

Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Ermittlung der Benzolexposition im Vergleich zu messtechnischen Ermittlungsverfahren

A. Goebel, U. Berns, M. Berges

Zusammenfassung In einem Versuchsraum (Kabine) wurde das Reinigen bzw. Entfetten von Metallteilen nachgestellt, wobei als Reinigungsmittel benzolhaltiges Benzin (Ottokraftstoff) verwendet wurde. Die sich in der Raumluft einstellende Benzolkonzentration wurde durch Messungen mit verschiedenen Messsystemen und parallel dazu mithilfe eines mathematischen Bilanzierungsmodells ermittelt. Unter definierten Bedingungen für Benzolverbrauch und Lüftungsbedingungen im Raum ergaben sich jeweils gute Übereinstimmungen zwischen den gemessenen und den berechneten Benzolkonzentrationen. Damit konnte nachgewiesen werden, dass die mittlere Konzentration eines gas- bzw. dampfförmigen Gefahrstoffes in einem Raum auch durch Berechnung hinreichend genau bestimmt werden kann. Das Berechnungsverfahren ist somit grundsätzlich für Expositionsermittlungen geeignet und kann z. B. für Ermittlungen im Zusammenhang zu Berufskrankheiten angewendet werden.

Application of a calculation method for determining the benzene concentration and comparison to measurement methods

Abstract Cleaning or degreasing of engine parts using petrol containing benzene was simulated in a confined test chamber (a closed cabin). The concentration of benzene in the air of the closed cabin was measured by different measurement systems. Furthermore, the benzene concentration was calculated. Under defined conditions of the amount of benzene used and of ventilation in the test chamber the measured results were in good agreement with the calculated concentrations. The experiments have shown that the concentration of hazardous substances like gases or vapours in a closed room can be determined by calculation in sufficient accuracy. Thus, the calculation method is suitable for determining the exposure to hazardous substances and can be applied for determinations related to occupational diseases.

1 Einleitung

Benzolhaltige Lösungsmittel oder auch Benzin (Ottokraftstoffe) wurden in der Vergangenheit häufig, u. a. im Kfz-Gewerbe und im Bereich des Maschinenbaus, eingesetzt, um technische Bauteile bei Wartungs- und Instandsetzungsarbeiten zu reinigen bzw. zu entfetten. Ottokraftstoffe enthielten insbesondere in den 1950er bis in die 1980er Jahre Benzol in nicht unerheblichen Mengen. Benzol ist gemäß TRGS 905 [1] als krebserzeugender Gefahrstoff eingestuft. In den menschlichen Körper gelangt es überwiegend durch das Einatmen von Benzoldämpfen und über Hautkontakt. Im Körper wird Benzol in Stoffwechselforgängen zu reaktionsfähigen Metaboliten umgewandelt, die die DNA vorwiegend in knochenmarkstämmigen Stamm- und Vorläuferzellen sowie im Blut schädigen. Die Latenzzeit zwischen Benzolexposition und einer möglichen Erkrankung kann mehrere

Jahrzehnte, nach derzeitigem Kenntnisstand bis zu 60 Jahren, betragen [2].

Durch Maßnahmen, wie die Einführung einer Kennzeichnungspflicht, Verwendungsbeschränkungen und Verwendungsverbote, hat der Gesetzgeber darauf hingewirkt, die Benzolgehalte in Zubereitungen auf $< 0,1\%$ zu minimieren. Der Benzolgehalt in Ottokraftstoffen ist in der Bundesrepublik Deutschland seit dem 1. Januar 2000 auf maximal 1 Vol.-% begrenzt.

Für die Unfallversicherungsträger ergeben sich aufgrund der langen Latenzzeiten häufig erhebliche Schwierigkeiten, im Rahmen von Feststellungsverfahren zur Berufskrankheiten-(BK)-Nr. 1305 „Erkrankungen durch Benzol, seine Homologe oder durch Styrol“ arbeitsbedingte Benzolexpositionen von Beschäftigten retrospektiv zu ermitteln. So liegen den Berufsgenossenschaften aus lang zurückliegenden Zeiträumen, z. B. für die Zeit vor 1980, nur wenige Daten über die Benzolexposition von Beschäftigten vor, die so weit belastbar sind, dass sie zur Expositionsbeurteilung herangezogen werden können. Retrospektive Expositionsermittlungen erfolgen daher häufig durch Nachstellen des ursprünglichen Arbeitsverfahrens, kombiniert mit entsprechenden Gefahrstoffmessungen. Als alternative Ermittlungsmethode wurden Berechnungsverfahren entwickelt, die eine Bestimmung von Gefahrstoffkonzentrationen durch Bilanzierung der Stoffströme in einem Bilanzraum ermöglichen [3].

In der hier durchgeführten Untersuchung wurden Reinigungsarbeiten mit benzolhaltigen Kraftstoffen unter definierten Versuchsbedingungen nachgestellt. Die sich dabei einstellenden Benzolkonzentrationen wurden messtechnisch sowie durch Anwendung eines mathematischen Bilanzierungsmodells ermittelt. Die Ergebnisse beider Ermittlungsverfahren wurden miteinander verglichen.

