachsen weiterhin eine wichtige Rolle.

Tab. 12.2: Mittlere Depositionen nach Bergerhoff je BDF II und Grenzwerte, 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]

BDF II	As	Cd	Pb
Hilbersdorf	2,8	0,5	69,4
Brandis	0,4	0,1	5,4
Lippen	0,6	0,1	4,3
Colditz	0,6	0,1	4,3
Schmorren	0,3	0,1	3,8
Ehrenfriedersdorf	0,9	0,1	4,6
Immissionsgrenzwert (TA Luft)	4	2	100

Die in Anlage 8 aufgeführten Kennwerte für atmosphärische Grunddepositionen und ländliche Schadstoff-Grundbelastungen nach KÜHLING & PETERS (1995) erheben keinen Anspruch auf Verbindlichkeit (Orientierungscharakter).

12.2 Würdigung der Methoden

Mit den in Sachsen angewandten Methoden zur Depositionserfassung (Bergerhoff-Verfahren und Bulk-Verfahren; siehe Anlage 3 und 4) konnten und können weiterhin qualitativ ausreichende Messergebnisse erzielt werden. Quantitäten ergeben sich entsprechend der projektspezifischen Messphase. Die sammlerbezogenen Probenvolumina der Expositionszeit von (meist) 28 Tagen genügen mit ihrer monatlichen Erfassung der generellen Zielsetzung einer saisonal darstellbaren Eintragsdynamik sowie ebenfalls einer aufstellbaren Gesamtbilanzierung BDF-bezogener Stoffkreisläufe. Die vierwöchige Expositionsphase ist ohnehin notwendig, um genügend Probenmaterial zu erhalten. Im Hinblick auf einen Grenzwertvergleich von elementaren Schadstoffdepositionen sind sogar nur die jeweiligen Jahresmittel von Belang. Auch der Aufbau von Relationen zwischen Depositionen und Einflussparametern reicht in einer monatlichen Auflösung völlig aus. Nicht zu vergessen sind die mit kleiner werdenden Messintervallen zunehmenden Laborarbeiten und Personalkosten.

Aufgrund der nicht identischen Aufstellorte, Expositionshöhen und Schutzmaßnahmen der Auffangbehälter können differierende Ergebnisse zustande kommen. Deren Abweichungen müssen jedoch infolge des Bezugsrahmens von monatlichen bzw. jahresmittleren Kennwerten als zweitrangig angesehen werden. Besonders der Bergerhoff-Sammler zeichnet sich durch größere Witterungsanfälligkeit aus und führt so zur Ergebnisbeeinträchtigung. Konstruktionsbedingte Unterschiede lassen sich nicht umgehen, da beide Verfahren auf genormten Richtlinien beruhen.

In den Kapiteln 6 und 8 bis 11 wurden für beide Messverfahren vergleichbare Werte ermittelt. Die Verläufe von As, Cd und Pb haben relativ parallele Zeitreihen sowie auch annähernd identische Ereignisse abgebildet. Naturgemäße Abweichungen oder Verzerrungen entstanden durch zeitlich verzögerte Erfassungen von Mehreinträgen eines einzelnen Sammlers, während die übrigen Sammler diese Einträge nicht zeitgleich angezeigt haben. Eine Erklärung kann in der ungleichen Schadstoffbelastung der Luftschicht über den Sammlern in Verbindung mit ungleichen Windverhältnissen liegen. Hinzu kommt wiederum die Anfälligkeit des Bergerhoff-Sammlers (Auswehungen). Derartige Differenzen traten nicht dominierend in Erscheinung. Bei der Depositionsmessung müssen prinzipiell Konzentrationsunterschiede über den Sammlern in Betracht gezogen werden, wodurch differierende Zeitreihen entstehen.

Weitaus auffälliger ist die Tatsache, dass die Pb-Werte nach Bergerhoff permanent oberhalb der Bulk-Werte lagen (83% und höher). Dieser signifikante Unterschied wurde innerhalb jeder BDF II festgestellt (außer Brandis). Da die Elemente As und Cd den genannten Unterschied nicht aufgezeigt haben, kann nicht von einem eintragsbedingten Problem gesprochen werden. Die Ursache ist nicht in der Sammelmethode zu suchen – dann hätten As und Cd eine ähnliche Abfolge. Außerdem fehlen die innerhalb der Bergerhoff-Zeitreihen sichtbaren Pb-Peaks oftmals in den äquivalenten Bulk-Zeitreihen.

Daher ist ein Rückschluss zur Analytik naheliegend. In Kapitel 5.2 erfolgte die Beschreibung der Erstbehandlung von Bergerhoff- bzw. Bulk-Proben im Vorfeld der eigentlichen Konzentrationsmessung. Dabei wurde darauf hingewiesen, dass die Proben der Bulk-Sammler durch eine Membranfiltration ($0,45\ \mu\text{m}$) für die Messung aufbereitet werden. Bergerhoff-Proben hingegen durchlaufen einen Säureaufschluss, keine Filtration. Diese auf Arbeitsvorschriften basierenden Verfahrensunterschiede könnten sich nun in den sammlerbedingten Depositionsverläufen der Pb-Werte niedergeschlagen haben. Infolge der Bulk-Probenfiltration fehlen hier die Pb-Partikel mit Korngrößen oberhalb $0,45\ \mu\text{m}$. Dadurch entstehen schließlich die herabgesetzten Depositionsverläufe innerhalb der Bulk-Zeitreihen gegenüber den Zeitreihen nach Bergerhoff. Die As- und Cd-Abfolgen haben die genannte Ausprägung, wie oben erwähnt, nicht verzeichnen lassen. Diesbezüglich kann geschlussfolgert werden, dass As und Cd mit kleineren Korngrößen als $0,45\ \mu\text{m}$ deponieren bzw. rascher in Lösung gehen als Pb.

Es ist darauf hinzuweisen, dass es sich hier um eine Hypothese handelt, die eines Beweises bedarf. Zur Überprüfung des Sachverhaltes wäre eine Anfertigung von Vergleichsproben sinnvoll. Hierbei müsste eine identische Probe (Volumen und Zeit) jeweils eines Bergerhoff-Sammlers und Bulk-Sammlers mit den gleichen Verfahren vorbehandelt und danach in Messung gegeben werden. Der nachfolgende Ergebnisvergleich sollte Gewissheit bringen. Zur Plausibilisierung sollten mehrere Vergleichsproben hergestellt werden (siehe Kapitel 12.4).

