

Unterrichtung

durch die Bundesregierung

Luftverunreinigungen in Innenräumen

**Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen
vom Mai 1987**

**Mitglieder
des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen
Stand: März 1987**

Name, Ort	Fach	Aufgabe im Rat
Wolfgang <i>Haber</i> , Prof. Dr. rer. nat., München/ Weißenstephan	Landschaftsökologie	Vorsitzender; Naturschutz, Landschaftspflege
Horst <i>Zimmermann</i> , Prof. Dr. rer. pol., Marburg	Volkswirtschaftslehre, Finanzwissenschaft	Stellv. Vorsitzender; Ökonomische und finanzwirtschaftliche Fragen der Umweltpolitik
Botho <i>Böhnke</i> , Prof. Dr.-Ing., Aachen	Siedlungswasserwirtschaft	Gewässerschutz
Rudolf <i>Braun</i> , Prof. Dr. sc. nat., Dübendorf/ Schweiz	Abfallwirtschaft	Abfallwirtschaft
Georges <i>Fülgraff</i> , Prof. Dr. med., Berlin	Medizin	Umwelt und Gesundheit, Organisationsfragen der Umweltpolitik
Helmut <i>Greim</i> , Prof. Dr. med., Neuherberg	Toxikologie	Toxikologie, Gesundheitsrisiken
Gerd <i>Jansen</i> , Prof. Dr. med., Dr. phil., Essen	Arbeitsmedizin	Lärm, Psychophysiologie
Paul <i>Klemmer</i> , Prof. Dr. rer. pol., Bochum	Regionalwissenschaft	Landesplanung, Standortfragen
Albert <i>Kuhlmann</i> , Prof. Dr.-Ing., Köln	Ingenieurwissenschaften	Umwelttechnik
Paul <i>Müller</i> , Prof. Dr. rer. nat., Saarbrücken	Biogeographie, Ökologie	Ökologie
Jürgen <i>Salzwedel</i> , Prof. Dr. jur., Bonn	Rechtswissenschaft	Umweltrecht
Ekkehard <i>Weber</i> , Prof. Dr.-Ing., Essen	Verfahrenstechnik	Umwelttechnik, Luftreinhaltung

VORWORT

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen legt mit dem Sondergutachten „Luftverunreinigungen in Innenräumen“ ein weiteres Gutachten vor, das einem speziellen Problem der Umweltpolitik gewidmet ist. Grundlage dieses Gutachtens ist der im Einrichtungserlaß (s. Anhang) festgelegte Auftrag, die Situation der Umwelt darzustellen und auf Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung hinzuweisen.

Mit dem vorliegenden Gutachten wendet sich der Rat einem Thema der Umwelthygiene zu, das bisher noch nicht zum Kernbereich der klassischen Umweltpolitik gehört. Die Luft von Innenräumen ist jedoch ein Teil — und aus umwelthygienischer Sicht ein wesentlicher Teil — der Umwelt des Menschen.

Mögliche Zusammenhänge zwischen Luftverschmutzung und Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit haben seit den fünfziger Jahren in wachsendem Maße wissenschaftliches und öffentliches Interesse erfahren und werden heute in der Bundesrepublik Deutschland leidenschaftlicher denn je erörtert. Allerdings hat sich das Interesse bisher fast ausschließlich auf Verunreinigungen in der Außenluft konzentriert. Hingegen hat die Luft von Innenräumen, von wenigen Ausnahmen abgesehen, weitaus weniger Beachtung gefunden, obwohl sich der Mensch in der Regel den weitaus größten Teil des Tages in Innenräumen aufhält und obwohl die Luft in Innenräumen oftmals viel stärker verunreinigt ist als die Außenluft.

Ein wesentliches Ziel des Rates ist daher, mit diesem Gutachten die umwelthygienischen Aspekte der Innenraumluft stärker als bisher in das Bewußtsein der Öffentlichkeit zu rücken. Das Gutachten ist sowohl an den Einzelnen gerichtet, damit er in Kenntnis der Zusammenhänge und durch bewußtes Handeln unnötige Verunreinigungen der Raumluft und mögliche gesundheitliche Beeinträchtigungen vermeiden kann. Das Gutachten wendet sich aber auch an die Verwaltung mit der Aufforderung, überall dort, wo dies möglich ist, ihren Beitrag zur Verringerung vermeidbarer Raumluftbelastungen zu leisten; vielfach kann dieser Beitrag in der Aufklärung der Bevölkerung über lufthygienische Zusammenhänge zwischen Schadstoffemissionen in Innenräumen und Gesund-

heitsrisiken bestehen. Ferner sollen mit diesem Gutachten die umfangreichen Wissenslücken im Hinblick auf Art, Ausmaß und hygienische Bedeutung von Luftverunreinigungen in Innenräumen verdeutlicht werden, mit dem Ziel, verstärkte Forschungsanstrengungen auf diesem wichtigen Gebiet zu initiieren.

Bei der Arbeit an diesem Gutachten ist der Rat von mehreren Personen und Institutionen unterstützt worden; ihnen möchte er danken.

Für Ausarbeitungen, Entwürfe und Anregungen zu einigen Themen ist der Rat Dr. Werner Grunow, Berlin, und Dr. Wolfgang Mücke, München, zu Dank verpflichtet.

Als wissenschaftliche Mitarbeiter des Rates haben Dr. Werner Lilienblum, Dr. Christoph Schröder und Dr. Heidrun Sterzl durch eigene Ausarbeitungen und Materialsammlungen zum Gutachten wesentlich beigetragen. Ihnen und den anderen wissenschaftlichen Mitarbeitern des Rates, die durch Diskussionsbeiträge und Anregungen zum Gutachten beigetragen haben, sei an dieser Stelle gedankt.

Dank für die gute Mitarbeit und die Abwicklung der technischen Arbeiten am Gutachten gebührt auch den namentlich nicht genannten Mitarbeitern der Geschäftsstelle.

Mehrere weitere Institutionen haben die Arbeit am Gutachten mit Rat und Tat gefördert. Der Rat dankt auch den fachlich beteiligten Ministerien und Ämtern des Bundes und der Länder, die ihn durch Diskussionsbeiträge und fachliche Auskünfte immer wieder unterstützt haben.

Der Rat dankt auch der Leitung und den Mitarbeitern des Statistischen Bundesamtes, die den Rat bei der Fertigstellung des Gutachtens unterstützt haben.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen schuldet allen, die an diesem Gutachten durch Beiträge, Anregung und Kritik mitgewirkt haben, Dank für ihre unentbehrliche Hilfe. Alle Fehler und Mängel, die das Sondergutachten „Luftverunreinigungen in Innenräumen“ enthält, gehen allein zu Lasten der Mitglieder des Rates.

Wiesbaden, im Mai 1987

Wolfgang Haber

Vorsitzender

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1	Einleitung 7
2	Quellen und Konzentrationen von Luftverunreinigungen in Gebäude-Innenräumen 11
2.1	Tabakrauch 11
2.1.1	Schadstoffe im Tabakrauch 11
2.1.2	Konzentrationen von Schadstoffen in Innenräumen 12
2.1.3	Aufnahme von Schadstoffen durch Passivrauchen 15
2.2	Offene Feuerstellen 15
2.3	Reinigungs- und Pflegeartikel 19
2.3.1	Art der Emissionen 19
2.3.2	Hypochlorithaltige Sanitärreiniger 19
2.3.3	Lederimprägniersprays 19
2.3.4	Weitere Reinigungs-, Putz- und Pflegemittel 20
2.3.5	Gewerbliche Chemischreinigungs-Anlagen in Wohnhäusern 23
2.4	Baumaterial, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände 23
2.4.1	Asbest 23
2.4.2	Holzwerkstoffe und Möbel 24
2.4.3	Holzschutzmittel 26
2.5	Gebrauchsartikel und Werkstoffe des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches 27
2.5.1	Farben und Lacke 28
2.5.2	Klebstoffe 30
2.5.3	Desinfektionsmittel 30
2.5.4	Insektizide 31
2.6	Mikroorganismen und Allergene 33
2.7	Klimatisierte Gebäude 36
2.8	Baugrund 38
2.8.1	Radon 38
2.8.2	Flüchtige organische Verunreinigungen aus dem Baugrund 40
3	Fahrzeug-Innenräume 43
4	Toxikologie von Luftverunreinigungen, die in Innenräumen vorkommen 48
4.1	Kohlenmonoxid 48
4.2	Kohlendioxid 48
4.3	Stickstoffoxide 49
4.4	Formaldehyd 49
4.5	Organische Lösemittel 49
4.6	Stäube 52
4.7	Allergene und pathogene Mikroorganismen 52

	Seite	
4.8	Biozide	53
4.9	Krebserzeugende Stoffe	53
5	Gesundheitliche Bewertung der Exposition	57
5.1	Aufenthaltsdauer in Innenräumen	57
5.2	Tabakrauch (Passivrauchen)	57
5.3	Offene Feuerstellen	59
5.4	Emissionen aus Reinigungs- und Pflegeartikeln und Produkten des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches	60
5.5	Holzschutzmittel	61
5.6	Klimatisierte Gebäude	62
5.7	Kraftfahrzeuge	63
6	Möglichkeiten zur Verminderung der Schadstoffbelastung in Innen- räumen	64
7	Gesetze und Verordnungen mit Einfluß auf die Luftqualität in Innen- räumen	65
7.1	Tabakrauch	65
7.2	Offene Feuerstellen	65
7.3	Reinigungs- und Pflegeartikel und Gebrauchsartikel und Werkstoffe des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches	65
7.4	Baumaterial, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände	67
7.5	Klimatisierte Gebäude	67
7.6	Baugrund	68
7.7	Kraftfahrzeuge	68
8	Forschungsempfehlungen	69
8.1	Voraussetzungen für die lufthygienische Beurteilung der Innenraum- luft	69
8.2	Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen in Innenräumen und ge- sundheitlichen Beeinträchtigungen	69
8.3	Emissionsminderungen durch Produktverbesserungen	69
9	Zusammenfassung und Empfehlungen	70
9.1	Der Begriff „Innenraum“	70
9.2	Qualitätskriterien für die Luftqualität in Innenräumen	70
9.3	Art der Immissionen	70
9.4	Maßnahmen	71
9.4.1	Information und Aufklärung	71
9.4.2	Regelungen zur Beseitigung vermeidbarer Emissionen	72

	Seite
10 Anhang I	
10.1 Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen	74
10.2 Technische Richtkonzentrationen	74
10.3 Maximale Immissionswerte	74
10.4 Maximale Raumlufkonzentrationen	77
10.5 Weitere Richtwerte der Lufthygiene in Innenräumen	77
10.6 Richtwerte der Lufthygiene für die Außenluft	80
10.7 Kriterien für den einwandfreien Betrieb Raumluftechnischer Anlagen	81
10.8 Presseverlautbarungen des Bundesgesundheitsamtes, die die Luftqualität in Innenräumen betreffen	82
10.8.1 Holzschutzmittel	82
10.8.2 Ledersprays	84
10.8.3 Formaldehyd	85
10.8.4 Haarsprays	90
10.8.5 Topfblumen	90
 Anhang II	
Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen beim Bundesminister des Innern	92
Literaturverzeichnis	94
Verzeichnis der Gutachten des Sachverständigenrates	107

1 Einleitung

1. Bereits vor über hundert Jahren hat MAX von PETTENKOFER folgendes festgestellt: „Einen ferneren Grund, auf reine Luft *in Wohnungen* (Hervorhebung SRU) strenge zu achten, haben wir in der Erfahrung, daß schlechte Luft die Quelle vieler chronischer Leiden ist und daß sie sicherlich einen großen Anteil an den Volksübeln Scrofulen, Tuberkeln etc. hat“ [PETTENKOFER, 1858]. Er bezog sich dabei offensichtlich auf infektiöse Erkrankungen. Mit der Verbesserung der mikrobiologischen Hygiene geriet die Luftqualität in Wohnräumen als mögliche Ursache von Erkrankungen weitgehend in Vergessenheit. In den letzten Jahrzehnten richtete sich die Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit, aber auch der Wissenschaft auf die Außenluft, deren Belastung mit Schadstoffen nach weit verbreiteter Meinung eine wesentliche Bedrohung der menschlichen Gesundheit darstellt.

2. Im allgemeinen kann die Luft in Innenräumen nicht besser sein als die Außenluft. Allenfalls bei Stäuben und bei Spitzenkonzentrationen gasförmiger Luftverunreinigungen in der Außenluft ist mit einer gewissen Schutzwirkung der Wände und Fenster zu rechnen. Andererseits weisen verschiedene Veröffentlichungen und spezielle Fachtagungen der letzten Jahre darauf hin, daß die Luft in Innenräumen erheblich höhere Konzentrationen bestimmter Schadstoffe enthalten kann als die Außenluft [U.S. National Research Council, 1981; AURAND et al., 1982; SPENGLER et al., 1982; BERGLUND et al., 1984; WHO, 1986].

3. Im Rahmen dieses Gutachtens zählen zu den *Innenräumen*: Wohnungen mit Wohn-, Schlaf-, Bastel-, Sport- und Kellerräumen, Küchen und Badezimmern; Arbeitsräume bzw. Arbeitsplätze in Gebäuden, die nicht im Hinblick auf Luftschadstoffe arbeitsschutzrechtlichen Kontrollen unterliegen (so z. B. Büros, Verkaufsräume); öffentliche Gebäude (Krankenhäuser, Schulen, Kindergärten, Sporthallen, Bibliotheken, Gaststätten, Theater, Kinos und andere Veranstaltungsräume) sowie die Aufenthaltsräume von Kraftfahrzeugen und allen öffentlichen Verkehrsmitteln.

4. Unter *Luftverunreinigungen* werden solche chemischen Substanzen, Stoffgruppen oder Stoffgemische verstanden, die als Folge menschlichen Handelns in die Luft und damit auch in die Luft von Innenräumen gelangen. Unter diese Definition fallen ausdrücklich auch Stoffe natürlichen Ursprungs, die sich z. B. bei unzureichendem Luftaustausch in Innenräumen anreichern. Als *Luftschadstoffe* werden solche in der Luft vorkommenden Stoffe bezeichnet, die das Potential haben, auf den Menschen oder auf die belebte oder unbelebte Umwelt schädlich zu wirken [vgl. SRU, 1978, Tz. 21f.]. In diesem Gutachten werden Luftverunreinigungen oder Luftschadstoffe nur im Hinblick auf die menschliche Gesundheit behandelt.

5. In Tab. 1.1 sind einige chemische Stoffe aufgeführt, die als Luftverunreinigungen in Innenräumen von Bedeutung sind. Ferner wird in dieser Tabelle aufgezeigt, daß in einigen untersuchten Wohnungen, die aber keineswegs als repräsentativ anzusehen sind, die Konzentrationen dieser Stoffe in der Innenraumluft oftmals viel höher sind als in der Außenluft. Einige wichtige Emissionsquellen von Luftverunreinigungen in Innenräumen sind in Tab. 1.2 genannt. Dabei spielen neben althergebrachten „traditionellen“ Quellen, wie z. B. Rauchen oder mit Brennstoffen geheizte Kohleherde, Öfen und Kamine, in den letzten Jahren der verstärkte Einsatz von Chemikalien im Haushalts-, Hobby- und Heimwerkerbereich und die Verwendung mancher neuer Baustoffe eine wichtige Rolle. Die Verringerung des Luftwechsels durch bessere Abdichtung von Fenstern und Türen zur Lärm- und Wärmedämmung trägt ebenfalls wesentlich zur Erhöhung der Schadstoff-Konzentrationen in der Luft von Innenräumen bei.

6. Einzelne, zumeist wenig repräsentative Untersuchungen haben gezeigt, daß Luftverunreinigungen in Innenräumen erhöhte Risiken für die menschliche Gesundheit oder gar Gefährdungen darstellen können (vgl. auch Tz. 14). Systematische Untersuchungen über das Ausmaß der Immissionen und damit möglicherweise zusammenhängende Erkrankungen sind bisher in der Bundesrepublik Deutschland nur vereinzelt durchgeführt worden. Verschiedene nationale und internationale Institutionen wie das Bundesgesundheitsamt, das Umweltbundesamt und die gemeinsame Forschungsstelle der Europäischen Gemeinschaft in Ispra haben sich jedoch dieser Problematik angenommen, so daß in absehbarer Zeit die Situation besser bewertbar sein wird.

7. In den letzten Jahren hat in Fachkreisen die Aufmerksamkeit für Luftverunreinigungen in Innenräumen nicht zuletzt durch die erwähnten Veröffentlichungen zugenommen. In der Öffentlichkeit sind dagegen die Zusammenhänge zwischen Emissionsquellen in Räumen, der resultierenden Belastung der Innenraumluft und möglichen daraus entstehenden Gesundheitsstörungen weitgehend unbekannt. Daher werden die bereits vorhandenen Erkenntnisse über mögliche Schadstoff-Quellen nur unzureichend genutzt, um die Belastung der Innenraumluft zu vermindern.

8. Während die Einzelperson auf einige Schadstoff-Quellen wie Baustoffe oder den Erdboden nur sehr beschränkte Einflußmöglichkeiten hat, kann sie andere erheblich reduzieren: durch Einschränkung des Rauchens, Verminderung des Einsatzes von Haushaltschemikalien, von Heimwerker- und Hobbyprodukten, durch deren sachgemäße Anwendung, Einsatz unschädlicher Produkte usw. In jedem Fall mindert ausreichende Lüftung die Belastung der Raumluft.

Tab. 1.1

**Konzentrationen einiger Luftinhaltsstoffe
in Innenräumen im Vergleich zur Außenluft
in zufällig untersuchten Wohnungen**

Stoff bzw. Stoffgruppe	Verhältnis der Konzentrationen Innen/Außen	Bemerkungen
Schwefeldioxid	~ 0,5	
Stickstoffdioxid	≤ 1 2– 5	NO ₂ -Quelle innen
Kohlendioxid	1–10	
Kohlenmonoxid	≤ 1 1– 5	CO-Quelle innen
Schwebstaub	0,5–1 2–10	ohne Tabakrauch mit Tabakrauch
Formaldehyd	≤ 10	
höhere aliphat. Kohlenwasserstoffe	2– 5	
aromat. Kohlenwasserstoffe	1– 3	
leicht flüchtige Halogenkohlenwasserstoffe	10–50	
polychlorierte Biphenyle	5–10	
Radon	bis zu 5 bis zu 10	Wohnräume Kellerräume
N-Nitrosodimethylamin	≤ 1 >1	ohne Tabakrauch mit Tabakrauch

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung
(nach SEIFERT, 1982 und 1984; ROSCOVANU und WIEGAND, 1984)

9. Die Frage, welche Luftverunreinigungen oder Luftschadstoffe in welchen Konzentrationen in Innenräumen und über welche Expositionszeiträume hinweg als gesundheitlich unbedenklich gelten können, kann derzeit nur schwer und allenfalls für wenige Luftschadstoffe beantwortet werden. Auch die Charakterisierung ‚guter‘ Innenraumluft ist schwierig. Grenz- und Richtwerte für einzelne Luftverunreinigungen können sich nur an den entsprechenden bereits vorhandenen Qualitätskriterien für die Außenluft orientieren. Zu allgemeinen Wirkungsfragen und zur Risikoabschätzung von Stoffen hinsichtlich der menschlichen Gesundheit sowie zur Problematik von Wirkungsschwellen und Grenzwerten wird auf das Umweltgutachten 1987 des Rates verwiesen [SRU, 1987, Abschn. 3.1.2, in Vorbereitung].

10. Grenz- und Richtwerte für Luftschadstoffe in der Außenluft, im Bereich von Arbeitsplätzen und in Innenräumen werden von einer Reihe von Expertengre-

mien auf nationaler und auf internationaler Ebene erarbeitet. Es ist jedoch darauf hinzuweisen, daß solche Werte meist für bestimmte Zwecke oder Anwendungsbereiche erarbeitet werden und daß ihnen daher meist bestimmte Annahmen oder Voraussetzungen zugrundeliegen. Deshalb können diese Werte nur in sehr begrenztem Maße in anderen als den vorgesehenen Bereichen als Beurteilungsgrundlage dienen. So sind die Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK) nur für gesunde Erwachsene und für einen 8-Studentag bzw. eine 40-Stundenwoche konzipiert. In Innenräumen halten sich jedoch nicht nur gesunde Erwachsene, sondern auch solche Personen auf, die aufgrund ihrer genetischen oder erworbenen Disposition oder ihres Alters besonders empfindlich auf bestimmte Luftschadstoffe reagieren können oder deren Widerstandskraft vorübergehend oder dauernd geschwächt ist, wie z. B. Allergiker, alte oder chronisch kranke Menschen, Kinder, Schwangere usw. Aber auch andere Teile der Bevölkerung halten sich bis zu

Tab. 1.2

**Übersicht über Quellen von Luftverunreinigungen
in Innenräumen und die von ihnen emittierten Stoffe**

Quelle	Emittierte Stoffe oder Stoffklassen
Mensch	Kohlendioxid, Wasserdampf, Gerüche
Menschliche Aktivitäten Energieversorgung (Gasherde und -öfen, offene Feuerstellen)	Kohlenmonoxid, Kohlendioxid, Stickstoffdioxid, Wasserdampf, Aldehyde, Kohlenwasserstoffe, Teilchen, polycyclische aromat. Kohlenwasserstoffe
Tabakrauch	Kohlenmonoxid, Stickstoffdioxid, Acrolein und andere Aldehyde, Nitrosamine, Rauchpartikel, polycyclische aromat. Kohlenwasserstoffe
Haushalts- und Hobbyprodukte	viele organische Verbindungen, z. B. Lösemittel, Pestizide; teilweise als Aerosol
Staubsaugen	Staub
Raumausstattung Bau- und Renovierungsmaterialien	Radon, Asbest und andere Fasern, Formaldehyd und andere organische Verbindungen, z. B. Lösemittel, Holzschutzmittel, Klebstoffe
Einrichtungsgegenstände (Möbel, Teppiche)	viele organische Verbindungen, z. B. Lösemittel, Formaldehyd

Quelle: SEIFERT, 1984

90 % des Tages in Innenräumen auf und sind somit unter Umständen einer Dauerbelastung durch Luftschadstoffe ausgesetzt. Die Dauerbelastung kann bei bestimmten Stoffen zu ihrer Anreicherung im Körper führen oder die Regeneration von solchen Stoffwirkungen im Organismus verhindern oder verzögern, die bei hinreichender Regenerationsdauer reversibel sind, also verschwinden, bei unzureichender Regenerationsdauer jedoch in bleibende (irreversible) Schädigungen übergehen.

11. Maßstab für die Ableitung von Grenz- oder Richtwerten für Luftschadstoffe in Innenräumen darf aus diesen Gründen nicht der gesunde robuste Erwachsene sein. Vielmehr müssen der besonders empfindliche Mensch bzw. die Risikogruppen in der Bevölkerung mit berücksichtigt werden. Grenz- oder Richtwerte für Luftschadstoffe in Innenräumen müssen deshalb im allgemeinen niedriger, z. T. sehr viel niedriger als die MAK-Werte sein. Zur vertieften Erörterung verschiedener Grenz- und Richtwerte für Luftschadstoffe wird auf den Anhang (Kap. 10.1–10.6) verwiesen.

12. Behaglichkeitsfaktoren als Maßstab für eine Bewertung der Raumluft, d. h. Raumtemperatur, Luftfeuchtigkeit, Luftwechselraten und Zugluft oder offene Kaminfeuer und Tabakrauch sind problematisch für die Beurteilung der Luftbelastung und Luftqualität in Innenräumen, denn sie werden individuell oder umständehalber sehr unterschiedlich beurteilt.

13. In vielen Fällen können nur mögliche Schadstoff-Quellen aufgezeigt werden, die zu einer Gefährdung der menschlichen Gesundheit führen könnten. Aus der Überlegung, welche Konzentrationen auftreten können, muß auf die zu erwartenden Wirkungen geschlossen werden. Allerdings sind für die Vielzahl der organischen Substanzen wegen der geringen Zahl von Untersuchungen kaum Aussagen zu machen. Selbst wenn wegen der unzureichenden Erkenntnisse zunächst nur in wenigen Fällen konkrete Maßnahmen für die Innenraum-Lufthygiene vorgeschlagen werden, ist zumindest zu fordern, daß Grenz- bzw. Richtwerte für die Außenluft auch in Wohn- und Aufenthaltsräumen nicht überschritten werden.

14. Die in der Luft von Innenräumen gemessenen Konzentrationen von Luftschadstoffen sind gelegentlich höher als die MAK-Werte (Tab. 1.3). Risikogruppen sind bei solchen Konzentrationen einem unverträglich hohen gesundheitlichen Risiko ausgesetzt (s. Tz. 11).

15. Bei krebserzeugenden Stoffen wie Asbest, Benzol oder Benzo[a]pyren kann bei derzeitigem Wissensstand keine Wirkungsschwelle und somit auch kein unbedenklicher Konzentrations- oder Dosisbereich für diese Stoffe angenommen werden. Die in Tab. 1.3 genannten Technischen Richtkonzentrationen (TRK-Werte) für kanzerogene Stoffe schließen daher ein gesundheitliches Risiko durch diese Stoffe nicht aus (vgl. Kap. 10.2).

Tab. 1.3

**Gemessene Konzentrationen in der Luft von Innenräumen
im Vergleich zu den Maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK)
bzw. Technischen Richtkonzentrationen (TRK)**

Stoff bzw. Stoffgruppe	In Innenräumen gefundene Konzentrationen [mg/m ³]	MAK (TRK) *) [mg/m ³]
Formaldehyd	0,06–1,3	1,2
Kohlenmonoxid	1–100	33
Schwefeldioxid	0,02–1	5
Kohlendioxid	600–9 000	9 000
Ozon	0,04–0,4	0,2
Asbest	10 ² –10 ⁶ Fasern/m ³	
Krokydolith		0,5×10 ⁶ Fasern/m ³ (TRK)
Chrysotil u. a.		1×10 ⁶ Fasern/m ³ (TRK)
Stickstoffdioxid	0,05–1	9
C ₉ –C ₁₁ -Aliphaten	0,005–0,01	–
Benzol	0,005–0,05	16 (TRK)
Toluol	0,02–0,2	375
Benzo[a]pyren	10 ⁻⁶ –10 ⁻⁵	–
Halogenkohlenwasserstoffe	0,01	–
chlorierte Biphenyle	10 ⁻⁵ –10 ⁻⁴	0,5 bzw. 1 (Chlorgehalt 54 bzw. 42%)

*) Definition der MAK- und TRK-Werte s. Anhang Kap. 10.1 und 10.2

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung
(nach U.S. National Research Council, 1981; SEIFERT, 1982
und 1984; Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1985)

16. Der Rat will mit dem vorliegenden Gutachten

- die Öffentlichkeit auf das Problem der Belastung der Innenraumluft aufmerksam machen,
- die einzelne Person durch Darlegung der Zusammenhänge zur Verminderung unnötiger Belastungen anhalten,
- auf Regelungsbedarf aufmerksam machen,
- auf die umfangreichen Wissenslücken und auf den großen Forschungsbedarf hinweisen und
- die Notwendigkeit einer eindeutigen Charakterisierung guter Innenraumluft im Hinblick auf Luftschadstoffe (Qualitätskriterien) verdeutlichen.

17. Die Betonung der lufthygienischen Bedeutung der Innenraumluft bedeutet jedoch keinesfalls, daß vom Rat der Belastung der Außenluft mit Schadstoffen

geringere Bedeutung beigemessen wird, denn die Innenraumluft kann, wie erwähnt, im allgemeinen nicht besser sein als die Außenluft. Maßstab für die Verminderung der Schadstoffe in der Außenluft ist neben dem Schutz des Menschen vor allem auch der Schutz der belebten und der nicht belebten Umwelt. Die Reinhaltung der Innenluft dient dagegen vor allem dem Schutz des Menschen.

18. Da die ungelösten Fragen vielfältig sind und der Forschungsbedarf groß ist, sollten parallel zur Verbesserung des Wissens vor allem auch präventive Maßnahmen angestrebt werden, um die Luftqualität in Innenräumen zu verbessern. Durch die Information der Bevölkerung über eine mögliche Belastung der Innenraumluft kann beispielsweise der kritiklosen Verwendung neuer Produkte im Haushalts- und Heimwerkerbereich entgegengewirkt werden.

2 Quellen und Konzentrationen von Luftverunreinigungen in Gebäude-Innenräumen

19. Wie aus Tabelle 1.2 hervorgeht, stellen Verbrennungsvorgänge eine der Hauptquellen von Luftschadstoffen in Innenräumen dar. Hierzu gehören einerseits das Rauchen, andererseits das Betreiben von Feuerstellen, deren Verbrennungsgase ganz oder teilweise in die Räume gelangen. Eine weitere, wesentliche Emissionsquelle sind Reinigungs- und Pflegetätigkeiten sowie vor allem die dabei angewendeten, chemisch sehr vielfältig zusammengesetzten Mittel. Zur Immission tragen oft auch Stoffausdünstungen aus Möbeln, Einrichtungsgegenständen und Baumaterialien bei. Eine zunehmende Bedeutung für die Luftbelastung in Innenräumen haben Heimwerker- und Hobby-Aktivitäten aller Art und die dabei benutzten Werkstoffe und Hilfsmittel, die Chemikalien an die Luft abgeben. Nicht selten kommt es in klimatisierten Gebäuden zu Beeinträchtigungen der Gesundheit oder des Wohlbefindens. Sie lassen sich auf die Verteilung von Chemikalien und Mikroorganismen über die Zu- und Abluftsysteme und oft unzureichend gewartete oder falsch betriebene Anlagen zurückführen. Schließlich ist auf Luftbelastungen hinzuweisen, die aus dem Baugrund in Innenräume, insbesondere Keller gelangen.

Die folgende Darstellung gibt einen Überblick über die vorliegenden Beobachtungen und Messungen, die ein – allerdings noch lückenhaftes – Bild der Luftschadstoff-Belastung von Innenräumen vermittelt. Auf die Toxikologie der Stoffe wird in Kap. 4, auf die gesundheitliche Bewertung in Kap. 5 eingegangen.

2.1 Tabakrauch

20. Nichtraucher, in deren Gegenwart geraucht wird, nehmen ungewollt Tabakrauch mit der Atemluft auf (Passivrauchen). Wegen der weiten Verbreitung des Rauchens in unserer Gesellschaft – jeder dritte Erwachsene ist Raucher – stellt Tabakrauch eine der bedeutendsten Ursachen für Luftverunreinigungen in Innenräumen dar. Während manche Personen nur gelegentlich in öffentlichen Räumen mit Tabakrauch Kontakt haben, können andere dem Tabakrauch am Arbeitsplatz, zu Hause oder in geselligem Rahmen sehr häufig und viele Stunden am Tag ausgesetzt sein.

In der Bundesrepublik Deutschland wurden im Jahre 1984 ca. 145 000 t Tabak verbraucht. Auf Zigaretten entfallen über 90 % der Gesamttabakmenge, während Zigarren- und Pfeifentabak eine geringere Bedeutung besitzen. Deshalb wurde das vorliegende Kapitel auf Zigarettenrauch beschränkt. Die anhand von Zigarettenrauch gewonnenen Erkenntnisse dürften jedoch mit einigen Einschränkungen auch auf Pfeifentabak- und Zigarrenrauch übertragbar sein.

2.1.1 Schadstoffe im Tabakrauch

21. Im Tabakrauch kommen mehr als 2 000 chemische Verbindungen vor. Viele dieser Substanzen sind

je nach Menge und Konzentration für den Menschen gesundheitsschädlich. Die wichtigsten toxischen Substanzen sind

- Kohlenmonoxid,
- Nikotin,
- Reizstoffe wie Stickstoffoxide, Ammoniak, Acrolein und Formaldehyd,
- krebserzeugende Stoffe wie Benzo[a]pyren und andere polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Nitrosamine und aromatische Amine.

Die Exposition des Passivrauchers gegenüber Tabakrauch in Innenräumen hängt nicht nur von der Zahl der in seiner Gegenwart gerauchten Zigaretten und seiner Aufenthaltsdauer im verrauchten Raum ab, sondern auch von der Verdünnung des Tabakrauchs, die von der Raumgröße und der Intensität der Lüftung bestimmt wird; die Exposition ist naturgemäß in kleinen Räumen mit geringer Lüftung am größten.

22. Tabakrauch besteht aus Hauptstromrauch und Nebenstromrauch. Das fortschreitende Glimmen des Tabaks erzeugt den Nebenstromrauch, der vor allem an der Glimmzone, aber auch am Mundstück der Zigarette, Zigarre oder Pfeife freigesetzt wird. Der Hauptstromrauch wird dagegen verursacht, indem der Raucher am Mundstück zieht und den Tabak zum Glühen bringt. Der von ihm erzeugte Rauch wird unterschiedlich lang und tief inhaliert und dann ausgeatmet. Infolge von unterschiedlicher Resorption und Ablagerung der verschiedenen Inhaltsstoffe des Tabakrauchs im Atemtrakt, vor allem in der Lunge des Rauchers ist der ausgeatmete Hauptstromrauch chemisch verschieden vom eingeatmeten.

Passivraucher atmen den Nebenstromrauch und den ausgeatmeten Teil des Hauptstromrauchs ein. Bei einer durchschnittlichen Brenndauer einer Zigarette von ca. zwölf Minuten zieht der Raucher im Durchschnitt sechs- bis achtmal, insgesamt etwa 24–30 Sekunden lang. Daher ist die Menge des zwischen den Zügen verbrennenden Tabaks rund viermal größer als die beim Ziehen verbrannte [KLUS und KUHN, 1982]. Dementsprechend ist der Nebenstromrauch für den Passivraucher von größerer Bedeutung als der Hauptstromrauch.

Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, daß Haupt- und Nebenstromrauch infolge der unterschiedlichen Brennbedingungen des Tabaks Schadstoffgemische unterschiedlicher stofflicher Zusammensetzung darstellen. So werden beim Glimmen, das den Nebenstromrauch freisetzt, bestimmte toxische Stoffe in größeren Mengen erzeugt als beim Glühen, auch wenn der dadurch verursachte Hauptstromrauch im allgemeinen höhere Schadstoffkonzentrationen aufweist (Tab. 2.1).

Tab. 2.1

**Nebenstromrauch-/Hauptstromrauch-Quotienten (NS/HS)
ausgewählter Schadstoffe im Zigarettenrauch**

Substanz	Nebenstromrauch (Menge/Zig.)	NS/HS
Kohlenmonoxid	46—99 mg	2,5—4,7
Nikotin	1,3—4,3 mg	2,1—3,2
Stickstoffoxide	2—3 mg	4—10
Ammoniak	5,3—8,5 mg	46—170
Formaldehyd	ca. 1,5 mg	ca. 51
Acrolein	ca. 0,9 mg	ca. 12
Benzo[a]pyren	0,13—0,20 µg	3,5—4,5
Dimethylnitrosamin	0,16—0,82 µg 0,14—1,04 µg	13—100 *) 12—830 **)
Nitrosopyrrolidin	0,007—0,39 µg	2,6—53
Nitrosornikotin	0,15—6,1 µg	0,5—5,1
2-Naphtylamin	ca. 0,08 µg	ca. 39
4-Aminobiphenyl	ca. 0,14 µg	ca. 31
Hydrazin	ca. 0,03 µg	ca. 3

*) Filterlose Zigaretten

**) Filterzigaretten

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

(nach U.S. National Research Council, 1981; U.S. Department of Health and Human Services, 1982; KLUS und KUHN, 1982)

So erreicht z. B. Dimethylnitrosamin im Nebenstromrauch erheblich höhere Konzentrationen als im Hauptstromrauch. Dadurch kann ein Passivraucher in einem kleinen Raum mit der Atemluft genauso viel Dimethylnitrosamin aufnehmen wie der Raucher selbst (zur langfristigen Exposition des Passivrauchers vgl. Tz. 33).

2.1.2 Konzentrationen von Schadstoffen in Innenräumen

23. *Kohlenmonoxid* (CO) ist ein wesentlicher Schadstoff im Tabakrauch. Er kann analytisch auch in kleinsten Mengen leicht bestimmt werden und wird häufig als Leitsubstanz für die Ermittlung der Tabakrauchbelastung von Innenräumen verwendet. Deswegen liegen für Kohlenmonoxid vergleichsweise viele Meßwerte vor. Da CO aber auch aus anderen Quellen als Tabakrauch, z. B. aus der Außenluft stammen kann, muß bei Innenraum-Untersuchungen die Grundbelastung mit CO berücksichtigt werden. Diese kann u. U. höher sein als die durch Tabakrauch verursachte CO-Konzentration.

Alle Untersuchungen zeigen, daß der MAK-Wert für CO von 30 ppm oder der 0,5 h-MIK-Wert von 45 ppm in verräucherten Räumen nur dann erreicht werden, wenn die Räume extrem mit Tabakrauch belastet und außerdem schlecht belüftet sind [SCHLIPKÖTER und WINNEKE, 1977; VALENTIN et al., 1978; U. S. National Research Council, 1981].

In Räumen mit Publikumsverkehr liegen die gemessenen CO-Konzentrationen meist unter 10 ppm. In Bars, Diskotheken usw. werden allerdings gelegentlich tabakrauchbedingte CO-Konzentrationen festgestellt, die bis in die Nähe des MAK-Wertes reichen können.

24. *Nikotin* wird ebenfalls zur Abschätzung der Tabakrauchbelastung verwendet. Nikotin stellt eine spezifische Leitsubstanz für die Tabakrauchbelastung der Raumluft dar. Allerdings ist der meßtechnische Aufwand für die Bestimmung von Nikotin größer als bei Kohlenmonoxid (vgl. Tz. 240). In Räumen mit Publikumsverkehr, in denen geraucht wurde, ergaben die Messungen 1—10 µg/m³ Nikotin [HINDS und FIRST, 1975]. MATSUSHITA und MORI [1984] stellten in Büros 5—32 µg/m³ und in Spielhallen 58 bis 127 µg/m³, WEBER und FISCHER [1980] in Büros und anderen Arbeitsräumen Tagesmittelwerte von 0,9 µg/m³ und als maximalen Stundenmittelwert 13,8 µg/m³ fest.

25. Über *Stickstoffoxide* in Innenräumen liegen einige Untersuchungsergebnisse vor, die den Anteil des Tabakrauches an ihrer Entstehung größenordnungsmäßig abzuschätzen erlauben. Dabei ist zu berücksichtigen, daß in Verbrennungsabgasen — und dies gilt auch für brennenden Tabak — zunächst überwiegend Stickstoffmonoxid (NO) entsteht, das dann vom Luftsauerstoff zu dem umweltthygienisch wichtigeren Stickstoffdioxid (NO₂) oxidiert wird. Ausmaß und Ge-

schwindigkeit dieser Umwandlung sind in Innenräumen bisher nicht untersucht worden.

In Büros und anderen Arbeitsräumen, in denen geraucht wurde, stammten im Tagesmittel durchschnittlich 32 ppb NO und 24 ppb NO₂ aus Tabakrauch; die normalerweise vorhandenen NO₂-Konzentrationen wurden durch Tabakrauch ungefähr verdoppelt. Maximale Stundenmittelwerte erreichten 280 ppb für NO und 115 ppb für NO₂ [WEBER und FISCHER, 1980]. Ähnliche Verhältnisse wurden auch in Räumen einiger Gaststätten gefunden. Wenn die NO₂-Konzentration gelegentlich den 0,5 h-MIK-Wert von 100 ppb erreichte, stammte NO₂ überwiegend aus anderen Quellen und nur zu weniger als 20 % aus Tabakrauch [FISCHER et al., 1978; WEBER et al., 1979 a].

Die mittlere Gesamtkonzentration von Stickstoffdioxid (NO₂) lag in amerikanischen Wohnungen, in denen nicht geraucht wurde, bei 6,4 ppb im Sommer und 10,1 ppb im Winter. Tabakrauch erhöhte den wöchentlichen Mittelwert der NO₂-Konzentration in diesen Wohnungen nur geringfügig um 1,6 ppb. Der vom Tabakrauch bedingte NO₂-Anteil war somit geringer als die jahreszeitlich bedingten Schwankungen [GOOD et al., 1982].

26. Über Schwefeldioxid (SO₂) im Tabakrauch liegen kaum Untersuchungen vor. In den wenigen Gaststätten, in denen Messungen durchgeführt wurden, waren die Schwefeldioxidkonzentrationen mit 7 bis 30 ppb im zeitlichen Mittel etwa doppelt so hoch wie in der Außenluft (6-12 ppb). Die höchsten Halbstunden-Mittelwerte lagen bei 13-75 ppb [FISCHER et al., 1978]. Die Emission von SO₂ durch Tabakrauch wird von den Autoren als gering angegeben. Erhöhte Raumluftkonzentrationen wurden nicht auf den Tabakrauch, sondern auf die Benutzung von Streichhölzern zurückgeführt.

27. Acrolein ist ein Reizstoff, der schon bei geringer bis mäßiger Tabakrauchbelastung von Räumen den 0,5 h-MIK-Wert von 10 ppb erreichen kann. In Laboruntersuchungen, in denen als Maß für die Tabakrauchbelastung die CO-Konzentration als Leitkomponente bestimmt wurde, wurde für Acrolein der 0,5 h-MIK-Wert bei einer CO-Konzentration von ca. 4 ppm überschritten, also einer CO-Konzentration, die tabakrauchbedingt auch in Aufenthaltsräumen häufig anzutreffen ist [WEBER-TSCHOPP et al., 1976; WEBER et al., 1976]. Bei Laboruntersuchungen mit einer Tabakrauchbelastung, die zu einer CO-Konzentration von 9 ppm führte, war der 0,5 h-MIK-Wert von Acrolein mit 16 ppb deutlich überschritten [HARKE et al., 1972]. Bei 20–25 ppm CO wurde der MAK-Wert von 0,1 ppm für Acrolein überschritten [WEBER et al., 1976; HUGOD et al., 1978]. In einigen Gaststätten lagen die Halbstundenmittelwerte im Durchschnitt bei 5-10 ppb Acrolein. Die höchsten Halbstundenmittelwerte betragen 8-18 ppb [FISCHER et al., 1978; WEBER et al., 1979 a].

28. Für Formaldehyd wurde vom Bundesgesundheitsamt ein Richtwert von 0,1 ppm für Innenraumluft empfohlen. Laborexperimente zeigten, daß dieser Wert bei einer Tabakrauchkonzentration, die 5 bis 7 ppm CO enthielt, überschritten wurde [WEBER et al., 1976; WEBER et al., 1979 b]. In einer Studie des Fraunhofer-Instituts für Holzforschung [1982] wurden

in einem Prüfraum von 50 m³ Größe und einer Luftwechselrate von 1/h nach dem gleichzeitigen Abrauchen von sechs Zigaretten in 15 Minuten 0,11 ppm Formaldehyd ermittelt. Bei einer nachgestellten Skatrunde in demselben Raum waren allerdings 19 Zigaretten und 4 g Pfeifentabak erforderlich, um nach einer knappen Stunde den Richtwert des Bundesgesundheitsamtes zu erreichen. Die vorliegenden Laboruntersuchungen lassen vermuten, daß der Richtwert für Formaldehyd durch geringe Tabakrauchbelastung von Innenräumen nicht erreicht wird, sofern nicht andere Quellen wie Baumaterial und Möbel hinzukommen. In einigen Nichtraucherwohnungen lagen die Wochenmittelwerte mit 26-77 ppb Formaldehyd in einem ähnlichen Bereich wie in Raucherwohnungen mit 32–60 ppb, lediglich ein Wert in einer Nichtraucherwohnung lag mit 7 ppb deutlich darunter [TRAYNOR und NITSCHKE, 1984].

29. Im Tabakrauch sind eine Vielzahl von *polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen* (PAK) nachweisbar. Ein Teil dieser Substanzen hat kanzerogene Eigenschaften. Aus meßtechnischen Gründen wird von der Gesamtfraktion der PAK meist nur das krebs-erzeugende Benzo[a]pyren bestimmt. Aufschluß über die Immission von Benzo[a]pyren durch Tabakrauch gibt folgender Laborversuch: In einem Prüfraum von 14,5 m² bzw. 36 m³, dessen Größe einem kleinen Büro entspricht und der mit einer Luftwechselrate von 1/h belüftet wurde, rauchten zwei Personen über acht Stunden stündlich fünf Zigaretten. Die CO-Konzentration lag im Durchschnitt bei 10 ppm, und es wurde eine durchschnittliche Benzo[a]pyrenkonzentration von 22 ng/m³ ermittelt [GRIMMER et al., 1977]. Im Vergleich dazu lagen im Ruhrgebiet bis Mitte der 70er Jahre die Jahresmittelwerte für Benzo[a]pyren in der Außenluft bei 50–120 ng/m³, seit etwa 1978 betragen sie jedoch nur noch 5–10 ng/m³, in ländlichen Gebieten ohne Industriebelastung seit etwa zehn Jahren weniger als 1 ng/m³ [POTT, 1985]. Durch die stark gefallen Benzo[a]pyrenkonzentrationen in der Außenluft kommt damit der Benzo[a]pyrenemission durch Tabakrauch steigende relative Bedeutung zu.

30. Zu den kanzerogenen *Nitrosaminen*, die im Tabakrauch nachgewiesen worden sind, gehören einige flüchtige Verbindungen wie z. B. Dimethylnitrosamin, Diethylnitrosamin und Nitrosopyrrolidin sowie Nitrosamine, die aus Tabakalkaloiden gebildet werden und deshalb tabakspezifisch sind, wie N-Nitrosornikotin. Letztere finden sich aufgrund ihrer geringeren Flüchtigkeit überwiegend in der Partikelphase des Tabakrauches. Meistens werden die analytisch leichter faßbaren Nitrosamine, insbesondere Dimethylnitrosamin, bestimmt. In Tab. 2.2 sind Einzelmessungen von Dimethylnitrosamin in verschiedenen Innenräumen zusammengestellt. In tabakrauchfreien Räumen und in der Außenluft liegen die Konzentrationen von Dimethylnitrosamin normalerweise bei wenigen ng/m³, in Räumen, in denen geraucht wird, dagegen um ein Vielfaches höher. Angaben über die Höhe der Tabakrauchbelastung der Räume fehlen allerdings. Es mangelt auch an systematischen Untersuchungen über die Belastung des Passivrauchers durch Nitrosamine im Tabakrauch unter definierten Bedingungen.

Tab. 2.2

**Konzentrationen von Dimethylnitrosamin in Innenräumen
und Aufnahme durch den Menschen**

Innenraum	Dimethylnitrosamin-Exposition		Literatur
	Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Aufnahme*) [ng/h]	
Eisenbahnrestaurant	0,11–0,13	66–78	BRUNNEMANN und HOFFMANN, 1978
Sporthalle	0,09	54	
Bankschalterhalle	0,01	6	
Bar	0,24	144	
Diskotheek	0,09	54	
Nichtraucherwohnung	<0,005	<3	
Büro	0,002–0,066	1,2–40	MATSUSHITA und MORI, 1984
Café	0,012–0,028	7,2–17	
Spielhalle	0,029–0,061	17–37	
Küche	0,006–0,013	3,6–7,8	SEIFERT et al., 1984
Außenluft	<0,001–0,005	<0,6–3	

*) berechnet für ein Atemvolumen von 10 l/min (in Ruhestellung)

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

31. Auch *Staubpartikel* werden mit dem Tabakrauch emittiert. Dabei haben insbesondere solche Staubpartikel, die aufgrund ihres kleinen aerodynamischen Durchmessers (< 10 μm) mit besonders hoher Wahrscheinlichkeit tief in die Atemwege gelangen und in den Lungenbläschen deponiert werden (Alveolarstaub), gesundheitliche Relevanz. In Räumen mit Publikumsverkehr, in denen geraucht wurde, waren die Konzentrationen von Alveolarstaub um ein Vielfaches

höher als in tabakrauchfreien Räumen und in der Außenluft. Die Alveolarstaub-Konzentrationen in Wohnungen von Rauchern waren im Durchschnitt doppelt oder mehrfach höher als in Wohnungen von Nichtrauchern und von der Zahl der Raucher im Haushalt abhängig. Demzufolge sind Nichtraucher in Raucherhaushalten im Durchschnitt höheren Alveolarstaub-Konzentrationen ausgesetzt als in Nichtraucherhaushalten (Tab. 2.3).

Tab. 2.3

Einfluß von Tabakrauch auf die Alveolarstaub-Konzentration in Innenräumen

Art der Innenräume	Alveolarstaub-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			Literatur
	mit Tabakrauch	ohne Tabakrauch	Außenluft	
Verschiedene öffentliche Räume ^{a)} ..	90–700	24–57	8–60	REPACE und LOWREY, 1980
Wohnungen ^{b)}	25– 60 (1 Raucher) (43) 35– 115 (2 Raucher) (75)	30–35 (24)	10–33 (22)	SPENGLER et al., 1981
Wohnungen ^{c)}	40	22	15	SPENGLER et al., 1980
Wohnungen ^{d)}	29–144	16–87	1–15	TRAYNOR und NITSCHKE, 1984

^{a)} Einzelmessungen; Zeitdauer 30 min

^{b)} Monatsmittelwerte aus 24 h-Meßwerten; Jahresmittelwerte in Klammern

^{c)} Mittelwerte aus 12 h-Meßwerten

^{d)} Wochen-Mittelwerte

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

2.1.3 Aufnahme von Schadstoffen durch Passivrauchen

32. *Kohlenmonoxid (CO)* bindet sich nach dem Einatmen an den roten Blutfarbstoff Hämoglobin (Hb). Die Bildung des COHb-Komplexes hängt von der Tabakrauchkonzentration und der Expositionsdauer ab. Da Kohlenmonoxid auch im körpereigenen Stoffwechsel gebildet wird, liegen bei nicht mit CO belasteten Personen ca. 0,7 % des Hämoglobins als COHb vor. Übereinstimmend zeigte sich in Laborversuchen und Untersuchungen in Innenräumen, daß die COHb-Konzentrationen im Blut von Passivrauchern nur bei mehrstündiger Exposition in stark verrauchten Räumen 2 % übersteigen. So führt eine zweistündige Exposition von 30 ppm CO (MAK-Wert) zu 2 % COHb im Blut von Passivrauchern [SCHLIPKÖTER und WINNEKE, 1977; VALENTIN et al., 1978; U. S. National Research Council, 1981].

33. *Nikotin* wird nach Aufnahme in den Körper sehr rasch mit einer Halbwertszeit von wenigen Minuten zu dem Metaboliten Cotinin abgebaut. Deshalb ist die Nikotinbestimmung im Blut, Speichel oder Urin, wenn überhaupt, nur direkt im Anschluß an eine aktuelle Tabakrauchexposition sinnvoll [HENSCHLER, 1975]. Bewertungen der Tabakrauchbelastung von Passivrauchern, die sich auf Nikotinbestimmungen stützen, führen daher zu einer Unterschätzung; dies gilt z. B. für Angaben, wonach der Passivraucher auch in stark verrauchten Räumen nur 1 % oder weniger des Tabakrauches im Vergleich zum Raucher einatmet. Auch am Arbeitsplatz lagen die Werte im Durchschnitt nur bei 1 % der Werte von Rauchern [RUSSELL und FEYERABEND, 1975].

Der Metabolit Cotinin ist hingegen aufgrund seiner erheblich längeren Verweildauer im Organismus (Halbwertszeit ca. ein Tag) für die Abschätzung von kumulativen Tabakrauchexpositionen geeignet, die mehrere Stunden bis zu einer Woche zurückliegen. Die Ermittlung der Belastung von Passivrauchern sollte sich daher auf Cotinin-Bestimmungen stützen. In einem Versuch, bei dem aktiv Rauchende und Nichtraucher in einem Prüfraum zusammensaßen, zeigte HARKE [1970], daß die Cotininwerte der Nichtraucher — in Abhängigkeit von der Raumlüftung — 2—4 % der Werte der Raucher betragen. Nach einer japanischen Studie lag die durchschnittliche Cotinin-Konzentration im Urin von Nichtrauchern bei ca. 8 % derjenigen von Rauchern. Bei Nichtrauchern, die mit Rauchern zusammenlebten, war die Cotininkonzentration im Urin mit dem Zigarettenkonsum der Raucher korreliert. Lebten die Nichtraucher mit starken Rauchern zusammen (>30 Zigaretten/Tag), so wiesen sie ähnliche Cotininwerte auf wie solche Raucher, die drei Zigaretten und weniger pro Tag rauchten. Eine Korrelation der Cotininwerte von Nichtrauchern mit der Tabakrauchkonzentration zu Hause und am Arbeitsplatz wurde ebenso beschrieben wie ein Stadt-Land-Gefälle der Cotininwerte von Nichtrauchern [MATSUKURA et al., 1984]. Überschneidungen der Cotininwerte von stark mit Tabakrauch belasteten Nichtrauchern und von Rauchern wurden auch von WALD et al. [1984] nachgewiesen. GREENBERG et al. [1984] zeigten, daß auch bei Kindern, die in Raucherhaushalten lebten, die Cotininkonzentration im Spei-

chel oder Urin höher waren als bei ihren Altersgenossen, die in Nichtraucherhaushalten lebten.

Der Cotinin-Bestimmung in diesen neueren Untersuchungen zufolge liegt die Tabakrauch-Aufnahme von stark exponierten Passivrauchern bei 5 bis 10 % derjenigen von anwesenden Rauchern und nicht bei nur 1 %, wie Nikotin-Bestimmungen vermuten ließen.

Die z. T. sehr viel höheren Emissionsmengen mancher Schadstoffe im Nebenstromrauch, z. B. von Dimethylnitrosamin (Tab. 2.1 und 2.2), können die langfristige Belastung stark exponierter Passivraucher zumindest im Hinblick auf einige Schadstoffe in die Größenordnung der Belastung von leichten Rauchern rücken (vgl. Tz. 22).

34. In einem Laborversuch konnte gezeigt werden, daß Passivraucher, die sich mehrere Stunden in einem stark verrauchten Raum aufgehalten hatten, in den folgenden 24 Stunden mutagene Substanzen mit dem Urin ausschieden [BOS et al., 1983]. Wengleich diese Substanzen nicht identifiziert wurden, beweist diese Untersuchung, daß der Passivraucher mit dem Nebenstromrauch potentiell genotoxische Substanzen aufnimmt und somit einem erhöhten kanzerogenen Risiko ausgesetzt ist. Darauf wird in dem von der Deutschen Forschungsgemeinschaft veröffentlichten Bericht „Passivrauchen am Arbeitsplatz“ ausdrücklich hingewiesen [HENSCHLER, 1986].

2.2 Offene Feuerstellen

35. Hohe Schadstoffbelastungen von Innenräumen können durch offene Feuerstellen verursacht werden, wenn die Verbrennungsgase sich in den Räumen ausbreiten. Offene Flammen treten in Kochherden, Kaminfeuern, Öfen, Heißwasserbereitern, ferner bei brennenden Kerzen, Öl- und Petroleumlampen usw. auf. Statistische Angaben liegen für Herde und Heizungen vor. In den Haushalten der Bundesrepublik Deutschland stehen 8,3 Mio Kohleöfen und -herde, 5,3 Mio Ölöfen und -herde, 4,2 Mio Gasherde und 2,4 Mio Gasheizautomaten [GWF, 1984].

In Kohleöfen und -herden werden nicht selten auch andere Brennstoffe, insbesondere Holz, verfeuert. Für offene Kaminfeuer, über die keine statistischen Angaben vorliegen, ist Holz der bevorzugte Brennstoff. Der Anteil des Brennholzes am Brennstoff der Einzelfeuerstellen (Öfen, Herde, offene Kaminfeuer) in den Privathaushalten der Bundesrepublik Deutschland ist nicht bekannt; vermutlich spielt er im Bundesdurchschnitt eine untergeordnete Rolle. Regional, vor allem in ländlichen Gebieten, kann Brennholz jedoch von erheblicher Bedeutung sein. Im Emissionskataster von Aschaffenburg ist für 1982 der Brennholzverbrauch in „Einzelfeuerstätten“ mit 39 000 t angegeben. Dies entspricht einem Anteil von 33 % von deren Wärmeaufkommen [Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 1985]. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß auch kleingewerbliche Anlagen in der Gruppe der Einzelfeuerstellen enthalten sind; jedoch dürfte der weitaus größte Teil von ihnen und damit der Brennholzverbrauch den privaten Haushalten zuzurechnen sein.

36. Das Ausmaß der durch offene Flammen verursachten Schadstoffbelastung hängt vor allem davon ab, ob die Verbrennungsgase durch Kamine oder Abluftvorrichtungen nach außen abgeführt werden — wo sie freilich zur allgemeinen Luftverschmutzung beitragen. Kohleherde sowie Heizanlagen für feste, flüssige und gasförmige Brennstoffe erfüllen fast durchweg diese Bedingung. Selbst offene Kaminfeuer sind nur dann nennenswerte Schadstoffquellen für Innenräume, wenn der zugehörige Kamin nicht richtig „zieht“ [COOPER, 1980; U. S. National Research Council, 1981; SEXTON et al., 1984; KIM und KREISEL, 1984; TRAYNOR und NITSCHKE, 1984]. Dagegen sind Gasherde in der Regel nicht mit Abluftvorrichtungen ausgerüstet; dies wird offenbar weder von den Herstellern noch von den Benutzern für notwendig erachtet. Die Verbrennungsgase können sich daher in den Räumen und Wohnungen ungehindert ausbreiten.

37. In den Vereinigten Staaten finden häufig Kerosin-Heizgeräte Verwendung, die nicht mit Abzügen ausgerüstet sind und daher hohe Schadstoffbelastungen in Wohnungen bedingen. Solche Geräte sind auch in der Bundesrepublik Deutschland, allerdings nur vereinzelt, auf dem Markt [YAMANAKA et al., 1979]. Bei gasbetriebenen Durchlauferhitzern zur Warmwasserbereitung verursacht bereits die Zündflamme eine meßbare NO₂-Belastung [THYSSEN-GAS, 1975]. Derartige Geräte dürfen in Wohnungen der Bundesrepublik Deutschland nur noch mit Abzug installiert werden.

38. Die Betrachtung der Schadstoffquellen ergibt, daß erhöhte Innenraum-Belastungen vor allem in Küchen mit Gasherden auftreten. Die Belastungen werden wesentlich von den Betriebs- und Benutzungsbedingungen der Herde beeinflußt. Dazu zählen die Art des verwendeten Gases (Stadtgas, Erdgas, Propan, Butan etc.), die Raumgröße, die Wirksamkeit der Lüftung und die Häufigkeit der Benutzung der Herde. Die Zusammensetzung der Verbrennungsgase hängt auch von dem Verhältnis der Bodenfläche des Koch- oder Bratgefäßes zur Fläche des Gasbrenners ab. Mit zunehmender Bodenfläche des Gefäßes, aber gleicher Brennerfläche nimmt die Sauerstoffzufuhr ab, so daß die Bildung von Kohlenmonoxid (Tz. 40) zunimmt. Auch der Brennertyp spielt eine Rolle [SEIFERT, 1982; PRESCHER, 1982].

Art der emittierten Schadstoffe

39. Offene Flammen von Gasherden sind insbesondere Quellen von Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO₂) und Kohlenmonoxid (CO). Die Emission von Formaldehyd durch Gasflammen wurde im Vergleich zu anderen Quellen als gering eingestuft [SCHMIDT und GÖTZ, 1977; U.S. National Research Council, 1981; LEADERER et al., 1984; FORTMANN et al., 1984; JOHNSON et al., 1984; RITCHIE und ARNOLD, 1984; PORTER, 1984]. Aus Arbeiten von ARNOLD [1986] und SCHLICH und SCHWIND [1985] geht allerdings hervor, daß unter ungünstigen Bedingungen durch den Betrieb offener Gasflammen Formaldehyd-Konzentrationen auftreten können, die bis zu

achtfach höher sind als der vom Bundesgesundheitsamt empfohlene Richtwert von 0,1 ppm für Innenräume (vgl. Tz. 73). Diese Konzentrationen wurden für einen Prüfraum von 27 m³ Rauminhalt ohne Luftwechsel aus den von Gasherden und -backöfen ausgehenden Emissionen berechnet [s. a. HOLOWELL et al., 1979]. Andere Schadstoffe, wie Schwefeldioxid und -trioxid, Blausäure, Aldehyde, Kohlenwasserstoffe und weitere organische Verbindungen treten ebenfalls auf, doch in relativ niedrigen Konzentrationen [SEIFERT und WAGNER, 1982; TRAYNOR und NITSCHKE, 1984; YOSHIZAWA, 1984].

Herde und Öfen, die mit Öl, Kohle, Holz oder sonstigen Brennmaterialien, sowie offene Kaminfeuer, die vor allem mit Holz gefeuert werden, emittieren neben Kohlenmonoxid und Stickstoffoxiden weitere, organische Substanzen. Im Gegensatz zur offenen Gasflamme, in der Brennstoff und Luft vor der Verbrennung vermischt werden, muß bei den anderen Feuerstellen Sauerstoff von außen in die Verbrennungszone diffundieren. Tritt unmittelbar an der Flamme ein Sauerstoff-Defizit auf, bilden sich Produkte unvollständiger Verbrennung. Die Zusammensetzung der Abgase wird durch Weiterreaktionen der primären Verbrennungsprodukte kompliziert. Nach COOPER [1980] wurden dabei über 100 chemische Verbindungen gefunden (s. auch dort zitierte Literatur), unter anderem karzinogene Verbindungen wie Benzo[a]pyren und andere polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, ferner Phenole, Aldehyde u. a. m. sowie Staubpartikel.

Da Herde, Öfen und offene Kamine in der Regel an Kamine oder Abzüge angeschlossen sind, gelangen die erwähnten Emissionen nur in Bruchteilen in die Innenraumluft. Dennoch kommen erhöhte Belastungen vor. So kann sich nach SEIFERT [1982] das Verhältnis der Staubkonzentrationen in der Innenluft im Vergleich zur Außenluft vor allem beim Betrieb von offenen Kaminfeuern und Holzöfen verdoppeln.

In 20 Häusern bzw. Wohnungen in USA, die mit holzbeheizten Kaminen oder Öfen ausgestattet waren, lagen die Stundenmittelwerte der Kohlenmonoxid-Konzentrationen an Heiztagen deutlich höher als an Tagen ohne Heizung. Die Konzentrationen von Benzo[a]pyren erhöhten sich gegenüber heizungsfreien Tagen 10—15fach (Tab. 2.4). Dagegen zeigten Formaldehyd und die Gesamtaldehyde in der Raumluft keine deutliche Abhängigkeit von der Heizung; signifikante Konzentrationserhöhungen an Heiztagen wurden nicht festgestellt [MOSCHANDREAS et al., 1981].

Kohlenmonoxid

40. Die Konzentration von Kohlenmonoxid in der Außenluft beträgt in Großstädten mindestens 2 ppm [WADE et al., 1975], in Reinluftgebieten ist sie deutlich niedriger. In Innenräumen werden je nach Quellentyp und -stärke bis zu sechsfach höhere CO-Konzentrationen im Vergleich zur Außenluft gemessen.

Die Kohlenmonoxid-Konzentration steigt steil an, wenn offene Gasflammen im Raum in Betrieb genommen werden [STERLING und STERLING, 1979]. In

den Küchen, in denen auf einem Gasherd gekocht wird, werden mittlere CO-Konzentrationen von 4 bis 10 ppm festgestellt. Unter bestimmten Bedingungen sind kurzfristige Spitzenkonzentrationen bis über 150 ppm registriert worden (s. Tab. 2.5). Der MAK-Wert für CO liegt bei 30 ppm, die MIK-Werte bei 45 ppm für 0,5 h und 9 ppm für 24 h. Diese Werte werden in Küchen mit Gasherden zumindest kurzfristig erreicht oder überschritten.

Stickstoffoxide

41. Wegen seiner größeren lufthygienischen Bedeutung werden die folgenden Ausführungen auf NO₂ beschränkt [SEIFERT, 1982].

In Reinluftgebieten liegen die mittleren Stickstoffdioxid-Konzentrationen der Außenluft bei 0,01 ppm oder darunter, in Ballungszentren findet man mittlere Konzentrationen von 0,03–0,06 ppm [SRU, 1983].

Je nach Studie, Meßzeitraum und Meßort finden sich für Innenräume sehr unterschiedliche Konzentrationsangaben für NO₂. So variiert in Wohnungen das Verhältnis der Innenluft- zur Außenluftkonzentration von 0,2 bis 7,9, wobei hohe Werte meistens in Wohnungen mit Gasherden gefunden werden. In der Regel werden in Küchen mit Gasherden 5–30fach höhere Konzentrationen gemessen als in Küchen mit Elektroherden und in der Außenluft [U. S. National Research Council, 1981; SEIFERT, 1982; BOLEIJ et

al., 1982; LEADERER et al., 1984; FORTMANN et al., 1984; HOEN et al., 1984; TRAYNOR und NITSCHKE, 1984; BRUNE-KREEF und HOEK, 1984]. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß bei Einzelmessungen Kon-

Tab. 2.4

Einfluß der Heizung mit Holz auf die Konzentrationen von Kohlenmonoxid (CO) und Benzo[a]pyren (BP) in der Raumluft

Bedingungen	Konzentrationen *)	
	CO [ppm]	BP [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Holzbeheizte Kamine	2,4 (0,8–5,2)	2,0 (0,1 –8,2)
Holzbeheizte Öfen	1,9 (1,1–2,6)	3,0 (0,05–9,7)
Heizungsfreie Tage:		
Innenraumluft	1,4 (0,9–2,9)	2,0 (0,05–0,4)
Außenluft	1,4 (0,9–2,4)	0,3 (0,05–1,3)

*) Mittelwerte aus mehreren Messungen mit Angabe der Minimal- und Maximalwerte in Klammern

Quelle: MOSCHANDREAS et. al., 1981

Tab. 2.5

CO-Konzentrationen in Innenräumen
(Messungen in einzelnen, zufällig ausgewählten Wohnungen)

Raumtyp	Mittelwert bei kontinuierlicher Messung [ppm] (Meßzeitraum)	Höchster Meßwert bzw. Bereich [ppm]	Literatur
Küche (Gasherd)	9,7 höchster Mittelwert über 30 min (Meßzeit 48 h)	14 kurzfristiges Maximum	SEIFERT et al. [1984]
Versuchsküche: offene Flamme mit Wasserkessel		5 150 (nach 3 h Brenndauer)	
Küche Eßzimmer Wohnzimmer		29–120 22–105 19– 80 (nach 20 min Brenndauer)	STERLING und STERLING [1979]
Küche	8,3 (24 h)	11 (nach 65 min Gasofen)	WADE et al. [1975]
Küche	5–10 (keine Angaben)		SPENGLER und SEXTON [1983]

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

zentrationsspitzen erfaßt sein können, die nicht die durchschnittliche Belastung repräsentieren, da die Geräte nicht kontinuierlich in Betrieb sind [PRE-SCHER, 1982]. Gemittelte Werte über mehrere Tage oder Wochen umfassen einen Bereich von 0,02 bis 0,29 ppm NO₂ und Spitzenwerte über 1 ppm (Tab. 2.6). Der MAK-Wert von NO₂ beträgt 5 ppm, die MIK-Werte 0,1 ppm für 0,5 h und 0,05 ppm für 24 h. Zumindest die MIK-Werte werden also beim Betrei-

ben von Gas-Feuerstellen häufig kurzfristig erreicht oder überschritten.

