

# Formaldehyd in der Umgebungsluft: von der Innenluftverunreinigung zur Außenluftverunreinigung?

Tunga Salthammer\*

Atmosphärenchemie · Biokraftstoffe · Formaldehyd ·  
Innen/Außen-Verhältnis · Innenraumrichtwerte

**F**ormaldehyd wird seit Jahrzehnten als typische Innenraumverunreinigung diskutiert. Gesetzliche Auflagen und kontinuierlich sinkende Richtwerte für die Innenraumluft haben dazu geführt, dass die Freisetzungsraten von Formaldehyd aus Einrichtungsgegenständen sowie Bau- und Haushaltsprodukten seit geraumer Zeit rückläufig sind. Langsam, und von der Innenraumforschung weitgehend unbemerkt, vollzieht sich allerdings ein Paradigmenwechsel. In manchen urbanen Gebieten liegen die Formaldehydkonzentrationen in der Außenluft bereits auf dem Niveau der Innenraumluftkonzentrationen, was im Wesentlichen auf photochemische Prozesse und die zunehmende Verwendung von Biokraftstoffen zurückzuführen ist. Mittelfristig wird diese Entwicklung zu Konsequenzen bezüglich der Lüftung von Gebäuden und zum Umdenken bei der Expositionsbewertung führen.

## 1. Einleitung

Bereits kurze Zeit nach der Entdeckung des Formaldehyds durch Butlerow im Jahr 1855 und der ersten Synthese durch von Hofmann 1867 wurden dessen anwendungstechnische Möglichkeiten erkannt. Mit dem von Baekeland 1907 eingereichten Patent wurde unter dem Namen „Bakelit“ erstmals ein duroplastischer Kunststoff auf Phenol-Formaldehyd-Basis industriell zugänglich.<sup>[1]</sup> 1931 wurde von der IG Farben der auf Formaldehyd und Harnstoff basierende Kauritleim in den Handel gebracht. Die Eignung der preisgünstigen Harnstoff-Formaldehyd-Harze zur Verklebung von Holz trug wesentlich zur Verbreitung der Spanplatte bei.<sup>[2]</sup> Auch die Eigenschaften des Formaldehyds als Konservierungs- und Desinfektionsmittel wurden durch Isaak und Ferdinand Blum Ende des 19. Jahrhunderts erkannt.<sup>[3]</sup> Heute ist Formaldehyd einer der wichtigsten industriellen organischen Grundstoffe mit einer weltweiten Produktionskapazität von mehr als 30 Millionen Tonnen pro Jahr.<sup>[4]</sup>

Als Innenraumverunreinigung wurde Formaldehyd im Jahr 1962 mit der Veröffentlichung von Wittmann<sup>[5]</sup> bekannt,

der die nachträgliche Formaldehydabgabe von Spanplatten beschrieb. Es dauerte allerdings noch 15 Jahre, bis vom damaligen deutschen Gesundheitsamt die Empfehlung ausgesprochen wurde, in Innenräumen eine Formaldehydkonzentration von 0.1 ppm<sup>[\*]</sup> nicht zu überschreiten. Mit

den Jahren wurden Innenraumrichtwerte von nationalen und internationalen Gremien immer wieder gesenkt, insbesondere nach der Klassifizierung von Formaldehyd als humankarzinogen durch die International Agency for Research on Cancer (IARC).<sup>[6]</sup> Die derzeit niedrigsten Bezugswerte wurden vom California Air Resources Board (CARB) mit 3 µg m<sup>-3</sup> (2 ppb) als Chronic Reference Exposure Limit (REL) und von der Agence Francaise de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail mit 10 µg m<sup>-3</sup> (8 ppb) als Langzeitwert publiziert.<sup>[7]</sup> Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) sieht auf der Basis von zwei bewertenden Studien<sup>[8]</sup> einen Innenraumrichtwert von 0.1 mg m<sup>-3</sup> (80 ppb) als ausreichend an.<sup>[9]</sup>

Bei der intensiven Diskussion um Formaldehyd als Innenraumverunreinigung ist es kaum verständlich, dass Formaldehyd behördlicherseits in der Außenluft kaum Beachtung findet, obwohl Atmosphärenchemiker frühzeitig Formaldehyd als bedeutende atmosphärische Verunreinigung (HAP/TAC = hazardous air pollutant/toxic air contaminant)<sup>[10]</sup> identifiziert und über hohe Formaldehydkonzentrationen in der Außenluft berichtet haben.<sup>[11]</sup> Kohse-Höinghaus et al.<sup>[12]</sup> haben gezeigt, dass Formaldehyd ein Hauptemissi-

[\*] Prof. Dr. T. Salthammer  
Department of Material Analysis and Indoor Chemistry  
Fraunhofer WKI  
Bienroder Weg 54 E, 38108 Braunschweig (Deutschland)  
E-Mail: tunga.salthammer@wki.fraunhofer.de  
Homepage: <http://www.wki.fraunhofer.de>

[\*] In der Literatur werden die Einheiten „ppm“ und „µg m<sup>-3</sup>“ nebeneinander verwendet. In diesem Kurzaufsatz wurden alle massenbezogenen Werte in „ppm“ bzw. „ppb“ umgerechnet (1 µg m<sup>-3</sup> = 0.815 ppb bei 293 K und 1013 mbar für M<sub>HCHO</sub> = 30.03 g mol<sup>-1</sup>).

onsprodukt bei der Verbrennung von Biokraftstoffen ist. Die photochemische Oxidation von ungesättigten Kohlenwasserstoffen ist als sekundäre Formaldehydquelle bekannt.<sup>[13]</sup> Damit sind für die nächsten Jahre vor allem in urbanen verkehrsreichen Regionen Formaldehydkonzentrationen auf konstant hohem Niveau oder sogar steigende Werte zu erwarten. Diesem Trend wiederum stehen sinkende Formaldehydkonzentrationen in der Innenraumluft gegenüber. Der vorliegende Kurzaufsatz fasst den aktuellen Kenntnisstand zum Thema „Formaldehyd in der Umgebungsluft“ zusammen. Es wird gezeigt, dass nur die gleichzeitige Berücksichtigung von Luft im Innen- und Außenbereich eine sinnvolle Abschätzung der Exposition für den Menschen ermöglicht.

## 2. Eigenschaften und Analytik von Formaldehyd

### 2.1. Eigenschaften von Formaldehyd

Formaldehyd (CAS-Nr. 50-000-0) ist ein planares Molekül, das bei Umgebungsbedingungen gasförmig vorliegt und sehr reaktiv ist. Es ist gut löslich in Wasser, Alkohol, Aceton und Ether (Siedepunkt:  $-21^{\circ}\text{C}$ ; Dipolmoment: 2.33 D;  $\log(K_{\text{ow}}) = -0.83$ ; Henry-Konstante:  $2.5 \times 10^3 \text{ atm}^{-1}$  bei  $25^{\circ}\text{C}$ ).<sup>[14]</sup>

Durch seine hohe Wasserlöslichkeit wird Formaldehyd schnell im Atemtrakt und im Magen-Darm-Trakt resorbiert. Als Elektrophil reagiert es mit nukleophilen biogenen Komponenten im Körper. Die niedrigsten Dosen, bei denen Reizwirkungen am Menschen festgestellt wurden (LOAEL = lowest observable adverse effect level), reichen von 0.4 ppm (Rhinitis) bis 3 ppm (Reizwirkung auf Augen, Nase, Hals).<sup>[14]</sup> Eine kürzlich publizierte Studie zur Wirkung von Formaldehyd auf das sensorische System des Menschen zeigte, dass die Augen am empfindlichsten reagieren. Bei konstanter Exposition konnte allerdings bis zu einer Konzentration von 0.5 ppm kein Effekt beobachtet werden (NOEL = no observed effect level).<sup>[15]</sup> Von Wolkoff und Nielsen<sup>[8]</sup> wurden die toxikologischen Eigenschaften von Formaldehyd diskutiert. Für die Allgemeinbevölkerung betrachten sie den Richtwert der WHO als geeignet zum Schutz vor akuten und chronischen Reizwirkungen im Atemtrakt. Darüber hinaus stellen die Autoren fest, dass der WHO-Wert auch zur Vorbeugung gegen alle kanzerogenen Effekte, einschließlich lymphohämatopoetischer Tumore, geeignet ist.

