

BEKANNTMACHUNGEN

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesärztekammer

Potentielle Gesundheitsgefahren durch Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen

Vorwort

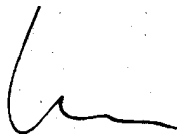
Die sachgemäße Müll-Beseitigung ist ein ebenso wichtiger Teil unserer logistischen Infrastruktur, wie etwa die Wasserversorgung oder die Erzeugung und Verteilung von Energie. Eine sachgerechte Abfall-Behandlung muss aber auch im Sinne einer Daseinsvorsorge für die nächste Generation durchgeführt und verstanden werden. Nur so ist zu verhindern, dass sich die nachfolgende Generation mit sogenannten Altlasten auseinandersetzen muss.

An der Spitze der verschiedenen Verfahren der Müll-Bewältigung stehen neben einer primären Vermeidung von Abfall auch seine Weiterverarbeitung bzw. Wiederverwertung („Recycling“). Die Ablagerung von (nicht verwertbarem) Müll wird auf (sortierten) Deponien durchgeführt. Eine verbotene Ablagerung von Müll auf unsortierten „Kippen“ kann nicht ausgeschlossen werden. Als weitere Verfahrensmöglichkeiten sind die (biologische) Kompostierung und die thermische Behandlung („Müllverbrennung“) weltweit im Gebrauch. Hiervon unabhängig besteht die Notwendigkeit, vorhandene Verfahren zu verbessern und neue Konzepte zu entwickeln. Sowohl diese genannten als auch weitere nicht erwähnte Methoden werden unter dem Begriff der Entsorgung zusammengefasst. Außer dem Hausmüll (etwa 30 Millionen Tonnen/Jahr) fallen auch beträchtliche Mengen von Gewerbe- und Industiemüll (zum Beispiel jährlich etwa 2,6 Millionen zu „verschrottende“ Autos) zur Entsorgung an. Dieser zahlenmäßige Ausschnitt des Müll-Mengen-Problems mag als informeller Pars pro toto genügen.

In der Praxis werden die verschiedenen methodischen Möglichkeiten der Entsorgung so miteinander kombiniert („integrierte Abfallentsorgungskonzepte“), dass sie den jeweils regional anfallenden Müll möglichst optimal beseitigen. Durch die regional unterschiedliche „Rezeptur“ für die verschiedenen Entsorgungsmodalitäten beginnt sich allmählich eine systematische Abfallwirtschaft zu entwickeln.

Innerhalb dieses kurz abgesteckten Rahmens ist die Müllverbrennung nur eine von mehreren als wirksam und nach derzeitigem Kenntnisstand auch als praktikabel zu betrachtende Maßnahme. Von dem in der Bundesrepublik Deutschland anfallenden, stofflich nicht weiter verwertbaren Hausmüll werden zur Zeit etwa 33 Prozent der thermischen Behandlung („Müllverbrennung“) unterworfen. In der Schweiz beträgt dieser Anteil 80 Prozent, in Japan 72 Prozent und in Schweden 55 Prozent.

Die nachfolgende Stellungnahme unterzieht jene, bei dem Betrieb moderner Müllverbrennungsanlagen gewonnenen wissenschaftlichen Daten (insbesondere der Emission verschiedener Schadstoffe) unter dem Gesichtspunkt der Toxikologie für Mensch und Umwelt einer kritischen Analyse. Diese Informationen haben nicht das Ziel - und das sei ausdrücklich hier nochmals betont -, die Müllverbrennungsanlagen zu favorisieren. Vielmehr sollten diese Aussagen als ein Beitrag für die Möglichkeit zu einer sachgerechten Urteilsbildung verstanden werden. Die in jüngster Zeit in der Presse (unter Hinweis auf dieses, durch Indiskretion in seiner noch nicht abgeschlossenen Form vorzeitig bekannt gewordene Papier) gemachten Mitteilungen, deuteten bereits - teilweise - auf die erwünschte sachliche Erörterung hin.



Dr. med. Karsten Vilmar
Präsident der Bundesärztekammer
und des Deutschen Ärztetages



Prof. Dr. med. Klaus-Dietmar Bachmann
Vorsitzender des
Wissenschaftlichen Beirates

Präambel

Ein besonders wichtiges Thema des Umweltschutzes in unserer technischen Zivilisation ist die Entsorgung von *unvermeidbaren* und *unverwertbaren* Abfällen.

Durch die Entwicklung von Entsorgungstechniken darf die Priorität von Vermeidung und Verwertung nicht in Frage gestellt werden. Eine technische Möglichkeit, den anfallenden Abfall zu entsorgen, bietet die Restmüllverbrennung.

Die Entscheidung über ihren Einsatz wird sich jedoch nicht auf ihre isolierte Betrachtung stützen können, sondern muss im Zusammenhang und in der Abwägung mit anderen Schritten der Abfallentsorgung getroffen werden. Diese Entscheidung obliegt der Verantwortung der politischen Entscheidungsträger, die sachkundigen Rat beach-

ten sollten.

Die Bundesärztekammer und auch ihr Wissenschaftlicher Beirat räumen den Prinzipien der Müllvermeidung und der stofflichen Wiederverwertung eine hohe Priorität ein. Für die Entsorgung der unvermeidbaren Restabfälle konkurrieren verschiedene Verfahrenstechniken. Ihre Beurteilung muss sich auf den Vergleich der mit ihnen jeweils verbundenen ökologischen und gesundheitlichen Risiken stützen.

Eine moderne Restmüllverbrennungsanlage bietet eine in der Praxis erprobte Verfahrenstechnik mit sehr niedrigem Risikopotential. Eine vergleichende Bewertung der potentiellen gesundheitlichen Auswirkungen anderer Restmüllentsorgungs-Verfahren wird zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen.

1. Vorbemerkungen

In den letzten Jahren wurden wiederholt Behauptungen veröffentlicht, in denen die Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen mit gehäuften Fehlbildungen, Krebserkrankungen, Atemwegserkrankungen und Allergien in Verbindung gebracht wurden. Dies hat sowohl zur Beunruhigung der Bevölkerung als auch zu erheblichen Verunsicherungen in der Ärzteschaft geführt. Aus diesem Grund sieht sich der Wissenschaftliche Beirat der Bundesärztekammer veranlasst, eine klärende Stellungnahme zu veröffentlichen. Diese Stellungnahme dient einzig der sachlichen Information über medizinische Risiken durch Zusatzbelastungen aus Emissionen von Müllverbrennungsanlagen. Auf toxikologische Aspekte anderer Entsorgungsverfahren wird hier nicht eingegangen.

2. Gegenwärtiger Stand und Bedeutung der Hausmüllverbrennung in der Bundesrepublik Deutschland

In den alten Bundesländern sind derzeit 49 Verbrennungsanlagen, in den neuen Bundesländern nur eine, in Betrieb, in denen jährlich zirka neun Millionen Tonnen kommunaler Abfall thermisch behandelt werden. Etwa 20 Anlagen sind in der Planungsphase oder werden bereits gebaut.

Zweck der Müllverbrennung ist die Zerstörung organischer Inhaltsstoffe sowie die Reduzierung des Müllvolumens, um die Kapazitäten an verfügbarem Deponieraum zu schonen. Zur Endlagerung sollte nur biologisch und chemisch inertes Material gebracht werden. Die Nutzung überschüssiger Wärmeenergie wird als Nebenzweck angesehen.

Die Verbrennung von Abfällen ist eine Behandlungsstufe im Rahmen fortschrittlicher Abfallentsorgungskonzepte, bei denen vorrangig durch Vermeidungs- und Verwertungsmaßnahmen nur geringe Mengen an Restabfällen der Behandlung vor der Ablagerung zugeführt werden sollen.

