

Schaffhauserstrasse 21  
CH-8006 Zürich  
T 0041 43 300 50 40  
F 0041 43 255 15 35  
team@umweltchemie.ch  
www.umweltchemie.ch

 büro für  
umweltchemie

# Vergleichende Quantifizierung der Schad- potentiale von Innenraumlufschadstoffen

Version 1.0

Matthias Klingler, MSc Umweltingenieur EPFL

Daniel Savi, Dipl. Umweltnaturwissenschaftler ETH

Kunde: Amt für Hochbauten, Fachstelle nachhaltiges Bauen  
Lindenhofstrasse 21, 8021 Zürich

Zürich, 22. August 2016

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>AUSGANGSLAGE UND ZIEL DER UNTERSUCHUNG</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>BERÜCKSICHTIGTE SCHADSTOFFE</b> .....	<b>2</b>
2.1	Auswahl der Schadstoffe .....	2
2.2	Beschreibung der Schadstoffe und Richt-/Grenzwerte .....	3
<b>3</b>	<b>BEWERTUNGSMETHODE</b> .....	<b>12</b>
3.1	Prinzip .....	12
3.2	Quantifizierung der Gesundheitsfolgen mit DALY .....	13
3.3	Bewertung der Gesundheitswirkung über die aufgenommene Schadstoffmenge .....	14
3.4	Bewertung der Gesundheitswirkung mit der aufgenommenen Dosis .....	16
3.5	Bewertung der Gesundheitswirkung über die Luftkonzentration .....	17
3.6	Bewertung der Gesundheitswirkung aus den Emissionen .....	18
<b>4</b>	<b>RESULTATE</b> .....	<b>19</b>
4.1	Übersicht berücksichtigte Richt- und Grenzwerte .....	19
4.2	Resultate pro Schadstoff.....	19
<b>5</b>	<b>DISKUSSION</b> .....	<b>25</b>
5.1	Individuelle Gesundheitswirkungen der Schadstoffe .....	25
5.2	Vergleichende Quantifizierung der Gesundheitswirkungen .....	25
5.3	Gesundheitswirkungen von Einzel-VOC .....	27
5.4	Unsicherheiten in den Gesundheitswirkungen .....	28
5.5	Empfehlung .....	28
<b>6</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	<b>30</b>

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Richt- und Grenzwerte von Innenraumluftschadstoffen .....	2
Tabelle 2: PAK gemäss EPA (BAG, 2013).....	4
Tabelle 3: Richtwerte PCB in der Raumluft.....	6
Tabelle 4: UBA Richtwerte I für VOC gemäss Ausschuss für Innenraumrichtwerte des UBA .....	8
Tabelle 5: Gewichtungstabelle für Behinderungen bei der Berechnung von DALY .....	14
Tabelle 6: Berücksichtigte Richt-/Grenzwerte und Effektfaktoren .....	19
Tabelle 7: Gesundheitswirkung von Radon.....	20
Tabelle 8: Gesundheitswirkung von Asbest .....	20
Tabelle 9: Gesundheitswirkung von Naphthalin .....	20
Tabelle 10: Gesundheitswirkung von PCB.....	21
Tabelle 11: Zusammensetzung TVOC .....	21
Tabelle 12: Gesundheitswirkung bei einem TVOC gemäss Tabelle 11 .....	22
Tabelle 13: Gesundheitswirkungen von Einzelverbindungen mit UBA-Richtwert .....	22
Tabelle 14: Gesundheitswirkung von Formaldehyd .....	23
Tabelle 15: Gesundheitswirkung von PCP .....	23
Tabelle 16: Gesundheitseinwirkung von Feinstaub.....	24

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Asbest-Gestein .....	4
Abbildung 2: Strukturformel von Benzo(a)pyren .....	5
Abbildung 3: Strukturformel von Naphthalin.....	5
Abbildung 4: Strukturformel von PCB.....	6
Abbildung 5: Strukturformel von Formaldehyd .....	9
Abbildung 6: Strukturformel von PCP.....	9
Abbildung 7: Legionella pneumophila unter dem Mikroskop.....	10
Abbildung 8: Von Grenzwerten abgeleitete Gesundheitswirkungen von Schadstoffen .....	26
Abbildung 9: Von UBA-Richtwerten für VOC abgeleitete Gesundheitswirkungen .....	27

## 1 Ausgangslage und Ziel der Untersuchung

---

Ökologische Baulabels wie das Minergie-Eco-Label des Vereins Eco-Bau oder der Standard nachhaltiges Bauen Schweiz legen Kriterien für ein gesundes Innenraumklima fest, die für die Erhaltung des Zertifikats erfüllt werden müssen. Eines der Ziele dieser Labels ist es, die Nutzer der Gebäude vor gesundheitlichen Beeinträchtigungen durch Schadstoffe in der Innenraumluft zu schützen. Dazu legen sie Grenzwerte für Schadstoffe in der Innenraumluft fest, schränken die Verwendung bestimmter Bauprodukte ein, oder fordern eine Sanierung von Altlasten vor Modernisierungen. Die festgelegten Kriterien betreffen so unterschiedliche Bereiche wie den Schutz gegen natürliche Strahlung durch Radon, Minimierung des Lösemittelinsatzes oder Vermeidung von Legionellen im Warmwassernetz. Bei der Erarbeitung dieser Kriterien stellt sich die Frage, wie diese unterschiedlichen Anforderungen gegeneinander abgewogen werden können und wie die einzelnen Anforderungen in einem Labelsystem gewichtet werden sollen.

Für die bekannten Schadstoffe in der Innenraumluft wurden durch gesetzliche Vorgaben oder durch Empfehlungen Grenzwerte festgelegt. Die Herleitung dieser Grenzwerte erfolgt schadstoffbezogen und durch unterschiedliche Fachgremien. Eine vergleichende Abwägung der Grenzwerte für verschiedene Schadstoffe findet zumeist nicht oder nur unsystematisch statt. Durch die vergleichende Quantifizierung der Schadpotentiale von Innenraumschadstoffen soll versucht werden, das Schutzniveau der Grenzwerte für verschiedene Schadstoffe im Innenraum, die über die Atmung wirken, miteinander zu vergleichen. Sie soll eine möglichst objektive Grundlage für die Gewichtung der Innenraumschadstoffe in einem Label anbieten. Die Fragestellung der Studie lautet: Können die Schadpotentiale unterschiedlicher Schadstoffe in der Innenraumluft vergleichend quantifiziert werden?

## 2 Berücksichtigte Schadstoffe

### 2.1 Auswahl der Schadstoffe

In der vorliegenden Studie werden Schadstoffe im Innenraum betrachtet, die über die Atmung negative gesundheitliche Auswirkungen auf Menschen haben können. Die Auswahl der Schadstoffe erfolgte in Zusammenarbeit mit dem Auftraggeber. Die Liste der ausgewählten Schadstoffe wird in Tabelle 1 präsentiert. Für die vergleichende Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen werden messbare Qualitätsziele (Richtwerte, Grenzwerte oder Orientierungswerte) herangezogen. Diese sind ebenfalls in Tabelle 1 dargestellt. Sie beziehen sich auf Wohn- und Büroräume, die täglich während mehrerer Stunden genutzt werden. In den folgenden Abschnitten werden die untersuchten Schadstoffe und die gewählten Richt- oder Grenzwerte eingehender beschrieben.

**Tabelle 1: Richt- und Grenzwerte von Innenraumluftschadstoffen**

Schadstoffe	Richt-/Grenzwert	Quelle für Richt-/Grenzwert
Radon	400 Bq/m <sup>3</sup>	Strahlenschutzverordnung (Bundesrat, 1994)
	100 Bq/m <sup>3</sup>	Standard Minergie-Eco, Neubau (Minergie Eco, 2016b)
	300 Bq/m <sup>3</sup>	Standard Minergie-Eco, Modernisierung (Minergie Eco, 2016a)
Asbest	1000 LAF/m <sup>3</sup>	Empfehlung Bundesamt für Gesundheit und MAK-Wert (BAG, 2005), (suvapro, 2016)
	300 LAF/m <sup>3</sup>	Empfehlung eco-bau (Verein eco-bau, 2013)
PAK (Naphthalin)	10 µg/m <sup>3</sup>	Empfehlung eco-bau (Verein eco-bau, 2013)
PCB	2 µg/m <sup>3</sup>	BAG Richtwert für Daueraufenthalt, (Waeber et al., 2002)
	6 µg/m <sup>3</sup>	BAG Richtwert für eine Aufenthaltsdauer von 8 Std. pro Tag, (Waeber et al., 2002)
TVOC	1000 µg/m <sup>3</sup>	Standard Minergie-Eco (Minergie Eco, 2016b)
Formaldehyd	125 µg/m <sup>3</sup>	Empfehlung Bundesamt für Gesundheit (BAG, 2016)
	60 µg/m <sup>3</sup>	Standard Minergie-Eco (Minergie Eco, 2016b)
PCP	1 µg/m <sup>3</sup>	Vorsorgewert Bundesgesundheitsamt Deutschland, (Bundesgesundheitsamt, 1997)
	4 µg/m <sup>3</sup>	Eingriffswerte eco-bau-Empfehlung (Verein eco-bau, 2013)

Schadstoffe	Richt-/Grenzwert	Quelle für Richt-/Grenzwert
Schimmelsporen	Konzentration einer typischen luftgetragenen Gattung (z. B. Cladosporium sp.) im Innenraum mehr als doppelt so hoch wie in der Aussenluft	Umweltbundesamt Deutschland (Seifert, 2005)
Legionellen	Kein Richtwert für Innenraumluft vorhanden, nur Wasser: $10^4$ KBE/l	Eingriffswert BAG (Graf et al., 2009)
Feinstaub	Kein Richtwert für Innenraumluft vorhanden, aus LRV: $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert Schwebestaub PM10 der LRV (Bundesrat, 2016)

## 2.2 Beschreibung der Schadstoffe und Richt-/Grenzwerte

### 2.2.1 Radon

Radon ist ein Edelgas, das aus dem Untergrund ins Gebäude gelangen kann. Es stammt aus dem radioaktiven Zerfall von Uran im Muttergestein. Radon ist nicht stabil und zerfällt weiter zu Polonium. Dieser Feststoff ist ein  $\alpha$ -Strahler. Wenn eingeatmetes Radon zerfällt, lagert sich das Polonium in der Lunge ab und strahlt dort über lange Zeit weiter, was zu einer Erhöhung des Krebsrisikos führt. Die Innenraumluftkonzentration hängt von der Dichtigkeit des Gebäudes gegenüber dem Untergrund und gegenüber der Aussenluft und den Emissionen am Standort des Gebäudes ab. Steht das Gebäude auf einem durchlässigen Untergrund, zum Beispiel in Karstgebieten, dann gelangen grössere Radonmengen an die Oberfläche und potentiell in die darüberstehenden Gebäude. Das Bundesamt für Gesundheit bietet auf seiner Webseite ausführliche Informationen zu Radon und möglichen Schutzmassnahmen an.

Für Radon gilt gemäss der Strahlenschutzverordnung (StSV) in der Schweiz für Neu- und Umbauten (Art. 114) sowie für Sanierungen (Art. 113 und 116) ein Richtwert von  $400 \text{ Bq}/\text{m}^3$ . Der Minergie-ECO Standard fordert, dass in Neubauten die Radonaktivität  $100 \text{ Bq}/\text{m}^3$  und bei modernisierten Gebäuden  $300 \text{ Bq}/\text{m}^3$  nicht übersteigt. Diese Grenzwerte entsprechen den Empfehlungen der Welt-Gesundheits-Organisation (WHO).

### 2.2.2 Asbest

Asbestfasern sind sehr feine mineralische Fasern, die natürlich in Gesteinen der Serpentin- und der Amphibolgruppe vorkommen können. Aufgrund ihrer technisch sehr vorteilhaften Eigenschaften wurden sie im Bauwesen bis 1990 häufig eingesetzt. Asbestfasern sind unbrennbar und hitzebeständig, wärmedämmend und säureresistent. Zudem sind die Fasern äusserst zugfest. Asbestfasern können Lungenkrankheiten auslösen, weshalb ihre Verwendung 1989 in der Schweiz verboten wurde. Die häufigste Erkrankung bildet das maligne Mesotheliom, das für rund die Hälfte der anerkannten Berufskrankheiten verantwortlich ist. Weltweit wird Asbest in der Mehrzahl der Länder nach wie vor eingesetzt. Im Jahr 2013 war die Verwendung von Asbest in 44 Ländern verboten, während in 99 weiteren Ländern nach wie vor Asbest verwendet wurde (Bahk et al., 2013).

