

Inhaltsübersicht

Vorwort

Zusammenfassung

- 1 Einleitung
- 2 Charakterisierung der Dioxine und Furane
 - 2.1 Stoffgruppe der Dioxine und Furane
 - 2.2 Physikalisch-chemische Eigenschaften der PCDD/F
 - 2.3 Toxikologie der PCDD/F
 - 2.4 Quellen der PCDD/F
 - 2.5 Verbreitung der PCDD/F
 - 2.6 Richtwerte und gesetzliche Grundlagen zur Verringerung des Eintrages in die Umwelt
- 3 Dioxinuntersuchungen im Land Sachsen-Anhalt
 - 3.1 Untersuchung von Emissionsquellen
 - 3.2 Untersuchung von Immissionen und Depositionen
 - 3.3 Untersuchung von Brandfällen
 - 3.4 Klärschlammuntersuchungen
 - 3.5 Komposte / Pflanzenschutzmittellager
 - 3.5.1 Komposte
 - 3.5.2 Pflanzenschutzmittellager
 - 3.6 Belastung der Flußsedimente
 - 3.7 Hintergrundbelastung in Böden
 - 3.8 Untersuchungen der Milch
 - 3.9 Humanproben
 - 3.9.1 Untersuchungen im Landkreis Wernigerode
 - 3.9.2 Untersuchungen im Landkreis Bitterfeld
- 4 Regionale Untersuchungsschwerpunkte
 - 4.1 Bitterfeld
 - 4.2 Mansfeld

- 4.3 Ilsenburg
- 4.4 Weißenfels/Merseburg/Schkopau
 - 4.4.1 Untersuchungsgebiet 9 (Raum Merseburg/Schkopau)
 - 4.4.2 Untersuchungsgebiet 10 (Raum Weißenfels)
- 5 Literatur

Vorwort

Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und polychlorierte Dibenzofurane, Schadstoffe mit einem zum Teil extrem hohen Gefährdungspotential, spielten im Bewußtsein der Menschen in der DDR aufgrund der "Umwelt-Geheimhaltepolitik" keine Rolle, obwohl spätestens 1976 die Katastrophe von Seveso die Weltöffentlichkeit über die Eigenschaften dieser Substanzgruppen alarmiert hatte.

Erst nach der politischen Wende, mit dem endlich geschaffenen Zugang zu Umweltinformationen und der dadurch einsetzenden öffentlichen Diskussion über Ursachen, Ausmaß und Wirkungen von Umweltbelastungen, alarmierten und beunruhigten zahllose Meldungen über hohe Dioxinbelastungen Bevölkerung und Behörden auch in den neuen Bundesländern. Insbesondere in Sachsen-Anhalt, wegen seiner metallurgischen und chemischen Industrie seit Ende 1989 massiv mit der Dioxinproblematik konfrontiert, verlangte die Lösung der in diesem Zusammenhang gestellten Aufgaben eine problemorientierte, konzeptionelle Politik mit dem Ziel, die akuten Gefahrensituationen schnellstmöglich zu beseitigen sowie langfristig die durchschnittliche Dioxinbelastung der Umwelt und des Menschen auf mindestens die Hälfte zu vermindern.

In einem an der Dringlichkeit orientierten Stufenprogramm wurden auf der Grundlage aufwendiger analytischer Untersuchungen zur Ermittlung der tatsächlichen Dioxinkonzentrationen betroffene Industrieflächen und deren unmittelbare Umgebung saniert, Verdachtsflächen beurteilt, Emissionsquellen ermittelt und verschlossen, die Kontamination von Lebensmitteln und anderen Produkten kontrolliert und die Exposition bestimmter Bevölkerungsgruppen untersucht und bewertet.

Der vorliegende Dioxinbericht ist eine erste Bestandsaufnahme zur Situation in Sachsen-Anhalt. Er gibt Auskunft über die wesentlichen Ergebnisse der Untersuchungen, die durch die für den Umwelt- und Gesundheitsschutz verantwortlichen Ministerien und kommunalen Behörden initiiert und ausgewertet wurden. Mit der Zusammenfassung dieser verfügbaren Daten zur Dioxinbelastung in Sachsen-Anhalt und ihrer Offenlegung wird ein Beitrag zur sachkundigen Beratung und Unterstützung von Behörden, Betrieben, Verbänden und Bürgern geleistet und die Führung eines freimütigen Dialogs bei der Bewältigung noch ungelöster Dioxinprobleme gefördert.

Auch wenn nach dem heutigen Wissensstand davon ausgegangen werden kann, daß in Sachsen-Anhalt keine neuen akuten Dioxin-Gefahrensituationen entdeckt werden, zeigen doch die vorliegenden Daten, daß noch nicht alle relevanten Dioxinquellen verschlossen oder bekannt sind. Auch künftig wird die Dioxinproblematik unsere Aufmerksamkeit erfordern, doch bestätigt die allmählich mögliche Verlagerung der Schwerpunkte von der Gefahrenabwehr hin zur Risikovorsorge den Erfolg unserer bisherigen Arbeit.

Meinen herzlichen Dank an alle Mitarbeiter der Landes- und Kommunalverwaltungen, die durch gestaltende Diskussion und Bereitstellung der Informationen über Einzelmessungen oder komplexe Untersuchungsprogramme einen wichtigen Beitrag zu diesem Bericht geleistet haben, möchte ich mit dem Wunsch nach einer auch weiterhin konstruktiven Zusammenarbeit verbinden. Es ist viel getan, aber das Notwendige noch nicht erreicht.

Heidrun Heidecke
Ministerin für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung
des Landes Sachsen-Anhalt

Zusammenfassung

Im vorliegenden Bericht wurde versucht, alle in Sachsen-Anhalt im Zeitraum von 1990 bis 1995 durchgeführten medien- und regionalbezogenen Untersuchungen auf polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) zusammenzufassen und nach einheitlichen Kriterien zu bewerten.

Es konnte gezeigt werden, daß diese Stoffe auch in Sachsen-Anhalt in allen Umweltmedien und im menschlichen Körper nachweisbar sind. Die Bestandsaufnahme der bisher im Land Sachsen-Anhalt durchgeführten Dioxinuntersuchungen ergab keine spektakulären bzw. unerwarteten Ergebnisse. Erwartungsgemäß wurden auf bestimmten Industrieflächen auch relativ hohe Werte gefunden.

Die Auswertung aller Meßwerte anhand von Grenz-, Richt- und Zielwerten zeigt, daß von den Dioxinen und Furanen im Land Sachsen-Anhalt keine signifikanten Gefährdungen ausgehen.

Emission

- Für Sachsen-Anhalt wurde in einer ersten Auswertung des landesweit durchgeführten anlagenbezogenen Dioxinmeßprogramms (siehe Kapitel 4.1) gezeigt, daß derzeit eine jährliche Gesamtemission an Dioxinen und Furanen von ca. 20 g I-TE abgeschätzt werden kann (bundesweit sind es z.Zt. etwa 450 - 650 g I-TE /1/). Davon stammen über 75% aus dem Bereich der Nichteisenmetallurgie.
- Damit sind erhebliche Minderungspotentiale durch die Sanierung einer geringen Anzahl von Anlagen vorhanden. Mit den ersten Sanierungsarbeiten ist inzwischen begonnen worden. Hier besteht aber weiterer Handlungsbedarf.

Immission/Deposition

- Die Dioxinkonzentrationen in der Luft liegen in der Stadt Halle(Saale) zwischen 40 und 96 fg I-TE/m³ und damit bei maximal 64% des Zielwertes von 150 fg I-TE/m³.
- Die ermittelten Depositionsraten der PCDD/F betragen in relativ unbelasteten Gebieten 0,5 bis 25 pg I-TE pro m² und Tag und bewegen sich damit im unteren Bereich der Dioxindepositionswerte in der Bundesrepublik. In Emittentennähe wurden allerdings Werte bis zu 440 pg I-TE pro m² und Tag gemessen.

Boden

Die PCDD/F-Werte in den Böden Sachsens-Anhalts unterscheiden sich nicht wesentlich von denen anderer Bundesländern.

- Mit ca. 450 Proben ist der Boden am häufigsten auf Dioxine untersucht worden. In ländlichen Gebieten sind Werte kleiner als 5 ng I-TE/kg m_T (Hintergrundbelastung) typisch. In städtischen Bereichen können die PCDD/F-Gehalte auch darüber liegen, wobei Werte von 10 bis 15 ng I-TE/kg m_T nicht ungewöhnlich sind. Die Böden in der Nähe von industriellen Standorten mit vorhandenen Dioxinmissionen sind höher belastet, als in reinen Agrarregionen.
- Die im Raum Halle/Merseburg und Weißenfels durchgeführten Bodenuntersuchungen dienten zur systematischen Erfassung der Grundbelastung mit PCDD/F. Im Ergebnis dieser beiden Untersuchungsprogramme konnte festgestellt werden, daß die Hintergrundbelastung von 5 ng I-TE/kg m_T kaum überschritten wurde. Ein signifikanter Einfluß durch die dort ansässige braunkohlenverarbeitende und chemische Industrie in der Vergangenheit, die zu einer Erhöhung der PCDD/F-Belastung hätte führen können, war nicht nachweisbar.

Der überwiegende Teil der Bodenuntersuchungen erfolgte in den Gebieten, die durch die Emissionen der Industrie höher mit Dioxinen und Furanen belastet waren. Dazu zählt neben dem Raum Bitterfeld/Wolfen, das Gebiet um Ilseburg und das Mansfelder Land.

- In den Chemiebetrieben in Bitterfeld und Wolfen wurden chlororganische Produkte hergestellt. Diese Produktion war mit erheblichen Einträgen an PCDD/F in die Umwelt verbunden. Die Bodenproben aus der Bitterfelder Region weisen eine deutlich höhere Belastung auf. Sie liegen zwischen 20 und 70 ng I-TE/kg m_T. Auf einer Industriebrache in Bitterfeld wurden sogar Werte von über 50 000 ng I-TE/kg m_T gefunden. Mit der Sanierung der hochbelasteten Flächen und der Abwassersysteme wurde begonnen.
- Ilseburg war Standort einer Kupferhütte, in der in den letzten Jahren bis zur Stilllegung 1990 vor allem Elektronikschrott verarbeitet wurde. Dadurch kam es zu erhebliche Dioxin-emissionen. In der Umgebung des Werkes wurden in den Bodenproben von 20 bis 200 ng TE-BGA/kg m_T nachgewiesen. Die teilweise hochkontaminierten Anlagen und Flächen im ehemaligen Werksgelände werden saniert.
- Das Mansfelder Land ist gekennzeichnet durch die über jahrzehntelange Verarbeitung des Kupferschiefers. Die Technologie dieses metallurgischen Prozesses führte zu einem Eintrag von PCDD/F in die Umwelt. Die Untersuchung von Bodenproben ergab, daß die Belastung mit PCDD/F überwiegend im Bereich von 5 bis 40 ng I-TE/kg m_T lag. Auch hier beschränkt sich die Hauptbelastung um das Werksgelände der ehemaligen Kupfer-Silber-Hütte in Hettstedt, wobei mit 330 ng I-TE/kg m_T in einer Bodenprobe die höchste Belastung gefunden wurde.
- Ein spezielles Problem sind die bei der Verarbeitung des Kupferschiefererzes angefallenen Theisenschlämme, in denen Dioxingehalte bis 2890 ng I-TE/kg m_T bestimmt worden sind.
- Neben der sicheren Verwahrung der Theisenschlämme, die nicht nur wegen der Gehalte an PCDD/F sondern vor allem wegen der Schwermetallgehalte eine Gefahr für die Umwelt und den Menschen darstellen, ist die Emissionsminderung der noch betriebenen Anlagen die Hauptaufgabe zur Verringerung der Dioxinbelastung im Mansfelder Land.

Klärschlämme/Sedimente

- Klärschlämme und Komposte, die in der Landwirtschaft zur Bodenverbesserung dienen, können zu einem Neueintrag von PCDD/F in die Umwelt führen. Deshalb dürfen Klärschlämme nur bedingt (PCDD/F-Gehalte < 100 ng I-TE/kg m_T) eingesetzt werden. Wurden in den Klärschlämmen im Zeitraum 1991/92 nicht selten Werte von weit über 100 ng I-TE/kg m_T gefunden, so sanken die durchschnittlichen Belastungen mit PCDD/F 1994/95 auf unter 50 ng I-TE/kg m_T.
- Die Analysen von Flußsedimenten in Sachsen-Anhalt ergaben ein uneinheitliches Bild. Während die Sedimente der Saale (von 0,09 bis 57,9 ng I-TE/kg m_T) nur mäßig oder kaum mit PCDD/F belastet sind, konnten in den Sedimenten der Mulde unterhalb von Bitterfeld bis 635 ng I-TE/kg m_T nachgewiesen werden. Diese stammen aus den ehemals hochbelasteten industriellen Abwässern der Chemiebetriebe in Bitterfeld und Wolfen. An der Elbemeßstation in Magdeburg wurde im Schwebstoffsediment eine Dioxinkonzentration von 38,1 ng I-TE/kg m_T ermittelt.

Nahrungsmittel

In der Dioxindiskussion spielt die Frage nach der Reinheit der Nahrungsmittel eine besondere Rolle.

- Bei den umfangreichen Untersuchungen in Ilseburg wurden neben Bodenproben auch Lebensmittel- und Pflanzenproben analysiert. Es wurde festgestellt, daß die Belastung der Bevölkerung insgesamt gesehen nicht wesentlich erhöht ist und die zusätzliche Aufnahme an PCDD/F über die Nahrung mit 2 pg TE-BGA/Tag abgeschätzt wird (Bundesdurchschnitt bei ca. 100 pg TE-BGA/Tag).
- Die ersten Milchuntersuchungen im Mansfelder Land und Bitterfelder Raum haben gezeigt, daß die Kuhmilch in Sachsen-Anhalt in den PCDD/F-Gehalten keine Auffälligkeiten im Vergleich zum Bundesdurchschnitt von 0,76 pg I-TE/g Milchfett aufweisen.

Humanproben

Unverzögliches Handeln wäre erforderlich, wenn unmittelbare Gefahren für die Menschen erkennbar sind. Deshalb werden die Ergebnisse von Humanuntersuchungen (Blut, Muttermilch) mit großer Aufmerksamkeit betrachtet.

- Die Blutuntersuchung im Raum Ilsenburg (40,1 pg TE-BGA/g Blutfett) ergaben im Vergleich zu einer Probandengruppe aus Hasselfelde (29,6 pg TE-BGA/g Blutfett) eine höhere Belastung. Der Bundesdurchschnitt wird mit 30 pg TE-BGA/kg Blutfett angegeben. Medizinische Untersuchungen zur Erfassung möglicher Veränderungen werden ab 160 pg TE-BGA/g Blutfett empfohlen.
- Die Blutproben aus Bitterfeld lagen mit 20,9 pg TE-BGA/g Blutfett unter dem Bundesdurchschnitt, allerdings signifikant höher als die Werte einer Vergleichsgruppe.
- Mit durchschnittlich 12,9 ng TE-BGA/kg Milchfett bewegen sich die Muttermilchproben aus Bitterfeld in ihren PCDD/F-Gehalten im Bundesdurchschnitt.

Auf Grund der hohen Giftigkeit, der weiten Verbreitung in der Umwelt und der Anreicherung in der Nahrungskette werden von staatlicher Seite alle Bemühungen mit Nachdruck vorangetrieben und unterstützt, die zur Verringerung der Dioxin- und Furanbelastung beitragen. Die Senkung des ausgewiesenen Dioxineintrags aus den Primärquellen spielt dabei eine wichtige Rolle.

Dazu dient das umfangreiche rechtliche Instrumentarium, wie das Bundes-Immissionsschutzgesetz und das Chemikaliengesetz sowie deren Folgevorschriften, die jedoch im Einzelfall durch behördliches Handeln auf der Grundlage des Minimierungsgebotes umgesetzt werden müssen.

Das anlagenbezogene Dioxinmeßprogramm wird zur Zeit fortgeführt, um mögliche weitere Dioxinemittenten mit dem Ziel einer späteren Sanierung herauszufinden. Im Unterschied zu den alten Bundesländern gibt es im Land Sachsen-Anhalt bisher keine Hausmüll- oder Sonderabfallverbrennungsanlagen. Neue Anlagen würden in jedem Fall die strengen Anforderungen der 17. Bundes-Immissionsschutzverordnung einhalten müssen.

Durch weitere Messungen der Immission und Deposition sowie der Bodenbelastung sollte der weitere Rückgang der Dioxinbelastung verfolgt werden.

Ein wirksamer Beitrag zum Abklingen der Dioxinbelastung kann allerdings nicht von Sachsen-Anhalt und nicht von der Bundesrepublik Deutschland allein geleistet werden. Hierzu sind auch wirksame Regelungen in der Europäischen Union dringend erforderlich, zumal die Dioxinbelastung des Menschen, wie gezeigt, zu über 90% über den Nahrungspfad erfolgt und damit durch Produkte auch aus der EU und darüber hinaus verursacht werden kann.

Jede Bürgerin und jeder Bürger kann ebenfalls zur Minderung des Dioxineintrages in die Umwelt beitragen. Hier ist in erster Linie darauf zu achten, daß in Feuerstätten nur die nach der 1. Bundes-Immissionsschutzverordnung zugelassenen Brennstoffe verwendet werden. Insbesondere ist es nicht zulässig, beschichtete oder mit Holzschutzmitteln behandelte Hölzer zu verbrennen. Weiterhin ist jegliche Art von privater Müllverbrennung verboten.

Gefährliche Stoffe, wie PCP-haltige Holzschutzmittel oder PCB-haltige Kondensatoren, soweit sie in Haushalten noch aus Altbeständen vorhanden sind, sollten unbedingt ordnungsgemäß entsorgt werden (z.B. Schadstoffmobil der Kommunen).

1 Einleitung

Vor fast vierzig Jahren erkannten deutsche Chemiker, daß unerwünschte Nebenprodukte bestimmter chlorchemischer Reaktionen bei Chemiebeschäftigten eine schwere entzündliche Hauterkrankung (Chlorakne) verursachen können.

Als am 10. Juli 1976 infolge einer Betriebsstörung in einer Trichlorphenolanlage der ICHMESA im oberitalienischen Ort Seveso eine größere Menge eines solchen Nebenproduktes in die Umwelt gelangte, dort nach Tagen Vögel und Kleintiere starben sowie Einwohner Symptome von Verätzungen und Chlorakne zeigten, geriet dieser Stoff als sogenanntes "Seveso"-Gift oder "Seveso-Dioxin" in die öffentliche Diskussion. Seit dieser Zeit sorgten die sogenannten Dioxine immer wieder für Schlagzeilen in den Medien, und die Wissenschaft begann sich intensiv mit diesen unerwünschten Begleitstoffen zu beschäftigen.

Heute ist bekannt, daß das sogenannte "Seveso-Dioxin" ein 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (kurz: 2,3,7,8-TCDD oder nur TCDD) ist. Diese Verbindung gehört zu der Stoffgruppe der PolyChlor-Dibenzo-p-Dioxine (PCDD), die gewöhnlich zusammen mit der chemisch verwandten Stoffgruppe der PolyChlorDibenzoFurane (PCDF) genannt wird. Inzwischen sind auch wesentliche Eigenschaften dieser Stoffgruppen ermittelt, mögliche Bildungsmechanismen aufgeklärt, die allgemeine Verbreitung in der Umwelt untersucht und ihre Menge im menschlichen Körper bestimmt. Untersucht wurden mögliche Pfade der Dioxinaufnahme über pflanzliche und tierische Nahrungsmittel.

Die hohe Toxizität bestimmter PCDD und PCDF erforderte Regelungen zur Minimierung ihres Eintrages in die Umwelt und Richtwerte für die tägliche Aufnahme durch den Menschen und die Belastung landwirtschaftlich genutzter Böden.

Während in den alten Ländern der Bundesrepublik die Dioxinproblematik unter Berücksichtigung der dazugewonnenen wissenschaftlichen Erkenntnisse öffentlich diskutiert wurde, erfuhr man über mögliche Dioxinbelastungen und -gefahren in der ehemaligen DDR so gut wie gar nichts. Erst mit der politischen Wende änderte sich diese Situation. Im Rahmen der ökonomischen und ökologischen Bestandsaufnahme wurde zuerst an ausgewählten Standorten, später auch systematisch, die Dioxinbelastung ermittelt.

Das besondere Interesse galt dabei dem mitteldeutschen Industriegebiet mit seinen Standorten der Chlorchemie und Kupfergewinnung/-verarbeitung. In der politischen Zuordnung betrifft das im wesentlichen das Land Sachsen-Anhalt, dessen Regierungen in Sonderprogrammen zur ökologischen und ökonomischen Sanierung mit zu einer umfassenden Untersuchung dieser Problemgebiete beigetragen haben.

Im Land Sachsen-Anhalt wurden Dioxinmeßprogramme in unterschiedlicher Zuständigkeit erarbeitet und vergeben. Hervorzuheben ist die gute Zusammenarbeit aller beteiligten Behörden, die letztendlich zu der vorliegenden Informationsbroschüre führte.

Mit diesem Bericht wird der Versuch unternommen, die bis zum Juni 1995 vorgelegenen Untersuchungsergebnisse aus dem Land Sachsen-Anhalt zusammenzufassen, zu erläutern und zu bewerten.

2 Charakterisierung der Dioxine und Furane

2.1 Stoffgruppe der Dioxine und Furane

Die halogenierten Kohlenwasserstoffe zählen heute zu den am meisten verbreiteten Gefahrstoffen in der Umwelt. Eine besondere Stellung nehmen die halogenierten aromatischen Verbindungen ein. Aus diesen heben sich die Dioxine durch ihre besonders biologisch aktive Struktur hervor. "Dioxine" ist die vereinfachte Bezeichnung für die Stoffgruppe der polychlorierten Dibenzo-p-dioxine (PCDD), von denen es 75 verschiedene Verbindungen (Kongeneren)¹ gibt. Im Zusammenhang mit den Dioxinen wird die verwandte Stoffgruppe der polychlorierten Dibenzofurane (PCDF) betrachtet; in ihr sind 135 verschiedene Kongeneren möglich. Die Furane unterscheiden sich von den Dioxinen dadurch, daß im Molekül im mittleren Ring ein Sauerstoffatom fehlt (siehe Abbildung 1).

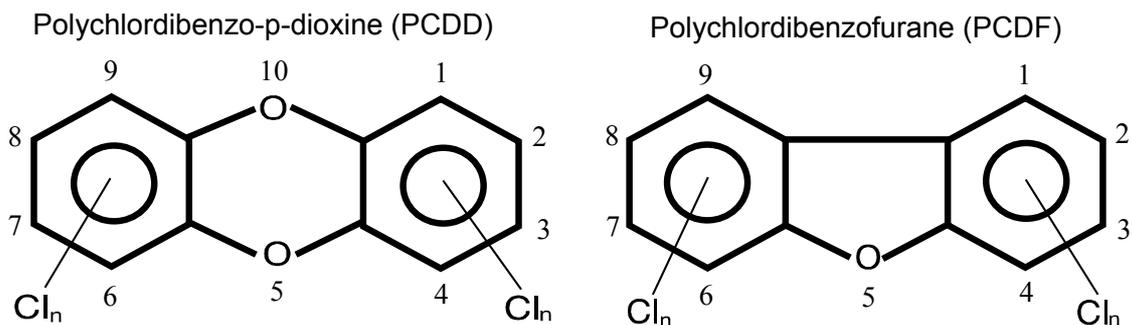


Abbildung 1: Struktur der Dioxine und Furane

Beide Stoffgruppen werden unter der Abkürzung "PCDD/F" zusammengefaßt. Der bekannteste und gefährlichste Vertreter ist das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (kurz TCDD; Seveso-Dioxin). Wegen der räumlichen Anordnung der Chloratome bindet sich dieses Molekül besonders fest an die Proteine in lebenden Zellen. Neben dem 2,3,7,8-TCDD gibt es noch 21 weitere Tetrachlordibenzo-p-dioxine mit der Summenformel $C_{12}H_4O_2Cl_4$ (Kongeneren), in denen aber die Chloratome räumlich unterschiedlich angeordnet sind. In ihrer Gefährlichkeit sind sie von untergeordneter Bedeutung. Dieser Zusammenhang zwischen der Substitution der Chloratome in 2,3,7,8-Stellung und der Gefährlichkeit ist auch bei den höherchlorierten PCDD und PCDF gegeben, d.h. immer die 2,3,7,8-Vertreter der Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta und OctaCDD/F sind toxikologisch von besonderer Relevanz, wobei aber die Toxizität mit steigender Chlorierung vom TetraCDD/F zum OctaCDD/F abnimmt. Insgesamt gibt es 17 Verbindungen mit einer 2,3,7,8-Struktur.

Um die verschiedenen PCDD- und PCDF-Gehalte in unterschiedlicher Zusammensetzung einheitlich bewerten zu können, wurde das Konzept der toxischen Äquivalente eingeführt. Jedem der siebzehn 2,3,7,8-Verbindungen wurde ein Toxizitätsäquivalenzfaktor zugeordnet, wobei das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin als giftigster Vertreter den Faktor 1 erhielt. Die höherchlorierten Dioxine und Furane wurden mit niedrigeren Faktoren bewertet. Ein Faktor von 0,01 bedeutet eine 100fach geringere Toxizität im Vergleich zum 2,3,7,8-TCDD.

In der Bundesrepublik Deutschland werden neben den vom ehemaligen Bundesgesundheitsamt und Umweltbundesamt abgeleiteten Toxizitätsäquivalenten TE-BGA die durch einen NATO/CCMS-Arbeitskreis entwickelten internationalen Toxizitätsäquivalente I-TE verwendet /2/. Das NATO/CCMS-Konzept unterscheidet sich hauptsächlich durch höhere Toxizitätsäquivalente bei der Bewertung der 2,3,7,8-substituierten Pentachlordioxine bzw. -furane. Besonders deutlich tritt der Unterschied bei den Proben hervor, die vom Menschen (Blut, Muttermilch) oder vom Tier (Milch, Fleischprodukte) stammen, da sich die Pentachlordioxine in diesen Proben besonders anreichern. Hier sind die Gehalte an PCDD/F auf der Basis von I-TE in der Regel doppelt so hoch wie die auf der Grundlage von TE-BGA /3/.

Bei anderen Proben (z.B. Boden) unterscheiden sich die unterschiedlichen toxischen Äquivalente in der Regel kaum.

¹Kongener Sammelbegriff für die Einzelglieder einer Stoffgruppe mit identischer Grundstruktur, aber unterschiedlicher Anzahl gleichartiger Substituenten

Der TE-Wert einer Probe ist gleich der Summe der Produkte aus der jeweiligen Konzentration des einzelnen Dioxins bzw. Furans und dem dazugehörigen Äquivalenzfaktor.

Tabelle 1: Vergleich der Toxizitätsäquivalente TE-BGA und I-TE

| PCDD/PCDF | Äquivalenzfaktor TEF | |
|-----------------------------|----------------------|--------|
| | I-TE | TE-BGA |
| Summe TetraCDD ² | 0 | 0,01 |
| Summe PentaCDD ² | 0 | 0,01 |
| Summe HexaCDD ² | 0 | 0,01 |
| Summe HeptaCDD ² | 0 | 0,001 |
| OctaCDD | 0,001 | 0,001 |
| 2,3,7,8-TetraCDD | 1,0 | 1,0 |
| 1,2,3,7,8-PentaCDD | 0,5 | 0,1 |
| 1,2,3,4,7,8-HexaCDD | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,6,7,8-HexaCDD | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,7,8,9-HexaCDD | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD | 0,01 | 0,01 |
| Summe TetraCDF ² | 0 | 0,01 |
| Summe PentaCDF ² | 0 | 0,01 |
| Summe HexaCDF ² | 0 | 0,01 |
| Summe HeptaCDF ² | 0 | 0,001 |
| OctaCDF | 0,001 | 0,001 |
| 2,3,7,8-TetraCDF | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,7,8-PentaCDF | 0,05 | 0,1 |
| 2,3,4,7,8-PentaCDF | 0,5 | 0,1 |

²Summe der nicht 2,3,7,8-substituierten Verbindungen

| | | |
|------------------------|------|------|
| 1,2,3,4,7,8-HexaCDF | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,6,7,8-HexaCDF | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,7,8,9-HexaCDF | 0,1 | 0,1 |
| 2,3,4,6,7,8-HexaCDF | 0,1 | 0,1 |
| 1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF | 0,01 | 0,01 |
| 1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF | 0,01 | 0,01 |

2.2 Physikalisch-chemische Eigenschaften der PCDD/F

–

Eine Reihe von für den natürlichen Abbau ungünstigen Eigenschaften der Dioxine vergrößern die potentielle Gefahr, die von dieser Stoffgruppe für den Menschen und die Umwelt ausgehen:

1. Die PCDD/F sind bei Raumtemperatur fest. Ihre Schmelzpunkte liegen über 227 °C (227 °C: 2,3,7,8-TCDF, 330 °C: OCDD). Dadurch besitzen sie unter Normalbedingungen (1013 hPa, 20 °C = 293 K) einen sehr niedrigen Dampfdruck (2,3,7,8-TCDD: $2,3 \times 10^{-4}$ Pa) und verflüchtigen sich kaum. Da sie in "geringen" Mengen in einer feinen Verteilung gebildet werden, binden sie sich adsorptiv u.a. an Staubpartikeln und werden mit dem Staub überall verbreitet.
2. Die Wasserlöslichkeit der Dioxine ist sehr gering (2,3,7,8-TCDD: 2×10^{-4} mg/l \cong 1g in 5000 t Wasser). Deshalb werden sie kaum ausgewaschen, und die Konzentration am Ort kann über längere Zeit unverändert bleiben.
3. Die Fettlöslichkeit ist sehr hoch, wodurch sie sich bevorzugt im Fettgewebe von Tieren und Menschen anreichern können.
4. Ihre chemische Reaktionsträgheit verhindert den Abbau durch natürliche chemische Prozesse. Sie reagieren mit Säuren nicht, und auch mit Laugen können sie erst bei höheren Temperaturen zur Reaktion gebracht werden. Durch die Reaktion mit OH-Radikalen und die direkte Einwirkung von UV-Strahlen werden sie relativ rasch zu HCl und ungiftigem CO₂ abgebaut.
5. Die Abbauraten durch Bakterien ist ebenfalls sehr gering /4-7/.

Da die Dioxine schon in wesentlich kleineren Konzentrationen als die bisher bekannten "Umweltgifte" biologisch aktiv sind, muß zu ihrer analytischen Bestimmung im Bereich von Nanogramm/Kilogramm (1 g in 1.000.000.000 kg) gearbeitet werden. Für biologische Proben und Lebensmittel muß die Nachweisgrenze noch um den Faktor 1000 kleiner sein und liegt im Bereich von Picogramm/kg (1 g in 1.000.000.000.000 kg).

Diese sehr kleinen Konzentrationen waren vor einigen Jahren analytisch noch nicht erfaßbar. Die moderne Hochleistungsanalytik erlaubt es heute, in diesen Dimensions-bereichen Dioxine in der Umwelt nachzuweisen. Die Abbildung 2 soll die schwierige Aufgabe für den Analytiker verdeutlichen, in einer Probe von einem Liter Wasser die Konzentration nachzuweisen, die bei der Auflösung von einem Gramm eines Stoffes in einer Billion Liter entsteht. Vor der eigentlichen Analyse sind komplizierte und zeitaufwendige Aufarbeitungs- und Aufkonzentrierungsschritte notwendig, die unter Reinstraumbedingungen durchgeführt werden müssen. Die dabei verwendeten Chemikalien müssen den höchsten Reinheitsanforderungen entsprechen.

Die Auftrennung und der Nachweis der Dioxine erfolgen durch die Gaschromatographie in Verbindung mit der Massenspektrometrie.

Zur genauen Bestimmung der einzelnen Dioxine werden hochreine, markierte Referenzsubstanzen benötigt. Die hohen Anforderungen an die Technik und die verwendeten Hilfsmittel sowie der notwendige Zeitaufwand machen die Dioxinanalysen aufwendig und damit teuer.

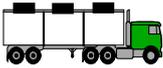
| | | | | |
|-----------|---|-------------------|--|----------------------------|
| Glas |  | 0,1 Liter | 10 g/kg | 10 Gramm pro Kilogramm |
| Flasche |  | 1 Liter | 1 g/kg | 1 Gramm pro Kilogramm |
| Tankzug |  | 1000 Liter | 0,001 g/kg (10^{-3}) | 1 Milligramm pro Kilogramm |
| Tanker |  | 1 Million Liter | 0,000 001 g/kg (10^{-6}) | 1 Mikrogramm pro Kilogramm |
| Talsperre |  | 1 Milliarde Liter | 0,000 000 001 g/kg (10^{-9}) | 1 Nanogramm pro Kilogramm |
| Binnensee |  | 1 Billion Liter | 0,000 000 000 001 g/kg (10^{-12}) | 1 Picogramm pro Kilogramm |

Abbildung 2: Dimensionsvergleich (ein Gramm eines Stoffes wird in verschiedenen Wassermengen aufgelöst)

2.3 Toxikologie der PCDD/F

Von den 75 PCDD- und 135 PCDF-Kongeneren wurden bisher nur sehr wenige toxikologisch untersucht. Die meisten Erkenntnisse liegen über die Toxizität des 2,3,7,8-TCDD (Seveso-Dioxin) vor. Sie wurden aus tierexperimentellen Studien und aus Beobachtungen am Menschen gewonnen. Die PCDD/F können in sehr geringen Konzentrationen biologische Effekte auslösen.

Im Tierexperiment wurden nach oraler Applikation (Aufnahme durch den Mund) von 2,3,7,8-TCDD in Abhängigkeit von der Dosis und der untersuchten Spezies, die weiter nach Tierart, Geschlecht und Alter unterteilt werden kann, unterschiedliche pathologische Befunde festgestellt. Man kann davon ausgehen, daß die Ernährung, die Lebensumstände, die Aufnahme chemischer Stoffe und die genetische Veranlagung einen wesentlichen Einfluß auf die Aktivität einzelner Stoffwechsellzyme haben.

Die akuten Toxizitäten von TCDD sind sehr unterschiedlich und variieren stark. So wurde ein LD₅₀-Wert für das 2,3,7,8-TCDD von 0,0006 bis 0,002 mg/kg KG³ bei Meerschweinchen, von 0,02 bis 0,06 mg/kg KG bei Ratten, um 0,07 mg/kg KG bei Rhesusaffen und von 1 bis 5 mg/kg KG bei Hamstern bestimmt. Allerdings gibt es natürliche Stoffe (z.B.: Botulinustoxin, Tetanustoxin), die weitaus giftiger sind als das 2,3,7,8-TCDD.

Tabelle 2: Vergleich der absoluten Toxizitäten (LD₅₀-Werte) verschiedener Stoffe in verschiedenen Versuchstieren

| Stoffe | Versuchstier | Applikation | LD ₅₀ (mg/kg) |
|----------------|-----------------|-------------|--------------------------|
| Ethanol | Maus | oral | 10 000 |
| Morphiumsulfat | Ratte | oral | 900 |
| Natriumcyanid | Ratte | oral | 10 |
| Nikotin | Ratte | intravenös | 1 |
| Curare | Ratte | oral | 0,5 |
| TCDD | Meerschweinchen | intravenös | 0,001 |
| Botulinustoxin | Ratte | intravenös | 0,00001 |

Die Symptome, die bei akuter Vergiftung auftreten, sind bei allen Tieren ähnlich. Neben Leberschädigungen, treten Magen-Darm-Blutungen, fortschreitender Gewichtsverlust und Enzyminduktion auf. Äußerlich tritt bei akuter Intoxikation Chlorakne auf, die aber nur bei Rhesusaffen sowie haarlosen Mäusen und Ratten festgestellt wurde.

Ähnliche Symptome wurden bei Menschen nachgewiesen, die nach Unglücksfällen in der Industrie höheren Dosen von Dioxinen ausgesetzt waren. Übelkeit und Erbrechen sowie Reizung der oberen Atemwege sind typische toxische Symptome einer akuten Exposition. Nach mehreren Wochen kam es in der Mehrzahl der Fälle zur Ausbildung von Chlorakne.

Die wiederholte Gabe von 2,3,7,8-TCDD führt zu einer gesteigerten Aktivität fremdstoffmetabolisierender⁴ Enzyme in der Zelle. Dieser Vorgang wird als Enzyminduktion bezeichnet. Intensiv wurde bisher der molekulare Mechanismus der Enzyminduktion durch 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin untersucht. Das Seveso-Dioxin wirkt sich vor allem auf das Cytochrom-P-450-Enzymsystem aus. Dieses Enzymsystem kommt fast in allen Geweben von Säugern vor und ist verantwortlich für die Sauerstoffaktivierung und den Fremdstoffumsatz. Die Dioxine besitzen aufgrund ihrer besonderen planaren Struktur eine

³mg/kg KG

Angabe in Milligramm pro Kilogramm Körpergewicht

⁴Metabolismus

Stoffwechsellvorgänge im Organismus

hohe Affinität, sich an einem cytosolischen Rezeptor⁵ zu binden. Dieser Rezeptor wurde wegen seiner hohen spezifischen Affinität zu polyzyklischen aromatischen Verbindungen Ah-Rezeptor (Ah - aryl hydrocarbon) genannt. Nach der Bindung eines Dioxinmoleküls an einen Ah-Rezeptor wandert dieser Komplex zum Zellkern und dringt in diesen ein. Im Zellkern bindet sich dieser Komplex an die DNA und aktiviert die DNA-Transkription⁶, die zu einer vermehrten Proteinsynthese (z.B.: Cytochrom-P-450-1A1) führt. Die physiologischen Funktionen dieses Rezeptors sind noch nicht bekannt /9/.

Die PCDD/F sind potentielle Kanzerogene, wobei wiederum das 2,3,7,8-TCDD das stärkste Kanzerogen ist. Dosen von 100 ng/kg (Spezies Ratte), verabreicht über das Futter oder durch die Schlundsonde, führen zu einer erhöhten Tumorrates in der Leber, der Lunge und im Nasenbereich sowie in der Schilddrüse. Dosen von 1 ng/kg führten zu keiner erhöhten Tumorrates. Interessanterweise ging die spontane Tumorbildung zurück. Nach dem heutigen Kenntnisstand aus Langzeittoxizitätsversuchen wird den PCDD/F eine sogenannte "Tumorpromotion" (Krebsförderung) zugesprochen. Weiterhin geht man davon aus, daß die PCDD/F immunotoxisch wirken und bestimmte Abwehrreaktionen des Immunsystems schwächen (Hemmung der Lymphozytenvermehrung) /6-13/.

Ein typisches Charakteristikum der Dioxine ist die metabolische Stabilität, die einen sehr langsamen Abbau in der Zelle und die späte Ausscheidung bewirken (Halbwertszeit im Organismus bis 11 Jahre). Ihre bevorzugte Speicherung im Fettgewebe führt dazu, daß sie im Organismus sehr lange verfügbar sind.

2.4 Quellen der PCDD/F

Dioxine können sich als unerwünschte Nebenprodukte oder Verunreinigungen bei bestimmten chemischen Reaktionen bilden.

Die Quellen für die Dioxine und Furane sind heute im wesentlichen bekannt. Ihre Bedeutung für den Dioxineintrag in die Umwelt hat sich in den letzten 30 Jahren stark verändert. Während früher Freisetzungen von Dioxinen hauptsächlich in der chemischen Industrie bei der Herstellung und Verarbeitung chlorierter organischer Verbindungen (Chlorphenole, polychlorierte Biphenyle - PCB, Synthese chlorhaltiger Aromaten) bekannt geworden sind, haben heute die Dioxinmissionen durch thermische Prozesse in Anwesenheit von Chlorverbindungen (Abfallverbrennungsanlagen, metallurgische Industrie) an Bedeutung gewonnen. Einen Sonderfall stellt der Brandfall von chlorhaltigen Stoffen bei niedrigen Temperaturen dar. So konnten Dioxine nachgewiesen werden beim Brand des Kunststoffes PVC, des Trafokühlmittels PCB oder des Holzschutzmittels Pentachlorphenol.

Die chlor- und bromhaltigen Benzinzusätze (z.B. Dichlorethan) in verbleiten Kraftstoffen (sogenannte Scavenger, seit 1992 in der Bundesrepublik verboten), die im Motor die Bildung von anorganischen Bleirückständen verhindern sollen, sind für die Bildung von Dioxinen in Autoabgasen verantwortlich /4,14/.

Prinzipiell muß zwischen der Entstehung von PCDD/F bei chemischen Verfahren und Verbrennungsprozessen unterschieden werden. In chemischen Prozessen kann es zur Bildung von Dioxinen kommen, wenn reaktive Verbindungen (z.B. freies Chlor) an der Reaktion beteiligt sind. Begünstigend wirken sich auf die mögliche Dioxinbildung bestimmte Reaktionsbedingungen, wie alkalisches Medium, Temperaturen oberhalb 150 °C, UV-Licht und die Anwesenheit von radikalbildenden Verbindungen aus.