3. Bewertung der Emissionen aus einer Müllverbrennungsanlage

3.1 Bewertungsgrundlagen

Bei jedem thermischen Prozess, also auch bei dem in einer Müllverbrennung, kommt es zu Emissionen anorganischer und organischer Stoffe, denen der Mensch in Form von Stäuben, Aerosolen und Gasen ausgesetzt sein kann. Für die toxikologische Bewertung der Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen ist, wie bei jeder Exposition gegenüber chemischen Substanzen, nur die tatsächlich auf den Menschen einwirkende beziehungsweise aufgenommene Stoffmenge medizinisch relevant. Zusatzbelastungen können nur dann von medizinisch-toxikologischer Bedeutung sein, wenn sie wesentlich zur Gesamtexposition beitragen.

In dieser Stellungnahme werden insbesondere die Emissionen moderner Müllverbrennungsanlagen beurteilt, die den Anforderungen der 17. BImSchV (Abluft) und den Anforderungen der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift zum Wasserhaushaltsgesetz (abwasserfrei) entsprechen. Alte Abfallverbrennungsanlagen können sich in ihrem Emissionsverhalten um Größenordnungen von den modernen Anlagen unterscheiden. Sie müssen deshalb kurzfristig durch Nachrüstung auf den gesetzlich geforderten Stand gebracht werden.

Bei der Beurteilung der Immissionen aus Abfallverbrennungsanlagen ist zu berücksichtigen, dass bei bestimmten Stoffen neben der Langzeitbelastung (ausgewiesen durch mittlere Immissionswerte, meist Jahresmittelwerte) auch kurzzeitige Belastungsspitzen von Bedeutung sind, die bei ungünstigen Wetterlagen (Smog-Situation) auftreten können.

Für viele Fremdstoffe der Luft existieren Grenzwerte oder Richtwerte, die von verschiedenen Gremien nach medizinisch/naturwissenschaftlichen Kriterien festgelegt wurden. Sie können zur Beurteilung des Gesundheitsrisikos herangezogen werden. Hierbei ist die Vorbelastung in dem entsprechenden Gebiet zusammen mit der Zusatzbelastung aus der geplanten oder errichteten Müllverbrennungsanlage zu bewerten.

Für eine Beurteilung können die Grenzwerte der TA-Luft, die maximalen Immissionskonzentrationen (MIK-Werte) der VDI-Kommission „Reinhaltung der Luft“, die Richtwerte der WHO für die Luftqualität in Europa und andere Publikationen der WHO herangezogen werden. Bei Einhaltung dieser Werte ist eine nachteilige Wirkung auf die

Gesundheit der Bevölkerung - Kinder, alte und kranke Menschen eingeschlossen - nicht zu erwarten. Es liegt im Wesen von Richtwerten, dass sie trotzdem immer wieder auf ihre Aussagekraft überprüft und bei Bedarf entsprechend dem aktuellen Stand der Wissenschaft neu festgelegt werden müssen.

Für die Substanzen, für die bislang keine akzeptablen Werte festgelegt wurden, müssen Richtwerte nach den neuesten toxikologischen Erkenntnissen abgeleitet werden. Bei bestimmten Substanzklassen sind auch Ableitungen auf der Grundlage von ADI-Werten (tolerierbare tägliche Aufnahme) der WHO möglich. Für kanzerogene Stoffe kann das Krebsrisiko für eine bestimmte Exposition wenigstens grob abgeschätzt werden.

3.2 Bewertung der Fremdstoffe aus Müllverbrennungsanlagen

Bei der Beurteilung der Gesundheitsrisiken in der Umgebung von Müllverbrennungsanlagen sind

- Emissionen von anorganischen Gasen
 - Emissionen von Metallverbindungen
 - Emissionen von organischen Verbindungen
- zu berücksichtigen.

3.2.1 Emissionen von anorganischen Gasen (SO₂, HCl, HF, NO_x, CO)

Im Gegensatz zu vielen anderen Stoffen, bei denen Langzeitbelastungen auf den Menschen im Vordergrund stehen, sind bei der Bewertung der Immissionen von anorganischen Gasen die kurzzeitigen Belastungsspitzen von größerer Bedeutung. Immissionskonzentrationen, die sich aus dem Abgas von Müllverbrennungsanlagen nach den zulässigen Konzentrationen der 17. BImSchV berechnen lassen, sind in *Tabelle 1* angegeben und den durchschnittlichen Belastungen in ländlichen Gebieten und Ballungsgebieten gegenübergestellt.

Die maximal zu erwartenden Immissionsbelastungen, die bei ungünstigen Wetterlagen und bei kurzzeitig zugelassenen Emissions- beziehungsweise Immissionsspitzen auftreten können, liegen für die meisten in der *Tabelle 1* aufgelisteten Stoffe noch deutlich unterhalb der gültigen Grenzwerte (IW-2, MIK) für die Kurzzeitbelastung. Lediglich bei den Stickoxiden könnte im Extremfall die zu erwartende Immissionsbelastung den Bereich der Grenzwerte erreichen. Ein Vergleich der Grenzwerte, die für Langzeitbelastungen gelten, macht deutlich, dass die Zusatzbelastung, die im Immissionsmaximum der Anlage auftritt, weit weniger als ein Prozent der Werte beträgt, bei deren Einhaltung gesundheitliche Risiken nicht zu erwarten sind. Selbst in ländlichen Gebieten würde der Betrieb einer modernen Verbrennungsanlage zu keiner messbaren Erhöhung der dort vorhandenen Grundbelastung mit anorganischen Gasen führen.

Gelegentlich wurde behauptet, dass im Immissionsbereich von alten Müllverbrennungsanlagen gehäuft Fälle von Pseudokrupperkrankungen auftreten. Dies konnte bislang wissenschaftlich nicht belegt werden. In umfangreichen epidemiologischen Studien, in denen der Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Häufigkeit von Pseudokrupperkrankungen untersucht wurde, konnte kein diesbezüglicher Zusammenhang bei der heutigen Immissionsbelastung festgestellt werden. Allergische Reaktionen oder andere Überempfindlichkeiten, vor allem asthmatische Erkrankungen, können in Ballungsgebieten gehäuft auftreten. Es gibt Hinweise auf einen Zusammenhang mit Immissionen aus dem Kraftfahrzeugverkehr. Der Anteil der Müllverbrennung an der Gesamtimmisionsbelastung ist so gering, dass diese Quelle unter den potentiellen Verursachern keine wesentliche Rolle spielt.

Tabelle 1: Emissionen anorganischer Stoffe gemäß den Grenzwerten der 17. BImSchV – Vergleich der daraus resultierenden Immissionskonzentrationen mit Grenzwerten und der Vorbelastung						
	Einheit	CO	SO ₂	HCL	HF	NO _x
maximale Konzentration im Abgas nach 17. BImSchV	mg/m ³	50 ^b	50 ^b	10 ^b	1 ^b	200 ^b
Immissionskonzentration bei einem Verdünnungsfaktor von 1:500 000 (Langzeitbelastung)	ng/m ³	100	100	20	2	400
Immissionskonzentration bei einem Verdünnungsfaktor von 1:1000 (Kurzzeitbelastung)	ng/m ³	50 000	50 000	10 000	1000	200 000
Immissionswert 1 (IW 1) der TA-Luft	ng/m ³	10 000 000	140 000	100 000	1000	80 000
Immissionswert 2 (IW 2) der TA-Luft	ng/m ³	30 000 000	400 000	200 000	3000	200 000
MIK-Werte 1/2h	ng/m ³	1 000 000 ^a				200 000 ^a
MAK-Wert (beziehungsweise TRK-Wert) dividiert durch Faktor 100	ng/m ³	330 000	50 000	70 000	20 000	90 000
Konzentration in ländlichen Gebieten (Jahresmittelwerte)	ng/m ³	20 000	10 000			10 000
Konzentration in Ballungsgebieten (Jahresmittelwerte)	ng/m ³	2 500 000	70 000	60 000	500	60 000
Immissionsgrenzwerte für Pflanzen	ng/m ³		50 000	30 000	300	100 000