Aus der vermuteten analytisch bedingten Ergebnisverfälschung bezüglich der Pb-Depositionen nach dem Bulk-Verfahren ergibt sich der einzige Kritikpunkt innerhalb der angewandten Methoden. Ansonsten kann mit zufrieden stellenden Ergebnissen gerechnet werden – sowohl im Vergleich von Bergerhoff und Bulk als auch innerhalb der drei Bulk-Sammler.

12.3 Fehlerbetrachtung

Die durch Erfassung und Analytik ermittelten Depositionswerte repräsentieren keine wahren Werte sondern stellen Approximationen des realen Depositionswertes dar. Eine reale Messung ist nicht möglich. Naturgemäße Zufallsfehler bei der Probenahme und Laboranalyse bringen fehlerbehaftete Ergebnisse hervor. Dies äußert sich beispielsweise infolge einer unsachgemäßen Leerung oder Reinigung der Sammelbehälter. Verbleiben auch nur geringste Anteile der Probenlösung im Auffanggefäß, erzeugt der in der Analytik fehlende Rückstand eine Verfälschung des resultierenden Wertes. Auch die Herstellung der untersuchten Probe im Labor zieht einen Fehler nach sich, da nicht das gesamte Probenvolumen, sondern nur eine festgelegte Mischprobe nach diversen Arbeitsschritten in die Konzentrationsmessung eingeht. Die massenspektrometrisch bedingten Messungenauigkeiten je Element leisten im Anschluss einen weiteren Beitrag zur Messwertverfälschung (Fehlerfortpflanzung). Die Art der Probenlagerung spielt ebenso eine Rolle bei der Minimierung von Fehlerquellen (Licht- und Wärmeschutz hemmen stoffliche Umwandlungen). Inwieweit die Probenvorbehandlungen (Säureaufschluss bzw. Filtration) zu systematischen Fehlern führen, entzieht sich einer Beurteilung.

Neben den menschlich verursachten, zufälligen Fehlern führen auch bauartbedingte oder lokalisationsabhängige Charakteristika zu Ungenauigkeiten in der Depositionserfassung. Infolge des Windeffektes können randliche Verwirbelungen am Sammelbehälter entstehen und die fallende Niederschlagsmenge herabsetzen. Strömt der Wind in Richtung der Gefäßkante, bildet sich eine vertikale Strömung bis hin zu einer möglichen Luftschicht (unsichtbare Grenze) über dem Gefäß aus. In Abhängigkeit von deren Ausprägung gelingt nicht jedem Regentropfen/Partikel der Absatz im Sammelgefäß [26].

Der Benetzungseffekt an den Wänden des Sammelgefäßes kann ebenfalls zu einem deutlich geminderten Probenvolumen beitragen. Die Größe und Oberflächenrauigkeit des Gefäßes bzw. des Trichters bestimmen unmittelbar die Fläche und Dicke der anhaftenden Wasserschicht. Damit ist ferner eine Teilchenadsorption oder Partikeladhäsion verbunden [26].

Mit dem Verdunstungseffekt gehen Verluste des Niederschlages und letztlich der deponierten Partikel konform. Dabei handelt es sich vorwiegend um Stickstoff- oder Schwefelverbindungen (spezifisch leichter als Schwermetalle). Besonders witterungsgeschützte Sammler (Bergerhoff) sind diesbezüglich anfällig. Durch die Engstelle beim Übergang vom Trichter zum Sammelgefäß sowie den witterungsgeschützten

Abstellort des Sammelgefäßes in Bulk-Sammlern findet hier gleichzeitig eine konstruktionsdingte Minimierung des Effektes statt [26].

Als abschließende Fehlerquelle sei noch die Lokalisation des Sammlers erwähnt. Die Untergrundbeschaffenheit und Reliefphysiognomie unterhalb des Sammlers kann in Abhängigkeit von der Öffnungshöhe des Sammelbehälters zu fehlerhaften Einträgen beitragen (Erhöhung durch Resuspension von Teilchen bei niedriger Expositionshöhe, unbewachsenem Untergrund sowie entsprechenden Windverhältnissen) [26].

Weiterführende Informationen zu Fehlerquellen bei der Erfassung von Depositionen können in DÄMMGEN (Hrsg., 1996), RICHTER (1995), SCHULZ (1993) oder STEINRÜCKE (1991) nachgelesen werden (Auswahl).

12.4 Ausblick

Im Zuge der Ergebnisvergleiche von Bergerhoff-Werten und Bulk-Werten hat sich bezüglich jeder, mit beiden Sammelverfahren ausgestatteten BDF II herausgestellt, dass die Pb-Depositionen nach dem Bergerhoff-Verfahren prägnant über den Pb-Depositionen nach dem Bulk-Verfahren liegen. Als Erklärung wurde die in der Analytik unterschiedlich durchgeführte Probenvorbehandlung (Bergerhoff: Säureaufschluss; Bulk: Filtration) zugrunde gelegt. Auf die Herstellung einer Vergleichsprobe beider Sammler mit identischer Vorbehandlung ist aufbauend verwiesen worden. Um den hypothetischen Sachverhalt zu belegen bzw. zu widerlegen, wäre nun die tatsächliche, mehrfache Herstellung einer Vergleichsprobe und anknüpfende Gegenüberstellung der Messergebnisse der nächste logische Arbeitsschritt. Dies ist wiederum abhängig von der Bedeutung der jeweiligen Pb-Zeitreihen für stoffliche Gesamtbilanzen. Ferner heißt das: Trägt der Arbeitsaufwand dem notwendigen Ergebnis Rechnung? Im Sinne eines rein methodischen Vergleichs dürfte hier natürlich Interesse an einer Klärung seitens des LfUG Sachsen vorhanden sein.

Um genauere Stoffbilanzierungen auf BDF II erstellen zu können, soll weiterhin auf die laboranalytische Bestimmung der Gesamtdeposition von Bergerhoff- und Bulk-Proben hingewiesen werden. Bis zum jetzigen Zeitpunkt erfolgt die Bestimmung von Schwermetallen, Arsen und anderen Parametern. Im Verlauf der angesprochenen Probenvorbehandlungen gehen jedoch inerte oder flüchtige Partikel bzw. Substanzen verloren. Diese könnten unter Umständen bei den Bewertungsmodellen von Stoffkreisläufen eine Rolle spielen und sollten daher etwas näher in das Blickfeld rücken.

Ein weiteres denkbare Arbeitsfeld könnte aus den in Kapitel 4.4.2 dargebrachten Ergebnissen der Konzentrationsüberschreitungen von Schadstoffgehalten des Oberbodens in Relation zu den gültigen Prüf- und Maßnahmenwerten der BBodSchV (1999) hervorgehen. Einzelfallprüfungen zur Ermittlung von schädlichen Bodenveränderungen müssten entsprechend der ausgewählten Standorte und Überschreitungsbedingungen von der zuständigen Behörde (LfUG Sachsen) eingeleitet werden. Sie sind jedoch nicht zwingend.