In der chemischen Fabrik ICMESA in Seveso wurde Trichlorphenol als Ausgangsstoff für Pflanzenschutzmittel hergestellt. Durch Nichteinhalten der Reaktionsparameter bildete sich aus zwei Molekülen Trichlorphenol in einer Kondensationsreaktion 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin in großen Mengen, das mit dem Reaktionsgemisch über das Notventil in die Umgebung abgeblasen wurde /4/.

Eine weitere Dioxinquelle sind die Elektrodenschlämme, die als Nebenprodukte bei der Chloralkalielektrolyse anfallen. Hier reagieren die verwendeten Graphitelektroden mit Chlor /4/.

⁵cytosolischer Rezeptor zelleigene Proteine, die spezifisch bestimmte Substanzen binden, wodurch Folgereaktionen in der Zelle ausgelöst werden können

⁶Transkription Synthese eines mRNA-Stranges, der komplementär zur DNA eines bestimmten Abschnitts ist

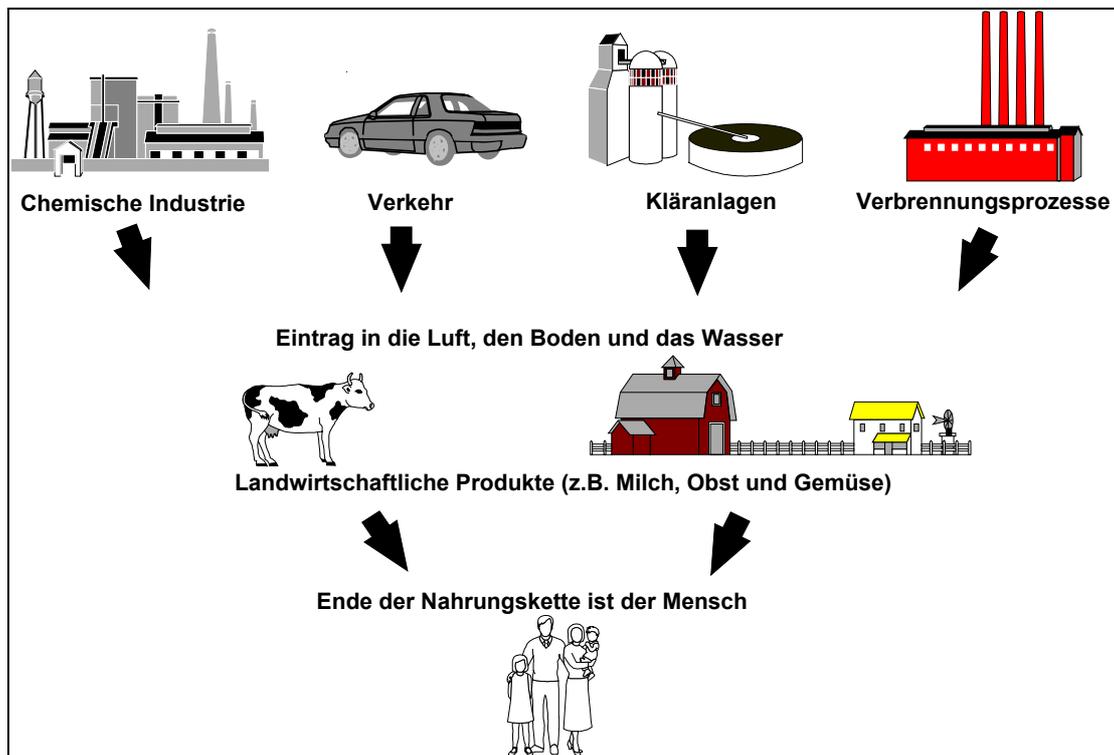


Abbildung 2: Mögliche Quellen und Pfade der Dioxine und Furane

Bei der in den dreißiger Jahren in Marsberg/Sauerland durchgeführten chlorierenden Röstung von kupferarmen Erzen bei 500 °C entstanden sehr hohe Konzentrationen an PCDD/F. Mit den sogenannten Auslaugungsrückständen "Kieselrot" wurden die Dioxine und Furane in die Umwelt eingetragen /15/.

Eine andere Möglichkeit der Dioxinbildung stellt die De-novo-Synthese dar. Diese Bildungsreaktion tritt bei thermischen Prozessen, wie Abfallverbrennung, Metallrecycling und Erzverhüttung auf. Ebenso entstehen die Dioxine bei der Energiegewinnung (Kraftwerke), dem Hausbrand und dem Kraftfahrzeugverkehr. Durch die Verbrennung chlorhaltiger Verbindungen werden reaktive Moleküle gebildet, die sich beim Abkühlen des Abgases zu neuen Verbindungen zusammenlagern können /4,6,7/.

Klärschlämme sind Schadstoffsinken. In ihnen können sich Dioxine anreichern. Ein solcher Klärschlamm, auf landwirtschaftlich genutzte Flächen aufgebracht, kann zu einem unerwünschten Dioxineintrag auch in weniger belasteten Gebieten führen /4,16,17/.

2.5 Verbreitung der PCDD/F

Die Vielzahl der möglichen Emissionsquellen sorgt für eine weltweite Verbreitung der Dioxine. Selbst in "unbelasteten" Gebieten lassen sich heute die PCDD/F nachweisen. Der Eintrag in die Umwelt geschieht zum größten Teil über die Luft.

In urbanen Gebieten wurden Konzentrationen zwischen 100 und 150 fg TE-BGA/m³ gemessen. In industriellen Ballungsräumen wurden Werte von 200 bis 350 fg TE-BGA/m³ bestimmt. In der Nähe von Dioxinemittenten sind noch höhere Werte nachweisbar. Auch im ländlichen Raum wurden im Jahresmittel 40 fg TE-BGA/m³ gefunden /4,7/.

Über den Staubbiederschlag (Deposition) werden die PCDD/F in den Boden eingetragen. Für ländliche Gebiete werden Depositionsraten von 11 pg TE-BGA/m²d angegeben, die sich in urbanen Gebieten auf 30 pg TE-BGA/m²d und mehr erhöhen. Im Mittel sind die Depositionen in urbanen Gebieten dreimal so hoch wie in ländlichen Gebieten. In der Nähe von Emittenten wurden noch weit höhere Werte festgestellt. Typisch für die Deposition in der Nähe eines Emittenten ist der rapide Abfall der Depositionsrate mit zunehmender Entfernung, da grobe Partikel im Nahbereich sedimentieren /7/.

Aus diesen unterschiedlichen Depositionsraten ergeben sich verschiedene Belastungen der Böden. Im Ergebnis der bisherigen in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführten

Untersuchungen läßt sich die in der Tabelle 3 aufgeführte durchschnittliche Belastung der Böden ableiten.

Tabelle 3: Durchschnittliche Belastung der Böden in Deutschland /18/

| Gebiete | Belastung mit PCDD/F |
|------------------------------------|---|
| ländliche Gebiete | < 10 ng TE-BGA / kg m _T ⁷ |
| städtische Gebiete | 10 - 30 ng TE-BGA / kg m _T |
| industriell geprägte Gebiete | 30 - 100 ng TE-BGA / kg m _T |
| Gebiete in der Nähe von Emittenten | > 100 ng TE-BGA / kg m _T |

Für die Bewertung eines Bodens ist dessen Nutzung besonders wichtig. Nach der Nutzung des Bodens richtet sich nicht nur die Bewertung einer Bodenprobe, sondern auch die Probenahmetiefe. Entsprechend der Nutzungsart wurden die Probenahmetiefen so festgelegt, daß z.B. ursprünglich belassene und nicht landwirtschaftlich genutzte Böden nur bis 10 cm tief beprobt werden, während hingegen auf Ackerflächen die Probenahmetiefe 30 cm beträgt /19/.

Ein großer Teil von wissenschaftlichen Beiträgen und Untersuchungen zur Dioxin/Furan-Problematik beschäftigt sich mit der Belastung der Böden. Die Untersuchung aquatischer Systeme spielt eher eine untergeordnete Rolle, da man davon ausgehen kann, daß sich die PCDD/F in Wasser praktisch nicht lösen. Aber auch der Eintrag an PCDD/F über den Wasserpfad (gebunden an Schwebstoffteilchen) spielt eine Rolle. Erste Untersuchungen von Flußsedimenten ergaben eine teilweise erhebliche Belastung der Proben mit PCDD/F.

So wurden im Rhein Konzentrationen an PCDD/F von 21 ng I-TE/kg m_T (Basel) bis 78 ng I-TE/kg m_T (Rotterdam) gefunden. In der Nähe von Düsseldorf und an der Ruhrmündung wurden sogar Werte von 187 bzw. 310 ng I-TE/kg m_T nachgewiesen. Im Schlick eines Hafenbeckens in Hamburg fand man bis zu 1500 ng I-TE/kg m_T. Als Quelle kommen in erster Linie industrielle Abwässer in Frage /20 - 22/.

Ein wichtiges Bindeglied im Dioxinpfad stellen die Pflanzen dar. Bisherige Untersuchungsergebnisse haben gezeigt, daß verschiedene Pflanzenarten sehr unterschiedliche PCDD/F-Gehalte aufweisen. Bestimmte Pflanzenarten sind mehr mit PCDD/F belastet, z.B. Grünkohl, Blattsalat, als andere, wie z.B. Kopfkohlarten und Obst. Ein Zusammenhang zwischen der Bodenbelastung und der Belastung in der Pflanze konnte bisher nur für Wurzel- und Fruchtgemüse nachgewiesen werden /7/.

Ein großer Teil der in Pflanzen gefundenen PCDD/F-Mengen kommt aus dem Staubbiederschlag. So ist es nicht verwunderlich, daß die Pflanzen mit einer sehr großen Oberfläche (Grünkohl, Blattsalat) höhere Dioxingehalte aufweisen /23/. Über die Pflanzen

⁷ m_T Angaben bezogen auf Trockenmasse

wird die Kuhmilch gleichfalls ein Bindeglied in der Dioxinkette zum Menschen. Bei dieser Probenmatrix kommt der Unterschied zwischen den toxischen Äquivalenten nach NATO/CCMS (I-TE) und BGA (TE-BGA) besonders zum Tragen. In der Regel sind die internationalen Toxizitätsäquivalente doppelt so hoch wie die Toxizitätsäquivalente nach BGA. Im Rahmen des Monitoring-Programms von Konsummilch und Milchprodukten in Nordrhein-Westfalen wurden insgesamt 168 Proben auf PCDD/F untersucht und Werte zwischen 0,76 und 2,62 ng I-TE/kg Milchfett bei einem Mittelwert von 1,35 ng I-TE/kg Milchfett⁸ gefunden /24/.

Tabelle 4: Durchschnittlich zu erwartende Belastung des Grünkohls mit PCDD/F in Deutschland nach /7/

| Gebiete | Belastung mit PCDD/F |
|------------------------------------|--|
| ländliche Gebiete | < 1 ng TE-BGA / kg m _T |
| städtische Gebiete | 1,0 - 2,0 ng TE-BGA / kg m _T |
| industriell geprägte Gebiete | 2,0 - 10,0 ng TE-BGA / kg m _T |
| Gebiete in der Nähe von Emittenten | > 10,0 ng TE-BGA / kg m _T |

Die Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE geht von einem mittleren PCDD/F-Gehalt von 0,76 ng I-TE/kg Milchfett bei Tankwagensammelmilch sowie 1,09 ng I-TE/kg Milchfett bei Hofammelmilch aus /17/.

In einigen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß ein Eintrag an PCDD/F in die Milch nicht über den Weidebetrieb oder das Grünfutter erfolgte, sondern, daß die Dioxine aus dem Kraftfutter stammten /4/.

Tabelle 5: Belastung von Nahrungsmitteln mit PCDD/F in Deutschland nach Beck /25/

| Nahrungsmittel | Belastung mit PCDD/F |
|-----------------|------------------------------|
| Schweinefleisch | 0,28 - 0,5 ng I-TE / kg Fett |

⁸ 0,44 und 1,85 ng TE-BGA/kg Milchfett bei einem Mittelwert von 0,75 ng TE-BGA/kg Milchfett

| | |
|-----------------|-------------------------------|
| Rindfleisch | 2,59 - 3,5 ng I-TE / kg Fett |
| Lammfleisch | 1,65 - 2,0 ng I-TE / kg Fett |
| Meeresfische | 29,2 - 35,7 ng I-TE / kg Fett |
| Süßwasserfische | 18,2 - 35 ng I-TE / kg Fett |
| Geflügel | 2,25 - 2,3 ng I-TE / kg Fett |
| Eier | 1,52 ng I-TE / kg Fett |
| Butter | 0,81 - 1,31 ng I-TE / kg Fett |
| Käse | 1,83 - 2,2 ng I-TE / kg Fett |
| Rahm | 1,37 ng I-TE / kg Fett |

Für den Menschen kommen neben der Milch und den pflanzlichen Produkten auch Fleisch und Milchprodukte für die Dioxinaufnahme in Frage. Da der Mensch am Ende der Nahrungskette steht, ist er der potentielle Speicher für schwer metabolisierbare Stoffe. Die Aufnahme von PCDD/F durch den Menschen erfolgt zu über 90 % mit der Nahrung. Aus dem

bisher bekannten Datenmaterial wurde eine durchschnittliche tägliche Aufnahme von ca. 2 pg I-TE/kg KG (Körpergewicht) für die Bundesrepublik abgeschätzt /6/. Die inhalative Aufnahme durch eingeatmete Staubteilchen, die Aufnahme über das Trinkwasser oder die Resorption über die Haut sind eher vernachlässigbar klein /7/. Eine Ausnahme stellen berufliche Expositionen dar.

Die Anreicherung der Dioxine findet hauptsächlich im Fettgewebe und in der Leber statt. Aus den bisherigen Untersuchungen von Humanproben (Blut) wurden Werte von durchschnittlich ca. 30 pg TE-BGA/g Fett (55 pg I-TE/g Fett) festgestellt /6/. Eine Untersuchung von Muttermilch aus den neuen Ländern ergab eine durchschnittliche Belastung von 23 pg I-TE/g Milchfett. Damit liegt dieser Wert bei etwa zwei Drittel der in den alten Bundesländern gefundenen durchschnittlichen Belastung /26/.

2.6 Richtwerte und gesetzliche Grundlagen zur Verringerung des Eintrages in die Umwelt

Um die Gefahren für den Menschen und die Umwelt besser abschätzen zu können, wurden zur Risikobewertung Richtwerte eingeführt, die eine sogenannte vorläufige, duldbare tägliche Aufnahmemenge von Dioxinen darstellen.

Die für die Bundesrepublik Deutschland verantwortlichen Bewertungsbehörden, das ehemalige Bundesgesundheitsamt und das Umweltbundesamt, haben auf der Grundlage der bisher bekannten wissenschaftlichen Untersuchungsergebnisse Vorsorgewerte festgelegt. So soll die tägliche Aufnahme an Dioxinen und Furanen durch den Menschen auf unter 1 pg TE/kg Körpergewicht gesenkt werden. Bei einer längerfristigen täglichen Aufnahme von mehr als 10 pg TE/kg Körpergewicht sollten Maßnahmen erfolgen, die eine weitere Exposition verhindern.

Da in der Bundesrepublik Deutschland kein Grenzwert für die Belastung eines Bodens mit PCDD/F existiert, wurden schon 1985 vom Bundesgesundheitsamt/Umweltbundesamt vorsorglich die in der Tabelle 6 genannten Empfehlungen herausgegeben /1,18/.

Tabelle 6: Richtwerte und Empfehlungen zur Bodennutzung und Bodensanierung (PCDD/F-Gehalte in ng TE/kg m_T)

| PCDD/F-Gehalt | Handlungsempfehlung |
|------------------------------------|---|
| bis 5 ng I-TE/kg m _T | <i>uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung</i> |
| 5 bis 40 ng I-TE/kg m _T | <i>eingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung</i> Auf eine Beweidung der Flächen sollte verzichtet werden, um das Risiko einer eventuell höheren PCDD/F-Milchbelastung auszuschließen. Eine individuelle Beratung der Landwirte in bezug auf geeignete Anbauarten und Erntemethoden wird empfohlen. |
| ab 40 ng I-TE/kg m _T | <i>nur landwirtschaftliche Nutzung bei nachweislich minimalem Dioxintransfer</i> Auf die Beweidung der Flächen sollte auf jeden Fall verzichtet werden. |
| ab 100 ng I-TE/kg m _T | <i>Bodenaustausch auf Kinderspielplätzen, Kindergärten und evtl. Schulhöfen</i> |
| ab 1000 ng I-TE/kg m _T | <i>Bodenaustausch in Siedlungsgebieten</i> |
| ab 10000 ng I-TE/kg m _T | <i>Bodenaustausch unabhängig vom Standort, Entsorgung des belasteten Erdreichs als Sondermüll</i> |

Im folgenden werden die Empfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE von 1992 zur Bodensanierung und -nutzung im Wortlaut wiedergegeben /18/.

Die Richtwerte werden in internationalen Toxizitätsäquivalenten (I-TE) bezogen auf kg Trockenmasse (m_T) angegeben. Bei einer Belastung < 5 ng I-TE/kg m_T ist jegliche Nutzung der Böden ungeprüft möglich. Eine Belastung < 5 ng I-TE/kg m_T ist daher im Sinne eines vorsorgenden Handelns, insbesondere für Emissionen über den Luftpfad, aber auch für andere Belastungspfade anzusehen, wobei Verschlechterungen der Belastungssituationen zu vermeiden sind. Sofern kontaminierte Böden bei erforderlichen Sanierungsmaßnahmen ausgetauscht werden, sollte der genannte Wert als Zielgröße für die einzubauenden Böden gelten.

In den "Nutzungs- und schutzgutbezogenen Orientierungswerten für Schadstoffe in Böden" nach EIKMANN und KLOKE (1991) wird als sogenannter "Bodenwert I" (Grundwert, oberer, geogen und pedogen bedingter Ist-Wert natürlicher Böden ohne wesentliche, anthropogen bedingte Einträge) der Gehalt von 10 ng TE/kg (TE-BGA) genannt /27/.

Um diese Werte einhalten bzw. absenken zu können, sind die gesetzlichen Maßnahmen auf die weitere Verringerung des Eintrages gerichtet. Die Bundesregierung hat bereits innerhalb der letzten Jahre in verschiedenen Regelungsbereichen Rechtsvorschriften erlassen, die eine Verminderung des Dioxineintrages zum Ziel haben. Diese Rechtsnormen beinhalten technische Maßnahmen, Verbote und Schutzmaßnahmen für Mensch und Umwelt.

Mehrere Vorschriften des anlagenbezogenen Immissionsschutzes stellen Anforderungen zur Minimierung und Begrenzung der Emissionen von Dioxinen/Furanen.

In der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft -TA Luft- (Erste Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz) ist in Nr. 3.1.7 ein generelles Dioxin - Minimierungsgebot festgelegt. Da das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin als eindeutig krebserzeugend ausgewiesen wird, gilt gleichermaßen das Minimierungsgebot nach Nr. 2.3 der TA Luft /28/.

Die Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe (17. BImSchV - Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes) legt erstmals einen bundeseinheitlichen Emissionsgrenzwert für Dioxine/Furane fest und benennt weitere Anforderungen, um das Entstehen von Dioxinen/Furanen zu minimieren und verschiedene Schadstoff-Emissionen zu begrenzen /29/.

Die Verordnung über Kleinf Feuerungsanlagen (1. BImSchV - Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes) läßt nur bestimmte Brennstoffe in diesen Anlagen zu, wodurch schon primärseitig bei ordnungsgemäßem Anlagenbetrieb entsprechend dem Stand der Technik Dioxinmissionen minimiert werden können. Hierbei ist insbesondere das Einsatz-Verbot für mit Holzschutzmitteln behandeltes oder beschichtetes (Beschichtungen aus halogenorganischen Verbindungen) Holz in Kleinf Feuerungsanlagen hervorzuheben /30/.

Mit der Verordnung über Chlor- und Bromverbindungen als Kraftstoffzusatz (19. BImSchV - Neunzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes) wird der Einsatz von chlor- und bromhaltigen Additiven im bleihaltigen Benzin verboten und damit ein Stoffeintrag, der zur Dioxin/Furan-Bildung führt, unterbunden /31/.

Der Unterausschuß "Wirkungsfragen" des Länderausschusses für Immissionsschutz sieht einen Zielwert für Immissionen von 150 fg I-TE/ m^3 vor, der ohne gesundheitliche Gefährdungen vorübergehend auch überschritten werden kann /7/.

Die auf das Chemikaliengesetz gestützte Chemikalien-Verbotsverordnung verbietet das Inverkehrbringen von Stoffen, Zubereitungen und Erzeugnissen, wenn die Summe der Gehalte an 2,3,7,8-TetraCDD/F, 1,2,3,7,8-PentaCDD und 2,3,4,7,8-PentaCDF einen Wert von 1 μ g/kg überschreitet /32/.

Für den Schutz des Arbeitnehmers vor gefährlichen Stoffen sind im Anhang V der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) unter Punkt 3 Richtwerte für die Herstellung und Verwendung einschließlich Entsorgung von Stoffen, Zubereitungen und Erzeugnissen gegeben, die PCDD/F enthalten können. Demnach gelten besondere Vorschriften, wenn insgesamt mehr als 0,1 mg/kg (ppm) an PCDD/F anfallen. Für Arbeitnehmer, die mit dem 2,3,7,8-TCDD in irgendeiner Weise Kontakt haben, liegt der Grenzwert bei 0,002 mg/kg im Produkt. Wird dieser Wert überschritten, müssen spezielle Schutzmaßnahmen für die Arbeitnehmer ergriffen werden /33/.

Nach der derzeit gültigen Klärschlammverordnung (AbfKlärV) dürfen Klärschlämme nur dann auf landwirtschaftliche Nutzflächen aufgebracht werden, wenn ein Wert von 100 ng PCDD/F I-TE/kg Klärschlamm-Trockenmasse nicht überschritten wird /34/.

3 Dioxinuntersuchungen im Land Sachsen-Anhalt

3.1 Untersuchungen von Emissionsquellen

Dioxine/Furane werden in den verschiedenen Prozessen nicht gezielt hergestellt. Sie entstehen als unerwünschte Nebenprodukte vor allem in thermischen und chemischen Prozessen.

Als die wichtigsten Quellgruppen sind zu nennen:

- industrielle Quellen
- Hausbrand (nicht genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen)
- Kraftfahrzeugverkehr
- diffuse Quellen in Brandfällen.

Mehrere Vorschriften des anlagenbezogenen Immissionsschutzes beinhalten Anforderungen zur Minimierung und Begrenzung der Emissionen von Dioxinen/Furanen. Mit Hilfe der in Kapitel 2.6 dargestellten rechtlichen Instrumentarien können für eine Reihe von Anlagen wirksame Maßnahmen zur Dioxin/Furan-Minderung getroffen werden. Für Anlagen, die nicht unter diese Regelungen fallen, aber dennoch ein relevantes Emissionspotential für Dioxine besitzen, wurden in den letzten Jahren weitergehende Schritte eingeleitet.

So wurde als Beschluß der 34. Sitzung der Umweltministerkonferenz (UMK) im Frühjahr 1990 eine Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE mit dem Auftrag eingerichtet, Bewertungskriterien, bundeseinheitliche Richtwerte und Handlungsempfehlungen zu erarbeiten.

Diese AG hatte den Länderausschuß für Immissionsschutz (LAI) daraufhin um Prüfung gebeten, inwieweit der Emissionswert der 17. BImSchV für Dioxine/Furane auch auf andere Emittentengruppen übertragbar ist.

Über den Unterausschuß "Luft/Technik" des LAI wurde hierzu am 28.01.1992 eine Arbeitsgruppe gebildet. In dem von dieser Arbeitsgruppe vorgelegten Abschlußbericht "Erarbeitung von Anforderungen zur Emissionsbegrenzung von Dioxinen und Furanen" /35/ wurden das Emissionsverhalten von dioxinrelevanten Prozessen sowie die Ursachen der Dioxinbildung und Minderungsmaßnahmen dargestellt.

Auf der 43. Umweltministerkonferenz am 24./25.11.1994 in Chemnitz /35/ wurde dieser Abschlußbericht mit der Empfehlung eines gestuften Anforderungskonzeptes zur Emissionsbegrenzung für Dioxine zur Kenntnis genommen.

Bei Anlagenarten, deren Dioxinmissionen einen Wert von 0,1 ng I-TE/m³ nicht überschreiten, sind weitergehende Maßnahmen nicht erforderlich. Ein Auffüllen von niedrigeren Emissionen bis zu diesem Wert ist unzulässig.

Für Anlagenarten mit einem Abgasvolumenstrom bis 5000 m³/h wird in Anlehnung an vergleichbare Bagatellregelungen in der TA Luft auf die Festlegung einer Emissionsbegrenzung für Dioxine zunächst verzichtet. Eine Minimierung der Dioxinmissionen sollte durch primärseitige, einsatzstoffbezogene und prozeßtechnische Maßnahmen sowie Optimierung konventioneller Abgasreinigungstechniken erfolgen.

Bei Anlagen, die weniger als etwa 0,5 ng I-TE/m³ und mehr als 0,1 ng I-TE/m³ emittieren, ist unter Berücksichtigung

- der Dioxinfracht (Jahresemission),
- von Reststoffverwertungsmöglichkeiten und
- des Aufwandes für Minderungsmaßnahmen

im Einzelfall zu prüfen, ob die Festlegung einer Emissionsbegrenzung von 0,1 ng I-TE/m³ als Zielwert geboten ist.

Bei Anlagenarten mit Emissionen über 0,5 ng I-TE/m³ ist durch Maßnahmen zur Vorbehandlung der Einsatzstoffe, durch Umstellung oder Optimierung der Prozeß- und Abgasführung sowie durch Einsatz besonders wirksamer Abgasreinigungseinrichtungen für Dioxine im Wege der Einzelfallprüfung ein Zielwert von 0,1 ng I-TE /m³ anzustreben.

Soweit der Einsatz von Holz oder Holzresten, die besonders chlorhaltige Stoffe (insbesondere Ammoniumchlorid) enthalten oder mit halogenorganischen Stoffen beschichtet sind, ausgeschlossen werden kann, ist bei Holzfeuerungsanlagen

- bis 2,5 MW eine Optimierung der Verbrennung und der Abgasführung sowie der konventionellen Entstaubung durchzuführen,
- ab 2,5 MW neben einer Optimierung der Verbrennung und der Abgasführung ein besonders wirksamer Entstauber einzusetzen.

Soweit der Einsatz von Holz oder Holzresten, die besonders chlorhaltige Stoffe (insbesondere Ammoniumchlorid) enthalten oder mit halogenorganischen Stoffen beschichtet sind, nicht ausgeschlossen werden kann, kommt bei Holzfeuerungen die Anwendung besonderer Abgasreinigungstechniken für Dioxine in Betracht. Im Wege einer Einzelfallprüfung ist für Feuerungsanlagen ab 1 MW ein Zielwert von $0,1 \text{ ng I-TE/m}^3$ im Abgas anzustreben.

In diesem Zusammenhang wurde der LAI gebeten zu prüfen, ob für Einäscherungsanlagen eine spezielle Emissionsbegrenzung festgelegt werden muß. Ein Ergebnis liegt hierzu noch nicht vor.

Die UMK empfiehlt für Neuanlagen eine zügige Umsetzung der genannten Anforderungen. Für die Nachrüstung bestehender Anlagen sollten angemessene Übergangsfristen bis zum Erreichen des Minderungsziels vorgesehen werden. Dabei sollten Anlagen mit hohen Dioxinmassenströmen besonders schnell nachgerüstet werden. Bei der Bemessung der Fristen ist jedoch neben den erforderlichen Zeiten für Planung, Errichtung und Inbetriebnahme von wirksamen Minderungsmaßnahmen auch der Umstand zu berücksichtigen, daß durch derzeit noch laufende Untersuchungen eine Verbesserung des Kenntnisstandes zu erwarten ist.

Ergänzend zu den Anforderungen an genehmigungsbedürftige Anlagen weist die UMK ausdrücklich auf mögliche erhöhte Dioxinmissionen aus nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen hin. Insbesondere bei Hausbrandfeuerstätten, in denen unzulässige Einsatzstoffe, wie z.B. Verpackungsabfall, Kunststoffe oder Altpapier mitverbrannt werden, können hohe Dioxinwerte im Abgas auftreten. Eine verstärkte Aufklärung der Öffentlichkeit über diesen Sachverhalt mit dem Ziel, daß nur zugelassene Brennstoffe eingesetzt werden, wird für erforderlich gehalten.

Auf die Verwendung von bromhaltigen Verbindungen sollte so weit wie möglich verzichtet werden. Bei Anwendung von prozeßtechnischen und abgasseitigen Maßnahmen zur Minimierung der Emissionen an polychlorierten Dioxinen und Furanen werden polybromierte und gemischthalogenierte Verbindungen etwa in gleicher Wirksamkeit minimiert.

In einer Protokollnotiz zur UMK-Sitzung hält Sachsen-Anhalt es für erforderlich, über die vorgenommene Auslegung der bestehenden rechtlichen Regelungen hinaus einen einheitlichen gesetzlichen Grenzwert für Dioxinmissionen von $0,1 \text{ ng I-TE/m}^3$ für alle industriellen Anlagen mit Massenströmen, die mit denen von Müllverbrennungsanlagen vergleichbar sind, soweit das nach dem Stand der Technik möglich ist, festzulegen.

Zum Vergleich werden aus einer Sonderabfallverbrennungsanlage mit einer Kapazität von 60 kt/a Sonderabfall und einer Betriebsdauer von 7000 h/a bei einem Volumenstrom von $143000 \text{ m}^3/\text{h}$ i.N.tr.⁹ jährlich ca. 98 mg I-TE/a bzw. ein stündlicher Massenstrom von $0,014 \text{ mg I-TE/h}$ emittiert /37/.

Anlagen zur Hausmüllverbrennung haben i.d.R. eine Jahreskapazität von ca. 100 bis 150 kt. Bei einer spezifischen Rauchgasmenge von 4000 m^3 i.N.tr. bezogen auf 1 t Müll ergibt sich unter der Annahme von 7000 Betriebsstunden eine jährliche Dioxinmission von 40 bis 60 mg I-TE/a bzw. ein stündlicher Massenstrom von $0,006$ bis $0,009 \text{ mg I-TE/h}$ /38,39/.

In den Abschlußbericht der LAI-Arbeitsgruppe sind, soweit vorhanden, auch Ergebnisse aus Sachsen-Anhalt eingeflossen. Um landesspezifische Besonderheiten spezieller Anlagen zu untersuchen und vorhandene Kenntnislücken zu schließen, wurde in Anlehnung an den o.g. Bericht durch das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung (MU) ein Meßprogramm für Sachsen-Anhalt zur Ermittlung potentieller Dioxin/Furan-Emittenten abgeleitet, dessen Finanzierung aus dem Haushalt des MU abgesichert wurde.

⁹ m^3 im Normzustand, trocken

Aus den Ergebnissen sollen, soweit erforderlich, anlagenbezogene emissionsmindernde Maßnahmen entsprechend den o.g. Empfehlungen abgeleitet werden.

Die Auswahl der Meßobjekte erfolgte gemeinsam mit den zuständigen Überwachungsbehörden unter Beachtung der anlagenspezifischen Belange, wie Weiterbestand der Anlage in den Folgejahren und Erfüllung der Meßvoraussetzungen. Zur Meßdurchführung wurden nach § 26 BImSchG bekanntgegebene Stellen und in besonderen Fällen das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) beauftragt.

Neben den eigentlichen Messungen waren die Einsatzstoffe und die technologischen Randbedingungen des Produktionsprozesses und der installierten Abgasreinigungseinrichtungen zu erfassen. In Auswertung des Abschlußberichtes der LAI-Arbeitsgruppe wurden für die Auswahl der Anlagen und die Einordnung in das Meßprogramm Prioritäten festgelegt.

Übersicht zu genehmigungsbedürftigen Anlagentypen mit Verdacht auf Dioxin/Furan-Emissionen

- Anlagen, in denen feste oder flüssige Abfälle oder ähnliche feste oder flüssige brennbare Stoffe verbrannt werden; Anlagen, die den Anforderungen der 17. BImSchV unterliegen, z.B. Rückstandsverbrennungsanlagen
- Anlagen der metallverarbeitenden und -bearbeitenden Industrie u.a. beim Einsatz von Stahlschrott, Sekundärkupfer, -aluminium und -zink
Hierbei wurden insbesondere die thermischen Prozesse wie Kupolofen, Induktionsschmelzen, Konverter, Schachtofen, Anodenofen, Umschmelzen, Feuerverzinkungsanlagen und Walzanlagen untersucht.
- PVC-Produktion
- Holzfeuerungsanlagen (naturbelassenes Holz und Abbruchholz)
- Krematorien
- Räucheranlagen
- Feuerungsanlagen nach TA Luft bzw. 13. BImSchV, einschließlich Mitverbrennen von Spanplatten, Klärschlamm oder anderen Stoffen
- Asphaltmischanlagen beim Einsatz von Ausbruchasphalt
- Ziegelwerke mit Einsatz von Porosierungsmitteln
- Motorenprüfstände

Angeregt durch internationale Veröffentlichungen und massive Vorwürfe gegen die PVC-Hersteller in der GREENPEACE-Studie "Dioxin-Fabriken" /40/ wurde im Auftrag des MU ein umfassendes Untersuchungsprogramm über die PVC-Produktion in Sachsen-Anhalt vorbereitet und durchgeführt.

Neben der Untersuchung von genehmigungsbedürftigen Anlagen wurden auch Messungen an Kleinfeuerungsanlagen beim Einsatz von Braunkohlenbriketts und an nicht genehmigungsbedürftigen Holzfeuerungsanlagen durchgeführt.

Für zwei Untersuchungsgebiete in Sachsen-Anhalt wurden die Dioxin/Furan-Emissionen für die Emittentengruppen Verkehr und Hausbrand abgeschätzt.

Die Tabelle 7 gibt einen Überblick über erste Ergebnisse des anlagenbezogenen Dioxinmeßprogramms in Sachsen-Anhalt sowie über weitere geplante Meßvorhaben. Die angegebenen Meßwerte entsprechen den Festlegungen der 17. BImSchV, d.h. bei der Berechnung der Toxizitätsäquivalente ist für Kongenere mit Werten kleiner als die Nachweisgrenze (mindestens $< 5 \text{ pg/m}^3$ je Kongener) mit dem Wert Null zu rechnen; sie bleiben also unberücksichtigt.

Tabelle 7: Ergebnisse Dioxin-Meßprogramm LSA

Verbrennungsanlagen

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwert e | PCDD/PCDF- Gehalt | | | Abgasvolumen- strom | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|--|---------------------------|---|-------------------------|------------------------|--|--|------------|---------------------------|--|--|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW ¹⁰ | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | m ³ /h i.N.tr. | µg I-TE/h | |
| Kraftwerk 134 MW | 0101.1 | Braunkohle und Mitverbrennen v. Cumolteer | 12,3 | 4 | n.b. | -Rbk 0,0001 -Rbk/Teer 0,00001 0,00001 0,0004 | | 191000 | -Rbk ¹¹ 0,955 -Rbk/Teer 1,356 | Mitverbrennen eingestellt, MB 31/94 |
| mobile Stoff- umwandlungsanl. (Entsorgung) | 0801.1 | Entsorgung halogenorg. Substanzen (Chlorbrom- methan) | 17,2 | 3 | n.b. | < 0,0001 < 0,0001 < NW | | 600 | 0,00036 | Versuchsanlage, MB ¹² TÜV Nr. 728/940152/01 |

¹⁰ NW Nachweisgrenze

□

¹¹ Rbk Rohbraunkohle

□

| | | | | | | | | | | |
|---------------------|--------|---|------|---|------|---|--|--------|---------------------------------------|---|
| Kraftwerk 100 MW | 0101.1 | Mitverbrennen von Rückstandsöl, Regelbrennstoff Erdgas | 2,1 | 4 | n.b. | 0,0001 0,00008 0,00006 0,00008 | | 113000 | 1,243 | max. 30 % FWL ¹³ , Mitverbrennen eingestellt, MB 7/92 |
| Kraftwerk 70 t/h | 0101.1 | Mitverbrennen von Rückstandsöl, Regelbrennstoff Rbk | 13,2 | 3 | n.b. | -Rbk 0,01 -Rbk/Rückst.öl 0,011 0,012 | | 500000 | -Rbk 5,000 -Rbk/Rückst.öl 5,500 | 16% FWL Mitverbrennen eingestellt, MB 7/92 |

¹² MB Meßbericht

□

¹³ FWL Feuerungswärmeleistung

□

Fortsetzung Verbrennungsanlagen

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwert e | PCDD/PCDF- Gehalt | | | Abgasvolumen- strom | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|---------------------------|---------------------------|---|-------------------------|------------------------|------------------------------------|---|--------------------|------------------------|-------------|---|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | | | |
| Holzfeuerungs- anlagen | 0102.2 | Holzspäne, Holzabfälle z.T. mit Kunststoff beschichtungen | 13,6 | 3 | n.b. | 0,24 0,32 0,48 | Filterasche 316 | 1800 | < 0,860 | FWL: 1160 kW, integrierte Rauchgas- entstaubung, Massenkraftabscheide r - Zyklone, MB 167/94 |

| | | | | | | | | | | |
|---|--------|--|-----|---|------|-------------------------------------|--------------------|-------|-------|---|
| Holzfeuerungs- anlagen | 0102.2 | Holzspäne, | 7,9 | 3 | n.b. | 0,034 | Filterasche 136 | 3600 | <0,3 | max. 2,3 MW FWL, Zyklonabscheider und TNV, MB 154/94 |
| | | Holzabfälle | | | | 0,039 | | | | |
| | | z.T. mit Kunststoff beschichtungen | | | | 0,084 | | | | |
| Rückstands- verbrennung | 0801.1 | gasf. + flüss. Rückstände (VC ¹⁴ - Produktion) | 5 | 3 | n.b. | 0,0037 0,0047 0,00106 | | 2200 | 0,013 | MB LAU 13/92 |
| Tapetenbe- schichtung mit TNV ¹⁵ | 0506.1 | Abluft Beschich- tungsanl., Brenn- stoff : Heizöl EL ¹⁶ | 18 | 3 | n.b. | 0,0043 0,0069 0,0072 | | 10950 | 0,077 | MB LAU 7/92 |

¹⁴ VC Vinylchlorid

□
¹⁵ TNV thermische Nachverbrennung

□
¹⁶ EL Heizöl extra leicht

Metallverarbeitung

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O2 Vol % | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF-Gehalt | | | Abgasvolumen - strom | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|--|---------------------------|--|-------------|--------------------|------------------------------------|---|------------|----------------------------|---------------|--|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | m ³ /h i.N.tr. | µg I-TE/h | |
| Sekundärkupfer- anlage/ Schachtofen (1992 vor Sanierung) | 0302.1 | Steinkohlenkoks, kupferhaltige Materialien, Krätze, Messingschrott | 11,5 | 3 | n.b. | 26,7 37,2 65,7 | | 38200 | 955 ... 2677 | Filternder Abscheider, Sanierung Schachtofen in 05/95 abgeschlos-sen, erstmalige Mes-sung noch nicht erfolgt, MB LAU 06/92 |
| Sekundärkupfer- anlage/ Schachtofen (vor Sanierung) | 0302.1 | Steinkohlenkoks, kupferhaltige Materialien,Krätz e, Messingschrott | | 1 1 | n.b. | 9,67 0,44 | | 30700 | 300 13 | Filternder Abscheider MB 17/91 MB 69/92 |

| | | | | | | | | | | |
|--|--------|--|----|---------------------|------|---|---|--------------------|-------------------------------------|---|
| Sekundärkupfer- anlage/ Anodenofen | 0302.1 | Schwarzkupfer, Kupfer, Umlaufkupfer | | 1 1 1 | n.b. | Einschmelzen: 1,09 Einschmelzen: 0,13 Oxidieren: 0,04 | Liegestaub (1991) 980 ng/kg (TE-BGA) | 14000 | 15,3 1,82 0,56 | ohne Entstaubung MB 17/91 MB 69/92 |
| Sekundärkupfer- anlage/ Anodenofen | 0302.1 | Schwarzkupfer, Anodenreste, Raffinierschrott | 18 | 4 | n.b. | Einsetzen, Ein- schmelzen: 0,1 Einschmelzen: 0,719 und 17,6 Oxidieren, Polen: 9,13 | Filterstaub 67,4 | 12200 bis 12300 | 1,24 8,84 ... 215 111 | Filternder Abscheider mit Reingasstaubgehalt < 2 mg/m ³ , MB LAU 05/94 |