a. 1/2 h Mittelwerte
b. Tagesmittelwerte

3.2.2 Emissionen von toxikologisch relevanten Metallverbindungen (Pb, Cd, As, Cr, Ni, Hg)

Die meisten Metallverbindungen, die im Rauchgas auftreten, sind überwiegend an Partikel gebunden und können mit einer wirkungsvollen Entstaubung soweit entfernt werden, dass die durchschnittliche Immissionszusatzbelastung durch den Betrieb einer Müllverbrennungsanlage gegenüber der Hintergrundbelastung in ländlichen Gebieten nicht ins Gewicht fällt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Emissionen von Metallen gemäß den Grenzwerten der 17. BImSchV – Vergleich der daraus resultierenden Immissionskonzentrationen mit Grenzwerten und der Vorbelastung								
	Einheit	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	As	Hg
maximale Konzentration im Abgas nach 17. BImSchV	mg/m ³	0,5**	0,05*	0,5**	0,5**	0,5	0,5**	0,05
Immissionskonzentration bei einem Verdünnungsfaktor von 1:500 000 (Langzeitbelastung)	ng/m ³	1	0,1	1	1	1	1	0,1
Immissionskonzentration bei einem Verdünnungsfaktor von 1:1000 (Kurzzeitbelastung)	ng/m ³	500	50	500	500	500	500	50
Immissionswert (IW 1) der TA-Luft	ng/m ³	2000	40	–	–	–	–	–
Immissionswert (IW 2) der TA-Luft	ng/m ³	–	–	–	–	–	–	–
MAK-Wert (beziehungsweise TRK-Wert) dividiert durch Faktor 100	ng/m ³	1000	–	1000 ⁺	1000	(5000)	–	1000
Konzentrationen in den ländlichen Gebieten	ng/m ³	100	0,8	5	30	5	5	1
Konzentrationen in Ballungsgebieten	ng/m ³	–	10	–	–	–	30	12

* als Summenwert (Cd, Tl) ** als Summenwert (Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn)
+ MAK-Wert für Chromtrioxid (siehe Abschn. III B der MAK-Liste)

Im Gegensatz dazu wird Quecksilber vorwiegend gasförmig als Metaldampf oder als Chlorid freigesetzt. In der Bundesrepublik Deutschland sind derzeit die mittleren Quecksilberkonzentrationen in den Bereichen Luft, Boden und Wasser nicht als herausragende Umwelt- und Gesundheitsgefährdung anzusehen. Auch unter Berücksichtigung der Hg-Aufnahme durch die Nahrungsmittel werden die durch die WHO vorgegebenen Richtwerte für die akzeptable wöchentliche Gesamtaufnahme nicht erreicht. Bei einem Emissions-Immissions-Verhältnis, wie es bei

den Langzeitbewertungen (*Tabelle 2*) herangezogen wurde, bewegen sich die zusätzlichen Immissionen unterhalb der Größenordnung der in ländlichen Gebieten bereits vorhandenen Belastung. Obwohl eine direkte Gesundheitsgefährdung des Menschen durch Quecksilber-Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen zur Zeit nicht besteht, ist eine weitere allgemeine Zunahme der Quecksilber-Belastungen der Umwelt unerwünscht. Der strenge Emissionsgrenzwert für Quecksilber in der 17. BImSchV kommt dieser Forderung entgegen. In der *Tabelle 3* ist die zusätzliche tägliche, inhalative Aufnahme an As, Cd, Hg und Pb, die sich aus Emissionsbelastung durch Müllverbrennungsanlagen ergibt, der derzeitigen täglichen Belastung der Allgemeinbevölkerung gegenübergestellt. Die Tabelle zeigt, dass die Zusatzexposition weit weniger als 0,1 Prozent der Grundbelastung beträgt.

Eine besondere Aufmerksamkeit gilt den Metallen mit Verdacht auf ein krebserzeugendes Potential beim Menschen, wie Arsen, Cadmium, Chrom und Nickel. Mit Ausnahme des Arsens ist bei diesen Metallen die kanzerogene Wirkung auf die inhalative Aufnahme beschränkt. Aus der Immissionsbetrachtung geht hervor, dass selbst in ländlichen Gebieten durch den Betrieb einer modernen Müllverbrennungsanlage eine mögliche Zunahme der Krebsrisiken durch diese Metallverbindungen so gering ist, dass sie nicht quantifiziert werden kann.

Im Gegensatz zu den anderen Metallen können einige anorganische Arsenverbindungen auch bei oraler Aufnahme eine kanzerogene Wirkung entfalten. Die durchschnittliche tägliche Arsenzufuhr bei der Allgemeinbevölkerung über die Nahrung und das Trinkwasser wird mit 30 bis 150 µg angegeben, und sie ist überwiegend durch das natürliche Arsenvorkommen bedingt, wobei die Arsenaufnahme entscheidend durch den Konsum von Fisch und anderen Meerestieren beeinflusst wird. In der Nahrung maritimen Ursprungs handelt es sich überwiegend um nicht-kanzerogene Arsenverbindungen, die nach Aufnahme aus dem Körper unverändert wieder ausgeschieden werden. Infolge der Emissionen aus der Müllverbrennung könnten über die Atemluft zusätzlich 0,02 µg täglich aufgenommen werden.

Die Verhältnisse für das As sollen hier exemplarisch etwas ausführlicher dargestellt werden. Das kanzerogene Risiko durch As ist nach umfangreichen Untersuchungen beim Menschen für die beiden wesentlichen Manifestationen (Haut- und Lungenkrebs) recht gut bekannt. Nach Berechnungen einer Expertengruppe der WHO (Regional Office for Europe) beträgt das Lebenszeit-Zusatzrisiko für Lungenkrebs 4×10^{-3} (unit risk) bei kontinuierlicher Einatmung von $1 \mu\text{g As/m}^3$. Bei der berechneten Zusatzimmission von 0,2 bis 2 ng As/m³ wäre dies selbst bei Annahme einer linearen Beziehung 500- bis 5000-fach niedriger und würde einem Risiko von 8×10^{-6} bis 8×10^{-7} entsprechen. Solche niedrigen theoretischen Risiken werden als vertretbar erachtet; sie stellen nur einen sehr geringen Anteil des Grundrisikos dar. Auch für die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Hautkrebs haben Fachexperten der WHO aufgrund epidemiologischer Daten beim Menschen Abschätzungen vorgenommen. Danach beträgt das zusätzliche Risiko bei einer lebenslangen Exposition von 0,4 mg As etwa fünf Prozent. Bei Annahme einer linearen Beziehung ergibt sich aus der Zusatzimmissionsbelastung von 0,2 bis 2 ng As/m³ (tägliche Aufnahme von 3 bis 30 ng As) ein zusätzliches Risiko von 0,5 bis 5×10^{-6} . Dies liegt eindeutig im Streubereich des Grundrisikos.

Unabhängig davon sind auch Depositionen von Stäuben im Nahbereich von Abfallverbrennungsanlagen möglich. Der Einfluss auf die Nahrungskette ist zur Zeit noch nicht ausreichend quantifizierbar. Gezielte Untersuchungen zu dieser Frage in der Umgebung von Müllverbrennungsanlagen sind erforderlich.