Quellenverzeichnis

Weiterführende und zitierte Literatur

- BARTH, N. (1994): Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen. Projektstudie. – unveröff. Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- BARTH, N.; DEGERING, D.; HAASE, D.; HAFERKORN, U.; HEILMANN, H.; KLOSE, R.; KNAPPE, S.; KURZER, H. J.; MACHULLA, G.; MATTUSCH, J.; NEUBERT, K. H.; PÄLCHEN, W.; RABEN, G. H.; RANK, G.; SCHLENKER, S.; SCHNEIDER, B.; SUNTHEIM, L.; WENNRICH, R. (2001): Bodenmonitoring in Sachsen. – Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Sächsische Landesanstalt für Forsten, Dresden.
- BARTH, N.; LANGE, R. (2003): Modellierung der Wasser- und Stoffkreisläufe der BDF II Hilbersdorf. Teil 1. – unveröff. erster Zwischenbericht zum FuE-Vorhaben „Auswertemodule Bodenmonitoring“, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) vom 17. März 1998. – BGBl. Jhrg. 1998, Teil 1, Nr. 16, Bonn.
- BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999. – BGBl. Jhrg. 1999, Teil 1, Nr. 36, Bonn.
- BIMSCHG (2007): Bundes-Immissionsschutzgesetz – Textsammlung mit Einführung und Erläuterungen: BImSchG, BImSch-Verordnungen, MASPrivilegV, TA Luft, Ta Lärm, TEHG, ZuG. – 25. Aufl., Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.

- DÄMMGEN, U. (Hrsg., 1996): Untersuchungen zum chemischen Klima in Südostniedersachsen. Arbeiten des Teilprojektes A10 "Stoffflüsse in der bodennahen Atmosphäre" des Sonderforschungsbereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen". - Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 170, Völkenrode.
- KÜHLING, W.; PETERS, H.-J. (1995): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. Bewertungsmaßstäbe und Standards zur Konkretisierung einer wirksamen Umweltvorsorge. - UVP Special 10, 2. korrigierte Aufl., Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund.
- LFUG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2001): Jahresbericht zur Immissionssituation 2000. - Materialien zur Luftreinhaltung, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- LFUG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Jahresbericht zur Immissionssituation 2003. - Materialien zur Luftreinhaltung, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- LFUG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2007): Jahresbericht zur Immissionssituation 2006. - Materialien zur Luftreinhaltung, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- MANNSELD, K.; RICHTER, H. (Hrsg., 1995): Naturräume in Sachsen. - Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 238, Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag, Trier.
- OSSENKOPF, P.; PÄLCHEN, W. (unter Mitarbeit von HEILMANN, H.; KAWELKE, CH.; ADAM, CH.; 1992): Umweltmessnetze Freistaat Sachsen. Konzeption Bodenmessprogramm. - unveröffentlichter Bericht, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul.
- RANK, G.; KARDEL, K.; PÄLCHEN, W.; WEIDENSCHÖRFER, H. (1999): Bodenatlas Freistaat Sachsen Teil 3: Bodenmessprogramm, Bodenmessnetz Raster 4 km × 4 km. - Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.

- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. – Berichte des Deutschen Wetterdienstes, Nr. 194.
- SAG (1991): Konzeption zur Einrichtung von Bodendauerbeobachtungsflächen. – Bericht der Unterarbeitsgruppe „Boden-Dauerbeobachtungsflächen“ im Auftrag der Sonderarbeitsgruppe „Informationsgrundlagen Bodenschutz“, München.
- SCHULZ, M. (1993): Räumliche Verteilung atmosphärischer Einträge von Spurenstoffen in die Nordsee. – Dissertation am Institut für Anorganische und Angewandte Chemie, Universität Hamburg, Nr. 17.
- SMUL – SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1994): Bericht zur Umweltsituation im Zeitraum von 1990 bis 1993 (Umweltbericht 1994). – Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden.
- STEINRÜCKE, J. (1991): Atmosphärischer Eintrag von Nähr- und Schadstoffen in einem Naturschutzgebiet im ländlichen Raum. – Materialien zur Raumordnung, Band 64, Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum (Hrsg.).
- TA Luft (2002): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft vom 24. Juli 2002. Erste Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. – GMBI. Nr. 25-29 vom 30.07.2002, Berlin.

Internetquellen

- [1] SCHULTE-RENTROP, A. (2003): Modellierung des Überlandtransportes von Blei im Elbeeinzugsgebiet über vier Dekaden (1958-1995). – Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht. – http://dvsun3.gkss.de/BERICHTE/GKSS_Berichte_2003/GKSS_2003_13.pdf (19.10.2007)
- [2] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Sachsen. – <http://de.wikipedia.org/wiki/Sachsen> (15.02.2008)
- [3] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Hilbersdorf (Sachsen). – [http://de.wikipedia.org/wiki/Hilbersdorf_\(Sachsen\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Hilbersdorf_(Sachsen)) (15.02.2008)
- [4] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Brandis. – <http://de.wikipedia.org/wiki/Brandis> (15.02.2008)
- [5] SYRBE, R.-U. (2005): Naturräumliche Gliederung Sachsens. Sächsische Akademie der Wissenschaften zu Leipzig, Arbeitsgruppe „Naturhaushalt und Gebietscharakter“ Dresden, International Association for Landscape Ecology. – <http://www.iale.de/ralf-uwe/saxnrgliedgr.gif> (6.02.2008)
- [6] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Lohsa. – <http://de.wikipedia.org/wiki/Lohsa> (15.02.2008)
- [7] BASTIAN, O. (2007): Böden ohne Grenzen. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Naturräumliche Gliederung Sachsens. Allgemeiner Exkursionsführer. – http://boku.forst.tu-dresden.de/Boden/DBG_Tagung_Eindruecke/PDF/naturraeumliche_Gliederung.pdf (6.02.2008)
- [8] Stadt Colditz: Homepage – www.colditz.de/page=stadt&subpage=Landschaft (15.02.2008)
- [9] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Ostrau. – [http://de.wikipedia.org/wiki/Ostrau_\(Sachsen\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Ostrau_(Sachsen)) (15.02.2008)