2 Versuchsdurchführung

Das Reinigen von Metallteilen mit benzolhaltigen Kraftstoffen wurde in einem geschlossenen Raum (Kabine) nachgestellt. Die Kabine (Abmessungen: Länge = 4 m, Breite = 3,4 m und Höhe = 3 m, Raumvolumen ca. $40,8 \text{ m}^3$) wurde über eine technische Lüftungsanlage mit Klimatisierung der Zuluft be- und entlüftet. Die Zuluft strömte durch Öffnungen im Fußboden in die Kabine ein und wurde im Deckenbereich abgesaugt, so dass sich im Versuchsraum eine vorwiegend laminare Verdrängungsströmung ausbildete. Die Raumtemperatur war an allen Versuchstagen mit ca. 22°C annähernd konstant; die Luftfeuchte im Raum variierte zwischen 42 % und 60 %. Die Luftwechselrate λ , als Verhältnis zwischen Zuluft- bzw. Abluftvolumenstrom und Raumvolumen, wurde mit $\lambda_1 = 0 \text{ h}^{-1}$, $\lambda_2 = \text{ca. } 5 \text{ h}^{-1}$ und $\lambda_3 = \text{ca. } 10 \text{ h}^{-1}$ gewählt. Während der Versuche wurden jeweils ca. 50 zylindrische Rohrstücke (Durchmesser $D_a = 50 \text{ mm}$, $D_i = 44 \text{ mm}$, Länge =

Dipl.-Ing. Arno Goebel, Dipl.-Ing. Ulrich Berns, Dr. rer. nat. Markus Berges,

Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz – BGIA, Sankt Augustin.

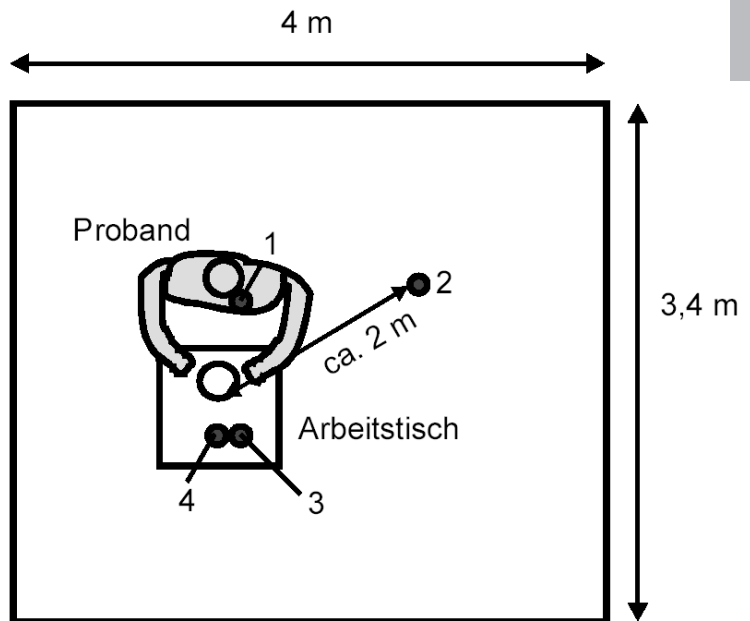


Bild 2. Versuchsaufbau und Messpunkte im Raum (schematische Darstellung, Aufsicht); Messpunkte 1: an der Person, 2: im Raum, 3: über dem Arbeitstisch (Aktivkohle), 4: über dem Arbeitstisch (Benzol-GC).

Bild 1. Proband bei nachgestellten Benzolexpositionen, durch einen Chemikalienschutzanzug geschützt; Probenahme an der Person.

40 mm) gereinigt, die Oberfläche eines Rohrstückes betrug ca. 114 cm². Die Bauteile wurden dazu in einen mit Benzin gefüllten 10-l-Eimer eingetaucht und anschließend einzeln mit einem Pinsel abgebürstet. Nach dem Waschvorgang wurden die gereinigten Teile auf dem Arbeitstisch neben dem Eimer abgelegt. Jeder Reinigungsversuch mit Ausnahme des Versuchs Nr. 8 dauerte annähernd eine Stunde, wobei die Rohrstücke teilweise mehrmals gereinigt wurden. Emissionsquellen waren somit das Gefäß, die mit Benzin benetzten bereits gereinigten Rohrstücke sowie Benzinlachen auf dem Arbeitstisch, die sich durch abtropfendes Benzin bildeten.

Pro Reinigungsversuch wurden 1 bis 3 l handelsübliches Benzin (Ottokraftstoff) eingesetzt, wovon jeweils nur Teilmengen verbraucht wurden, d. h. in die Raumluft verdampften. Die Benzolgehalte in Benzin wurden in der Bundesrepublik Deutschland aufgrund gesetzlicher Auflagen stetig verringert; derzeit im Handel befindliches Benzin enthält ca. 1 Vol.-% Benzol. Um auch typische Arbeitssituationen, wie sie z. B. in den 1960er Jahren vorlagen, zu simulieren, wurde das Benzin in einzelnen Versuchen mit reinem Benzol versetzt. Die Benzolgehalte des Benzins variierten somit zwischen 0,9 und ca. 6,5 Vol.-% und wurden in der Regel sowohl vor als auch nach der Versuchsdurchführung analytisch bestimmt.

Um für den Probanden sowohl eine inhalative als auch eine dermale Gefahrstoffexposition auszuschließen, trug er während der Versuchsdurchführung einen Chemikalienschutzanzug und wurde mit lösungsmittelfreier Atemluft aus einem zentralen Druckluftnetz versorgt (Bild 1).