3.2.3 Emissionen von organischen Verbindungen aus Müllverbrennungsanlagen

Als Ende der 70er Jahre bekannt wurde, dass die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDDs/PCDFs) mit den Rauchgasen aus Hausmüllverbrennungsanlagen in die Umwelt gelangen, wurden intensive Forschungsarbeiten über die Bildung und Zerstörung von PCDDs/PCDFs in Verbrennungsanlagen begonnen. Heute weiß man, dass PCDDs/PCDFs nicht im Verbrennungssofen selbst, in dem die im Müll enthaltenen PCDDs/PCDFs weitgehend zerstört werden, sondern überwiegend durch katalytische Prozesse während der Abkühlphase der Rauchgase neu gebildet werden. Der Gesamtchlorgehalt und der Schwermetallgehalt des Abfalls stellen dabei wichtige Einflussgrößen dar. Die Bildung von PCDDs/PCDFs ist jedoch nicht auf die Müllverbrennung beschränkt. Sie ist bei allen Verbrennungsprozessen mit organischen Materialien (zum Beispiel Steinkohle, Braunkohle, Holz) in Gegenwart organischer oder anorganischer Chlorverbindungen möglich.

Neben den PCDDs/PCDFs sind im Abgas einer Müllverbrennungsanlage noch andere organische Stoffe vorhanden. Besondere Bedeutung haben Benzole, Phenole und ihre chlorierten Derivate, polychlorierte Biphenyle und die Gruppe der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, weil sie teilweise ein kanzerogenes Potential besitzen.

3.2.3.1 Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Aus der großen Gruppe der PAHs, die überwiegend über Emissionen aus Kohleheizungen, Kfz-Verkehr und Kokereien in die Umwelt eingebracht werden, wird häufig das Benzo(a)pyren (B(a)P) als Leitsubstanz zur toxikologischen Beurteilung herangezogen. PAHs sind neben vielen anderen Stoffen auch im Zigarettenrauch enthalten. Von der Senatskommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft wurden die PAHs bei der Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe als krebserzeugend eingestuft. In epidemiologischen Studien wurden bei Arbeitern, die gegenüber hohen Konzentrationen dieser Substanzen exponiert waren, vermehrt bösartige Erkran-

kungen der Atemwege beobachtet. Im Abgas von Abfallverbrennungsanlagen wurden B(a)P-Konzentrationen zwischen 1 und 6,5 µg B(a)P/m³ gemessen. Die daraus resultierende Immissionszusatzbelastung im Nahbereich der Anlage liegt bei 65 pg B(a)P/m³. Dieser Wert ist extrem niedrig und würde selbst in ländlichen Gebieten zu keiner messbaren Erhöhung der Grundbelastung, die 1000 bis 2000 pg B(a)P/m³ beträgt, führen. In industriellen Ballungsgebieten werden Werte bis zu 10 000 pg B(a)P/m³ gefunden.

Von der US-EPA und der WHO (Regional Office Europe) wurden Werte zur Abschätzung eines eventuellen Lungenkrebsrisikos publiziert. Demnach würde sich bei einer lebenslangen Exposition von 1000 pg B(a)P/m³ ein Risiko von 9×10^{-5} ergeben. Bei der berechneten Zusatzimmission durch Müllverbrennungsanlagen von 7 bis 70 pg B(a)P/m³ (Tabelle 3) entspräche dies einem zusätzlichen Risiko von $6,3 \times 10^{-6}$ bis $6,3 \times 10^{-7}$. Dies liegt eindeutig im Streubereich des Grundrisikos.

Tabelle 3: Abschätzung der Immissionen aus MVAs und Relation zu der Immissions-Vorbelastung in „Reinluftgebieten“ und der gesamten Exposition der allgemeinen Bevölkerung gegenüber den betreffenden Substanzen					
	Emission nach 17. BImSch (mg/m ³)	Immission bei Verdünnungsfaktor (ng/m ³)		Vorbelastung „Reinluftgebiet“ (ng/m ³)***	zusätzlich zur normalen tägl. Aufnahme ****
		1:0,15 Mio	1:1,5 Mio		
As	<0,5	<2	<0,2	2	<0,0003 % (a)
Cd	<0,05	<0,2	<0,02	1	<0,006 % (b)
Hg	<0,1	<0,3	<0,03	3	<0,03 % (c)
Pb	<0,5	<2	<0,2	10	<0,006 % (d)
Benzol	*<0,02	0,1	<0,01	300	<0,03 % (e)
B(a)P	*<0,01	0,07	0,007	1	**<7 % (f)
PCBs	*<0,00002	0,0001	0,00001	1	**<0,01 % (g)
PCDD/PCDF	<0,1 ng I-TE	<1 fg I-TE	<0,1 fg I-TE	30 fg I-TE	**<0,2 % (h)

* in 17. BImSch nicht festgelegt; Daten einer typischen Anlage angegeben.
 ** bezogen auf die Aufnahme aus der Luft; die Aufnahme aus der Nahrung ist sehr viel mehr.
 *** ungefähre Abschätzungen
 **** bezogen auf Verdünnungsfaktor 1:150 000.

Abgeschätzte Expositionen des Erwachsenen

(a) 10 mg As/Tag, Exposition der allgemeinen Bevölkerung,
 (b) 0,05 mg Cd/Tag, Exposition der allgemeinen Bevölkerung,
 (c) 0,02 mg Hg/Tag, Exposition der allgemeinen Bevölkerung,
 (d) 0,5 mg Pb/Tag, Exposition der allgemeinen Bevölkerung,
 (e) 0,006 mg Benzol/Tag, inhalative Exposition in „Reinluftgebieten“,
 (f) 20 ng B(a)P/Tag, inhalativ in „Reinluftgebieten“, aus der Nahrung wesentlich mehr,
 (g) 20 ng PCB/Tag, inhalativ in „Reinluftgebieten“, aus der Nahrung wesentlich mehr,
 (h) 0,5 pg I-TE (PCDD/PCDF)/Tag, inhalativ in „Reinluftgebieten“, aus der Nahrung wesentlich mehr.

3.2.3.2 Benzol, chlorierte Benzole und Phenole sowie polychlorierte Biphenyle

In der Umgebungsluft von Wohngebieten werden Benzolgehalte zwischen 3 und 30 µg Benzol/m³ gefunden, die hauptsächlich durch den motorisierten Fahrzeugverkehr bedingt sind. Die maximale Zusatzbelastung an Benzol durch den Betrieb von Müllverbrennungsanlagen liegt bei 0,00008 µg Benzol/m³ und somit weit unterhalb der in rein ländlichen Gebieten vorhandenen Grundbelastung von 1 bis 10 µg/m³ (Tabelle 3).

Diese Zusatzbelastung ist für die Immissionsituation in der Umgebung einer Müllverbrennungsanlage unbedeutend. Sie hat keinen Einfluss auf die Grundbelastung mit Benzol und erhöht auch das im Zusammenhang mit der Benzolexposition diskutierte Leukämierisiko nicht.

Im Vergleich zu Benzol sind die Gehalte an Chlorbenzolen und Chlorphenolen in der Außenluft sehr niedrig. Bei Messungen in städtischen Gebieten wurden Werte unter 1 ng/m³ (Hexachlorbenzol 0,3 ng/m³, Pentachlorbenzol 0,2 ng/m³, Pentachlorphenol 0,4 ng/m³) ermittelt. Die für moderne Abfallverbrennungsanlagen prognostizierten Immissionszusatzbelastungen sind extrem gering und betragen etwa 0,001 bis 0,003 ng/m³. Damit ist eine nennenswerte Erhöhung der vorhandenen Umweltbelastung, die überwiegend durch die frühere Anwendung dieser Stoffe bedingt ist, ausgeschlossen.