42. Zusammenfassend stellt der Rat fest, daß insbesondere durch den Betrieb offener Gasflammen vorübergehend hohe Konzentrationen von NO₂ und CO auftreten, die vor allem bei CO sogar die MAK-Werte überschreiten können (Tab. 2.5 und Kap. 10.1 im Anhang).

Tab. 2.6

NO₂-Konzentrationen in Innenräumen
(Messungen in einzelnen, zufällig ausgewählten Wohnungen)

Raumtyp	höchster Meßwert bzw. Bereich [ppm] (Meßzeitraum)	Mittelwert bei kontin. Messung [ppm] (Meßzeitraum)	Literatur
Küchen (mit verschiedenen Gasgeräten in der Wohnung) während des Betriebs der Geräte	0,01–0,22	0,04 (3 Wochen)	FISCHER et al. [1984]
	0,25–0,50 (1 h)	0,1 (2 Wochen)	U.S. National Research Council [1981]
	bis max. 1,0		FLOREY et al. [1982]
	0,01–0,32	0,11 (1 Woche)	BRUNEKREEF und HOEK [1984]
		0,04 (1 Woche) (15 Meßwerte)	SPENGLER und SEXTON [1983]
	0,39 (1 h)	0,07 (1 Woche)	YOCOM [1982]
	0,25–0,50 (1 h) bis max. 1,0	0,03–0,06 (4 Wochen)	WADE et al. [1975]
	0,32 (2 h)	0,06 (2 Wochen)	SPEIZER et al. [1980]
	0,61 (24 h)	0,06 (24 h)	PRESCHER [1982]
	0,11 (48 h)	0,03 (48 h) (60 Messungen)	
nach Zubereitung von 3 Mahlzeiten für 5 Personen	0,4		SEIFERT et al. [1984]
Versuchsküche offene Flamme mit Wasserkessel	1,5 (Messung nach 3 h 2,0 Brenndauer)		
Küchen	0,08–0,16 (48 h)		FLOREY et al. [1982]
andere Zimmer	0,02–0,04 (48 h)		
Kinderschlafzimmer	0,01–0,17	0,03 (1 Woche)	FISCHER et al. [1984]
Wohnzimmer	0,09–0,29 (1 Woche)		
Wohnraum	0,01–0,14	0,02 (3 Wochen)	LETZ et al. [1984]
Schlafraum	0,01–0,04	0,01 (3 Wochen)	
Schlafraum	0,03–0,10 (1 Woche)		HOEK et al. [1984]
Küchen	0,01–0,42	0,08 (1 Woche)	
Wohnzimmer	0,01–0,16	0,04 (1 Woche)	BOLEIJ et al. [1982]
Schlafräume	0,01–0,08	0,03 (1 Woche)	
Küche m. Gasdurchlauferhitzer (15 min. nach Betrieb)			BOLEIJ et al. [1982]
Küche	0,02–0,25	0,06 (5–8 Tage)	
Wohnzimmer	0,02–0,18	0,03 (5–8 Tage)	

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

2.3 Reinigungs- und Pflegeartikel

43. Eine verbreitete Kontamination der Luft in Innenräumen privater und öffentlicher Gebäude sowie von Kraftfahrzeugen und öffentlichen Verkehrsmitteln wird durch Pflege- und Reinigungstätigkeiten, vor allem durch die dabei verwendeten Mittel hervorgerufen. Neben Reinigungs- und Pflegemitteln aller Art sind auch Geruchsverbesserer und Imprägnierungsstoffe zu nennen; die wichtigsten dieser Substanzen bzw. die von ihnen bedingten Emissionen werden in den folgenden Abschnitten besprochen.

2.3.1 Art der Emissionen

44. Gebrauchsartikel im Haushalt verursachen Luftverunreinigungen in vielfältiger und z. T. sehr unterschiedlicher Weise. Die Anwendung von Spraydosen und mechanischen Zerstäubern führt zu einer stoßartigen Ausbringung von Aerosolen — vor allem bei Glas- und Ofenreinigungssprays — und gasförmigen Stoffen und zu deren abruptem, oft massivem Konzentrationsanstieg in der Raumluft. Dieser hängt bei Spraydosen außer vom Raumvolumen weitgehend von dem in der Dose herrschenden Druck, dem verwendeten Treibgas, der Viskosität der versprühten Flüssigkeit sowie vom Durchmesser des Steigrohres und der Düse ab.

Weiterhin sind die meist langsameren Emissionsvorgänge wie Verdampfung, Sublimation und Ausgasung nach der Anwendung von Putz-, Reinigungs- oder Pflegemitteln zu berücksichtigen. Diese Vorgänge hängen wesentlich vom Dampfdruck der Stoffe, der Oberflächenbeschaffenheit und den Adsorptions- und Desorptionsgeschwindigkeiten der Stoffe ab. Wesentlichen Einfluß haben auch die Größe der Oberfläche und die Menge des aufgetragenen Stoffes. Die dadurch verursachten Emissionen können kurzfristig im Bereich von Minuten, Stunden, Tagen erfolgen, aber auch Monate und Jahre andauern.

Beim Staubsaugen, Fegen und Bürsten sowie bei trockenem Wischen treten staubförmige Emissionen auf.

2.3.2 Hypochlorithaltige Sanitärreiniger

45. Nach Angaben von OKONEK et al. [1984] werden pro Jahr in der Bundesrepublik Deutschland 20 bis 30 Mio Gebinde hypochlorithaltiger Sanitärreiniger verkauft, die seit den 70er Jahren besonders zur Reinigung von Toilettenbecken verwendet werden. Vorher waren dazu außer Scheuermitteln nur stark säurehaltige Reiniger üblich. Werden hypochlorit- und säurehaltige Mittel gleichzeitig verwendet, kommt es durch chemische Reaktion zwischen beiden zur Freisetzung von Chlorgas und zu Vergiftungen. Berechnungen ergaben, daß aus 50 ml WC-Reiniger (7% Aktivchlor) eine Chlorgaskonzentration von 390 ppm entstehen kann. Dieser Wert entspricht etwa der Hälfte der sofort wirksamen tödlichen Konzentration [OKONEK et al., 1984]. Von den Herstellerfirmen wurden Warnhinweise auf den Packungen angebracht und kindersichere Verschlüsse eingeführt. Trotzdem traten nach den Erkenntnissen der Giftin-

formations- und Behandlungszentren der Bundesländer weiterhin zum Teil schwere Vergiftungen auf. In den Jahren 1980—1983 wurden allein in vier der insgesamt 17 Giftinformations- und Behandlungszentren zwischen 100 und 170 Vergiftungsfälle pro Jahr registriert [OKONEK et al., 1984]. Nahezu zwei Drittel der registrierten Fälle nahmen einen mittelschweren oder schweren Verlauf. Die Autoren rechnen nach einer groben Schätzung im ganzen Bundesgebiet mit jährlich 700 Vergiftungsfällen. Durch Intervention des Bundesgesundheitsamtes wurde eine Vereinbarung zwischen dem Bundesminister für Jugend, Familie und Gesundheit und den Herstellern getroffen, die seit März 1985 gültig ist [BMJFG, 1985]. Damit wurde erreicht, daß die hypochlorithaltigen Produkte durch Rezepturänderung jetzt maximal 50 g/kg aktives Chlor statt bisher bis zu 70 g/kg enthalten — und daß auf die Werbung für die Anwendung im Toilettenbereich verzichtet wird.

46. Diese Vereinbarung wird jedoch weitere Vergiftungen nicht verhindern können. Der Rat empfiehlt daher, daß nur ein Typ von Reinigern, säurehaltig oder hypochlorithaltig, in den Handel gebracht wird. Da bei beiden Reinigertypen mit einer Umweltbelastung gerechnet werden muß, schließt sich der Rat der Empfehlung des Umweltbundesamtes [1986] an, auf den Einsatz dieser Produkte zu verzichten.

2.3.3 Lederimprägniersprays

47. Lederimprägniersprays haben in den letzten Jahren weite Verbreitung gefunden: In der Bundesrepublik Deutschland werden jährlich 10—16 Mio Spraydosen verkauft. Ihre Anwendung hat in den vergangenen Jahren wiederholt zu Vergiftungen geführt [ÜBERLA et al., 1985].

Erste Vergiftungsfälle waren bereits 1977 bekannt geworden. In den Jahren 1979—1983 wurden von einigen Giftinformations- und Behandlungszentren sowie vom Bundesgesundheitsamt 224 Fälle registriert. Die Vergiftungen traten durch Einatmen der versprühten Sprayinhaltsstoffe auf. Der Angriffsort war die Lunge. Von den ausgewerteten 204 Fällen verliefen 60% mittelschwer und 18% schwer. Bei 86% der Vergiftungsfälle war ärztliche Hilfe erforderlich, 62% der Patienten wurden in ein Krankenhaus eingewiesen [OKONEK et al., 1985]. Die Autoren schätzen die Häufigkeit der Vergiftungen durch Ledersprays in den vergangenen Jahren im gesamten Bundesgebiet auf 100—200 Fälle pro Jahr.

Die Mehrzahl der Vergiftungen hatte sich wahrscheinlich beim Versprühen in kleinen oder schlecht belüfteten Räumen ereignet. Vergiftungsfälle traten allerdings auch in gut belüfteten Räumen und im Freien auf, d. h. bei vorsichtig ausgeführter bestimmungsgemäßer Anwendung.

48. Die Sprays bestehen zu 95% und mehr aus Treibgas und Lösemitteln, vor allem Dichlormethan und Benzin, aber auch Tetrachlorethen, Aceton, Butylacetat und Isopropanol. Die Imprägnierstoffe, vor allem Silicone, Wachse, Fluorcarbonharze und Alkoholate des Aluminiums, Titans und Zirkons, machen höchstens 5% des Inhalts aus.

Hohe Raumluftkonzentrationen können insbesondere dann erreicht werden, wenn große Lederflächen, z. B. von Mänteln, Jacken oder Sitzmöbeln, durch minutenlanges Sprühen imprägniert werden. In dem Sachstandsbericht des Bundesgesundheitsamtes [ÜBERLA et al., 1985] wird von mehreren Autoren unabhängig voneinander belegt, daß unter Testbedingungen, die der Exposition des Menschen bei der Anwendung der Sprays nahekommen, die gemessenen Konzentrationen der versprühten Lösemittel zumindest die MAK-Werte erreichten und z. T. kurzfristig um ein Vielfaches überschritten. Über die Raumluftkonzentrationen der Imprägnierstoffe selbst wurde allerdings nichts mitgeteilt.

49. Die chemische Zusammensetzung der im Handel befindlichen Sprays ist unterschiedlich. Dementsprechend zeigte die Analyse der Vergiftungsfälle, daß die Lungentoxizität verschiedener Imprägnierungssprays ebenfalls unterschiedlich ist, was sich auch in Versuchen an Tauben und Ratten bestätigen ließ. Wurden Lösemittelgemische ohne Imprägnierstoffe im Tierversuch verwendet, traten keine Vergiftungserscheinungen auf. Demnach beruhen diese im wesentlichen auf den Imprägnierstoffen. Die Toxizität ließ sich jedoch keiner Einzelkomponente zuordnen, so daß sie möglicherweise durch das Zusammenwirken mehrerer Bestandteile ausgelöst wird.

Nach FREUNDT [1985] kann die Toxizität der Ledersprays derzeit nicht abschließend beurteilt werden, insbesondere weil die Raumluftkonzentrationen vieler Inhaltsstoffe und die Lungengängigkeit der Aerosolpartikel – und damit die exakten Expositionsbedingungen – zu wenig bekannt sind. Auch liegen nur ungenügende Informationen über die Toxizität vieler Inhaltsstoffe vor. Der Rat fordert daher Forschungsarbeiten zur Aufklärung dieser Situation, um Gegenmaßnahmen begründen zu können.

50. Mehrere Hersteller haben 1983 nach Aufforderung durch das Bundesgesundheitsministerium ihre Produkte vom Markt genommen. Die übrigen Produkte tragen gemäß einer Vereinbarung zwischen dem Bundesgesundheitsminister und den Herstellern vereinheitlichte, deutlichere Warnhinweise auf Vergiftungsgefahren [BMJFG, 1983].

Über die bereits getroffenen Maßnahmen hinaus empfiehlt der Rat,

- die Rahmenrezepturen in Anlehnung an die Rezepturen der als weniger gefährlich angesehenen Präparate zu vereinheitlichen und
- Ledersprays durch andere Zubereitungen wie Schäume in solchen Bereichen, wo dies technisch möglich und sinnvoll ist, zu ersetzen,
- nur solche Produkte einzusetzen, deren Zusammensetzung bekannt ist und deren Toxizität überprüft wurde.

2.3.4 Weitere Reinigungs-, Putz- und Pflegemittel

51. Im Haushalt wird eine große Zahl von Reinigungs- und Pflegemitteln eingesetzt, die lufthygienisch für Innenräume von Bedeutung sein können. Dazu gehören

- Schuhpflegemittel,
- sonstige Lederputz- und Lederpflegemittel,
- Fußbodenreinigungs- und -pflegemittel,
- Möbelpflegemittel,
- Fensterputzmittel,
- Herdputzmittel,
- Rohr- und WC-Reiniger,
- sonstige Putz- und Pflegemittel.

Die Zahl der Einzelprodukte ist nicht bekannt [Deutscher Bundestag, 1985]. Die Vielfalt der Produkte und die Unübersichtlichkeit des Marktes gehen aus der großen Zahl der Rahmenrezepturen hervor, die zur Zeit beim Umweltbundesamt registriert sind. In Tab. 2.7 sind die Zahlen der Rahmenrezepturen von solchen Produktgruppen angegeben, die in den Geltungsbereich des Waschmittelgesetzes fallen. Allerdings sind für manche Produkte mehrere Rahmenrezepturen gemeldet worden, und es ist nicht bekannt, wieviele der angemeldeten Produkte tatsächlich auf dem Markt sind.

Tab. 2.7

**Anzahl der Rahmenrezepturen
von Wasch- und Reinigungsmitteln**

Produktgruppe	Anzahl der Rahmenrezepturen
Vollwaschmittel	ca. 430
Spezialwaschmittel ¹⁾	ca. 250
Handwaschmittel	ca. 45
Allzweckreiniger	ca. 1 010
Schmierseife, flüssige Seife	ca. 260
Handgeschirrspülmittel	ca. 250
Maschinengeschirrspülmittel . . .	ca. 610
Grill- und Backofenreiniger	ca. 80
Glas- und Fensterreiniger	ca. 200
Stahlreinigungs(putz)mittel	ca. 120
NE-Reinigungs(putz)mittel	ca. 240
Kunststoffreiniger	ca. 125
Fußbodenreiniger	ca. 1 030
Rohrreiniger	ca. 100
WC-Reiniger ²⁾	ca. 530
Fliesenreiniger	ca. 250
Schwimmbadenreiniger	ca. 65
Autoshampoo	ca. 460

1) Unter „Spezialwaschmittel“ werden hier 60°-Waschmittel, Bunt- und Feinwaschmittel, Vorwaschmittel und Desinfektionswaschmittel verstanden.

2) Hierin sind auch Beckentabletten enthalten.

Quelle: Deutscher Bundestag, 1985

52. Eine Zusammenstellung des Statistischen Bundesamtes (Tab. 2.8) zeigt, daß die gesamte Produktionsmenge zwischen 1975 und 1984 um 23 % zugenommen hat. Dabei verzeichnen Lederputz- und Lederpflegemittel (ohne Schuhpflege), Rohr- und WC-Reiniger sowie die Gruppe der sonstigen Putz- und Pflegemittel mit jeweils rund 70 % die größten Produktionszunahmen. Die Abnahme bei Herdputzmitteln kann damit erklärt werden, daß diese sehr spezialisierte Produktgruppe teils durch die zunehmende Verbreitung pflegeleichter Herde überflüssig wird, teils von Universalreinigern, die infolge der Systematik der Produktionsstatistik in der Tabelle nicht enthalten sind, verdrängt wird. Aus der Tabelle läßt sich jedoch entnehmen, daß Schuhcreme (minus 28 %) und Bohnerwachs (minus 61 %) vermutlich durch Produkte verdrängt werden, die in flüssiger Form oder als Sprays angeboten werden und damit bequemer zu handhaben sind. Daher ist mit einer ansteigenden Belastung der Raumluft durch flüchtige Verbindungen, vor allem Lösemittel, zu rechnen, da einerseits die Gesamtproduktion von Putz- und Pflegemitteln zugenommen hat und andererseits zunehmend bequemer handhabbare Sprays oder lösemittelhaltige Produkte eingesetzt werden.

53. Beispiele häufig verwendeter *Lösemittel* im Haushaltsbereich sind in Tab. 2.9 angegeben. Generell ist in den letzten Jahren und Jahrzehnten allerdings der Trend festzustellen, toxikologisch bedenkli-

che Lösemittel wie Benzol, Chloroform, Tetrachlorkohlenstoff durch andere, gesundheitlich weniger bedenkliche Lösemittel zu ersetzen.

Die Belastung der Raumluft durch Lösemittel in Reinigungsmitteln wird durch mehrere Faktoren beeinflusst. Neben der Lösemittelmenge und der Größe der Oberfläche, auf die das Reinigungsmittel ausgebracht wird, spielen die Verdunstungsgeschwindigkeit des Lösemittels, die Raumgröße und der Luftaustausch eine wesentliche Rolle. Bringt man z. B. 20 ml eines Fensterreinigungsmittels, das 30 % Isobutanol enthält, auf einer 2 m² großen Fensterscheibe in einem 50 m³ großen Raum auf, ergibt sich rechnerisch in dem Raum eine Isobutanol-Konzentration von 120 mg/m³, d. h. ca. 12 % des MAK-Wertes von Isobutanol. In der Praxis, insbesondere bei geöffnetem Fenster, liegen die Raumluftkonzentrationen freilich weit darunter. Würde jedoch ohne ausreichende Belüftung des Raumes eine größere Menge eines Reinigungsmittels auf eine größere Fläche, z. B. den Fußboden, unverdünnt aufgetragen, könnten die Lösemittelkonzentrationen in der Raumluft die Größenordnung des MAK-Wertes erreichen.

54. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß unter besonderen Bedingungen aus relativ harmlosen Lösemitteln durch eine chemische Reaktion Stoffe mit hoher Toxizität entstehen können. Dies soll anhand zweier Beispiele verdeutlicht werden:

Tab. 2.8

Produktionsmengen von Putz- und Pflegemitteln

Produktgruppe	Menge [t]		Veränderung 1984 gegen 1975 [%]
	1975	1984	
Schuhcreme	3 011	2 170	} +16
andere Schuhpflegemittel	1 964	3 608	
sonstige Lederputz- und Lederpflegemittel	1 932	3 335	+73
Fußbodenreinigungsmittel	42 067	38 573	} -11
Fußbodenpflegemittel (Bohnerwachs)	6 754	2 625	
selbstglänzende Fußbodenpflegemittel	20 152	20 009	
andere Fußbodenpflegemittel	5 882	5 138	
Möbelpflegemittel	1 514	1 094	-28
Fensterputzmittel	16 032	23 156	+44
Herdputzmittel	4 781	1 739	-64
Rohr- und WC-Reiniger	36 629	62 866	+72
sonstige anderweitig nicht genannte Putz- und Pflegemittel, z. B. Fleckentfernungsmittel	18 572	31 500	+70
	159 290	195 813	+23

Quelle: Deutscher Bundestag, 1985 (modifiziert)

Tab. 2.9

Häufig in Haushaltsprodukten enthaltene Lösemittel

Stoffklasse	Beispiele häufig verwendeter Verbindungen und Gemische
aliphatische Kohlenwasserstoffe	Pentan, Hexan, Octan, Benzin, Terpentinöl
aliphatische Alkohole Glykolderivate	Ethanol, Isopropanol, Hexanol Ethylenglykol, Diethylenglykol, verschiedene Glykolether
aliphatische Ether	Diethylether, Tetrahydrofuran, Dioxan
aliphatische Ketone	Aceton, Methylisobutylketon, Cyclohexanon
Ester	Ethylacetat, Butylacetat
Alkylbenzole	Toluol, Xylol, Ethylbenzol
halogenierte Kohlenwasserstoffe	Dichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen (Per)
halogenierte Aromaten	Chlorbenzol

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Nach dem Entfernen einer dicken, auf einen Steinfußboden aufgetragenen Wachsschicht mit einem Lösemittelgemisch, das hauptsächlich Trichlorethen enthielt, traten bei den Bewohnern und bei Besuchern während des ganzen folgenden Jahres Beschwerden auf, sobald sie das Haus betraten. Sie bestanden in Brennen in den Augen und auf der Mundschleimhaut, Übelkeit, Kopfschmerzen sowie Reizsymptomen auf der Haut. Die wiederholt gemessenen Raumluftkonzentrationen an Trichlorethen von weniger als 1 ppm bis maximal 3 ppm konnten diese Symptome nicht erklären. Sie waren, wie Laborversuche bestätigten, sehr wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß Trichlorethen durch Kontakt mit alkalischen Materialien wie Zement im Fußbodenestrich zu Dichloracetylen umgesetzt wird. Durch die unter dem Steinfußboden auf dem Estrich verlegte Fußbodenheizung wurde die Bildung des Dichloracetylen noch begünstigt [GREIM et al., 1984].

In einem Fall mit hoher Exposition gegenüber Dichlormethan ähnelten die beobachteten Symptome einer Phosgen-Vergiftung. Die genauere Analyse der Umstände ergab, daß die betroffene Person mit dem (praktisch nicht brennbaren) Lösemittel in unmittelbarer Nähe einer Flamme gearbeitet hatte, wobei Dichlormethan wahrscheinlich in Flammennähe zu Phosgen oxidiert worden war [VELVART, 1981].

55. Kraftstoff für Ottomotoren enthält zumeist einige Prozent Benzol, das als krebserzeugend angesehen wird, sowie Tetraalkylblei als Antiklopfmittel. In Unkenntnis der Toxizität dieser Stoffe wird Kraftstoff gelegentlich als Lösemittel für Reinigungszwecke in Innenräumen verwendet. Diese unsachgemäße Verwendung von Kraftstoff ist gesundheitlich bedenklich und sollte daher unterbleiben.

56. In einer Reihe von Reinigungs- und Pflegemitteln, wie Teppichreinigern, Fußbodenreinigungs- und -pflegemitteln, Allzweck- und Haushaltsreinigern sowie Möbelpflegemitteln, ist *Formaldehyd* nachweisbar. Eine Untersuchung von Wasch-, Reinigungs- und Pflegemitteln, die von der Verbraucherzentrale Nordrhein-Westfalen und der Arbeitsgemeinschaft der Verbraucher [1985] in Auftrag gegeben worden war, ergab Formaldehyd-Konzentrationen von über 0,05 % in Reinigungs- und Pflegemitteln, die in Innenräumen zum Reinigen größerer Flächen verwendet werden. Drei Desinfektionsreiniger enthielten mehr als 0,1 %, je ein Fußbodenreiniger, ein Haushaltsreiniger und ein Möbelpflegemittel enthielten 0,05–0,1 %. Bei der Anwendung solcher Reinigungsmittel kann es zu lufthygienisch bedeutsamen Formaldehyd-Konzentrationen kommen. Die unverdünnte Ausbringung von 20 ml eines Fußbodenreinigers, der 0,05 % Formaldehyd enthält, in einem Raum mit 20 m² Grundfläche und 50 m³ Rauminhalt kann zu einer maximalen Formaldehyd-Konzentration von 0,2 mg/m³ führen. Dies entspricht einer 1,7fachen Überschreitung des vom Bundesgesundheitsamt empfohlenen Richtwertes für Formaldehyd von 0,12 mg/m³ (0,1 ppm). In der Regel werden Fußbodenreiniger allerdings bei der Anwendung verdünnt, was zu einer geringeren Formaldehyd-Freisetzung führt.

45 Produkte dieser Art, nämlich sechs Desinfektionsreiniger, zwölf Fußbodenreiniger, vier Teppichreiniger, 21 Allzweck- oder Haushaltsreiniger und zwei Möbelpflegemittel enthielten weniger als 0,05 % oder gar kein Formaldehyd. Nach der Veröffentlichung der Untersuchungsergebnisse erklärten sich viele Hersteller bereit, den Formaldehydgehalt ihrer Produkte zu reduzieren bzw. ganz auf Formaldehyd zu verzichten.

57. Die Reaktion der Hersteller wird vom Rat begrüßt. Nach § 9 der Gefahrstoffverordnung dürfen künftig Reinigungs- und Pflegemittel mit mehr als 0,2% Formaldehyd nicht in Verkehr gebracht werden. Unklar bleibt jedoch, ob und wie weit Formaldehyd durch andere mikrobiell wirksame Stoffe ersetzt worden ist oder wird, deren Toxizität für den Menschen eventuell weniger bekannt ist. Solche Stoffe werden den Reinigungs- und Pflegemitteln auch zugesetzt, um einer bakteriellen Zersetzung der Produkte entgegenzuwirken. Zur Desinfizierung sind sie bei den in der Bundesrepublik üblichen hygienischen Verhältnissen zumindest für den Hausgebrauch nicht erforderlich.

58. In einem kürzlich beschriebenen Fall wurde das Reinigen von Teppichböden mit einem handelsüblichen Teppichshampoo in einer Schule in Westfalen mit dem Auftreten von Hustenreiz, Bindehautreizung und Unwohlsein bei den Benutzern der gereinigten Räume in Verbindung gebracht. Die Symptome waren jedoch nicht beim Reinigungsvorgang selbst aufgetreten. Chemische Analysen von Proben der Teppichböden, des von den Teppichböden abgesaugten Staubs und des verwendeten Teppichshampoos ergaben keine Hinweise auf flüchtige organische Reizstoffe, wie z. B. Formaldehyd. Nachdem die Teppichböden einer Sprühextraktion mit Wasser unterzogen worden waren, verschwanden die zuvor beobachteten Reizwirkungen. Im Einklang mit einigen ähnlichen in den USA bekanntgewordenen Fällen wurde daher vermutet, daß in dem Teppichshampoo enthaltene waschaktive Substanzen, z. B. das Detergens Natriumdodecylsulfat, in Form von aufgewirbelten feinen Staubpartikeln die Symptome hervorgerufen haben könnten [SCHMITT, 1985].

59. Bei Pflegemitteln werden u. a. *Wachse* und *wachsähnliche Verbindungen* mit relativ geringer Flüchtigkeit eingesetzt. Ob es bei der langsamen Ver-

dunstung und den zu erwartenden niedrigen Konzentrationen zu nennenswerten Raumluftbelastungen kommen kann, ist bisher nicht bekannt. Die üblichen Zusätze von Duftstoffen wie Citrusöle hält der Rat für überflüssig. Sie führen zu einer unnötigen Belastung der Innenraumluft durch Chemikalien.

2.3.5 Gewerbliche Chemischreinigungs-Anlagen in Wohnhäusern

60. Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, daß es in Wohnungen, die in der Nähe von chemischen Reinigungen liegen, zu Geruchsbelästigungen und Beschwerden der Bewohner wie Kopfschmerzen und Benommenheit gekommen ist. Gezielte Messungen in solchen Wohnungen ergaben z. B. Tetrachlorethen-Konzentrationen, die an den MAK-Wert von 50 ppm heranreichen, vereinzelt sogar diesen und die für 30 min zulässige Konzentration von 100 ppm überschritten (Tab. 2.10). Diese Innenraum-Luftbelastungen entstammen jedoch der Außenluft und sind durch Emissionsbegrenzungen bei den verursachenden Betrieben zu verhindern.

2.4 Baumaterial, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände

2.4.1 Asbest

61. Asbesthaltige Baustoffe, Bauteile und haustechnische Einrichtungen sind Quellen für Asbestfasern in Innenräumen. Man unterscheidet zwischen Asbestzementprodukten und Spritzasbest und ähnlichen Produkten.

Von der Gruppe der Asbestzementprodukte, die einen relativ niedrigen Asbestanteil von unter 15 Gewichtsprozent haben, geht eine geringere Gefahr aus,

Tab. 2.10

Konzentrationen von Tetrachlorethen in Wohnungen in der Nachbarschaft von chemischen Reinigungen

Nr.	Gemeinde	Zeitpunkt der Messung	Art der Räumlichkeit	Tetrachlorethen-Konzentrationen in der Luft [ppm]
1	Berlin	1974	Wohnzimmer	<5 bis 200 *)
2	Berlin	1977	Praxisräume	<5
3	Berlin	1977/78	Diele	<5 bis 25
4	Berlin	1981	Flur	<5
5	Berlin	1979 bis 1981	alle Wohnräume	ca. 5 bis 45
6	Berlin	1984	Wohnzimmer	ca. 5 bis 30
7	Berlin	1984/85	Heizungsräume	10 bis 30
8	5830 Schwelm	1983/84	Wohnräume	1 bis 20

*) Die Messungen erfolgten – soweit bekannt – mit dem DRAEGER-Gasspürgerät

Quelle: Bundesgesundheitsamt, 1985

weil die Asbestfasern durch den Zement fest gebunden sind. Asbestzement findet heute, wenn auch in reduziertem Umfang, Verwendung für ebene oder profilierte Platten zur Verkleidung von Fassaden, Dächern, Innenraumlflächen und Lüftungskanälen, für Wasser-, Abwasser-, Lüftungs- und Abgasrohre und daneben für besondere Produkte wie Blumenkästen. Asbestzementprodukte bergen vor allem Gefahren bei der Herstellung und Verarbeitung. Für die Innenluft stellen sie keine Belastungsquellen dar.

Die zweite Gruppe, die sog. schwach gebundenen Asbestprodukte, zu der Spritzasbest und ähnliche Produkte zählen, haben einen hohen Asbestanteil von über 60 Gewichtsprozent. Aufgrund der schwachen Bindung des Asbests kann Asbestfaserstaub in die Innenraumluft abgegeben werden. Sie wurden vor allem für den Brand-, Wärme- und Schallschutz verwendet, und zwar weniger in Wohngebäuden als vielmehr in öffentlichen Gebäuden, wie Turnhallen und Schulen. Spritzasbest wurde als Spritzputz oder -beschichtung verwendet. Asbestmatten oder -platten fanden Anwendung als Isolier- bzw. Dämmstoffe, für Brandschutzbekleidungen von Flächen und zur Herstellung von Kanälen für die Klimatisierung. Asbestschnüre oder -ringe wurden für Dichtungen, Asbestmassen für Kanalabschottungen eingesetzt. Die Verwendung von Spritzasbest ist seit 1979 verboten.

62. Asbest ist als krebserzeugender Arbeitsstoff eingestuft. Eine unbedenkliche Konzentration (Schwellenwert) kann nicht angegeben werden (Tz. 177). Die technische Richtkonzentration ($TRK = 0,05 \text{ mg/m}^3$ bzw. 10^6 Fasern/m^3 ; für Blauasbest der halbe Wert) kann demnach ein Krebsrisiko nicht ausschließen. Daher muß eine Kontamination der Luft durch Asbestfasern weitgehend verhindert werden.

63. Die Abgabe von Asbestfasern in die Raumluft hängt ab von der Asbestart, der Art der Asbestverwendung, der Struktur der Oberfläche des Asbestproduktes, der mechanischen Beanspruchung (Abrieb) und von klimatischen Faktoren. Da eine unbedenkliche Konzentration, d. h. ein Schwellenwert für Asbest nicht angegeben werden kann, muß sichergestellt werden, daß Fasern aus schwach gebundenen Asbestprodukten nicht mehr in die Innenraumluft gelangen können. Je nach dem Ausmaß der Luftverunreinigung, das von der Verwendung asbesthaltiger Produkte ausgeht, und dem Umfang der Raumnutzung muß über die Dringlichkeit und Art einer Sanierung, z. B. durch Entfernung oder Abdeckung, entschieden werden. Dabei ist zu beachten, daß während der Sanierung geeignete Schutzmaßnahmen ergriffen werden, damit es nicht zu einer erhöhten Exposition während der Arbeiten oder danach kommt. Es sind Arbeitsverfahren und Geräte zu verwenden, die der Entstehung von Feinstaub entgegenwirken, indem geeignete Absauggeräte und Filtersysteme benutzt werden, die eine Kontaminierung, z. B. auch bei der Entsorgung, ausschließen. Nach Abschluß der Sanierungsmaßnahmen ist sicherzustellen, daß evtl. noch vorhandene Asbestreste durch entsprechende Reinigungsarbeiten entfernt werden [Institut für Bautechnik, 1986].

2.4.2 Holzwerkstoffe und Möbel

Spanplatten

64. Spanplatten sind die bedeutendste Quelle von *Formaldehyd* in Innenräumen. Spanplatten werden im Innenausbau von Wohn- und Aufenthaltsräumen und für die Herstellung von Möbeln verwendet. Rund ein Drittel der Formaldehyd-Jahresproduktion von 500 000 t wird in Form von Aminoplast-Leimharzen für die Herstellung von Holzwerkstoffen, vor allem Spanplatten, eingesetzt. Rund 90 % der Aminoplaste sind Harnstoff-Formaldehyd-Harze, etwa 10 % Melamin-Formaldehyd-Harze. Die Harnstoff-Formaldehyd-Harze sind zwar kostengünstiger, aber feuchtigkeitsempfindlicher als die Melamin-Formaldehyd-Harze. Sie unterliegen einer langsam verlaufenden Hydrolyse, bei der abhängig von der Luftfeuchtigkeit und in Umkehrung zur Polymerbildung Formaldehyd wieder freigesetzt wird. Der zugrundeliegende Reaktionsmechanismus erklärt die oft über viele Jahre hinweg anhaltende Emission von Formaldehyd aus den fertigen Produkten. Melamin-Formaldehyd-Harze werden dagegen unter den relativ trockenen Bedingungen in Innenräumen als hinreichend stabil angesehen. Noch hydrolysebeständiger sind Phenoplaste (Phenol-Formaldehyd-Harze); mit Phenoplasten verleimte Spanplatten und Sperrholz weisen deshalb eine erhöhte Feuchtebeständigkeit auf [BMJFG, 1984]. Der Verbrauch von Phenoplasten bei der Verleimung von Spanplatten beläuft sich in der Bundesrepublik Deutschland auf ca. 10 000 t pro Jahr [DEPPE, 1982].

Eine weitere Ursache für die Emission von Formaldehyd aus Spanplatten ist darin zu sehen, daß insbesondere bei der Verleimung mit Harnstoff-Formaldehyd-Harzen ein Überschuß an Formaldehyd im Harz erforderlich ist, der bei der Spanplattenherstellung zwar weitgehend verdampft, in geringen Mengen jedoch adsorptiv gebunden bleibt und nur langsam ausgast. DEPPE [1982] weist darauf hin, daß der Formaldehyd-Überschuß nicht beliebig vermindert werden kann, weil sonst die Haltbarkeit der Verleimung sinkt. Außerdem steigt der Anteil von Methylolgruppen im Polymerisat, aus denen wegen der instabilen chemischen Bindung Formaldehyd wieder abgegeben wird.

65. Die Problematik der Formaldehydemission aus Spanplatten wurde in der Bundesrepublik Deutschland Mitte der 70er Jahre offenkundig, als in mehreren Kölner Schulneubauten Geruchsbelästigungen auftraten. Der aus Möbeln und Deckenplatten (Spanplatten) freigesetzte Formaldehyd erreichte bei geschlossenen Fenstern in den Schulräumen den MAK-Wert von 1 ppm [Amt für Umweltschutz der Stadt Köln, 1979]. Auch in privaten Wohnungen wurden in den folgenden Jahren vielfach Formaldehyd-Konzentrationen gemessen, die in manchen Fällen deutlich über 1 ppm lagen (Tab. 2.11). Dies machte eine Begrenzung der Formaldehydemissionen aus Spanplatten erforderlich.

Im Jahre 1977 wurde vom Bundesgesundheitsamt der Richtwert für Formaldehyd in nichtbetrieblichen Wohn- und Aufenthaltsräumen auf 0,1 ppm festgelegt

Durch Spanplatten bedingte erhöhte Formaldehyd-Konzentrationen in der Innenraumluft

Raumtyp	Formaldehyd-Konzentrationen [ppm]	Bemerkungen	Quelle
Schulneubau	0,3 — 0,9	heiße Sommertage, geringer Luftwechsel	DEIMEL, 1978
Schul- und Wohnräume	0,5 — 0,6	Spanplatten für Möbel	EINBRODT und PRAJSNAR, 1978
Schul- und Wohnräume	0,13—0,6		KUHN und WANNER, 1982
Fertighaus	0,15—0,9	je nach Luftwechsel, Temperatur und Feuchte	WEGNER, 1983
Wohnhäuser	0,03—1,8		van der WAAL, 1982
Schulen	0,05—1,6		
Büros	0,03—0,48		

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

und 1980 die „Richtlinie über die Verwendung von Spanplatten hinsichtlich der Vermeidung unzumutbarer Formaldehyd-Konzentrationen in der Raumluft“ erlassen. Diese Richtlinie legt drei Emissionsklassen für Formaldehyd aus Spanplatten sowie standardisierte Prüfbedingungen für die Emissionsmessung fest [MENZEL et al., 1981]. Durch die Übernahme der Richtlinie in die baurechtlichen Bestimmungen der Länder erlangte sie Rechtskraft. Sie schreibt die Klassifizierung in drei Emissionsklassen, Kennzeichnung und amtliche Überwachung aller im Baubereich verwendeten Spanplatten vor. Die Festlegung von Emissionsklassen führt zu einer Begrenzung der Formaldehyd-Konzentrationen in der Raumluft:

- Emissionsklasse 1 (E 1) höchstens 0,1 ppm
- Emissionsklasse 2 (E 2) höchstens 1,0 ppm
- Emissionsklasse 3 (E 3) höchstens 2,3 ppm.

So darf z. B. bei der Emissionsklasse E 1 eine Spanplatte von 43 m² Größe in einem Standard-Prüfraum von 43 m³ bei 23 °C, 45 % Luftfeuchtigkeit und einer Luftwechselrate von 1/h nach Äquilibrium nicht mehr als 0,1 ppm Formaldehyd in der Raumluft erzeugen.

Nur Spanplatten der Emissionsklasse E 1 dürfen uneingeschränkt verwendet werden. Die übrigen sind großflächig nur dann in Aufenthaltsräumen verwendbar, wenn sie beschichtet werden. Die Art der Beschichtung ist vorgeschrieben. Dadurch soll erreicht werden, daß die Formaldehydemission den Kriterien der Emissionsklasse E 1 entspricht. Da durch Bearbeitung (Heimwerker) oder Undichtigkeiten der Beschichtung erhöhte Formaldehydemissionen auftreten können, muß die Verwendung beschichteter Spanplatten der Emissionsklasse E 2 und E 3 als Übergangslösung angesehen werden, zumal die Herstellung emissionsarmer Spanplatten (E 1) technisch kein Problem darstellt.

66. Es muß betont werden, daß bei Verwendung von Spanplatten der Emissionsklasse E 1 der Richtwert des Bundesgesundheitsamtes für Formaldehyd von 0,1 ppm nur dann eingehalten wird, wenn keine anderen Formaldehydquellen im Innenraum zugegen sind. Auch ungünstige Umstände, wie

- ein Verhältnis von Spanplattenfläche zu Raumgröße größer als 1 m²/m³,
- eine Luftwechselrate kleiner als 1/h,
- hohe Temperaturen oder hohe Luftfeuchtigkeit

können zu einer — wenn auch in der Regel geringfügigen — Überschreitung des Richtwertes von 0,1 ppm führen.

67. In vergleichsweise geringem Umfang werden auch *Diisocyanate* bei der Verleimung verwendet, in der Bundesrepublik Deutschland nach Angaben von DEPPE [1982] knapp 5 000 t pro Jahr. Diisocyanate reagieren in Polyadditionsreaktionen mit bi- oder polyfunktionellen Alkoholen zu Polyurethanharzen, den eigentlichen Verleimungsmitteln. Polyurethane sind gegen Luftfeuchtigkeit unempfindlich und daher witterungsbeständig. Bei der Polyurethanbildung bleibt wie bei allen Polymerisationsreaktionen ein Restgehalt an Monomeren, von denen aus toxikologischer Sicht in der Regel die Diisocyanate die größten Probleme mit sich bringen. Für alle Diisocyanate ist wegen ihres starken sensibilisierenden (allergieauslösenden) Potentials ein sehr niedriger MAK-Wert von 0,01 ppm festgelegt worden. Der Restgehalt an Diisocyanat kann durch eine geeignete Reaktionsführung niedrig gehalten werden. Durch Lagerung der Spanplatten nach der Herstellung über einige Tage kann der Restgehalt an Diisocyanat auf ein unbedenkliches Maß verringert werden. Diisocyanate hydrolysieren in Gegenwart von Feuchtigkeit zu den entsprechenden Diaminen. Dies ist insofern bedenklich, weil in der

Stoffgruppe der aromatischen Amine und Diamine viele Vertreter kanzerogen oder kanzerogenverdächtig sind. So bildet sich aus dem häufig bei der Spanplattenverleimung verwendeten Diphenylmethan-4,4'-diisocyanat in Gegenwart von Feuchtigkeit das 4,4'-Diaminodiphenylmethan, das wegen des Verdachts auf kanzerogene Eigenschaften in Anhang III B der MAK-Liste eingeordnet ist.

Die Verleimung von Spanplatten auf der Basis von Diisocyanaten kann daher aus toxikologischer Sicht nicht von vornherein und uneingeschränkt als Alternative zu Formaldehydharzen angesehen werden. Vielmehr muß auf eine geeignete Auswahl der Reaktionskomponenten, insbesondere des verwendeten Diisocyanats, eine geeignete Reaktionsführung und auf die Art und die Restgehalte flüchtiger Komponenten in den Spanplatten geachtet werden. Die Vorteile der Polyurethanharze liegen wie bei den Phenoplasten und in geringerem Maße auch den Melaminharzen in der Feuchtebeständigkeit und in dem definierbaren Gehalt an emittierbaren Produkten, wenn nach der Herstellung der Spanplatten durch entsprechende Lagerung oder Nachbehandlung alle chemischen Reaktionen abgeklungen sind.

Möbel

68. Bei Möbeln sind die Verhältnisse komplizierter, weil neben Spanplatten auch Furnierleime und Lackbeschichtungen zur Formaldehydemission beitragen können. Außerdem kann die Formaldehydemission eines Möbelstücks nicht durch einfache Addition der Einzelfaktoren errechnet werden. Sie hängt von weiteren kaum kalkulierbaren Faktoren ab, darunter auch dem Anteil der unvermeidbar offenen, nicht abgedichteten Oberflächen, wie Schmalflächen, Bohrungen oder Fräsnuten [MARUTZKY und FLENTGE, 1985].

69. SEIFERT et al. [1984] berichteten von einem Fall, in dem eine Wohnungsinhaberin über Brennen der Augen, Kopfschmerzen und allgemeines Unwohlsein klagte und ihre Beschwerden in zeitlichem Zusammenhang mit dem Kauf einer Schrankwand sah. Die Symptome traten auch bei anderen Personen nach längerem Aufenthalt in der Wohnung auf, wenn auch in geringerem Maße. Eingehende Analysen der Raumluft sowie die Untersuchung der Schrankwand in einer Prüfkammer ergaben, daß zumindest Isobutylacetat, Hexanol, Butylacetat, α -Pinen, eine unbekannte Substanz, wahrscheinlich aber auch Toluol und andere Alkylbenzole von der Schrankwand emittiert wurden. Ein Teil der genannten Substanzen ist als Lösemittel in Möbelpflegemitteln enthalten. Die genannten Substanzen und die anderen in der Raumluft gemessenen flüchtigen organischen Stoffe blieben in der Summe unter 1 mg/m^3 . Allerdings lag die Konzentration von Hexanal mit ca. $0,07 \text{ mg/m}^3$ in einem Bereich, der zumindest bei besonders empfindlichen Personen eine Reizwirkung durch diesen Stoff annehmen läßt. Über Brennen in den Augen und andere Symptome wurde auch im Zusammenhang mit der Emission von Hexanal aus Heizkörperlacken berichtet [ULLRICH et al., 1982; vgl. Kap. 2.5.1, Tz. 82].

2.4.3 Holzschutzmittel

70. Ungefähr 20 organische Biozide, die überwiegend aus dem Pflanzenschutz bekannt sind [ZIMMERLI, 1982; KUNDE, 1982; Landesgewerbeanstalt Bayern, 1983; van der KOLK, 1984] werden im chemischen Holzschutz eingesetzt. Die wichtigsten sind zusammen mit ihren MAK-Werten und den maximal duldbaren Raumluftkonzentrationen (MRK-Werten) in Tab. 2.12 aufgeführt. Die MRK-Werte sind vom Bundesgesundheitsamt bzw. von Landesbehörden empfohlene Richtwerte.

Tab. 2.12

**MAK-Werte und maximal duldbare
Raumluftkonzentrationen (MRK-Werte)
von Holzschutzmitteln**

Substanz	MAK-Wert *) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	MAK-Wert **) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Pentachlorphenol	500	60
Lindan	500	4
Baycarb	—	500
Bis(tributylzinn)oxid	250	0,5
Carbendazim	—	20
Chlorthalonil	—	20
Dichlofluanid	—	120
Endosulfan	100	6
Furmecycloxy	—	8000
Parathion	100	20
Phenylquecksilberoleat	140	0,4
Phoxim	—	30
Xyligen Al	—	10
Xyligen K	—	400

*) vgl. Abschn. 10.1

**) vgl. Abschn. 10.4

Quelle: KUNDE, 1982; Landesgewerbeanstalt Bayern, 1983

Weitere in Holzschutzmitteln verwendete organische Wirkstoffe sind Chlornaphthalin, Chlorphoxim, Fluorfolpet, Permethrin, Propoxur, Xyligen B. Ferner sind anorganische Salze wie Bichromate, Arsenate, Kupfer- und Borsalze, Siliko-, Alkali- und Hydrogenfluoride in Holzschutzmitteln anzutreffen.

Bis 1977 wurden überwiegend Handelsprodukte mit dem Fungizid Pentachlorphenol (PCP) und dem Insektizid Lindan verwendet [KRAUSE, 1982]. Nach GEBEFÜGI et al. [1979] und GEBEFÜGI [1981] enthielten 93% der verwendeten Holzschutzmittel zu ca. 1,5% Lindan bzw. ca. 5–6% Pentachlorphenol sowie Mineralöl als Lösemittel. Nach einer Mitteilung des Bundesgesundheitsamtes [1986] ist PCP heute in

Holzschutzmitteln mit gültigem amtlichen Prüfzeichen nicht mehr enthalten.

71. Die Innenraumbelastung durch Pentachlorphenol wurde bisher am intensivsten untersucht, während über Lindan vergleichsweise wenige Untersuchungen vorliegen. Über die übrigen Stoffe ist fast nichts bekannt. Allerdings läßt sich selbst bei Pentachlorphenol trotz des hohen Aufwandes bis heute das Ausmaß der Gefährdung nicht abschätzen.

Die Menge der in einzelnen Häusern oder Wohnungen eingesetzten Holzschutzmittel kann beträchtlich sein. In einem Holzhaus wurden neben Balken, Wänden und Türen auch ein großer Teil der Möbel mit insgesamt 200 l Pentachlorphenol- und Lindan-haltigen Holzschutzmitteln behandelt. Unter Berücksichtigung der früher handelsüblichen Zusammensetzung von Holzschutzmitteln (s. Tz. 70) sind in dem Haus etwa 12 kg Pentachlorphenol und 3 kg Lindan verarbeitet worden [GEBEFÜGI, 1985].

72. Bei Untersuchungen von Holz fanden RUH et al. [1984], daß über 50 % der von ihnen untersuchten Holzproben Pentachlorphenol im mg-Bereich, 35 % sogar über 100 mg/kg enthielten. Die gemessenen Lindankonzentrationen waren im allgemeinen niedriger und betragen bis maximal 107 mg/kg [GEBEFÜGI und KORTE, 1983]. Selbst als „unbehandelt“ bezeichnetes Holz kann geringe PCP-Konzentrationen enthalten, die entweder auf weit zurückliegende Holzschutzmittel-Behandlungen oder auf Kontaminationen aus anderen Quellen zurückzuführen sind. Stichproben von Holz, das nach Angaben des Handels unbehandelt war, erwiesen sich zu nur 30 % als tatsächlich frei von Pentachlorphenol [RUH und GEBEFÜGI, 1984].

73. In einer Untersuchung des Bundesgesundheitsamtes [KRAUSE und ENGLERT, 1980] wurden 1978 in der Raumluft nach der Anwendung von Holzschutzmitteln 2–10 µg PCP/m³, maximal bis zu 35 µg/m³ gemessen. Die Firma Desowag Bayer fand im Treppenhaus eines Wohnhauses 2 Monate nach der Anwendung eines ihrer Holzschutzmittel 20,5 µg PCP/m³. Die Landesgewerbeanstalt Bayern [1983] gibt aufgrund ihrer Auswertungen der Fachliteratur für mit Holzschutzmitteln behandelte Räume mittlere PCP-Konzentrationen von 5 µg/m³ über längere Zeiträume an. KRAUSE [1982] nennt nach Messungen in 271 Wohnungen ebenfalls einen Mittelwert von 5 µg PCP/m³ und Maximalwerte von 25 µg/m³. Kontrollmessungen in Räumen ohne Holzschutzmittel-Anwendung ergaben PCP-Werte unterhalb der Nachweisgrenze von 0,1 µg PCP/m³.

GEBEFÜGI et al. [1979 und 1983] fanden bei Konzentrationsmessungen in einer Schwimmhalle, daß höhere Temperaturen bzw. Luftfeuchtigkeit eine höhere PCP-Konzentration in der Luft bewirken. Weitere Faktoren, die die PCP-Konzentration in der Raumluft beeinflussen, sind die Art des behandelten Holzes [GDCh, 1986], Lösemittel- und Bindemittelanteil (Alkydharz-Zusatz vermindert die Flüchtigkeit um 20 %), Alter und Menge des Anstrichs, Lüftungsrate, Rauminhalt, Adsorption an Gegenstände und nachfol-

gende Desorption [KRAUSE, 1982; KUNDE, 1982; LEVIN und HAHN, 1984; GDCh, 1986].

74. Entsprechende Messungen ergaben, daß auch Tapeten, Möbel, Vorhänge, Polster, Bücher, Lebensmittel, d. h. also praktisch alle Gegenstände im Innenraum nach Anwendung von Holzschutzmitteln mit PCP und Lindan kontaminiert sein können [GEBEFÜGI et al., 1979]. In Textilien werden z. T. höhere PCP- und auch Lindan-Konzentrationen gefunden als in den Holzproben [GEBEFÜGI und KORTE, 1984]. Diese ubiquitäre Verbreitung des PCP beruht jedoch nicht ausschließlich auf der Anwendung von Holzschutzmitteln, denn PCP wird als Fungizid einer großen Zahl an Gegenständen wie Gardinenstoffen, Wäsche, Strümpfen, Leder usw. zugesetzt.

Die Messung der PCP-Konzentration im Hausstaub und evtl. auch in Textilien etc. erwies sich als bester Parameter für die Abschätzung der tatsächlichen Exposition der Bewohner [KRAUSE, 1982]. So läßt sich im Staubsaugerbeutelinhalt PCP nachweisen, woraus auf Luftverunreinigung und Oberflächenkontamination geschlossen werden kann [RUH et al., 1984].

75. Im Jahr 1986 wurden in der Luft von Kindertagesstätten, in denen pentachlorphenolhaltige Holzschutzmittel eingesetzt worden sind, chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane gefunden. Die Verbindungen traten meist nur in Spuren, vereinzelt jedoch bis zu einer Gesamtkonzentration von 300 pg/m³ auf. Das „Sevesogift“ 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin wurde dagegen bei einer Nachweisgrenze von 0,01 bis 0,02 pg/m³ nicht gefunden (s. Tz. 198 und 263).

76. Aufgrund einer Auswertung der Fachliteratur kommt die Landesgewerbeanstalt Bayern [1983] zu der Bewertung, daß die überprüften Wirkstoffe in prüfzeichenpflichtigen Holzschutzmitteln (s. Tab. 2.12) mit Ausnahme von Bis(tributylzinn)oxid „bereits Monate nach der Anwendung“ unbedenklich seien, wobei allerdings für Lindan, Endosulfan, Phenylquecksilberoleat und Phoxim in den ersten Wochen mit Überschreitungen der MRK-Werte zu rechnen sei. Für Bis(tributylzinn)oxid ist eine längerfristige Überschreitung des MRK-Wertes zu erwarten. Bei PCP und seinen Verunreinigungen muß ebenfalls von einer langfristigen, d. h. jahrelangen Belastung, vor allem über den Hausstaub, ausgegangen werden [Landesgewerbeanstalt Bayern, 1983; RUH et al., 1984]. Regelmäßiges Lüften, Staubsaugen mit Feinstaubfilter und feuchtes Abwischen des Staubes können die Exposition der Bewohner erheblich vermindern.

2.5 Gebrauchsartikel und Werkstoffe des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches

77. In allen Innenräumen werden von Zeit zu Zeit kleinere Umbauten, Renovierungen oder Reparaturen durchgeführt. Dabei kommt es in der Regel zu verschiedenartigen Luftbelastungen, sei es durch Staubeentwicklung bei der Bearbeitung von Stein, Metall, Holz oder Kunststoffen, durch Aerosol- oder gasför-

mige Emissionen beim Auftragen von Farben, Lacken oder Klebstoffen oder durch die von diesen Werkstoffen, zu denen auch Holzbehandlungs- und -schutzmittel gehören, selbst ausgehenden Emissionen.

Während in Innenräumen öffentlicher Gebäude solche Arbeiten gewöhnlich von dafür ausgebildeten, gewerblichen Handwerkern ausgeführt und dabei Vorkehrungen getroffen werden, größere Belästigungen der Raumbenutzer und auch Luftbelastungen zu beschränken, werden in privaten Haushalten diese Arbeiten immer mehr von Heimwerkern, Bastlern oder Hobby-Handwerkern übernommen. Die wachsende Freizeit und das vielfältige Angebot des Handels an Heimwerkergeräten und -werkstoffen führen dazu, daß in nicht wenigen Haushalten sog. Hobbyräume eingerichtet wurden, in denen z. T. beinahe ständig handwerklich gearbeitet wird. Aber auch in den übrigen Räumen spielen sich solche und andere Hobbytätigkeiten ab, die ebenfalls zu Emissionen führen können. Dazu gehören auch Haltung und Pflege von Zimmerpflanzen und Haustieren, die ebenfalls die Ursache von Luftbelastungen sein können; z. B. ist Pflanzenpflege häufig mit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, vor allem Insektiziden, verbunden, die in der Regel auf die Pflanzen versprüht werden, z. T. aber auch in die Raumluft gelangen.

Viele Substanzen werden mittels Spraydosen oder Druckluftgeräten ausgebracht. Für die damit verbundenen, relativ starken, stoßartigen Emissionen gilt das bereits in Kap. 2.3.1 (Tz. 44) Gesagte sinngemäß. Die Art der Luftbelastung hängt von den verwendeten Werkstoffen oder Substanzen ab.

2.5.1 Farben und Lacke

78. Der Grundaufbau der Rezepturen von Farben und Lacken ist bei aller Verschiedenartigkeit der Produkte ähnlich; sie setzen sich zusammen aus

- Pigmenten und Füllstoffen,
- Bindemitteln (Filmbildner),
- Lösemitteln, die das Bindemittel verarbeitbar machen, sowie
- Hilfsmitteln, die zur Erzielung bestimmter Eigenschaften erforderlich sind.

Je nach Farbgebung und Anwendungszweck können die Rezepturen im Einzelfall sehr verschieden und komplex sein. Nicht selten besteht ein Lack oder eine streichfertige Farbe aus einem bis zwei Dutzend verschiedener Stoffe, von denen allerdings in der Regel nur wenige so flüchtig sind, daß ihnen lufthygienische Bedeutung zukommt.

Vielfach tragen die Verpackungen von Farben und Lacken aufgedruckte Hinweise wie „Für Innen“ oder „Für Innen und Außen“. Diese haben jedoch nichts mit einer möglichen lufthygienischen Bedeutung zu tun, sondern weisen nur auf fehlende oder vorhandene Wetterfestigkeit hin [HANTSCHKE, 1982a].

79. Je nach Farb- oder Lacktyp variiert der Anteil flüchtiger organischer *Lösemittel* beträchtlich (Tab. 2.13). So enthalten Ölfarben und Alkydharzlacke im Durchschnitt 30–40 %, Kunstharzlacke 40 bis 50 %, Nitrolacke 60–70 % und Bronzefarben 70 bis 80 % organische Lösemittel. Rund die Hälfte der

Tab. 2.13

Produkte der Lackindustrie und typische Lösemittelanteile

Produktgruppe	Produktion *) [10 ³ t/a]	Lösemittel- anteile [Gew. %]
Verdüner	130 (9,8 %)	100
Lacke und Farben mit hohem Anteil an organischen Lösemitteln (>30 %)	501 (38,5 %)	30–80
Festkörperreiche Lacke (High solids) ..	7 (0,5 %)	15–30
Dispersionslackfarben	12 (0,9 %)	5–10
Dispersionsfarben und kunstharzgebundene Putze	572 (43,3 %)	≤3
Lacke und Anstrichstoffe auf der Basis von wasserverdünnbaren Bindemitteln .	57 (4,4 %)	≤1
Sonstige	42 (2,6 %)	–
Gesamt	1 321 (100 %)	

*) Verband der Lackindustrie, 1985

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

Produkte kommt bereits wie die große Gruppe der Dispersionsfarben ohne bzw. ohne größere Zusätze von organischen Lösemitteln aus.

Schätzungen des Umweltbundesamtes und Angaben der Lackindustrie ergeben einen Gesamtverbrauch an Lösemitteln in Farben und Lacken von ca. 350 000 t pro Jahr. Der größte Teil wird industriell eingesetzt, jedoch etwa ein Drittel von gewerblichen Malern und Heimwerkern verbraucht [SCHAAF, 1983; ZÖLLNER, 1983; SIMSON, 1985]. Wie Tab. 2.14 zeigt, ist insgesamt jedoch ein fallender Trend bei der Verwendung organischer Lösemittel in Farben und Lacken im Bautenbereich zu verzeichnen.

Tab. 2.14

Lösemittelgehalt und Umsatzentwicklung von Farben und Lacken im Bautenbereich
(Malergewerbe und Heimwerker)

Jahr	Anteil der lösemittelhaltigen Produkte *) [%]	Anteil der Produkte auf wäßriger Basis *) [%]	Produktion [10 ³ t]
1965	60	40	454
1970	44	56	716
1975	34	66	822
1980	30	70	895
1984	27	73	765

*) Als lösemittelhaltig definiert sind in dieser Tabelle Produkte mit einem Lösemittelanteil von 5 % und mehr, als wäßrig mit einem Lösemittelanteil von unter 5 %.

Quelle: HENKLER, 1985.

Darüber hinaus ist die Lackindustrie in einer Absprache mit der Bundesregierung im Jahr 1984 die Verpflichtung eingegangen, den Lösemittelanteil bis zum Jahr 1989 im Vergleich zu 1983 um 25 % zu senken. Hauptziel für diese Vereinbarung ist die Reduktion der Emission von Lösemitteln als Vorläufer von Photooxidantien in die Atmosphäre, da Farben und Lacke vom Umweltbundesamt als zweitgrößter Emittent von flüchtigen organischen Verbindungen angesehen werden [SCHAAF, 1983]. Soweit diese Lösemittel zu gesundheitsschädlichen Luftbelastungen führen, dürfte ihre Verminderung auch allen Anwendern von Farben und Lacken zugutekommen.

80. Die Vergabe des Umweltzeichens „Blauer Engel“ ist ein weiterer Anreiz zur Verminderung der Lösemittelgehalte. Der Rat betrachtet es jedoch als problematisch, daß das Umweltzeichen zwar für eine deutliche Lösemittelreduktion in einem Produkt mit normalerweise hohem Lösemittelgehalt vergeben werden kann, nicht jedoch für Produkte, die von vornherein niedrige Lösemittelgehalte haben. Damit werden z. B. Dispersionsfarben ungewollt diskreditiert.

81. Die sogenannten „Bio“-Lacke, für die unter Hinweis auf ihre natürlichen, nichtsynthetischen Kompo-

nenten geworben wird, enthalten als Lösemittel häufig Terpentinöl, das zwar natürlicher Herkunft ist, aber mit Mitteln der modernen Technik aufbereitet wird. Der MAK-Wert von Terpentinöl ist wegen seiner höheren Toxizität mit 100 ppm niedriger als bei den meisten synthetischen Lösemitteln. Zusammen mit seinen ekzemauslösenden Eigenschaften muß dieses „Naturprodukt“ je nach Zusammensetzung und Anteilen an Citrusterpenen als gesundheitlich bedenklicher angesehen werden als viele in Farben verwendete synthetische Lösemittel.

Untersuchungen über die Raumluftbelastung durch organische Lösemittel und andere Stoffe bei Hobby-Malerarbeiten liegen nur vereinzelt vor. In einer Mitteilung von HANTSCHKE [1982b] werden die maximal möglichen Lösemittelkonzentrationen bei typischen Heimwerkerarbeiten wie Anstreichen von Türen, Fenstern, Heizkörpern bzw. einzelner Räume am Wochenende mit professionellen Malerarbeiten wie Renovierungen ganzer Wohnungen verglichen. Die bei geschlossenen Fenstern und Wohnungstüren maximal möglichen Raumluftkonzentrationen lagen in jeweils drei Fällen für den Hobby-maler bei 10–39 g/m³, für den professionellen Maler bei 14–45 g/m³, also in derselben Größenordnung, und mit einiger Wahrscheinlichkeit wurden die MAK-Werte zumindest einiger der in den Farben enthaltenen Lösemittel erreicht oder überschritten. Auch für eine Dispersionsfarbe mit dem geringen Lösemittelanteil von 2 % errechnet sich eine maximale Lösemittelkonzentration von 9,4 g/m³, wenn sie mit 300 g/m² in einem geschlossenen Raum von 30 m³ Inhalt und 47 m² Wand- und Deckenfläche verstrichen wird. Nach 24 h, wenn ca. 80 % des Lösemittels verdunstet sind, liegt die maximale Raumluftkonzentration immer noch bei ca. 1,9 g/m³, d. h. bei 1/3 der Anfangskonzentration.

Gaschromatographische Untersuchungen belegten, daß beim Streichen einer Tür (1,1 m²) in einem kleinen unbelüfteten Raum (20 m³) mit 100 g Buntlack, der 35 % Benzin, 6,4 % Xylol und 2,1 % Ethylenglykol enthielt, in der Zeit kurz nach dem Auftragen des Lackes die MAK-Werte von Xylol und Ethylenglykol um das 1,5fache bzw. 3- bis 4fache überschritten wurden. Auch die Konzentration von Benzin lag mit ca. 2,8 g/m³ sehr hoch. Nach 1,5 h wurden die MAK-Werte von Xylol und Ethylenglykol erreicht, und 6 h nach dem Auftragen lagen die Konzentrationen bei der Hälfte bzw. 1/3 der MAK-Werte. Wenn während der Streifarbeiten gelüftet wurde, lagen die Konzentrationen der flüchtigen Stoffe allerdings weit unter den ermittelten Maximalkonzentrationen [HANTSCHKE, 1982b].

Schnell trocknende Lacke enthalten hohe Anteile leichtflüchtiger Lösemittel und verursachen daher höhere Lösemittelkonzentrationen in der Raumluft durch die schnellere Verdunstung als bei langsam trocknenden Lacken.

82. ULLRICH et al. [1982] untersuchten die Emissionen flüchtiger organischer Stoffe aus getrockneten Lacken, mit denen Heizkörper gestrichen worden waren. Auslöser dieser Untersuchungen waren Beschwerden über Augenreizungen, trockene und raue Kehle, Hautjucken und Hautrötungen, die in

renovierten Büroräumen aufgetreten waren. Da orientierende Raumluftanalysen zunächst keine Hinweise auf mögliche Schadstoffquellen lieferten, wurden gezielt potentielle Schadstoffquellen näher untersucht. Dabei zeigten die Analysen der Lackproben, daß der auf die Heizkörper aufgetragene und getrocknete Lack – der auch von den Herstellern zum Streichen von Heizkörpern vorgesehen war – verschiedene geradkettige aliphatische Aldehyde und Monocarbonsäuren (C_3 – C_9) freisetzte. Dies wurde auch durch Modelluntersuchungen an Heizkörpern über die Emissionen dieser Stoffe nach Auftragen und Trocknen dieses und einiger anderer Heizkörperlacke gestützt. Bisher war nicht bekannt, daß längerkettige Aldehyde aus Lacken freigesetzt werden. In der Raumluft wurden $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ n-Hexansäure und 20 bis $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Hexanal nachgewiesen. Ob diese Substanzen zu den oben beschriebenen Symptomen geführt haben, konnte nicht geklärt werden. Für Hexanal sind milde schleimhautreizende Wirkungen im Tierversuch beobachtet worden (siehe auch Kap. 2.4.2, Tz. 69).