Fortsetzung Metallverarbeitung

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF-Gehalt | | | Abgasvolumenstrom m ³ /h i.N.tr. | Massenstrom Reingas µg I-TE/h | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|---|---------------------------|---|-------------------------|--------------------|------------------------|---------------------------------------|---|--|-------------------------------------|---|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ | ng I-TE/m ³ (unbezogen) | ng I-TE/kg | | | |
| Sekundärkupfer-anlage/ Konverter | 0302.1 | Steinkohlenkoks, kupferhaltige Materialien, Krätze, Messingschrott | | 1 | n.b. | 0,57 | | 116900 | 66,6 | Einsatzverbot für halogenierte Plaste und Elaste sowie Computer-schrott MB 17/91 MB 69/92 |
| | | | | 1 | | 10,96 | | | 1280 | |
| Messingbolzen-gießerei/ Stranggießanl. | 0308.1 | Messingspäne, Messingschrott, Kupferkathoden | 20,8 | 3 | n.b. | 0,004 0,005 0,006 | Filterstaub 888 ng/kg Flugstaub (1991) 4850 ng/kg (BGA) | 116390 | 0,586...0,931 | Filternder Abscheider, MB LAU 04/94 |

□

□

- 30 -

| | | | | | | | | | | |
|--|--------|---|------|---|------|-----------------------------|--|--------|------------|-----------|
| Sekundär- Aluminiumhütte/ Niederschacht- ofen | 0308.1 | Aluminiumschrot t, Shredderschrott, Späne, Krätze, Spritzmetall, Schmelzsatz | n.b. | 3 | n.b. | 0,53 0,68 1,1 | Drehofenschlack e 9,4 ng/kg Schachtofenschl. 9,2 ng/kg Zyklonasche 721 ng/kg | 186000 | 97 ... 205 | MB 109/94 |
|--|--------|---|------|---|------|-----------------------------|--|--------|------------|-----------|

Fortsetzung Metallverarbeitung

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF-Gehalt | | | Abgasvolumen- strom | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|--|---------------------------|---------------------------------------|-------------------------|--------------------|------------------------|---------------------------------------|---|------------------------|----------------|--|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ | ng I-TE/m ³ (unbezogen) | ng I-TE/kg | | | |
| Sekundär-Aluminiumhütte/ Niederschacht- ofen+ Trommelofen | 0308.1 | | n.b. | 3 | | 0,19 ... 1,99 (BGA) | Reingas-Staub 2224 ng/kg (TE-BGA) | 182000 | 34,6 ... 362,2 | 2 Schachtöfen, ¹⁷ 3 Trommelöfen, 1 Schachtofen mit Zyklonentstaubung, Chlorwasserstoffgehalt im Abgas begrenzt |
| Kupolofen zur Erzeugung von Gußeisen | 0303.1 | Koks, Kalkstein, Roheisen, Schrott | 14,4 | 4 | n.b. | Zwischengas 0,33 0,73 1,0 | Schlamm Naßwäsche 115 ng/kg | 10180 | 6,80 | Sprühdüsen- und Venturiwäscher Messungen im Zwischengas, MB LAU 03/94 |
| Shredderanlage/ Rotormühle | 0314.1 | Mischschrott | n.b. | 3 | n.b. | < 0,002 0,003 0,0046 | Venturischlamm 186 ng/kg | 90000 | 0,405 | Zyklon mit nachgeschaltetem Venturiwäscher, MB 153/94 |

¹⁷ Mitteilung vom Betreiber, 23.01.92

Steine, Erden, Glas, Keramik, Baustoffe

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF- Gehalt | | | Abgasvolumen- strom | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|---|-------------------------------|--|-------------------------|--------------------|--|---|------------|---------------------------------------|-------------------------------|--|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | | | |
| Herstellung von synthetischem Quarzglas | 0208.1 | SiCl ₄ , Cl ₂ , CClF ₃ | 20,5 | 3 | n.b. | 0,066 inkl. NW 0,078 inkl. NW 0,073 inkl. NW | | 18000 | < 1,4 | Aufbaumaschinen : Feinstaubfilter, 2 Füll- körperwäscher, Aerosolfilter Dotieranlagen: TNV, Quenche, Füllkörperwäscher, MB 148/94 |
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Altöl, Regelbrennstoff: Braunkohlenstau b | 5,6 8,6 | 3 3 | n.b. | Direkt: ¹⁸ 0,02 Verbund: ¹⁹ 0,006 | | Direkt: 162900 Verbund: 195700 | Direkt: 3,26 Verbund: 1,17 | Altöl bis 50 % FWL Elektroabscheider, MB 48/94 |

¹⁸ Direkt Direktbetrieb
¹⁹ Verbund Verbundbetrieb

□

□

- 33 -

| | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|--------|--|----------------|---|------|---|--|---------------------------------------|-------------------------------------|--|
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Altöl, Regelbrennstoff: Braunkohlenstau b | 10,3 - 12,3 | 5 | n.b. | Bks ²⁰ :0,03 Bks/Altöl: 0,004... 0,012 | | Direkt: 202000 Verbund: 235000 | Bks: 6,4 Bks/Altöl: 0,9...2,6 | Altöl 25 bis 50 % FWL Elektroabscheider, MB 9/ 90,91 |
|-----------------------------|--------|--|----------------|---|------|---|--|---------------------------------------|-------------------------------------|--|

Fortsetzung Steine, Erden, Glas, Keramik, Baustoffe

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF-Gehalt | | | Abgasvolumenstrom m ³ /h i.N.tr. | Massenstrom µg I-TE/h | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|-----------------------------|-------------------------------|--|-----------------------------|--------------------|--|--|-----------------------------------|--|---------------------------------------|--------------------------|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | | | |
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Braunkohlenstau b | 5,1 8,3 | 3 3 | n.b. | Direkt: 0,065; 0,042; 0,055 Verbund: 0,016; 0,019; 0,036 | Direkt: 173800 Verbund: 211200 | Direkt: 9,3 Verbund: 5,07 | nur Braunkohlenstaub, MB 134/93 | |
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Altöl, Regelbrennstoff: Braunkohlenstau b | 4,5 7,5 | 3 3 | n.b. | Direkt: 0,025; 0,023; 0,041 Verbund: < 0,001; < 0,001; 0,010 | Direkt: 167200 Verbund: 199900 | Direkt: <5,02 Verbund: < 0,8 | Altöl 50 % FWL, MB 133/93 | |

Fortsetzung Steine, Erden, Glas, Keramik, Baustoffe

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwerte | | PCDD/PCDF- Gehalt | Abgasvolumen- strom | | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. | |
|-----------------------------|---------------------------|--|-------------------------|--------------------|------|---|---|---------------------------------------|----------------------------------|--------------------------------------|-----------|
| | | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | Reingas |
| | | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | m ³ /h i.N.tr. | | µg I-TE/h |
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Altöl, Regelbrennstoff: Braunkohlenstau b | 10,5 12,5 | 3 3 | n.b. | Direkt: <0,001 Verbund: < 0,001 | | Direkt: 190000 Verbund: 260000 | Direkt: < 0,19 Verbund: <0,26 | Altöl 50 % FWL, MB 70/93 | |
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Braunkohlenstau b | 8 11,3 | 3 3 | n.b. | Direkt: 0,015; 0,012; 0,033 Verbund: 0,004; 0,009; 0,006 | | Direkt: 170100 Verbund: 215800 | Direkt: 3,5 Verbund: 1,4 | nur Braunkohlenstaub, MB 93/95 | |

| | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|--------|---|---------------|------------|------|---|--|---------------------------------------|----------------------|--|
| Zementwerk/ Drehrohrofen | 0203.1 | Altöl, Regelbrennstoff: Braunkohlenstau b | 7,2 11 | 3 3 | n.b. | Direkt: 0,016; 0,009; 0,007 Verbund: 0,004; 0,015; 0,007 | | Direkt: 165000 Verbund: 216700 | < 2,75 < 3,17 | Altöl 50 % FWL, MB 93/95 |
| Gips-Schwefel- Säure-Anlage | | REA ²¹ -Produkt, Säureharz, Säureteer,Koks, Sand,Anhydrit | | | 0,13 | 0,007 | | 24900 | 0,174 | Elektroabscheider, Gaswäsche, MB 18/91 |

Kleinfeuerungsanlagen

| Anlage | Einsatzstoffe | Nenn- Leistung | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF-Gehalt | | spezif. | Massenstrom | Emissions- faktor | Bemerkungen Reg.-Nr. |
|----------------------------|---------------------------------------|-------------------|--------------------|---|------------|---------------------|-------------|----------------------|-------------------------|
| | | | | Reingas | Rückstände | Abgasvolumen | Reingas | | |
| | | | | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | m ³ / kg | ng I-TE/h | mg I-TE/TJ | |
| Kachelofen- Luftheizung | mitteldeutsche Braunkohlenbriketts | 9kW | 3 | 0,013 0,021 0,010 | | 25,4 | 1,3 | 0,016 | MB LAU 5/93 |
| Kachelofen- Luftheizung | mitteldeutsche Braunkohlenbriketts | 9kW | 3 | 0,037 0,032 0,031 | | 28 | 3,2 | 0,039 | MB LAU 12/92 |
| Kachelofen- Luftheizung | Lausitzer Braunkohlenbriketts | 9kW | 3 | 0,017 0,021 < NW | | 26,5 | 1,87 | 0,027 | MB LAU 11/92 |
| Kachelofen- Luftheizung | Salzkohle Braunkohlenbriketts | 9kW | 3 | 0,087 0,134 0,106 | | 26,3 | 9,9 | 0,133 | MB LAU 4/93 |

| | | | | | | | | | |
|----------------|---------------------|------|---|-------|-------|------|-----|-------|--------------|
| Dauerbrandofen | mitteldeutsche | 6 KW | 3 | 0,21 | | 36,9 | 3,2 | 0,045 | MB LAU 01/94 |
| | Braunkohlenbriketts | | | 0,03 | | | | | |
| | | | | 0,03 | | | | | |
| Dauerbrandofen | Lausitzer | 6kW | 3 | 0,016 | < 4,6 | 25,6 | 0,5 | 0,031 | MB LAU 01/95 |
| | Braunkohlenbriketts | | | 0,012 | | | | | |
| | | | | 0,013 | | | | | |

Sonstige Anlagen

| Anlage | Anlagen-Nr. 4. BImSchV | Einsatzstoffe | O ₂ Vol % | Anzahl Meßwerte | PCDD/PCDF- Gehalt | | | Abgasvolumen- strom | Massenstrom | Bemerkungen, Reg.-Nr. |
|--|---------------------------|---|-------------------------|--------------------|------------------------------------|--|--|------------------------|----------------|--|
| | | | | | Rohgas | Reingas | Rückstände | | | |
| | | | | | ng I-TE/m ³ exkl. NW | ng I-TE/m ³ (unbezogen) exkl. NW | ng I-TE/kg | | | |
| Krematorium | 1024.2 | Erdgas H, Sarg mit Leichnam | 16 | 3 | n.b. | 0,448 ... 1,136 im Hauptgasstrom | Zyklonasche : 4,6 ng/kg TS Polyzyklonasche: 1016 ng/kgTS Filterstaub: 2405 ng/kg TS | 1050 | 0,605 ...1,250 | Zyklon, Polyzyklon und Schlauchfilter im Hauptgasstrom, Ozonid-Ionen- Oxidation im Bypaß, MB LAU 06/94 |
| Delaborierungs- anlage | 1001.1 | pyrotechn. Erzeugnisse (Leuchtkörper) | 19,8 | 1 | n.b. | <0,001 | | 4500 | < 0,005 | Filternder Abscheider, MB 123/93 |
| Experimental- Ver- brennungsanlag e | 1001.1 | Explosivstoffe Munition | 12 | 3 | n.b. | 0,0059 0,0051 0,0071 (inkl. NW) | | 1200 | 0,001 | Nachverbrennung, Rekuperator, Abhitze- kessel, Schlauchfilter, Aktivkohlefilter, katalyt. DENOX-Stufe, MB 113/95 |

□
Auswertung

Um eine Wertung der Dioxin-Emittenten vornehmen zu können, mußte aus den ermittelten Meßwerten ein mittlerer Massenstrom und unter Berücksichtigung der jährlichen Anlagenbetriebsdauer (aus den Emissionserklärungen für 1992) die Dioxin-Jahresemission für die jeweilige Anlage im Jahr 1992 abgeschätzt werden.

Anlagen im Geltungsbereich der 17. BImSchV

Unter diese Anlagen fallen neben den Abfallverbrennungsanlagen (Anlagen Nr. 8.1 des Anhangs zur 4. BImSchV) auch andere genehmigungsbedürftige Anlagen, in denen Abfälle mitverbrannt werden. Anlagen zur Verbrennung von Abfällen und ähnlichen brennbaren Stoffen unterliegen durch die 17. BImSchV besonders strengen Anforderungen. 1992 wurden in Sachsen-Anhalt noch 11 Anlagen nach Nr. 8.1 des Anhangs zur 4. BImSchV betrieben. Dabei handelt es sich um 11 Altanlagen mit geringer Kapazität, in denen zumeist betriebliche Rückstände verbrannt wurden. Im Zeitraum 1992/93 erfolgte bereits die Stilllegung von 6 Anlagen. Im Jahr 1996 sollen nur noch 3 Anlagen betrieben werden. Aus einer Rückstandsverbrennungsanlage in einem Chemiebetrieb werden bei Erfüllung der Anforderungen der 17. BImSchV jährlich etwa 0,11 mg I-TE Dioxine emittiert. Ihr Beitrag an den Dioxinmissionen in Sachsen-Anhalt ist damit geringfügig.

Für das Mitverbrennen von Abfällen in genehmigungsbedürftigen Anlagen gelten ebenfalls die Anforderungen der 17. BImSchV.

Ein Mitverbrennen von festen oder flüssigen Abfällen oder ähnlichen festen oder flüssigen Stoffen erfolgte in Sachsen-Anhalt im Jahr 1992 in 4 genehmigungsbedürftigen Anlagen. Diese Anlagen verteilen sich, geordnet nach Branchen der 4. BImSchV, folgendermaßen:

| | | |
|--------|---|------------------------------|
| Nr. 01 | Wärmeerzeugung, Bergbau und Energie | 2 Anlagen |
| Nr. 02 | Steine, Erden, Glas, Keramik, Baustoffe | 1 Anlage (3 Drehofenanlagen) |
| Nr. 04 | Chemie | 1 Anlage. |

Das Mitverbrennen in Anlagen der Nr. 01 wurde 1992 bzw. 1995 eingestellt. Für die Anlage der Nr. 02 wurde eine Änderungsgenehmigung unter Berücksichtigung der Anforderungen der 17. BImSchV erteilt sowie weitere Maßnahmen zur Erfüllung der 17. BImSchV bis 1996 vorbereitet. Zur Sanierung der Anlage unter Nr. 04 wurden bisher 3 nachträgliche Anordnungen erteilt. Ergebnisse sind bei den entsprechenden Anlagentypen zu finden.

Bei den Betreibern von Anlagen ist insgesamt eine zunehmende Tendenz zum Verwerten von Abfällen als Ersatzbrennstoff oder zum Ersatz sonstiger Einsatzstoffe zu verzeichnen. In den erforderlichen Änderungsgenehmigungen nach BImSchG werden die immissionsschutzrechtlichen Anforderungen (z.B. 17. BImSchV) festgelegt.

Anlagen zur Herstellung und Verarbeitung von Stahl, Eisen und sonstigen Metallen

In zunehmendem Maße zeichnet sich ab, daß die Anlagen zur Herstellung und Verarbeitung von Stahl, Eisen und sonstigen Metallen insbesondere beim Einsatz von Sekundärmaterialien den Hauptanteil der Dioxinmissionen erbringen.

Bei diesen Anlagen treten zum Teil erhebliche Überschreitungen des Grenzwertes der 17. BImSchV von 0,1 ng I-TE/m³ auf, welcher für diese Anlagen allerdings bisher nicht gilt. So werden allein in dem Bereich der Sekundärkupferschmelzen nach einer ersten Abschätzung ca. 14 g I-TE Dioxin pro Jahr emittiert.

Eine Sekundäraluminiumschmelzanlage ohne bzw. mit veralteter Entstaubungstechnik emittiert ca. 1,5 g I-TE Dioxin pro Jahr.

Aus den Messungen an einem Anodenofen wurde ebenfalls deutlich, daß sehr niedrige Reingasstaubmissionen keine Garantie für gleichzeitig niedrige PCDD/PCDF-Emissionen sind. Ein Großteil der Dioxin-Emissionen liegt nicht staubgebunden in der Gasphase vor. Neben Beschränkungen hinsichtlich der Qualität der Einsatzmaterialien und deren strenge Kontrolle und Überwachung müssen im Einzelfall Sekundärmaßnahmen zur Dioxinminderung realisiert werden.

Für Kupolöfen, die zumeist mit veralteter Entstaubungstechnik ausgerüstet sind, werden Dioxinmissionen bis zu 1 ng I-TE/m^3 mit einer jährlichen Fracht von ca. 10 mg I-TE/a ermittelt.

An veralteten Anlagen sind insbesondere die Abgaserfassung zu verbessern und hochwertige Entstaubungsanlagen zu installieren.

Feuerungsanlagen

Die Dioxin-Reingaskonzentrationen liegen bei diesen Anlagen weit unter $0,1 \text{ ng I-TE/m}^3$. Die hochgerechneten Dioxin-Emissionen aus den genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen leisten trotz einer großen Anlagenanzahl und großen Volumenströmen nur einen untergeordneten Beitrag von ca. $0,43 \text{ g I-TE Dioxin pro Jahr in Sachsen-Anhalt}$.

Die bisher vorliegenden Messungen zum Mitverbrennen von flüssigen Reststoffen mit einem Anteil an der Feuerungswärmeleistung deutlich unter 25 % zeigen keine signifikante Erhöhung der Dioxinmissionen.

In mehreren Versuchsfahrten wurde das Mitverbrennen von Klärschlamm in einer Staubfeuerung und einer Rostfeuerung meßtechnisch untersucht. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf, ob die höheren Anforderungen aus der 17. BImSchV gegenüber der 13. BImSchV bzw. der TA Luft mit der bestehenden Abgasreinigung eingehalten werden können.

Holzfeuerungsanlagen

Holzfeuerungsanlagen kommen überwiegend in Betrieben der Holzver- und bearbeitenden Industrie zum Einsatz. In der Regel sind sie durch kleine Feuerungswärmeleistungen und geringe Volumenströme gekennzeichnet.

Bisher wurden Untersuchungen an zwei Anlagen durchgeführt, in denen neben Holzspänen auch Holzabfälle z.T. mit Kunststoffbeschichtungen verbrannt werden. In einer Anlage, die lediglich mit einem Zyklonabscheider zur Staubabscheidung ausgerüstet war, wurden Werte zwischen $0,2$ und $0,5 \text{ ng I-TE/m}^3$ gemessen.

Die zweite Anlage mit thermischer Nachverbrennung und Zyklonabscheider wies dagegen Werte $< 0,1 \text{ ng I-TE/m}^3$ auf. Untersuchungen an weiteren Anlagen sind vorgesehen.

Zementwerke

In Zementwerken ist ein Trend zum Einsatz von Ersatzbrennstoffen anstelle der Regelbrennstoffe zu verzeichnen, was zur Anwendung der 17. BImSchV führt. Im Vordergrund steht dabei der Einsatz von Altöl und auch Altreifen.

In umfangreichen Versuchen mit einem anteiligen Einsatz von Altöl bis zu 50 % der Feuerungswärmeleistung wurde die Unbedenklichkeit nachgewiesen. Um die Emissionen primärseitig zu beeinflussen, wurden Mindestanforderungen an die Qualität des Altöls (Obergrenzen PCB-, Blei- und Chloridgehalt, Untergrenze Heizwert) im Genehmigungsbescheid festgeschrieben.

Die ausgewiesenen Dioxin-Emissionen liegen unter $0,1 \text{ ng I-TE/m}^3$. Die Jahresfracht beläuft sich auf ca. $0,03 \text{ g I-TE/a}$.

Der Altöleinsatz ist im Vergleich zur Fahrweise ausschließlich mit Braunkohlenbrennstaub durch etwas geringere Dioxin-Emissionen gekennzeichnet. Der Direktbetrieb weist höhere Emissionen als der Verbundbetrieb der Drehrohröfen auf.

Krematorien

Erwartungsgemäß werden bei diesen Anlagen hohe Dioxin-Emissionskonzentrationen zwischen $0,4$ und $1,1 \text{ ng I-TE/m}^3$ gefunden. Aufgrund geringer Volumenströme liegen die jährlichen Emissionen hochgerechnet für die sieben in Sachsen-Anhalt in Betrieb befindlichen Krematorien bei ca. $0,03 \text{ g I-TE pro Jahr}$.

Anlagen zur Entsorgung von Munition

Die untersuchten Anlagen zur Delaborierung von Munition entsprechen den Anforderungen der 17. BImSchV.

Kleinf Feuerungsanlagen-Hausbrand

Im Bereich der Kleinf Feuerungsanlagen wurden Messungen an einem Kachelofen und einem Dauerbrandofen beim Einsatz mitteldeutscher und Lausitzer Braunkohlenbriketts durchgeführt.

Als Spezialfall wurde die mitteldeutsche Salzkohle untersucht, die vor 1990 als Brikettierkohle in größeren Mengen im Hausbrand eingesetzt wurde. Die Dioxin-Emissionen liegen für die Braunkohlenbriketts i.d.R. unter $0,05 \text{ ng I-TE/m}^3$, wobei die mitteldeutsche Kohle höhere Werte als die Lausitzer Kohle ausweist. Der Salzkohleeinsatz liefert Dioxin-Emissionen um $0,1 \text{ ng I-TE/m}^3 /36/$.

Bei einem Braunkohlenbrikettabsatz im Jahr 1993 in Sachsen-Anhalt von 1,1 Mio. Tonnen läßt sich aus einer Hochrechnung unter Berücksichtigung des heizwertbezogenen Emissionsfaktors für Dioxine von $0,03 \text{ mg I-TE/TJ}$ eine jährliche Dioxinfracht von etwa $0,7 \text{ g I-TE}$ aus dem Bereich Hausbrand abschätzen.

Der Beitrag ist insgesamt eher gering, wobei auf Grund geringer Ableithöhen durchaus relevante Immissionsbeiträge auftreten können.

Untersuchungen zu Dioxin- und Furanemissionen der PVC-Produktion

Schwerpunkt dieser Untersuchungen war es, das Entstehungspotential von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen im PVC-Prozeß abzuschätzen sowie deren Austrag in die Umwelt über alle Pfade zu analysieren.

Von großer Bedeutung für den Erfolg des Programms war die konstruktive Einstellung des Betreibers zur Mitarbeit an dieser Untersuchung. Zur Charakterisierung des Prozesses der VC-Herstellung wurden insgesamt 26 Analysen auf PCDD/F durch 2 Dioxinlabors durchgeführt.

Die Randbedingungen, unter denen die folgenden Ausführungen Gültigkeit haben, sind wichtig für die Interpretation der Ergebnisse.

Zunächst muß berücksichtigt werden, daß die Untersuchungen in der Zeit der Minderlastfahrweise durchgeführt wurden (10 - 15% der Nennkapazität). Die Proben sind also nur für diesen Zustand repräsentativ. Eine Hochrechnung auf den ehemaligen Vollastbetrieb ist nicht zulässig, weil sich die Verhältnisse nicht linear auf die höhere Kapazität übertragen lassen. Deshalb werden auch keine spezifischen Entstehungs- oder Austragspotentiale für Dioxine und Furane ausgewiesen.

Die Bilanzierungen sind unter der Prämisse zu sehen, daß es sich bei den Beprobungen um Einzelmessungen handelt.

Luftpfad:

Die gasförmigen und flüssigen Reststoffe der EDC- und VC-Produktion sowie die Rückstände der PVC-Produktion werden über die Rückstandsverbrennungsanlage unter Rückgewinnung von HCl verbrannt. Dieser thermische Prozeß war als potentielle Dioxin- und Furanquelle eingestuft worden und wurde deshalb im Rahmen einer behördlich angeordneten Emissionsmessung überprüft.

Die gemessenen Konzentrationen lagen weit unter dem gültigen Grenzwert der 17. BImSchV, im Mittel bei $0,006 \text{ ng I-TE/m}^3$.

Bei einem mittleren Volumenstrom von $2217 \text{ m}^3/\text{h}$ i.N.tr. und einer jährlichen Betriebszeit von 8144 h kommt es zu einer Emission von $108 \text{ } \mu\text{g I-TE/a}$.

Produktpfad:

Mit der in der Rückstandsverbrennungsanlage zurückgewonnenen Salzsäure werden geringe Mengen an Dioxinen und Furanen an Fremdadnehmer abgegeben.

Im Jahr 1993 wurden 871,5 t Säure (30%-ig) abgegeben. Die gemessene Dioxin- und Furankonzentration in der Kreislaufsäure betrug $5,7 \text{ ng I-TE/kg m}_T$. Damit ergibt sich ein

Dioxin- und Furanaustrag aus der Anlage von 4,97 mg I-TE/a. Diese Säure wird vollständig in die Chlor-Alkalielektrolyse zurückgeführt.

Reststoffpfad:

Die festen Reststoffe fallen an verschiedenen Stellen in der Produktionsanlage (z.B. Filter, Reinigungsrückstände) an. Aus den Einzelmengen der Reststoffe der verschiedenen Anfallorte und den dazugehörigen Dioxin- und Furankonzentrationen wurde ein gewichtetes Mittel für die Dioxin- und Furanbelastung der festen Reststoffe von 515,3 ng I-TE/kg m_T berechnet. Mit einer jährlich anfallenden Menge von 5 200 kg fester Reststoffe werden demzufolge 2,68 mg I-TE/a auf die betriebseigene Deponie verbracht.

Wasserpfad:

Die Abschätzung der Dioxin- und Furanmengen, die mit dem Abwasser aus der Anlage (vor zentraler Kläranlage) ausgetragen werden, basiert auf den Analysen des Schlammes in der Abwassersammelgrube, dem Schwebstoffgehalt des abfließenden Abwassers und der Abwassermenge. Mit der jährlich anfallenden Abwassermenge von 108 000 m³ mit einer Feststoffkonzentration von 0,005 g/l und einer mittleren Dioxin- und Furanbelastung des Schlammes von 14 000 ng I-TE/kg m_T verlassen somit 7,56 mg I-TE/a die Anlage. Hinzu kommen die Dioxin- und Furanmengen der über den Abwasserpfad entsorgten Dünnsäure der Rückstandsverbrennungsanlage.

Bei einem jährlichen Anfall von 2 427 t und einer Konzentration von 5,7 ng I-TE/kg m_T ergeben sich zusätzlich 13,83 mg I-TE/a.

Bei dieser Betrachtung muß aber berücksichtigt werden, daß diese Mengen nicht unmittelbar als Abwasser abgegeben werden, sondern das Abwasser in der zentralen Abwasseraufbereitungsanlage gereinigt wird. Der weitaus größte Teil dieser Schadstoffe wird dann mit dem Klärschlamm der zentralen Abwasserreinigung auf der betriebseigenen Deponie abgelagert.

Eine Weiterverfolgung der Dioxin- und Furanmengen der EDC- und VC-Produktion nach der zentralen Abwasserreinigung im Wasserpfad und im Klärschlamm ist sehr schwierig, da das gesamte Abwasser des Unternehmens in dieser Abwasserbehandlungsanlage gereinigt wird und eine eindeutige Zuordnung der analytischen Befunde nicht möglich ist.

Der gesamte Dioxin- und Furanaustrag über die Anlagengrenzen hinweg beträgt für den untersuchten Anlagenzustand und die gegebene Anlagenkonfiguration 29,15 mg I-TE/a, wobei ein großer Teil dieser Mengen auf der Deponie verwahrt wird und somit die Umwelt nicht unmittelbar belastet.

Anlagenvergleich

Von den 23 untersuchten Anlagen ist an 7 Anlagen der vergleichbare Emissionsgrenzwert der 17. BImSchV für Dioxine/Furane von 0,1 ng I-TE/m³ überschritten.

Vergleicht man die Massenströme der Anlagen mit dem Dioxinmassenstrom einer modernen Hausmüllverbrennungsanlage von 0,01 mg I-TE/h so zeigt sich, daß bei 4 Anlagen im Bereich der Aufbereitung von Sekundärkupfer bzw. -aluminium dieser z.T. erheblich überschritten wird.

An diesen Anlagen sind inzwischen zum Teil Sanierungsmaßnahmen in Form von Einsatzstoffbeschränkungen und/oder Maßnahmen zur Abgasreinigung eingeleitet worden. Meßergebnisse werden in Kürze vorliegen.

Weitere Messungen an Anlagen

Im Rahmen des Dioxin-Meßprogrammes sind weitere Messungen an braunkohlegefeuerten Dampferzeugern, Räucheranlagen, weiteren Holzfeuerungsanlagen, Asphaltmischanlagen, Ziegelwerken beim Einsatz von Porosierungsmitteln und weiteren Anlagen im Bereich der Nichteisenmetallurgie vorgesehen.

Damit soll der Kenntnisstand zu möglichen Dioxinemittenten weiter verbessert und abgesichert werden.

Dioxinmissionen im Bereich Verkehr

Verkehrsbedingte Emissionen beinhalten u.a. auch in geringen Mengen polyhalogenierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane. Demzufolge hat vor allem in der Vergangenheit der Straßenverkehr mit zur ubiquitären Verteilung von Dioxinen und Furanen geführt.

Als Hauptquelle für den Eintrag von Chlor- und Bromverbindungen in den motorischen Verbrennungsprozeß wurden in der Vergangenheit die Scavenger im verbleiten Benzin identifiziert. Weitere Eintragspfade mit weitaus geringerer Bedeutung für die Bildung chlor- und bromhaltiger Dioxine und Furane werden im Halogengehalt der Motorenöle bzw. in der angesaugten Verbrennungsluft gesehen. Im wesentlichen geht man dabei von einer Neubildung der Dioxine und Furane im Verbrennungsmotor aus.

Bei den Dioxin- und Furanmissionen des Straßenverkehrs handelt es sich überwiegend um bromierte und gemischt halogenierte Verbindungen (Brom, Chlor), über deren Wirkungspotentiale bisher sehr wenig bekannt ist. Bei der Verwendung von brom- und chlorhaltigen Kraftstoffzusätzen ist die Bildung von über 5 000 Isomeren möglich. Dies charakterisiert einerseits die analytischen Probleme und andererseits die Schwierigkeiten bei der toxikologischen Bewertung.

Generell gibt es nur sehr wenige Veröffentlichungen, in denen Ergebnisse zur Ermittlung von Emissionsmassenströmen oder -konzentrationen auf dem Gebiet des Straßenverkehrs dargestellt werden. Repräsentative belastbare Emissionsfaktoren für diese Schadstoffgruppe existieren für den Straßenverkehr bisher nicht. Die veröffentlichten Ergebnisse basieren zumeist auf Untersuchungen an einzelnen Fahrzeugen bzw. Motoren unter bestimmten Testbedingungen und sind nicht geeignet, das Emissionsverhalten der Pkw- bzw. Nfz-Flotte richtig zu beschreiben. Die Aussagekraft derartiger Ergebnisse geht nicht über die annähernd richtige Beschreibung der zu erwartenden Größenordnung an Emissionen hinaus. Ein weiterer Informationsgewinn, allerdings ebenfalls mit eingeschränkter Aussagekraft, ist der Vergleich der einzelnen Motorarten (Ottomotor, Pkw-Diesel- bzw. Nfz-Dieselmotor) bzw. der eingesetzten Kraftstoffe untereinander. Besonders unsicher sind Vergleiche, wenn internationale Toxizitätsäquivalente berechnet werden, da gesicherte Angaben über das Wirkungspotential der gemischt halogenierten Dioxine und Furane und bromierten Dioxine und Furane nur für Einzelsubstanzen existieren.

Gesichert ist die Aussage, daß die Emissionen von Dioxinen und Furanen aus dem Straßenverkehrsbereich auch zukünftig weiter abnehmen werden. Die stärkste Emissionsminderung wurde mit dem Verbot von Scavengern im verbleiten Benzin in Deutschland seit 1992 erreicht. Nach Angaben der Mineralölindustrie /41/ wurden in Deutschland ab Mitte 1991 keine Scavenger mehr in Kraftstoffen eingesetzt. Zusätzlich nimmt der Marktanteil verbleiten Benzins weiterhin ab. Wenn sich die jetzige Entwicklung fortsetzt, so kann davon ausgegangen werden, daß der Absatz verbleiten Benzins in Deutschland zur Jahrtausendwende auf 0 % Marktanteil zurückgeht.

Die Entwicklung moderner Motoren und das Angebot von Kraftstoffen mit entsprechender Klopfestigkeit (Super Plus) ermöglichen den Verzicht auf verbleites Benzin. Der Betrieb von Katalysatorfahrzeugen setzt generell unverbleiten Kraftstoff voraus. Mit dem stetigen Anstieg des Anteils von Katalysatorfahrzeugen in der Pkw-Flotte werden sich die Emissionsverhältnisse bezüglich der Dioxin- und Furanmissionen weiter verbessern. Nach /42/ emittiert ein Pkw mit regeltem Katalysator, bewertet nach TE (BGA) auf der Basis verbrauchsbezogener Emissionsfaktoren, nur knapp 3 % der Schadstoffe im Vergleich zu einem Fahrzeug, das mit verbleitem Benzin (scavengerhaltig) betrieben wurde. Die Emissionen eines Dieselfahrzeuges liegen entsprechend den Untersuchungsergebnissen etwa in der gleichen Größenordnung wie die der Katalysatorfahrzeuge.

Werden die Gesamtmengen an Dioxinen und Furanen betrachtet, dann emittiert ein Fahrzeug, das mit scavengerhaltigem Benzin betrieben wird, um drei Größenordnungen mehr Dioxine und Furane, als ein Fahrzeug mit regeltem Katalysator und bleifreiem Benzin /42/. Bei Fahrzeugen ohne Katalysator, die mit bleifreiem Kraftstoff betrieben werden, beträgt der Unterschied zum scavengerhaltigen Kraftstoff etwa zwei Größenordnungen /14,42/.

Die toxikologisch als besonders kritisch angesehenen tetrahalogenierten Verbindungen dieser Schadstoffe machen jedoch in der Gesamtsumme der Dioxine und Furane beim Verbrennungsmotor nur einen geringen Teil aus.

Auf der Basis der bisher diskutierten Ergebnisse wurden für die Untersuchungsgebiete 10 und 9 (UG 10, UG 9) des Landes Sachsen-Anhalt grobe Hochrechnungen, allerdings mit unterschiedlichen Annahmen, vorgenommen.

Im Untersuchungsgebiet 10 wurden im Bezugsjahr 1992 für den gesamten Kfz-Verkehr unter der Annahme, daß im gesamten Jahr entsprechend dem Anteil bleihaltigen Benzins noch scavengerhaltiges Benzin eingesetzt wurde, 12 mg TE-BGA/a ermittelt. Die tatsächlichen Verhältnisse werden damit sicherlich überschätzt /43/.

Im Untersuchungsgebiet 9 wurden nur für den Pkw-Verkehr, allerdings mit wesentlich höheren Fahrleistungen, ebenfalls 12 mg TE-BGA/a für das Bezugsjahr 1993 abgeschätzt /44/.

In Anbetracht der Unsicherheit der Ergebnisse liegt lediglich der Schluß nahe, daß die Emissionen an Dioxinen und Furanen aus dem Straßenverkehrsbereich im Land Sachsen-Anhalt deutlich unterhalb 500 mg TE-BGA/a liegen und die Tendenz zunächst weiterhin fallend ist.

Eine Umkehr dieser Trendentwicklung ist allerdings dann möglich, wenn der Effekt der Aussonderung älterer Fahrzeuge nicht mehr so stark zum Tragen kommt und die Fahrleistungen weiterhin stark zunehmen.

Jährliche Dioxinmissionen in Sachsen-Anhalt aus Industrie, Hausbrand und Verkehr

Unter Berücksichtigung der Meßergebnisse, der Anlagenanzahl des jeweiligen Anlagentyps, der jährlichen Auslastung oder des Verbrauchs an Brennstoffen lassen sich unter Berücksichtigung der bisherigen Meßergebnisse aus heutiger Sicht in etwa folgende jährliche Dioxinmissionen für Sachsen-Anhalt abschätzen:

| | |
|--|---|
| Hausbrand | Erhebung im Untersuchungsgebiet 10 für 1992 ca. 130 mg I-TE/a Erhebung im Untersuchungsgebiet 9 für 1994 ca. 300 mg I-TE/a Abschätzung aus Kohleverbrauch im Hausbrandsektor 1993 für Sachsen-Anhalt gesamt ca. 700 mg I-TE/a |
| Genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen (ca. 590 kohlegefeuerte Anlagen 1992) | ca. 430 mg I-TE/a |
| Zementindustrie | ca. 35 mg I-TE/a |
| Krematorien | ca. 30 mg I-TE/a |
| Kupolöfen | ca. 40 mg I-TE/a |
| Kupfer-/Alusmelzen | ca. 15500 mg I-TE/a |
| Verkehr | ca. 500 mg I-TE/a |
| PVC-Produktion | ca. 0,1mg I-TE/a |
| Sonderabfallverbrennungsanlage | ca. 100 mg I-TE/a* |
| Hausmüllverbrennungsanlage | ca. 40...60 mg I-TE/a* |

* Die Angaben zu den Abfallverbrennungsanlagen dienen nur einem Vergleich, da in Sachsen-Anhalt solche Anlagen nicht existieren.

Die jährlichen Dioxinmissionen über den Luftpfad dürften für Sachsen-Anhalt im Bereich Industrie, Hausbrand und Verkehr somit um ca. 20 g I-TE/a liegen.

Die Tendenz zeigt, daß in diesem Bereich der Primärdioxineintrag mit der Umsetzung der Altanlagenanierung bis 30.06.96 durch die Brennstoffumstellung im Hausbrand und das Scavangerverbot für Kraftstoffe sowie die Ablösung alter Kfz durch Katalysatorfahrzeuge mit Sicherheit abnehmend ist.

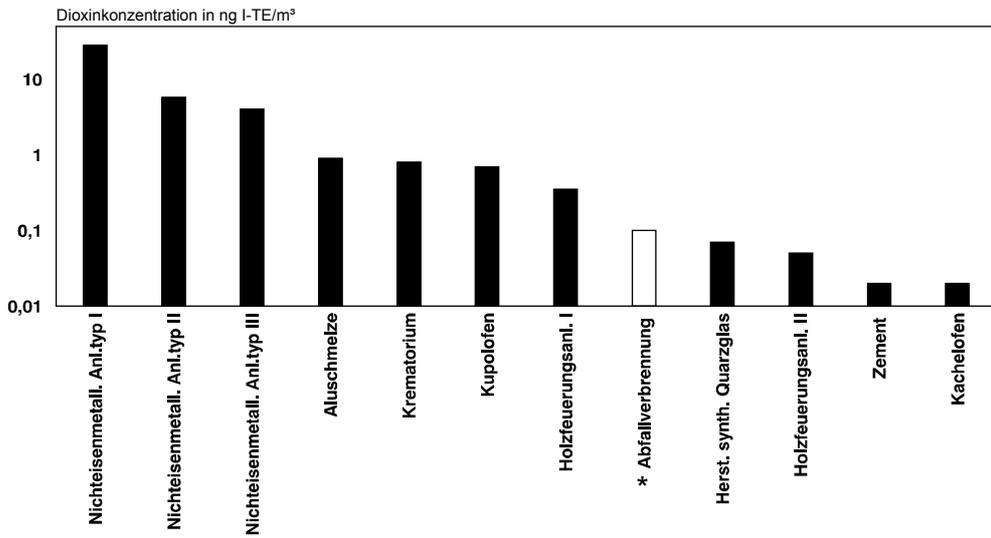


Abbildung 4: Anlagenbezogene Dioxinmissionen

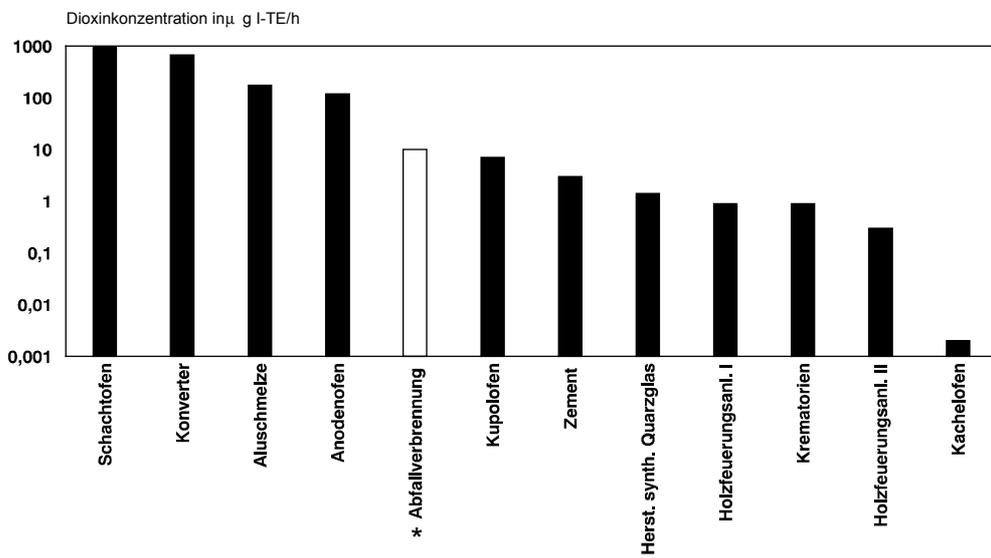


Abbildung 5: Anlagenbezogene Dioxinmassenströme

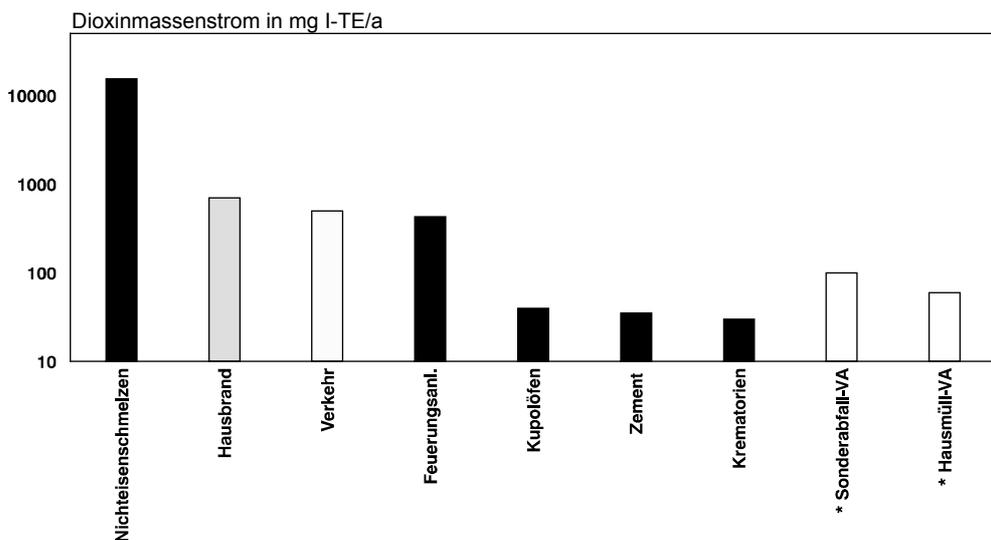


Abbildung 6: Jährliche Dioxinmassenströme im Land Sachsen-Anhalt

* Diese Angaben dienen lediglich einem Vergleich, da in Sachsen-Anhalt keine Abfallverbrennungsanlagen existieren.