3 Messverfahren

Die Benzolkonzentration in der Raumluft wurde während der Versuchsdurchführung sowohl mit sammelnden Mess-

systemen (Luftprobenahme mit PAS und Aktivkohle-Proben-träger entsprechend BGIA-Arbeitsmappe [4]) als auch mit einem tragbaren, selektiv Benzol messenden Gaschromatografen (Benzol-GC) vom Typ Snapshot der Fa. Photovac, USA, bestimmt. Die Probenahme erfolgte mit beiden Messverfahren jeweils über die gesamte Versuchsdauer. Die Ergebnisse, die mit sammelnden Systemen ermittelt wurden, spiegeln somit die über die Versuchsdauer gemittelten Benzolkonzentrationen an den jeweiligen Messpunkten wider. Mit den sammelnden Messsystemen erfolgte die Probenahme jeweils an drei Messpunkten, an den beiden letztgenannten Messpunkten ortsfest:

- an der Person – und zwar im Gesichtsbereich des Probanden (siehe Bild 1),
- über dem Arbeitstisch und
- im Raum.

Die Abstände der ortsfesten Messpunkte zur Emissionsquelle betragen am Messpunkt 3 über dem Arbeitstisch ca. 0,5 m und ca. 2 m am Messpunkt 2 im Raum (Bild 2).

Die Probenahme mit dem Benzol-GC erfolgte ebenfalls ortsfest über dem Arbeitstisch am Messpunkt 4. Systembedingt lieferte der Benzol-GC in Abständen von ca. 4 min aktuelle Benzolkonzentrationswerte, so dass die Bestimmung des Konzentrationsverlaufes möglich war. Um einen Vergleich zu den Aktivkohle-Messwerten bzw. zu den berechneten Konzentrationen zu ermöglichen, wurden die mit dem Benzol-GC ermittelten Messdaten über die jeweilige Versuchsdauer arithmetisch gemittelt.

Nach Beendigung der Reinigungsarbeiten wurde das restliche Benzin im Versuchsraum aus dem 10-l-Eimer in ein verschließbares Gefäß umgefüllt. Nach dem Verschließen des Gefäßes und nachdem das an den gereinigten Rohrstücken anhaftende Benzin verdampft war (ca. 1 bis 2 min nach Beendigung der Reinigungsarbeiten), traten keine Emissionen im Versuchsraum auf. Um die in der Raumluft

verbliebenen Benzin- bzw. Benzoldämpfe über die Lüftung abzuführen, wurde die Lüftungsanlage erst mehrere Stunden nach Beendigung der Reinigungsarbeiten abgeschaltet. In einzelnen Versuchen wurde das Abklingen der Benzolkonzentration im Raum mit dem Benzol-GC über die Dauer von ca. 50 min gemessen. Analog dazu wurde das Abklingverhalten mit dem Berechnungsmodell ermittelt.

4 Berechnungsverfahren

Das Berechnungsverfahren basiert auf einem Bilanzierungsmodell, das im BIA-Report 3/2001 [3] näher beschrieben wird. Das Modell berücksichtigt im Wesentlichen den Schadstoff, die Schadstoffquelle (Schadstoff-Emissionsrate) sowie die räumlichen Bedingungen des Arbeitsbereiches, die maßgeblich durch die Lüftungsverhältnisse und die Raumgröße bestimmt werden.

Geht man von einer homogenen Verteilung eines Stoffes in einem Bilanzraum aus, dann ist die Konzentration X_m des Stoffes im Raum gleich der Masse m_D des Stoffes bezogen auf das Raumvolumen V_R .

$$X_m = \frac{m_D}{V_R} \quad (1)$$

Für belüftete Räume, in die z. B. ein Schadstoff kontinuierlich emittiert wird, ist es sinnvoller, zur Konzentrationsberechnung nicht das Raumvolumen und die Schadstoffmasse, sondern den Volumenstrom des Frischluftstromes und den Massenstrom des Stoffes heranzuziehen. Die Schadstoffkonzentration im Raum wird somit aus dem Quotienten aus Schadstoffstrom zu Frischluftstrom bestimmt (stationäre Bilanz).

$$X_m = \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} \quad \text{oder} \quad X_V = \frac{\dot{V}_D}{\dot{V}_L} \quad (2)$$

mit

X_m = massebezogene Konzentration in kg/m³

X_V = volumenbezogene Konzentration in m³/m³

\dot{m}_D = Schadstoffmassenstrom in kg/s,

\dot{V}_D = Schadstoffvolumenstrom in m³/s und

\dot{V}_L = Frischluftvolumenstrom in m³/s.