83. Abbeizmittel zur Entfernung alter Anstriche enthalten meist Laugen zum Verseifen von Ölen und Harzen sowie häufig Dichlormethan zum Auflösen der getrockneten Anstriche. Wegen seines niedrigen Siedepunktes (41°C) wird Dichlormethan bei Abbeizarbeiten praktisch sofort und vollständig freigesetzt. VELVART [1981] berichtet von Inhalationsvergiftungen, die aufgetreten sind, wenn die Abbeizarbeiten unsachgemäß bzw. in ungelüfteten kleinen Räumen (Küche, Bad, Keller) durchgeführt wurden.

84. Lacke und Farben enthalten mitunter *Formaldehyd*, meist als Begleitsubstanz von Reaktivharzen zur Aushärtung der Lacke. Die gebrauchsfertigen Lacke enthalten bis zu 1 % Formaldehyd. Beim Verstreichen und Trocknen solcher Lacke wird Formaldehyd in die Raumluft abgegeben, so daß je nach Anreichfläche, Raumgröße und Luftwechselrate mit Überschreitungen des Richtwertes von 0,1 ppm gerechnet werden muß. Auch die getrockneten Lacke können noch wochen- und monatelang Formaldehyd emittieren. Die Emissionsraten sind jedoch geringer als in flüssigem Zustand des Lackes, so daß in der Regel der Richtwert nicht erreicht wird, sofern andere Formaldehyd-Quellen fehlen (vgl. Kap. 2.4.2, Tz. 64–66).

2.5.2 Klebstoffe

85. Ein Großteil der Klebstoffe im Haushaltsbereich enthält ebenfalls in hohen Anteilen *Lösemittel*, die während und nach dem Auftragen verdunsten. Der Gesamtverbrauch an Lösemitteln in Klebstoffen in der Bundesrepublik Deutschland wird vom Umweltbundesamt auf ca. 50 000 t pro Jahr geschätzt. Wieviel davon im privaten Bereich eingesetzt und damit in Wohnungen emittiert wird, ist nicht bekannt. Sofern Klebstoffe nicht großflächig verstrichen werden, dürften die Lösemittelkonzentrationen keine bedenklichen Werte erreichen. Auch bei großflächiger Anwendung bleiben die Konzentrationen – sofern gelüftet wird – häufig noch im unbedenklichen Bereich. SEIFERT et al. [1984] berichteten allerdings, daß nach dem Verkleben eines Teppichbodens die Anfangs-

konzentration von Toluol während einiger Tage bei 30 – $40 \text{ mg}/\text{m}^3$ lag, was etwa 10 % des MAK-Wertes von Toluol entspricht.

Zu bedenken ist auch, daß bei Bastelarbeiten Kinder und Jugendliche häufig mit lösemittelhaltigen Klebstoffen umgehen und damit hohen Lösemittelkonzentrationen in der Atemluft ausgesetzt sind. In einer Fallstudie an schwedischen Oberschülern konnten Leistungsabfall in der Schule, Müdigkeit und Kopfschmerzen auf die Belastung durch Lösemittel beim Zusammenbau von Plastikmodellen zurückgeführt werden [FISCHER, 1985]. 90 % der befragten Schüler hatten regelmäßig 2–3mal pro Woche Plastikmodelle gebaut, davon 36 % der Schüler mehr als 20 Objekte. Als Lösemittel war in dem Kleber Trichlorethen enthalten. Die durchschnittliche Konzentration an Trichlorethen betrug während der Klebearbeiten über dem Tisch $190 \text{ mg}/\text{m}^3$ mit Spitzenwerten bis zu $600 \text{ mg}/\text{m}^3$. Damit wurde der MAK-Wert für Trichlorethen von $260 \text{ mg}/\text{m}^3$ fast erreicht und bei den Spitzenwerten deutlich überschritten. Nach Angaben der deutschen Klebstoff-Hersteller enthalten allerdings die in der Bundesrepublik Deutschland im Handel befindlichen Produkte in der Regel keine halogenierten Lösemittel.

86. In zunehmendem Maße werden Schnellkleber auf der Basis von *Cyanacrylat* in Haushalten verwendet. Wieweit sie zur Luftbelastung in Innenräumen beitragen, ist bisher nicht untersucht worden. In der Regel werden diese Kleber nur punktuell und selten auf großen Flächen angewendet. Einen Anhaltspunkt für mögliche Innenraum-Belastungen gibt der MAK-Wert von Cyanacrylsäuremethylester, der wegen dessen stechenden Geruches und der schleimhautreizenden Wirkung mit 2 ppm sehr niedrig angesetzt ist. Die Geruchsschwelle wird mit 1 ppm angegeben, dürfte jedoch individuellen Schwankungen unterliegen; daher ist eine Geruchswarnung bei Konzentrationen, die im Bereich des MAK-Wertes liegen, nicht bei allen Personen gewährleistet.

Nach der Gefahrstoffverordnung müssen Klebstoffe auf der Basis von Cyanacrylat entsprechende Warnhinweise tragen. Kennzeichnungspflichtig sind auch Zubereitungen auf der Basis von *Isocyanaten*, deren MAK-Werte überdies wegen der sensibilisierenden Wirkung dieser Stoffe mit 0,01 ppm außerordentlich niedrig liegen [Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1985].

87. Klebstoffe können in sehr unterschiedlichen Konzentrationen *Formaldehyd* enthalten, häufig wie bei Spanplatten und Lacken (Kap. 2.4.2, Tz. 64 und Kap. 2.5.1, Tz. 85) in Form von Reaktivharzen. Wie bei Lacken und Farben wird auch für Klebstoffe eine Begrenzung des Formaldehydgehaltes für 1989 anvisiert, damit für diese Produktgruppe ein Emissionsrichtwert von 0,1 ppm in Innenräumen eingehalten wird.

2.5.3 Desinfektionsmittel

88. Bestimmte *Phenole*, *Aldehyde* und *Alkohole* sind wichtige organische Desinfektionsmittel. Diese Substanzgruppen haben unterschiedliche desinfizierende

Eigenschaften und können sich deshalb gegenseitig ergänzen, sind aber nicht beliebig austauschbar.

Formaldehyd kommt in Desinfektionsmitteln in Konzentrationen bis zu 7,5 % vor. Bei der großflächigen Anwendung dieser Mittel werden erhebliche Formaldehydmengen freigesetzt. So wurden in Krankenhäusern Konzentrationsspitzen bis zu 17 ppm in der Raumluft gemessen [BMJFG, 1984]. BELLINGER [1982] berichtet von Sprüh- und Wischdesinfektionen, bei denen Formaldehydkonzentrationen in der Raumluft zwischen 0,1 und 1 ppm auftraten.

Über Emissionen der übrigen Wirkstoffe in Desinfektionsmitteln liegen kaum Informationen vor. Es ist aber naheliegend anzunehmen, daß je nach Konzentration, Flüchtigkeit der Einzelkomponenten und Anwendungsweise erhebliche Raumluftkonzentrationen auftreten können. Dies dürfte aber vorwiegend in Krankenhäusern oder gelegentlich bei hygienisch veranlaßten Raumdesinfektionen eine Rolle spielen.

2.5.4 Insektizide

89. Insektizide für den Haushaltsbereich werden in einer Vielzahl von Produkten für verschiedene Anwendungszwecke angeboten. Der Gesamtverbrauch von Insektiziden im Haushaltsbereich ist nicht bekannt.

Einer Repräsentativumfrage im Jahre 1976 zufolge verwendeten 55 % aller Haushalte der Bundesrepublik Deutschland Insektizide in ihrem Wohnbereich. Die meisten dieser Haushalte kauften solche Mittel 1–2mal im Jahr. Nur 71 % der Anwender lasen nach eigenen Angaben die Gebrauchsanweisung, 19 % lasen sie oberflächlich, 9 % lasen sie nicht. Die Umfrage ergab auch, daß die Anwender über die hohe biologische Aktivität der Wirkstoffe wenig wußten. Allerdings hatten 7 % der Anwender bei sich selbst oder bei Familienangehörigen beeinträchtigende Symptome beobachtet, die sie dem verwendeten Insektenvernichtungsmittel zuschrieben; 2 % nannten Atemwegssymptome, 5 % Unwohlsein, Übelkeit und Kopf-

schmerzen [SAGNER, 1978]. Rechnet man diese Prozentzahlen auf die gesamte Bevölkerung hoch, so müßten solche unerwünschten Wirkungen jährlich bei etwa zwei Millionen Personen auftreten. Selbst bei vorsichtiger Einschätzung ist mit Hunderttausenden solcher Fälle zu rechnen.

Zur Bekämpfung unerwünschter Insekten an Zimmerpflanzen sind zur Zeit rund 60 Pflanzenschutzmittel zugelassen, in denen insgesamt 19 Wirkstoffe vorkommen. Die einzelnen Mittel enthalten meist 1–2, maximal 4 Wirkstoffe und werden in der Regel anwendungsfertig hergestellt. Die Wirkstoffkonzentrationen liegen meist bei höchstens 3 %, in sieben Pflanzenschutzmitteln um 10 %. Es ist aber zu bedenken, daß auch andere als die für Innenräume zugelassenen Mittel, z. B. solche für Gartenpflanzen, im Wohnungsbereich eingesetzt werden können. Der Verbrauch an insektiziden Pflanzenschutzmitteln in Innenräumen beträgt nach Angaben des Industrieverbandes Pflanzenschutz 0,06 % der gesamten in der Bundesrepublik eingesetzten Wirkstoffmenge. Bei einer jährlichen Gesamtmenge von 30 000–32 000 t sind das 18–19 t pro Jahr [Deutscher Bundestag, 1985].

Ähnliche Angaben über andere, in Innenräumen eingesetzte insektizidhaltige Produkte liegen bislang nicht vor. Ihre Veröffentlichung ist jedoch erforderlich, um die Größenordnung der Luftbelastung von Innenräumen durch Insektizide besser als bisher abschätzen zu können.

90. Die nachstehenden Ausführungen sind auf solche Wirkstoffe beschränkt, bei denen aufgrund ihrer Flüchtigkeit oder der Form ihrer Anwendung mit nennenswerten Luftbelastungen zu rechnen ist. Beispiele von insektiziden Wirkstoffen und ihren Anwendungsformen in Innenräumen sind in Tab. 2.15 aufgeführt. Sie führen zu sehr unterschiedlichen Expositionen des Menschen. Bei den Sprays stehen kurze, stoßartige Ausbringungen und damit in der Regel kurzfristige Spitzenkonzentrationen der Insektizide im Vordergrund (s. Tz. 93). Bei den übrigen in Tab. 2.15 genannten Anwendungsformen verdampfen die Wirkstoffe

Tab. 2.15

Anwendungsformen flüchtiger Insektizide

Anwendungsform	Hauptanwendungsgebiete	typische Wirkstoffe
Sprays	Fluginsekten	Dichlorvos, Lindan, Methoxychlor, Pyrethroide
Insektenstrips	Fluginsekten	Dichlorvos
Stäubemittel	versteckt lebende Insekten	Lindan
Mottenkugeln und Mottentabletten	Schutz von Textilien	p-Dichlorbenzol, Kampfer, Lindan, Naphthalin
wirkstoffgetränkte Papierstreifen	Schutz von Textilien	Lindan
Elektroverdampfer	Fluginsekten	Pyrethrine, Pyrethroide

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

aufgrund ihrer geringen Flüchtigkeit langsam und verteilen sich durch Diffusion in der Raumluft; die Bewohner sind dann den Wirkstoffen in vergleichsweise niedrigen Konzentrationen, jedoch oft wochen- oder monatelang ausgesetzt. Der oben genannten Repräsentativumfrage zufolge wurden Insektizid-Sprays von 77 % der Haushalte bevorzugt, 17 % zogen Insektenstrips, 14 % Stäubemittel vor. Andere Anwendungsformen hatten Anteile von jeweils wenigen Prozent (Mehrfachnennungen waren möglich). Überraschend selten werden Gazefenster zur Insektenabwehr benutzt. Der Anteil von Elektroverdampfern ist nicht bekannt, da diese Anwendungsform 1976, dem Jahr der Umfrage, noch nicht in nennenswertem Maße auf dem Markt war.

91. Die Flüchtigkeit der im Haushalt verwendeten Insektizide variiert um mehrere Größenordnungen (Tab. 2.16). Bei weitem am flüchtigsten von allen genannten Stoffen ist p-Dichlorbenzol, gefolgt von Naphthalin und dem Phosphorsäureester und Cholinesterase-Hemmstoff Dichlorvos (DDVP). Neben den

Tab. 2.16

Sättigungskonzentrationen und MAK-Werte von im Haushalt verwendeten Insektiziden

Insektizid	Sättigungskonzentration bei 20° C [mg/m ³]	MAK-Wert [mg/m ³]
Diazinon	1,4	1
p-Dichlorbenzol	10 000	450
Dichlorvos	145	1
Kampfer	1 700	13
Lindan	0,16	0,5
Naphthalin	210	50
Malathion	2,3	15
Pyrethrum	—	5

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

traditionellen Insektiziden Dichlorvos und Lindan haben zunehmend die natürlich vorkommenden Pyrethrine (Pyrethrum-Alkaloide) und insbesondere deren synthetische Abkömmlinge, die Pyrethroide, an Bedeutung gewonnen. Die Pyrethroide haben gegenüber den Pyrethrinen, die weniger stabil sind, den Vorteil der längeren Wirkdauer. Zur Mottenbekämpfung wird an Stelle von Naphthalin zunehmend p-Dichlorbenzol, das auch in Toilettensteinen Verwendung findet, eingesetzt. Die Ursache dafür dürfte einmal in der geringeren Geruchsintensität, zum anderen in der geringeren akuten Toxizität von p-Dichlorbenzol im Vergleich zu Naphthalin liegen.

92. Die hohen Innenraumbelastungen durch stoßartige Ausbringung von Insektiziden mittels Spraydosen wird im folgenden an einigen Beispielen belegt.

Eines der in Innenräumen am häufigsten gegen Fluginsekten eingesetzten Insektizide ist der Cholinesterase-

Hemmstoff Dichlorvos. Auf den Spraydosen werden von den Herstellern die erforderlichen Ausbringungszeiten in Sekunden und auf eine bestimmte Raumgröße bezogen angegeben. Die daraus resultierende wirksame Konzentration liegt bei 2–2,5 mg Dichlorvos pro m³ [SAGNER und SCHÖNDUBE, 1982]. Die Autoren leiten aus früheren Beobachtungen am Menschen einen Richtwert von 0,2 mg/m³ ab. Er entspricht 1/5 des MAK-Wertes. Dies bedeutet jedoch, daß bei der vom Hersteller empfohlenen Anwendung von Dichlorvos der MAK-Wert kurzfristig 2fach, der Richtwert sogar 10fach überschritten wird. Um versteckt lebende Insekten zu bekämpfen, sind Dichlorvos-Konzentrationen von über 200 mg/m³ erforderlich. Dichlorvos wird in der Luft relativ rasch hydrolytisch gespalten und damit unwirksam. Diese Eigenschaft und die Flüchtigkeit von Dichlorvos bieten den Vorteil, daß es bei intensivem Lüften schneller als andere Insektizide aus der Raumluft entfernt werden kann. Laborversuche zeigten allerdings, daß bei Anfangskonzentrationen von 2,3 mg/m³ oder 240 mg/m³ und einer hohen Luftwechselrate (10/h) der Richtwert von 0,2 mg/m³ erst nach einer Stunde bzw. nach fünf Tagen unterschritten wurde. Diese Zeiträume waren um ein mehrfaches länger als aufgrund der Abbaugeschwindigkeit, des Dampfdruckes und der Lüftungsrate erwartet worden war. Dies wird mit der langsamen Desorption des Dichlorvos von den Oberflächen von Wänden und Einrichtungsgegenständen erklärt [SAGNER und SCHÖNDUBE, 1982].

Eine ähnlich langsame Abklingkurve bei hoher Anfangskonzentration wurde für Lindan berichtet. Die stoßweise Ausbringung von Lindan mit Hilfe eines Sprays gegen Fliegen in einem 50 m³ großen Raum führte zu einer Anfangskonzentration von 3 mg/m³. Dies entspricht einer Überschreitung des MAK-Wertes von 0,5 mg/m³ um den Faktor 6. Nach 24 Stunden betrug die Lindankonzentration in der Raumluft noch 0,1 mg/m³. Erst nach zehn Tagen lag sie im Bereich des von KUNDE [1982] als maximale, verträgliche Dauerbelastung in Aufenthaltsräumen angegebenen Wertes von 0,004 mg/m³ [SEIFERT, 1985].

93. Wurde der Cholinesterase-Hemmstoff Diazinon in einer Gesamtmenge von 7,6 g als wäßrige Suspension in einem ca. 50 m³ großen Raum in Ritzen und Spalten versprüht, um die Bekämpfung versteckt lebender Insekten zu simulieren, betrug die Raumluftkonzentration 24 Stunden später noch 0,24 mg/m³, d. h. etwa 1/4 des MAK-Wertes, nach sieben Tagen noch 4–5 %, nach fünf Wochen knapp 2 % des MAK-Wertes von Diazinon [LEIDY et al., 1984]. Allerdings wurde die Luftwechselrate bei dem Versuch nicht angegeben.

94. Insektenstrips als Anwendungsform werden von HANSEN und SAGNER [1975] kritisiert. Für eine sinnvolle Anwendung ist eine Reihe von Randbedingungen zu beachten. Einerseits dürfen die wirksamen Insektizidkonzentrationen nicht unterschritten, andererseits nicht unerwünscht hohe und damit gesundheitsschädliche Raumluftkonzentrationen erreicht werden. Auf den Packungen der Insektenstrips wird zwar bereits auf eine Reihe von Sicherheitsmaßnahmen hingewiesen und der Mindestraumgehalt ange-

geben. Dennoch bleiben Unwägbarkeiten wie die in verschiedenen Räumen unterschiedlichen Luftwechselraten, Temperaturschwankungen oder Luftfeuchtigkeit, die die Freisetzungsgeschwindigkeit der Wirkstoffe beeinflussen können. Auch die mit Insektentrips verbundene Dauerexposition gegenüber dem Wirkstoff muß als unerwünscht angesehen werden. Daher kommen die Autoren zu dem Ergebnis, daß Insektentrips nicht in Daueraufenthaltsräumen, keinesfalls in Schlafzimmern und Kinderzimmern verwendet werden sollten und demzufolge nur wenige sinnvolle Anwendungsgebiete verbleiben.

95. Auch Mottenkugeln und wirkstoffgetränkte Papierstreifen wirken nur dann, wenn die Lagerungsorte der Textilien (Schränke, Truhen, Kommoden) hinreichend dicht verschlossen bleiben und nicht ständig geöffnet werden. Nur so kann sich eine wirksame Konzentration des flüchtigen Insektizids aufbauen. Neben der ständigen Diffusion des Wirkstoffes durch Ritzen und andere Undichtigkeiten in die Raumluft kommt es beim Öffnen der Aufbewahrungsorte zu einem Ausströmen der Wirkstoffmenge, die sich in der Gasphase des Aufbewahrungsortes angesammelt hat. Ob dies eine nennenswerte Raumluftbelastung zur Folge hat, hängt in erster Linie vom Dampfdruck der Substanz, dem Ausmaß der Dampfdrucksättigung sowie dem Verhältnis von Luftraum des Aufbewahrungsortes zum Volumen des Raumes ab, in den die flüchtige Substanz ausströmt. Anhand der Daten in Tab. 2.16 kann am Beispiel eines halbvollen mittelgroßen Kleiderschranks, der noch 0,5 m³ Luft enthält, in dem Dampfdrucksättigung des Wirkstoffes herrscht und der in einem 50 m³ großen Raum steht, die Raumluftkonzentration des Wirkstoffes nach Öffnen der Schranktür berechnet werden. Danach ergeben sich für Kampfer Raumluftkonzentrationen in der Größenordnung des MAK-Wertes und für p-Dichlorbenzol von ¼ des MAK-Wertes. Für Naphthalin und Lindan würden unter gleichen Bedingungen nur 4 % bzw. 0,3 % der MAK-Werte erreicht werden. Allgemein ist bei Anwendungen flüchtiger Wirkstoffe insbesondere dann mit erheblichen Raumluftkonzentrationen zu rechnen, wenn die Sättigungskonzentration der Substanz mehr als eine Größenordnung über dem MAK-Wert liegt (vgl. Tab. 2.16).

96. Stäubungsmittel sind dann problematisch, wenn sie auf bewegliche Gegenstände wie Pflanzenblätter oder an Orten aufgebracht werden, wo sie durch Luftbewegungen aufgewirbelt werden können. Es kommt auf diese Weise zu lokal hohen Konzentrationen und zu einer unkontrollierten Verteilung.

97. Besser regulierbar ist die Anwendung von Insektiziden in Elektroverdampfern, die nach Einschalten den bei normaler Raumtemperatur wenig flüchtigen Wirkstoff thermisch freisetzen. Bei längerem Betrieb können jedoch auch hier erhebliche Raumluftbelastungen auftreten. Messungen liegen darüber nicht vor, weil offenbar angenommen wird, daß die Elektroverdampfer nur bei Bedarf und dann nur für wenige Stunden eingeschaltet werden. Wie berechtigt diese Annahme ist, bleibt offen.

98. Insgesamt stellt der Rat fest, daß bei der Mehrzahl der beschriebenen Anwendungsformen der In-

sektizide eine genaue Befolgung der Gebrauchsanleitung erforderlich ist, um Raumluftbelastungen möglichst klein zu halten. In der Praxis kann davon jedoch nicht überall ausgegangen werden. Vor allem bei Sprays und z. T. auch bei Insektentrips ist mit unnötig hohen oder gar bedenklichen Luftbelastungen zu rechnen.

2.6 Mikroorganismen und Allergene

99. Biogene Teilchen in der Atemluft zeigen in der Regel keine direkte Toxizität, können aber durch Infektionen oder allergische Reaktionen zu Erkrankungen führen. Da es sich um komplexe und verschiedenartige organische Strukturen handelt, ist es schwierig, zufriedenstellende Analyseverfahren zu entwickeln. Deshalb fehlen umfassende Daten über Konzentrationen allergener und pathogener Teilchen in der Luft von Innenräumen, so daß gegenwärtig kaum Rückschlüsse auf ihre Bedeutung für die menschliche Gesundheit möglich sind. Dazu kommt, daß die Mehrzahl der Erreger oder Allergene nur bei entsprechender Disposition, z. B. bei Allergikern oder resistenzgeschwächten Personen, zu einer Erkrankung führt. Am häufigsten werden Sensibilisierungsreaktionen gegenüber Milben, Tierepithelien, Schimmelpilzen und Mikroorganismen beobachtet. Von den üblichen Haustieren kommt es durch Katzen am häufigsten zu Allergien, gefolgt in abnehmender Häufigkeit von Nagetieren, Hunden und Vögeln.

Zu den von diesen Allergenen ausgelösten Krankheiten gehören Schnupfen und exogenes allergisches Asthma. Hausstaub und Aerosole wirken als Trägermedien für Mikroorganismen und Allergene unterschiedlichsten Ursprungs. Abhängig von ihrer Größe gelangen Teilchen mit einem Durchmesser von 10 bis 50 µm nur bis in die Nase, Teilchen von 1–10 µm dagegen bis in die oberen Atemwege und Teilchen unter 1 µm bis in die Lungenbläschen [REED und SWANSON, 1984]. In Abhängigkeit von der Virulenz bzw. sensibilisierenden Fähigkeit der Aerosolpartikel und der Abwehrkräfte der exponierten Person fällt die Heftigkeit der Reaktion aus.

Flüchtige Verbindungen

100. Über flüchtige Verbindungen gibt es bisher keine systematischen Untersuchungen. Der „erdige“ Geruch von Aktinomyzeten und einigen Fadenpilzen kann bei Asthmatikern Reaktionen der Atemwege hervorrufen. Offenbar enthalten auch Küchendämpfe Allergene, die bei entsprechend empfindlichen Personen Asthma auslösen. Selbst Christbäume können flüchtige organische Verbindungen wie Terpene abgeben [SOLOMON und BURGE, 1984], die ebenfalls Reaktionen des Atemtraktes verursachen.

Bakterien und Viren

101. Bakterien in der Innenraumluft sind Erreger von Infektionskrankheiten, aber auch von Allergien. Sie stammen überwiegend von Quellen aus dem Innenraumbereich. Über das Ausmaß der Kontamination durch die Außenluft ist bisher wenig bekannt.

Z. B. wurde *Clostridium perfringens* (Erreger des Gasbrandes), das vor allem im Erdboden vorkommt, auch in der Raumluft nachgewiesen. Hauptquelle für Bakterien im Innenraum ist der menschliche Atemtrakt. Infektionen mit Tuberkelbazillen oder mit Viren, die Windpocken, Masern oder asiatische Grippe verursachen [U.S. National Research Council, 1981; LA FORCE, 1984], beruhen auf einer Übertragung durch die Luft in Innenräumen. Dabei handelt es sich meist um Tröpfcheninfektionen. Während die flüssige Komponente dieser sehr feinen Tröpfchen mehr oder weniger schnell verdunstet, bleiben die noch kleineren, festen Rückstände der Tröpfchen (0,5–5 µm Durchmesser; „droplet nuclei“), in denen die Bakterien und Viren enthalten sind, lange schwebefähig. Diese Schwebeteilchen können eingeatmet werden und in die Lunge eindringen. In einem gut abgedichteten Gebäude mit rezirkulierenden Lüftungssystemen kann so die Infektionsgefahr durch Anreicherung der Keime erhöht werden [LA FORCE, 1984; WEHNER, 1985].

Auch *Streptococcus pneumoniae* und *Mycobacterium*-Arten, die zu Lungenentzündungen führen, werden durch Tröpfchen aus dem Atemtrakt von infizierten Personen übertragen [LEEDOM und LOOSLI, 1979]. *Streptococcus pyogenes* aus eitrigen Wunden, Typhuserreger und *Mycobacterium*-Arten wurden auch im Hausstaub von Wohnungen infizierter Patienten gefunden [REZNIKOV et al., 1971; LEEDOM und LOOSLI, 1979].

Die Kontamination von Oberflächen, aber auch der Raumluft ist vor allem in Krankenhäusern ein ernstzunehmendes Problem, weil dort neben häufigen Quellen auch ein Personenkreis anzutreffen ist, der besonders empfänglich für infektiöse Keime ist. Hüllen abgestorbener Bakterien können Allergene enthalten. Endotoxine, d. h. giftige Produkte von Bakterien, sind möglicherweise ebenfalls von Bedeutung [GRIMM, 1983].

102. Auch Klima- und Befeuchtungsanlagen wurden als Quelle für bakterielle Aerosole erkannt. *Legionella pneumophila*, der Erreger der Legionärskrankheit und des Pontiac-Fiebers, gelangte beispielsweise durch kontaminierte Luftkühlungsanlagen bzw. Befeuchter aus der Außenluft oder aus dem Trinkwasser in die Luft von Innenräumen und verursachte in den USA Erkrankungen in Krankenhäusern und öffentlichen Gebäuden [Lit. über diese Fälle s. U.S. National Research Council, 1981; LA FORCE, 1984]. Eine Übertragung dieses Erregers wurde auch in Warmwasser-Whirlpools beobachtet [SPITALNY et al., 1984]. Raumluftbefeuchter, vor allem Zerstäuber, erwiesen sich z. B. mit Fusarien, Bakterien der *Pseudomonas*-gruppe, grampositiven Sporenbildnern und *Staphylokokken* kontaminiert [GRIMM, 1983]. GRÜN [1981] beschreibt das sogenannte Befeuchter- oder Montagsfieber (exogen allergische Alveolitis) als eine allergische Erkrankung mit unterschiedlich schweren Symptomen wie unnatürlicher Müdigkeit, schweren Gliedern, Hustenreiz, Atemnot, Temperatursteigerung mit hohem Fieber und Schüttelfrost, Schweißausbrüchen, Engegefühl im Brustbereich bei Personen, die in einer künstlich befeuchteten Luft leben. Für diese Erkrankung werden neben thermophilen Protozoen und

Schimmelpilzen auch Bakterien aus kontaminierten Luftbefeuchtern verantwortlich gemacht [GREEN, 1984]. So wurde *Micropolyspora faeni* im Kühlwasser einer Klimaanlage gefunden, nachdem 27 Büroarbeiter an Befeuchterfieber erkrankt waren [GRÜN, 1981; LA FORCE, 1984]. Von den Mikroorganismen, die aus lufttechnischen Anlagen in Innenräume gelangen, wurden *Pseudomonas*-Arten am häufigsten isoliert. SMITH [1977] berichtet auch von *Acinetobacter*-Infektionen; nach WEHNER [1985] sind Kaltvernebler, die vor allem in den USA benützt werden, häufig damit kontaminiert.

Aktinomyzeten

103. Thermophile Aktinomyzeten bedeuten vor allem in solchen Räumen ein Problem, in denen mit pflanzlichen Materialien und Kompost umgegangen wird. In Wohnräumen wurden sie in Befeuchterflüssigkeit [BANASZAK et al., 1970; FINK et al., 1971 und 1976; SEABURY et al., 1973; BURGE et al., 1980], Klimaanlagen [GRIMM, 1983] und Verdampfern [MARINKOVICH und HILL, 1975] gefunden. Eine Verteilung in die Raumluft konnte jedoch bisher nicht mit Sicherheit nachgewiesen werden.

Algen

104. Lebende und abgestorbene Zellen von Algen sind häufig in der Außenluft enthalten. Sie werden als mögliche Allergene für den Menschen angesehen. Über ihr Vorkommen in Innenräumen gibt es wenig Untersuchungen, und ihre gesundheitliche Bedeutung ist unklar. Sensibilisierung gegenüber Grünalgen im Staub wurde dokumentiert [BERNSTEIN und SAFFERMAN, 1966]. LEBOWITZ et al. [1982] fanden in der Raumluft vor allem *Stichococcus*, in der Kühlerflüssigkeit von Verdampfern vorwiegend *Schizothrix*.

Pilze

105. Pilzsporen in der Raumluft sind beim Menschen mögliche Ursachen von Mykosen und Allergien. Die Anzahl der Sporen in der Außenluft ist höher als innerhalb von Gebäuden, wenn dort nicht zusätzliche Quellen existieren. Hohe Expositionen können berufliche Ursachen haben, z. B. bei Gärtnern und Landwirten, oder weiterhin durch bautechnische Mängel, Überschwemmungen oder Rohrbrüche bedingt sein, durch die es zu feuchten Wohnräumen oder zur Belüftung mit kontaminierter Luft kommt. Die Topferde von Zimmerpflanzen oder auch Haustiere können eine Quelle für Belastungen mit Pilzsporen im Innenraum sein. Auch Klimaanlagen, vor allem Befeuchter, können zur Verteilung von Sporen führen. Es handelt sich dabei vor allem um die Sporen von Schimmelpilzen. Für optimales Wachstum benötigen sie relativ hohe Luftfeuchtigkeit von 75–95 % und Temperaturen um 20–40 °C. Prinzipiell unterstützt jedes feuchte organische Material das Wachstum von Pilzen der verschiedensten Art. Der Großteil der bei uns vorkommenden fakultativ-pathogenen Pilze ist nur für Resistenzgeschwächte und Allergiker von Bedeutung. Deshalb läßt sich auch nur schwer ein Zusammenhang zwischen Exposition gegenüber Pilzsporen und entsprechenden Reaktionen erkennen.

KUNKEL et al. [1982] nennen als häufigste Schimmelpilz-Allergene, die vor allem aus Zimmerpflanzen stammen, *Fusarium* (14%), *Candida* (14%), *Penicillium* (10%) und *Aspergillus* (8%). Weiter werden *Cladosporium*, *Alternaria*, *Epicoccum*, *Helminthosporium* [ANDERSEN und KORSGAARD, 1984], *Aureobasidium*, *Mucor*, *Merulius lacrymans* [U.S. National Research Council, 1981], *Rhizopus*, *Fusarium*, *Basidiomyzeten* und *Trichoderma* [HOLMBERG, 1984a] erwähnt.

106. Tab. 2.17 gibt eine Übersicht über mögliche Quellen von Pilzsporen in der Raumluft. Die Topferde von Zimmerpflanzen, vor allem in Heizungsnahe, ist ein Standort von *Aspergillus*-Arten, vor allem *Aspergillus fumigatus* [STAIB, 1984]. *Aspergillus* bildet Sporen von 2–3 µm Durchmesser und ist als Atemwegsallergien bekannt. STAIB [1982] berichtet auch über den Verdacht einer *Coccidioides immitis*-Inhalationsinfektion aus dieser Quelle. *Cryptococcus neoformans*, und unter besonderen Umständen auch die geschlechtliche Form, *Filobasidiella neoformans*, wurden in den Fäkalien von verschiedenen Vogelarten (u. a. Kanarienvogel) gefunden. Erkrankung an *Cryptococcosis* bei einem Alkoholiker und zwei Patienten nach Nierentransplantation ist wahrscheinlich auf diese Ursache zurückzuführen [STAIB, 1984]. *Blastomyces*, *Coccidioides* und *Histoplasma* werden eben-

falls erwähnt [SOLOMON und BURGE, 1984]. In Räumen, in denen Haustiere mit Hautmykosen gehalten wurden, konnten vermehrungsfähige Sporen von *Microsporium canis* aus der Raumluft isoliert werden. Auch pilzbefallene Lebensmittel und Tierfutter können Ursachen einer Raumluftkontamination mit *Aspergillus flavus*, *A. fumigatus* und *A. niger* sein [STAIB, 1982, 1983 und 1984] und bei empfindlichen Personen zu einer Aspergillose führen.

Candida albicans wurde in der Luft und im Staub von Klinikräumen gefunden, in denen Patienten mit *Candidabefall* untersucht wurden.

Gesundheitsschädigende Wirkungen durch *Dermatophyten* in der Raumluft konnten bisher noch nicht nachgewiesen werden.

Klimaanlagen, Heizungen und vor allem Befeuchter sind häufige Ursachen für Kontamination mit Pilzsporen [HOLMBERG, 1984b]. Erhöhte Konzentrationen von *Aspergillus*-Sporen in der Raumluft wurden 1977 in einem Krankenhaus in North Carolina durch defekte Filter der Klimaanlage verursacht. Hier enthielt die angesaugte Außenluft hohe *Aspergillus*-Konzentrationen. In Denver wurden 1984 drei tödliche Fälle von Aspergillose bei Patienten mit Granulocytopenie auf ähnliche Ursachen zurückgeführt. *Aspergillus*-Sporen aus den ableitenden Lüftungskanälen gelang-

Tab. 2.17

Mögliche Streuherde von menschenpathogenen Pilzsporen in der Raumluft

Pilzart	Bekannte Streuherde							
	Topferde	Vogel-fäkalien	Ölsaaten und Nüsse	Getreide und Tierfutter	Kleine Haustiere	Mensch	Belüftungs- und Befeuchtungsanlagen	Baustoffe: Holz, Tapeten etc.
<i>Aspergillus fumigatus</i>	+		+	+	+	+	+	+
					(Stuben-vogel)			
<i>A. niger</i>	+		+	+		+	+	+
<i>A. flavus</i>	+		+	+		+	+	+
<i>Coccidioides immitis</i> .	+							
<i>Sporothrix schenckii</i> .	+							+
<i>Histoplasma capsulatum</i>		+						
		(Huhn, Fledermaus)						
<i>Cryptococcus neoformans</i> und <i>Filobasidiella neoformans</i>		+	+					
		(Tauben, Stubenvogel)						
<i>Microsporium canis</i> und andere <i>Dermatophyten</i>					+	+		
					(Katze)			
					+			
					(Meer-schweinchen)			

Quelle: STAIB, 1982

ten durch einen defekten Ventilator in einem Ärztehaus in Minneapolis in die Raumluft. GRIMM [1983] fand im abgestandenen Tropfwasser eines Luftbefeuchters *Fusarium*. Ein Arbeiter einer Druckerei erkrankte in regelmäßigen Abständen an sogenanntem Montagsfieber. Hohe *Aspergillus*-Konzentrationen nach Renovierungsarbeiten sind zum Teil durch vermehrte Staubkonzentrationen in der Luft zu erklären. Aber auch unzureichende Sanierungsmaßnahmen, die beispielsweise die Bildung von Kondenswasser hinter Verkleidungen begünstigen, können zur erhöhten Belastung der Bewohner mit Pilzsporen führen [KELLER et al., 1984; FORCK, 1985].

Pollen

107. Konzentrationen von Pollen in Innenräumen spiegeln im allgemeinen die Situation der Außenluft wider. Durch Lüftung und durch Mauerritzen und -fugen gelangen Pollen auch in die Raumluft. Entsprechend kann die Konzentration im Innern von Häusern zum Schutz sensibilisierter Personen durch geeignete Filter- und Lüftungsmaßnahmen herabgesetzt werden. Eine zusätzliche Quelle von Pollen in Innenräumen können blühende Topfpflanzen (z. B. Primeln) und Blumensträuße sein. Blütenstaub zählt mit zu den häufigsten Ursachen von Heuschnupfen (allergische Rhinitis) und Asthma (Pollinosis).

Protozoen

108. Über Protozoen in Innenräumen liegen keine systematischen Untersuchungen vor. Sowohl Außen- als auch Innenraumquellen sind denkbar, z. B. Aquarien, Befeuchter tanks und sogenannte Whirlpools. Auch für das in Tz. 102 bereits erwähnte Befeuchterfieber werden Protozoen als mögliche Ursachen genannt [EDWARDS et al., 1976; COCKROFT et al., 1981].

Arthropoden

109. Die Hausstaubmilben *Dermatophagoides pteronyssinus* und *D. farinae* und ihre Ausscheidungsprodukte sind in Mitteleuropa die verbreitetsten und potentesten Allergene des Hausstaubs. Kontaminierter Hausstaub kann die Ursache von allergischem Schnupfen und Asthma, daneben von Luftröhrentzündung, Bronchitis und Bindehautentzündung sein. Diese Allergien können dauernd oder saisonal auftreten, vor allem im Hochsommer und Frühherbst, nachts und in den frühen Morgenstunden. Die Milben nisten sich vor allem in Bettzeug, Matratzen, Polstermöbeln und Teppichen ein. Die Konzentrationen in der Raumluft lassen sich durch niedrigere Luftfeuchtigkeit, Vermeidung von faserigen Materialien für Böden und Möbelüberzüge und Verwendung von Materialien für Matratzen und Kissen, die diesen Tieren keine günstigen Existenzgrundlagen bieten oder die leicht gereinigt werden können, herabsetzen.

Auch andere Milbenarten, Spinnentier- und Insekten- teile sind im Hausstaub enthalten und können ebenso wie Küchenschaben beim Menschen Allergien auslösen [HOFFMANN, 1982].

Tierepithelien

110. Tierepithelien (Haare, Federn und Hautschuppen von Tieren) als Allergieauslöser nehmen in letzter Zeit parallel zur immer beliebter werdenden Haustierhaltung ständig zu. Die Allergenpotenz ist innerhalb der Spezies unterschiedlich hoch. Durch Hunde und Vögel, die am häufigsten gehalten werden, kommt es relativ selten zu Allergien. Dagegen bestehen gegenüber Katzen und Nagetieren hohe Sensibilisierungsraten. Auch durch verarbeitete Tierhaare (z. B. in Bodenbelägen) und Zierfelle können allergische Reaktionen ausgelöst werden [KUNKEL et al., 1982].

Die sensibilisierende Wirkung von Federn ist zumindest teilweise auf den Befall mit Milben zurückzuführen.

Dagegen werden allergische Reaktionen des Atemtrakts häufig durch Haare und Hautschuppen von Tieren verursacht. Auch diese Materialien tragen zum Allergengehalt des Hausstaubs bei [SOLOMON und BURGE, 1984].

Bei nicht erklärten chronischen Erkrankungen und Allergien sollte an diese Möglichkeiten gedacht werden.

2.7 Klimatisierte Gebäude

111. Die Aufgabe ‚Raumlufttechnischer Anlagen‘ (RLT-Anlagen) besteht in der Sicherstellung eines angestrebten Raumklimas. Die DIN 1946 ‚Raumlufttechnik‘ (s. Kap. 10.7 im Anhang) nennt hierfür je nach Anforderung die zu erfüllenden Aufgaben wie folgt:

- Abführen von Luftverunreinigungen aus Räumen: Geruchsstoffe, Schadstoffe, Ballaststoffe;
- Abführen sensibler Wärmelasten aus Räumen: Heizlasten, Kühllasten;
- Abführen latenter Wärmelasten aus Räumen: Befeuchtungslasten, Entfeuchtungslasten.

Die bisherige Erfahrung zeigt, daß die Schaffung eines für Menschen gesunden Raumklimas durch RLT-Anlagen oftmals eine Reihe von Problemen, insbesondere aus hygienischer Sicht, mit sich bringt. Um nachteilige Folgen auf die Gesundheit zu vermeiden, sind insbesondere Kriterien zur besseren Beurteilung der Luftqualität erforderlich.

Das Raumklima setzt sich aus verschiedenen Einzelkomponenten zusammen, die in zwei Gruppen zusammengefaßt werden können:

- (1) Komponenten thermischer Behaglichkeit
- (2) Hygienekomponenten.

Gesundes Raumklima und thermischer Komfort

112. Die thermische Behaglichkeit wird durch den Wärme- und Stoffaustausch des menschlichen Körpers mit seiner Umgebung bestimmt. Die Einflußgrößen auf die thermische Behaglichkeit sind:

- die Raumtemperatur (integrierte Temperatur aus Raumluft- und Oberflächentemperatur der Raumschließungsflächen)
- die Raumluftfeuchte
- die Bewegungsintensität der Raumluft.

Sowohl Raumtemperatur als auch Raumluftfeuchte können bei Beachtung aller beeinflussenden Parameter relativ problemlos auf geforderte Komfortwerte gebracht werden. Dagegen stellt die Bewegungsintensität der Raumluft in klimatisierten Räumen denjenigen Punkt dar, der am häufigsten zu Klagen unter dem Begriff „Zugerscheinungen“ führt.

Zurückzuführen sind diese Zugerscheinungen nach ADAM [1986] auf drei unabhängig auftretende Ursachen:

- Hohe Raumluftturbulenzen

Die Raumluftströmung ist hochturbulent und mit erheblichen Raumluftgeschwindigkeitsspitzen und Raumluftgeschwindigkeitsschwankungen verbunden, die unangenehme Zugerscheinungen zur Folge haben. Die mittlere Raumluftgeschwindigkeit kann dabei durchaus im Zulässigkeitsbereich der DIN 1946 [VDI, 1983] liegen. Zur Reduzierung der Beschwerden fordert FANGER [1985] eine Herabsetzung der bestehenden Grenzwerte.

- Kaltluftabfall

Aufgrund eines zu geringen Strömungsimpulses und wenig induzierender Strahlform kann gegenüber der Raumluft kühlere Zuluft in den Aufenthaltsbereich eindringen und vor allem an unbedeckten Körperteilen (z. B. Nacken, Stirn) Zugerscheinungen verursachen.

- Intensive Walzenströmung

Verschiedene Luftführungssysteme (Induktionsgeräte, Deckenschlitzauslässe) verursachen eine walzenförmige Raumluftströmung, die im Fußbodenbereich eine hohe Strömungsintensität aufweist und erhebliche Zugerscheinungen und Fußkälte verursachen kann.

113. Werden die Komfortbedingungen hinsichtlich Raumlufttemperatur und -feuchte in klimatisierten Räumen vollständig erfüllt — der hygienische Zustand soll als einwandfrei unterstellt werden — so können dennoch folgende Punkte zu Beschwerden führen:

- Trockene Raumluft: Trotz einer Luftbefeuchtung kann die Raumluft als zu trocken empfunden werden. Diese Empfindungen sind auf überhöhte und hochturbulente Raumluftströmungsvorgänge zurückzuführen, die die Schleimhäute der Raumin-sassen austrocknen lassen.
- Wechselhafte Temperaturen: Obwohl eine konstante Raumtemperatur von z. B. 22 °C gehalten wird, beeinflussen erhebliche Raumluft-Geschwindigkeitsänderungen das Raumtemperatur-empfinden der Raumin-sassen in einer nachteiligen Weise. Dabei wird bei einer zu hohen mittleren Raumluftgeschwindigkeit der Raumluftzustand als

kühl und zugig bewertet, bei einer zu niedrigen mittleren Raumluftgeschwindigkeit dagegen als warm und stickig.

- Lüftungsmonotonie: Wird die Raumluftströmung bei kleineren Kühllasten oder im Heizbetrieb durch eine Verringerung des Zuluftvolumenstromes zu stark reduziert, wird die Raumluft häufig als stickig, drückend, sauerstoffarm, verbraucht und zu warm empfunden.

Gesundes Raumklima und Lufthygiene

114. Neben der Sicherstellung einer gewissen thermischen Behaglichkeit soll durch die RLT-Anlage der hygienisch einwandfreie Raumluftzustand in einem abgeschlossenen Raum gewährleistet werden. Die wichtigste Aufgabe besteht darin, verbrauchte und eventuell mit Schadstoffen belastete Raumluft zu erneuern. Die DIN 1946 [VDI, 1983] gibt Richtwerte für den personenbezogenen Mindestaußenluftvolumenstrom bei verschiedenen Raumnutzungsarten vor. Diese Mindestaußenluftvolumenströme berücksichtigen u. a. den sogenannten Pettenkofer-Maßstab (max. CO₂-Gehalt der Raumluft 0,15 Vol. %). Nach dem heutigen Kenntnisstand stellt der CO₂-Gehalt der Raumluft in guter Näherung einen Indikator für unangenehme vom Menschen ausgehende Geruchsstoffe dar. Allerdings kann der CO₂-Gehalt der Raumluft heutzutage nicht mehr der alleinige Parameter einer hygienisch einwandfreien Raumluft sein. Zum einen kann die angesaugte Außenluft bereits zum Teil erheblich mit Schadstoffen belastet sein, zum anderen hat man erkannt, daß in den Räumen noch weitere Schadstoffe produziert werden, deren Auswirkungen auf die Gesundheit bisher nicht vollständig abzuschätzen sind. Darüber hinaus können durch den Luftaufbereitungsprozeß in RLT-Anlagen bedingte Beeinträchtigungen des hygienischen Zustands der Zuluft auftreten (vgl. Tz. 104 und 106).

115. Die die Lufthygiene klimatisierter Räume beeinflussenden Parameter lassen sich drei kritischen Bereichen zuordnen:

- Raumluftaustausch durch Außenluft: Eine durch schadstoffbelastete Außenluft bedingte schlechte Qualität der Lufthygiene klimatisierter Räume kann primär nicht der RLT-Anlage angelastet werden. In nichtklimatisierten Räumen wäre diese Schadstoffbelastung nicht unbedingt geringer. Dagegen weisen KNIEL und MOOG [1982] in einer BMFT-Studie nach, daß mit geeigneten Luftreinigungsanlagen die Schadgaskonzentrationen zumindest einiger Gase sowie der Partikelgehalt der Zuluft merklich unter dem Konzentrationsniveau der Außenluft liegen kann.
- Luftaufbereitungsprozesse in der RLT-Zentrale: Im Zusammenhang mit der Luftaufbereitung treten oftmals Probleme auf, die die Lufthygiene von Zu- und Raumluft gravierend negativ beeinflussen. Ein muffig wirkender Geruch klimatisierter Luft ist häufig auf stark verstaubte Luftfilter zurückzuführen, insbesondere dann, wenn geruchemittierender Staub monatelang im Luftstrom gehalten wird.

Eine besondere Gefahrenquelle stellt der feucht-warme Anlagenabschnitt dar, der sich ab dem Luftbefeuchter über das Zuluftnetz bis hin zum Luftauslaß erstreckt. Er bildet ein ideales Siedungsgebiet für unterschiedliche Arten von Mikroorganismen wie Bakterien, Schimmelpilze und Algen.

Sehr kritisch sind in diesem Anlagenabschnitt Luftbefeuchtungsanlagen (z. B. Luftbefeuchter nach dem Umlaufwasser-Prinzip) und Kühlanlagen mit Luftentfeuchtungseigenschaften. WANNER [1980] führt aus, daß die Bakterien und Pilze, die allergische Entzündungen der Atemwege verursachen, sich vor allem in stark verunreinigten Befeuchteranlagen und Kühlsystemen vermehren (vgl. Kap. 2.6, Tz. 104 und 106). Um die Gefahr einer Kontamination der Zuluft möglichst niedrig zu halten, ist eine regelmäßige Reinigung und Desinfektion dieser Anlagenteile erforderlich.

- Staub- und Keimbelastung durch die Luftführung im Raum: Die Rauminssassen selber beeinträchtigen die Luftqualität in einem Raum durch die kontinuierliche Abgabe von Wärme, Feuchtigkeit, CO₂, Partikeln, Mikroorganismen und Ausdünstungen. Bei ungünstiger Luftführung der Zu- und Abluft erfolgt im Aufenthaltsbereich kein genügender Luftaustausch der belasteten Raumluft durch aufbereitete Zuluft. Klagen über schlechte Luftqualität sind häufig darauf zurückzuführen, daß trotz ausreichender Dimensionierung des Mindestaußenluftvolumenstromes dieser gar nicht erst in den Aufenthaltsbereich gelangt, sondern aufgrund von Lüftungskurzschlüssen gleich wieder abgesaugt wird. Ebenfalls problematisch sind Luftführungssysteme, bei denen die Zuluftführung in Fußbodennähe oder durch Bodenluftauslässe erfolgt. Hierdurch gelangt auf dem Boden befindlicher Staub, der auch Straßenstaub enthält, durch Gehbewegungen aufgewirbelt, in die Luftströmung und somit in den Aufenthaltsbereich der Rauminssassen. ADAM [1986] führt aus, daß die Verdrängungs- bzw. Auftriebsströmung aus hygienischer und gesundheitlicher Sicht unbedingt abzulehnen ist. „Sie führt zu Erkältungskrankheiten und zu Erkrankungen allgemeiner Art, weil die Verdrängungs- bzw. Auftriebslüftung eine erhebliche Keimbelastung verursacht“.

116. Betrachtet man die möglichen Probleme, die die Klimatisierung von Räumen mit sich bringen kann, erscheinen vielfach geäußerte Klagen über Unbehagen, Kopfschmerzen usw. vor einem realen Hintergrund. Das bedeutet jedoch nicht, daß eine Klimatisierung zwangsläufig zu einer Gefährdung der Gesundheit führen muß. Um nachteilige Folgen auf die Gesundheit zu vermeiden, sind bereits bei der Konzeption von RLТ-Anlagen und vor allem bei ihrem Betrieb die oben geschilderten möglichen Probleme zu berücksichtigen.

Die Erfahrung aus vielen Beispielen zeigt, daß bereits bei der Planung und Ausführung diesem Umstand nicht genügend Rechnung getragen wird. So wird oftmals nach einer möglichst „billigen“ Lösung gesucht — bei den hohen Investitionen für die Klimatisierung

ein verständlicher Versuch. Der Grund hierfür ist darin zu sehen, daß Bauherr, Betreiber und die betroffenen Rauminssassen nicht unbedingt dieselben Personen sind.

Auch architektonische Faktoren, z. B. großflächige Verglasungen, können sich auf das Raumklima nachteilig auswirken. Selbst durch optimale Auslegung und Betrieb der Klimaanlage können diese nachteiligen Auswirkungen häufig nur gemindert, nicht aber vollständig und zur Zufriedenheit aller Rauminssassen kompensiert werden.

Schwerwiegenden Anlaß zur Kritik kann der Betrieb von RLТ-Anlagen bieten. Häufig werden richtig dimensionierte und ausgeführte Anlagen unzureichend betrieben. Die Einhaltung optimaler Temperatur und Luftfeuchte bedingt einen relativ hohen Energieverbrauch, der dann durch „falsches Sparen“ auf Kosten der Einhaltung der Komfortbedingungen gesenkt wird, wie z. B. durch eine Reduzierung des Mindestaußenluftvolumenstromes und das Abweichen von Feuchtegrenzwerten.

Aber auch durch eine mangelhafte Wartung bzw. Wartungsmöglichkeit wird die Luftqualität herabgesetzt. So konnten gerade im kritischen Befeuchtungsteil von RLТ-Anlagen gravierende Mängel beobachtet werden, z. B. Wäscherwasser mit einem muffig-fauligen Geruch und Bestandteilen brauner, schleimiger Feststoffe. Derartige Mängel führen zwangsläufig zu einer gesundheitlichen Gefährdung. Eine unzureichende Wartung zeigt sich auch an anderen Anlagenkomponenten, z. B. undichte Filtertaschen, korrodierte Wärmetauscher oder Luftkanäle. Auch hierdurch kann eine Beeinträchtigung der Lufthygiene erfolgen.

Daher sollten insbesondere diese Zusammenhänge zwischen Zustand der RLТ-Anlagen und möglichen gesundheitlichen Beeinträchtigungen von Personen, die sich in den klimatisierten Räumen aufhalten, hauptsächlich den Betreibern dieser Anlagen bewußt gemacht werden.

Darüber hinaus sollte geprüft werden, ob das bestehende Regelwerk zur Planung, Ausführung und zum Betreiben sowie die derzeitigen Abnahmekriterien ausreichend sind, um einen einwandfreien und vor schädlichen Einflüssen schützenden Betrieb zu gewährleisten.

2.8 Baugrund

2.8.1 Radon

117. Die Isotopen Edelgase Radon, Thoron und Actinon sind natürliche radioaktive Stoffe aus der Uran/Radium-, Thorium- bzw. Actinium-Zerfallsreihe. Wichtigstes Isotop ist das Radon mit einer Halbwertszeit von 3,82 Tagen. Thoron und Actinon sind aufgrund der wesentlich kürzeren Halbwertszeiten — 55,6 bzw. 3,9 Sekunden — und geringeren Vorkommens von untergeordneter Bedeutung. Insbesondere Granitgestein enthält hohe Radongehalte, die bei

ausreichender Porosität der darüberliegenden Schichten zu hohen Radonkonzentrationen der Bodenluft führen können. Grundsätzlich muß bei hoher Gamma-Radioaktivität des Bodens mit Radon-Emissionen aus dem Boden gerechnet werden, so daß es zum Eindringen von Radon in Gebäude vor allem über Undichtigkeiten des Kellerbodens kommt.

Im Vergleich zur Außenluft wird die Radon-Konzentration in Wohnräumen als 2–5fach, in Kellerräumen sogar als 5–10fach höher angegeben [U. S. National Research Council, 1981; KELLER und FOLKERTS, 1984; SEIFERT, 1984]. SCHMIER et al. [1982] berichten, daß 15 h nach dem Schließen vorher geöffneter Fenster die Radon-Konzentrationen im Raum achtmal höher waren.

118. Über 20 000 Messungen, die in fast 6 000 Wohnungen im gesamten Bundesgebiet im Auftrage des Bundesministers des Innern [1985] jeweils drei Monate lang durchgeführt wurden, ergaben einen Bereich für die Radon-Konzentrationen entsprechend einer Aktivität von wenigen bis mehreren hundert Bq/m³. Die Häufigkeitsverteilung sämtlicher Wohnungsmittelwerte ist in Abb. 2.1 dargestellt. Im Freien betragen die entsprechenden Werte je nach Bundesland 8 bis max. 23 Bq/m³. SEIFERT [1984] gibt 4–37 Bq/m³ an.

In der Mehrzahl der Bundesländer lagen die Mittelwerte der Radon-Aktivitätskonzentrationen in den Wohnungen zwischen 37 und 43 Bq/m³. In den Großstädten wurden niedrigere Werte gemessen (27 bis 33 Bq/m³). In Bayern und Rheinland-Pfalz lagen sie über dem Durchschnitt (46 bzw. 57 Bq/m³). Besonders

hohe Radonkonzentrationen wurden vor allem in den Regierungsbezirken Niederbayern (65 Bq/m³) und Oberfranken (54 Bq/m³) gemessen. Hohe Werte lagen weiterhin vor in den Regierungsbezirken Koblenz (65 Bq/m³) und Rheinhessen-Pfalz (55 Bq/m³). Der höchste in der Bundesrepublik gemessene Wert lag bei über 1 000 Bq/m³ in einer Wohnung. So hohe Werte werden vor allem auch in Finnland und Schweden in Gebieten mit besonders hohem Radongehalt im Boden gemessen [LEHTIMÄKI und KIVISTÖ, 1982; GUSTAFSSON und NILSSON, 1984].

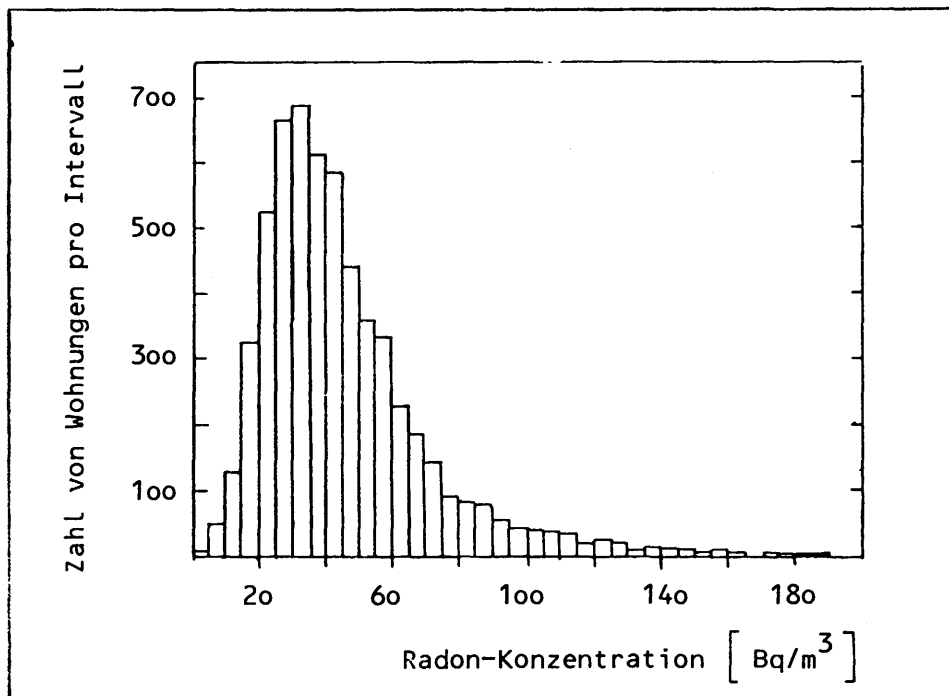
119. Die Aktivitätskonzentration des Radon in der Raumluft unterliegt erheblichen tageszeitlichen und jahreszeitlichen Schwankungen. Die Ermittlung langzeitlicher Mittelwerte ist deshalb für die Bewertung der Strahlenexposition notwendig. Unterschiede des Radiumgehalts und der Porosität von Baumaterial und Boden, konstruktive Merkmale der Gebäude, Druckdifferenzen, Dichtigkeit von Fundament, Fenstern und Türen, Lüftungsgewohnheiten der Bewohner etc. bedingen erhebliche Variationen der Radon-Konzentration in den Häusern. Bei hohem Radon-Pegel von über 100 Bq/m³ ist der Boden die Hauptquelle [Bundesminister des Innern, 1985; Strahlenschutzkommission, 1985].

Geringere Bedeutung für die Radongehalte der Innenraumluft hat die Radonexhalation aus radionuklidhaltigem Baumaterial, Leitungswasser oder Erdgas [U. S. National Research Council, 1981; KELLER und FOLKERTS, 1984].

Die große Variationsbreite der Radon-Belastung wurde auch in anderen Ländern beobachtet.

Abb. 2.1

Häufigkeitsverteilung der Radon-Wohnungsmittelwerte



5 970 Wohnungen; März 1984; Median 40 Bq/m³

Quelle: Bundesminister des Innern, 1985

120. Für die Abschätzung des Gesundheitsrisikos durch diese natürliche Strahlenexposition der Bevölkerung ist weniger das gasförmige Radon selbst als vielmehr die Inhalation seiner kurzlebigen Zerfallsprodukte entscheidend [SCHMIER et al., 1982; JONASSEN und McLAUGHLIN, 1984; Bundesminister des Innern, 1985]. Die Aktivitätskonzentrationen dieser radioaktiven Folgeprodukte in der Raumluft betragen nach den Messungen in der Bundesrepublik [Bundesminister des Innern, 1985] etwa 30–40 % der Radonkonzentrationen. Damit läßt sich für die Aktivitätskonzentration der kurzlebigen Zerfallsprodukte ein Medianwert von 12–16 Bq/m³ errechnen.

Nach diesen Messungen ist eine mittlere jährliche Äquivalentdosis¹⁾ von etwa 1 500 mrem (15 mSv) für das Bronchialepithel und etwa 200 mrem (2 mSv) im Alveolarbereich der Lunge (Lungenbläschen) zu erwarten. Das entspricht einem Beitrag der Lunge zur effektiven Äquivalentdosis von 100–150 mrem (1 bis 1,5 mSv) pro Jahr, bei ca. 80 % Aufenthalt im Haus. Durch Inhalation von Radon-Zerfallsprodukten ist deshalb die mittlere natürliche Strahlenexposition vor allem des empfindlichen Bronchialepithels der Lunge größer als die der anderen Organe. Deren Belastung durch andere Komponenten, wie z. B. durch kosmische und terrestrische Strahlung und durch Radionuklide, die mit Nahrung und Trinkwasser aufgenommen werden, beträgt 100–150 mrem (1–1,5 mSv) insgesamt. Rund 50 % der natürlichen Strahlenexposition gehen also auf die Inhalation von Radon in Innenräumen zurück.

121. Etwa 1 % der Bevölkerung lebt in Wohnungen mit so hohem Radonpegel (mehr als 200 Bq/m³), daß die Strahlenexposition des Bronchialepithels größer als 5 000 mrem (50 mSv), die des Alveolargewebes größer als 700 mrem (7 mSv) pro Jahr ist.

Da für diese Bevölkerungsgruppe bisher ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko nicht ausgeschlossen werden kann (s. Kap. 4.9, Tz. 184), müssen Häuser mit erhöhten Radonbelastungen durch gezielte Messungen in höher belasteten Regionen gefunden und gegebenenfalls saniert werden. Bei Neubauten ist durch geeignete bauliche Maßnahmen die Radon-Konzentration in den Wohnräumen zu reduzieren.

2.8.2 Flüchtige organische Verunreinigungen aus dem Baugrund

122. In der Bundesrepublik Deutschland sind in den letzten Jahren mehrere Fälle von Kontaminationen des Baugrundes durch flüchtige Stoffe bekanntgeworden. Meistens handelte es sich um ehemals gewerblich genutzte Flächen oder um Mülldeponien, die ohne ausreichende Überprüfung auf mögliche Bodenkontaminationen und ohne ausreichende Sanie-

rung für den Bau von Wohnsiedlungen freigegeben worden waren. In einigen Fällen war man beim Erd-aushub zu Baubeginn noch rechtzeitig auf die Bodenkontaminationen aufmerksam geworden.

Die flüchtigen Stoffe können über die Außenluft oder den Kontaminationsweg Boden – Keller – Wohnung in die Innenräume gelangen. Ähnlich wie bei Radon sind Anreicherungen dieser Stoffe in der Luft von Kellerräumen und Wohnräumen gegenüber der Außenluft unter bestimmten Voraussetzungen – undichte Fundamente, eingeschränkter Luftaustausch in den Räumen – möglich.

Je nach Art und Ursache der Bodenkontamination sind die flüchtigen Stoffe sehr unterschiedlicher Natur. Bei bestimmten Gewerben, z. B. chemischen Reinigungen, stehen flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe im Vordergrund, im Kohlebergbau und den ihm angeschlossenen Verwertungsanlagen, z. B. Kokeereien, dominieren flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe, z. B. Benzol. Bei Mülldeponien hingegen muß mit einem sehr breiten Spektrum flüchtiger Stoffe gerechnet werden. Hinzu kommen hier die gasförmigen Produkte des Abbaus biologischer Abfälle, insbesondere Methan und andere, oft geruchsintensive Fäulnisgase.

123. Auch durch horizontale Verlagerungen von Kontaminationen im Boden von Grundstücken, die an Wohnsiedlungen grenzen, z. B. über das Grundwasser, kann der Baugrund von Wohnsiedlungen in Mitteleuropa gezogen werden.

So wurden vor wenigen Jahren im Bereich der zentralen Kleiderreinigungsanlagen der Opel-Werke in Rüsselsheim Kontaminationen flüchtiger chlorierter Kohlenwasserstoffe im Grundwasserabstrom entdeckt, die sich auch auf benachbarte Wohngebiete erstreckten. Im Grundwasser unter den Wohngebieten und in der Porenluft des Bodens wurden vor allem Trichlorethen, Tetrachlorethen und 1,2-cis-Dichlorethen, in geringen Konzentrationen Chloroform, 1,1,1-Trichlorethan, Tetrachlorkohlenstoff und Trifluortrichlorethan gefunden. Bei Maximalwerten der verschiedenen Hauptkomponenten im Grundwasser von 0,2–1,5 mg/l und in der Porenluft des Bodens von 75–400 µg/m³ waren in Kellerräumen und Parterre-Wohnungen allerdings keine baugrundbedingten Luftverunreinigungen durch flüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe nachweisbar. Falls Spuren dieser Stoffe aus der Bodenluft in die Häuser gelangt waren, wurden sie durch Emissionen aus anderen Quellen wie z. B. Farben oder Haushaltsartikeln überdeckt [NEUMAYR, 1985].

Im Nordwesten von Dortmund war der Bau einer Wohnsiedlung auf dem Gelände einer stillgelegten Benzoldestillationsanlage aufgegeben worden, nachdem die Belastung des Bodens und des Grundwassers mit Benzol und anderen flüchtigen aromatischen Verbindungen bekanntgeworden war. Weitergehende Untersuchungen ergaben Hinweise auf erhöhte Benzolkonzentrationen in der Kellerluft von Gebäuden, die an das Gelände angrenzen [ZIEGLER und KÖTTER, 1984]. Diese Untersuchungen sind noch im Gang. Eine abschließende Beurteilung ist deshalb nicht möglich.