### 2.2. Analytik von Formaldehyd in Luft

Für die Analytik von Formaldehyd in Luft stehen im Wesentlichen spektroskopische Techniken und Derivatisierungsmethoden zur Verfügung, die kürzlich von Salthammer et al.<sup>[14]</sup> zusammenfassend besprochen wurden. Zur Raumluftanalytik sind die Acetylaceton(acac)-Methode und die 2,4-Dinitrophenylhydrazin(DNPH)-Methode weit verbreitet.

Bei der acac-Methode wird aus 2,4-Pentandion, Ammoniumacetat und Formaldehyd das Dihydropyridin 3,5-Diacetyl-1,4-dihydrolutidin (DDL) gebildet. Zur Probenahme wird Luft durch einen Absorber geleitet, wobei sich Formaldehyd in destilliertem Wasser löst. Die analytische Bestimmung erfolgt nach Derivatisierung durch Fluoreszenz bei 510 nm unter Anregung bei 412 nm. Bei einem Sammelvolumen von 80 L wird eine Bestimmungsgrenze von 2 ppb erreicht.<sup>[16]</sup> Heute stehen mobile Analysegeräte zur Verfügung, die eine In-situ-Bestimmung von Formaldehyd mit einer Zeitauflösung von einer Sekunde ermöglichen.<sup>[14,17]</sup>

In saurer Lösung werden von DNPH und Carbonylgruppen durch nukleophile Addition und unter Elimination von Wasser Hydrazone gebildet. Zur Probenahme wird Luft durch Kartuschen aus Silicagel geleitet, deren Oberfläche mit einer sauren DNPH-Lösung behandelt wurde. Die chromatographische Trennung der Hydrazone geschieht mittels HPLC unter Verwendung von Wasser/Acetonitril-Gemischen und binären oder ternären Gradienten. Die Detektion erfolgt mittels UV-Spektroskopie. Bei einem Sammelvolumen von 120 L wird eine Bestimmungsgrenze von 1 ppb erreicht.<sup>[16]</sup>

Bei atmosphärischen Formaldehydmessungen werden die acac- und die DNPH-Methode ebenfalls routinemäßig eingesetzt. Darüber hinaus stehen die differentielle optische Absorptionsspektroskopie (DOAS), die Protonen-Transfer-Reaktions-Massenspektrometrie (PTR-MS) und viele andere empfindliche Online-Techniken zur Verfügung.<sup>[14]</sup> Wisthaler et al.<sup>[17]</sup> haben die verschiedenen Methoden unter simulierten atmosphärischen Bedingungen verglichen und geben die folgenden Bestimmungsgrenzen an: 50 ppt (acac online), 80 ppt (acac Probenahme), 40 ppt (DNPH), 400 ppt (DOAS) und 200 ppt (PTR-MS). Allerdings hat sich die PTR-MS-Methode bei hohen Luftfeuchten als ungeeignet zur Formaldehydbestimmung erwiesen.<sup>[18]</sup>

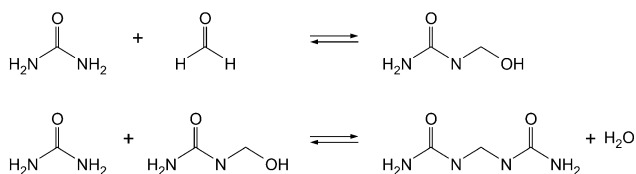
## 3. Formaldehydquellen

### 3.1. Quellen im Innenraum

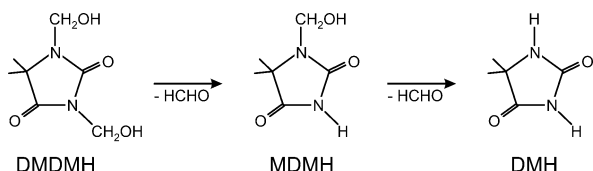
Als klassische Innenraumquelle gelten seit jeher Holzwerkstoffe, die als Bauprodukte oder zur Möbelfertigung eingesetzt werden. Ursächlich für deren nachträgliche und oft langfristige Formaldehydabgabe ist in der Regel die Reversibilität der Harnstoff-Formaldehyd-Reaktion unter Feuchtigkeitseinfluss (Schema 1). Mit Phenol-Formaldehyd-Harzen verleimte Holzprodukte sind im Vergleich dazu deutlich emissionsärmer. Auch andere Bauprodukte wie Bodenbeläge, UF-Ortsschäume und Dämmstoffe aus Mineralwolle können Formaldehyd abgeben. Dimethyldimethylhydantoin (DMDMH) findet z. B. als Formaldehydabspalter (Schema 2)



Tunga Salthammer ist stellvertretender Leiter des Fraunhofer WKI und Leiter des Fachbereichs für Materialanalytik und Innenluftchemie. Er ist apl. Professor an der TU Braunschweig und Adjunct Professor an der Queensland University of Technology (QUT) in Brisbane. Seine wissenschaftlichen Interessen betreffen die Freisetzung von VOC und SVOC aus Produkten für den Innenraum, chemische Reaktionen in der Innenraumluft, luftgetragene Partikel und Hausstaubanalytik.



**Schema 1.** Die reversible Reaktion von Harnstoff und Formaldehyd zu Monomethylolharnstoff und Diharnstoffmethan.<sup>[2]</sup>



**Schema 2.** Freisetzung von Formaldehyd aus Dimethyloldimethylhydantoin (DMDMH).<sup>[19a]</sup>

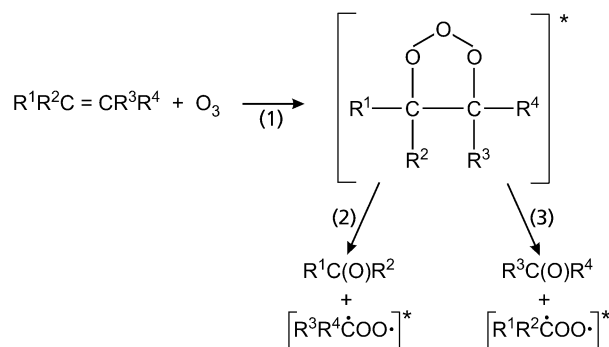
in Kosmetika Verwendung.<sup>[19]</sup> Erhöhte Konzentrationen können in Verbindung mit der Verwendung von Formaldehyd als Konservierungs- und Desinfektionsmittel auftreten, so z. B. in Museen<sup>[20]</sup> und in medizinischen Laboratorien.<sup>[21]</sup> Die Bedeutung der Formaldehydbildung durch chemische Reaktionen in Innenräumen wurde von Weschler et al.<sup>[22]</sup> bei der Untersuchung des Einflusses von Ozon auf textile Bodenbeläge erkannt. Von Wolkoff et al.<sup>[23]</sup> wurde darauf hingewiesen, dass die aus der Atmosphärenchemie bekannte Terpen/Ozon-Reaktion auch für Innenräume relevant ist. Singer et al.<sup>[24]</sup> haben z. B. relevante Formaldehydkonzentrationen nach der Anwendung von Reinigungsmitteln und Luftverbesserern in Anwesenheit von Ozon gemessen. Darüber hinaus entsteht Formaldehyd durch Verbrennungsprozesse und beim Erhitzen von Nahrungsmitteln. Von Salthammer et al.<sup>[14]</sup> wurde kürzlich über die relevanten Formaldehydquellen in Innenräumen zusammenfassend berichtet.