Das Bundesamt für Gesundheit empfiehlt, dass in Wohnräumen Konzentrationen von über 1'000 lungengängigen Asbestfasern (LAF) pro  $\text{m}^3$  nicht überschritten werden sollten (BAG, 2005). Diese Konzentration entspricht auch dem MAK-Wert für Arbeitsplätze, an denen nicht mit asbesthaltigen Materialien gearbeitet werden muss (suvapro, 2016). Grundsätzlich sollte die Konzentration von Asbestfasern in der Raumluft so tief wie möglich sein, um das Risiko einer Erkrankung zu minimieren. Deshalb wird in den Empfehlungen des Vereins eco-bau (Verein eco-bau, 2013) ein Richtwert von  $300 \text{ LAF}/\text{m}^3$  vorgegeben.



Abbildung 1: Asbest-Gestein

### 2.2.3 PAK

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) entstehen bei einer unvollständigen Verbrennung von organischem Material. Es handelt sich um komplexe Gemische aus einer Vielzahl von chemischen Verbindungen. Nur einige davon können auch analytisch erfasst werden. Meist werden die von der amerikanischen Umweltbehörde EPA bestimmten und als „Priority Pollutants“ eingestuft PAK-Verbindungen (siehe Tabelle 2, zitiert nach (BAG, 2013)) als Stellvertreter für die Stoffgruppe gehandhabt. Von diesen Verbindungen werden mehrere als krebserregend oder vermutlich krebserregend eingestuft.

Tabelle 2: PAK gemäss EPA

Bezeichnung	CAS-Nr.	Karzinogenität gemäss GHS / ChemRRV
Benzo(a)pyren	50-32-8	H350 Kann Krebs erzeugen
Dibenzo(a,h)anthracen	53-70-3	H350 Kann Krebs erzeugen
Benz(a)anthracen	56-55-3	H350 Kann Krebs erzeugen
Benzo(b)fluoranthen	205-99-2	H350 Kann Krebs erzeugen
Benzo(k)fluoranthen	207-08-9	H350 Kann Krebs erzeugen
Chrysen	218-01-9	H350 Kann Krebs erzeugen
Indeno (1,2,3,c,d)pyren	193-39-5	H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen
Benzo(g,h,i)perylen	191-24-2	Nicht als kanzerogen eingestuft
Anthracen	120-12-7	Nicht als kanzerogen eingestuft
Acenaphthen	83-32-9	Nicht als kanzerogen eingestuft
Acenaphthylen	208-96-8	Nicht als kanzerogen eingestuft
Fluoranthen	206-44-0	Nicht als kanzerogen eingestuft
Fluoren	86-73-7	Nicht als kanzerogen eingestuft
Naphthalin	91-20-3	H351 Kann vermutlich Krebs erzeugen
Phenantren	85-01-8	Nicht als kanzerogen eingestuft
Pyren	129-00-0	Nicht als kanzerogen eingestuft

Im Innenraum kommen neben dem Rauchen auch alte Baustoffe als Quelle von PAK in Frage. Steinkohleteer wurde früher als Bindemittel in Klebern oder in Industriebodenbelägen verwendet und enthält grosse Mengen von PAK. Die meisten PAK sind schwerflüchtig, so dass sie durch die Alterung von Baustoffen oft an Partikel gebunden in den Innenraum gelangen. Der Mensch kann PAK durch Einatmen von Stäuben, durch die Nahrung oder über Hautkontakt aufnehmen. Gemäss des Factsheet PAK des BAG (BAG, 2013) nimmt der Mensch die meisten PAK über die Nahrung auf. Wichtige Quellen sind Speisen vom Grill, geräuchertes Fleisch, pflanzliche Öle, Fette, Tee und Kaffee.

Unter den PAK als besonders schädlich gilt Benzo(a)pyren, welches als krebserregend, erbgutverändernd, fortpflanzungs- und entwicklungsschädigend klassiert ist. Der Anteil von Benzo(a)pyren in PAK-Gemischen beträgt relativ konstant um 10%. In analytischen Bestimmungen wird deshalb oft der Benzo(a)pyren-Gehalt bestimmt und daraus auf den Gesamtgehalt an PAK hochgerechnet. Für Benzo(a)pyren gibt die Europäische Union in ihrer Richtlinie 2004/1007/EC einen Zielwert von  $1 \text{ ng/m}^3$  im atmosphärischen Feinstaub vor. Für den Innenraum ist derzeit kein Zielwert vorhanden.

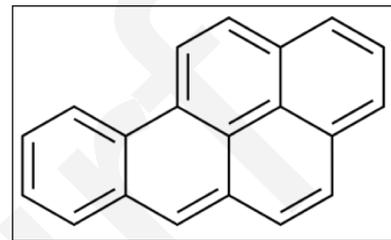


Abbildung 2: Strukturformel von Benzo(a)pyren

Naphthalin ist ein PAK mit einem Siedepunkt von  $215 \text{ }^\circ\text{C}$ . Es ist die kleinste Verbindung, die zu den PAK gezählt wird mit lediglich zwei Benzolringen. Damit zählt es zu den flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und kann in der Raumluft sowohl gasförmig als auch im Staub auftreten. Naphthalin ist als vermutlich Krebs erzeugend eingestuft. Der Verein eco-bau empfiehlt bei Raumluftkonzentrationen über  $10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ , Naphthalin emittierende Baustoffe zu entfernen (Verein eco-bau, 2013). Diese Konzentration ist identisch mit dem Richtwert I des Umweltbundesamts (siehe dazu Kapitel 0).

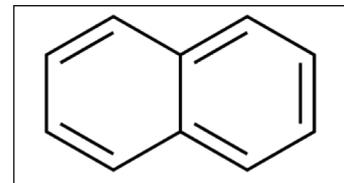


Abbildung 3: Strukturformel von Naphthalin

In der vorliegenden Studie wurde Naphthalin als einzige Verbindung dieser Stoffgruppe betrachtet. Die weiteren PAK liegen wegen ihrer Schwerflüchtigkeit fast ausschliesslich im Hausstaub vor. Vom Hausstaub kann nur die Feinstaubfraktion über die Atmung in die Lunge gelangen. Nur aus dieser Fraktion könnten dann anhaftende PAK wiederum den Metabolismus des Menschen erreichen. Es ist nicht bekannt, wie gross der Anteil von PAK im Hausstaub ist, der über diese Aufnahmeroute in den Körper gelangen könnte. Zudem sind die Staubkonzentrationen in der Luft stark von äusseren Einflüssen abhängig. Beides verunmöglicht eine Berücksichtigung weiterer PAK in der vorliegenden Studie.

## 2.2.4 PCB

Polychlorierte Biphenyle (PCB) bilden eine Gruppe von organische Chlorverbindungen, welche 209 Kongenere umfasst und sich durch eine hohe thermische und chemische Stabilität auszeichnen. Sie sind schwer entflammbar und elektrisch nicht leitend. Sie wurden früher in elektrischen Kondensatoren, in Transformatoren, in Hydraulikanlagen sowie als Weichmacher in Fugendichtungsmassen, Farben und Lacken eingesetzt. PCB gehören zu den persistenten organischen Schadstoffen (POPs). Da PCB sich in der Umwelt schlecht abbauen und bioakkumulativ sind, können sie mittlerweile in Spuren überall in der Umwelt und im Fettgewebe von Mensch und Tier nachgewiesen werden. In der Schweiz besteht deshalb seit 1986 ein generelles Verbot von PCB und PCB-haltigen Materialien. Auch in vielen anderen Ländern gilt seit Mitte der 1980er-Jahre ein PCB-Verbot. Die akute Toxizität von PCB ist gering. Eine chronische Giftigkeit kann allerdings schon bei geringen Mengen festgestellt werden. PCB stehen im Verdacht hormonaktiv und krebserregend zu sein. Da sich PCB über die Nahrungskette anreichern, werden sie vom Menschen meist über diesen Weg aufgenommen. In alten Gebäuden mit PCB-haltigen Baustoffen (Fugendichtungen, Farben etc.) können niedrigchlorierte Kongenere an die Raumluft abgegeben werden. Die höherchlorierten Kongenere finden sich mehrheitlich an den Staub gebunden und können beim Aufwirbeln von Staub eingeatmet werden. Nach heutigem Kenntnisstand können beim Vorhandensein von Altlasten PCB-Innenraumlufbelastungen im tiefen Dosisbereich vorkommen. Gemäss BAG (Waeber et al., 2002) sind aufgrund der geringen Konzentrationen kaum gravierenden gesundheitliche Effekte zu erwarten. Es bestehen aber noch gewisse Unsicherheiten bei der Bewertung von unterschiedlichen PCB-Gemischen.

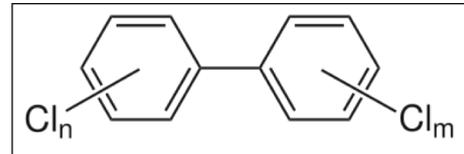


Abbildung 4: Strukturformel von PCB

Das BAG leitet in seiner Empfehlung (Waeber et al., 2002) den Richtwert für PCB in der Innenraumluft von einer längerfristig tolerierbaren Aufnahmemenge von 1 µg Gesamt-PCB pro Kilogramm Körpergewicht ab. Es wird vorausgesetzt, dass nicht mehr als die Hälfte dieser Aufnahmemenge, also 0.5 µg/kg Körpergewicht über die Atmung erfolgen sollte. In Abhängigkeit von der Aufenthaltsdauer in einem Gebäude werden vom BAG die Richtwerte gemäss Tabelle 3 abgeleitet. Die Richtwerte sind als maximal tolerierbare Raumluftkonzentration von Gesamt-PCB im Jahresmittel zu verstehen.

Tabelle 3: Richtwerte PCB in der Raumluft

Mittlere Aufenthaltsdauer	Gebäudetyp	PCB-Richtwert
24 Stunden pro Tag	Wohnung, Spital, Altersheim	2 µg/m <sup>3</sup>
8 Stunden pro Tag	Schulhaus, Kindergarten, Büro	6 µg/m <sup>3</sup>

## 2.2.5 Flüchtige organische Verbindungen VOC

„Flüchtige organische Verbindungen“ ist eine Sammelbezeichnung für eine Vielzahl von kohlenwasserstoffhaltigen Verbindungen, die leicht verdampfen und deshalb bei Raumtemperatur in der Raumluft mehrheitlich bis teilweise als Gas vorliegen. Je nach Siedebereich unterscheidet man VVOC (Very Volatile Organic Compounds, Siedebereich zwischen 0°C bis 100°C), VOC (Volatile Organic Compounds, Siedebereich zwischen 50°C bis 260°C) und SVOC (Semi Volatile Organic Compounds, Siedebereich 240°C bis 400°C) (DIN EN ISO, 2007).

VOC kommen in diversen Bauprodukten vor und verflüchtigen sich während der Nutzungsdauer der Materialien. Zu den VOC gehören u.a. Lösemittel, die in Farben, Lacken, Klebern und zahlreichen Bauchemikalien eingesetzt werden. Die Freisetzung der VOC aus Baustoffen erfolgt unterschiedlich schnell je nach Freisetzungsmechanismus – z.B. durch Verdunstung oder chemischen Abbau – und nach Lage des Baustoffs (an der Oberfläche oder durch andere Materialschichten überdeckt). Erhöhte Konzentrationen von VOC in Innenräumen können beim Menschen zu gereizten Schleimhäuten, geröteten Augen und Atemwegsproblemen führen. Weiterhin können Symptome wie Kopfschmerzen, Konzentrationsschwierigkeiten, Übelkeit oder allergische Reaktionen auftreten. Nicht immer treten gravierende gesundheitliche Beschwerden auf. Manchmal verursachen VOC auch eine Einschränkung des Komforts der Nutzer durch unangenehme, irritierende Gerüche.