Für die polychlorierten Biphenyle (PCB) liegt die aus modernen Abfallverbrennungsanlagen zu erwartende Immissionszusatzbelastung bei 0,0011 bis 0,002 ng/m³. Dies ist etwa 1000fach niedriger als die Vorbelastung, die in

städtischen Gebieten anzutreffen ist. Für die Belastung der Allgemeinbevölkerung mit PCB ist die inhalative Aufnahme bedeutungslos, denn die Zufuhr erfolgt ganz überwiegend über kontaminierte Nahrungsmittel und beträgt etwa 5000 bis 6000 ng/Person und Tag. Diese relativ hohe Kontamination der Lebensmittel ist in erster Linie auf eine in der Vergangenheit unsachgemäße Entsorgungspraxis der früher vielseitig angewandten PCB-Produkte zurückzuführen. Auch die Deposition von PCB-haltigen Stäuben aus alten Müllverbrennungsanlagen kann zu einer Kontamination von Nahrungsmitteln und damit zur Belastung des Menschen beigetragen haben. Der mögliche Anteil einer modernen Abfallverbrennungsanlage an der derzeitigen Gesamtzufuhr an PCB liegt allerdings weit unter einem Prozent.

3.2.3.3 Polychlorierte Dibenzodioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF)

Bestehende Abfallverbrennungsanlagen emittieren heute 1000 bis 10 000 pg I-TE*/m³. Dadurch werden in der Bundesrepublik Deutschland schätzungsweise 40 bis 400 g I-TE pro Jahr in die Umwelt eingebracht. Die entsprechenden Mengen Dioxine und Furane aus anderen industriellen Quellen sowie dem Kraftfahrzeugverkehr und dem Hausbrand betragen insgesamt ein Vielfaches dieser Größenordnung. Durch die Umsetzung des in der 17. BImSchV festgelegten Grenzwertes von 100 pg I-TE/m³ werden die derzeitigen Emissionen von PCDDs/PCDFs aus Abfallverbrennungsanlagen mindestens um das 10- bis 100fache reduziert.

Die aus dem zulässigen Emissionsgrenzwert resultierende maximale Zusatzimmissionsbelastung durch eine Müllverbrennungsanlage liegt bei 0,001 pg I-TE/m³ oder sogar noch niedriger. Diese Konzentration würde selbst in immissionsarmen ländlichen Gebieten zu keiner messbaren Erhöhung der PCDD/PCDF-Immission führen (Tabelle 3).

Aus den Immissionsprognosen errechnet sich für den erwachsenen Menschen eine tägliche inhalative Zusatzbelastung durch eine moderne Müllverbrennungsanlage von maximal 0,0002 pg I-TE/kg Körpergewicht (Atemvolumen 20 m³, Körpergewicht 70 kg, 75 Prozent Resorption). Dies entspricht höchstens fünf Prozent der inhalativen Aufnahme, die sich in ländlichen Gebieten aufgrund der dortigen Hintergrundbelastung ergibt. Gegenüber der täglichen Aufnahme aus Nahrungsmitteln, die durch das ubiquitäre Vorkommen von PCDDs/PCDFs in der Umwelt bedingt ist und die heute beim Erwachsenen durchschnittlich etwa 1,5 bis 1,9 pg I-TE/kg Körpergewicht beträgt, ist die inhalative Aufnahme sehr gering.

Die tumorinduzierende Wirkung von PCDDs/PCDFs beim Menschen ist nach wie vor nicht überzeugend nachgewiesen, da in allen aussagekräftigen epidemiologischen Studien immer Arbeiter untersucht wurden, die erstens gegenüber relativ hohen Konzentrationen und zweitens gegenüber einer Vielzahl von Chemikalien exponiert waren. Nach vorliegenden experimentellen Daten aus in vivo- und in vitro-Versuchen kann man davon ausgehen, dass TCDD zu keiner mutationsbedingten Erhöhung der Tumorzinzidenz führt.

* I-TE = Internationale toxische Äquivalente.

Da PCDDs/PCDFs fast immer als Gemische vorliegen, wird die giftige Potenz dieser Gemische, weil nur für ganz wenige Kombinationen verschiedener PCDDs/PCDFs ausreichende Daten verfügbar sind, mit Hilfe von „toxischen TCDD-Äquivalenten“ abgeschätzt. Die toxische Potenz eines Gemisches wird als Summe der Einzelkomponenten multipliziert mit den entsprechenden I-TE-Faktoren berechnet. I-TE wurden auf der Basis biochemischer Eigenschaften und aus Ergebnissen von akuten und subchronischen Studien an Ratten abgeleitet. Sie geben die relative Giftigkeit eines Kongeners verglichen mit der giftigsten Verbindung (2, 3, 7, 8-TCDD) an. Die Anwendung von I-TE-Faktoren zur zuverlässigen Abschätzung spezifischer Effekte, wie zum Beispiel mögliche kanzerogene und immuntoxische Wirkungen, ist noch nicht abgesichert. Inwieweit die für Ratten ermittelten Faktoren auch beim Menschen Gültigkeit haben, ist ebenfalls noch unklar.

In der *Tabelle 4* sind die derzeit angewandten internationalen Äquivalentfaktoren (I-TE) für die verschiedenen PCDD/PCDF-Kongeneren aufgeführt.

Tabelle 4: Internationale – Toxische Äquivalentfaktoren	
	I-TE
2378-TCDD	1
12378-PCDD	0,5
123478-HxCDD	0,1
123678-HxCDD	0,1
123789-HxCDD	0,1
1234678-HpCDD	0,01
12346789-OCDD	0,001
2378-TCDF	0,1
12378-PCDF	0,05
23478-PCDF	0,5*
123478-HxCDF	0,1
123678-HxCDF	0,1
234678-HxCDF	0,1
1235789-HxCDF	0,1
1234789-HpCDF	0,01
1234678-HpCDF	0,01
12346789-OCDF	0,001
I-TE nach Nato CCMS, 1998	
* Faktor scheint nach neueren Daten zu hoch angesetzt zu sein	

Mehrere Publikationen weisen auf einen Effekt mit Wirkschwelle hin. Wendet man die eher konservative, immer mehr umstrittene Abschätzung der Tumorfrequenz unter der Annahme der genotoxischen Induktion von Lebertumoren bei der Ratte für eine Inzidenz von $1:10^6$ an (80 bis 400 fg TCDD/kg Körpergewicht; Layard et al., 1990), so ergäbe sich für die berechnete, tägliche inhalative Zusatzbelastung aus Müllverbrennungsanlagen von 0,02 bis 0,2 fg TCDD/kg Körpergewicht ein geschätztes, zusätzliches Krebsrisiko von $1:10^8$ bis 10^9 . Das bedeutet, dass theoretisch bei lebenslanger Aufnahme von 0,1 bis 1 fg/kg Körpergewicht ein zusätzlicher Krebserkrankungsfall bei 100 000 000 bis 1 000 000 000 Personen berechnet wurde. Auch unter Berücksichtigung der möglichen zusätzlichen Belastung über die Nahrungskette bleibt das mögliche Risiko außerordentlich klein.

Durch Deposition PCDD/PCDF-haltiger Stäube können der Boden und auch Nahrungs- und Futterpflanzen kontaminiert werden. Der Transfer von PCDD/PCDF aus dem Boden in das Innere der Pflanze ist zwar sehr gering, jedoch kann die äußere Kontamination von Nahrungs- und Futterpflanzen durch sedimentierenden PCDD/PCDF-haltigen Staub durchaus messbar sein. Außerdem muss bei Tieren mit einer Ingestion von Bodenpartikeln gerechnet werden, entweder bei Weidegang oder als Verunreinigung bei der Rauhfutterverwendung.

In ländlichen, nicht speziell immissionsbelasteten Gebieten liegen die Werte für eine Deposition von PCDDs/PCDFs bei 10 bis 15 pg I-TE/m² pro Tag, in industriellen Ballungsgebieten um 50 pg I-TE/m² pro Tag und höher. Für moderne Müllverbrennungsanlagen wurden zusätzliche Niederschlagswerte von 0,023 pg I-TE/m² pro Tag errechnet.