### 3.2. Quellen im Außenraum

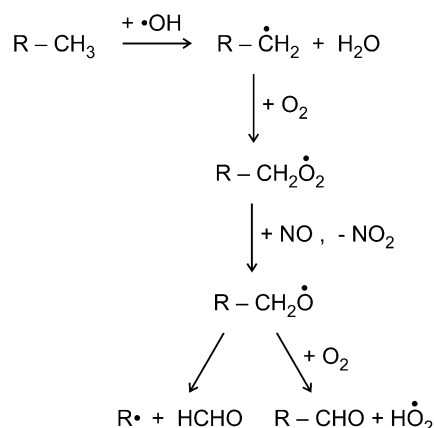
Die zur Formaldehydbildung führenden photochemischen Prozesse der Troposphäre sind gut dokumentiert. Die Ozonolyse, z. B. nach dem Mechanismus von Criegee<sup>[25]</sup> (Schema 3), sowie die Reaktionsmechanismen von Alkanen und Alkenen mit Hydroxylradikalen und Stickoxiden (Schemata 4 und 5) wurden von Pitts und Finlayson<sup>[26]</sup> sowie Wagner und Zellner<sup>[27]</sup> detailliert beschrieben.

Die Reaktion von OH-Radikalen mit Alkanen ist temperaturabhängig, außerdem nimmt die Reaktionsgeschwindigkeit mit wachsender Länge der Alkylkette zu.<sup>[10]</sup> Die Halbwertszeit des Methanmoleküls gegenüber OH beträgt ca. fünf Jahre. Bei Umgebungsbedingungen ist der zu HCHO führende Reaktionsweg in der Regel langsamer als die Bildung von HO<sub>2</sub> und höheren Aldehyden (Schema 4). In der Atmosphäre wird Formaldehyd unter Bildung von Zwischenprodukten wie HO<sub>2</sub> schnell photolysiert.<sup>[10]</sup>

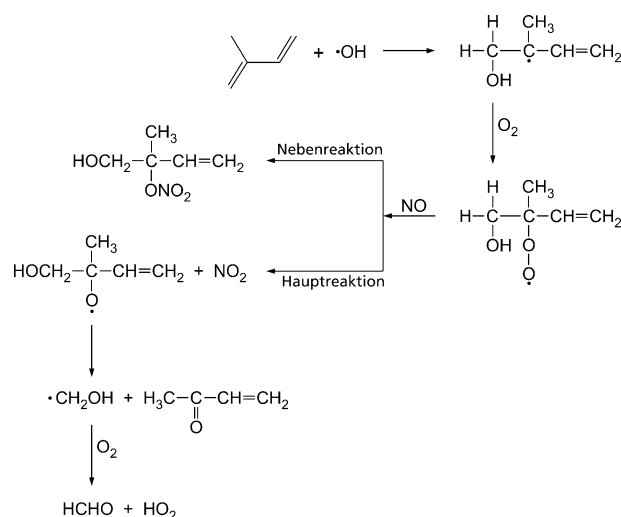
Auch bei der thermischen Zersetzung von Cellulose werden Carbonylverbindungen, darunter Formaldehyd, ge-



**Schema 3.** Bildung von Carbonylverbindungen durch Alken/Ozon-Reaktionen.<sup>[25]</sup> 1) Primärschritt zum Ozonid, 2) und 3) Reaktionswege zur Bildung von Carbonylverbindungen.

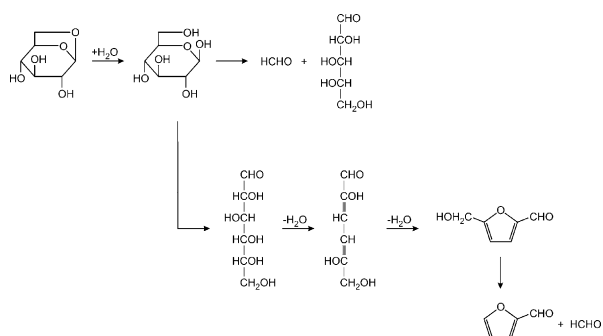


**Schema 4.** Bildung von Formaldehyd durch die atmosphärische Alkan/OH/NO-Reaktion.<sup>[26, 27]</sup>



**Schema 5.** Bildung von Formaldehyd durch die atmosphärische Isopren/OH/NO-Reaktion.<sup>[26, 27]</sup>

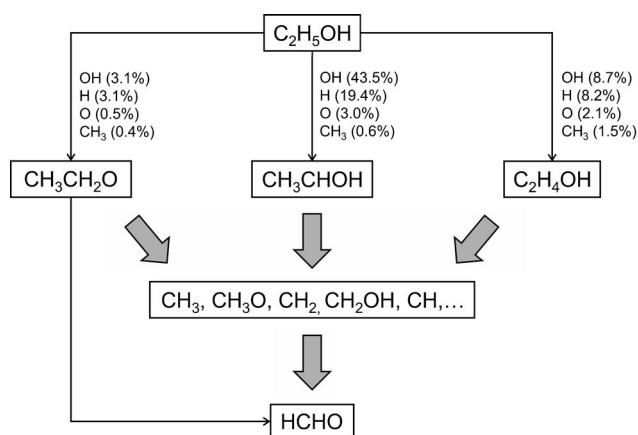
bildet. Ursächlich sind vor allem unkontrollierte Prozesse wie Waldbrände<sup>[28]</sup> oder die kontrollierte Verbrennung von Holz in entsprechenden Öfen zur Wärmeerzeugung in Haushalten.<sup>[29]</sup> Shen und Gu<sup>[30]</sup> postulieren einen Mechanismus, der



**Schema 6.** Postulierter Mechanismus für die Bildung von Formaldehyd aus Levoglucosan bei der thermischen Zersetzung von Cellulose.<sup>[30]</sup>

über Levoglucosan zu Furfural und Formaldehyd führt. Die beiden Hauptwege der Levoglucosan-Reaktion sind in Schema 6 gezeigt.

Intensive Diskussionen werden derzeit über die Nachhaltigkeit von Biokraftstoffen wie Ethanol, höheren Alkoholen, Dimethylestern und langkettigen Methylestern geführt. Da diese Verbindungen bereits Sauerstoff im molekularen Gerüst enthalten, gibt es wesentliche Unterschiede zur Verbrennungschemie der konventionellen Kohlenwasserstoffe. Über die Reaktionswege bei der Verbrennung verschiedener Biokraftstoffe wurde von Kohse-Höinghaus et al.<sup>[12]</sup> berichtet. Die Autoren folgern, dass bei derartigen Prozessen die Entstehung von Carbonylverbindungen, und insbesondere Formaldehyd, generell zu erwarten ist. Zu analogen Ergebnissen kommen Leplat et al.<sup>[31]</sup> aufgrund ihrer Untersuchungen zur Verbrennungschemie des Ethanols bei verschiedenen Bedingungen. Im ersten Schritt der Ethanolreaktion erfolgt Wasserstoffabstraktion durch OH und H, was primär zu  $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_3\text{CHOH}$  und  $\text{C}_2\text{H}_4\text{OH}$  führt (Schema 7). Formaldehyd wird dann direkt aus dem Ethoxyradikal<sup>[32]</sup> unter Abspaltung eines Methylradikals und aus sekundären Zwischenprodukten wie  $\text{CH}$ ,  $\text{CH}_2$ ,  $\text{CH}_3$ ,  $\text{CH}_3\text{O}$  und  $\text{CH}_2\text{OH}$  gebildet. Detaillierte Reaktionsschemata finden sich in der Arbeit von Leplat et al.<sup>[31]</sup>