Zur Beurteilung der VOC-Belastung in Innenräumen wird in der Regel der TVOC (Total Volatile Organic Compounds) herangezogen. Es handelt sich um einen Summenparameter für VOC. Je nach angewendetem Standard unterscheiden sich die Berechnungsmethoden für den TVOC-Wert. In die Berechnung des TVOC gemäss der ISO-Norm 16000 fliessen beispielsweise alle Substanzen im Chromatogramm zwischen n-Hexan und n-Hexadecan ein. Der Minergie-ECO-Standard gibt für den TVOC einen Grenzwert von 1'000 µg/m<sup>3</sup> vor. Dieser Wert entspricht auch dem Orientierungswert der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF, 2013).

Für eine Auswahl von Einzelverbindungen sind Richtwerte des deutschen Umweltbundesamtes vorhanden (UBA, 2015). Es handelt sich hierbei um „Konzentrationen, für die bei lebenslanger Exposition auch für empfindliche Personen kein Schaden zu erwarten ist“ (Richtwert I, siehe Tabelle 4). Das AGÖF (AGÖF, 2013) publiziert Orientierungswerte für Einzelverbindungen. Allerdings werden diese Orientierungswerte statistisch hergeleitet und haben keinen toxikologischen Hintergrund. Sie wurden deshalb im Rahmen der hier angestellten Untersuchungen nicht berücksichtigt.

Tabelle 4: UBA-Richtwerte I für VOC gemäss Ausschuss für Innenraumrichtwerte des UBA

VOC	Richtwert I [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
2-Ethylhexanol	100
Ethylenglykolmonomethylether	20
Diethylenglykolmethylether	2'000
Diethylenglykoldimethylether	30
Ethylenglykolmonoethylether	100
Ethylenglykolmonoethylether-acetat	200
Diethylenglykolmonoethylether	700
Ethylenglykolbutylether	100
Ethylenglykolbutyletheracetat	200
Diethylenglykolbutylether	400
Ethylenglykolhexylether	100
2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME)	1'000
Dipropylenglykol-1-methylether (D2PGME)	2'000
2-Propylenglykol-1-ethylether (2PG1E)	300
2-Propylenglykol-1-tertbutylether (2PG1tBE)	300
Methylisobutylketon	100
Ethylbenzol	200
o-Kresol	5
m-Kresol	5
p-Kresol	5
Phenol	20
2-Furaldehyd	10
Benzaldehyd	20
Benzylalkohol	400
Naphthalin	10
Tris(2-chlorethyl)phosphat	5
Styrol	30
Dichlormethan	200
Toluol	300
Acetaldehyd	100
Butanonoxim	20
2-Chlorpropan	800
Ethylacetat	600
1-Methyl-2-pyrrolidon	100
1-Butanol	700

## 2.2.6 Formaldehyd

Formaldehyd ist das einfachste Aldehyd und im Innenraum vor allem durch Emissionen aus Holzwerkstoffen bekannt geworden. Es entsteht auch bei Verbrennungen und findet sich beispielsweise im Zigarettenrauch. Formaldehyd ist ein reizendes Gas. Je nach Konzentration in der Raumluft kann Formaldehyd zu Augenbrennen, Stechen in der Nase und im Hals und Schnupfen führen. Eine über längere Zeit erhöhte Formaldehydbelastung in der Raumluft kann zu chronischen Atemwegserkrankungen führen und begünstigt die Entwicklung von Tumoren im Nasen- und Rachenraum. Für Formaldehyd legt das BAG den Richtwert von  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fest. Dieser Richtwert gilt laut BAG als Schwelle zu einer Gesundheitsgefährdung (BAG, 2016). Der Minergie-ECO-Standard gibt für die Zertifizierung von Gebäuden den strengeren Grenzwert von  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vor (Minergie Eco, 2016b).

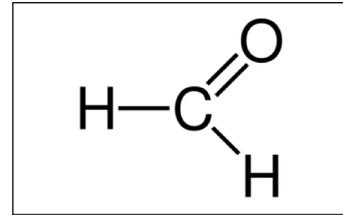


Abbildung 5: Strukturformel von Formaldehyd

## 2.2.7 PCP

Pentachlorphenol (PCP) ist ein chlorierter aromatischer Kohlenwasserstoff. Er besteht aus einem Benzolring, an dessen Kohlenstoffatome fünf Chloratome binden. Das sechste Chloratom des Benzolrings ist mit einer Hydroxygruppe verbunden. Aufgrund seiner fungiziden Wirkung wurde PCP früher in Holzschutzmitteln eingesetzt. Der chemische Holzschutz hatte seine Blütezeit in den 1950er bis 70er Jahren. Es wurden damals diverse Präparate für die Anwendung im Innenraum empfohlen, deren Wirkstoffe heute verboten sind.

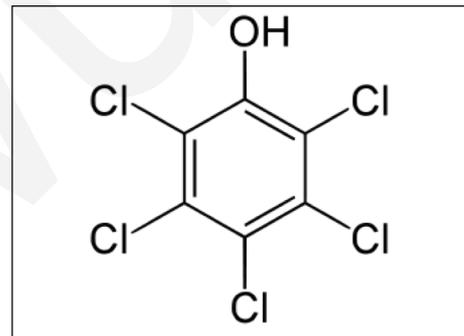


Abbildung 6: Strukturformel von PCP

Darunter fand sich auch der Wirkstoff PCP. Viele Menschen erkrankten aufgrund von grossflächigen Holzschutzmittelanwendungen in Innenräumen. Unter dem Begriff „Holzschutzmittelsyndrom“ werden verschiedenste, unspezifische Beschwerden zusammengefasst. Dazu gehören unter anderen erhöhte Infektanfälligkeit, Hautausschläge, Gleichgewichtsstörungen, Schlaflosigkeit, Nachtschweiss und Müdigkeit (Ganz, 2005). Aufgrund des gesundheitsgefährdenden Potentials ist PCP seit 1989 in der Schweiz verboten.

Für das Fungizid PCP definierte das ehemalige Bundesgesundheitsamt in Deutschland (Bundesgesundheitsamt, 1997) einen Vorsorgewert von  $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Der Verein eco-bau (Verein eco-bau, 2013) empfiehlt, dass bei Konzentrationen über  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vorhandene Quellen saniert werden sollen (Eingreifwert).

## 2.2.8 Schimmelsporen

In der Innenraumluft stellen Schimmelsporen ein Risiko für das Auftreten von Atemwegs-, Haut- und Augenreizungen dar. Bei einer längeren Exposition können Betroffene auch Allergien entwickeln. Das Risiko steigt mit zunehmendem Schimmelbefall. Personen, deren Immunsystem bereits durch eine Krankheit geschwächt ist, sind besonders gefährdet.

Schimmelsporen finden sich auch in der Aussenluft. Gemäss Einschätzungen des Umweltbundesamt (UBA) kann davon ausgegangen werden, dass im Innenraum eine Quelle vorhanden ist, wenn die Konzentration von gewissen koloniebildenden Einheiten (KBE) in der Innenraumluft mehr als doppelt so hoch ist wie in der Aussenluft (Seifert, 2005). Die eco-bau-Empfehlung (Verein eco-bau, 2013) leitet die Notwendigkeit von Massnahmen beim Auftreten von Schimmel von der Grösse der befallenen Flächen ab. Sind mehr als 0.5 m<sup>2</sup> oder bei dichtem Bewuchs mehr als 0.1 m x 0.1 m befallen, so sollte der Schimmel fachgerecht entfernt werden.

Für Schimmelsporen in der Raumluft existieren keine Grenzwerte im Sinne einer bestimmten Luftkonzentration. Es sind auch keine Effektfaktoren oder Charakterisierungsfaktoren bekannt, welche für eine Quantifizierung des Schadpotentials in DALY erforderlich wären. Die Belastung der Innenraumluft mit Schimmelsporen konnte deshalb nicht in die vergleichende Bewertung aufgenommen werden.

## 2.2.9 Legionellen

Die Bakterienart „Legionella pneumophila“ ist als Verursacherin der Legionellose (Legionärskrankheit) erst seit 1977 erkannt. Die meisten Erkrankungen werden durch Legionellen verursacht, welche in Aerosolen aus der Wasserverteilung aufgenommen wurden. Legionellen gedeihen am besten bei Wassertemperaturen um 35 °C, mit 20 °C als Unter- und 50 °C als Obergrenze. Sie können in Biofilmen und als Parasiten innerhalb von Einzellern überleben. Infektionen geschehen über Aerosole aus kontaminierten Wasser, über welche die Legionellen in die Lungen gelangen und dort eine Lungenentzündung verursachen können. (WHO, 2016)

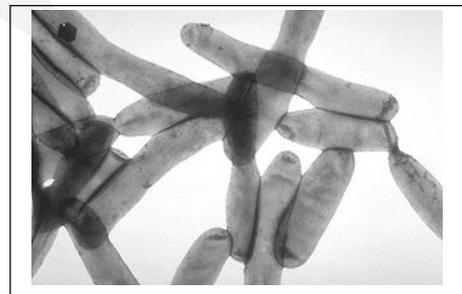


Abbildung 7: Legionella pneumophila unter dem Mikroskop

Für Legionellen in Wasserleitungs- und Kühlsystemen, sowie in Lüftungsanlagen empfiehlt das BAG (Graf et al., 2009) eine Sanierung bei über 10<sup>4</sup> KBE/l Wasser. Unter 10<sup>3</sup> KBE/l Wasser sind gemäss BAG keine besonderen Massnahmen erforderlich. Für die Innenraumluft selbst sind keine Richtwerte vorhanden.

Nach einem Faktenblatt der WHO (WHO, 2016) ist die Infektionsdosis unbekannt, wird jedoch als gering angenommen. Die Virulenz des konkreten Bakterienstamms scheint ebenfalls stark zu variieren. Zu den Erkrankungen aufgrund von Legionellen liegen erst wenige epidemiologische Daten vor. Dementsprechend sind auch keine

Effektfaktoren bekannt, die eine Berechnung von Gesundheitsfolgen je nach Exposition mit Legionellen ermöglichen würden. Deshalb kann in dieser Studie keine Abschätzung des Schadpotentials von Legionellen im Innenraum vorgenommen werden.

### 2.2.10 Feinstaub

Zum Feinstaub PM10 gehören feste und flüssige Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10  $\mu\text{m}$  (Bundesrat, 2016). Der Feinstaub ist anthropogenen oder natürlichen Ursprungs. Zu den Hauptquellen gehört der Verkehr, die Land- und Forstwirtschaft, Industrie und Gewerbe, Baustellen sowie Feuerungen. Nebst den direkten Emissionen von Russ, Abriebpartikeln oder mineralischen Stäuben gelangt Feinstaub auch durch eine sekundäre Bildung ausgehend von Schwefeloxiden, Stickoxiden, Ammoniak oder VOC in die Atmosphäre (BAFU, 2015). Im Innenraum wird die Feinstaubbelastung durch Rauchen oder das Abbrennen von Räucherstäbchen massiv erhöht. Weitere weniger bedeutende Quellen sind das Abbrennen von Kerzen, Braten mit Öl, Kochen auf Gasherden und Durchlauferhitzer mit Gasflamme, das Aufwirbeln des vorhandenen Staubs durch Aktivitäten wie Staubsaugen, über Teppiche gehen oder sich auf ein Sofa setzen (BAG, 2008). Mögliche Auswirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit sind Erkrankungen der Atemwege und ein erhöhtes Krebsrisiko.

Für die Feinstaubkonzentration in der Innenraumluft sind keine Grenzwerte definiert. In der Aussenluft gelten die Immissionsgrenzwerte für PM10, die in der Luftreinhalteverordnung festgelegt sind. Zum einen gilt ein 24h-Mittelwert von 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , der höchstens einmal pro Jahr überschritten werden darf. Zum anderen gilt ein Jahresmittelwert von 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Zur Definition eines Grenzwerts im Innenraum wird der Jahresmittelwert von 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  verwendet. Dieser Wert kommt der Definition eines langfristigen Schutzniveaus am nächsten, bei dem auch bei dauernder Exposition keine negativen gesundheitlichen Folgen zu erwarten sind.