¹⁾ Die Äquivalentdosis ist das Produkt aus Energiedosis (absorbierte Strahlungsenergie pro Masseneinheit) und einem Bewertungsfaktor. Die biologische Wirkung verschiedener Strahlenarten ist unterschiedlich. Für die alpha-Strahlung der kurzlebigen Radon-Zerfallsprodukte beträgt dieser Bewertungsfaktor 20 (d. h. alpha-Strahlen zeigen die 20fache biologische Wirkung von z. B. gamma-Strahlen, bei gleicher Energiedosis).

Auch ist in der Nähe von Mülldeponien beobachtet worden, daß sich Methan und Kohlenmonoxid über größere Entfernungen im Boden ausgebreitet haben und damit in undichte Keller gelangen können [HOINS, 1986].

124. Das aus der Bergaufsicht entlassene Gelände einer stillgelegten Zeche nebst Kokerei in Dortmund-Dorstfeld wurde ab 1981 für den Bau von Wohnhäusern genutzt. Zwar waren zu Baubeginn die Kontaminationen des Erdreichs durch kokereispezifische Reststoffe nicht unbemerkt geblieben, erste systematische Untersuchungen des Bodens jedoch erst 1983 vorgenommen worden. Das ganze Ausmaß der Bodenkontamination wurde somit erst zu einem Zeitpunkt bekannt, als die Häuser bereits standen. Proben des Erdreichs enthielten polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe mit z. T. kanzerogenem Potential. Benzo[a]pyren als Leitsubstanz für diese Stoffgruppe wurde in Konzentrationen bis zu 32 mg/kg Boden nachgewiesen. Im Erdreich wurden neben den schwerflüchtigen polycyclischen Kohlenwasserstoffen auch leichtflüchtige aromatische und aliphatische Verbindungen gefunden.

Da vermutet wurde, daß diese leichtflüchtigen Stoffe bis in die oberen Bodenschichten dringen und zu einer erhöhten Luftbelastung führen können, und an einigen Stellen der Siedlung auch Geruchsbelästigungen durch solche Stoffe auftraten, wurde 1984/1985 ein Luftmeßprogramm für Benzol, Toluol, Xylol und Ethylbenzol sowie das besonders geruchsintensive Dicyclopentadien durchgeführt.

In der Außenluft des Kerngebietes der Siedlung waren die Konzentrationen von Benzol und der Alkylbenzole geringfügig, die Konzentrationen von Dicyclopentadien hingegen deutlich im Vergleich zur Belastung am Rande der Siedlung erhöht (Tab. 2.18). Klare Hinweise auf den Kontaminationsweg Boden — Keller — Wohnung ergaben sich nur für Dicyclopentadien. Benzol war weder in Kellern noch in Wohnungen in höheren Konzentrationen anzutreffen als in der Außenluft. Die vereinzelt erhöhten Meßwerte für Alkylbenzole in Innenräumen werden auf die Verwendung dieser Stoffe als Lösemittel im Haushaltsbereich zurückgeführt (vgl. Kap. 2.3 und 2.5). Die vorgefundenen erhöhten Konzentrationen der aromatischen Kohlenwasserstoffe sind allerdings zu gering, als daß von ihnen nennenswerte gesundheitliche Gefährdungen ausgehen können. Eine toxikologische Beurteilung der Dicyclopentadien-Konzentrationen ist wegen der geringen toxikologischen Kenntnisse über diese Substanz derzeit nicht möglich. Eine gesundheitliche Gefährdung durch kanzerogene polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe kann wegen der z. T. sehr hohen Konzentrationen dieser Stoffe im Boden nicht ausgeschlossen werden; gefährdet sind vor allem Kleinkinder wegen ihres intensiven Bodenkontakts beim Spielen [SCHLIPKÖTER et al., 1985].

125. Zusammenfassend kann gesagt werden, daß Luftverunreinigungen durch Kontaminationen des Baugrundes von Wohnsiedlungen mit flüchtigen organischen Stoffen bislang nur vereinzelt bekannt geworden sind. Bisher liegen zwei abgeschlossene Un-

Tab. 2.18

Anstieg der Konzentrationen flüchtiger organischer Verbindungen in der Außenluft und in Innenräumen durch Verunreinigungen im Boden der Siedlung Dorstfeld-Süd in Dortmund

Belastete Zonen	Faktor des Konzentrationsanstiegs gegenüber der Grundbelastung *)				
	Benzol	Toluol	Xylol	Ethylbenzol	Dicyclopentadien
Außenluft					
Nördliches Randgebiet	0,6	0,8	1,1	1,2	4,7
Südliches Randgebiet	1,1	1,0	1,7	1,8	5,0
Kerngebiet (Areale 1—9)	1,2	1,2	1,5	1,6	9,0
Kerngebiet, Areale mit signifikant erhöhten Konzentrationen (Areale 3, 4, 5, 6, 8)	1,2—1,5	1,3—1,7	1,6—2,6	1,5—2,5	4— 32
Wohnungen					
Nördliches und südliches Randgebiet	0,5—1,0	1,2—3,1	1,1—2,3	2,0—3,0	53—143
Kerngebiet, Areale 3 und 4	ca. 1,2	3,1—4,6	2,1—6,7	2,0—7,5	30— 40
Keller					
Kerngebiet, Areale 3, 4 und 8 . . .	0,8—1,8	1,1—4,1	1,1—8,0	1,0—9,0	27—170

*) Für die Ermittlung der Konzentrationsanstiege wurden die Quotienten aus den arithmetischen Mittelwerten in den belasteten Zonen und der Grundbelastung berechnet. Für die Grundbelastung wurden folgende arithmetische Mittelwerte angegeben [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]: Benzol, 4,0; Toluol, 8,4; Xylol, 6,8; Ethylbenzol, 2,3; Dicyclopentadien 0,3.

Quelle: SCHLIPKÖTER et al., 1985 (modifiziert)

tersuchungen vor, in denen auch Luftmessungen in Innenräumen vorgenommen wurden. Mit Ausnahme von Dicyclopentadien ergaben sich keine klaren Hinweise auf eine nennenswerte Anreicherung von flüchtigen organischen Stoffen über den Kontaminationsweg Boden — Keller — Wohnung. Bei derzeit ca. 30 000 bekannten und einer ähnlichen Zahl von vermuteten kontaminierten Standorten in der Bundesre-

publik Deutschland muß davon ausgegangen werden, daß insbesondere in Ballungsgebieten Wohnhäuser auf kontaminiertem Baugrund errichtet worden sind. In diesen Fällen müssen gezielte Analysen des Bodens und der Luft, vor allem in den Kellern der Wohnhäuser, durchgeführt werden. Auf der Grundlage der gewonnenen Ergebnisse ist zu entscheiden, ob und welche Sanierungsmaßnahmen erforderlich sind.

3 Fahrzeug-Innenräume

126. Menschen halten sich nicht nur in Gebäuden auf und sind dort Einwirkungen der Innenraumluft ausgesetzt, sondern verbringen nennenswerte Zeit auch in geschlossenen Fahrzeugen, wie Personen- und Lastkraftwagen, Autobussen, Eisenbahnwagen und Luftfahrzeugen. Solche „mobilen Innenräume“ können daher bei einer Begutachtung der Luftbelastung von Innenräumen nicht unberücksichtigt bleiben.

Allerdings besteht ein wichtiger Unterschied gegenüber den Gebäude-Innenräumen, wie sie in den vorangehenden Abschnitten besprochen wurden. Hier ging es in erster Linie um innerhalb der Gebäude bzw. Räume befindlichen Luftbelastungs-Quellen und die dadurch bedingte Immissionswirkung; die Außenluft wurde nur am Rande einbezogen. Für Fahrzeug-Innenräume hat dagegen die Außenluft eine erheblich größere Bedeutung.

127. Auch in Fahrzeug-Innenräumen gibt es „endogene“ Belastungsquellen für die Luft. Dazu zählen das Rauchen der Insassen, Emissionen aus dem Polster- und Verkleidungsmaterial, aus Farben und Lacken, Klebstoffen, Reinigungs- und Pflegemitteln und auch Kraftstoffverdunstungen aus Tank, Reservekanister und Benzinleitungen. Für diese gilt im wesentlichen das bei den Gebäude-Innenräumen Gesagte. Die dadurch verursachte Luftbelastung erreicht in Fahrzeug-Innenräumen mit kleinen Volumina, wie Personenkraftwagen und geschlossenen Eisenbahnabteilen, rascher beeinträchtigende oder potentiell schädliche Konzentrationen als in großvolumigen Räumen. Dasselbe gilt für die Fahrerkabinen von Last- und Lieferkraftwagen, die aber in der Regel zu den gewerblichen Arbeitsplätzen gezählt werden. Aus diesem Grunde und auch wegen der rascheren Erwärmung bei Sonnenbestrahlung — die ihrerseits bestimmte endogene Emissionen verstärkt — werden vor allem die Innenräume von Personenkraftwagen nicht nur viel häufiger durch Öffnen der Fenster oder, soweit möglich, des Daches oder Verdecks gelüftet, sondern sind in der Regel mit einer Zwangslüftung versehen, die eine ständige, aber regulierbare Durchströmung des Kraftfahrzeugs mit Außenluft gewährleistet. Die zugeführte Luft kann bei Kälte durch die Motorwärme aufgeheizt werden. Dies kann insbesondere im Winter zu niedriger Luftfeuchtigkeit und durch die erhöhte Luftzufuhr zu hoher Staubbelastung führen. Für die Wärmeübertragung und die Zuluft sind verschiedene Techniken entwickelt worden, z. B. Kühleitheizung, Kühlwasserheizung und Frischluft-Abgaswärmetauscherheizung.

Durch diese mit Heizung kombinierbare Zwangsbelüftung und durch das häufige Öffnen der Fenster bzw. des Daches ist die Qualität der Luft von Kraftfahrzeug-Innenräumen weitaus stärker von der Zusammensetzung der Außenluft beeinflusst als die Luft von Gebäude-Innenräumen. Andererseits ist die Luft

im Bereich stark befahrener Autostraßen, d. h. im sog. „Straßenraum“, in der Regel erheblich höher mit Schadstoffen belastet als es für die Außenluft durchschnittlich zutrifft. Dies gilt besonders dann, wenn der Straßenraum durch dichte Bebauung, Lärmschutzwände oder dichte Bepflanzung abgeschirmt und schlecht belüftet ist.

128. Von GÜNTHER und HEGGELMANN [1985] wird über die Schadstoffbelastung und das Klima im Fahrgastraum eines Pkw-Kombi in Abhängigkeit vom Lüftungssystem berichtet. Der Vergleich zwischen Umluft- und Frischluftsystem zeigt, daß die gemessenen Konzentrationen vom Lüftungsprinzip unabhängig sind. Lediglich bei niedriger Geschwindigkeit sind die Belastungen beim Umluftsystem geringer.

129. Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf Innenräume von Kraftfahrzeugen, insbesondere Personenkraftwagen. Andere Fahrzeug-Innenräume werden nicht behandelt, zumal für sie fast keine Messungen vorliegen. Es wird aber darauf hingewiesen, daß die Belüftung von Eisenbahnwagen und Luftfahrzeugen im allgemeinen geringere Belastungen verursacht, weil die dafür verwendete Außenluft weniger schadstoffhaltig ist als die Luft aus dem Straßenraum. Probleme können höchstens bei dieselgetriebenen Eisenbahnen auf Tunnelstrecken, in Waldschneisen und schmalen Tälern auftreten, wo sich Abgase der Dieselmotoren ansammeln können. Im übrigen ist positiv hervorzuheben, daß in Eisenbahnwagen und Flugzeugen durch Trennung zwischen Raucher- und Nichtraucher-Bereichen die Belastung durch Passivrauchen vermieden oder verhindert wird; in den meisten S-, U- und Straßenbahnen sowie Autobussen des öffentlichen Verkehrs ist das Rauchen völlig untersagt.

130. Die Schadstoffbelastung in Kraftfahrzeugen wurde lange Zeit lediglich unter dem Gesichtspunkt der CO-Belastung und — damit zusammenhängend — des Rauchens in Kraftfahrzeugen untersucht. Erst seit einigen Jahren wird der Fachöffentlichkeit klar, daß auch zahlreiche organische Komponenten in hohen Konzentrationen vorhanden sein können [MÜCKE, 1984a].

Zunächst wurden Untersuchungen über den Kohlenmonoxidgehalt [BARTH, 1960] durchgeführt. Unter üblichen Betriebsbedingungen sind nur Spuren von CO in der Heizluft feststellbar. Der CO-Gehalt ist in erster Linie von dem der Außenluft abhängig. Bei einwandfreiem Betriebszustand traten Konzentrationen von 2 ppm bis 8 ppm auf, bei undichtem Auspuff-Flansch jedoch 5 ppm bis 26 ppm.

Von CLEMENTS [1978] wurde die CO-Konzentration in Schulbussen gemessen. Bei einer Überprüfung von 591 Bussen ergaben sich bei 7,2% CO-Gehalte von mehr als 20 ppm und ein Maximalwert von über

50 ppm. Die Untersuchungen wurden veranlaßt, nachdem Kinder und Fahrer von Schulbussen wegen Vergiftungserscheinungen behandelt werden mußten.

131. Die Schadstoffkonzentrationen in Kraftfahrzeugen, die für die tägliche Fahrt von und zur Arbeit benutzt werden, sind von RUDOLF [1982] untersucht worden. Auf ausgewählten Strecken mit Autobahn-, Land- und Stadtstraßenanteil wurden in zahlreichen Einzelmessungen die Mittel- und Maximalwerte der Konzentrationen von CO, NO und NO₂ in verschiedenen Fahrzeugen bestimmt. Die Mittelwerte schwanken je nach Strecke

für CO	zwischen 0,1 und 28 ppm,
für NO	zwischen 0,9 und 1,6 ppm,
für NO ₂	zwischen 0,04 und 0,05 ppm,
für Benzol	zwischen 0,6 und 1,1 ppm und
für Toluol	zwischen 1,6 und 2,96 ppm.

Die höchsten Meßwerte lagen bei 38,5 ppm für CO, 1,8 ppm für NO, 0,7 ppm für NO₂ und 2,6 ppm für Benzol.

Ähnliche Ergebnisse zeigte eine Untersuchung in Delft, Niederlande [TONKELAAR und RUDOLF, 1982]. Die gefundenen Toluolwerte liegen um den Faktor 1,5 bis 2,1 über den Benzolwerten. Dies entspricht dem Emissionsverhältnis im Kfz-Abgas. Die Benzolkonzentrationen steigen mit steigender Außentemperatur, was auf Benzinverdunstung aus Benzingleitungen, aus dem Tank und Reservetank hinweist.

Bei Messungen auf Autobahnen in den Niederlanden [TONKELAAR und RUDOLF, 1982] ergab sich für

CO	eine Maximalkonzentration von 10 ppm,
NO	eine Maximalkonzentration von 1 ppm,
NO ₂	eine Maximalkonzentration von 0,12 ppm und
NO _x	eine Maximalkonzentration von 1,1 ppm.

Von REIMANN [1982] wird über die CO- und NO₂-Belastung von Busfahrern auf verschiedenen Strecken berichtet. Es ergibt sich ebenfalls, daß die Schadstoffkonzentrationen streckenabhängig sind. Die NO₂-Konzentrationen lagen maximal bei 0,9 ppm. Die CO-Konzentrationen zeigten Mittelwerte für die Fahrt von 7 ppm, bei verkehrsbedingtem Halt 6,9 ppm und Pause 3,9 ppm. Als Maximalwert wurden 41 ppm gemessen.

132. Für *organische Stoffe* ergab eine orientierende Messung von MÜCKE [1984b] ein Spektrum zahlreicher Verbindungen sowohl im stehenden Fahrzeug als auch bei zwei anschließenden Stadtfahrten (Tab. 3.1). Die Messungen wurden gleichzeitig im Kraftfahrzeug und außen an den Luftzufuhrschlitzen vorgenommen. Daraus wird ersichtlich, daß Schadstoffe nicht nur von der Außenluft, sondern auch vom Kraftfahrzeug selbst in den Innenraum abgegeben werden, denn die Gehalte an Benzol, Toluol und Xylole können bei stehendem Fahrzeug innen deutlich höher als außen liegen.

133. Auch *Schwermetallstäube* können in Kfz-Innenräumen auftreten [MÜCKE et al., 1984]. Dabei werden im stehenden Kfz nur höchstens 40 % der Außenluftkonzentration staubgebundener Schwermetalle gefunden, während im fahrenden Fahrzeug die

Konzentrationen innen und außen etwa gleich sind. Bisher wurden Blei, Cadmium, Magnesium und Eisen in Konzentrationen nachgewiesen, die denen am Straßenrand entsprechen [ROHBOCK und MÜLLER, 1980]. Erstaunlicherweise ist die Schwermetallbelastung in Kraftfahrzeugen auf freier Autobahn vergleichbar der innerstädtischen Belastung. Trotz leichteren Schadstoff-Abtransports baut sich offenbar entlang der Fahrbahn durch hohe Geschwindigkeit, erhöhten Kraftstoffverbrauch und Freisetzung aus dem Auspuff ein schmaler Bereich mit erhöhter Konzentration auf. Bei Untersuchungen in den Niederlanden wurden 3,6 µg Blei/m³ als Durchschnitt auf stark befahrenen Straßen gemessen, was um den Faktor 5 höher liegt als der Wert straßennaher Meßstationen. Untersuchungen in der Bundesrepublik ergaben während einzelner, kurzer Fahrperioden Überschreitungen des Werts von 2 µg Blei/m³, der bei Langzeiteinwirkung für schädlich gehalten wird [MÜCKE, 1984b].

134. Ein Vergleich der in Kfz gemessenen Konzentrationen der klassischen *anorganischen Luftschadstoffe* mit den Ergebnissen von fest installierten Meßstationen zur lufthygienischen Überwachung zeigt, daß im Kfz 10- bis 15fach höhere Konzentrationen an Schadstoffen auftreten können. Dies beruht auf den Konzentrationsgradienten, die zwischen der zumeist außerhalb der Straße installierten Meßstation und der Straßenmitte bestehen (Abb. 3.1 und 3.2). Da die im Fahrzeug gemessenen Konzentrationen im allgemeinen denen der besonders hoch belasteten Außenluft in der Straßenmitte entsprechen [MÜCKE et al., 1984], kann davon ausgegangen werden, daß die an Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen gemessenen Schadstoffkonzentrationen, für CO z. B. 100 ppm und mehr, auch im Fahrzeuginnern vorkommen und diese eventuell übersteigen.

135. In der Tab. 3.2 sind verschiedene im Kfz-Innenraum gemessene Konzentrationen einzelner Schadstoffe einschließlich ihrer MAK- und MIK-Werte angegeben. Es ist darauf hinzuweisen, daß diese Grenzwerte nur für jeweils einzelne Schadstoffe gelten. Im Fahrbetrieb ist aber immer mit einer Belastung durch mehrere Schadstoffe zu rechnen. Daher müssen dringende Maßnahmen ergriffen werden, um die Belastung des Innenraums der Kraftfahrzeuge durch die Außenluft möglichst gering zu halten.

136. Zur Verminderung der Belastung in Kfz-Innenräumen durch Stäube und partikelförmige Stoffe sind bereits verschiedene Filtersysteme im Handel, die auch in Kraftfahrzeuge eingebaut werden. Sie basieren auf mit Öl imprägnierter Glaswolle, elektrostatischen Filtern, Aktivkohle-Filtern o. ä. Die Standzeit dieser Systeme beträgt bis zu zwei Jahre bei Anschaffungskosten von etwa 500 DM. Bisher werden sie nur bei einer einzigen Herstellerfirma serienmäßig eingebaut.

Zur Verminderung der gasförmigen Stoffe werden Chemisorptionsfilter und Feststoffkatalysatoren erprobt. Der Platzbedarf und die Anschaffungskosten liegen jedoch noch wesentlich über denen der Partikelfilter. Vor allem sollten jedoch die Emissionen der gasförmigen Stoffe durch den Einbau von Katalysatoren vermindert werden.

Tab. 3.1

Simultane Bestimmung der Konzentrationen organischer Luftverunreinigungen innerhalb und außerhalb eines Pkw am 25. Oktober 1983 in München

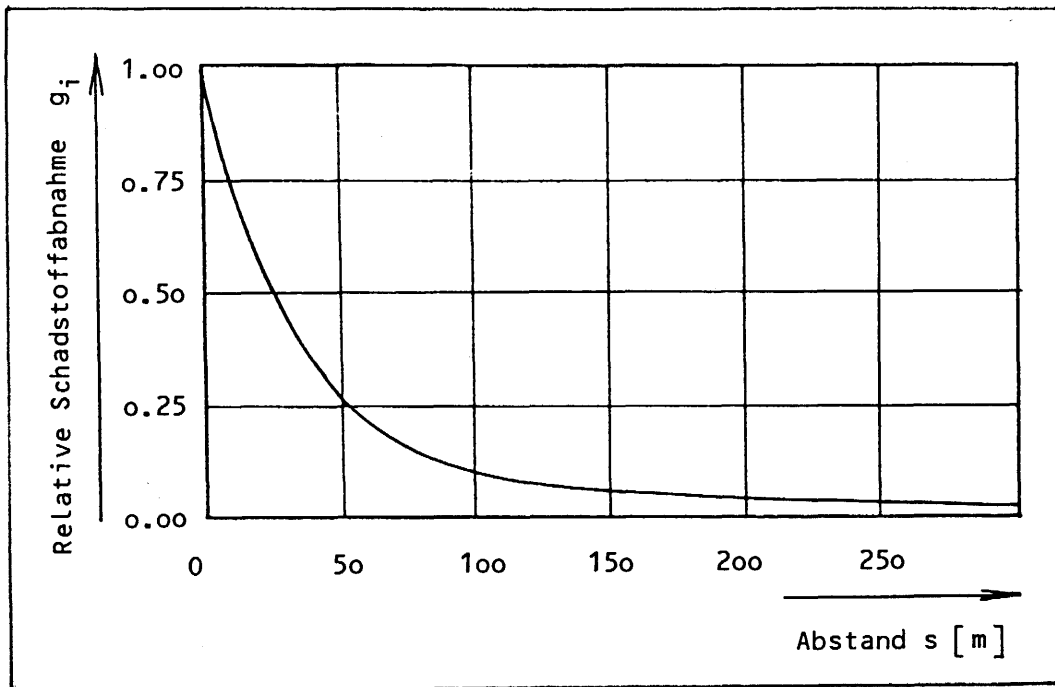
Stoff	Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] (innen und außen gleichzeitig gemessen)					
	Stand 12 ³⁷ –13 ¹⁵ (9° C)		Fahrt 1 13 ²⁵ –13 ⁵⁰ (9° C)		Fahrt 2 14 ⁰⁰ –14 ³⁰ (9° C)	
	außen	innen	außen	innen	außen	innen
(mit Ausnahme von *) ganz überwiegend verkehrsbedingt)						
Benzol	62	79	134	85	174	139
Tetrachlormethan	—	—	—	—	—	—
Cyclohexan	—	—	—	—	—	—
2-Methylhexan	25	22	36	20	32	28
3-Ethylpentan	20	16	27	15	24	22
Trichlorethylen *)	31	15	33	17	20	17
n-Heptan	13	13	25	11	33	28
Methylcyclohexan	—	—	—	—	—	—
Toluol	103	198	224	192	274	257
Dimethylhexan	8	7	14	4	16	12
Methylheptan	9	9	15	10	31	21
Tetrachlorethylen *)	27	29	59	25	69	45
n-Octan	3	2	2	2	7	4
Ethylbenzol	25	42	65	48	64	58
p- und m-Xylol	81	143	212	160	214	204
Styrol	3	3	6	3	16	10
o-Xylol	27	45	77	53	81	72
n-Nonan	3	5	7	5	12	7
n-Propylbenzol	6	4	19	6	17	15
p- und m-Ethyltoluol	26	42	96	58	96	54
1,3,5-Trimethylbenzol	11	17	40	25	35	30
o-Ethyltoluol	8	11	31	17	29	24
1,2,4-Trimethylbenzol	24	36	102	62	103	85
n-Decan	1	3	7	3	6	5
1,2,3-Trimethylbenzol	6	22	26	16	23	17
n-Undecan	—	—	—	—	—	—
Naphthalin	—	—	—	—	—	—
n-Dodecan	—	—	—	—	—	—

Probenahme und Analyse gemäß VDI-Vorschrift 3482, Bl. 4
(Adsorption an NIOSH-Röhrchen, Kapillar-GC)

Quelle: MÜCKE, 1984b

Abb. 3.1

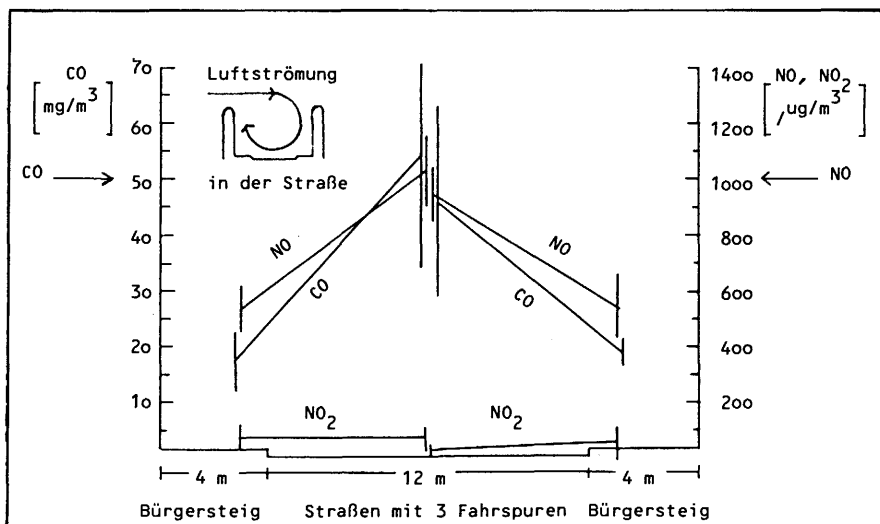
Abklingfunktion für die Jahresmittelwerte als Funktion des Abstandes s vom Fahrbahnrand für CO , C_nH_m und Pb



Quelle: Forschungsstelle für Straßen- und Verkehrswesen Köln, 1982

Abb. 3.2

Konzentrationsgradient zwischen Straßenmitte und Bürgersteig



Die MIK-Kurzzeitwerte sind durch → gekennzeichnet

Windrichtung 220°

Windgeschwindigkeit 1,6 m/s

Straßenrichtung N-S

Straßenkategorie L2 (Gr. Eschenheimer Straße)

Quelle: MÜCKE et al., 1984

Tab. 3.2

Konzentrationen von Schadstoffen in Kfz-Innenräumen [ppm]

Schadstoff	Meßergebnisse	Bemerkungen	MIK	MAK	Literatur
CO	2– 8	defekte Heizanlage in Schulbussen	9	10	BARTH, 1960 CLEMENTS, 1978 RUDOLF, 1982 REIMANN, 1982 GÜNTHER und HEGGELMANN, 1985
	5–26				
	20 bei 7,2 % Max. 50				
	10,1–28 Max. 38,5				
	3,9– 7 Max. 41				
	12,7–19	in Bussen			
CO ₂	Max. 2400 Max. 1100	Umluftsystem Außenluft (in Luft zu 300 ppm enthalten)		5 000	
C _n H _m	1,3–1,7		5	200	MÜCKE et al., 1984
NO	0,9–1,8		0,15		RUDOLF, 1982
NO ₂	0,04–0,7		0,053	5	REIMANN, 1982
	Max. 0,9				
NO _x	Max. 1,1				RUDOLF, 1982
	0,5–0,72				GÜNTHER und HEGGELMANN, 1985
Benzol	Max. 2,7		1	5 (TRK)	MÜCKE, et al., 1984
	0,6–2,6				RUDOLF, 1982
Toluol	1,6–2,96		5	100	
Schwermetalle ..	Cd, Mn, Pb, Fe		0,3 mg/m ³ (einatembarer Gesamtstaub)		MÜCKE et al., 1984

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

4 Toxikologie von Luftverunreinigungen, die in Innenräumen vorkommen

137. Dieses Kapitel beschreibt die toxischen Eigenschaften der wichtigsten Chemikalien, die in Innenräumen vorkommen können. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß diese Stoffe in Innenräumen nur selten Konzentrationen erreichen, die zu den beschriebenen Wirkungen führen. Soweit keine Wirkungsschwellen im Text angegeben werden, sei auf die jeweiligen MAK-Werte im Anhang (Kap. 10.1) verwiesen. MAK-Werte sind allerdings Grenzwerte für die Exposition am Arbeitsplatz. Sie gelten daher für gesunde Erwachsene bei üblicher täglicher und wöchentlicher Arbeitszeit und damit nicht für Risikogruppen und keinesfalls für Innenräume im Sinne dieses Gutachtens (vgl. Tz. 3, 10). Allerdings sollten Konzentrationen, die 10–20fach unter den MAK-Werten liegen, auch für Risikogruppen insbesondere bei einer Exposition von nur wenigen Stunden keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen hervorrufen. Soweit es sich um krebserzeugende Stoffe handelt, sei auf die TRK-Werte im Anhang (Kap. 10.2) verwiesen. Da für krebserzeugende Stoffe keine unwirksamen Konzentrationen angegeben werden können (vgl. Kap. 4.9) und auch TRK-Werte eine Gesundheitsgefährdung nicht ausschließen, muß der Eintrag krebserzeugender Chemikalien in die Innenraumluft weitgehend vermieden werden.

4.1 Kohlenmonoxid

138. Kohlenmonoxid (CO) entsteht bei unvollständiger Verbrennung von Kohlenstoffverbindungen und wird insbesondere bei unzureichender Luftzufuhr gebildet. Wesentliche Emissionsquellen im Rahmen dieses Gutachtens sind Herde, Öfen (Tz. 40), Tabakrauchen (Tz. 23) sowie Kraftfahrzeuge (Tz. 130). CO ist ein farb-, geruch- und geschmackloses Gas. Es kann deshalb vom Menschen selbst dann nicht wahrgenommen werden, wenn es in toxischen Konzentrationen vorliegt.

CO verdrängt Sauerstoff aus seiner Bindung an das im Blutfarbstoff Hämoglobin enthaltene zweiwertige Eisen. Die Bindungsstärke des CO ist ca. 300mal größer als die des Sauerstoffs (O₂). Dies bedeutet z. B., daß bereits bei 0,066 Vol. % CO in der Atemluft — die 20 Vol. % O₂ enthält — nach 8–10 Std. nur noch die Hälfte des Hämoglobins eines Menschen für die O₂-Versorgung der Gewebe verfügbar ist. Dazu kommt, daß mit zunehmender CO-Belegung des Hämoglobin-Moleküls die noch daran verbleibenden Sauerstoffmoleküle fester gebunden und somit für die Versorgung der Gewebe weniger gut ausgenutzt werden. Allerdings ist die CO-Bindung an Hämoglobin reversibel, so daß Kohlenmonoxid nach Beendigung der Exposition wieder durch Sauerstoff ersetzt wird.

139. Die Symptomatik der akuten CO-Vergiftung wird durch Sauerstoffmangel der Gewebe bestimmt. Kurzdauernde experimentelle CO-Expositionen gesunder Personen weisen darauf hin, daß CO-Hämo-

globinspiegel von etwa 2,5–5 % zu ersten Beeinträchtigungen bei Leistungsprüfungen führen können [HENSCHLER, 1986]. CO-Hämoglobinspiegel von 2,5–5 % stellen sich bei 50 ppm CO innerhalb von 2 bis 3 Std. ein, bei 100 ppm nach 0,5–1 Std. Alle diese Angaben gelten für eine normale Bewegungsintensität. Bei mittlerer und schwerer körperlicher Arbeit werden diese kritischen CO-Hämoglobinwerte in kürzerer Zeit erreicht.

140. Wegen ihrer höheren Stoffwechselaktivität sind Kinder empfindlicher gegen CO als Erwachsene und müssen daher im Hinblick auf Kohlenmonoxid als Risikogruppe angesehen werden. Auch Kranke mit höherer Stoffwechselaktivität wie z. B. Personen mit Fieber, Infektionskrankheiten oder Schilddrüsenüberfunktion reagieren empfindlicher auf CO als gesunde Personen. Weitere Risikogruppen sind Patienten mit Durchblutungsstörungen [WINNEKE, 1978], bei denen bereits ein CO-Hämoglobinspiegel von 2–3 % zur verminderten Leistungsfähigkeit führt. Empfindlich sind weiterhin Asthmatiker sowie Patienten mit eingeschränkter Lungenfunktion und chronischem Sauerstoffmangel [ARONOW et al., 1977; STERLING und STERLING, 1979; U.S. National Research Council, 1981; LAMBERT et al., 1984]. Eine weitere Risikogruppe stellen Schwangere dar, da im fötalen Hämoglobin des Ungeborenen der gebundene Sauerstoff leichter durch Kohlenmonoxid verdrängt wird als im Hämoglobin der Mutter und es so relativ rasch zu einem kritischen Sauerstoffmangel im Ungeborenen kommen kann [WINNEKE, 1978].

141. Chronische Vergiftungen durch CO sind beim gesunden Erwachsenen nicht bekannt, aber bei Risikogruppen denkbar. Dauerschäden wurden bisher nur dann beobachtet, wenn gelegentlich stark erhöhte Spitzen-Konzentrationen zu CO-Hämoglobin-Gehalten von über 20 % im Blut führen. CO kann auch durch die Metabolisierung eingeatmeter Dichlormethan-Dämpfe entstehen und zur CO-Hämoglobin-Bildung führen.

4.2 Kohlendioxid

142. Kohlendioxid, CO₂, kommt zu 0,03 bis 0,04 Vol. % d. h. 300–400 ppm in der Frischluft und zu 3–4 Vol. % in der Ausatemluft des Menschen vor. Bei akuten Vergiftungsfällen, z. B. durch Gasbadeöfen, handelt es sich häufig um Kombinationen der Wirkungen von CO₂ und CO.

40 000–60 000 ppm CO₂ verursachen bei überraschender Einwirkung Kopfschmerzen, Ohrensausen, Blutdruckanstieg, psychische Erregung, Schwindel und Benommenheit. In Innenräumen sind Werte bis zu 9 000 ppm gemessen worden, von denen daher keine akute Gesundheitsgefährdung ausgehen sollte.

4.3 Stickstoffoxide

143. Die in Innenräumen vorkommenden Stickstoffoxide, auch „nitrose Gase“ genannt, sind ein Gemisch verschiedener Stickstoff-Sauerstoff-Verbindungen, vor allem NO und NO₂; im allgemeinen hat Stickstoffdioxid (NO₂) den größten Anteil. Sie gehören zu den Lungenreizstoffen.

144. Als Schwellenwert für eine Beeinflussung der Anpassung des Sehvermögens bei Dunkelheit werden Werte zwischen 0,074 und 0,27 ppm NO₂ angegeben. Die Schwelle für Geruchswahrnehmung liegt bei ca. 0,11 ppm, nach lang dauernder Exposition auch höher. Beeinträchtigungen der Lungenfunktion nach NO₂-Inhalation werden bei 2,5 ppm für Gesunde, 1,5 ppm bei Patienten mit chronischer Bronchitis und vereinzelt sogar bei 0,1–0,2 ppm bei Asthmatikern beschrieben. Diese Wirkungen klingen nach Beendigung der Exposition wieder ab.

145. In verschiedenen Arbeiten wird ein Zusammenhang zwischen chronischer NO₂-Belastung und erhöhter Anfälligkeit gegenüber Infektionskrankheiten gesehen [MELIA et al., 1977; SPEIZER et al., 1980 und 1984; U.S. National Research Council, 1981; FISCHER et al., 1984; HOEK et al., 1984; LETZ et al., 1984; BERWICK et al., 1984; HONICKY et al., 1985].

Epidemiologische Studien über Veränderungen der Lungenfunktion und Häufigkeit von Atemwegserkrankungen u. a. bei Kindern liefern unterschiedliche Aussagen. Nur ein Teil der Untersuchungen läßt einen Zusammenhang mit einer NO₂-Exposition vermuten (vgl. Tz. 192).

4.4 Formaldehyd

146. Formaldehyd ist ein stechend riechendes Gas, das auf die Schleimhäute der Augen, Nase und oberen Atemwege stark reizend wirkt (s. Tab. 4.1). Beim Einwirken auf die Haut kann es allergische Hautreizungen verursachen.

147. Verschiedene epidemiologische Studien geben keinen Hinweis auf eine erhöhte Tumorraten bei Formaldehyd-Exponierten. Allerdings beschrieben OLSEN et al. [1984] eine schwach erhöhte Inzidenz an Tumoren der Nasenhöhle und Nasennebenhöhle bei männlichen Personen, die beruflich gegenüber Formaldehyd exponiert waren. Bei Langzeit-Tierversuchen wurde bei der Ratte nach Formaldehyd-Konzentration von 14,3 ppm die Ausbildung von Plattenepithelkrebs in den Nasenhöhlen beobachtet. Nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens bestehen keine hinreichenden Anhaltspunkte, daß Formaldehyd auch beim Menschen unter den gegebenen Expositionsbedingungen in Innenräumen Krebs erzeugt [BMJFG, 1984]. Seine Geruchsintensität und schleimhautreizende Wirkung schließen hohe Belastungen, die zur Entstehung von Nasenkrebs führen könnten, weitgehend aus.

Tab. 4.1

Wirkung von Formaldehyd beim Menschen nach kurzfristiger Exposition

Konz. [ppm]	Erscheinungen
0,05–1	Geruchsschwelle
0,01–1,6	Schwelle für Reizungen der Augen
0,08–1,6	Augen und Nase gereizt
0,5	Schwelle für Reizungen der Kehle
2–3	Stechen in Nase, Augen und hinterem Pharynx
4–5	für 30 Minuten erträglich, zunehmend Unbehagen und Tränenfluß
10–20	nach wenigen Minuten starker Tränenfluß, bis 1 Std. nach Exposition anhaltend, sofort Dyspnoe, Husten, Brennen in Nase, Kehle
30	Lebensgefahr, toxisches Lungenödem, Pneumonie

Quelle: BMJFG, 1984

4.5 Organische Lösemittel

148. Organische Lösemittel sind meist Gemische verschiedener Chemikalien wie z. B. aliphatischer und aromatischer (auch halogenierter) Kohlenwasserstoffe, Alkohole, Glykole, Ketone, Ester (Tab. 4.2). Während und nach Verwendung verdampfen die Lösemittel und gelangen überwiegend über die Atemwege in den menschlichen Organismus. Wie die in Tabelle 4.2 aufgeführten sehr unterschiedlichen MAK-Werte für Lösemittel zeigen, sind ihre Wirkungsschwellen sehr unterschiedlich.

Allen organischen Lösemitteln gemeinsam ist die alkoholartige, narkoseähnliche Wirkung. Je nach Substanz treten bei unterschiedlichen Konzentrationen Müdigkeit und Benommenheit, bei höherer Dosis auch Übelkeit und Kopfschmerzen auf. Mit diesen Wirkungen ist immer dann zu rechnen, wenn z. B. nach Lackieren größerer Flächen oder Kleben von Teppichböden innerhalb von Stunden große Lösemittelmengen verdampfen und die Räume nicht ausreichend belüftet werden.

149. Schädigungen der Leber und Nieren, des zentralen und peripheren Nervensystems sind bisher nur bei längerem unsachgemäßem Umgang mit Lösemitteln am Arbeitsplatz oder bei Lösemittelschnüfflern, die zur Erzeugung eines Rauschzustandes große Mengen inhalieren, beobachtet worden. Es ist daher anzunehmen, daß solche Schädigungen im Heimwerkerbereich gar nicht oder nur unter sehr ungünstigen Bedingungen auftreten.

Aliphatische Kohlenwasserstoffe: Benzin

150. Benzine sind je nach Verwendungszweck unterschiedlich zusammengesetzte Gemische von gesättigten und ungesättigten aliphatischen sowie aromatischen Kohlenwasserstoffen. Hauptbestandteile sind Hexan, Heptan und Octan.

Das Bild der akuten Benzinvergiftung ist ebenfalls durch die narkotische Wirkung bestimmt. Schon bei kurzfristiger Inhalation hoher Konzentrationen können Schäden in der Lunge bis hin zum Lungenödem auftreten.

151. In kleinen Dosen wirkt Benzin euphorisierend. Chronische Benzinvergiftungen äußern sich in Reiz-

erscheinungen der Atemwege und der Lunge sowie in uncharakteristischen psychiatrischen Zustandsbildern. Häufig stehen dabei Intoxikationen durch n-Hexan im Vordergrund, das wie auch Methylbutylketon wegen der Bildung des gemeinsamen Metaboliten 2,5-Hexandion zu Schädigungen der peripheren Nerven führen kann.

Aromatische Kohlenwasserstoffe

152. Toluol, Xylol und Benzol finden als Lösemittel sowie als Antiklopfmittel in Treibstoffen für Ottomotoren Verwendung, die gelegentlich für Reinigungszwecke verwendet werden. Bei Konzentrationen von 50–100 ppm Toluol konnten keine eindeutigen

Tab. 4.2

**Technische Lösemittel, nach chemischen Gruppen gegliedert;
maximale Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK)**

Gruppe	repräsentative Vertreter	Dampfdruck [Torr bei 20° C]	MAK *) [ppm]
Alkohole	Methanol	96	200
	Ethanol	44	1 000
	Isopropanol	32	400
Glykolether	Ethylenglykol- monoethylether	5	20
	Ethylenglykol- monomethylether	8	5
Ester	Ethylacetat	73	400
	Butylacetat	16	200
	Ethylenglykolmono- methyletheracetat	7	5
	Ethylenglykolmono- ethyletheracetat	2	20
Ketone	Aceton	175	1 000
	Methylbethylketon (2-Butanon)	79	200
	Methylbutylketon (2-Hexanon)	27	5
Alkane (aliphatische Kohlenwasserstoffe)	Hexan	120	50
	Heptan	36	500
	Octan	11	500
Halogenierte aliphatische Kohlenwasserstoffe	Methylchlorid		50
	Methylenchlorid	340	100
	Chloroform	158	10
	Tetrachlorkohlenstoff	90	10
	1,1,1-Trichlorethan	100	200
	1,1,2-Trichlorethan	19	10
	1,1,2-Trichlorethen	58	50
	Tetrachlorethen (Perchlorethylen)	14	50
Aromatische Kohlenwasserstoffe	Benzol (karzinogen)	76	**)
	Toluol	22	100
	Xylole	6	100

*) MAK-Werte 1985 (s. Tab. 10.1 im Anhang, Kap. 10.1)

***) Für karzinogene Stoffe können keine unbedenklichen Konzentrationen angegeben werden. Statt dessen werden technische Richtkonzentrationen festgelegt, für Benzol z. B. 5 ppm (s. Tab. 10.1, Tz. 248 ff.).

Quelle: FORTH et al., 1984

Symptome beobachtet werden. Bei Einatmen von 200 ppm Toluol kommt es zu Muskelschwäche, Verwirrtheit, Hautempfindungsstörungen, Kopfschmerz und Übelkeit. Bei chronischer Intoxikation mit Toluol oder Xylol kommt es zu ähnlichen Symptomen. Dennoch ist die Gefahr akuter inhalativer Vergiftung mit Toluol oder Xylol wegen des geringeren Dampfdruckes dieser Substanzen kleiner als mit Benzol, das außerdem eine blut- und knochenmarksschädigende sowie karzinogene Wirkung besitzt. Auf die Toxizität von Benzol wird in Abschn. 4.9 ausführlicher eingegangen.

Halogenierte Kohlenwasserstoffe

153. Die aliphatischen Chlorkohlenwasserstoffe haben als Löse- und Entfettungsmittel weite Verbreitung. Mit zunehmender Halogenisierung steigen die narkotische Wirkung und die Toxizität. Während die narkotische Wirkung durch die Chlorkohlenwasserstoffe selbst verursacht wird, sind für andere Giftwirkungen dieser Stoffe Art und Umfang der Metabolisierung entscheidend.

Aus toxikologischer Sicht lassen sich zwei Grundtypen chlorierter Aliphaten unterscheiden. Bei der einen Gruppe mit hoher Toxizität überwiegt die stark leber- und nierenschädigende Wirkung (z. B. Chloroform, Tetrachlorkohlenstoff, 1,2-Dichlorethan und 1,1,2,2-Tetrachlorethen). Bei der anderen Gruppe treten diese Wirkungen zurück. Diese Substanzen, wie Methylchlorid, Tetrachlorethen und Trichlorethen, wirken vor allem narkotisch. Bei einigen chlorierten Kohlenwasserstoffen wird ein mögliches kanzerogenes Risiko diskutiert.

154. Insbesondere Trichlorethen und Tetrachlorethen werden relativ langsam aus dem Organismus ausgeschieden. Dies hat zur Folge, daß sie bzw. ihre Metaboliten sich bei wiederholter Exposition im Organismus zunehmend anreichern können. So haben trichlorethenhaltige Klebstoffe bei Jugendlichen, die sie zum Basteln immer wieder verwendeten, zu dauernder Müdigkeit und zu Leistungsabfall geführt (Tz. 85, 195).

155. Die akute Vergiftung durch Inhalation von Tetrachlorkohlenstoff, 1,1,2,2-Tetrachlorethan, 1,2-Dichlorethan, 1,1,2-Trichlorethan ist gekennzeichnet durch rasch einsetzende Leberschäden. In schwersten Fällen überwiegt die Nierenschädigung. Die narkotische Wirkung fehlt bei diesen Stoffen manchmal ganz. Erste Anzeichen einer Vergiftung sind Schleimhautreizungen an Augen und den Atemwegen, die bei hoher Luftkonzentration bis zum Lungenödem führen können. Chronische Vergiftungen führen zu Schwindel, Kopfschmerzen, Leberfunktionsstörungen und Verdauungsbeschwerden.

Bei akuter Vergiftung mit Trichlorethen, Tetrachlorethen, 1,1,1-Trichlorethan oder Dichlormethan überwiegt die narkotische Wirkung bei z. T. starker Schleimhautreizung. Leber- und Nierenschäden wurden kaum beobachtet. Bei chronischen Vergiftungen wird über Müdigkeit, neurologische Störungen, Zentralnervensystem-, Leber- und Herzmuskelschädigungen berichtet. Aus Trichlorethen entsteht in Ge-

genwart von Alkali Dichloracetylen, eine hochgiftige Verbindung mit reizenden, irreversiblen neurotoxischen und kanzerogenen Wirkungen (vgl. Tz. 54).

156. Die unterschiedlichen Wirkungscharakteristika erschweren insbesondere die Beurteilung der Gefährlichkeit von *Lösemittelgemischen*. Dies hat besondere Bedeutung, da selten Einzelverbindungen als Lösemittel verwendet werden. Ferner sind in den Lösemitteln Verunreinigungen und *Stabilisatoren* wie Epichlorhydrin oder Epoxybutan zusätzlich zu berücksichtigen.

157. Fluorierte aliphatische Kohlenwasserstoffe wie Freon, Frigen sind als Treibmittel in Sprayflaschen in Gebrauch. Diese im allgemeinen stabilen Verbindungen weisen eine sehr geringe Toxizität auf, sind aber möglicherweise von ökotoxikologischer Bedeutung.

Alkohole

158. Methanol als Lösemittelzusatz in Lacken, Beizen und Haushaltsreinigern führt im akuten Vergiftungsfall, vor allem nach Verschlucken, je nach aufgenommener Menge zu Koliken, Übelkeit, Erbrechen, Lähmung des Atemzentrums, Übersäuerung des Organismus und gelegentlich zur Erblindung. Chronische Methanolvergiftung durch kleinere eingeatmete Methanol-Mengen ist gekennzeichnet durch Reizungen der Schleimhäute, Schwindel, Benommenheit aber auch Kopf- und Leibscherzen.

159. Butanol-Dämpfe können zu Reizerscheinungen am Auge und an den Schleimhäuten führen. Isoamylalkohol und Allylalkohol haben ebenfalls starke Reizwirkungen auf die Schleimhäute.

Die Toxizität der Glykolether beruht auf einer narkotischen Wirkung und einer Schädigung der Niere. Vergiftungen durch Inhalation spielen jedoch wegen des geringen Dampfdruckes dieser Verbindungen keine Rolle.

Ketone

160. Aceton findet als Lösemittel für Fette, Harze, Acetylcellulose und als Abbeizmittel Verwendung. Es hat mäßige Reizwirkung auf die Schleimhäute; eine narkotische Wirkung wird erst bei sehr hohen Konzentrationen beobachtet. Chronische Vergiftungen durch Inhalation von 700–1 000 ppm Aceton über mehrere Jahre sind geprägt durch Entzündungen der Luftwege, des Magens und Zwölffingerdarms, durch Müdigkeit und Schwächezustände.

161. Methylethylketon (2-Butanon) hat ebenfalls erst in hohen Konzentrationen narkotische Wirkung. Methylisobutylketon wirkt stärker reizend auf die Schleimhäute der Augen und des Nasen-Rachenraums. Methyl-n-butylketon (2-Hexanon) dagegen wirkt wie n-Hexan über den Metaboliten 2,5-Hexandion neurotoxisch (vgl. Tz. 151).

Ester

162. Von praktischer Bedeutung sind vor allem die Ester der Essigsäure wie Methylacetat, Ethylacetat,

n-Butylacetat, iso-Amylacetat. Sie haben schwache narkotische Wirkung und reizen die Schleimhäute.

Tetrahydrofuran

163. Tetrahydrofuran wirkt in hohen Konzentrationen narkotisch. Leber- und Nierenschädigungen werden vermutet, sind jedoch bisher nicht nachgewiesen worden. Die Flüssigkeit reizt lokal Haut und Schleimhäute.

Dioxan

164. Dioxan ist narkotisch und verursacht Leber- und Nierenschädigungen. Die Dämpfe wirken schleimhautreizend, vor allem am Auge. Bei Konzentrationen bis zu 100 ppm wurden keine Dioxanbedingten Gesundheitsschäden beobachtet. Im Tierversuch hat Dioxan nach Verabreichung größerer Mengen im Trinkwasser Krebs erzeugt. Die Dioxan-Mengen, die z. B. nach Anwendung von Haar-Shampoos aufgenommen werden können, liegen jedoch um mehrere Zehnerpotenzen unter der Dosis, die im Tierversuch keine biologischen Veränderungen mehr hervorriefen.

4.6 Stäube

165. Als Stäube bezeichnet man disperse Verteilungen fester Stoffe in Gasen. Sie entstehen durch mechanische Prozesse oder Aufwirbelung. Das Ausmaß der Gesundheitsgefährdung hängt von der Größe, chemischen Zusammensetzung und Schädlichkeit der Partikel, ihrer Konzentration in der Atemluft sowie von der Expositionszeit ab. Außerdem ist der Ablagerungsort eingeatmeter Staubpartikel zu berücksichtigen. Dazu wird der Atemtrakt in drei Bereiche gegliedert, den Nasen-Rachen-Kehlkopfraum, den Luftröhren-Bronchialraum und den Bereich der Lungenbläschen (Alveolen).

Transport und Ablagerung in den Atemwegen werden entscheidend durch den aerodynamischen Durchmesser der Staubteilchen beeinflusst. Bei faserförmigen Teilchen ist der Durchmesser für das Verhalten in strömenden Gasen bestimmender als die Faserlänge.

Nur ein Teil des inhalierbaren Staubes wird in den drei Bereichen des Atemtraktes jeweils deponiert, denn ein Teil der eingeatmeten Staubmenge wird wieder ausgeatmet. Der jeweilige Anteil Nasen-Rachen-Kehlkopfstaub, Luftröhren-Bronchialstaub bzw. Alveolarstaub hängt ab von der Teilchengröße, von individuellen Unterschieden in der Anatomie des Atemtraktes, vom Verhältnis Nasen- zu Mundatmung und von Atemfrequenz, Atemströmen und Atemvolumina; er ist demnach auch von körperlicher Belastung abhängig. Lungengängiger Staub gelangt, soweit er nicht im Nasen-Rachen-Kehlkopfraum abgelagert wird, bis in die tiefsten Kompartimente der Lunge und bleibt dort liegen oder wird z. T. wieder ausgeatmet. Dieser sog. alveolengängige Staub ist als Feinstaub definiert. Teilchen mit einem Durchmesser von 1,5 µm können zu 95 %, solche mit 5,0 µm noch zu 50 % in die

Lungenbläschen gelangen. Auch Fasern bis zu einer Länge von 100 µm bei einem Durchmesser unter 3 µm zählen zum Feinstaub. Der allgemeine Staubgrenzwert für inerte Stäube an Arbeitsplätzen wurde von der MAK-Kommission auf 6 mg Feinstaub/m³ festgesetzt [HENSCHLER, 1986].

166. Unter den gesundheitsschädlichen Staubwirkungen stehen Reizwirkungen, allergische und fibrose-erzeugende sowie krebserzeugende Wirkungen (vgl. Abschn. 4.9) im Vordergrund. Die durch sog. „inerte Stäube“ bedingte chronische Bronchitis wird wesentlich beeinflusst durch das Alter zum Zeitpunkt der Exposition und vor allem durch das Rauchen.

167. *Künstliche Mineralfasern*, die für thermische und akustische Isolierungen verwendet werden, gelangen bei einem Durchmesser von unter 3 µm und einer Länge über 5 µm (Verhältnis mind. 3:1) bis in die Lungenbläschen. Offenbar liegt maximale fibrogene und kanzerogene Wirkung bei Durchmessern unter 1 µm bei einer Länge von über 5 µm vor. Fibrogene und krebserzeugende Wirkungen beim Menschen konnten bisher nicht eindeutig nachgewiesen, müssen aber vermutet werden (vgl. Asbest, Tz. 178).

168. *Holzstaub* der Harthölzer Buche und Eiche kann nach neuesten Erkenntnissen Adenokarzinome der Nase und der Nasennebenhöhlen verursachen. Es kann nicht ausgeschlossen werden, daß auch Staub anderer Holzarten Tumore des Atemtraktes erzeugt, möglicherweise auch als Träger krebserzeugender Stoffe wirksam ist, z. B. von allergenen und kanzerogenen Holzbehandlungsmitteln. Stauberzeugende Holzbearbeitungsmaschinen sollten daher nur im Freien oder unter einer Absaugvorrichtung betrieben werden.

Die Wirkung von *Asbest* wird unter „Krebserzeugende Stoffe“ (Abschn. 4.9) beschrieben.

4.7 Allergene und pathogene Mikroorganismen

169. Mikroorganismen und biogene Teilchen in Innenräumen können zu Infektionskrankheiten und allergischen Reaktionen führen.

Wie in Kap. 2.6 (Tz. 99) erwähnt, stammen Bakterien und Viren in der Raumluft vor allem aus dem menschlichen Atemtrakt. Die Infektiosität dieser Teilchen hängt von der Virulenz und der Konzentration der Erreger in den Aerosolteilchen, ihrem Durchmesser und damit ihrem Eindringvermögen und der Abwehrkraft der inhalierenden Person ab.

170. Bakterien aus kontaminierten Raumklimatisierungs-Anlagen (vgl. Abschn. 2.6, Tz. 102) können akute Atemwegs-Erkrankungen hervorrufen, so z. B. *Legionella pneumophila* und andere *Legionella*-Arten. Die von ihnen verursachte Erkrankung tritt in zwei unterschiedlich schweren Verlaufsformen auf. Die *Legionärskrankheit* ist die schwere bronchopneumonische Form mit kurzer Inkubationszeit von 2 bis 5 Tagen und hoher Sterblichkeit; immungeschwächte

Personen, Raucher und ältere Menschen sind besonders anfällig. Die leichtere Form ist das *Pontiac-Fieber*, das grippeähnliche Symptome zeigt. Betroffen sind vor allem jüngere Menschen [SEEBER, 1985].

171. Eine große Gruppe von Pollen, Pilzen, Algen, Aktinomyzeten, Arthropoden, Stäuben, Protozoen und auch Bakterien, die in Innenräumen nachgewiesen wurden, rufen bei Menschen *allergische Reaktionen* hervor [SOLOMON und BURGE, 1984].

Einige der wichtigsten Krankheitsbilder seien kurz beschrieben. Allergische Reaktionen der Nasenschleimhäute werden als *allergische Rhinitis* (Schnupfen) bezeichnet. Sie sind geprägt durch Niesen und starke Sekretion, häufig verbunden mit Reizerscheinungen im Bereich der Augen wie Rötung, Jucken und Tränenfluß. Symptome des *Bronchialasthmas*, einer lokalen entzündlichen Reaktion an den Luftwegen und im benachbarten Lungenbereich, sind Husten, Auswurf und Atemnot. Die *exogen allergische Alveolitis*, eine allergische Erkrankung der kleinen Luftwege der Lunge und der Lungenbläschen, ist gekennzeichnet durch Fieber, Schüttelfrost, Husten und Atemnot.

172. Eine Krankheitserscheinung, das sog. „*Befeuchter*“- oder „*Montagsfieber*“, ist in der Regel ein arbeitsmedizinisches Problem. Es handelt sich dabei um eine allergische Atemwegserkrankung, die häufig durch Protozoen oder andere biogene Teilchen in zerstäubtem Wasser aus Luftbefeuchtern oder durch kontaminierte Luftbefeuchter von Klimaanlage hervorgerufen wird. Sie tritt besonders oft bei Personen auf, die nach vorübergehender Abwesenheit in einen bestimmten klimatisierten Raum zurückkehren, z. B. nach dem Wochenende ihren Arbeitsplatz wieder einnehmen. Die klinische Symptomatik der akuten Form reicht von relativ uncharakteristischen Beschwerden wie Müdigkeit, schweren Gliedern, Schweißausbrüchen, Fieber, Hustenreiz, Engegefühl in der Brust bis zu typischen allergischen Reaktionen mit Fieberschüben, Schüttelfrost, Leukozytose, Husten, Atembeschwerden oder Asthmaanfällen. Bei allergischen Reaktionen des Atemtraktes sind die Betroffenen nach 12 bis 24 Stunden auch ohne Behandlung meist wieder beschwerdefrei. Die seltene chronische Form entwickelt sich in Monaten bis Jahren unter uncharakteristischen Symptomen bis zur Lungenfibrose [GRIMM, 1983].

173. Schimmelpilzsporen führen neben allergischen Reaktionen auch zu Mykosen (z. B. Aspergillose, Cryptococcose), allerdings sind praktisch nur resistenzgeschwächte Personen gefährdet [STAIB, 1982].

4.8 Biozide

174. Biozide ist die Sammelbezeichnung für eine Gruppe von Stoffen mit giftigen Wirkungen, die gezielt zur Bekämpfung bestimmter Lebewesen eingesetzt werden. Dazu gehören Mittel gegen Insekten, Milben, Schnecken, Würmer, Nagetiere, Pilze, Pflanzen etc. Sie werden zum Schutz von Nahrungsmitteln,

von Bauten z. B. aus Holz, oder auch zum Schutz vor Krankheitsüberträgern wie Insekten eingesetzt. Selektive Toxizität ist bei allen diesen Stoffen natürlich sehr erstrebenswert, aber alle können, zumeist bei höherer Dosis, auch für den Menschen toxisch wirken.

Immer wieder kommt es zu Vergiftungen mit Bioziden durch Unglücksfälle oder unsachgemäßen Gebrauch, besonders auch bei Kindern. Aber auch die chronische Aufnahme kleiner Biozid-Mengen, z. B. mit der Atemluft, kann unerwünschte Wirkungen hervorrufen.

175. Biozide gelangen in die Innenraumluft durch die Anwendung von Holzschutzmitteln wie Pentachlorphenol, Lindan (siehe Kap. 2.4.3) und anderen Anstrichmitteln. In vielen der im Kap. 2.3 (Reinigungs- und Pflegeartikel) und Kap. 2.5 (Gebrauchsartikel und Werkstoffe des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches) beschriebenen Produkte sind Biozide enthalten, z. B. in Insektenvernichtungsmitteln, Farben, Lacken, Desinfektionsmitteln usw. Die Wirkstoffe dieser Produktgruppe stammen aus verschiedenen chemischen Verbindungsklassen (s. dazu Tab. 4.3). So finden z. B. aromatische Chlorkohlenwasserstoffe, organische Phosphorsäureester, Carbamate und Pyrethrine als Insektizide Verwendung. Entsprechend breit ist das Spektrum der möglichen toxischen Wirkungen auf den Menschen.

176. Inhalation von kleinen Mengen der Stoffe, die aus Holzschutzmitteln in die Luft von Innenräumen abgegeben werden, wird als mögliche Ursache von Beschwerden der Bewohner wie Kopfschmerzen, Müdigkeit, Hautveränderungen und Halsentzündungen diskutiert. Am besten ist bisher Pentachlorphenol untersucht (vgl. Tz. 71 und 196 ff.).

4.9 Krebserzeugende Stoffe

177. Charakteristisch für krebserzeugende Stoffe ist, daß nach gegenwärtigem Wissensstand keine unbedenkliche Konzentration angegeben werden kann. Es gilt daher, jeglichen Kontakt mit kanzerogenen Stoffen nach Möglichkeit zu vermeiden. Die Beurteilung der Gefährlichkeit eines Stoffes wird dadurch erschwert und oftmals unmöglich, daß sich die Krebserkrankung meist erst viele Jahre nach der stattgefundenen Exposition manifestiert.

Asbest

178. Asbest ist ein Sammelbegriff für faserförmige silikatische Mineralien mit unterschiedlichen Eigenschaften. Man unterscheidet z. B. Serpentinbeste wie Chrysotil, die mit 93 % den überwiegenden Anteil stellen, und Amphibolasbeste wie Krokydolith, Amosit, Antophyllit oder Tremolit. Asbestfasern können Karzinome der Lunge und Mesotheliome verursachen. Das größte Tumorrisiko für Mesotheliome, d. h. Tumore des Rippen- und Bauchfells, geht von Krokydolith aus. Das Lungenkrebsrisiko durch Asbest ist vor allem bei Rauchern erhöht.

Tab. 4.3

Liste von bioziden Wirkstoffen in Farben und Lacken

Name	CAS-Nummer
Benzalkoniumchlorid	8001-54-5
1,2-Benzisothiazolin-3-on	2634-33-5
Benzylpolyhemiformal	14548-60-8
5-Brom-5-nitro-1,3-dioxan	30007-47-7
Chloracetamid	79-07-2
2-Chlor-N-(hydroxymethyl)-acetamid	2832-19-1
5-Chlor-2-methyl-(4)isothiazolin-3-on	26172-55-4
3-Methyl-4-chlor-phenol	
Copolymer aus Harnstoff und Formaldehyd	9011-05-6
Dichlofluanid	1085-98-9
3-(3,4-Dichlorphenyl)-1,1-dimethylharnstoff	330-54-1
Didecyl-Dimethylammoniumchlorid	7173-51-5
Di-(iodmethyl)-p-tolyl-sulfon	
Dimethylolharnstoff	140-95-4
Formaldehyd	50-00-0
12-Hydroxi-5,8,11-trioxa-dodecan	
3-Iod-2-propenyl-butylcarbammat	55406-53-6
Kathon 886 HW bzw. WT	55965-84-9
Keltrol	11138-66-2
2-(Methoxycarbonylamino)-benzimidazol	10605-21-7
N-Methylol-chloracetamid	2832-19-1
2-Methyl-(4)-isothiazolin-3-on	2682-20-4
O-Methylolpropylenglykol	57-55-6
Natriumfluorid	7681-49-4
2-Octyl-4-isothiazolon-3-on	26530-20-1
Polyacrylsaures Ammonium	9003-03-6
1,3-Propandiol-2-brom-2-nitro	52-51-7
Pyridinthiol-1-oxid	3811-73-2
2,4,5,6-Tetrachlorisophthalonitril	139-08-2
Tetradecyldimethylbenzylammoniumchlorid	
Tetrahydro-1,3,5-thiodiazin-2-thion	
Tetramethylol-glykoluril (TMGU)	5395-50-6
Tetramethylthiuramdisulfid	137-26-8
2-(4-Thiazolyl)-benzimidazol	
1,3,5-Triazin-1,3,5-(2H, 4H, 6H)-triethanol	4719-04-4
1-(3-chlorallyl)-1,3,5-triaza-1-azonia-adamantan	
Tri-n-butylzinnaphthenat	
N-(Trichlormethylthio)-phthalamid	133-06-2
Zink-Dimethyldithiocarbamat	137-30-4
Zinkethylen-bis-thiocarbamat	14324-55-1

Quelle: DUBE und SONNEBORN, 1986

Für Asbest-Feinstaub am Arbeitsplatz wurde eine technische Richtkonzentration von $0,05 \text{ mg/m}^3$ bzw. 1×10^6 Fasern (Länge über $5 \mu\text{m}$, Durchmesser unter $3 \mu\text{m}$, Verhältnis mind. 3:1) festgesetzt, für Asbesthaltigen Feinstaub $2,0 \text{ mg/m}^3$. Diese Konzentrationen dienen der Vermeidung der fibrogenen Wirkung (Asbestose), schließen aber ein kanzerogenes Risiko nicht aus. Chrysotil-haltige Fasern bis $400 \mu\text{m}$ Länge werden im Bindegewebe der peripheren Luftwege und der Lungenbläschen deponiert und sind dort noch Jahre nach der Exposition nachweisbar. Die dadurch in schweren Fällen auftretende bindegewebige Vernarbung in der Lunge (Asbestose) äußert sich durch Atemnot bei geringster Anstrengung, da der Gasaus-

tausch in den Lungenbläschen eingeschränkt ist. Die Asbestose kann auch nach Beendigung der Exposition fortschreiten. Nach Jahren oder sogar erst Jahrzehnten kann es zur Ausbildung von bindegewebigen und verkalkenden Herden oder zur Entstehung bösartiger Tumoren (Karzinome, Mesotheliome) kommen. Mesotheliome wurden auch ohne begleitende Asbestose beobachtet. Offenbar treten Karzinome schon nach niedrigeren Konzentrationen auf als eine Asbestose. Auch Karzinome des Magens, Dickdarms und Enddarms durch Asbest wurden beobachtet. Es ist aber darauf hinzuweisen, daß die Krebserkrankungen bisher nur bei sehr hohen Belastungen mit Asbeststaub an Arbeitsplätzen festgestellt worden sind.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

179. Bei der unvollständigen Verbrennung organischer Materialien unter Sauerstoffmangel entstehen je nach Ausgangsmaterial und Reaktionsbedingungen unterschiedlich zusammengesetzte Gemische, die polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe und aromatische Heterozyklen enthalten. Sie sind in geringen Konzentrationen in der Umwelt weit verbreitet und gelangen in Innenräume z. B. durch Hausbrandemissionen und Tabakrauch. Einige dieser Pyrolyseprodukte sind krebserzeugend. Von den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen ist *Benzo[a]pyren* bisher am besten untersucht. Die karzinogenen aromatischen Kohlenwasserstoffe sind häufig nicht nur nach Aufnahme in den Organismus, sondern auch auf der Haut wirksam. *Benzo[a]pyren* hat sich im Tierversuch, z. B. bei Hautpinselungen, eindeutig als krebserzeugend erwiesen. Epidemiologische Studien haben auch die Entstehung von Tumoren bei Menschen, die gewerblichen Umgang mit diesen Aromatengemischen hatten, wahrscheinlich gemacht.