Wie alle persistenten und lipophilen Substanzen reichern sich auch PCDDs/PCDFs in der Nahrungskette an (in Milch und Milchprodukten, im Fett von Schlachttieren und Fischen sowie in Eiern). Bei der hier zur Diskussion stehenden Problematik der potentiellen Gefährdung durch PCDD/PCDF-Immissionen aus Müllverbrennungsanlagen kann man davon ausgehen, dass alle deponierten partikelgebundenen Fremdstoffe aus der darüberliegenden Luftphase stammen müssen. Daraus errechnet sich gegenüber der Vorbelastung in ländlichen Gebieten für die Immissionsbelastung durch Müllverbrennungsanlagen ein Zuwachs von PCDDs/PCDFs in der Nahrungskette von unter 0,2 Prozent. Dies bedeutet, dass der Beitrag der modernen Müllverbrennung für die Belastung der Allgemeinbevölkerung nicht ins Gewicht fällt.

3.3 Emissionen unbekannter Stoffe

Oftmals wird im Zusammenhang mit Befürchtungen über gesundheitliche Belastungen durch Müllverbrennungsanlagen die Meinung geäußert, dass nur ein kleiner Teil der im Abgas von Abfallverbrennungsanlagen möglichen organischen Stoffe bekannt ist.

Richtig ist, dass neben den Emissionen bekannter Stoffe im Rauchgas auch noch zahlreiche unbekannte Stoffe enthalten sind, deren Toxizität bislang nicht im einzelnen untersucht wurde. Verschiedene Untersuchungen an eigens dafür aufgefangenen Gesamtemissionen und an Filteraschen haben jedoch ergeben, dass die beobachtete Toxizität dieser Proben durch ihren bekannten Gehalt an Schwermetallen hervorgerufen wurde. Im Bereich der organischen Stoffe war der Gehalt an PCDD/PCDF für die Wirkung verantwortlich. Danach fehlen jedwelle Hinweise für eine verborgene und unklare Toxizität von Rauchgasemissionen. Untersuchungen zur Abklärung des mutagenen oder kanzerogenen Potentials ergaben keinen Hinweis auf eine erhöhte Mutagenität in der Umgebungsluft von Müllverbrennungsanlagen.

Bei der Rauchgasreinigung von Müllverbrennungsanlagen sind seit kurzem zusätzlich weitergehende Abgasreinigungstechniken - meist auf Aktivkohlbasis - in Anwendung. Diese Techniken sind so ausgelegt, dass die organischen Abgasinhaltsstoffe (zum Beispiel Dioxine, HCB, PCB, organischer Kohlenstoff einschließlich der bisher unbekannt organischen Stoffe) und die Reste toxikologisch relevanter Metallverbindungen (zum Beispiel Pb, Cd, As, Cr, Ni, Hg, Sb) sowie die Reste saurer anorganischer Gase (SO₂, HCl, HBr, HF) bis in den Bereich ihrer analytischen Bestimmungsgrenze entfernt werden.

3.4 Abwasseremissionen aus Müllverbrennungsanlagen

Bei der Rauchgaswäsche von Müllverbrennungsanlagen und bei der Ablagerung von Flugstäuben, Aschen und Schlacken können Abgas- und Abfallinhaltsstoffe über die anfallenden Rauchgas-Waschwässer und Deponiesickerwässer ins Gewässer gelangen. Mit der Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift (Anhang 47) zum Wasserhaushaltsgesetz ist grundsätzlich der abwasserfreie Betrieb einer Müllverbrennungsanlage vorgeschrieben.

Zur Verringerung der Schadstoffbelastungen von Deponiesickerwässern aus Flugstäuben und Müllschlacken sollte eine Nachbehandlung dieser Rückstände erfolgen. Bei der Müllverbrennung fallen eine Reihe von Endprodukten an (zum Beispiel Filterstäube), denen eine toxikologische Bedeutung zukommt. Diese Materialien müssen ordnungsgemäß (zum Beispiel Deponierung) entsorgt werden. Da die Menge an Fremdstoffen wie PCDDs/PCDFs und lösliche Schwermetallverbindungen relevant sein kann, empfiehlt sich eine Nachbehandlung, so dass die Anforderungen an die oberirdische oder untertägige Ablagerung beziehungsweise bestimmte Verwertungsverfahren erfüllt werden.

4. Zusammenfassende Beurteilung und Empfehlung

Bei der Bewertung möglicher Gesundheitsgefährdungen durch Müllverbrennungsanlagen muss zwischen bestehenden Anlagen, die noch nicht den Anforderungen der 17. BImSchV genügen, und modernen Anlagen unterschieden werden. Moderne Anlagen werden heute mit einer weitergehenden Rauchgasreinigungstechnik ausgestattet, so dass sie keinen nennenswerten Beitrag zur Umweltbelastung mit organischen und anorganischen Stoffen liefern. Die errechneten Zusatzimmissionsbelastungen an anorganischen Gasen, die aus modernen Müllverbrennungsanlagen stammen werden, liegen weit unterhalb der Hintergrundbelastungen in ländlichen Gebieten. Auch die Emissionen von toxikologisch relevanten Metallverbindungen können durch technische Maßnahmen soweit reduziert werden, dass die maximal zu erwartende Zusatzexposition weniger als 0,1 Prozent der Grundbelastung beträgt. Die Anwendung weitergehender Abgasreinigungstechniken wird auch die Emissionen von organischen Stoffen erheblich vermindern und Zusatzbelastungen ergeben, die aus medizinisch-toxikologischer Sicht vergleichsweise unbedeutend sind. Wegen der weitgehend unspezifischen Abscheidewirkung dieser Techniken gilt dies grundsätzlich auch für noch unbekannte Abgasinhaltsstoffe. Die Immissionszusatzbelastung mit PCDDs/PCDFs aus modernen Anlagen ist für die Belastung der Umwelt kaum feststellbar und führt zu keiner relevant erhöhten Exposition der im Immissionsbereich einer modernen Anlage lebenden Bevölkerung.

Darüber hinaus konnten gelegentlich geäußerte Behauptungen, dass im Umgebungsbereich von bestehenden Abfallverbrennungsanlagen bestimmte Krankheitsbilder wie Fehlbildungen und Krebserkrankungen gehäuft auftreten, bislang nicht bestätigt oder verifiziert werden. Einzelbeobachtungen sind nicht geeignet, kausale Zusammenhänge zu belegen. Sie müssen unter Berücksichtigung aller Umstände sorgfältig geklärt werden. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand kann keiner der Krankheitsbefunde in einen ursächlichen Zusammenhang mit Immissionen aus Abfallverbrennungsanlagen gebracht werden.

Die durchgeführte Beurteilung zeigt, dass durch den Betrieb von Müllverbrennungsanlagen, die dem Stand der Technik entsprechen, nur äußerst geringe und deshalb als vernachlässigbar einzustufende gesundheitliche Risiken für die im Umgebungsbereich solcher Anlagen lebende Bevölkerung zu erwarten sind. Für bestehende Anlagen, die noch nicht den Anforderungen der 17. BImSchV genügen, ist aus Vorsorgegründen die gesetzlich vorgeschriebene Umrüstung notwendig.