- [10] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Ehrenfriedersdorf. - <http://de.wikipedia.org/wiki/Ehrenfriedersdorf> (15.02.2008)
- [11] HAUBRICH, F.; KLEBER, A. (2007): Böden ohne Grenzen. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Geologisch-Geomorphologische Grundlagen. Allgemeiner Exkursionsführer. - http://boku.forst.tu-dresden.de/Boden/DBG_Tagung_Eindruecke/PDF/Geologie_Geomorphologie_von_Sachsen.pdf (18.02.2008)
- [12] LFUG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2007): Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Teil 4: Auswertungskarten zum Bodenschutz. Erläuterungsheft. - Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. - http://www.smul.sachsen.de/lfug/documents/BSA200_Erlaeuterungsheft.pdf (17.02.2008)
- [13] LFUG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1997): Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Teil 2: Standortkundliche Verhältnisse und Bodennutzung. - Materialien zum Bodenschutz, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul. - <http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/Bodenatlas2.pdf> (17.02.2008)
- [14] SMUL - SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (2005): Klimawandel in Sachsen. Sachstand und Ausblick. Broschüre. - [http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/download/klima/Klimawandel_ges\(1\).pdf](http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/download/klima/Klimawandel_ges(1).pdf) (18.02.2008)
- [15] BERNHOFER, C.; FRANKE, J.; GOLDBERG, V. (2007): Böden ohne Grenzen. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Das Klima von Sachsen. Allgemeiner Exkursionsführer. - http://boku.forst.tu-dresden.de/Boden/Seiten_deutsch/DBG_Tagung_Eindruecke/PDF/Das_Klima_von_Sachsen.pdf (18.02.2008)
- [16] UBA - UMWELTBUNDESAMT (2001): Luft kennt keine Grenzen. Das Immissionsmessnetz des Umweltbundesamtes Berlin. Broschüre. - www.umwelt-daten.de/publikationen/fpdf-l/2473.pdf (22.09.2007)

- [17] Wikipedia Online-Enzyklopädie: Atmosphärische Deposition. – <http://de.wikipedia.org/wiki/Deposition> (13.10.2007)
- [18] LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg: Informationen zur Luftqualität. Trockene Deposition. – <http://lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17906/> (13.10.2007)
- [19] LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg: Informationen zur Luftqualität. Feuchte Deposition. – <http://lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17907/> (13.10.2007)
- [20] LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg: Informationen zur Luftqualität. Nasse Deposition. – <http://lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17908/> (13.10.2007)
- [21] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (1999): Ermittlung atmosphärischer Stoffeinträge in den Boden. Luftbürtige Stoffe mit Relevanz für den Boden. Einleitung. – <http://xfaweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb-nt/berichte/bs02/bs020011.html#Heading117> (13.10.2007)
- [22] LFL – SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2003): Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Broschüre. – www.landwirtschaft.sachsen.de/lfl/publikationen/download/189_1.pdf (22.10.2007)
- [23] Wirtschaft und Umwelt in Sachsen: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Bodeninformationen. – <http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/boden.html> (12.10.2007)
- [24] UMS GmbH München: Homepage. – <http://www.ums-muc.de> (12.10.2007)
- [25] LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Wuerttemberg: Untersuchungsprogramm Depositionen – <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/17903/> (13.10.2007)

- [26] ANSHELM, F.; GAUGER, T.; KÖBLE, R. (2000): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 1: Deposition Loads 1987 bis 1989 und 1993 bis 1995. UBA-Endbericht. - http://www.nav.uni-stuttgart.de/navigation/forschung/critical_loads/INS_UBA29785079_1.pdf (19.10.2007)
- [27] Umweltministerium Baden-Württemberg: Überblick zu den Messeinrichtungen an den Intensiv-BDF - <http://www.themenpark-umwelt.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/10089/?partId=0&part=11743&page=faq> (22.09.2007)
- [28] LFUG - SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Zusammenfassungen zum Workshop des FuE-Vorhabens „Auswertemodule Bodenmonitoring“. Broschüre. - <http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/Kurzfassungen.pdf> (22.09.2007)
- [29] UMS GmbH München: Katalog-Datenblatt zum LWF-Niederschlagssammler RS200 aus dem Produktkatalog Version 2.0 - <http://www.ums-muc.de/fileadmin/files/Content/Katalog/UMS%20Katalog-DEU-LQ-V2.pdf> (12.10.2007)
- [30] Justus-Liebig-Universität Giessen: Pflanzenökologisches Forschungsprojekt - <http://www.uni-giessen.de/cms/fbz/fb08/biologie/pflanzenoek/forschung/Foeinr/UKL/projekte/micromet/Bulkdeposition> (12.10.2007)

Normen und sonstige Methoden, Bezugsquellen

DIN 19739-1: 03.02

Luftbeschaffenheit und Bodenbeschaffenheit - Messen der atmosphärischen Deposition organischer Spurenstoffe - Trichter-Adsorber-Verfahren - Teil 1: Sammelgeräte - Anforderungen, Aufbau, Anwendung

DIN EN ISO 17294-2 (E29): 02.05

Wasserbeschaffenheit - Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) - Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen; Deutsche Fassung EN ISO 17294-2: 2005 (E29)

EPA-Methode 3015A: 01.98

Mikrowellen-Extraktion mit Säuren von wässrigen Proben und Extrakten

SOP-Nr. 11/2/35:

Untersuchung von Depositionsproben für die Bodendauerbeobachtung

VDI-Richtlinie 2119: Messung partikelförmiger Niederschläge

- Blatt 1: Übersicht (Juni 1972);
- Blatt 2: Bestimmung des Staubniederschlags mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff (September 1996)

VDI-Richtlinie 2449, Blatt 1:

Prüfkriterien von Meßverfahren - Ermittlung von Verfahrenskenngrößen für die Messung gasförmiger Schadstoffe (Immission; Februar 1995)

Bezugsquellen zu den aufgeführten Normen und sonstigen Methoden:

- a) DIN- und ISO-Normen und Normentwürfe, VDI-Richtlinien, EPA-Methoden:
Beuth-Verlag GmbH, 10772 Berlin
- b) SOP-Nr. 11/2/35: UBG, Geschäftsbereich 1, Fachbereich 11, 01640 Neusörnewitz

Sonstige Quellen

LfUG – Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie:

- Depositionsergebnisse Bergerhoff
- Depositionsergebnisse Bulk
- Loggerdaten
- Bewirtschaftungsdatenblätter
- Protokolle
- Fotos
- Standortinformationen zu Naturräumen, Böden und Nutzungen
- Standorte sächsischer BDF (Abb. 4.1)
- Instrumentenausstattung der Intensivmessflächen je BDF II (Abb. 4.3)
- Stationsgeschichte der sächsischen BDF II (Tab. 4.4)
- Instrumentierung zur Depositionserfassung je BDF II (Tab. 4.5)
- Chemische Eigenschaften der mineral. Oberböden aller BDF II [mg/kg TS] (Anlage 1)
- Ergänzungen zum LWF-Niederschlagssammler RS200 (Anlage 4)
- Standardanträge zur laboranalytischen Depositionsuntersuchung (Anlage 7)