Benzol

180. Benzol wurde früher häufig in Innenräumen als Löse- und Reinigungsmittel verwendet, doch ist sein Gebrauch wegen der großen Giftigkeit inzwischen stark eingeschränkt. Im Normal- und vor allem im Superkraftstoff ist Benzol in stark wechselnden Anteilen enthalten.

Benzol reizt Haut und Schleimhäute und wirkt narkotisch. Darüber hinaus schädigt es die blutbildenden Organe, vor allem bei langfristiger Einwirkung. Leber- und Nierenschäden treten nur nach Aufnahme sehr hoher Dosen auf.

Nach Aufnahme von Benzol in den menschlichen Organismus wird ein großer Teil über die Lunge wieder abgeatmet. Etwa 50 % werden metabolisiert. Reaktive Metaboliten werden für die toxische Wirkung auf das Knochenmark verantwortlich gemacht.

181. Bei chronischer Einwirkung kleiner und kleinster Mengen erweist sich Benzol vor allem als Gift für das Knochenmark und damit für das blutbildende System. Verschiedene Störungen der Bildung roter und weißer Blutkörperchen sowie der Blutplättchen treten allein oder in Kombination auf. Die Störungen können jahrelang anhalten oder auch erst viele Jahre nach der letzten Benzolexposition auftreten. Auch beim Aussetzen der Benzoleinwirkung kann die Schädigung des Knochenmarks fortschreiten, in krebsige Entartungen übergehen und damit zu Erkrankungen wie z. B. verschiedenen Formen von Leukämie führen. Bisher ist nicht geklärt, ob auch eine ein- oder mehrmalige Aufnahme hoher Dosen oder nur eine längerfristige Einwirkung geringer, akut nicht toxischer Konzentrationen zur Schädigung des Knochenmarks führen. In Lymphozyten und Knochenmarkszellen finden sich vermehrt Chromosomenaberrationen nach Benzolexposition.

Die Erkenntnisse über chronische Benzoltoxizität stammen ausschließlich aus Arbeitsstätten, wo Menschen hohen Konzentrationen ausgesetzt waren, wie

sie in Innenräumen normalerweise bei weitem nicht erreicht werden. Ob durch die in Innenräumen auftretenden, viel niedrigeren Benzolkonzentrationen ein Krebsrisiko bedingt wird, ist unklar, kann aber nicht ausgeschlossen werden.

Nitrosamine

182. N-Nitrosamine bilden sich bei geeigneten Reaktionsbedingungen aus Stickstoffoxiden (oder Nitrit) und nitrosierbaren Aminen, insbesondere bei der Verschwelung oder unvollständigen Verbrennung organischer Materials, z. B. beim Glimmen von Zigaretten (Tz. 30), möglicherweise auch beim Braten und Backen. Für die Luft von Innenräumen sind in erster Linie die leichtflüchtigen sowie einige tabakrauchspezifische Nitrosamine von Bedeutung.

Die meisten dieser N-Nitrosamine haben sich im Tierversuch als karzinogen erwiesen. Von den etwa 300 verschiedenen N-Nitroso-Verbindungen haben rund 90 % krebserzeugende Wirkungen in ca. 40 Tierarten gezeigt; es wurde keine Tierart gefunden, die resistent ist. Zwar gibt es noch keine epidemiologischen Daten, die eindeutig nachweisen, daß diese Verbindungsklasse auch beim Menschen Tumoren erzeugt. Aber vergleichende Stoffwechseluntersuchungen machen wahrscheinlich, daß der Mensch in ähnlicher Weise reagiert wie die vielen bisher untersuchten Tierspezies.

Radon

183. Uran bzw. Radium werden u. a. im Boden, im Wasser und im Baumaterial gefunden. Das daraus durch radioaktiven Zerfall entstehende Radongas gelangt in die Atmosphäre bzw. in die Atemluft und zerfällt dort. Die beim Zerfall entstehenden Schwermetallisotope lagern sich an Schwebstoffteilchen der Luft an. Die kurzlebigen Zerfallsprodukte werden inhaled, teilweise in der Lunge deponiert und führen so zu einer Strahlenexposition der Lunge mit beta- und vor allem alpha-Strahlen.

184. Aus epidemiologischen Studien bei Radon-exponierten Arbeitern aus Uran-Bergwerken ergibt sich eine eindeutige Korrelation zwischen der Radon-Exposition und der beobachteten erhöhten Häufigkeit von Bronchialkrebs [Strahlenschutzkommission, 1985]. Es wird vermutet, daß Rauchen die Wirkung verstärkt [MARTELL, 1984]. Eine statistisch signifikante Erhöhung der Lungenkrebsrate wurde bei diesen Bergarbeitern in einem Dosisbereich festgestellt, der auch bei chronischer Exposition in Häusern mit hohem Radon-Pegel erreicht werden kann [FLEISCHER et al., 1982; BURKART et al., 1984; PERSHAGEN et al., 1984; BERGMANN et al., 1984].

Wie von verschiedenen Autoren betont wird [U. S. National Research Council, 1981; ROSCOVANU und WIEGAND, 1984; SCHMIER, 1984], reicht das vorliegende Datenmaterial jedoch nicht aus, um die Gesundheitsgefährlichkeit einer erhöhten Radon-Konzentration in Innenräumen zu quantifizieren. Bei zwei epidemiologischen Studien in Schweden, wo die Radonbelastung in Häusern größer ist als in der Bundesrepublik Deutschland, wurde ein statistisch signifi-

kanter Zusammenhang zwischen Bronchialkrebs und der Radonexposition in Gebäuden gefunden, bei einer dritten Studie nur dann, wenn gleichzeitig geraucht wurde [ERICSON et al., 1986]. Eine Arbeitsgruppe der WHO [WHO, 1985] sieht das Lungenkrebsrisiko durch hohe Radon-Konzentrationen, wie sie manchmal in Innenräumen auftreten, als genauso hoch an wie durch Zigarettenrauchen. WICKE und SCHMIER [1984] sehen dagegen für die Bundesrepublik das Lungenkrebsrisiko durch Radon im Vergleich zum

Rauchen als gering an. Die Beurteilung stützt sich allerdings auf Berechnungen der durchschnittlichen Radon-Belastung der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland und berücksichtigt nicht die bedeutend höheren Radon-Konzentrationen in bestimmten Gebieten oder einzelnen Häusern. Ob in diesen Fällen mit einem erhöhten Lungenkrebsrisiko zu rechnen ist, kann nur durch gezielte Untersuchungen der Bewohner von Häusern mit hohen Radonkonzentrationen abgeklärt werden.

5 Gesundheitliche Bewertung der Exposition

185. Eine gesundheitliche Bewertung der Exposition gegenüber Luftschadstoffen in Innenräumen ist bisher nur für einzelne Stoffe und Quellen möglich. Das liegt vor allem daran, daß repräsentative Daten über Luftkonzentrationen von Chemikalien unter verschiedenen Expositionsbedingungen in den unterschiedlichsten Innenräumen fehlen. Darüber hinaus liegen bis auf wenige Ausnahmen keine gezielten epidemiologischen Studien vor, und die bisherigen Berichte über Gesundheitsstörungen beziehen sich zumeist nur auf eine geringe Zahl betroffener Personen. Die meisten Vermutungen über gesundheitsgefährliche Belastungen beruhen daher auf Analogieschlüssen. Diese unbefriedigende Situation wird sich auch auf absehbare Zeit nicht wesentlich ändern [vgl. SRU, 1987, Abschn. 3.1.2 in Vorbereitung].

Als wichtigste Belastungen der Innenraumluft sieht der Rat das Tabakrauchen, die Emissionen aus offenen Feuerstellen, Haushalts- und Heimwerkerprodukten sowie Holzschutzmitteln und Belastungen durch unzureichend arbeitende Klimaanlage an. Spezifische Belastungen treten auch in der Luft von Autoinnenräumen auf. Sie alle können zu erheblichen Belästigungen und zu Gesundheitsstörungen führen.

5.1 Aufenthaltsdauer in Innenräumen

186. Die Exposition des Menschen gegenüber Schadstoffen in Innenräumen wird bestimmt durch die Aufenthaltsdauer in einzelnen Räumen und die jeweiligen Konzentrationen vorhandener Schadstoffe. Erhebungen in Europa und in den USA zeigen, daß sich Menschen in den industrialisierten Ländern zu mindestens 70 %, einige Gruppen bis zu 90 % und mehr eines 24-Studentages in Räumen aufhalten [SZALAI, 1972; CHAPIN, 1974; ROBINSON, 1977; YOCOM, 1982]. Dabei sind die Aufenthaltszeiten in einzelnen Räumen sehr unterschiedlich.

Als Beispiel zeigt Abb. 5.1 den Tagesgang der Belastung einer Person, die in einem Büro beschäftigt ist, mit Schwebstaub. Die Exposition wurde mit einem tragbaren, die Schwebstaubmenge unmittelbar anzeigenden Gerät ermittelt [SEIFERT, 1984]. Die Untersuchung zeigt große Unterschiede in der Staubkonzentration in einzelnen Räumen. Sie sind besonders hoch in Räumen, in denen geraucht wird, und liegen im allgemeinen immer höher als in der Außenluft. Sobald geraucht wird, steigt die Schwebstaubkonzentration an und fällt rasch ab, nachdem das Rauchen eingestellt und das Fenster geöffnet wurde.

Eine Erhöhung der Schwebstaubbelastung der Luft kann auch durch Staubsaugen verursacht werden (Abb. 5.2), da Feinstaub von den meisten Staubsaugerbeuteln nicht zurückgehalten wird.

Zeitlich begrenzte Emissionen sind auch zu erwarten beim Kochen mit Gas oder bei Heimwerkertätigkeit, bei der z. B. lösemittelhaltige Kleber oder Lacke verarbeitet werden, oder wenn ein Raucher nur vorübergehend in einem Raum anwesend ist. Die Belastung der Innenraumluft wird geringer sein, wenn während der Emissionen für eine ausreichende Belüftung gesorgt wird. Demgegenüber führt die Emission von Formaldehyd oder Holzschutzmitteln aus Baumaterialien oder Einrichtungsgegenständen, Lösemitteln aus Klebern für Teppichfußböden oder wenn ständig in der Wohnung geraucht wird, zu einer Dauerbelastung der Innenraumluft. Daher hat auch das Rauchen von Hausfrauen häufiger nachteilige Auswirkungen auf die Gesundheit der Kinder als wenn ein berufstätiger Vater raucht, der tagsüber meist nicht zu Hause ist [WARE et al., 1984].

187. Während sich z. B. eine berufstätige Person im Laufe des Tages unter Umständen in den unterschiedlichsten Räumen aufhält, verbringen Alte, Kranke und Kleinkinder die meiste Zeit des Tages in der Wohnung und dort häufig in einem einzigen Raum. Für Menschen dieser Gruppen ist eine gute Raumluftqualität besonders bedeutsam, weil sie

- weniger robust sind als der Durchschnitt der Bevölkerung und
- weniger mobil sind und daher kaum Ausweichmöglichkeiten haben.

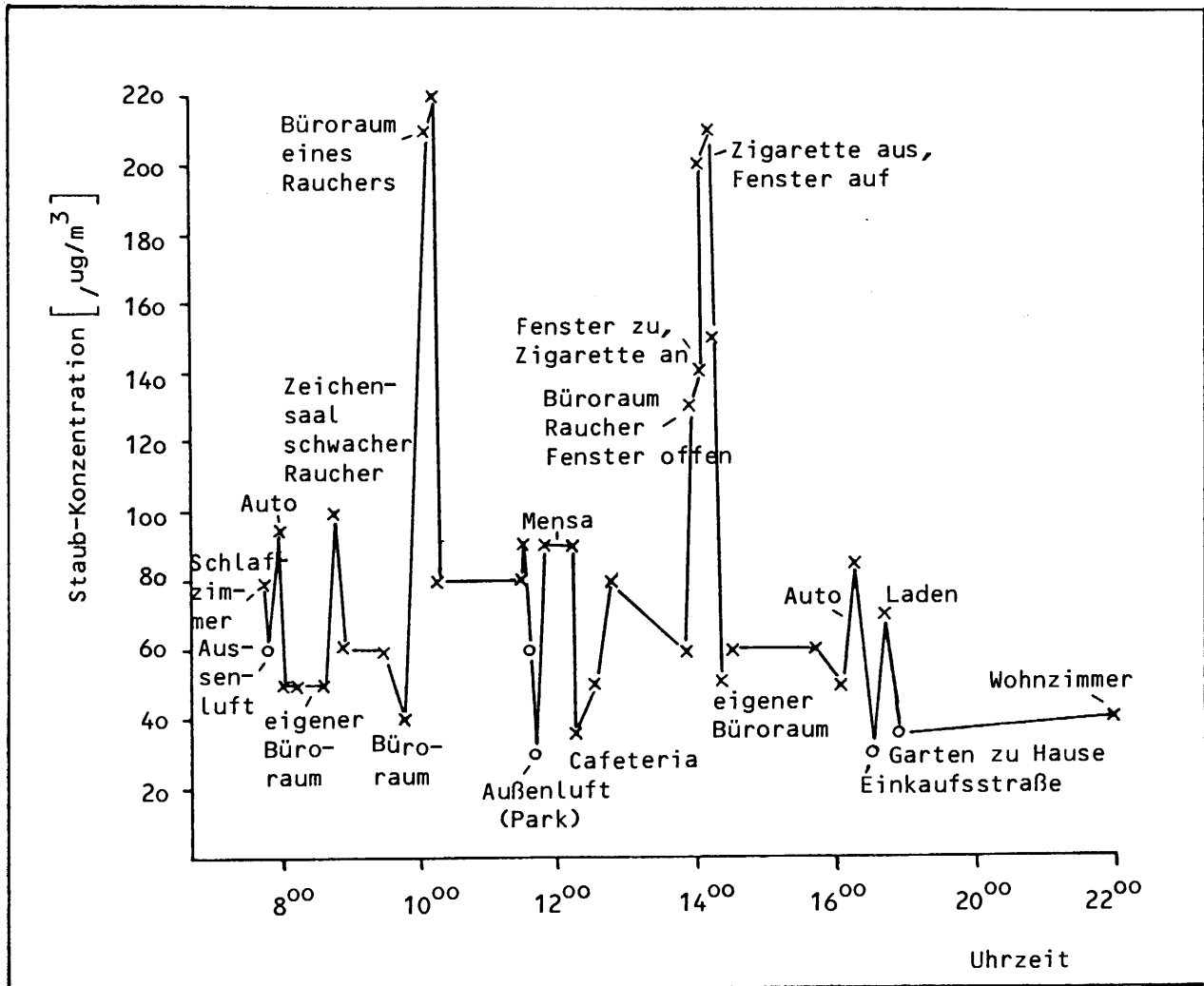
5.2 Tabakrauch (Passivrauchen)

188. Über die gesundheitlichen Konsequenzen einer Exposition gegenüber Tabakrauch (Passivrauchen) liegen umfangreiche Untersuchungen vor. Der nicht inhalierte Rauch enthält eine Vielzahl von Stoffen, die zu Reizungen im Bereich der Augen und der oberen Luftwege führen und die z. T. krebserzeugende Eigenschaften besitzen. Die kurzfristige Exposition gesunder Menschen verursacht neben Geruchsbelästigung oft auch Reizwirkungen auf Augen, Nase und Rachen oder Kopfschmerzen.

Bei Kranken mit koronaren Durchblutungsstörungen, Asthma oder Allergien kann bereits eine kurzfristige Exposition zur Verschlechterung des Gesundheitszustandes führen [U. S. Dept. of Health, Education and Welfare, 1979; WANNER, 1983; WEISS et al., 1983].

Darüber hinaus beeinträchtigt Passivrauchen die Leistungsfähigkeit von Patienten mit Durchblutungsstörungen der Herzkranzgefäße [ARONOW, 1978], möglicherweise durch Erhöhung des CO-Hämoglobinspiegels im Blut.

Abb. 5.1

Beispiel für den Tagesgang der individuellen Belastung mit Schwebstaub ($\leq 5 \mu\text{m}$)

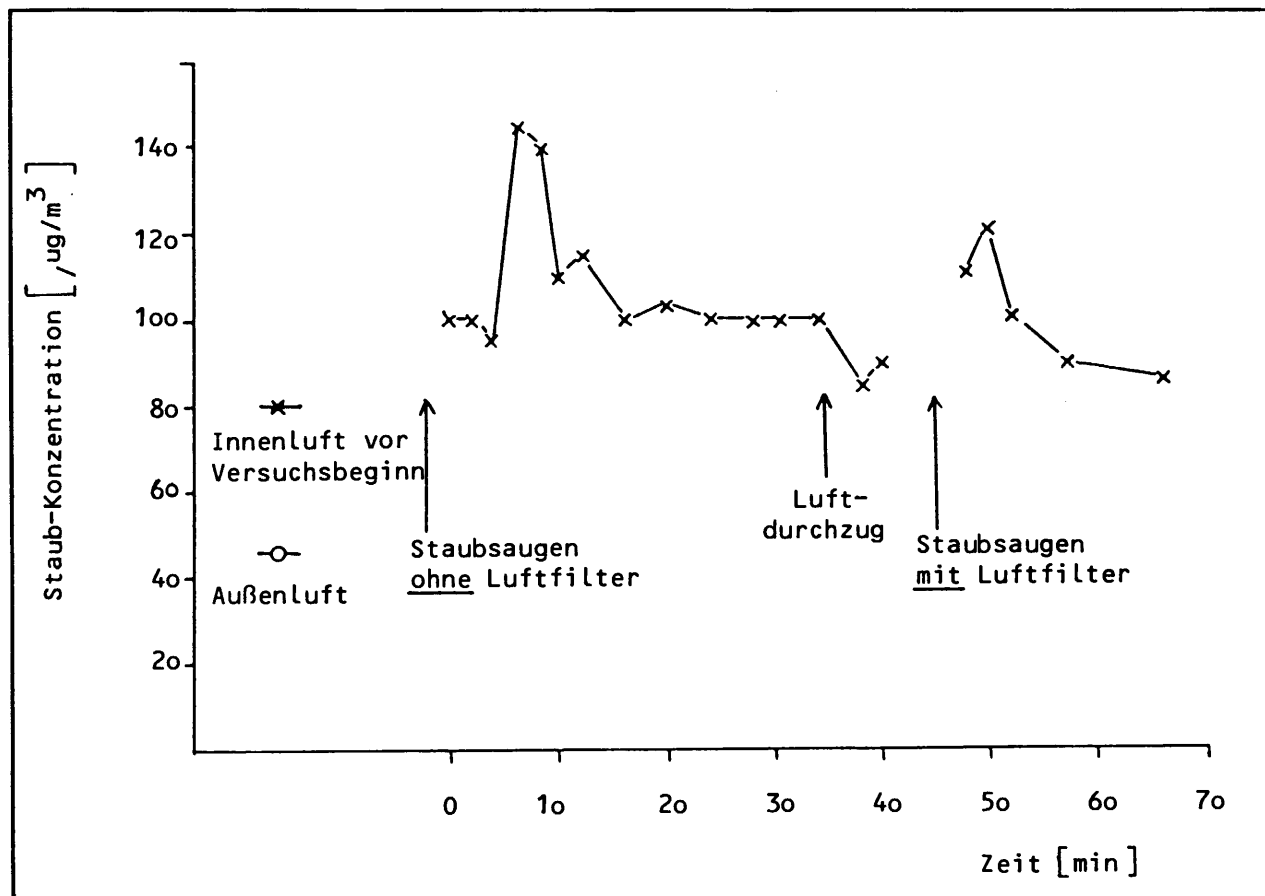
Quelle: SEIFERT, 1984

189. Von großer Bedeutung sind die Folgen einer chronischen Exposition gegenüber Tabakrauch. So weisen umfangreiche epidemiologische Untersuchungen auf einen Zusammenhang zwischen dem Rauchen der Eltern und einem vermehrten Auftreten von Atemwegserkrankungen ihrer Kinder hin (Tab. 5.1). Kinder rauchender Eltern haben außerdem häufiger eine eingeschränkte Lungenfunktion (vgl. Tz. 192) und sind häufiger krank als Kinder von nicht rauchenden Eltern. Diese Auswirkungen werden einerseits auf die gesundheitsschädlichen Inhaltsstoffe des Tabakrauches zurückgeführt, andererseits darauf, daß Raucher häufiger von Atemwegsinfektionen betroffen sind als Nichtraucher und demzufolge die Infektionen häufiger auf ihre Kinder übertragen [GLANTZ, 1984].

190. Untersuchungen von WHITE und FROEB [1980] an 2 100 Passivrauchern am Arbeitsplatz zeigten, daß es auch bei Erwachsenen zur Einschränkung der Lungenfunktion durch langjähriges Passivrauchen kommen kann (vgl. Tz. 192). Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß Kinder von Müttern, die während der Schwangerschaft geraucht haben, im Durchschnitt ein geringeres Geburtsgewicht als Kinder von Nichtraucherinnen aufweisen.

Epidemiologische Studien der letzten Jahre weisen zunehmend darauf hin, daß Passivrauchen mit einem erhöhten Lungenkrebsrisiko verbunden ist. Die Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft hat diese Informationen zusammengestellt und rät zu

Abb. 5.2

Konzentration von Schwebstaub ($\leq 5 \mu\text{m}$) in der Luft eines Raumes beim Staubsaugen des Teppichbodens

Das zum Zurückhalten von Feinstaub vom Hersteller eingebaute Abluftfilter wurde zeitweise ausgebaut.

Quelle: SEIFERT, 1984

Präventivmaßnahmen an stark mit Tabakrauch belasteten Arbeitsplätzen [HENSCHLER, 1986].

5.3 Offene Feuerstellen

191. Über gesundheitliche Konsequenzen aus dem Betrieb offener Feuerstellen wie Gasherde, Gasheizungen oder offene Kamine im Innenbereich ist kaum etwas bekannt. In Küchen mit Gasherden treten jedoch mittlere CO-Luftkonzentrationen von 4 bis 10 ppm auf, und es werden kurzfristige Spitzenwerte von 150 ppm erreicht (Kap. 2.2, Tz. 40). Die daraus resultierenden CO-Hämoglobin-Konzentrationen im Blut sind bei Gesunden wohl unbedenklich, während sie bei Risikogruppen (Kap. 4.1, Tz. 140) zu einer Ver-

schlechterung des Zustandes führen können [STERLING und STERLING, 1979; U. S. National Research Council, 1981; LAMBERT et al., 1984].

192. Gesundheitliche Beeinträchtigungen als Folge einer chronischen Exposition gegenüber NO_2 -Konzentrationen im Bereich 0,02–0,29 ppm bei einzelnen Werten bis zu 1 ppm, wie sie in Küchen auftreten können (Kap. 2.2, Tz. 41), sind bisher nicht bekannt geworden. Erfahrungen am Arbeitsplatz zeigen jedoch, daß es bei diesen Konzentrationen zu akuten Wahrnehmungsstörungen, besonders zu Störungen der Anpassung des Sehvermögens an die Dunkelheit, zu Augenreizungen, zu vorübergehenden und langzeitlichen Schäden an den kleinen Luftwegen und den Lungenbläschen kommen kann (Kap. 4.3, Tz. 144).

Tab. 5.1

Gesundheitliche Beeinträchtigungen bei Kindern rauchender Eltern

Erkrankung/Beeinträchtigung	Korrelation mit Rauchen der Eltern	Literatur
Infektionen der oberen Atemwege	ja	CAMERON und ROBERTSON, 1973
	ja	COLLEY, 1974
	nein	LEBOWITZ und BURROWS, 1976
	nein	SCHILLING et al., 1977
	ja	BLAND et al., 1978
	ja	SAID et al., 1977
	ja	WEISS et al., 1980
	ja	FERGUSON et al., 1981
	nein	SCHENKER et al., 1983
Bronchitis, Lungenentzündung	ja	WARE et al., 1984
	ja	HARLAP und DAVIS, 1974
	ja	COLLEY et al., 1974
	ja	LEEDER et al., 1976
	nein	LEBOWITZ und BURROWS, 1976
	ja	SCHENKER et al., 1983
Verschlimmerung von Asthma	ja	WARE et al., 1984
	ja	O'CONNELL und LOGAN, 1974
Verschlechterung von Lungenfunktionen	ja	TAGER et al., 1976
	nein	SCHILLING et al., 1977
	ja	SCHLIPKÖTER und WINNEKE, 1977
	ja	TAGER et al., 1979
	ja	WEISS et al., 1980
	ja	HASSELBLAD et al., 1981
	nein	LEBOWITZ et al., 1982
	ja	TAGER et al., 1983
ja	WARE et al., 1984	
Mittelohrentzündung	ja	IVERSEN et al., 1985
Darmkoliken	ja	SAID et al., 1984

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

In der Studie von WARE et al. [1984] an etwa 1 500 Kindern in 6 Städten der USA zeigte sich im Zusammenhang mit Gasherden in der Wohnung keine erhöhte Häufigkeit von Bronchialerkrankungen. Dagegen ergaben sich Hinweise auf eine Einschränkung der Lungenfunktion. MELIA et al. [1977] und REPACE [1982] vermuten, daß eine eingeschränkte Lungenfunktion im Kindesalter chronische Atemwegserkrankungen im frühen Erwachsenenalter begünstigt (Tz. 145). Welche Stoffe für die Beobachtungen von WARE et al. [1984] verantwortlich zu machen sind, ist nicht bekannt.

5.4 Emissionen aus Reinigungs- und Pflegeartikeln und Produkten des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches

193. Die Vielzahl der in diesem Bereich verwendeten Substanzen erschwert die gesundheitliche Bewertung der von ihnen hervorgerufenen Belastungen. Von besonderer Problematik sind Stoffe mit sensibili-

sierenden Wirkungen, die Allergien auslösen können. Dazu gehören Terpentinöl, Citrusterpene, Insektenvernichtungsmittel und andere Biozide, flüchtige Aldehyde durch Oxidation von Alkoholen, Formaldehyd sowie pflanzliche und tierische Allergene im Hausstaub.

194. *Farben, Lacke und Anstrichmittel* bestehen aus Bindemitteln, Lösemitteln, Pigmenten, Füllstoffen und Additiven. Füllstoffe wie z. B. Kreide sind im allgemeinen inert und stellen damit kein gesundheitliches Gefährdungspotential dar. Da sie nur in geringen Mengen zugesetzt werden, trifft dies im allgemeinen auch für Additive, wie Weichmacher, Benetzung- und Verlaufsmittel, Hautverhinderungsmittel oder Konservierungsstoffe zu. Von den Schwermetallpigmenten haben die giftigen Blei-, Chromat- und Cadmiumverbindungen gelegentlich nach Ablecken oder Anknabbern des bestrichenen Materials zu Intoxikationen bei Kindern geführt.

Das weitaus größte Problem stellen die Lösemittel dar (s. Kap. 4.5, Tz. 148 ff.) [LOHRER und PAHLKE, 1981;

SCHAAF, 1983; DUBE und SONNEBORN, 1986; MÜCKE, 1986].

Im Gegensatz zur industriellen Anwendung von Farben und Lacken sind die Berufs- und Hobbyhandwerker den Lösemittlemissionen zumeist schutzlos ausgesetzt, da sie im allgemeinen ohne Schutzvorkehrungen wie Absauganlagen oder Atemschutzmasken arbeiten.

HANTSCHKE [1982] untersuchte die Situation bei Berufsmalern. Er zeigte, daß die zunächst hohen, über den MAK-Werten liegenden Lösemittelkonzentrationen innerhalb weniger Stunden absinken. Dies sollte auch für Heimarbeiten zutreffen, wenn sachgerecht vorgegangen wird. Besondere Beachtung bei solchen Arbeiten muß daher grundsätzlich der guten Belüftung der Räume während und nach dem Auftragen gewidmet werden. Anderenfalls ist mit hohen Lösemittelkonzentrationen zu rechnen, die zu akuten Intoxikationen, wie Benommenheit, Kopfschmerzen und Übelkeit führen können. Auch ist zu beachten, daß eine Inhalation von Lösemitteln für Stunden die Fahrtüchtigkeit beeinträchtigen kann, was durch Alkohol noch verstärkt wird.

195. *Klebstoffe* werden in Innenräumen bei handwerklichen Tätigkeiten und bei Bastelarbeiten eingesetzt, die nach Untersuchungen des Instituts für Freizeitwirtschaft und Freizeitinfrastruktur [1980] in etwa 30 % aller Haushalte regelmäßig durchgeführt werden. Etwa 20 % der Bundesbürger verwenden dafür wöchentlich zwei Stunden und mehr. Eine schwedische Untersuchung an Jugendlichen, die regelmäßig 2 bis 3mal wöchentlich Plastikmodelle bauten, ergab die Symptome Müdigkeit, Kopfschmerzen, Schwindelanfälle und Übelkeit [FISCHER, 1985]. Der verwendete Kleber enthielt 75 % Trichlorethen. Dieses Lösemittel kann sich bei wiederholter Exposition im Körper anreichern und dürfte so zu den genannten Symptomen geführt haben.

Inwieweit solche Einzelberichte generalisiert werden können, ist gegenwärtig unklar. Wie die zitierten Erhebungen zeigen, ist jedoch mit ähnlichen Situationen in vielen Wohnungen zu rechnen.

5.5 Holzschutzmittel

196. In den letzten Jahren sind die gesundheitlichen Folgen der Anwendung von Holzschutzmitteln in Innenräumen intensiv diskutiert worden. Sie sind vor allem mit allgemeinen Krankheitssymptomen wie Müdigkeit, Konzentrationsschwäche, aber auch Leberschäden und Polyneuritis in Zusammenhang gebracht worden. Vor allem das fungizide Pentachlorphenol (PCP) und das Insektizid Lindan wurden für die Beschwerden verantwortlich gemacht. Bisher konnte jedoch kein direkter Zusammenhang zwischen den genannten Symptomen und der Konzentration von Pentachlorphenol im Blut oder Urin der Betroffenen festgestellt werden.

197. Messungen der PCP-Konzentration im Blut von nicht beruflich exponierten Personen ergaben Werte

von 25—660 µg/l Blutserum [SANGSTER, 1982]. RUH et al. [1984] sowie GEBEFÜGI und KORTE [1983] fanden Konzentrationen bis 100 µg/l Blutserum.

Im Rahmen einer Studie des Bundesgesundheitsamtes im Jahre 1978 [KRAUSE und ENGLERT, 1980; AURAND et al., 1981] wurde PCP in allen Urinproben gefunden, auch dann, wenn den Probanden keine Holzschutzmittelexposition bewußt war. Bei einer Gruppe von 989 Personen, in deren Wohnbereich im Durchschnitt etwa 40 l Holzschutzmittel auf 130 m² Holzfläche innerhalb der letzten 9 Jahre verarbeitet worden waren, enthielt Urin im Mittel $44,2 \pm 51,0$ µg PCP/l. In der Kontrollgruppe, nach eigenen Angaben ohne Holzschutzmittelkontakt im häuslichen oder beruflichen Bereich, wurden im Mittel $12,7 \pm 8,8$ µg PCP/l Urin gefunden. Allerdings sind bei diesen Untersuchungen nur die nicht konjugierten Metaboliten erfaßt worden. Dadurch wird die Aussagekraft der Daten eingeschränkt: Erstens wird nur ein Teil der insgesamt ausgeschiedenen Menge von PCP mit dieser analytischen Methode erfaßt. Zweitens wird von den konjugierten Metaboliten zumindest PCP-Glucuronid im Urin in Abhängigkeit vom pH-Wert und der Lagerungsdauer des Urins hydrolytisch gespalten, wobei PCP wieder frei wird [DAHMS und METZNER, 1979; LILIENBLUM, 1985]; von einem konstanten Verhältnis zwischen freien und konjugierten Metaboliten kann deshalb nicht ausgegangen und die Gesamtausscheidung von PCP nur sehr grob abgeschätzt werden.

Beruflich exponierte Personen wiesen laut arbeitsmedizinischer Beobachtungen bei der Fa. Desowag Konzentrationen von 500—600 µg PCP/l Urin auf, ohne daß pathologische Befunde erhoben werden konnten. Aus dem Bericht des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe [GDCh, 1986] geht hervor, daß bei diesem Personenkreis bis zu 1 000 µg PCP/l Urin gefunden wurden.

In der Studie des Bundesgesundheitsamtes konnten bei Personen mit Beschwerden wie z. B. Kopfschmerz, Müdigkeit, Übelkeit und Augenbrennen nach der Anwendung von Holzschutzmitteln in Innenräumen keine pathologischen klinisch-chemischen Befunde erhoben werden. Auch für die in Einzelfällen beobachteten pathologischen Befunde (z. B. Leukämie) [KRAUSE und ENGLERT, 1980; van der KOLK, 1984] läßt sich kein eindeutiger Zusammenhang mit der Anwendung von Holzschutzmitteln herstellen. Eine zusammenfassende Wertung enthält der kürzlich erschienene Stoffbericht Pentachlorphenol des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker [GDCh, 1986]. Daraus ist zu entnehmen, daß die gesundheitlichen Beeinträchtigungen eher auf Verunreinigungen des Pentachlorphenols durch halogenierte Dibenzodioxine und -furane als auf das Fungizid selbst zurückzuführen sind. Technisches PCP enthält bis zu 15 % Tetrachlorphenol [KRAUSE, 1982] und in unterschiedlichen Mengen halogenierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane [GEBEFÜGI et al., 1979; GDCh, 1986]. Diese Substanzgruppen kumulieren im Gegensatz zu PCP im Fettgewebe und könnten in Analogie zu Tierversuchen z. T. schon in Mengen von wenigen µg zu Vergiftungen führen.

198. Im Jahr 1986 haben Berichte Aufsehen erregt, daß z. B. in der Luft von Kindertagesstätten, in denen Pentachlorphenol-haltige Holzschutzmittel eingesetzt worden sind, chlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane festgestellt wurden (s. Tz. 75). Während das „Sevesogift“ 2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin (2,3,7,8-TCDD) bei einer Nachweisgrenze von 0,01 bis 0,02 pg/m³ nicht gemessen wurde, traten andere Dioxine und Furane in Spuren, vereinzelt jedoch bis zu einer Gesamtkonzentration von 300 pg/m³ auf. Da die Toxizität dieser Verbindungen wenig bekannt ist, wird sie anhand sog. Äquivalenzfaktoren abgeschätzt. Diese Faktoren geben die im Vergleich zu 2,3,7,8-TCDD relative Wirkung der Substanzen an, die zu meist durch in vitro Versuche festgestellt worden ist. Die im Extremfalle gemessene Gesamtkonzentration von 300 pg/m³ entspricht demnach etwa 1,5-2 pg 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten. Etwa 5 m³ Luft, die von einem 15 kg schweren Kind während des Aufenthalts im Kindergarten eingeatmet werden, enthalten somit etwa 10 pg 2,3,7,8-TCDD-Äquivalente, was eine Belastung mit 0,66 pg/kg Körpergewicht pro Tag bedeutet. Als tolerierbare tägliche lebenslange Aufnahme werden von der US-amerikanischen Umweltbehörde (EPA) 1 pg/kg 2,3,7,8-TCDD angesehen. Das Bundesgesundheitsamt [1986], das eine ähnliche Berechnung der Belastung für die Kindertagesstätten durchführte, kommt zu dem Schluß, daß durch diese Belastung allein weder akute noch chronische Gesundheitsschäden zu befürchten sind. Es weist jedoch darauf hin, daß tägliches feuchtes Auf- und Staubwischen und eine gründliche Lüftung die besten Voraussetzungen bieten, die in manchen Räumen festgestellten Immissionen zu mindern (vgl. Tz. 263).

Der Rat teilt grundsätzlich die Einschätzung des Bundesgesundheitsamtes, weist jedoch ausdrücklich auf die Probleme hin, die durch eine früher übliche, jedoch überflüssige Anwendung von Holzschutzmitteln in Innenräumen entstehen können.

199. Befindlichkeitsstörungen wie Müdigkeit und Kopfschmerzen, die unmittelbar nach der Anwendung von Holzschutzmitteln auftreten, sind vermutlich auf die verdampfenden Lösemittel zurückzuführen. Diese Emissionen gehen jedoch im allgemeinen innerhalb von Tagen bis auf unwesentliche Werte zurück.

5.6 Klimatisierte Gebäude

200. Unter der Bezeichnung ‚Sick Building Syndrome‘ sind seit etwa 15 Jahren an Gebäude gebundene Erkrankungen biologischer, allergischer, chemischer, psychischer oder bisher unbekannter Ursache bekannt geworden, die bei einer bestimmten Personengruppe auftreten. Nach einigen Hinweisen in den Jahren vor 1960 folgte die erste Beschreibung als eigenständiges Krankheitsbild erst in den 70er Jahren. In den westlichen Industrieländern wuchs die Bedeutung dieser Erkrankungen infolge ihrer zunehmenden Häufigkeit stark an.

Die heutigen Kenntnisse über dieses Syndrom beruhen zum großen Teil auf Untersuchungen in den skan-

dinavischen Ländern und den USA, wo bis zu 13 % aller Meldungen an das Nationale Institut für Arbeitssicherheit und -gesundheit (NIOSH) auf diese Erkrankungen entfielen [KEENLYSIDE, 1981]. Dabei zeigte sich, daß vorwiegend Beschäftigte in modernen Verwaltungs- und Geschäftsgebäuden, Schulen und Kindergärten betroffen sind. Besondere Merkmale solcher Gebäude sind: Zentrale Klimaanlage mit Umluftbetrieb, vollständige Abschirmung vom Außenklima, moderne Leichtbauweise und gute Isolation gegen Wärmeverluste.

Die betroffenen Personen klagen über Symptome wie

- Reizungen der Augen und der oberen Luftwege,
- häufigere Infekte,
- Hautentzündungen und Juckreiz,
- Brustschmerz,
- weitere unspezifische Symptome wie Kopfschmerzen, Benommenheit, Verwirrtheit, Erschöpfung,
- Erbrechen,
- Beschwerden im Uro-Genitaltrakt.

201. Die Ursachen des ‚Sick Building Syndrome‘ sind ebenso wie die Symptome sehr vielseitig. Ein Teil der Erkrankungen scheint durch Infektionen verursacht zu werden. So kann es durch kontaminierte Belüftungssysteme zur Ausbreitung verschiedener Mikroorganismen kommen [EDWARDS, 1980; BERNSTEIN et al., 1983].

Andere Erkrankungen dürften eher auf Überempfindlichkeit zurückzuführen sein; hier seien insbesondere interstitielle Pneumonien und Alveolitiden sowie fieberhafte Erkrankungen (z. B. „Luftbefeuchter-Fieber“) erwähnt [KELLER et al., 1972; MARINKOVICH und HILL, 1975; ASHTON et al., 1981]. Eine Allergen-Exposition durch Luftbefeuchter und Ventilatoren ist auch hier denkbar (s. Kap. 2.7, Tz. 115).

Ein großer Teil der Erscheinungen wird nach heutigem Verständnis durch verschiedene Chemikalien, wie Formaldehyd und Kohlenmonoxid u. a. hervorgerufen (siehe Kap. 4). Darüber hinaus wurden Hautreaktionen wie Juckreiz exponierter Hautstellen und Hautrötung sowie Unverträglichkeiten gegenüber Fiberglas- und Glaswollfasern beobachtet [KREISS und KELLNER, 1981]. Dabei zeigten sich Reaktionen oft schon bei kaum meßbaren Konzentrationen von weniger als 3 Fasern je m³ Raumluft durch direkten Hautkontakt mit diesen. Als besonders problematisch gelten Fiberglas-Verkleidungen in Ventilationsschächten und von Feuerschutzwänden und -türen.

Nicht unbedenklich ist auch der steigende Verbrauch von Detergenzien für die Reinhaltung von Geschäfts- und Büroräumen. Detergenzien können u. a. Luftnot und Geruchsbelästigungen hervorrufen [KREISS et al., 1982]. Außerdem wurde die Auffassung vertreten, daß Erkrankungen auch durch geringe Konzentrationen zahlreicher, gleichzeitig anwesender Wirkstoffe oder Agentien ausgelöst werden können [HOLLOWELL und MIKSCH, 1981; TURIEL et al., 1983]. Wäh-

rend eines Arbeitstages kann es unter bestimmten Voraussetzungen zu einer Anreicherung der Raumluft mit organischen Verbindungen kommen. Die in geringen Konzentrationen anwesenden Stoffe können sich in ihrer Wirkung addieren oder verstärken und so eine Gesundheitsschädigung verursachen. Klimaanlage mit zu geringer Frischluftzufuhr, unzureichender Luftentnahme und mangelnder Luftdurchmischung wirken sich dabei fördernd aus. Viele Beschäftigte scheinen auch durch den plötzlichen Wechsel aus den klimatisierten Räumen in die Außenluft oder in nicht klimatisierte Räume belastet zu werden.

202. Viele Symptome des ‚Sick Building Syndrome‘ sind unspezifisch und schwer auf ihre Gültigkeit zu überprüfen. Außerdem sind die meisten Krankheitsercheinungen nicht so schwerwiegend, daß sie die Betroffenen direkt in ärztliche Behandlung führen. Durch die zeitweilige Arbeitsunfähigkeit der Betroffenen gewinnt das ‚Sick Building Syndrome‘ dennoch zunehmende Bedeutung, insbesondere wenn es auf die gesamte Arbeitsproduktivität unseres Landes bezogen wird. Allein daraus ergibt sich die Notwendigkeit umfangreicher, einheitlich konzipierter epidemiologischer Untersuchungen mit dem Ziel, eine Klassifizierung der Symptome dieser Erkrankungen und der betroffenen Personen zu erarbeiten. Daneben sollten vermehrt Einzelfall-Untersuchungen vorgenommen werden, um innerhalb eines bestimmten Gebäudes auftretende Erkrankungen räumlich einzugrenzen sowie zeitliche Zusammenhänge und die Ursachen aufzudecken.

203. In der Mehrzahl der bisher untersuchten Fälle lag der Grund für das Auftreten eines ‚Sick Building Syndrome‘ in der zentralen Belüftung der Räume. Daher erscheint es dem Rat dringend erforderlich, die Voraussetzungen für eine optimale Raumluftbeschaffenheit zu schaffen. Epidemiologische Studien, Messungen von Belüftungsraten und des Kohlendioxid-Gehaltes können dazu beitragen. Besonders wichtig ist aber auch eine verstärkte Zusammenarbeit von Arbeitsmedizinern, Architekten und Klimatechnikern, um schon bei der Bauplanung oder bei aufgetretenen gesundheitlichen Beeinträchtigungen gemeinsame Präventionsstrategien zu entwickeln.

5.7 Kraftfahrzeuge

204. Für die Belastung von Kraftfahrzeug-Innenräumen sind die Konsequenzen einer zeitweise hohen Kohlenmonoxid-Exposition, z. B. im Stau, in Tunnels oder Unterführungen, von besonderer Bedeutung. Geht man davon aus, daß in Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen und stockendem Verkehr mit CO-Konzentrationen von über 100 ppm zu rechnen ist, sind zumindest Personen aus Risikogruppen gegenüber einer CO-Exposition als gefährdet anzusehen. Dies ist besonders für die Fahrer bedenklich, da es Hinweise darauf gibt, daß selbst bei Gesunden ein CO-Hämoglobinspiegel von 2,5–5 % zu ersten zentralnervösen Störungen führt und damit die Fahrtauglichkeit eingeschränkt sein kann. Eine wichtige Risikogruppe sind dabei Personen mit Durchblutungsstö-

rungen (s. Kap. 4.1, Tz. 140). Dies ist für die Fahrer besonders dann problematisch, wenn sie sich dieser Erkrankung bisher nicht bewußt sind. Eine Untersuchung von über 21 000 arbeitenden Männern zwischen 35 und 64 Jahren ergab nämlich bei 6–7 % der Untersuchten Hinweise auf bisher unerkannte Durchblutungsstörungen des Herzmuskels [BONJER et al., 1977]. Leider fehlen Untersuchungen z. B. über das Fahrverhalten und die Konzentrationsfähigkeit von Fahrern in stockendem Großstadtverkehr. Von REICHEL [1982] wird daher z. B. gefordert, daß für CO kleinere Grenzwerte als MAK zu gelten haben, da im Fahrzeug Personen befördert werden, die wie Kinder, Schwangere, Patienten mit Durchblutungsstörungen eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber CO haben. Außerdem sollten für die Festsetzung von Grenzwerten auch vom zentralen Nervensystem ausgehende Leistungsminderungen mit berücksichtigt werden.

205. Auch die z. T. hohen NO₂-Werte von bis zu 0,9 ppm sind für die Fahrer bedenklich, da bereits im Bereich von 0,07–0,3 ppm mit Störungen der Dunkeladaptation zu rechnen ist (Tz. 131, 144).

Die im Kfz-Innenraum auftretenden Konzentrationen an Kohlendioxid (CO₂) und Stickstoffmonoxid (NO) sind nur von geringer gesundheitlicher Bedeutung.

Schwermetalle und die große Zahl von Kohlenwasserstoffen, die aus der Außenluft in die Fahrzeuge eintreten, kommen darin im allgemeinen in relativ niedrigen Konzentrationen vor, so daß sie im Vergleich zu den vom Kohlenmonoxid ausgehenden Gefahren eine untergeordnete Rolle spielen.

206. Dagegen sind die hohen Konzentrationen des krebserzeugenden Benzols bedenklich. Auch wenn sie nicht die Richtkonzentration für Arbeitsplätze erreichen, sind ihre Ursachen so weit wie möglich zu beseitigen. Besonders große Bedeutung mißt der Rat in diesem Zusammenhang auch den Untersuchungsergebnissen von POTT und HEINRICH [1982] zu. Diese Autoren haben aus dem Abgaskondensat eines Ottomotors Substanzen isoliert, die im Tierversuch Krebs erzeugen können. In Untersuchungen mit Extrakten aus Dieselabgasen wurde eine mutagene Wirkung gegenüber *Salmonella typhimurium*-Teststämmen (Ames-Test) beobachtet. Diese wurde vor allem auf Nitroaromaten zurückgeführt, die besonders in Emissionen von Dieselmotoren, weniger von Benzinmotoren auftreten [HUISINGH et al., 1978]. HEINRICH et al. [1986] führten Langzeit-Inhalationsstudien an Hamstern, Mäusen und Ratten mit Dieselabgasen durch. Während bei Hamstern keine Lungentumoren gefunden wurden, war bei Mäusen die Inzidenz von Adenokarzinomen der Lunge und bei Ratten die von Lungentumoren erhöht. Daher müssen dringend Maßnahmen ergriffen werden, um die Belastung des Innenraums der Kraftfahrzeuge durch die Außenluft möglichst gering zu halten. Die Emissionen aus dem Auspuff von Ottomotoren könnten durch Katalysatoren, vor allem durch den Dreiwegekatalysator, drastisch vermindert werden. Ferner ist darauf zu achten, daß aus Treibstofftanks (einschl. Reservetanks) und -leitungen keine Emissionen in die Fahrzeuginnenräume gelangen (vgl. Kap. 3, Tz. 138).

6 Möglichkeiten zur Verminderung der Schadstoffbelastung in Innenräumen

207. Grundsätzlich sollte die Schadstoffbelastung in Innenräumen durch Vermeidung oder Herabsetzung von Emissionen oder Beseitigung von Emissionsquellen vermindert werden. In Ergänzung dazu sind Innenräume regelmäßig und ausreichend zu belüften. Dies sollte vor allem bei Ausführung handwerklicher Arbeiten, Verwendung von Haushaltschemikalien und beim Staubsaugen erfolgen. Raumluftbelastungen, die aus Emissionen von Einrichtungsgegenständen, Werkstoffen und Baumaterialien herrühren, können allerdings durch Lüftung der Räume nur vorübergehend verringert werden. Hier müssen die Quellen beseitigt oder Materialien verwendet werden, die keine Schadstoffe emittieren.

208. Viele der Belastungen der Raumluft, die wie im Heimwerker- und Hobbybereich oder im Haushalt nur gelegentlich oder vorübergehend auftreten, können durch Beachtung der Gebrauchsanleitungen neben ausreichender Belüftung der Räume während und nach der Anwendung weitgehend vermindert oder vermieden werden. Voraussetzungen dafür sind jedoch eine bessere Information über die Gesundheitsgefährlichkeit der Stoffe, mit denen in diesen Bereichen umgegangen wird, verständlich abgefaßte Gebrauchsanleitungen und genaue Angaben aller Komponenten, so daß die Sinnfälligkeit der Gebrauchsanleitung überprüft werden kann.

209. Die Lüftung von Räumen soll in erster Linie die von den Bewohnern oder Anwesenden selbst verursachten Raumluftbelastungen vermindern. Nach HUBER und WANNER [1982] soll die Frischluftzufuhr so bemessen sein, daß ein Kohlendioxid-Gehalt von 0,15 % nicht überschritten wird; dazu sei eine Frischluftmenge von 12–15 m³ pro Person und Stunde erforderlich. Der Bedarf an Frischluft steigert sich bei körperlicher Aktivität und in Räumen, in denen geraucht wird [WEBER, 1981]. Als weiteres Kriterium für die Frischluftzufuhr kann die Luftfeuchtigkeit herangezogen werden: Werte über 55–60 % relativer Feuchte sollten wegen des Auftretens von Kondensationen, durch die das Wachstum von Pilzen und Milben mit der Folge von Allergien gefördert wird, vermieden werden. Diese Bedingungen sind insbesondere auch beim Betrieb von Klimaanlage einzuhalten.

Bei Abdichtungen von Fenstern und Türen zur Energieeinsparung (Wärmedämmung) ist zu berücksichtigen, daß damit auch ein ständiger, geringer Luftaustausch unterbunden wird, der zur Verringerung von Raumluftbelastungen beiträgt; er ist daher durch häufigeres, kurzfristiges Lüften zu ersetzen.

210. Neben Emissionsminderung und Lüftung der Räume werden verschiedene Geräte zur Raumluftverbesserung angeboten und eingesetzt, die allerdings kritisch zu bewerten sind.

Luftreiniger

Luftreiniger sind Geräte, welche die Luft kontinuierlich ansaugen und mittels Filtern reinigen. Bei einer etwa fünffachen Umwälzung der Raumluft pro Stunde können die Konzentrationen an unerwünschten Luftinhaltsstoffen auf etwa die Hälfte reduziert werden. Das bedeutet für einen Raum von 40 Kubikmetern, daß von dem Gerät 150–200 Kubikmeter Luft pro Stunde umgewälzt werden [KLOTZ und WANNER, 1974]. Die Geräte enthalten Elektro- oder Schwebstofffilter zur Entfernung von Staubpartikeln bzw. Aktivkohle oder Kunststoffgranulatfilter zur Entfernung gasförmiger Verunreinigungen. Bestimmte Gase, wie Kohlenmonoxid, werden durch die gegenwärtig verfügbaren Filtermaterialien jedoch nicht zurückgehalten. Damit sind Luftreiniger allenfalls zur Reduktion von staubförmigen Verunreinigungen, Aerosolen, Pollen und Mikroorganismen, dagegen nicht oder nur begrenzt zur Verminderung gasförmiger Luftschadstoffe geeignet.

Desodorierungsmittel

Geruchsstoffe können durch Chemikalien neutralisiert, zerstört oder maskiert werden. Zum chemischen Abbau kann vor allem Ozon eingesetzt werden. Zu diesem Zweck wie auch zur Reduktion von Mikroorganismen in der Raumluft sind jedoch Ozon-Konzentrationen erforderlich, die neben Kopfschmerzen bereits Reizungen im Rachen und Hals sowie Atembeschwerden verursachen können. Für Ozonkonzentrationen, die für den Menschen völlig unschädlich sind, konnte dagegen keine Verbesserung der Raumluft nachgewiesen werden [WANNER, 1971].

Maßnahmen zur Neutralisierung oder Maskierung von Geruchsstoffen erscheinen wenig sinnvoll für den Wohnbereich, da sie die Innenraumluft zusätzlich belasten und nicht zu einer Verminderung der darin enthaltenen Geruchs- und Schadstoffe führen.

Erzeugung negativer Luftionen und luftelektrischer Felder

Nach zahlreichen Veröffentlichungen, z. B. WANNER [1975], kann durch Ionisierung des Staubes die Abscheidung der Staubteilchen auf den Filtern der Luftreiniger verbessert werden. Gasförmige Verunreinigungen werden dadurch jedoch nicht vermindert. Alle weiteren Maßnahmen, wie die Erzeugung elektrischer Felder, zeigen widersprüchliche Befunde und es ist zweifelhaft, ob es dadurch oder durch Erzeugung von Luftionen zu einer Verbesserung der Luftqualität im Wohnbereich kommen kann [WANNER, 1983].

7 Gesetze und Verordnungen mit Einfluß auf die Luftqualität in Innenräumen

7.1 Tabakrauch

211. Rauchverbote existieren in der Bundesrepublik für viele Bereiche bzw. Personengruppen und sind auch in verschiedenen Gesetzen und Rechtsverordnungen normiert. Allerdings dienen diese Regelungen nicht primär dem Schutz des Nichtraucherers. Anders ist die Situation im Bereich des öffentlichen Personenverkehrs; hier findet sich eine größere Zahl von Rauchverboten, die zumindest auch dem Schutz von Nichtrauchern dienen [RAHMEDE, 1983].

Darüber hinaus existieren in vielen öffentlichen bzw. der Öffentlichkeit zugänglichen Räumen und Einrichtungen, wie z. B. in Schulen, Universitäten, Krankenhäusern, Bibliotheken, Sitzungszimmern, Prüfungsräumen, Kantinen, auf bestimmte Zeiten oder Bereiche beschränkte oder vollständige Rauchverbote in Form autonomer bzw. verwaltungsinterner Regelungen. Diese gehen z. T. auf entsprechende Empfehlungen in Verwaltungsvorschriften (Ministerialerlasse) zurück oder beruhen auf von Passivrauchern erstrittenen Gerichtsentscheidungen bzw. Vergleichen [RAHMEDE, 1983]. Parallel zu dem im Laufe der siebziger Jahre stark angewachsenen Bedürfnis nach Nichtraucherschutz und der damit einhergehenden Verhärtung der Fronten zwischen Rauchern und Nichtrauchern sind zudem die Gerichte immer häufiger mit der Passivraucherproblematik befaßt worden. Trotz einer feststellbaren „nichtraucherfreundlichen“ Tendenz ist die Rechtsprechung jedoch durch Gegensätzlichkeit und Verschiedenartigkeit der Entscheidungsgrundlagen gekennzeichnet [RAHMEDE, 1983].

7.2 Offene Feuerstellen

212. In länderspezifischen Kehr- und Überprüfungsordnungen, die auf der Grundlage des Gesetzes über das Schornsteinfegerwesen (Schornsteinfegergesetz) erlassen werden, ist – soweit vorhanden – geregelt, welche Schornsteine, Feuerstätten, Rauchableitungen, Lüftungsanlagen oder ähnliche Einrichtungen in welchen Zeiträumen überprüft und gereinigt werden müssen. Die inhaltlichen Anforderungen der Überprüfungen richten sich u. a. nach technischen Schulungsunterlagen (Arbeitsblättern) der zentralen Innungsverbände des Schornsteinfegerwesens.

Aus der Ersten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Feuerungsanlagen) in Verbindung mit der erläuterten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift ergibt sich, daß offene Kamine raucharm zu betreiben sind. Das bedeutet, daß in ihnen nur bestimmte feste Brennstoffe verfeuert werden dürfen. Als solche kommen z. B. Braunkohlen- und Torfbriketts, Steinkohlen-, Braunkohlen- und Torfkoks und naturbelassenes stückiges Holz, dessen Restfeuchte 20 % nicht über-

steigt, in Betracht (§ 5 Abs. 1, 2). Waldfrisches, imprägniertes, lackiertes oder beschichtetes Holz darf ebensowenig verfeuert werden wie Kartonagen, Kunststoffabfälle, Altpapierbriketts oder Spanplatten.

7.3 Reinigungs- und Pflegeartikel und Gebrauchsartikel und Werkstoffe des Heimwerker-, Hobby- und Bastelbereiches

213. Bei Gebrauchsartikeln im Haushalt und im Hobbybereich (s. Kap. 2.3 und 2.5) wird zwischen Bedarfsgegenständen im Sinne des § 5 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes (LMBG) und anderen Gebrauchsartikeln, die im Rahmen des Chemikaliengesetzes (ChemG) geregelt sind bzw. geregelt werden können, unterschieden.

Zusätzlich sind in speziellen Fällen, in denen sich besondere gesundheitliche Bedenken ergeben hatten, Regelungen für bestimmte Bedarfsgegenstände erlassen worden, z. B. die Vinylchlorid-Bedarfsgegenstände-Verordnung, die Flammschutzmittel-Bedarfsgegenstände-Verordnung und die Nitrosamin-Bedarfsgegenstände-Verordnung. Außerdem bestehen zahlreiche Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes für Bedarfsgegenstände aus Kunststoff, sowie DIN-Normen, in denen bestimmte Anforderungen an gesundheitlich unbedenkliche Bedarfsgegenstände festgelegt sind.

214. Bedarfsgegenstände sind aber weder anmelde- noch zulassungspflichtig. Deshalb sind den Behörden, wie dem Bundesgesundheitsamt oder dem Umweltbundesamt, weder die genaue Zusammensetzung noch die gesundheitlichen Eigenschaften der einzelnen hier angesprochenen Produkte bekannt. Viele Hersteller melden zwar die Rezeptur ihrer Produkte für die Informationskartei „Erkennung und Behandlung von Vergiftungen“, die im Bundesgesundheitsamt geführt und an 17 von den Bundesländern benannte Giftinformations- und Behandlungszentren weitergeleitet wird. Diese Angaben sind aber nur für die behandelnden Ärzte bestimmt. Sie sind häufig unvollständig und decken zur Zeit nur einen Bruchteil der tatsächlich auf dem Markt befindlichen Produkte ab; u. a. deswegen, weil sich die Zusammensetzung der Produkte häufig ändert und dies nicht gemeldet wird.

Eine behördliche Überprüfung der Unschädlichkeit von Bedarfsgegenständen findet nicht statt. Verantwortlich für die Einhaltung von § 30 LMBG ist im Rahmen seiner Sorgfaltspflicht allein der Hersteller. Auf welche Weise er sich von der Unbedenklichkeit seiner Produkte überzeugt, ist ihm weitgehend überlassen. Er sollte sich dabei am jeweiligen Stand der Wissenschaft orientieren und je nach Produkt die Richtlinien

beachten, die es zum Beispiel für die Prüfung neuer Chemikalien nach dem Chemikaliengesetz gibt. Spezielle Vorschriften für die toxikologische Prüfung von Bedarfsgegenständen gibt es bisher jedoch noch nicht.

Grenzwerte für die Inhaltsstoffe von Bedarfsgegenständen sind, abgesehen von den Empfehlungen des Bundesgesundheitsamtes auf dem Gebiet der Kunststoffe, nur in sehr wenigen Fällen, wie z. B. in den erwähnten Verordnungen (vgl. Tz. 213), festgelegt worden. Die Gründe hierfür liegen in der unübersehbaren Zahl von Bedarfsgegenständen, in der geringen Kenntnis über Exposition und Toxizität der verwendeten Stoffe und in der beschränkten Kapazität der zuständigen Behörden.

215. Die Bestandteile von Bedarfsgegenständen im Sinne des Lebensmittel- und Bedarfsgegenstandegesetzes brauchen zur Zeit nicht deklariert und gefährliche Stoffe nicht gekennzeichnet zu werden. Manche Hersteller richteten sich bisher zwar nach den Vorschriften der landesrechtlichen Giftverordnungen und versahen auch die als Bedarfsgegenstände in Verkehr gebrachten Zubereitungen mit den für gefährliche Stoffe vorgeschriebenen Warnsymbolen sowie den R- und S- Sätzen der Arbeitsstoffverordnung. Dies geschah aber nur in Einzelfällen auf freiwilliger Basis und unter Anwendung von Vorschriften, die nicht speziell für den Bereich der Bedarfsgegenstände entwickelt worden waren. Mit der ab Oktober 1986 geltenden Gefahrstoffverordnung ist zwar eine Kennzeichnungspflicht eingeführt worden; diese gilt aber nicht für alle hier in Frage kommenden Stoffe und Zubereitungen, sondern nur für bestimmte gefährliche Stoffe und Erzeugnisse.

216. Besonders kompliziert sind die Bestimmungen über Insektizide. Die meisten Insektizide im Haushaltsbereich sind Bedarfsgegenstände im Sinne des § 5 Abs. 9 LMBG. Insektizide zum Schutz von Pflanzen fallen jedoch unter das Pflanzenschutzgesetz. Sie müssen ein Zulassungsverfahren bei der Biologischen Bundesanstalt durchlaufen und werden mit einem Prüfzeichen versehen. Für Mittel, die für die Bekämpfung von Insekten durch Behörden und Fachleute eingesetzt werden, ist dagegen das Bundesseuchengesetz einschlägig; Prüf- und Zulassungsbehörde ist hier das Bundesgesundheitsamt. Insektizide, die vom Laien im Haushaltsbereich angewendet werden, werden bis auf wenige Ausnahmen auch dann nicht zur Prüfung angenommen, wenn es sich um die gleichen Wirkstoffe handelt. Spinnen, Zecken und Milben, die in Innenräumen vorkommen können, sind Spinnentiere und keine Insekten. Bekämpfungsmittel gegen diese Tiere sind deshalb auch keine Insektizide nach § 5 Abs. 9 LMBG. Weist der Hersteller sein Mittel als „Milbenmittel“ o. ä. aus, kann er die Herstellerhaftung nach dem LMBG umgehen, obwohl meistens Wirkstoffe enthalten sind, die insektizid wirken, und das Mittel dementsprechend auch als Insektizid eingesetzt werden kann. Mittel gegen Mücken, stechende und saugende Fliegen, Wanzen und Flöhe können auch als Parasitizide eingestuft werden, brauchen es aber nicht. Als äußerlich anzuwendende Para-

sitizide sind sie nach § 2 Abs. 2 des Arzneimittelgesetzes anmelde-, jedoch nicht zulassungspflichtig.

Der Rat empfiehlt daher, die Zulassungsbestimmungen für Biozide, wie sie für Pflanzenschutzmittel gelten, auch für entsprechende Stoffe in Bedarfsgegenständen anzuwenden und die Regelungen zu vereinheitlichen.

217. Auch der Bereich der Holzschutzmittel (s. Kap. 2.4.3) ist uneinheitlich geregelt. So dürfen im bauaufsichtlich geregelten Bereich für den Schutz tragender und aussteifender Holzbauteile nur solche Holzschutzmittel verwendet werden, die vom Bundesgesundheitsamt auf ihre gesundheitliche Unbedenklichkeit geprüft und zugelassen sind. Für die meisten der im Heimwerkerbereich verwendeten Holzschutzmittel trifft dies nicht zu. Zwar ist vorgesehen, daß für diesen Bereich demnächst ein Gütezeichen eingeführt werden soll, das nur bei amtlich bestätigter gesundheitlicher Unbedenklichkeit und nachgewiesener Wirksamkeit erteilt werden wird; es gibt jedoch keinen Grund, die im Heimwerkerbereich verwendeten Holzschutzmittel nicht den im baurechtlich geregelten Bereich verwendeten gleichzustellen und einem Zulassungsverfahren zu unterwerfen. Die ad-hoc-Kommission des Bundesgesundheitsamtes hat schon 1978 darauf hingewiesen, daß nach derzeitiger Rechtslage Holzschutzmittel auch ohne Prüfzeichen auf den Markt gelangen würden. Sie hat an den Gesetzgeber appelliert, dieser Problematik erhöhte Aufmerksamkeit zu widmen und geeignete administrative und gesetzgeberische Maßnahmen zu ergreifen. Die Erfahrung der letzten Jahre zeigt, daß trotz der Empfehlung des Bundesgesundheitsamtes, auf den Einsatz von Holzschutzmitteln in Innenräumen möglichst zu verzichten, Holzschutzmittel nach wie vor in Innenräumen, wenn auch in der Regel sparsamer als früher, eingesetzt werden. Damit ist nach wie vor eine Exposition gegeben. Soweit Holzschutzmittel Pentachlorphenol (PCP) enthalten, dürfen sie nach der Gefahrstoffverordnung allerdings in Aufenthaltsräumen nicht mehr verwendet werden (Anhang III Nr. 6).

218. Neben der Anwendung des Lebensmittel- und Bedarfsgegenstandegesetzes ist immer auch zu prüfen, ob im Haushalt oder Hobbybereich verwendete Gebrauchsartikel unter Bestimmungen des Chemikaliengesetzes und insbesondere der Gefahrstoffverordnung fallen. So sind z. B. Farben und Lacke, die Formaldehyd in einem bestimmten Massengehalt enthalten, nach der Gefahrstoffverordnung kennzeichnungspflichtig (vgl. Anhang I, Nr. 2.2.2—2.2.4).

Diese Vielfalt an Regelungen für Bedarfsgegenstände hält der Rat für unübersichtlich und wenig wirksam, die Gesundheit des Verbrauchers zu schützen. Er fordert daher, daß Bedarfsgegenstände unter Vorlage ausreichender Informationen zur Toxikologie der Inhaltsstoffe registriert werden müssen.