Verwendete Schriften:

1. Abernethy, D. J., Greenlee, W. F., Hubbard, J. C., Boreiko, C. J.; (1985) 2, 3, 7, 8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) promotes the transformation of CH 3/10 T 1/2 cells. *Carcinogenesis* 6: 651-653
2. Air Quality Guidelines for Europe. Copenhagen: WHO, Regional Office for Europe, WHO regional publications. European series; (1987) No. 23
3. Ball, M., O. Pöpke, A. Lis: Polychlordibenzodioxine und Polychlordibenzofurane in Cigarettenrauch. *Beitr. Tabakforsch. Internat.* 14 (1990) 393-402
4. Banbury Report 35 (1991) Biological Basis for Risk Assessment of Dioxins and Related Compounds (Gallo, M. A., Scheuplein, R. J., Van der Heijden, K. A., eds), Cold Spring Harbor Laboratory Press
5. Christmann, W., K. D. Klöppel, H. Partsch, W. Rotard: Determination of PCDD/PCDF in ambient air. *Chemosphere* 19 (1989) 521-526
6. Commission European Communities: The Toxicology of Chemicals. In: Berlin, A. et al. (eds) *Carcinogenicity I, Benzene*, (1989) pp 23-31
7. Der Rat vom Sachverständigen für Abfallentsorgung: Abfallwirtschaft - Sondergutachten September 1990, Metzler-Poeschel, Stuttgart (1991)
8. Eimenkel, W. D. und P. Wagenknecht: Die Abfallverbrennung im Lichte der TA-Luft. *Müll und Abfall* 11, (1986) 443-450
9. Fingerhut, M. A. et al.: Cancer mortality in workers exposed to 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *The New England Journal of Medicine* 324, (1991) 212-218
10. Fürst, P., Meenken, H.-A. und W. Groebel: Determination of polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in human milk. *Chemosphere* 15, (1986) 1977-1980
11. Goodman, G. A.: The pharmacological basis of therapeutics. MacMillan Publ. Co., NY, Toronto, London (1985)
12. Greim, H.: Wie giftig ist die Müllverbrennung? *Toxikologische Bewertung der Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen. Entsorgungspraxis* 4 (1989) 162-169
13. Greim, H. et al.: Abfallverbrennung aus humantoxikologischer Sicht. *Bewertung der Emissionen. Dtsch. Ärztebl.* 88, (1991) 34-36
14. Hagenmaier, H. P., H. Brunner und M. Kraft: Emissionsmessungen von polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen an Abfallverbrennungsanlagen. In: *Aktuelle Probleme der Luftreinhaltung. VDI-Schriftenreihe, Bd. 2, Teil 2: Dioxine/Furane*. Hrsg. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. - Düsseldorf: VDI-Verlag 1986. 199-224
15. Hagenmaier, H. P. et al.: Die Bedeutung katalytischer Effekte bei der Bildung und Zerstörung von polychlorierten Dibenzodioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen. In: *Dioxin: VDI-Berichte* 634. Hrsg. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. - Essen: VDI-Verlag 1987, 557-594
16. Hagenmaier, H. P.: Abschlußbericht zum Forschungs- und Untersuchungsvorhaben „Belastung der Umwelt mit Dioxinen“. - Tübingen 1987
17. Hébert, C. D., M. W. Harris, M. R. Elwell, L. S. Birnbaum: Relative toxicity and tumor-promoting ability of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD), 2, 3, 4, 7, 8-pentachlorodibenzofuran (PCDF), and 1, 2, 3, 4, 7, 8-hexachlorodibenzofuran (HCDF) in hairless mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 102 (1990) 362-377
18. Herger, P. und J. U. Lieback: Müll von Millionen - Millionen für Müll. *Umwelt* 20 (1990) 168-170
19. IARC Monographs: Overall evaluations of carcinogenicity; an updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42, IARC, WHO, Lyon, Supplement 7 (1987)
20. Infante, P. F., M. C. White: Projections of leukemia risk associated with occupational exposure to benzene. *Amer. J. Ind. Med.* 7 (1983) 403-413
21. Jockel, W. et al.: Umweltbelastungsbeurteilung und -prognose für eine geplante Müllverbrennungsanlage. *TU 27* (1986) 199-202
22. Jungmann, G. und P. Becker: Nachrüstung einer Rauchgasreinigungsanlage in Müllverbrennungsanlage. *Abfallwirtschafts J.* 4, Nr. 5 (1992) 412-415
23. Kirschmer, P.: Persönliche Mitteilung 1989
24. Kociba, R. J., Keyes, D. G., Beyer, J. E., Carreon, R. M., Wade, C. E., Dittenber, D., Kalnins, R., Frauson, L., Park, C. N., Barnard, S., Hummel, R., Humiston, C. G.; (1978) Results of a two year chronic toxicity and oncogenicity study of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 46: 279-303
25. Layard, M. W., D. J. Paustenbach, R. J. Wenning, R. E. Keenan: Risk assessment of 2, 3, 7, 8-TCDD using a biologically-based cancer model: a reevaluation of the Kociba et al. (1978) bioassay. *Dioxin '90*, 1 (1990) 561-566
26. MAK-Liste: DFG, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim (1990)
27. Malin, E.-M., Dolgner, R. und H. Behrendt: Häufigkeit von Atemwegserkrankungen und Allergien in Abhängigkeit von der regionalen Schadstoffbelastung. Vortrag 3. Allergologischer Workshop 14.-15. März 1991
28. Manz, A., Berger, J., Dwyer, H. J., Flesch-Jans, D., Nagel, S., Waltsgott, H.; (1991) Cancer mortality among workers in chemical plant contaminated with dioxin. *Lancet* 338: 959-964
29. Mocarelli, P., Marocchi, A., Brambilla, P., Gerthoux, P., Young, D. S., Mantel, N.; (1986) Clinical laboratory manifestations of exposure to dioxin in children. A six-year study of the effects of an environmental disaster near Seveso, Italy, *JAMA* 21: 2687-2695
30. Mocarelli, P., Marocchi, A., Brambilla, P., Gerthoux, P. M., Colombo, L., Mondonico, A., Meazza, L.; (1991 b) Effects of dioxin exposure in humans et Seveso, Italy. In: *Banbury Report 35, Biological Basis for Risk Assessment of Dioxins and Related Compounds*. Cold Spring Harbor Laboratory Press, pp 95-106