Schriftliche Mitteilungen:

Dr. Goldstein, UBG: Laboranalytik (Methodik) zur Untersuchung von Depositionen für die Bodendauerbeobachtung

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1: Naturräumliche Einordnung der BDF II-Standorte in Sachsen.....	17
Abb. 2.2: Geologische Einordnung der BDF II-Standorte in Sachsen.....	20
Abb. 2.3: Pedologische Einordnung der BDF II-Standorte in Sachsen.....	28
Abb. 2.4: Klimatische Einordnung (Niederschlag) der BDF II-Standorte in Sachsen	32
Abb. 3.1: ETID-Modell zur Schadstoffproblematik.....	37
Abb. 3.2: Gebiete mit erhöhten Schwermetall- und Arsenbelastungen in Sachsen.....	39
Abb. 4.1: Standorte der sächsischen BDF.....	48
Abb. 4.2: Grundriss einer BDF II und Beprobungsumfang.....	50
Abb. 4.3: Instrumentenausstattung der Intensivmessflächen je BDF II	51
Abb. 5.1: Ablaufschema zur Depositionsermittlung.....	63
Abb. 6.1: BDF II Hilbersdorf	71
Abb. 6.2: Hilbersdorf, Deposition nach Bergerhoff, 1997 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	72
Abb. 6.3: Hilbersdorf, Klimadaten, 1997 bis 2000	72
Abb. 6.4: Hilbersdorf, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	73
Abb. 6.5: Hilbersdorf, Klimadaten, 2001 bis 2003	73
Abb. 6.6: Hilbersdorf, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	75
Abb. 6.7: Hilbersdorf, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	75
Abb. 6.8: Hilbersdorf, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	76
Abb. 6.9: Hilbersdorf, Klimadaten, 2004 bis 2006	76
Abb. 6.10: Hilbersdorf, Bewirtschaftung im Jahresverlauf	77
Abb. 6.11: Hilbersdorf, Deposition, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	81
Abb. 6.12: Hilbersdorf, Klimadaten, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006.....	81
Abb. 7.1: BDF II Brandis	86
Abb. 7.2: Brandis, Deposition nach Bergerhoff, 1997 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	87
Abb. 7.3: Brandis, Klimadaten, 1997 bis 2000	87
Abb. 7.4: Brandis, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	88
Abb. 7.5: Brandis, monatliche Niederschlagssummen, 2001 bis 2003	88
Abb. 7.6: Brandis, Deposition nach Bergerhoff, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	89

Abb. 7.7: Brandis, monatliche Niederschlagssummen, 2004 bis 2006	89
Abb. 7.8: Brandis, Bewirtschaftung im Jahresverlauf	90
Abb. 7.9: Brandis, Deposition, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	93
Abb. 7.10: Brandis, jährliche Niederschlagssummen, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006	93
Abb. 8.1: BDF II Lippen	96
Abb. 8.2: Lippen, Deposition nach Bergerhoff, 1997 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	97
Abb. 8.3: Lippen, Klimadaten, 1997 bis 2000	97
Abb. 8.4: Lippen, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	98
Abb. 8.5: Lippen, Klimadaten, 2001 bis 2003	98
Abb. 8.6: Lippen, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	99
Abb. 8.7: Lippen, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	99
Abb. 8.8: Lippen, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	99
Abb. 8.9: Lippen, Klimadaten, 2004 bis 2006	100
Abb. 8.10: Lippen, Deposition, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	103
Abb. 8.11: Lippen, Klimadaten, Entwicklungstrend, 1997 bis 2006	103
Abb. 9.1: BDF II Colditz	107
Abb. 9.2: Colditz, Deposition nach Bergerhoff, 1999 bis 2000 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	108
Abb. 9.3: Colditz, Klimadaten, 1999 bis 2000	108
Abb. 9.4: Colditz, Deposition nach Bergerhoff, 2001 bis 2003 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	109
Abb. 9.5: Colditz, Klimadaten, 2001 bis 2003	109
Abb. 9.6: Colditz, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	110
Abb. 9.7: Colditz, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	110
Abb. 9.8: Colditz, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	110
Abb. 9.9: Colditz, Klimadaten, 2004 bis 2006	111
Abb. 9.10: Colditz, Bewirtschaftung im Jahresverlauf	112
Abb. 9.11: Colditz, Deposition, Entwicklungstrend, 1999 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	114
Abb. 9.12: Colditz, Klimadaten, Entwicklungstrend, 1999 bis 2006	114
Abb. 10.1: BDF II Schmorren	119
Abb. 10.2: Schmorren, As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	121

Abb. 10.3: Schmorren, Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	121
Abb. 10.4: Schmorren, Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	121
Abb. 10.5: Schmorren, Klimadaten, 2003 bis 2006	122
Abb. 10.6: Schmorren, Bewirtschaftung im Jahresverlauf.....	123
Abb. 10.7: Schmorren, Deposition, Entwicklungstrend, 2003 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	126
Abb. 10.8: Schmorren, Klimadaten, Entwicklungstrend, 2003 bis 2006	126
Abb. 11.1: BDF II Ehrenfriedersdorf	130
Abb. 11.2: Ehrenfried., As-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	132
Abb. 11.3: Ehrenfried., Cd-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	132
Abb. 11.4: Ehrenfried., Pb-Deposition nach Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	132
Abb. 11.5: Ehrenfried., Klimadaten, 2004 bis 2006	133
Abb. 11.6: Ehrenfried., Bewirtschaftung im Jahresverlauf.....	134
Abb. 11.7: Ehrenfried., Deposition, Entwicklungstrend, 2004 bis 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	135
Abb. 11.8: Ehrenfried., Klimadaten, Entwicklungstrend, 2004 bis 2006.....	135