Gewerbliche Anlagen in Wohnhäusern

219. Für Chemischreinigungsanlagen, deren Betrieb in der Vergangenheit verschiedentlich zu Geruchsbelästigungen und Beschwerden wie Kopf-

schmerzen und Benommenheit bei Nachbarn geführt hat, schränkt die Zweite Bundes-Immissionsschutzverordnung (Verordnung zur Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen) vom 21. April 1986 den Einsatz leichtflüchtiger Halogenkohlenwasserstoffe ein (§ 2); außerdem sieht die Verordnung die Einhaltung bestimmter Massenkonzentrationen an leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen nach Abschluß des Trocknungsvorgangs (§ 4) sowie die Vornahme von Eigenkontroll- und Überwachungsmaßnahmen im Zusammenhang mit der Verwendung von Halogenkohlenwasserstoffen vor (§ 8). Schließlich verleiht die Verordnung den zuständigen Behörden die Befugnis, aufgrund des Bundes-Immissionsschutzgesetzes andere oder weitergehende Anordnungen als die beschriebenen zu treffen (§ 9).

7.4 Baumaterial, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände

Asbest

220. Die Verwendung von Asbest als Baumaterial wird durch Vorschriften der Verordnung über gefährliche Stoffe (Gefahrstoffverordnung) und der Bauordnungen der Länder geregelt.

Nach § 9 und Anhang II Nr. 1.3.1 der Gefahrstoffverordnung ist — unter Berücksichtigung von Ausnahme- und Übergangsregelungen — für bestimmte asbesthaltige Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse das Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung vorgesehen. Nach §§ 5, 6 sind zudem Asbest sowie asbesthaltige Zubereitungen und Erzeugnisse kennzeichnungspflichtig.

Die Bauordnungen der Länder erwähnen die Verwendung von Asbest als Baumaterial zwar nicht ausdrücklich, sehen jedoch vor, daß Baustoffe und Bauteile nur so verwendet werden dürfen, daß die damit errichteten Anlagen die öffentliche Sicherheit oder Ordnung, insbesondere Leben und Gesundheit, nicht bedrohen und ihrem Zweck entsprechend ohne Mißstände benutzbar sind. Sofern die Verwendung asbesthaltiger Baumaterialien dies in Frage stellt, ist sie nach den Bauordnungen der Länder zu unterlassen.

Holzwerkstoffe, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände

221. Die Bauordnungen der Länder sind auch Ansatzpunkt, um Holzwerkstoffe, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände als Quellen von Luftbelastungen in Innenräumen zu reglementieren. Die Verwendung von Baustoffen, Bauteilen und Einrichtungen steht unter dem im vorigen Absatz erwähnten Vorbehalt. Im Hinblick auf die Begrenzung von Formaldehydemissionen aus Spanplatten wird dieser Vorbehalt z. B. durch die 1980 vom Bundesgesundheitsamt erlassene „Richtlinie über die Verwendung von Spanplatten hinsichtlich der Vermeidung unzumutbarer Formaldehyd-Konzentrationen in der Raumluft“ konkretisiert. Deshalb kommt dieser Richtlinie für die Ausfüllung der baurechtlichen Bestimmungen der Länder besondere Bedeutung zu.

Neben den Bauordnungen der Länder ist auch die neue Gefahrstoffverordnung für die Erfassung der Luftbelastung in Innenräumen durch Holzwerkstoffe, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände einschlägig. Durch sie wird die bislang nur für Spanplatten geltende Emissionsbegrenzung für Formaldehyd auch auf andere Holzwerkstoffe und auf Möbel ausgedehnt (§ 9 Abs. 3, 4). Allerdings gelten hier, wie schon im Fall asbesthaltiger Gefahrstoffe, Übergangsvorschriften (§ 45 Abs. 3).

Soweit Tapeten und Heimtextilien (Vorhänge, Gardinen, Teppiche, Teppichböden) Formaldehyd als Konservierungsmittel enthalten, wird in der Begründung zum Entwurf der Gefahrstoffverordnung vom April 1985 darauf hingewiesen, daß § 9 möglicherweise auch auf diese Einrichtungsgegenstände ausgedehnt werden müsse.

Wenn auch die vorhandenen und geplanten Regelungen keine Gewähr dafür bieten, daß der Richtwert für Formaldehydemissionen (0,1 ppm = 0,12 mg/m³) in jedem Fall eingehalten werden kann, so ist doch davon auszugehen, daß die Emissionen in absehbarer Zeit so geregelt sein werden, daß exzessive Überschreitungen des Richtwerts vermieden werden.

7.5 Klimatisierte Gebäude

222. Für die Luftqualität in baulichen Innenräumen sind zahlreiche bundes- und landesrechtliche Vorschriften einschlägig (vgl. Tz. 211 ff.).

Darüber hinaus haben private Sachverständigengremien wie der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) Empfehlungen betreffend die Qualität der Luft in Innenräumen erarbeitet [vgl. DIN 1946 Blatt 4 (Krankenanstalten), Blatt 5 (Schulen)].

Auf den Zielkonflikt zwischen den Wärmeschutzvorschriften der Bauordnungen der Länder und des Energieeinsparungsgesetzes einerseits und den für die Verbesserung der Luftqualität einschlägigen Vorschriften andererseits wird hingewiesen (vgl. Tz. 224).

Klima- und Lüftungsanlagen

223. Klima- und Lüftungsanlagen stellen Arbeitsmittel im Sinne des Gesetzes über technische Arbeitsmittel (Gerätesicherheitsgesetz) dar (§ 2 Abs. 2 Nr. 2). Als solche dürfen sie grundsätzlich nur in den Verkehr gebracht werden, wenn sie nach den allgemein anerkannten Regeln der Technik sowie den Arbeitsschutz- und Unfallverhütungsvorschriften so beschaffen sind, daß die Gesundheit und das Leben von Benutzern oder Dritten im Rahmen der bestimmungsgemäßen Verwendung geschützt sind.

Da nach den Bauordnungen der Länder bauliche Anlagen so zu errichten und zu unterhalten sind, daß insbesondere Leben und Gesundheit von Menschen nicht bedroht werden und daß sie ihrem Zweck entsprechend ohne Mißstände benutzbar sind, erlangt diese grundsätzliche Forderung auch Bedeutung für die Installation von Klima- und Lüftungsanlagen.

Daneben bestehen für einzelne Gebäude- und Raumarten hoheitliche Durchführungsverordnungen oder Richtlinien für den Einbau und den Betrieb von Klima- und Lüftungsanlagen, die allerdings häufig unterschiedlich sind [RECKNAGEL und SPRENGER, 1983]. Darüber hinaus haben private Sachverständigengremien wie der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) Empfehlungen auf dem Gebiet der Klimatechnik erarbeitet (vgl. etwa die VDI-Lüftungsregel DIN 1946, Blatt 1, 2, 4, 5), die in der Praxis große Bedeutung haben, jedoch erst durch Einbeziehung in Gesetze und Verordnungen rechtsverbindlich werden.

Raumklima

224. Das Raumklima ist von verschiedenen Faktoren abhängig, etwa von der Beschaffenheit der verwendeten Baustoffe, vom Inventar, von der Lüftung, Raumtemperatur oder Größe des Raumes. Einschlägige Vorschriften, die Einfluß auf diese Faktoren und damit auf das Raumklima haben, sind, wie oben gezeigt (Tz. 212, 220 ff.), vorhanden.

Es ist allerdings darauf hinzuweisen, daß Bestrebungen zur Erreichung eines möglichst guten Raumklimas mit Verpflichtungen nach dem Gesetz zur Einsparung von Energie in Gebäuden (Energieeinsparungsgesetz) und den Bauordnungen der Länder in Widerspruch geraten. Das Energieeinsparungsgesetz und die Länderbauordnungen verpflichten Bauwillige, vermeidbare Energieverluste zu unterbinden und entsprechenden Wärmeschutz zu betreiben. Das kann z. B. dazu führen, daß der Luftwechsel in Innenräumen abnimmt und sich das Raumklima verschlechtert. In Zukunft bedarf es deshalb sorgfältiger Überlegungen, wie dieser Konflikt zu lösen ist.

7.6 Baugrund

225. Die Verantwortlichkeit für die Sanierung von Kontaminationen des Baugrundes von Wohngebieten oder des Bodens in deren Nachbarschaft durch flüchtige organische Stoffe („Altlasten“), die auch Innenräume von Wohnungen, Schulen usw. belasten können, bestimmt sich nach öffentlich-rechtlichen und zivilrechtlichen Vorschriften. Allerdings ist die Haftung nach dem geltenden Recht häufig wirkungslos, weil sich z. B. in vielen Fällen der Verursacher der Kontamination nicht oder nicht eindeutig ermitteln läßt oder die Sanierungskosten das finanzielle Leistungsvermögen des Verursachers übersteigen. Deshalb werden z. Z. auf politischer Ebene Modelle frei-

williger oder verbindlicher Kooperation zwischen Industrie und Staat zur Finanzierung der Altlastensanierung diskutiert, wie etwa die Einrichtung freiwilliger Solidarfonds der altlastennahen Industrie, die Schaffung von Zweckverbänden oder die Erhebung von Abgaben.

226. Soweit es um Kontaminationen auf dem Gelände stillgelegter Anlagen des Bergbaus und der damit verbundenen Nebenanlagen (z. B. Kokereien) geht, sollte in Zukunft stärker als bisher berücksichtigt werden, daß der Bergbautreibende nach dem Bundesberggesetz die Pflicht zur Aufstellung eines Abschlußbetriebsplans einschließlich Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen besitzt, wenn er seine betrieblichen Anlagen beseitigen will, und das freiwerdende Gelände anschließend einer anderen Nutzung zur Verfügung steht. Über das Instrument des Abschlußbetriebsplans läßt sich das Problem der Altlasten für den Bereich des Bundesberggesetzes vermindern. Allerdings setzt dies die Kooperationsbereitschaft der zuständigen Bergbehörde voraus, in deren Ermessen der Umfang der im Abschlußbetriebsplan vorgeschriebenen Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen steht. Die im Ruhrgebiet zu beobachtende Praxis läuft dagegen darauf hinaus, daß Sanierungsmaßnahmen unter Berücksichtigung der Kosten in Abstimmung mit dem Bergbaubetreiber festgesetzt werden. Alles, was im Untergrund verbleibt, wie Fundamente etc. und eben auch Bodenkontaminationen, brauchen nicht beseitigt, sondern nur mit einer etwa 30 cm starken Bodenschicht überdeckt zu werden [ZIEGLER und KÖTTER, 1984].

7.7 Kraftfahrzeuge

227. Nach der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung müssen die Mündungen von Auspuffrohren von Kraftfahrzeugen so angebracht sein, daß das Eindringen von Abgasen in das Fahrzeuginnere nicht zu erwarten ist (§ 47 Abs. 3 Satz 1). Weitere rechtsverbindliche Vorschriften, die die Qualität der Luft im Kfz-Inneren zum Gegenstand haben, insbesondere Vorschriften über den Einbau von Filtern in das Lüftungssystem von Kraftfahrzeugen, liegen nicht vor. Zwar hat der Verein Deutscher Ingenieure (VDI) Lüftungsregeln für Kraftfahrzeuge erarbeitet (vgl. DIN 1946, Blatt 3); diese sind ungeachtet ihrer praktischen Bedeutung jedoch als solche nicht rechtsverbindlich. Der Rat hält es daher für dringend erforderlich, diesen Lüftungsregeln des VDI für Kraftfahrzeuge Rechtsverbindlichkeit zu verleihen.

8 Forschungsempfehlungen

228. In den letzten zehn Jahren ist den möglichen Zusammenhängen zwischen Verunreinigungen der Außenluft und gesundheitlichen Beeinträchtigungen der Menschen große Aufmerksamkeit gewidmet worden. Alle Bemühungen um Aufklärung dieser Zusammenhänge sind zu begrüßen und zu fördern; sie bleiben jedoch unvollständig oder führen sogar zu falschen Ergebnissen und Schlußfolgerungen, wenn nicht zusätzlich auch die Luftbelastungen in Innenräumen in die Untersuchungen einbezogen werden. Dies ist zur Zeit allerdings sehr schwierig, weil über Art und Ausmaß solcher Belastungen bisher fast nur Einzelbefunde vorliegen. In den folgenden Abschnitten weist der Rat auf die Wissensmängel in diesem Bereich hin und empfiehlt Schwerpunkte künftiger Forschungsarbeit.

8.1 Voraussetzungen für die lufthygienische Beurteilung der Innenraumluft

229. Da im allgemeinen die Innenraumluft nicht besser sein kann als die Außenluft, stellt die Außenluft im wesentlichen den Vergleichsmaßstab für die lufthygienische Beurteilung der Innenraumluft dar. Dieser Vergleich und die lufthygienische Beurteilung können nur vorgenommen werden, wenn die Expositionen der Allgemeinbevölkerung bzw. einzelner Gruppen gegenüber Luftverunreinigungen in Innenräumen wenigstens annähernd bekannt sind. In der Bundesrepublik Deutschland fehlen derzeit die Voraussetzungen für eine solche Abschätzung, da bislang nur einzelne, mehr oder weniger zufällige oder willkürliche Bestimmungen von Expositionen gegenüber Luftschadstoffen in Innenräumen vorliegen. Diese Voraussetzungen müssen daher als langfristiges Ziel erarbeitet werden.

230. Die wichtigsten in Innenräumen vorkommenden Luftschadstoffe, für die Expositionsprofile erarbeitet bzw. ergänzt werden sollten, sind Tabakrauch, Stickstoffoxide, Formaldehyd und andere flüchtige Aldehyde, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, biozide Stoffe, allergene Stoffe biogener und anthropogener Herkunft sowie organische Lösemittel. Solche Expositionsprofile sollten vorrangig für Risikogruppen erarbeitet werden.

Eine wichtige Voraussetzung für die Bewertung der Situation in Innenräumen ist die Identifizierung und Charakterisierung von Luftschadstoffen sowie ihrer Quellen. Weiterhin ist die Ermittlung der Anteile einzelner Quellen an Emissionen von Luftschadstoffen eine wesentliche Voraussetzung für die Einleitung effizienter Maßnahmen zur Emissionsminderung.

8.2 Zusammenhänge zwischen Luftschadstoffen in Innenräumen und gesundheitlichen Beeinträchtigungen

231. Viele Zusammenhänge zwischen chemischen und physikalischen Eigenschaften der Atemluft auf der einen und gesundheitlichen Beeinträchtigungen auf der anderen Seite beruhen bisher auf Vermutungen und teilweise erheblichen Verdachtsmomenten. Der Rat fordert weitere gründliche Untersuchungen, um die Zusammenhänge möglichst zweifelsfrei zu klären. Besondere Beachtung sollten dabei Personen aus sog. Risikogruppen (Tz. 187) finden, da diese nach vorliegenden Hinweisen auf bestimmte Substanzen der Raumluft empfindlicher reagieren als der Durchschnitt der Bevölkerung. Schwerpunkte weiterer Untersuchungen sollten sein:

- Zusammenhänge zwischen bestimmten Reizstoffen in der Innenraumluft (z. B. Stickstoffoxiden, flüchtigen Aldehyden, Tabakrauch, Staubpartikeln) und Atemwegsinfektionen sowie funktionellen Änderungen der Atemwege;
- Zusammenhänge zwischen kanzerogenen Stoffen in der Innenraumluft (z. B. Tabakrauch, Radon, Asbest) und Krebserkrankungen;
- Zusammenhänge zwischen dem Auftreten von Luftschadstoffen biogener oder anthropogener Herkunft in Innenräumen und Allergien;
- Zusammenhänge zwischen physikalischen, chemischen und mikrobiellen Faktoren des Raumklimas einerseits und Beeinträchtigungen von Gesundheit oder Befinden andererseits (Sick-Building-Syndrome und ähnliche Erkrankungen).

In diesen Bereich fällt auch die Erarbeitung und die Begründung von Qualitätskriterien (Gütestandards) der Innenraumluft im Hinblick auf wichtige Luftschadstoffe wie z. B. Tabakrauch.

8.3 Emissionsminderungen durch Produktverbesserungen

232. Alle Gegenstände oder Stoffe, die als notwendig für Innenräume angesehen werden, aber unerwünschte Chemikalien emittieren, sind daraufhin zu überprüfen, ob diese Emissionen vermieden werden können. Diese Forderung des Rates kann einerseits mittels Ersatz emittierender durch inerte Stoffe, andererseits durch Änderung der Herstellungsprozesse erfüllt werden. Grundlegende innovative Produktverbesserungen oder erhöhte Gütestandards, die beide dem Verbraucherschutz dienen, bedürfen allerdings oft noch entsprechender Forschungsarbeiten, die durch gezielte Forschungsförderung zu beschleunigen sind.

9 Zusammenfassung und Empfehlungen

233. Innenräume stellen einen wesentlichen Teil der Umwelt des Menschen dar. Diese Tatsache ist besonders dann zu berücksichtigen, wenn Zusammenhänge zwischen Luftverunreinigungen und Erkrankungen geklärt werden sollen. Wird dabei die Luftqualität der Innenräume vernachlässigt, muß mit falschen oder irreführenden Ergebnissen gerechnet werden.

Weil die Innenraumluft von der Außenluft abhängt, kann die Qualität der Innenraumluft im allgemeinen nicht besser sein als die der Außenluft. Vielmehr ist offensichtlich, daß sie häufig schlechter ist. In Innenräumen, z. B. im Haushalt oder Hobbybereich, wird eine Vielzahl chemischer Substanzen verwendet oder – wie beim Tabakrauchen – in die Raumluft abgegeben. Weitere Stoffe gelangen ohne Zutun der Bewohner aus den verschiedensten Quellen, z. B. Möbeln, imprägnierten Holzpaneelen oder Feuerstellen, in die Raumluft. Daher kann der Mensch in Innenräumen wesentlich stärker durch Luftverunreinigungen belastet sein als im Freien.

Der Rat richtet mit dem vorgelegten Gutachten die Aufmerksamkeit auf diese Belastungsmöglichkeiten und macht Vorschläge zu ihrer Verminderung oder Vermeidung. Sie umfassen neben der Forderung nach gesetzlichen Regelungen zur Verminderung der Emissionen aus Baumaterialien, Werkstoffen und Bedarfsgegenständen auch die Forderung nach intensiver Aufklärung der Bevölkerung über vermeidbare Belastungen, davon ausgehende Gefahren und Möglichkeiten ihrer Verminderung.

9.1 Der Begriff „Innenraum“

234. Innenräume im Sinne dieses Gutachtens sind:

- a) Wohnungen mit Wohn-, Schlaf-, Bastel-, Sport- und Kellerräumen, Küchen und Badezimmern,
- b) Arbeitsplätze, wie Büros und Verkaufsräume, sofern sie nicht im Hinblick auf Luftschadstoffe arbeitsschutzrechtlichen Kontrollen unterliegen,
- c) Räume mit Publikumsverkehr, wie öffentliche Gebäude, d. h. Krankenhäuser, Schulen, Kindergärten, Sporthallen, Bibliotheken, Gaststätten, Hotels, Theater, Kinos und andere Veranstaltungsräume sowie
- d) die Aufenthaltsräume von Kraftfahrzeugen und allen öffentlichen Verkehrsmitteln.

9.2 Qualitätskriterien für die Luftqualität in Innenräumen

235. Zur Definition der Qualität der Innenraumluft müssen Kriterien festgelegt werden. Der Rat sieht dies

als Aufgabe des Bundesgesundheitsamtes in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt an. Für Stoffe, die typischerweise in Räumen freigesetzt oder angereichert werden, sind Gütestandards festzulegen, und zwar wegen ihres häufigen Vorkommens und wegen ihrer gesundheitlichen Bedeutung vordringlich für die in Tab. 9.1 aufgeführten Stoffe bzw. Stoffklassen.

Neben den vom Bundesgesundheitsamt und von der Landesgewerbeanstalt Bayern empfohlenen maximal duldbaren Raumluftkonzentrationen für Holzschutzmittel-Immissionen (Tab. 2.12) haben verschiedene Gremien ähnliche „Richtwerte“ für weitere in Innenräumen vorkommende Immissionen empfohlen. Diese entsprechen z. T. den MAK-Werten (z. B. für Kohlenmonoxid und Ozon), die jedoch für die Innenraumluft zu hoch angesetzt sind (siehe Anhang, Kap. 10.1).

Soweit bisher keine gesundheitlich begründeten Werte vorliegen, kann von den MAK-Werten ausgehend ein vorläufiger Wert ermittelt werden. Dabei sollten die höhere Empfindlichkeit der Gesamtbevölkerung und von Risikogruppen im Vergleich zum gesunden Arbeitnehmer und die nahezu ganztägige Aufenthaltsdauer in Innenräumen berücksichtigt werden. Soweit bisher keine wissenschaftlich begründeten Sicherheitsfaktoren definiert worden sind, eignet sich der vom Verein Deutscher Ingenieure [1966] vorgeschlagene zwanzigste Teil des MAK-Wertes als vorläufiger Richtwert (Tz. 249).

9.3 Art der Immissionen

236. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Emissionsquellen lassen sich die von ihnen ausgehenden Belastungen einerseits in vorübergehende und dauernde, andererseits in vermeidbare und unvermeidbare Belastungen gliedern. Daraus ergeben sich die folgenden Immissionsarten, aus denen unterschiedliche Maßnahmen zur Verbesserung der Situation abzuleiten sind:

- a) vorübergehende unvermeidbare Immissionen, die z. B. aus handwerklichen Tätigkeiten oder aus dem Heimwerkerbereich stammen,
- b) vorübergehende vermeidbare Immissionen, die z. B. aus nicht sachgerechter oder unnötiger Anwendung von Chemikalien im Haushalt oder Heimwerkerbereich herrühren,
- c) unvermeidbare kontinuierliche Immissionen, z. B. wenn Menschen, Haustiere und Pflanzen Kohlendioxid, Gerüche oder Staub produzieren,
- d) vermeidbare, häufig wiederkehrende Immissionen, die durch Emissionen von Chemikalien aus Baumaterial, Einrichtungsgegenständen, offenen Feuerstellen, insbesondere Gasherden, und durch Tabakrauch entstehen.

Tab. 9.1

Stoffe bzw. Stoffklassen, für die vordringlich Gütestandards festgelegt werden müssen

Stoffe/Stoffklassen	Quelle
Aldehyde	z. B. Formaldehyd in Spanplatten, Acrolein im Tabakrauch
Allergene und pathogene Mikroorganismen	z. B. kontaminierte raumluftechnische Anlagen
Asbest	alte Spritzasbestbeläge
Biozide Stoffe	Holzschutzmittel (z. B. Pentachlorphenol, Lindan), Insektizide
Isocyanate	Monomere aus Polyurethanen, z. B. in Spanplatten
Kohlenmonoxid	offene Feuerstellen, Tabakrauch, Autoabgase (Kfz-Innenräume)
Benzol	Autoabgase, Benzinleitungen (Kfz-Innenräume)
polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	offene Feuerstellen, Tabakrauch
Lösemittel	Reinigungs- und Pflegemittel, Lacke, Farben, Klebstoffe
Staubpartikel	Tabakrauch, Abrieb

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

9.4 Maßnahmen

237. Der Rat hält zur Verminderung der Belastung der Innenraumlufte die folgenden Maßnahmen für dringend erforderlich:

9.4.1 Information und Aufklärung

238. Zunächst muß die Erkenntnis vermittelt werden, daß in jedem Raum eine ausreichende Frischluftzufuhr gewährleistet sein muß. Sie sollte 12–15 m³ pro Person und Stunde betragen. Dementsprechend dürfen auch Isolierungsmaßnahmen bei undichten Türen und Fenstern oder bei Neubauten nur so beschaffen sein, daß die Frischluftzufuhr nicht unter diese Werte sinkt.

Zur Verminderung der vorübergehenden und unvermeidbaren Immissionen hält es der Rat für notwendig, den Betroffenen die Zusammenhänge zwischen der Belastung der Innenraumlufte und den genannten Quellen, die Verminderung der Belastung durch Auswahl geeigneter Produkte, durch sachgerechten Umgang mit diesen und die Notwendigkeit einer ausreichenden Frischluftzufuhr zu erläutern.

So lassen sich bei handwerklichen Tätigkeiten und Heimwerkerarbeiten durch sachgerechte Anwendung und Verarbeitung von Abbeizmitteln, Klebern, Lösemitteln usw. die Emissionen z. T. erheblich sen-

ken. Weiterhin muß auf die Notwendigkeit hingewiesen werden, die Räume während und nach den Arbeiten ausreichend zu belüften.

Für besonders wichtig hält es der Rat, die Zusammenhänge zwischen Passivrauchen und Erkrankungen zu vermitteln. Insbesondere rauchende Eltern müssen mehr als bisher davon überzeugt werden, daß sie die Gesundheit ihrer Kinder nicht nur akut gefährden, sondern auch chronische Erkrankungen ihrer Kinder verursachen können.

Weiterhin müssen Betreiber von offenen Feuerstellen wie Kaminen und vor allem Gasherden nachdrücklich darauf hingewiesen werden, daß es bei Verbrennungsvorgängen immer zur Bildung von Schadstoffen wie Kohlenmonoxid oder Stickstoffoxiden und unter Umständen auch polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen kommt. Die daraus resultierende Belastung der betroffenen Räume oder Wohnungen läßt sich durch ausreichende Luftzufuhr an die Flammen, vor allem aber durch Belüftung der Räume vermindern, wenn die Zusammenhänge bekannt sind. Auf das Problem der Belastung der Außenluft durch diese Feuerstellen wird hier nur hingewiesen.

239. Als besonders problematisch sieht der Rat die schlechte Luftqualität in vielen vollklimatisierten Gebäuden an. Obwohl für diesen Bereich die Qualitätskriterien (Komfortkriterien) in einschlägigen Normen

und Richtlinien festgelegt sind, ist die Klimatisierung vieler Gebäude häufig wegen falscher Auslegung oder Betriebsweise unzureichend und kann zu ständigen, allerdings nicht immer objektivierbaren Störungen von Gesundheit und Behaglichkeit führen.

Bei Klimaanlage müssen zwei Kriterien berücksichtigt werden:

- die Lufthygiene, die im wesentlichen durch die Reinheit der Luft und den CO₂-Gehalt bestimmt wird, und
- die thermische Behaglichkeit, die durch die empfundene Temperatur, die Luftfeuchte und die Luftbewegung definiert ist.

Erst wenn beide Kriterien berücksichtigt sind, kann das Raumklima als „gesund“ bezeichnet werden. Daher ist bei der Bewertung der Luftqualität klimatisierter Gebäude beiden Aspekten Beachtung zu schenken.

Häufig werden richtig dimensionierte und ausgeführte Anlagen unzureichend betrieben. Die Einhaltung optimaler Temperatur und Luftfeuchte bedingt nämlich einen relativ hohen Energieverbrauch für die Luftaufbereitung, der häufig durch „falsches Sparen“ auf Kosten der Einhaltung der Komfortbedingungen gesenkt wird.

Aber auch durch eine oft zu beobachtende mangelhafte Wartung der einzelnen Luftaufbereitungskomponenten wird die Luftqualität herabgesetzt. Dieses ist vor allem bei der Befeuchtung in Luftwäschern mit Umlaufwasser der Fall. Durch eine nachlässige Wartung tritt eine Anreicherung von Bakterien und Algen im Wäscherwasser mit den entsprechenden negativen Folgen für die den Innenräumen zugeführte Luft auf.

Die Erfahrung hat gezeigt, daß bei guter Wartung und richtiger Betriebsweise die Partikelzahlen als Träger von Kontaminationskeimen in vollklimatisierten Räumen nachweislich niedriger sind als in vergleichbaren nicht klimatisierten Räumen.

Diese Zusammenhänge müssen Hausbesitzern, den Betreibern von Klimaanlage, aber auch Betroffenen bewußt gemacht werden, um gesundheitliche Beeinträchtigungen zu vermeiden.

9.4.2 Regelungen zur Beseitigung vermeidbarer Emissionen

Tabakrauch

240. Das Nichtraucherchutzprogramm der Bundesregierung aus dem Jahre 1978 sollte im Lichte neuer Erkenntnisse über die Gesundheitsgefährlichkeit des von Nichtrauchern inhalierten Tabakrauches aktualisiert werden.

Da man davon ausgehen muß, daß Tabakrauch krebserzeugende Substanzen enthält, und epidemiologische Untersuchungen auf ein erhöhtes Krebsrisiko des Passivrauchers hinweisen, muß der Staat seiner Schutzpflicht gegenüber dem Nichtraucher nachkommen. Dies läßt sich aus Art. 2 Abs. 2 GG, dem Grundrecht auf körperliche Unversehrtheit, ableiten. Da für

die krebserzeugenden und erbgutschädigenden Wirkungen der Inhaltsstoffe des Tabakrauches keine unschädlichen Konzentrationen angegeben werden können, ist ein Rauchverbot immer dann unvermeidlich, wenn Nichtraucher exponiert sind. Für die tägliche Praxis ist davon auszugehen, daß Rauchen in Gegenwart von Nichtrauchern nicht zu einer Überschreitung von Richtwerten für Inhaltsstoffe des Tabakrauches führen darf. Als Leitsubstanzen für entsprechende Messungen können Kohlenmonoxid, Tabakrauchpartikel, Formaldehyd oder Nikotin verwendet werden.

Im einzelnen fordert der Rat folgende Maßnahmen:

1. Für den privaten Bereich muß der Bevölkerung durch weitere, verstärkte Aufklärung das Wissen um die Gesundheitsgefährlichkeit des Rauchens für Nichtraucher, insbesondere für Kinder, immer wieder nahegebracht werden.
2. Der auf allen Verpackungen von Tabakerzeugnissen angebrachte Hinweis auf die Gesundheitsgefährdung durch Rauchen muß die Nichtraucher ausdrücklich einbeziehen: „Rauchen gefährdet Ihre Gesundheit und die Gesundheit Ihrer Mitmenschen.“
3. Soweit noch nicht geschehen, sind Rauchverbote zu erlassen für
 - a) öffentliche Bereiche, wo sich Nichtraucher dem Passivrauchen nicht entziehen können;
 - b) Arbeitsplätze, wenn Nichtraucher exponiert werden;
 - c) Schulen wegen der höheren Schutzpflicht des Staates gegenüber Minderjährigen; Raucherzimmer sind abzuschaffen.

Verbesserung der gesetzlichen Regelungen für „Bedarfsgegenstände“

241. Bei allen Gegenständen und Mitteln des persönlichen und häuslichen Bedarfs („Bedarfsgegenstände“ im Sinne des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes), von denen bei bestimmungsgemäßem oder voraussehendem Gebrauch Gesundheitsgefährdungen ausgehen können, sind die darin enthaltenen Chemikalien mit Konzentrationsangaben der gesundheitlich bedeutsamen Stoffe deutlich sichtbar zu kennzeichnen. Das gilt auch für die in Haushalten verwendeten Schädlingsbekämpfungsmittel; auf Holzschutzmittel wird unten gesondert eingegangen. Die Kennzeichnung ist erforderlich, um die aus solchen Gegenständen und Mitteln, z. B. Farben, Klebstoffen, Reinigungs- und Desinfektionsmitteln u. ä. ausgehenden Emissionen abschätzen zu können und andererseits bei Vergiftungsfällen den behandelnden Ärzten eine gezielte Therapie zu ermöglichen, ohne erst bei den Herstellern oder Behörden nach den toxischen Komponenten fragen zu müssen. Für die Herstellung dieser Gegenstände dürfen nur solche Chemikalien verwendet werden, deren toxikologisches Wirkprofil ausreichend dokumentiert ist.

242. Der Rat empfiehlt weiterhin, daß in Gebrauchsanweisungen die Gefahrenhinweise und Sicherheits-

ratschläge besonders hervorgehoben werden müssen; nötigenfalls sind die gesetzlichen Voraussetzungen für eine solche Regelung zu schaffen.

243. In Innenräumen wird ferner eine große Zahl von Produkten wie Kunstleder, Gardinen, Teppichfußböden, Dispersionsfarben, Spanplatten usw. eingesetzt, die Chemikalien enthalten. Sie werden z. T. zwar von der Bundesanstalt für Materialprüfung auf ihre Eignung für die vorgesehene Verwendung überprüft, nicht jedoch darauf, ob sie zu einer Belastung der Innenraumluft führen. So geben z. B. manche Kunststoffe zeitweise oder ständig Kunststoffmonomere oder Weichmacher an die Innenraumluft ab oder tragen durch Abrieb zur Staubproduktion bei. Das Ausmaß der daraus resultierenden Belastung der Innenraumluft muß bei der Verwendbarkeitsprüfung der Produkte berücksichtigt werden. Als Kriterium sollte dabei der Gehalt an emittierbaren Chemikalien im Produkt dienen, nicht aber die pro Zeiteinheit emittierte Menge.

Holzschutzmittel

244. Bereits 1977 ist vom Bundesgesundheitsamt empfohlen worden, Holzschutzmittel, vor allem solche, die Pentachlorphenol und Lindan enthalten, nicht mehr in Aufenthaltsräumen zu verwenden. Über Gütesicherungsvereinbarungen zwischen dem Industrieverband Bauchemie und Holzschutzmittel e. V. und dem Bundesgesundheitsamt ist mittlerweile erreicht worden, daß heute in Holzschutzmitteln mit gültigem amtlichem Prüfzeichen kein Pentachlorphenol mehr enthalten ist; das gilt sowohl für die in Innenräumen als auch für die im Freien angewendeten Holzschutzmittel. Darüber hinaus ist nach der Gefahrstoffverordnung (Anhang II Nr. 6) die Anwendung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Aufenthaltsräumen sogar ausdrücklich verboten.

Unabhängig von den vertraglichen und gesetzlichen Verboten der Anwendung bestimmter Holzschutzmittel weist der Rat darauf hin, daß die vorbeugende

Behandlung von Möbeln, dekorativen Holzverkleidungen oder Balken in Innenräumen mit Holzschutzmitteln meistens unnötig ist. Holzschädlinge wie Holzbock, Holzwurm und bestimmte Pilze, z. B. Hausschwamm, benötigen für ihre Entwicklung und ihr Gedeihen ein feuchtes Raumklima; deshalb finden sie insbesondere in der trockenen Luft zentralbeheizter Wohnungen kaum geeignete Lebensbedingungen vor.

Kfz-Innenräume

245. Im Kfz-Innenraum ist die angesaugte Luft die Hauptquelle der Schadstoffbelastung, die wiederum durch die Emissionen der übrigen Verkehrsteilnehmer verursacht wird. Es ist deshalb zu fordern, daß alle Fahrzeuge insgesamt möglichst wenig Schadstoffe emittieren. Darüber hinaus sind Vorkehrungen zu treffen, um das Eindringen von Schadstoffen in den Kfz-Innenraum einzuschränken. Entsprechende Adsorptionsfilter bzw. Katalysatoren sind in der Entwicklung. Stäube können durch Filterung der angesaugten Frischluft mit bereits auf dem Markt befindlichen Filtersystemen zurückgehalten werden.

Neben der Fernhaltung der Autoabgase aus dem Kfz-Innenraum müssen die Ausdünstungen organischer Treibstoffbestandteile aus Tanks und Leitungen sowie Diffusionsverluste bei Kunststofftanks verringert werden.

Die Belastung der Kfz-Innenräume durch flüchtige Bestandteile der zunehmend im Innenausbau verwendeten Kunststoffe sollte insbesondere bei Neufahrzeugen berücksichtigt werden.

Regelung der Zuständigkeiten

246. Der Rat hält es für erforderlich, daß die ministeriellen und sonstigen administrativen Zuständigkeiten für Regelungen, die Emissionsquellen oder die Qualität der Innenraumluft betreffen, eindeutig bestimmt und bekannt gemacht werden.

10 ANHANG I

10.1 Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen

247. Der MAK-Wert (Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) ist die höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei wiederholter und langfristiger, in der Regel täglich achtstündiger Exposition, jedoch bei Einhaltung einer durchschnittlichen Wochenarbeitszeit von 40 Stunden (in Vierschichtbetrieben 42 Stunden je Woche im Durchschnitt von vier aufeinanderfolgenden Wochen) im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten nicht beeinträchtigt und diese nicht unangemessen belästigt. In der Regel wird der MAK-Wert als Durchschnittswert über Zeiträume bis zu einem Arbeitstag oder einer Arbeitsschicht integriert. Bei der Aufstellung von MAK-Werten sind in erster Linie die Wirkungscharakteristika der Stoffe berücksichtigt, daneben aber auch – soweit möglich – praktische Gegebenheiten der Arbeitsprozesse bzw. der durch diese bestimmten Expositionsmuster. Maßgebend sind dabei wissenschaftlich fundierte Kriterien des Gesundheitsschutzes, nicht die technischen und wirtschaftlichen Möglichkeiten der Realisation in der Praxis.

MAK-Werte dienen dem Schutz der Gesundheit am Arbeitsplatz. Sie geben für die Beurteilung der Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit der am Arbeitsplatz vorhandenen Konzentrationen eine Urteilsgrundlage ab. Sie sind jedoch keine Konstanten, aus denen das Eintreten oder Ausbleiben von Wirkungen bei längeren oder kürzeren Einwirkungszeiten errechnet werden kann. Neben der Einwirkung über die Atemwege bestimmen noch eine Reihe anderer Faktoren Art und Ausmaß schädlicher Wirkungen: sensibilisierende Eigenschaften, Hautresorption, Ätzwirkung, Brennbarkeit, Dampfdruck u. a. Die Einhaltung des MAK-Wertes entbindet nicht grundsätzlich von der ärztlichen Überwachung des Gesundheitszustandes exponierter Personen.

Der MAK-Wert ist nicht geeignet, mögliche Gesundheitsgefährdungen durch langdauernde Einwirkung von Verunreinigungen der freien Atmosphäre, z. B. in der Nachbarschaft von Industrieunternehmen, anhand konstanter Umrechnungsfaktoren abzuleiten [Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1985].

Für Stoffe, die in der Luft von Innenräumen vorkommen können, werden in der Tab. 10.1 die MAK-Werte aufgeführt.

10.2 Technische Richtkonzentrationen

248. Für eine Reihe krebserzeugender und erbgutändernder Arbeitsstoffe können MAK-Werte nicht ermittelt werden. Die Gründe dafür sind folgende:

Krebs und Mutationen manifestieren sich erst nach Jahren und Jahrzehnten, u. U. erst in künftigen Generationen. Bei langfristiger Einwirkung geringer Dosen dieser Stoffe summieren sich die gesetzten Veränderungen in hohem Maße; ob und in welchem Umfang eine Reparatur (Selbstheilung) eintritt, kann z. Z. nicht entschieden werden.

Da bestimmte krebserzeugende Stoffe technisch unvermeidlich sind, z. T. auch natürlich vorkommen, und Expositionen gegenüber diesen Stoffen nicht völlig ausgeschlossen werden können, benötigt die Praxis des Arbeitsschutzes Richtwerte für die zu treffenden Schutzmaßnahmen und die meßtechnische Überwachung.

Unter der Technischen Richt-Konzentration (TRK) eines gefährlichen Arbeitsstoffes versteht man diejenige Konzentration als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft, die als Anhalt für die zu treffenden Schutzmaßnahmen und die meßtechnische Überwachung am Arbeitsplatz heranzuziehen ist. Technische Richtkonzentrationen werden nur für solche gefährlichen Arbeitsstoffe benannt, für die z. Z. keine toxikologisch-arbeitsmedizinisch begründeten maximalen Arbeitsplatzkonzentrationen (MAK-Werte) aufgestellt werden können. Die Einhaltung der Technischen Richtkonzentration am Arbeitsplatz soll das Risiko einer Beeinträchtigung der Gesundheit vermindern, vermag dieses jedoch nicht vollständig auszuschließen.

Die Technische Richtkonzentration orientiert sich an den technischen Gegebenheiten und den Möglichkeiten der technischen Prophylaxe unter Heranziehung arbeitsmedizinischer Erfahrungen im Umgang mit dem gefährlichen Arbeitsstoff.

Da bei Einhaltung der Technischen Richtkonzentration das Risiko einer Beeinträchtigung der Gesundheit nicht vollständig auszuschließen ist, sind durch fortgesetzte Verbesserungen der technischen Gegebenheiten und der technischen Schutzmaßnahmen Konzentrationen anzustreben, die möglichst weit unterhalb der Technischen Richtkonzentration liegen.

Technische Richtkonzentrationen bedürfen der stetigen Anpassung an den Stand der technischen Entwicklung und der analytischen Möglichkeiten sowie der Überprüfung nach dem Stand der arbeitsmedizinischen Kenntnisse [Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1985].

In der Tab. 10.1 sind verschiedene TRK-Werte aufgeführt.

10.3 Maximale Immissionswerte

249. Die Verunreinigung der Atmosphäre mit Schadstoffen erfordert eine Festlegung von maxima-

Tab. 10.1

**Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen bzw.
Technische Richtkonzentrationen (Auszug)**

Stoff	MAK		TRK		H; S*)	A; B**)
	[ppm]	[mg/m ³]	[ppm]	[mg/m ³]		
Acetaldehyd	50	90				B
Aceton	1 000	2 400				
Acrolein (2-Propenal)	0,1	0,25				
Aldrin		0,25			H	
Allylalkohol (2-Propen-1-ol)	2	5				
Ammoniak	50	35				
iso-Amylalkohol	100	360				
Asbest***) Krokydolith				0,025 und $0,5 \times 10^6$ Fasern/m ³		A 2
..... Crysotil, Amosit, An- thophyllit, Tremolit, Aktinolith				0,05 und 1×10^6 Fasern/m ³		
Asbesthaltiger Fein- staub****)				2,0		
Benzin		noch kein MAK-Wert aufgestellt				
Benzo[a]pyren	—	—	—	—		A 2
Benzol			5	16	H	A 1
Blei	0,1					
Bleitetraethyl	0,01	0,075			H	
Bleitetramethyl	0,01	0,075			H	
Buchenholzstaub		—	—	—		A 1
Butan (beide Isomeren) ..	1 000	2 350				
Butanol (alle Isomeren)	100	300				
2-Butanon (Ethylmethylketon) ..	200	590				
Chlor	0,5	1,5				
Chlorbenzol	50	230				
Chlorierte Biphenyle . Chlorgehalt 42% ..	0,1	1			H	B
Chlorgehalt 54% ..	0,05	0,5			H	
Chlormethan	50	105				B
Chloroform	10	50				B
Chlorwasserstoff	5	7				
Cyanacrylsäure- methylester	2	8				
Cyanwasserstoff	10	11			H	
Cyclohexan	300	1 050				
Cyclohexanon	50	200				
Dichloracetylen	—	—	—	—		A 2
1,1-Dichlorethan	100	400				
1,2-Dichlorethan	20	80				B
1,1-Dichlorethen	2	8				B
1,2-Dichlorethen (cis- und trans-)	200	790				
Dichlormethan	100	360				
Dichlorvos	0,1	1			H	
Dieldrin		0,25			H	
Diethylether	400	1 200				
1,4-Dioxan	50	180			H	B
Diphenylmethan-4,4'- diisocyanat	0,01	0,1			S	
Eichenholzstaub	—	—	—	—		A 1

noch Tab. 10.1

**Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen bzw.
Technische Richtkonzentrationen (Auszug)**

Stoff	MAK		TRK		H; S*)	A; B**)
	[ppm]	[mg/m ³]	[ppm]	[mg/m ³]		
Essigsäure	10	25				
Ethanol	1 000	1 900				
Ethylacetat (Essigsäureethylester)	400	1 400				
Ethylbenzol	100	440			H	
Formaldehyd	1	1,2			S	B
n-Hexan	50	180				
2-Hexanon	5	21				
Holzstaub (außer Buchen- und Eichenholzstaub) ..	—	—	—	—	S	B
Kampfer	2	13				
Kohlendioxid	5 000	9 000				
Kohlenmonoxid	30	33				
Künstliche Mineral- fasern (Durchmesser <1µm)	—	—	—	—		B
Lindan	0,5				H	
Methanol	200	260			H	
Naphthalin	10	50				
Nikotin	0,07	0,50			H	
Octan	500	2 350				
Ozon	0,1	0,2				
Pentachlorphenol	0,05	0,5			H	
Phenol	5	19			H	
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	—	—	—	—		A 2
Propan	1 000	1 800				
iso-Propanol	400	980				
Pyrethrum		5			S	
Pyrolyseprodukte aus organischem Material	—	—	—	—		B
Schwefeldioxid	2	5				
Stickstoffdioxid	5	9				
Styrol	100	420				
Terpentinöl	100	560			S	
1,1,2,2-Tetrachlorethan Tetrachlorethen (Perchloräthylen) ..	1	7			H	B
Tetrachlorkohlenstoff	50	345				
Tetrahydrofuran	10	65			H	B
Toluol	200	590				
1,1,1-Trichlorethan ..	100	375				
1,1,2-Trichlorethan ..	200	1 080				
Trichlorethen (Trichlorethylen) ..	10	55			H	B
Vinylchlorid bestehende Anlagen der VC- und PVC- Herstellung	50	260				B
im übrigen			3	8		A 1
Xylol (alle Isomeren) .	100	440	2	5		

*) H) Gefahr der Hautresorption

S) Gefahr der Sensibilisierung

**) Krebs erzeugende Arbeitsstoffe werden in der MAK-Liste besonders aufgeführt und folgendermaßen unterteilt:

A) Eindeutig als krebserzeugend ausgewiesene Arbeitsstoffe

A 1) Stoffe, die beim Menschen erfahrungsgemäß bösartige Geschwülste zu verursachen vermögen;

A 2) Stoffe, die bislang nur im Tierversuch sich nach Meinung der Kommission eindeutig als krebserzeugend erwiesen haben, und zwar unter Bedingungen, die der möglichen Exponierung des Menschen am Arbeitsplatz vergleichbar sind, bzw. aus denen Vergleichbarkeit abgeleitet werden kann.

B) Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potential.

***) Asbest als Feinstaub – Definition Faser: Länge >5 µm, Durchmesser <3 µm, Länge/Durchmesser >3 : 1

****) anzuwenden bei = 2,5 Gew.-% Asbest im Feinstaub (zusätzlich zu TRK-Wert Asbest)

Quelle: Deutsche Forschungsgemeinschaft, 1985

len Immissionswerten, um die Allgemeinheit vor Gefahren, erheblichen Nachteilen oder erheblichen Belästigungen zu schützen.

Die Kommission ‚Reinhaltung der Luft‘ beim Verein Deutscher Ingenieure (VDI) hat sich der Aufgabe angenommen, sogenannte „Maximale Immissionsgrenzwerte“ als Grundlage für die Festlegung von Immissionsgrenzwerten zu erarbeiten. Die Maximalen Immissionswerte zielen darauf ab, eine Gesundheitsschädigung des Menschen, insbesondere auch von Kindern, Alten und Kranken, selbst bei ununterbrochener langfristiger Exposition zu vermeiden und einen Schutz vor Schädigungen von Tieren, Pflanzen und Sachgütern zu gewährleisten.

Die Maximalen Immissionswerte sind rein wirkungsbezogene, wissenschaftlich begründete und aus praktischen Erfahrungen abgeleitete Werte mit medizinischer oder naturwissenschaftlicher Indikation. Sie berücksichtigen nicht die technische Realisierbarkeit.

Weil sowohl akute als auch chronische (z. B. kumulative) Schädigungen berücksichtigt werden müssen, werden bei der Ableitung von Maximalen Immissionswerten sowohl Langzeit- als auch Kurzzeitwerte ermittelt und angegeben. Die hierbei zu wählenden Bezugszeiten müssen sowohl dem Wirkungscharakter der Schadstoffe als auch den Reaktionen der betreffenden Wirkungsobjekte angepaßt werden.

Je nach Schutzobjekt, Art des Schadstoffs oder der möglichen Schädigung und unter Berücksichtigung praktischer, z. B. meßtechnischer Gesichtspunkte können Maximale Immissionswerte in unterschiedlicher Weise abgeleitet werden, d. h. als

- Maximale Immissionskonzentrationen (MIK) (Verhältnis von Schadstoffmenge zu Luftvolumen),
- Maximale Immissionsraten (mittlere Schadstoffaufnahme pro Zeiteinheit und Akzeptormasse bzw. -fläche) und
- Maximale Immissionsdosen (aus der Luft aufgenommene Schadstoffmenge pro Akzeptormasse bzw. -fläche).

In der Tab. 10.2 sind MIK-Werte organischer Verbindungen aus der VDI-Richtlinie 2306 [VDI, 1966] aufgeführt. Der Grenzwert für Dauereinwirkung (MIK_D) darf nach dem derzeitigen Stand der Kenntnis bis zur Höhe des Grenzwerts für kurzzeitige Einwirkung (MIK_K) innerhalb von vier Stunden für 30 Minuten überschritten werden. Das Meßintervall soll grundsätzlich eine halbe Stunde betragen.

Sollte der MIK-Wert für eine Substanz benötigt werden, die noch nicht in die Liste der VDI-Richtlinie 2306 [VDI, 1966] aufgenommen ist, so wird empfohlen, sofern keine besonderen Gründe dagegen sprechen, zunächst hilfsweise etwa $\frac{1}{20}$ des MAK-Wertes einzusetzen.

In der VDI-Richtlinie 2310 legte die VDI-Kommission Reinhaltung der Luft eine erweiterte Liste überwiegend „klassischer“ anorganischer Luftschadstoffe mit

maximalen Immissionskonzentrationen (MIK-Werte) vor, die sich auf den Schutz des Menschen vor toxischen Einwirkungen beziehen [VDI, 1974]. Einige dieser Werte sind in der Tab. 10.3 aufgeführt.

In den letzten Jahren wurden die MIK-Werte der Luftschadstoffe Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ozon überarbeitet und ausführlich begründet [VDI, 1984; 1985; 1987]. Die Überarbeitung und Begründung der MIK-Werte für Schwebstaub, Kohlenmonoxid und Formaldehyd sind noch nicht abgeschlossen [SCHNEIDER et al., 1986].

Der Hauptausschuß III des Vereins Deutscher Ingenieure (VDI) hat auf seiner Sitzung vom 16. Oktober 1985 festgestellt, daß die Maximalen Immissionskonzentrationen (MIK-Werte) der VDI-Kommission Reinhaltung der Luft nicht nur für die Beurteilung der Außenluft, sondern auch für die Bewertung der Luftqualität in nicht gewerblichen Innenräumen Anwendung finden sollen [SCHNEIDER et al., 1986].

10.4 Maximale Raumluftkonzentrationen

250. Biozide Wirkstoffe, die relativ flüchtig sind und in unmittelbarer Umgebung des Menschen angewendet werden, können zu einer inhalativen Dauerbelastung führen. Leider sind langfristig angelegte Inhalationsstudien wegen des ungeheuren Aufwandes, den sie erfordern, sehr selten. Als Hilfsmittel zur Festlegung einer langfristig tolerierbaren Luftkonzentration muß daher auf die Langzeit-Fütterungsversuche an Labortieren zurückgegriffen werden. Das Bundesgesundheitsamt [KUNDE, 1982] hat ein Verfahren entwickelt, nach dem als Dauerbelastung akzeptierbare Luftkonzentrationen in Innenräumen errechnet werden. Dabei wird von der maximal tolerierbaren oralen Tagesdosis ohne unerwünschte Wirkung ausgegangen und mit Hilfe von Sicherheitsfaktoren die Übertragbarkeit vom Tier auf den Menschen und die unterschiedliche Wirkungsstärke von inhalierter im Vergleich zu oral aufgenommener Substanz berücksichtigt. In der Tab. 2.12 (s. Kap. 2.4.3) sind die maximalen Raumluftkonzentrationen (MRK-Werte) aufgeführt, die sich für einzelne Biozide nach diesem Verfahren ergeben. Diese Werte sind nur als vorläufige Orientierungshilfe ohne offiziellen Charakter zu betrachten, da die Beurteilung der einzelnen Stoffe noch nicht abgeschlossen ist.

10.5 Weitere Richtwerte der Lufthygiene in Innenräumen

Formaldehyd

251. Veranlaßt durch zahlreiche Beschwerden seit Mitte der 70er Jahre wurde 1977 vom Bundesgesundheitsamt ein Richtwert für Formaldehyd in nicht-betrieblichen Wohn- und Aufenthaltsräumen von 0,1 ppm (0,12 mg/m³) empfohlen.

Pentachlorphenol

252. Von verschiedenen Autoren wurden Gütestandards für Pentachlorphenol in der Raumluft abgeleitet (s. Tab. 10.4).

Tab. 10.2

Maximale Immissionskonzentrationen organischer Verbindungen (Auszug)

Stoff	MIK _D		MIK _K	
	[ppm]	[mg/m ³]	[ppm]	[mg/m ³]
Acetaldehyd	2	4	6	12
Aceton	50	120	150	360
Acrolein	0,005	0,01	0,01	0,025
Amylalkohol (alle Isomeren)	5	20	15	60
Benzin (10% Aromaten, Lösemittelbenzin)	20	80	60	240
Benzol	1	3	3	10
höher alkylierte Benzole	5		15	
Butanol (alle Isomeren)	5	15	15	45
2-Butanon (Ethylmethylketon)	10	30	30	90
Chlorbenzol	1	5	3	15
Chloroform	2	10	6	30
Cyclohexanon	2	10	6	30
1,1- und 1,2-Dichlorethan	2	8	6	25
Dichlormethan	s. Tab. 10.3			
Diethylether	20	65	60	195
1,4-Dioxan	5	20	15	60
Essigsäure	2	5	6	15
Ethanol	50	100	150	300
Ethylacetat (Essigsäureethylester)	20	75	60	225
Formaldehyd	0,02	0,03	0,06	0,07
Methanol	10	15	30	40
Naphthalin	0,5	2,5	1,5	7,5
Phenol	0,05	0,2	0,15	0,6
Propanol (alle Isomeren)	20	50	60	150
Styrol	5	20	15	65
Terpentinöl	5	25	15	75
Tetrachlorethen (Perchlorethylen)	5	35	15	110
Tetrachlorkohlenstoff	0,5	3	1,5	10
Tetrahydrofuran	s. Tab. 10.3			
Toluol	5	20	15	60
2,4- und 2,6-Toluylendiisocyanat	0,001	0,007	0,003	0,021
1,1,1-Trichlorethan	5	30	15	90
Trichlorethen (Trichlorethylen)	s. Tab. 10.3			
Xylol (alle Isomeren)	5	20	15	60

Quelle: VDI, 1966

Tab. 10.3

Maximale Immissionskonzentrationen anorganischer und organischer Verbindungen (Auszug)
(Werte in mg/m³; bezogen auf 20° C, 1013 mbar)

Stoff	Mittelwert über 1/2 Stunde	Mittelwert über 24 Stunden	Mittelwert über 1 Jahr
Ammoniak	2	1	0,5
Blei und anorganische Bleiverbindungen		0,004 0,003	0,002 *) 0,0015 **)
Einatembarer Gesamtstaub ***)	0,45	0,3	0,15 *)
Feinstaub (Schwebstaub) ***)	0,3	0,2	0,1 **)
Kohlenmonoxid	50	10	10
Dichlormethan	150	50	20
Ozon ****)	0,12	—	—
Schwefeldioxid ****)	1	0,3	—
Stickstoffdioxid ****)	0,2	0,1	—
Stickstoffmonoxid	1	0,5	—
Tetrahydrofuran	180	60	30
Trichlorethen	16	5	2

*) Abscheidefunktion in Anlehnung an die Johannesburger Konvention mit einem Medianwert (50 %-Wert) bei einem aerodynamischen Durchmesser von 25 µm (Dichte 1)
 **) dto. bei einem aerodynamischen Durchmesser von 10 µm
 ***) beide Werte soweit nicht komponentenspezifisch festgelegt; Kombinationswirkung mit Schwefeldioxid berücksichtigt
 ****) Diese MIK-Werte wurden in den letzten Jahren überarbeitet und ausführlich begründet (vgl. Tz. 249).

Quelle: VDI, 1974; 1984; 1985; 1987

Tab. 10.4

Gütestandards für Pentachlorphenol in der Raumluft

Ermittlungsgrundlagen	Wert [µg/m ³]	Literatur
1/20 des MAK-Wertes	25	VDI, 1966 *)
MRK-Wert des BGA	60	KUNDE, 1982
Inhalationsversuche an Ratten und Kaninchen über 4 Monate (erste Symptome bei 3 mg/m ³ ; Übertragung auf den Menschen mit Sicherheitsfaktor 100)	30	KUNDE und BÖHME, 1978; nach DEMIDENKO, 1969
Abschätzung einer Aufnahme von 0,3 mg/kg/Tag im Tierversuch von DEMIDENKO (Übertragung auf den Menschen: 70 kg Körpergewicht, Atemminutenvolumen 10 l/min, Sicherheitsfaktor 100)	15	KUNDE und BÖHME, 1978

*) MAK-Wert 500 µg/m³ (vgl. Tab. 10.1)

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung

10.6 Richtwerte der Lufthygiene für die Außenluft

WHO-Empfehlungen

253. Die WHO-Arbeitsgruppe „Richtlinien der Luftqualität für bestimmte organische Luftschadstoffe“ hat in ihrer Sitzung vom 22.–26. April 1985 in Prag für die in der Tab. 10.5 aufgeführten Stoffe Grenzwerte vorgeschlagen.

Tab. 10.5

WHO-Empfehlungen für organische Luftschadstoffe

Stoff	Richtwert [mg/m ³]
1,2-Dichlorethan	0,0004
Dichlormethan	1
Styrol	0,02
Tetrachlorethen	2
Trichlorethen	1
Toluol	0,5

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung (nach WHO, 1985)

254. Darüber hinaus gibt es WHO-Empfehlungen für die in Tab. 10.6 genannten Stoffe.

Tab. 10.6

WHO-Empfehlungen für anorganische Luftschadstoffe

Stoff	Konzentration, die zu wenig oder keiner Besorgnis Anlaß gibt [mg/m ³]	Konzentration, die zu Besorgnis Anlaß gibt [mg/m ³]
Asbest	≈ 0	> 10 ⁵ Fasern/m ³
Formaldehyd	< 0,06	> 0,12
Kohlendioxid	< 4 500	> 12 000
Kohlenmonoxid	< 11 (2% COHb)	> 30 (3% COHb)
Ozon	< 0,12	> 0,15
Radon und Zerfallsprodukte	≈ 0	> 70 Bq/m ³
Schwefeldioxid	< 0,5	> 1,35
Stickstoffdioxid	< 0,19	> 0,32

Quelle: SRU, eigene Zusammenstellung (nach WHO, 1982)

Vorschriften zur Reinhaltung der Luft – TA Luft

255. Im Rahmen der TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) werden Immissionswerte zum Schutz vor Gesundheitsgefahren (Tab. 10.7) bzw. zum Schutz vor erheblichen Nachteilen und Belästigungen (Tab. 10.8) festgelegt. Diese Werte sind für die Genehmigung von Anlagen und für Konzentrationen in der Außenluft konzipiert, können aber als Grundlage für die Bewertung der Luftqualität in Innenräumen dienen.

Tab. 10.7

Immissionswerte zum Schutz vor Gesundheitsgefahren (Auszug)

Schadstoff	IW 1*) [mg/m ³]	IW 2*) [mg/m ³]
Schwebstaub (ohne Berücksichtigung der Staubinhaltsstoffe)	0,15	0,30
Blei und anorganische Bleiverbindungen als Bestandteile des Schwebstaubs – angegeben als Pb –	0,002	
Chlor	0,10	0,30
Chlorwasserstoff – angegeben als Cl –	0,10	0,20
Kohlenmonoxid	10	30
Schwefeldioxid	0,14	0,40
Stickstoffdioxid	0,08	0,20

*) IW 1: Jahresmittelwert
IW 2: 95%-Wert der Summenhäufigkeit, der nicht überschritten werden soll (95-Perzentil)

Quelle: Bundesanzeiger, 1986

Tab. 10.8

Immissionswerte zum Schutz vor erheblichen Nachteilen oder Belästigungen (Auszug)

Schadstoff	IW 1*) [mg/m ³ /Tag]	IW 2*) [mg/m ³ /Tag]
Staubniederschlag (nicht gefährdende Stäube)	350	650
Blei und anorganische Bleiverbindungen als Bestandteile des Staubniederschlags – angegeben als Pb –	0,25	—

*) IW 1: Jahresmittelwert
IW 2: 95%-Wert der Summenhäufigkeit, der nicht überschritten werden soll (95-Perzentil)

Quelle: Bundesanzeiger, 1986

10.7 Kriterien für den einwandfreien Betrieb Raumluftechnischer Anlagen

256. Nach dem Stand der Technik ist es unbestreitbar, daß Raumluftechnische Anlagen (RLT-Anlagen) die an sie gestellten Anforderungen erfüllen können. Voraussetzung hierfür sind jedoch sorgfältige Planung und Ausführung aus technischer Sicht sowie Betrieb und Wartung dieser Anlagen. Aufgrund der Individualität einer jeden RLT-Anlage können die für einen einwandfreien Betrieb zu formulierenden Kriterien nur allgemeiner Natur sein.

Raumlufthtemperatur

257. Für die thermische Behaglichkeit der Personen ist das Zusammenwirken von Raumlufthtemperatur, der Temperatur der Raumumschließungsflächen und sonstiger Wärmestrahler (die sogenannte Kaltstrahlung durch niedrige Fensterscheibenoberflächentemperaturen ist hierunter ebenfalls zu verstehen) zu berücksichtigen. Daneben spielen Bekleidungsgehnheiten, Luftgeschwindigkeit, Aktivitätsgrad der Personen und nicht zuletzt der psychische und physische Allgemeinzustand der Personen eine wesentliche Rolle auf das Temperaturempfinden und somit auf die thermische Behaglichkeit. Unter der Voraussetzung, daß die Lufttemperatur annähernd gleich der Oberflächentemperatur der Umschließungsflächen ist, soll die Raumlufthtemperatur zwischen 22 °C und 25 °C liegen; bei Außenlufttemperaturen über 26 °C kann die Raumlufthtemperatur in Abhängigkeit von der Außenlufttemperatur auf 25 °C bis 27 °C angehoben werden. Die höhere Temperatur im Sommer ist dadurch bedingt, daß der Mensch in dieser Jahreszeit im allgemeinen leichter gekleidet ist.

Die Einhaltung definierter Temperaturwerte durch die RLT-Anlage ist nach dem heutigen Stand der Technik als unproblematisch anzusehen. Problematischer vielmehr ist die Tatsache, daß eine optimale Raumlufthtemperatur für eine größere Personengruppe nicht festgelegt werden kann. In diesem Fall sind die anzustrebenden Temperaturwerte, auch wenn diese innerhalb der oben aufgeführten Toleranzgrenzen liegen, immer Kompromisse. Zwar bietet die Klimatechnik Anlagensysteme, die eine individuelle Raumtemperaturregelung ermöglichen, die aber aus nutzungsbedingten bzw. baulich bedingten Gründen nicht immer eingesetzt werden können.

Luftfeuchtigkeit

258. Aufenthaltsräume sollten Luftfeuchten von 50 bis 60 % relativer Luftfeuchte (r. F.), niemals aber weniger als 30 % r. F. aufweisen, um das Bronchialsystem nicht über Gebühr zu belasten. Dabei ist der untere Grenzwert aber bereits kritisch, da aufgrund der höheren Raumlufthgeschwindigkeit in klimatisierten Räumen schneller eine Austrocknung der Nasenschleimhäute eintritt als in nicht klimatisierten Räumen. Bei 50 bis 60 % r. F. wird dieser Effekt in der Regel vermieden. Gleichzeitig wird die Möglichkeit der elektrostatischen Aufladung bei dieser Luftfeuchtigkeit reduziert. Für die Behaglichkeit liegt die obere Grenze des Feuchtegehaltes der Luft bei 11,5 g Was-

ser je kg trockene Luft, wobei 65 % r. F. nicht überschritten werden sollen. Die Einhaltung einer bestimmten Luftfeuchtigkeit durch RLT-Anlagen stellt nach dem Stand der Technik regelungstechnisch kein Problem dar; allerdings ist häufig zu beobachten, daß aus Gründen „falscher“ Energieeinsparung im Winter RLT-Anlagen mit einer zu geringen Luftfeuchte betrieben werden.

Luftführung

259. Die Luftführung in klimatisierten Räumen, d. h. Anordnung und Auswahl der Luftaus- und -einträge, ist eine der schwierigsten Aufgaben der Klimatechnik. Bestimmte Vorschriften über die günstigste Art der Luftführung lassen sich nicht aufstellen.

Um eine ausreichende Raumdurchspülung zu erreichen, ist die Luftführung im Raum von entscheidender Bedeutung. Sie hängt u. a. von der Raumgeometrie, vom Volumenstrom, der Zuluftgeschwindigkeit usw. ab. In der Praxis ist man daher häufig auf Modellversuche angewiesen, um die lufttechnisch günstigste Anordnung von Luftaus- und -einträgen festzustellen. Oftmals stehen dann aber noch der optimalen Lösung bauliche Schwierigkeiten oder architektonische Gesichtspunkte entgegen.

Die verschiedenen Luftführungssysteme (Verdünnungslüftung, Verdrängungslüftung, Luftströmung von unten nach oben oder umgekehrt) bieten Vor- und Nachteile, die schon bei der Auswahl des Luftführungssystems in der Planungsphase unbedingt berücksichtigt werden müssen. Insbesondere die Luftführung von unten nach oben ist aus hygienischer Sicht bedenklich, da durch eine bodennahe Zuluftzuführung Büro- und Straßenstaub in den Aufenthaltsbereich der Personen gelangen und somit zu einer erheblichen Keimbelastung führen kann.

Luftwechselrate und Zuluftvolumenstrom

260. Der minimal erforderliche Frischluftanteil ergibt sich aus der im Raum anfallenden Schadstoffmenge, die bei Innenräumen in der Regel durch Personen verursacht wird. Die bisher zugrunde gelegten Mindestaußenlufttraten pro Person im Aufenthaltsraum haben sich in der Praxis als ausreichend bewährt. Voraussetzung allerdings ist, daß die rechnerische Außenlufttrate auch tatsächlich im Betrieb erreicht wird. Sehr häufig ist festzustellen, daß aufgrund mangelhafter Anlagenabgleichs die gewünschten Werte nicht erreicht werden. Eine regelmäßige Kontrolle sollte daher angestrebt werden.

Die Höhe des Zuluftvolumenstromes, der in der Regel nicht mit dem Mindestaußenluftvolumenstrom identisch ist, kann durch die Klimatechnik nur bedingt beeinflußt werden. Insbesondere in diesem Punkt wird deutlich, wie sehr die Klimatechnik und letztendlich auch die durch sie verursachten Negativerscheinungen von baulichen, architektonischen und nutzungsbedingten Einflußgrößen abhängig sind.