Arbeitsprozesse, die durch zeitlich ungleichförmige Gefahrstoffemissionen geprägt sind, erfordern eine Differenzierung nach der Zeit. Für diese instationären Vorgänge gilt Gl. (3).

$$X_m = \frac{\dot{m}_D(t)}{\dot{V}_L(t)} = f(t) \quad (3)$$

Für Berechnungen nach dieser Gleichung benötigt man genaue Kenntnisse über den zeitlichen Verlauf der Gefahrstoffemission, die zeitliche Abhängigkeit der Lüftungsverhältnisse sowie über die Funktion $f(t)$, die weitere Einflussgrößen, z. B. die Expositionsdauer Δt und das Raumvolumen V_R , enthält. In der Praxis sind diese Größen in der Regel nicht oder nur ungenau bekannt. Zur Vereinfachung werden daher

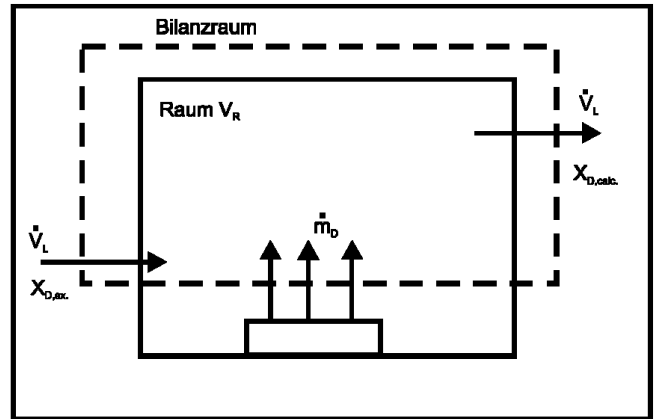


Bild 3. Bilanz für einen belüfteten Raum (schematische Darstellung).

folgende Annahmen getroffen:

- Der Schadstoffmassenstrom \dot{m}_D und der Frischluftvolumenstrom \dot{V}_L sind zeitlich konstant.
- Die einzige zeitabhängige Variable im Bilanzraum ist die zu berechnende Gefahrstoffkonzentration $X_{D,calc}$.
- Für den Bilanzraum wird eine homogene Konzentration unterstellt; im Raum befinden sich keine weiteren Emissionsquellen oder Senken.
- Der Gefahrstoff ist in der Frischluft nicht vorhanden.
- Zu Beginn der Betrachtung ($t = 0$) enthält der Bilanzraum den Gefahrstoff nicht.

Für die Bilanzierung der Stoffströme innerhalb eines belüfteten Raumes (Bild 3) können somit folgende Gleichungen aufgestellt werden.

$$\dot{m}_D + \dot{V}_L \cdot X_{D,ex} - \dot{V}_L \cdot X_{D,calc} = V_R \cdot \frac{dX_{D,calc}}{dt} \quad (4)$$

mit

\dot{m}_D = Massenstrom des emittierten Gefahrstoffes in kg/s

\dot{V}_L = Volumenstrom der Frischluft in m³/s

$X_{D,ex}$ = Gefahrstoffkonzentration in der Frischluft in kg/m³

$X_{D,calc}$ = berechnete Gefahrstoffkonzentration im Bilanzraum in kg/m³

V_R = Raumvolumen des Bilanzraumes in m³

λ = Luftwechselrate \dot{V}_L/V_R in h⁻¹

Unter Berücksichtigung der o. g. vereinfachenden Annahmen ergibt die Integration von Gl. (4) die aktuelle Gefahrstoffkonzentration $X_{D,calc}$ zum Zeitpunkt t_1 .

$$X_{D,calc} = X_{D,stat} \cdot \left(1 - e^{-\lambda(t_1-t_0)}\right) \quad (5)$$

Dabei sind

$$X_{D,stat} = \frac{\dot{V}_D}{\dot{V}_L} \quad \text{oder} \quad \frac{\dot{m}_D}{\dot{V}_L} \quad (6)$$

und

$$\dot{V}_L = \lambda \cdot V_R \quad (7)$$

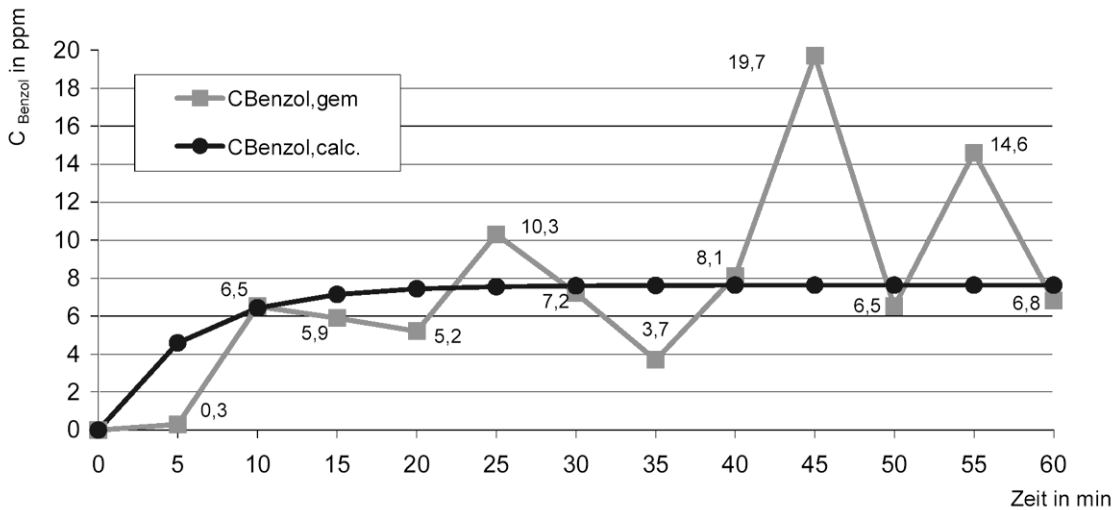


Bild 4. Zeitliche Verläufe der gemessenen und berechneten Benzolkonzentrationen während eines Reinigungsversuches.