**Schema 7.** Vereinfachtes Schema zur Bildung von Formaldehyd durch Ethanolverbrennung.<sup>[31]</sup>

## 4. Formaldehyd in der Umgebungsluft

### 4.1. Außenluft

Die Anzahl an Publikationen zu Formaldehyd in der Innen- und Außenluft ist praktisch unüberschaubar. Die Tabellen 1 und 2 zeigen einen Querschnitt von Daten, der sowohl verschiedene Konzentrationsbereiche als auch regionale Aspekte repräsentiert. Dabei wurde sowohl auf die üblichen Datenbanken wie auch auf frühere Arbeiten<sup>[7,11a,14,33]</sup> zurückgegriffen. Die klassische Atmosphärenchemie hat Formaldehyd seit geraumer Zeit als eine von vielen Zielverbindungen in den komplexen Reaktionsschemata atmosphärischer Komponenten erkannt. Es ist eine wichtige Vorläuferverbindung für das OH-Radikal, welches wiederum als „Waschmittel“ der Atmosphäre angesehen wird.<sup>[10]</sup> Formaldehyd ist an der Bildung sekundärer Aerosole beteiligt und interagiert mit anderen chemischen Spezies in Wolken.<sup>[34]</sup> Formaldehyd ist als atmosphärischer Spurenstoff auch in abgelegenen Gebieten nachzuweisen und damit als ubiquitär vorkommend zu betrachten.<sup>[35]</sup>

Die Formaldehydkonzentrationen in urbanen Regionen sind sehr unterschiedlich. In Nord- und Zentraleuropa sowie den Vereinigten Staaten ist durchschnittlich mit Werten zwischen 5 und 15 ppb zu rechnen. Die teilweise sehr hohen Konzentrationen in asiatischen und südamerikanischen Großstädten haben verschiedene Ursachen. Durch die intensive Sonneneinstrahlung<sup>[36]</sup> in Kombination mit hohen Konzentrationen von reaktiven organischen Verbindungen wie Alkenen ist in Metropolen wie Beijing speziell in den Sommermonaten ein großer Teil der Formaldehydbildung auf Photo-smog zurückzuführen.<sup>[37]</sup> Typischerweise liegen heutzutage in Städten mit hoher Luftbelastung die durchschnittlichen Formaldehydkonzentrationen zwischen 20 und 30 ppb mit Spitzenwerten zwischen 40 und 50 ppb. In den meisten Studien werden sekundäre VOC-Reaktionen als Hauptquelle für Formaldehyd in der Atmosphäre identifiziert.<sup>[13,38,68]</sup> Trotzdem korreliert urbane Luftverschmutzung nicht notwendigerweise mit hohen Formaldehydkonzentrationen, wie Elshorbany et al. am Beispiel von Santiago de Chile gezeigt haben.<sup>[45]</sup>

Die höchsten Formaldehydwerte werden seit Jahren in Rio de Janeiro gemessen. Corrêa et al.<sup>[11c,39]</sup> stellten einen deutlichen Anstieg der Formaldehydkonzentrationen zwischen 1998 und 2004 fest, den sie auf die zunehmende Verwendung von Biokraftstoffen zurückführen. Danach sind die Konzentrationen aufgrund verbesserter Motortechnik langsam wieder rückläufig (Abbildung 1). Auch Gaffney und Marley<sup>[40]</sup> gehen detailliert auf die zunehmende Bedeutung des Formaldehyds als Außenluftverunreinigung durch Emissionen aus Kraftstoffen ein.

### 4.2. Innenraumluft

Für die Innenraumluftforschung ist Formaldehyd seit Jahrzehnten die mit Abstand wichtigste Substanz. Ausgehend von den teilweise sehr hohen Innenraumkonzentrationen in den 60er und 70er Jahren des 20. Jahrhunderts, weitgehend

**Tabelle 1:** Formaldehydkonzentrationen in der Außenluft. Die Daten wurden verschiedenen internationalen Studien entnommen (GM = geometrischer Mittelwert). Massenbezogene Daten wurden zur besseren Vergleichbarkeit in ppb umgerechnet und sind mit <sup>[a]</sup> gekennzeichnet.

Ort (Außenluft)	C <sub>HCHO</sub> [ppb]		Bemerkungen	Lit.
Abgelegene europäische Gebiete	0.4–5.5	Bereich	1993–1996	[35b]
Zentrales Amazonasgebiet	0.5–3	Bereich	1998	[35a]
Riverside, Kalifornien	1.7–11.2	Bereich	2003, bei Waldbränden	[28]
Nagoya, Japan	4.7 <sup>[a]</sup>	GM	1998, Febr.	[41]
Beijing, China	16.9–49.0 <sup>[a]</sup>	Bereich	2006, an dunstigen Tagen	[33d, 37]
	26.82	Durchschnitt		
Shanghai, China	9.9–40.4 <sup>[a]</sup>	Bereich	2007, März, an Tagen mit hoher Luftverschmutzung	[33b]
	24.0 <sup>[a]</sup>	Mittelwert	2007, Okt.	
	2.7–13.7 <sup>[a]</sup>	Bereich		
	5.6 <sup>[a]</sup>	Mittelwert		
Kaohsiung City, Taiwan	5.9–31.9 <sup>[a]</sup>	Bereich	2006, Mai–Dez.	[42]
	15.2 <sup>[a]</sup>	Durchschnitt		
Ansan, Südkorea	2.2–42.2	Bereich	2004–2005	[43]
	20.6	Median		
Mexico City, Mexiko	12.7–23.9	Durchschnitt	2003, monatlich (niedrig: Okt.; hoch: Febr.)	[44]
	21.8–38.8	Maxima	2003, monatlich (niedrig: Okt.; hoch: Apr.)	
Mexico City, Mexiko	3–27	Bereich	2003, Apr.–Mai, urbane Umgebung	[13]
Rio de Janeiro, Brasilien <sup>[b]</sup>	1.52–5.07	Durchschnitt	1998, tägliche Durchschnittswerte Febr.–Juni	[11c]
	21.97–112.6	Durchschnitt	2001, tägliche Durchschnittswerte Febr.–Juni	
Santiago de Chile	2–7	Bereich	2005, März	[45]
Izmir, Türkei	1.0–30.1 <sup>[a]</sup>	Bereich	2003–2004, Mai–Mai	[46]
	5.9 <sup>[a]</sup>	Durchschnitt		
Kairo, Ägypten	33	Mittelwert	1999, Durchschnittswerte von Frühling und Sommer	[11b]
Beirut, Libanon	0.6–12.2	Bereich	2003, Juli–Sept.	[47]
	3.9	Median		
Kuopio, Finnland	35/55	Maximum	1998, Maxima im Mai/Juli am Tage	[48]
	1.0–2.2	Hintergrund	1998, in der Nacht	
Uppsala, Schweden	1.1 <sup>[a]</sup>	GM	1998, Febr.–Mai	[41]
Mailand, Italien	1.5–13	Bereich	2002, Juli–Aug.	[49]
Rom, Italien	1.0–5.7 <sup>[a]</sup>	Bereich	Zeitspanne unbekannt	[50]
	2.0 <sup>[a]</sup>	Median		
Athen, Griechenland	0.04–31.6 <sup>[a]</sup>	Bereich	2000, Juni–Dez.	[51]
	12.9 <sup>[a]</sup>	Median		
Südliches Kalifornien	5.0–6.1	Bereich	1988–1989, Sept.–Sept., Anaheim, Azusa, Burbank,	[52]
	20.7–29.4	Maximum	Hawthorne, Upland, L.A.	
Los Angeles, USA	40	Durchschnitt	1961, Sept.–Nov.	[53]
	150	Maximum		
USA	5.2 <sup>[a]</sup>	Median	1999–2001, RIOPA-Studie	[54]

[a] Umgerechnet in „ppb“. [b] Siehe Abbildung 1 für die Daten von 2004–2009.

verursacht durch die Hydrolyse von Harnstoff-Formaldehyd-Harzen, wurden große Anstrengungen unternommen, die Freisetzung von Formaldehyd in die Raumluft deutlich zu verringern.