Der Zuluftvolumenstrom hat die Aufgabe, neben der Zufuhr von Außenluft Wärme- und Kühllasten aus dem Raum abzuführen. Dabei ist die Höhe der ther-

mischen Lasten das wesentlichste Auslegungskriterium für den Zuluftvolumenstrom. Wenn nun durch die oben genannten Einflußgrößen hohe thermische Lasten zugelassen werden (z. B. großflächig verglaste Fassaden, hohe, nutzungsbedingte Beleuchtungs-dichten usw.), ergeben sich zwangsläufig große Zuluftvolumenströme mit den entsprechend großen Luftwechselzahlen im Raum. Dadurch ergeben sich wiederum hohe Raumluftströmungsgeschwindigkeiten, die unter Umständen durch kein Luftführungssystem zufriedenstellend beeinflußt werden können. Hier zeigt sich, wie wichtig die Einbeziehung von Klimafachleuten bereits in der Vorplanungsphase eines Gebäudes ist. Diesem Umstand wurde bisher in nicht ausreichendem Maße Rechnung getragen.

Wartung Raumlufttechnischer Anlagen

261. Die Wartung bzw. auch die Wartungsfreundlichkeit von RLT-Anlagen bietet häufig Anlaß zur Kritik. Da mit der Außenluft, aber auch mit der aus den klimatisierten Räumen abgesaugten Abluft, die zum Teil als Umluft der Zuluft beigemischt wird, Schadstoffe mitgeführt werden, sind diese im Rahmen der Luftaufbereitung möglichst weitgehend zu eliminieren. Je nach Anforderung an die Reinheit der klimatisierten Luft bietet die Filtertechnik technische Möglichkeiten, Luft entsprechender Qualität zu gewährleisten. Erforderlich ist jedoch neben der sorgfältigen Ausführung der Filteranlagen eine regelmäßige Wartung. Allgemeine Standzeiten (Betriebszeiten) für Filter lassen sich hier nicht angeben, da die Verschmutzung der Filter von dem Verschmutzungsgrad der aufzubereitenden Luft abhängt. Hier ist den Wartungsangaben der Filterhersteller unbedingt Beachtung zu schenken.

Besonders kritisch ist der feuchtwarme Anlagenabschnitt einer Luftaufbereitungszentrale, da hier ideale Wachstumsbedingungen für Bakterien, Pilze und Protozoen vorherrschen. Neben einer Behandlung des Wassers für die Luftbefeuchtung mit Bioziden ist eine regelmäßige Kontrolle und Wartung dieses Anlagenbereiches die beste Methode, hygienisch einwandfreie Luft zu gewährleisten.

Die Luftaufbereitungszentrale sollte daher so gestaltet sein, daß alle kritischen Anlagenteile leicht für eine gründliche Reinigung und eine eventuelle Desinfektion zugänglich sind. Die Realität sieht leider oftmals anders aus. So werden aus Platz- und somit Kostengründen Klimazentralen so eng gebaut, daß eine leichte Zugänglichkeit für Reinigungszwecke nicht oder nur unzureichend gegeben ist. Auch hier würde die Einbindung von Klimafachleuten in die frühe Planungsphase eine Verbesserung mit sich führen.

10.8 Presseverlautbarungen des Bundesgesundheitsamtes, die die Luftqualität in Innenräumen betreffen

262. Die Presseverlautbarungen des Bundesgesundheitsamtes, die die Luftqualität in Innenräumen betreffen, werden an dieser Stelle im Wortlaut abgedruckt.

10.8.1 Holzschutzmittel

263. *Dioxinspuren in der Innenraumluft unerwünscht; Gesundheitsschädlichkeit von Sachverständigen bestritten* (Mitteilung Nr. 27 vom 18. November 1986)

Das Bundesgesundheitsamt bemüht sich seit vielen Jahren erfolgreich, die Risiken im Umgang mit Holzschutzmitteln zu verringern. Das Bundesgesundheitsamt hat insbesondere

- (1) umfangreiche Untersuchungen an über 1 000 Personen angestellt, um herauszufinden, ob sich wissenschaftlich nachweisen läßt, daß die als besonders kritisch betrachteten PCP-haltigen Holzschutzmittel für Gesundheitsbeschwerden ursächlich sein können,
- (2) empfohlen, Holzschutzmittel prinzipiell nicht im Innenraum anzuwenden und die Bevölkerung darüber aufgeklärt (vgl. z. B. die bga-Informationsschrift aus dem Jahre 1983 „Vom Umgang mit Holzschutzmitteln“) und
- (3) dafür gesorgt, daß der Problemstoff PCP (Pentachlorphenol) aus Holzschutzmitteln verschwindet.

Eine „Altlast“ ist aber die Innenraumluftbelastung in den Räumen, die bis Mitte der 70er Jahre mit PCP-haltigen Holzschutzmitteln behandelt worden waren. Diese geben z. T. noch heute Spuren von Schadstoffen — wenn auch in sehr geringen Mengen — in die Raumluft ab. Auch Spuren von Furanen und Dioxinen — allerdings nicht das sog. Seveso-Dioxin — gehören dazu.

Die Innenraumluftthygiene-Kommission beim Bundesgesundheitsamt beschäftigte sich auf einer Sitzung am 14. November 1986 mit der Frage der Dioxin-Belastung in Kindertagesstätten. Dabei wurde die folgende Stellungnahme erarbeitet:

„Das Bundesgesundheitsamt hat im Mai d. J. den zuständigen Landesbehörden seine Einschätzung der Dioxin-Belastung in der Kindertagesstätte Schenefeld bei Hamburg mitgeteilt. Nach Bekanntwerden weiterer Informationen hat sich die Innenraumluftthygiene-Kommission beim Bundesgesundheitsamt am 19. 8. 1986 und 14. 11. 1986 ebenfalls mit der Dioxin-Belastung in Kindertagesstätten befaßt.

Dabei wurden insbesondere die vom Hygiene-Institut der Universität Bochum (Prof. Selenka) und der ERGO, Hamburg, vorgelegten Ergebnisse von Raumluft-Untersuchungen eingehend diskutiert. Nach diesen Untersuchungen wurde in der Luft von Kindertagesstätten 2,3,7,8-TCDD („Seveso-Gift“) bei einer Nachweisgrenze von 0,01 bzw. 0,02 pg/m³ nicht nachgewiesen. Andere, weniger giftige Dioxine und Furane traten in Spuren auf, wobei im Extremfall eine Gesamtkonzentration von ca. 300 pg/m³ gemessen wurde, was etwa 1,7 pg 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten pro Kubikmeter entsprechen würde. Wegen des Fehlens ausreichender toxikologischer Daten wird die Toxizität der polychlorierten Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF) mittels sogenannter Äquivalenzfaktoren üblicherweise auf die Toxizität des

2,3,7,8-TCDD bezogen. Es gibt jedoch Hinweise, daß das Risiko bei der Anwendung dieser Faktoren überschätzt wird.

Die Aufnahme der ubiquitär vorhandenen Dioxine und Furane kann oral (Nahrung und Staub) und über die Atmung erfolgen. Die tolerierbare Gesamtbelastung mit 2,3,7,8-TCDD liegt nach heutigem wissenschaftlichem Erkenntnisstand unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors im Bereich von 1–10 pg 2,3,7,8-TCDD-Äquivalenten pro Kilogramm Körpergewicht und Tag lebenslang. In diesem Bereich kann nach unseren heutigen Erkenntnissen die Exposition der Normalbevölkerung liegen.

Eine vergleichende Überslagsberechnung der einzelnen Aufnahmewege zeigt, daß die über die Innenraumbelastung in Kindertagesstätten aufgenommene Menge an PCDD und PCDF unter realistischen Expositionsbedingungen etwa 20 % der Gesamtaufnahme beträgt.

Eine Risikoabschätzung unter Berücksichtigung der internationalen Diskussion (z. B. US-Umweltbehörde EPA) ergibt in Übereinstimmung mit inländischen Fachtoxikologen, daß nach derzeitigem Kenntnisstand unter den genannten Bedingungen durch Aufenthalt in Kindertagesstätten, die mit Pentachlorphenol-haltigen Holzschutzmitteln behandelt wurden, weder akute noch langfristige, auf PCDD und PCDF zurückzuführende Gesundheitsschäden zu befürchten sind.

Eine normale, aus allgemeinhygienischen Gründen zu fordernde Raumreinigung, die auch das tägliche feuchte Auf- und Staubwischen umfaßt, und eine gründliche Lüftung sind die besten Voraussetzungen dafür, die heute in manchen Räumen festgestellte Immissionsbelastung zu mindern. Diese einfachen Maßnahmen sind gleichzeitig ein vernünftiger Beitrag dazu, im Sinne der Vorsorge den Gehalt an PCDD und PCDF im Raum so gering wie möglich zu halten. Im Hinblick auf eine Verminderung der Belastung mit diesen Substanzen sind Maßnahmen, wie Überstreichen der Hölzer und Luftreinigung mit Filtergeräten, nicht erforderlich.“

Das Bundesgesundheitsamt schließt sich dieser Stellungnahme an und verweist auf die schon 1981 veröffentlichte Minimierungsforderung der ad-hoc-Kommission des Bundesgesundheitsamtes „Holzschutzmittel (PCP) – Wohnräume“, nach der „jede unnötige Belastung der Bevölkerung mit biologisch wirksamen Chemikalien vermieden werden sollte“.

264. PCP verschwindet aus Holzschutzmitteln
(Mitteilung Nr. 13 vom 23. Juni 1986)

Das Bundesgesundheitsamt in Berlin macht darauf aufmerksam, daß der holzschützende Wirkstoff Pentachlorphenol (PCP) in Holzschutzmitteln mit gültigem amtlichem Prüfzeichen nicht mehr enthalten ist. Auf Veranlassung des Bundesgesundheitsamtes sind aus der Liste von Holzschutzmitteln mit Prüfzeichen, die das zuständige Institut für Bautechnik herausgibt, PCP-haltige Holzschutzmittel verschwunden.

In den 70er Jahren waren gegen den damals in Holzschutzmitteln weit verbreiteten Wirkstoff PCP ge-

undheitliche Bedenken aufgekommen. Besonders nach der großflächigen Anwendung PCP-haltiger Holzschutzmittel in Innenräumen, wie sie seinerzeit z. T. noch üblich war, wurde über gesundheitliche Beschwerden geklagt. Die Klagen nahmen nach entsprechenden Presseveröffentlichungen zu und betrafen allgemeine Symptome wie Müdigkeit, Reizung der Haut, Schlafstörungen, Atembeschwerden usw.

Das Bundesgesundheitsamt hatte seinerzeit über 1 000 Personen in der gesamten Bundesrepublik untersucht, um Aufschluß über evtl. durch PCP verursachte Gesundheitsbeschwerden zu erhalten. Die Ergebnisse der Studie waren von einer unabhängigen Sachverständigenkommission des Bundesgesundheitsamtes 1979 bewertet worden.

Nach Ansicht der Kommission lagen „Beweise für einen ursächlichen Zusammenhang zwischen dem Wirkstoff PCP und den aus mit Holzschutzmitteln behandelten Wohnungen berichteten gesundheitlichen Beschwerden . . . nicht“ vor. Es müsse aber, so führte die Sachverständigenkommission weiter aus, „grundsätzlich auch berücksichtigt werden, daß bei jedem Einsatz biologisch wirksamer Chemikalien (wie z. B. Fungiziden, Insektiziden) potentielle Gefahren für den Verbraucher – im Sinne eines Restrisikos – nie mit letzter Sicherheit auszuschließen sind“.

Das Bundesgesundheitsamt hatte in der Folgezeit mehrfach auf die Probleme einer nicht sachgerechten Anwendung von Holzschutzmitteln hingewiesen und z. B. in einer über 25 000 mal verteilten bga-Informationsschrift von 1983 über den Umgang mit Holzschutzmitteln und den Problemstoff PCP ausführlich informiert.

Zunächst standen ausreichend untersuchte Ersatzstoffe für PCP nicht zur Verfügung. Dies hat sich inzwischen geändert, so daß nunmehr auf PCP in Holzschutzmitteln verzichtet werden konnte. Der Anteil von PCP-haltigen Holzschutzmitteln am gesamten Holzschutzmittelverbrauch ist im übrigen in den letzten Jahren nach Angaben der betroffenen Industrie ohnehin um 90 % zurückgegangen.

Das Bundesgesundheitsamt weist bei dieser Gelegenheit erneut darauf hin, daß auch mit Holzschutzmitteln, die andere Wirkstoffe als PCP enthalten, nicht sorglos und ohne Beachtung der Gebrauchsanleitung umgegangen werden sollte. Holzschutzmittel sind in Innenräumen in aller Regel nicht notwendig. Bei Schädlingsbefall von Holz kann anstelle von Holzschutzmitteln u. U. das sog. Heißluftverfahren eingesetzt werden. Auch kann eine unvorsichtige Lagerung von Holzschutzmitteln Kinder gefährden. Die Giftzentren der Bundesländer berichten gelegentlich immer wieder über entsprechende Vergiftungsfälle.

Das Bundesgesundheitsamt macht weiterhin auf eine Initiative der Holzschutzmittelindustrie aufmerksam, die in Zukunft für Holzschutzmittel sogenannte *RAL-Zeichen* vergeben lassen will. Mit diesem Zeichen sollen die bei bestimmungsgemäßer Anwendung nach dem Stand der Wissenschaft unbedenklichen Holzschutzmittel versehen werden, die *ein amtliches Prüfzeichen nicht benötigen*. Es handelt sich dabei um die Präparate, die nicht zu der in den Bauordnungen der

Bundesländer vorgeschriebenen Holzbehandlung eingesetzt werden sollen. Die Holzschutzmittel mit RAL-Gütezeichen betreffen z. B. im Hobbybereich eingesetzte Präparate (Holzschutz bei Außenverkleidungen, Zäunen usw.).

Ergänzend wird auf folgendes hingewiesen: Im Entwurf der Gefahrstoffverordnung nach dem Chemikaliengesetz, die vom Bundesministerium für Arbeit und Sozialordnung in den nächsten Wochen erlassen werden wird, ist ein Verbot der Innenraumanwendung von Mitteln vorgesehen, die PCP als bioziden Wirkstoff enthalten. Grund für diese Maßnahme ist nicht nur das umstrittene gesundheitliche Risiko von PCP, sondern auch die Tatsache, daß technisch hergestelltes PCP mit sehr geringen Mengen bestimmter Dioxine verunreinigt ist.

265. Ferner wird auf die Bekanntmachung des Bundesgesundheitsamtes [1986] bezüglich Holzschutzmittel vom November 1986 hingewiesen.

10.8.2 Ledersprays

266. *Kein Anlaß zu größerer Besorgnis im Umgang mit Ledersprays* (Mitteilung Nr. 8 vom 16. Juli 1985)

Das Bundesgesundheitsamt tritt Pressemitteilungen entgegen, die den Eindruck erwecken, daß von den gegenwärtig im Handel befindlichen Ledersprays akute Gesundheitsgefahren ausgehen, soweit die vom Bundesgesundheitsamt initiierten und auf den Spraydosen angegebenen Warnhinweise beachtet werden. Die in Pressemeldungen wiedergegebenen Zahlen von Vergiftungsfällen stammen ausschließlich aus einem Zeitraum bis zum Jahre 1983 und lassen Rückschlüsse auf die aktuelle Situation nicht zu. Sie beruhen im wesentlichen auf einer Veröffentlichung des Bundesgesundheitsamtes in der amtlichen Schriftenreihe 1/85 aus dem Januar dieses Jahres.

Das in der Schriftenreihe erwähnte Symposium im Jahre 1983 zur Frage der gesundheitlichen Gefährdung bei der Anwendung von Imprägniersprays hat zu folgenden Maßnahmen geführt:

1. Mit den Herstellern von Imprägniersprays wurden deutliche Warnhinweise vereinbart, die den Verbraucher auf die Risiken aufmerksam machen. Der Warnhinweis lautet:

Vorsicht!

Gesundheitsschäden durch Einatmen möglich!
Nur im Freien oder bei guter Belüftung anwenden!
Nur wenige Sekunden sprühen!
Vor Kindern fernhalten!
Gefahr für Haustiere!

2. Mit den Herstellern wurde auf Anregungen des BGA vereinbart, acht besonders bedenkliche Erzeugnisse vom Markt zu nehmen. Dies ist auch erfolgt. Gegenwärtig ist das Bundesgesundheits-

amt bemüht, durch eine Umfrage bei den 17 Vergiftungszentralen der Bundesrepublik Aufschlüsse über den aktuellen Sachstand zu gewinnen. Verwertbares Zahlenmaterial liegt zur Zeit noch nicht vor.

Ob weitere Maßnahmen dem Bundesminister für Jugend, Familie und Gesundheit empfohlen werden können, muß der sorgfältigen und abschließenden Überprüfung und Bewertung des dann verfügbaren Datenmaterials vorbehalten bleiben.

267. *Bundesgesundheitsamt warnt vor Ledersprays* (Mitteilung Nr. 5 vom 24. Mai 1983)

Das Bundesgesundheitsamt warnt vor der Anwendung von Ledersprays, die als imprägnierenden Wirkstoff perfluorierte Polymere freisetzen. Diese Sprays werden, meist in Innenräumen, zum Imprägnieren von Leder auf Schuhen, Polstermöbeln usw. verwendet. Sie bergen nach Feststellungen des Amtes unvermeidbare gesundheitliche Risiken für Menschen und Haustiere.

Anlaß für die Warnung des Bundesgesundheitsamtes sind Meldungen von Vergiftungsfällen bei Mensch und Tier sowie eigene Untersuchungen, die sich im Ergebnis mit Angaben in der wissenschaftlichen Literatur aus jüngster Zeit zu den Gesundheitsgefahren von Ledersprays decken. Danach legt sich beim Ausprühen der Mittel ein Film über das zu imprägnierende Leder, der Feuchtigkeit und Schmutz fernhalten soll. Offenbar kann bei unsachgemäßer Anwendung derselbe Effekt in den Lungen von Mensch und Tier auftreten, wenn das Spray eingeatmet wird. Das Einatmen der beim Sprühen freigesetzten Stoffe kann beim Menschen andauernde Atemnot, Hustenreiz und andere Krankheitssymptome hervorrufen. In mehreren Fällen sind Hausvögel nach der Anwendung von Lederspray im gleichen Zimmer verendet. Auch eine Lüftung des Raumes hatte den Tod der Tiere nicht verhindern können.

Die dem Bundesgesundheitsamt bekannt gewordenen Fälle von Vergiftungen betrafen das Produkt „Imprägnol“. Der Vertreter dieses Ledersprays, die Firma Brauns-Heitmann GmbH & Co. KG (Warburg), hatte das Produkt mit dem Hinweis „Umweltfreundliches Treibgas“ in den Verkehr gebracht. Das Bundesgesundheitsamt hat dem Unternehmen nunmehr die Bedenken gegen das Produkt mitgeteilt. Das Amt vertritt die Auffassung, daß Herstellung und weiterer Vertrieb des Produktes aus Gründen des Gesundheitsschutzes nach dem Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz verboten sei. Die für die Überwachung zuständigen Landesgesundheitsbehörden sind entsprechend unterrichtet worden.

Das Bundesgesundheitsamt überprüft, bei welchen weiteren Lederimprägnierungsmitteln vergleichbare Gesundheitsgefahren bestehen. Vorsorglich wird darauf hingewiesen, daß Ledersprays generell nur im Freien oder bei weit geöffnetem Fenster angewendet werden sollten. Die Gebrauchsanweisungen sollten sorgfältig beachtet werden.

10.8.3 Formaldehyd

268. *Bundesgesundheitsamt informiert über Formaldehyd und Schutzmaßnahmen*
(Mitteilung Nr. 18 vom 10. Oktober 1985)

Das Bundesgesundheitsamt in Berlin gibt eine bga-Informationsschrift heraus, in der über Formaldehyd, seine gesundheitsschädlichen Auswirkungen und die Möglichkeiten des Schutzes der Bevölkerung vor der Formaldehydbelastung berichtet wird („Vom Umgang mit Formaldehyd“, 36 Seiten, zu beziehen beim Bundesgesundheitsamt oder bei der Bundeszentrale für gesundheitliche Aufklärung, Postfach, 5000 Köln 91).

Im Oktober 1984 hatten das Bundesgesundheitsamt, die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und das Umweltbundesamt den Formaldehydbericht vorgelegt, in dem die wissenschaftlichen Erkenntnisse über den Stoff für Bundesregierung und Fachöffentlichkeit dargelegt und Empfehlungen zur Verringerung der Formaldehydbelastung abgegeben worden waren. Der Bericht ist seit knapp einem Jahr im Buchhandel erhältlich [BMJFG, 1984]. In der vorliegenden bga-Informationsschrift sind die wesentlichen Ergebnisse des Formaldehydberichts und die empfohlenen Maßnahmen in Kürze und in möglichst verständlicher Form zusammengefaßt, um das Wissen über den Stoff und die Möglichkeiten zur Verringerung der Formaldehydbelastung auch der allgemeininteressierten Öffentlichkeit darzulegen.

In jüngster Zeit ist anhand neuer wissenschaftlicher Äußerungen erneut die Frage aufgeworfen worden, ob Formaldehyd als „krebsverdächtig“ — wie der Formaldehydbericht meint — oder als nachweislich „krebserzeugend“ angesehen werden muß. Ein EG-Gremium hat sich für die Einstufung als „krebserzeugend“ ausgesprochen. Das Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit und das Bundesgesundheitsamt gehen dieser Frage und etwaigen neuen Argumenten nach, die ja auch in der EG noch nicht abschließend behandelt sind. Unabhängig von der Klärung dieser Frage sollten die in jedem Fall richtigen Maßnahmen zur Umsetzung des gemeinsamen Berichtes der Bundesoberbehörden in Angriff genommen werden. Diese Maßnahmen sind zum großen Teil im Entwurf der Gefahrstoffverordnung enthalten, den das Bundeskabinett bereits im Frühjahr verabschiedet hatte.

Die Gefahrstoffverordnung konnte bisher noch nicht erlassen werden, da andere EG-Staaten die darin vorgesehenen Maßnahmen als zu umfassend und zu weitgehend ansehen und aus EG-rechtlichen Gründen eine Abstimmung erforderlich ist.

Die Verordnung enthält Bestimmungen über

- Holzwerkstoffe wie Spanplatten
- Möbel
- Ortsschäume
- Wasch-, Reinigungs- und Pflegemittel
- Textilien, die mit der Haut in Berührung kommen.

Die Wirtschaft ist aufgerufen, die im Formaldehydbericht empfohlenen Maßnahmen zum Schutz vor Formaldehyd bereits jetzt, d. h. auch ohne verbindliche rechtliche Regelung, zu ergreifen.

269. *Bundesgesundheitsamt bestätigt: Formaldehyd nicht krebserregend*
(Mitteilung Nr. 10 vom 14. November 1984)

Das Bundesgesundheitsamt in Berlin tritt der in der Fernsehsendung „Monitor“ vom 13. November 1984 aufgestellten Behauptung entgegen, der Stoff Formaldehyd sei nachweislich krebserzeugend. Die nach dem Chemikaliengesetz für die Bewertung gefährlicher Chemikalien zuständigen Behörden, Bundesgesundheitsamt, Umweltbundesamt und Bundesanstalt für Arbeitsschutz, Biologische Bundesanstalt und Bundesanstalt für Materialprüfung hatten im Oktober des Jahres in Abstimmung mit dem Vorsitzenden der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft in einem ausführlichen wissenschaftlichen Bericht gemeinsam die Überzeugung vertreten, dies sei nicht der Fall. Sie hatten aber hinzugefügt, der Stoff sei weiterhin als krebsverdächtig anzusehen und habe andere gesundheitsschädliche Auswirkungen, die Vorsicht und Einschränkungen bei seiner Anwendung erforderlich machten. Der Bericht war der Bundesregierung erstattet worden und wird in Kürze im Buchhandel erhältlich sein (Kohlhammer Verlag Stuttgart). Die Bundesregierung hat die in diesem Bericht verlangten Maßnahmen eingeleitet.

Die in der Fernsehsendung erwähnten wissenschaftlichen Äußerungen aus den Vereinigten Staaten von Amerika, eine krebserregende Wirkung von Formaldehyd sei im Gegensatz zu diesem Bericht nachgewiesen, entsprechen nicht dem wissenschaftlichen Erkenntnisstand. Auch der in der Sendung dargestellte Fall eines Bürgers, bei dem nach langjähriger Arbeit in einer Spanplattenfabrik Hautkrebs aufgetreten war, erlaubt keine andere Beurteilung. Als gesundheitsschädliche Folge von Formaldehyd wird in der Wissenschaft bisher nur Krebs *in* der Nase, nämlich an der Nasenschleimhaut, als möglich betrachtet, nicht aber Hautkrebs.

Das Bundesgesundheitsamt erklärt im übrigen alle Behauptungen für unzutreffend, auf die wissenschaftliche Beurteilung durch Behörden sei von der Bundesregierung Druck ausgeübt worden. Weder Bundesregierung noch Bundesministerien haben auf die sachliche Beurteilung der am Formaldehydbericht beteiligten Stellen Einfluß genommen.

Das für die gesundheitliche Bewertung gefährlicher Chemikalien federführende Bundesministerium für Jugend, Familie und Gesundheit hat allerdings durch seinen Staatssekretär Werner Chory die zuständigen Behörden Anfang Juli 1984 angewiesen, den Formaldehydbericht gemeinsam abzugeben, notfalls unter Wiedergabe abweichender Meinungen. Der entsprechende interne Aktenvermerk aus dem Bundesgesundheitsamt vom 4. Juli 1984 ist als Anlage beigelegt. Die darin erwähnten „generellen Weisungen“ des Staatssekretärs Chory betreffen die Art und Weise dieser gemeinsamen Berichterstattung und Veröffent-

lichung ohne jede inhaltliche Vorgabe. In der Sendung „Monitor“ vom 13. 11. 1984 war dieser interne Vermerk in Auszügen wiedergegeben worden, um eine inhaltliche Beeinflussung der behördlichen Beurteilung von Regierungsseite zu belegen.

Sie hat nicht stattgefunden.

270. Formaldehyd

Ein gemeinsamer Bericht des Bundesgesundheitsamtes, der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und des Umweltbundesamtes

Unter Beteiligung der Bundesanstalt für Materialprüfung der Biologischen Bundesanstalt und des Vorsitzenden der MAK-Kommission der Deutschen Forschungsgemeinschaft. (Mitteilung Nr. 7 vom 11. Oktober 1984)

Am 9. Oktober 1984 wurde der Bericht über Formaldehyd im Bundesgesundheitsamt vorgestellt und von den Präsidenten der beteiligten Bundesbehörden,

Herrn Prof. Dr. Überla (Bundesgesundheitsamt)
Herrn Jeiter (Bundesanstalt für Arbeitsschutz)
Herrn Dr. von Lersner (Umweltbundesamt)

vor Vertretern der Presse erläutert.

Im folgenden übersenden wir Auszüge aus den Kapiteln „Zusammenfassung“ und „Empfohlene Vorsorgemaßnahmen“ des Berichts. Einzelexemplare des vollständigen Berichts sind bei der Pressestelle des Bundesministeriums für Jugend, Familie und Gesundheit, Postfach 20 04 90, 5300 Bonn 2 erhältlich. Er wird in wenigen Wochen in der Schriftenreihe des BMJFG (Kohlhammer Verlag Stuttgart) erscheinen und kann über den Buchhandel bezogen werden.

Zusammenfassung

Formaldehyd ist ein in der Natur vorkommender und seit der Jahrhundertwende synthetisch hergestellter Stoff. Er ist ein farbloses, stechend riechendes Gas, reagiert leicht mit anderen Stoffen und zersetzt sich unter Einwirkung ultravioletter Strahlung schnell.

Aufgrund seiner Reaktivität ist er ein vielfach verwendetes Zwischen- und Endprodukt.

Die biologische Reaktivität von Formaldehyd führt zu unerwünschten Wirkungen. Beim Menschen sind Reizungen der Schleimhäute und Allergien belegt.

Unfallbedingte Formaldehyd-Vergiftungen durch orale Aufnahme, zum Teil mit Todesfolgen, sind bekannt geworden.

Schleimhautreizung

Nach Einatmen geringer Mengen Formaldehyd können beim Menschen Befindlichkeitsstörungen auftreten. Mit zunehmender Belastung kommt es rasch zu Reizungen von Augen, Nase und Kehle. Dazu kommen zunehmend Unbehagen und Tränenfluß. Bei chronischer Einwirkung auf die Atemwege gibt es häufig lokale Reizzustände. Selten treten obstruktive Veränderungen mit Beeinträchtigungen der Lungenventilation auf.

Allergie

Formaldehyd kann beim Einwirken auf die Haut zu allergischen Kontaktdermatitiden führen. Diese äußern sich in Rötung, Schwellung und kleinen Bläschen, die nach und nach in Knötchen und Schuppung (Ekzem) übergehen. Auch niedrige Konzentrationen Formaldehyd reichen aus, um bei sensibilisierten Personen entsprechende Reaktionen auszulösen bzw. chronisch zu unterhalten. Ein Formaldehydgehalt unterhalb 0,05 % in Mitteln, die mit der Haut direkt in Kontakt kommen, z. B. Kosmetika und Arzneimittel, führt in der Regel auch bei sensibilisierten Personen nicht zu allergischen Reaktionen.

Kanzerogenität

Formaldehyd steht unter dem Verdacht, ein krebserzeugendes Potential zu besitzen.

Im Langzeit-Tierversuch zeigten sich speziesabhängig Reaktionen der Schleimhäute der Atemwege. Bei der Ratte kam es unter lebenslanger Formaldehyd-Gas-Exposition zur Ausbildung von Plattenepithelkrebs in den Nasenhöhlen. Die Dosierungen waren so hoch, daß es zu chronischen Geschwüren (Ulzerationen) der Nasenschleimhaut, zu schwerer Dyspnoe und vorzeitigem Tod von Tieren kam. In der Studie mit Mäusen zeigten sich präkanzeröse Veränderungen bei kaum erhöhter Tumorraten; beim Hamster waren keine Tumoren zu beobachten. Die epidemiologischen Studien haben keinen Hinweis auf eine kanzerogene Wirkung am Menschen erbracht. Andererseits können diese Studien einen Verdacht nicht ausräumen.

Zur Beantwortung der Frage, ob Formaldehyd für den Menschen als krebserzeugend anzusehen ist, müssen alle relevanten Informationen herangezogen werden.

Dabei ist nach gegenwärtigem Erkenntnisstand festzustellen:

- Die vorliegenden epidemiologischen Studien geben keinen Hinweis auf eine erhöhte Gesamttumorraten oder auf eine Erhöhung der Rate einzelner Tumorarten bei Formaldehyd-exponierten Menschen.
- Alle bisher mit Formaldehyd-Exposition durchgeführten Tierversuche sind nach Anlage, Durchführung oder Ergebnis nicht geeignet, die Annahme einer Kanzerogenität beim Menschen zu begründen.
- Eine lokale genotoxische Wirkung ist nicht nachgewiesen bzw. ungeklärt.
- Nach dem gegenwärtigen Stand des Wissens bestehen auch keine sonstigen hinreichenden Anhaltspunkte, daß Formaldehyd beim Menschen Krebs erzeugt.
- Da nicht alle Verdachtsmomente ausgeschlossen werden können, bleibt ein Verdacht auf ein krebserzeugendes Potential bestehen.

Da keine geeigneten Tierversuche oder sonstige ausreichende Befunde vorliegen, sind die Voraussetzun-

gen für eine Einstufung und Kennzeichnung von Formaldehyd als „krebserzeugend“ nach dem Chemikaliengesetz nicht gegeben. Es können jedoch nicht alle Verdachtsmomente ausgeschlossen werden. Daher sollte Formaldehyd entsprechend der EG-Richtlinie 83/467/EWG vom 29. Juli 1983 nach Umsetzung in nationales Recht als Stoff der Kategorie „3“ mit dem Risikosatz R 40 „Irreversibler Schaden möglich“ gekennzeichnet werden.

Die gesundheitliche und ökologische Gesamtbewertung muß Anlaß zum Handeln geben. Es muß alles getan werden, um die Exposition des Menschen so niedrig wie möglich zu halten.

Verwendung

In der Bundesrepublik Deutschland kommen jährlich ca. 500 000 Tonnen Formaldehyd auf den Markt:

- 48 % gehen in die Produktion von Aminoplasten,
- 29 % werden zu chemischen Stoffen weiterverarbeitet,
- 9 % werden zu Polyacetal-Kunststoffen weiterverarbeitet,
- 8 % werden zu Phenoplasten weiterverarbeitet,
- 6 % werden in sonstigen technischen und medizinischen Bereichen verwandt.

Für die Belastung des Menschen ist die Verwendung von Aminoplasten und die Anwendung im technischen und medizinischen Bereich von besonderer Bedeutung:

Die in Aminoplasten überwiegend enthaltenen Harnstoff-Formaldehydharze führen infolge ihrer geringen Stabilität zu einer langjährigen Freisetzung von Formaldehyd. Herausragendes Anwendungsgebiet der Aminoplaste ist die Verleimung von Spanplatten. Weitere Anwendungen sind Ortsschäume zur Wärmedämmung sowie Textil- und Papierveredelung.

Als Desinfektions-, Konservierungs- oder Imprägnierungsmittel findet Formaldehyd weite Verbreitung in Arzneimitteln, Kosmetika, sonstigen Produkten des täglichen Bedarfs sowie in Einrichtungs- und Ausstattungsgegenständen. Formaldehyd wird überwiegend in wässriger Lösung gehandelt.

Belastungsbereiche

Atmosphärische Belastung

Infolge des photochemischen Abbaus natürlich erzeugter organischer Stoffe, wie z. B. Methan, liegt die natürliche Grundbelastung an Formaldehyd in maritimer Reinfluft bei etwa 0,0001 ppm^{*)}, in kontinentaler Reinfluft bei etwa 0,001 ppm^{*)}. Für Belastungsgebiete ergeben sich durchschnittliche Konzentrationen von etwa 0,01 ppm^{*)}. Spitzenbelastungen überschritten in einzelnen Meßgebieten (Planquadraten) den in Nordrhein-Westfalen geltenden Immissionsgrenzwert von 0,04 ppm (50 µg/m³^{**)}. In der Nähe Formaldehyd

^{*)} 1 ppm = 1,2 mg/m³

^{**)} 1000 µg/m³ = 1 mg/m³

emittierender Betriebe wurden stark überhöhte Konzentrationen gemessen.

Emissionen

Formaldehyd wird bei unvollständig ablaufenden Verbrennungsvorgängen, bei seiner Herstellung und Verarbeitung sowie als photochemisches Abbauprodukt organischer Stoffe in die Umgebung abgegeben. Der Kraftfahrzeugverkehr ist die bedeutendste Emissionsquelle für Formaldehyd in der Bundesrepublik Deutschland, die durch den Einsatz von Abgaskatalysatoren auf unter 1/10 gesenkt werden kann. Holzfeuerungen sind an zweiter Stelle zu nennen. Diese Emissionen führen zu einer großräumigen Grundbelastung. Hingegen führen Emissionen aus Formaldehyd verarbeitenden Betrieben zu vergleichsweise hohen Spitzenbelastungen und damit zu besonderen Problemen. Natürliche Emissionen haben praktisch keine Bedeutung.

Innenraumbelastungen

Infolge der Verwendung Formaldehyd emittierender Produkte wurden in stark belasteten Innenräumen Konzentrationen ermittelt, die lang anhaltend zwischen 0,1 und 1 ppm lagen und in Einzelfällen sogar 1 ppm überschritten. Die Werte lagen damit deutlich über dem Richtwert für Innenräume von 0,1 ppm.

Ursache für hohe Belastungen von Innenräumen sind:

- ungeeignet oder nicht beschichtete Spanplatten der Emissionsklasse E 2 und schlechter. Die überwiegenden Anwendungsbereiche derartiger Materialien sind Möbel und Heimwerkerprodukte. Im bauaufsichtlich geregelten Bereich ist die Anwendung solcher Materialien bereits heute nicht mehr zulässig,
- geeignet beschichtete Spanplatten, die durch nachträgliche Bearbeitung keine vollständige Beschichtung mehr aufweisen,
- Spanplatten der Emissionsklasse E 1, wenn bei der praktischen Anwendung ungünstigere Verhältnisse (z. B. verwendete Plattenfläche zu Raumgröße) herrschen, als unter den vorgeschriebenen Prüfbedingungen,
- Aminoplast-Ortsschäume, die über lange Zeit erhebliche Innenraumbelastungen hervorrufen können. Auch neu entwickelte Verfahren haben bisher nicht zu befriedigenden Ergebnissen geführt.

Jeder der genannten Emittenten kann bereits für sich allein zu Formaldehyd-Konzentrationen in Innenräumen führen, die oberhalb des Richtwertes liegen. Folgende Produkte können zusätzliche langfristige Belastungen verursachen:

Aminoplast-Parkettversiegelungen, Kleber, Lacke, Textilien, Tapeten, Teppiche, Gardinen und verschiedene Heimwerkerprodukte.

Für nahezu alle Bereiche sind qualitativ gleichwertige, emissionsarme Produkte, z. T. auf gleicher Stoffbasis, verfügbar.

Krankenhäuser und andere soziale Einrichtungen

Z. B. in Krankenhäusern können Desinfektionsmittel zu erheblichen Belastungen führen. Noch nach Stunden können die Konzentrationen weit über 1 ppm liegen.

Arbeitsplätze

In mehreren Branchen kommen Konzentrationen oberhalb der zulässigen maximalen Arbeitsplatzkonzentration (MAK-Wert: 1 ppm) vor. An einigen Arbeitsplätzen in Formaldehyd-verarbeitenden Betrieben wurden in den letzten Jahren Werte über 10 ppm festgestellt.

Weitere Bereiche

Arzneimittel, Kosmetika, Bedarfsgegenstände und sonstige Konsumgüter, die Formaldehyd abgeben, tragen durch Hautkontakt oder Inhalation zur Belastung des Menschen bei.

Empfohlene Vorsorgemaßnahmen

1. Kennzeichnung

Es wird empfohlen, Formaldehyd nach Umsetzung der EG-Richtlinie 83/467/EWG vom 29. Juli 1983 in nationales Recht als Stoff der Kategorie „3“ mit dem Risikosatz R 40 „Irreversibler Schaden möglich“ zu kennzeichnen.

2. Außenluft

— Formaldehyd emittierende Anlagen

Bei Spanplattenwerken und anderen Betrieben mit Aminoplastverarbeitung führt eine Umstellung auf Bindemittel, die weniger Formaldehyd abgeben, zu einer Verringerung der Emission (s. Empfehlung Innenraum-Spanplatten). In den Formaldehyd emittierenden Betrieben, in deren Nähe Belästigungen oder Spitzenbelastungen auftreten, sollten abgasseitig zusätzliche Emissionsminderungsmaßnahmen zum Einsatz kommen. Als Orientierung für Belastungsgrenzen in der Atmosphäre sollte ein Langzeitwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und ein Kurzzeitwert von $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angesehen werden (s. Kap. 5.1.2). Die Einführung einer generellen Immissionsbegrenzung soll geprüft werden.

— Kraftfahrzeugverkehr

Die zukünftig zur Reduzierung anderer gasförmiger Schadstoffe verwendeten Abgaskatalysatoren werden die Formaldehydkonzentrationen drastisch vermindern, so daß auch aus diesem Grund die schnelle Einführung der US-Abgasgrenzwerte für PKW und leichte Nutzfahrzeuge dringend geboten ist.

3. Arbeitsplätze

Über die in der geltenden Arbeitsstoffverordnung bereits enthaltenen Vorschriften (insbesondere sicher-

heitstechnische, organisatorische und hygienische Maßnahmen, sowie Beschäftigungsbeschränkungen) hinaus werden folgende zusätzliche Schutzmaßnahmen empfohlen:

- Einsatz weniger gefährlicher Stoffe;
- meßtechnische Überwachung am Arbeitsplatz: es wird zudem empfohlen, neben den bereits bekannten diskontinuierlichen Verfahren solche zu entwickeln, die geeignet sind, die kumulative Belastung am Arbeitsplatz zu erfassen und gleichzeitig das Erkennen von Spitzenkonzentrationen zu ermöglichen;
- möglichst weitgehende Unterschreitung geltender Grenzwerte durch sicherheitstechnische Maßnahmen;
- gesundheitliche Überwachung der Arbeitnehmer in regelmäßigen Abständen;
- Erarbeitung weiterer spezieller Umgangsvorschriften für Industriebereiche mit erhöhtem Expositionsrisiko gegenüber Formaldehyd (z. B. Gießereien).

4. Innenräume

- Es ist sicherzustellen, daß eine Konzentration von 0,1 ppm auch bei ungünstigen Bedingungen nicht überschritten wird. Dabei ist zu berücksichtigen, daß verschiedene Erzeugnisse gleichzeitig zur Gesamtbelastung in Innenräumen beitragen können. Dazu gehören neben bauseitig verwendeten Materialien (Spanplatten, Ortsschäume) auch Erzeugnisse, die zu einer dauerhaften Verwendung in Aufenthaltsräumen bestimmt sind (vor allem Spanplatten und verwandte Produkte, Möbel, Parkettversiegelungen, Tapeten, Kleber, Lacke, verschiedene Heimwerkerprodukte, Teppiche, Gardinen). Dies bedeutet, daß die einzelne Produktgruppe nur einen Teil des Gesamtwertes in Anspruch nehmen darf. Geeignete Prüfbedingungen sind unter Berücksichtigung des Gesundheits- und Umweltschutzes zu erarbeiten, so daß für jede Produktgruppe ein entsprechender Emissionswert festgelegt werden kann.
- Insbesondere können unbeschichtete Spanplatten, als wesentliche Emittenten, bereits heute so hergestellt werden, daß 0,05 ppm unter den vorgeschriebenen Prüfbedingungen eingehalten werden. Es wird empfohlen, daß Formaldehyd-emittierende Spanplatten und verwandte Produkte sowie die daraus hergestellten Möbel und andere Gegenstände zum Zwecke des Einsatzes im Innenraum nur noch dann in Verkehr gebracht werden, wenn sie dieser Expositionsqualität entsprechen. Produkte, die diese Merkmale nicht erfüllen, sind als „für Innenräume nicht geeignet“ zu kennzeichnen. Es ist umgehend zu klären, welche Stoffe aus Isocyanaten und Phenoplasten und anderen Ersatzstoffen emittiert werden können und welche toxischen Eigenschaften sie besitzen. Als kurzfristig zu realisierende Maßnahme wird die Beschränkung des Inverkehrbringens aller Spanplat-

ten und daraus hergestellter Erzeugnisse der Emissionsklasse E 2 und schlechter empfohlen.

- Es wird empfohlen, Ortsschäume im Bauwesen nur dann zu verwenden, wenn bei bestimmungsgemäßem oder vorhersehbarem Gebrauch sichergestellt ist, daß die Gesamtformaldehydbelastung im Innenraum die Konzentration von 0,1 ppm auch dann nicht überschreitet, wenn weitere Emittenten vorhanden sind. Alternativen zur Wärmedämmung durch Ortsschäume sind vorhanden.
- Schon aus bekannten gesundheitlichen Erwägungen, aber auch im Hinblick auf die erhebliche Formaldehydemission beim Rauchen wird empfohlen, die Belastung durch Aktiv- und Passivrauchen drastisch zu reduzieren. Rauchen in Einrichtungen für Jugendliche, z. B. in Schulen und anderen Ausbildungsstätten, sollte ausgeschlossen werden. Für alle öffentlichen Gebäude sollten geeignete Regelungen getroffen werden, um Passivrauchen zu verhindern.

5. Desinfektions- und Reinigungsmittel

Es ist notwendig, Formaldehyd-haltige Desinfektionsmittel, soweit deren Einsatz durch Gesetze bzw. Verordnungen wie z. B. Bundesseuchengesetz und Tierseuchengesetz geboten ist, auch einzusetzen. Die Praxis ihrer Verwendung in Krankenhäusern, Kindertagesstätten, Schulen, Pflegeheimen, öffentlichen Verkehrsmitteln u. a. ist zu überprüfen.

Es wird empfohlen, die Verwendung Formaldehyd-haltiger Reinigungsmittel, insbesondere im privaten Bereich, auf das absolut notwendige Maß einzuschränken. Zusätzlich ist zu beachten, daß Formaldehyd-haltige Desinfektions- und Reinigungsmittel in Aufenthaltsräumen nur dann angewandt werden, wenn für ausreichende Lüftung gesorgt ist. Die Gebrauchsanleitung sollte einen entsprechenden Hinweis enthalten.

— Inkubatoren

Besonders vordringlich ist das Problem nicht akzeptabler Formaldehydkonzentrationen in Inkubatoren. Es wird empfohlen, die bisher zur Desinfektion von Inkubatoren sog. Aseptoren benutzte Formaldehydverdampfung nicht mehr anzuwenden. Die Hersteller von Inkubatoren sind aufgefordert, thermisch desinfizierbare Geräte zu entwickeln.

— Medizinische Geräte

Die durch den Zwang zur Anwendung einer chemischen Desinfektionsmethode bei Inkubatoren auftretenden Probleme sind Anlaß, die Konstruktion medizinisch-technischer Geräte so auszulegen, daß zumindest die Teile, die desinfiziert werden müssen, durch thermische Verfahren desinfiziert bzw. sterilisiert werden können.

— Sonstige Krankenhausdesinfektion

Es wird empfohlen, bei Textilien und Matratzen thermische Desinfektionsverfahren zu verwenden.

6. Arzneimittel

Es wird empfohlen, Konzentrationen von Formaldehyd über 0,05 % zu deklarieren. Für Kosmetika ist dies bereits festgeschrieben. In Absprache mit dem Hersteller wird dieses Verfahren seit ca. 2 Jahren bei der Neuzulassung von äußerlich anzuwendenden Arzneimitteln praktiziert. Zur Zeit erfaßt das BGA im Rahmen des Stufenplans (§ 63 AMG) alle Formaldehyd-haltigen Arzneimittel.

7. Kosmetika

Zusätzlich zur bestehenden Regelung (Deklaration ab 0,05 % und Höchstkonzentration 0,2 %) wird empfohlen, Formaldehyd unabhängig vom Verwendungszweck zu deklarieren und weitere Formaldehyd-haltige Mittel, die zur Verwendung auf der Haut, wie z. B. schweißhemmende Mittel und Hauthärtemittel, in Verkehr gebracht werden, in die Regelungen der Kosmetikverordnung einzubeziehen.

8. Bedarfsgegenstände, Textilien und sonstige Produkte, die mit der Haut in Kontakt kommen

— Bedarfsgegenstände

Für Bedarfsgegenstände und sonstige Produkte wird empfohlen, im Sinne der Kosmetik-Verordnung zu verfahren.

— Textilien

Es wird empfohlen, durch geeignete Verfahren sicherzustellen, daß Textilien beim Tragen Formaldehyd nicht freisetzen und nur in sehr geringen Mengen enthalten (diskutiert wird z. Zt. ein Wert von 0,05 bis 0,2 %). Es soll sichergestellt werden, daß nur solche Mengen Formaldehyd auf die Haut einwirken, die weder Allergien auslösen oder unterhalten können. Anderenfalls sollten sie folgendermaßen gekennzeichnet werden: „Achtung, gibt Formaldehyd ab. Das Kleidungsstück sollte vor dem ersten Tragen gewaschen werden.“

9. Weitere Untersuchungen zur Risikoerfassung

Neben derartigen direkten Vorsorgemaßnahmen erscheint es angebracht, in der Forschung spezielle Untersuchungen weiter zu fördern, zu initiieren und zu koordinieren, um toxische Wirkungen und Wirkungsmechanismen von Formaldehyd und infrage kommenden Ersatzstoffen abzuklären:

- Weiterentwicklung praktisch anwendbarer Meßverfahren für die kontinuierliche und kumulative Bestimmung von Formaldehydkonzentrationen in Innenräumen, am Arbeitsplatz und zur Emissionsüberwachung;

- zusätzliche tierexperimentelle Untersuchungen, um genetische Effekte von Formaldehyd für den Menschen abzuschätzen. Insbesondere ist die Frage einer lokalen genotoxischen Wirkung zu prüfen;

- Durchführung geeigneter Langzeit-Karzinogenitätsstudien am Tier;
- weitere epidemiologische Untersuchungen mit Formaldehyd belasteten Personengruppen.

10.8.4 Haarsprays

271. Bundesgesundheitsamt prüft Einsatz von Methylchlorid in Haarsprays (Mitteilung Nr. 4 vom 22. Januar 1987)

Das Bundesgesundheitsamt strebt eine deutliche Verringerung des Anteils von Methylchlorid in Haarsprays an. Damit soll das Risiko im Tierversuch beobachteter und nach dem gegenwärtigen Stand der Wissenschaft für den Menschen nicht mit Sicherheit auszuschließender toxischer Wirkungen vermindert werden.

Die Hersteller von Haarsprays setzen den Stoff Methylchlorid als Lösemittel bisher in einer Konzentration von bis zu 35 % ein. Nachdem Tierversuche zur Kanzerogenität von Methylchlorid positiv ausgefallen waren, war zunächst die Vermutung aufgetaucht, der Stoff könnte krebserzeugende Eigenschaften für den Menschen besitzen. Diese Vermutung hat sich durch neuere Untersuchungen, die Gegenstand von Beratungen eines Sachverständigengespräches am BGA waren, und nach Prüfung aller vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse im BGA nicht bestätigt.

Dennoch strebt das Bundesgesundheitsamt aus Vorsorgegründen eine deutliche Herabsetzung des Methylchloridgehalts in Haarsprays an, da sich bei Ratten in höheren Dosen und bei langfristiger Einwirkung histopathologische Veränderungen der Leber gezeigt haben, deren Bedeutung für den Menschen noch unklar ist.

Vor einer ersatzlosen Herausnahme des Stoffes Methylchlorid aus Haarsprays ist allerdings zu prüfen, mit welchen anderen Stoffen der durch Methylchlorid in Haarsprays erwünschte Effekt erreicht werden kann und mit welchen anderen Risiken dann zu rechnen wäre. Als Ersatz für Methylchlorid kämen insbesondere alkoholische Lösemittel infrage, die allerdings brennbar sind und damit ein anderes Risiko mit sich bringen. Fluorchlorkohlenwasserstoffe beispielsweise sollten nicht vermehrt eingesetzt werden, da

man durch derartige Stoffe eine negative Beeinflussung der Ozonschicht der Erde befürchten muß.

10.8.5 Topfblumen

272. Keine Topfblumen für bestimmte schwerkranke Patienten (Mitteilung Nr. 14 vom 16. März 1987)

Das Bundesgesundheitsamt weist erneut darauf hin, daß in Patientenzimmern, in denen sich Personen mit stark herabgesetzter Immunabwehr aufhalten, keine Topfblumen stehen sollten. Die in der Blumentopferde enthaltenen Pilzsporen, z. B. Aspergillus-Sporen, könnten u. U. in die Raumluft abgegeben werden und bei diesen Personen zu gefährlichen Infektionen führen. Bei dem u. U. gefährdeten Personenkreis handelt es sich insbesondere um Patienten, die Cortison-haltige Arzneimittel in hohen Dosen erhalten, Leukämiekranke und Patienten nach Organtransplantationen. Über die Immunitätslage im Einzelfall kann der behandelnde Arzt Auskunft geben.

Der Hinweis auf dieses Gesundheitsrisiko stammt aus der Forschungsarbeit des Bundesgesundheitsamtes. Danach können sich Aspergillus-Sporen in der Blumenerde anreichern, in die umgebende Raumluft abgegeben werden und u. U. bestimmte schwerkranke Patienten gefährden. Das Bundesgesundheitsamt hatte die Ergebnisse seiner Forschungsarbeiten zu diesem Thema mehrfach veröffentlicht, vgl. z. B. Bundesgesundheitsblatt 1980, Nr. 14, S. 215 ff; 1985, Nr. 5, S. 132 ff.

Die natürliche Aufgabe der Aspergillen besteht darin, totes pflanzliches Material abzubauen und zu Kompost zu machen. Bei gesunden Menschen mit einem normalen körpereigenen Abwehrsystem werden die eingeatmeten Aspergillus-Sporen innerhalb von Stunden problemlos unschädlich gemacht und bedeuten hier *kein* besonderes gesundheitliches Risiko: Die normalen Immunabwehrmechanismen des menschlichen Körpers, insbesondere auf den Schleimhäuten der Atemwege, haben gerade die Funktion, Infektionen durch solche und andere natürlich vorkommende Keime zu verhindern.

Übrigens: Schnittblumen sind frei von Aspergillus-Ansiedlungen, und gepflegte Hydrokulturen lassen nach Untersuchungen des Bundesgesundheitsamtes normalerweise ebenfalls kein Wachstum dieser Pilze zu.

ANHANG II

**Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen
bei dem Bundesminister des Innern
Vom 28. Dezember 1971
(GMBL. 1972, Nr. 3, Seite 27)**

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und der Umweltbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen sowie Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

(2) Der Bundesminister des Innern kann im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern Gutachten zu bestimmten Themen erbitten.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 4

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus zwölf Mitgliedern.

(2) Die Mitglieder sollen die Hauptgebiete des Umweltschutzes repräsentieren.

(3) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentant eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 5

Die Mitglieder des Rates werden vom Bundesminister des Innern im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern für die Dauer von drei Jahren berufen. Die Mitglied-

schaft ist auf die Person bezogen. Wiederberufung ist höchstens zweimal möglich. Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister des Innern gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

§ 6

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte für die Dauer von drei Jahren einen Vorsitzenden und einen stellvertretenden Vorsitzenden mit der Mehrheit der Mitglieder. Einmalige Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers des Innern im Einvernehmen mit den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern.

§ 7

(1) Der Vorsitzende beruft schriftlich den Rat zu Sitzungen ein; er teilt dabei die Tagesordnung mit. Den Wünschen der im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesminister auf Beratung bestimmter Themen ist Rechnung zu tragen.

(2) Auf Wunsch des Bundesministers des Innern hat der Vorsitzende den Rat einzuberufen.

(3) Die Beratungen sind nicht öffentlich.

§ 8

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern zu einzelnen Beratungsthemen andere Sachverständige hinzuziehen.

§ 9

Die im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesminister sind von den Sitzungen des Rates und den Tagesordnungen zu unterrichten; sie und ihre Beauftragten können jederzeit an den Sitzungen des Rates teilnehmen. Auf Verlangen ist ihnen das Wort zu erteilen.

§ 10

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen legt die Ergebnisse seiner Beratungen in schriftlichen Berichten nieder, die er über den Bundesminister des Innern den im Kabinettausschuß für Umweltfragen vertretenen Bundesministern zuleitet.

(2) Wird eine einheitliche Auffassung nicht erzielt, so sollen in dem schriftlichen Bericht die unterschiedlichen Meinungen dargelegt werden.

(3) Die schriftlichen Berichte werden grundsätzlich veröffentlicht. Den Zeitpunkt der Veröffentlichung bestimmt der Bundesminister des Innern.

§ 11

Die Mitglieder des Rates und die von ihm nach § 8 hinzugezogenen Sachverständigen sind verpflichtet, über die Beratungen und über den Inhalt der dem Rat gegebenen Informationen, soweit diese ihrer Natur und Bedeutung nach geheimzuhalten, sind, Verschwiegenheit zu bewahren.

§ 12

Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten pauschale Entschädigungen

sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister des Innern im Einvernehmen mit dem Bundesminister für Wirtschaft und Finanzen festgesetzt.

§ 13

Das Statistische Bundesamt nimmt die Aufgaben einer Geschäftsstelle des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen wahr.

Bonn, den 28. Dezember 1971

Der Bundesminister des Innern
Genscher

LITERATURVERZEICHNIS

(Die Überschriften entsprechen den Kapiteln des Gutachtens)

1 Einleitung

AURAND, K. et al. (Hrsg.) (1982): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1–5. — Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, 20.–24. 8. 1984 in Stockholm. — ISBN 91-540-4191-0.

Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (Hrsg.) (1985): Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und biologische Arbeitsstofftoleranzwerte. — Weinheim: Verl. Chemie. — Mitteilung 21 der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe.

PETTENKOFER, M. (1958): Über den Luftwechsel in Wohngebäuden. — München: Cotta.

ROSCOVANU, A., WIEGAND, H. (1984): Bedeutung der Luftverunreinigung in Innenräumen für die Schadstoffbelastung des Menschen. — In: Medizin. Inst. f. Umwelthygiene, Düsseldorf (Hrsg.): Umwelthygiene. — Jahresbericht 16, S. 121–131.

SEIFERT, B. (1982): Vergleich der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume auftretenden Konzentrationen anorganischer und organischer Verbindungen. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer, S. 41–74. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

SEIFERT, B. (1984): Luftverunreinigungen in Wohnungen und anderen Innenräumen. — Staub — Reinhalt. Luft 44, 377–382.

SPENGLER, J., HOLLOWELL, C., MOSCHANDREAS, D., FANGER, O. (Eds.) (1982): Indoor air pollution: Proceed. 2nd Internat. Sympos. Indoor Air Pollution, Health and Energy Conservation, Amherst, Massachusetts 1981. — Environ. Internat. 8, 1–531.

SRU (1978): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1978. — Stuttgart/Mainz: Kohlhammer.

SRU (1987): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1987 (in Vorbereitung).

U.S. National Research Council (1981): Indoor pollutants. — Washington, D.C.: National Academy Press. — ISBN 0-309-03188-5.

WHO (1986): Luftschadstoffe in Innenräumen: Exposition und gesundheitliche Auswirkungen. — Kopen-

hagen: Weltgesundheitsorganisation (WHO), Regionalbüro für Europa. — EURO-Berichte und Studien, Nr. 78.

2 Quellen und Konzentrationen von Luftverunreinigungen in Gebäude-Innenräumen

2.1 Tabakrauch

BOS, R. P., THEUWS, J. L. G., HENDERSON, P. T. (1983): Excretion of mutagens in human urine after passive smoking. — Cancer Lett. 19, 85–90.

BRUNNEMANN, K. D., HOFFMANN, D. (1978): Chemical studies on tobacco smoke 59. Analysis of volatile nitrosamines in tobacco smoke and polluted indoor environments. — In: Walker, E. A. et al. (Eds.): Environmental aspects of N-nitroso compounds. — Lyon: International Agency for Research on Cancer, S. 343 bis 356. — IARC Sci. Publ. No. 19.

FISCHER, T., WEBER, A., GRANDJEAN, E. (1978): Luftverunreinigung durch Tabakrauch in Gaststätten. — Internat. Arch. Occup. Environ. Health 41, 267 bis 280.

Fraunhofer-Institut für Holzforschung (1982): WKI-Kurzbericht Nr. 13/82. — Braunschweig.

GOOD, B. W., VILCINS, G., HARVEY, W. R., CLABO, jr., D. A., LEWIS, A. L. (1982): Effect of cigarette smoking on residential NO₂ levels. — Environ. Internat. 8, 167–175.

GREENBERG, R. A., HALEY, N. J., ETZEL, R. A., LODA, F. A., (1984): Measuring the exposure of infants to tobacco smoke. Nicotine and cotinine in urine and saliva. — New Engl. J. Med. 310, 1075–1078.

GRIMMER, G., BÖHNKE, H., HARKE, H.-P. (1977): Zum Problem des Passivrauchens: Aufnahme von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch Einatmen von zigarettenrauchhaltiger Luft. — Internat. Arch. Occup. Environ. Health 40, 93–99.

HARKE, H.-P. (1970): Zum Problem des „Passiv-Rauchens“. — Münch. Med. Wochenschrift 51, 2328 bis 2334.

HARKE, H.-P., BAARS, A., FRAHM, B., PETERS, H., SCHULTZ, C. (1972): Zum Problem des Passivrauchens. — Internat. Arch. Arbeitsmed. 29, 323–339.

HENSCHLER, D. (1975): Aufnahme, Metabolismus und Wirkung von Nikotin beim Aktiv- und Passiv-Rauchen. — Arbeitsmed. Sozialmed. Präventivmed. 12, 237–239.

- HENSCHLER, D. (Hrsg.) (1986): Passivrauchen am Arbeitsplatz. — In: Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe. — Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. — 11. Lfg. Weinheim: VCH-Verl.
- HINDS, W. C., FIRST, M. W. (1975): Concentrations of nicotine and tobacco smoke in public places. — *New Engl. J. Med.* 292, 844–845.
- HUGOD, C., HAWKINS, L. H., ASTRUP, P. (1978): Exposure of passive smokers to tobacco smoke constituents. — *Internat. Arch. Occup. Environ. Health* 42, 21–29.
- KLUS, H., KUHN, H. (1982): Verteilung verschiedener Tabakrauchbestandteile auf Haupt- und Nebenstromrauch (Eine Übersicht). — Beiträge zur Tabakforsch. *Internat.* 11, 229–265.
- MATSUKURA, S., TAMINATO, T., KITANO, N., SEINO, Y., HAMADA, H., UCHIHASHI, M., NAKAJIMA, H., HIRATA, Y. (1984): Effects of environmental tobacco smoke on urinary cotinine excretion in non-smokers. Evidence for passive smoking. — *New Engl. J. Med.* 311, 828–832.
- MATSUSHITA, H., MORI, T. (1984): Nitrogen dioxide and nitrosamine levels in indoor air and side-stream smoke of cigarette. — In: Berglund, B. et al. (Eds.): *Indoor air*. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 2, S. 335–340. — *Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate*, 20.–24. 8. 1984 in Stockholm. ISBN 91-540-4191-0.
- POTT, F. (1985): Pyrolyseabgase, PAH und Lungenkrebsrisiko — Daten und Bewertung. — *Staub — Reinhalt. Luft* 45, 369–379.
- REPACE, J. L., LOWREY, A. H. (1980): Indoor air pollution, tobacco smoke and public health. — *Science* 208, 464–472.
- RUSSELL, M. A., FEYERABEND, C. (1975): Blood and urinary nicotine in non-smokers. — *Lancet* 1, 179 bis 181.
- SCHLIPKÖTER, H. W., WINNEKE, G. (1977): Versuch einer Quantifizierung der Einwirkung des Passivrauchens. — In: Bayerische Akademie für Arbeits- und Sozialmedizin (Hrsg.): *Passivrauchen am Arbeitsplatz*. — Stuttgart: Gentner, S. 49–61.
- SEIFERT, B., PRESCHER, K. E., ULLRICH, D. (1984): Auftreten anorganischer und organischer Substanzen in der Luft von Küchen und anderen Wohnräumen. — Berlin: Bundesgesundheitsamt. — *WaBoLu-Hefte* 2/1984.
- SPENGLER, J. D., DOCKERY, D. W., REED, M. P., TOSTESON, T., QUINLAN, P. (1980): Personal exposure to respirable particles. — *Proceed. 73th Ann. Meeting of the Air Pollut. Control Assoc.*, June 22–27, Montreal, Quebec, Paper No. 80–61. 5b. — *Zit. nach: U.S. National Research Council* (1981), S. 161.
- SPENGLER, J. D., DOCKERY, D. W., TURNER, W. A., WOLFSON, J. M., FERRIS, jr., B. G. (1981): Longterm measurements of respirable sulfates and particles inside and outside homes. — *Atmos. Environ.* 15, 23 bis 30.
- TRAYNOR, G. W., NITSCHKE, I. A. (1984): Field survey of indoor air pollution in residences with suspected combustion-related sources. — In: Berglund, B. et al. (Eds.): *Indoor air*. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 4, S. 343–348. — *Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate*, 20.–24. 8. 1984 in Stockholm. ISBN 91-540-4191-0.
- U.S. Department of Health and Human Services (1982): The health consequences of smoking: Cancer Part IV. Involuntary smoking and lung cancer, S. 237–254. — A report of the Surgeon General, Public Health Service, Office on Smoking and Health. Rockville, MD 20857.
- U.S. National Research Council (1981): *Indoor pollutants*. — Washington D. C.: National Academy Press, S. 149–168. — ISBN 0-309-03188-5.
- VALENTIN, H., BOST, H.-P., WAWRA, E. (1978): Das Passivrauchen am Arbeitsplatz — eine Gesundheitsschädigung? — *Zentralblatt Bakteriologie, Hyg., I. Abt. Orig. B* 167, 405–434.
- WALD, N. J., BOREHAM, J., BAILEY, A., RITCHIE, C., HADDOW, J. E., KNIGHT, G. (1984): Urinary cotinine as marker for breathing other people's tobacco smoke. — *Lancet* 1, 230–231.
- WEBER, A., FISCHER, T. (1980): Passive smoking at work. — *Internat. Arch. Occup. Environ. Health* 47, 209–221.
- WEBER, A., JERMINI, C., GRANDJEAN, E. (1976): Irritating effects on man of air pollution due to cigarette smoke. — *Am J. Public Health* 66, 672–676.
- WEBER, A., FISCHER, T., GRANDJEAN, E. (1979 a): Passive smoking in experimental and field conditions. — *Environ. Res.* 20, 205–216.
- WEBER, A., FISCHER, T., GRANDJEAN, E. (1979 b): Passive smoking: Irritating effects of the total smoke and the gas phase. — *Internat. Arch. Occup. Environ. Health* 43, 183–193.
- WEBER-TSCHOPP, A., FISCHER, T., GRANDJEAN, E. (1976): Objektive und subjektive physiologische Wirkungen des Passivrauchens. — *Internat. Arch. Occup. Environ. Health* 37, 277–288.

2.2 Offene Feuerstellen

ARNOLD, B. (1986): Das Problem der Formaldehydbildung bei der Verbrennung, dargestellt am Gasherd. — Diplomarbeit FH Trier, FB Ernährungs- und Haushaltstechnik.

AURAND, K. et al. (Hrsg.) (1982): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1985): Belastungsgebiet Aschaffenburg: Emissionskataster, Immissionskataster. S. 83. — München.

- BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1—5. — Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, 20.—24. 8. 1984 in Stockholm. — ISBN 91-540-4191-0.
- BOLEIJ, J., LEBRET, E., SMIT, J., BRUNEKREEF, B., BIERSTEKER, K. (1982): Innenluftverunreinigung durch Kohlenmonoxid. — In: Aurand et al. (1982), S. 199—208.
- BRUNEKREEF, B., HOEK, F. (1984): Seasonal variations of indoor nitrogen dioxide concentrations. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 355—360.
- COOPER, J. A. (1980): Environmental impact of residential wood combustion emissions and its implications. — J. Air Pollut. Control Assoc. 30, 855—861.
- FISCHER, R., REMIJN, B., BRUNEKREEF, B., BIERSTEKER, K., BOLEIJ, J., VAN der LENDE, R., SCHOUTEN, J. P., QUANJER, P. D. (1984): Indoor NO₂ exposure induced effects on pulmonary functions. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 219 bis 226.
- FLOREY, C. du V., MELIA, R., GOLDSTEIN, B., MORRIS, R., JOHN, H. H., CLARK, D. (1982): Stickstoffdioxid im Innenraum — Epidemiologische Auswirkungen im Vereinigten Königreich. — In: Aurand et al. (1982), S. 209—218.
- FORTMANN, R. C., BORAZZO, J. E., DAVIDSON, C. J. (1984): Characterization of parameters influencing indoor pollutant concentrations. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 259—264.
- GWF (1984): Entwicklungstendenzen bei Hausgeräten. — GWF: Ausg.: Gas/Erdgas 125, 43.
- HOEK, G., BRUNEKREEF, B., MEIJER, R., SCHOLTEN, A. (1984): Indoor NO₂ and respiratory symptoms of Rotterdam children. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 227—232.
- HOEN, P. J., LEADERER, B. P., STOLWIJK, J. A. J. (1984): Continuous monitoring in occupied residences of air contaminants from unvented combustion sources. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 277 bis 284.
- HOLLOWELL, C. D. (1979): Impact of energy conservation in building on health. — Report 9379, Lawrence Berkeley Laboratory. — Berkeley, CA.
- JOHNSON, D., BILLYCK, I., MOSCHANDREAS, D., RELWANI, S. (1984): Emission rates from unvented gas appliances. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 367—373.
- KIM, Y. S., KREISEL, W. (1984): Effects of household exposures to carbon monoxide poisoning in Korea. — In: Berglund et al. (1984) Vol. 4, S. 117—122.
- LEADERER, B. P., ZAGRANISKI, R. T., BERWICK, M., STOLWIJK, J. A. J., QING-SHAN, M. (1984): Residential exposures to NO₂, SO₂ and HCHO associated with unvented kerosene space heaters, gas appliances and sidestream tobacco smoke. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 151—156.
- LETZ, R., QUACKENBOSS, J. J., SPENGLER, J. D. (1984): Effects of choice of exposure index in NO₂ epidemiological studies. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 261—266.
- MOSCHANDREAS, D. J., PELTON, D. J., BERG, D. R. (1981): The effects of wood burning on indoor pollutant concentrations. — Proceed. 74th Ann. Meeting Air Pollut. Control Assoc., June 21—26, Philadelphia, Pennsylv.-Paper No. 81—22.2.
- PORTER, W. K. (1984): Pollutant emissions from kerosene heaters and unvented gas space heaters. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 265—270.
- PRESCHER, K.-E. (1982): Auftreten von Kohlenmonoxid, Kohlendioxid und Stickstoffoxiden beim Betrieb von Gasherden. — In: Aurand et al. (1982), S. 191 bis 198.
- RITCHIE, J. M., ARNOLD, F. C. (1984): Characterization of residential air pollution from unvented kerosene heaters. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 253—258.
- SCHLICH, E., SCHWIND, H. (1985): Ermittlung der Abgaszusammensetzung am gasbeheizten Glaskeramikkochfeld. — Wärmetechnik 4, 166—169.
- SCHMIDT, A., GÖTZ, H. (1977): Die Entstehung von Formaldehyd bei der Verbrennung von Erdgas in Haushaltsgeräten. — GWF: Ausg.: Gas/Erdgas 118, 112—115.
- SEIFERT, B. (1982): Vergleich der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume auftretenden Konzentrationen anorganischer und organischer Verbindungen. — In: Aurand et al. (1982), S. 41—74.
- SEIFERT, B., WAGNER, H. M. (1982): International symposium on indoor air pollution, health and energy conservation, 1981. Zusammenfass. — In: Aurand et al. (1982), S. 421—440.
- SEIFERT, B., PRESCHER, K.-E., ULLRICH, D. (1984): Auftreten anorganischer und organischer Substanzen in der Luft von Küchen und anderen Wohnräumen. — Berlin: Bundesgesundheitsamt. — WaBoLu-Hefte 2/1984.
- SEXTON, K., TREITMAN, R. D., SPENGLER, J. D., TURNER, W. A. (1984): The effects of residential wood combustion on indoor and outdoor air quality: A case study in Waterbury, Vermont. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 111—116.
- SPEIZER, F. E., FERRIS, B., BISHOP, Y. M. M., SPENGLER, J. D. (1980): Respiratory disease rates and pulmonary function in children associated with NO₂ exposure. — Am. Rev. Respir. Dis. 121, 3—10.
- SPENGLER, J. D., SEXTON, K. (1983): Indoor air pollution: A public health perspective. — Science 221, 9—17.
- SRU (1983): Waldschäden und Luftverunreinigungen. — Sondergutachten März 1983. — Stuttgart: Kohlhammer, Tz. 100ff.
- STERLING, T. D., STERLING, E. (1979): Carbon monoxide levels in kitchens and homes with gas cookers. — J. Air Pollut. Control Assoc. 29, 238—241.

Thyssengas (1975): Stickoxid-Konzentrationen in der Raumluft von Haushaltsküchen mit Gasherden. — Messungen der Ruhrgas AG mit der Thyssengas GmbH. — Bericht-Nr.: 50/16.05-4/75. — Dorsten.

TRAYNOR, G. W., NITSCHKE, J. A. (1984): Field survey of indoor air pollution in residences with suspected combustion-related sources. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 343—354.

U.S. National Research Council (1981): Indoor pollutants. — Washington, D. C.: National Academy Press, S. 134—149. — ISBN 0-309-03188-5.

WADE, W. A., COTE, W. A., YOCOM, J. W. (1975): A study of indoor air quality. — J. Air Pollut. Control Assoc. 25, 933—939.

YAMANAKA, S., HIROSE, H., TAKADA, S. (1979): Nitrogen oxides emissions from domestic kerosene-fired and gas fired appliances. — Atmos. Environ. 13, 407—412.

YOCOM, J. E. (1982): Indoor-outdoor air quality relationships. A critical review. — J. Air Pollut. Control Assoc. 32, 500—520.

YOSHIZAWA, S. (1984): Japanese experiences on the control of indoor air pollution by combustion appliances. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 5, S. 193 bis 198.

2.3 Reinigungs- und Pflegeartikel

BMJFG (1983): Bundesgesundheitsministerium: Warnhinweise bei Ledersprays beachten. — Bonn. — Pressedienst des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit, Nr. 111 vom 20. 9. 1983.

BMJFG (1985): Hypochlorithaltige Haushaltsreiniger werden sicherer. — Bonn. — Pressedienst des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit, Nr. 15 vom 6. 2. 1985.

Bundesgesundheitsamt (1985): Vorkommen leichtflüchtiger Chlorkohlenwasserstoffe als Verunreinigungen der Innenraumluft in der Nachbarschaft von Chemisch-Reinigungsanlagen. — Diskussionspapier zur 2. Sitzung der BGA-Kommission „Innenraumluft-hygiene“ am 12./13. 12. 1985 im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin.

Deutscher Bundestag (1985): Chemie im Haushalt und Innenraumbelastung. — Bundestagsdrucksache 10/4285.

FREUNDT, K. (1985): Stellungnahme aus Anlaß des „Wissenschaftlichen Sachverständigengesprächs zur gesundheitlichen Gefährdung bei der Anwendung von Imprägniersprays“. — In: Überla, K. et al. (Hrsg.): Zur gesundheitlichen Gefährdung bei der Anwendung von Imprägniersprays. — München: MMV Medizin-Verl., S. 65—67. — BGA-Schriften 1/85.

GREIM, H., WOLFF, T., HÖFLER, M., LAHANIANI, E. (1984): Formation of dichloroacetylene from trichloroethylene in the presence of alkaline material — Pos-

sible cause of intoxication after abundant use of chloroethylene-containing solvents. — Arch. Toxicol. 56, 74—77.

OKONEK, S., REINECKE, H. J., KRIENKE, E. G., OBERDISSE, U., BRAMBACH, U., SMEND, J., GÄ-DECKE, R., FABRICIUS, W., PREUSSNER, K. (1984): Vergiftungen durch hypochlorithaltige Sanitärreini-ger. — Deutsche Med. Wochenschr. 109, 1874 bis 1877.

OKONEK, S., REINECKE, H. J., FABRICIUS, W., PREUSSNER, K. (1985): Vergiftungen durch Leder-Imprägniersprays. — In: Überla, K. et al. (Hrsg.): Zur gesundheitlichen Gefährdung bei der Anwendung von Imprägniersprays. — München: MMV Medizin-Verl., S. 25—31. — BGA-Schriften 1/85.

SCHMITT, H. J. (1985): Reizungen der Atemwege nach Anwendung von Teppichshampoo. — Öffentl. Gesundh.-Wesen 47, 458.

ÜBERLA, K. et al. (Hrsg.) (1985): Zur gesundheitlichen Gefährdung bei der Anwendung von Imprägnier-sprays. — München: MMV Medizin-Verl. — BGA-Schriften 1/85.

Umweltbundesamt (1986): Sauber ohne Reue. — Berlin: Umweltbundesamt. — Informationsschrift.

VELVART, J. (1981): Toxikologie der Haushaltspro-dukte. Aus der Kasuistik des Schweizer Toxikologi-schen Informationszentrums. — Stuttgart: Verl. H. Huber, S. 20—25.

Verbraucherzentrale Nordrhein-Westfalen und Ar-beitsgemeinschaft der Verbraucher (1985): Formalde-hyd in Haushaltsreinigern. — Geänd. Aufl. Juni 1985. — Düsseldorf.

2.4 Baumaterial, Möbel und andere Einrichtungsgegenstände

Amt für Umweltschutz der Stadt Köln (1979): Luftun-tersuchungen im Raum Köln, 1975—1979. — Köln.

AURAND, K. et al. (Hrsg.) (1982): Luftqualität in In-nenräumen. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1—5. — Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, 20.—24. 8. 1984 in Stockholm. — ISBN 91-540-4191-0.

BMJFG (Hrsg.) (1984): Formaldehyd. — Stuttgart: Kohlhammer. — Schriftenreihe des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit, Bd. 148. — Auch als Bundestagsdrucksache 10/2602 ersch.

Bundesgesundheitsamt (1986): PCP verschwindet aus Holzschutzmitteln. — Bundesgesundheitsblatt 29 (8), 258.

DEIMEL, M. (1978): Erfahrungen über Formaldehyd-Raumluftkonzentrationen in Schulneubauten. — In:

- Aurand, K. et al. (Hrsg.): Organische Verunreinigungen in der Umwelt. — Berlin: E. Schmidt, S. 416 bis 427.
- DEPPE, H.-J. (1982): Emissionen von organischen Substanzen aus Spanplatten. — In: Aurand et al. (1982), S. 91—128.
- EINBRODT, H. J., PRAJSNAR, D. (1978): Untersuchungen über die Belastung des Menschen durch Formaldehyd in Schul- und Wohnräumen. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Organische Verunreinigungen in der Umwelt. — Berlin: E. Schmidt, S. 428—435.
- GDCh (1986): Gesellschaft Deutscher Chemiker/Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) (Hrsg.): Pentachlorphenol. — Weinheim: Verl. Chemie, 1986. — BUA-Stoffbericht 3.
- GEBEFÜGI, I., PARLAR, H., KORTE, F. (1979): Occurrence of pentachlorophenol in enclosed environments. — *Ecotox. Environ. Safety* 3, 269—300.
- GEBEFÜGI, I. (1981): Stand unserer Kenntnisse über das Vorkommen von Pentachlorphenol in der Umwelt. — GSF-Bericht, Ö 599, S. 25—33. — Neuherberg.
- GEBEFÜGI, I., KORTE, F. (1983): Pentachlorophenol contamination of human milk samples. — *Chemosphere* 12, 1055—1060.
- GEBEFÜGI, I., KORTE, F. (1984): Indoor contamination of household articles through pentachlorophenol and lindane. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 317—322.
- GEBEFÜGI, I., OXYNOS, K., KORTE, F. (1983): Langzeitverhalten von Pentachlorphenol in geschlossenen Räumen. — *Chemosphere* 12, 59—63.
- GEBEFÜGI, I. (1985): Hygienische Bedeutung der Innenraumbelastung mit Xenobiotika. — In: Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen (AGF) (Hrsg.): Wege und Wirkungen von Umweltchemikalien. — AGF-Tagung, 12. Dez. 1985, S. 55—58. — Bonn-Bad Godesberg.
- Institut für Bautechnik (Hrsg.) (1986): Spritzasbest und ähnliche Asbestprodukte in Innenräumen — erkennen — bewerten — sanieren. — Berlin.
- van der KOLK, J. (1984): Wood preservatives and indoor air, experiences in the Netherlands. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 1, S. 251—256.
- KRAUSE, C. (1982): Wirkstoffe von Holzschutzmitteln im häuslichen Bereich. — In: Aurand et al. (1982), S. 309—316.
- KRAUSE, C., ENGLERT, N. (1980): Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Wohnräumen. — *Holz als Roh- und Werkstoff* 38, 429—431.
- KUHN, P., WANNER, H. U. (1982): Verunreinigungen der Raumluft durch Materialien. — *Arbeitsmed. Sozialmed. Präventivmed.* 27, 260—261.
- KUNDE, M. (1982): Erfahrungen bei der Bewertung von Holzschutzmitteln. — In: Aurand et al. (1982), S. 317—326.
- Landesgewerbeamt Bayern (1983): Immissionsbelastung durch Luftverunreinigungen aus Baustoffen, Ausrüstungen und Anstrichen in Innenräumen. Abschlußbericht. — Nürnberg.
- LEVIN, H., HAHN, J. (1984): Pentachlorophenol in indoor air: The effectiveness of sealing exposed pressure-treated wood beams and improving ventilation in office buildings to address public health concerns and reduce occupant complaints. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 5, S. 123—130.
- MARUTZKY, R., FLENTGE, A. (1985): Neuere Erkenntnisse zur Formaldehydabgabe von Möbeln. — Braunschweig. — WKI-Mitteilung Nr. 394.
- MENZEL, W., MARUTZKY, R., MEHLHORN, L. (1981): Formaldehyd-Meßmethode. — Braunschweig. — WKI-Bericht Nr. 13.
- RUH, C., GEBEFÜGI, I. (1984): Quellen zur Innenraumbelastung: Vorkommen von PCP und Lindan in unbehandelten Holzproben. — *Chemosphere* 13 (8), 919—925.
- RUH, C., GEBEFÜGI, I., KORTE, F. (1984): The indoor biocide pollution: Occurrence of pentachlorophenol and lindane in homes. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 309—316.
- SEIFERT, B., ULLRICH, D., NAGEL, R. (1984): Analyse und Vorkommen von gasförmigen organischen Verbindungen in der Luft von Innenräumen. — In: Lahmann, E. und Jander, K. (Hrsg.): Lufthygiene 1984. — Stuttgart: G. Fischer, S. 1—13. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 59.
- ULLRICH, D., NAGEL, R., SEIFERT, B. (1982): Einfluß von Lackanstrichen auf die Innenraumluftqualität am Beispiel von Heizkörperlacken. — In: Aurand et al. (1982), S. 283—289.
- van der WAAL, J. F. (1982): Formaldehyde measurements in Dutch houses, schools and offices in the years 1977—1980. — *Atmos. Environ.* 16, 2471—2478.
- WEGNER, J. (1983): Untersuchungen des natürlichen Luftwechsels in Wohnungen, die mit sehr fugendichten Fenstern ausgestattet sind. — *Haustechnik — Bauphysik — Umwelttechnik — Gesundheits-Ingenieur* 104, 1—5.
- ZIMMERLI, B. (1982): Modellversuche zum Übergang von Schadstoffen aus Anstrichen in der Luft. — In: Aurand et al. (1982), S. 235—267.

2.5 Gebrauchsartikel und Werkstoffe des Heimwerker-, Bastel- und Hobbybereiches

- AURAND, K. et al. (Hrsg.) (1982): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.
- BELLINGER, H. (1982): Anwendung von Desinfektionsmitteln in Innenräumen (Krankenhaus, Gewerbe, Wohnraum). — In: Aurand et al. (1982), S. 327—330.

- DFG (1985): Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte 1985. — Weinheim: VCH-Verl. — Mitteilung 21 der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe.
- BMJFG (Hrsg.) (1984): Formaldehyd. — Stuttgart: Kohlhammer. — Schriftenreihe des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit, Bd. 148. Auch als Bundestagsdrucksache 10/2602 ersch.
- Deutscher Bundestag (1985): Chemie im Haushalt und Innenraumbelastung. — Bundestagsdrucksache 10/4285.
- FISCHER, M. (1985): Belastung der Innenraumluft durch Basteln. — In: von Nieding, G. und Jander, K. (Hrsg.): Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler. — Stuttgart: G. Fischer, S. 103–106. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 65.
- HANSEN, H., SAGNER, G. (1975): Gesundheitliche Aspekte bei der Verwendung von Insektentrips. — Köln: Bundesausschuß für Volkswirtschaftliche Aufklärung. — Verbraucherdienst: Ausg. B 20, S. 184 bis 185.
- HANTSCHKE, B. (1982a): Diskussionsbemerkung. — In: Aurand et al. (1982), S. 306.
- HANTSCHKE, B. (1982b): Chemische und physikalische Prozesse bei der Trocknung von Bautenanstrichmitteln und ihre Auswirkungen auf die Beschaffenheit der Luft in Wohnräumen. — In: Aurand et al. (1982), S. 269–281.
- HENKLER, R.-D. (1985): Die Schadstoffreduktion bei der Produktformulierung: Vorrangige Aufgabe der Lackindustrie. — In: Verband der Lackindustrie u. Deutsches Lackinstitut (Hrsg.): Lacke und Farben in der Gesundheitsdiskussion. — Frankfurt: Verband der Lackindustrie, S. 113–134.
- LEIDY, R. B., WRIGHT, C. G., MACLEOD, K. E., DUPREE, jr., H. E. (1984): Concentration and movement of diazinon in air. II. Vertical distribution in rooms. — J. Environ. Sci. Health B 19, 747–757.
- SAGNER, G. (1978): Hygienisch-toxikologische Bedeutung von Insektiziden in Haus und Hof. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Organische Verunreinigungen in der Umwelt. — Berlin: E. Schmidt, S. 541 bis 547.
- SAGNER, G., SCHÖNDUBE, M. (1982): Bestimmung und toxikologische Bewertung von Dichlorvos-Raumluftkonzentrationen nach Ausbringung von Nebelmitteln. — In: Aurand et al. (1982), S. 359–368.
- SCHAAF, R. (1983): Umweltschutz als öffentliche Aufgabe — Lösemittellemissionen aus Lacken und Anstrichstoffen. — In: Gesellschaft für Technologiefolgenforschung u. Deutsches Lackinstitut (Hrsg.): Arbeitsschutz und Umweltschutz bei der Verarbeitung von Farben und Lacken. — München: Saur, S. 27–44. — Minerva Fachserie Technik.
- SEIFERT, B. (1985): Luftqualität in Innenräumen. — Öffentl. Gesundh.-Wesen 47, 366–369.
- SEIFERT, B., ULLRICH, D., NAGEL, R. (1984): Analyse und Vorkommen organischer Verbindungen in der Luft von Innenräumen. — In: Lahmann, E. und Jander, K. (Hrsg.): Lufthygiene 1984. — Stuttgart: G. Fischer, S. 1–13. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 59.
- SIMSON, W. (1985): Die Lackindustrie stellt sich der Arbeitsstoff-Diskussion. — In: Verband der Lackindustrie u. Deutsches Lackinstitut (Hrsg.): Lacke und Farben in der Gesundheitsdiskussion. — Frankfurt: Verband der Lackindustrie, S. 5–8.
- ULLRICH, D., NAGEL, R., SEIFERT, B. (1982): Einfluß von Lackanstrichen auf die Innenraumluftqualität am Beispiel von Heizkörperlacken. — In: Aurand et al. (1982), S. 283–298.
- VELVART, J. (1981): Toxikologie der Haushaltsprodukte: Aus der Kasuistik des Schweizer Toxikologischen Informationszentrums. — Stuttgart: Verl. H. Huber, S. 20–25.
- Verband der Lackindustrie (1985): Jahresbericht 1984. — Frankfurt/M.
- ZÖLLNER, W. (1983): Perspektiven bei der Formulierung umweltfreundlicher Lacke und Farben. — In: Gesellschaft für Technologiefolgenforschung und Deutsches Lackinstitut (Hrsg.): Arbeitsschutz und Umweltschutz bei der Verarbeitung von Farben und Lacken. — München: Saur, S. 76–86. — Minerva Fachserie Technik.

2.6 Mikroorganismen und Allergene

- ANDERSEN, I., KORSGAARD, J. (1984): Asthma and the indoor environment — Assessment of the health implications of a high indoor air humidity. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 1, S. 79–86.
- AURAND, K. et al. (Hrsg.) (1982): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.
- BANASZAK, E. F., THIEDE, W. H., FINK, J. N. (1970): Hypersensitivity pneumonitis due to contamination of an air conditioner. — New Engl. J. Med. 283, 271 bis 276.
- BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1–5. — Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, 20. — 24. 8. 1984 in Stockholm. — ISBN 91-540-4191-0.
- BERNSTEIN, I. L., SAFFERMAN, R. S. (1966): Sensitivity of skin and bronchial mucosa to green algae. — J. Allergy 38, 166.
- BURGE, H. A., SOLOMON, W. R., BOISE, J. R. (1980): Microbial prevalence in domestic humidifiers. — Appl. Environ. Microbiol. 39, 840.
- COCKROFT, A. J., EDWARDS, J. H., BEVAN, C. (1981): An investigation of operating theatre staff exposed to humidifier fever antigens. — Brit. J. Industr. Med. 38 (2), 144–151.

- EDWARDS, J. H., GRIFFITH, A.J., MULLINS, J. (1976): Protozoae as sources of antigen in humidifier fever. — *Nature* 264, 438–439.
- FINK, J. N., RESNICK, A. S., SALVAGGIO, J. (1971): Presence of thermophilic actinomycetes in residential heating systems. — *Appl. Microbiol.* 22, 730.
- FORCK, G. (1985): Fakultative und obligate Allergene und Sensibilisatoren als envirologische Schädigungsfaktoren. — In: Graul, E. H. et al. (Hrsg.): *Mensch und Umwelt. Envirologie II. Fakten – Spekulationen – Szenarios.* — Iserlohn: Hausverl. Medice, Chem.-pharm. Fabrik Pütter, S. 477–495.
- GREEN, G. H. (1984): The health implications of the level of indoor air humidity. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 1, S. 71–78.
- GRIMM, I. (1983): Befeuchterfieber – Umwelt- oder Berufserkrankung? — *Allergologie* 6 (11), 419–425.
- GRÜN, L. (1981): Befeuchterfieber – die Montagskrankheit durch Klimaanlageanlagen. — *Klima – Kälte – Heizung (KI)* 9 (3), 143–145.
- HOFFMANN, G. (1982): Hausstaubmilben als Krankheitserreger beim Menschen. — In: Aurand et al. (1982), S. 385–402.
- HOLMBERG, K. (1984a): Mould as an agent in respiratory symptoms. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 233–239.
- HOLMBERG, K. (1984b): Mould growth inside buildings. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 253 bis 256.
- KELLER, R., OHGKE, H., BECKERT, J. (1984): Fehlerhafte Wärmeisolierung eines Wohnhauses als Ursache von Erkrankungen der Bewohner. — *Umwelthygiene* 3, 47–49.
- KUNKEL, G., RUDOLPH, R., MUCKELMANN, R. (1982): Innenraumluft und allergische Erkrankungen. — In: Aurand et al. (1982), S. 75–90.
- LA FORCE, F. M. (1984): Airborne infections and modern building technology. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 1, S. 109–128.
- LEBOWITZ, M. D., O'ROURKE, M. K., DODGE, R., HOLBERG, C. J., CORMAN, G., HOSHAW, R. W., PINNAS, L. W., BARBEE, R. A., SNELLER, M. R. (1982): The adverse health effects of biological aerosols, other aerosols and indoor microclimate on asthmatics and nonasthmatics. — *Environ. Internat.* 8, 375–380.
- LEEDOM, J. M., LOOSLI, C. G. (1979): Airborne pathogens in the indoor environment with special reference to nosocomial (hospital) infections. — In: Edmonds, R. (Ed.): *Aerobiology: The ecological systems approach.* — Stroudsbury, Pa.: Dowden, Hutchinson and Ross, S. 208–237.
- MARINKOVICH, V. A., HILL, A. (1975): Hypersensitivity alveolitis. — *J. Am. Med. Assoc.* 231, 944.
- REED, C. E., SWANSON, M. C. (1984): Indoor allergens: Identification and quantification. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 1, S. 99–108.
- REZNIKOV, M., LEGGO, J. H., DAWSON, D. H. J. (1971): Investigation by serum agglutination of strains of the mycobacterium intracellulare — *M. scrofulaceum* group from house dusts and sputum in south-eastern Queensland. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 104, 951.
- SEABURY, J., SALVAGGIO, J., DOMER, J., FINK, J., KAWAI, T. (1973): Characterization of thermophilic actinomycetes isolated from residential heating and humidification system. — *J. Allergy Clin. Immunol.* 51, 161.
- SMITH, P. W. (1977): Room humidifiers as a source of actinobacter infections. — *J. Am. Med. Assoc.* 237, 795.
- SOLOMON, W. R., BURGE, H. A. (1984): Allergens and pathogens. — In: Walsh, P. J. et al. (Eds.): *Indoor air quality.* — Boca Raton, Florida: CRC Press, S. 173 bis 191.
- SPITALNY, K. C., VOGT, R. L., ORCIARI, L. A., WITHERELL, L. E., ETKIND, P., NOVICK, L. F. (1984): Pontiac fever associated with a whirl pool spa. — *Am. J. Epidemiol.* 120, 809–817.
- STAIB, F. (1982): Mykosen durch Pilzsporen in der Raumluft. — In: Aurand et al. (1982), S. 369–384.
- STAIB, F. (1983): Pilze als Krankheitserreger und ihre aktuelle Bedeutung. — *Der Kassenarzt* 23 (39), 49 bis 54.
- STAIB, F. (1984): Airborne dissemination of *Cryptococcus neoformans* from bird manure. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 271–276.
- U.S. National Research Council (1981): *Indoor pollutants.* — Washington, D. C.: National Academy Press, S. 382–418. — ISBN 0-309-03188-5.
- WEHNER, A. P. (1985): Luftverunreinigungen in geschlossenen Räumen und die Rolle der Tierversuche zur Bestimmung ihrer biologischen Wirkungen. — In: Graul, E. H. et al. (Hrsg.): *Mensch und Umwelt. Envirologie II. Fakten – Spekulationen – Szenarios.* — Iserlohn: Hausverl. Medice, Chem.-pharm. Fabrik Pütter, S. 153–189.

2.7 Klimatisierte Gebäude

- ADAM, J. (1986): Klimabeschwerden. — *Technik am Bau* (5), 329–334.
- FANGER, O. (1985): Lower air velocities and higher air supply required in ventilated spaces. — *Heizung – Lüftung – Haustechnik* 36 (12), 617–618.
- KNIEL, U., MOOG, W. (1982): Energieeinsparung durch verbesserte Luftgüte in raumlufttechnischen Anlagen. — *BMFT-Forschungsbericht T 82-067*, S. 422–426.
- VDI (1983): *DIN-Richtlinie 1946. — Raumlufttechnik, Blatt 2: Gesundheitstechnische Anforderungen.* — Berlin: Beuth.

WANNER, H. U. (1980): Gesundheitliche Aspekte der Klimatisierung. — Heizung — Lüftung — Haustechnik 31 (6), 17—22.

2.8 Baugrund

BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1—5. — Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, 20.—24. 8. 1984 in Stockholm. — ISBN 91-540-4191-0.

Bundesminister des Innern (1985): Radon in Wohnungen und im Freien: Erhebungsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland. — Bericht über vom Bundesminister des Innern geförderte Forschungsvorhaben. — Bonn.

GUSTAFSSON, J., NILSSON, I. (1984): Tracing of radon leakages. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 125—136.

HOINS, H. (1986): Minderung des Gefahrenpotentials alter Hausmülldeponiestandorte in Bezug auf Gas und Sickerwasser. — Müll und Abfall 18 (11), 426—432.

JONASSEN, N., McLAUGHLIN, J. P. (1984): Airborne radon daughters, behavior and removal. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 21—28.

KELLER, G., FOLKERTS, K. H. (1984): A study on indoor radon. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 149—154.

LEHTIMÄKI, M., KIVISTÖ, T. (1982): Über das Verhalten des Radons in Innenräumen und seine Anwendung als Spurengas bei Ventilationsmessungen. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer, S. 167—177. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- u. Lufthygiene, Nr. 53.

NEUMAYR, V. (1985): Studie zum Auftreten und zur Auswirkung chlorierter Kohlenwasserstoffe im Grundwasserabstrom der Adam Opel AG. — Langen: Inst. f. Wasser-, Boden- u. Lufthygiene d. Bundesgesundheitsamtes.

SCHLIPKÖTER, H.-W., ABEL, J., BROCKHAUS, A., DEHNEN, W., TOMINGAS, R., WIEGAND, H., WINNEKE, G. (1985): Gutachten zur Frage des Gesundheitsrisikos durch Bodenverunreinigungen in Dortmund-Dorstfeld. — Düsseldorf: Medizinisches Inst. f. Umwelthygiene.

SCHMIER, B., PENSKO, I., WICKE, A. (1982): Radon in Wohnräumen. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer, S. 155—165. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

SEIFERT, B. (1984): Luftverunreinigungen in Wohnungen und anderen Innenräumen. — Staub — Reinhalt. Luft 44, 377—382.

Strahlenschutzkommission (1985): Strahlenexposition und mögliches Lungenkrebsrisiko durch Inhalation von Radon-Zerfallprodukten in Häusern. — Empfeh-

lungen der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der Sitzung v. 6.—8. Nov. 1985.

U.S. National Research Council (1981): Indoor pollutants. — Washington D. C.: National Academy Press, S. 58—82. — ISBN 0-309-03188-5.

ZIEGELER, H.-J., KÖTTER, L. (1984): Kontaminierte Standorte als ein Problem der Raumplanung im Ruhrgebiet. — In: Thomé-Kozmiensky, K. J. (Hrsg.): Recycling International. — Berlin: EF-Verlag f. Energie und Umwelttechnik, S. 1081—1086

3 Fahrzeug-Innenräume

BARTH, R. (1960): Untersuchungen über den Kohlenoxydgehalt der Luft in Kraftfahrzeugen. — Düsseldorf: VDI-Verl. — Deutsche Kraftfahrtforschung und Straßenverkehrstechnik. 142.

CLEMENTS, J. (1978): School bus carbon monoxide intrusion. — Washington, DC: U.S. Dept. of Transportation. — NHTSA Technical Report, DOT HS-803 705.

Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (MLuS-82) (1982): Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen. — Köln.

GÜNTHER, M., HEGGELMANN, H. (1985): Schadstoffbelastung und Klima in der Fahrgastzelle eines Pkw-Kombi in Abhängigkeit vom Lüftungssystem. — Diplomarbeit, FH Köln.

MÜCKE, W. (1984a): Umwelthygienische Beurteilung von Luftschadstoffen im Kraftfahrzeuginnenraum. — In: Arbeitsplatz Auto — Bericht über das 5. Symposium Verkehrsmedizin des ADAC. — Schriftenreihe Straßenverkehr Nr. 29, S. 156—169. — München: Allgemeiner Deutscher Automobilclub.

MÜCKE, W. (1984b): Luftschadstoffe in Kraftfahrzeugen — ein Gesundheitsrisiko? — München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

MÜCKE, W., JOST, D., RUDOLF, W. (1984): Luftverunreinigungen in Kraftfahrzeugen. — Staub — Reinhalt. Luft 44, 374—377.

REIMANN, J. (1982): Bestandsaufnahme bisher erfolgter Belastungsmessungen im Innenraum von Kraftfahrzeugen. — Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Unfallforschung (Hrsg.): Schriftenreihe Arbeitsschutz Nr. 36, S. 7—15.

ROHBOCK, E., MÜLLER, H. (1980): Messungen von schwebstaubgebundenem Blei und anderen Metallen innerhalb von fahrenden Personenkraftwagen. — Haustechnik — Bauphysik — Umwelttechnik — Gesundheitsingenieur 101, 270—274.

RUDOLF, W. (1982): Luftqualität im Innern von Kraftfahrzeugen im Vergleich zu Messungen an festen Meßpunkten. — Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Unfallforschung (Hrsg.): Schriftenreihe Arbeitsschutz Nr. 36, S. 16—35.

den TONKELAAR W. A. M., RUDOLF, W. (1982): Luftqualität im Inneren von Kraftfahrzeugen. – In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen, S. 219–230. – Stuttgart: G. Fischer. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

4 Toxikologie von Luftverunreinigungen, die in Innenräumen vorkommen

ARONOW, W. S., FERLINZ, J., GLAUSER, F. (1977): Effect of carbon monoxide on exercise performance in chronic obstructive pulmonary disease. – *Am. J. Med.* 63, 904

BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. – Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1–5. – *Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate*, 20.–24. 8. 1984 in Stockholm. – ISBN 91-540-4191.

BERGMANN, H., EDLING, C., AXELSON, O. (1984): Indoor radon daughter concentrations and passive smoking. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 79 bis 84.

BERWICK, M., ZAGRANINSKI, R. T., LEADERER, B. P., STOLWIJK, J. A. J. (1984): Respiratory illness in children, exposed to unvented combustion sources. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 255–260.

BMJFG (1984): Formaldehyd. – Stuttgart: Kohlhammer. – Schriftenreihe des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit, Bd. 148. – Auch als Bundestagsdrucksache 10/2602 ersch.

BURKART, W., WERNLI, C., BRUNNER, H. (1984): Assessment of additional exposures and risks from airtightening of homes in an Alpine area with high radon emanation. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 67–72.

DUBE, R., SONNEBORN, M. (1986): Lacke und Farben – Zusammensetzung und Verwendung im Heimwerkerbereich. – Aspekte zum Verbraucherschutz. – Berlin: Bundesgesundheitsamt (im Druck).

ERICSON, S.-O., LINDVALL, T., MANSON, L.-G. (1986): Indoor ionisation radiation – technical solutions and remedial strategy. – Stockholm: Swedish Council for Building Research. – ISBN 91-540-4554-1.

FISCHER, P., REMIJN, B., BRUNNEKREEF, B., BIERSTEKER, K., BOLEIJ, J., van der LENDE, R., SCHOUTEN, J. P., QUANJER, P. H. (1984): Indoor NO₂ exposure induced effects on pulmonary functions. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 219–226.

FLEISCHER, R. L., MOGRO-CAMPERO, A., TURNER, L. G. (1982): Indoor radon levels: Effects of energy-efficiency in homes. – *Environ. Internat.* 8, 105–109.

FORTH, W., HENSCHLER, D., RUMMEL, W. (1984): Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie. – 4. Aufl. – Mannheim: Wissenschaftsverl., S. 687

GRIMM, J. (1983): Befeuchterfieber – Umwelt- oder Berufserkrankung? – *Allergologie* 6 (11), 419–425.

HENSCHLER, D. (Hrsg.) (1986): Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe: Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. – 11. Lfg. – Weinheim: Verl. Chemie.

HOEK, G., BRUNNEKREEF, B., MEIJER, R., SCHOLTEN A. (1984): Indoor NO₂ and respiratory symptoms of Rotterdam children. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 3, S. 227–232.

HONICKY, R. E., OSBORNE, J. S., AKPOM, C. A. (1985): Symptoms of respiratory illness in young children and the use of woodburning stoves for indoor heating. – *Pediatrics* 75 (3), 587–593.

LAMBERT, W. E., COLOME, S. D., DAVIDSON, D. M. (1984): Cardiac response to carbon monoxide in the natural environment. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 5, S. 287–292.

LETZ, R., QUACKENBOSS, J. J., SPENGLER, J. D. (1984): Effects of choice of exposure index in NO₂ epidemiological studies. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 261–266.

MARTELL, E. A. (1984): Aerosol properties of indoor radon decay products. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 161–166.

MELIA, J. W., FLOREY, C. du V., ALTMAN, D. G., SWAN, A. V. (1977): Association between gas cooking and respiratory disease in children. – *Brit. Med. J.* 2, 149–152.

OLSEN, J. H., PLOUGH JENSEN, S., HINK, M., FAURBO, K., BREUM, N. O., MOLLER JENSEN, O. (1984): Occupational formaldehyde exposure and increased nasal cancer risk in man. – *Internat. J. Cancer* 34, 639–644.

PERSHAGEN, G., DAMBER, L., FALK, R. (1984): Exposure to radon in dwellings and lung cancer. – In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 73–78.

ROSCOVANU, A., WIEGAND, H. (1984): Bedeutung der Luftverunreinigung in Innenräumen für die Schadstoffbelastung des Menschen. – In: Medizin. Inst. f. Umwelthygiene, Düsseldorf (Hrsg.): Umwelthygiene. – Jahresbericht 16, S. 121–131.

SCHMIER, H. (1984): Die Strahlenexposition in Wohnungen durch die Folgeprodukte des Radon und Thoron. – Vortrag auf der Informationstagung des Bundesministers des Innern über Aufgaben und Ergebnisse der Strahlenschutzforschung im Förderungsbe- reich des Bundesministers des Innern am 30. 5. 1984 im Wissenschaftszentrum in Bonn-Bad Godesberg. – Tagungsbericht, S. 37–54.

SEEBER, E. (1985): Die Bedeutung von Innenraumluftverunreinigungen für die menschliche Gesundheit. – In: Hildebrandt, A. G. et al. (Hrsg.): Gesundheits- und Umweltschutz 1985. – München: MMV Medizin-Verl., S. 82–83. – BGA-Schriften 5/85.

SOLOMON, W. R., BURGE, H. A. (1984): Allergens and pathogens. – In: Walsh, P. J. et al. (Eds.): Indoor

air quality. — Boca Raton, Florida: CRC Press, S. 173 bis 191.

SPEIZER, F. E., FERRIS, B., BISHOP, Y. M. M., SPENGLER, J. (1980): Respiratory disease rates and pulmonary function in children associated with NO₂ exposure. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 21, 3–10.

SPEIZER, F. E., WARE, J., DOCKERY, D., FERRIS, B. G. (1984): Lack of effect of gas stoves on longitudinal change in lung function in children ages 6–11 years. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 2, S. 287–295.

STAIB, F. (1982): Mykosen durch Pilzsporen in der Raumluft. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer, S. 369–384. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

STERLING, T. D., STERLING, E. (1979): Carbon monoxide levels in kitchens and homes with gas cookers. — *J. Air Pollut. Control Assoc.* 29 (3), 238–241.

Strahlenschutzkommission (1985): Strahlenexposition und mögliches Lungenkrebsrisiko durch Inhalation von Radon-Zerfallprodukten in Häusern. — Empfehlungen der Strahlenschutzkommission, verabschiedet in der Sitzung v. 6.–8. Nov. 1985.

U.S. National Research Council (1981): Indoor pollutants. — Washington, D. C.: National Academy Press, S. 350–364; S. 382–418; S. 307–322. — ISBN 0-309-03188-5.

WHO (1985): Radon and formaldehyde. — World Health Organisation, Working Group on Indoor Air Quality. — ICP/CEH 002/m70 (S) 86491, 20. September 1985. — Zit. nach ERICSON et al. (1986).

WICKE, A., SCHMIER, H. (1984): Strahlenexposition im Wohnbereich. — In: Nieding, G. von und Jander, K. (Hrsg.): Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler. — Stuttgart: G. Fischer, S. 447–455. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 65.

WINNEKE, G. (1978): Grenzwertüberlegungen für Kohlenmonoxid. — *Lufthyg. Silikoseforsch.* 10, 75 bis 90.

5 Gesundheitliche Bewertung der Exposition

ARONOW, W. S. (1978): Effects of passive smoking on angina pectoris. — *New Engl. J. Med.* 299, 21–24.

ASHTON, I., AXFORD, A. T., BEVAN, C., COTES, J. E. (1981): Lung function of office workers exposed to humidifier fever antigen. — *Brit. J. Industr. Med.* 38, 34.

AURAND, K., ENGLERT, N., KRAUSE, C., ULRICH, D., WALTER, R. (1981): Pentachlorphenolhaltige Holzschutzmittel in Wohnräumen. — In: Leschber, R. und Rühle, H. (Hrsg.): Aktuelle Fragen der Umwelthygiene. — Stuttgart: G. Fischer. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 52.

BERGLUND, B. et al. (Eds.) (1984): Indoor air. — Stockholm: Swedish Council for Building Research, Vol. 1–5. — *Proceed. of the 3rd Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate*, 20.–24. 8. 1984 in Stockholm. — ISBN 91-540-4191-0.

BERNSTEIN, R. S., SORENSON, W. G., GARABRANT, D., REAUX, C., TREITMAN, R. D. (1983): Exposures to respirable, airborne penicillium from a contaminated ventilation system: Clinical, environmental and epidemiological aspects. — *Am. Industr. Hyg. Assoc. J.* 44, 161.

BLAND, M., BEWLEY, B. R., POLLARD, V., BANKS, M. H. (1978): Effect of childrens' and parents' smoking on respiratory symptoms. — *Arch. Dis. Child.* 53, 100–105.

BONJER, F. H., JONKERS, A. H., SONDERMEIJER, B., DE RAO, M. M. C. A. (1977): *T. soc. Geneesk* 55, 658, 727, 761, 791, 836, 896.

CAMERON, P., ROBERTSON, D. (1973): Effect of home environment tobacco smoke on family health. — *J. Appl. Psychol.* 57, 124–147.

CHAPIN, F. S. (1974): Human activity patterns in the city. — New York: Wiley Interscience.

COLLEY, J. R. T. (1974): Respiratory symptoms in children and parental smoking and phlegm production. — *Brit. Med. J.* 2, 201–204.

COLLEY, J. R. T., HOLLAND, W. W., CORKHILL, R. T. (1974): Influence of passive smoking and parental phlegm on pneumonia and bronchitis in early childhood. — *Lancet* 2, 1031–1034.

DAHMS, A., METZNER, W. (1979): Zur Analytik von Pentachlorphenol und Tetrachlorphenol in der Luft und im Urin. — *Holz als Roh- und Werkstoff* 37, 341 bis 344.

DUBE, R., SONNEBORN, M. (1986): Lacke und Farben — Zusammensetzung und Verwendung im Heimwerkerbereich. — Aspekte zum Verbraucherschutz. — Berlin: Bundesgesundheitsamt (im Druck).

EDWARDS, J. H. (1980): Microbial and immunological investigations and remedial action after an outbreak of humidifier fever. — *Brit. J. Industr. Med.* 37, 55.

FERGUSON, D. M., HORWOOD, L. J., SHANNON, F. T., TAYLOR, B. (1981): Parental smoking and lower respiratory illness in the first three years of life. — *J. Epidemiol. Community Health* 35, 180–184.

FISCHER, M. (1985): Belastung der Innenraumluft durch Basteln. — In: von Nieding, G. und Jander, K. (Hrsg.): Umwelthygiene für Ärzte und Naturwissenschaftler. — Stuttgart: G. Fischer, S. 103–106. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 65.

GDCh (1986): Gesellschaft Deutscher Chemiker/Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) (Hrsg.): Pentachlorphenol. Weinheim: Verl. Chemie, 1986. — BUA-Stoffbericht 3.

- GEBEFÜGI, I., PARLAR, H., KORTE, F. (1979): Occurrence of Pentachloroheptachlor in enclosed environments. — *Ecotox. Environ. Safety* 3, 269—300.
- GEBEFÜGI, I., KORTE, F. (1983): Pentachlorophenol concentrations of human milk samples. — *Chemosphere* 12, 1055—1060.
- GLANTZ, S. A. (1984): Health effects of ambient tobacco smoke. — In: Walsh, P. J. et al. (Eds.): *Indoor air quality*. — Boca Raton, Florida: CRC Press, S. 160 bis 172.
- HANTSCHKE, B. (1982): Chemische und physikalische Prozesse bei der Trocknung von Bautenanstrichmitteln und ihre Auswirkung auf die Beschaffenheit der Luft in Wohnräumen. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): *Luftqualität in Innenräumen*. — Stuttgart: G. Fischer, S. 269—281. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.
- HARLAP, S., DAVIS, A. M. (1974): Infant admissions to hospital and maternal smoking. — *Lancet* 1, 529 bis 532.
- HASSELBLAD, V., HUMBLE, C. G., GRAHAM, M. G., ANDERSON, H. S. (1981): Indoor environmental determinants of lung function in children. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 123, 479—485.
- HEINRICH, U., MUHLE, H., TAKENAKA, S., ERNST, H., FUHST, R., MOHR, U., POTT, F., STÖBER, W. (1986): Chronic effects on the respiratory tract of hamsters, mice and rats after long-term inhalation of high concentrations of filtered and unfiltered diesel engine emissions. — *J. Appl. Toxicol.* 6 (6), 383—395.
- HENSCHLER, D. (Hrsg.) (1986): *Passivrauchen am Arbeitsplatz*. — In: *Gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe*. — Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründung von MAK-Werten. — 11. Lfg. — Weinheim: VCH-Verl.
- HOLLOWELL, C. D., MIKSCH, R. R. (1981): Sources and concentrations of organic compounds in indoor environments. — *Bull. N. Y. Acad. Med.* 57, 962.
- HUISINGH, J., BRADOW, R., JUNGERS, R. (1978): Application of bioassay to the characterization of diesel particulate emissions: Part I and II. — In: *Environmental Protection Agency (EPA) (Ed.): Application of short-term bioassays in the fractionation and analysis of complex environmental mixtures*. — Research Triangle Park, NC: Environmental Protection Agency. — EPA 600/9-78-027.
- Institut für Freizeitwirtschaft und Freizeitinfrastruktur (Hrsg.) (1980): *Spezialstudie Do-it-yourself*, Bd. 1. — München: Institut für Freizeitwirtschaft und Freizeitinfrastruktur.
- IVERSEN, M., BIRCH, L., LUNDQUIST, G. R., ELBRÖND, O. (1985): Middle ear effusion in children and the indoor environment: An epidemiological study. — *Archs. Environ. Health* 40, 74—79.
- KEENLYSIDE, R. A. (1981): Recent NIOSH indoor air quality investigations: An overview, presented at National Institute for Occupational Safety and Health Conf. *Occup. Health Issues Affecting Clerical/Secretarial Personnel*. — Cincinnati, July 1981.
- KELLER, H., SPENGLER, H., LATSCHA, U. (1972): Befeuchterfieber. — *Schweiz. Med. Wochenschr.* 102, 865.
- van der KOLK, J. (1984): Wood preservatives and indoor air, experiences in the Netherlands. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 1, S. 251—256.
- KRAUSE, C., ENGLERT, N. (1980): Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Wohnräumen. — *Holz als Roh- und Werkstoff* 38, 429—431.
- KRAUSE, C. (1982): Wirkstoffe von Holzschutzmitteln im häuslichen Bereich. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): *Luftqualität in Innenräumen*. — Stuttgart: G. Fischer, S. 309—316. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.
- KREISS, K., GONZALES, M. G., CONRIGHT, K. L., SCHEERE, A. R. (1982): Respiratory irritation due to carpet shampoo: Two outbreaks. — *Environ. Internat.* 8, 337—341.
- KREISS, K., KELLNER, R. (1981): Pueblo fiber glass investigation. — Colorado Health Department, Report 1981.
- LAMBERT, W. E., COLOME, S. D., DAVIDSON, D. M. (1984): Cardiac response to carbon monoxide in the natural environment. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 5, S. 287—292.
- LEBOWITZ, M. D., ARMET, D. B., KNUDSON, R. (1982): The effect of passive smoking on pulmonary function in children. — *Environ. Internat.* 8, 371 bis 373.
- LEBOWITZ, M. D., BURROWS, B. (1976): Respiratory symptoms related to smoking habits of family adults. — *Chest* 69 (1), 48—50.
- LEEDER, S. R., CORKHILL, R., IRWIG, L. M., HOLLAND, W. W., COLLEY, J. R. T. (1976): Influence of family factors on the incidence of lower respiratory illness during the first year of life. — *Brit. J. Prev. Soc. Med.* 30, 203—212.
- LILIENBLUM, W. (1985): Formation of pentachlorophenol glucuronide in rat and human liver microsomes. — *Biochem. Pharmacol.* 34 (6), 893—894.
- LOHRER, W., PAHLKE, G. (1981): Die heutige Bedeutung und Stellung des Umweltschutzes beim Lackieren und mögliche künftige Entwicklungen. — *Lacke* 4, 135—140.
- MARINKOVICH, V. A., HILL, A. (1975): Hypersensitivity alveolitis. — *J. Am. Med. Assoc.* 231, 944.
- MELIA, J. W., FLOREY, C. du V., ALTMAN, D. G., SWAN, A. V. (1977): Association between gas cooking and respiratory disease in children. — *Brit. Med. J.* 2, 149—152.
- MÜCKE, W. (1986): Vom Sinn und der Notwendigkeit neuer Bestimmungen zur Luft- und Wasserreinhaltung. — *Umwelttoxikologische Relevanz von Lackbestandteilen*. — *Ztschr. Oberfläche und IOT* (im Druck).

- O'CONNELL, E. J., LOGAN, G. B. (1974): Parental smoking in children asthma. — *Annals of Allergy* 32, 142—145.
- POTT, F., HEINRICH, U. (1982): Tierexperimentelle Befunde zur Wirkung von im Kraftfahrzeuginnern vorkommenden Schadstoffen: Krebserzeugende Stoffe (PAH), Stickoxide. — Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Unfallforschung (Hrsg.): Schriftenreihe Arbeitsschutz Nr. 36, S. 51—64.
- REICHEL, G. (1982): Bestandsaufnahme bisher erfolgter Belastungsmessungen im Innenraum von Kraftfahrzeugen: Messungen im biologischen Material. — Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Unfallforschung (Hrsg.): Schriftenreihe Arbeitsschutz Nr. 36, S. 36—44.
- REPACE, J. L. (1982): Indoor air pollution. — *Environ. Internat.* 8, 21—36.
- ROBINSON, J. P. (1977): Change in Americans' use of time: 1965—1975. — A progress report. — Cleveland: Cleveland State University, Communication Research Center.
- RUH, C., GEBEFÜGI, I., KORTE, F. (1984): The indoor biocide pollution: Occurrence of pentachlorophenol and lindane in homes. — In: Berglund et al. (1984), Vol. 4, S. 309—316.
- SAID, G., ZALOKAR, J., LELLOUCH, J., PATOIS, E. (1977): Adenoidectomy and tonsillectomy in children and parental smoking. — *Lancet* 1, 797.
- SAID, G., PATOIS, E., LELLOUCH, J. (1984): Infantile colic and parental smoking. — *Brit. Med. J.* 289, 660.
- SANGSTER, B., WEGMAN, R. C. C., HOFSTEE, A. W. M. (1982): Non-occupational exposure to pentachlorophenol: Clinical findings and plasma-pentachlorophenol-concentrations in three families. — *Human Toxicol.* 1, 123—133.
- SCHAAF, R. (1983): Lösungsmittlemissionen aus Lacken und Anstrichstoffen. — *Lack im Gespräch* 4, 3.
- SCHENKER, M. B., SAMET, J. M., SPEIZER, F. E. (1983): Risk factors for childhood respiratory disease. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 128, 1038—1043.
- SCHILLING, R. S. F., LETAI, A. D., HUI, S. L., BECK, G. J., SCHOENBERG, J. B., BOUHUYS, A. (1977): Lung function, respiratory disease, and smoking in families. — *Am. J. Epidemiol.* 106, 274—283.
- SCHLIPKÖTER, H. W., WINNEKE, G. (1977): Versuch einer Quantifizierung der Einwirkung des Passivrauchens. — In: Bayerische Akademie für Arbeits- und Sozialmedizin (Hrsg.): Passivrauchen am Arbeitsplatz. — Stuttgart: Gentner, S. 40—61.
- SEIFERT, B. (1984): Luftverunreinigung in Wohnungen und anderen Innenräumen. — *Staub — Reinhalt. Luft* 44, 377—382.
- SRU (1987): Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 1987 (in Vorbereitung).
- STERLING, T. D., STERLING, E. (1979): Carbon monoxide levels in kitchens and homes with gas cooker. — *J. Air Pollut. Control Assoc.* 29, 238—241.
- SZALAI, A. (Ed.) (1972): The use of time: Daily activities of urban and suburban populations in twelve countries. — Den Haag: Mouton.
- TAGER, I. B., ROSNER, B., TISHLER, P. V., SPEIZER, F. E., KASS, E. H. (1976): Household aggregation of pulmonary function and chronic bronchitis. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 114, 485—492.
- TAGER, I. B., WEISS, S. T., ROSNER, B., SPEIZER, F. E. (1979): Effect of parental cigarette smoking on the pulmonary function of children. — *Am. J. Epidemiol.* 110, 15—26.
- TAGER, I. B., WEISS, S. T., MUNOZ, A., ROSNER, B., SPEIZER, F. E. (1983): Longitudinal study of maternal smoking and pulmonary function in children. — *New Engl. J. Med.* 309, 699—703.
- TURIEL, I., HOLLOWELL, C. D., MIKSCHE, R. R., RUDY, J. V., YOUNG, R. A., COYE, M. J. (1983): Effects of reduced ventilation on indoor air quality in an office building. — *Atmos. Environ.* 17, 51—64.
- U. S. Dept. of Health, Education and Welfare (1979): Involuntary smoking. — In: *Smoking and health: A report of the Surgeon General.* — Washington, D. C. — DHEW Publication No. DHS 79—50066.
- U. S. National Research Council (1981): Indoor pollutants. — Washington, D. C.: National Academy Press, S. 350—364. — ISBN 0-309-03188-5.
- WARE, J. H., DOCKERY, D. W., SPIRO, A., SPEIZER, F. E., FERRIS, B. G. (1984): Passive smoking, gas cooking and respiratory health of children living in six cities. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 129, 366—374.
- WANNER, H. U. (1983): Tobacco smoke. — In: Trepte, L. (ed.) *International Energy Agency minimum ventilation rates, final report*, S. 21. — Mülhofen.
- WEISS, S. T., TAGER, I. B., SPEIZER, F. E., ROSNER, B. (1980): Persistent wheeze. Its relationship on respiratory illness, cigarette smoking, and level of pulmonary function in a population sample of children. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 122, 697—707.
- WEISS, S. T., TAGER, I. B., SCHENKER, M., SPEIZER, F. E. (1983): The health effects of involuntary smoking. — *Am. Rev. Respir. Dis.* 128, 933—942.
- WHITE, J. R., FROEB, H. F. (1980): Small-airways dysfunction in nonsmokers chronically exposed to tobacco smoke. — *New Engl. J. Med.* 302, 720—723.
- YOCOM, J. (1982): Indoor-outdoor air quality relationships. A critical review. — *J. Air Pollut. Control Assoc.* 32, 499.

6 Möglichkeiten zur Verminderung der Schadstoffbelastung in Innenräumen

HUBER, G., WANNER, H. U. (1982): Raumluftqualität und minimale Lüftungsraten. — *Haustechnik* —

Bauphysik — Umwelttechnik — Gesundheitsingenieur 103, 207—210.

KLOTZ, F., WANNER, H. U. (1974): Die Wirkung von Luftreinigungsapparaten auf die Qualität der Raumluft. — Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. A 227, 559—563.

WANNER, H. U. (1971): Hygienische Bedeutung des Ozons. — Kälte- und Klimarundschau 9, 87.

WANNER, H. U. (1983): Was nützen Raumluftreiniger? — Umweltmedizin 1, 12—14.

WEBER, A. (1981): Passivrauchen, Luftqualität und Maßnahmen. — Arbeitsmed. Sozialmed. Präventivmed. 26, 182—184.

7 Gesetze und Verordnungen mit Einfluß auf die Luftqualität in Innenräumen

RECKNAGEL, H., SPRENGER, E. (1983): Taschenbuch für Heizungs- und Klimatechnik (Hrsg. Sprenger, E. und Hönnmann, W.). — München: Oldenbourg-Verl., Kap. 7 (Anhang). — 62. Aufl.

RAHMEDE, J. (1983): Passivrauchen. Gesundheitliche Wirkungen und rechtliche Konsequenzen. — Gelsenkirchen: Verl. Mannhold. — Juristische Schriften, Bd. 27: Recht und Medizin.

ZIEGELER, H. J., KÖTTER, L. (1984): Kontaminierte Standorte als ein Problem der Raumplanung im Ruhrgebiet. — In: Thomé-Kozmiensky, K. J., (Hrsg.): Recycling International, S. 1081—1086. — Berlin: EF-Verlag f. Energie- und Umwelttechnik.

10 Anhang I

BMJFG (1984): Formaldehyd. — Stuttgart: Kohlhammer. — Schriftenreihe des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit, Bd. 148. — Auch als Bundestagsdrucksache 10/2602 ersch.

Bundesanzeiger (1986), 38 (58 a), 1—152.

DEMIDENKO, N. M. (1969): Materials for establishing the maximum permissible concentration of pen-

tachlorophenol in air. — Gig. Trud. Prof. Zabol. 13, 58—60. — Zit. nach KUNDE und BÖHME (1978).

Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) (Hrsg.) (1985): Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsplatztoleranzwerte 1985. — Weinheim: VCH-Verl. — Mitteilung 21 der Senatskommission zur Prüfung gesundheitlicher Arbeitsstoffe.

KUNDE, M. (1982): Erfahrungen bei der Bewertung von Holzschutzmitteln. — In: Aurand, K. et al. (Hrsg.): Luftqualität in Innenräumen. — Stuttgart: G. Fischer S. 317—325. — Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Nr. 53.

KUNDE, M., BÖHME, C. (1978): Zur Toxikologie des Pentachlorophenols: Eine Übersicht. — Bundesgesundheitsblatt 21, 302—310.

SCHNEIDER, H. W., THIEL, W. R., PADUCH, M. (1986): 30 Jahre Hauptausschuß III „Wirkungen von Staub und Gasen“. — Staub — Reinhalt. Luft 46 (4), 211—212.

VDI (1966): Maximale Immissions-Konzentrationen (MIK), Organische Verbindungen. — VDI-Richtlinie 2306. — Düsseldorf: VDI-Verl.

VDI (1974): Maximale Immissionswerte. — VDI-Richtlinie 2310. — Düsseldorf: VDI-Verl.

VDI (1984): Maximale Immissions-Konzentrationen für Schwefeldioxid. — VDI-Richtlinie 2310, Blatt 11. — Düsseldorf: VDI-Verl.

VDI (1985): Maximale Immissions-Konzentrationen für Stickstoffdioxid. — VDI-Richtlinie 2310, Blatt 12. — Düsseldorf: VDI-Verl.

VDI (1987): Maximale Immissions-Konzentrationen für Ozon (und photochemische Oxidantien). — VDI-Richtlinie 2310, Blatt 15. — Düsseldorf: VDI-Verl.

WHO (1982): Luftschadstoffe in Innenräumen: Exposition und gesundheitliche Auswirkungen. Bericht über eine WHO-Tagung. — Kopenhagen: Weltgesundheitsorganisation, Regionalbüro für Europa. — EURO-Berichte und Studien 78.

WHO (1985). Summary Report of the Working Group on Air Quality Guidelines for Certain Organic Air Pollutants, Prague, 22.—26. April 1985. — Kopenhagen: Weltgesundheitsorganisation, Regionalbüro für Europa. — ICP/CEH 002/m68 (S).

Gutachten und veröffentlichte Stellungnahmen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

AUTO UND UMWELT

Gutachten September 1973
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer
1973, 104 S., kart.
vergriffen

DIE ABWASSERABGABE

Wassergütwirtschaftliche gesamtökonomische
Wirkungen
2. Sondergutachten Febr. 1974
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer
1974, VI, 90 S., kart.
vergriffen

UMWELTGUTACHTEN 1974

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
1974, XV, 320 S., Plast.
Best.-Nr. 7800201-74902; DM 28,—
vergriffen

auch als
Bundestags-Drucksache
7/2802
veröffentlicht²⁾

UMWELTPROBLEME DES RHEINS

3. Sondergutachten März 1976
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
1976, 258 S., 9 farb. Ktn., Plast.
Best.-Nr. 7800103-76901; DM 20,—

auch als
Bundestags-Drucksache
7/5014
veröffentlicht²⁾

UMWELTGUTACHTEN 1978

Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
1978, 638 S., Plast.
ISBN-3-17-003173-2
Best.-Nr. 7800202-78904; DM 33,—
vergriffen

auch als
Bundestags-Drucksache
8/1938
veröffentlicht²⁾

UMWELTCHEMIKALIEN

Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen
Stoffen
Stellungnahme des Rates
hrsg. vom Bundesministerium des Innern³⁾
Bonn 1979, 74 S.
= Umweltbrief Nr. 19
ISSN 0343-1312

UMWELTPROBLEME DER NORDSEE

Sondergutachten Juni 1980
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
508 S., 3 farb. Karten, Plast.
ISBN 3-17-003214-3
Best.-Nr. 7800104-80902; DM 23,—
vergriffen

auch als
Bundestags-Drucksache
9/692
veröffentlicht²⁾

ENERGIE UND UMWELT

Sondergutachten März 1981
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
190 S., Plast.
ISBN 3-17-003238-0
Best.-Nr. 7800105-81901; DM 19,—

auch als
Bundestags-Drucksache
9/872
veröffentlicht²⁾

FLÜSSIGGAS ALS KRAFTSTOFF

Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit
von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen
Stellungnahme des Rates
hrsg. vom Bundesministerium des Innern³⁾
Bonn 1982, 32 S.
= Umweltbrief Nr. 25
ISSN 0343-1312

WALDSCHÄDEN
UND LUFTVERUNREINIGUNGEN

Sondergutachten März 1983
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
172 S., Plast.
ISBN 3-17-003265-8
Best.-Nr. 7800106-83902; DM 21,—

auch als
Bundestags-Drucksache
10/113
veröffentlicht²⁾

UMWELTPROBLEME DER LANDWIRTSCHAFT

Sondergutachten März 1985
Stuttgart, Mainz: W. Kohlhammer¹⁾
423 S., Plast.
ISBN 3-17-003285-2
Best.-Nr. 7800107-85901; DM 31,—

auch als
Bundestags-Drucksache
10/3613
veröffentlicht²⁾

¹⁾ Zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag W. Kohlhammer, Postfach 42 11 20, 6500 Mainz 42

²⁾ Zu beziehen vom Verlag Dr. H. Heger, Postfach 20 08 21, 5300 Bonn-Bad Godesberg 1

³⁾ Erhältlich beim Bundesministerium des Innern, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Graurheindorfer Str. 198, 5300 Bonn

Materialien zur Umweltforschung

herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen, zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag W. Kohlhammer, Postfach 42 11 20, 6500 Mainz 42

Nr. 1:

Prof. Dr. Günther Steffen und Dr. Ernst Berg
Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Umweltchemikalien auf den Gewinn landwirtschaftlicher Unternehmen
1977, 93 S., kart., ISBN 3-17-003141-4
Best.-Nr. 7800301-77901; DM 20,—

Nr. 2:

Dipl.-Ing. Klaus Welzel und Dr.-Ing. Peter Davids
Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepublik
Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974
1978, 322 S., kart., ISBN 3-17-003142-2
Best.-Nr. 7800302-78901; DM 25,—

Nr. 3:

Dipl.-Ing. Horst Schade und Ing. (grad.) Horst Gliwa
Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974
1978, 374 S., kart., ISBN 3-17-003143-0
Best.-Nr. 7800303-78902; DM 25,—

Nr. 4:

Prof. Dr. Renate Mayntz u. a.
Vollzugsprobleme der Umweltpolitik
Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes
1978, 815 S., kart., ISBN 3-17-003144-9
Best.-Nr. 7800304-78903; DM 42,—
vergriffen

Nr. 5:

Prof. Dr. Hans J. Queisser und Dr. Peter Wagner
Photoelektrische Solarenergienutzung
Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit
1980, 90 S., kart., ISBN 3-17-003209-7
Best.-Nr. 7800305-80901; DM 18,—

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt“
1982, 450 S., kart., ISBN 3-17-003242-9
Best.-Nr. 7800306-82901; DM 38,—

Nr. 7:

Prof. Dr. Dr. Müller

Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schädwirkungen zu mildern

1983, 124 S., kart., ISBN 3-17-003275-5

Best.-Nr. 7800307-83901; DM 21,—
vergriffen**Nr. 8:**

Prof. Dr. Horst Zimmermann

Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik
– Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik –

1983, 60 S., kart., ISBN 3-17-003279-8

Best.-Nr. 7800308-83903; DM 14,—
vergriffen**Nr. 9:**

Prof. Dr. Rolf Diercks

Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die dabei auftretenden Umweltprobleme

1984, 245 S., kart., ISBN 3-17-3284-4

Best.-Nr. 7800309-84901; DM 25,—

Nr. 10:

Prof. Dr. Dieter Sauerbeck

Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht

1985, 260 S., kart., ISBN 3-17-003312-3

Best.-Nr. 7800310-85902; DM 15,—
vergriffen**Nr. 11:**

Prof. Dr. Günther Weinschenk und Hans-Jörg Gebhard

Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion

1985, 107 S., kart., ISBN 3-17-003319-0

Best.-Nr. 7800311-85903; DM 18,—

Nr. 12:

Prof. Dr. Erwin Welte und Dr. Friedel Timmermann

Düngung und Umwelt

1985, 95 S., kart., ISBN 3-17-003320-4

Best.-Nr. 7800312-85904; DM 18,—
vergriffen**Nr. 13:**

Prof. Dr. Klaus H. Domsch

Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie

1985, 72 S., kart., ISBN 3-17-003321-2

Best.-Nr. 7800313-85905; DM 16,—