3.2 Untersuchung von Immissionen und Depositionen

–

Da es sich bei den Untersuchungen von Dioxinimmissionen und -depositionen (Staubniederschlag) um sehr umfangreiche, technisch komplizierte und auch finanziell sehr aufwendige Verfahren (Probenahme, Aufschluß der Proben, Analyse) handelt, sind routinemäßige Messungen nicht möglich.

Demzufolge liegen auch keine räumlich dichten oder kontinuierlichen Meßergebnisse und auch keine Zeitreihen vor, wie sie bei anderen Luftschadstoffen üblich sind. Im folgenden sind die Ergebnisse bisher vorgenommener Einzeluntersuchungen dargestellt.

Schwebstaubmessungen 1994/95 in Halle (Saale)

Zur orientierenden Überprüfung der Konzentrationen an polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (PCDD/PCDF) wurden an zwei Meßstellen jeweils zwei Stichprobenuntersuchungen im Sommer (20.-23.09. und 23.-26.09.1994) und im Winter (10.-13.02. und 13.-16.02.1995) durchgeführt. Die Probenahme und Analytik erfolgten weitgehend nach dem Entwurf VDI 3498 Blatt 1. Eine Meßstelle lag am Westrand des Stadtkerns (Hygieneinstitut, Burgstraße) im Abstand von 8 m zu einer stark befahrenen Straße. Nach Westen erstreckt sich ein Parkgelände. Die zweite Meßstelle befand sich im Zentrum der Stadt auf dem Gelände der Franckeschen Stiftungen (Jugendwerkstatt "Bauhof"), das nur beschränkt mit Kraftfahrzeugen befahren wird. Die Tabelle 8 gibt eine Zusammenfassung der Meßergebnisse.

Tabelle 8: Ergebnisse der Schwebstaubmessung auf PCDD/F

| Nr. | Meßstelle | Probenahme | PCDD/F-Konzentration in fg I-TE/m ³ |
|-----|------------------------|----------------|--|
| 1 | Burgstraße | 20.-23.09.1994 | 76,2 |
| 2 | Burgstraße | 23.-26.09.1994 | 73,5 |
| 3 | Franckesche Stiftungen | 20.-23.09.1994 | 95,7 |
| 4 | Franckesche Stiftungen | 23.-26.09.1994 | 60,8 |
| 5 | Burgstraße | 10.-13.02.1995 | 63,0 |
| 6 | Burgstraße | 13.-16.02.1995 | 37,0 |
| 7 | Franckesche Stiftungen | 10.-13.02.1995 | 82,0 |
| 8 | Franckesche Stiftungen | 13.-16.02.1995 | 52,0 |

Im Bericht des Unterausschusses "Wirkungsfragen" des Länderausschusses Immissionsschutz (LAI) vom 18.04.1994 wird ein Zielwert von 150 fg I-TE/m³ vorgeschlagen /7/. Der genannte Zielwert ist so bemessen, daß er ohne gesundheitliche Gefährdung vorübergehend auch überschritten werden kann. Im übrigen ist die inhalative Aufnahme von PCDD und PCDF im Vergleich zur oralen Aufnahme nur von untergeordneter Bedeutung.

In einer LAI-Studie von 1992 über die "Beurteilungsmaßstäbe zur Begrenzung des Krebsrisikos durch Luftverunreinigungen" wurden u.a. Beurteilungswerte für sieben krebserzeugende Stoffe bei einem Gesamtrisiko von 1 : 2500 angegeben. Darin wird von den über 200 Verbindungen von PCDD und PCDF nur das 2,3,7,8-TCDD, das sogenannte Seveso-Dioxin, als krebserzeugende Substanz allein und nicht stellvertretend für die Summe aller PCDD/PCDF betrachtet. Dieser Beurteilungswert für das 2,3,7,8-TCDD wird mit 16 fg/m³ vorgeschlagen.

Das inhalative Krebsrisiko ist auch nach Ansicht der LAI-Arbeitsgruppe von den sieben beurteilten Stoffen am niedrigsten einzustufen. Der Risikoanteil wird mit 0,01 % angegeben, wobei das Gesamtrisiko aller sieben beurteilten Einzelstoffe auf 70 % festgelegt wurde.

Beim Vergleich der Analyseergebnisse mit dem Ziel- bzw. Beurteilungswert ist eine deutliche Unterschreitung dieser Werte zu erkennen. Der Zielwert von 150 fg I-TE/m³ wird nur zu 23 % bis 64 % erreicht.

Die Ergebnisse der Meßstelle Franckesche Stiftungen sind gegenüber denen der Meßstelle Burgstraße etwas erhöht. Die Hauptursache ist in der zentralen Lage der Franckeschen Stiftungen gegenüber der Randlage der Burgstraße zu sehen. Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß im vorliegenden Fall der Kfz-Verkehr am straßennahen Meßpunkt Burgstraße nicht zu erhöhten PCDD/PCDF-Konzentrationen geführt hat.

Bei der Betrachtung der Witterungsbedingungen (Daten des Agrarmeteorologischen Versuchsfeldes Zöberitz bei Halle) an den Meßtagen fallen relativ seltene Windrichtungen zu beiden Meßperioden auf, d.h. im September 1994 dominierten Winde aus nördlichen und im Februar 1995 aus südlichen Richtungen, was für die jeweilige Jahreszeit eher untypisch ist. Hier waren überdurchschnittliche Windgeschwindigkeiten von 4,7 m/s (Mittel über 7 Tage) zu verzeichnen. Im September betrug die mittlere Windgeschwindigkeit nur 2,7 m/s. Auch die Temperaturen waren zumindest für den Februar untypisch und sind mit 5,9 °C als 7-Tagesmittel als relativ hoch einzuordnen. Niederschläge fielen nur im Februar. Somit ist es nicht verwunderlich, daß im Februar kaum gravierende Unterschiede zum September bei den PCDD/PCDF-Konzentrationen zu verzeichnen sind. Daß sie im September (Temperatur 12,9 °C) sogar höher liegen als im Februar, kann auf die Niederschlagstätigkeit und die höheren Windgeschwindigkeiten im Februar zurückzuführen sein.

In der Abbildung 7 sind die Kongenerenverteilungen der Staubniederschlagsproben dargestellt. Auch hier können keine Unterschiede nachgewiesen werden.

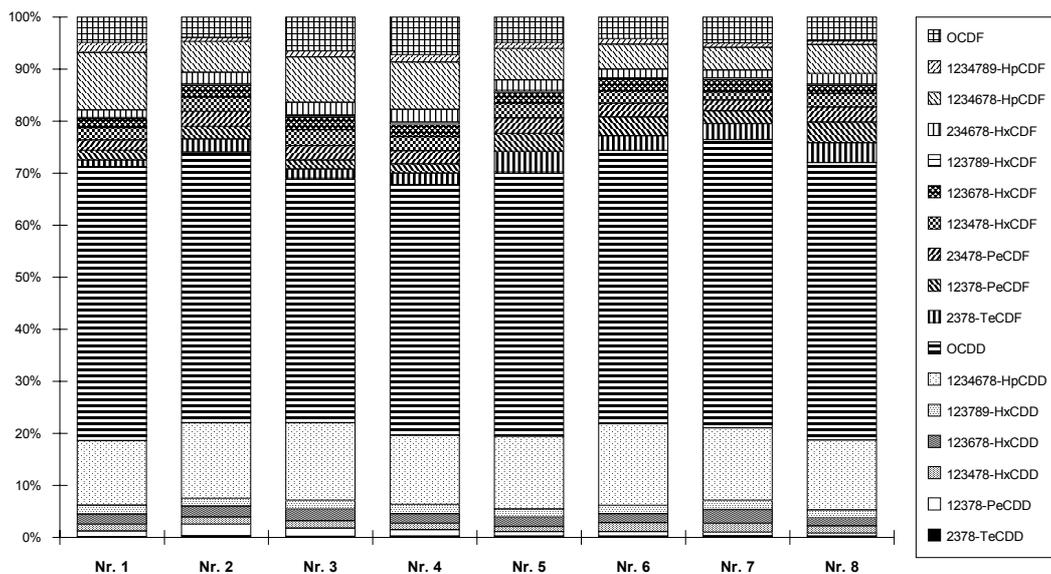


Abbildung 7: Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen der Staubniederschlagsproben an verschiedenen Meßstellen in Halle

Depositionsmessungen der 70er Jahre im ehemaligen Bezirk Halle

Durch das ehemalige Bezirkshygieneinstitut Halle wurden Staubniederschlagsmessungen mit Bergerhoff-Geräten unter Verwendung von Auffangflüssigkeiten und anschließender Trennung in löslichen und unlöslichen Staub durchgeführt. 6 ausgewählte Proben der gesammelten unlöslichen Staubanteile aus dem Zeitraum von etwa 1970 - 80 wurden auf PCDD und PCDF analysiert. Eine genaue zeitliche Zuordnung der Staubproben ist nicht mehr möglich, da die Stäube getrennt nach Meßstellen über mehrere Jahre in verschlossenen Pulverflaschen gesammelt wurden. Die Gehalte und die Niederschlagsanteile an PCDD/PCDF verteilen sich auf die Meßstellen wie folgt:

Tabelle 8: Dioxinkonzentrationen in Depositionen aus den 70er Jahren

| Meßstelle | mittlerer Staubniederschlag (unlöslicher Anteil) in g/m ² d | PCDD/F-Konzentrationen | |
|--------------|---|-------------------------------|---|
| | | ng I-TE/kg Trockensubstanz | pg I-TE/m ² d Staubniederschlag |
| Zschornewitz | 4,0 | 6 | 24 |
| Halle | 0,5 | 127 | 64 |
| Großkayna | 1,0 | 120 | 120 |
| Helbra | 0,5 | 288 | 144 |
| Hettstedt | 0,5 | 328 | 164 |
| Thale | 0,3 | 42 | 13 |

Auffallend ist der wesentlich niedrigere I-TE-Wert am durch Staubniederschlag hochbelasteten Meßpunkt Zschornewitz im Vergleich zu den entsprechenden Werten an den anderen Meßpunkten. Offensichtlich ist unter den Bedingungen der Kohleverbrennung in Kraftwerkskesseln die Bildung von PCDD/PCDF im Verhältnis zu kleineren Heizungsanlagen und zu Anlagen der Buntmetallurgie wesentlich geringer. Unter dem Vorbehalt, daß die Staubproben etwa 20-30 Jahre alt sind und infolge der Vermischung von Monatsproben über etwa 10 Jahre nur eine grobe Abschätzung der Niederschlagsanteile von PCDD/PCDF zulassen, hat ein Vergleich mit den vom UA "Wirkungsfragen" des LAI empfohlenen Immissionswerten von 15 bzw. 30 pg I-TE/m²d lediglich orientierenden Charakter ///. Dennoch ist anzunehmen, daß die heutigen Begrenzungsempfehlungen für PCDD/PCDF im Staubniederschlag in den Großstädten, in den Industriegebieten und besonders an den Standorten der Buntmetallurgie der DDR in den 70er Jahren teilweise etwa um das 10- bis 20-fache überschritten wurden.

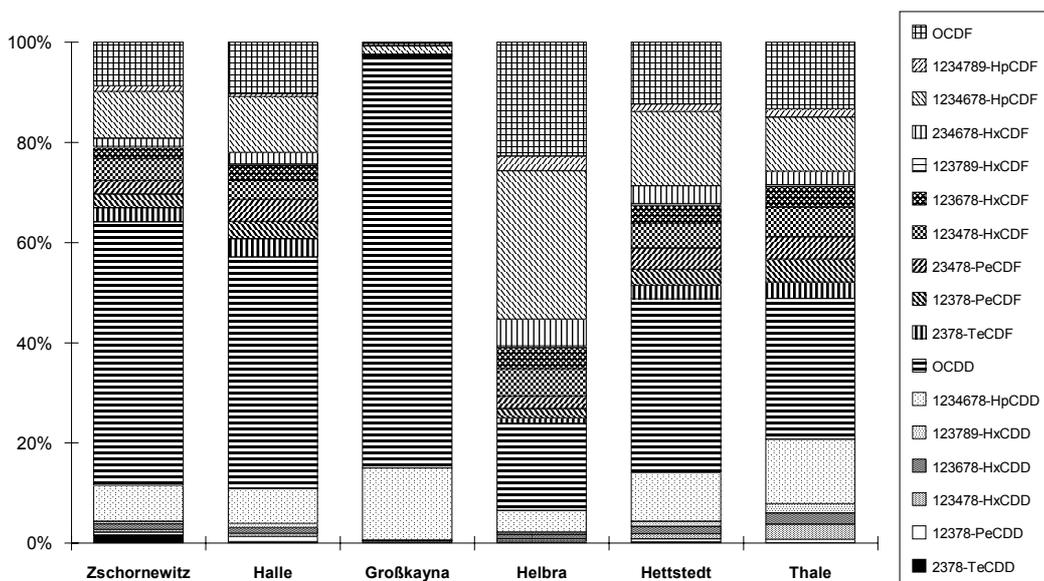


Abbildung 8: Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen der Staubniederschlagsproben aus den 70er Jahren

Depositionsmessungen 1993/94 in Könderitz, Zeitz, Weißenfels und Städten

In den Jahren 1993/94 wurden an 4 Meßpunkten im UG 10 Depositionsmessungen mit "bulk"-Sammlern des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle durchgeführt. Die Depositionsraten bzw. die in I-TE ausgedrückten Summenwerte an den 4 beprobten Standorten sind im Interesse einer übersichtlichen Darstellung der Ergebnisse in einer Tabelle 9 zusammengefaßt.

Tabelle 9: Depositionsraten der PCDD/F an verschiedenen Standorten im UG10

| Standort Könderitz | | | | | | |
|--------------------------------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|------------|
| | Juli/Aug. | Aug./Sept. | Okt./Nov. | Nov./Dez. | Dez./Jan. | Febr./März |
| pg/m ² d | 72,68 | 38,34 | 301,6 | 1169,74 | 215,66 | 874,65 |
| pg I-TE/m ² d | 0,36 | 0,55 | 5,64 | 25,46 | 4,74 | 10,33 |
| pgTE(BGA)/ m ² d | 0,4 | 0,51 | 4,66 | 27,66 | 4,35 | 11,54 |

| Standort Zeitz | | | | | |
|--------------------------------|----------|-----------|------------|------------|-----------|
| | Mai/Juni | Juli/Aug. | Aug./Sept. | Sept./Okt. | Okt./Nov. |
| pg/m ² d | 369,9 | 336,86 | 400,34 | 1222,49 | 334,13 |
| pg I-TE/m ² d | 5,67 | 6,75 | 8,88 | 21,52 | 5,93 |
| pgTE(BGA)/ m ² d | 4,26 | 4,82 | 5,67 | 15,75 | 5,37 |

| Standort Weißenfels | | | | | |
|---------------------|--|--|--|--|--|
|---------------------|--|--|--|--|--|

| | Mai/ Juni | Juni/ Juli | Juli/ Aug. | Aug./ Sept. | Okt./ Nov. | Nov./ Dez. | Dez./ Jan. | Febr./ März |
|--------------------------------|--------------|---------------|---------------|----------------|---------------|---------------|---------------|----------------|
| pg/m ² d | 78,84 | 10,7 | 31,06 | 89,1 | 425,62 | 486,32 | 147,63 | 750,7 |
| pg I-TE/m ² d | 1,11 | 0,03 | 0,58 | 1,38 | 9,05 | 12,88 | 3,05 | 24,1 |
| pgTE(BGA)/ m ² d | 0,9 | 0,03 | 0,54 | 1,09 | 7,2 | 12,57 | 3,02 | 16,48 |

| Standort Städten | | | | | |
|--------------------------------|----------|-----------|------------|-----------|------------|
| | Mai/Juni | Juli/Aug. | Aug./Sept. | Dez./Jan. | Febr./März |
| pg/m ² d | 22,16 | 34,49 | 29,28 | 129,26 | 554,34 |
| pg I-TE/m ² d | 0,43 | 0,33 | 0,39 | 2,7 | 11,65 |
| pgTE(BGA)/ m ² d | 0,4 | 0,25 | 0,36 | 2,35 | 10,62 |

Vergleicht man die Werte miteinander, so fällt zunächst auf, daß die Depositionsraten relativ starken Schwankungen unterworfen sind. Dies darf insofern nicht weiter verwundern, als daß die Deposition außer von der Emissionssituation auch von diskontinuierlich auftretenden meteorologischen Faktoren abhängig ist, z.B.

- Windrichtung und -stärke,
- verschieden intensive vertikale Durchmischung der Atmosphäre (Auftreten von austauscharmen Wetterlagen insbesondere im Winter),
- unterschiedlich intensive Sonneneinstrahlung.

Diese Faktoren beeinflussen den photochemischen Dioxinabbau sowie die Ausbreitungsbedingungen und die atmosphärischen Selbstreinigungsprozesse für Staub, deren Zusammenwirken letztendlich mitbestimmend für die Deposition ist. Aus diesen Argumenten heraus wird auch der in der Abbildung 9 gezeigte jahreszeitliche Gang der Deposition verständlich. Die Depositionsraten sind linear verschoben übereinander dargestellt.

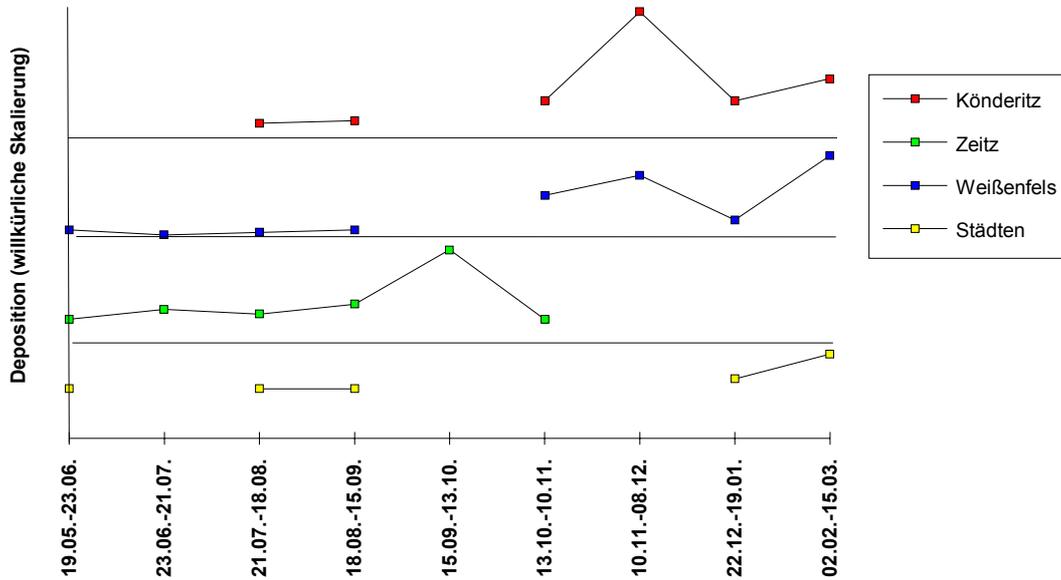


Abbildung 9: Jahreszeitlicher Gang der PCDD/F-Depositionsraten 1993/94

Unterzieht man die erwähnten Schwankungen einer tiefergehenden Betrachtung, so wird deutlich, daß die jahreszeitlichen Differenzen i.a. größer sind als die Schwankungen zwischen den Standorten.

Faßt man die Ergebnisse einer Literaturrecherche zusammen, so kann festgestellt werden, daß die veröffentlichten Werte in einem Bereich von $< 1 \text{ pg I-TE/m}^2\text{d}$ bis $200 \text{ pg I-TE/m}^2\text{d}$ variieren. Durchschnittliche Depositionsraten wurden zu 10 bis $30 \text{ I-TE/m}^2\text{d}$ berechnet /45/. Setzt man die für Könderitz, Zeitz, Weißenfels und Städten bestimmten Werte in Relation dazu, so liegen diese im unteren Bereich der aus der Literatur bekannten Depositionsraten. Eine durchschnittliche Depositionsraten wurde nicht berechnet. Der zur Verfügung stehende Datensatz ist dafür zu klein, die Schwankungen der Einzelwerte hingegen sind zu groß. Ein Vergleich zwischen den einzelnen Standorten auf der Basis von durchschnittlichen Depositionsraten ist deshalb nicht möglich.

Trotz der zutreffenden Einschränkungen lassen sich zusammenfassend die folgenden Ergebnisse und Tendenzen ableiten:

- Die PCDD/F-Depositionsraten nehmen an keinem der untersuchten Standorte und zu keinem Zeitpunkt abnorm hohe Werte an, sie sind im Vergleich zu Literaturdaten eher als relativ gering anzusehen.
- Die Depositionsraten sind in den Wintermonaten größer als im Sommer.
- Die jahreszeitlichen Schwankungen der Depositionsraten sind größer als die entsprechenden Standortschwankungen.

Depositionsmessungen 1993 auf dem Gelände und in der Nachbarschaft eines Industriebetriebes in Bitterfeld

Zur Überwachung der Auswirkung von Abriß- und Erdarbeiten in einem Bitterfelder Industriebetrieb wurden im Abstand von ca. 600 bzw. 700 m im Lee der potentiellen Staubquelle an 2 Meßstellen (Wohngebiet und Grenze des Betriebsgeländes) Staubbiederschlagsmessungen für die Bestimmung von PCDD/PCDF in den Monaten August, September und Oktober 1993 durchgeführt. Dazu wurden jeweils 4 Bergerhoff-Sammler verwendet.

Die an den beiden Meßstellen ermittelten Dioxin/Furan-Gehalte im Staubbiederschlag betragen an der Meßstelle "Wohngebiet" 91,3 bis 150 pg I-TE/m²d und an der Grenze des Betriebsgeländes 24,1 bis 39,7 pg I-TE/m²d, wobei die an der Meßstelle "Wohngebiet" gemessenen Werte auffallend höher als die an der Meßstelle "Betriebsgelände" sind und im Einzelfall sogar die in Nordrhein-Westfalen (Dioxinbericht 1993) im städtischen Bereich ermittelten Befunde überschreiten /46/. Diese Besonderheit kann auch durch Windrichtungsanalysen nicht erklärt werden.

Depositionsmessungen 1995 in Halle und auf dem Gelände eines Industriebetriebes im Kreis Merseburg/Querfurt

Im Anschluß an Bodenuntersuchungen auf PCDD/PCDF an ausgewählten Standorten in Sachsen-Anhalt wurden an 2 Probenentnahmestellen für diese Bodenuntersuchungen dreimonatige Staubbiederschläge zur anschließenden Analyse gesammelt. Die Sammelphasen verteilten sich auf 3 Zeitabschnitte (18.01. - 22.02., 22.02. - 23.03. und 23.04. - 24.04.1995). Es wurden jeweils 4 Bergerhoff-Sammler nach VDI 2119 Blatt 2 an den Meßstellen Halle, Reideburger Str. 47/49, Meßfeld des LAU und auf dem Gelände eines Industriebetriebes im Kreis Merseburg/Querfurt aufgestellt. Die Vorbereitung der Proben für die Analyse erfolgte nach einer Vorschrift des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, wobei die jeweils 4 Proben der 3 Expositionen für eine Analyse zusammengefaßt wurden.

Die in den Niederschlägen enthaltenen PCDD/F-Mengen ergaben für die Meßstelle Halle 19 I-TE pg/m²d und für die Meßstelle auf dem Gelände des Industriebetriebes 111 I-TEpg/m²d. Diese Werte entsprechen den Angaben aus Nordrhein-Westfalen (Dioxinbericht 1993), nach denen im städtischen Bereich entsprechende Werte von 10 - 90 I-TE pg/m²d und im Emittentennahbereich Werte bis 1.300 I-TE pg/m²d gemessen wurden /45/.

Es ist anzunehmen, daß der letzte Wert wesentlich durch Sekundärstaubentwicklung beeinflußt wurde, da nach derzeitiger Kenntnis des LAU keine Emissionsquellen mit relevanten PCDD/F-Gehalten mehr vorhanden sind.

3.3 Untersuchung von Brandfällen

–

Am 15. Mai 1993 brannte in Halle/Saale ein Auslieferungslager mit etwa 100 t Kunststoffteilen ab, davon etwa 45 t PVC. Die Bildung von Dioxinen und Furanen kann insbesondere bei PVC-Bränden nicht ausgeschlossen werden. Nicht zuletzt durch den Großbrand eines Kunststofflagers (ca. 500 t PVC) am 04. Oktober 1992 in Lengerich (NRW) ist bekannt, daß sich die PCDD/F vor allem im Brandruß nachweisen lassen. Nach ersten spekulativen Äußerungen über den Dioxineintrag zeigten die nachfolgenden sehr umfangreichen Untersuchungen, daß keine nennenswerten zusätzlichen Belastungen der verschiedenen Umweltmedien durch die PCDD/F eingetreten sind /47/.

Die Untersuchung von 3 in der Brandnacht vom 15./16. Mai genommenen Bodenproben ergab, daß in einer Probe 25 ng TE-BGA/kg m_T, in den anderen beiden Proben 0,135 bzw. 0,21 ng TE-BGA/kg m_T gefunden wurden. Während die zuletzt genannten Proben mit niedrigen PCDD/F-Werten innerhalb der Rauchfahne lagen, handelt es sich bei der anderen Probe um die Vergleichsprobe außerhalb der Rauchfahne. Diese wurde an einem Bahndamm genommen und gibt offensichtlich dessen Grundbelastung wieder.

Auf der Grundlage dieser ersten Ergebnisse wurden weitere Bodenproben in der Umgebung, sowie eine Pflanzenprobe auf PCDD/F untersucht. In diese Untersuchungen wurden Proben des Brandmaterials mit einbezogen. Von den 11 entnommenen Bodenproben hatten sechs sehr geringe Werte ("n.n." d.h. "nicht nachweisbar"), weitere 3 enthielten bis maximal 3,67 ng TE-BGA/kg m_T. Höhere Werte von 15,7 bzw. 11,9 TE-BGA/kg m_T wurden in einem Kindergarten in Gegenrichtung zur Rauchfahne bzw. auf dem Gelände des Nachbarbetriebes seitlich zur Rauchfahne gemessen und stammen aus Vorbelastungen. Die Tabelle 11 gibt einen Überblick der analysierten Proben.

Tabelle 11: Dioxinkonzentrationen in den im Zusammenhang mit dem Brand untersuchten Proben

| Probenart | Anzahl | PCDD/F-Gehalte in ng TE-BGA/kg m _T |
|----------------|--------|---|
| Bodenproben | 14 | 0,135 - 25,0 |
| Pflanzenproben | 4 | 0,27 - 0,92 |
| Brandproben | 5 | 12,7 - 15,5 |

Einzelne Bodenproben haben im Vergleich zu den Brandproben höhere PCDD/F-Gehalte. Ein Vergleich der Kongenerenverteilung der siebzehn 2,3,7,8-PCDD/F für ausgewählte Proben (Brandmaterial, Bodenproben mit vergleichbar höherer Belastung und Pflanzenproben) ergibt ein sehr uneinheitliches Bild (siehe Abbildung 10). Eine Ähnlichkeit bestimmter Verteilungen ist nicht feststellbar.

Ein Eintrag von Dioxinen und Furanen in die Umwelt ist nicht nachweisbar. Die dennoch entstehenden Mengen an PCDD/F bleiben im Brandmaterial bzw. am Brandruß gebunden und sind damit nicht bioverfügbar. Ordnet man die gefundenen Bodenwerte entsprechend den Handlungsempfehlungen des UBA/BGA ein, so ergibt sich daraus keine Gefahr für den Mensch und die Umwelt. Selbst der Wert von 15,7 TE-BGA/kg m_T des Kinderspielplatzes liegt weit unter dem von 100 ng TE/kg nach UBA/BGA /18/.

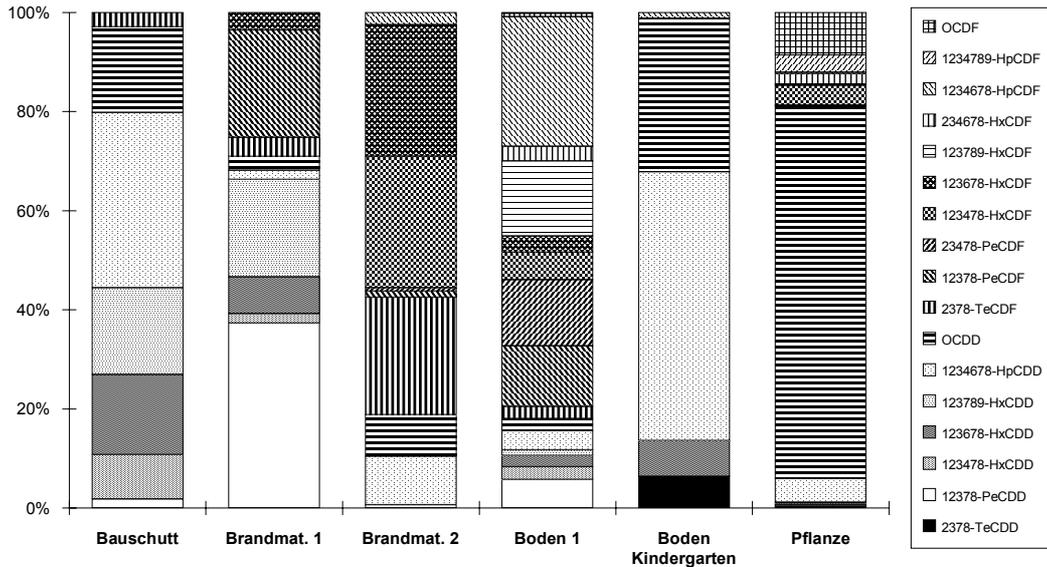


Abbildung 10: Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen von verschiedenen Proben, die während bzw. nach dem Brand genommen wurden

Alle Probenahmepunkte liegen in urbanem Gebiet mit Wohnsiedlungen und Industrieanlagen. Eine höhere Grundbelastung im Vergleich zu ländlichen Gebieten ist nicht ungewöhnlich.

Am 29./30. Juni 1993 brannte in Dessau eine Lagerhalle des Dualen Systems Deutschland (Altpapier, Kunststoffe). Die in der Brandnacht vorsorglich genommenen Bodenproben sowie eine nach den Löscharbeiten gewonnene Probe des Brandmaterials wiesen Gehalte an PCDD/F von deutlich unter 5 TE-BGA/kg m_T auf. Eine Gefahr für Mensch und Umwelt bestand nicht.

Das Institut der Feuerwehr Sachsen-Anhalt registrierte im Jahre 1993 im Land 1900 Objektbrände (außer Stadtgebiet Halle), bei denen Müllcontainer beteiligt waren /48/. Zur Abschätzung des Risikos und der Ermittlung des emissionsseitigen Anteils am jährlichen Gesamteintrag von PCDD/PCDF in die Umwelt wurden dazu nachstehende Annahmen getroffen:

- die verbrannte Menge an Müll wurde auf 50 t/a geschätzt und
- die entstehende Konzentration an PCDD/PCDF wurde in Anlehnung an die mittlere Rohgaskonzentration bei Müllverbrennungsanlagen mit 10 ng I-TE/ m^3 i.N.tr. Abgas angenommen /38/.

Unter Verwendung der bei der Müllverbrennung ermittelten spezifischen Abgasmengen, die im Mittel bei 5500 m^3 i.N.tr. pro t Müll liegen, errechnet sich eine durch unkontrollierte Brände von Müllcontainern jährliche Emission von ca. 3 mg I-TE /a, die im Vergleich zum Gesamteintrag durch thermische Quellen als gering eingeschätzt wird. Allerdings kann diese Emission auf Grund der niedrigen Quellhöhe von örtlicher Relevanz sein.

3.4 Klärschlammuntersuchungen

Bei der Aufzählung der Dioxinquellen ist in jedem Fall der Klärschlamm mit zu nennen. Aufgrund ihrer chemischen, physikalischen und biologischen Stabilität verbleiben die PCDD/F sehr lange Zeit in der Umwelt. Daraus folgt, daß sich diese Schadstoffe an bestimmten Stellen anreichern können. Eine solche Schadstoffsенke ist der Klärschlamm, der die Dioxine nicht nur sammelt, sondern nachfolgend durch die Klärschlammdüngung wieder in die Umwelt ausbringt.

Die überwiegende Zahl der im Rahmen der Klärschlammverordnung /32/ in Sachsen-Anhalt seit 1992 durchgeführten PCDD/F-Analysen erfolgte im Auftrag der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt.

Die in Tabelle 12 aufgeführten PCDD/F-Werte geben einen Überblick. In die Betrachtung nicht mit einbezogen wurden die Klärschlämme, die als sogenannte Importe aus anderen Bundesländern nach Sachsen-Anhalt gekommen sind.

Tabelle 12: Ergebnisse der Klärschlammuntersuchungen (kommunale Kläranlagen) in Sachsen-Anhalt seit 1992 /49,50/

| Jahr | Anzahl | PCDD/F-Gehalte ng I-TE/kg m _T | Maximalwerte | |
|------|--------|---|--------------|--|
| | | | Anzahl | PCDD/F-Gehalt ng I-TE/kg m _T |
| 1992 | 33 | von 6,82 bis 533,5 | - | - |
| 1993 | 21 | von 8,40 bis 96,2 | 2 | 1080 und 4820 |
| 1994 | 28 | von 1,91 bis 142,0 | 4 | von 1540 bis 6040 |
| 1995 | 22 | von 7,22 bis 42,4 | 1 | 2060 |

Während die 1992 untersuchten Klärschlämme in ihren Dioxingehalten zum überwiegenden Teil über dem Grenzwert von 100 ng I-TE/kg m_T lagen, sind die Werte bis 1995 weit unter 100 ng I-TE/kg m_T gesunken. Damit können diese Klärschlämme in bezug auf die Dioxinbelastung uneingeschränkt auf landwirtschaftlichen Flächen Verwertung finden. Bei den Extremwerten besteht noch weiterer Untersuchungsbedarf, um die Quellen eindeutig zu identifizieren.

Die in den letzten fünf Jahren in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführten Klärschlammuntersuchungen deuten auf eine abnehmende Dioxinkonzentration hin /51/. Aufgrund der bisherigen Ergebnisse kann in der Bundesrepublik von einer durchschnittlichen Belastung der Klärschlämme mit PCDD/F von 20 ng I-TE/kg m_T ausgegangen werden /52/.

Dabei zeigt sich, daß die Kongenerenverteilungen der PCDD/F-Analysen der bundesweiten Klärschlammuntersuchungen relativ gut übereinstimmen. Charakteristisch für einen Klärschlamm ist der überwiegende Anteil an höherchlorierten Dioxinen gegenüber den Furanen. Diese Kongenerenverteilung konnte auch in den Klärschlämmen aus Sachsen-Anhalt nachgewiesen werden.

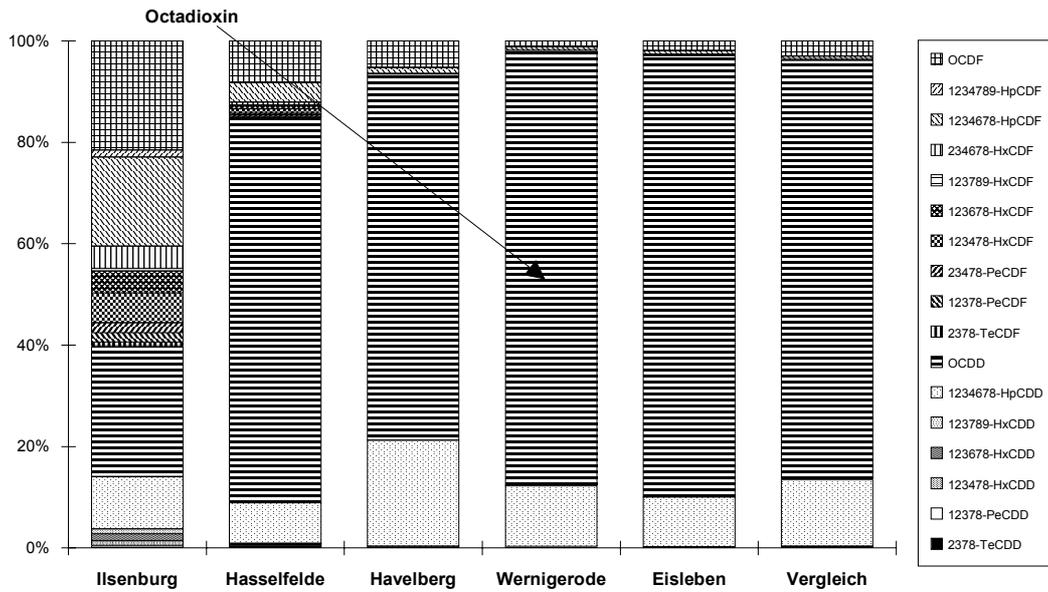


Abbildung 11: Typische Kongenerenverteilungen in Klärschlämmen

Im Vergleich sind in der Kongenerenverteilung ausgewählter Klärschlämme aus Sachsen-Anhalt kaum Unterschiede feststellbar. Das heißt auch, daß regionale Unterschiede analytisch nicht erfaßt werden können. Einzig der Klärschlamm aus Ilseburg weicht von der typischen Kongenerenverteilung ab und beweist, inwieweit eine ehemalige dominante Dioxinquelle sich darin niederschlagen kann (siehe auch Kapitel 5.3).

3.5 Komposte / Pflanzenschutzmittellager

3.5.1 Komposte

Die Verwertung der vegetabilen Abfälle aus dem Hausmüll und den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen ist eine Schwerpunktaufgabe der Abfallwirtschaft in Sachsen-Anhalt. Durch die getrennte Erfassung und biologische Behandlung dieser Abfälle werden Komposte gewonnen, die in den Naturkreislauf zurückgeführt werden können. Die zu deponierenden Abfallmengen werden wesentlich reduziert. Die Kompostierung von vegetabilen Abfällen kann langfristig aber nur dann Bestand haben, wenn durch den Einsatz des Kompostes als organischer Dünger und Bodenverbesserungsmittel keine unzulässigen Schadstoffmengen in den Stoffkreislauf eingebracht werden.

Um einen Überblick zum Stand der Kompostierung in Sachsen-Anhalt und zur Qualität der erzeugten Komposte zu erhalten, erfolgten durch das LAU im IV. Quartal 1993 und II. Quartal 1994 im Rahmen eines Landesmeßprogramms erste Stichprobenerhebungen an Komposten /53/. Schwerpunktmäßig wurde dabei die Schadstoffbelastung der Komposte betrachtet.

