

Entwicklung einer Methode zur Analyse und Vergleichbarkeit der individuellen Nutzergefährdung durch lokale gesund- heitsschädliche Einflüsse aus Umweltexpositionen

Daniel Raphael Herzog

Vollständiger Abdruck der von der TUM School of Engineering and Design der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitz: Prof. Dr. Daniel Straub

Prüfende der Dissertation:

1. Prof. Dr.-Ing. Klaus Sedlbauer
2. Prof. Dr.-Ing. Winfried Heusler
3. Prof. Thomas Auer

Die Dissertation wurde am 20.12.2023 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die TUM School of Engineering and Design am 27.03.2024 angenommen.

Gleichberechtigung ist wichtig:

Zur Verbesserung der Lesbarkeit wird auf die gleichzeitige Verwendung der Sprachformen männlich, weiblich und divers (m/w/d) verzichtet. Alle Personenbezeichnungen gelten, falls nicht explizit unterschieden, gleichermaßen für alle Geschlechter. Die statistischen Daten lagen nicht separat für das Geschlechtsmerkmal divers vor und konnten aus diesem Grund nicht gesondert ausgewertet werden.

Danksagung

Die Ausfertigung dieser Arbeit war nur durch die Unterstützung vieler Personen möglich. Diesen möchte ich an dieser Stelle herzlichst danken.

Zu Beginn geht mein Dank an meinen Betreuer Prof. Dr.-Ing. Klaus Sedlbauer für das Vertrauen und die gewährten Freiheiten, die ich über die gesamte Zeit erfahren habe. Durch die gemeinsamen inhaltlichen und methodischen Diskussionen verschwand so manches Fragezeichen.

Ebenfalls ein herzliches Dankeschön möchte ich an Herrn Prof. Auer und Herrn Prof. Dr.-Ing. Heusler, nicht nur für ihre Bereitschaft zur Prüfung dieser Arbeit, sondern auch für die Gespräche und Diskussionen im Bearbeitungsprozess richten.

Für die Unterstützung, dass diese Arbeit auch zu Ende gebracht wird, die Hilfe bei der Motivation, der Entwirrung meiner Gedankengänge und der Strukturierung gebührt mein Dank meinem Mentor, Herrn Dr. Reinhard Joas. Auch über diese Arbeit hinaus, möchte ich mich an dieser Stelle bei Ihm und Frau Dr. Anke Joas für alle Unterstützung bedanken.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinen Eltern Ingeborg und Rupert Herzog sowie bei meiner Schwester Christiane Herzog bedanken. Jeder von ihnen hat einen erheblichen Teil dazu beigetragen, dass ich diesen Weg überhaupt anfangen konnte zu gehen. Sie haben mich mit allen Mitteln unterstützt und mir trotz meiner andauernden familiären Abwesenheit immer den Rückhalt gegeben, den ich benötigte.

Ein weiterer großer Dank gebührt Anica Mayer für das „wieder auf die Beine stellen“ nach so manchem Wutausbruch, als ich diese Arbeit schon abhaken wollte. Die Bereitschaft immer mit einem offenen Ohr für mich da zu sein, ihre Geduld, wenn mein Geduldsfaden gerissen war, sowie die Ausdauer und Freude, mit mir gemeinsam diesen und weitere Wege zu gehen.

Für die langjährige Begleitung und Unterstützung gebührt mein besonderer Dank Adrian Joas.

Des Weiteren gilt mein Dank meinen ehemaligen Arbeitskollegen und guten Freunden, Alexander Peikos, Simon Schmidt und Elisabeth Fassbender, für all das Lachen, die guten Diskussionen, den Spaß, die Hilfe bei Motivationslöchern, sowie den guten Kaffee, der so manchen Stress vergessen ließ.

Ebenso möchte ich mich bei meinen Kolleginnen und Kollegen an der TUM für die gemeinsame Zusammenarbeit bedanken. Ein besonderer Dank gebührt dabei Sylvia Goletz, Stefanie Gocht, Roland Göttig, Serena Keller, Sarah Ficker, Johannes Tegeler, Korbinian Schwab sowie Sebastian Schrönghammer. Ferner gilt mein Dank auch meinen neuen Kollegen und Freunden, Thomas Cohrs, Norbert und Susanne Blankenhagen für das Vertrauen in die Zukunft.

Darüber hinaus gebührt meinen Freunden ein großer Dank für Ihre Unterstützung. Ihr habt immer und zeitlich maximal flexibel für die notwendige Zerstreung und Ablenkung gesorgt, wenn mein Gehirn rauchte, und habt mir meine Abwesenheit oder spontane Absagen nicht verübelt. Im Besonderen zu nennen seid ihr alle!

Ein weiteres herzliches Dankeschön für seine Unterstützung gebührt Hermann Benning.

Ich danke allen Freunden, Helfern und Unterstützern, die hier nicht namentlich erwähnt wurden, für das Interesse, Verständnis, die Geduld und die lieben Worte, die ihr mir geschenkt habt.

Vielen Dank euch allen für die vielen unterschiedlichen Beiträge.

Daniel Herzog, Dezember 2023

*Im Grunde sind es doch die Verbindungen mit Menschen,
die dem Leben seinen Sinn geben.
- Wilhelm von Humboldt -*

Zusammenfassung

Die Dissertation setzt sich mit der Fragestellung der Vergleichbarkeit von Gesundheitseinwirkungen an der lokalen Adresse von Personen auseinander und adressiert dabei ebenfalls die Fragestellung des gesetzlichen und gesellschaftlichen Akzeptanzniveaus unterschiedlicher Schadensexpositionen. Vor dem Hintergrund des Grundsatzes der Gleichheit und der gesundheitlichen Unversehrtheit eines jeden Menschen kann mittels der in dieser Arbeit neu entwickelten Forschungsmethode die Gesundheitsauswirkung von urbanen Expositionen auf den Menschen quantifiziert und verglichen werden. Durch die Beantwortung der Forschungsfrage soll das Bewusstsein vor allem für indirekte gesundheitliche Ein- sowie Auswirkungen auf Menschen geschärft werden.

Der entwickelte Forschungsansatz folgt einer zugrunde liegenden Gliederung aus Datenerhebung, Analyse und Bewertung und setzt sich dabei aus den vier Wissenschaftsdisziplinen, Ingenieurwissenschaften, Medizin, Mathematik sowie Sozialwissenschaften, zusammen. Durch diesen interdisziplinären Charakter der Arbeit konnten die Schnittstellen zwischen den Disziplinen analysiert und im Weiteren durch eine ganzheitliche Betrachtung Verknüpfungen hergestellt werden. Aufbauend auf den grundlegenden Regelungen und Schutzziele im Bauwesen in Bezug auf den Gesundheitsschutz von Personen sowie den Stand der Forschung des Themenfelds des individuellen Risikos, erfolgt die Determinierung des akzeptierten gesellschaftlichen sowie gesetzlichen Grenzniveaus.

Bei der Datenerhebung konnte zur exemplarischen Anwendung der drei Einwirkungen Brand (Rauch, Feuer & Flamme), Verkehrslärm sowie Stickstoffdioxid auf die Rohdaten des Statistischen Bundesamtes in Deutschland zurückgegriffen werden. Die Analyse fand durch die Kombination der Datensätze der Bevölkerungszusammensetzung und der Todesursachenstatistiken statt. Die Quantifizierung der Sterblichkeitsrate für Brandtote als direkte Einwirkung fand mittels Vollerhebung statt. Die Bestimmung der indirekten Einwirkungen, die in induzierten Krankheitsbildern und Ablebensfällen resultieren, ermöglichte die Weiterentwicklung des Berechnungsansatzes des auf die Bevölkerung entfallenen Anteils (populated attributed fraction | PAF). Durch die Transformation auf eine einheitliche Ausgabeneinheit ist eine direkte Vergleichbarkeit gegeben.

Auf Grundlage der Literatur weisen die Ergebnisse der Arbeit für das Risiko gegenüber Rauch, Feuer und Flamme an der Wohnadresse in Deutschland einen hypothetischen gesetzlich akzeptierten Grenzwert von 1,0 Toten pro 100.000 Einwohnern pro Schadereignis aus. Das tatsächliche Risikoniveau liegt im Bevölkerungsdurchschnitt bei 0,4 Toten pro 100.000 Einwohner im 5-Jahres Mittelwert von 2015 – 2020. Als Einflussfaktoren konnten unter anderem das Alter, das Geschlecht und der Beziehungsstatus identifiziert und ausgewertet werden.

Neben dieser Exposition identifiziert die Arbeit ein gesetzlich akzeptiertes Grenzniveau für verkehrslärminduzierte Todesfälle durch Herzinfarkt in Höhe von 6,9 Toten pro 100.000 exponierten Einwohner pro Jahr. Das allgemeine Gesundheitsrisiko kann näherungsweise als Mittelwert der drei größten Städte Deutschlands (Berlin, Hamburg & München) zu 1,6 Tote pro 100.000 Einwohner quantifiziert werden. Als dritte exemplarische urbane Exposition führt die Arbeit Stickstoffdioxid (NO₂) als Gesundheitsbelastung auf. Die gesetzlichen Grenzwerte resultieren in einem gesetzlich akzeptierten Grenzniveau von 6,3 Toten pro 100.000 Einwohner. Als gesellschaftlich akzeptiertes Risikoniveau konnten 1,2 Tote pro 100.000 Einwohner beziffert werden.

Das Ergebnis des Vergleichs der Expositionen zeigt eindeutig die unterschiedlichen Niveaus der resultierenden gesetzlichen Grenzwerte, die aus den vorgegebenen Mindestanforderungen der Gesetzestexte hervorgehen. Dabei stellt sich heraus, dass die gesetzlichen Vorgaben des Brandschutzes gegenüber dem Lärmschutz sowie dem Schutz der Atemluft in deutlich weniger Todesfällen resultiert. Die gegebenen Mindeststandards im Lärmschutz sowie gegen Luftverschmutzung sind demnach nicht ausreichend, um ein einheitliches Schutzniveau zu erreichen.

Die Forschungsmethode bietet individuellen Personen die Möglichkeit, ihre lokale Gesundheitsbelastung durch ihre Wohnumgebung zu bestimmen und ggf. spezifische Gegenmaßnahmen vorzunehmen. Darüber hinaus bietet die Methode Städteplanern und politischen Entscheidungsträgern die erstmalige Option zur ganzheitlichen Prognose der Gesundheitsauswirkungen von baulichen Maßnahmen und Gesetzesänderungen.

Abstract

This dissertation addresses the comparability of health effects at the local address of individuals and simultaneously addresses the subject of the legal and social acceptance levels of different health exposures. Against the principle of equality and the health integrity of every human being, the health impact of urban exposures on humans can be quantified and compared using the research method newly developed in this thesis. By answering the research question, it is hoped that awareness of indirect health inputs and impacts on humans will be raised.

The developed research approach follows an underlying structure of data collection, analysis, and evaluation and comprises the four scientific disciplines: engineering, medicine, mathematics, and social sciences. This interdisciplinary character of the work made it possible to analyze the interfaces between the disciplines and, in the further course, to establish links through a holistic view. Based on the basic regulations and protection goals in the building industry concerning the health protection of persons and the state of research on individual risk, the determination of the accepted social as well as legal limit risk takes place.

For the data collection, the raw data of the Federal Statistical Office in Germany could be used for the exemplary application of the three impacts: fire (smoke, fire & flame), traffic noise, and nitrogen dioxide. The analysis took place by combining the data sets of population composition and cause of death statistics. The quantification of the mortality rate for fire deaths as a direct impact took place using a complete survey. Determination of the indirect effects resulting in induced morbidities and deaths allowed further development of the populated attributed fraction calculation approach. The transformation to a uniform unit of output provides direct comparability.

Based on the literature, the results of the work show a hypothetical legally accepted limit value of 1.0 deaths per 100,000 inhabitants per damaging event for the risk of smoke, fire, and flame at the residential address in Germany. The actual risk level is 0.4 deaths per 100,000 inhabitants in the population average in the 5-year mean from 2015 - 2020. Among others, age, gender, and relationship status could be identified and evaluated as influencing factors.

In addition to this exposure, the work identifies a legally accepted marginal risk for traffic noise-induced deaths from myocardial infarction of 6.9 deaths per 100,000 exposed population per year. The general health risk can be approximately quantified as an average of the three largest cities in Germany (Berlin, Hamburg & Munich) at 1.6 deaths per 100,000 inhabitants. As a third exemplary urban exposure, the paper lists nitrogen dioxide (NO₂) as a health burden. The legal limits result in a legally accepted marginal risk of 6.3 deaths per 100,000 inhabitants. As a socially accepted risk level, 1.2 deaths per 100,000 inhabitants was quantified.

The comparison of the exposures clearly shows the different levels of the resulting legal limits, which result from the specified minimum requirements of the legal texts. It turns out that the legal requirements of fire protection, compared to noise protection as well as protection of respiratory air, result in significantly lower fatalities. The given minimum standards in noise protection as well as against air pollution are therefore not sufficient to achieve a uniform level of protection.

The research method offers individual persons the possibility to determine their local health burden caused by their living environment and to take specific countermeasures, if necessary. Furthermore, the method provides urban planners and policymakers the first option to holistically predict the health impacts of building measures and legislative changes.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis		VI
Tabellenverzeichnis		X
1	Einleitung	1
1.1	Motivation	1
1.2	Forschungsfrage	3
1.3	Vorgehensweise und Struktur der Arbeit	3
2	Stand des Wissens	6
2.1	Grundlagen Gefahr, Risiko und Grenzzisiko	6
2.2	Umweltexpositionen	10
2.2.1	Schutzanforderungen	10
2.2.2	Unterscheidung zeitab- und zeitunabhängiger Umweltrisiken	11
2.2.3	Vergleichbarkeit von Risiken aus Umweltexpositionen	12
2.3	Bewertung Stand des Wissens	15
3	Entwickelte Methode	17
3.1	Zielsetzung	17
3.2	Aufbau der Methode	17
3.3	Abgrenzung des Themas	20
4	Entwicklung des Begriffs Grenzzisiko im Bauwesen	23
4.1.1	Sicherheit	23
4.1.2	Gebrauchstauglichkeit	25
4.1.3	Wirtschaftlichkeit	26
4.1.4	Modellierung des Grenzbereichs von (Wohn-) Gebäuden	27
5	Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme	33
5.1	Definition der Todesfolge durch Rauch, Feuer und Flamme	34
5.1.1	Begriffsdefinition Brandtoter	34
5.1.2	Gesundheitliche Einwirkungen	34
5.1.3	ICD-10 Kategorisierung Rauch, Feuer und Flamme	35
5.1.4	Auffindungsort nach ICD-10	36
5.1.5	Abgrenzung zu anderen Todesursachen nach ICD-10	36

5.2	Forschungsfrage und methodisches Vorgehen bezüglich der Exposition Rauch, Feuer und Flamme	37
5.2.1	Forschungsfrage und Hypothesen	37
5.2.2	Methodisches Vorgehen Exposition Rauch, Feuer und Flamme	37
5.3	Stand des Wissens Brandrisikofaktoren	38
5.3.1	Einfluss Hauptexpositionsort	39
5.3.2	Einfluss Tabakkonsum	40
5.3.3	Einfluss Alkoholkonsum	41
5.3.4	Einfluss sonstiger Rauchmittel/ Drogen	42
5.3.5	Einfluss Alter	42
5.3.6	Einfluss Kinder	43
5.3.7	Einfluss Geschlecht	45
5.3.8	Einfluss Beziehungsstatus	46
5.3.9	Einfluss Einkommen/ Arbeitsverhältnis	46
5.3.10	Einfluss Bildungsniveau	47
5.3.11	Einfluss Gebäude	48
5.3.12	Einfluss Rauchwarnmelder	48
5.3.13	Einfluss Monat/ Tag/ Uhrzeit	49
5.3.14	Einfluss Brandursache	50
5.3.15	Methoden zur Risikobewertung	51
5.4	Entwicklung Risikofaktorenmodell	52
5.4.1	Einflussfaktoren	53
5.4.2	Risikofaktorenmodell	53
5.4.3	Evaluierung und Bewertung des Risikofaktorenmodells	54
5.4.4	Erweiterungen des Modells:	58
5.5	Gesetzliche Schutzziele im Brandschutz	61
5.5.1	Historische Entstehung der Schutzziele am Beispiel Deutschlands	61
5.5.2	Akzeptiertes Schutzniveau im Brandschutz	63
5.6	Datenerhebung Exposition Rauch, Feuer und Flamme	64
5.6.1	Datenerhebung	64
5.6.2	Methodisches Vorgehen der Datenanalyse	65
5.6.3	Limitation der Datenlage	67
5.7	Datenanalyse Brandtote Deutschland 2005 – 2020	68
5.7.1	Anzahl der Brandtoten pro Jahr	68
5.7.2	Expositionsort von Brandtoten	70
5.7.3	Geschlecht von Brandtoten	71
5.7.4	Altersverteilung von Brandtoten	73
5.7.5	Familienstand von Brandtoten	75
5.7.6	Zusammenfassung der Brandtotenanalyse in Deutschland	81

5.8	Ausblick Brandtodenanalyse	81
5.8.1	Brandtote nach Bundesland 2005 – 2019	82
5.8.2	Internationaler Vergleich von Brandtoten	84
5.9	Grenzrisiko von Brandtoten in Deutschland	85
5.9.1	Gesamtrisiko für Brandtote in Deutschland	85
5.9.2	Ort	85
5.9.3	Geschlecht des Brandopfers	85
5.9.4	Altersverteilung von Brandtoten	86
5.9.5	Familienstatus von Brandtoten	86
5.10	Diskussion der Ergebnisse der Exposition Rauch, Feuer und Flamme	88
5.11	Fazit und Ausblick Exposition Rauch, Feuer und Flamme	93
6	Exposition gegenüber Lärm	97
6.1	Definition Lärmtote	97
6.1.1	Wirkungsmechanismus Lärm – Gesundheit	98
6.1.2	Urbane Lärmexpositionen	99
6.1.3	ICD-10 Kategorisierung	99
6.2	Forschungsfrage und methodisches Vorgehen Verkehrslärmexposition	99
6.3	Stand des Wissens Risiko von Verkehrslärmexpositionen	100
6.3.1	Expositions-Wirkungsbeziehung Lärm - Ischämische Herzkrankheiten	100
6.3.2	Durch Lärmexposition betroffene Bevölkerung	102
6.3.3	Gesetzliche Schutzziele und Standards bei Straßenverkehrslärm in Deutschland	105
6.3.4	Gesetzlich akzeptiertes Grenzrisiko bei Verkehrslärmexposition	106
6.4	Datenanalyse Gesundheitsrisiko durch die Exposition gegenüber Verkehrslärm	107
6.4.1	Methode zur Kalkulation des individuellen Risikos für Verkehrslärmexpositionen an spezifischer Adresse	107
6.4.2	Berechnungsmethode des gesellschaftlich akzeptierten Grenzrisikos	109
6.4.3	Limitation der Analyseergebnisse Verkehrslärmexposition	109
6.4.4	Datenanalyse verkehrslärminduzierter Sterbewahrscheinlichkeit durch IHD	109
6.4.5	Berechnung des gesellschaftlich akzeptierten Grenzrisikos für Verkehrslärm	112
6.5	Diskussion der Ergebnisse der Verkehrslärmexposition	114
6.6	Fazit und Ausblick Exposition Lärm	116
7	Exposition gegenüber Luftschadstoffen	119
7.1	Definition Tote durch Luftverschmutzung	120
7.1.1	Urbane Luftschadstoffexposition	120
7.1.2	Wirkungsmechanismus	121
7.1.3	ICD-10 Kategorie	121

7.2	Forschungsfrage Exposition Luftschadstoffe	122
7.3	Stand des Wissens Risiko von Luftschadstoffexpositionen	122
7.3.1	Expositions-Wirkungsfunktion Stickstoffdioxid - Lungenkrebs	123
7.3.2	Gesetzliche Grenzwerte für Luftschadstoffe	123
7.3.3	Gesetzlich akzeptiertes Grenzkrisiko für gesundheitsgefährdende NO ₂ Exposition	125
7.3.4	Weitere Einflussfaktoren	125
7.4	Datenanalyse NO ₂ induzierte Lungenkrebsmortalitätsrate	125
7.4.1	Primärdatentransformation von Messwerten NO ₂ in ppb zu µg/m ³	126
7.4.2	Datenanalyse der NO ₂ -induzierten Lungenkrebsmortalität	127
7.4.3	Quantifizierung des gesellschaftlich akzeptierten Grenzkrisikos für NO ₂ -induzierten Lungenkrebs	127
7.4.4	Anwendungsbeispiel NO ₂ -Exposition München, Landshuter Allee 2020	130
7.4.5	Limitation der Analyseergebnisse Exposition gegenüber Luftschadstoffen	130
7.5	Diskussion der Ergebnisse der Luftschadstoffexposition	131
7.6	Fazit und Ausblick Exposition Luftschadstoffe	132
8	Vergleich und Bewertung der ermittelten Risiken	135
8.1	Eingangsparameter zur exemplarischen Modellierung	135
8.2	Auswertung und Bewertung der individuellen Ergebnisse	136
8.3	Auswertung einer exemplarischen kommunalen Maßnahme	143
9	Bewertung und Beitrag der Arbeit	144
9.1	Kritische Reflexion des Forschungsansatzes	144
9.2	Kritische Reflexion der Vorgehensweise	145
9.3	Kritische Reflexion der Ergebnisse	145
9.4	Beitrag für Forschung und Industrie	148
10	Zusammenfassung und Ausblick	150
10.1	Zusammenfassung	150
10.2	Ausblick	152
	Literaturverzeichnis	155
	Anhang	168
	Anhang 1: Grundlagen Statistik in der Epidemiologie	168
	Anhang 2: Kombination Exposition Rauch, Feuer und Flamme mit Unterkategorie	171

Anhang 3: Schadereignisse mit Häufung von Brandtoten	172
Anhang 4: Literaturanalyse Stand des Wissens Brandrisiko	173
Anhang 5: Sterbewahrscheinlichkeit Exposition Feuer, Flamme und Rauch	176
Anhang 6: Sterbewahrscheinlichkeit Exposition Feuer, Flamme und Rauch nach Bundesland	184
Anhang 7: Berechnungsmodell Sterbewahrscheinlichkeit angrenzende Nutzungseinheit	190
Anhang 8: Berechnungsmodell Sterbewahrscheinlichkeit Abwehrender Brandschutz	191
Anhang 9: Berechnungsgrundlage Lärmexposition	192
Anhang 10: Werte für Risiko durch lokale Exposition Lärm in Verbindung mit Abbildung 57	193
Anhang 11: Berechnung des lokalen Verkehrslärmrisikos in Deutschland	194
Anhang 12: Verkehrslärmausbreitung in urbaner Bebauung nach DIN 18005	195
Anhang 13: Messstationen zur Verkehrsmenge in München nach BAST	196
Anhang 14: Prozentualer Anteil der Bevölkerung bezogen auf die Höhe der exponierten NO ₂ -Konzentration	197
Anhang 15: Berechnung des lokalen NO ₂ induzierten Lungenkrebsrisikos in Deutschland	198
Anhang 16: NO ₂ Messwerte 2020 der Messstationen Berlin, Hamburg, München (UBA, 2022b)	199
Anhang 17: Jahresdurchschnittswert NO ₂ Konzentration in München (oben), Berlin (Mitte) und Hamburg (unten) für das Jahr 2020. Datenquelle (UBA, 2022b)	200

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Methodischer Ablauf zur Anwendung, Nutzbarkeit und Erfolg des Forschungsansatzes	4
Abbildung 2: Inhaltlicher Aufbau der Arbeit	5
Abbildung 3: Exemplarisches Diagramm von Risiko (ri), Schadensausmaß (yi) und Häufigkeit (xi)	6
Abbildung 4: Sicherheitsniveau und Sicherheitsziel als Risikoschwellen und deren Toleranz- bzw. Akzeptanzbereich nach (HSE, 2001)	9
Abbildung 5: Zuordenbare und vermeidbare Krankheitslast nach (Ezzati, 2008)	11
Abbildung 6: Zeitabhängige Umweltexpositionen	12
Abbildung 7: Zeitunabhängige Expositionen	12
Abbildung 8: Entwickelte Methode zur Quantifizierung des lokalen urbanen Gesundheitsrisikos einer spezifischen Person	18
Abbildung 9: Schutzanforderungen an Gebäudehüllen (Knaack et al., 2014)	24
Abbildung 10: Modell des Grenzbereichs von Wohngebäuden unter Verwendung der Parameter Sicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit	28
Abbildung 11: Akzeptierter Grenzbereich des Sicherheitsparameters und Approximation der zirkulären Parametergrenzen zu einem triangulären Modell	28
Abbildung 12: Beispiele unterschiedlicher Eingruppierungen außergewöhnlicher Wohnnutzungen in das Akzeptanzschema. Bildquelle CC0	30
Abbildung 13: Grenzbereich der Gebäudeoptimierung unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit, Gebrauchstauglichkeit und Sicherheit	31
Abbildung 14: Methodisches Vorgehen zur Ermittlung des personenspezifischen Brandrisikos einer Person	38
Abbildung 15: Untersuchte Faktoren und deren Anzahl an ausgewerteten Veröffentlichungen in Bezug auf das Brandrisiko einer Person	39
Abbildung 16: Teilrisikofaktorenmodell des personenspezifischen Mortalitätsrisikos	54
Abbildung 17: Risikofaktorenmodell zur Quantifizierung des Mortalitätsrisikos durch Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flammen	59
Abbildung 18: Vergleich der Feuerwehrdichte (Berufsfeuerwehr) zwischen Ouagadougou, Burkina Faso (links) und München, Deutschland (rechts) Stand 2022 (Open-Fire-Map, 2010)	60
Abbildung 19: Akzeptiertes Grenzkrisiko Brandtote nach (Maiworm et al., 2023)	63
Abbildung 20: ALARP Kurve für Brandtote in China (F. Wang et al., 2005)	64
Abbildung 21: Zuordnung der Merkmalsträger, Merkmale, Merkmalsausprägungen, Merkmalsarten und Skalenniveaus für die Datenanalyse	66
Abbildung 22: Baumdiagramm der statistisch untersuchten Merkmale bei Brandopfern in Deutschland zwischen 2005 – 2020	68
Abbildung 23: Verteilung Brandtote absolut 2005 - 2020 mit 5-Jahres Mittelwert	69
Abbildung 24: Verteilung Brandtote pro 100.000 EW 2005 – 2020 mit 5-Jahres Mittelwerten	69

Abbildung 25: Verteilung Brandtote absolut verstorben zu Hause und extern 2005 – 2020 mit 5-Jahres Mittelwerten „zu Hause“-verstorben	70
Abbildung 26: Verteilung Brandtote pro 100.000 EW verstorben zu Hause und extern 2005 – 2020 mit 5-Jahres Mittelwerten „zu Hause“-verstorben	71
Abbildung 27: Brandtote absolut verstorben „zu Hause“ nach Geschlecht 2005 - 2020	71
Abbildung 28: Brandtote absolut verstorben „zu Hause“ je Geschlecht mit 5-Jahres Mittelwerten 2005 - 2020	72
Abbildung 29: Brandtote relativ pro 100.000 EW verstorben „zu Hause“ nach Geschlecht 2005 - 2020.....	72
Abbildung 30: Weibliche Brandtote absolut und relativ pro 100.000 EW in 5-Jahresmittelwerten 2005 - 2019	73
Abbildung 31: Männliche Brandtote absolut und relativ pro 100.000 EW in 5-Jahresmittelwerte 2005 - 2019	74
Abbildung 32: Brandtote nach Geschlecht absolut und relativ pro 100.000 EW als Mittelwert der Jahre 2015-2019	75
Abbildung 33: Brandtote nach Familienstand in Deutschland als 5-Jahresmittelwert 2005-2019.....	76
Abbildung 34: Weibliche ledige Brandtote 2005 – 2020 in Deutschland	76
Abbildung 35: Männliche Brandtote in Deutschland nach Familienstand 5-Jahresmittelwert 2005-2019.....	77
Abbildung 36: Verteilung der Brandtoten nach Geschlecht und Familienstand 2005 - 2019	78
Abbildung 37: Weibliche Brandtote nach Alter und Familienstand 2005 - 2019 in Deutschland.....	79
Abbildung 38: Männliche Brandtote nach Alter und Familienstand 2005 - 2019 in Deutschland	79
Abbildung 39: zu Hause, weibliche, ledige Brandtote nach Alter 2005 - 2019 in Deutschland und gewichteter Durchschnitt	80
Abbildung 40: zu Hause, männliche, geschiedene Brandtote nach Alter 2005 - 2019 in Deutschland.....	81
Abbildung 41: Brandtote je 100.000 Einwohner nach Bundesland als 5-Jahres Mittelwerte 2005-2019.....	82
Abbildung 42: Brandsterbewahrscheinlichkeit nach Alter je Bundesland zu 100.000 Einwohner	83
Abbildung 43: Vergleich der Brandtodeswahrscheinlichkeit bei Schutz durch Berufs- oder Freiwillige Feuerwehr in Bayern	84
Abbildung 44: Brandsterbewahrscheinlichkeit in Deutschland im Vergleich zu Kanada, Schweiz, Österreich und Großbritannien 2005 - 2019	84
Abbildung 45: Brandsterberisiko einer spezifischen Person nach den Merkmalen Expositionsort, Geschlecht, Alter und Familienstand	87
Abbildung 46: Arbeitslosenquote nach Geschlecht 2005 – 2019 und 5-Jahres Mittelwert (Zahlenwert)	89
Abbildung 47: Vergleich Arbeitslosenquote der Länder mit Brandtodesrisiko pro 100.000 EW	90
Abbildung 48: Kritischer Alkoholkonsum von Männern und Frauen in Deutschland 2005 – 2018 in der Altersgruppe 18 – 64 Jahre. Datenquelle (Seitz et al., 2019)	90

Abbildung 49: Anteil der Raucher in Deutschland nach Geschlecht in den Jahren 2000 bis 2025 ab 15 Jahren nach (WHO, 2015a)	92
Abbildung 50: Randbedingungen der Exposition Rauch, Feuer und Flamme zur Quantifizierung des individuellen lokalen Risikos.....	94
Abbildung 51: Übersicht gesundheitliche Schädigung durch Lärmexposition in Anlehnung an (Ising & Kruppa, 2004)	98
Abbildung 52: Expositions-Wirkungsfunktion von Verkehrslärmexposition und relativen Risiko für IHD nach (Cai et al., 2021; Van Kempen et al., 2018).....	101
Abbildung 53: Prozentualer Anteil der lärmexponierten Bevölkerung unter Berücksichtigung des Lärmpegels. Quelle: (EEA, 2020b)	102
Abbildung 54: Prozentuale Verteilung je Bundesland und absolut betroffene Bevölkerungszahlen. Datenquelle: (UBA, 2020a)	103
Abbildung 55: Anteil der Lärm exponierter Bevölkerung 2017 in Berlin, Hamburg und München, sowie die prozentuale Verteilung nach Pegelgruppen >55 – 60 [dB], >60 – 65 [dB], >65 – 70 [dB], >70 – 75 [dB], >75 [dB] in der Gruppe der Exponierten	104
Abbildung 56: Gesetzlich akzeptiertes relatives Risiko für den Zusammenhang von Verkehrslärmexpositionen und IHD	107
Abbildung 57: Sterblichkeitsrisiko für Verkehrslärmexposition in Deutschland in Toten pro 100.000 Einwohner in Abhängigkeit der lokalen Verkehrslautstärke in dB.....	112
Abbildung 58: Gesellschaftlich akzeptierte Sterbewahrscheinlichkeit für verkehrslärminduzierte IHD	113
Abbildung 59: Lokaler Straßenverkehrslärmpegel LDEN unter Berücksichtigung der Durchschnittswerte für die lärmexponierte Bevölkerung in München, Hamburg, Berlin und Deutschland	114
Abbildung 60: Auszug Lärmkartierung München 2017 (LfU-Bayern, 2017)	114
Abbildung 61: Auszug Lärmkartierung Hamburg 2017 (Hamburg, 2017).....	115
Abbildung 62: Auszug Lärmkartierung Berlin 2017 (Berlin, 2017)	115
Abbildung 63: Anzahl der Kraftfahrzeuge pro Tag, erhoben an drei Messstandorten in München zwischen 2003 und 2021. Datenquelle: (BaSt, 2023).....	116
Abbildung 64: Randbedingungen der Exposition Verkehrslärm zur Quantifizierung des individuellen lokalen Risikos.....	117
Abbildung 65: Weltweiter Luftverschmutzungsindex zum Stichtag 28.04.2023 (WAQP, 2023)	119
Abbildung 66: Anteilige Emittenten der Luftschadstoffemissionen im Jahr 2020 in Deutschland (UBA, 2021)	120
Abbildung 67: Relatives Risiko der Expositions-Wirkungsfunktion für eine NO ₂ Exposition und der Lungenkrebssterblichkeit mit RR 1.04 (CI:95% 1.01 – 1.08)	123
Abbildung 68: Prozentualer Anteil der bundesweiten Messstationen für Stickstoffdioxid bezogen auf die gemessene Höhe der Jahresmittelwerte in µg/m ³ unter Einbezug der aktuellen sowie geplanten europäischen gesetzlichen Grenzwerte und Empfehlungen der WHO. (UBA, 2022b; WHO, 2021)	124