## 3 Bewertungsmethode

---

### 3.1 Prinzip

---

Als Basis für den Vergleich der Gesundheitswirkung von verschiedenen Innenraumlufschadstoffen wird angenommen, dass ein Mensch während seines Lebens einer konstanten Schadstoffkonzentration in der Raumluft ausgesetzt ist. Pro Schadstoff, bzw. Schadstoffgruppe werden die Richt- und Grenzwerte gemäss der Tabelle 1 verwendet, um diese Schadstoffkonzentration festzulegen. Also zum Beispiel eine lebenslange Exposition bei einer TVOC-Konzentration von  $1'000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der Raumluft. Die resultierende Gesundheitswirkung der lebenslangen Exposition wird für jeden untersuchten Schadstoff quantifiziert. Die Gesundheitswirkung wird in behinderungs bereinigten Lebensjahren (DALY) angegeben. Diese Grösse wird in Kapitel 3.2 näher beschrieben. Aufgrund der vorhandenen Datengrundlagen für die verschiedenen Schadstoffe erfolgt die Quantifizierung der Gesundheitswirkung über vier verschiedene methodische Ansätze:

- Für die Schadstoffe VOC, Formaldehyd, PCP, PCB, PAK (Naphthalin) wurden die Effektfaktoren<sup>1</sup> aus dem Modell USEtox (USEtox Team, 2015) verwendet. Mit den Effektfaktoren wurden Schadensfaktoren<sup>2</sup> gemäss (Huijbregts et al., 2005) bestimmt. Die Gesundheitswirkung ergibt sich aus der aufgenommenen Schadstoffmenge in Kilogramm und dem Schadensfaktor in DALY pro Kilogramm Schadstoff. Die aufgenommene Schadstoffmenge wurde der inhalierten Schadstoffmenge gleichgesetzt gemäss dem Ansatz von (Hellweg et al., 2009). Ausgehend von einer konstanten Schadstoffkonzentration in der Raumluft ist die inhalierte Schadstoffmenge abhängig von der Inhalationsrate und der lebenslangen Aufenthaltsdauer in Innenräumen. Für diese Parameter wurden in dieser Studie durchschnittliche Werte eingesetzt. Die Herleitung ist im Kapitel 3.3 detailliert beschrieben.
- Für die Berechnung der Gesundheitswirkung durch Radon wurde ein Schadensfaktor in Abhängigkeit von der aufgenommenen Dosis (ausgedrückt in DALY pro Sievert) aus (Meijer, 2007) verwendet. Ausgehend von einer konstanten Radioaktivität in der Raumluft wird die Äquivalentdosis bestimmt. Die Äquivalentdosis berücksichtigt die Strahlenbelastung und die spezifische biologische Wirksamkeit von Radon im menschlichen Körper. Für die Berechnung der Äquivalentdosis über ein Menschenleben verwendet der methodische Ansatz die kumulierte Aufenthaltsdauer in Innenräumen und einen spezifischen Dosiskonversionsfaktor. Die Herleitung ist im Kapitel 3.4 detailliert beschrieben.
- Für Asbest wurde die Gesundheitswirkung in Abhängigkeit von der Raumluftkonzentration basierend auf Untersuchungen der Weltgesundheitsorganisation

---

<sup>1</sup> Die Effektfaktoren beziffern die Anzahl Krankheitsfälle in Funktion der aufgenommenen Schadstoffmenge.

<sup>2</sup> Die Schadensfaktoren geben die Anzahl DALY in Funktion der aufgenommenen Schadstoffmenge an.

(WHO) hergeleitet. Diese bewerten einerseits das Krebsrisiko bei einer lebenslangen Exposition von  $100 \text{ LAF/m}^3$ . Andererseits lässt sich aus den Angaben der WHO eine durchschnittliche Anzahl DALY pro Todesfall ermitteln. Unter der Annahme, dass jede durch Asbest verursachte Krebserkrankung tödlich endet, ergibt sich aus dem Risiko und den DALY pro Todesfall die Gesundheitswirkung in DALY bei einer lebenslangen Exposition von  $100 \text{ LAF/m}^3$ . Zur Umrechnung der Gesundheitswirkung auf die berücksichtigten Grenzwerte wurde eine lineare Abhängigkeit zwischen Faserkonzentration und Gesundheitswirkung angenommen. Im Kapitel 3.5 ist die Herleitung detailliert beschrieben.

- Die Gesundheitswirkung von Feinstaub wurde mit einem Charakterisierungsfaktor für Feinstaub in DALY pro Kilogramm emittiertem Feinstaub quantifiziert. Weil in der vorliegenden Untersuchung die Feinstaubkonzentration in der Innenraumluft als Ausgangspunkt der Bewertung festgelegt wurde, mussten daraus Emissionen über den Betrachtungszeitraum unter Annahme eines Modellraums hergeleitet werden. Damit konnte die Gesundheitswirkung einer lebenslangen Exposition ermittelt werden, wie in Kapitel 3.6 detailliert beschrieben.

## 3.2 Quantifizierung der Gesundheitsfolgen mit DALY

Die Bewertung der Schadpotentiale der unterschiedlichen Schadstoffe erfordert eine toxikologische Bewertung ihrer Wirkung auf vergleichbarer Basis. Durch die Weltbank wurde zur vergleichenden Quantifizierung von Gesundheitsschäden das Mass der behinderungsbereinigten Lebensjahre – disability-adjusted life years – in ihrem Weltentwicklungsbericht 1993 verwendet (Lea, 1993). Die Einheit wird abgekürzt als DALY. Seither wurde das Mass detailliert beschrieben in (Murray, 1994) und wird heute durch die Weltgesundheitsorganisation zur Bewertung verschiedenster Gesundheitsrisiken verwendet, z.B. in (WHO, 2009). Auch Bewertungsmethoden in der Ökobilanzierung wie zum Beispiel die niederländische ReCiPe-Methodik verwenden DALY zur vergleichenden Quantifizierung (Goedkoop et al., 2013). Die vorliegende Studie stützt sich für die vergleichende Bewertung der Schadpotentiale im Innenraum auf dieses Mass.

DALY werden berechnet, indem die verlorenen Jahre durch einen verfrühten Tod summiert werden mit den Jahren, die mit einer Behinderung gelebt werden muss. Um die „verlorenen Jahre“ zu berechnen, muss eine ideale Lebenserwartung festgelegt werden. Gemäss der Methodendiskussion in (Murray, 1994) wurde im Weltentwicklungsbericht 1993 (Lea, 1993) eine ideale Lebenserwartung von 80 Jahren für Männer und 82.5 Jahren für Frauen verwendet. Zudem wurden die Lebensjahre gewichtet nach dem „sozialen Wert“ der verlorenen Jahre. Die Jahre zwischen einem Lebensalter von 10 und 55 Jahren erhielten Gewichtungen von mehr als eins, die Jahre von 0 bis 10 und über 55 Lebensjahren erhielten eine Gewichtung von weniger als eins. Zur Berücksichtigung der Einschränkungen durch Behinderungen verwendet die DALY-Methodik ein Schema von 6 Behinderungsklassen und weist jeder eine Gewichtung zu. Die Klassen verwenden die Lebensbereiche Erholung, Bildung, Fortpflanzung und Beruf als Bewertungsmaßstab, wie in Tabelle 5 nach (Murray, 1994)

dargestellt. In der Klasse mit der geringsten Gewichtung (Klasse 1) sind die Individuen bei der Ausführung mindestens einer Aktivität in einem ihrer Lebensbereiche eingeschränkt. In den Klassen mit mittlerer Gewichtung sind die Betroffenen in der Ausübung der meisten Aktivitäten in zwei oder mehr (Klasse 3), respektive allen Lebensbereichen (Klasse 4) eingeschränkt. In der Klasse mit der höchsten Gewichtung (Klasse 6) können die Patienten tägliche Aktivitäten wie essen, persönliche Hygiene oder Stuhlgang nicht mehr selbst ausführen. Für beide Bewertungen in DALY – verlorene Lebensjahre und Lebensjahre mit Behinderung – wird zudem eine zeitliche Abnahmerate von 3 % pro Jahr angewendet. Verlorene Lebenszeit in der Zukunft ist somit mit jedem zusätzlichen Jahr in der Zukunft 3 % weniger „wert“ als verlorene Lebenszeit heute.

**Tabelle 5: Gewichtungstabelle für Behinderungen bei der Berechnung von DALY**

Klasse	Beschreibung	Gewicht
1	Eingeschränkte Fähigkeit, mindestens eine Aktivität in einem der folgenden Lebensbereiche auszuüben: Erholung, Bildung, Fortpflanzung, Beruf.	0.096
2	Eingeschränkte Fähigkeit, die meisten Aktivitäten in einem der folgenden Lebensbereiche auszuüben: Erholung, Bildung, Fortpflanzung, Beruf.	0.22
3	Eingeschränkte Fähigkeit, Aktivitäten in zwei oder mehr der folgenden Lebensbereiche auszuüben: Erholung, Bildung, Fortpflanzung, Beruf.	0.4
4	Eingeschränkte Fähigkeit, die meisten Aktivitäten in allen der folgenden Lebensbereiche auszuüben: Erholung, Bildung, Fortpflanzung, Beruf.	0.6
5	Benötigt Hilfe bei grundlegenden Aktivitäten des täglichen Lebens wie kochen, einkaufen oder haushalten.	0.81
6	Benötigt Hilfe bei alltäglichen Aktivitäten wie Essen, persönliche Hygiene oder Stuhlgang.	0.92

### 3.3 Bewertung der Gesundheitswirkung über die aufgenommene Schadstoffmenge

Die Bewertung der Gesundheitswirkung erfolgte in Anlehnung an den Ansatz von (Hellweg et al., 2009). Die Gesundheitswirkung in DALY wird gemäss der Formel 1 berechnet. Ausschlaggebend für die Gesundheitswirkung ist die Schadstoffmenge, die bei einer lebenslangen Exposition von einer Person durch die Atmung aufgenommen wird. Diese ergibt sich durch Multiplikation der Konzentration von Schadstoff  $i$  im Innenraum ( $c_i$ ), der Inhalationsrate (IR), dem Betrachtungszeitraum ( $t$ ) und dem Tagesanteil ( $A$ ) während dem sich ein Mensch in Innenräumen aufhält. Als Inhalationsrate wurde  $0.5 \text{ m}^3/(\text{h} \cdot \text{Pers.})$  angenommen. Dies entspricht einem Durchschnittswert für Frauen und Männer gemäss (Hellweg et al., 2009). Als Betrachtungszeitraum wurde eine durchschnittliche Lebenserwartung von 82.7 Jahren (Schweiz 2012 gemäss (BfS, 2016)) gewählt. Zudem wurde angenommen, dass sich der Mensch jeden Tag während 90% der Zeit in Innenräumen aufhält.

$$I_i = c_i \cdot IR \cdot t \cdot A \cdot EF_i \cdot K$$

**Formel 1: Berechnung der Gesundheitswirkung**

Parameter	Einheit	Beschreibung
$I_i$	DALY/Pers.	Gesundheitswirkung von Schadstoff i
$c_i$	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Richt-/Grenzwert von Schadstoff i
IR	$\text{m}^3/(\text{h} \cdot \text{Pers.})$	Inhalationsrate
t	Jahre	Betrachtungszeitraum
A	–	Durchschnittlicher Anteil der Aufenthaltsdauer im Innenraum bezogen auf 1 Tag
$EF_i$	Krankheitsfälle/kg	Effektfaktor für Schadstoff i pro Kilogramm aufgenommener Schadstoffmenge
K	DALY/Krankheitsfall	Umrechnungsfaktor von Krankheitsfall in DALY

Ausgehend von der aufgenommenen Schadstoffmenge kann mit einem schadstoffspezifischen Effektfaktor ( $EF_i$ ) und einem Umrechnungsfaktor eine Gesundheitswirkung in DALY berechnet werden. Die Effektfaktoren quantifizieren die Gesundheitswirkung in Krankheitsfällen pro Kilogramm aufgenommenem Schadstoff. Sie wurden im Rahmen von Studien für das Modell USEtox von UNEP / SETAC (USEtox Team, 2015) für diverse Schadstoffe hergeleitet. Bei den Effektfaktoren werden Krebsfälle von anderen Krankheitsarten unterschieden. Durch eine Multiplikation der aufgenommenen Schadstoffmenge mit den entsprechenden Effektfaktoren erhält man die Anzahl der zu erwartenden Krebserkrankungen und die Anzahl anderer Erkrankungen. Die Umrechnung der Krankheitsfälle in DALY erfolgte gemäss (Huijbregts et al., 2005). Dabei werden die Effektfaktoren für Krebserkrankungen ( $EF_{\text{canc.}}$ ) und andere Erkrankungen ( $EF_{\text{non-canc.}}$ ) mit Umrechnungsfaktoren in einen Schadensfaktor (DF) konvertiert. Der Schadensfaktor beziffert die Anzahl DALY pro Kilogramm aufgenommenen Schadstoff. Für Krebserkrankungen wurde ein Umrechnungsfaktor ( $k_{\text{canc.}}$ ) von 11.5 DALY/Krebsfall berücksichtigt. Für alle andere Krankheiten wurde ein Umrechnungsfaktor ( $k_{\text{non-canc.}}$ ) von 2.7 DALY/Krankheitsfall berücksichtigt (siehe Formel 2).