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Klimatologische Kennwerte der BDF II-Standorte in Sachsen	33
Tab. 4.1: Kriterien zur Auswahl von BDF-Standorten.....	47
Tab. 4.2: Erfasste BDF I-Parameter.....	49
Tab. 4.3: Erfasste BDF II-Parameter	50
Tab. 4.4: Stationsgeschichte der sächsischen BDF II.....	52
Tab. 4.5: Instrumentierung zur Depositionserfassung je BDF II	53
Tab. 4.6: As-Konzentrationen im Oberboden je BDF II und deren Überschreitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlas- tenverordnung (BBodSchV 1999) gemäß Anlage 2 für den Pfad Boden - Nutzpflanze [mg/kg TS].....	56
Tab. 4.7: Cd-Konzentrationen im Oberboden je BDF II und deren Überschreitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlas- tenverordnung (BBodSchV 1999) gemäß Anlage 2 für den Pfad Boden - Nutzpflanze [mg/kg TS].....	56
Tab. 4.8: Pb-Konzentrationen im Oberboden je BDF II und deren Überschreitung von Prüf- und Maßnahmenwerten nach Bundes-Bodenschutz- und Altlas- tenverordnung (BBodSchV 1999) gemäß Anlage 2 für den Pfad Boden - Nutzpflanze [mg/kg TS].....	56
Tab. 5.1: Depositions-Sammler und deren Sammelmedien.....	61
Tab. 5.2: Bestimmungsgrenzen und Messunsicherheiten der untersuchten Elemente	67
Tab. 6.1: Hilbersdorf, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	74
Tab. 6.2: Hilbersdorf, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006.....	83
Tab. 7.1: Brandis, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	90
Tab. 8.1: Lippen, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	101
Tab. 8.2: Lippen, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2005 bis 2006.....	105
Tab. 9.1: Colditz, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	111
Tab. 9.2: Colditz, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006.....	116
Tab. 10.1: Schmorren, statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	120

Tab. 10.2: Schmorren, Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006.....	127
Tab. 11.1: Ehrenfried., statistische Kenngrößen nach Bergerhoff [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	131
Tab. 11.2: Ehrenfried., Korrelationskoeffizienten für Bergerhoff u. Bulk, 2004 bis 2006.....	136
Tab. 12.1: Vergleich der Elementverhältnisse Pb/As/Cd je BDF II	142
Tab. 12.2: Mittlere Depositionen nach Bergerhoff je BDF II und Grenzwerte, 2006 [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	144

Abkürzungsverzeichnis

AB	Aufschlussbehälter
AN	Ammoniumnitratlöslich
As	Arsen
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BDF	Bodendauerbeobachtungsfläche(n)
BDF I	Bodendauerbeobachtungsfläche vom Typ I
BDF II	Bodendauerbeobachtungsfläche vom Typ II
BF	Bodenform
BGL	Bodengroßlandschaft
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BL	Bodenlandschaft
BR	Bodenregion
BT	Bodentyp
Cd	Cadmium
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
EPA	Environmental Protection Agency (Umweltschutz-Agentur)
FIS	Fachinformationssystem
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (induktiv gekoppelte Plasma-Massenspektrometrie)
ISO	International Organization for Standardization (Internationale Organisation für Standardisierung)
KW	Königswasserlöslich
LAWA	Bund- und Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LfL	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LWF	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
LUBW	Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PE	Polyethylen
PFA	Perfluor-Alkoxyalkan
PTFE	Polytetrafluorethen

PV	Probenvolumen
PVDF	Polyvinylidenfluorid
RS200	Typbezeichnung des Regensammlers der LWF
SAG	Sonderarbeitsgruppe
SBS	Staatsbetrieb Sachsenforst (ehemals Sächsische Landesanstalt für Forsten)
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
SOP	Standard Operation Procedure (Standard-Arbeitsvorschrift)
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TS	Trockensubstanz
UBA	Umweltbundesamt
UBG	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Neusörnewitz
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
WMO	World Meteorological Organisation

Einheiten:

°	Grad (deg)
°C	Grad Celsius
kg/ha×a	Kilogramm pro Hektar und Jahr
km	Kilometer
l	Liter
µg/l	Mikrogramm pro Liter
µm	Mikrometer
µg/m ² ×d	Mikrogramm pro Quadratmeter und Tag
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m NN	Höhenlage in Meter über Normal-Null
mg/kg	Milligramm pro Kilogramm
ml	Milliliter
mm	Millimeter
mm/m ²	Millimeter pro Quadratmeter
m/s	Meter pro Sekunde

Anlagen

Anlage 1: Chemische Eigenschaften der mineralischen Oberböden aller BDF II [mg/kg TS].....	1
Anlage 2: Prüf- und Maßnahmenwerte nach Bundes-Bodenschutz- und Altlasten- verordnung (BBodSchV) für den Pfad Boden – Nutzpflanze [mg/kg TS].....	1
Anlage 3: Übersicht zum Bergerhoff-Sammler – Methode 1	2
Anlage 4: Übersicht zum LWF-Niederschlagssammler RS200 – Methode 2.....	3
Anlage 5: Katalog-Datenblatt zum LWF-Niederschlagssammler RS200	4
Anlage 6: Übersicht zu einem Standard-Bulk-Sammler	5
Anlage 7: Standardanträge zur laboranalytischen Depositionsuntersuchung	6
Anlage 8: Mittlere jährliche Grunddepositionswerte [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$]	7
Anlage 9: Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$].....	7

Anlage 1:

Chemische Eigenschaften der mineralischen Oberböden aller BDF II [mg/kg TS] (LfUG)

BDF II	As	Cd	Pb
Hilbersdorf	1484	15	1735
Brandis	5,5	0,2	25
Lippen	3,5	0,05	8,6
Colditz	57	12	98
Schmorren	8	0,3	1,2
Ehrenfriedersdorf	190	0,5	61

TS = Trockensubstanz

Anlage 2:

Prüf- und Maßnahmenwerte nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) für den Pfad Boden - Nutzpflanze [mg/kg TS] (BBodSchV 1999; zusammengestellt nach Anhang 2.2 bis 2.4); königswasserlöslich, außer AN (ammoniumnitratlöslich)

Element	Prüfwert Ackerland	Prüfwert Ackerland¹⁾	Maßnahmenwert Ackerland	Maßnahmenwert Grünland
Arsen	200 50 ²⁾	0,4 AN		50
Cadmium			0,04 AN ³⁾ 0,10	20
Blei	0,1 AN			1200

¹⁾ im Hinblick auf Wachstumsbeeinträchtigungen bei Kulturpflanzen

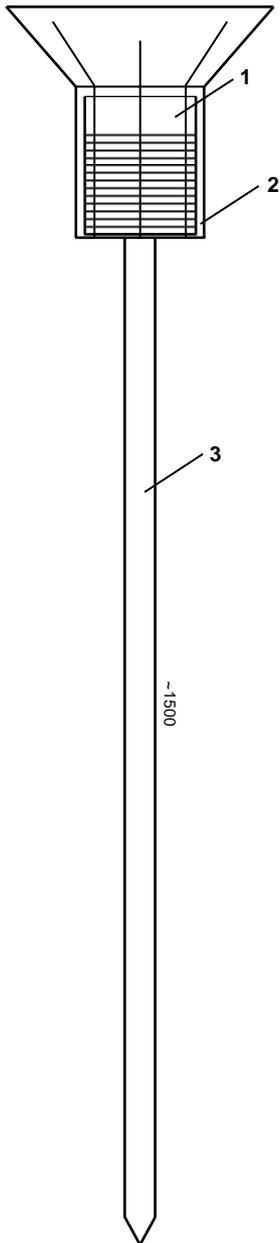
²⁾ für Böden mit zeitweise reduzierenden Bedingungen