Abbildung 69: Aktueller gesetzlicher Grenzwert und Entwurf für das Jahr 2030 zur NO ₂ -Exposition und daraus resultierende Mortalitätsrate für Lungenkrebs pro 100.000 Einwohner in Deutschland.....	125
Abbildung 70: Ausschnitt Methode zur Quantifizierung des Sterberisikos durch Luftschadstoffe	126
Abbildung 71: Sterblichkeitsrisiko durch Lungenkrebs in Deutschland in Toten pro 100.000 Einwohner in Abhängigkeit der lokalen Stickstoffdioxidkonzentrationen in µg/m ³	127
Abbildung 72: Box-Plots mit Median und Quartilen für die Jahresexpositionen NO ₂ an der Standorten München, Berlin, Hamburg und Gesamtdeutschland im Jahr 2020 (linke y-Achse), sowie die aus dem Median resultierende Mortalitätsrate für Lungenkrebs pro 100.000 Einwohner	128
Abbildung 73: Jahresmittelwert Stickstoffdioxid Exposition Deutschland 2020 auf Basis eines GIS-Modells (UBA, 2023)	128
Abbildung 74: Sterberate NO ₂ induzierter Lungenkrebs in Deutschland pro 100.000 Einwohner zwischen 2014 und 2020 unter Berücksichtigung der zuordenbaren Bevölkerungsanteile. Datenquelle: (GBE, 2023).....	129
Abbildung 75: lokales Mortalitätsrisiko für NO ₂ induzierten Lungenkrebs bei einer Exposition von 54 µg/m ³ unter Einbezug des gesetzlichen und gesellschaftlichen Grenzkrisikos	130
Abbildung 76: Randbedingungen der Exposition Luftschadstoffe zur Quantifizierung des individuellen lokalen Risikos.....	132
Abbildung 77: Übersicht der Wohnorte der generierten Persona in Deutschland. Datenquelle Karte: (Google, 2023).....	135
Abbildung 78: Persona 1 zur exemplarischen Anwendung der Methode. Bildquelle: (Google, 2023; Hamburg, 2017; Microsoft, 2023; UBA, 2023)	139
Abbildung 79: Persona 2 zur exemplarischen Anwendung der Methode. Bildquelle: (Google, 2023; LfU-Bayern, 2017; Microsoft, 2023; UBA, 2023)	140
Abbildung 80: Persona 3 zur exemplarischen Anwendung der Methode. Bildquelle: (Google, 2023; LfU-Bayern, 2017; Microsoft, 2023; UBA, 2023).....	141
Abbildung 81: Ergebnisse der Risikoexpositionsanalyse der zehn generierten Personas	142
Abbildung 82: Vergleich der Ergebnisse der exemplarischen Personas	146
Abbildung 83: Jahresdurchschnittswert Verkehrs- und Badetote 2015-2020 pro 100.000 Personen in Deutschland.....	148

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Subjektive Risikowahrnehmung, unterteilt in inakzeptable und akzeptable Risiken nach (Whyte & Burton, 1982), zitiert nach (Smith, 2013)	8
Tabelle 2: ICD10 Kategorisierung für die Sterblichkeit gegenüber einer Exposition durch Rauch, Feuer und Flamme (WHO, 2010a)	36
Tabelle 3: Auswertung der Expertenantworten auf Hypothesenfragen zum personenspezifischen Brandrisiko	57
Tabelle 4: Erhobene Merkmale und Merkmalsausprägungen zur Datenanalyse der Brandtoten in Deutschland	66
Tabelle 5: nach Cliff 2015 Robustheit der Parameter in Bezug auf das Skalenniveau	67
Tabelle 6: Gegenüberstellung BImSchG und DIN 4109	106
Tabelle 7: Luftschadstoffinduzierte potenzielle Gesundheitsmechanismen nach (Schulz et al., 2018)	121
Tabelle 8: Grenzwerte der Tages- bzw. Jahresmittelwerte sowie Grenzwertempfehlungen nach (European Union, 2008 ; 2022; WHO, 2021)	123
Tabelle 9: Merkmalausprägungen der zehn generierten Personas	136

Everybody is a genius. But if you judge a fish by its ability to climb a tree it will live its whole life believing that it's stupid.
– Autor unknown -

1 Einleitung

Lebt ein Stadtbewohner gesundheitlich gleichberechtigt gegenüber einem Landbewohner? Ist die Gefahr, an einem Brand zu versterben, genauso groß wie die Gefährdung durch Luftschadstoffe? Können straßenseitige Fenster noch geöffnet werden, ohne die eigene Gesundheit durch zu hohe Lärmemissionen zu gefährden? Unter anderem diese Fragen werden durch diese Arbeit beantwortet. Die Einführung in die Thematik erfolgt im nachstehenden Kapitel zuerst durch die Beschreibung der Motivation, der sich daraus ableitenden Forschungsfrage, sowie die Vorstellung der zugrunde liegenden Struktur dieser Arbeit.

1.1 Motivation

Einer der globalen Megatrends des 21. Jahrhunderts ist die fortschreitende Urbanisierung. Die United Nations (2019) prognostizieren, dass die Urbanisierungsquote bis zum Jahr 2050 auf 68 % der Weltbevölkerung ansteigt. Konkret bedeutet dies, dass zwei von drei Personen in einer urbanen Umgebung leben. Der Zuzug führt in vielen Städten zur baulichen Nachverdichtung. Durch die damit einhergehende höhere Bevölkerungsdichte und die zusätzlichen Bauten nimmt u.a. der Individualverkehr und die Grünflächenversiegelung zu. Daraus ergibt sich als Konklusion eine Steigerung von urbanen Gesundheitsexpositionen wie Luftverschmutzung, Lärm und Hitze. (Borck & Schrauth, 2019; Habeeb et al., 2014; Wothge & Niemann, 2020) Zudem kommt es unter der Annahme, dass Brände hauptsächlich durch defekte elektrische Geräte sowie menschliches Fehlverhalten entstehen, aufgrund der höheren Bevölkerungsdichte zwangsläufig zu mehr Brandereignissen in urbanen Gebieten. (IFS, 2022)

Um das Grundrecht auf Leben und körperliche Unversehrtheit nicht einzuschränken, sollte der Wohnort einer Person prinzipiell keinen Einfluss auf dessen Gesundheit haben. Durch die dichte Bebauung und zusätzliche Nachverdichtung ist dies jedoch in Ballungsräumen nicht (mehr) gegeben. Die Gebäudehülle muss dementsprechend an stark exponierten Orten dem Nutzer eine robuste Abschirmung gegen multiple Expositionen bieten. Dabei können die benötigten Schutzwirkungen, wie am folgenden Beispiel erläutert, teilweise in ihren Wechselbeziehungen im Konflikt stehen. Durch den fortschreitenden Klimawandel wird am Beispiel Deutschlands die Jahresdurchschnittstemperatur und die Anzahl und Dauer von Hitzeperioden zunehmen. Während dieser Hitzeperioden ist eine Kühlwirkung in vielen Wohngebäuden nur durch die Nachtabkühlung durch Fensterlüften zu erreichen. Jedoch verliert die Gebäudehülle durch ein geöffnetes Fenster ihre lärmisolierenden Eigenschaften und der Schlaf der Person kann durch urbane Lärmemissionen sowie eindringende Luftschadstoffe gestört werden. Der Zusammenhang einer gestörten Schlafphase und deren negative Wirkung auf die Gesundheit bzw. auf die körperliche Unversehrtheit einer Person ist wissenschaftlich vielfach belegt. Vgl. z.B. (Basner, 2022)

Unter anderem führte dies zur Festlegung gesetzlicher Grenzwerte, um die Emissionen an Wohnadressen zu beschränken. Die Vorgaben werden dabei aktuell häufig und weitgehend folgenlos überschritten. So lag beispielsweise der Jahresmittelwert 2021 für den Luftschadstoff Stickstoffdioxid (NO₂) in München an der Messstation Landshuter Allee bei 51 µg/m³. Die gesetzlichen Vorgaben schreiben ein Jahresmittelwert von maximal 40 µg/m³ vor. (UBA, 2020c) Unter Berücksichtigung der Forschungsergebnisse der WHO

wäre ein Jahresgrenzwert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ einzuhalten, um eine Gesundheitsgefährdung der Nutzer ausschließen zu können. (WHO, 2021) Hypothetisch führt dies zu dem Schluss, dass innerstädtische Wohnbauten bestehen, in denen das Wohnen aufgrund von urbanen Luftschadstoffexpositionen als Gefahr für Leib und Leben anzusehen ist, und demnach die Nutzungserlaubnis als logische Konsequenz entzogen werden müsste.

Im Bereich des Brandschutzes gibt es bei Gefahr für Leib und Leben unmittelbare Eingriffe in Form von Nutzungsuntersagungen für die betroffenen Wohneinheiten. Dem Brandschutz wird somit eine übergeordnete Rolle bei städtischen Interessen zugewiesen. Beispielsweise wurde nach dem Brand des Londoner Grenfell-Towers 2017 in Dortmund-Dorstfeld ein gesamter Hochhauskomplex mit 800 Wohneinheiten geräumt, da eklatante Mängel im Brandschutz festgestellt wurden. (DPA, 2017) Dies verdeutlicht, dass der Gesetzgeber im Bereich Brandschutz im Gegensatz zum Schutz vor verunreinigter Luft eine potenzielle bauliche Gefährdung strikt unterbindet, da ein mögliches Schadereignis unmittelbar zu Todesopfern führen würde. Die Auswirkungen der Luftverschmutzung zeigen sich im Gegensatz dazu zeitlich verzögert (Latenzzeit) und nur indirekt durch chronische Krankheiten. Daraus lässt sich die Hypothese ableiten, dass die Gesellschaft ein deutlich höheres Sterberisiko bei temporär verschobener Exposition als gegenüber Expositionen mit unmittelbaren Todesereignissen akzeptiert.

Zusammenfassend zeigt sich, dass der Wohnort aufgrund der urbanen Expositionen eine erhebliche Auswirkung auf die Gesundheit einer Person haben kann und die Gefährdung dabei durch den Gesetzgeber eine unterschiedliche Risikobewertung erfährt. Des Weiteren gelten die aktuellen baulichen Vorschriften und Vorgaben unabhängig von den tatsächlich vorhandenen Gefährdungen. Zudem vernachlässigen sie die inkompatible Wechselwirkung zwischen den Anforderungen der Gebäudehülle an einer spezifischen Adresse. Das bedeutet, ein Gebäude im ländlichen Gebiet hat in Teilen die gleichen baulichen Vorgaben wie ein Gebäude im Zentrum einer Großstadt. Daraus ergibt sich die These, dass allgemeingültige bauliche Vorgaben zur Abwehr von schädlichen Einwirkungen in urbanen Gebieten nur bedingt sinnvoll sind. Die freie Wahl des Wohnorts und der damit einhergehenden Akzeptanz der Schadstoffexposition ist in der Theorie zwar für jede Person gegeben, jedoch in der Praxis unter dem Druck des Wohnraum Mangels gerade in Metropolen nicht realisierbar. Der Gesetzgeber ist hier in der Pflicht, für einen ausreichenden Schutz der Anwohner vor gesundheitsschädlichen Emissionen zu sorgen. Dafür ist es notwendig, lokale Randbedingungen zu analysieren und bewerten zu können, um zielgerichtet Verbesserungsmaßnahmen oder Regulierungen anzuwenden.

Die aktuelle Datenlage gibt zum einen nur Messergebnisse für jeweils eine Exposition und nur an ausgewählten Orten (Hauptverkehrsstraßen, Messstationen) an, eine Verknüpfung zwischen Expositionseinwirkung und gesundheitlicher Auswirkung bzw. gesundheitlichen Risiken wird nicht aufgezeigt. Zum anderen sind die zur Auswertung herangezogenen statistischen Mittelwerte der Gesamtbevölkerung bzw. der Region oftmals zu ungenau, sodass eine präzise Identifikation und ein Vergleich der lokalen Einwirkungen an einer spezifischen Adresse bis dato nicht möglich sind. Nutzer haben dadurch keine Möglichkeit, die gesundheitsschädliche Belastung bzw. Gefährdung an ihrer Wohnadresse beurteilen zu können. Weiterführend fehlt die Berücksichtigung von personenspezifischen Randbedingungen. Dies ist im Bauwesen bezogen auf eine Nutzungseinheit aufgrund von potenziellen Mieterwechseln bzw. der Alterung derselben

prinzipiell nicht zweckmäßig umsetzbar. Jedoch könnte die Analyse eine Identifizierung von lokalen Minima und Maxima der Bevölkerungsgefährdung durch anthropogene und natürliche Umweltemissionen im Zusammenhang mit der Bevölkerungsstruktur ermöglichen. Diese Erkenntnisse bilden die Basis zur Entwicklung von spezifischen, lokalen und ggf. temporären Schutzanforderungen bzw. -maßnahmen.

1.2 Forschungsfrage

Die vorliegende Problemstellung führt zur übergeordneten Forschungsfrage:

Wie können die gesundheitsgefährdenden anthropogenen und natürlichen Umweltexpositionen an einem spezifischen Wohnungsstandort unter Berücksichtigung der personenbezogenen Randbedingungen bestimmt und auf eine einheitliche Skala zur Vergleichbarkeit und Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen transformiert werden?

Die Beantwortung der Forschungsfrage führt zur Risikovergleichbarkeit aus Umweltexpositionen und schließt damit die Forschungslücke, da zum aktuellen Zeitpunkt zwar einzelne Risiken quantifizierbar sind, deren Vergleichbarkeit aber zum einen aufgrund mangelnder Datenlage, wie z.B. bei der Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme, zum anderen aufgrund unterschiedlicher Einheiten der Ergebnisse nicht gegeben ist.

1.3 Vorgehensweise und Struktur der Arbeit

Zur Beantwortung der Forschungsfrage wird in der vorliegenden Arbeit eine Methode geschaffen, die es ermöglicht, die Auswirkungen urbaner gesundheitsschädlicher Expositionen auf eine einheitliche Größe zu skalieren und diese unter Berücksichtigung lokaler sowie personenspezifischer Randbedingungen auszugeben. Damit kann die Methode langfristig ein gesünderes Wohnen ermöglichen.

Im ersten Schritt erfolgt die Identifizierung der anthropogenen und natürlichen Gesundheitsexpositionen, die aus der Umwelt einer Person resultieren. Im zweiten Schritt wird nach erfolgreicher Datenerhebung die Analyse und der Vergleich der gewonnenen Ergebnisse durchgeführt. Dies belegt die Anwendbarkeit der Methode. Die Nutzbarkeit der entwickelten Methode ist in der erstmaligen, einheitlichen Skalierung der Expositionsrisiken belegt. Damit ist zum einen eine Möglichkeit zur Identifizierung der hauptursächlichen gesundheitsgefährdenden Risikofaktoren geschaffen, zum anderen können diese gegenüber anderen schädlichen Expositionen abgeglichen werden. Dadurch können unter anderem die resultierenden Risiken einer Person unter Berücksichtigung individueller Randbedingungen (z.B. Alter, Geschlecht, Familienstand, Vorerkrankungen etc.) quantifiziert, gezielte lokale Verbesserungspotenziale identifiziert und dadurch örtlich-spezifische Grenzwerte als Richtwerte für Schutzmaßnahmen bzw. maßgebende Bemessungsfälle für bauliche Vorgaben eingeführt werden. Dies ermöglicht z.B. Wohnraumsuchenden, eine bewusste Entscheidung in Bezug auf die Gesundheitsbelastung an einer neuen Wohnadresse zu treffen, Personen in bestehenden Wohnverhältnissen gezielte Maßnahmen zur Reduzierung der persönlichen Schadstoffbelastung (z.B. Partikelfilter für offene Fenster) umzusetzen sowie auf kommunaler Ebene den wirkungsvollen Einsatz von lokalen Maßnahmen gegen Schadstoffexpositionen. Das übergeordnete Ziel,

das den Ausblick der Arbeit darstellt und den Erfolg der Methode abbildet, ist die Verbesserung der Wohnbedingungen und die damit einhergehende Schaffung eines gesünderen Wohnumfelds bzw. die Reduzierung des umweltbedingten Sterberisikos. Anwendbarkeit, Nutzbarkeit und Erfolg des Forschungsansatzes sind zusammenfassend in Abbildung 1 dargestellt.

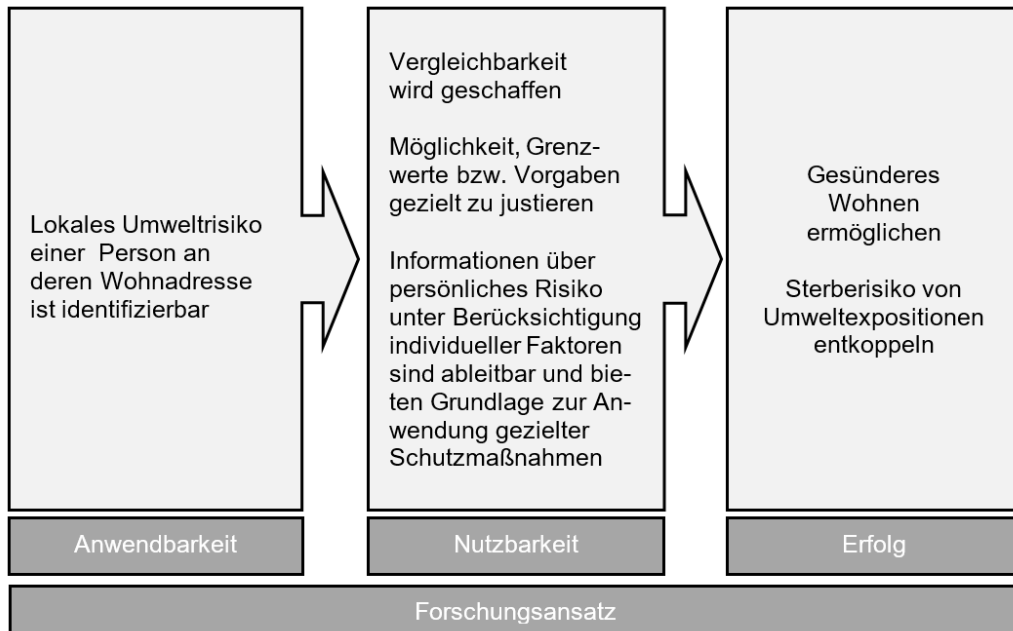


Abbildung 1: Methodischer Ablauf zur Anwendung, Nutzbarkeit und Erfolg des Forschungsansatzes

Die Beantwortung der Forschungsfrage erfolgt nach dem Ablaufschema in Abbildung 2. Nach dem einleitenden Kapitel 1 wird im zweiten Kapitel der Stand des Wissens aufgezeigt. Dieser beschreibt zum einen die aktuelle Risikowahrnehmung und den Begriff des Grenzkrisikos und fasst zum anderen die aktuelle Literatur zu urbanen Gesundheitsexpositionen und deren Skalierung zusammen. Daran anknüpfend wird der Unterschied zwischen unmittelbaren und zeitlich verzögerten Expositionskonsequenzen erläutert. Das darauffolgende Kapitel 3 erläutert die entwickelte Methodik zur Lösung der Forschungsfrage dieser Arbeit. Im Weiteren wird in Kapitel 4 das Risiko aus Feuer, Flammen und Rauch in Deutschland ausführlich dargelegt, die Datensätze ausgewertet und das Risiko zu einer einheitlichen Größe transformiert. Dem schematischen Aufbau des Kapitel 4 gleichend, folgt die Exposition gegenüber Luftschadstoffen und die Lärmexposition in Kapitel 5 und 6. Diese drei Expositionen werden zur exemplarischen Anwendung der Methode verwendet. Es ist anzumerken, dass die detaillierten Beschreibungen der Expositionen in Kapitel 4 vollständig und in Kapitel 5 und 6 zur Übersichtlichkeit in reduzierter Form dargelegt wurden, da sich das prinzipielle Vorgehen, der Methode folgend, wiederholt. In Kapitel 7 erfolgt die exemplarische Anwendung der Methode anhand dreier fiktiver Personen. Das ermittelte durchschnittliche, gesellschaftlich akzeptierte Grenzkrisiko wird darin mit den Ergebnissen des individuellen personenbezogenen Sterberisikos an einer spezifischen Adresse verglichen. Dadurch können überproportional hohe Risikobereiche in einer Stadt oder individuelle Umweltrisiken einer Person identifiziert werden. In Kapitel 8 folgt die kritische Reflexion des Forschungsansatzes, der Vorgehensweise und der Ergebnisse sowie die Beschreibung des Beitrags für Forschung und Industrie. Kapitel 9 fasst die Ergebnisse in der abschließenden Diskussion zusammen. Das 10. Kapitel bildet mit Fazit und Ausblick den Abschluss der Arbeit.

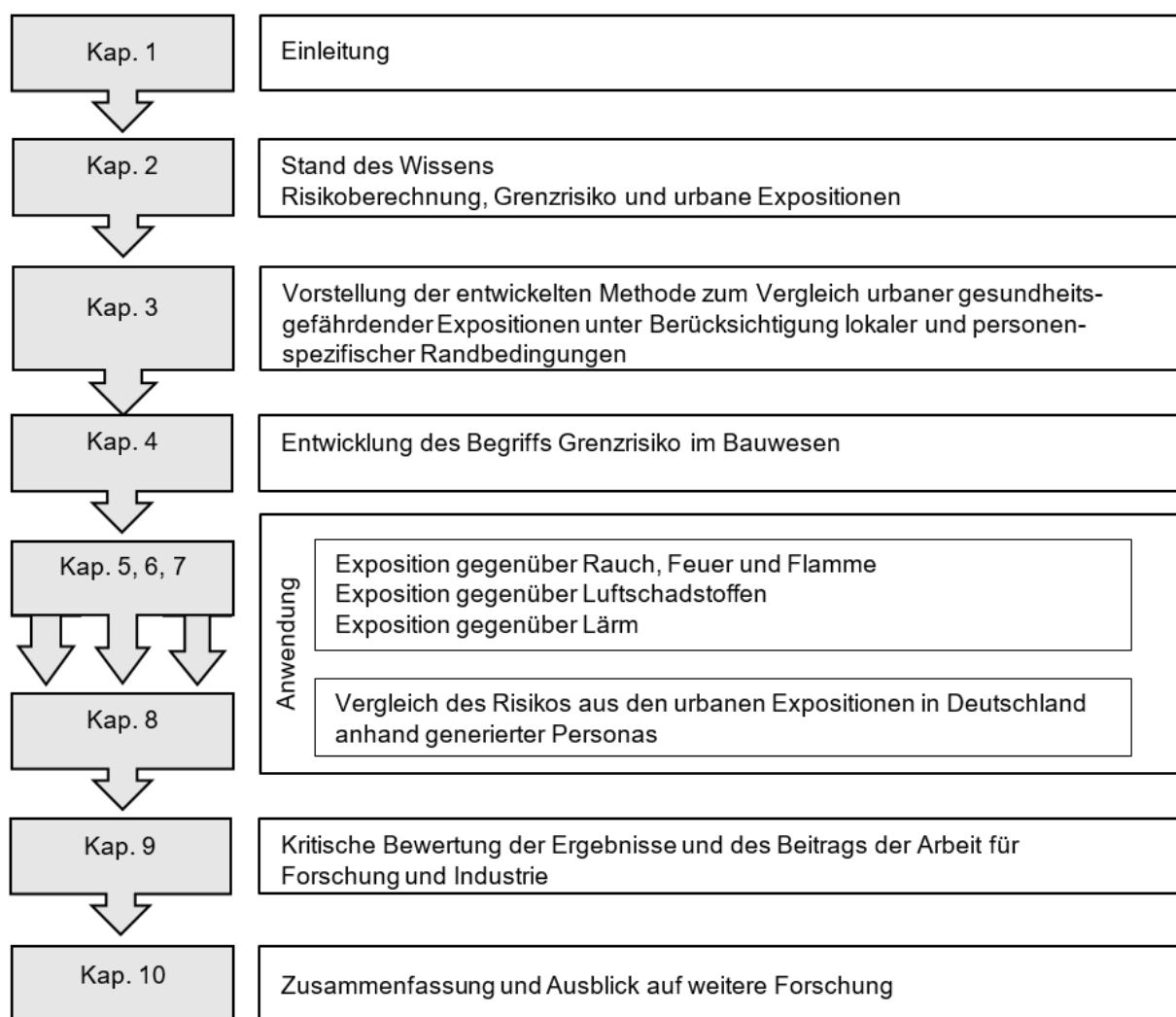


Abbildung 2: Inhaltlicher Aufbau der Arbeit

Prinzipiell liegt die Herausforderung der Arbeit darin, aus der Kombination von statistischen Gesundheitsdaten, den Ergebnissen der medizinischen Epidemiologie-Forschung und den Vorgaben des Bauordnungsrechts das aktuell vorherrschende gesellschaftlich und länderspezifische akzeptierte Grenzzisiko zu ermitteln, zu vergleichen und die vorhandenen Vorgaben zu bewerten. Somit bildet die Schnittmenge der vier Disziplinen Ingenieurwissenschaften, Mathematik, Medizin und Geisteswissenschaft den Kern der vorliegenden Arbeit.

2 Stand des Wissens

Das folgende Kapitel beschreibt den dieser Arbeit zugrunde liegenden allgemeinen Stand des Wissens zu urbanen Expositionen. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit wird als Bestandteil der entwickelten Methode der Stand des Wissens zu Risikofaktoren einzelner Expositionen in den jeweiligen Unterkapiteln aufgeführt, um in einem unmittelbaren Bezug zur weiteren Verwendung zu stehen.

2.1 Grundlagen Gefahr, Risiko und Grenzkrisiko

Grundlegend beschreibt der Begriff „Gefahr“ eine Situation, in der es bei „*ungehindertem Ablauf des objektiv zu erwartenden Geschehens zu einem Schaden*“ kommt (BAG, 2008; PAG, 2023), und somit eine potenzielle Schadensquelle für Menschen (physische Verletzungen und Gesundheitsschädigungen), Dinge (Zerstörung, finanzielle Verluste) sowie Umwelt (Schädigung, Aussterben) darstellt. (DIN EN ISO 12100:2011-03).

Die Eintrittswahrscheinlichkeit sowie das Ausmaß sind der Gefahr nicht zugeordnet. Somit ist der Begriff der Gefahr objektiv-qualitativ, da er nicht vergleichbar ist. Das Bundesarbeitsgericht (2008) fügt in einem Urteil der Gefahrendefinition eine zusätzliche Anforderung hinzu. So muss der Gefahr bzw. dem Schadenseintritt auch eine hinreichende Eintrittswahrscheinlichkeit zugrunde liegen. (BAG, 2008) Durch das Produkt der Eintrittshäufigkeit (H_i) mit dem zugehörigen Schadensausmaß (S_i) entsteht die Größe eines spezifischen Risikos (R_i) (Wälder & Wälder, 2017).

$$R_i = H_i \times S_i \quad [1]$$

Wird das Risiko ausschließlich als Charakterisierung der Eigenschaften Eintrittswahrscheinlichkeit und Schadensausmaß einer Gefahr i betrachtet und sind H_i und S_i quantifizierbare Größen, ist eine objektive Quantifizierung möglich. Das Risiko ist demnach eine zweidimensionale Größe. (Fritzsche, 1986). Aufgetragen in ein Häufigkeits-Schadens-Diagramm entsteht eine Risikofunktion $r(x_i)$. (Vgl. Abbildung 3) Diese bildet ausgehend vom Punkt des größten Schadensausmaßes mit der geringsten Häufigkeit, bis zum Punkt des geringsten Schadensausmaßes mit der größten Häufigkeit ein definiertes Risiko ab. Die Kurve in Abbildung 3 zeigt zur Visualisierung eine exemplarische, fiktive Risikofunktion.

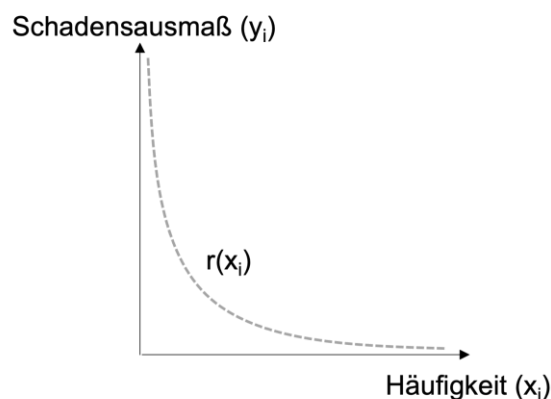


Abbildung 3: Exemplarisches Diagramm von Risiko (r_i), Schadensausmaß (y_i) und Häufigkeit (x_i)

Als Schadensausmaß wird im Kontext der Forschungsfrage zur Quantifizierung der gesundheitsschädlichen Expositionen die Größe „Tod einer Person“ verwendet. Somit reduziert sich das Risiko auf die Eintrittswahrscheinlichkeit und damit auf die eindimensionale Größe der Sterberate, im Weiteren auch als Mortalitätsrate bezeichnet.