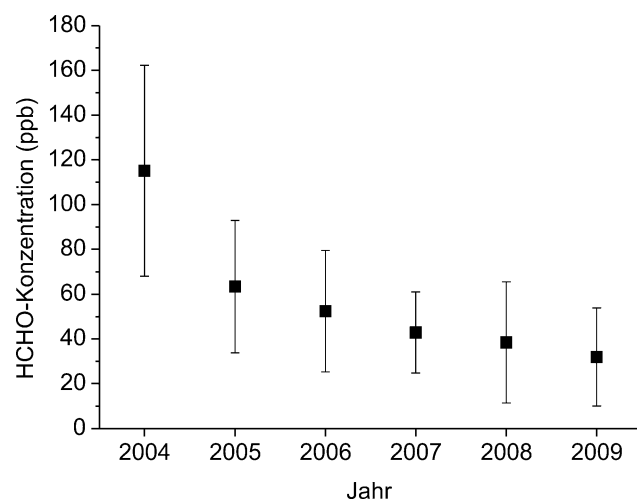
Das Umweltbundesamt hat z. B. im Rahmen seines Umwelt-Surveys einen signifikanten Rückgang der durchschnittlichen Formaldehydbelastung in deutschen Haushalten von 1985/86 bis 2003/06 festgestellt.<sup>[14]</sup> Die RIOPA-Studie<sup>[54]</sup> kommt zu analogen Ergebnissen. Unter Berücksichtigung weiterer Daten (siehe Tabelle 2) ist in mitteleuropäischen und nordamerikanischen Haushalten unter normalen Wohnbedingungen mit Formaldehydkonzentrationen deutlich unter 40 ppb zu rechnen. Höhere Konzentrationen werden teilweise in asiatischen und südamerikanischen Haushalten gemessen. Hierzu ist allerdings anzumerken, dass die Studien untereinander nur bedingt vergleichbar sind, da oft keine

detaillierten Informationen über Raumklima, Messbedingungen (Kurzzeit- oder Langzeitprobenahme) und Lüftungseinflüsse (Luftwechsel, künstliche oder natürliche Lüftung) vorliegen. Hohe Formaldehydkonzentrationen treten nach wie vor in speziellen Umgebungen auf. Dazu zählen z. B. Tempelanlagen,<sup>[66]</sup> medizinische Laboratorien<sup>[21]</sup> und Museen.<sup>[20]</sup> Obwohl Bauprodukte nach wie vor als die stärksten Emissionsquellen für Formaldehyd in Innenräumen gelten können, gewinnen chemische Reaktionen aufgrund der zunehmenden Verwendung von terpenoiden Verbindungen und steigender Ozonwerte in der Troposphäre immer mehr an Bedeutung.<sup>[69]</sup> Die zunehmende Verwendung von Heizöfen stellt eine neue potenzielle Quelle für Formaldehyd und andere gasförmige Substanzen im Innenraum dar.<sup>[70]</sup>

**Tabelle 2:** Formaldehydkonzentrationen in der Innenraumluft. Die Daten wurden verschiedenen internationalen Studien entnommen (GM = geometrischer Mittelwert). Massenbezogene Daten wurden zur besseren Vergleichbarkeit in ppb umgerechnet und sind mit <sup>[a]</sup> gekennzeichnet.

Ort (Innenraumluft)	C <sub>HCHO</sub> [ppb]		Bemerkungen	Lit.
Deutschland	60.0 <sup>[a]</sup>	Maximum	2003–2006, Kinder-Umwelt-Survey	[55]
	19.2 <sup>[a]</sup>	Median		
USA	16.4 <sup>[a]</sup>	Median	1999–2001, RIOPA-Studie	[54]
Rom, Italien	10.5 <sup>[a]</sup>	Median	Zeitspanne unbekannt, Küche	[50]
Straßburg, Frankreich	4.9–75.8 <sup>[a]</sup>	Bereich	2004–2005	[56]
	21.8 <sup>[a]</sup>	Median		
Paris, Frankreich	28.0 <sup>[a]</sup>	GM	2001, März–Juni	[57]
Südliches Finnland	9.0 <sup>[a]</sup>	Mittelwert	2001–2006	[58]
Uppsala, Schweden	6.8 <sup>[a]</sup>	GM	1998, Febr.–Mai	[41]
Nagoya, Japan	14.3 <sup>[a]</sup>	GM	1998, Febr.	[41]
Shimizu, Japan	15.2 <sup>[a]</sup>	GM	2000, Sommer	[59]
	10.1 <sup>[a]</sup>	GM	2001, Winter	
Hangzhou, China	10.0–200.2 <sup>[a]</sup>	Bereich	2006, März–Apr., öffentliche Plätze	[60]
Mexico City, Mexiko	3–99 <sup>[a]</sup>	Bereich	Zeitspanne unbekannt, verschiedene Orte	[61]
Quebec, Kanada	7.8–73.3 <sup>[a]</sup>	Bereich	2005, Jan.–Apr.	[62]
	18.7–39.4 <sup>[a]</sup>	GM		
Ankara, Türkei	1.9–706	Bereich	2004, Apr.–Mai	[63]
	54.7 <sup>[a]</sup>	GM		
Kairo, Ägypten	78.7 <sup>[a]</sup>	Durchschnitt	1999, Durchschnittswerte von Frühling und Sommer	[11b]
Dhaka, Bangladesch	21.4 <sup>[a]</sup>	GM	2005–2006, Dez.–Jan., Verbrennung von Biomasse	[64]
	30.1 <sup>[a]</sup>	GM	2005–2006, Dez.–Jan., Verbrennung fossiler Energieträger	
	53.7 <sup>[a]</sup>	GM	2005–2006, Dez.–Jan., Verbrennung von Gas	
Hongkong	69.8 <sup>[a]</sup>	Median	2002, Nov.	[65]
Hongkong	89.7–122.2 <sup>[a]</sup>	Durchschnitt	2005, Tempel, außerhalb der Spitzenzeiten	[66]
	171.2–317.9 <sup>[a]</sup>	Durchschnitt	2005, Tempel, zu Spitzenzeiten	
Chuoku, Japan	230–1030	Bereich	2004, Anatomische Laboratorien	[21]
Hannover, Deutschland	16–89.6 <sup>[a]</sup>	Bereich	2003–2004, Lagerräume im Museum	[20]
Louisiana, Mississippi, USA	3–590	Bereich	2007–2008, Dez.–Febr., Wohnwagen	[67]
	77	GM		

[a] Umgerechnet in „ppb“.



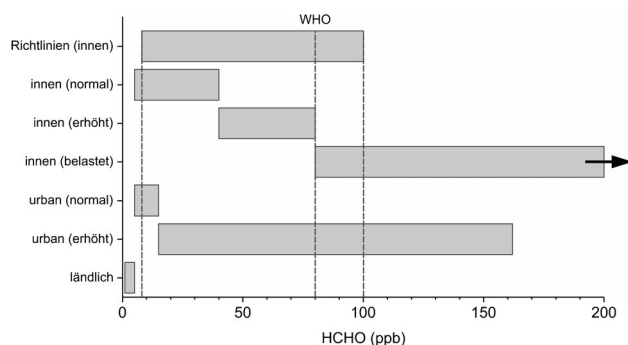
**Abbildung 1.** Formaldehydkonzentrationen (Mittelwerte, Minima, Maxima) in Rio de Janeiro. Die Daten finden sich in der Arbeit von Corrêa et al.<sup>[39b]</sup>