In das Landesmeßprogramm wurden 21 Kompostierungsanlagen einbezogen und insgesamt 30 Kompostproben untersucht. Beprobte wurden Pflanzenabfallkomposte, Bioabfallkomposte, Komposterden, Klärschlammkomposte und Altholzkomposte.

Die Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik wurden entsprechend der Empfehlung des LAGA-Merkblattes M 10 "Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost" /54/ und nach dem Methodenbuch zur Analyse von Kompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. vom März 1994 durchgeführt /55/.

Entsprechend der Festlegung der Technischen Anleitung Siedlungsabfall (TA Siedlungsabfall), auf der Grundlage des LAGA-Merkblattes M 10, konnten die Ergebnisse der Beprobung von Kompostierungsanlagen in Sachsen-Anhalt hinsichtlich des Schadstoffgehaltes ausgewertet werden /56/.

Generelle Festlegungen von Richtwerten für maximal zulässige Schadstoffbelastungen für polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F) sind im LAGA-Merkblatt M 10 nicht enthalten.

Als Anhaltspunkt für eine Beurteilung von Pflanzenabfall- und Bioabfallkomposten im Hinblick auf eine Belastung werden bisher in der Bundesrepublik Deutschland bekannte Meßwerte für Bio- und Pflanzenabfallkomposte angegeben, die in einem Schwankungsbereich von 2 bis 40 ng I-TE/kg m_T liegen.

Die Analyseergebnisse der PCDD/F-Gehalte der in Sachsen-Anhalt untersuchten Pflanzenabfall- und Bioabfallkomposte sind in den Tabellen 12 und 13 dargestellt.

Tabelle 12: PCDD/F-Gehalte in Pflanzenabfallkomposten

| Anlagenstandort | Datum der Probenahme | Σ PCDD/F in ng I-TE/kg m _T |
|---|----------------------|--|
| Landkreis Jerichower Land Anlage A | 14.04.94 | 4,7 |
| Stadt Dessau Anlage B | 19.10.93 | 19,6 |
| Landkreis Jerichower Land Anlage C | 01.11.93 | 6,8 |
| Bördekreis Anlage D | 19.05.94 | 7,1 |
| Landkreis Köthen Anlage E Probe 1 | 21.10.93 | 4,9 |
| Probe 2 | 19.05.94 | 1,3 |
| Bördekreis Anlage F | 01.11.93 | 3,0 |
| Stadt Halle Anlage G | 20.10.93 | 26,6 |
| Landkreis Sangerhausen Probe 1 | 20.10.93 | 32,0 |
| Probe 2 | 20.10.93 | 7,5 |
| Probe 3 | 06.05.94 | 13,5 |
| Landkreis Anhalt-Zerbst Anlage I | 12.04.94 | 9,6 |
| Durchschnittswert von 12 Kompostproben | | 11,4 |

Tabelle 13: PCDD/F-Gehalte in Bioabfallkomposten

| Anlagenstandort | Datum der Probenahme | Σ PCDD/F in ng I-TE/kg m _T |
|---|----------------------|--|
| Stadt Dessau Anlage B Probe 1 | 12.04.94 | 17,1 |
| Landkreis Mansfelder Land Anlage J | 06.05.94 | 5,5 |
| Landkreis Wittenberg Anlage K Probe 1 | 29.04.94 | 6,5 |
| Probe 2 | 29.04.94 | 5,9 |
| Landkreis Schönebeck Anlage L | 21.09.94 | 10,8 |
| Saalkreis Anlage M | 25.05.94 | 1,6 |
| Landkreis Stendal Anlage N | 26.05.94 | 4,3 |
| Durchschnittswert von 7 Kompostproben | | 7,4 |

Versuchsweise wurde auch Altholz (Baustellenabfälle, Verpackungsholz, Sperrmüll) zerkleinert, z. T. mit Grünabfällen vermischt und kompostiert. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind der Tabelle 14 zu entnehmen.

Tabelle 14: PCDD/F-Gehalte von Altholzkomposten

| Anlagenstandort | Datum der Probenahme | Σ PCDD/F in ng I-TE/kg m _T |
|---------------------------------------|----------------------|---------------------------------------|
| Landkreis Anhalt-Zerbst Anlage I | 12.04.94 | 48,8 |
| Landkreis Stendal Anlage R | 27.04.94 | 3,6 |
| Landkreis Jerichower Land Anlage S | 12.08.94 | 19,8 |

Weiterhin wurden in 3 Kompostierungsanlagen Klärschlammkompostproben gezogen. Das LAGA-Merkblatt M 10 enthält keine Richtwerte für Klärschlammkomposte, sondern betrachtet vorwiegend Pflanzenabfall- und Bioabfallkomposte. Ebenso werden keine Hinweise zur Anwendung von Komposten im Rahmen der Rekultivierung gegeben. Für eine Bewertung der Ergebnisse wurden deshalb die Vorgaben der Klärschlammverordnung für Klärschlammkomposte /38/ und die "Grundsätze für die Klärschlammverwertung im Landschaftsbau" aus der Reihe Berichte des Landesamtes für Umweltschutz /58/ herangezogen.

Die Vorgaben der Klärschlammverordnung sowie der "Grundsätze für die Klärschlammverwertung im Landschaftsbau" sehen einen maximalen PCDD/F-Gehalt von 50 ng I-TE/kg m_T unter Beachtung der vorgegebenen Aufbringungsmengen vor. Die Tabelle 15 enthält die Ergebnisse der Klärschlammkompostbeprobung.

Tabelle 15: PCDD/F-Gehalte von Klärschlammkomposten

| Anlagenstandort | Datum der Probenahme | Σ PCDD/F in ng I-TE/kgm _T |
|-----------------------------------|----------------------|--------------------------------------|
| Landkreis Weißenfels Anlage O | 28.10.93 | 41,1 |
| Landkreis Quedlinburg Anlage P | 22.10.93 | 32,2 |
| Landkreis Weißenfels Anlage Q | 28.10.93 | 98,8 |

Zahlreiche bundesweite Untersuchungen von Komposten ergaben, daß die Gehalte an organischen Schadstoffen im Bereich einer derzeit offenbar unvermeidbaren Grundbelastung liegen. Haupteintragspfade der PCDD/F in Kompost sind Emissionsquellen (siehe Kapitel 3.1). Die mit PCDD/F angereicherten Staubpartikel haften an der Oberfläche der Kompostrohstoffe und gelangen so in den Kompostierungsprozeß. Andererseits können organische Schadstoffe bereits im vegetabilen Abfall angereichert sein. Eine Minimierung des Schadstoffeintrages kann durch eine getrennte, sortenreine und saubere Erfassung der vegetabilen Abfälle erfolgen. Zu einer wirksamen Reduzierung des Schadstoffeintrages kann es letztendlich aber nur kommen, wenn von den genannten Emissionsquellen kein Neueintrag dieser Schadstoffe in die Umwelt erfolgt.

Bisher bekannte Meßwerte von Bioabfall- und Pflanzenabfallkomposten für PCDD/F liegen in der Bundesrepublik Deutschland bei Werten von ca. 2 bis 40 ng I-TE/kg m_T. In Sachsen-Anhalt wurden, normiert auf 30% organische Substanz und bezogen auf Trockenmasse, PCDD/F-Gehalte bei

- Bioabfallkomposten von 1,6 bis 17,1 ng I-TE/kg m_T und bei
- Pflanzenabfallkomposten von 1,3 bis 32,0 ng I-TE/kg m_T

ermittelt. Damit befinden sich die PCDD/F-Analysenergebnisse im Bereich bundesweiter Meßwerte.

Bei Altholzkomposten werden o. g. Höchstwerte überschritten (48,8 ng I-TE / kg m_T in der Anlage I). Da Altholzkomposte auch im Schwermetallgehalt die vorgegebenen Richtwerte des LAGA-Merkblattes M 10 nicht einhalten, handelt es sich bei dem erzeugten Rottematerial nicht um den Wertstoff Kompost, sondern weiterhin um Abfall.

Auch bei den Klärschlammkomposten wurde in einer Anlage die Vorgabe im PCDD/F-Gehalt überschritten (98,8 ng I-TE / kg m_T in der Anlage Q). Um hier eine fachlich fundierte

Auswertung vornehmen zu können, sind weitere Untersuchungen von Klärschlammkomposten notwendig.

3.5.2 Pflanzenschutzmittel-Lager

Mit Inkrafttreten des Einigungsvertrages und dem nachfolgend erlassenen "Gesetz über das Inverkehrbringen und die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in dem in Artikel 3 des Einigungsvertrages genannten Gebiet" vom 13. Mai 1993, erschienen im BGBl. I, Nr. 22, durfte eine Reihe von PSM aus der ehemaligen DDR-Produktion nicht mehr angewendet werden.

Diese Bestände lagerten größtenteils in den ehemaligen Agrochemischen Zentren (ACZ), den Lagern der Materiell-Technischen-Versorgung (MTV) bzw. den Bäuerlichen Handelsgenossenschaften (BHG).

Vermeehrt auftretende Fälle von illegaler Verbringung von PSM in Drittländer und die häufig unsachgemäße Lagerung in ungesicherten Räumen bzw. auf ungeschütztem Gelände machten eine Erfassung der Altbestände an PSM, die für eine Entsorgung vorgesehen waren, erforderlich.

In diesem Zusammenhang wurden teilweise massive Kontaminationen in Lagerhallen, Böden und Oberflächengewässern festgestellt. Da PSM-Kontaminationen auch mit Dioxinbelastungen einhergehen können, wurde eine Studie zu Dioxinkonzentrationen in ehemaligen bzw. noch bestehenden Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPG) und ACZ, vorwiegend des Saalkreises, durchgeführt.

Für die Untersuchung auf PCDD/F-Kontaminationen wurden an den jeweiligen Standorten Mischproben, bestehend aus 10-15 einzelnen Kehrproben von Bodestaub, gewonnen. Die Analyse der Bodenproben wurde vom Dioxinlabor des LAU durchgeführt /58/. Die PCDD/F-Gehalte der Bodenproben sind in Tabelle 16 dargestellt:

Tabelle 16: PCDD/F- Gehalte (ng I-TE/kg m_T) von Standorten ehemaliger ACZ, LPG und BHG im Saalkreis

| Standort | Probe 1 | Probe 2 |
|---------------------|---------|---------|
| LPG Domnitz | 102,7 | - |
| LPG Nauendorf | 5,2 | - |
| ACZ Nauendorf | 56,5 | 39,2 |
| LPG Teutschenthal | 24,4 | 13,4 |
| LPG Peißen | 32,8 | - |
| LPG Gröbers | 19,2 | - |
| LPG Petersberg | 0,4 | - |
| LPG Beesenstedt | 81,1 | - |
| LPG Reideburg | 100,9 | - |
| ACZ Niemberg | 39,7 | - |
| LPG Queis | 19,7 | 0,5 |
| ACZ Kretzschau | 61,5 | 5,1 |
| BHG Beidersee | 3,8 | - |
| BHG Neutz | 52,1 | - |
| LPG Queis- Kockwitz | 25,0 | - |

An den Beispielen Nauendorf, Teutschenthal, Queis und Kretzschau wird deutlich, wie unterschiedlich die Konzentrationen an örtlich getrennten Probeentnahmestellen sein können.

Gemessen an dem von der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE empfohlenen Richtwert, wonach in Böden von Siedlungsgebieten 1000 ng I-TE/ kg m_T nicht überschritten werden sollten, stellen die hier gefundenen Dioxinkonzentrationen jedoch keine Gefährdung dar /18/.

Ein Handlungsbedarf für weitere Untersuchungen zur Dioxinproblematik in ehemaligen Pflanzenschutzmittellagern bestand somit nicht.

Dagegen sind die durch die Anreicherung von nicht abgebauten Pflanzenschutzmitteln und deren Metaboliten verursachten Schädigungen von Böden und Wässern ein ernstzunehmendes ökologisches und potentiell toxisches Risiko. Im Rahmen von Gefährdungsabschätzungen und der nachfolgenden Sanierung kontaminierter Standorte sollten Untersuchungen zur Belastung mit Pestiziden weiter verfolgt werden.

3.6 Belastung von Flußsedimenten

Elbe, Saale und Mulde sind die bedeutendsten Flüsse des Landes Sachsen-Anhalt. Die Elbe durchfließt Sachsen-Anhalt zwischen den Landesgrenzen zu Sachsen und Mecklenburg-Vorpommern auf einer Strecke von 303 km. Als wichtigster Nebenfluß der Elbe durchfließt die Saale, aus Thüringen kommend, auf einer Flußstrecke von 183 km das Land. Die Mulde durchfließt auf einer Strecke von etwa 65 km, aus Sachsen kommend, Sachsen-Anhalt. Die Flüsse in Sachsen-Anhalt, und da vor allem die Mulde, wurden bis 1990 durch industrielle und kommunale Abwässer sehr stark belastet. Auch die intensive Landwirtschaft trug zum Schadstoffeintrag bei. In den Folgejahren sank die Belastung aufgrund von Produktionsstillegungen drastisch /59/.

Im Jahre 1994 erfolgten Dioxinuntersuchungen an sedimentierten Schwebstoffen aus der Elbe und ihren Nebengewässern. Diese Untersuchungen wurden an den Gewässergütemeßstationen der Wassergütestelle Elbe im Umweltuntersuchungsamt Hamburg durchgeführt. Es wurden 3- bzw. 4-Wochenmischproben aus den Sedimentationsbecken dieser Stationen im Zeitraum April/Mai 1994 genommen /60/.

Bereits im November 1993 erfolgte im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt die Untersuchung der Saale auf PCDD/F /61/. Hier wurden die Proben an den Stellen gewonnen, die periodisch zur Überwachung der Fließgewässer in Sachsen-Anhalt untersucht werden. Die Probenahme erfolgte durch Entnahme von Flußsediment an diesen Stellen. Im Gegensatz zur Probenahme in der Elbe, die sich über einen bestimmten Zeitraum hingezogen hat, erfolgte die Probenahme in der Saale und den einmündenden Nebenflüssen an zwei Tagen. Im Auftrag des Landratsamtes Bitterfeld erfolgte schon 1992 die Bestimmung von PCDD/F in Muldesedimenten /62/.

Die Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen auf PCDD/F in den Sedimenten wichtiger Flüsse in Sachsen-Anhalt (siehe Abbildung 12) zeigen, daß die Mulde am deutlichsten mit PCDD/F belastet ist. Hier erfolgt der Eintrag über den Schachtgraben und das Spittelwasser, die als Vorfluter die gesamten Abwässer der Chemieregion Bitterfeld-Wolfen aufnehmen. Untersuchungen von Ablagerungen und Sedimenten des Spittelwassers ergaben Belastungen von weit mehr als 1000 ng TE-BGA/kg m_T /63/.

Nach dem Zufluß der höher belasteten Mulde (339 ng I-TE/kg m_T) und der mäßig belasteten Saale (30,8 ng I-TE/kg m_T /61/ bzw. 55,1 ng I-TE/kg m_T /60/) beträgt der Dioxingehalt in der Elbe bei Magdeburg 38,1 ng I-TE/kg m_T.

Am umfangreichsten wurde die Saale und ihre einmündenden Nebenflüsse auf PCDD/F untersucht /64/.

Polychlorierte Dibenzop-dioxine und Dibenzofurane konnten in allen untersuchten Proben nachgewiesen werden. Die totale PCDD/F-Konzentration lag im Bereich von 50 bis 18100 ng/kg m_T, was in toxischen Äquivalenten ausgedrückt, einem Konzentrationsbereich von 0,09 bis 57,6 ng I-TE/kg m_T entspricht.

Die höchsten Konzentrationen wurden an der Mündung der Weißen Elster in die Saale (Ammendorf), in Bernburg und in Groß Rosenburg (siehe Abbildung 12) gefunden. Im Flußabschnitt zwischen Bad Dürrenberg und Planena (Chemiestandorte Leuna AG und Buna GmbH) wurden keine höheren Belastungen nachgewiesen als an den drei oben genannten Orten.

Bemerkenswert ist, daß die höchste gefundene Konzentration an PCDD/F an der Mündung der Weißen Elster gefunden wurde. Inwieweit mögliche Dioxinquellen am Oberlauf des Flusses oder die günstigen Absetzbedingungen für die Schwebeteilchen (Flußdelta) eine höhere Belastung bewirken, kann auf Grund dieser einzelnen Analyse nicht beurteilt werden. In der Abbildung 13 wurde versucht, die absoluten Belastungen in I-TE/kg m_T dem Flußverlauf folgend, darzustellen. Es kann festgestellt werden, daß flußabwärts die PCDD/F-

Gehalte in den Sedimentproben im allgemeinen zunehmen. Ein eindeutiger Einfluß von Industrie und Ballungsraum auf die Belastung mit PCDD/F wird nicht sichtbar. Von großem Interesse sind die Ergebnisse aus Merseburg und vor allem Buna und Planena. Hier sollten u.a. Aussagen zum Einfluß der Chlorchemie der Buna GmbH getroffen werden. Im Gegensatz zu den Ergebnissen der Sedimente aus Spittelwasser, Mulde und Elbe ist eine signifikante Erhöhung des PCDD/F-Gehaltes in den Sedimentproben der Saale nicht nachweisbar.

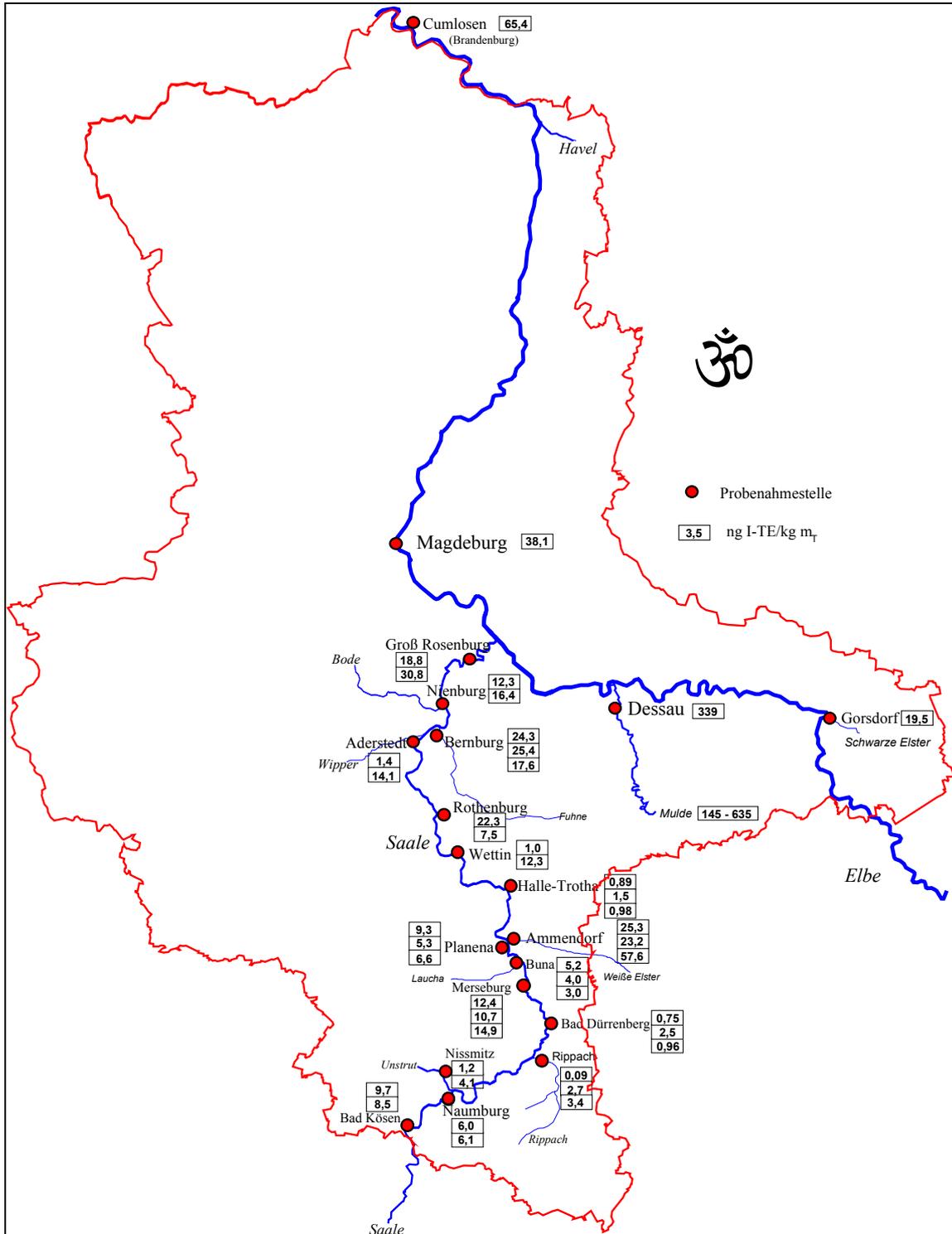


Abbildung 12: Übersicht der Dioxinkonzentrationen in den Flußsedimenten ²²

²² Die Wassergütestelle Cumlosen (Land Brandenburg) wurde in die Betrachtung der Flußsedimente Sachsen-Anhalts zur Vervollständigung mit einbezogen.

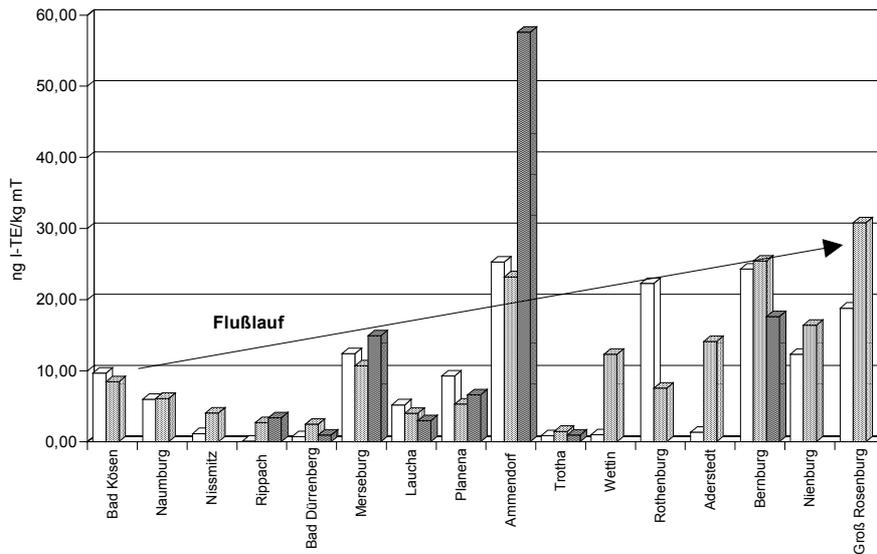


Abbildung 13: Gehalte an PCDD/F (ng I-TE/kg mT) in den Sedimentproben der Saale und den Mündungen der Nebenflüsse

Jedoch nimmt die Konzentration an PCDD/F zur Flußmündung hin zu (siehe Abbildung 13). Nur eine Probe aus der Mündung der Weißen Elster liegt außerhalb dieses Trends. Sie hat aber insgesamt gesehen keinen großen Einfluß auf die Belastung der Saale, da die nachfolgende Probe aus Trotha eher unter dem Trend liegt.

Durch die Betrachtung der Kongenerenverteilung (siehe Abbildung 14 und 15) soll versucht werden, mögliche Einträge und Dioxinquellen zu ermitteln.

Ein Vergleich der unterschiedlichen Proben zeigt, daß in der Saale und den untersuchten Einmündungen der Nebenflüsse Unstrut, Rippach, Laucha, Weiße Elster und Wipper fast eine identische Kongenerenverteilung vorzufinden ist (siehe Abbildung 15). Typisch für diese Proben ist der relativ hohe Anteil an Octadioxin. Außer dem 1234678-Heptadioxin sind die anderen Dioxine kaum nachweisbar. Das gleiche trifft für die Furane zu.

Ganz anders sehen die Kongenerenverteilungen der zwei Sedimentproben aus Groß Rosenberg und der einen aus Nienburg aus, die sich von den übrigen Saalesedimentproben erheblich unterscheiden. Hier liegt die Vermutung nahe, daß eine dominante Dioxinquelle die Kongenerenverteilung maßgeblich verändert. Weitere Untersuchungen sind deshalb noch notwendig.

Inwieweit das Flußsystem Saale/Unstrut die Elbe beeinflusst, soll durch die Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen von Sedimentproben aus beiden Flußsystemen geklärt werden.

Wie aus Abbildung 16 ersichtlich ist, sind die Kongenerenverteilungen aus dem Flußsystem Saale/Unstrut/Weiße Elster ähnlich. Gleiches trifft für das Flußsystem Elbe/Mulde zu. Der direkte Vergleich zeigt aber, daß die Kongenerenverteilungen beider Flußsysteme sich voneinander erheblich unterscheiden. Wie im Bericht der Wassergütestelle Elbe /60/ schon festgestellt wurde, wird die Dioxinbelastung der Elbe maßgeblich durch die Mulde beeinflusst, was sich letztendlich auch in der Kongenerenverteilung wiederfindet.

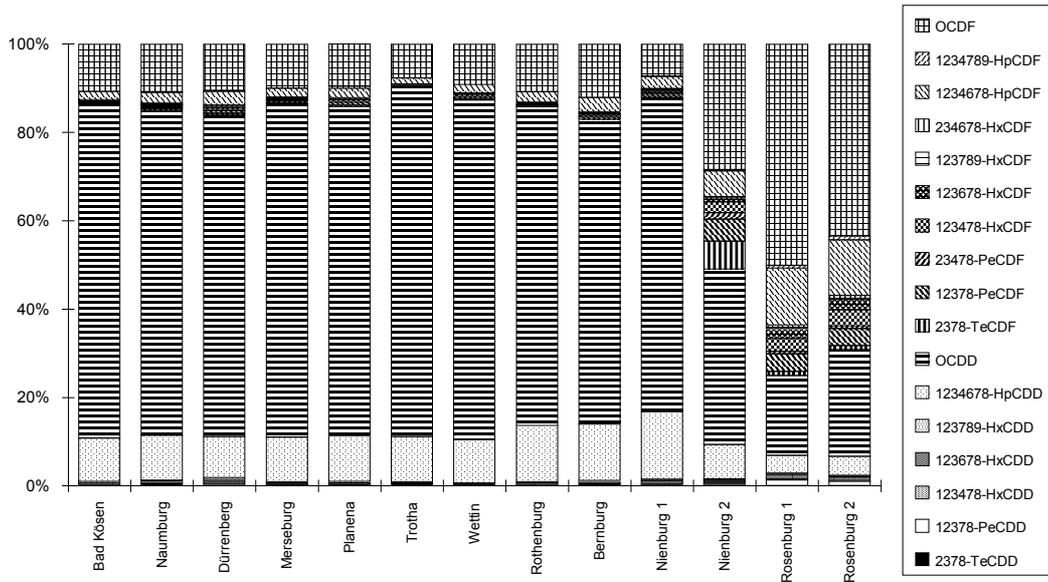


Abbildung 14: Kongenerenverteilung in den Sedimentproben aus der Saale

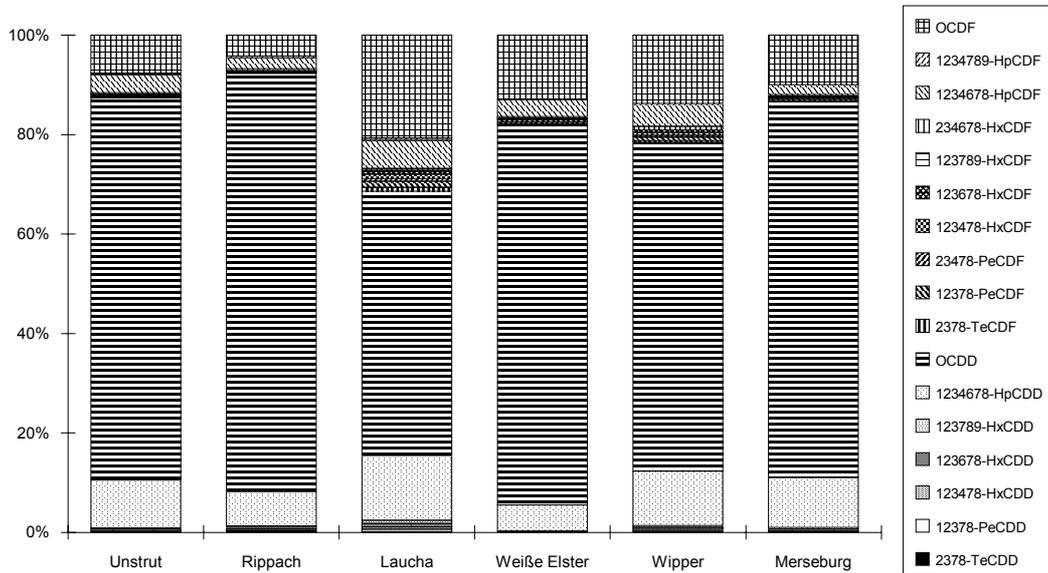


Abbildung 15: Kongenerenverteilung in den Sedimentproben der Nebenflüsse der Saale im Vergleich zu einer Saaleprobe bei Merseburg

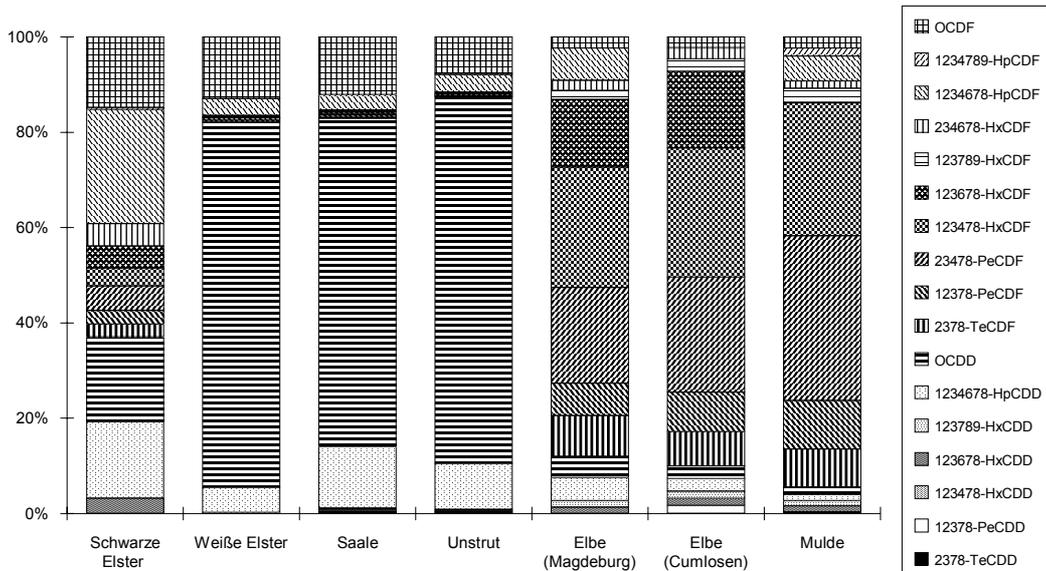


Abbildung 16: Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen von Sedimentproben aus verschiedenen Flüssen Sachsen-Anhalts

Eine Abschätzung der Gefährdung für den Menschen und die Umwelt durch die in den Flußsedimenten nachgewiesenen PCDD/F-Gehalte ist sehr schwierig, da es gegenwärtig noch keine gesetzlichen Regelungen oder Handlungsempfehlungen zur Bewertung von Flußsedimenten hinsichtlich der PCDD/F-Belastung gibt.

Eine Möglichkeit, diese Flußsedimente zu bewerten, wäre die Zuordnung entsprechend der Richtlinie für die Entsorgung von Baggergut im Land Sachsen-Anhalt /65/. Im Entwurf dieser Richtlinie wird das Baggergut (Aushubmaterial, das im Zuge der Gewässerunterhaltung und bei Ausbaumaßnahmen anfällt) nach bestimmten Zuordnungswerten eingeteilt, die als Richtwerte die Obergrenzen für die Belastung mit bestimmten Schadstoffen darstellen und deren spätere Verwendung festlegen.

Der überwiegende Teil der untersuchten Sedimente von Elbe, Saale und Nebenflüssen würde nach dieser Richtlinie in die Zuordnungswerte Z0 (PCDD/F-Gehalte bis 10 ng I-TE/kg m_T , uneingeschränkte Verwertung) und Z1 (PCDD/F-Gehalte bis 100 ng I-TE/kg m_T , eingeschränkte offene Verwertung - bei Nachnutzung der Flächen kein Übergang der Schadstoffe in die menschliche Nahrungskette möglich) fallen. Ausgenommen sind die Proben aus der Mulde. Die Werte aus der Mulde übersteigen den Zuordnungswert Z2 (PCDD/F-Gehalte bis 1000 ng I-TE/kg m_T). Das Baggergut wäre nur eingeschränkt mit definierten Sicherheitsmaßnahmen verwertbar.

3.7 Hintergrundbelastung in Böden

Der Boden ist mit Abstand das häufigste auf PCDD/F untersuchte Medium. Aus der großen Anzahl der Ergebnisse wurde bereits 1990 von der Bund/Länder-Arbeitsgruppe "DIOXIONE" eine Übersicht zusammengestellt, die einen Überblick über die Grundbelastung (Hintergrundbelastung) mit PCDD/F in den verschiedenen Bodenarten in der Bundesrepublik Deutschland gibt /18/.

Danach liegen in ländlichen Regionen die PCDD/F-Gehalte unter 5 ng I-TE/kg m_T , in verdichteten Regionen unter 9 ng I-TE/kg m_T , in städtischen Gebieten ist mit Werten zwischen 10 und 30 ng I-TE/kg m_T zu rechnen. In der Nähe von größeren Dioxinemittenten liegen die Werte deutlich über 100 ng I-TE/kg m_T . Auch die neueren Untersuchungen bestätigen diese Einteilung. Interessant ist bei den Bodenergebnissen die unterschiedliche Belastung bzw. Bandbreite der Belastung mit PCDD/F in Abhängigkeit von der Bodenart.

So wurde festgestellt, daß die Waldböden in ländlichen Regionen höhere Konzentrationen an PCDD/F aufweisen, als Acker und Grünland. Dieses Ergebnis beweist eigentlich nur, daß der Eintrag an PCDD/F zum überwiegenden Teil über den Luftpfad erfolgt, da der Wald mit seiner großen Blattoberfläche den Luftstaub in größeren Mengen aufnimmt als eine

vergleichbare Ackerfläche, die zu dem noch bearbeitet wird, während hingegen der Waldboden unberührt bleibt. In Waldböden liegen die Belastungen deutlich höher, wobei hier unterschieden werden muß zwischen dem mineralischen Boden (oberste Bodenschicht bis 5 ng I-TE/kg m τ) und der Streuauflage (15 bis 53 ng I-TE/kg m τ), die zum überwiegenden Teil aus organischem Material besteht und reich an Huminsäure ist /66,67/. Durch den Laubfall findet in dieser Streuauflage eine Anreicherung der PCDD/F statt, die sich nicht im Boden fortsetzt.

Auch die bisherigen Untersuchungen von Bodenproben in Sachsen-Anhalt (ca. 450 Proben) bestätigen den bundesweiten Trend der Hintergrundbelastung mit Werten, die zum Teil deutlich unter 5 ng I-TE/kg m τ liegen.

Vergleicht man aber die Kongenerenverteilung dieser Proben untereinander (siehe Abbildung 17), so werden Unterschiede sichtbar.

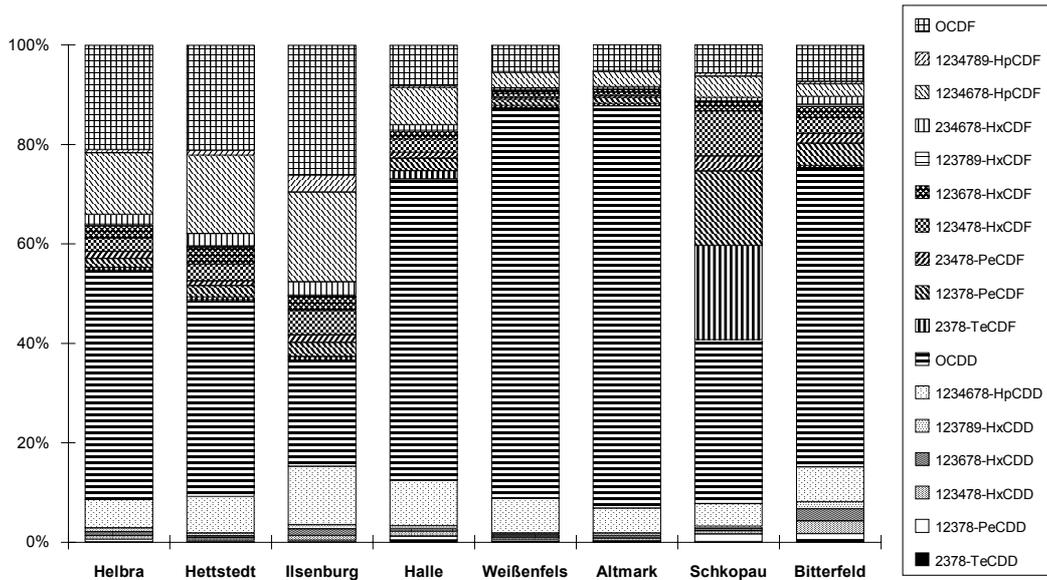


Abbildung 17: Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen von Bodenproben aus verschiedenen Regionen in Sachsen-Anhalt (Hintergrundbelastung, PCDD/F-Gehalt < 5 ng I-TE/kg m τ)

PCDD/F sind in Sachsen-Anhalt praktisch überall nachweisbar. Sollten aber in der Nähe der Probenahmestelle Dioxinemittente vorhanden sein, so nehmen diese natürlich auch Einfluß auf die Kongenerenverteilung von Bodenproben in der weiteren Umgebung, wie das am Beispiel Mansfelder Land (siehe Kapitel 5.2) oder Ilseburg (siehe Kapitel 5.3) nachweisbar ist.

3.8 Untersuchungen der Kuhmilch

Milch und Milchprodukte tragen zur täglichen Dioxinaufnahme des Menschen bei. Deshalb wurden in verschiedenen Bundesländern umfangreiche Meßprogramme zur Untersuchung der Belastung von Milch und Milchprodukten durchgeführt.

In Sachsen-Anhalt erfolgten erstmals 1991/92 Milchuntersuchungen auf PCDD/F von Proben aus dem Raum Ilseburg, um die Umweltbelastung der Region, die durch die stillgelegte Kupferhütte verursacht wurde, abschätzen zu können /68/. Die 5 Milchproben wiesen Gehalte an PCDD/F von 0,41 bis 0,76 pg I-TE/g Milchfett auf.

Im Rahmen der amtlichen Lebensmittelüberwachung wurden in Sachsen-Anhalt schwerpunktmäßig der Raum Hettstedt/Mansfelder Land (12 Proben im November/Dezember 1992) und die Region Bitterfeld (18 Proben im September/Okttober 1994) auf Dioxine untersucht. Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in der nachfolgenden Tabelle 17 zusammengefaßt.

Tabelle 17: Ergebnisse der Untersuchung auf PCDD/F in Milch (Hofsammelproben) in Sachsen-Anhalt /69,70/

| | PCDD/F-Konzentration im Milchfett | | | |
|------------|-----------------------------------|----------|------------|----------|
| | Hettstedt/Mansfelder Land | | Bitterfeld | |
| | pg I-TE/g | pg-BGA/g | pg I-TE/g | pg-BGA/g |
| | 1,08 | 0,51 | 0,88 | 0,52 |
| | 1,39 | 0,62 | 2,02 | 1,22 |
| | 1,39 | 0,62 | 0,88 | 0,42 |
| | 2,15 | 1,17 | 0,86 | 0,45 |
| | 1,26 | 0,67 | 0,91 | 0,47 |
| | 1,33 | 0,65 | 0,88 | 0,45 |
| | 1,28 | 0,61 | 1,68 | 0,86 |
| | 1,39 | 0,69 | 2,22 | 1,19 |
| | 1,07 | 0,62 | 1,81 | 0,75 |
| | 2,70 | 1,37 | 1,46 | 0,73 |
| | 1,60 | 0,85 | 1,08 | 0,50 |
| | 1,67 | 0,92 | 1,22 | 0,65 |
| | | | 0,92 | 0,46 |
| | | | 0,98 | 0,48 |
| | | | 2,43 | 1,41 |
| | | | 1,06 | 0,50 |
| | | | 1,05 | 0,49 |
| | | | 2,41 | 1,31 |
| Mittelwert | 1,52 | 0,77 | 1,31 | 0,71 |
| Min. | 1,07 | 0,51 | 0,88 | 0,42 |
| Max. | 2,70 | 1,37 | 2,43 | 1,41 |
| Referenz | 0,47 | 0,25 | 1,03 | 0,48 |
| | 2,51 | 1,35 | 1,06 | 0,51 |

Neben Nordrhein-Westfalen, wo bei 168 untersuchten Milchproben ein Mittelwert von 1,35 pg I-TE/g Milchfett ermittelt wurde /24/, führte auch Baden-Württemberg sehr umfangreiche Milchuntersuchungen durch.