Im angeführten Urteil weicht der Gesetzgeber den quantitativen Risikobegriff jedoch mit dem letzten Teil des Satzes auf. Hier wird die Wahrscheinlichkeit in Bezug zum Verhältnismäßigkeitsgrundsatz gesetzt: *„Welcher Grad der Wahrscheinlichkeit ausreicht, ist unter Beachtung des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes nach der Art der betroffenen Rechtsgüter zu bestimmen“* (BAG, 2008). Die Bestimmung der Verhältnismäßigkeit basiert dabei auf der subjektiv-qualitativen Risikowahrnehmung einer Gesellschaft. Durch die subjektive Wahrnehmung, das Urteilen und die anschließende Handlung von Menschen erfolgt eine Verzerrung des realitätsadäquaten Zustandes. (Zwick, 1997) Diese Risikowahrnehmung kann in akzeptabel und inakzeptabel unterteilt werden. In Anlehnung an Whyte und Burton (1982) zeigt die nachfolgende Tabelle 1 zwölf Faktoren, untergliedert in 4 Kategorien, die die Risikowahrnehmung der Öffentlichkeit beeinflussen. Dabei zeigt sich, dass Todesopfer in der Gesellschaft unterschiedlich wahrgenommen werden. Die zugrunde liegende Gefahr für das Ableben wird einerseits, wie beispielsweise beim Extremsport (Free Climbing), bewusst in Kauf genommen, auf der anderen Seite stehen Ängste vor dem Tod durch Krieg oder einer pandemischen Lage (z.B. Corona 2020) dem entgegen. Ferner erfahren Auswirkungen von Ereignissen eine unterschiedliche gesellschaftliche Akzeptanz. Die unmittelbare Einwirkung eines Waldbrandes ist beispielsweise inakzeptabel, eine dauerhafte Lärmexposition wird jedoch gemeinhin akzeptiert. Auch die Wahrnehmung und Anteilnahme im Hinblick auf Todesopfer ist unterschiedlich. So wird ein Flugzeugabsturz, ein Arbeitsunfall mit Säure oder eine Lawine starke Ablehnung erfahren; hingegen werden die Zahlen der jährlichen Verkehrs- und Alkoholtoten, ebenso wie zeitlich und räumlich verteilte Tote durch Ernteauffälle akzeptiert. Abschließend spielt auch die generelle gesellschaftliche Wahrnehmung eine Rolle. Die Risikobeurteilung der Privatwirtschaft erfährt eine größere Risikoaversion als fundierte wissenschaftliche Berichte oder staatlich geprüfte Vorgänge; auch die Größe der medialen Berichterstattung beeinflusst die Toleranz von Todesopfern in der Gesellschaft. (Hosemann, 1989; Whyte & Burton, 1982)

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Ereignisse die zeitlich verzögert geringe Todeszahlen pro Unglück aufweisen, sowie prinzipiell erwartbar bzw. erwartungskonform stattfinden, in der Gesellschaft als akzeptabel gelten, wohingegen unbekannte, gefürchtete und individuell unerwartete Geschehnisse als inakzeptabel einzustufen sind. Die gesellschaftliche Risikobereitschaft steht demnach im direkten Zusammenhang mit einer vorweg determinierten Schadenskonsequenz.

Tabelle 1: Subjektive Risikowahrnehmung, unterteilt in inakzeptable und akzeptable Risiken nach (Whyte & Burton, 1982), zitiert nach (Smith, 2013)

inakzeptabel		Bewertung	akzeptabel	
Beispiel	Wahrnehmung		Wahrnehmung	Beispiel
Radioaktiver Niederschlag	unbewusst	Gefahr	bewusst	Klettern/ Motorradfahren
Pandemie/ Krieg	gefürchtet		akzeptiert	Verkehrsunfall
atomarer Unfall	unverständlich		verständlich	Schneesturm
Tropenwirbelsturm	unkontrollierbar		kontrollierbar	Glatteis/ Aquaplaning
Tsunami	ungewohnt		bekannt	Hochwasser
Waldbrand	unmittelbar	Auswirkung	verzögert	Lärmexposition
Erdbeben	direkt		indirekt	Dürre
Flugzeugabsturz	viele Tote pro Event	Tote	wenige Tote pro Event	Verkehrsunfall
Lawine	zeitlich/ räumlich gehäuft		zeitlich/ räumlich verteilt	Ernteausschlag
Arbeitsunfall	individuell		statistisch	Alkoholiker
Privater Industrieller	Infragestellung der Autorität	Gesellschaft	Glaube an Autorität	Wissenschaftlich begründet
Großbrand	große mediale Be- richterstattung		geringe mediale Berichterstattung	Badeunfall

Für die Vergleichbarkeit der Risiken ist eine Überführung des in Tabelle 1 subjektiv-qualitativ beschriebenen Risikos in ein objektiv-quantitatives Risiko notwendig.

Dafür wird der Begriff des Grenzkrisikos verwendet. Dieser beschreibt ein Risikoniveau, das gerade noch (gesellschaftlich) getragen wird. Beispielsweise beschreibt die Störfallkommission des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2004) das Grenzkrisiko als „*größtes noch vertretbares Risiko eines bestimmten technischen Vorgangs oder Zustands nach konsequenter Anwendung der sicherheitstechnischen Festlegungen entsprechend dem Stand der Technik*“. Die Problematik liegt darin, dass es per se nicht möglich ist, diese Risikogröße als universellen Grenzwert festzulegen, da sich das Grenzkrisiko zum einen mit jedem Fortschritt des Zeitgeistes wandelt und daher durch den Gesetzgeber sowie durch die Technik (höhere Sicherheitsstandards, Normen, Verordnungen, etc.) kontinuierlich anzupassen bzw. neu zu definieren ist. (Geiger, 1986) Zum anderen besteht in der Praxis eine Akzeptanz zur Überschreitung der sicherheitstechnischen Grenzwerte aus Interessenskonflikten, z.B. aufgrund monetärer

Restriktionen. Der angeführte Zeitgeist beinhaltet dabei auch die gesellschaftliche Akzeptanz dem Risiko gegenüber. In Bezug auf diese Arbeit kann die Akzeptanz mit der Anzahl der Todesfälle gleichgesetzt werden. International hat sich zur qualitativen Beschreibung des Grenzniveaus das ALARP-Prinzip (as low as reasonably practicable) etabliert. Das bedeutet, dass das auf die Umwelt wirkende Risiko eines Vorgangs so reduziert sein muss, dass der Vorgang vernünftigerweise noch praktikabel durchzuführen ist. Verwendung findet das Prinzip bei der Risikoreduzierung auf ein Grenzniveau. (Hurst et al., 2019) Wie in Abbildung 4 gezeigt, liegt ein ALARP Risiko in einem Toleranzbereich. Die Zulassung eines inakzeptablen Risikos ist nur bei außergewöhnlichen Umständen möglich. Der Bergsteiger Aron Ralston amputierte sich 2003 selbst die Hand mit einem Taschenmesser, da er sich diese unter einem Stein eingeklemmt hatte und anderenfalls verdurstet wäre. (Ralston, 2004) Das grundsätzliche Sterberisiko, das eine Amputation unter diesen Umgebungsbedingungen (ohne Narkose, sterilen OP-Raum, Chirurg etc.) hervorruft, ist inakzeptabel, aber unter diesen Umständen tolerierbar. Zwischen dem Sicherheitsniveau und dem Sicherheitsziel liegt der Toleranzbereich. Ein Vorgang bzw. Zustand, dessen hervorgerufenes Risiko in diesem Bereich liegt, muss nachweislich dem ALARP Prinzip unterliegen und bedarf solider Argumente zum fort-dauernden Bestehen. Beispielsweise ist der Betrieb von Atomkraftwerken hier angeführt. Das Risiko der radioaktiven Kontamination wird mittels des ALARP-Prinzip minimiert. Die Argumentation zur Verwendung ist bzw. war durch die hohe Energieliefermenge gegeben. Dieses Argument wurde beispielsweise in Deutschland durch die Nuklearkatastrophe des japanischen Kernkraftwerks Fukushima Daiichi 2011 als nicht mehr hinreichend solide erachtet und führte u.a. zum endgültigen deutschen Ausstieg aus der Atomenergie. (Möller & Bunzmann, 2022)

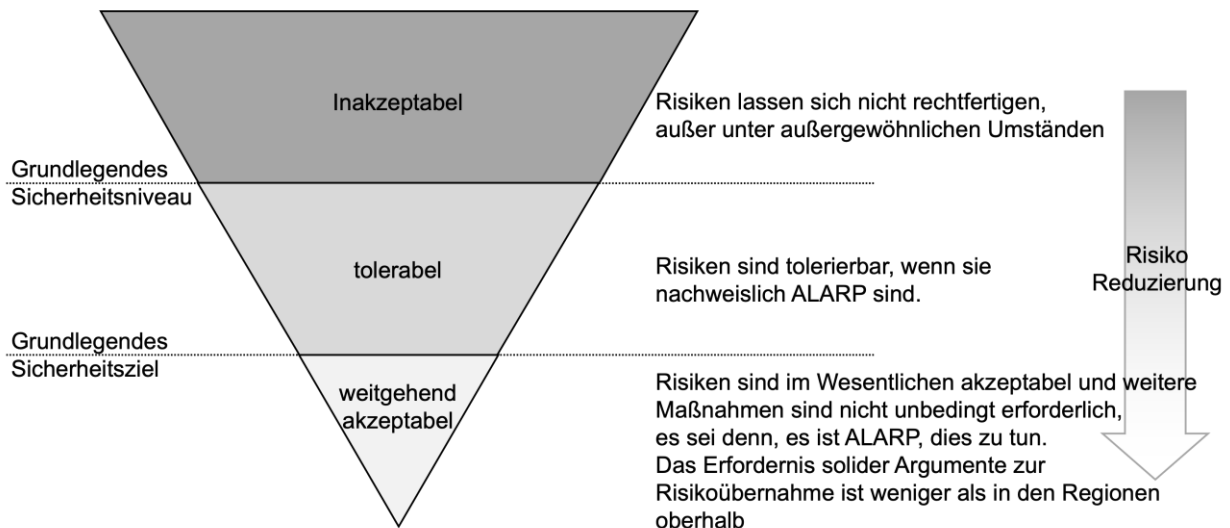


Abbildung 4: Sicherheitsniveau und Sicherheitsziel als Risikoschwellen und deren Toleranz- bzw. Akzeptanzbereich nach (HSE, 2001)

Unterhalb des grundlegenden Sicherheitsziel liegen Vorgänge und Zustände mit weitgehend akzeptabler Risikohöhe. Bei diesen Risiken sind keine weiteren Maßnahmen erforderlich, zudem ist die Notwendigkeit zu Argumentation der Risikoübernahme gegenüber dem Toleranzbereich deutlich geringer. Als Beispiel ist der Tabakkonsum aufzuführen. Die gesundheitsschädliche Wirkung ist dabei allgemein bekannt und durch den Konsumenten akzeptiert. G. Ballard et al. (1992) beschreiben, dass tolerierbar und akzeptierbar

nicht als Synonym bei der Risikobewertung zu verwenden sind. Beides beruht auf der Bereitschaft, ein Risiko einzugehen, um daraus einen Vorteil oder Nutzen zu erhalten. Ein toleriertes Risiko beinhaltet dabei das Bewusstsein des Risikoträgers, dass es vorhanden ist, und den Wunsch, das Risiko durch neue Entwicklungen in Zukunft weiter zu reduzieren. Risikoakzeptanz schließt diesen Verbesserungswunsch aus. (G. Ballard et al., 1992).

Zusammenfassend zeigt sich, dass es aktuell weder ein allgemeingültiges Vorgehen zur Bestimmung dieses Grenzwertes bzw. Grenzbereichs noch einen einheitlichen Maßstab bzw. eine Skala gibt. Oftmals wird in Studien als „richtiger“, demnach sicherer Wert 1 zu 100.000 für ein Grenzkrisiko eines Produkts bzw. Vorgangs angenommen. (Geiger & Kotte, 2008) Im Fall dieser Arbeit würde dies einem Toten pro 100.000 Einwohner entsprechen.

Nachfolgend wird der Stand des Wissens der unterschiedlichen Expositionen in Bezug auf deren zugeordnete Schutzanforderungen, der Latenzzeit, der Zeitspanne, bis eine Konsequenz aus den schädlichen Einflüssen entsteht, beschrieben und es werden bestehende Risikoquantifizierungsansätze erläutert.

2.2 Umweltexpositionen

Im urbanen Kontext zählen vor allem die Expositionen gegenüber Luftschadstoffen, Lärm und Hitze in Deutschland zu den größten bauphysikalisch adressierbaren, gesundheitsschädlichen Einflussfaktoren. Eine Studie des Fraunhofer-Institut für Bauphysik zeigt mittels einer Bürgerumfrage auf, dass für Stadtbewohner die Faktoren Luftqualität, Geräuschkulisse, Lautstärke Tag/ Nacht und Sommertemperaturen zu den 10 wichtigsten in der Stadt zählen. (Kaufmann & Richtmann, 2021). Ebenso verdeutlicht die Studie durch das explizite Nichtnennen von Expositionen, dass es Gefahrenquellen gibt, beispielsweise eine Radonbelastung, die in der Risikowahrnehmung von Personen aktuell vernachlässigt wird, da eine verzögerte Auswirkung stattfindet. (vgl. Tabelle 1). Die meisten dieser Expositionen sind auf anthropogene Vorgänge zurückzuführen und akkumulieren sich aus diesem Grund im urbanen Raum aufgrund der Bevölkerungsdichte. (Gabriel & Endlicher, 2011; Halonen et al., 2015; Nuruzzaman, 2015; L. Wang et al., 2020) Aus diesem Grund werden im weiteren Verlauf der Arbeit die Expositionen als urbane Expositionen bezeichnet, auch wenn in der späteren Anwendung rurale Bereiche betrachtet werden.

2.2.1 Schutzanforderungen

Die Schutzanforderungen eines Gebäudes gegenüber diesen Einwirkungen werden mittels Grenzwerten, aber ohne klar definierte, rechtliche Konsequenzen bei einer Überschreitung oder Nichteinhaltung dieser festgelegt. Beispielhaft für diesen Umstand ist der folgende Fall vor dem Europäischen Gerichtshof (EuGH). Dieser wies die Klage eines luftschadstoffgeschädigten Parisers ab, der den französischen Staat auf Schadensersatz verklagt hatte, mit der Begründung, dass die Luftqualitätsrichtlinien auf das allgemeine Ziel des Schutzes der menschlichen Gesundheit und der Umwelt abzielen und nicht auf die Gesundheit einzelner betroffener Bürger. Jedoch verwies der EuGH auf die Möglichkeit, dass der Einzelstaat bei Verstoß gegen eigene nationale Vorschriften dafür haftbar gemacht werden könnte. (EuGH, 2022c) Dies belegt die rechtliche Unklarheit bei der Überschreitung von urbanen Expositionen. Demgegenüber stehen

konkrete Schutzanforderungen gegen Spontanexpositionen (Erdbeben, Brand, Explosion), die mit eindeutig formulierten Strafmaßnahmen bei Zuwiderhandlung oder Nichteinhaltung, z.B. einer Nutzungsuntersagung, verknüpft sind. In der deutschen Brandschutzgesetzgebung führt die Musterbauordnung beispielsweise eine „Gefahr für Leib und Leben“ an. Dieser Umstand kann den Bestandschutz eines Gebäudes aufheben und den Besitzer zu Umbaumaßnahmen zwingen. Vgl. z.B. ("1 B 130/04," 2004) ("4 TG 3007/97," 1999)

2.2.2 Unterscheidung zeitab- und zeitunabhängiger Umweltrisiken

Die Gefahren die aus Umweltexpositionen hervorgehen, können prinzipiell in zeitabhängig und zeitunabhängig kategorisiert werden. Hinzu kommt die personenbezogene Einflussnahme auf die Exposition. Das heißt, inwieweit hat die Person einen Einfluss auf die Höhe bzw. das resultierende Risiko einer Exposition. Unter zeitabhängigen Expositionen werden jene verstanden, deren Einwirkung erst über einen längeren Zeitraum (Latenzzeit) zur Gefahr führt. Die Expositionen haben kurzfristig keine Auswirkung auf eine Person, bei anhaltender Aussetzung stellen sich temporäre Einschränkungen ein. Die Reduzierung der Exposition zu einem bestimmten Zeitpunkt kann durch körperliche Selbstheilungsprozesse zu einer Verringerung der Gesundheitsbelastung führen.

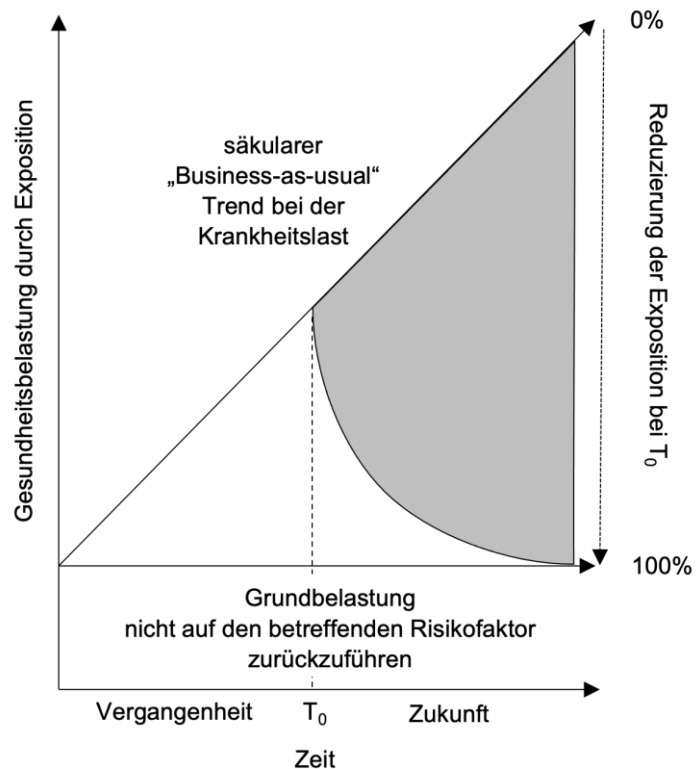


Abbildung 5: Zuordenbare und vermeidbare Krankheitslast nach (Ezzati, 2008)

Der vollständige Heilungsprozess tritt, wie die schädliche Einwirkung, mit zeitlicher Verzögerung auf. Bei keiner Veränderung der Einwirkung nimmt die Gesundheitsbelastung stetig zu. (Ezzati, 2008). Dieser Prozess ist in Abbildung 5 verdeutlicht. Bei fortschreitender Einwirkung entstehen Krankheitsbilder, die das Leben der Person einschränken und im weiteren Verlauf zu einem vorzeitigen Ableben führen, siehe Abbildung 6. Durch die Zeitabhängigkeit der Gefährdung ist im Unterschied zu den zeitunabhängigen Expositionen ein Gegensteuern und eine dadurch entstehende Reduzierung der Auswirkungen möglich. Die Expositionen Lärm, Luftverschmutzung und Hitze werden dabei zunächst ohne personenbezogene Einflussnahme an der spezifischen Adresse beschrieben, da die Person keine direkte Möglichkeit zur Einflussnahme auf die Expositionen hat. Jedoch können bestimmte Vorerkrankungen das Risiko deutlich erhöhen. Diese Implementierung von Gesundheitsdaten stellt einen Ausblick dar, siehe Kapitel 10. In der Arbeit werden in Kapitel 6 und 7 exemplarisch die zeitabhängigen Auswirkungen von Lärm und Luftverschmutzung sowie deren finale Konsequenz des vorzeitigen Ablebens ausführlicher beschrieben. Diese

sind in Abbildung 6 durch die hellere Schattierung hervorgehoben. Die Auswahl erfolgte aufgrund der vorhandenen, umfangreichen Datengrundlage in Deutschland.

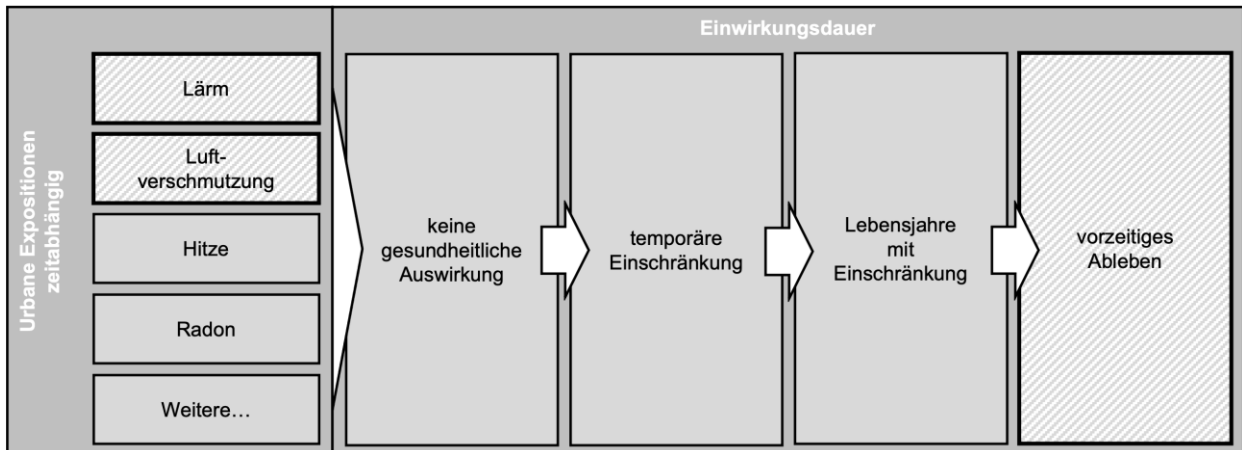
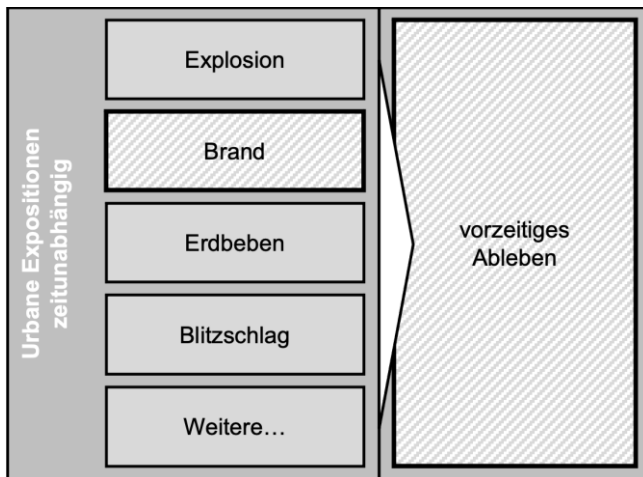


Abbildung 6: Zeitabhängige Umweltexpositionen



Demgegenüber stehen die zeitunabhängigen Expositionen, worunter Ereignisse wie Explosionen, Brände oder Erdbeben zählen. Die Auswirkung ist unmittelbar und führt im Extremfall zum vorzeitigen Ableben, siehe Abbildung 7. Kapitel 4 beschreibt die zeitunabhängigen Exposition Brand bzw. Feuer, Flamme und Rauch. Diese Exposition ist, wie im späteren Teil der Arbeit belegt, stark personenspezifisch und wird aus diesem Grund auf das Individuum an einer spezifischen Adresse auf Grundlage deren demografischer Daten bemessen.

Abbildung 7: Zeitunabhängige Expositionen

Weitere Angaben, wie Gesundheitsdaten oder Verhaltensweisen einer Person, können die Ergebnisse noch präzisieren. Die Auswahl erfolgte aufgrund der statistisch auswertbaren Anzahl an Todesfällen in Deutschland.

2.2.3 Vergleichbarkeit von Risiken aus Umweltexpositionen

Das Risiko aus Umweltexpositionen wird in der Literatur mit unterschiedlichen Risikogrößen und Methoden berechnet, die im Folgenden kurz zusammengefasst werden.

In der Regel erfolgt die Risikoquantifizierung mittels eines Kreislaufs, beginnend mit der Risikoidentifikation, gefolgt von der Risikoanalyse/ -bewertung, der Risikosteuerung und der -kontrolle. Zugrunde liegend für die Risikoanalyse sind die epidemiologischen Kenngrößen der Prävalenz, Mortalität sowie der Inzidenz. Diese ermöglichen, die Verhältnismäßigkeit zwischen exponierten (erkrankten) und nichtexponierten (gesunden) Bevölkerungsgruppen in einem spezifischen Beobachtungszeitraum zu bestimmen. In dieser Arbeit wird ausschließlich die Mortalität zur Analyse verwendet. Dabei wird in den meisten Fällen das relative Risiko (RR), die Odds-Ratio (OR), oder Hazard Ratio (HR) unter Verwendung von Konfidenzintervallen

(CI) und p-Werten zur Risikoberechnungen einer Person genützt. Die Berechnungsgrundlagen und Begriffsdefinitionen sind im Anhang 1 erläutert.

Im Folgenden werden zwei, in der Praxis gängige Risikobewertungen für urbane Expositionen kurz beschrieben.

Die WHO verwendet als Risikoeinheit die von Murray und Lopez (1990) entwickelten verlorenen Lebensjahre (Years of Life Lost - YLL). Als spezifische Inputgrößen werden für die Ursache das Alter, das Geschlecht und das Jahr zur Berechnung verwendet. Diese erfolgt mittels des Produkt der Todesfälle N und der Lebenserwartung L, siehe Gleichung [2].

$$YLL(c, s, a, t) = N(c, s, a, t) \times L(s, a) \quad [2]$$

Dabei berücksichtigt der Faktor $N(c,s,a,t)$ die Ursache c , das Geschlecht (s), und das Alter a im Jahr t . Die Lebenserwartung $L(s, a)$ ist die, auf Datenbasis der World Population Prospects 2012 prognostizierte nationale Lebenserwartung für das Jahr 2050 von 92 Jahren basierende Standardverlustfunktion unter Bezugnahme des Geschlechtes und des Alters. (WHO, 2023) Durch diese Methode wird nicht nur die Häufigkeit und damit das Risiko einer Todesursache berücksichtigt, sondern auch das Sterbealter einer Person.

Zur Bestimmung der Todesfälle werden Expositions-Wirkungsuntersuchungen vorgenommen und daraus abgeleitete Funktionen aufgestellt, die im Weiteren zur Kalkulation der Todesfälle aufgrund einer spezifischen Ursache verwendet werden. Dabei wird unter Verwendung eines relativen Risikos (RR) für eine Exposition und den daraus resultierenden Todesfällen einer Krankheit (P) der zuordenbare Bevölkerungsanteil für diese Exposition bestimmt: International Populated attributed fraction, kurz PAF genannt. Das heißt, dass PAF gibt an, wie viel Prozent der Todesfälle einer spezifischen Todesursache, z.B. Lungenkrebs, auf eine bestimmte Einwirkung wie beispielsweise eine dauerhafte Stickstoffoxidbelastung zurückzuführen sind. Im deutschen Sprachgebrauch ist die Bezeichnung als relatives, bevölkerungsbezogenes, attributables Risiko (PAR) ebenfalls geläufig.

$$PAF = \frac{\int_{x=0}^m RR(x)P(x)dx - \int_{x=0}^m RR(x)P'(x)dx}{\int_{x=0}^m RR(x)P(x)dx} \quad [3]$$

$$PAF = \frac{\sum_{i=1}^n P_i RR_i - \sum_{i=1}^n P'_i RR_i}{\sum_{i=1}^n P_i RR_i} \quad [4]$$

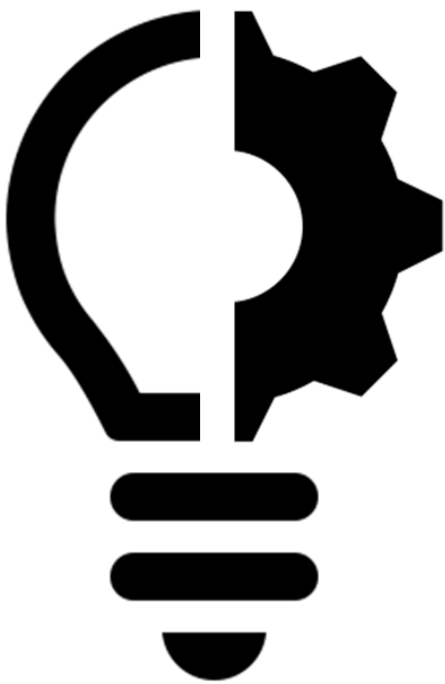
Auf diese Berechnungsansätze wird im späteren Verlauf dieser Arbeit detailliert eingegangen. Weitere Informationen zur Berechnung der YLL können der Literatur entnommen werden. (Chudasama et al., 2022; Egunsola et al., 2019; WHO, 2023). Der vorgestellte Ansatz legt den Schwerpunkt der Risikogröße auf die Gesundheit einer Person bzw. Personengruppe in Abhängigkeit deren Alters.

Unter Einbezug der wirtschaftlichen Komponente ist u.a. der von Schelling 1968 entworfene Ansatz zur Bestimmung des gesellschaftlich getragenen Risikos zu verwenden. (Schelling et al., 1968) Da die Ablebenswahrscheinlichkeit nicht im Voraus für eine spezifische Person bestimmt werden kann, sondern nur als durchschnittliches Risiko für eine Gruppe aus der Aggregation ihrer individuellen Risikobereitschaft, definiert Schelling das Risiko als Wert eines statistischen Lebens. Um dies zu berechnen, werden Stated Preference-Methoden, wie beispielsweise die Contingent-Valuation Umfrage durchgeführt. Dabei werden erwerbstätige Personen nach der Höhe ihrer Zahlungsbereitschaft gefragt, um ein spezifisches Sterberisiko zu senken. Dies führt zwangsläufig zu einer persönlichen Abwägung zwischen der Reduzierung des eigenen Risikos und der verfügbaren Ressourcen (Morgan et al., 2016). Ist beispielsweise eine Person gewillt, 20 Euro aufzuwenden, um das Risiko an einer Einwirkung zu versterben in einem von hunderttausend Fällen zu reduzieren, dann wären 100.000 Menschen bereit insgesamt 2.000.000 Euro auszugeben, um das Ableben von einem dieser 100.000 Menschen zu verhindern. Dieser monetär berechnete Betrag wird als Value of statistical life, kurz VSL bezeichnet. (Aldy & Viscusi, 2007; OECD, 2011)). Einer der Schwachpunkte des VSL liegt bei der Auswahl der Umfragegruppe, da die Höhe des Betrags in verschiedenen Kontexten und bei verschiedenen Personen(-gruppen) stark variieren kann. Aus diesem Grund muss die Umfragegruppe aus dem statistischen Durchschnitt der Bevölkerung bestehen, um belastbare Ergebnisse zu erhalten. Ebenso ergibt sich daraus die lokale Abhängigkeit unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Lohnniveaus, Lebenshaltungskosten etc. Folglich muss bei länderübergreifenden Vergleichen der VSL durch Wirtschaftsindikatoren korrigiert werden. Eine weitere Problematik der Methode liegt darin, dass bei den meisten Langzeitumweltrisiken, wie beispielsweise Lärm und Luftverschmutzung sich die positiven Auswirkungen von Gegenmaßnahmen auf einen viel älteren Personenkreis (65+) auswirken als die Personengruppe (ca. 35 – 40 Jahre), die zur Berechnung des VSL herangezogen wird. (Aldy & Viscusi, 2007) Zur Anwendung kommt die Methode des VSL häufig zur Kosten-Nutzen-Analyse von geplanten Maßnahmen seitens der Politik. (Chestnut & Civita, 2009) Der Fokus bei diesem Ansatz liegt auf der Monetarisierung der schädlichen Gesundheitsexposition.

Da beide Ansätze den Schwerpunkt auf unterschiedliche Interessensgrößen setzen, zum einen Gesundheit (Sicherheit), zum anderen Kapital (Wirtschaftlichkeit), jedoch das Ergebnis der Berechnung des Risikos in dieser Arbeit einerseits als ergebnisneutrale Einheit und andererseits für individuelle Personen quantifizierbar sein soll, wurde die Risikoeinheit Tote pro 100.000 exponierte Einwohner und Jahr verwendet ($1/100k \text{ EW a}$). Das bedeutet, wie viele Personen versterben pro 100.000 Einwohner und Jahr an der ausgewählten Exposition. Dabei werden zum Teil einzelne Bestandteile der voraus beschriebenen Berechnungsmethoden verwendet. Durch die gewählte Einheit ist zum einen der angestrebte Vergleich möglich, und zum anderen ist die Risikobewertung bei passenden Randbedingungen beliebig übertragbar und leicht verständlich. Die der Berechnung zugrunde liegende, neu entwickelte Methode zur Analyse und Vergleichbarkeit der individuellen Nutzergefährdung durch lokale gesundheitsschädliche Einflüsse aus Umweltexpositionen wird im folgenden Kapitel beschrieben.