## 5. Beurteilung der Formaldehydkonzentrationen in Innen- und Außenluft

Die gegenläufigen Trends der Formaldehydkonzentrationen in Innen- und Außenluft machen einen Paradigmen-

wechsel notwendig. In unserer urbanen Umgebung sind durchschnittliche Formaldehydkonzentrationen bis 40 ppb im Innenraum und bis 15 ppb in der Außenluft als normal anzusehen. Dabei ist „normal“ keinesfalls mit „sicher“ oder „akzeptabel“ gleichzusetzen. Es soll damit lediglich dokumentiert werden, dass bei der gegenwärtigen Umweltpolitik Formaldehyd als Luftverunreinigung eine Konsequenz unserer Gesellschaft darstellt, in der zum heutigen Zeitpunkt ca. 7 Milliarden Menschen mit Nahrung, Kleidung, Wohnraum und Mobilität versorgt werden müssen. Strategien zur Luftreinhaltung und moderne Technologien haben bereits dazu beigetragen, dass die Formaldehydkonzentrationen in hochbelasteten Gebieten wie Los Angeles<sup>[52,53]</sup> (Tabelle 1) und Rio de Janeiro<sup>[11c,39]</sup> (siehe Abbildung 1) wieder rückläufig sind. Andererseits stellt die zunehmende Verwendung von Biokraftstoffen in Kombination mit der ständig steigenden Verkehrsdichte eine potenzielle Quelle für Formaldehyd, Acetaldehyd, gesättigte und ungesättigte Kohlenwasserstoffe dar.<sup>[12,40]</sup>

Für Innenräume wurden gemäß der in Tabelle 2 zusammengestellten Daten und unter Berücksichtigung des WHO-Richtwerts von 80 ppb<sup>[9]</sup> die Bereiche von 40 ppb bis 80 ppb als „erhöht“ und ab 80 ppb als „belastet“ eingestuft (siehe Abbildung 2). Da für den Außenbereich kein vergleichbarer Richtwert existiert, wurden Konzentrationen über 15 ppb als



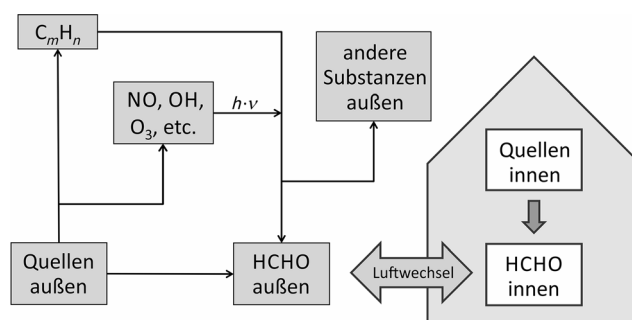
**Abbildung 2.** Bereiche von Formaldehydkonzentrationen in der Innen- und Außenluft. Die gegenwärtigen Innenraumrichtlinien<sup>[7]</sup> von 8 ppb bis 100 ppb sind ebenfalls angegeben.

„erhöht“ bewertet. Aus Abbildung 2 wird auch ersichtlich, dass sehr niedrige Richtwerte, ob toxikologisch begründet oder nicht, heute kaum noch einzuhalten sind, da im Außenbereich Konzentrationen von 8 ppb oft dauerhaft überschritten werden.

In einigen Studien wurde das Verhältnis von Innen- zu Außenluft untersucht. Liu et al.<sup>[54]</sup> haben im Rahmen der RIOPA-Studie für 353 Messdaten die Innen- und Außenluftkonzentrationen gegeneinander aufgetragen. Der Datensatz liegt deutlich oberhalb der 1:1-Linie, was für diese Stichprobe auf einen deutlich stärkeren Einfluss der Innenraumluft schließen lässt. Santarsiero und Fuselli<sup>[50]</sup> kommen auf der Basis einer Hauptkomponentenanalyse zu ähnlichen Ergebnissen für ihre in Rom erhobenen Daten. In Metropolen mit starker Luftverschmutzung wie Beijing wurden Innen-/Außen-Verhältnisse für die Sommermonate von 1.62–6.37 und für die Wintermonate von 2.05–10.99 gemessen.<sup>[33a]</sup> In Reinraumumgebungen wie z.B. Krankenhäusern sind die Außenluftwerte mittlerweile oft höher (0.11–21.3).<sup>[71]</sup> Für Mexico City und Xalapa geben Baez et al.<sup>[61]</sup> I/O-Verhältnisse von 1.4–4.4 an. Unabhängig von der hier betrachteten Substanz Formaldehyd birgt das I/O-Verhältnis eines Luftschadstoffs die Frage der richtigen Lüftung. Für Partikel und viele chemische Verbindungen werden extrem hohe Konzentrationen in der Außenluft festgestellt.<sup>[72]</sup> Vielfach ist daher der Austausch zwischen Außen- und Innenluft nur noch über Lüftungsanlagen mit entsprechender Filtertechnik möglich. In Europa werden künstliche Lüftungsanlagen noch nicht bevorzugt, aber vermehrt eingesetzt.

## 6. Zusammenfassung

In einer urbanen Umgebung atmen Menschen zum größten Teil Innenraumluft. Für gewöhnlich ist das I/O-Verhältnis für Formaldehyd  $> 1$ . Dies bedeutet, dass die Formaldehydkonzentration in der Innenraumluft meist höher ist als in der Außenluft. Formaldehyd hat daher die Wandlung von der Innenluft- zur Außenluftverunreinigung noch nicht vollzogen. Die Unterschiede werden allerdings geringer, und vielfach lassen sich bereits Überschneidungen von Innen- und Außenluftkonzentrationen feststellen (Abbildung 2). Die wesentlichen Prozesse der Formaldehydbildung sind in Ab-



**Abbildung 3.** Zusammenfassende Darstellung der wichtigsten Prozesse zur Formaldehydbildung und des Innen-/Außen-Verhältnisses durch Luftaustausch.

bildung 3 noch einmal zusammengefasst. Den großen Anstrengungen von Behörden, Forschungseinrichtungen und Industrie für immer emissionsärmere Bauprodukte stehen das rasante industrielle Wachstum, der steigende Energieverbrauch und der Wunsch nach mehr Mobilität mit allen negativen Konsequenzen für die Luftqualität gegenüber. Beispielsweise müssen bei einem weltweiten Bestand von mehr als einer Milliarde Kraftfahrzeugen die verbrennungstechnischen Probleme der alternativen Kraftstoffe zeitnah gelöst werden.<sup>[12,40]</sup> Darüber hinaus wird man sich in naher Zukunft stärker damit beschäftigen müssen, wie in Gebieten mit hoher Außenluftbelastung die notwendige Wohnungslüftung nicht nur unter energetischen, sondern auch unter gesundheitlichen Aspekten effektiv zu bewerkstelligen sein wird.<sup>[73]</sup>

*Die in dieser Publikation getätigten Äußerungen spiegeln die Meinung des Autors wider und sind nicht notwendigerweise in Übereinstimmung mit den Ansichten von Behörden, anderen Forschungseinrichtungen oder Industrie. Diese Arbeit wurde weder durch öffentliche noch durch private Mittel unterstützt.*

Eingegangen am 26. Juli 2012,  
veränderte Fassung am 17. Oktober 2012  
Online veröffentlicht am 31. Januar 2013

- [1] D. Crespy, M. Bozonnet, M. Meier, *Angew. Chem.* **2008**, *120*, 3368–3374; *Angew. Chem. Int. Ed.* **2008**, *47*, 3322–3328.
- [2] E. Roffael, *Formaldehyde Release from Particleboard and other Wood Based Panel*, Vol. *Malayan Forest Records No. 337*, Forest Research Institute Malaysia, Kuala Lumpur **1993**.
- [3] J. Blum, *Zool. Anz.* **1893**, *16*, 450.
- [4] X. Tang, Y. Bai, A. Duong, M. T. Smith, L. Li, L. Zhang, *Environ. Int.* **2009**, *35*, 1210–1224.
- [5] O. Wittmann, *Holz Roh- Werkst.* **1962**, *20*, 221–224.
- [6] International Agency for Research on Cancer (IARC), *Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxy-2-propanol*, IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 88, World Health Organization, Lyon, France, **2006**.
- [7] T. Salthammer, *Chemosphere* **2011**, *82*, 1507–1517.
- [8] a) G. Nielsen, P. Wolkoff, *Arch. Toxicol.* **2010**, *84*, 423–446; b) P. Wolkoff, G. D. Nielsen, *Environ. Int.* **2010**, *36*, 788–799.
- [9] World Health Organization, *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, **2010**.