$$DF = EF_{\text{canc.}} \cdot k_{\text{canc.}} + EF_{\text{non-canc.}} \cdot k_{\text{non-canc.}}$$

**Formel 2: Umrechnung der Effektfaktoren in DALY pro kg aufgenommenem Schadstoff**

Parameter	Einheit	Beschreibung
DF	DALY/kg	Schadensfaktor pro Kilogramm aufgenommener Menge
$EF_{\text{canc.}}$	Fälle/kg	Krebsfälle pro Kilogramm aufgenommener Menge
$k_{\text{canc.}}$	DALY/Fall	Umrechnungsfaktor für Krebsfälle in DALY (= 11.5 DALY/Fall)
$EF_{\text{non-canc.}}$	Fälle/kg	Krankheitsfälle pro Kilogramm aufgenommener Menge ohne Krebsfälle
$k_{\text{non-canc.}}$	DALY/Fall	Umrechnungsfaktor für Krankheitsfälle in DALY (= 2.7 DALY/Fall)

### 3.4 Bewertung der Gesundheitswirkung mit der aufgenommenen Dosis

Zur Berechnung des Schadpotentials wurde ein dosisbezogener Schadensfaktor von 1.5 DALY/Sv gemäss (Meijer, 2007) verwendet. Für die Berechnung des Schadpotentials von Radon musste die Formel 1 in Kapitel 3.3 angepasst werden, da der Grenzwert in Bq/m<sup>3</sup> in eine Dosis, ausgedrückt in Sievert [Sv] umgerechnet werden muss. Der Zusammenhang zwischen Strahlenexposition über eine bestimmte Zeitdauer in der Einheit [Bq\*h/m<sup>3</sup>] und der effektiven Dosis wird durch einen Dosiskonversionsfaktor festgelegt. Der Dosiskonversionsfaktor gibt die Dosis an, die sich bei einer Exposition während einer Stunde bei einer Radonkonzentration in der Luft von 1 Bq/m<sup>3</sup> ergibt. Der von der International Commission on Radiological Protection (ICRP) angegebenen Dosiskonversionsfaktor für die Bevölkerung im Wohnraum ist  $2.5 \cdot 10^{-6}$  mSv/Bq\*h/m<sup>3</sup> (Rühle et al., 2009)<sup>3</sup>. Die Dosis in Sievert [Sv] für eine Person, die sich ein Leben lang zu 90% im Innenraum mit einer Radonkonzentration am Grenzwert aufhält, berechnet sich dann gemäss Formel 3.

$$Dosis = c_{Radon} \cdot DK \cdot t \cdot A$$

Formel 3: Berechnung der Radondosis

Parameter	Einheit	Beschreibung
Dosis	Sv/Pers.	Aufgenommene Dosis in Sievert
$c_{Radon}$	Bq/m <sup>3</sup>	Richt-/Grenzwert Radon
DK	mSv/Bq*h/m <sup>3</sup> /Pers.	Dosiskonversionsfaktor
t	Jahre	Betrachtungszeitraum (siehe Kapitel 3.3)
A	–	Durchschnittliche Aufenthaltsdauer im Innenraum pro Tag (siehe Kapitel 3.3)

Die Gesundheitswirkung wird berechnet durch Multiplikation der Dosis mit dem Schadensfaktor gemäss Formel 4

$$I = Dosis \cdot DF_{Radon}$$

Formel 4: Berechnung der Gesundheitswirkung aus der aufgenommenen Dosis

Parameter	Einheit	Beschreibung
I	DALY/Pers.	Gesundheitswirkung
DF	DALY/Sv	Schadensfaktor Radon, (= 1.5 DALY/Sv)

<sup>3</sup> Bei einem durchschnittlichen Gleichgewichtsfaktor für Innenräume von 0.4. Der Gleichgewichtsfaktor quantifiziert die Abweichung vom radioaktiven Gleichgewicht zwischen kurzlebigen Folgeprodukten und Radon in der Luft, wenn die Aktivitätskonzentrationen dieser Radionuklide gleich sind. Die Aktivitätskonzentration der Folgeprodukte ist durch Anlagerung an Schwebstoffe und Ablagerung in der Regel geringer als jene von Radon.

### 3.5 Bewertung der Gesundheitswirkung über die Luftkonzentration

Aus der Literatur sind für lungengängige Asbestfasern (LAF) Daten für das Gesundheitsrisiko bei bestimmten Faserkonzentrationen in der Raumluft vorhanden. Somit erfolgt die Bewertung der Gesundheitswirkung von Asbest über die Luftkonzentration. Über die Gesundheitsfolgen einer Asbestbelastung wurden durch die WHO mehrere Berichte publiziert. Diese beurteilen die Auswirkungen einer lebenslangen Exposition der Bevölkerung bei einer festgelegten Asbestkonzentration und bewerten die Gesundheitsfolgen mit DALY. Aus diesen Daten kann ein personenbezogener Faktor in DALY/Person bei lebenslanger Exposition mit einer bestimmten Faserkonzentration in der Raumluft hergeleitet werden.

Die WHO veröffentlichte in ihren Qualitätszielen für die Innenraumluft (WHO, 2000) eine Risikoeinschätzung für Lungenkrebs und Mesotheliom, falls jemand lebenslang Asbest-exponiert ist. Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Erkrankung eintritt, wird bei einer Faserkonzentration von 100 LAF/m<sup>3</sup> und lebenslanger Exposition mit einem Risikofaktor von 4\*10<sup>-5</sup> pro Raucher und 2.2\*10<sup>-5</sup> pro Nichtraucher angegeben. In der Herleitung wird dieses Risiko aus höheren Expositionen abgeleitet. Die Studie nimmt dazu eine lineare Abhängigkeit zwischen Faserkonzentration und Risiko an. Zudem geht sie davon aus, dass keine Konzentration ohne Effekt auf die Gesundheit existiert.

In einem Konferenzbericht publizierte die WHO Europa Zahlen über die Asbesttoten und daraus resultierende DALY für Europa (WHO, 2013). Der Bericht beziffert die Anzahl Toter durch Asbest im Jahre 2000 in Europa auf 14'600. Es wird eine Summe von 186'500 DALY durch diese Todesfälle angegeben. Aus diesen Angaben lässt sich ein Konversionsfaktor von 12.77 DALY pro Todesfall ableiten.

Unter der Annahme, dass die Lungenkrebsfälle und Mesotheliome immer tödlich verlaufen, kann aus den Daten der beiden Quellen eine Gesundheitswirkung pro Person bei einer bestimmten Faserkonzentration in der Raumluft abgeleitet werden. Der Konversionsfaktor für DALY pro Todesfall wird also mit dem Konversionsfaktor für DALY pro Erkrankung gleichgesetzt. Die Berechnung der DALY aus der Faserkonzentration in LAF/m<sup>3</sup> erfolgt dann gemäss Formel 5.

$$I_i = c_{LAF} \cdot \frac{RF_i}{100 \text{ LAF/m}^3} \cdot K$$

**Formel 5: Berechnung der Gesundheitswirkung durch Asbestfasern in der Raumluft**

Parameter	Einheit	Beschreibung
I <sub>i</sub>	DALY/Pers.	Gesundheitswirkung für Raucher oder Nichtraucher
c <sub>LAF</sub>	LAF/m <sup>3</sup>	Konzentration lungengängiger Asbestfasern in der Raumluft
RF <sub>i</sub>	Pers. <sup>-1</sup>	Risikofaktor für Erkrankung bei einer Faserkonzentration von 100 LAF/m <sup>3</sup> für Raucher oder Nichtraucher
K	DALY	Konversionsfaktor für DALY pro Erkrankung

### 3.6 Bewertung der Gesundheitswirkung aus den Emissionen

In USEtox sind keine Effektfaktoren für Feinstaub vorhanden. Für Feinstaub PM10 liegt eine Studie vor, die Charakterisierungsfaktoren in DALY pro emittierter Menge Feinstaub berechnet (van Zelm et al., 2008). Der Charakterisierungsfaktor wird in der Studie mit  $2.6 \cdot 10^{-4}$  DALY pro kg emittiertem PM10 angegeben. Mithilfe dieses Faktors und den Modellannahmen zum Innenraum Schweiz, die bereits in der Ökobilanzierung der Nutzungsphase von Baustoffen verwendet wurden (Kasser et al., 2015), kann die Gesundheitsbelastung in DALY pro Person berechnet werden. Ausgangslage ist, wie auch bei den anderen untersuchten Schadstoffen, eine lebenslange Exposition entsprechend dem Grenzwert. Mithilfe des Luftwechsels im Modellraum von 0.5, dem Innenraumvolumen der Schweiz von  $9.04 \cdot 10^8 \text{ m}^3$  und der ständigen Wohnbevölkerung der Schweiz von  $8.04 \cdot 10^6$  können die Emissionen berechnet werden, welche zur Feinstaubkonzentration am Grenzwert führen würden. Diese Grösse kann dann mit dem bekannten Charakterisierungsfaktor dazu verwendet werden, den Gesundheitseffekt für eine bestimmte Raumluftkonzentration herzuleiten. Aus den Überlegungen ergibt sich die Formel 6.

$$I = c \cdot N \cdot Jh \cdot t \cdot V \cdot K / 10^9$$

**Formel 6: Berechnung der Gesundheitswirkung durch Feinstaub in der Innenraumluft**

Parameter	Einheit	Beschreibung
I	DALY/Pers.	Gesundheitswirkung
c	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Grenzwert Feinstaub
N	1/h	Mittlerer Luftwechsel mit der Aussenluft
Jh	h/a	Jahresstunden
t	a	Betrachtungszeitraum (siehe Kapitel 3.3)
V	$\text{m}^3$	Raumvolumen der Schweiz
K	DALY/kg/Pers.	Charakterisierungsfaktor in DALY pro Kilogramm emittierter Schadstoffmenge und pro Person
$10^9$	$\mu\text{g}/\text{kg}$	Umrechnungsfaktor $\mu\text{g}$ in kg

## 4 Resultate

### 4.1 Übersicht berücksichtigte Richt- und Grenzwerte

Für die Bilanzierung wurden die Richt- und Grenzwerte gemäss den Ausführungen in Kapitel 2 und Tabelle 1 verwendet. Falls unterschiedliche Werte mit vergleichbarem Schutzziel für denselben Schadstoff im Innenraum vorliegen, wurden die Gesundheitsfolgen für die Spannweite dieser Richt- und Grenzwerte berechnet. Die berücksichtigten Richt- und Grenzwerte für die Bilanzierung der Gesundheitsfolgen sind in Tabelle 6 dargestellt. Ebenso wurden in den Berechnungen die VOC-Einzelverbindungen berücksichtigt, für die Richtwerte vom UBA vorhanden sind (siehe Tabelle 4). Die Schadensfaktoren basieren für fünf der acht betrachteten Schadstoffgruppen auf dem USEtox-Modell. Für die drei weiteren Schadstoffe wurden Schadensfaktoren aus unterschiedlichen Studien verwendet.