2.3 Bewertung Stand des Wissens

Zusammenfassend zeigt sich, dass ein Risiko prinzipiell durch die beiden Faktoren Eintrittshäufigkeit und potenzielles Schadensausmaß definiert ist. Dabei ist die Risikowahrnehmung in der Gesellschaft stark subjektiv, denn die Höhe der Akzeptanz ist mit dem einhergehenden (individuellen) Nutzen verbunden. Die Gegenüberstellung der akzeptablen und inakzeptablen Risiken nach (Whyte & Burton, 1982) in Tabelle 1 sowie die angeführte Auswertung der Stadtbewohnerbefragung (Kaufmann & Richtmann, 2021) verdeutlichen, dass risikobehaftete Einwirkungen, deren Folgen räumlich getrennt sowie zeitlich verzögert auftreten, also indirekt, als akzeptabel eingestuft werden. Direkte Auswirkungen sind hingegen als inakzeptabel bzw. störend bewertet. Die Dauer der Expositionen führt bei kurzer Einwirkung zu reversiblen Beschwerden, die bei andauernder Exposition zu irreversiblen gesundheitlichen Beeinträchtigungen und schlussendlich bis zum Tod führen können. Direkte Expositionen sind demgegenüber Ereignisse, deren gesundheitliche Auswirkungen bzw. bei denen die Verluste von Leben unmittelbar einsetzen. Im urbanen Kontext wurden u.a. Luftverschmutzung, Lärm, Hitze und Radon als indirekte Langzeitexpositionen, die schädigend auf den Menschen einwirken, identifiziert. Feuer, Blitzschlag und Erdbeben sind direkte urbane Expositionen. Die Übertragung dieser subjektiven Akzeptanz–Nutzenfunktion ist durch das beschriebene ALARP-System in ein gesellschaftlich qualitatives Bewertungsschema ermöglicht. Die Bewertung definiert einen gesellschaftlich tolerierten Grenzbereich für ein spezifisches Risiko. Zur quantitativen Auswertung dieses Risikoniveaus entwickelte die WHO, mit Fokus auf die Gesundheitsschädigung, das System der „Years of Life lost“ (Murray & Lopez, 1990). Dabei wird neben den Krankheitslasten auch das Alter der verstorbenen Personen zur Auswertung herangezogen. Dadurch ist eine internationale Vergleichbarkeit der Gesundheitsversorgung sowie der hygienischen Zustände möglich, da mittels der Altersgewichtung verstorbene Personen im Kinder- und Jugendalter, sowie junge Erwachsene viel stärker ins Gewicht fallen als ältere Personen. Somit besteht die Möglichkeit, Krankheiten und (hygienische) Missstände in einem Land viel detaillierter zu bewerten und gezielte Gegenmaßnahmen vorzunehmen, als bei der reinen Auswertung der Anzahl von Todesopfern einer Krankheit. Unter Berücksichtigung des Grundsatzes, dass alle Menschen gleich sind und jeder Mensch das Recht auf Leben und Unversehrtheit hat, ist das Ziel dieser Arbeit nicht die Identifizierung von Gesundheitsmissständen, sondern die Vergleichbarkeit von unterschiedlichen Expositionsrisiken. Dadurch ist, abweichend zu den Years of Life lost die Entwicklung eines Berechnungsansatzes, indem das Alter nicht als Gewichtungsfaktor der Todesfälle herangezogen wird, vonnöten. Des Weiteren sind die angeführten, existierenden ökonomischen Quantifizierungsmethoden die eine monetäre Bewertung von Maßnahmen bzw. Einwirkungen ermöglichen, für die Lösung der Aufgabenstellung ungeeignet, da diese die Vergleichbarkeit zwischen Expositionen nicht über die gesamte Altersspanne einer Person, sondern hauptsächlich über Zeit der Erwerbstätigkeit quantifizieren und somit einen großen Bevölkerungsanteil vernachlässigen. Als Resümee des Stands des Wissens kann gezogen werden, dass Risiko gesellschaftlich hauptsächlich eine subjektive Wahrnehmung erfährt, Expositionen in direkt und indirekt kategorisiert werden können und Bewertungsmethoden existieren, aber eine Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Expositionsauswirkungen aktuell nicht möglich ist.



3 Entwickelte Methode

Im Folgenden wird die Zielsetzung, der Aufbau sowie die thematische Abgrenzung der neu entwickelten Methode vorgestellt. Die verwendeten Einzelmethoden zur Datenerfassung und Analyse sind in den jeweiligen Ausführungen der exemplarisch ausgewählten Expositionen enthalten.

3.1 Zielsetzung

Die Methode ermöglicht es erstmalig, die Gesundheitsrisiken, die von Umweltexpositionen ausgehen, auf einer einheitlichen Bewertungsskala gegenüberzustellen, zu vergleichen und zu bewerten. Die Schwierigkeit besteht dabei vor allem zum einen in der Transformation der gegebenen statistischen Daten auf eine einheitliche Skala und Einheit, zum anderen in der grundlegenden Risikobestimmung bzw. Zuordnung der Umweltexpositionen. Dadurch besteht die Möglichkeit, potenzielle lokale Hotspots für Gesundheitsschädigungen zu identifizieren sowie individuelle Gegenmaßnahmen zu treffen. Durch die Quantifizierung des Risikos besteht die Möglichkeit, sowohl Exposition als auch Gegenmaßnahmen nach wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Kriterien zu bewerten. Beispielsweise könnte dies in der Stadtplanung als „Gesundheitsausweis für die urbane Umgebung“ oder zur Festlegung örtlich beschränkter Grenzwerte dienen. Im Übrigen hat jede Person dadurch die Möglichkeit, das persönliche Risiko zu überprüfen, und damit eine Chance, sich einer Gesundheitsgefährdung bewusst auszusetzen oder diese gezielt zu vermeiden. Dem Gesetzgeber ermöglicht die Transformation des Risikos auf eine einheitliche Skala die Validierung sowie Weiterentwicklung der gesellschaftlichen Schutzziele in den einzelnen Bereichen.

3.2 Aufbau der Methode

Die folgende Erläuterung zum Aufbau und Ablauf der Methode ist grafisch in Abbildung 8 zusammengefasst. Die schraffierten, farbig abgesetzten Bereiche zeigen die in der vorliegenden Arbeit neu entwickelten Bestandteile. Dabei ist zu beachten, dass die grafische Dimensionierung einzelner Komponenten keine Aussage auf den tatsächlichen Umfang der einzelnen Prozesse hat.

Der Arbeit liegen aufgrund der komplexen Zusammenhänge der einzelnen Bestandteile vier Wissenschaftsdisziplinen mit entsprechenden Fachbereichen zugrunde, aus deren Zusammensetzung eine Gesamtmethode entwickelt wurde. Diese sind:

- Ingenieurwissenschaften (Bauingenieurwesen)
- Geisteswissenschaft (Rechtswissenschaften + Sozialwissenschaft)
- Medizin (Epidemiologie)
- Mathematik (Statistik)

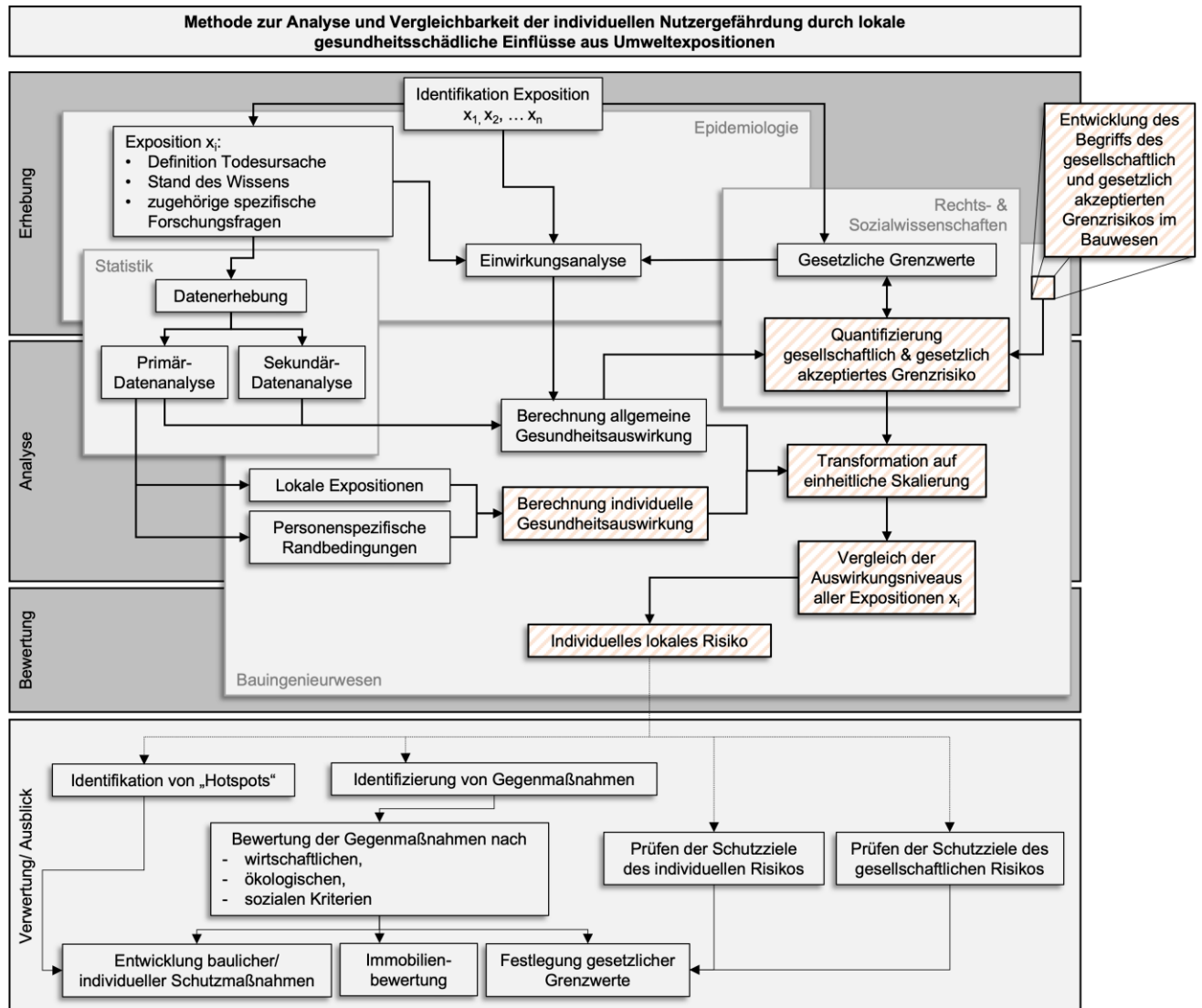


Abbildung 8: Entwickelte Methode zur Quantifizierung des lokalen urbanen Gesundheitsrisikos einer spezifischen Person

Die Grundlagen zu urbanen Gesundheitsrisiken konnten mittels epidemiologischer Daten erhoben werden. In diesem Themengebiet sind Informationen zu Expositions-Wirkungsfunktionen, Gesundheitsschädigungsabläufe durch Expositionen, Gesundheitsdaten und Berechnungsmodelle für die zuordenbaren Bevölkerungsanteile enthalten. Im Weiteren erfolgt mittels statistischer Methoden eine Analyse, um große Datensätze, wie die demografischen Bevölkerungszusammensetzungen, Sterbedaten oder Messdaten auf ihre Konsistenz und Zuverlässigkeit zu prüfen. Die Geisteswissenschaft, darunter hauptsächlich das Gebiet der Rechtswissenschaft und Soziologie, ermöglicht die Erhebung bzw. Quantifizierung der aktuellen gesetzlichen und gesellschaftlichen Risikoakzeptanz. Durch die Analyse der aktuellen Gesetzeslage, in Kombination mit dem entwickelten Grenzkrisikobegriffs, kann das politisch akzeptierte Restrisiko ermittelt werden. Auf dem Gebiet der Soziologie zeigt die gesellschaftliche Akzeptanz bei überschrittenen Grenzwerten das gesellschaftlich akzeptierte Risiko auf. Unter Verwendung ingenieurwissenschaftlicher Methoden wird zum einen die Grundlage des Begriffs Grenzkrisikos im Bauwesen entwickelt, der essenziell für die Quantifizierung des gesetzlichen sowie gesellschaftlichen Grenzwerts ist, siehe hierzu Kapitel 4. Zum

anderen bildet die Anwendung von Ingenieurmethoden die Schnittstelle für die drei erstgenannten Disziplinen und bildet damit die Basis zur Vornahme einer einheitlichen Skalierung. Diese Transformation ermöglicht die abschließende ganzheitliche Analyse und Bewertung der Gesundheitsschädigung einer Person, die von der urbanen Umgebung ausgeht.

Die Methode wurde auf einer Basisstruktur von drei aufeinander aufbauenden Phasen entwickelt. Diese sind:

Erhebung → Analyse → Bewertung

Die Bestimmung des lokalen Risikos beginnt mit der Erhebung von Daten, Zuständen und Informationen. Dies erfolgt mittels Literaturrecherchen. Dadurch können die Umweltexpositionen (x_1, x_2, \dots, x_n) identifiziert werden, die in einem Zusammenhang mit der urbanen Umgebung sowie einer Gesundheitsschädigung stehen. In dieser Arbeit werden exemplarisch die Expositionen gegenüber Feuer, Flamme und Rauch, Verkehrslärm sowie Luftverschmutzung vorgestellt. Für weitere umweltbedingte Expositionen, wie beispielsweise Hitze, ausgelöst durch den Heat-Island Effekt, Radonbelastung oder das Sick Building Syndrome bildet dieser Baustein die Schnittstelle zur Implementierung. Im Weiteren erfolgt die Definition der Todesursache, des Stands des Wissens, die Beschreibung des methodischen Vorgehens, sowie der spezifischen Hypothesen und Forschungsfragen für die jeweilige Exposition i . Die erneute Beschreibung des methodischen Vorgehens geht dabei auf die unterschiedlichen Eingangsparameter bzw. Erhebungsgrundlagen ein, da sich die Analyse für direkte und indirekte Einwirkungen aufgrund der statistischen Randbedingungen unterscheidet. Dies ist durch den Unterschied begründet, dass es zwar eine eindeutige Zuordnung der Verstorbenen bei direkten Expositionen gibt, jedoch probabilistische Modelle zur Quantifizierung der Anzahl der Verstorbenen, die aus einer expositionsinduzierten Krankheit resultieren, zu verwenden sind. Ausgehend von den erhobenen Ergebnissen können zum einen hierfür bestehende Expositions-Wirkungsfunktionen der Literatur übernommen und mit dem Stand des Wissens abgeglichen und zum anderen die aktuellen gesetzlichen Grenzwerte und Vorgaben eruiert werden. Anschließend erfolgt die Erhebung der Daten. Dabei wird auf Primärdaten, wie z. B. In-Situ Messungen für den örtlichen Lärmpegel, sowie auf Sekundärdaten, wie beispielsweise die Todesursachenstatistik oder die Bevölkerungsstatistik, zugegriffen. Die Datenerfassung schließt die Phase der Erhebung ab.

Die Analyse bildet die zweite Phase der Methode. Dabei werden einerseits die erhobenen Primär- und Sekundärdaten, andererseits die gegebenen gesetzlichen Grenzwerte mit der Einwirkungsanalyse verknüpft und analysiert. Mit den gewonnenen Ergebnissen ist es möglich, neben dem gesetzlichen auch das von der Gesellschaft tatsächlich akzeptierte Risiko erstmalig als Zahlenwert abzuleiten. Der Unterschied zwischen der allgemeinen Gesundheitsauswirkung und dem gesellschaftlichen Grenzwert liegt in der Bewertung der Akzeptanz dieses Wertes. Die allgemeine Gesundheitsauswertung zeigt ausschließlich den objektiven Ist-Zustand auf. Ist dieser gesellschaftlich akzeptiert, sind der allgemeine und der gesellschaftlich akzeptierte Gesundheitszustand auf dem gleichen Niveau. Verschiebt sich die gesellschaftliche Akzeptanz eines Risikos, so werden meist auch die gesetzlichen Grenzwerte angepasst. Dieser Umstand wird durch die bidirektionalen Pfeile in Abbildung 8 verdeutlicht. Neben den allgemeinen Gesundheitsauswirkungen der durchschnittlichen Gesamtbevölkerung werden die individuellen lokalen sowie personenspezifischen Randbedingungen analysiert und die Berechnung der individuellen Gesundheitsauswirkung

durchgeführt. Im Weiteren erfolgt die Transformation der Ergebnisse und Einheit auf eine einheitliche Skalierung, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen. Die Transformation stellt den letzten Schritt der Datenanalyse dar. Das Vorgehen der Erhebung sowie der Analyse ist für jede Exposition $x_i - x_n$ identisch durchzuführen, um die Grundlage für die Gesamtbewertung zu schaffen.

Abschließend folgt in der dritten Phase die Bewertung der gewonnenen Ergebnisse. Dazu werden die anfangs erhobenen In-Situ Primärdaten von der Wohnadresse, wie beispielsweise der Verkehrslärmpegel und die Höhe der Feinstaubbelastung, sowie die bekannten personenspezifischen Randbedingungen, wie z. B. das Alter und der Familienstand, mit den berechneten Risikoniveaus verglichen. Dabei kann eine Exposition zum einen linear betrachtet werden, ebenso besteht die Möglichkeit, einen Vergleich multipler urbaner Expositionen untereinander durchzuführen. Aus der Bewertung der Daten kann abschließend das individuelle urbane Gesundheitsrisiko an einer spezifischen Wohnadresse bestimmt werden. Dies stellt den Abschluss der entwickelten Methode dieser Arbeit dar. Ferner ist in Abbildung 8 die Verwertung bzw. der Ausblick zur Verwendung der Methode in Auszügen aufgeführt. Durch die Quantifizierbarkeit des lokalen Risikos besteht z.B. die Möglichkeit zur Identifikation von lokalen Expositionshotspots, sowie die Entwicklung und Bewertung von Gegenmaßnahmen, da die potentiellen Verbesserungen vorab mittels der Methode quantifizierbar sind. Des Weiteren ermöglichen die Ergebnisse politischen Entscheidungsträgern erstmalig die quantitative Beurteilung von Schutzziele bzw. gesetzlichen Regulierungen. Dadurch besteht darüber hinaus auch die Möglichkeit zur Prüfung der Wirksamkeit von gesetzlichen Schutzziele. Detaillierte Ausführungen sind in Kapitel 10.2 aufgeführt.

3.3 Abgrenzung des Themas

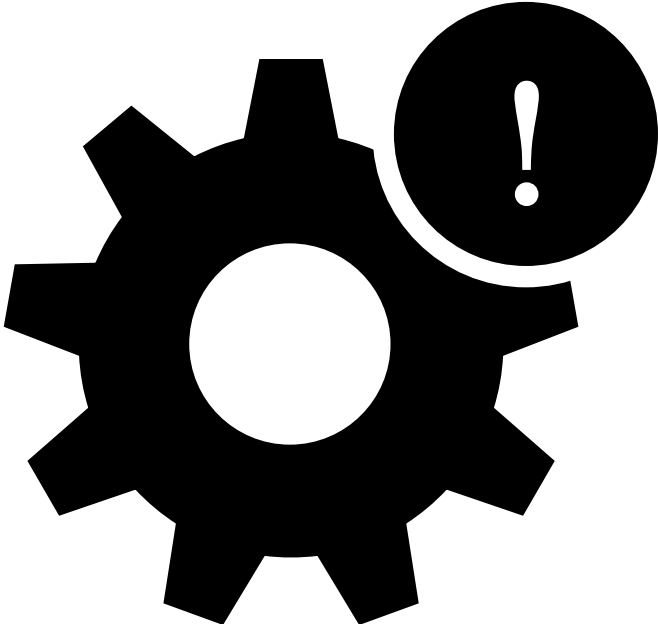
Die vorgestellte Methode ermöglicht es auf einer auf 100.000 Einwohner bezogenen Skala, die Sterbewahrscheinlichkeit aufgrund urbaner Expositionen zu vergleichen und zu bewerten. Inwieweit dabei eine Exposition in Relation zu ihrem gesellschaftlichen und individuellen Nutzen steht und welche Kosten zur Reduzierung einzelner Risiken aufzuwenden sind, wird in dieser Arbeit nicht bewertet. Hierfür sind beispielsweise die in Kapitel 2.2.3 vorgestellten Stated Preference-Methoden geeignet.

Die Höhe des Gesundheitsrisikos ist ausschließlich auf die Sterberate bezogen, dabei werden potenzielle Jahre mit gesundheitlicher Beeinträchtigung, definiert als Years of healthy life lost due to disability (YLD), vernachlässigt. (Murray & Lopez, 1990)

Die erhobenen Primär- bzw. Sekundärdaten sind elementarer Bestandteil der Methode. Von einer Belastbarkeit der Daten wurde ausgegangen. Liegen diese nicht im vollen Umfang für das Untersuchungsgebiet vor, können zwar Prognosen auf Grundlage anderer, ähnlicher Gebiete erstellt werden; inwiefern diese Ergebnisse zutreffen und welche urbanen und soziokulturellen und -ökonomischen Parameter als Indikator für eine zuverlässige Übertragbarkeit der Ergebnisse zu erheben sind, wird in dieser Arbeit nicht untersucht. Der Einfluss des Alters, vorhandene Vorerkrankungen sowie die Expositionsdauer, der durch urbane Expositionen induzierten Todesfälle bedarf seitens der Medizin bzw. der Epidemiologie weiterer Forschung und ist nicht Inhalt dieser Arbeit. Die Schnittstellen der Einwirkungsanalyse der vorgestellten Methode ermöglichen jedoch die direkte Integration neuer Erkenntnisse aus diesem Feld. Des Weiteren schafft die Methode die Option zur Identifikation des Handlungsbedarfs an Orten mit multiplen Expositionsspitzen. Konkrete bauliche, gesetzliche oder gesellschaftliche Maßnahmen, die zur Verbesserung und

damit zu einer Risikoreduzierung führen, sind ebenso wie eine Sensitivitätsanalyse der Ergebnisse und deren Korrelationen, z. B. die Senkung der Verkehrslärmexposition und der Feinstaubexposition durch eine Verkehrsbeschränkung, nicht Bestandteil dieser Arbeit.

Erste Ansätze zur Erhebung und Bewertung des gesellschaftlich akzeptierten Risikoniveaus sind in den einzelnen Expositionskapiteln 4, 6 und 7 gegeben. Eine soziologisch differenzierte Auswertung durch Medienanalysen, Gesellschaftsbefragungen etc. sowie eine daraus abgeleitete Definition dieser Grenzwerte bzw. -niveaus ist nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit.



4 Entwicklung des Begriffs Grenzzisiko im Bauwesen

Um den Begriff Grenzzisiko in der Arbeit eindeutig verwenden zu können, wird zunächst in Anlehnung an die in der Baupraxis gegebenen Anforderungen geklärt, weshalb jede Wohnnutzung ein Restrisiko beinhaltet und wie die zugrunde liegenden Interessen der unterschiedlichen, am Bau beteiligten Stakeholder das akzeptierte (Grenz-)Risiko bei einem Wohngebäude beeinflussen bzw. wie sich dieses daraus zusammensetzt. Die quantitative Bestimmung des aktuellen Grenzzisikos für Wohnen unter Umweltexpositionen in Deutschland wird in den nachfolgenden Kapiteln 4 bis 7 vorgenommen, um anschließend eine Vergleichbarkeit der vorhandenen Risiken der unterschiedlichen Expositionen sowie der aktuell vorhandenen Risikoakzeptanz zu ermöglichen.

Die Definition erfolgt unter Berücksichtigung der Charakteristika Sicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit. Diese Dimensionen sind im Bausektor die üblichen Kenngrößen zur Bemessung und werden beispielsweise im Eurocode 1990 unter Punkt 2.1 wie folgt formuliert:

*„Ein Tragwerk ist so zu planen und auszuführen, dass es während seiner geplanten Nutzungsdauer mit angemessener **Zuverlässigkeit** und **Wirtschaftlichkeit** — allen möglichen Einwirkungen und Einflüssen bei der Errichtung und Nutzung standhält, und die festgelegten Anforderungen an die **Gebrauchstauglichkeit** eines Tragwerks oder eines tragenden Bauteils erfüllt.“ (DIN EN 1990:2021-12)*

Im Rahmen dieser Arbeit ist der Begriff Zuverlässigkeit mit dem Begriff Sicherheit gleichzusetzen.

4.1.1 Sicherheit

Sicherheit wird als subjektive Gewissheit einer Person, einer Gruppe, eines Staates, vor einer Gefahr hinreichend geschützt zu sein, verstanden. Somit ist Sicherheit nicht als die absolute Abwesenheit von Gefahr definiert, sondern als suffiziente Reduzierung dieser anzusehen. (Fritzsche, 1986). Die Sicherheit im Sinne von Leib und Leben ist für die europäische Gesellschaft ein elementarer Bestandteil und wird beispielsweise in den Grundrechten der Europäischen Union Artikel 2 beschrieben:

„Jeder Mensch hat das Recht auf Leben.“ (EuGH, 2022b)

In Bezug auf Sicherheit wird dies noch durch Artikel 6 verdeutlicht:

„Jeder Mensch hat das Recht auf Freiheit und Sicherheit.“ (EuGH, 2022b)

Ebenso wird das Recht in Deutschland in Artikel 2 des Grundgesetzes beschrieben:

„Jeder hat das Recht auf Leben und körperliche Unversehrtheit. [...]“ (GG, 1949)

Dieses Recht umzusetzen, ist somit eine der höchsten staatlichen Aufgaben und im öffentlichen Interesse. Frevel (2013) fasst zusammen, dass die Abwehr von Gefahren (innere und äußere) sowie deren Risikominderung für eine Bevölkerung die zentrale Aufgabe des modernen Staats ist. Es ist jedoch anzuführen, dass Sicherheit nicht prinzipiell eine rein positive Eigenschaft und somit ein „uneingeschränktes Gut“ ist, sondern Zedner (2003) zufolge eher ein Paradoxon, da beispielsweise die Sicherheitsmaßnahmen jenseits ihrer tatsächlichen Effektivität zwar ein stärkeres Sicherheitsgefühl hervorrufen, tatsächlich können sie jedoch das subjektive Unsicherheitsgefühl stärken. Ferner ist zu beobachten, dass eine kritische Reflexion von Sicherheitsmaßnahmen mit der Kontinuität ihrer Umsetzung bzw. ihres Bestehens zunehmend abnimmt. Beispielhaft wird hierfür die großflächige Videoüberwachung des öffentlichen Raumes in Großbritannien angeführt. (Zedner, 2003) Leuschner (2018) fasst zusammen, dass Sicherheit nicht als Endzustand erreicht werden kann, sondern als stetig fortzuentwickelnde Praktik angesehen werden muss. Das Sicherheitsverständnis des Bauwesens beruht auf der gesellschaftlichen Übereinkunft einer ausreichend hohen Wahrscheinlichkeit zur Nichtüberschreitung eines definierten Grenzzustandes im Nutzungszeitraum (Zuverlässigkeit). Das vorhandene Restrisiko stellt dabei den Anteil der Gefährdung dar, der entweder nicht auszuschließen ist, oder dessen Abwendung nicht mit vertretbarem Aufwand (Kosten) durchführbar ist. (Bletzinger et al., 2020)

Als Resümee kann gesagt werden, dass Sicherheit im häufigsten Sinne subjektiv beurteilt wird, stets mit einer vorhandenen Unsicherheit einhergeht, deren Zielkonflikt es zu berücksichtigen gilt und eine absolute Sicherheit, im Sinne eines Ausschlusses jeglicher Gefahr nicht erreicht werden kann, sondern die legislativen Organe eines Staates zur Wahrung der gesellschaftlichen Grundrechte einen kontinuierlichen Prozess der Sicherheitsanalyse und Hinterfragung geltender Gesetzgebung umzusetzen haben. Die Sicherheitsbildung ist sowohl durch Schutzmaßnahmen als auch durch Gefahrenreduzierung möglich.

Die Überführung des Schutzbegriffs auf die Anforderung eines Gebäudes erfolgt in Deutschland im ersten Schritt über die Landesbauordnungen. Diese differenzieren in Schutz gegen schädliche Einflüsse, wie Brand-, Wärme-, Schall-, Erschütterungsschutz sowie Standsicherheit. (Bauministerkonferenz, 2022) Der Schutz gegen diese Einwirkungen wird hauptsächlich über die Gebäudehülle hergestellt. Knaack et al. (2014) stellen dies zusammengefasst in Abbildung 9 dar. Für die bauseitige Umsetzung sind die Anforderungen an Bauteile in unterschiedlichen Gesetzen und Verordnungen beschrieben: Die Bestimmungen zum Brandschutz sind unter anderem in den Bauordnungen und zusätzlichen Richtlinien, Verordnungen und Normungen geregelt. (Bauministerkonferenz, 2012, 2022; DIBt, 2023)

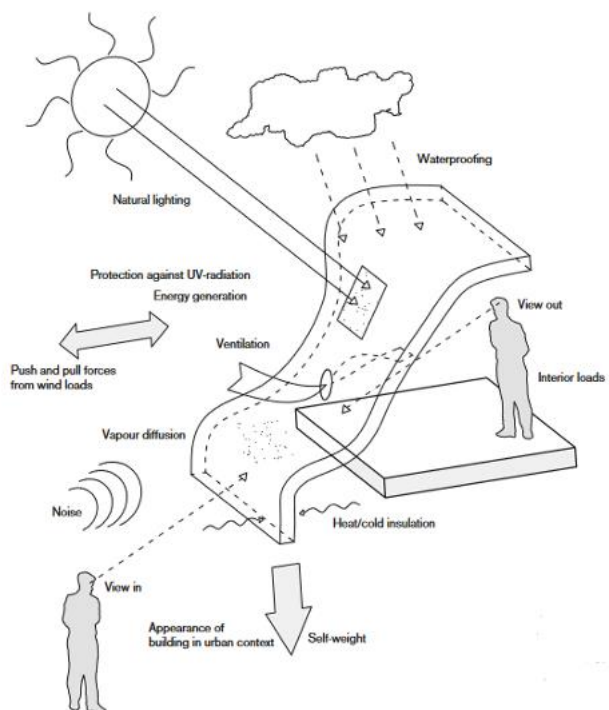


Abbildung 9: Schutzanforderungen an Gebäudehüllen (Knaack et al., 2014)

Die Vorgaben zum Wärmeschutz sind in der DIN 4108-2:2013-02 Wärmeschutz und Energie-Einsparung in Gebäuden enthalten, die Regelungen zum Schallschutz in der DIN 4109-1:2018-01 Schallschutz im Hochbau. Bauliche Anforderungen zum Schutz vor Luftverschmutzung werden jedoch z.B. nicht explizit gestellt. Im Übrigen gibt es eine Vielzahl weiterer Schutzmaßnahmen, wie z.B. vor Erdbeben, Hochwasser und Radon. Auch an die generelle Standsicherheit eines Gebäudes (Schutz vor Einsturz) werden Anforderungen gestellt; dabei entspricht der Begriff der Standsicherheit der Sicherheitsdefinition der Vorgängernorm des Eurocode „0“ *„Fähigkeit des Tragwerks zur Sicherstellung von Tragfähigkeit und Gebrauchstauglichkeit, die eine Gefährdung der öffentlichen Sicherheit und Ordnung verhindern“* DIN 1055-100:2001-03. Im weiterentwickelten Eurocode DIN EN 1990:2021-12 wird dann der Zirkelschluss zur Sicherheit über die Definition der Grenzzustände vollzogen und die Überleitung zur Gebrauchstauglichkeit gegeben:

„Die Grenzzustände, die Sicherheit von Personen betreffen, [...] sind als Grenzzustände der Tragfähigkeit einzustufen.“ (DIN EN 1990:2021-12)

„Die Grenzzustände, die [...] das Wohlbefinden der Nutzer betreffen, das Erscheinungsbild des Bauwerks betreffen (Ästhetik, Anmerkung des Autors), sind als Grenzzustände der Gebrauchstauglichkeit einzustufen.“ (DIN EN 1990:2021-12)

4.1.2 Gebrauchstauglichkeit

Der Begriff der Gebrauchstauglichkeit ist in der Literatur nicht eindeutig bestimmt. Normativ wird die Gebrauchstauglichkeit wie folgt beschrieben:

„Die Gebrauchstauglichkeit eines Gutes ist dessen Eignung für seinen bestimmungsgemäßen Verwendungszweck, die auf objektiv und nicht objektiv feststellbaren Gebrauchseigenschaften beruht und deren Beurteilung sich aus individuellen Bedürfnissen ableitet.“ (DIN 66050:1980-08, 1980)

„Qualität eines Objektes bezüglich eines spezifischen beabsichtigten Gebrauchs oder einer spezifischen beabsichtigten Anwendung.“ (DIN 55350:2021-10, 2021)

„Ausmaß, in dem ein System, ein Produkt oder eine Dienstleistung durch bestimmte Benutzer in einem bestimmten Nutzungskontext genutzt werden kann, um bestimmte Ziele effektiv, effizient und zufriedenstellend zu erreichen.“ (DIN EN ISO 9241-11:2018-11)

Quesenbery (2004) überträgt die normativen Vorgaben der Gebrauchstauglichkeit in die Definition der „5Es“. Die Gebrauchstauglichkeit einer Sache (Objekt, Dienstleistung, System etc.) wird demnach durch die Attribute wirksam (effective), effizient (efficient), anregend (engaging), fehlertolerant (error tolerant), und leicht erlernbar (easy to learn) beschrieben. (Quesenbery, 2004) Im Bauwesen erfolgt die Definition im Eurocodes 1900 Grundlagen der Tragwerksplanung durch den Umkehrschluss, ab wann ein Gebäude nicht mehr als gebrauchstauglich zu bewerten ist. Diese Grenzzustände sind erreicht, wenn einer der folgenden Attribute eingeschränkt ist:

- *die Funktion des Tragwerks oder der tragenden Bauteile unter normalen Gebrauchsbedingungen [...],*
- *das Wohlbefinden der Nutzer [...],*
- *das Erscheinungsbild des Bauwerks [...]* (DIN EN 1990:2021-12)

Schröder (2015) fasst zusammen, dass die Gebrauchstauglichkeit eines Gebäudes demnach nur unter den Voraussetzungen, dass die angestrebte Nutzung, das Wohlbefinden der Nutzer und die damit verknüpften Maßgaben einwandfrei gegeben sind. Darunter fällt ebenfalls ein makelloses visuelles Erscheinungsbild. (Schröder, 2015)

Zusammenfassend kann die Gebrauchstauglichkeit beschrieben werden als Qualität eines Objektes, einer Dienstleistung oder eines Systems zur zufriedenstellenden, spezifischen, effizienten und effektiven Funktionsweise (inkl. ästhetischer Aspekte), unter Berücksichtigung des individuellen Nutzerwohlbefindens, deren Beurteilung jedoch weitgehend subjektiv ist.