- [10] B. J. Finlayson-Pitts, J. N. Pitts, *Chemistry of the upper and lower Atmosphere*, Academic Press, San Diego, **2000**.
- [11] a) P. Carlier, H. Hannachi, G. Mouvier, *Atmos. Environ.* **1986**, *20*, 2079–2099; b) M. I. Khoder, A. A. Shakour, S. A. Farag, A. A. Abdel Hameed, *J. Environ. Monitor.* **2000**, *2*, 123–126; c) S. M. Corrêa, E. M. Martins, G. Arbilla, *Atmos. Environ.* **2003**, *37*, 23–29.
- [12] K. Kohse-Höinghaus, P. Oßwald, T. A. Cool, T. Kasper, N. Hansen, F. Qi, C. K. Westbrook, P. R. Westmoreland, *Angew. Chem.* **2010**, *122*, 3652–3679.
- [13] A. R. Garcia, R. Volkamer, L. T. Molina, M. J. Molina, J. Samuelson, J. Mellqvist, B. Galle, S. C. Herndon, C. E. Kolb, *Atmos. Chem. Phys.* **2006**, *6*, 4545–4557.
- [14] T. Salthammer, S. Mentese, R. Marutzky, *Chem. Rev.* **2010**, *110*, 2536–2572.
- [15] I. Lang, T. Bruckner, G. Triebig, *Reg. Toxicol. Pharmacol.* **2008**, *50*, 23–36.
- [16] T. Salthammer, S. Mentese, *Chemosphere* **2008**, *73*, 1351–1356.
- [17] A. Wisthaler, E. C. Apel, J. Bossmeyer, A. Hansel, W. Junkermann, R. Koppmann, R. Meier, K. Müller, S. J. Solomon, R. Steinbrecher, R. Tillmann, T. Brauers, *Atmos. Chem. Phys.* **2008**, *8*, 2189–220.
- [18] T. Schripp, C. Fauck, T. Salthammer, *Int. J. Mass Spectrom.* **2010**, *289*, 170–172.
- [19] a) A. C. de Groot, T. van Joost, J. D. Bos, H. L. M. van der Meer, J. W. Weyland, *Contact Dermatitis* **1988**, *18*, 197–201; b) M.-A. Lefebvre, W. J. A. Meuling, R. Engel, M. C. Coroama, G. Renner, W. Pape, G. J. Nohynek, *Reg. Toxicol. Pharmacol.* **2012**, *63*, 171–176.
- [20] A. Schieweck, B. Lohrengel, N. Siwinski, C. Genning, T. Salthammer, *Atmos. Environ.* **2005**, *39*, 6098–6108.
- [21] K. Ohmichi, M. Komiyama, Y. Matsuno, Y. Takanashi, H. Miyamoto, T. Kadota, M. Maekawa, Y. Toyama, Y. Tatsugi, T. Kohno, M. Ohmichi, C. Mori, *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2006**, *13*, 120–124.
- [22] C. J. Weschler, A. T. Hodgson, J. D. Wooley, *Environ. Sci. Technol.* **1992**, *26*, 2371–2377.
- [23] P. Wolkoff, P. A. Clausen, B. Jensen, G. D. Nielsen, C. K. Wilkins, *Indoor Air* **1997**, *7*, 92–106.
- [24] B. C. Singer, B. K. Coleman, H. Destailats, A. T. Hodgson, M. M. Lunden, C. J. Weschler, W. W. Nazaroff, *Atmos. Environ.* **2006**, *40*, 6696–6710.
- [25] R. Criegee, *Angew. Chem.* **1975**, *87*, 765–771; *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.* **1975**, *14*, 745–752.
- [26] J. N. Pitts, B. J. Finlayson, *Angew. Chem.* **1975**, *87*, 18–33; *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.* **1975**, *14*, 1–15.
- [27] H. G. Wagner, R. Zellner, *Angew. Chem.* **1979**, *91*, 707–718; *Angew. Chem. Int. Ed. Engl.* **1979**, *18*, 663–673.
- [28] K. Na, D. R. Cocker, *Environ. Res.* **2008**, *108*, 7–14.
- [29] E. Hedberg, A. Kristensson, M. Ohlsson, C. Johansson, P.-Å. Johansson, E. Swietlicki, V. Vesely, U. Wideqvist, R. Westerholm, *Atmos. Environ.* **2002**, *36*, 4823–4837.
- [30] D. K. Shen, S. Gu, *Bioresour. Technol.* **2009**, *100*, 6496–6504.
- [31] N. Leplat, P. Dagaut, C. Togbé, J. Vandooren, *Combust. Flame* **2011**, *158*, 705–725.
- [32] A. E. Faulhaber, D. E. Szpunar, K. E. Kautzman, D. M. Neumark, *J. Phys. Chem. A* **2005**, *109*, 10239–10248.
- [33] a) B. Wang, S. C. Lee, K. F. Ho, *Atmos. Environ.* **2007**, *41*, 2851–2861; b) J. Huang, Y. Feng, J. Li, B. Xiong, J. Feng, S. Wen, G. Sheng, J. Fu, M. Wu, *J. Atmos. Chem.* **2008**, *61*, 1–20; c) D. A. Sarigiannis, S. P. Karakitsios, A. Gotti, I. L. Liakos, A. Katsoyiannis, *Environ. Int.* **2011**, *37*, 743–765; d) J. Duan, S. Guo, J. Tan, S. Wang, F. Chai, *Atmos. Res.* **2012**, *114–115*, 17–27; e) L. Zhang, C. Steinmaus, D. A. Eastmond, X. K. Xin, M. T. Smith, *Mutat. Res. Rev. Mutat. Res.* **2009**, *681*, 150–168.
- [34] Y. G. Adewuyi, S.-Y. Cho, R.-P. Tsay, G. R. Carmichael, *Atmos. Environ.* **1984**, *18*, 2413–2420.
- [35] a) J. Kesselmeier, U. Kuhn, A. Wolf, M. O. Andreae, P. Ciccioli, E. Brancaleoni, M. Frattoni, A. Guenther, J. Greenberg, P. De Castro Vasconcellos, T. de Oliva, T. Tavares, P. Artaxo, *Atmos. Environ.* **2000**, *34*, 4063–4072; b) S. Solberg, C. Dye, S.-E. Walker, D. Simpson, *Atmos. Environ.* **2001**, *35*, 195–207.
- [36] B. Hu, Y. Wang, G. Liu, *Atmos. Res.* **2007**, *85*, 361–371.
- [37] J. Duan, J. Tan, L. Yang, S. Wu, J. Hao, *Atmos. Res.* **2008**, *88*, 25–35.
- [38] S. Friedfeld, M. Fraser, K. Ensor, S. Tribble, D. Rehle, D. Leleux, F. Tittel, *Atmos. Environ.* **2002**, *36*, 4767–4775.
- [39] a) S. M. Corrêa, G. Arbilla, *Atmos. Environ.* **2005**, *39*, 4513–4518; b) S. M. Corrêa, G. Arbilla, E. M. Martins, S. L. Quitério, C. de Souza Guimarães, L. V. Gatti, *Atmos. Environ.* **2010**, *44*, 2302–2308.
- [40] J. S. Gaffney, N. A. Marley, *Atmos. Environ.* **2009**, *43*, 23–36.
- [41] K. Sakai, D. Norbäck, Y. Mi, E. Shibata, M. Kamijima, T. Yamada, Y. Takeuchi, *Environ. Res.* **2004**, *94*, 75–85.
- [42] H. K. Wang, C. H. Huang, K. S. Chen, Y. P. Peng, C. H. Lai, *J. Hazard. Mater.* **2010**, *179*, 1115–1121.
- [43] R. Pal, K.-H. Kim, Y.-J. Hong, E.-C. Jeon, *J. Hazard. Mater.* **2008**, *153*, 1122–1135.
- [44] M. Grutter, E. Flores, G. Andraca-Ayala, A. Báez, *Atmos. Environ.* **2005**, *39*, 1027–1034.
- [45] Y. F. Elshorbany, R. Kurtenbach, P. Wiesen, E. Lissi, M. Rubio, G. Villena, E. Gramsch, A. R. Rickard, M. J. Pilling, J. Kleffmann, *Atmos. Chem. Phys.* **2009**, *9*, 2257–2273.
- [46] R. Seyfioglu, M. Odabasi, E. Cetin, *Sci. Total Environ.* **2006**, *366*, 809–818.
- [47] S. G. Moussa, M. El-Fadel, N. A. Saliba, *Atmos. Environ.* **2006**, *40*, 2459–2468.
- [48] E.-L. Viskari, M. Vartiainen, P. Pasanen, *Atmos. Environ.* **2000**, *34*, 917–923.
- [49] C. Hak, I. Pundt, S. Trick, C. Kern, U. Platt, J. Dommen, C. Ordonez, A. S. H. Prevot, W. Junkermann, C. Astorga-Llorens, B. R. Larsen, J. Mellqvist, A. Strandberg, Y. Yu, B. Galle, J. Kleffmann, J. C. Lörzer, G. O. Braathen, R. Volkamer, *Atmos. Chem. Phys.* **2005**, *5*, 2881–2900.
- [50] A. Santarsiero, S. Fuselli, *Environ. Res.* **2008**, *106*, 139–147.
- [51] E. B. Bakeas, D. I. Argyris, P. A. Siskos, *Chemosphere* **2003**, *52*, 805–813.
- [52] D. Grosjean, *Environ. Sci. Technol.* **1991**, *25*, 710–715.
- [53] A. P. Altschuller, S. P. McPherson, *J. Air Pollut. Control Assoc.* **1963**, *13*, 109–111.
- [54] W. Liu, J. Zhang, L. Zhang, B. J. Turpin, C. P. Weisel, M. T. Morandi, T. H. Stock, S. Colome, L. R. Korn, *Atmos. Environ.* **2006**, *40*, 2202–2214.
- [55] Umweltbundesamt, *Bundesgesundheitsblatt* **2008**, *51*, 109–112.
- [56] C. Marchand, B. Bulliot, S. Le Calve, P. Mirabel, *Atmos. Environ.* **2006**, *40*, 1336–1345.
- [57] B. Clarisse, A. M. Laurent, N. Seta, Y. Le Moullec, A. El Hasnaoui, I. Momas, *Environ. Res.* **2003**, *92*, 245–253.
- [58] H. J. Salonen, A. L. Pasanen, S. K. Lappalainen, H. M. Riuttala, T. M. Tuomi, P. O. Pasanen, B. C. Back, K. E. Reijula, *J. Occup. Environ. Hyg.* **2009**, *6*, 200–209.
- [59] T. Ohura, T. Amagai, Y. Senga, M. Fusaya, *Sci. Total Environ.* **2006**, *366*, 485–499.
- [60] M. Weng, L. Zhu, K. Yang, S. Chen, *J. Hazard. Mater.* **2009**, *164*, 700–706.
- [61] A. Baez, H. Padilla, R. Garcia, M. del Carmen Torres, I. Rosas, R. Belmont, *Sci. Total Environ.* **2003**, *302*, 211–226.
- [62] N. L. Gilbert, D. Gauvin, M. Guay, M.-È. Héroux, G. Dupuis, M. Legris, C. C. Chan, R. N. Dietz, B. Lévesque, *Environ. Res.* **2006**, *102*, 1–8.
- [63] S. Mentese, G. Gullu, *Indoor Built Environ.* **2006**, *15*, 273–281.
- [64] M. Khalequzzaman, M. Kamijima, K. Sakai, N. A. Chowdhury, N. Hamajima, T. Nakajima, *Indoor Air* **2007**, *17*, 297–304.