Bei 295 untersuchten Rohmilchproben (Hofsammelmilchproben) wurden je nach regionaler Herkunft Mittelwerte von 0,53 bis 1,23 pg I-TE/g Milchfett ermittelt /71/.

1994 kam es zu einer Neuauflage des "Chloraromaten-Programmes" in Nordrhein-Westfalen, in deren Ergebnis festgestellt wurde, daß die mittlere Belastung mit PCDD/F um 25 % auf 1,02 pg I-TE/g Milchfett zurückgegangen ist.

Im Bundesdurchschnitt wird von einem mittleren PCDD/F-Gehalt von 0,76 pg I-TE/g Milchfett bei Tankwagensammelmilch sowie 1,09 ng I-TE/kg Milchfett bei Hofsammelmilch ausgegangen /17/.

Vergleicht man die Ergebnisse aus Sachsen-Anhalt mit diesen Werten, so liegt der Wert aus dem Mansfelder Raum leicht über bzw. der Wert aus dem Bitterfelder Raum leicht unter dem Bundesdurchschnitt. Die Werte aus den beiden Regionen zeigen eine relativ geringe Variation.

Tabelle 18: Richtwerte und Handlungsempfehlungen für kontaminierte Milch und Milchprodukte nach /6/

| PCDD/F-Kontamination pg I-TE/g Milchfett | Maßnahmenvorschlag |
|---|--|
| < 0,9 | anzustrebende Zielgröße; nur durch Senkung der PCDD/F-Einträge in die Umwelt langfristig zu erreichen |
| > 3,0 | <ol style="list-style-type: none"> 1. Vorhandensein von PCDD/F-Quellen prüfen und Maßnahmen zur Minderung der Einträge einleiten; falls emissionsmindernde Maßnahmen kurzfristig nicht möglich sind oder zu keiner Reduzierung der Kontamination führen, wird dem landwirtschaftlichen Betrieb eine Nutzungsumstellung empfohlen 2. Empfehlung, Milch und Milchprodukte nicht mehr direkt an Verbraucher abzugeben |
| > 5,0 | Milch und Milchprodukte dürfen nicht mehr in den Verkehr gebracht werden |
| Bei Werten < 3,0 ist eine Zuordnung zu einer bestimmten Quelle in der Regel nicht möglich | |

Insgesamt gesehen sind alle Ergebnisse der Milchuntersuchung in Sachsen-Anhalt entsprechend der Tabelle 18 als Hintergrundbelastung einzuschätzen.

In der Abbildung 18 ist die typische Kongenerenverteilung von Kuhmilch dargestellt. Nach Pöpke und Fürst /72/ sind für Milchproben die höchsten Konzentrationswerte beim Hepta- und Octa-Dioxin typisch. Den größten Anteil am Gesamt-I-TE hat dabei mit ca. 50 % das 2,3,4,7,8-PentaCDF. Hier macht sich der Unterschied in den verschiedenen toxischen Äquivalenten nach NATO/CCMS (I-TE) und nach UBA/BGA (TE-BGA) in der Bewertung des 2,3,4,7,8-PentaCDF (I-TE: Äquivalenzfaktor = 0,5; UBA/BGA: Äquivalenzfaktor = 0,1) besonders bemerkbar. Die internationalen toxischen Äquivalente in Humanproben und Proben von tierischen Produkten sind in der Regel doppelt so hoch, wie die nach UBA/BGA (siehe auch Tabelle 17).

Die Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen (Abbildung 19) einiger Proben aus Mansfeld und Bitterfeld sowie Referenzproben (unbelastete Gebiete) zeigt, daß kaum Unterschiede in den Verteilungen sichtbar werden.

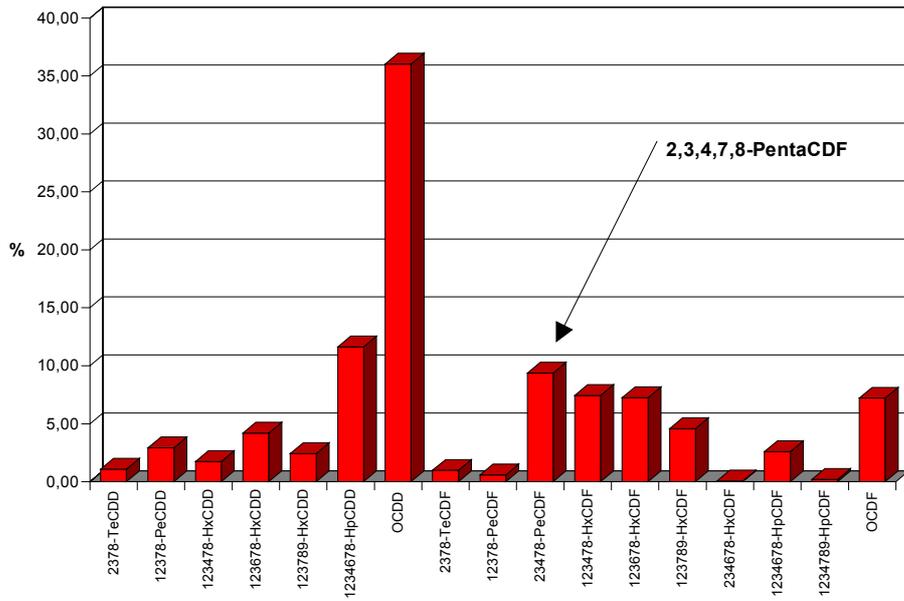


Abbildung 18: Charakteristische Kongenerenverteilung von Kuhmilch

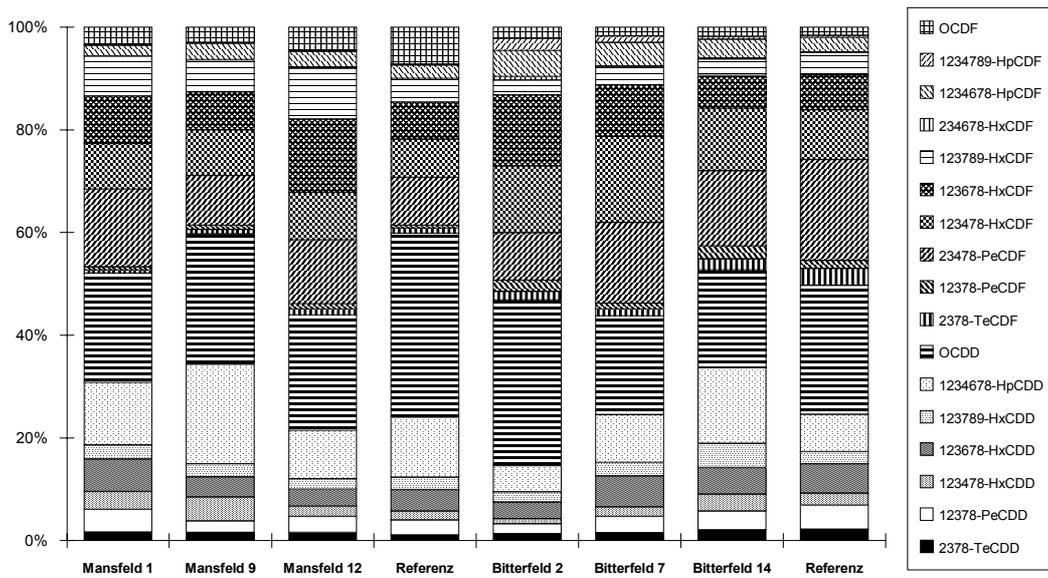


Abbildung 19: Kongenerenverteilung verschiedener Milchproben aus Sachsen-Anhalt

3.9 Humanproben

3.9.1 Untersuchungen im Landkreis Wernigerode

Die Kupferhütte Ilsenburg im Landkreis Wernigerode hat durch die Verarbeitung von plastummantelten Kabeln und Elektronikschrott u. a. eine deutlich erhöhte Emission von Dioxinen und Furanen verursacht. 1990 wurde die Hütte stillgelegt. Als Grundlage einer Belastungsabschätzung wurden bereits umfangreiche Untersuchungen zur Kontamination des Bodens und der Pflanzen im Umfeld der Kupferhütte durchgeführt. Um erste Erkenntnisse zur tatsächlichen Höhe der Dioxin/Furan-Werte im Blut der Bevölkerung zu bekommen, wurde eine kleine Stichprobe von insgesamt 30 Probanden untersucht, die in unterschiedlicher Entfernung zur ehemaligen Kupferhütte wohnen.

Ausgewählt wurden nach dem Prinzip der Freiwilligkeit ausschließlich männliche Personen in fünf Altersgruppen zwischen 35 und 60 Jahren unter Wahrung der Gleichverteilung zwischen Ziel- und Kontrollgruppe. In das Untersuchungskollektiv wurden nur Probanden aufgenommen, die mindestens 20 Jahre in Ilsenburg bzw. Hasselfelde wohnten, Ausschlußkriterium war eine berufliche Tätigkeit in der Kupferhütte. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich auf das 2. Halbjahr 1992. Die Untersuchungen sollten Auskunft geben:

- wie hoch die Belastung der exponierten Einwohner in der Stadt Ilsenburg (Zielgruppe) im Vergleich zu den Einwohnern der Stadt Hasselfelde (Kontrollgruppe) ist;
- ob die Analyseergebnisse weiterführende medizinische Untersuchungen erforderlich machen bzw. gesundheitliche Störungen befürchten lassen.

Die Kupferhütte Ilsenburg ist im Nordosten der Stadt gelegen. Unter Berücksichtigung der Hauptwindrichtung wurde davon ausgegangen, daß die 17 km südlich Ilsenburgs auf dem Harzplateau gelegene Stadt Hasselfelde eine von der Kupferhütte Ilsenburg nicht oder gering belastete Region darstellt.

Tabelle 19: Altersstruktur der im Landkreis Wernigerode untersuchten Probanden

| | Gesamt | Kontrollgruppe Hasselfelde | Zielgruppe 1 ²³ Ilsenburg | Zielgruppe 2 ²⁴ |
|--------------------|--------|-------------------------------|---|----------------------------|
| Zahl der Probanden | 30 | 10 | 10 | 10 |
| davon Männer | 30 | 10 | 10 | 10 |
| 35 - 40 Jahre | 6 | 2 | 2 | 2 |
| 40 - 45 Jahre | 6 | 2 | 2 | 2 |
| 45 - 50 Jahre | 6 | 2 | 2 | 2 |
| 50 - 55 Jahre | 6 | 2 | 2 | 2 |
| 55 - 60 Jahre | 6 | 2 | 2 | 2 |

Die Probanden erhielten vor der Blutentnahme einen Fragebogen, der zur Blutentnahme ausgefüllt mitgebracht und vor der Blutentnahme im Gespräch mit den Patienten durch den Amtsarzt ergänzt wurde.

Da eine höhere Belastung der nahe an der Kupferhütte Wohnenden (Zielgruppe 1) im Vergleich mit den weiter als 1 km von der Hütte entfernt Wohnenden (Zielgruppe 2) nicht erkennbar war, erfolgt die Darstellung der Untersuchungsergebnisse in Tabelle 20 nicht unterteilt in 2 Zielgruppen.

²³ Zielgruppe 1 - in einer Entfernung bis 1 km von der Kupferhütte wohnende Probanden (nahe wohnend)

²⁴ Zielgruppe 2 - weiter als 1 km von der Kupferhütte entfernt wohnende Probanden (fern wohnend)

Tabelle 20: Ergebnisse der Untersuchung auf PCDD/F im Blutfett der Zielgruppe aus Ilsenburg (n = 20, in pg TE-BGA/g) und der Vergleichsgruppe Hasselfelde

| | bezogen auf Blutfett (pg TE-BGA/g Blutfett) | |
|------------|---|-------------|
| | Ilsenburg | Hasselfelde |
| Minimum | 11,8 | 14,0 |
| Maximum | 95,4 | 45,5 |
| Mittelwert | 40,1 | 29,6 |

Tabelle 21: Überschreitung der Maximalwerte der Hintergrundbelastung der alten Bundesländer nach Pöpke /73/ und Kieselrotstudie /74/ durch die Untersuchungsergebnisse im Landkreis Wernigerode

| Komponente | Größter Hintergrundwert in pg/g /1,2/ n = 158 | Größter Einzelmeßwert dieser Untersuchung in pg/g n = 30 | Anzahl der Überschreitungen | | |
|-------------------------|--|---|-----------------------------|-----------------------------|---------------------------------|
| | | | Gesamt n = 30 | in der Zielgruppe n = 20 | in der Kontrollgruppe n = 10 |
| 2,3,7,8-TetraCDD | 12 | 18,7 | 2 | 2 | 0 |
| 1,2,3,7,8-PentaCDD | 43 | 47,0 | 1 | 1 | 0 |
| 1,2,3,4,7,8-HexaCDD | 38 | 61,9 | 2 | 2 | 0 |
| 1,2,3,4,6,7,8,9-OctaCDD | 1524 | 1631 | 1 | 1 | 0 |
| 1,2,3,7,8-PentaCDF | 7,1 | 10,8 | 2 | 2 | 0 |
| 2,3,4,7,8-PentaCDF | 99 | 179,9 | 6 | 5 | 1 |
| 1,2,3,4,7,8-HexaCDF | 49 | 163,2 | 11 | 9 | 2 |
| 1,2,3,6,7,8-HexaCDF | 53 | 114,7 | 7 | 6 | 1 |
| 2,3,4,6,7,8-HexaCDF | 14 | 36,5 | 13 | 11 | 2 |
| 1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF | 4,2 | 5,9 | 1 | 1 | 0 |
| Summe PCDD/F | 227 | 559,5 | 13 | 11 | 2 |
| TE-BGA | 48,9 | 95,4 | 4 | 4 | 0 |

Die vorliegenden Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Die Mittelwerte der PCDD/F-Kongenere im Blutfett der Ilsenburger Probanden (Zielgruppe) sind höher als die entsprechenden Werte der Hasselfelder Probanden (Kontrollgruppe).
- Der TE-BGA-Mittelwert der Ilsenburger Probanden liegt über der mit 30 pg TE-BGA/g Blutfett angegebenen mittleren Belastung der Gesamtbevölkerung der Bundesrepublik und auch über dem TE-BGA-Mittelwert der Hasselfelder Probanden.
- Die höchste Belastung wurde bei einem Ilsenburger Probanden ermittelt, der größere Mengen selbsterzeugter tierischer und pflanzlicher Lebensmittel verzehrte.

- Auffällig sind im Vergleich zur Hintergrundbelastung der alten Bundesländer /72,73/ die Erhöhungen im Bereich der Furane bei den 2,3,4,7,8-Penta-CDF, 1,2,3,4,7,8-, 1,2,3,6,7,8- und 2,3,4,6,7,8-Hexa-CDF.

In der Kontrollgruppe traten bei den Dioxinen keine Überschreitungen der maximalen Hintergrundbelastung /72,73/ auf, bei den Furanen konnten Überschreitungen bei den 2,3,4,7,8-Penta-CDF, 1,2,3,4,7,8-, 1,2,3,6,7,8- und 2,3,4,6,7,8-Hexa-CDF festgestellt werden.

Erhöhungen bis zum knapp 3,5fachen der maximalen Hintergrundbelastung /72,73/ wurden beim 1,2,3,4,7,8-Hexa-CDF in der Zielgruppe nachgewiesen.

Zur gesundheitlichen Bewertung der Untersuchungsergebnisse sei auf die Einschätzung von BASLER et al. /75/ verwiesen. Bis zu 1500 pg TE-BGA/g Blutfett sind beim Erwachsenen keine bedeutsamen Wirkungen zu erwarten. Medizinische Untersuchungen zur Erfassung möglicher Veränderungen werden ab 160 pg TE-BGA/g Blutfett empfohlen.

Demnach erfordern die Analysenergebnisse keine weiterführenden medizinischen Untersuchungen, gesundheitliche Auswirkungen im ursächlichen Zusammenhang mit der PCDD/F-Emission der Kupferhütte Ilseburg sind nicht zu erwarten.

Es sei an dieser Stelle betont, daß diese Aussagen nicht für die gesamte Ilseburger Bevölkerung zu verallgemeinern sind. So ist bei ehemaligen Beschäftigten der Kupferhütte Ilseburg eine höhere Belastung zu vermuten.

3.9.2 Untersuchungen im Landkreis Bitterfeld

Die rund 3400 Einwohner zählende Gemeinde Greppin im Landkreis Bitterfeld liegt zwischen Bitterfeld und Wolfen. In ihrem direkten Umfeld im Norden, Westen und Süden befinden sich die Betriebsstätten des ehemaligen Chemiekombinates Bitterfeld. In zahlreichen Bodenbeprobungen aus den Jahren 1990 bis 1992 konnte auf dem gesamten Territorium der Gemeinde Greppin eine erhöhte Belastung an PCDD/F nachgewiesen werden /76-78/. Der weit überwiegende Teil des Bodens der Gemeinde liegt vom Niveau her im Bereich zwischen 3 und 95 ng I-TE/kg m_T. Ein Bereich der Gemeinde (ca. 600 x 300 m) weist aber eine sehr deutlich höhere Belastung auf. Hier befinden sich die Gehalte überwiegend zwischen 100 und 450 ng I-TE/kg m_T. In drei Hausgärten wurden jedoch auch Werte über 1000 ng I-TE/kg m_T gefunden (Spitzenwert 1290 ng I-TE/kg m_T). In einer Entfernung von ungefähr 100 m zu den Wohngrundstücken wurde sogar ein Gehalt von 5740 ng I-TE/kg m_T festgestellt /78/.

Das betreffende Wohngebiet ist durch überwiegend Ein- und Zweifamilienhäuser mit angrenzenden Haus- bzw. Kleingärten geprägt. Zumindest in der Zeit bis 1990 dürfte ein großer Anteil der Anwohner in erheblichen Mengen das dort angebaute Obst und Gemüse sowie die Eier und das Fleisch der auf den Grundstücken gehaltenen Hühner gegessen haben. Zunächst konnten die ermittelten PCDD/F-Bodengehalte nur an Hand nutzungsbezogener Richtwerte beurteilt werden.

Nach Vorlage der ersten Ergebnisse der Bodenbeprobungen wurde den Greppinern in dem hochbelasteten Wohngebiet vom Gesundheitsamt und vom Umweltamt des Landkreises die Empfehlung gegeben, kein dort bodennah wachsendes Obst und Gemüse zu verzehren, ebenso nicht die Eier sowie das Fleisch der Tiere, die auf den belasteten Grundstücken ihre Nahrung im Boden suchen.

Es mußte jedoch insbesondere aufgrund der extrem hohen Bodenkontamination als unbefriedigend eingeschätzt werden, daß keine Aussagen über die tatsächliche Dioxinbelastung der Betroffenen und das eventuell daraus resultierende gesundheitliche Risiko möglich waren. Die Frage, inwieweit die Dioxine und Furane aus dem Boden durch den Transfer über die Nahrungskette für den Menschen bioverfügbar waren, ist quantitativ insbesondere bei so hohen Bodenbelastungen nicht hinreichend geklärt. Deshalb wurde in Kooperation zwischen dem Ministerium für Arbeit, Soziales und Gesundheit und dem Landkreis Bitterfeld die nachfolgend beschriebene Untersuchung durchgeführt.

Die Untersuchung hatte die Aufgabe, zwei grundsätzliche Fragen zu klären:

- I. Lassen sich solche PCDD/F-Gehalte im Blut der im belasteten Gebiet wohnenden Greppiner feststellen, denen nach bisherigem wissenschaftlichen Erkenntnisstand gesundheitsgefährdende Wirkungen zugeordnet werden können?
- II. Ist es in Greppin infolge der dort erheblichen PCDD/F-Immissionen überhaupt zu einer bioverfügbaren Mehrbelastung der dort wohnenden Menschen gekommen?

Die gesamte Untersuchung (Gewinnung sowie Auswahl der Probanden, Blutentnahmen und analytische Bestimmungen) erfolgte im Zeitraum von Mai bis November 1994. Die Untersuchung wurde durchgeführt an 24 Greppinern und einer gleich großen Anzahl von Probanden einer weitgehend unbelasteten Vergleichsgruppe aus dem Landkreis Bitterfeld. Um eine hohe Vergleichbarkeit gewährleisten zu können, wurde jedem Greppiner ein Proband der Vergleichsgruppe mit gleichem Geschlecht und annähernd gleichem Alter (± 2 Jahre) zugeordnet.

Tabelle 22: Zusammensetzung der Probandengruppen

| | Greppiner | Vergleichsgruppe |
|-----------------------|-----------|------------------|
| <u>Probandenzahl</u> | | |
| insgesamt | 24 | 24 |
| dav. weiblich | 12 | 12 |
| männlich | 12 | 12 |
| <u>Alter</u> | | |
| Minimum | 20 | 20 |
| Median | 52 | 53,5 |
| Maximum | 81 | 80 |
| Mittelwert | 49,92 | 49,96 |
| rel. Standardabw. (%) | 30,74 | 30,58 |

Alle Greppiner Probanden haben mindestens in den letzten 20 Jahren in dem belasteten Wohngebiet gewohnt, dort einen Haus- oder Kleingarten gehabt und zumindestens bis 1990 regelmäßig in nicht unerheblichen Mengen dort angebautes Obst und Gemüse verzehrt. Von den 24 Greppiner Probanden hatten 12 auf ihrem Wohngrundstück langjährig Hühner bzw. andere Tiere gehalten und dabei regelmäßig deren Eier bzw. Fleisch verzehrt. Für die übrigen 12 Greppiner treffen diese Merkmal nicht zu.

Die Probanden der Vergleichsgruppe repräsentieren die Hintergrundbelastung im Landkreis Bitterfeld. Sie wohnen durchweg mindestens seit 20 Jahren in diesem Kreis, ausgenommen die der Gemeinde Greppin. Des weiteren haben sie sich weder regelmäßig noch des öfteren in der Vergangenheit mit pflanzlichen oder tierischen Produkten versorgt, welche aus Klein- oder Hausgärten bzw. Kleintierhaltungen in belasteten Arealen des Landkreises stammten.

Alle Probanden dieser Untersuchung haben in ihrem Leben nie im ehemaligen Chemiekombinat Bitterfeld unmittelbar in der chemischen Produktion gearbeitet. Außerdem ergaben sich bei keinem der Probanden Hinweise, daß sie in der Vergangenheit anderweitig beruflich bzw. im privaten Bereich häufig oder intensiv Kontakt mit Stoffen hatten, die durch PCDD/F kontaminiert sein können (z. B. Holzschutzmittel, Pestizide u. a.). Die Auswahl der Probanden erfolgte auf der Grundlage einer Fragebogenerhebung, die in der Regel durch ein amtsärztliches Gespräch ergänzt wurde.

In der Tabelle 23 sind die Kennzahlen der deskriptiven statistischen Auswertung der nach UBA/BGA und NATO/CCMS ermittelten Toxizitätsäquivalente für die Greppiner und die Vergleichsgruppe sowie die Signifikanzbewertung der Unterschiede wiedergegeben.

Tabelle 23: Gegenüberstellung der Toxizitätsäquivalente der Greppiner und der Vergleichsgruppe

| | bezogen auf Blutfett(pg/g Blutfett) | |
|-----------------------|-------------------------------------|------------------|
| | Greppiner | Vergleichsgruppe |
| TE-BGA | | |
| Minimum | 9,8 | 5,6 |
| Median | 18,8 | 5,9 |
| Maximum | 39,3 | 25,7 |
| Mittelwert | 20,9 | 14,9 |
| rel. Standardabw. (%) | 41,4 | 36,2 |
| Signifikanzniveau | der | 99,9 % |
| Unterschiede | | |
| I-TE | | |
| Minimum | 16,3 | 9,4 |
| Median | 36,0 | 29,9 |
| Maximum | 75,3 | 46,9 |
| Mittelwert | 39,3 | 28,7 |
| rel. Standardabw. (%) | 43,9 | 36,3 |
| Signifikanzniveau | der | 99,9 % |
| Unterschiede | | |

Zur Bewertung der Ergebnisse sei auf die Stellungnahme von BASLER et al./75/ zu Dioxingehalten im Blutfett der Bevölkerung verwiesen.

Der sich aus dieser Stellungnahme ableitende Wert von 1500 pg TE-BGA/g Blutfett, bis zu welchem gesundheitliche Auswirkungen grundsätzlich nicht zu erwarten sind, wird in dieser Untersuchung mit weniger als drei Prozent erreicht. Der in der gleichen Quelle angegebene Indikationswert für weitere klinisch-chemische Untersuchungen von 160 pg TE-BGA/g Blutfett liegt um mehr als das Vierfache über dem in dieser Untersuchung in der Bezugsbasis Blutfett ermittelten höchsten Toxizitätsäquivalenz. Der Vergleich mit den ebenfalls in dieser Stellungnahme genannten Grenzwerten der Hintergrundbelastung ergibt, daß ohne Ausnahme in allen Proben sowohl der Vergleichsgruppe als auch unter den Greppinern Toxizitätsäquivalente gefunden wurden, die im Bereich der von 4,0 bis 80 pg UBA/BGA-TE/g Blutfett gehenden Normalbelastung liegen. Die Mittelwerte beider Probandenhauptgruppen liegen sogar unter der ebenfalls bei BASLER et al. /75/ genannten durchschnittlichen Hintergrundbelastung der Bevölkerung der Bundesrepublik von 30 pg UBA/BGA-TE/g Blutfett.

Tabelle 23 zeigt andererseits, daß bezüglich der Toxizitätsäquivalente die Greppiner signifikant höher als die Probanden der Vergleichsgruppe belastet sind. Es wird deutlich, daß die hohen Luft- bzw. Bodenbelastungen mit PCDD/F in dem betreffenden Greppiner Wohngebiet zu einer nachweisbar höheren Belastung im menschlichen Körper führten, die allerdings gemäß der o. g. Einschätzung toxikologisch irrelevant und im Vergleich zur allgemeinen bundesdeutschen Hintergrundbelastung relativ unbedeutend ist. Diese Tendenz spiegelt sich auch bei den einzelnen Kongeneren und den Summenparametern wider (siehe Tabelle 24). Von den 12 dort ausgewiesenen Kongeneren zeigen alle, mit Ausnahme des 2,3,4,6,7,8-HexaCDF, höhere Werte bei den Greppinern gegenüber der Vergleichsgruppe. Für das giftigste Kongener, das 2,3,7,8-TetraCDD, liegen bei den Greppinern in der Bezugsbasis Blutfett die Mittelwerte um 30 % und die Mediane um 12 % über den Werten der Vergleichsgruppe.

Tabelle 24: Vergleich der einzelnen Dioxin- und Furan-Kongenere zwischen den Greppinern und der Vergleichsgruppe bezogen auf Blutfett (pg/g Blutfett)

| Kongenere | Greppiner | Vergleichsgruppe | Kongenere | Greppiner | Vergleichsgruppe |
|-------------------------------|-----------|------------------|-------------------------------|-----------|------------------|
| <u>2,3,7,8-TetraCDD</u> | | | <u>OctaCDD</u> | | |
| Minimum | 3,5 | 1,9 | Minimum | 99 | 67 |
| Median | 6,85 | 6,1 | Median | 195 | 190 |
| Maximum | 14 | 11 | Maximum | 520 | 400 |
| Mittelwert | 7,41 | 5,70 | Mittelwert | 237,46 | 202,71 |
| rel.Stdabw.(%) ²⁵ | 40,43 | 42,65 | rel.Stdabw.(%) | 48,95 | 46,33 |
| <u>1,2,3,7,8-PentaCDD</u> | | | <u>2,3,4,7,8-PentaCDF</u> | | |
| Minimum | 6,7 | 4,6 | Minimum | 9,8 | 5 |
| Median | 14 | 12,5 | Median | 30,5 | 21,5 |
| Maximum | 36 | 18 | Maximum | 59 | 43 |
| Mittelwert | 16,51 | 12,06 | Mittelwert | 29,57 | 22,47 |
| rel.Stdabw.(%) | 50,02 | 31,27 | rel.Stdabw.(%) | 50,42 | 42,00 |
| <u>1,2,3,4,7,8-HexaCDD</u> | | | <u>1,2,3,4,7,8-HexaCDF</u> | | |
| Minimum | 6,9 | 4 | Minimum | 5,5 | 2,7 |
| Median | 12 | 11,5 | Median | 16 | 7,65 |
| Maximum | 22 | 23 | Maximum | 87 | 14 |
| Mittelwert | 13,21 | 11,34 | Mittelwert | 20,78 | 8,13 |
| rel.Stdabw.(%) | 35,49 | 40,40 | rel.Stdabw.(%) | 86,51 | 40,64 |
| <u>1,2,3,6,7,8-HexaCDD</u> | | | <u>1,2,3,6,7,8-HexaCDF</u> | | |
| Minimum | 9,9 | 6,6 | Minimum | 6,1 | 3,8 |
| Median | 17 | 13 | Median | 17 | 11,5 |
| Maximum | 53 | 20 | Maximum | 36 | 21 |
| Mittelwert | 22,16 | 12,98 | Mittelwert | 17,22 | 11,34 |
| rel.Stdabw.(%) | 55,20 | 25,36 | rel.Stdabw.(%) | 52,41 | 41,32 |
| <u>1,2,3,7,8,9-HexaCDD</u> | | | <u>2,3,4,6,7,8-HexaCDF</u> | | |
| Minimum | 2,2 | 1,4 | Minimum | 0,75 | 0,59 |
| Median | 4,15 | 3,7 | Median | 1,3 | 1,95 |
| Maximum | 15 | 6,3 | Maximum | 7,2 | 5 |
| Mittelwert | 5,27 | 3,63 | Mittelwert | 1,85 | 2,09 |
| rel.Stdabw.(%) | 59,57 | 35,14 | rel.Stdabw.(%) | 77,04 | 55,05 |
| <u>1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD</u> | | | <u>1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF</u> | | |
| Minimum | 12 | 7,4 | Minimum | 4,1 | 2,7 |
| Median | 24,5 | 23,5 | Median | 6 | 5,85 |
| Maximum | 70 | 66 | Maximum | 15 | 14 |
| Mittelwert | 30,00 | 27,55 | Mittelwert | 7,25 | 6,24 |
| rel.Stdabw.(%) | 56,15 | 57,39 | rel.Stdabw.(%) | 43,62 | 36,05 |

²⁵ rel. Stdabw. relative Standardabweichung

Zur Klärung der Frage, inwieweit der Verzehr von Produkten aus eigener Tierhaltung sich auf die erhöhten PCDD/F-Gehalte in Greppin ausgewirkt hat, wurde ein Vergleich zwischen den Greppinern mit und ohne Verzehr von Produkten aus eigener Tierhaltung und der jeweils nach Alter und Geschlecht zugeordneten Vergleichsgruppe vorgenommen. Die Ergebnisse zeigen bei verschiedenen Kongeneren und Summenparametern, insbesondere beim 1,2,3,7,8-PentaCDD, 1,2,3,6,7,8-HexaCDD und 1,2,3,4,7,8-HexaCDF, deutliche Hinweise für einen Zusammenhang zwischen den Verzehrsgewohnheiten der Greppiner und der quantitativen Ausprägung der Mehrbelastung.

In Abbildung 20 ist die Kongenerenverteilung als prozentualer Anteil an der Summe der ermittelten 2,3,7,8-Einzelkongenere den entsprechenden Untersuchungen zur Hintergrundbelastung in den Altbundesländern gegenübergestellt.

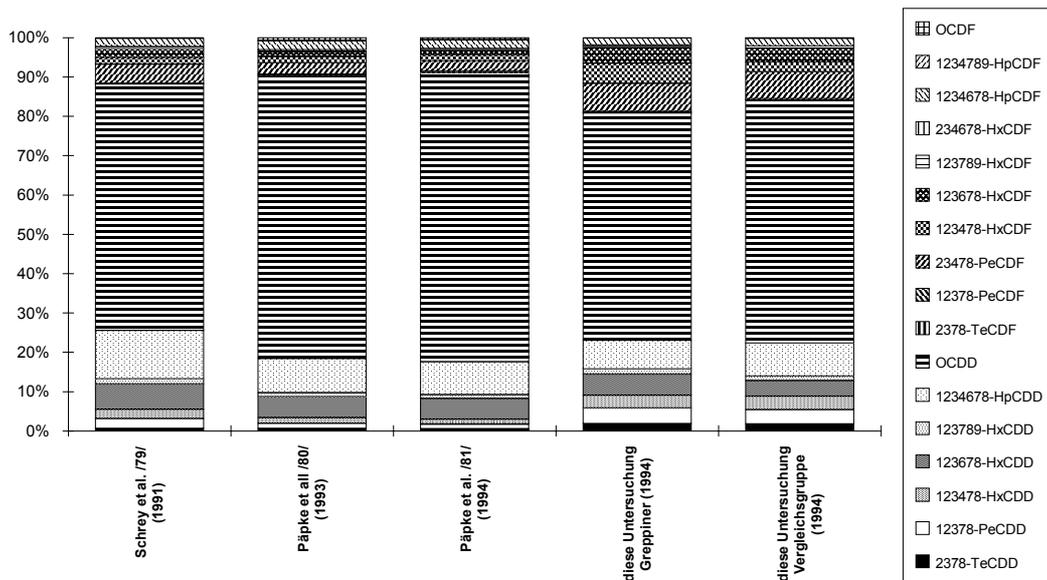


Abbildung 20: Kongenerenverteilung im Blutfett bei verschiedenen Untersuchungen

Auffällig ist der bei diesen Untersuchungen ermittelte geringere OctaCDD-Anteil und der höhere Anteil einzelner Furan-Kongenere (2,3,4,7,8-PentaCDF, 1,2,3,4,7,8-HexaCDF, 1,2,3,6,7,8-HexaCDF). Allerdings sind Vergleiche verschiedener Studien nicht unproblematisch, insbesondere aufgrund von Unterschieden in der Altersstruktur der Probanden und verschiedener Untersuchungszeiträume.

Die vorliegenden Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

- Die ermittelten Toxizitätsäquivalente entsprechen den aus anderen Studien bekannten Werten für nicht erkennbar exponierte Personen. Sie liegen ausnahmslos innerhalb der Spannweite der Hintergrundbelastung der Bundesrepublik Deutschland.
- Hinsichtlich der gesundheitlichen Bewertung der Analysenergebnisse unter Bezug auf die grundsätzliche Einschätzung von BASLER et al. /75/ sind bei keinem der untersuchten Probanden bedeutsame Wirkungen zu erwarten und damit auch keine weiterführenden medizinischen Untersuchungen erforderlich.
- Die mittleren PCDD/F-Gehalte der exponierten Greppiner liegen fast ausnahmslos über den entsprechenden Werten der Vergleichsgruppe aus dem Landkreis Bitterfeld, wobei die Höhe der Mehrbelastung für die einzelnen Kongenere, die Toxizitätsäquivalente und anderen Summenparameter unterschiedlich stark ausgeprägt sind. Maximal differieren bei einem Kongener (1,2,3,4,7,8-HexaCDF) die mittleren Gehalte zwischen Greppinern und der Vergleichsgruppe um den Faktor 2,74.

- Die Untersuchungsergebnisse zeigen bei verschiedenen Kongeneren und Summenparametern deutliche Hinweise für einen Zusammenhang zwischen den Verzehrgewohnheiten der Greppiner bezüglich tierischer Produkte aus eigener Tierhaltung und der quantitativen Ausprägung der Mehrbelastung.
- Für einzelne Kongenere deutet sich ein unterschiedliches Verteilungsmuster im Vergleich zur Hintergrundbelastung der alten Bundesländer an.

Abschließend sei betont, daß die vorherigen Aussagen nicht vorbehaltlos für die gesamte Bevölkerung des Landkreises Bitterfeld zu verallgemeinern sind. So ist bei verschiedenen, ehemals im Chemiekombinat an diversen Produktionsprozessen Beschäftigten eine höhere Belastung zu vermuten. Diese wurden jedoch entsprechend dem konkreten Anliegen der Untersuchung hier nicht erfaßt.

4 Regionale, schwerpunktmäßige Untersuchungen

Den Schwerpunkt der ersten Untersuchungen auf PCDD/F in Sachsen-Anhalt bildeten die Gebiete, in denen eine Belastung durch die vorhandene Industrie zu erwarten war. Dazu zählen neben Bitterfeld auch die Regionen Mansfelder Land und Ilseburg.

Die weiteren Dioxinuntersuchungen dienten der systematischeren Erfassung der PCDD/F-Belastung in den Untersuchungsgebieten, für die im Rahmen des § 47 BImSchG (Bundes-Immissionsschutzgesetz) Luftreinhaltepläne zu erarbeiten sind.

Der Staubbiederschlag stellt den Haupttransportweg für die PCDD/F in der Umwelt dar. Die Ermittlung der Bodenbelastung gibt wichtige Hinweise für die Hintergrundbelastung sowie den Schadstoffeintrag in der Vergangenheit und kann zukünftig zur Beurteilung der eingeleiteten Maßnahmen zur Emissionsminderung herangezogen werden.

4.1 Bitterfeld

Zur Erfassung möglicher Kontaminationen im Oberboden wurden 1991 in einem Gebiet mit einer Fläche von 10 x 12 km rastermäßig Proben gezogen. Es wurde begrenzt durch die Gemeinden Bobbau im Norden, das Muldespeicherbecken im Osten, den Tagebau Goitsche im Süden und eine Linie von etwa Reuden bis Roitzsch im Westen. Insgesamt wurden 112 Bodenproben genommen, davon 103 in Tiefen von 0 bis 30 Zentimeter, und auf PCDD/F untersucht. Von den letzt genannten Proben waren zwei mit weniger als 5 ng I-TE/kg m_T, 64 mit Werten zwischen 3 und 40 ng I-TE/kg m_T und 37 Proben mit mehr als 40 ng I-TE/ kg m_T belastet. Die Bodenproben aus tieferen Schichten lagen bis auf eine, die einen deutlich erhöhten Wert von 113 ng I-TE/kg m_T aufwies, im Bereich bis 40 ng I-TE/kg m_T /78/.

Zur Bewertung dieser Angaben dienten die vom Umweltbundesamt/Bundesgesundheitsamt veröffentlichten Kriterien hinsichtlich der Belastung von Böden mit Dioxinen (siehe Kapitel 3.6). Die Hauptbelastungsbereiche befinden sich in unmittelbarer Nähe des ehemaligen Chemiekombinates Bitterfeld/Wolfen (CKB). Die Kontamination der Randflächen des Untersuchungsgebietes entspricht der landesweiten Belastung. Die Gründe für die erhöhte Bodenbelastung an Dioxinen im Raum Bitterfeld sind:

- Emissionen des ehemaligen CKB bei der Produktion halogenorganischer Pflanzenschutzmittel,
- Bewässerung von landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen mit kontaminiertem Oberflächenwasser,
- intensive Anwendung der produzierten Pestizide in der Landwirtschaft sowie zur Unkrautvernichtung an Bahngleisen und Straßenrändern.

Abgrenzbare Belastungsschwerpunkte sind:

- Betriebsgelände des ehemaligen CKB; die Maximalkonzentration in oberflächen-nahen Bodenproben betrug lokal über 50.000 ng I-TE/kg m_T PCDD/PCDF, zusätzlich haben sich

- bis zu 2 mg/kg Chlorphenole als Bodenbelastung herauskristallisiert - Ursache: die ehemalige Produktion von Chlorphenol-Derivaten /82/.
- Grundwassersedimente/Überflutungsgebiete der Mulde, Abwasserkanäle und ehemalige Einleitungen der Betriebe; der Maximalwert lag bei 3750 ng I-TE/kg m_T, hinzu kommen Belastungen durch andere halogenorganische Verbindungen. Auf den landwirtschaftlich genutzten Überschwemmungszonen der Mulde betrug der Maximalwert 520 ng I-TE/kg m_T /83,85/.
 - Westlicher Ortsrand von Greppin; als höchster Wert wurden 5590 ng I-TE/kg m_T ermittelt, die wahrscheinliche Ursache ist der ehemalige Hormit-Betrieb (Pestizidherstellung) /76,77/.
 - "Kniegrube"; eine ehemalige, mit Boden bedeckte, ungesicherte Deponie in Wolfen am Ortsausgang Richtung Bitterfeld. Sie wird als Parkanlage genutzt und ist dementsprechend frei zugänglich. Das Belastungsmaximum lag bei 107 ng I-TE/kg m_T /84/.
 - Stadtgebiet Bitterfeld; dort ergibt sich eine erhöhte Belastung bis 100 ng I-TE/kg m_T mit Dioxinen und Furanen auf einem Geländestreifen der Ex-Hormit-Produktionsstätte in südlicher Richtung über die Anhalt-Siedlung bis in die nördlichen Stadtgebiete /78/.