4.1.3 Wirtschaftlichkeit

Das aktuelle gesellschaftliche Wirtschaftsziel in Deutschland ist die Steigerung bzw. Maximierung des Wohlstands. (Habeck, 2022) Prinzipiell kann dies quantitativ über die Entwicklung des Sozialprodukts bestimmt werden. Neben diesem Indikator kann die Wirtschaftsleistung in Korrelation zur Steigerung der Lebensqualität (Sozialindikatoren) gemessen werden. Dabei werden Faktoren, wie beispielsweise die Arbeitslosenquote, Lebenserwartung, Säuglingssterblichkeit, Schüler-Lehrer-Quotient und der CO₂-Gehalt der Luft, als quantitativ bestimmbare Messgrößen herangezogen, um die Wohlstandssteigerung zu bestimmen. (Eichhorn, 2000) Das Ende dieses Wachstums-Wirtschaftszieles ist bereits diagnostiziert und wird sich in der Zukunft wandeln müssen. Die Prognosen und Ausführungen des Club of Rome können dazu herangezogen werden. (Meadows et al., 2020) Diese Thematik wird im Zuge dieser Arbeit nicht weiter vertieft und auf die genannte Literatur verwiesen.

Die gesetzliche Anforderung zur Wirtschaftlichkeit wird für den Bund in der Bundeshaushaltsordnung unter §7 Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Kosten- und Leistungsrechnung festgelegt. Satz 2 weist darauf hin, dass bei den Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen auch die entsprechenden Risikoverteilungen der geplanten Maßnahmen mit in die Kalkulation der Wirtschaftlichkeit einfließen sollen und demnach eine Risikoakzeptanz gesetzlich festgelegt ist. (BfJ, 2022) Die Höhe dieses Akzeptanzniveaus wird dabei nicht beschrieben.

Prinzipiell kann Wirtschaftlichkeit in (Kapital-)Rentabilität und Produktivität ausgedrückt werden. Unter der Kapitalrentabilität wird der Quotient aus Gewinn [€] und eingesetztem Kapital [€] verstanden. Die Produktivität berechnet sich aus erbrachter Leistung, z.B. in Meter-Kabel-verlegt [m], geflieste Fläche [m²], gesäuberte Luft [m³] dividiert durch die aufgebrauchte Zeit in Stunden [h]. Über diese beiden Kenngrößen kann die Wirtschaftlichkeit eines Projektes bestimmt werden. (Schiller, 2022) In Bezug auf das Bauwesen treten vor allem private Investoren von Bauprojekten sowie der öffentliche Sektor in den Fokus. Für den Investor bzw. Immobilienentwickler steht die Wirtschaftlichkeit und Kosteneffizienz an erster Stelle. Durch den direkten Verkauf nach Fertigstellung sind Folgekosten (Wartung, Instandsetzung), Sicherheit und Gebrauchstauglichkeit, wenn überhaupt, nur von sekundärem Interesse. Das Gebäude muss lediglich bei Abnahme und in der Gewährleistungsfrist frei von Mängeln sein. Die weiteren Lebenszyklusphasen des

Gebäudes sind nach einem Verkauf für den Immobilienentwickler nicht von Belang. Demgegenüber bewirtschaftet die öffentliche Hand das Gebäude meist über die gesamte Lebensdauer. Diese hängt unter anderem vom herrschenden Klima, dem Standort, den verwendeten Baustoffen (hohe/ geringe Qualität) und der Bauweise bzw. Bauausführung ab. (Pertermann et al., 2012) Wartungs-, Sanierungs- und Nutzungskosten sind hier mit den Produktionskosten gleichgestellt und gehen in die Wirtschaftlichkeitsberechnung mit ein. Die Wirtschaftlichkeit des Gebäudes hängt nach der Projektrealisierung zudem stark von der Nutzung ab. Reine Wohn- oder Büronutzung kann objektiv, über Bau-, Wartungs-, Sanierungskosten und Mieteinnahmen sowie die Wertsteigerung bzw. Verlust des Verkaufswerts, quantifiziert werden. Hingegen ist die Quantifizierung von Schulen, Kultureinrichtungen, Sakralbauten, Denkmälern etc. deutlich komplexer. (Krebs & Scheffel, 2016; Riegel, 1995; Seehawer, 2015) Diese können neben den quantitativen Faktoren nur indirekt, qualitativ, wie vorausgehend beschrieben, z.B. über den Schüler-Lehrer-Quotienten bei Schulen und die damit einhergehende Wohlstandssteigerung bestimmt werden.

Als Zusammenfassung kann Wirtschaftlichkeit beschrieben werden als gezielter, risikobehafteter Einsatz von Finanzmitteln zur Steigerung des (privaten) Wohlstands. Dabei wird im Unterschied zur Rentabilität nicht nur die Mehrung des aufgebrauchten Kapitals betrachtet, sondern wurden auch qualitative Faktoren in die Berechnung mit einbezogen.

4.1.4 Modellierung des Grenzbereichs von (Wohn-) Gebäuden

Es folgt die Erläuterung der Modellierung des Grenzzisikos, aufbauend auf den vorangegangenen Definitionen der Wirtschaftlichkeit, Sicherheit und Gebrauchstauglichkeit, siehe Abbildung 10. Die Schnittmenge, in Anlehnung an das Modell der 3-Säulen der Nachhaltigkeit (United Nations, 1992) und dem Prinzip des magischen Dreiecks aus der Projektplanung (Carl et al., 2017), ergibt das von der Gesellschaft getragene bzw. akzeptierte Restrisiko für den Nutzer eines Gebäudes. Das akzeptierte Grenzzisiko ist dabei nicht als singulärer Wert, sondern, wie in Abbildung 11 dargestellt, als Bereich zwischen einer oberen und unteren Grenze, in Anlehnung an den Toleranzbereich des ALARP-Prinzips nach Abbildung 4 zu bewerten. Liegt einer der drei Parameter außerhalb dieser Bereichsgrenzen, geht dies zu Lasten der übrigen. Ein Gebäude, das ein gewisses Maß an Sicherheit und Wirtschaftlichkeit aufweist, dabei aber die Gebrauchstauglichkeit gänzlich vernachlässigt, kann als *unbrauchbar* eingestuft werden. Die Schnittmenge zwischen Sicherheit und Gebrauchstauglichkeit unter Vernachlässigung des Wirtschaftsaspektes führt zu einem unwirtschaftlichen Ergebnis. Die Missachtung der Sicherheit, bei gleichzeitiger Anpassung von Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit, resultiert in einem unsicheren Gebäude. Die jeweiligen Extremwerte im Zentrum der drei Begriffe bilden diese vollständig in ihrer Objektivität ab.

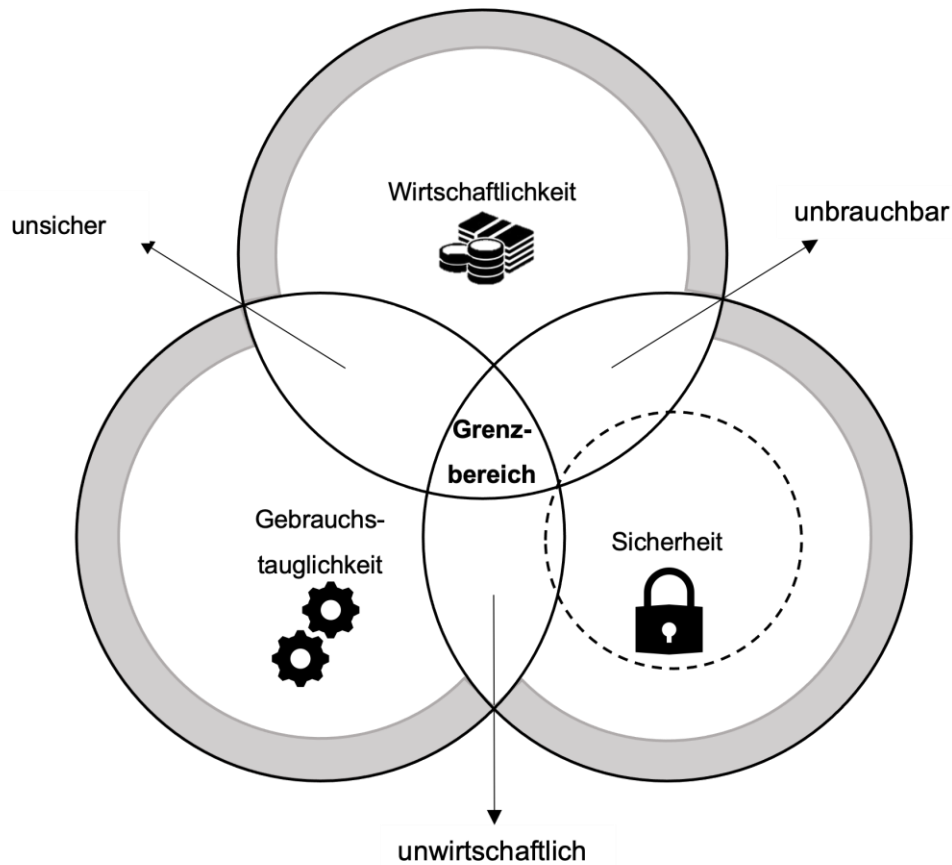


Abbildung 10: Modell des Grenzbereichs von Wohngebäuden unter Verwendung der Parameter Sicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit

Dieser Zustand ist jedoch nicht realisierbar, da zum einen ein absoluter Wert eines Bereichs, wie vorausgehend am Beispiel Sicherheit beschrieben, nicht erreicht werden kann, und zum anderen jedes reale Gebäude bereits mit subjektiven Argumenten in Bezug zu einem, oder beider anderen Begriffe gebracht werden kann und somit vom Extremwert abweicht. Es kommt zu einer graduellen Abstufung nach außen. Beispielhaft ist dies durch die Zuordnung der Wohnnutzung in Abbildung 12 gezeigt. Dabei ist zu beachten, dass die Nutzung Zelt, Hochbunker und Wohnmobil nicht, wie zuvor beschrieben, den absoluten Wert, sondern eine Näherung daran abbilden.

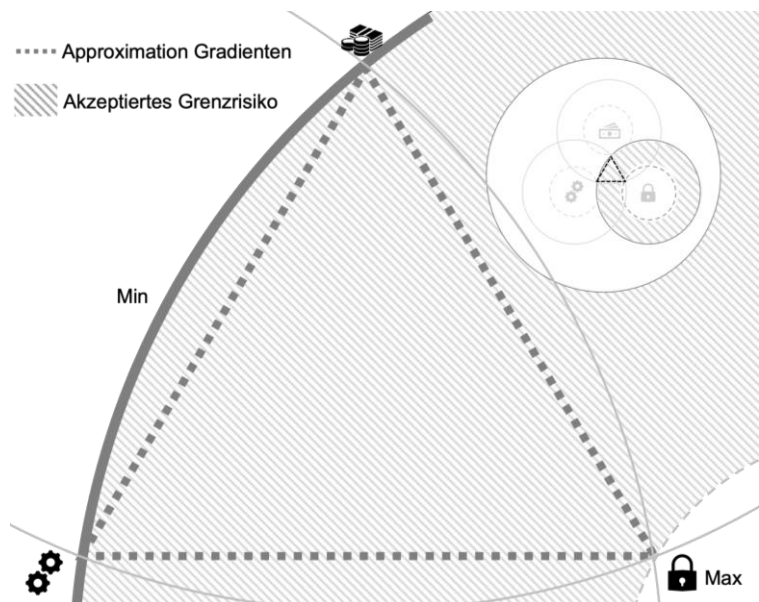


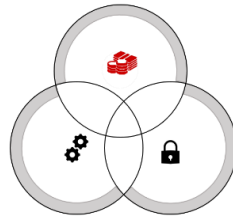
Abbildung 11: Akzeptierter Grenzbereich des Sicherheitsparameters und Approximation der zirkulären Parametergrenzen zu einem triangulären Modell

Es ist zu beachten, dass zumeist die Funktion der Sicherheit gegenüber den Kosten nicht linear, sondern exponentiell verläuft, das bedeutet, dass die Steigerung, ausgehend von einem grundlegenden hohen Sicherheitsniveau auf ein höheres ungleich schwieriger bzw. investitionsintensiver ist. (K. Fischer et al., 2012; Marx, 2018). Ob dieser Zusammenhang auch in den anderen Kombinationen zwischen den Parametern besteht, bildet einen Ausblick für weitere Forschungsarbeiten. (siehe Kapitel 10)

Der Schnittpunkt aus Sicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit kann als gesellschaftlich akzeptiertes Grenzzisiko (social risk) oder auch Kollektivrisiko bezeichnet werden. Nach (Fritzsche, 1986) ist es vor allem aus volkswirtschaftlicher Sicht für die politischen Entscheidungsträger als kollektives Schadensausmaß in einem definierten Zeitraum von Interesse. Durch die in Abbildung 11 gezeigte Approximation der zirkulären Parametergrenzen entsteht das, in Abbildung 13 dargestellte trianguläre Diagramm zur Gebäudebewertung. In dieser Arbeit wird ausschließlich der Parameter Sicherheit, im Sinne von Sterbewahrscheinlichkeiten, ohne quantitative Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit und Gebrauchstauglichkeit betrachtet. Das Diagramm in Abbildung 13 verdeutlicht, dass der Wert der Sicherheit nicht für alle Gebäude und Personen gleich ist, sondern in einem Bereich zwischen gesetzlichen und gesellschaftlichen Grenzen sowie persönlichen Entscheidungen liegt.

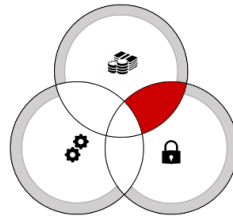
Entwicklung des Begriffs Grenzrisiko im Bauwesen

Zelt - Schweiz



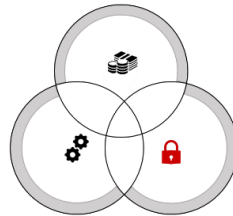
- + sehr hohe Wirtschaftlichkeit
- geringe Sicherheit
- geringe Gebrauchstauglichkeit

Biwak – Slowenien



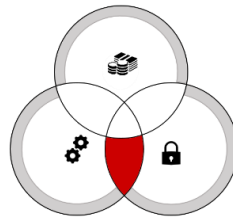
- + hohe Sicherheit
- + hohe Wirtschaftlichkeit
- geringe Gebrauchstauglichkeit

Hochbunker – Österreich



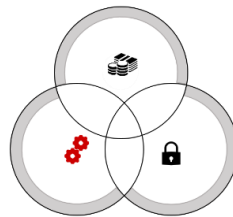
- + sehr hohe Sicherheit
- geringe Wirtschaftlichkeit
- geringe Gebrauchstauglichkeit

Gefängnis – Finnland



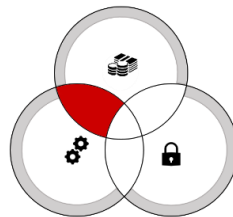
- + hohe Gebrauchstauglichkeit
- + sehr hohe Sicherheit
- geringe Wirtschaftlichkeit

Wohnmobil – Weltweit



- + sehr hohe Gebrauchstauglichkeit
- geringe Wirtschaftlichkeit
- geringe Sicherheit

Holzhaus mit Shoji – Japan



- + hohe Wirtschaftlichkeit
- + hohe Gebrauchstauglichkeit
- geringe Sicherheit

Abbildung 12: Beispiele unterschiedlicher Eingruppierungen außergewöhnlicher Wohnnutzungen in das Akzeptanzschema. Bildquelle CC0

Ferner bildet das Diagramm einen Ausblick auf einen Lösungsansatz zur ganzheitlichen Gebäudeoptimierung, der nicht Gegenstand dieser Arbeit ist. Dass Gebäude nicht einheitlich im Zentrum des Diagramms liegen, verdeutlichen z.B. die Ausführungen des Grundlagendokuments zur Festlegung von Sicherheitsanforderungen für Bauliche Anlagen (GruSiBau) (Bletzinger et al., 2020). Bei Bauvorhaben, deren finanzielle Aufwendungen für die Sicherheitserhöhung beispielsweise deutlich über den Durchschnittskosten liegen, können Sicherheitsanforderungen herabgesenkt werden. (Bletzinger et al., 2020) Dies ist beispielsweise in der Praxis durch den Bestandschutz bei Umbaumaßnahmen oftmals gegeben. Die Sicherheitsanforderungen liegen dabei unter den aktuell geforderten Norm-Werten, demzufolge im linken Bereich des Diagramms, werden aber aufgrund der Unzumutbarkeit der Kosten für die Instandsetzung (Verbesserung des Wirtschaftlichkeitsparameters im Diagramm) bis zu einem gewissen Maß (Grenzwert: erhebliche Gefahr für Leib und Leben) seitens der Gesetzgebung toleriert. Vgl. BayBO Art. 54. Abs. 4 & Art. (StMI, 2023)

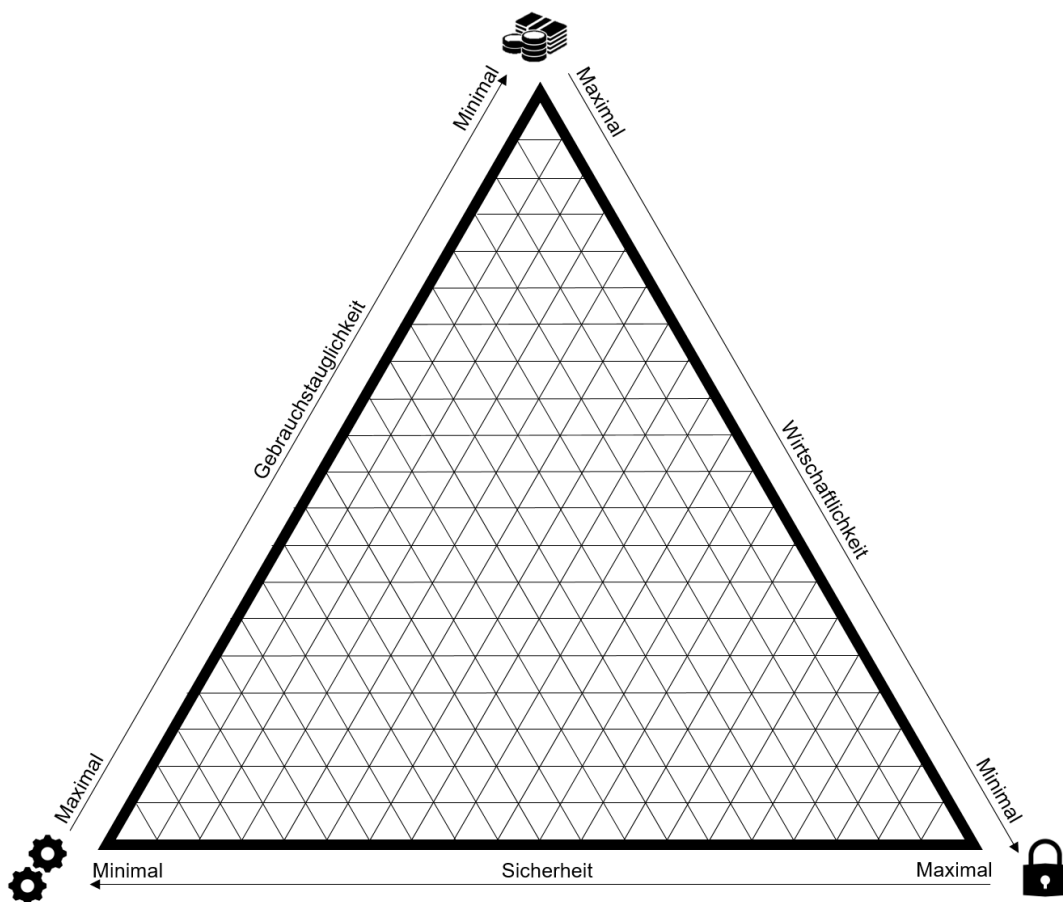


Abbildung 13: Grenzbereich der Gebäudeoptimierung unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit, Gebrauchstauglichkeit und Sicherheit

In den anschließenden Kapiteln wird die entwickelte Methode für die Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme, Lärm und Luftschadstoffe exemplarisch angewendet. Dabei erfolgt der entwickelten Methode folgend zunächst die Erhebung und Analyse der Expositionen in Kapitel 5, 6 und 7 und anschließend der Vergleich und die Bewertung in Kapitel 8.



5 Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme

Im folgenden Kapitel wird das Sterberisiko durch den Brandfall einer individuellen Person an einer spezifischen Wohnadresse erläutert. Zunächst werden die Todesursachen durch die Einwirkung eines Brandes beschrieben sowie in die ICD-10 Kategorisierung eingeordnet. Es folgen die Forschungshypothesen und Limitationen des Kapitels. Anschließend werden die Einflussvariablen und -parameter aufgezeigt, sowie die gesetzlichen Schutzziele im Brandschutz erläutert. Durch die anschließende Aufbereitung und Auswertung der statistischen Datensätze aus Deutschland der Jahre 2005 bis 2019 können die Zusammenhänge zwischen Sterberisiko und personenspezifischen Einflussfaktoren aufgezeigt und anschließend diskutiert werden. Den Abschluss bildet ein Ausblick auf weitere sozioökonomische Einflussfaktoren, die die Todeswahrscheinlichkeit beeinflussen.

Brände gehören seit Menschengedenken zu den wohl schlimmsten Ereignissen im urbanen Raum. Im Gegensatz zu urbanen Expositionen, wie Lärm- und Luftverschmutzung, ist der Brand ein plötzlich auftretendes Ereignis, das keine zeitlichen Zusammenhänge aufweist. Dies bestätigt das Urteil des Oberverwaltungsgerichts Münster. Darin heißt es:

„Es entspricht der Lebenserfahrung, dass mit der Entstehung eines Brandes praktisch jederzeit gerechnet werden muss. Der Umstand, dass in vielen Gebäuden jahrzehntelang kein Brand ausbricht, beweist nicht, dass keine Gefahr besteht, sondern stellt für die Betroffenen einen Glücksfall dar, mit dessen Ende jederzeit gerechnet werden muss.“ ("10 A 363/86," 1987)

Anders als im Urteil genannt, lässt sich die Wahrscheinlichkeit für den Brand sowie die daraus folgende Todesursache bis zu einem gewissen Maß statistisch quantifizieren, sodass die Eintrittswahrscheinlichkeit des „Glücksfalls“ durch vorbeugende Maßnahmen deutlich gesteigert werden kann. Dabei sind die Umwelteinflüsse an einer spezifischen Adresse sowie die Eigenschaften und das Verhalten einer Person von entscheidender Bedeutung, wie im Folgenden belegt wird.

Die Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme wurde bis heute nicht wesentlich differenzierter als die Gesamtanzahl der Verstorbenen untersucht. Im Folgenden wird diese Analyse detailliert beschrieben und durchgeführt. Erst durch diese Analyse besteht die Möglichkeit, das bestehende Risiko in Vergleich mit weiteren urbanen Risiken zu setzen und somit die in Kapitel 3 vorgestellte Methode vollständig bis zur Quantifizierung des individuellen Risikos an der Wohnadresse anzuwenden.

Zu Beginn beschreibt Unterkapitel 5.1 die Definition, Kategorisierung und Abgrenzung der Todesursache durch Rauch, Feuer und Flamme. Unterkapitel 5.2 führt die Forschungsfrage sowie das methodische Vorgehen des Kapitels aus. Im Anschluss zeigt Unterkapitel 5.3 den Stand des Wissens in Bezug auf die Einflussfaktoren der Brandtodeswahrscheinlichkeit auf. Darauf aufbauend folgt die Entwicklung des Einflussfaktorenmodells in Unterkapitel 5.4; die Quantifizierung des gesetzlichen Grenzzrisikos in Unterkapitel 5.5. Kapitel 5.6 und 5.7 beinhalten die Datenerhebung und Analyse. Der Ausblick der Datenanalyse erfolgt in Kapitel 5.8. Den Abschluss der Datenanalyse bildet die Quantifizierung des Grenzzrisikos in Kapitel 5.9. Die gewonnenen Erkenntnisse werden in Unterkapitel 5.10 diskutiert. Das Ende des Kapitels Rauch, Feuer und Flamme bildet das Fazit mit Ausblick in Unterkapitel 10.2.

5.1 Definition der Todesfolge durch Rauch, Feuer und Flamme

Das folgende Unterkapitel beschreibt die in dieser Arbeit verwendete Definition von Brandtoten und deren Einordnung in das internationale statistische Klassifikationssystem für Krankheiten (ICD-10) der WHO. (WHO, 2019) Weiterführend erfolgt die Lokalisierung der Einwirkung (zu Hause oder extern), die zu Brandtoten führt, sowie deren Abgrenzung zu anderen Todesursachen.

5.1.1 Begriffsdefinition Brandtoter

Im Duden wird nur der Begriff *Brandopfer* als „*Opfer einer Brandkatastrophe*“ definiert. Weiterführend ist der Begriff Opfer als „*jemand, der durch jemanden, oder etwas umkommt, Schaden erleidet*“, bezeichnet. (Duden-Online, 2019) In dieser Definition sind somit auch Personen enthalten, die zwar vom Brand betroffen, aber nicht tödlich verletzt werden. Das Wort Brandtote*r hat keine eigene Definition, aus diesem Grund werden durch die determinative Begriffsverknüpfung nach DIN 2330 die Wortbestandteile „Brand“ und „Tod“ zunächst getrennt definiert, um in der Synthese eine allgemeingültige Definition für den Begriff Brandtote*r zu erhalten. (DIN 2330:2013-07, 2013) Feuer, visuell bestehend aus Glut, Flammen, Funken, Rauch etc., ist die Erscheinung eines ablaufenden Verbrennungsvorganges. (Kemper, 2016) Als Brand wird ein solches (Schad-)feuer bezeichnet, das im Gegensatz zum Nutzfeuer nicht unter Kontrolle an einem vorgegebenen Ort steht. (Rempe & Rodewald, 1985). Tod bezeichnet einen „*Zustand, in dem die Lebensfunktionen erloschen*“ sind. (Duden-Online, 2019).

Der Begriff Brandtote*r wird zusammenfassend definiert als: *Person, die durch ein nicht unter Kontrolle stehendes Feuer seine Lebensfunktionen verliert.*

5.1.2 Gesundheitliche Einwirkungen

Gegenüber den zeitlich abhängigen Gesundheitsexpositionen durch Lärm und Luftverunreinigungen, tritt der Tod durch Rauch, Feuer und Flamme als singuläres Ereignis auf. Die Einwirkung erstreckt sich zwar meist über mehrere Minuten, diese Dauer kann aber aufgrund der Einwirkungsdauer im Bereich von Jahren bei den zu vergleichenden Expositionen vernachlässigt werden. Die unmittelbaren Todesfälle bei Brandopfern können in mehrere Hauptursachen unterteilt werden. Zu den häufigsten zählen dabei die respiratorische Rauchgasintoxikation, überwiegend durch Kohlenmonoxid (CO), das Inhalationstrauma sowie Verbrennung bzw. Polytrauma (Lang, 2016). Diese werden im Folgenden kurz beschrieben.

Kohlenmonoxid(CO)-Intoxikation

Das beim Brand durch unvollständige Verbrennung von Kohlenstoff entstehende CO-Gas hat gegenüber Sauerstoff eine höhere Affinität zur Bindung an das bluteigene Hämoglobin (Hb) (Terrill et al., 1978). Durch diese 200 bis 300-fach höhere Bindungsaffinität kommt es zu einer starken Reduzierung der Sauerstofftransportkapazität im Blut (Maybauer et al., 2006). Ab einer CO-Hb Sättigung von mehr 60% ist der Tod möglich, ab einer Sättigung von über 90% tritt der Tod in wenigen Minuten ein (Einhorn, 1975).

Inhalationstrauma (IHT)

Als Ursache eines Inhalationstraumas können drei Arten definiert werden. Das thermische und chemische Trauma, sowie das toxische Trauma als Sonderform des chemischen Traumas. In den meisten Fällen handelt es sich um eine Mischform, da oftmals mehrere Noxen (unterschiedliche Stoffe, die eine schädliche Wirkung haben) am IHT beteiligt sind (Hoppe & Klose, 2005).

Das thermische IHT wird durch die Hitzeeinwirkung der Rauchgase im Mund und Rachenbereich ausgelöst. Die eingeatmeten Rauchgase haben dabei eine Temperatur von 150°C und höher (Palmieri & Gamelli, 2012). Die Schleimhäute der oberen Atemwege (supraglottisch) schwellen aufgrund der extremen thermischen Einwirkung an, dies führt im weiteren Verlauf zum Erstickungstod (Siemers & Mailänder, 2010). Die unteren Atemwege (subglottisch) werden durch die hohe Wärmeaufnahmekapazität der oberen Atemwege selten von Hitze beaufschlagt, die Schädigung des tracheobronchialen Systems erfolgt durch die chemischen bzw. toxischen Substanzen des Brandrauches (Aldehyde, Kohlenmonoxids und Zyanwasserstoff) (Pallua et al., 2000). Dies führt u.a. zu Ödembildungen, Hyperämie und Entzündungsreaktionen (Demling, 2008). Hinzu kommt die systemische Vergiftung durch absorbierte niedermolekulare Toxine (Foncerrada et al., 2018).