³⁾ für Brotweizen und stark cadmiumanreichernde Gemüsearten

TS = Trockensubstanz

Anlage 3:

Übersicht zum Bergerhoff-Sammler – Methode 1 (VDI 2119 Blatt 2)

Bergerhoff-Sammler	
Grundlage	<p>VDI 2119 Blatt 2: Bestimmung des Staubniederschlags mit Auffanggefäßen aus Glas (Bergerhoff-Verfahren) oder Kunststoff September 1996</p> <p>Standardsammelverfahren [Anwendung in Sachsen]</p>
Schema, Beispiel und Geräte (vereinfacht)	<div style="display: flex; align-items: center;">  <div style="margin-left: 20px;">  <p>[25]</p> </div> </div> <p>1) Auffangbehälter übliches Haushaltskonservenglas oder spezielles Kunststoffglas Höhe ~ 180 bis 250 mm Durchmesser ~ 83 oder 103 mm Volumen ~ 1,5 l</p> <p>2) Schutzkorb (Metall, Draht) mit Außenring Höhe ~ 300 mm Durchmesser ~ 120 bis 315 mm</p> <p>3) Ständer (Metall) Höhe ~ 1500 mm</p>
Expositionshöhe	~ 1,5 bis 2 m über Boden
Expositionsdauer	28 Tage oder entsprechend Konzeption

Anlage 4:

Übersicht zum LWF-Niederschlagssammler RS200 – Methode 2 [29; ergänzt nach LfUG]

LWF-Niederschlagssammler RS200	
Grundlage	<p>WMO, Guide No.8: Guide to meteorological Instruments and Methods of Observation; Chapter 7.2.1 + 7.2.2</p> <p>LAWA-Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit 1998</p> <p>Standardsammelverfahren für Niederschläge und atmosphärische Deposition [Anwendung in Sachsen]</p>
Schema, Beispiel und Geräte (vereinfacht)	<div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="flex: 1;"> </div> <div style="flex: 1;"> <p style="font-size: small;">Foto: Förberg, LfUG; 23.10.2006</p> </div> </div> <p>1) Trichteraufsatz Höhe = 208 mm Durchmesser = 200 mm (mit Vogelschutzring)</p> <p>2) Filtertrichter, Sieb, Stutzen Höhe ~ 90 mm Durchmesser Trichter = 200 mm Öffnungswinkel ~ 80 bis 90°</p> <p>3) PE-Sammelflasche Sammelvolumen = 4,4 oder 5 l</p> <p>4) PE-Standrohr Höhe ~ 1000 mm</p> <p>Schraubverschluss, Schlauch, Deckel</p>
Expositionshöhe	~ 1 m über Boden
Expositionsdauer	28 Tage oder entsprechend Konzeption

Anlage 5:

Katalog-Datenblatt zum LWF-Niederschlagssammler RS200 (S.60) [29]

RS200

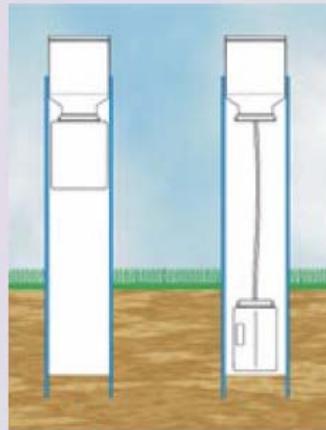


Anwendung

- Quantitative und analytische Untersuchung des Niederschlags

Vorteile

- Leicht zu reinigendes und für die Analyse geeignetes Material
- Effektiver Filter
- Geringer Verdunstungsverlust



Der RS200-Niederschlagssammler besteht aus dem Sammeltrichter, einer anschraubbaren Sammelflasche und dem Filtertrichter.

Er ist aus Polyethylen (HDPE) hergestellt, wodurch er sich neben der mengenmäßigen Erhebung des Niederschlags insbesondere zur Analytik eignet und leicht zu reinigen ist.

Der RS200 wurde in Zusammenarbeit mit der Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF entwickelt und erfüllt die Forderungen der WMO.

Die WMO empfiehlt Kippwaagen mit Sammlern wie dem RS200 zu ergänzen um prinzipbedingte Fehler zu kompensieren. Da Niederschläge variieren, sind vier Regensammler pro Kippwaage empfehlenswert.

Neben der 5 ltr. Standardflasche ist eine 4,4 ltr. Henkelflasche erhältlich.

Der Niederschlagssammler RS200 wird empfohlen von der Länderarbeitsgemeinschaft LAWA in der "Richtlinie für Beobachtung und Auswertung der Niederschlagsbeschaffenheit 1998" zur atmosphärischen Deposition.

Der RS200 entspricht den Empfehlungen der WMO, Guide No. 8, Kapitel 7.2.1. und 7.2.2.

Von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF entwickelt und von UMS in Lizenz hergestellt.

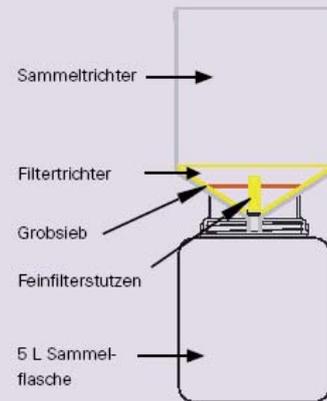
Standrohre

Es wird empfohlen, dass sich die Trichteroberkante in der Höhe von einem Meter befindet. An einem sonnengeschützten Aufstellort, z. B. in einem Waldbestand, wird der RS200 direkt in ein Kunststoffrohr gesetzt (links). An einem sonnenexponierten Ort, z. B. einer Freiland-Messstelle, wird die Flasche im Bodenbereich untergebracht und mit einem PE-Schlauch (rs200.DS) mit dem Trichter verbunden. Dazu empfiehlt sich die schmalere 4,4 Liter Henkelflasche.



Vogelvergrämungsring

Als Zubehör erhältlich ist ein Vogelvergrämungsring aus Edelstahl, der am Trichterrand befestigt wird.



Filtertrichter

Der Filtertrichter mit dem Filtersatz aus Grobsieb und Feinfilterstutzen wird in den Sammeltrichter eingelegt.