**Tabelle 6: Berücksichtigte Richt-/Grenzwerte und Effektfaktoren**

Schadstoffe	Richt-/Grenzwert	Quelle Schadensfaktor
Radon [Bq/m <sup>3</sup> ]	100-400	Studie (Meijer, 2007)
Asbest [LAF/m <sup>3</sup> ]	300-1000	WHO
Naphthalin (PAK) [µg/m <sup>3</sup> ]	10	USEtox
PCB [µg/m <sup>3</sup> ]	2-6	USEtox
VOC [µg/m <sup>3</sup> ]	1000	USEtox
Formaldehyd [µg/m <sup>3</sup> ]	60-125	USEtox
PCP [µg/m <sup>3</sup> ]	1-4	USEtox
Feinstaub [µg/m <sup>3</sup> ]	20	Studie (van Zelm et al., 2008)

### 4.2 Resultate pro Schadstoff

#### 4.2.1 Radon

Für die Radonbelastung im Innenraum definiert die Strahlenschutzverordnung einen Richtwert von 400 Bq/m<sup>3</sup>. Der Minergie-Eco-Standard verschärft diesen Grenzwert für Neubauten auf 100 Bq/m<sup>3</sup> respektive auf 300 Bq/m<sup>3</sup> für Modernisierungen (siehe auch Tabelle 1). Bei einer lebenslangen Exposition resultiert bei 100 Bq/m<sup>3</sup> eine Dosis von 0.16 Sv pro Person und bei einer Aktivität von 400 Bq/m<sup>3</sup> eine Dosis von 0.65 Sv pro Person. Die Berechnung der Gesundheitswirkung für die drei untersuchten Richt-/Grenzwerte ergibt eine Gesundheitswirkung pro Person von 0.25 bis 0.98 DALY (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Gesundheitswirkung von Radon

Richt- / Grenzwert [ $\text{Bg}/\text{m}^3$ ]	Dosis [ $\text{Sv}/\text{Pers.}$ ]	Gesundheitswirkung [ $\text{DALY}/\text{Pers}$ ]
100	1.63E-01	2.45E-01
300	4.89E-01	7.34E-01
400	6.52E-01	9.78E-01

#### 4.2.2 Asbest

Für Asbest liegen zwei Richtwerte vor, die beide vor negativen Auswirkungen einer Asbestbelastung schützen sollen. Vom Verein eco-bau werden  $300 \text{ LAF}/\text{m}^3$  und von der SUVA  $1000 \text{ LAF}/\text{m}^3$  empfohlen (siehe dazu Tabelle 1). Es ergibt sich daraus eine Gesundheitswirkung für Nichtraucher von  $8.4 \cdot 10^{-4}$  bis  $2.8 \cdot 10^{-3}$  DALY pro Person. Für Raucher liegt die mittlere Gesundheitswirkung höher bei  $1.5 \cdot 10^{-3}$  bis  $5.1 \cdot 10^{-3}$  DALY pro Person. Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Gesundheitswirkung von Asbest

Kategorie Nutzer	Richt- / Grenzwert [ $\text{LAF}/\text{m}^3$ ]	Erkrankungsrisiko pro Person	Gesundheitswirkung [ $\text{DALY}/\text{Pers}$ ]
Raucher	300	1.20E-04	1.53E-03
Nichtraucher	300	6.60E-05	8.43E-04
Raucher	1000	4.00E-04	5.11E-03
Nichtraucher	1000	2.20E-04	2.81E-03

#### 4.2.3 Naphthalin

Die Berechnung der aufgenommenen Schadstoffmenge pro Person, die ein Leben lang einer Konzentration entsprechend dem Richtwert von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ausgesetzt ist, erfolgt gemäss den Annahmen in Kapitel 3.3. Es ergibt sich eine aufgenommene Menge von  $3.26 \text{ g}$  Naphthalin pro Person. Der Schadensfaktor beträgt  $1.03 \text{ DALY}$  pro Kilogramm aufgenommenem Naphthalin. Die resultierende Gesundheitswirkung beträgt  $0.003 \text{ DALY}$  (Tabelle 9).

Tabelle 9: Gesundheitswirkung von Naphthalin

Richtwert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]	DALY/kg	Gesundheitswirkung [ $\text{DALY}/\text{Pers}$ ]
10	3.26E-03	1.03E+00	3.37E-03

#### 4.2.4 PCB

Für PCB sind in Abhängigkeit von der täglichen Aufenthaltsdauer in Innenräumen zwei Grenzwerte vom BAG vorhanden (siehe auch Tabelle 1). Die lebenslängliche Exposition bei PCB-Konzentrationen in der Innenraumluft von  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$

führen jeweils zu einer aufgenommenen Schadstoffmenge von 0.65 g und 1.96 g pro Person. Die Gesundheitswirkung ergibt bei einem Richtwert von  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  0.0001 DALY pro Person. Beim dreimal höheren Grenzwert von  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ist die Gesundheitswirkung entsprechend dreimal höher.

**Tabelle 10: Gesundheitswirkung von PCB**

Richt-/ Grenzwert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]	DALY/kg	Gesundheitswirkung [DALY/Pers]
2	6.52E-04	1.61E-01	1.05E-04
6	1.96E-03	1.61E-01	3.14E-04

#### 4.2.5 Flüchtige organische Verbindungen VOC

Die Gesundheitswirkung welche durch eine VOC-Belastung verursacht wird, ist abhängig von der Zusammensetzung des Schadstoffgemisches. Deshalb kann die Gesundheitswirkung eines TVOC von  $1'000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nur durch Annahme einer bestimmten Zusammensetzung für das Schadstoffgemisch bestimmt werden. In der Datenbank für Innenraumlufmessungen des Büros für Umweltchemie wurden aus über 250 Messungen jene 10 VOC-Einzelverbindungen bestimmt, welche bei den Messungen in den höchsten Konzentrationen gemessen wurden (siehe Tabelle 11). Für diese zehn Substanzen wurde dann jeweils die Konzentration von  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eingesetzt, um in der Summe  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zu erhalten. Anschliessend wurde die Gesundheitswirkung dieses Stoffgemisches bewertet. Die Summenkonzentration entspricht einem TVOC entsprechend dem Grenzwert von  $1'000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**Tabelle 11: Zusammensetzung TVOC**

Verbindung	Konzentration in der Raumluft [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]
Methylethylketon	100	3.26E-02
Methylisobutylketon	100	3.26E-02
Tetrahydrofuran	100	3.26E-02
1-Methoxy-2-propanol	100	3.26E-02
2-Butanonoxim	100	3.26E-02
1,2,4-Trimethylbenzol (Pseudocumol)	100	3.26E-02
Ethylbenzol	100	3.26E-02
iso-Butanol	100	3.26E-02
Toluol	100	3.26E-02
Aceton	100	3.26E-02
TVOC (Summe)	1000	3.26E-01

Da die Konzentration für alle berücksichtigten Einzelverbindungen  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  beträgt, ist die aufgenommenen Schadstoffmenge für jede Einzelverbindung 32.6 g. Die lebenslängliche Exposition bei der modellierten TVOC-Belastung der Raumluft führt zu einer Gesundheitswirkung von insgesamt 0.016 DALY pro Person (siehe Tabelle 12).

**Tabelle 12: Gesundheitswirkung bei einem TVOC gemäss Tabelle 11**

Verbindung	DALY/kg	Gesundheitswirkung [DALY/Pers]
Methylethylketon	8.16E-05	2.66E-06
Methylisobutylketon	4.40E-04	1.43E-05
Tetrahydrofuran	3.24E-02	1.06E-03
1-Methoxy-2-propanol	1.37E-03	4.47E-05
2-Butanonoxim	1.77E-01	5.77E-03
1,2,4-Trimethylbenzol (Pseudocumol)	3.03E-03	9.88E-05
Ethylbenzol	2.72E-01	8.88E-03
iso-Butanol	2.17E-03	7.08E-05
Toluol	9.82E-03	3.20E-04
Aceton	7.62E-04	2.49E-05
TVOC (Summe)	–	1.63E-02

Da die Zusammensetzung des TVOC in jedem Einzelfall anders ist, ist eine generische Berechnung der Gesundheitseinwirkung immer zu einem gewissen Grad willkürlich. Die Herleitung der Gesundheitswirkung wird deshalb durch eine Extrembeurteilung ergänzt: Wie gross wäre die Gesundheitswirkung, falls der TVOC vollständig durch den gesundheitsschädlichsten Stoff aus der obenstehenden Liste gebildet würde? Aus der Tabelle 12 ist ersichtlich, dass Ethylbenzol am meisten DALY pro Kilogramm zugewiesen erhält. Für 1000 µg/m<sup>3</sup> Ethylbenzol würde eine Gesundheitswirkung von 0.089 DALY/Pers. resultieren.

Nebst der oben beschriebenen TVOC-Belastung wurde auch das Schadpotential der Einzelverbindungen quantifiziert für die zum einen ein UBA-Richtwert (siehe Kapitel 0 und Tabelle 4) und zum anderen in USEtox ein Effektfaktor vorhanden ist. Wie in Tabelle 13 unten ersichtlich ist, beträgt die Gesundheitswirkung von Ethylbenzol bei einer lebenslangen Exposition entsprechend dem Richtwert des UBA 0.017 DALY pro Person. Alle anderen Einzelverbindungen verursachen eine Gesundheitswirkung im Bereich von ein paar Tausendstel DALY oder weniger.

**Tabelle 13: Gesundheitswirkungen von Einzelverbindungen mit UBA-Richtwert**

Verbindung	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]	DALY/kg	Gesundheitswirkung [DALY/Pers]
2-Ethylhexanol	3.26E-02	1.40E-02	4.55E-04
Ethylenglykolmonomethylether	6.52E-03	5.31E-02	3.46E-04
Ethylenglykolmonoethylether	3.26E-02	1.33E-02	4.33E-04
Ethylenglykolbutylether	3.26E-02	3.51E-02	1.14E-03
2-Propylenglykol-1-methylether (2PG1ME)	3.26E-01	1.37E-03	4.47E-04
Methylisobutylketon	3.26E-02	4.40E-04	1.43E-05
Ethylbenzol	6.52E-02	2.72E-01	1.78E-02
o-Kresol	1.63E-03	1.37E-02	2.24E-05
m-Kresol	1.63E-03	1.37E-02	2.24E-05
Phenol	6.52E-03	8.88E-03	5.79E-05
Benzaldehyd	6.52E-03	2.05E-02	1.34E-04

Verbindung	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]	DALY/kg	Gesundheitswirkung [DALY/Pers]
Naphthalin	3.26E-03	1.03E+00	3.37E-03
Tris(2-chlorethyl)phosphat	1.63E-03	1.52E-01	2.48E-04
Styrol	9.78E-03	5.92E-01	5.79E-03
Dichlormethan	6.52E-02	8.00E-02	5.21E-03
Pentachlorphenol	3.26E-05	3.38E-01	1.10E-05
Toluol	9.78E-02	9.82E-03	9.60E-04
Acetaldehyd	3.26E-02	1.90E-01	6.19E-03
Butanonoxim	6.52E-03	1.77E-01	1.15E-03
Ethylacetat	1.96E-01	7.62E-04	1.49E-04
1-Methyl-2-pyrrolidon	3.26E-02	0.00E+00	0.00E+00
1-Butanol	2.28E-01	5.49E-03	1.25E-03

#### 4.2.6 Formaldehyd

Die existierenden Grenzwerte des BAG von  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und des Minergie-Eco-Labels von  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  unterscheiden sich rund um den Faktor zwei. Entsprechend variiert auch die lebenslängliche Exposition bei einer Formaldehyd-Konzentration an den beiden Grenzwerten um den Faktor zwei. Die Konzentration von  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  führt zu einer aufgenommenen Schadstoffmenge von 20 g pro Person und die Konzentration von  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$  zu einer aufgenommenen Schadstoffmenge von 41 g pro Person. Die Gesundheitswirkung bewertet mit den Effektfaktoren aus USEtox ergibt 0.24 bis 0.50 DALY pro Person.

Tabelle 14: Gesundheitswirkung von Formaldehyd

Richt- / Grenzwert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]	DALY/kg	Gesundheitswirkung [DALY/Pers]
60	1.96E-02	1.22E+01	2.39E-01
125	4.08E-02	1.22E+01	4.98E-01

#### 4.2.7 PCP

Die lebenslängliche Exposition bei einer PCP-Konzentration in der Innenraumluft von 1 und  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (siehe Richtwerte in Tabelle 1) führt zu einer aufgenommenen Schadstoffmenge von 0.33 respektive 1.3 g pro Person. Die Gesundheitswirkung bewertet mit den Effektfaktoren aus USEtox ergibt für beide Richtwerte weniger als ein Tausendstel DALY pro Person (siehe Tabelle 15).