Tabelle 1. Gemessene und berechnete Benzolkonzentrationen (G: Gesichtsfeld des Probanden, R: im Raum, A: über dem Arbeitstisch).

Nr.	Luftwechselrate λ in h^{-1}	Benzolgehalt des Benzins in Vol.-%	Benzinverbrauch von eingesetzter Menge in l	Probenahmeort	Benzolkonzentration in der Raumluft in $ml/m^3 \equiv ppm$		
					Aktivkohle	Benzol-GC	Berechnung
1	10,7	6,0	0,8 von 3,0	G	50,7		
				R	15,0		16,0
				A	15,0	14,6	
2	11	6,25	0,4 von 1,0	G	47,5		
				R	7,3		6,9
				A	8,0	7,3	
3	10,2	6,02	0,5 von 1,0	G	3,9		
				R	1,0		13,7
				A	2,2	13,4	
4	10,2	1,55	0,5 von 1,0	G	1,17		
				R	0,2		4,9
				A	0,4	3,7	
5	5,1	6,0	0,4 von 1,0	G	61		
				R	11,8		12,7
				A	11,5	13,3	

Die mittlere Konzentration $\bar{X}_{D,calc}$ über das Zeitintervall $t_1 - t_0$ wird mit Gl. (8) bestimmt.

$$\bar{X}_{D,calc.} = X_{D,sl} \cdot \left(1 - \frac{1 - e^{-\lambda(t_1 - t_0)}}{\lambda(t_1 - t_0)} \right) \quad (8)$$

Damit gehen im Wesentlichen folgende Einflussgrößen in die Berechnungsgleichungen ein:

- das Volumen des Arbeitsbereiches bzw. des Bilanzraumes,
- die Luftwechselrate im Bilanzraum,
- die Expositionszeit (hier: Versuchsdauer $t_1 - t_0$) und
- die verdampfte Gefahrstoffmasse.

Wie anfangs bereits erwähnt, wird in dem Bilanzierungsmodell grundsätzlich von einer homogenen Verteilung des gas- bzw. dampfförmigen Stoffes in der Raumluft ausgegangen. Diese Annahme stellt einen Idealzustand dar, der in der Realität selten vorliegt. Für Bilanzräume mit inhomogener Gefahrstoffverteilung sieht das Berechnungsmodell die Einführung eines Ortsfaktors OF als Korrekturgröße vor, der empirisch zu bestimmen ist. Bei Gasen und Dämpfen ist der Ortsfaktor üblicherweise nur von den Gegebenheiten des

Raumes und der Gefahrstoffquelle abhängig. Die örtliche Gefahrstoffkonzentration X_D lässt sich somit nach Gl. (9) bestimmen.

$$X_D = X_{D,calc.} \cdot OF \quad (9)$$

Mit dem Bilanzierungsmodell können darüber hinaus einige Sonderfälle berechnet werden:

Ist z. B. ein Stoff bereits in die Raumluft gelangt und tritt momentan keine Emission mehr auf ($\dot{m}_D = 0$), so kann das Abklingen der Konzentration in der Raumluft mit Gl. (10) ermittelt werden.

$$X_{D,calc.} = X_{D,0} \cdot e^{-\lambda(t_1 - t_0)} \quad (10)$$

- mit $X_{D,0}$ = berechnete Gefahrstoffkonzentration zum Zeitpunkt $t = 0$
- t_0 = Beginn der Abklingphase
- t_1 = Ende der Abklingphase.

Tabelle 2. Gemessene und berechnete Benzolkonzentrationen, Raumluft mit Ventilator zusätzlich durchmischt (G: Gesichtsfeld des Probanden, R: im Raum, A: über dem Arbeitstisch).

Nr.	Luftwechselrate λ in h^{-1}	Benzolgehalt des Benzins in Vol.-%	Benzinverbrauch von eingesetzter Menge in l	Probenahmeort	Benzolkonzentration in der Raumluft in $ml/m^3 \equiv ppm$		
					Aktivkohle	Benzol-GC	Berechnung
6	9,7	0,9	0,52 von 1,0	G	3,1		
				R	2,0 und 1,8		2,9
				A	2,3	3,3	
7	9,7	0,9	0,48 von 1,0	G	2,4		
				R	2,2 und 2,1		2,6
				A	2,4	3,2	
8	0	6,2	0,25 von 1,0	G	48,6		
				R	42,4 und 41,2		51,3
				A	43,2	> 31,6*	
9	10,1	6,2	0,38 von 1,0	G	14,7		
				R	13,3 und 11,9		13,9
				A	12,3	15,6	

* Versuch nach 20 min vorzeitig beendet, da Messbereich des Benzol-GC (max. 50 ppm) überschritten wurde

5 Ergebnisse und Vergleich von gemessenen und berechneten Werten

5.1 Zeitlicher Verlauf der Benzolkonzentrationen

In Bild 4 sind für einen Reinigungsversuch (Versuchsbedingungen siehe Tabelle 1, Versuch Nr. 2) die zeitlichen Verläufe der gemessenen und berechneten Benzolkonzentrationen über die Versuchsdauer dargestellt.