Verbrennungsschock / Polytrauma

Bei einer großflächigen, thermischen Schädigung der Haut (ab 20% Körperoberflächenanteil bei Erwachsenen spricht man von schwerstverletzt) durch Verbrennungen 2. Grades und höher nach Glassman und Crow, verliert der Körper massiv Flüssigkeit und seine wärmeregulierenden Funktionen (Dornberger & Ekkernkamp, 2016; Glassman & Crow, 1996; Lang, 2016). Dies führt zur Reduzierung des Blutvolumens, wodurch lebenswichtige Organe nicht mehr ausreichend mit Blut versorgt werden, es kommt zum Verbrennungsschock. (Josten, 2015) Sind zeitgleich weitere schädigende Einwirkungen, wie IHT oder Frakturen vorhanden, spricht man von einem Polytrauma, das letztendlich zum Ableben führt (Dornberger & Ekkernkamp, 2016; Solf, 2020).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass 80% - 90% der durch Rauch, Feuer und Flammen verursachten Todesfälle auf ein Inhalationstrauma oder eine CO-Intoxikation zurückzuführen sind (Birky & Clarke, 1981; Merschbacher, 2021; Palmieri & Gamelli, 2012).

5.1.3 ICD-10 Kategorisierung Rauch, Feuer und Flamme

Die WHO entwickelte ab 1983, aufbauend auf den vorausgehenden internationalen statistischen Klassifizierungen von Krankheiten und Gesundheitsprobleme kurz ICD (International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems), die Version ICD-10, die durch die 43. Weltgesundheitsversammlung WHA (World Health Assembly) verabschiedet wurde. (WHA, 1990). Diese Kategorisierung schafft die Voraussetzung zur internationalen, systematischen Erfassung, Auswertung und Vergleichbarkeit von Sterbedaten. 2019 verabschiedete die WHA die Weiterentwicklung zur ICD-11 (WHA, 2019). Die verwendete Kategorisierung, der dieser Arbeit zugrunde liegenden Sterbedaten erfolgte anhand der, durch die vom Bundesinstitut für Arzneimittel und Medizinprodukte (BfArN) für Deutschland modifizierte ICD-10 Kodierung, da die Überführung der neuen Kodierung ICD-11 seitens des BfArM noch nicht abgeschlossen war (BfArN, 2022).

In der ICD-10 Kategorisierung fallen Brandtote in den Bereich X00 bis X09. Dieser ist beschrieben als Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flammen. Darin eingeschlossen sind Todesfälle, die durch ein von Blitzschlag initiiertes Feuer aufgetreten sind. Exkludiert sind Opfer, die durch Brandstiftung (X97), durch Explosion entstandene Brände (W35-W40) sowie Transportmittelunfälle (V01-V99) ums Leben gekommen sind (BfArN, 2022). Diese Kategorisierung (Rauch, Feuer und Flammen) ist mit der vorausgehenden Definition von Brandtoten stringent. Die Untergliederung X00 – X09 ist in Tabelle 2 definiert.

Tabelle 2: ICD10 Kategorisierung für die Sterblichkeit gegenüber einer Exposition durch Rauch, Feuer und Flamme (WHO, 2010a)

Kategorie	Bezeichnung
X00	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken
X01	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer außerhalb von Gebäuden oder Bauwerken
X02	Exposition gegenüber unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken
X03	Exposition gegenüber unter Kontrolle stehendem Feuer außerhalb von Gebäuden oder Bauwerken
X04	Exposition gegenüber Entzündung von feuergefährlichem Material
X05	Exposition gegenüber Entzündung oder Schmelzen von Nachtwäsche
X06	Exposition gegenüber Entzündung oder Schmelzen sonstiger Bekleidungs- oder Schmuckstücke
X07	nicht vergeben
X08	Exposition gegenüber sonstige(m)(n) näher bezeichnete(m)(n) Rauch, Feuer oder Flammen
X09	Exposition gegenüber nicht näher bezeichnete(m)(n) Rauch, Feuer oder Flammen

5.1.4 Auffindungsort nach ICD-10

Die ICD-10 differenziert die Todesfälle zudem in Unterkategorien nach den Orten der Einwirkung (BfArN, 2022). Dabei weisen aus der logischen Konsequenz der Eigenschaften nicht alle Überkategorien auch sämtliche Unterkategorien auf, wie aus der Tabelle im Anhang 2 hervorgeht. Für die Bestimmung des Grenzkrisikos für die Todesursache Rauch, Feuer und Flamme an der Wohnadresse wurden ausschließlich die Kategorien „zu-Hause“ (ICD-10 Xxx.0) und „Wohnheim bzw. -anstalten“ (ICD-10 Xxx.1) verwendet. Als Synonym für Wohnheim wird in der externen Datenerfassung fälschlicherweise auch der Begriff Wohnhäuser verwendet, der jedoch sprachlich eine andere Bedeutung als Wohnheim aufweist. Die Anzahl der Exponierten in Wohnhäusern wird aus diesem Grund in der Arbeit unter dem Begriff Wohnheim- bzw. – anstalt einheitlich zusammengefasst.

5.1.5 Abgrenzung zu anderen Todesursachen nach ICD-10

In der ICD-10 Kategorisierung werden neben der Gruppierung X00-X09 auch weitere Todesursachen mit Bezug auf Verbrennungen, Feuer und Rauch aufgeführt. Diese sind Verbrennungen oder Verätzungen (T20-32), toxische Wirkungen von vorwiegend nicht medizinisch verwendeten Substanzen (T51-65), vorsätzliche Selbstbeschädigung durch Rauch, Feuer und Flammen (X76), tätlicher Angriff mit Rauch, Feuer und Flammen (X97), Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flammen, Umstände unbestimmt (Y26) (BfArN, 2022).

Die Kategorisierung unterscheidet grundsätzlich in äußere Ursachen, z.B. X00-X09, und die Folgen äußerer Ursachen, z.B. T20 - 32. So kann eine tödliche Verbrennung, die unter T20 - 32 geführt wird, auch

durch andere Unfälle herbeigeführt werden. Beispielsweise ist ein Verkehrsunfall mit anschließendem Fahrzeugbrand zu nennen. Die äußere Todesursache ist der Transportmittelunfall (V99), die Folge daraus die Verbrennung. Vorsätzliche Selbstbeschädigung (X76) sowie tätliche Angriffe (X97) durch Feuer und Flammen können durch bauliche Maßnahmen und Vorgaben nicht verhindert werden, wodurch sie für die Datenanalyse irrelevant sind. Die unbestimmten Umstände der Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme (Y26) werden nicht berücksichtigt, da diese statistisch nicht eindeutig zuordenbar sind.

5.2 Forschungsfrage und methodisches Vorgehen bezüglich der Exposition Rauch, Feuer und Flamme

Nach der Definition von Brandtoten im vorangestellten Unterkapitel wird im Folgenden die Forschungsfrage für den Abschnitt Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme mit den zugehörigen Hypothesen vorgestellt und erläutert.

5.2.1 Forschungsfrage und Hypothesen

Um die Vergleichbarkeit mit weiteren urbanen Expositionen neben Feuer, Flamme und Rauch zu gewährleisten sowie das politisch und gesellschaftlich akzeptierte Grenzniveau zu quantifizieren, muss die Brandtodeswahrscheinlichkeit eindeutig belegt werden. Dies führt zur Forschungsfrage:

Wie hoch ist das individuelle Risiko auf 100.000 Einwohner bezogen durch einen Wohnungsbrand, unter Berücksichtigung von Umwelt- und Personenfaktoren, der Gefahr angrenzender Nutzungseinheiten sowie der Qualität des abwehrenden Brandschutzes, an einer spezifischen Adresse zu versterben?

Zur Beantwortung dieser Frage werden fünf Forschungshypothesen aufgestellt:

1. Das Brandsterberisiko am Wohnort liegt in Deutschland deutlich unter dem in der Literatur allgemein gegebenen Durchschnittswert von 4,4 Personen pro 1.000.000 Einwohner pro Jahr.
2. Das Sterberisiko liegt für ausgewählte Bevölkerungsgruppen deutlich über dem gesellschaftlich akzeptierten Grenzniveau, das durch die Gesetzgebung indirekt legitimiert wird.
3. Männer haben ein deutlich erhöhtes Sterberisiko durch Brände im Vergleich zu Frauen.
4. Der Beziehungsstatus einer Person hat einen signifikanten Einfluss auf das Sterberisiko durch Brände.
5. Das Brandsterberisiko kann über Nutzergefahr, Gefahr durch Brandüberschlag sowie Qualität des abwehrenden Brandschutzes quantifiziert werden.

5.2.2 Methodisches Vorgehen Exposition Rauch, Feuer und Flamme

Im Weiteren wird zur Beantwortung der Forschungsfrage das methodische Vorgehen aus Abbildung 14 verwendet. Dies entspricht der vorgestellten Gesamtmethodik und ist auf die Bestandteile dieses Kapitels reduziert. Zur Durchführung der Einwirkungsanalyse wurde ein Risikofaktorenmodell, aufbauend auf der Literaturrecherche mittels der Methode der Design Research Methodology (DRM) nach Blessing und Chakrabarti (2009), neu entwickelt. Die Reihenfolge der ersten drei Bestandteile, Literaturrecherche, Identifikation Exposition Rauch, Feuer und Flamme und Einwirkungsanalyse, ist aus diesem Grund nicht linear

sequenziell, sondern setzt sich aus Iterationsschleifen zwischen den Bestandteilen zusammen. Dies ist durch die Bidirektionalität der Pfeile in der Abbildung verdeutlicht. Das entwickelte Risikofaktorenmodell entspricht der Einwirkungsanalyse, da diese abweichend zu anderen Schadstoffexpositionen in Form von Expositions-Wirkungsfunktionen nicht vorliegt. Im nächsten Schritt erfolgt die Erhebung der gesetzlichen Grenzwerte. Im Brandschutz gibt es, anders als z.B. bei Luftschadstoffen, bisher keine numerische Größe, die als zulässiger Maximalwert dient, sondern die Grenze wird derzeit durch das probabilistische Auftreten von Brandtoten beschrieben. Um das Sicherheitsniveau dieses gesetzlichen Wahrscheinlichkeitswert zu quantifizieren, wird die Historie der Brandschutzgesetzgebung sowie die Literatur ausgewertet. Die Datenerhebung erfolgt als Sekundärdatenanalyse, aufbauend auf den Gesundheitsdatenbanken des Bundes. Mit den aufbereiteten Daten und den Ergebnissen der Einwirkungsanalyse erfolgt die Berechnung der allgemeinen Gesundheitsauswirkung der Exposition Rauch, Feuer und Flamme. Die Kombination des Ergebnisses mit der Auswertung des gesetzlichen Grenzwerts ermöglicht jeweils die Quantifizierung des gesellschaftlich sowie gesetzlich akzeptierten Grenzniveaus. Die als letzter Schritt aufgeführte Transformation auf eine einheitliche Skalierung entfällt, da die Daten bereits in der Einheit Tote pro 100.000 Einwohner pro Jahr vorliegen. Das Vorgehen folgt damit stringent der entwickelten Methode in Abbildung 8.

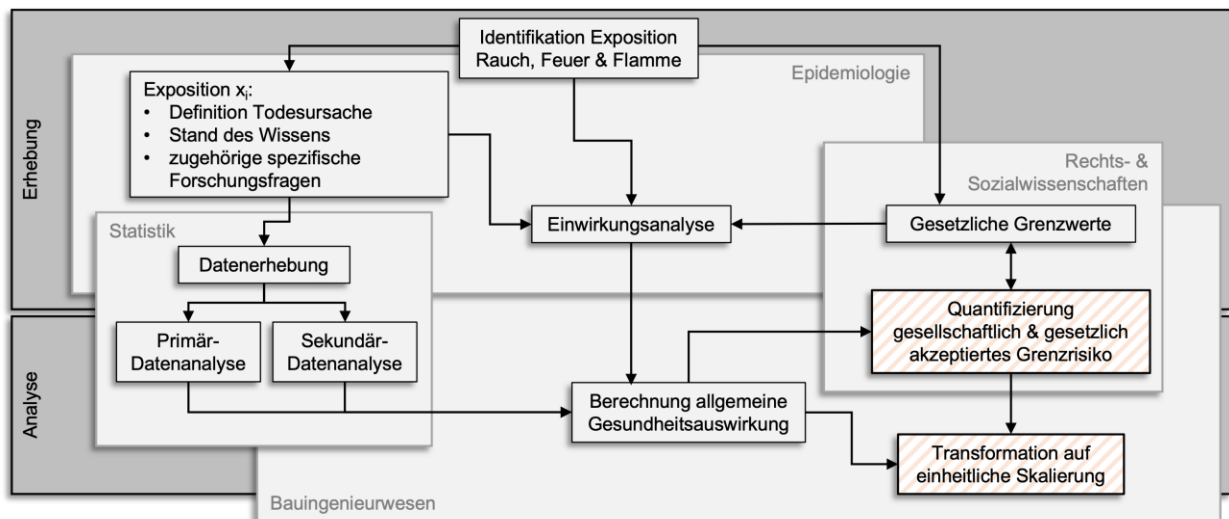


Abbildung 14: Methodisches Vorgehen zur Ermittlung des personenspezifischen Brandrisikos einer Person

5.3 Stand des Wissens Brandrisikofaktoren

Im Folgenden wird der Stand des Wissens zur Identifizierung von Risikofaktoren für Personen durch Brände und werden Methoden zur Kombination und Berechnung dieser Faktoren aufgezeigt. Insgesamt wurden 64 internationale Publikationen zur Auswertung herangezogen. Es konnten keine Publikationen mit Daten aus Ländern des afrikanischen und südamerikanischen Kontinents gefunden werden. Die jeweils von den einzelnen Veröffentlichungen und Autoren behandelten Themengebiete können dem Anhang 4 entnommen werden. Abbildung 15 zeigt eine Übersicht über die unterschiedlichen Untersuchungsthematiken in Bezug auf das Brandrisiko. Dabei kann eine Veröffentlichung mehrere Themen beinhalten, sodass die Summe der Themen größer als die Anzahl an untersuchten Publikationen ist.

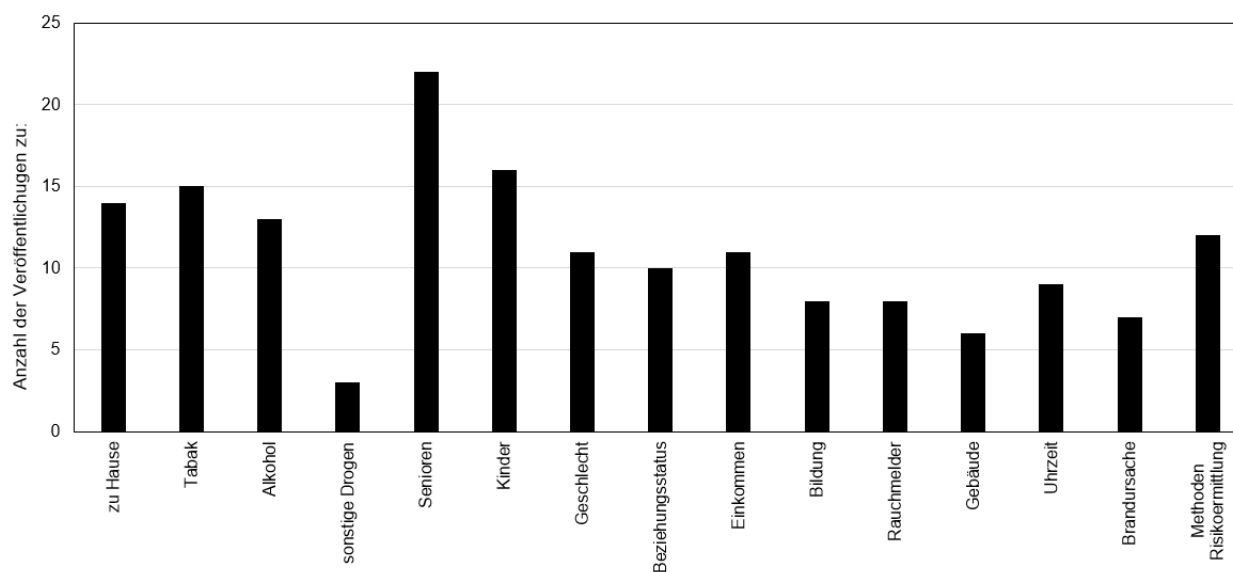


Abbildung 15: Untersuchte Faktoren und deren Anzahl an ausgewerteten Veröffentlichungen in Bezug auf das Brandrisiko einer Person

5.3.1 Einfluss Hauptexpositionsort

Zuerst wird der Expositionsort der Brandtoten untersucht. Das heißt, an welchem Ort sind die meisten Menschen durch Brände verstorben.

In den Vereinigten Staaten von Amerika verstarben zwischen 2015 bis 2019 rund 75% aller Brandtoten in Wohngebäuden (Ahrens, 2021). Diesen Hauptexpositionsort belegen ebenfalls J. E. Ballard et al. (1991) und Barillo und Goode (1996). In Taipeh konnten Chien und Wu (2008) für die Jahre 2003 bis 2006 rund 81% der Brandtoten auf Wohnungsbrände zurückführen, 12 % der Brandopfer verstarben im Auto, bei weniger als 7 % der Personen war der Ort des Versterbens unbekannt. Fernández-Vigil und Echeverria-Trueba (2019) zeigen auf, dass zwischen 2010 und 2016 in Spanien 76.8 % aller Brandopfer (n = 1146) in Wohnungen verstarben. Als zweiten Hauptort für Brandopfer führen sie Brände außerhalb von Gebäuden mit 12 % an. Georgiadis-Filikas et al. (2022) belegten, durch die Auswertung der Brandtoten in Griechenland, dass zwischen 2000 und 2019 die meisten Opfer (ca. 500) in Wohngebäuden aufgetreten sind. Mit weitem Abstand folgt der Straßenverkehr mit ca. 50 Toten als zweithäufigster Todesort für Brandtote. Holborn et al. (2003) zeigen in der Auswertung der Brandtoten in London 1996 – 2000, dass 85.6 % der Brandtoten in Wohngebäuden anfallen. Als nächste Kategorie folgt der Verkehr mit ca. 5 %. Ivashyna et al. (2019) geben an, dass 95.5 % der Personen in der Ukraine im Wohnungsumfeld verstarben. Jonsson et al. (2015) weisen für Schweden für die Jahre 1999 bis 2007 nach, dass 77 % der Brandopfer in Wohnungen verstorben sind (n = 903), 10 % bei Bränden in Folge von Autounfällen (n = 115) und 4 % bei geparkten Autos (n = 44, 30 Fälle stehen im Zusammenhang mit Suizid), 3 % waren Personenbrände (n = 34, 91% Suizidanteil) und 6 % sonstige Ursachen (n = 75). Meinhold (2009) kam bei der Auswertung der Brandtoten in Hamburg zwischen 2002 und 2006 zu dem Ergebnis, dass 70.8 % der Brandtoten (n = 137) bei einem Hausunfall verstarben. Mulvaney et al. (2008) weisen für England zwischen 1994 und

2004 nach, dass 75 % der Brandtoten aus Wohnungsbränden resultieren. Taylor et al. (2012) quantifizierten für den Datenerhebungszeitraum 2008/2009 für das Vereinigte Königreich, dass mehr als 65 % der Personen in Wohngebäuden verstarben. Xin und Huang (2013) zeigen exemplarisch für das Jahr 2011 auf, dass in China von den insgesamt 1108 Brandtoten, 77 % bei Wohnungsbränden ums Leben kamen. Darüber hinaus belegen Xin und Xin (2013) diese Quote für die Jahre 2007 (67 %), 2008 (70 %), 2009 (71 %), 2010 (71 %) in China. Sie weisen zudem darauf hin, dass die Meldung von Brandtoten eher geringgehalten wird, da es bei hohen Fallzahlen aus einer Region Bestrafungen für die lokalen Verantwortlichen geben kann. Die realen Zahlen sind demnach höher einzuschätzen.

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass weltweit ca. $\frac{3}{4}$ der Brandopfer im Wohnumfeld versterben. Aus diesem Grund werden die weiteren Faktoren ausschließlich unter der Voraussetzung 'Verstorben in Wohnnutzung' angeführt. Wird im Folgenden von Wohnungsbränden gesprochen, sind darin Brände in Ein- und Mehrfamilienhäusern inkludiert. Wohnung steht hier als Synonym für den Nutzen eines Gebäudes als Wohnraum.

5.3.2 Einfluss Tabakkonsum

Der Zusammenhang zwischen einer erhöhten Sterbewahrscheinlichkeit durch einen Brand und dem Konsum von Tabakwaren konnte in einer Vielzahl von Publikationen nachgewiesen werden.

Ahrens (2021) konnte im Untersuchungszeitraum 2015 bis 2019 in den USA durchschnittlich 600 Brandtote pro Jahr, dies entspricht 23% aller Brandopfer in diesem Zeitraum, eine Brandentstehung durch Rauchen zuordnen. J. E. Ballard et al. (1991) konnte in seiner Untersuchung in King Country bei 65% der Brandtoten (n = 101) diese Brandursache nachweisen. Die Untersuchung von Barillo und Goode (1996) identifizierte, dass 28% der Brandtoten (n = 148) auf Tabakkonsum zurückzuführen waren. Bruck et al. (2011) berechnen ein Odd-Ratio von 4.42 (95%CI: 1.80 – 10.86) für Tabakkonsum gegenüber keinem Konsum. Berl und Halpin (1980) und Cassidy et al. (2020) konnten in Ihren Untersuchungen jeweils 44% der Brandopfer darauf zurückführen. In Griechenland konnten im Zeitraum 2000-2012 für ca. 5% der Brandtoten das Rauchen als Brandursache nachgewiesen werden (Georgiadis-Filikas et al., 2022). Greene (2011) beziffert die Anzahl der Raucher als gering signifikant (OR 1,132, p = 0.1019) jedoch in der Untergruppe der betroffenen Haushalte, bei denen nicht das Kochen als Brandursache identifiziert wurde, als signifikant (OR 1.383 p=0.0011). Holborn et al. (2003) konnte im Zeitraum von 1996-2000 ein Drittel der Brandursachen, bei denen es zu Brandtoten (n = 381) in Wohnnutzungen in London kam, auf das Rauchen zurückführen. Higgins et al. (2013), Jonsson et al. (2017) und Karter et al. (1993) weisen ebenfalls eine Häufung von Rauchern unter den Brandtoten nach. Leth et al. (1998) berechnet die Odd-Ratio von Brandtoten in Dänemark durch Tabak als Brandursache zu 3.1 (95%CI: 1.3 – 1.7) gegenüber Bränden ohne Tote. (Meinhold, 2009) konnte 40.2 % der Brandtoten in Wohnungen auf entzündete Zigaretten o.ä. zurückführen. Taylor et al. (2012) und Turner et al. (2017) identifizierten Raucher in ihren Reviews ebenfalls als Risiko für Wohnungsbrandtote. Xiong et al. (2015) schätzt das relative Risiko von Tabakkonsum gegenüber keinem Konsum bei Brandtoten zu 2.71 (OR = 27.97 | 95%CI: 10.91 - 71.64).

Zusammenfassend belegt die Literatur einen Zusammenhang zwischen dem Tabakkonsum und einem erhöhten Sterberisiko bei und durch Wohnraumbrände.

5.3.3 Einfluss Alkoholkonsum

Im Folgenden wird der Zusammenhang zwischen Alkoholkonsum und einer erhöhten Brandtodeswahrscheinlichkeit zusammengefasst.

Allareddy et al. (2007) berechnet für Haushalte mit mindestens einem alkoholabhängigen Mitglied eine Odd-Ratio für Brände von 1.82 (95%CI: 1.01 - 3.28) gegenüber Haushalten ohne Alkoholikerkrankte. Bereits 1980 konnten Berl und Halpin (1980) Alkoholkonsum als einen signifikanten Risikofaktor für Brandtote identifizieren. Bruck et al. (2011) konnten einen Zusammenhang von vorhandenen Blutalkoholkonzentrationen (BAK) und Brandopfern (n = 95) in Victoria, Australien zwischen 1998 und 2006 belegen. Einen signifikanten Unterschied zwischen jüngeren Brandtoten (< 75 Jahren) mit BAK und älteren Brandopfern (> 75 Jahren) mit BAK konnten Elder et al. (1996) feststellen. Higgins et al. (2013) führen Alkohol ebenfalls als Risikofaktor auf, da durch den Konsum das Reaktionsvermögen bzw. Fluchtvermögen im Falle eines Brandes eingeschränkt ist. Bei der Untersuchung von Brandtoten durch Wohnungsbrände in London zwischen 1996 und 2000 wurde bei rund einem Viertel aller Brandtoten (n = 279) eine erhöhte BAK festgestellt, dabei wurde nicht jedes Opfer speziell auf BAK getestet. Unter Berücksichtigung der Gruppe von Toten (n = 162), die auf BAK getestet wurden, lag die Quote sogar bei 40 %. (Holborn et al., 2003) Jonsson et al. (2017) konnten bei der Analyse von Wohnungsbrandtoten in Schweden zwischen 1999 und 2007 aufzeigen, dass 43% der Brandtoten (mindestens ein Opfer beim Brandereignis) eine BAK größer 0.2 ‰ aufwiesen. In der Studie von Leth et al. (1998) konnte in Kopenhagen zwischen 1991 und 1996 eine Odd Ratio, dass chronisch Alkoholabhängige an einem Wohnungsbrand sterben, von 5.7 (95%CI: 2.8 – 11.3) gegenüber nicht Abhängigen quantifiziert werden. McGwin et al. (1999) konnten bei Ihrer Studie von 674 Brandtoten in Alabama, USA feststellen, dass im Alter der Alkoholkonsum der Brandopfer (bei 29% der Opfer älter als 60 Jahre wurde ein BAK festgestellt) nicht mehr ausschlaggebend gegenüber den jüngeren Personen (52 % der 18 bis 29-jährigen) und denen mittleren Alters (73 % der 30 bis 59-jährigen) ist. Melez et al. (2017) konnten bei der Autopsie von 133 Brandtoten in Istanbul zwischen 2004 und 2008 keinen Zusammenhang zwischen einer erhöhten Brandtodeswahrscheinlichkeit und Alkoholkonsum feststellen. Dies ist jedoch unter Berücksichtigung des dortig hauptsächlich praktizierten muslimischen Glaubens und des damit einhergehenden Alkoholverzichtes zu betrachten. Runyan et al. (1992) quantifizieren in ihrem Untersuchungszeitraum von 1988 bis 89 in North Carolina, USA die Odd-Ratio für Brandopfer mit Alkohol- bzw. Rauchmitteleinfluss zu 7.5 (95%CI: 4.5 – 12.2) gegenüber nüchternen Brandopfern. Taylor et al. (2012) belegen ebenfalls den Zusammenhang zwischen dem Alkoholkonsum und einem erhöhten Brandtodesrisiko. Bei der Untersuchung von Xiong et al. (2015) wurde ein geschätztes relatives Risiko von Alkoholkonsumierenden von 2.96 gegenüber nicht alkoholisierten Personen berechnet (OR 10.58 95%CI: 5.68 – 19.71).

Ein Zusammenhang zwischen Alkoholkonsum und einem erhöhten Brandtodesrisiko konnte durch die Literatur eindeutig belegt werden.

5.3.4 Einfluss sonstiger Rauchmittel/ Drogen

Neben dem Konsum von Tabak und Alkohol wurde in drei Studien auch der Konsum von weiteren Drogen und dessen Auswirkung auf das Brandsterberisiko untersucht.

Higgins et al. (2013) führen Drogen allgemein als Risikofaktor aufgrund der dadurch verursachten Einschränkungen zur Flucht auf. Runyan et al. (1992) fassen in ihren Untersuchungen Alkohol- und Drogenkonsumenten zu einem Risikofaktor mit einer Odd Ratio von 7.5 (95%CI: 4.5 – 12.2) zusammen. Xiong et al. (2015) berechnen in ihren Untersuchungen ein relatives Risiko von 3.20 für unter Drogeneinfluss stehende Personen bei einem Brand zu sterben, gegenüber drogenfreien Personen. Sie weisen darauf hin, dass aufgrund der begrenzten Datenlage sowie wegen der Auskunftsverweigerung von Überlebenden bei Brandereignissen darüber, ob Drogen konsumiert wurden, eine Interpretation der Ergebnisse nur eingeschränkt möglich macht (Xiong et al., 2015).

Eine Korrelation zwischen einem erhöhten Brandsterberisiko und dem Konsum von Drogen konnte nachgewiesen werden, jedoch ist eine klare Quantifizierung beim derzeitigen Wissensstand nicht möglich.

5.3.5 Einfluss Alter

Im Weiteren wird der Einfluss des Alters auf das Sterberisiko bei Wohnungsbränden untersucht. Bei den Untersuchungen in den USA zwischen 2015 – 2019 konnte Ahrens (2021) feststellen, dass mit zunehmendem Alter auch die Sterberate bei Wohnungsbränden steigt. So ist die Gruppe der 'älter als 85-jährigen' mit durchschnittlich 2.7 Toten pro 100.000 Einwohner und Jahr, im Weiteren mit 'pro 100k-Ew-a' abgekürzt, mehr als dreifach so hoch ist wie der Gesamtdurchschnitt aller Altersgruppen (0.8 Tote pro 100k-Ew-a) (Ahrens, 2021). J. E. Ballard et al. (1991) stellte eine erhöhte Rate der 'älter als 65-Jährigen' (1.6 Tote pro 100k-Ew-a) gegenüber der Gesamtdurchschnittsrate von 0.6 fest. Barillo und Goode (1996) belegte ebenfalls den überproportionalen Anteil älterer Personen bei Brandopfern (17.6% älter als 70 Jahre). Elder et al. (1996) quantifizierten bei Ihrer Analyse der Brandtoten (n = 1096) in Schottland zwischen 1980 – 1990 mit steigendem Alter einen Anstieg des Risk-Ratio mit einem Maximum bei der Gruppe der älter als 80-Jährigen von 4.41. In Spanien konnte für das Jahr 2016 in den Gruppen der '75 bis 84-Jährigen' bzw. 'älter als 85-Jährigen' ein Wert von 1.0 bzw. 2.4 Brandtoten pro 100k-Ew-a bestimmt werden (Gesamtdurchschnitt aller Altersgruppen: 0.3 Tote pro 100k-Ew-a). Dies ergab ein relatives Risiko von 3.66 bzw. 8.48 gegenüber dem Durchschnitt. Flynn (2010) berechnet einen Risk Index, der das Verhältnis zwischen der Anzahl der Brandtoten pro einer Million Einwohner einer Altersgruppe und der Gesamtzahl der Brandverletzten pro Million Einwohner ausgibt. Ein Risk Index größer 1.0 zeigt, wie auch beim Relativen Risiko, eine erhöhte Sterbewahrscheinlichkeit an. Auch hier kann ein deutlicher Anstieg ab der Altersgruppe 65 bis 74 (1.8), 75 bis 84 (2.5) und älter als 85 (3.7) abgelesen werden. Bei der Untersuchung von Brandopfern in Griechenland im Zeitraum zwischen 2001 und 2018 stellten Georgiadis-Filikas et al. (2022) einen fast exponentiellen Anstieg der Todesrate in Bezug auf die Altersgruppen fest. Die Altersgruppe der 65 bis 69-Jährigen wies dabei eine Todesrate von ca. einem Brandtoten pro 100k-Ew-a auf, die Gruppe der 80 bis 85-Jährigen eine Rate von 5 Toten und die Gruppe der +85-Jährigen eine Rate von ca. 9 Brandtoten pro 100k-Ew-a. Greene (2011) kam bei seiner Untersuchung zum Schluss, dass die Abwesenheit von Personen älter als 64 Jahren zu einem Odd Ratio von 0.552 führt. Für die älteren Personen (60 Jahre

und mehr) in Nordirland zwischen 1999 – 2009 konnten Harpur et al. (2014) ein erhöhtes relatives Risiko feststellen. Das maximale relative Risiko erreichte die Altersgruppe der >80-Jährigen mit einem durchschnittlichen Wert von 4. Hasofer und Thomas (2005) und Higgins et al. (2013) belegten ebenfalls den Zusammenhang. Holborn et al. (2003) quantifizierte für die Brandtoten in London zwischen 1996 und 2000 eine durchschnittliche Sterberate bei Wohnungsbränden von 0.8 Toten pro 100k-Ew-a; in der Altersgruppe der 60-79-Jährigen bzw. der älter als 80-Jährigen lag diese Rate bei 1.4 bzw. 5.5 Tote pro 100k-Ew-a. Eine Studie von Jonsson et al. (2017) gibt für Brandopfer in Schweden zwischen 1997 bis 2007 eine durchschnittliche Sterberate von 1.1 Tote pro 100k-Ew-a aus. Die Altersgruppe der älter als 60-jährigen hat dabei eine Rate von 2.8 betrachtet man ausschließlich die Gruppe der 85+-Jährigen, ergibt sich eine Sterberate von 7.5 Tote pro 100k-Ew-a. Für Brandopfer in Kopenhagen zwischen 1991 - 1996 berechneten Leth et al. (1998) eine Odd Ratio von 4.5 (95%CI: 2.9 – 10.4) für Personen 'älter als 40 Jahre' gegenüber der Personengruppe 'jünger als 40 Jahre'. McGwin et al. (1999), Mulvaney et al. (2008) und Nilson et al. (2020) konnten ebenfalls einen Zusammenhang nachweisen. Runefors (2020) berechnete für die Jahre 2014 – 17 in Schweden eine durchschnittliche Sterberate von 0.9 Tote pro 100k-Ew-a. Die Steigerung der Todesrate mit dem Alter ist eindeutig belegt. So weist die Altersgruppe der 45 – 64-Jährigen eine Rate von 0.3, die Gruppe der 65 - 79-Jährigen eine Rate von 0.9, die der 65 – 79-Jährigen eine Rate von 1.6 und die der 80-Jährigen und Älteren das Maximum von 3.3 Tote pro 100k-Ew-a auf. Runyan et al. (1992) und Turner et al. (2017) zeigten in ihren Veröffentlichungen ebenfalls einen Zusammenhang auf. Xiong et al. (2015) geben für Personen, die älter als 70 Jahre sind, ein relatives Risiko von 2.3 gegenüber Personen zwischen 18 – 69 Jahren aus.