Tabelle 15: Gesundheitswirkung von PCP

Richt- / Grenzwert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Aufgenommene Schadstoffmenge [kg]	DALY/kg	Gesundheitswirkung [DALY/Pers]
1	3.26E-04	3.38E-01	1.10E-04
4	1.30E-03	3.38E-01	4.40E-04

#### 4.2.8 Feinstaub

Für Feinstaub wird ein Grenzwert von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in der Innenraumluft angenommen (siehe Kapitel 2.2.10). Mit dem Berechnungsmodell aus Kapitel 3.6 ergibt sich daraus eine Gesundheitswirkung des PM<sub>10</sub> in Innenräumen von  $2.12 \cdot 10^{-4}$  DALY/Pers. (siehe Tabelle 16). Im Modell wird aus der Konzentration eine Feinstaubemission für den gesamten Innenraum Schweiz von  $6 \cdot 10^6$  kg/a berechnet. Da sich Feinstaub jedoch auf Oberflächen absetzt und immer wieder aufgewirbelt werden kann, sind die Verhältnisse im realen Innenraum wesentlich komplexer als im verwendeten Modell. Die berechneten Emissionen sind daher als Hilfsgrösse zu verstehen, um einen Bezug zum vorhandenen Charakterisierungsfaktor herstellen zu können und nicht als Abschätzung der realen Emissionen von Feinstaub im Innenraum.

Tabelle 16: Gesundheitswirkung von Feinstaub

Konzentration [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Emissionen [kg/a]	DALY pro kg Emission [DALY/kg]	Gesundheitswirkung [DALY/Pers.]
20	6.55E+06	2.60E-04	2.12E-04

## 5 Diskussion

---

### 5.1 Individuelle Gesundheitswirkungen der Schadstoffe

---

Untersucht wurden die Gesundheitswirkungen der ausgewählten Schadstoffe auf das Durchschnittskollektiv. Pro Person ist eine individuelle Einschränkung der Lebensspanne oder der vollständigen Gesundheit zu erwarten, wenn sie einem der ausgewählten Schadstoffe in ihrer Wohnung während ihres gesamten Lebens ausgesetzt ist. Die Quantifizierung dieser Einschränkungen mit DALY enthält eine implizite Mittelung der Wirkung. Besonders empfindliche Personen können stärkere gesundheitliche Folgen gewärtigen als die hier berechneten DALY pro Person. Besonders robuste Personen wiederum können auch keinerlei negative gesundheitliche Folgen zu tragen haben. Die gewählte Bewertungsmethode ist geeignet, das Schutzniveau für die Gesamtbevölkerung einzuschätzen, welches durch die Einhaltung eines Grenzwertes erreicht wird. Ein tiefer Wert für die DALY pro Person bedeutet jedoch nicht, dass alle Personen unbesehen ihrer individuellen Konstitution keine gravierenden gesundheitlichen Folgen erleiden können. Insbesondere Allergiker oder auf die betrachteten Schadstoffe sensibilisierte Personen können bereits bei sehr tiefen Konzentrationen gesundheitliche Symptome entwickeln.

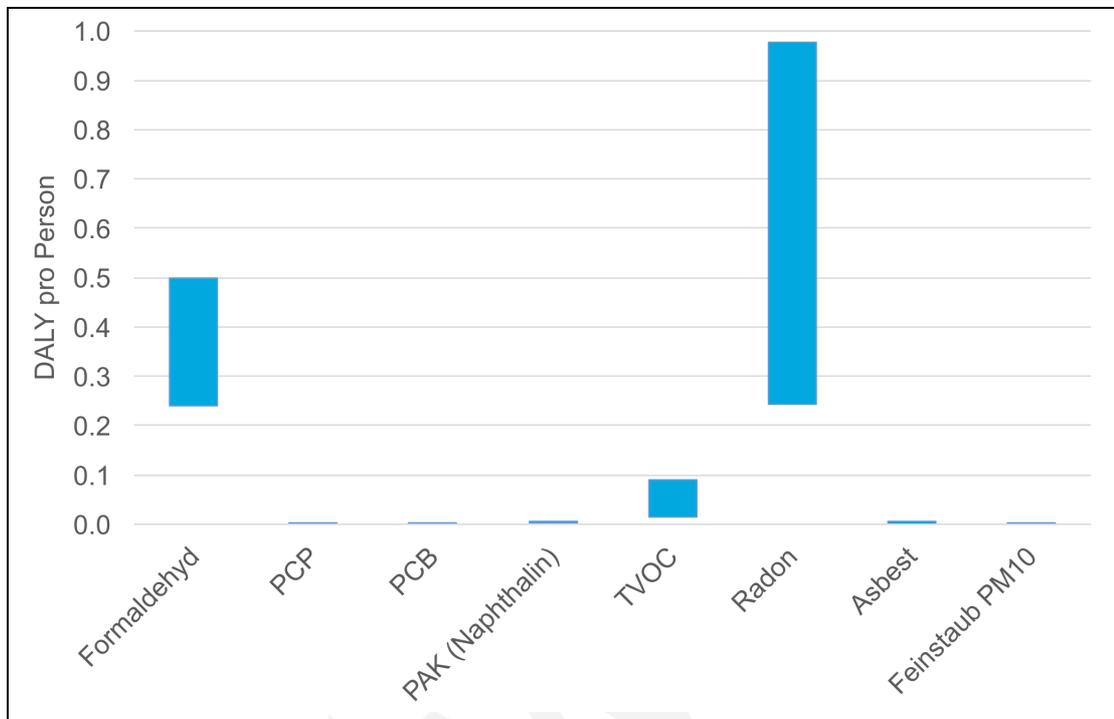
Die Betrachtung erfolgte getrennt nach Schadstoffgruppen. Die Einschätzung der kombinierten Wirkung mehrerer Schadstoffe stellt ein methodisch ungelöstes Problem dar und kann deshalb auch nicht vorgenommen werden. Durch die Einwirkung mehrerer Schadstoffe ist eine einfache additive Wirkung denkbar. In diesem Fall könnten die DALY mehrerer Schadstoffe summiert werden, um eine Einschätzung der kombinierten Wirkung zu erhalten. Denkbar sind jedoch auch Kombinationswirkungen, die sich gegenseitig verstärken oder abschwächen. Im Rahmen der vorliegenden Studie konnten keine Untersuchungen über mögliche Kombinationswirkungen angestellt werden. Für einige Luftschadstoffe existieren Untersuchungen ihrer Kombinationswirkung, z.B. fasst (Bender et al., 2001) einige davon zusammen.

### 5.2 Vergleichende Quantifizierung der Gesundheitswirkungen

---

Die Bewertung der Gesundheitswirkung der untersuchten Schadstoffe basiert auf der Annahme einer lebenslangen Exposition bei Konzentrationen die den jeweiligen Richt- oder Grenzwerten der Schadstoffe in der Innenraumluft entsprechen (siehe Tabelle 1). Für alle untersuchten Schadstoffe inklusive der VOC-Einzelverbindungen ist die Gesundheitswirkung unter diesen Bedingungen gering. Alle Resultate liegen in einem Bereich unter einem DALY pro Person (siehe Abbildung 8). Ein Mensch mit durchschnittlicher Gesundheit kann also erwarten, dass seine Lebensdauer um weniger als ein behinderungs bereinigtes Jahr beeinträchtigt wird, wenn er in seiner Wohnung einem der gewählten Luftschadstoffe mit einer Konzentration am Grenzwert

ausgesetzt ist. Wo mehrere Richt- oder Grenzwerte für einen Schadstoff vorliegen, zeigt die Abbildung 8 die Spannweite der resultierenden DALY pro Person als blaue Balken.



**Abbildung 8: Von Grenzwerten abgeleitete Gesundheitswirkungen von Schadstoffen**

Für Formaldehyd, PCP, PCB, Radon und Asbest wurden mehrere Richt- und Grenzwerte unterschiedlicher Grösse identifiziert, welche die Bevölkerung bei ständiger Exposition vor Gesundheitsschäden schützen sollen. Nur für Radon und Formaldehyd ist die Bandbreite zwischen dem höchsten und dem tiefsten Grenz- oder Richtwert in der Abbildung 8 sichtbar. Auch unter Anwendung des weniger strengen Grenzwerts liegen die erwarteten Gesundheitsfolgen für Radon knapp unter 1 DALY und für Formaldehyd knapp unter 0.5 DALY. Die Gesundheitsfolgen von Asbest, PCB und PCP berechnen sich zu jeweils weniger als  $10^{-2}$  DALY/Pers. beim weniger strengen Richtwert. Die absoluten Differenzen zwischen den beiden verwendeten Richtwerten sind dadurch ebenfalls sehr gering. Damit in der Abbildung überhaupt ein Balken sichtbar bleibt, beträgt die Balkenhöhe mindestens  $10^{-3}$  DALY/Pers. Für alle Schadstoffe mit mehreren Richt- oder Grenzwerte gilt methodenbedingt, dass die jeweiligen Gesundheitswirkungen in DALY linear von der Höhe der entsprechenden Richt- oder Grenzwerte abhängen.

Für den Summenparameter TVOC liegt nur ein Richtwert zur Beurteilung der Gesundheitswirkung vor. Da die Mischung aller VOC, welche sich zum TVOC addieren unterschiedlich zusammengesetzt sein kann, wurde für die Grafik die berechnete Gesundheitswirkung des angenommenen VOC-Gemisches als Untergrenze und die Gesundheitswirkung der Extrembetrachtung mit Ethylbenzol (Kapitel 4.2.5) als Obergrenze verwendet.

Für PAK und Feinstaub liegt jeweils nur ein Wert für die Gesundheitswirkung vor. In der Abbildung 8 wird die Grösse der berechneten Gesundheitswirkungen mit horizontalen Balken angegeben. Die Breite dieser Balken beträgt in der Abbildung  $10^{-3}$  DALY/Pers. Korrekterweise müsste sie natürlich null betragen, was graphisch nicht darstellbar wäre.

### 5.3 Gesundheitswirkungen von Einzel-VOC

Der Vergleich des Schadpotentials von VOC-Einzelverbindungen, die mit einer Konzentration entsprechend dem Richtwert 1 vom UBA in der Raumluft vorhanden sind, zeigt sehr geringe Abweichungen (siehe Abbildung 9). Die Resultate liegen alle unter 0.02 DALY pro Person. Das Schadpotential von Ethylbenzol beim Richtwert 1 ist etwa gleich gross wie jenes des angenommenen Stoffgemischs am TVOC-Grenzwert gemäss Standard Minergie-Eco. Alle anderen UBA-Richtwerte für VOC-Einzelverbindungen ergeben noch geringere Schadpotentiale, die im Bereich von ein paar Tausendstel DALY pro Person liegen. Die Richtwerte I können als uneingeschränkt geeignet zum Schutz auch empfindlicher Personen eingeschätzt werden, wie es auch der Anspruch bei deren Festlegung ist.