Betriebsgelände des ehemaligen Chemiekombinates

Gefördert durch das Bundesumweltministerium wurde das Gelände des ehemaligen Chemiekombinates Bitterfeld monatelang ökologisch untersucht und zählt dadurch zu einem der bestuntersuchtsten Gebiete in Deutschland. Anfang 1992 lag der Endbericht des Umweltschutz-Pilotprojekts vor /82/. Eine ganzheitliche Bestandsaufnahme der vorhandenen Umweltschäden sowie eine Bewertung der Technologie und der Anlagensicherheit der Produktionsbetriebe wurde durchgeführt. Pilothaft war dieses Projekt deshalb, weil für Umweltschäden Sanierungskonzepte entwickelt wurden.

Das Werksgelände hat eine Fläche von 5,3 km² bei einer Nord-Süd-Ausdehnung von 5,6 km und einer maximalen Ost-West-Ausdehnung von 2,5 km. Den Untersuchungen zufolge sind 20 % der Werksfläche als höchst belastet (Belastungskategorie I), 55 % als mäßig bis deutlich belastet (Belastungskategorie II) und 25 % als gering belastet (Belastungskategorie III) einzustufen. Als großflächig kontaminiert anzusehen ist der Werksteil Pestizidproduktion mit einzelnen Schwerpunkten, die teilweise über 50000 ng I-TE/kg m_T PCDD/F enthielten. Die maximale Dioxin-Kontamination liegt in tieferen Bodenschichten, verursacht durch Ablagerungen von Produktionsabfällen und belastetem Baumaterial. Hier wurden Spitzenwerte von über 200000 ng I-TE/kg m_T PCDD/F ermittelt /82/.

Die Kontaminationsschwerpunkte auf dem Gelände sind lokal begrenzt. Eine weiträumige Verteilung von Schadstoffen durch Windeinflüsse und über das teilweise hochbelastete Grundwasser ist zu unterbinden. Daher muß durch eine Versiegelung der betroffenen Teilflächen Vorsorge getroffen werden, um eine Ausbreitung zu verhindern.

Fazit der Untersuchung:

Für Rückbau, Beseitigung und Entsorgung der etwa 40 stillgelegten Betriebe des ehemaligen CKB läßt sich - ohne Berücksichtigung der Bodensanierung - eine Kostenprognose von etwa 500 Millionen DM erstellen. Im Rahmen der Altlastenfreistellung wird gegenwärtig durch Experten ein Rahmensanierungskonzept erarbeitet, das auch den Kostenrahmen für die Boden- und Gewässersanierung beinhalten wird.

Wichtiger Bestandteil dieser Sanierung ist die Inbetriebnahme des Gemeinschaftsklärwerkes zur Abwasserbehandlung von Industrie und Kommunen im Jahr 1994.

Handlungsprioritäten für Unternehmen und Werk haben die Sicherung und gleichzeitige Sanierung laufender Produktionsbetriebe, der Rückbau stillgelegter Anlagen in Verbindung mit der Sanierung des Bodens, der schnelle Aufbau einer Entsorgungs-Infrastruktur. Letzteres ist zwingend für die Standortentwicklung. Wesentliche Anlagenbausteine sind vorzugsweise in einem "Entsorgungspark" zu integrieren. Diese Entsorgungselemente schaffen die Voraussetzung für eine geordnete Sanierung des Standorts.

Bewertung der Dioxinbelastung im Landkreis Bitterfeld

Die Bodenproben aus der Bitterfelder Region weisen im Vergleich zur PCDD/PCDF-Belastung in anderen Ballungsgebieten eine deutlich höhere Belastung aus. Sie liegt zwischen 20 und 70 ng I-TE/kg m_T, während sie normalerweise im Bereich industrieller Standorte zwischen 1 und 20 ng I-TE/kg m_T liegt. Die Bodenkontamination weist eine ähnliche Größenordnung aus, wie sie in der Nähe von Industriestandorten vorgefunden wurde /18/.

Aufgrund der physikalisch-chemischen Eigenschaften der Dioxine stellen aber die im Raum Bitterfeld nachgewiesenen Bodenkonzentrationen keine akute Gesundheitsgefahr für die Einwohner dieser Region dar. Der Dioxin-Gehalt von Blutproben liegt innerhalb der Hintergrundbelastung der Bundesrepublik (siehe Kapitel 4.9.2). Die Untersuchung von Muttermilchproben zeigt im Vergleich zu Untersuchungsergebnissen aus den alten Bundesländern im Mittelwert sogar eine geringere Dioxinbelastung /86/.

Zum Schutz der Bevölkerung müssen hochbelastete Areale sowohl gegen unbefugtes Betreten gesichert als auch Vorkehrungen gegen Bodenverwehungen getroffen werden. Ein Großteil der vom Menschen aufgenommenen Dioxine gelangt mit der Nahrung in den Körper. Dies hat eine rigorose Beachtung der Bodenrichtwerte des Bundesgesundheitsamtes für die landwirtschaftliche und gärtnerische Nutzung von Böden zur Folge /87/.

Speziell müssen einige Belastungsschwerpunkte dringend gesichert und nachfolgend saniert werden:

- das Brachgelände neben dem Betriebsgelände des ehemaligen CKB,
- das gesamte Abwassersystem inklusive der mit Ionenaustauschern verunreinigten Flächen.

4.2 Mansfeld

Im Zusammenhang mit der Problematik der Dioxinmissionen in der nichteisenmetallurgischen Industrie gab es Spekulationen, daß ähnliche Industriestandorte in Sachsen-Anhalt (Mansfelder Raum, Ilseburg) genauso mit Dioxinen und Furanen belastet sind.

Schon im Mittelalter wurde im Mansfelder Land nach Kupfererz geschürft und dieses gleich an Ort und Stelle verarbeitet. Zeugnis darüber geben die vielen kleinen Halden im Raum Helbra und Eisleben. Mit dem Zeitalter der industriellen Revolution entstanden auch im Mansfelder Land große Industrieanlagen. Tiefe Schächte wurden abgetäuft und große Hütten errichtet. Nach Einstellung der Bergbautätigkeit im Mansfelder Revier im Jahre 1969 wurde an den Hüttenstandorten Helbra und Hettstedt weiterhin Kupfererz aus dem Sangerhäuser Revier verarbeitet.

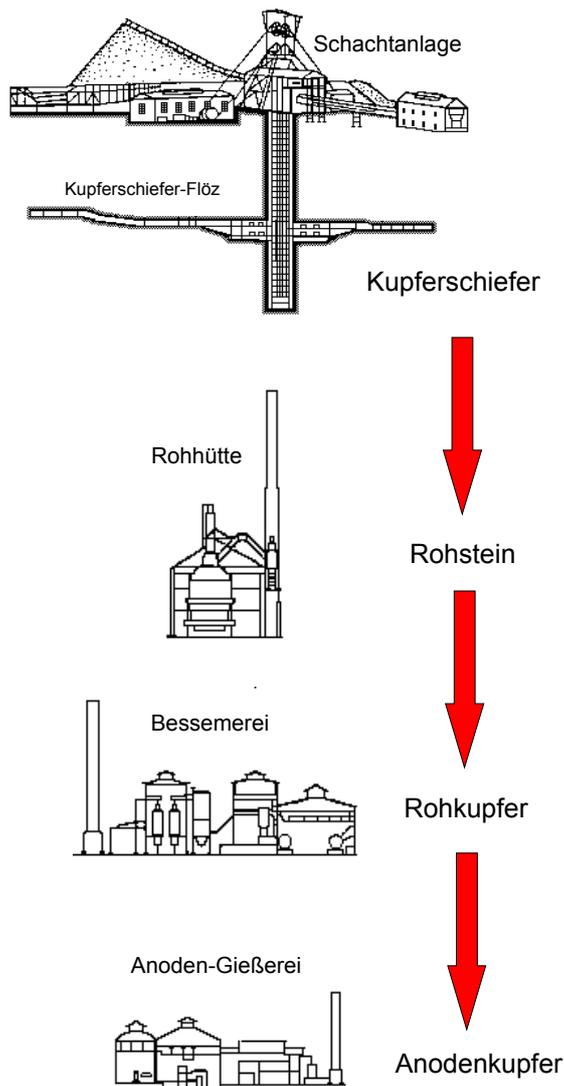


Abbildung 21: Verarbeitung des Mansfelder Kupferschiefers

Die Verarbeitung des Mansfelder Kupferschiefers war ein komplexer Prozess, der sich aus einer Vielzahl von nichteisenmetallurgischen Verfahren zusammensetzte. Neben Kupfer als Hauptprodukt wurden Blei, Zink, Cadmium, Rhenium, Vanadin, Nickel, Selen und Silber gewonnen.

In der Rohhütte Helbra (August-Bebel-Hütte) wurde der Kupferschiefer in Herdschachtöfen (Wassermantelschachtöfen) unter Zusatz von Koks, Schlackebildnern und Primärflugstaub aus der eigenen Gichtgasreinigung zu Kupferrohstein erschmolzen. Der Rohstein besaß einen Kupferanteil von 30-40 %. Anschließend wurde der stückige Kupferrohstein in der Bessemerie der Kupfer-Silber-Hütte Hettstedt in einem Schachtofen aufgeschmolzen. Die Schmelze überführte man in einen der Bessemerbirne nachgebildeten Konverter, in dem das Verblasen zu Konverter- oder Rohkupfer stattfand. Dabei bildeten sich SO₂-reiche Abgase. Diese wurden einer Kühlung und mehrstufigen Reinigung unterzogen, bevor in einer Kontakanlage die Umsetzung zu Schwefelsäure erfolgte.

Das angefallene Rohkupfer raffinierte man anschließend im Anodenbetrieb der Kupfer-Silber-Hütte. In sogenannten Kupfer-Flammöfen wurde Anodenkupfer (etwa 99% Cu) erzeugt. Als weitere Raffinationsstufe schloß sich die Kupfer-Elektrolyse an. Das dabei gewonnene hochreine Kathodenkupfer wurde schließlich zu Kupfererzeugnissen verarbeitet /88,99/. Dieser technologische Ablauf der Mansfelder Kupfergewinnung wurde so bis Ende 1989 betrieben. Nur die Raffinationsanlagen (Anodenbetrieb, Kupferelektrolyse) werden

auch heute noch für das in der Sekundär-Kupferanlage der jetzigen Mansfelder Kupfer und Messing GmbH erzeugte Konverterkupfer genutzt.

Bei diesem Hauptverfahren entstand eine Vielzahl von Reststoffen, in denen sich die oben angeführten Elemente anreicherten. Einen wichtigen Reststoff stellte der bei der Naßreinigung zur Staubabscheidung des Gichtgases anfallende Theisenschlamm (benannt nach dem Hersteller der Desintegratoren) dar.

Da neben Kupferschiefer im zunehmenden Maße eine Reihe von Recyclingmaterialien (z.B. PVC-ummantelte Kabelrückstände, nicht aufgearbeiteter Elektronikschrott, Fremdstäube, andere NE-Konzentrate) zum Kupferrohstein verarbeitet wurden, kann man davon ausgehen, daß die Bedingungen zur Bildung von Dioxinen und Furanen während des Schachtofenprozesses gegeben waren. Infolge einer Vielzahl von Undichtigkeiten an den Schmelzanlagen und durch ungenügende Sekundärluftabsaugungen kam es zu erheblichen diffusen Emissionen. Bei häufig auftretenden Störungen an der verschlissenen Primärflugstaubmischanlage konnte der anfallende Staub oft nicht verarbeitet werden. Er mußte dann im Freien gelagert werden, wo eine Windverfrachtung gegeben war. Als Quelle für einen Dioxineintrag in die Umwelt kommt in der Vergangenheit in erster Linie die Verarbeitung des Kupferschiefers in Betracht.

Insgesamt wurden 48 Bodenproben im Gebiet Hettstedt/Helbra mit dem Schwerpunkt Raum Hettstedt auf PCDD/F untersucht (siehe Abbildung 22). Zusätzlich wurden als Vergleich zwei

Bodenproben aus der Altmark analysiert. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen /90-92/.

Tabelle 25: Einteilung der gefundenen Belastungen mit PCDD/F im Boden entsprechend Bund/Länder-AG DIOXINE und EIKMANN/KLOKE /18,27/

| Gruppe | Belastung mit PCDD/F | Anzahl | Punkte |
|--------|------------------------------------|--------|--|
| 1 | bis 5 ng I-TE/kg m _T | 2 | 29, 30 <i>Referenzproben Altmark</i> |
| 2 | bis 10 ng I-TE/kg m _T | 25 | 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 20, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 31, 32, 47, 49, 50 |
| 3 | bis 40 ng I-TE/kg m _T | 17 | 1, 2, 3, 4, 9, 19, 21, 22, 33, 34, 35, 36, 41, 43, 45, 46, 48 |
| 4 | bis 100 ng I-TE/kg m _T | 2 | 42, 44 |
| 5 | über 100 ng I-TE/kg m _T | 4 | 37, 38, 39, 40 ²⁶ |

Alle Proben (mit Ausnahme der Vergleichsproben 29 und 30 aus der Altmark mit 1,29 bzw. 1,1 ng I-TE/kg m_T) überschreiten den Wert von 5 ng I-TE/kg m_T (Gruppe 1).

Der größte Teil der Proben (Gruppe 2) liegt etwas über diesem Wert. Die gefundenen Mengen an polychlorierten Dibenz-p-dioxinen und Dibenzofuranen sind als normal analog den Handlungsempfehlungen nach EIKMANN und KLOKE einzustufen, zumal das untersuchte Gebiet nicht ein ländlicher Agrarraum, sondern ein dichtbesiedeltes Industrie-Agrar-Gebiet ist. Die Werte der Gruppe 3 finden sich in der näheren Umgebung (bis ca. 1000 m) von möglichen Emittenten. Dabei handelt es sich teilweise um landwirtschaftlich genutzte Flächen. Da auf diesen Flächen kein Weidebetrieb stattfindet, sollte eine Beratung der Landwirte über geeignete Anbauarten in Erwägung gezogen werden.

Die Proben der Gruppe 4 lagen zum überwiegenden Teil auf Brachflächen. Eine landwirtschaftliche Nutzung findet nicht statt. Außerdem lagen die Werte nur knapp über 40 ng I-TE/kg m_T.

Die gefundenen Werte in der Gruppe 5 weisen auf einen belasteten Boden hin. Alle Probenpunkte befinden sich auf Brach- bzw. Waldflächen am Osthang außerhalb des Werksgeländes der Kupfer-Silber-Hütte. Die Wahrscheinlichkeit ist sehr groß, daß durch diesen Emittenten ein Schadstoffeintrag an PCDD/F erfolgte.

Die am Hüttenstandort Helbra untersuchten Bodenproben (Probe 19, 21, 22) wiesen eine Belastung mit durchschnittlich 15 ng I-TE/kg m_T auf.

²⁶ Der Spitzenwert lag bei Probe 40 bei 330 ng I-TE/kg m_T

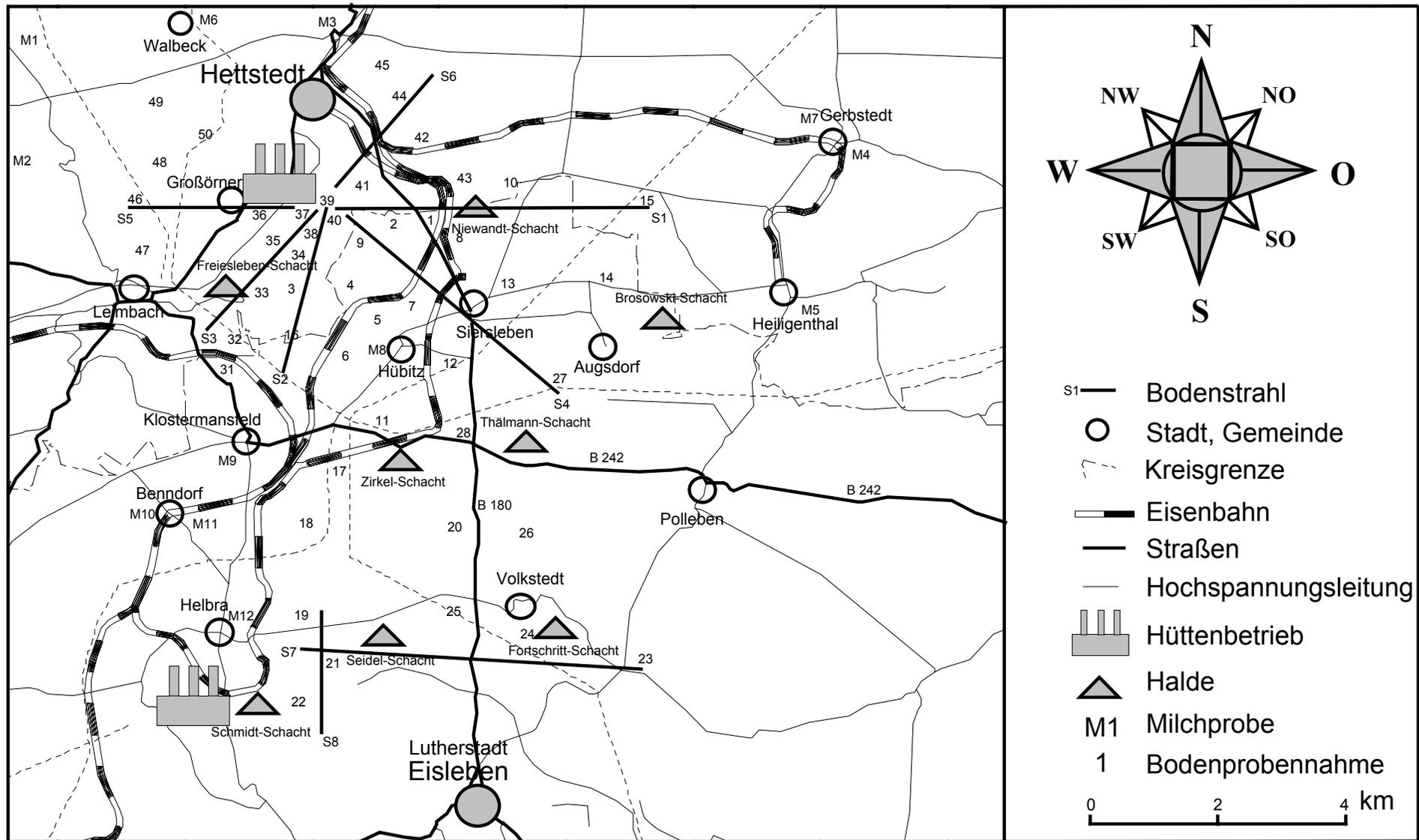


Abbildung 22: Übersicht der Probennahmepunkte im Untersuchungsgebiet Mansfelder Land

□

Die in Richtung Volkstedt gezogenen Proben (25, 24) wiesen eine geringere Belastung (6 bis 7 ng I-TE/kg m_T) auf. Heraus fällt die Probe (23), die etwas über 10 ng I-TE/kg m_T enthält und ca. 6 km östlich von Helbra entnommen wurde.

Die hohen Konzentrationen an PCDD/F in den Bodenproben im Werksgelände und außerhalb des Werkzauns lassen den Schluß zu, daß diese hauptsächlich durch frühere Schadstoffemissionen verursacht wurden. Hier kommt nur die Verarbeitung des Mansfelder Kupferschiefers (Röstreaktionsverfahren) in Betracht. Berücksichtigt man die Zusammensetzung des Erzes, so ist die Bildung von PCDD/F sehr wahrscheinlich. Das ca. 0,3 - 0,4 m mächtige tonig-mergliche Kupferschieferflöz weist einen durchschnittlichen Gehalt an organischem Kohlenstoff von ca. 6,5 % auf. Da es sich geologisch um Zechstein-Formationen handelt, findet man im Kupferschiefer entsprechende Chlorid-Gehalte, in den Bergbauhalden bis zu ca. 2% Steinsalz /89/.

Kupfer wird bei diesem Prozeß als Katalysator gewirkt haben, ähnlich wie beim Deacon-Prozeß und der De-novo-Synthese. Eine Bildung von PCDD/F kann maßgeblich im sich abkühlenden Abgas erfolgt sein.

Entsprechend dem Röstreaktionsverfahren zur Verarbeitung des Mansfelder Kupferschiefers ist die Wahrscheinlichkeit der Dioxinbildung im Schachtofen (Helbra) am größten. Die Untersuchung des Theisenschlammes auf PCDD/F bestätigt diese Annahme. Im Theisenschlamm - alt (1978-81) - fand man 1160 ng I-TE/kg m_T und im Theisenschlamm - neu (1981-90) - 2890 ng I-TE/kg m_T. Die höheren Dioxinmengen im Theisenschlamm - neu - sind möglicherweise auf den zunehmenden Einsatz von Fremdstoffen (z.B. Elektronikschrott, Fremdstäube, NE-Konzentrate) als weitere Kupferquelle im Schachtofen zurückzuführen.

Man kann davon ausgehen, daß der größte Teil der bei der Verarbeitung des Mansfelder Kupferschiefers gebildeten Dioxinmengen über den Staub in die Umwelt eingetragen wurde. Dioxine wurden außer über die Schornsteine zusätzlich über eine Anzahl von diffusen Quellen, technologiebedingt beim An- und Niederfahren des Schachtofens über die Notessen, bei der Weiterverarbeitung des Theisenschlammes und bei der Kreislaufführung des Flugstaubes im Schachtofen emittiert. Durch den zunehmenden Verschleiß der Anlagen erhöhten sich die Emissionen.

Einige Proben, die in unmittelbarer Nähe der Kupfer-Silber-Hütte Hettstedt auf Ödlandflächen genommen wurden, weisen Dioxin-Gehalte bis 100 ng I-TE/kg m_T und darüber auf. In jedem Fall liegen die Ergebnisse unterhalb der Bewertungsgrenze, ab welcher nach UBA ein Bodenaustausch empfohlen wird.

Die höheren Belastungen in werksnahen Bereichen bestätigen weiterhin die Annahme, daß die Hauptemissionen an PCDD/F von der Verarbeitung des Kupferschiefers stammen. Andere Emittenten spielen offenbar nur eine untergeordnete Rolle.

Die in der Abbildung 23 dargestellte Absolutbelastung von PCDD/F in Abhängigkeit von der Entfernung beweist, daß die relativ hohe Belastung mit PCDD/F auf einen Umkreis von etwa 500 m um die Kupfer-Silber-Hütte in Hettstedt (hauptsächlich in östlicher Richtung) beschränkt ist. Im Umkreis bis 1,5 km findet man eine erhöhte Hintergrundbelastung. Im weiteren Umkreis sind die PCDD/F-Werte als normal für eine Industrie-Agrar-Region anzusehen.

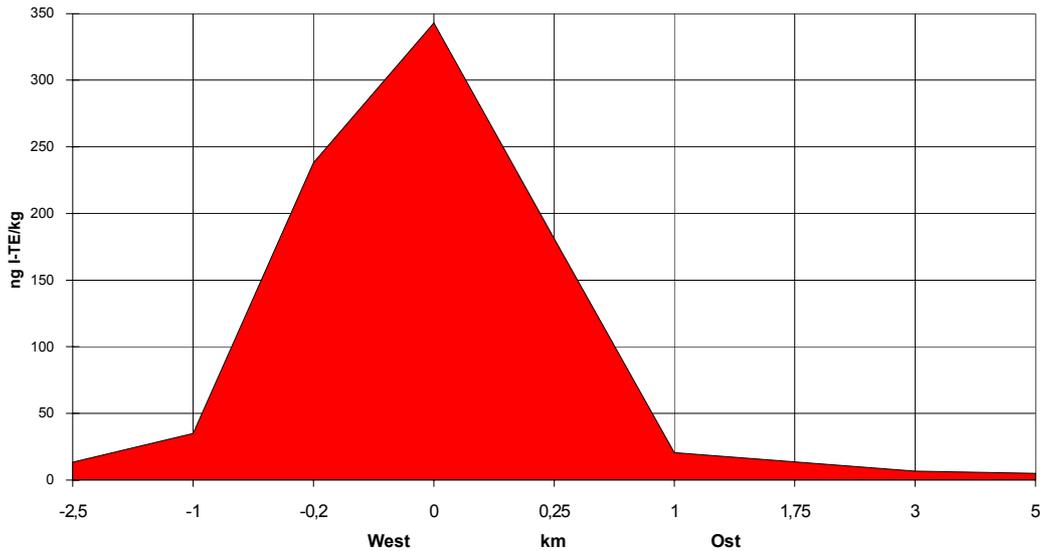


Abbildung 23: Verteilung der Belastung von PCDD/F in Bodenproben in Abhängigkeit von der Entfernung (Ost-West-Richtung)

Um die Ergebnisse besser bewerten zu können, wurden die Kongenerenverteilungen (Relativwerte der 17 besonders toxischen 2,3,7,8-Einzelkongenere) für die Proben mit erhöhten Dioxingehalten in den folgenden Abbildungen dargestellt.

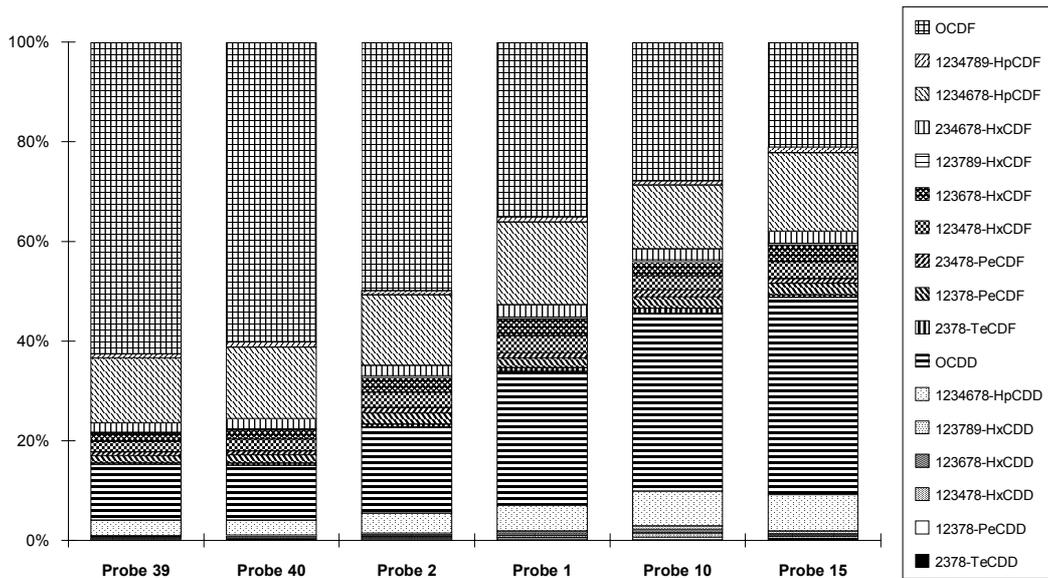


Abbildung 24: Darstellung der Kongenerenverteilung von Bodenproben östlich von Hettstedt

Die in den Abbildungen 24 bis 26 dargestellten Kongenerenverteilungen verschiedener Bodenproben aus dem Untersuchungsgebiet stimmen teilweise sehr gut überein. Abgesehen vom Unterschied beim Octadioxin bzw. -furan ist die Verteilung sehr ähnlich. Bemerkenswert ist die Übereinstimmung der Bodenproben aus dem Raum Hettstedt und Helbra im Kongenerenprofil. Die Technologie der Verarbeitung des Mansfelder Kupferschiefers hat in den verschiedenen Bodenproben eine markante Kongenerenverteilung hinterlassen.

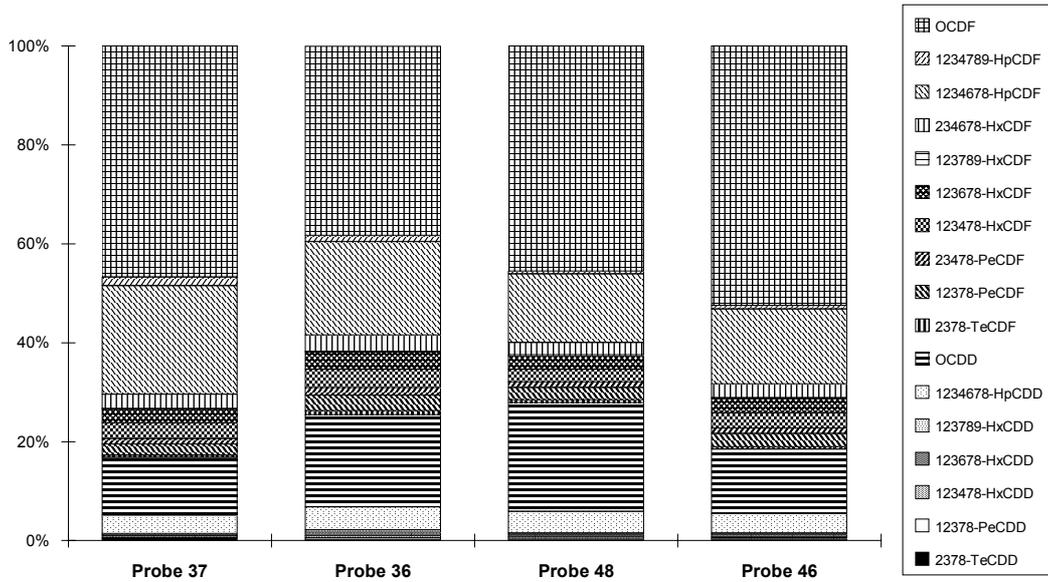


Abbildung 25: Darstellung der Kongenerenverteilung von Bodenproben westlich von Hettstedt

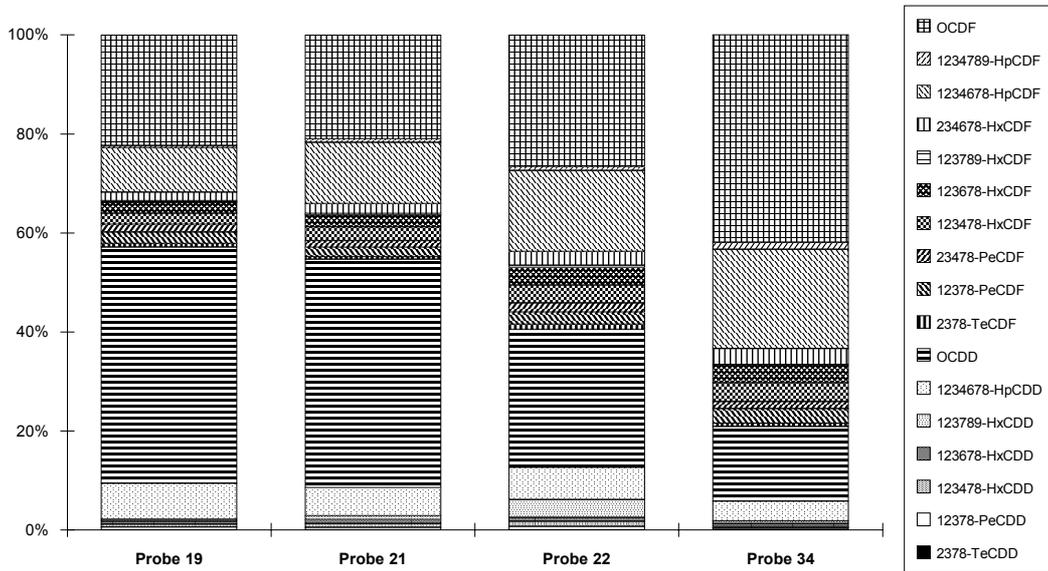


Abbildung 26: Darstellung der Kongenerenverteilung von Bodenproben östlich von Helbra

Während in den Proben aus anderen Gebieten Sachsen-Anhalts hohe Werte für die Hepta- und Octadioxine sowie niedrige Werte für die Hepta- und Octafluorene charakteristisch sind (siehe Abschnitt 4.7), ist es in den Bodenproben aus dem Mansfelder Raum genau umgekehrt.

4.3 Ilsenburg

Das Ilsenburger Territorium wurde durch die Verarbeitung von plastummantelten Kabeln und Elektronikschrott zur Kupfergewinnung durch den VEB Kupferhütte Ilsenburg stark mit Dioxinen und Furanen belastet. Kurz nach der politischen Wende wurden 1990 auch hier umfangreiche Untersuchungen auf PCDD/F in den verschiedenen Medien, vorwiegend Boden und Pflanzen, aber auch Tier und Mensch, durchgeführt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigten, daß in der Vergangenheit ein Eintrag an PCDD/F in die Umgebung stattgefunden hat. Im Verlauf der zurückliegenden Jahre wurden von der Kupferhütte in beträchtlichem Maße Dioxine und Furane emittiert. In der Umgebung der Hütte (bis 5 km) wurden im Boden erhöhte Werte von 20 bis über 200 ng TE-BGA/kg m_T gefunden.²⁷ Auch hier konnte festgestellt werden, analog zu den Ergebnissen in Hettstedt (siehe Punkt 5.2), daß sich die höchsten Belastungen auf einen Umkreis bis maximal 1 km Entfernung vom Hüttengelände in Richtung Norden, Nordwesten und Osten beschränken.

Alle PCDD/F-Werte der Bodenproben in diesem Bereich überschreiten die 5 ng TE-BGA/kg m_T der UBA/BGA-Liste und den Richtwert nach EIKMANN und KLOKE von 10 ng TE-BGA/kg m_T. Im Jahre 1990 wurden daher vorsorglich Anbaubeschränkungen entsprechend den Handlungsempfehlungen des UBA/BGA ausgesprochen /1/. Rund 63% der analysierten Bodenproben lagen über dem Wert von 40 ng TE-BGA/kg m_T. Für diese Böden würde eine Einschränkung auf bestimmte landwirtschaftliche und gärtnerische Bodennutzung gelten. Bei einem minimalen Dioxintransfer ist aber eine uneingeschränkte Nutzung wieder möglich.

Um eine genauere Aussage treffen zu können, wurden verschiedene Lebensmittel und Futtermittel untersucht, wobei der Schwerpunkt der Probenahme auf die am stärksten belasteten Gebiete gelegt wurde. In der folgenden Tabelle 26 sind die erhaltenen Ergebnisse der Untersuchung zusammengestellt.

Tabelle 26: Dioxinkonzentrationen in verschiedenen Lebensmitteln/Futtermitteln in Ilsenburg /68,93/

| Lebensmittel/Futtermittel | Probenzahl | PCDD/F-Gehalte in ng TE-BGA/kg Frischgewicht |
|---------------------------|------------|--|
| Kartoffeln | 4 | 0,002 - 0,005 |
| Möhren | 1 | 0,026 |
| Sellerie | 2 | 0,001- 0,002 |
| Futterrüben | 1 | 0,0045 |
| Porree | 3 | 0,003 - 0,116 |
| Grünkohl | 1 | 0,123 |
| Petersilie | 2 | 0,250 - 1,360 |
| Erdbeeren | 2 | 0,003 - 0,005 |
| Getreide | 2 | 0,010 - 0,020 |

Die Ergebnisse zeigen, daß sich die zum Teil hohen Gehalte in den Bodenproben nicht in den Pflanzenproben widerspiegeln. Nach /93/ werden Transferraten Boden/ Pflanze deutlich niedriger als 0,1 angegeben.

Auch die Untersuchungen von tierischen Lebensmitteln (siehe Tabelle 27) ergaben, daß die Dioxinkonzentrationen der beprobten Lebensmittel kaum über der Grundbelastung lagen, die in Lebensmitteln aus unbelasteten Gebieten ermittelt wurden.

²⁷Der Spitzenwert lag in einer Bodenprobe bei 223 ng TE-BGA/kg m_T.

Tabelle 27: Dioxinkonzentrationen in verschiedenen tierischen Lebensmitteln /68/

| Lebensmittel | Probenzahl | PCDD/F-Gehalte in ng TE/kg Fett | |
|-----------------|------------|---------------------------------|----------------|
| | | Raum Ilsenburg | Grundbelastung |
| Schwein, Rind | 2 | 0,17 - 2,40 | 0,20 - 1,66 |
| Wild | 2 | 0,00 - 3,49 | - |
| Fisch (Karpfen) | 4 | 5,20 - 22,70 | 18,1 - 43,4 |
| Milch | 5 | 0,41 - 0,76 | 0,60 - 1,60 |

Um die einzig in Frage kommende Dioxinquelle eindeutig zu identifizieren, wurden für ausgewählte Proben die Kongenerenverteilungen der siebzehn 2,3,7,8-PCDD/F in den folgenden Abbildungen dargestellt. In der Abbildung 27 ist die Kongenerenverteilung einer Probe aus dem Schornstein der Kupferhütte (Asche/Rußprobe von der Innenwand des Schornsteins) /94/ den Kongenerenverteilungen verschiedener Bodenproben und einer Klärschlammprobe aus Ilsenburg gegenübergestellt. Die Kongenerenverteilungen sind fast identisch.

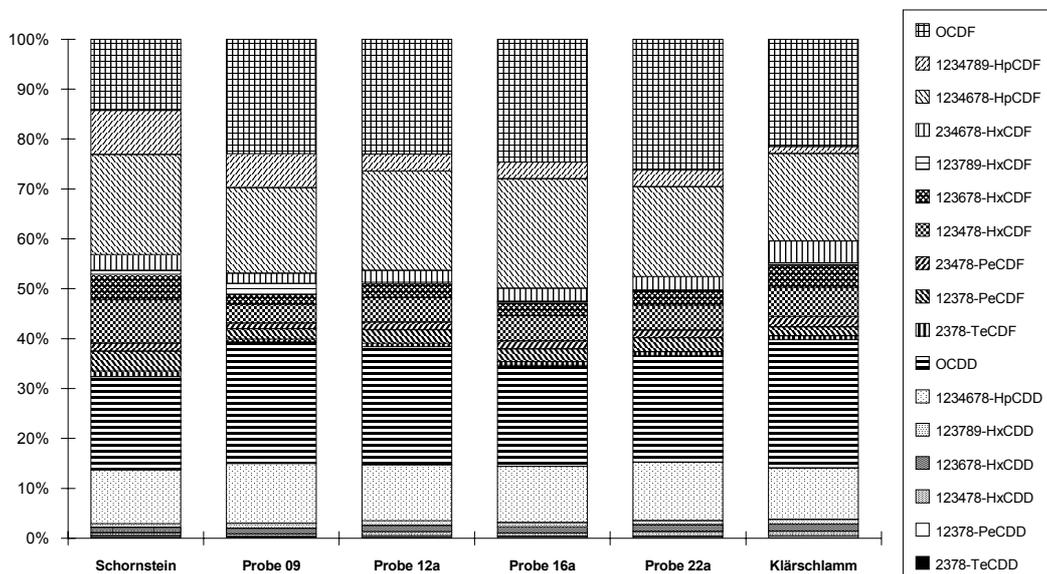


Abbildung 27: Gegenüberstellung der Kongenerenverteilungen von verschiedenen Proben aus Ilsenburg

Da auch im Klärschlamm eine gleiche Kongenerenverteilung nachweisbar ist, wird die Dominanz der einzigen Quelle noch bestätigt.

In der Abbildung 28 werden die Kongenerenverteilungen zweier Pflanzenproben mit Bodenproben und einer Schornsteinprobe verglichen. Als Pflanzenproben wurde zweimal Petersilie ausgewählt, da hier im Vergleich zu den anderen untersuchten Pflanzenarten (z.B. Kartoffeln, Grünkohl usw.) die größten Mengen an 2,3,7,8-PCDD/F nachweisbar waren. In den meisten anderen Pflanzenproben waren die 2,3,7,8-Verbindungen nur in den Nachweisgrenzen identifizierbar, so daß eine Darstellung der Kongenerenverteilung zu keinem verwertbaren Ergebnis geführt hätte.