Die Vorteile eines separaten Filtertrichters sind der wirksame Schutz vor dem Einfall von Verschmutzungen wie Laub und Nadeln, sowie ein minimierter Abdunstungsfehler: An der trichterförmigen PE-Fläche bleiben weniger Regentropfen haften, das Sieb ist wesentlich kleiner und grobsamiger. Fehler in Niederschlagsmenge und Konzentration durch Abdunstung bei häufigen geringen Regenereignissen werden dadurch reduziert. Zudem ist der Filtertrichter leicht zu entnehmen und zu reinigen

Durchmesser	200 mm
Auffangfläche	314 cm ²
Material	HDPE und PP

Produkt	Best-Nr.
Regensammler, 5 l	RS200/5
Regensammler, 4,4 l	RS200/4.4
Ersatz-Filterkit	rs200.FS
Standrohr	rs200.S100
Vogelvergrämung	rs200.V
Deckel-Schlauch-Set	rs200.DS

Anlage 6:

Übersicht zu einem Standard-Bulk-Sammler (DIN 19739-1)

Standard-Bulk-Sammler	
Grundlage	<p>DIN 19739-1: Luftbeschaffenheit und Bodenbeschaffenheit – Messen der atmosphärischen Deposition organischer Spurenstoffe – Trichter-Adsorber-Verfahren – Teil 1: Sammelgefäße – Anforderungen, Aufbau, Anwendungen März 2002</p> <p>Standardsammelverfahren [keine Anwendung in Sachsen]</p>
Schema, Beispiel und Geräte (vereinfacht)	<div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="flex: 1;"> </div> <div style="flex: 1;"> <p style="text-align: center;">Trichter-Flasche-Prinzip</p> <p>[30]</p> </div> </div> <p>1) Glastrichter Höhe Zylinderteil = 250 mm Durchmesser Zylinderteil = 250 mm Öffnungswinkel ~ 80 bis 90°</p> <p>2) Adsorber/Filter (Glaswolle) Höhe = 250 mm Durchmesser ~ 28 mm</p> <p>3) Probensammelbehälter (Glas, Kunststoff)</p> <p>4) Gehäuse (Alu, Edelstahl, Hartplast) an Befestigung Höhe ~ 1000 mm</p> <p>Schraubverbindungen, Schlauch, Dichtungen</p>
Expositionshöhe	~ 1,6 m über Boden
Expositionsdauer	28 Tage oder entsprechend Konzeption

Anlage 7:

Standardanträge zur laboranalytischen Depositionsuntersuchung (LFUG)

Analysenantrag / Probenbegleitschein Deposition

Beartragende Stelle: LIUG Freiberg, Ref. 45 Datum: _____
 Untersuchungsprojekt: BDF II Bearbeiter: Dr. Barth
 Art der Probe: Deposition / nasse Deposition
 Probenanzahl: 6

Probeneingang Labor: _____
 Bearbeiter: _____
 Bearbeitungsdatum: _____
 Methoden Aufschluss/Messung: _____

Probenehmer: _____

Probe-Nr.	Lab.-Nr.	Probenahme- stelle (BDF)	Dep. \varnothing mm	Datum Beginn	Datum Ende	Volumen Probenlösung ml	Bemerkungen
Blindwert		-					
FGB		Schmorren	103 mm				
FGB		Brandis	86 mm				
FGB		Coklitz	103 mm				
FGB		Hilbersdorf	86 mm				
FGB		Lippen	103 mm				
FGB		Ehrenfriedersdorf	103 mm				

Parameter:
 1. Gesamtgehalte: Ca, Fe, K, Mg, Na, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, V, Zn

Bemerkungen:

Unterschrift Antragsteller: _____

Analysenantrag / Probenbegleitschein Bulk-Deposition

Beartragende Stelle: LIUG Freiberg, Ref. 45 Datum: _____
 Untersuchungsprojekt: BDF II Bearbeiter: Dr. Barth
 Art der Probe: Bulk-Deposition
 Probenanzahl: 6

Probeneingang Labor: _____
 Bearbeiter: _____
 Bearbeitungsdatum: _____
 Methoden Aufschluss/Messung: _____

Probenehmer: _____

Probe-Nr.	Lab.-Nr.	Probenahme- stelle (BDF)	Datum Beginn	Datum Ende	Σ Volumen Probenlösung ml	Bemerkungen
Blindwert		-				
FGB		Lippen				
FGB		Lippen				
FGB		Lippen				
FGB		Ehrenfriedersdorf				
FGB		Ehrenfriedersdorf				
FGB		Ehrenfriedersdorf				

Parameter:
 1. pH
 2. ELF
 3. Ca, Fe, K, Mg, Na, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, V, Zn
 4. PO4
 5. NO3
 6. Nges
 7. Cl
 8. F

Bemerkungen:

Unterschrift Antragsteller: _____

Analysenantrag / Probenbegleitschein Bulk-Deposition

Beartragende Stelle: LIUG Freiberg, Ref. 45 Datum: _____
 Untersuchungsprojekt: BDF II Bearbeiter: Dr. Barth
 Art der Probe: Bulk-Deposition
 Probenanzahl: 9

Probeneingang Labor: _____
 Bearbeiter: _____
 Bearbeitungsdatum: _____
 Methoden Aufschluss/Messung: _____

Probenehmer: _____

Probe-Nr.	Lab.-Nr.	Probenahme- stelle (BDF)	Datum Beginn	Datum Ende	Σ Volumen Probenlösung ml	Bemerkungen
Blindwert		-				
FGB		Schmorren				
FGB		Schmorren				
FGB		Schmorren				
FGB		Coklitz				
FGB		Coklitz				
FGB		Coklitz				
FGB		Hilbersdorf				
FGB		Hilbersdorf				
FGB		Hilbersdorf				

Parameter:
 1. pH
 2. ELF
 3. Ca, Fe, K, Mg, Na, Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, V, Zn
 4. PO4
 5. NO3
 6. Nges
 7. Cl
 8. F

Bemerkungen:

Unterschrift Antragsteller: _____

Anlage 8:

Mittlere jährliche Grunddepositionswerte [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$] (zusammengestellt nach KÜHLING & PETERS 1995)

Element	Atmosphärische Grunddeposition	Ländliche Grundbelastung
As	0,03	3
Cd	0,02	0,8 - 4,5
Pb	0,2	20 - 80

Anlage 9:

Immissionsgrenzwerte für Schadstoffdepositionen [$\mu\text{g}/\text{m}^2 \times \text{d}$] (gemäß TA Luft, aus: BImSchG 2007; verändert)

Element	Immissionsgrenzwert^{a)}
As	4
Cd	2
Pb	100

a) Mitteilungszeitraum: 1 Jahr