- [65] H. Guo, N. H. Kwok, H. R. Cheng, S. C. Lee, W. T. Hung, Y. S. Li, *Indoor Air* **2009**, 19, 206–217.
- [66] B. Wang, S. C. Lee, K. F. Ho, Y. M. Kang, *Sci. Total Environ.* **2007**, 377, 52–60.
- [67] M. W. Murphy, J. F. Lando, S. M. Kieszak, M. E. Sutter, G. P. Noonan, J. M. Brunkard, M. A. McGeehin, *Indoor Air* **2012**, DOI: 10.1111/j.1600-0668.2012.00800.x.
- [68] D. J. Luecken, W. T. Hutzell, M. L. Strum, G. A. Pouliot, *Atmos. Environ.* **2012**, 47, 477–490.
- [69] W. W. Nazaroff, C. J. Weschler, *Atmos. Environ.* **2004**, 38, 2841–2865.
- [70] M. Carteret, J. F. Pauwels, B. Hanoune, *Indoor Air* **2012**, 22, 299–308.
- [71] H. X. Lü, S. Wen, Y. Feng, X. Wang, X. Bi, G. Sheng, J. Fu, *Sci. Total Environ.* **2006**, 368, 574–584.
- [72] B. R. Gurjar, T. M. Butler, M. G. Lawrence, J. Lelieveld, *Atmos. Environ.* **2008**, 42, 1593–1606.
- [73] W. Nazaroff, *Indoor Air* **2010**, 20, 271–272.

## Neugierig?

Sachbücher von  WILEY-VCH

GERHARD GOTTSCHALK

### Welt der Bakterien

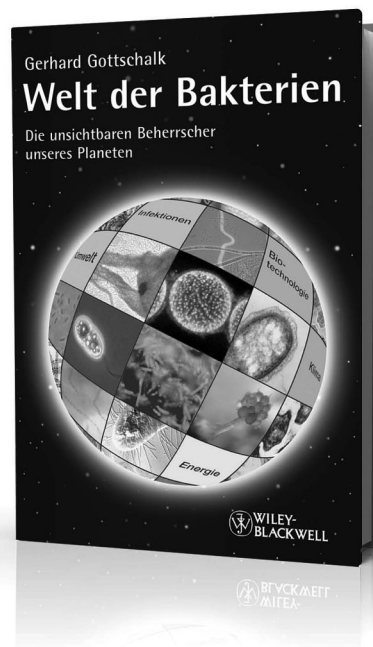
Die unsichtbaren Beherrscher  
unseres Planeten

ISBN: 978-3527-32520-7

April 2009 274 S. mit 75 Abb., davon  
49 in Farbe Broschur € 24,90

Gerhard Gottschalks Buch gibt überraschende Einblicke in die erstaunliche Welt der Bakterien. Diese Mikroorganismen haben unsere Erde in einem Ausmaß verändert, wie keine andere Lebensform und sie zu dem Planeten gemacht, auf dem wir leben können. Jedoch haben Bakterien auch ihre „schlechten“ Seiten: Sie verursachen Krankheiten und produzieren die stärksten Gifte, die es überhaupt gibt.

Was Sie schon immer über Bakterien wissen wollten und nie zu fragen wagten; was es an faszinierenden Leistungen dieser Kleinstlebewesen zu bestaunen gibt, das beschreibt einer der bekanntesten Mikrobiologen unserer Zeit.



 WILEY-VCH

Wiley-VCH • Tel. +49 (0) 62 01-606-400 • Fax +49 (0) 62 01-606-184 • E-Mail: service@wiley-vch.de

[www.wiley-vch.de/sachbuch](http://www.wiley-vch.de/sachbuch)