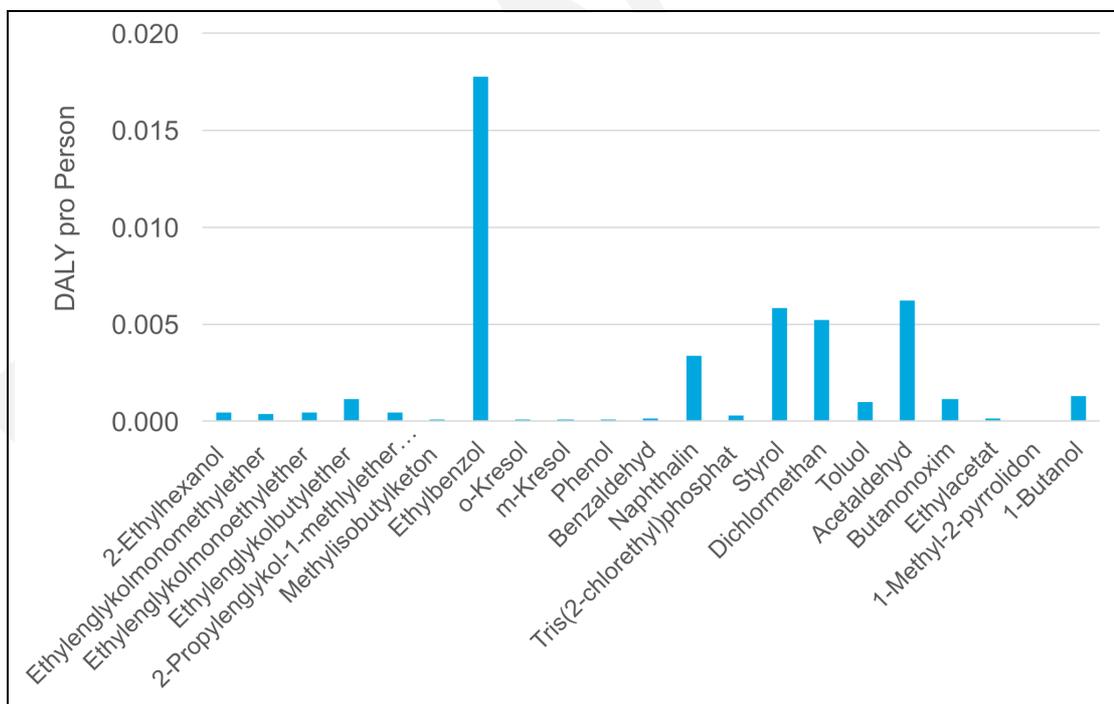


Abbildung 9: Von UBA-Richtwerten für VOC abgeleitete Gesundheitswirkungen

## 5.4 Unsicherheiten in den Gesundheitswirkungen

---

Für alle Schadstoffe ist zu beachten, dass die Bilanzierung der Gesundheitswirkung in DALY bei bestimmten Grenzwerten auf zahlreichen Modellannahmen beruht. Die Ermittlung von auftretenden Krankheitsfällen bei einer bestimmten Schadstoffbelastung ist auf statistische Auswertungen epidemiologischer Studien oder Extrapolationen aus Tierversuchen angewiesen. Beide Verfahren sind mit schwer quantifizierbaren Unsicherheiten behaftet. Bekannte Krankheiten treten oft im professionellen Umfeld bei wesentlich höheren Schadstoffkonzentrationen auf als hier interessieren. Viele Studien, wie auch unsere, gehen von einem linearen Zusammenhang zwischen Dosis und Wirkung aus. Die Festlegung eines Grenzwerts erfolgt nach demselben Prinzip oft durch Extrapolation aus arbeitsmedizinischen Daten und nimmt implizit ebenfalls eine konstante Dosis-Wirkungsbeziehung an. Auch diese Beziehung ist für alle betrachteten Schadstoffe nicht gesichert, insbesondere, da die wesentlichen Gesundheitsfolgen von chronischen Effekten verursacht werden. Insgesamt sind die Unsicherheiten als gross im Vergleich zu den berechneten Wirkungen anzusehen. Sie dürften in derselben Grössenordnung wie die Ergebnisse liegen.

Bekanntlich variiert die individuelle Lebensdauer um mehrere Jahrzehnte. Auch ist die mittlere Lebenserwartung von derzeit 82.7 Jahren in kurzer Zeit stark gestiegen. Daraus kann für alle untersuchten Grenzwerte geschlossen werden, dass eine Einschränkung der Lebensdauer von weniger als einem Jahr in der natürlichen Unsicherheit bezüglich der persönlichen Lebenserwartung vollständig untergeht.

## 5.5 Empfehlung

---

Eine Bewertung des Schadpotentials der untersuchten Richt- und Grenzwerte für Innenraumluftschadstoffe mit DALY zeigt, dass auch bei einer lebenslangen Exposition kaum mit Gesundheitsschäden zu rechnen ist. Die Richt- und Grenzwerte die u.a. vom Standard Minergie-ECO und vom Bundesamt für Gesundheit empfohlen werden, erfüllen demzufolge ihre Funktion, die Gesundheit von Menschen im Innenraum zu schützen.

Ein Vergleich der Ergebnisse untereinander zeigt, dass die tiefste berechnete Gesundheitswirkung für PCB mit dem Grenzwert des BAG für Daueraufenthalt resultiert. Die höchste berechnete Gesundheitswirkung ergibt sich für Radon am Grenzwert der Strahlenschutzverordnung. Das Verhältnis der Gesundheitswirkungen zwischen diesen Extremwerten beträgt mehr als ein Faktor 9000! Aufgrund der Unsicherheiten der Modellierung und der geringen absoluten Abweichungen zwischen den Ergebnissen wäre es jedoch falsch, daraus den Schluss zu ziehen, dass man die Richt- und Grenzwerte für die Schadstoffe VOC, PCB, PCP, PAK, Asbestfasern und Feinstaub ohne Folgen für die Gesundheit erhöhen könnte, respektive dass man die Grenzwerte für Formaldehyd und Radon verschärfen müsste. Basierend auf den vorgenommenen Untersuchungen und Feststellungen können also keine Anpassungen oder ein Abgleich der Grenz- und Richtwerte untereinander empfohlen werden.

Vorsicht ist geboten beim Vergleich zwischen den DALY aus der Nutzungsphase und der DALY aus der Produktion. Bei der Verwendung von Ökobilanzdaten aus Datenbanken ist zunächst sicherzustellen, dass die Emissionen am Arbeitsplatz überhaupt in den Ökobilanzdaten erfasst wurden. Die absoluten Werte der DALY über die Lebensdauer der Produkte darf nicht ausser Acht gelassen werden. Wie schon der Vergleich zwischen den Schadstoffen in der vorliegenden Arbeit zeigt, können sehr grosse relative Abweichungen bei sehr geringen Absolutwerten zu einer Überschätzung der Relevanz der Unterschiede führen. Zu guter Letzt ermöglicht eine Bewertung der Ökobilanzdaten mit DALY nur die Erfassung von Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und keine Gesamtbetrachtung ökologischer Auswirkungen, wie dies zum Beispiel die Methode der ökologischen Knappheit anstrebt.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Bewertung von Schadstoffkonzentrationen im Innenraum mittels DALY über die gewählten vier Methoden zu robusten Ergebnissen führen. Die absoluten Werte in DALY sind plausibel für Grenz- und Richtwerte, welche so festgelegt wurden, dass sie die menschliche Gesundheit schützen sollen. Die Bewertung von Schadstoffemissionen aus Bauprodukten oder Luftkonzentrationen von Schadstoffen im Innenraum kann mit der verwendeten Methode vorgenommen werden. Sie eignet sich zum Vergleich der Emissionen unterschiedlicher Baustoffe bezüglich ihrer gesundheitlichen Wirkung.

## 6 Literaturverzeichnis

- AGÖF (Hrsg.) (28. November 2013) *AGÖF-Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen in der Raumluft*. Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Forschungsinstitute e.V.
- BAFU (Hrsg.) (2015) *Feinstaub*. Abgerufen von <http://www.bafu.admin.ch/luft/00575/00578/index.html?lang=de>
- BAG (Hrsg.) (2005) *Broschüre Asbest im Haus*. Bundesamt für Gesundheit.
- BAG (Hrsg.) (April 2008) *Feinstaub in der Innenraumluft*. Bundesamt für Gesundheit, Bern.
- BAG (Hrsg.) (2013) *Factsheet PAK*. Bundesamt für Gesundheit.
- BAG (Hrsg.) (2016) *Formaldehyd in der Innenraumluft*. Bundesamt für Gesundheit. Abgerufen von <http://www.bag.admin.ch/themen/chemikalien/00228/05381/>
- J. Bahk, Y. Choi, S. Lim & D. Paek (1. Juni 2013) *Why some, but not all, countries have banned asbestos*. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 19(2), 127–135. doi:10.1179/2049396712Y.0000000011
- J. Bender & H. J. Weigel (2001) *Wirkungen kombinierter Expositionen*. In R. Guderian (Hrsg.), *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie* (Bd. 2A: Terrestrische Ökosysteme). Berlin Heidelberg: Springer.
- BfS (Hrsg.) (2016) *Bevölkerungsbewegung*. Bundesamt für Statistik.
- Bundesgesundheitsamt (Hrsg.) (1997) *Richtwerte für die Innenraumluft: Pentachlorphenol*. UBA. Abgerufen von <https://www.umweltbundesamt.de/search/content/pcp?keys=PCP>
- Bundesrat (1994) *Strahlenschutzverordnung, StSV 814.501*.
- Bundesrat *Luftreinhalte-Verordnung (LRV)*, LRV (2016).
- R. Ganz (2005) *Holzschutzmittel können das Raumklima belasten*. *Schweizer Gemeinde*, 05(4).
- M. Goedkoop, R. Heijungs, M. Huijbregts, A. De Schryver, J. Struijs & R. van Zelm (Mai 2013) *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. *Ruimte en Milieu*, Ministerie van Volksuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- S. Graf, K. Boubaker, P. Helbling & Raeber (2009) *Legionellen und Legionellose*. BAG.
- S. Hellweg, E. Demou, R. Bruzzi, M. Huijbregts & T. McKone (2009) *Integrating Human Indoor Air Pollutant Exposure within Life Cycle Impact Assessment*. *Environmental Science & Technology*, 43(No. 6).
- M. Huijbregts, L. J. A. Rombouts, A. M. H. Ragas & D. van de Meent (2005) *Human-Toxicological Effect and Damage Factors of Carcinogenic and Noncarcinogenic Chemicals for Life Cycle Impact Assessment*. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Volume 1(Number 3), pp. 181–244.
- ISO (Hrsg.) (2007) *Innenraumluftverunreinigungen - Teil 5: Probenahmestrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC) (ISO 16000-5:2007), Deutsche Fassung EN ISO 16000-5:2007*. DIN EN ISO.
- U. Kasser, D. Savi & M. Klingler (Juli 2015) *Ökobilanzierung der Nutzungsphase von*

- Baustoffen - Schlussbericht*. Zürich: Fachstelle nachhaltiges Bauen, Stadt Zürich - Baudirektion, Kanton Zürich - Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern.
- R. A. Lea (1. Januar 1993) *World Development Report 1993: 'Investing in Health'*. Forum for Development Studies, 20(1), 114–117. doi:10.1080/08039410.1993.9665939
- A. Meijer (2007) *Human Health Damages Due To Indoor Sources Of Radon In Life Cycle Assessement Of Dwellings*. Proceedings: Building Simulation 2007.
- Minergie-Eco (Hrsg.) (2016a) *Vorgabenkatalog und Umsetzungsanweisungen für Modernisierungen, Version 1.3*.
- Minergie-Eco (Hrsg.) (2016b) *Vorgabenkatalog und Umsetzungshinweise für Neubauten, Version 1.3*.
- C. J. Murray (1994) *Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years*. Bulletin of the World Health Organization, 72(3), 429–445. Abgerufen von <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2486718/>
- H. Rühle, G. Kanisch, K. Vogl, H. Keller, F. Bruchertseifer, U.-K. Schkade & H. Wershofen (2009) *Glossar zu den Messanleitungen für die Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt und externer Strahlung*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Abgerufen von [http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/strlsch\\_messungen\\_glossar.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/bmu-import/files/pdfs/allgemein/application/pdf/strlsch_messungen_glossar.pdf)
- B. Seifert (2005) *Leitfaden zur Vorbeugung, Untersuchung, Bewertung und Sanierung von Schimmelpilzwachstum in Innenräumen*. UBA.
- suvapro (Hrsg.) (2016) *Grenzwerte am Arbeitsplatz 2016*. Luzern: Suva Gesundheitsschutz.
- UBA (Hrsg.) (2015) *Tabelle Richtwerte I und II*. Ausschuss für Innenraumrichtwerte, Umweltbundesamt.
- USEtox Team (2015) *USEtox*. Abgerufen 20. März 2015, von <http://www.usetox.org>
- R. van Zelm, M. A. J. Huijbregts, H. A. den Hollander, H. A. van Jaarsveld, F. J. Sauter, J. Struijs, ... D. van de Meent (Januar 2008) *European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment*. Atmospheric Environment, 42(3), 441–453. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.072
- Verein eco-bau (Hrsg.) (27. März 2013) *eco-bau Empfehlungen: Gesundheitsgefährdende Stoffe in bestehenden Gebäuden und bei Gebäudesanierungen*. Geschäftsstelle eco-bau, Röntgenstrasse 44, 8005 Zürich.
- R. Waeber & B. Brüscheweiler (2002) *Richtwert für PCB in der Innenraumluft*. (BAG, Hrsg.). Bundesamt für Gesundheit.
- WHO (2000) *Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition*. Kopenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe.
- WHO (Hrsg.) (2009) *Global Health Risks: mortality and burden of disease attributable to selected major risks*. Genf: World Health Organization.
- WHO (Hrsg.) (2013) *The Human and Financial Burden of Asbestos in the WHO European Region*. Kopenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- WHO (Hrsg.) (Juni 2016) *Legionellosis, Fact sheet*. World Health Organization. Abgerufen von <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs285/en/>