Die mit dem Benzol-GC ermittelte Konzentrationskurve $C_{Benzol, gem.}$ verläuft unstetig. Abgesehen von den geringen Benzolkonzentrationswerten in der Anfangsphase schwanken die Messwerte zwischen 3,7 ppm und 19,7 ppm. Durch Beobachtung des Arbeitsprozesses konnte festgestellt werden, dass die Schwankungen durch wechselnde Arbeitsintensität des Probanden verursacht wurden, wodurch sich wiederum ungleichförmige Benzolemissionsraten ($\dot{m}_D \neq \text{konstant}$) ergeben. Wird kurzfristig eine größere Anzahl von Bauteilen gereinigt (hohe Arbeitsintensität), so nehmen der Reinigungsmittelverbrauch und die Verdampfungsoberfläche in dieser Phase zu, wodurch die momentane Benzolemissionsrate und damit die Benzolkonzentration im Raum ansteigen. Bei geringer Arbeitsintensität nimmt die Konzentration im Raum entsprechend ab.

Der Kurvenverlauf der berechneten Benzolkonzentration $C_{Benzol, calc.}$ hingegen steigt mit fortschreitender Zeit kontinuierlich an und nähert sich asymptotisch einem Maximalwert, der durch die Gleichgewichtskonzentration X_m oder X_V bestimmt wird (stationäre Konzentration entsprechend Gl. (2)). Konzentrationschwankungen, die durch instationäre Vorgänge, z. B. durch eine zeitabhängige Emissionsrate, begründet sind, werden in dem Modell nicht berücksichtigt.

5.2 Konzentrationsmittelwerte

Bildet man aus den in Bild 4 dargestellten Benzol-GC-Messdaten den Mittelwert, so ergibt sich eine mittlere Benzolkonzentration von 7,3 ppm. Das Berechnungsmodell sieht eine Mittelwertbildung durch Anwendung von Gl. (8) (siehe Abschn. 4) vor; bezogen auf die in Bild 4 dargestellten Daten ergibt sich ein kalkulierter Mittelwert $\bar{X}_{D, calc} = 6,9$ ppm.

Die Messdaten weiterer Reinigungsversuche wurden analog aufbereitet und sind, ergänzt durch die Messdaten der Aktiv-

kohle-Messungen, in den Tabellen 1 und 2 aufgeführt. Die Messdaten der ersten drei Versuche spiegeln Ergebnisse wider, die unter nahezu identischen bzw. vergleichbaren Versuchsbedingungen ermittelt wurden. In Versuch Nr. 4 wurde Benzin mit einem geringen Benzolgehalt von 1,55 % anstelle von ca. 6 % verwendet. Die Ergebnisse eines Reinigungsversuches mit einer verminderten Raumlüftung λ von 5,1 h^{-1} sind in Versuch Nr. 5 dargestellt.

Für nahezu alle Versuche mit Ausnahme des vierten ergeben sich gute Übereinstimmungen zwischen den berechneten und den mit dem GC gemessenen Benzolkonzentrationen; die Mittelwerte beider Verfahren weichen um ca. 2 bis 10 % voneinander ab.

Die Ergebnisse, die mit dem Aktivkohle-Messverfahren für den Raum bzw. über dem Arbeitstisch ermittelt wurden, zeigen in drei von fünf Messungen eine gute Übereinstimmung zu den mit dem Benzol-GC ermittelten Werten (s. Messung Nr. 1, 2 und 5) bzw. den berechneten Werten. Größere Abweichungen ergeben sich für die Versuche Nr. 3 und 4, in denen mit dem Aktivkohle-Messverfahren deutlich niedrigere Benzolkonzentrationen ermittelt wurden als mit dem Benzol-GC bzw. mit der Berechnungsmethode.

Um zu ergründen, ob zwischen beiden Messverfahren grundlegende Abweichungen bestehen, wurden unter Laborbedingungen bekannte Prüfgaskonzentrationen mit dem Benzol-GC und dem Aktivkohle-Messverfahren in Vergleichsmessungen bestimmt. Beide Messsysteme lieferten identische und korrekte Ergebnisse.

Die Ergebnisse der Aktivkohle-Messungen belegen darüber hinaus, dass an den drei gewählten Messpunkten im Raum unterschiedliche Benzolkonzentrationen vorherrschten. Die höchsten Konzentrationen wurden jeweils im Gesichtsfeld des Probanden gemessen; die niedrigsten im Raum (Messpunkt 2, Bild 2). Ursache für die um den Faktor 3 bis 6 höheren Konzentrationen im Gesichtsfeld sind die räumliche Nähe zur Emissionsquelle sowie die Luftführung im Raum: Frischluft wurde durch vier Öffnungen im Boden in den Raum eingeblasen, die Raumluft im Deckenbereich abgesaugt. Insbesondere für geringe Luftwechselraten ist zu erwarten, dass diese Art der Luftführung nur geringe Querströmungen im Raum und damit eine unzureichende Durch-