Dass ältere Personen ein erhöhtes Sterberisiko bei Wohnungsbränden gegenüber jüngeren Personen haben, konnte international und eindeutig belegt werden.

5.3.6 Einfluss Kinder

Als weiterer Risikofaktor wird die Anwesenheit von Kindern im Haushalt in unterschiedlichen Altersgruppen zwischen 0 und 15 Jahre zusammengefasst.

Ahrens (2021) bezifferte in Ihren Datenauswertungen der Jahre 2015-2019 in Amerika die Sterberate für die Altersgruppe der unter 5-Jährigen auf 0.7 Tote pro 100k-EW-a. Insgesamt verursacht die Altersgruppe ca. 5% aller Brandtoten. Das erhöhte Risiko zeigt sich im Vergleich zu den darauffolgenden Altersgruppen. So weist die Altersgruppe der 15-19-Jährigen mit 0.2 Toten pro 100k-EW-a beispielsweise die geringste Sterberate aller Altersgruppen auf. Bei der Auswertung von 727 Brandtoten aus New Jersey in den Jahren 1985-1991 stellt die Gruppe der unter 10-Jährigen mit einer Sterberate von 13.9 die höchste aller Altersgruppen. Kinder zwischen 2 und 4 Jahren waren sogar für 10.6 % aller Brandtoten in dieser Studie verantwortlich. Barillo und Goode (1996) und Edwards et al. (2006) belegen in ihrer Studie über Brandtote in England und Wales, dass die Sterberate von Kindern im Alter zwischen 0 und 15 Jahren seit 1981 bis 2001 abgenommen hat. Im Jahr 2001 konnte eine Sterberate in dieser Altersgruppe von 0.3 Tote pro 100k-EW-a quantifiziert werden. Auffallend ist dabei, dass Kinder, deren Eltern nicht erwerbstätig oder langzeitarbeitslos sind, eine höhere Sterberate (Ø 2.6 Tote pro 100k-EW-a) gegenüber anderen elterlichen Erwerbskonstellationen (Ø 0.2 Tote pro 100k-EW-a) aufweisen. Kinder im Alter zwischen 0 und 5 weisen bei den Untersuchungen von Flynn (2010) mit einem Sterbewahrscheinlichkeitsindex (siehe oben) von 1.4

ein höheres Risiko wie die Altersgruppe der 50 - 64-Jährigen (1.2) auf. Dies ist dem Autor nach zufolge auf das Spielen mit Feuerquellen, wie z.B. Zündhölzer, zurückzuführen. Im Zeitraum zwischen 2001 – 2018 konnte bei der Analyse von Brandtoten in Griechenland in der Untergruppe der 0 bis 19-Jährigen ein lokales Maximum bei den 0 – 4-Jährigen identifiziert werden. Jedoch lag die Sterberate deutlich unterhalb der Raten der restlichen Altersgruppen. Somit konnte zwar ein leicht erhöhtes Risiko für Kleinkinder (0 – 4 Jahre), aber nicht für Kinder im Allgemeinen nachgewiesen werden (Georgiadis-Filikas et al., 2022). Greene (2011) berechnet in seiner Studie eine Odd Ratio für Brände von 1.3 für Haushalte mit Kindern unter 18 Jahren. Eine Quantifizierung des Sterberisikos wird dabei nicht vorgenommen. In der Studie von Hasofer und Thomas (2005) konnten 15.8 % aller Wohnungsbrandtoten in den USA im Jahr 1993 auf die Altersgruppe der 0 - 4-Jährigen zurückgeführt werden; zum Vergleich die Altersgruppe der 5 – 9-Jährigen verursachte 3.9 % der Brandopfer. Herweg und Wagner (2016) konnten in Ihrer Stichprobenauswertung von Brandtoten (n = 258) in Deutschland zwischen 1997 und 2012 ca. 2% der Brandtoten der Altersgruppe der 0 – 10-Jährigen zuordnen. Dies repräsentiert mit der Altersgruppe der 10 – 20-Jährigen (ebenfalls 2%) den geringsten Anteil der Brandopfer dieser Stichprobe. Die Auswertung der Wohnungsbrandtoten in London zwischen 1996 und 2000 von Holborn et al. (2003) zeigen für Kinder bis 9 Jahren eine Sterberate von 0.3 Toten pro 100k-EW-a auf. Diese ist damit dreifach so hoch, wie die Sterberate der 10 – 19-Jährigen (0.1) in selbiger Studie. Istre et al. (2002) belegen in ihrer Studie, dass Kinder bis 4 Jahre ein deutlich erhöhtes Risiko für Verletzungen und Ableben durch das Spielen mit Feuer aufweisen als im restlichen Kindheitsalter bis 19 Jahre. Die Studie von Nilson et al. (2015) zeigt ebenfalls ein erhöhtes Risiko für Brände mit Toten in Haushalten mit Kindern. Runefors (2020) zeigt auf, dass im Jahr 1952 in Schweden die Altersgruppe der 0 – 4-Jährigen eine Brandsterberate von ca. 0.22 Toten pro 100k-EW-a aufwies, und damit signifikant über den Raten der 5 – 19-Jährigen (ca. 0.04) und 20 – 44-jährigen (ca. 0.13) lag. Diese Rate konnte bis zum Jahr 2017 um den Faktor 10 auf eine Rate von ca. 0.02 gesenkt werden, die sich damit nicht mehr von der Rate der 5 – 19-Jährigen im Jahr 2017 unterscheidet und zusammen mit dieser die durchschnittlich geringste Sterberate einer Altersgruppe in Schweden abbildet. Runyan et al. (1992) quantifizierten für die Altersgruppe der unter 5-Jährigen eine Odd Ratio von Feuern mit Brandtoten gegenüber Feuer ohne Brandopfer von 1.7 (95%CI: 1.0 – 2.9). Die Altersgruppen 5-17 und 18-64 Jahre wiesen im Vergleich eine Odd Ratio von jeweils 0.4 auf. In einer Studie aus Japan konnte für Kleinkinder die geringste Sterblichkeitsrate aller Altersgruppen durch Wohnungsbrände aufgezeigt werden, jedoch wies die Altersgruppe der 5 – 9-Jährigen gegenüber allen anderen Altersgruppen den höchsten prozentualen Anteil an Todesfällen durch Feuer unter den Todesursachen auf. (Suzuki & Hokugo, 2009) Turner et al. (2017) konnten ebenfalls Kinder unter 5 Jahren als Risikofaktor identifizieren. Bei der Risikofaktoranalyse von Kindern ist festzustellen, dass zum einen vor allem Kinder unter 5 Jahren tendenziell ein Risikofaktor für Brandereignisse sein können und zum anderen, dass die Sterberaten bzw. das Sterberisiko sich jedoch regional sowie auch durch den Zeitpunkt der Datenerhebung sehr stark unterscheiden.

5.3.7 Einfluss Geschlecht

Inwieweit das Geschlecht als Faktor auf die Sterberate einen Einfluss hat, wird im folgenden Abschnitt ausgeführt.

Bei der Untersuchung der Brandtoten in Amerika zwischen 2015 bis 2019 von Ahrens (2021) konnte in allen Altersgruppen für Männer eine höhere Sterberate als für Frauen aufgezeigt werden. Im Gesamtdurchschnitt liegen Männer bei 0.93 und Frauen bei 0.68 Toten pro 100k-EW-a. Büyüç und Koçak (2009) stellten bei der Untersuchung von 320 Brandtoten in Istanbul ebenfalls eine eindeutige Verteilung zugunsten der männlichen Brandopfer (71.3 %) gegenüber den weiblichen (28.4%) fest. Bei einem Opfer konnte das Geschlecht nicht eindeutig bestimmt werden. In Spanien wurde für das Jahr 2016 von Fernández-Vigil und Echeverria-Trueba (2019) ein Gesamtdurchschnitt von 0.33 männlichen und 0.21 weiblichen Brandtoten pro 100k-EW-a in Wohngebäuden quantifiziert. Flynn (2010) stellte für den Zeitraum 2003 – 2007 in Amerika fest, dass die Mehrheit der insgesamt 2850 Brandopfer männlich (56 %) war. Ein Bezug auf die Bevölkerungszusammensetzung wurde dabei nicht genommen. In Irland verstarben im Zeitraum zwischen 1999 – 2009 141 Personen bei Wohnungsbränden, dabei konnten Harpur et al. (2014) bei der Auswertung der Brandopfer in allen Altersgruppen ein höheres Sterberisiko für Männer als für Frauen feststellen. In der Altersgruppe 18 – 59 lag das relative Risiko beispielsweise bei 1.1 für Männer und 0.4 für Frauen. Hasofer und Thomas (2005) konnten keinen signifikanten Unterschied zwischen Männern und Frauen in ihrer Studie feststellen. Sie weisen jedoch darauf hin, dass es sich um eine zufällige Anomalie der Wohnungsbrände in Amerika im Datenerfassungsjahr 1993 handeln könnte, und empfehlen weitere Untersuchungen (Hasofer & Thomas, 2005). Die Auswertung der Brandtoten in London zwischen 1996 – 2000 zeigt ebenfalls in fast allen Altersgruppen eine höhere Brandsterberate für Männer als für Frauen. Im Gesamtdurchschnitt hatten Männer eine Rate von 0.84 gegenüber 0.71 weiblichen Toten pro 100k-EW-a. Nur in der Altersgruppe der 10 – 19-Jährigen wiesen Frauen mit (0.14) eine höhere Rate als Männer (0.09) auf. Diese Unregelmäßigkeit wurde auf die sehr geringe Gesamtzahl der Opfer (n = 5 | 2 m | 3 w) in dieser Kategorie zurückgeführt (Holborn et al., 2003). Jonsson et al. (2017) belegen für männliche Brandtote in Schweden zwischen 1997 und 2007 in allen Altersgruppen mit 1.38 Tote pro 100k-EW-a eine stetig höhere Mortalitätsrate als für Frauen (0.83). Die Datenauswertung der Brandtoten in England zwischen 1995 und 2004 von Mulvaney et al. (2008) zeigt ebenfalls eine höhere Sterberate pro 100k-EW-a für Männer gegenüber Frauen. Nilson et al. (2020) fügen in ihrer Studie über Brandtote, die älter als 75 Jahre sind, die Mortalitätsraten von Frauen und Männer in 31 europäischen Ländern zwischen 2005 und 2014 zusammen. Das Ergebnis zeigt in fast allen Ländern, ausgenommen Island, Luxemburg und Schweiz, eine höhere Sterberate für Männer als für Frauen. Die Differenz der Sterberaten beider Geschlechter sind dabei zwischen den Ländern stark unterschiedlich (Nilson et al., 2020). Runefors (2020) belegt, dass der Unterschied zwischen Männern und Frauen sich relativ über die Jahre 1952 bis 2017 in Schweden nicht verändert. Die Rate der Männer lag 1952 bei ca. 3.1 und reduzierte sich bis zum Jahr 2017 auf ca. 1.0 Tote pro 100k-EW-a. Bei den Frauen lag die Mortalitätsrate 1952 bei ca. 1.5 Toten pro 100k-EW-a und entwickelte sich bis zum Jahr 2017 auf einen Wert von 0.5 Tote pro 100k-EW-a.

Zusammengefasst kann gesagt werden, dass das Geschlecht einen Einfluss auf die Mortalitätsrate bei Wohnungsbränden hat. Es sterben, belegt durch die Literatur, mehr Männer als Frauen. Jedoch ist die Differenz der Raten zwischen den Geschlechtern stark länderspezifisch.

5.3.8 Einfluss Beziehungsstatus

Inwieweit der Beziehungsstatus einer Person einen Einfluss auf die Sterberate bei Brandereignissen hat, wird im Folgenden dargelegt. Der Beziehungsstatus 'ledig' wird mit 'alleinlebend' gleichgestellt, auch wenn dadurch getrennt lebende Partnerschaften vernachlässigt werden. Es beschreibt somit lediglich die Abwesenheit einer zweiten Person in der Wohnung.

Hastie und Searle (2016) identifizieren in ihrer Datenanalyse die Altersgruppe der 35 – 54-Jährigen als eine erhöhte Risikogruppe für den Fall, dass sie alleine leben. In der Gruppe der älter als 65-Jährigen konnte diese Beziehung nicht hergestellt werden. Higgins und Taylor (2011) führen das Alleinleben ebenfalls als Risikofaktor auf und begründen dies mit der Abwesenheit einer zweiten Person, die im Brandfall zur Hilfe kommen und Rettungskräfte alarmieren kann, falls dies für die erste Person nicht mehr möglich ist. Durch die Datenauswertung der Brandtoten in Kopenhagen zwischen 1991 – 1996 quantifizierten Leth et al. (1998) für den Fall, dass eine Person alleine bei der Brandentstehung war und daran verstarb, eine Odd-Ratio von 12.8 (95%CI: 2.8 – 51.9) gegenüber dem Fall, dass die Person überlebte (OR 1.0). Nilson et al. (2015) berechnen ein relatives Risiko für den Fall, dass zwei Personen in einem Haushalt leben von 0.78 (95%CI: 0.57 – 1.06), gegenüber einem Singlehaushalt (RR = 1.0). Das bedeutet, dass das Risiko für 2-Personenhaushalte geringer als für Singlehaushalte ist. In einer weiteren Veröffentlichung fassen (Nilson et al., 2020) zusammen, dass im Alter das Zusammenleben von Personen als der protektivste Zustand vor dem Tod durch Brand auf der Individualverhaltensebene ist. Runyan et al. (1992) berechneten für Personen, die alleine zu Hause waren, gegenüber der Anwesenheit von mehr als einer Person eine Odd-Ratio von 2.2 (95%CI: 1.5 – 3.3), an einem Brand zu versterben. Auch Taylor et al. (2012), Turner et al. (2017) und Xiong et al. (2015) führen das Alleinleben als Risikofaktor in ihren Studien an.

Zusammengefasst kann der Beziehungsstatus ledig, und darin inbegriffen der Zustand des Alleinlebens, als Risikofaktor identifiziert werden.

5.3.9 Einfluss Einkommen/ Arbeitsverhältnis

Im folgenden Abschnitt wird zusammengefasst, ob das Einkommen einer Person eine Auswirkung auf die Brandsterbewahrscheinlichkeit hat.

Beaulieu et al. (2019) quantifizieren in ihrer Studie, die auf Daten von 2005 bis 2015 aus vier kanadischen Regionen beruht und insgesamt über 145.000 Wohnungsbrände und 9952 Brandtodesfälle beinhaltet, dass die Rate der Brandfälle pro Personenjahr um 24 % für jeden Prozentpunkt der Arbeitslosenquote steigt. Duncanson et al. (2001) fassen in ihrer Veröffentlichung zusammen, dass es eine positive Korrelation und damit eine erhöhte Rate zwischen niedrigem Einkommen bzw. Arbeitslosigkeit und Brandwahrscheinlichkeit gibt. Edwards et al. (2006) identifizierten eine erhöhte Brandsterberate für Kinder, deren Eltern als langzeitarbeitslos oder noch nie arbeitend eingestuft waren. Fernández-Vigil und Echeverria-Trueba (2019) konnten eine signifikante Veränderung der Brandsterberate mit dem Einkommen der Opfer nachweisen. 60 % der Verletzten und 70 % der Brandtodesfälle ereigneten sich in Regionen, in denen das Bruttoeinkommen unter dem landesweiten Durchschnitt lag. Lag das Einkommen um mehr als ca. 40% unter dem landesweiten Durchschnittseinkommen, konnte beispielweise ein relatives Risiko für den Brandtod von 2.7 quantifiziert werden. Bei Einkünften über dem Durchschnitt lag das relative Risiko unter 1.0.

Greene (2011) belegte in seiner Veröffentlichung, dass es keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Einkommen und Sterberate im Brandfall gibt. Hastie und Searle (2016) kamen zu dem Ergebnis, dass Arbeitslosigkeit und niedriges Einkommen eine steigernde Auswirkung auf die Wohnungsbrandrate hat. In London waren zwischen 1996 und 2000 38 % ($n = 40$) aller Brandtoten ($n = 279$, abzüglich der Rentner (151) und Kinder (22)) arbeitslos und bildeten damit die größte Gruppe der Brandopfer im erwerbsfähigen Alter (Holborn et al., 2003). Hu et al. (2019) konnten bei der Untersuchung von 283 chinesischen Städten zwischen 2013 und 2016 einen Zusammenhang zwischen dem lokalen Einkommensniveau und der Brandwahrscheinlichkeit nachweisen. Istre et al. (2001) belegen unter Einbezug der Daten aus Dallas zwischen 1991 und 1997, dass die Brandwahrscheinlichkeit in höheren Einkommensschichten abnimmt. Personen, die ein Einkommen von weniger als 20.000 \$ pro Jahr hatten, wiesen ein 4.1-fach höheres Risiko für Verletzungen bei Wohnungsbränden auf als die Einkommensschicht derer, die mehr als 80.000 \$ verdienten. Nilson et al. (2015) konnten ein geringeres relatives Risiko für mittlere ($RR = 0.91$) und hohe Einkommensschichten ($R = 0.94$) gegenüber geringen Einkommensschichten ($RR = 1.0$) für häusliche Brandereignisse feststellen. Špatenková und Virrantaus (2013) wiesen in ihrer Studie über die Wohnungsbrandwahrscheinlichkeit in Helsinki, Finnland nach, dass bei einem durchschnittlich geringeren Einkommen je m^2 in einer Region die Brandereignisse zunehmen.

Der aktuelle Stand des Wissens weist weitgehend auf einen Zusammenhang zwischen Arbeitslosigkeit bzw. Einkommensniveau und Brand(totes)wahrscheinlichkeit hin. Die quantitative Datenlage ist sehr gering und eine regionale Übertragbarkeit ist nicht möglich.

5.3.10 Einfluss Bildungsniveau

Duncanson et al. (2001) beschreiben in Ihrer Studie, dass das Bildungsniveau einen Einfluss auf die Brandtodesrate in Neuseeland haben kann. Jedoch wird dieser Einfluss in dieser Studie nur über einen sozioökonomischen Index abgebildet, in den 9 weitere Faktoren einfließen. Ein direkter Zusammenhang ist daher nicht belegt. Fridolf und Nilsson (2011) weisen in ihrer Studie darauf hin, dass es jungen Menschen schwerfällt, die Brandausbreitung und das richtige Verhalten einzuschätzen, da das spezifische Wissen hierzu fehlt. Greene (2011) fasst zusammen, dass es in den ausgewerteten Studien einen signifikanten Zusammenhang zwischen einer erhöhten Brandwahrscheinlichkeit und einem höheren Bildungsabschluss gibt, erklärt aber selbst, dass dies paradox sei und er keine Erklärung dafür findet. Hope (2004) stellt fest, dass das Bildungsniveau einen signifikanten Einfluss auf die Wohnungsbrandwahrscheinlichkeit in England und Wales hat. Je höher das Niveau war, desto seltener ereigneten sich Wohnungsbrände. Hu et al. (2019) belegen ebenfalls diesen Zusammenhang zwischen dem Bildungsstand und der Brandwahrscheinlichkeit. Nilson et al. (2015) kamen bei ihrer Untersuchung von Wohnungsbränden in Schweden zum gegenteiligen Ergebnis. In ihrer Untersuchung steigt das Risiko eines Wohnungsbrandes mit dem Grad der Bildung der Bewohner. Senthikumara et al. (2019) untersuchten die Wirksamkeit von Schulungen von Kindern im Verhalten bei Wohnungsbränden, konnten aber keine signifikanten Ergebnisse aufzeigen. Špatenková und Virrantaus (2013) belegten für eine Studie über die Wohnungsbrandwahrscheinlichkeit in Helsinki, Finnland, dass bei durchschnittlichem niedrigem Bildungsniveau pro m^2 in einer Region die Brandereignisse zunehmen.

Inwiefern der Bildungsgrad einer Person Einfluss auf die Brandwahrscheinlichkeit hat, konnte durch die Literatur nicht eindeutig belegt werden. Es wurde sowohl belegt, dass es für Personen mit niedrigem Bildungsniveau eine erhöhte Brandgefahr gibt, als auch das Gegenteil, dass die Brandgefahr mit zunehmendem Bildungsgrad steigt. Weitere Studien in Bezug auf das Bildungsniveau sind nötig, um einen Zusammenhang zu be- bzw. widerlegen.

5.3.11 Einfluss Gebäude

In diesem Abschnitt wird aufgezeigt, ob das Gebäudealter, die Gebäudegröße und die Besitzverhältnisse (Eigentum/ Miete) einen Einfluss auf die Brandsterberate hat.

Duncanson et al. (2001) fassen aus der Literatur zusammen, dass es eine negative Korrelation (also ein vermindertes Risiko) für Brandopfer in Wohneigentum gegenüber einem Mietverhältnis gibt. Fernández-Vigil und Echeverria-Trueba (2019) zeigen im Untersuchungsjahr 2016 in Spanien, dass die geringste Anzahl an Brandopfern in Neubauten (nicht älter als 5 Jahre) und die höchste Zahl in Gebäuden älter als 45 Jahre auftreten. Greene (2011) widerlegte in seiner Veröffentlichung einen signifikanten Zusammenhang zwischen Brandtoten und Gebäudealter. Holborn et al. (2003) konnte die Brandtoten in London zwischen 1996 und 2000 auf den Wohnungstyp beziehen und eine Sterberate pro Jahr und jeweiliger Wohnungsart berechnen. Dabei wiesen Einfamilienhäuser mit einer jährlichen Brandtodenrate von 0.54 pro 100.000 Wohneinheiten dieser Art die geringste Rate auf. Reihenhäuser folgten mit einer Rate von 1.43 und in Doppelhaushälften verstarben 1.52 Brandtote pro Jahr. In Mehrfamilienhäusern, die durch nachträgliche Nutzungstrennungen aus ehemaligen Einfamilienhäuser entstanden sind, lag die Rate bei 1.89 und in generell als Mehrfamilienhaus geplanten Wohnungen bei einem Maximalwert von 2.67 Brandtoten pro Jahr und Wohnungstyp. Runefors et al. (2021) führen an, dass das Leben in einem Einfamilienhaus die Chance auf eine Rettung durch Nachbarn, gegenüber dem Wohnen in einer Wohnung, sehr stark reduziert, jedoch die Chance der Eigenrettung aufgrund der tendenziell geringeren Gebäudehöhe erhöht ist. Trond (2004) argumentierte, dass der Gebäudetyp bzw. die Gebäudefläche keinen Einfluss auf die Brandentstehung hat, sondern dass bewegliche Brandquellen (z.B. Heizdecken, Elektroheizter) gegenüber immobilen Brandquellen (z.B. Herd, Heizung) maßgeblich für Brände verantwortlich sind. Immobilen Brandquellen sind nahezu unabhängig von der Wohnfläche, wohingegen die Anzahl mobiler Brandquellen üblicherweise mit der Anzahl der Nutzer steigt. Demnach ist nicht die Gebäudefläche als Faktor anzuführen, sondern eher die Anzahl der Nutzer bzw. die Nutzerdichte pro Quadratmeter als Risikofaktor zu berücksichtigen.

Der Einfluss des Gebäudes konnte in der Literatur nicht eindeutig belegt bzw. widerlegt werden. Es zeigen sich Tendenzen, dass ein geringeres Risiko bei Einfamilienhäusern und Eigentum besteht, jedoch fehlt die Datengrundlage für einen wissenschaftlichen Beleg.

5.3.12 Einfluss Rauchwarnmelder

In ganz Deutschland gibt es seit 2017 für Neubauten die Pflicht zum Einbau von Rauchwarnmeldern. Mit der 2022 überarbeiteten neuen sächsischen Bauordnung gilt die Nachrüstspflicht von Rauchmeldern in Bestandsbauten bis zum 31.12.2023 dann auch in allen Bundesländern. Inwieweit sich das generelle

Vorhandensein von Rauchwarnmeldern auf die Brandtodeswahrscheinlichkeit auswirkt, wird in der folgenden Literaturzusammenfassung dargelegt.

Ahrens (2008) berechnete auf Datengrundlage von Bränden in den Vereinigten Staaten zwischen 2000 und 2004, eine Sterberate von 0.55 Toten pro 100 gemeldeten Feuern bei funktionsfähigen Rauchwarnmeldern (RWM) gegenüber 1.13 Toten pro 100 Feuern unter der Voraussetzung, dass kein RWM vorhanden war. Diesen Fakt konnte Ahrens (2011) durch die Datenauswertung von 2003 bis 2006 bestätigen. In diesem Zeitraum lag die Sterberate mit funktionstüchtigen RWM bei 0.59 Toten pro 100 gemeldeten Feuern und 1.16 Toten bei keinem bzw. defektem RWM. Cassidy et al. (2020) kommen zu dem Schluss, dass das Vorhandensein von RWM vor allem für ältere Personen in Schlaf- und Wohnbereichen essenziell ist, da diese Gruppe ein erhöhtes Brandsterblichkeitsrisiko hat. In einer Studie von DiGuseppi et al. (2002) wurden kostenlos Rauchwarnmelder in vierzig Londoner Wahlbezirken an die Bevölkerung verteilt und beobachtet, ob die Personenschäden durch Brandereignisse dadurch abnehmen. Es konnte kein Effekt nachgewiesen werden. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass sich positive Effekte erst durch eine kostenlose Installation und eine regelmäßige Wartung einstellen können. Istre et al. (2001) quantifizierten das relative Risiko für Brandverletzungen in Wohnungen ohne RWM gegenüber Wohnungen mit RWM zu 1.5 (95%CI: 1.0 – 2.4). McGwin et al. (1999) konnten bereits 1999 in ihrer Studie in Alabama zwischen 1992 und 1997 nachweisen, dass in allen Altersgruppen mehr Menschen bei einem Wohnungsbrand ohne RWM verstarben (Ø 67.3 %) als mit vorhandenem RWM (Ø 32.7 %). Rohde et al. (2016) konnten in ihrer Metaanalyse zur Brandsterblichkeit mit und ohne RWM unter Einbezug u.a. der Studien von Ahrens (2008), Istre et al. (2001) und Runyan et al. (1992) eine Odd-Ratio von 2.03 (95%CI: 1.88 – 2.22) zwischen Verstorbenen in Wohnungen ohne RWM und Wohnungsbrandtoten mit RWM berechnen. Das bedeutet, dass die Sterberate ohne RWM doppelt so hoch ist wie mit installiertem RWM.

Zusammenfassend zeigt sich, dass bei aktiven Rauchwarnmeldern die Sterberate um ca. die Hälfte reduziert werden kann, gegenüber Wohnungsbränden ohne Rauchwarnmelder.

5.3.13 Einfluss Monat/ Tag/ Uhrzeit

Im folgenden Abschnitt wird untersucht, ob die Uhrzeit, der Monat oder der Wochentag einen Einfluss auf die Sterberate von Brandopfern hat.

Fernández-Vigil und Echeverria-Trueba (2019) beobachteten zwischen 2012 und 2016 in Spanien die höchste prozentuale Brandsterberate bei Wohnungsbränden in den Wintermonaten (Dezember – Februar) und die geringste Rate in den Monaten Juli bis September. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen 1996 auch Barillo und Goode (1996). Zudem stellen sie in ihrer Studie in New Jersey eine Häufung von fatalen Bränden mit Todesfolge in den Nachtstunden (1:00 – 6:00 Uhr) fest, wohingegen sich die meisten Brände in den Vereinigten Staaten zwischen 15:00 bis 21:00 Uhr ereigneten. Chien und Wu (2008) wiesen für Taipeh nach, dass die meisten Brandopfer zwischen 0:00 und 6:00 Uhr verstorben sind. Ebenfalls ähnliche Verteilungen, mit Maximalwerten in den Wintermonaten und Minimalwerten im Sommer, konnten Georgiadis-Filikas et al. (2022) für Griechenland zwischen 2000 – 2019 nachweisen. Der Wochentag hatte dabei bei den Wohnungsbrandtoten keinen Einfluss, jedoch konnte ebenfalls die höchste Sterberate in den Stunden zwischen 1:00 und 8:00 Uhr morgens festgestellt werden. Auch Holborn et al. (2003) kamen zu ähnlichen

Monatsverteilungen für die Brandtoten in London zwischen 1996 und 2000. Auffallend bei der Untersuchung war, dass die Altersgruppe der älter als 60-Jährigen dem Jahresverlauf wie in den anderen Studien folgt, die Altersgruppe jünger als 60 Jahre jedoch über das Jahr stark variiert und keinem eindeutigen Verlauf zugeordnet werden kann. Ebenfalls konnten keine signifikanten Verläufe in Bezug auf die Altersverteilung und den Todeszeitpunkt (Uhrzeit) festgestellt werden. Jonsson et al. (2017) konnten nachweisen, dass in Schweden 44 % der Brandtoten in den Monaten Dezember bis März verstarben, 24 % zwischen September und November, 16 % zwischen April und Mai und 15% zwischen Juni und August. Dabei muss berücksichtigt werden, dass der Winter in der Studie vier Monate beinhaltet und das Frühjahr nur zwei. Die meisten Opfer verstarben an einem Wochentag tagsüber (37 %), gefolgt von wochentags nachts (23 %) und Wochenende tagsüber (20 %). Špatenková und Virrantaus (2013) beobachteten im Untersuchungsgebiet, der Stadt Helsinki, dass die meisten Brände in den Stunden zwischen 18:00 und 1:00 Uhr nachts stattfanden. Wuschke et al. (2013) konnten in ihren Untersuchungen für die Stadt Surrey in Kanada einen Rückgang der Wohnungsbrände zwischen 1:00 und 8:00 Uhr morgens feststellen, bei den Wochentagen und den Monaten gab es keine eindeutigen Unterschiede. Xin und Xin (2013) konnten für die Volksrepublik China eine erhöhte Rate für Brände am Wochenende und in den Monaten Januar bis März feststellen. Zudem verstarben Personen am häufigsten zwischen 22:00 – 6:00 Uhr morgens, also in den Nachtstunden.