31. Mocarelli, P., Needham, L. L., Marocchi, A., Patterson, D. G., Brambilla, P., Gerthoux, P. M., Meazza, L., Carreri, V.; (1991 a) Serum concentrations of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and test results from selected residents of Seveso, Italy. *J. Toxicol. Environ. Health* 32: 357-366
32. NATO: Pilot study on international information exchange on dioxins and related compounds. International toxicity equivalency factor (I-TEF). Method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. NATO/CCMS Report 176 (1988) 1-26
33. Neubert, D. und R. Krowke: Probleme bei einer toxikologischen Risikoabschätzung von polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen. In: Aktuelle Probleme der Luftreinhaltung. VDI-Schriftenreihe, Bd. 2, Teil 2: Dioxine/Furane. Hrsg. VDI-Kommission Reinhaltung der Luft. - Düsseldorf: VDI-Verlag 1986, 225-263
34. Neubert, D., R. Meister: Mutagenic and carcinogenic potential and potency of PCDDs and PCDFs. VDI-Berichte 634 (1988) 443-486
35. Neubert, D., K. Abraham, G. Golor et al.: Comparison of the effects of PCDDs and PCDFs on different species taking kinetic variables into account. In: Banbury Report 35: Biological Basis for Risk Assessment of Dioxins and Related Compounds. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, New York (1991 a) pp 27-44
36. Neubert, D., G. Golor, R. Stahlmann et al.: Einige Ausführungen zur Toxizität von polyhalogenierten Dibenzop-dioxinen und Dibenzofuranen. *Organohalogen Compounds* 6 (1991 c) 79-130
37. Neubert, D.: Peculiarities of the toxicity of polyhalogenated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in animals and man. *Chemosphere* 23 (1991) 1869-1893
38. Pitot, H. C., Goldworthy, T. L., Moran, S., Kennan, W., Glauert, H. P., Maronpot, R. R., Campbell, H. A.; (1987) A method to quantitate the relative initiating and promoting potencies of hepatocarcinogenic agents in their dose-response relationship to altered hepatic foci. *Carcinogenesis* 8: 1491-1499
39. Poiger, H., Ch. Schlatter: Pharmacokinetics of 2, 3, 7, 8-TCDD in man. *Chemosphere* 15 (1986) 1489-1494
40. Randerath, K., Putmann, K. L., Randerath, E., Mason, G., Kelley, M., Safe, S.; (1989) Liver DNA alterations by 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin and 1, 2, 3, 7, 8-pentachlorodibenzo-p-dioxin in the female rat. *Chemosphere* 18: 681-685
41. Reimann, D. O.: Dioxinmissionen - Mögliche Techniken zur Einhaltung des Dioxin-Grenzwertes von 0,1 ng TEQ/m³ (Stand 1991). *Abfallwirtschafts-Journal* 3 (1991) 69-74
42. Rinsky, R. A., A. B. Smith, R. Hornung et al.: Benzene and Leukemia. An epidemiologic risk assessment. *N. Eng. J. Med.* 316 (1987) 1044-1050
43. Riss, A., H. Hagenmaier, W. Rotard: Umweltkontrolle auf chlorierte Dioxine und Furane in der Umgebung einer Metall-Rückgewinnungsanlage in Tirol/Österreich. *Environtech. Wien*, 20.-23. 2. 1989, U 4
44. Riss, A., H. Hagenmaier, U. Weberruss et al.: Comparison of PCDD/PCDF levels in soil, grass, cow's milk, human blood and spruce needles in an area of PCDD/PCDF contamination through emissions from a metal reclamation plan. *Chemosphere* 21 (1990) 1451-1456
45. Roberts, L.: Dioxin Risks Revisited. *Science* 251 (1991) 624-626
46. Saracci, R., Kogevinas, M., Bertazzi, P.-A., Bueno de Mesquita, B. H., Coggon, D., Green, L. M., Kauppinen, T., L'Abbé, K. A., Littorin, M., Lynge, E., Mathews, J. D., Neuberger, M., Osman, J., Pearce, J. D., Winkelmann, R.; (1991) Cancer mortality in workers exposed to chlorophenoxy herbicides and chlorophenols. *Lancet* 338: 1027-1032
47. Schlatter, C.: Data on kinetics of PCDDs and PCDFs as a prerequisite for human risk assessment. In: Banbury Report 35, Biological Basis for Risk Assessment of Dioxins and Related Compounds. Cold Spring Harbor Laboratory Press (1991) pp 215-226
48. Schlatter, Ch., Poiger, H.: Chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDDs/PCDFs) - Belastung und gesundheitliche Beurteilung. *Z. Umweltchem. Ökotox.* 2 (1989) 11-18
49. Schlipkötter, H.-W. et al.: Gutachten über die medizinisch-toxikologische Bewertung der Immissionsbelastung durch eine geplante Müllverbrennungsanlage in Hamburg Borsigstraße. Düsseldorf 1990
50. Suterhofmann, M. and C. Schlatter: Toxicity of particulate-emissions for a municipal incinerator. *Chemosphere* 15 (1986) 1733-1743
51. Travis, C. C. and H. A. Hattmer-Frey: Human exposure to 2, 3, 7, 8-TCDD. *Chemosphere* 16 (1987) 2331-2342
52. Travis, C. C. and H. A. Hattmer-Frey: Human exposure to dioxin. *Sci. Total Environ.* 104 (1991) 97-127
53. Umweltbundesamt: Bericht „Stellenwert der Verbrennung von Siedlungsabfällen in der Abfallentsorgung“, Berlin 1990
54. UBA, BGA (Umweltbundesamt, Bundesgesundheitsamt): Sachstand Dioxine 5/85. - Berlin: E. Schmidt-Verlag 1985
55. US-EPA: A cancer risk-specific dose estimate for 2, 3, 7, 8-TCDD, EPA-600/6-88/007Aa (1988)
56. 17. Verordnung zur Durchführung des BImSchG (17. BImSchV) vom 23. 11. 1990 (BGBl. I. S. 2545)
57. Watts, R., Fitzgerald, B., Heil, G. et al.: Use of bioassay methods to evaluate mutagenicity of ambient air collected near a municipal waste combustor. *JAPCA* 39 (1989) 1436-1439
58. Webb, K. B., Evans, R. G., Knutsen, A. P., Roodman, S. T., Roberts, D. W., Schramm, W. F., Gibson, B. B., Andrews, J. S., Needham, L. L., Patterson, D. G.; (1989) Medical evaluation of subjects with known body levels of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin. *J. Toxicol. Environ. Health* 28: 183-193
59. WHO, IPCS, Mercury. *Envir. Health Crit.* 1 (1976)
60. WHO, IPCS, Arsenic. *Envir. Health Crit.* 18 (1981)
61. WHO, IPCS, Lead - Environmental Aspects. *Envir. Health Crit.* 85 (1989)
62. WHO, IPCS, Mercury-Environmental Aspects. *Envir. Health Crit.* 86 (1989) *
63. WHO: Polychlorinated dibenzo-para-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Health*

- Criteria 88, World Health Organisation, IPCS, Geneva (1989) pp 1-409
64. WHO, IPCS: Chlorophenols other than Pentachlorophenol. *Envir. Health Crit.* 93 (1989)
 65. WHO-Regionalbüro für Europa: Summary Report. Consultation on tolerable daily in take from food of PCDDs and PCDFs. EUR/ICP/PCS 030(S) 0369n (1991)
 66. Wichmann, H.-E. und H. W. Schlipkötter: Kindliche Atemwegserkrankungen und Luftschadstoffe – Ergebnisse der koordinierten Pseudokrapp-Studien. Teil I: Querschnittstudien. *Dtsch. Ärztebl.* 87 (1990) C-1533-1539
 67. Wichmann, H.-E. und H. W. Schlipkötter: Kindliche Atemwegserkrankungen und Luftschadstoffe – Ergebnisse der koordinierten Pseudokrapp-Studien. Teil II: Längsschnitt-Studien. *Dtsch. Ärztebl.* 87 (1990) C-1540-1546
 68. Zober, A., Messerer, P., Huber, P.; (1990) Thirty-four-year mortality follow-up of BASF employees exposed to 2, 3, 7, 8-TCDD after the 1953 accident. *Int. Arch. Occup. Environ Health* 62: 139-157

Mitglieder der Arbeitsgruppe

Priv.-Doz. Dr. med. vet. J. Abel, Abt. für Toxikologie, Medizinisches Institut für Umwelthygiene an der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

Prof. Dr. med. Klaus-D. Bachmann, Vorsitzender des Wissenschaftlichen Beirates der Bundesärztekammer, Münster

Lothar Barniske, Wiss.-Direktor im Umweltbundesamt Berlin

Prof. Dr. med. Heyo Eckel, Präsident der Ärztekammer Niedersachsen, Göttingen

Dipl.-Biologe Bernd Franke, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

Prof. Dr. med. Helmut Greim, Institut für Toxikologie, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg

Prof. Hanspaul Hagenmaier Ph. D., Institut für Organische Chemie der Universität Tübingen

Prof. Dr. rer. nat. Jürgen Hahn, Direktor des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin

Prof. Dr. med. Dr. h. c. Gerhard Lehnert, Direktor des Instituts für Arbeits- und Sozialmedizin und Poliklinik für Berufskrankheiten der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg

Prof. Dr. med. Diether Neubert, Institut für Pharmakologie und Toxikologie der Freien Universität Berlin

Prof. Dr. med. Rainer Schiele, Institut für Arbeits- und Sozialmedizin und Poliklinik für Berufskrankheiten der Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg

Prof. Dr. med. Dr. phil. Ch. Schlatter, Institut für Toxikologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule an der Universität Zürich

Prof. Dr. med. Hans-Werner Schlipkötter (Federführung), Direktor des Medizinischen Instituts für Umwelthygiene und des Instituts für Hygiene der Universität Düsseldorf