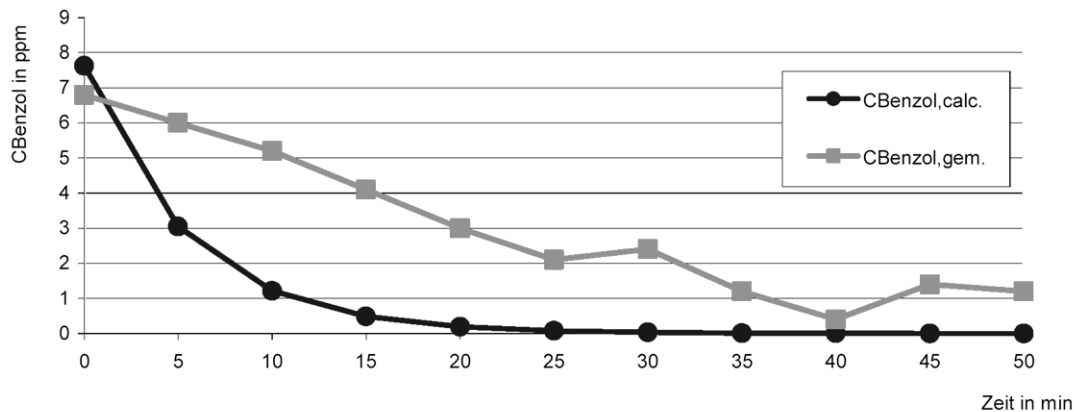


Bild 5. Gegenüberstellung der berechneten und gemessenen Benzol-konzentration in der Abklingphase.

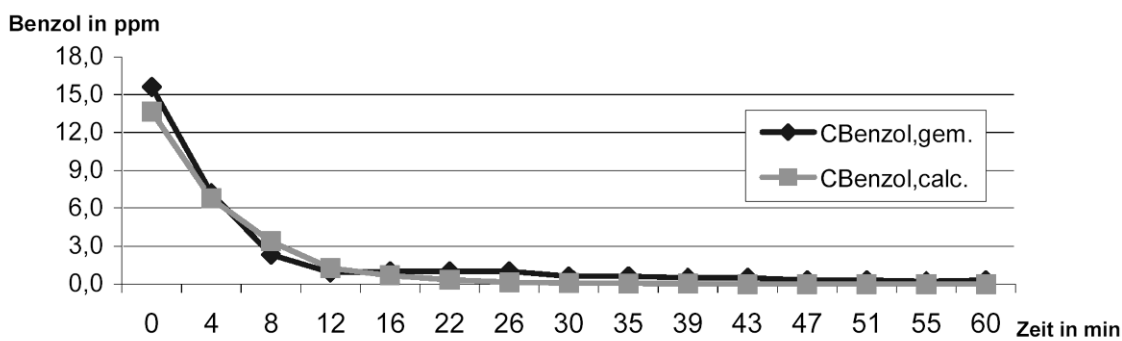


Bild 6. Gegenüberstellung der berechneten und gemessenen Benzol-konzentration in der Abklingphase (Raumluft mit Ventilator zusätzlich durchmischt).

mischung der Raumluft bewirkt, was zu einer inhomogenen Luft- bzw. Gefahrstoffverteilung im Raum führt.

Um diesen Aspekt näher zu analysieren, wurden vier weitere Reinigungsversuche durchgeführt, in denen die Luft im Raum mithilfe eines Ventilators zusätzlich durchmischt wurde. Die in Tabelle 2 dargestellten Versuchsergebnisse belegen, dass die höchsten Benzolkonzentrationen zwar nach wie vor überwiegend im Gesichtsfeld des Probanden ermittelt werden, jedoch werden die Konzentrationsunterschiede zwischen den Messpunkten durch die zusätzlichen Luftströmungen im Raum reduziert. Vernachlässigbare Abweichungen ergeben sich für die gemessenen und für die berechneten Benzolkonzentrationen; der Ortsfaktor OF (im Gesichtsfeld gemessene/berechnete Benzolkonzentration) liegt für die Versuche Nr. 6 bis 9 jeweils im Bereich von 1.

5.3 Abklingverhalten

Neben einer Bilanzierung des Konzentrationsanstiegs in einem Raum beim Emittieren eines gas- oder dampfförmigen Stoffes kann mit dem Berechnungsmodell nach Gl. (10) auch das Abklingen einer Gefahrstoffkonzentration in belüfteten Räumen ermittelt werden, wenn der Stoff nicht mehr im Raum freigesetzt wird. Um auch diese Berechnungsgleichung auf ihre Validität zu prüfen, wurde im Anschluss an einzelne Reinigungsversuche die Benzolkonzentration im belüfteten Versuchsraum über eine Zeitspanne von ca. 50 min im Messpunkt 4 (Bild 2) mit dem Benzol-GC gemessen. Die gemessenen und berechneten Konzentrationen des Versuches Nr. 2 sind in Bild 5 dargestellt.

Ausgehend von einer annähernd gleichen Anfangskonzentration von ca. 7 ppm sinkt die mit dem Bilanzierungsmodell berechnete Benzolkonzentration $CBenzol,calc.$ kontinuierlich ab und erreicht nach ca. 30 min den Wert 0. Das Modell basiert auf den Annahmen, dass eine homogene Verteilung

des Gefahrstoffes in der Raumluft vorliegt und der Stoff gleichförmig über die Raumlüftung aus dem Betrachtungsraum abtransportiert wird. Die berechnete Kurve spiegelt somit ein idealisiertes Abklingverhalten wider.

In der Realität ist jedoch eher von einer inhomogenen Benzolverteilung in der Raumluft des Versuchsraumes auszugehen, siehe Tabelle 1, Messergebnisse der Aktivkohle-Messung, wodurch sich wiederum ein ungleichmäßiger Stofftransport ergibt. Die Kurve der gemessenen Benzolkonzentration $CBenzol,gem.$ fällt ebenfalls, jedoch deutlich flacher und teilweise auch unstetig ab. Nach einer Abklingzeit von 30 min wurde am Messpunkt 4 (Bild 2) noch eine Benzolkonzentration von ca. 2,4 ppm gemessen, nach 50 min ca. 1 ppm. Wird die Raumluft auch während der Abklingphase mit einem Ventilator durchmischt, so ergeben sich für die berechneten und für die gemessenen Benzolkonzentrationen nahezu identische Verläufe (Bild 6).