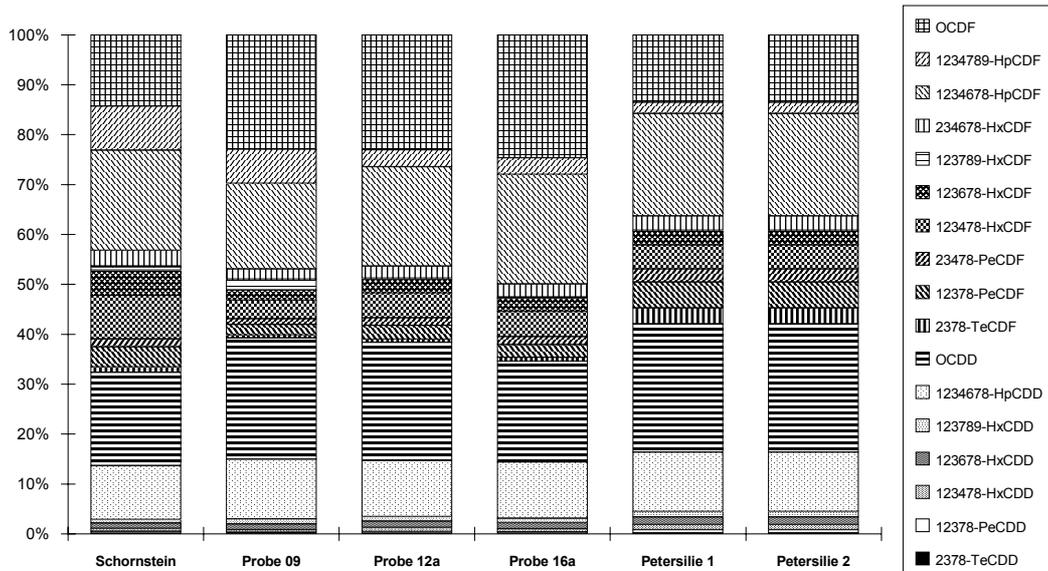


Abbildung 28: Vergleich der Kongenerenverteilungen von Pflanzenproben (Petersilie), Bodenproben und Schornstein (Hütte)

Der Hauptanteil der in Pflanzen gefundenen Dioxinmengen kommt aus dem Staubniederschlag der Luft. Bemerkenswert ist das Ergebnis für die zwei Petersilienproben. Obwohl die Proben von unterschiedlichen Standorten genommen wurden, ist die Kongenerenverteilung fast gleich. Beide Proben stammen aus dem Gebiet östlich der ehemaligen Kupferhütte, welches in der Hauptwindfahne lag. Auch hier konnte der Eintrag über den Staub nachgewiesen werden.

Im Ergebnis der umfangreichen Untersuchungen wurde festgestellt, daß die Belastung der Bevölkerung insgesamt gesehen nicht wesentlich erhöht ist. Im Raum Ilsenburg wurde die zusätzliche Aufnahme an PCDD/F über pflanzliche Lebensmittel mit 2 pg TE-BGA/Tag abgeschätzt. Die durchschnittliche Aufnahme an PCDD/F eines Erwachsenen in der Bundesrepublik Deutschland liegt bei ca. 100 pg TE-BGA/Tag. Daraus folgt eine unerhebliche Erhöhung der täglichen Dioxinaufnahme unter der Voraussetzung, daß die verzehrten Lebensmittel vorwiegend aus dem Raum Ilsenburg stammen /93/.

4.4. Untersuchungen im Gebiet Weißenfels/Merseburg/Schkopau

4.4.1 Untersuchungsgebiet 9 (Raum Merseburg/Schkopau)

Mitteldeutschland entwickelte sich seit den zwanziger und dreißiger Jahren, bedingt durch die günstigen Rohstoff- und Verkehrsbedingungen, zu einem Schwerpunkt der carbochemischen und braunkohlenverarbeitenden Industrie. Damit verbunden waren erhebliche Emissionen an Schadstoffen. Durch die gesellschaftliche Wende im Osten Deutschlands und den damit verbundenen wirtschaftlichen Umbrüchen ist die Emission an Schadstoffen (Sanierung und Stilllegung umweltverschmutzender Altanlagen) deutlich zurückgegangen. Ein Untersuchungsgebiet ist das UG 9, das im wesentlichen den Raum Halle/Merseburg umfaßt /95/. Im Rahmen dieses Projekts sollen die Grundbelastungen mit PCDD/F in den Bodenproben ermittelt werden.

Mit der Leuna GmbH und der Buna GmbH liegen zwei chemische Großbetriebe in dieser Region. Eine wichtige Sparte der Buna GmbH ist die Produktion von PVC. Um den veränderten Stoffströmen gerecht zu werden und den Stoffkreislauf für Chlor wieder herzustellen, beabsichtigt die Buna GmbH den Neubau einer Oxichlorierungsanlage. Im Vorfeld der Planungen dieser Anlage und der zu erwartenden öffentlichen Diskussion um die Chlorchemie insgesamt, war es außerdem notwendig, die Belastung mit PCDD/F im Boden der Umgebung des Buna-Werkes zu untersuchen.

Als Grundlage für die Festlegung der Probenahmepunkte dienten die für das Untersuchungsgebiet 9 erarbeiteten Kataster der Immissions- und Wirkungsuntersuchungen. Insgesamt wurden daraus 75 Punkte ausgewählt:

- 30 Punkte (Übersichtspunkte des UG 9),
- 9 Punkte im Süden von Halle/Ammendorf,
- 7 Punkte östlich von Schkopau (Döllnitz),
- 21 Punkte um Schkopau,
- 8 Punkte nördlich von Merseburg.

Im Ergebnis dieser Untersuchungen kann festgestellt werden, daß in allen Bodenproben polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane nachgewiesen werden konnten /96/. Ordnet man die Ergebnisse mit Hilfe der Orientierungswerte der Bund/Länder-AG DIOXINE ein, so ergibt sich folgende Tabelle.

Tabelle 28: Einteilung der gefundenen Belastungen mit PCDD/F entsprechend den Handlungsempfehlungen der Bund/Länder-AG DIOXINE /18/ (PCDD/F-Gehalte in ng I-TE/kg m_T)

| Gruppe | Belastung mit PCDD/F | Anzahl der Proben |
|--------|-------------------------------------|-------------------|
| 1 | bis 5 ng I-TE/kg m _T | 55 |
| 2 | 5 bis 10 ng I-TE/kg m _T | 14 |
| 3 | 10 bis 40 ng I-TE/kg m _T | 5 |
| 4 | über 100 ng I-TE/kg m _T | 1 |

Beim überwiegenden Teil der Proben (55 von 75; 73,3%) sind die analysierten Werte als Hintergrundbelastung (weniger als 5 ng I-TE/kg m_T) einzustufen. Weitere 14 Proben weisen Gehalte zwischen 5 und 10 ng I-TE/kg m_T auf und sind ebenso als Hintergrundbelastung nach KLOKE/EIKMANN /27/ einzuschätzen.

Die Proben, die PCDD/F in Konzentrationen größer als 10 ng I-TE/kg m_T aufweisen, stammen alle von nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen. Wie in Abbildung 29 dargestellt ist, beschränkt sich der größte Teil der belasteten Proben auf den Raum Schkopau (Umgebung des Buna-Werkes). Hier wurde auch die höchste Belastung auf einer Ödlandfläche an der Buna-Halde mit 284 ng I-TE/kg m_T gefunden. Nur zwei andere Proben weisen noch erhöhte Dioxinwerte (HAS 53 mit 15,2 ng I-TE/kg m_T und DÖL 8 mit 16,7 ng I-TE/kg m_T) auf. Dieses Ergebnis ist bemerkenswert, da man für diesen industriellen Ballungsraum, mit der chemischen Industrie als Schwerpunkt, höhere Belastungen mit PCDD/F erwartet hätte.

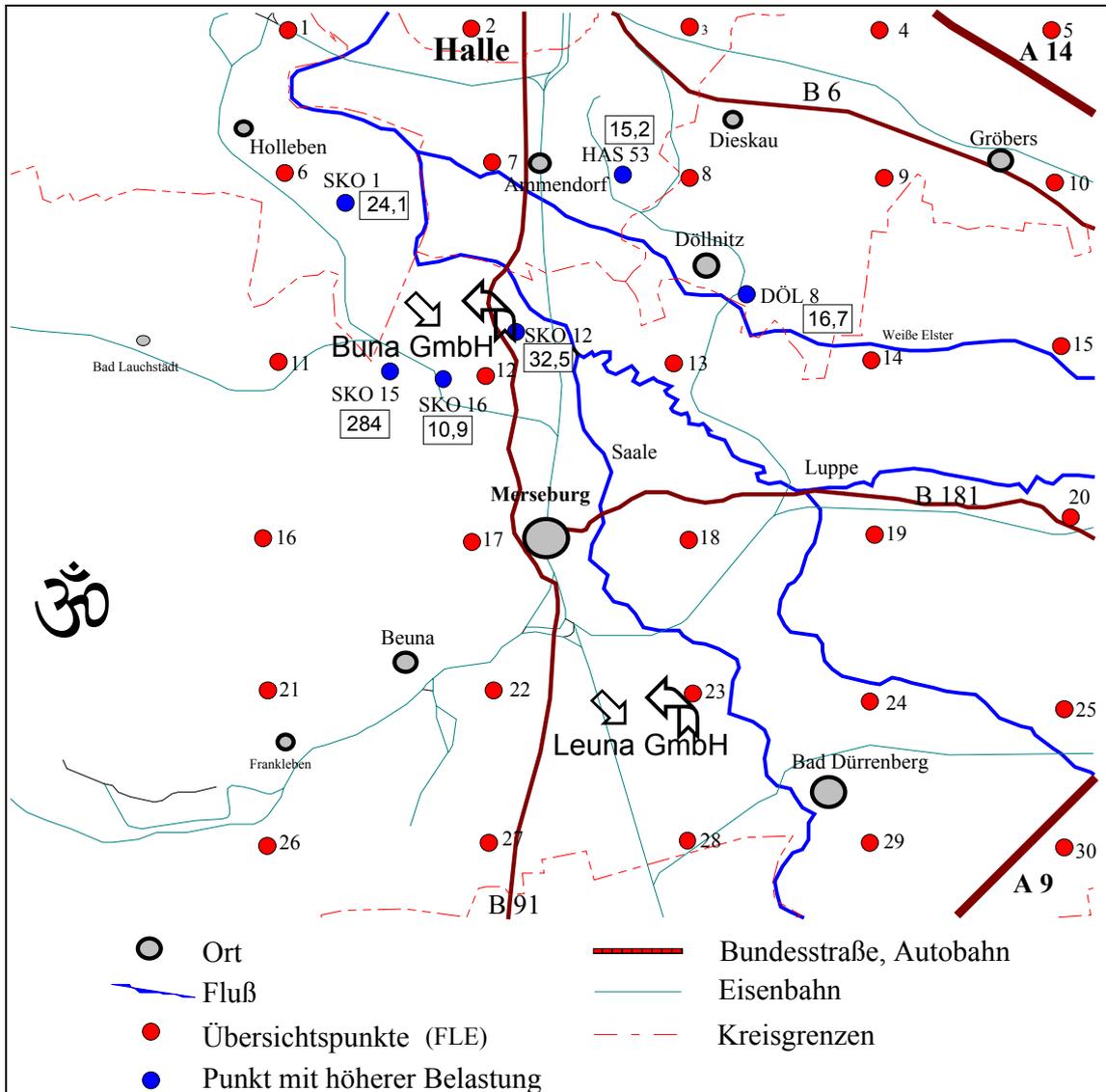


Abbildung 29: Probenahmepunkte im UG 9 (Übersichtspunkte + ausgewählte Punkte mit erhöhten PCDD/F-Gehalten)

Auch in der Kongenerenverteilung (siehe Abbildung 30 und 31) wird sichtbar, daß ein signifikanter Einfluß durch eine Dioxinquelle nicht vorhanden ist. Gerade die Proben mit etwas höheren PCDD/F-Gehalten sind in ihrer Kongenerenverteilung sehr unterschiedlich.

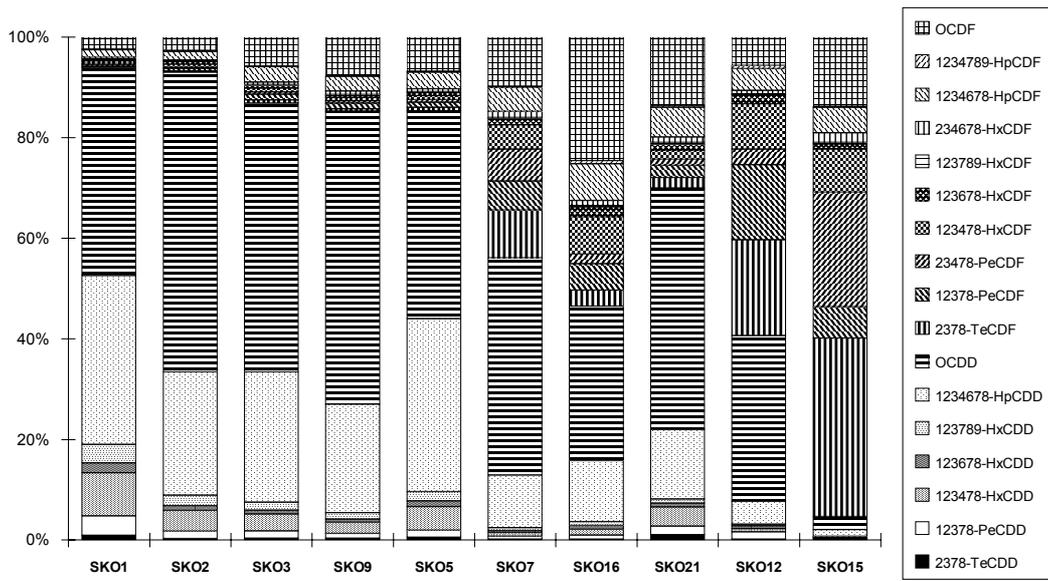


Abbildung 30: Kongenerenverteilung der Bodenproben um Schkopau

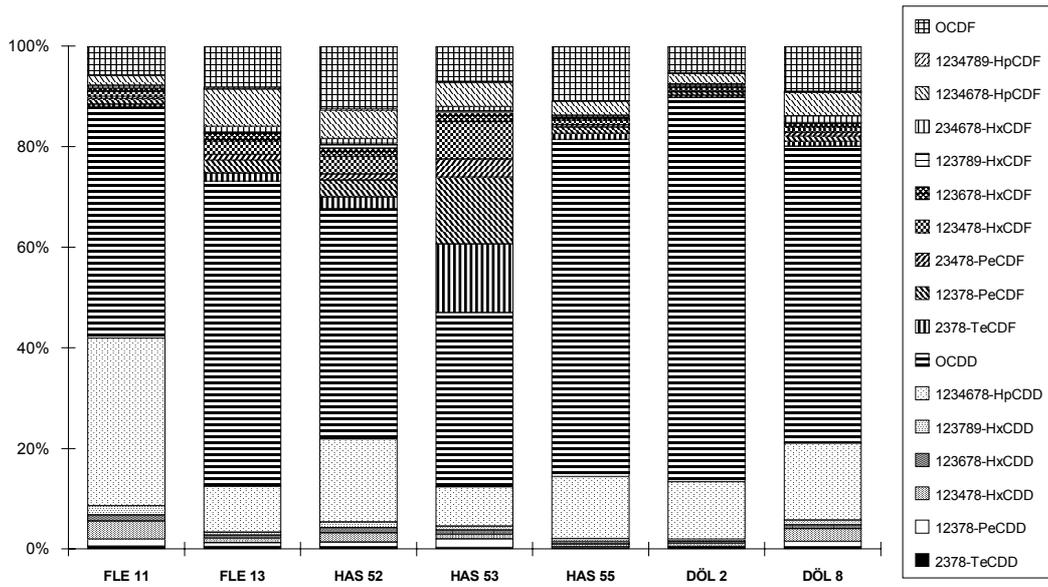


Abbildung 31: Kongenerenverteilung der Bodenproben mit mehr als 5 ng I-TE/kg m_T

4.4.2 Untersuchungsgebiet 10 (Raum Weißenfels)

Ein weiteres Untersuchungsgebiet ist das UG 10 (Raum Naumburg - Weißenfels - Zeitz - Hohenmölsen), in dem hauptsächlich die braunkohleverarbeitende Industrie (Brikettfabriken und Energieerzeugung) für die Emission an Luftschadstoffen verantwortlich ist.

Erste Bestimmungen von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen fanden im Winter 92/93 statt. Eine Detailstudie zur Dioxin-Belastung in Weißenfels fand in den Bodenproben im Stadtgebiet vergleichsweise hohe Werte bis 476 ng I-TE/kg m_T /97/. Diese Daten konnten allerdings nicht validiert werden und wurden inzwischen zurückgezogen /98/. Auf der Grundlage dieser Ergebnisse wurden dreizehn weitere Punkte im Stadtgebiet von Weißenfels für die Bestimmung der PCDD/F im Boden ausgewählt. An zwei Probepunkten, von denen Ergebnisse vorlagen, erfolgten Kontrolluntersuchungen.

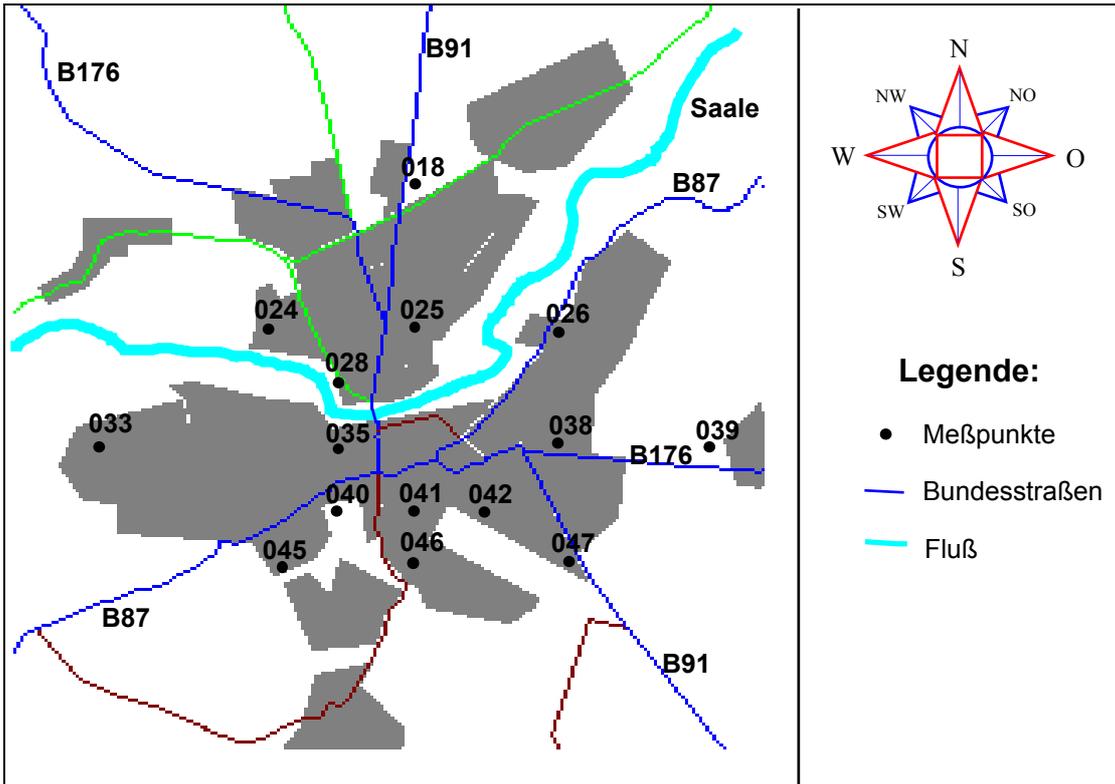


Abbildung 32: Übersicht der Meßpunkte im Stadtgebiet von Weißenfels (Punktnummer gleich Nummer aus Meßpunktraster)

Die Ergebnisse der Untersuchung von Bodenproben auf polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane im Stadtgebiet von Weißenfels zeigen, daß keine höheren Werte gefunden wurden /99/. Nur zwei Proben lagen mit 6,18 bzw. 10,2 ng I-TE/kg m_T über der 5 ng-Grenze nach UBA/BGA. Der größte Teil der Proben wies PCDD/F-Gehalte auf, die als Hintergrundbelastung anzusehen sind.

In der nachfolgenden Tabelle 29 sind die Analysenergebnisse der Bodenproben zusammengefaßt.

Tabelle 29: Ergebnisse der Untersuchungen auf PCDD/F in Bodenproben aus dem Stadtgebiet von Weißenfels /99/

| Probe-Nr. | Meßpunkt | I-TE ng/kg m _T |
|-----------|----------|---------------------------|
| 1 | 018 | 1,46 |
| 2 | 024 | 1,34 |
| 3 | 025 | 2,34 |
| 4 | 026 | 1,57 |
| 5 | 028 | 1,97 |
| 6 | 033 | 3,60 |
| 7 | 035 | 4,91 |
| 8 | 038 | 6,18 |
| 9 | 039 | 1,29 |
| 10 | 040 | 2,49 |
| 11 | 041 | 3,39 |
| 12 | 042 | 1,32 |
| 13 | 045 | 10,20 |
| 14 | 046 | 2,79 |
| 15 | 047 | 1,00 |

Die in der nachfolgenden Abbildung 33 dargestellten Kongenerenverteilungen für die Proben, deren PCDD/F-Gehalte über 2 ng I-TE/kg m_T liegen, sind sehr ähnlich. Kleine Unterschiede sind nur für die Octadioxine und -furane feststellbar. Eine signifikante Quelle mit lokaler Zuordnung, die für den Eintrag an PCDD/F verantwortlich sein könnte, ist nicht nachweisbar.

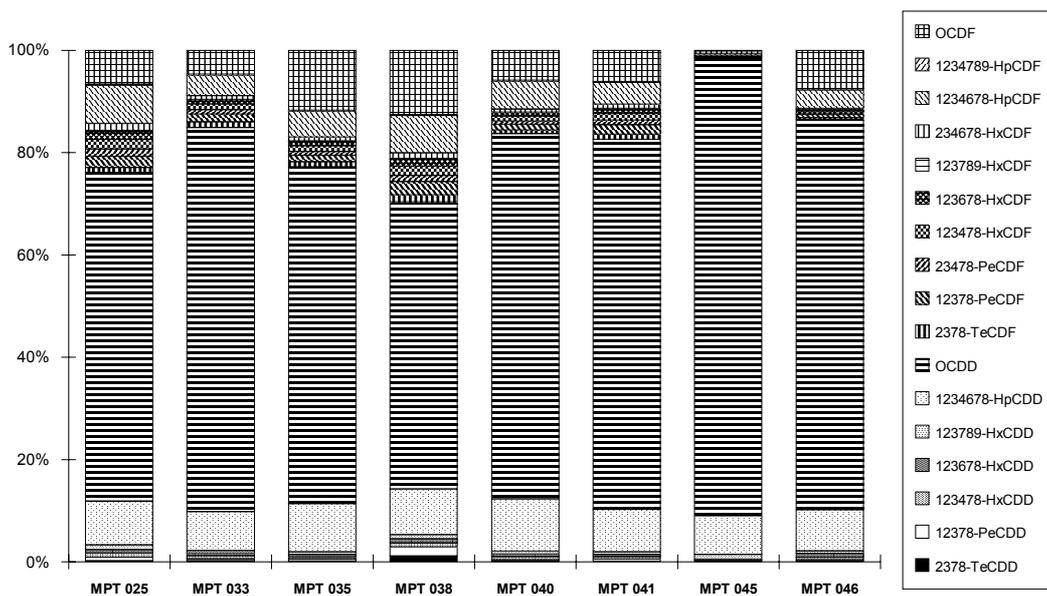


Abbildung 33: Kongenerenverteilung in Bodenproben aus dem Stadtgebiet von Weißenfels (PCDD/F-Gehalte > 2 ng I-TE/kg m_T)

Zusammenfassend kann auch für das UG 10 festgestellt werden, daß die Belastung mit PCDD/F gering ist.

5 Literatur

- /1/ Lahl, U.; Zeschmar-Lahl, B.: PCDD/F-Bilanz und Bewertung vor dem Hintergrund des "EPA-Reassessment". Tagungsband zum Dübendorfer Dioxintag, 1995, S. 109 - 153
- /2/ NATO/CCMS: International Toxicity Equivalent Factor (ITEF). Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds. Report Number 176, 1988
- /3/ Mücke, W.; Thoma, H.; Fiedler, H.: PCDD/PCDF in Human Liver and Adipose Tissue: Evaluation of Levels by Different TEF-Schemes. Organohalogen Compounds 4 (1990), S. 105 - 108
- /4/ Fiedler, H.; Hutzinger, O.: Literaturstudie: Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane (PCDD/PCDF). Organohalogen Compounds 5 (1991)
- /5/ Kaune, A.; Fiedler, H.: Ein Überblick über Eintrag und Verhalten von PCDD/F in Böden. Organohalogen Compounds 7 (1991), 2, S. 275 - 284
- /6/ Umweltbundesamt; Bundesgesundheitsamt: Bundesgesundheitsblatt, Sonderheft 1993
- /7/ LAI "Immissionsschutz", Bericht des UA "Wirkungsfragen": Immissionswerte für die Luftschadstoffe PCDD/PCDF, 18.04.94
- /8/ Krowke, R.: Teratogenität und Fetotoxizität von PCDDs und PCDFs. VDI-Berichte 634 (1987), S. 431 - 442
- /9/ Dekant, W.; Vamvakas, S.: Toxikologie für Chemiker und Biologen. Heidelberg, Berlin, Oxford: Spektrum Akademischer Verlag, 1994
- /10/ Abel, J.: 2,3,7,8-TCDD-Intoxikation beim Menschen. VDI-Berichte Nr. 634 (1987), S. 487 - 501
- /11/ Krowke, R.: Die Toxizität von polychlorierten Dioxinen und Furanen - Aus welchen Quellen kommt die Hauptbelastung für den Menschen. Entsorgungspraxis-Spezial 11/12 (1991), S. 3 - 7
- /12/ Dauderer, M.: Umweltgifte - Diagnostik und Therapie", Kompendium der Klinischen Toxikologie Teil III - Band 13, Landsberg (Lech): ecomed Verlagsgesellschaft mbH, 1991
- /13/ Roth, L.; Dauderer, M.: Giftliste, 49. Erg. Lfg. Landsberg (Lech): ecomed Verlagsgesellschaft mbH, 2 (1992), S. 1 - 18,
- /14/ Schwind, K.H.; Thoma, H.; Hutzinger, O.; Dawidowsky, N.; Greiner, R.; Essers, U.; Bessey, E.: Emission halogener Dibenzodioxine (PXDD) und Dibenzofurane (PXDF) aus Verbrennungsmotoren. UWSF - Z. Umweltchemie Ökotoxikologie 3 (1991), S. 291 - 298
- /15/ Krause, G.H.M.; Delschen, T.; Fürst, P.; Hein, D.: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F). Teil 1- Teil 3: Bewertung der Belastung durch PCDD/F aus der ehemaligen Kupfergewinnung im Raum Marsberg, NRW. UWSF - Z. Umweltchemie Ökotoxikologie 5 (1993), 4, S. 194 - 215
- /16/ Keding, M.; Langenohl, T.: Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF) im Klärschlamm - Emissions- oder Immissionsproblem? Entsorgungspraxis-Spezial 11/12 (1991), S. 53 - 54

- /17/McLachlan, M.S.; Reissinger, M.: The Influence of Sewage Sludge Fertilization on the PCDD/F Concentration in Soil. *Organohalogen Compounds* 1 (1990), S. 577 - 580
- /18/Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, Hrsg. BMU, Januar 1992
- /19/Bund/Länder-Arbeitsgruppe DIOXINE, UAG I - Meßprogramme. Harmonisierung von Methoden der Probenahme und Analytik zur Durchführung von Meßprogrammen. Bericht 1991
- /20/Rotard, W.: PCDD/PCDF in Wasser/Sediment und Boden. *VDI-Berichte* 634 (1987), S. 203 - 219
- /21/Götz, R.; Schumacher, E.; Kjeller, L.-O.; Bergqvist, P.-A.; Rappe, C.: Polychlorierte Dibenzop-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) in Sedimenten und Fischen aus dem Hamburger Hafen. *Chemosphere* 20 (1990), S. 51 - 73
- /22/Evers, E.H.G.; Ree, K. C. M.; Olie, K.: Spatial Variations and Correlations in the Distribution of PCDDs, PCDFs and Related Compounds from River Rhine - Western Europe. *Chemosphere* 17 (1988), S. 2271 - 2288
- /23/Prinz, B.; Krause, G.H.M.; Rademacher, L.: Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane - Untersuchung zur Belastung von Gartenböden und Nahrungspflanzen. *Staub - Reinhaltung der Luft* 50 (1990), S. 377 - 381
- /24/NRW-Meßprogramm "Chloraromaten - Herkunft und Transfer" Abschlußbericht MURL, NRW, Juni 1991
- /25/Beck, H.; Droß, A.; Mathar, W.: PCDDs, PCDFs and Related Contaminants in German Food Supply. *Organohalogen Compounds* 6 (1991), 1, S. 133 - 144
- /26/Alder, L.; Beck, H.; Mathar, W.; Palavinskas, R.: PCDDs, PCDFs, PCB and other Organochlorine Compounds in Human Milk Levels and their Dynamics in Germany. *Organohalogen Compounds* 21 (1994), S. 39 - 43
- /27/Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-)stoffe in Böden von T. Eikmann, Gelsenkirchen und A. Kloke, Berlin
- /28/Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA-Luft) vom 27. Februar 1986; *GMBI.* , S. 95 ff.
- /29/Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Verbrennung für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe - 17. BImSchV) vom 23. November 1990, *BGBl. I* , S. 2832 ff.
- /30/Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Kleinf Feuerungsanlagen - 1. BImSchV) vom 15. Juli 1988, *BGBl. I* , S. 1059 ff.
- /31/Neunzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Chlor- und Bromverbindungen als Kraftstoffzusatz - 19. BImSchV) vom 17. Januar 1992, *BGBl. I* , S. 75 ff.
- /32/Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalienverbotsverordnung - ChemVerbotsV) vom 14. Oktober 1993, *BGBl. I*, S. 1720 ff., zuletzt geändert durch G. v. 25. 7. 1994, *BGBl. I*, S. 1689 ff.

- /33/Verordnung zum Schutz vor gefährlichen Stoffen
(Gefahrstoffverordnung - GefStoffV) von 26. Oktober 1993, BGBl. I, S. 1782 ff.,
ber. S. 2049, zuletzt geändert durch VO v. 19. 9. 1994, BGBl. I, S. 2557 ff.
- /34/Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992, BGBl. I, S.912 ff.
- /35/Erarbeitung von Anforderungen zur Emissionsbegrenzung von Dioxinen und
Furanen Bericht der Arbeitsgruppe des Unterausschusses Luft/Technik des
Länderausschusses für Immissionsschutz; September 1994
LAI-Schriftenreihe, Bd. 9, E.Schmidt-V., Berlin, 1995
- /36/Thuß, U.; Popp, P.; Ehrlich, Ch.; Kalkoff, W.-D.: Domestic Lignite Combustion as Source
of Polychlorodibenzodioxins and -furans (PCDD/F).
Chemosphere 31 (1995), S 2591 - 2604
- /37/Genehmigungsunterlagen zur Sonderabfallverbrennungsanlage Bitterfeld
- /38/Horch, K.; Schetter, G.; Fahlenkamp, H.: Dioxinminderung für Abfallverbrennungs-
anlagen. Entsorgungspraxis-Spezial 6 (1992), S. 15 ff.
- /39/Fiedler, H.: Quellen von PCCD/PCDF und Konzentrationen in der Umwelt.
Dioxin - Informationsveranstaltung; Tagung vom 12. bis 14.06.95 in Bayreuth
- /40/G. Wang- Andersen; J. Keys; B. Edwards; M. Krautter: DIOXIN-FABRIKEN
Eine Studie über die Entstehung und Verbreitung von Dioxinen und anderen
Chlororganika bei der Produktion von PVC, Greenpeace e.V., Hamburg,
April 1993
- /41/Nierhauve B.: Anmerkungen der Mineralölindustrie zu Forderungen nach
umweltfreundlicheren Kraftstoffen.
mineralöl-mineralölrundschau 10 (1994), S. 1 - 9
- /42/Haglund P.; Egebäck K.-E.; Jansson B.: Analysis of polybrominated dioxins and
furans in vehicle exhaust. Chemosphere Vol. 17 (1988), S. 2129 - 2140
- /43/Luftreinhalteplan 1994 des Landes Sachsen-Anhalt
Untersuchungsgebiet 10: Weißenfels-Naumburg-Hohenmölsen-Zeitz
Band 1.3: Emissionskataster für die Emittentengruppe "Verkehr"
- /44/Luftreinhalteplan (Entwurf des Arbeitsberichtes)
Untersuchungsgebiet 9: Großraum Halle-Merseburg
Band 1.4: Emissionskataster für die Emittentengruppe "Verkehr"
- /45/Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle: Vorkommen und Transfer von Dioxinen
und Schwermetallen im Raum Merseburg, Lützen, Naumburg, Zeitz - Abschlußbericht.
Leipzig/Halle, 1994
- /46/Hiester: Immissionsmeßergebnisse im Umfeld relevanter Emittenten. Ergebnisse
und Maßnahmen des Dioxinmeß- und -Minderungsprogramms des Landes
Nordrhein-Westfalen, Essen 1994, S. 71 - 75
- /47/Binder, G.: Erfahrung mit Bränden unter Beteiligung von PVC
Hrsg. Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V. Bonn, Juli 1993
- /48/Schweißer, R.; Präger, W.: Brand- und Einsatzgeschehen 1993 im Land
Sachsen-Anhalt. Institut der Feuerwehr Sachsen-Anhalt, Jahresbericht,
Heyrothsberge 1994, S. 103 - 105

- /49/Bericht zur Landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung in Sachsen-Anhalt - Auswertung der Ausbringungspläne 1993. Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Sachsen-Anhalt, 1993
- /50/Übersicht der Klärschlammuntersuchungen in Sachsen-Anhalt seit 1992, Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Sachsen-Anhalt, Stand 6/95
- /51/Fiedler, H.: Quellen von PCDD/PCDF und Konzentrationen in der Umwelt. Organohalogen Compounds 22 (1995), S. 7 - 29
- /52/Fiedler, H.: Quellen von PCDD/PCDF und Konzentrationen in der Umwelt. Organohalogen Compounds 16 (1993), S. 7 - 38
- /53/Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1995, Heft 16, Stand der Kompostierung in Sachsen-Anhalt und Beprobung von Kompostierungsanlagen
- /54/Merkblatt M 10 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Februar 1995, Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost
- /55/Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., März 1994, Methodenbuch zur Analyse von Kompost, 2. Auflage
- /56/Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz, Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (TA Siedlungsabfall), Juni 1993
- /57/Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1993, Heft 7, Klärschlammverwertung im Landschaftsbau
- /58/Analysenbericht vom 24.07.92, Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt
- /59/Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt, Halle/Saale, 1995
- /60/Wassergütestelle Elbe: Bericht über die Dioxinuntersuchungen an sedimentierten Schwebstoffen aus der Elbe und ihren Nebengewässern, Hamburg, 1994
- /61/Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: "Untersuchung auf polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane sowie ausgewählte Elemente in den Sedimenten der Saale", Abschlußbericht, Halle/Saale, 1995
- /62/ITU GmbH: Bericht über die PCDD/F-Gehalte in Böden und Sedimenten der Muldeaeue, Bericht-Nr. B92/267e, Berlin, 1992
- /63/ITU GmbH: Bericht über die Kontamination der Umgebung des Spittelwassers mit schadstoffbelasteten Ionenaustauscherharzen, Bericht-Nr. B92/220, Berlin, 1992
- /64/Abschlußbericht des Projektes Untersuchungen auf polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane sowie ausgewählte Elemente in den Sedimenten der Saale, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 4/1995
- /65/Richtlinie für die Entsorgung von Baggergut im Land Sachsen-Anhalt, Entwurf, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 8/1995
- /66/Krauß, P.; Mahnke, K.; Freire, L.: Bestimmung von PCDD/F und PCB in Waldböden. Organohalogen Compounds 22 (1995), S. 383 - 392

- /67 Horstmann, M.; Bopp, U.; McLachlan, M.S.: PCDD/F-Depositionsmessungen in einem Fichtenbestand und einer benachbarten Freilandfläche. Organohalogen Compounds 22 (1995), S. 341 - 346
- /68/Ministerium für Umwelt und Naturschutz Sachsen-Anhalt: Information zu Umweltbelastungen im Umfeld der Kupferhütte Ilsenburg. Magdeburg, 1992
- /69/GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH: Prüfbericht 61811-001 B01, Wittenberg, 1993
- /70/GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH: Prüfbericht 61811-013 P03 066, Wittenberg, 1994
- /71/Malisch, R.: Untersuchung von Lebensmitteln auf PCDD/PCDF. Organohalogen Compounds 22 (1995), S.263 - 273
- /72/Päpke, O.; Fürst, P.: Dioxinkonzentrationen in Lebensmitteln und Humanproben. Organohalogen Compounds 22 (1995), S. 143 - 158
- /73/Päpke, O.; Ball, M.; Lis, A.: Various PCDD/PCDF Patterns in Human Blood Resulting From Different Occupational Exposures. Presented on DIOXIN 91, North Carolina, 23. - 27. September 1991
- /74/Kieselrot-Studie, Humanmedizinische Untersuchungen. Bericht des Hygiene-Instituts des Ruhrgebiets im Auftrag des Ministers für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen, September 1991
- /75/Basler, A.; Greim, H.; Henschler, D.; Neubert, D.; Somogyi, A.; Schlipkötter, H.-W.: Stellungnahme zu Dioxingehalten im Blutfett der Bevölkerung. Berlin, 1991
- /76/Edelmann, M.; Wilken, M.: Untersuchung sensibler Nutzflächen westlich der Karl-Liebknecht-Str. in der Gemeinde Greppin. Bericht der ITU Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Prüfbericht B93-85, Berlin, 1992
- /77/Wilken, M.: Orientierende Bodenuntersuchungen im Siedlungsraum von Greppin bis einschließlich des Stadtgebietes von Bitterfeld. Ergebnisbericht der ITU Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Prüfbericht B93-78, Berlin, 1992
- /78/Wilken, M.: Untersuchungsprogramm "Bodenbelastung mit halogenorganischen Stoffen im Raum Bitterfeld/Wolfen". Endbericht der ITU Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Berlin, 1991
- /79/Schrey, P.; Wittsiepe, J.; Ewers, U.; Exner, M.; Selenka, F.: Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane in Humanblut, Bundesgesundheitsblatt 36 (993), S. 455 - 463
- /80/Päpke, O.; Ball, M.; Lis, A.: PCDD/PCDF in Humans, a 1993- Update of Background Date. Chemosphere, 29 (1994), S. 2355 - 2360
- /81/Päpke, O.; Ball, M.; Lis, A.; Wuthe, J.: PCDD/PCDFs in Humans, Follow-up of Background Data for Germany, 1994, Presented at Dioxin 94, Kyoto, 21.-25. Nov. 1994
- /82/NUD-Noell: Pilotstudie zur Gesamtsicherung eines hochkontaminierten Chemie-Standortes: Chemie AG Bitterfeld/Wolfen, 1992

- /83/Wilken, M.: Weiterführende Untersuchung über Kontaminationen in der Umgebung des Spittelwassers und am alten Schlangengraben. Ergebnisbericht der ITU Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Prüfbericht B93/106, Berlin, 1992
- /84/Wilken, M.: Bericht über Abschätzung des Gefährdungspotentials auf dem ehem. als Deponie genutzten Gelände der sogenannten Knie-/Saargrube. Ergebnisbericht der ITU Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz gmbH, Prüfbericht B 93/41, Berlin 1992
- /85/ Wilken, M.. Kontamination in der Umgebung des Spittelwassers mit schadstoffbelasteten Ionenaustauscherharzen. Ergebnisbericht der ITU Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz GmbH, Prüfbericht B92/220, Berlin, 1992
- /86/GEO: Humanbiologische Untersuchungen auf HCH- und Dioxin-Kontamination von Einwohnern des Landkreises Bitterfeld: Bielefeld, 1992
- /87/Ministerium für Umwelt und Naturschutz Sachsen-Anhalt: Information des Landes Sachsen-Anhalt zum nationalen Sonderprogramm Bitterfeld - Halle - Merseburg, Bitterfeld Information, Magdeburg, 1994
- /88/Arge TÜV Bayern - L.U.B.: Umweltsanierung Mansfelder Land 1991
- /89/Ost-Rassow - Lehrbuch der chemischen Technologie:
Johann Ambrosius Barth - Verlag, Leipzig, 1955, S. 1105 ff.
- /90/GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH: Prüfbericht O - 9211 - 0137, Wittenberg, 1993
- /91/GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH: Prüfbericht O - 9311 - 0170, Wittenberg, 1994
- /92/Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt: Abschlußbericht des Projektes Untersuchungen auf polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane sowie polychlorierte Biphenyle im Mansfelder Land (Raum Helbra/Hettstedt): Halle, 1994
- /93/REEMTSMA Umweltinstitut GmbH: Gutachten zur Umweltbelastung im Umfeld der Kupferhütte Ilsenburg, Dresden, 1992
- /94/GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH: Prüfbericht O - 9402 - 1431, Wittenberg, 1994
- /95/Verordnung zur Festsetzung von Untersuchungsgebieten vom 30. September 1991, GVBl. LSA Nr. 31/1991
- /96/GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH:
Prüfbericht O - 9311 - 0237x, Wittenberg, 1994
- /97/ Meßbericht des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH
"Vorkommen und Transfer von Dioxinen und Schwermetallen im Raum Merseburg, Lützen, Naumburg, Zeitz", 10.03.93
- /98/ Schreiben des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH (UFZ) vom 06.09.1994 an Ministerium für Umwelt und Naturschutz Sachsen-Anhalt
- /99/ GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz und Umweltanalytik mbH:
Prüfbericht O - 9311 - z270, Wittenberg, 1993