6 Fazit

Die Versuche haben gezeigt, dass mit dem im BIA-Report 3/2001 beschriebenen Berechnungsverfahren Konzentrationen von gas- bzw. dampfförmigen Gefahrstoffen in belüfteten Räumen hinreichend genau bestimmt werden können. Das Berechnungsverfahren stellt somit eine Alternative zu üblichen Messverfahren in der Arbeitsbereichsanalyse dar. Die Berechnungsmethode setzt möglichst genaue Kenntnisse über die Größe des Arbeitsbereichs, die Luftwechselrate im Raum, die Dauer der Emission sowie über die pro Zeit emittierte Gefahrstoffmasse und somit über den Emissionsverlauf voraus. Unter der Voraussetzung, dass diese Größen für ein Arbeitsverfahren bekannt sind, liefert Gl. (8) des Berechnungsverfahrens (s. Abschn. 4) ein hinreichend genaues Ergebnis, das die zeitlich gemittelte Gefahrstoff-

konzentration in dem belüfteten Raum größenordnungsmäßig widerspiegelt.

Die Versuche haben darüber hinaus aber auch Grenzen des Berechnungsverfahrens deutlich gemacht. Unter instationären Emissionsbedingungen z. B. mit ungleichförmigen Emissionsraten können aktuelle Gefahrstoffkonzentrationen nur mit eingeschränkter Genauigkeit ermittelt werden, da in dem Berechnungsmodell außer der Konzentration keine weiteren zeitabhängigen Parameter berücksichtigt werden. Die Emissionsrate geht in die Berechnung als Quotient aus freigesetzter Stoffmenge bezogen auf die Zeit (hier: Expositionszeit $t_1 - t_0$) ein, wobei gleichförmige Emissionsbedingungen unterstellt werden. Die Versuche haben jedoch gezeigt, dass in realen Arbeitsprozessen eher mit ungleichförmigen Emissionsraten zu rechnen ist.

Für Expositionsermittlungen im Sinne des Arbeitsschutzes ist es in der Regel aber eher unerheblich, aktuelle Gefahrstoffkonzentrationen zu bestimmten Zeitpunkten im mathematischen Sinne „exakt“ zu ermitteln. So interessiert im Rahmen von Ermittlungen zu Berufskrankheiten üblicherweise eher die Expositionshöhe als Mittelwert über die gesamte Expositionsdauer; diese kann mit dem Berechnungsverfahren zuverlässig bestimmt werden.

Des Weiteren belegen die Messungen, dass selbst in einem relativ kleinen Arbeitsraum mit nur 40,8 m³ Rauminhalt inhomogene Gefahrstoffausbreitungen unter ungünstigen, aber durchaus realistischen Lüftungstechnischen Bedingungen auftreten können. Für Expositionsermittlungen sollte daher die für den Raum berechnete Gefahrstoffkonzentration mithilfe des Ortsfaktors *OF* an die reale Konzentration

im Atembereich des Exponierten angepasst werden. Der Ortsfaktor *OF*, der bislang nur empirisch ermittelt werden kann, wird in erster Linie durch die Größe des Arbeits- bzw. Bilanzraumes sowie durch die Luftführung im Raum beeinflusst. Für die Versuchsbedingungen der Messungen 1 bis 5 kann ein Ortsfaktor *OF* zwischen 3 bis 6 unterstellt werden. Die Versuche 6 bis 9 hingegen zeigen, dass unter – im Sinne des Berechnungsmodells – „optimalen“ Lüftungstechnischen Bedingungen mit homogener Verteilung des Gefahrstoffes innerhalb der Raumluft ein Ortsfaktor im Bereich von 1 angenommen werden kann.

Literatur

- [1] Technische Regeln für Gefahrstoffe: Verzeichnis krebserzeugender, erbgutverändernder oder fortpflanzungsgefährdender Stoffe (TRGS 905). Ausg. 3/2001. BArBl. (2001) Nr. 3, S. 97-101; zul. geänd. BArBl. (2003) Nr. 9, S. 48.
- [2] *Woitowitz, H. J.; Thielmann, H. W.; Norpoth K.; Heschler, D.; Hallier, E.:* Benzol als Ausnahmekarzinogen in der Prävention und seine genotoxischen Folgen: Toxikologische, arbeitsmedizinische und sozialmedizinische Aspekte. Zbl. Arbeitsmed. 53 (2003), S. 126-150.
- [3] Berechnungsverfahren und Modellbildung in der Arbeitsbereichsanalyse. BIA-Report 3/2001. Hrsg.: Hauptverband der gewerblichen Berufsgenossenschaften (HVBG), Sankt Augustin 2001.
- [4] Benzol (Kennzahl 6265). In: BGIA-Arbeitsmappe Messung von Gefahrstoffen. 1. Lfg VI/89. Hrsg.: Berufsgenossenschaftliches Institut für Arbeitsschutz – BGIA, Sankt Augustin. Berlin: Erich Schmidt 1989 – Losebl.-Ausg.