Die zeitliche Distribution von Brandtoten ist nicht eindeutig, sondern regional stark unterschiedlich. Es können aus der vorhandenen Literatur keine allgemeingültigen Rückschlüsse auf die Verteilung von Brandtoten in Bezug auf die Zeit gezogen werden, da es an belastbaren Studien, die den einen Zusammenhang der Uhrzeit, des Wochentages und des Monats mit der Brandsterblichkeit belegen, fehlt.

5.3.14 Einfluss Brandursache

Im Folgenden werden die Brandursachen für Wohnungsbrände zusammengefasst.

Ahrens (2021) konnte im Jahresdurchschnitt für die Jahre 2015 bis 2019 in den Vereinigten Staaten als Hauptursache für Brandtote Rauchmaterial (23 %) identifizieren. Im Weiteren folgten Kochen (20 %), Wärmerezeuger (18 %) und elektrische Geräte (16 %). Weiterführend zeigte Sie auf, dass vor allem in den Altersgruppen der 55 – 84-Jährigen brennende Rauchutensilien, die mit Abstand häufigste Ursache für tödliche Wohnungsbrände sind. Chien und Wu (2008) konnten bei der Untersuchung der Brandursache für die Brandtoten (n = 27) in Taipeh zwischen 2003 und 2006 die Hauptursache auf Fehlfunktionen von elektrischen Gerätschaften (38 %) zurückführen. 28 % wurden durch Tabakrauchen erzeugt und 24 % konnten auf Selbstmorde bzw. Brandstiftung zurückgeführt werden. Bei der Ursachenuntersuchung von Brandtoten in Spanien konnten Fernández-Vigil und Echeverria-Trueba (2019) Wärmerezeuger als Hauptverursacher identifizieren (31.8 %), gefolgt von defekten Elektrogeräten (22.7 %) und Tabakrauchen (18.2 %). Unter differenzierter Berücksichtigung der Altersgruppen (unter 18, und über 65 Jahre) war nur in der Altersgruppe der unter 18-Jährigen die Elektrik inkl. Lichtequipment mit 44 % deutlich verschoben zum allgemeinen Durchschnitt über alle Altersgruppen (22 %). Georgiadis-Filikas et al. (2022) schätzten für die Wohnungsbrandtoten in Griechenland zwischen 2000 und 2012 offene Flammen mit ca. 24 % als Hauptursache, gefolgt von heißen Oberflächen (ca. 12 %), Explosionen und Verpuffungen (ca.7 %). Bei

der Berechnung wurden unbekannte Fälle (62.3% aller untersuchten Fälle) ausgeschlossen. Als Hauptursache für die Brandtoten (n = 273) in London zwischen 1996 – 2000 konnten Holborn et al. (2003) brennende Zigaretten, Zigarren und Tabak mit 46.9 % identifizieren. Die zweithäufigste Ursache für Brandtote waren Kochgeräte bzw. Kochen mit 13.6 %. Auffallend bei den Ursachen unter Berücksichtigung der Altersverteilung war vor allem bei Kindern (0 – 9 Jahren) die Gefahr, die von Feuerzeugen und Streichhölzern ausgeht. Dadurch sind in dieser Alterskategorie sieben Kinder bzw. 39 % aller Brandopfer (n = 18) verstorben. Xin und Xin (2013) kommen zu dem Schluss, dass die Hauptursache für Brandtote in China fehlerhafte Elektrizität ist. Xiong et al. (2015) verglichen die Ursachen von Wohnungsbrandtoten mit Überlebenden bei gleicher Ursache. Dabei wurde Tabakrauchen als Hauptursache bei den Verstorbenen bestimmt, gefolgt von Gegenständen, die zu nahe an einer Hitzequelle standen, und elektrische Störungen von Geräten.

Zusammenfassend identifiziert die Literatur brennende Tabakwaren, defekte Elektrik/ Elektronik und Beleuchtung, Hitzequellen und Kochen als die Hauptursachen für tödliche Wohnungsbränden. Bei Kindern geht die Hauptgefahr vor allem von Streichhölzern und Feuerzeugen aus.

5.3.15 Methoden zur Risikobewertung

Im Folgenden werden bereits existierende Methoden zur lokalen Risikobewertung in Bezug auf Brandereignisse zusammengefasst.

Asgary et al. (2012) bilden das Brandrisiko, das von einem Feuer ausgeht, in einer sogenannten Self-Organizing Map (SOM) in unterschiedlichen Risikoklassen ab. Dadurch kann zum einen im Brandfall das ausgehende Risiko abgeschätzt werden, was der Feuerwehr helfen kann, den Brand effektiver und effizienter zu bekämpfen; zum anderen können Prognosen zum Brandrisiko erstellt werden. Als Datenbasis stützt sich das Modell auf die Brandereignisse in Toronto zwischen 2000 und 2006. Ceyhan et al. (2013) entwickelten eine Methode zur räumlich-zeitlichen Analyse von Brandorten. Dadurch können Planungshinweise zum Feuerwehrbedarf erstellt werden und lokale Häufungen von Bränden aufgezeigt werden. Clark et al. (2015) entwarfen ein Analysekonzept für das Brandrisiko. Dabei clustern sie, ausgehend von den individuellen Eigenschaften einer Person, der Gebäudeeigenschaft, dem direkten sozialen Umfeld bis hin zum sozioökonomischen und kulturellen Einflüssen der Gesellschaft, das spezifische Brandrisiko. Corcoran et al. (2009) berechnen unterschiedliche Risikofaktoren mittels Quad-Plots, dabei wird die Kombination aus drei Faktoren in einem Diagramm abgebildet. Daraus konnte ein konzeptionelles Modell, das die einzelnen Faktoren und ihr Zusammenwirken darstellt, abgeleitet werden. Dabei sind als Hauptknoten unter anderem das Individual- sowie das Gruppenverhalten, Umwelteinflüsse, der Gebäudetyp sowie die Nachbarschaft aufgeführt. Delichatsios et al. (2012) berechnen das individuelle Risiko einer Person, durch Feuer zu Schaden zu kommen, mittels der Methode eines automatisierten Ereignisbaumes, der auf der Datenanalyse vergangener Brände beruht. Dabei bewerten sie die benötigte Zeit und erforderliche Stärke der eintreffenden Feuerwehr unter Voraussetzung unterschiedlicher Systeme wie Brandmeldeanlagen, Sprinkleranlagen und der Verfügbarkeit der Feuerwehr. Higgins et al. (2013) entwarfen ein Modell zur räumlichen Planung von Brandschutzmaßnahmen in Liverpool. Dabei wurden Stadtgebiete mit hoher Dichte an Risikopersonen (Senioren, geringes Einkommen etc.) über vorhandene Statistik identifiziert und bilden damit die Möglichkeit, präventive Brandschutzmaßnahmen in Risikogebieten einzusetzen. Kalach

et al. (2020) entwickelten in Russland einen mathematischen Ansatz, um das Risiko in Form einer Gleichung für ein definiertes Gebiet zu berechnen. Die beinhalteten Risikowerte werden mit entsprechenden Faktoren multipliziert, die auf statistischen Werten basieren, und anschließend zu einem Gesamtrisiko addiert. Leth et al. (1998) zeigen in einem theoretischen System die Verknüpfung oder Assoziation und Bewertung zwischen Risikoindizes und Risikofaktoren, die zum Ableben im Brandfall führen, auf. Špatenková und Virrantaus (2013) entwickelten ein Modell zur systematischen Risikokartierung, mit dessen Hilfe auch räumlich- und zeitliche Zusammenhänge sowie Kausalzusammenhänge (Bevölkerungsdichte, Einkommen, Bildung, Altersgruppen etc.) in den Ergebnisdaten identifiziert werden können. Todorovic (2020) entwickelte auf Basis des Modells von Corcoran et al. (2009) und der lokalen statistischen Daten für die Stadt Helsinki in Finnland ein Rastermodell zur Identifizierung von lokalen Akkumulationen von Risikofaktoren sowie die entsprechenden Regressionswerte. Trond (2004) entwickelte unter Verwendung von Bayes'schen Netzen eine Methode zur prognostizierten Risikobeurteilung von Personen in Wohngebäuden. Wuschke et al. (2013) untergliedern ein Stadtmodell von Surrey, Kanada in Zonen und berechnen in diesen Zonen aufgrund von statistischen Werten die Brandwahrscheinlichkeit. Dadurch können Problembezirke identifiziert werden.

Zusammenfassend zeigt die Literatur eine Vielzahl unterschiedlicher Ansätze zur lokalen Risikobeurteilung auf. Dabei werden unter anderem Self-Organizing Maps, Cluster Analysen von Stadtbezirken, Quad-Plots, Ereignisbäume und Bayes'sche Netze verwendet. Grundlage jedes Modells und entscheidend für die Genauigkeit ist dabei die lokale Datenlage.

Der Stand des Wissens zeigt eine Vielzahl von unterschiedlichen Risikofaktoren für Personen und deren Brandsterbewahrscheinlichkeit auf. Unter anderem war das persönliche Verhalten in Bezug auf Alkohol und Tabakkonsum, das Alter und das Geschlecht Faktoren, die einen signifikanten Einfluss aufwiesen. Zudem konnten auch Brandrisikoverteilungen anhand des Gebäudetyps, das Vorhandensein von Rauchwarnmeldern, die Tages-, Jahres- sowie Uhrzeit, und der Brandursache aufgezeigt werden. In den vorgestellten Modellen zur Risikobewertung konnten bereits unterschiedliche Ansätze zur lokalen Quantifizierung bzw. zur Wechselwirkung einzelner Faktoren gezeigt werden.

5.4 Entwicklung Risikofaktorenmodell

Im diesem Kapitel werden, aufbauend auf den Ergebnissen der Literaturrecherche, die einzelnen Risikofaktoren zu Clustern zusammengefasst. Die grundlegende Kategorisierung erfolgt nach den 3 Säulen des Brandschutzes, die sich zusammensetzen aus dem vorbeugenden (baulich und anlagentechnisch), organisatorischen und abwehrenden Brandschutzes (Lange, 2021). Aus den Ergebnissen der Literaturanalyse konnten im Cluster vorbeugender und organisatorischer Brandschutz unter Verwendung des Top-Down Ansatzes der Mindmap Methode nach Buzan (1974), ausgehend von den identifizierten Einflussfaktoren, zudem die Untertitel Nutzergefahr, externe Einflüsse und Zeit generiert werden. Diese drei Unterteilungen bilden den ersten von drei Bausteinen zur lokalen, personenspezifischen Risikoanalyse.

5.4.1 Einflussfaktoren

Die Unterrubrik **Nutzergefahr** fasst in drei Gruppen untergliedert alle Faktoren zusammen, die direkt mit einer Person verknüpft sind. Diese sind:

- der Zustand einer Person, darunter wird das Alter, der Beziehungsstatus, Bildungsabschluss, das Geschlecht sowie das Einkommen gezählt;
- das Verhalten einer Person in Bezug auf Konsum von Alkohol, Drogen und Tabak, Kochen, offenes Feuer und ggf. Brandstiftung;
- potenzielle Hilfe für eine Person durch Mitbewohner, Nachbarn und Pflegekräfte.

Unter **externe Einflüssen** werden die Risikofaktoren zusammengefasst, die nicht unmittelbar durch die Person beeinflussbar oder mit ihr verknüpft sind. Diese sind:

- Brandentstehungsgefahr durch die Natur mittels Blitzschlag, Sonnenenergie und Selbstentzündung;
- elektronische Einflüsse, durch mangelhafte Qualität von Gerätschaften, veraltete oder unsachgemäße Elektroinstallationen, (fehlende) Rauchwarnmelder und sonstige technischen Einflüsse;
- Gebäudetyp/ -typologie (Anzahl an Nutzungseinheiten & Ausdehnung), Besitzverhältnis (Eigennutzung oder Mietverhältnis).

Die Risikofaktorenrubrik **Zeit** fasst alle Faktoren, die eine Zeitabhängigkeit aufweisen, zusammen. Sie setzt sich aus den folgenden drei Komponenten zusammen:

- Tageszeit,
- Wochentag,
- Monat.

Die Abhängigkeit der Risikoanalyse ist jedoch von der Zeit losgelöst. Das Risiko einer Person, in einem Jahr zu sterben, ist in dieser Dimension gleich, da es keine regionalen Unterschiede in der Zeit gibt. Konkret bedeutet das, Brandtote treten zu einem Zeitpunkt, aber nicht durch einen Zeitpunkt auf. Die zeitliche Häufung von Brandtodesfällen ist jedoch in Bereichen wie der Feuerwehrbedarfsplanung, z.B. bei der Kalkulation des vorgehaltenen Personals zu bestimmten Tageszeiten bzw. Monaten, relevant.

5.4.2 Risikofaktorenmodell

Die Risikoanalyse stellt das zentrale Berechnungselement des, aufbauend auf den Erkenntnissen der Literaturrecherche, neu entwickelten Modells zur Berechnung des individuellen Brand(sterbe)risikos dar. Als Eingangsvariablen sind die identifizierten Risikofaktoren mit der Analyse verknüpft. Dabei ist das Risiko, wie vorausgehend beschrieben, abhängig von der Nutzergefahr und den externen Einflüssen, aber unabhängig von der Zeit. Ferner differenziert das Modell zwischen Sterberisiko (Person geborgen) und Brandrisiko (Brand). Gibt die Risikoanalyse ausschließlich aufgrund der Eingangsvariablen eine erhöhte Brandwahrscheinlichkeit aus, hat eine betroffene Person noch die Möglichkeit zur Rettung durch die Feuerwehr. Diese Möglichkeit ist wiederum vom Cluster abwehrender Brandschutz abhängig. Bei einer Risikoanalyse mit Eingabefaktoren zur Brandsterbewahrscheinlichkeit hat der abwehrende Brandschutz keinen Einfluss, da die Person direkt verstirbt. Korrelationen zwischen den Faktoren bildet das Modell nicht ab. Zusammengefasst ist das Risikofaktorenmodell in Abbildung 16 dargestellt.

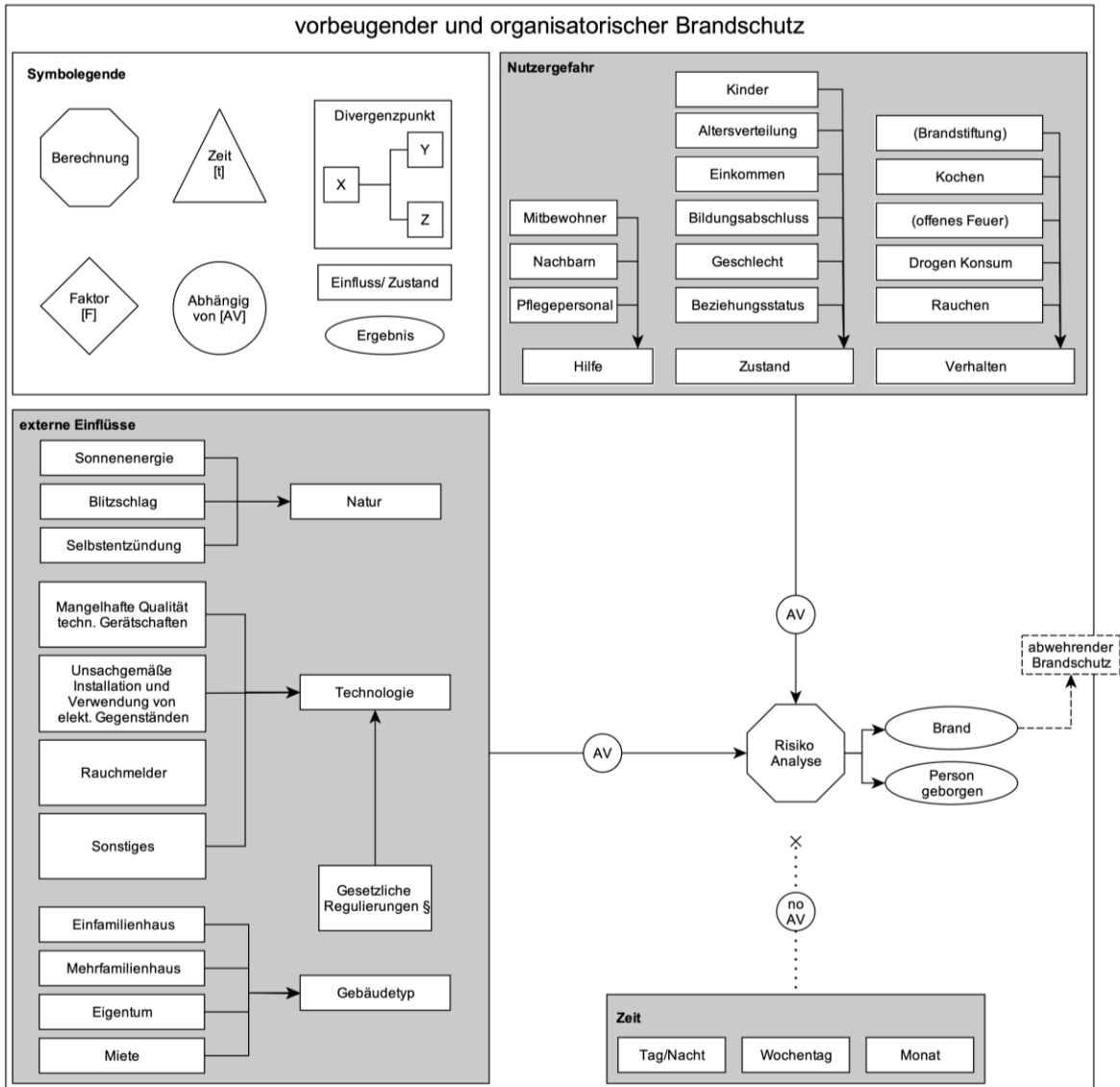


Abbildung 16: Teilrisikofaktorenmodell des personenspezifischen Mortalitätsrisikos

5.4.3 Evaluierung und Bewertung des Risikofaktorenmodells

Das entwickelte Risikofaktorenmodell beruht auf den im Stand des Wissens identifizierten Faktoren. Dabei wurden ausschließlich Peer-Reviewed-Paper verwendet, die somit als valide zu bewerten sind. Dadurch sind die aufgeführten Faktoren bereits evaluiert. Die Evaluierung der Gruppierung in Nutzergefahr, externe Einflüsse sowie Zeit, die Verknüpfungen der Bestandteile sowie die Bewertung des Modells, erfolgt in einem zweiten Schritt durch standardisierte Experteninterviews unter Verwendung des Mixed-Methods Ansatzes nach Kuckartz (2014). Dabei wechseln die Fragen zwischen quantitativen Skalen-Fragen (Skale: stimme zu – stimme eher zu – teils/teils – stimme eher nicht zu – stimme nicht zu) und offenen qualitativen Fragestellungen. Zudem sind die Fragen sowie die Fragenreihenfolge bei allen Interviews identisch. Die Expertenauswahl erfolgte methodisch nach Kaiser (2014) durch den Forschenden, aufgrund der nachgewiesenen beruflichen und wissenschaftlichen Expertise der ausgewählten Personen im Bereich vorbeugender, organisatorischer und abwehrender Brandschutz. Die anschließende Analyse erfolgte nach den in Abbildung 16 abgebildeten Gruppierungen: Nutzergefahr, externe Einflüsse, Zeit sowie Gesamtheit des

Modells. Diesen Kategorien zuordnend, erfolgte die Extraktion der Ergebnisse aus den Transkripten. Die Ziele des Interviews lagen überwiegend in der Identifizierung von fehlenden Risikofaktoren, der Evaluierung des Standes des Wissens in der Praxis, also seitens der Interviewpartner, der Bewertung des Modells, sowie dem Aufzeigen der Forschungslücke und nur bedingt in der Evaluierung des Modells, da dies, wie eingangs beschrieben, durch die ausschließliche Verwendung von Peer-Review-Paper bereits erfolgt ist. Hinzu kommt, dass die ausgewählten Experten in leitenden Positionen unterschiedlicher Ämter und Normenausschüsse sind. Beispielsweise der Vorsitz des Fachausschusses Vorbeugender Brand- und Gefahrenschutz der Arbeitsgemeinschaft der Leiterinnen und Leiter der Berufsfeuerwehren in der Bundesrepublik Deutschlands (AGBF) verfügt zusätzlich über einen überdurchschnittlich hohen Wissensstand im Vergleich zu anderen Experten im Thema Brandschutz. Aus diesem Grund ist die geringe Anzahl an Interviewpartnern (3) als ausreichend zu bewerten.

Evaluierung: Nutzergefahr

Die Experten stimmten den aufgeführten Faktoren zu. Erweitert wurden die Faktoren um die häusliche Anwesenheit bzw. Nutzungsdauer, die Gewohnheit der Nutzer an die Nutzungseinheit, im Sinne der besseren Orientierung im Notfall durch bessere Kenntnisse der Umgebung, der gesellschaftliche Vertrauensvorsprung in den abwehrenden Brandschutz (Feuerwehr) sowie der Einfluss von Schulung des Verhaltens im Brandfall von Kindern und Erwachsenen. Ein Experte wies zudem darauf hin, dass die genannten Faktoren nicht alleinstehend, sondern im Gesamten als multikausale Faktoren betrachtet werden müssen, da starke Korrelationen zwischen den Faktoren herrschen könnten.

Evaluierung: Gebäudegefahr:

Die Experten waren einstimmig der Meinung, dass das Naturereignis Blitzschlag in Deutschland aufgrund des vorhandenen wirksamen Blitzschutzes keine Risikoquelle darstellt. Jedoch führten zwei Experten Vegetationsbrände, bedingt durch lange Trockenperioden, als potenziellen zukünftigen Risikofaktor an, die auch in Deutschland auftreten können und bauordnungsrechtlich aktuell keine Beachtung finden. Die Risiken, die durch mangelhafte Qualität von technischen Gerätschaften ausgehen, sahen alle Experten als stetig sinkend, da technische Neuerungen, z.B. Wärmepumpentrockner anstelle Heizstabtrockner, LED/LCD Fernseher statt Röhrenfernseher, oder europäische Normierungen, wie die CE-Kennzeichnungspflicht, das Brandrisiko durch elektrische Defekte oder Überhitzung kontinuierlich reduzieren. Zwei Experten sprachen sich gegen die aktuell stattfindende stetige Verschärfung der Normierung seitens der Industrie aus, da sie keinen weiteren Zugewinn im Kosten-Nutzen Verhältnis erkennen. Zudem wurde von einem Experten die Qualität und Belastbarkeit der Datenlage von elektrischen Geräten als Brandursache aufgrund von Erhebungsungenauigkeiten kritisch gesehen. Ein Experte führte grundlegend ‚neue Technologien‘, wie beispielsweise große Lithium-Ionen Akkumulatoren, die in E-Scootern verbaut sind, als unbekannte Risikoquelle an, da noch keine ausreichende Datengrundlage dafür geschaffen ist. Eine Risikoreduzierung sahen die Experten ebenfalls bei der elektrischen Hausinstallation. Zwei Experten wiesen darauf hin, dass dieser Faktor maßgeblich durch die Wartung der Anlagen beeinflusst wird. Ein anderer Experte differenziert bei der elektrischen Installation zwischen dem Gebäudetyp bzw. Nutzer, da er davon ausgeht, dass in großen Wohnkomplexen die Elektroinstallation durch Fachbetriebe eine normkonforme

Ausführung erfährt, jedoch in Eigenheimen teilweise der Nutzer unfachmännisch selbst die Elektrik installiert, die dadurch ein höheres Brandrisiko aufweist. Die Gebäudeklasse bzw. Einfamilienhaus oder Mehrfamilienhaus als Einflussfaktor sahen die Experten als ungeeignet und führen hingegen die Personendichte als potenzielle Risikogröße auf. Im Kontext des Gebäudes wies ein Experte noch auf das Vorhandensein bzw. den Wegfall eines zweiten baulichen Rettungswegs als Risikofaktor hin. Eine Aussage zum Unterschied zwischen Miete und Eigentum bzw. Eigennutzung wurde von keinem Experten getroffen. Ein Experte sah einen übergeordneten Risikofaktor im Gebäudestandort (rural gegenüber urban) bzw. den Rettungsmaßnahmen durch Freiwillige Feuerwehr im Gegensatz zu einer Berufsfeuerwehr.

Evaluierung: Zeit

Die Personenunabhängigkeit des Risikofaktors Zeit bestätigten alle Experten. Ein Experte schlug vor, anstelle des Risikofaktors Zeit den Zustand (wach / schlafend) bzw. die Rettungsfähigkeit (Eigenrettung/ Fremddrettung) einer Person als Faktor hinzuzufügen. Weiter wies ein Experte auf eine Risikoerhöhung durch zeitlich begrenzte Tätigkeiten im Gebäude auf. Beispielsweise das temporäre, gleichzeitige und mechanische Aufhalten von vielen Türen durch Keile zu Liefer- oder Reinigungszwecken.

Logische Verknüpfung des Teilmodells

Für zwei Experten war das Teilmodell samt Einflussparametern logisch. Ein Experte beurteilte es in Teilen als logisch und wies darauf hin, dass die Gewichtung der einzelnen Risiken und deren Einflussgrößen im Modell fehlen. Ein Experte schloss den Risikofaktor Gebäudetyp als irrelevant aus.

Vollständigkeit des Teilmodells

Für einen Experten war das Teilmodell unvollständig, da zum einen technische Neuerungen und grundlegende Neuerungen, die nicht direkt mit dem Brandschutz verknüpft sind, aber eine direkte Auswirkung auf den Brandverlauf haben, nicht abgebildet, sind und zum anderen keine Gewichtung der Faktoren vorliegt. Ein Experte bewertete das Teilmodell als größtenteils vollständig und fügt ergänzend bei der Risikogröße Gebäude noch die Durchführung einer Feuerbeschau zur Risikominimierung hinzu. Der dritte Experte sah das Teilmodell als vollständig unter Berücksichtigung der vorausgehenden Ergänzungen (gesellschaftliche Stellung der Feuerwehr, kein Einfluss des Gebäudetyps, Überbewertung der elektrischen Installation sowie die Resilienz durch einen zweiten baulichen Rettungsweg).

Bewertung des Modells

Die Meinungen der Experten zur Bewertung des Modells differierten stark. Ein Experte sah das Modell als falschen methodischen Ansatz zur Risikokalkulation, da es sich dabei um ein komplexes System handelt, das nicht mittels Ereignisbaumanalysen stringent bestimmbar ist, sondern deren Lösung durch KI-gestützte Analysemethoden wie Bayessche-Netze erfolgen muss. Ein anderer Interviewteilnehmer sah das System grundsätzlich als plausibel an und fügte hinzu, dass seiner Meinung nach die Wahrscheinlichkeit groß ist, dass ein solches System nie vollständig abbildbar ist bzw. alle Risikofaktoren identifizierbar sind. Der dritte Experte bewertete das Modell als gut und führte als grundlegenden Risikofaktor die Kenntnisse

bzw. Unkenntnisse der Bevölkerung sowie der Einsatzkräfte im richtigen Verhalten bei Extrem-Ereignissen an, da den meisten Personen hierzu keine Lebenserfahrung vorliegen.

Antworten auf die quantitativen Skalenfragen

Den Experten wurden zum Teilmodell zusätzlich vier Skalenfragen in Form von Hypothesen mit definierten Antwortmöglichkeiten gestellt. Siehe Tabelle 3. Die Antwortmöglichkeit „keine Aussage“ wurde von keinem Experten gewählt und daher vernachlässigt.

Tabelle 3: Auswertung der Expertenantworten auf Hypothesenfragen zum personenspezifischen Brandrisiko

		Stimme zu	Stimme eher zu	Teils/teils	Stimme eher nicht zu	Stimme nicht zu
Das Alter hat einen Einfluss auf das Sterberisiko?	Experte 1		x			
	Experte 2	x				
	Experte 3	x				
Der Beziehungsstatus hat einen Einfluss auf das Sterberisiko?	Experte 1				x	
	Experte 2					x
	Experte 3			x		
Das Geschlecht hat einen Einfluss auf das Sterberisiko?	Experte 1			x		
	Experte 2					x
	Experte 3		x			
Das Risiko für Wohnungsbrände hängt hauptsächlich von personenspezifischen Randbedingungen und Verhalten ab und weniger von äußeren Einflüssen?	Experte 1	x				
	Experte 2	x				
	Experte 3			x		

Die Experten waren sich bei der ersten Hypothese einig, dass das Alter einen Einfluss auf das Sterberisiko durch Wohnungsbrände hat. Bei den weiteren Hypothesen unterschieden sich die Antworten stark. Dies verdeutlicht die unterschiedlichen Wissens- bzw. Erfahrungsstände und somit die Forschungslücke.

Schlussfolgerung aus der Expertenevaluierung

Die Evaluierung durch die Experteninterviews ist positiv zu bewerten. Die durch einen Experten kritisch angemerkte Wahl des falschen methodischen Ansatzes, aufgrund fehlender Gewichtungsfaktoren sowie fehlender Korrelationen zwischen den Faktoren, ist unerheblich, da dies nicht Bestandteil des Modells ist. Im Modell werden ausschließlich Risikofaktoren aufgezeigt, die vom Experten angeführte differenzierte Bewertung findet innerhalb der Risikoanalyse statt, diese ist aber nicht detailliert im Modell abgebildet. Die durch die Experten hinzugefügten Risikogrößen sind aktuell nicht in der Literatur genannt und bilden Grundlage für weitere Forschung. Der angeführte Risikofaktor durch mangelhafte Installationsqualität ist als Teilaspekt der unsachgemäßen Installation anzusehen. Der Gebäudestandort sowie die Führung bzw. das Vorhandensein eines zweiten baulichen Rettungswegs bilden ebenfalls einen Ausblick auf weitere Forschung. Durch die Schilderungen eines Experten in Bezug auf die gesellschaftliche Stellung der Feuerwehr und das entgegengebrachte Vertrauen in eine durchzuführende Rettung konnte ein hypothetischer Einflussfaktor identifiziert werden, der ein mögliches Bindeglied zu Negativpublikationen, die keinen signifikanten Zusammenhang zwischen ethnischer Zugehörigkeit und Sterbewahrscheinlichkeiten nachweisen konnten, herstellt. (Greene, 2011) Erste Forschungsergebnisse diesbezüglich konnten Morgner und Patel

(2021) veröffentlichen. Es sind weitere Forschungsarbeiten zu dieser Fragestellung nötig.

Die differierenden Aussagen zu den aufgestellten Hypothesen in Tabelle 3 belegen die Forschungslücke, die mittels der Datenanalyse in Unterkapitel 5.7 geschlossen wird. Die Evaluierung mittels Experteninterview stellt die erste Iteration und somit Stufe IV des DRM Frameworks nach Blessing und Chakrabarti (2009) dar. Es finden im Zuge dieser Arbeit keine weiteren Iterationsschritte zur Modellentwicklung statt. Eine Weiterentwicklung bildet den Ausblick auf zukünftige Arbeiten.

5.4.4 Erweiterungen des Modells:

Das Modell wird für das Ergebnis, dass die Person nicht direkt verstirbt, durch zwei weitere Bestandteile/Module komplettiert, siehe Abbildung 17. Zum einen die Kalkulation der Risikofaktoren des abwehrenden Brandschutzes, zum anderen das Risiko, das durch einen Brand in einer angrenzenden Nutzungseinheit hervorgeht. Dabei besteht die Möglichkeit, dass sich der Brand bzw. toxische Rauchgase durch Trennbauerteile oder die Fassade in die zu untersuchende Nutzungseinheit ausbreiten und somit ebenfalls ein Risiko für diese Nutzungseinheit darstellt.

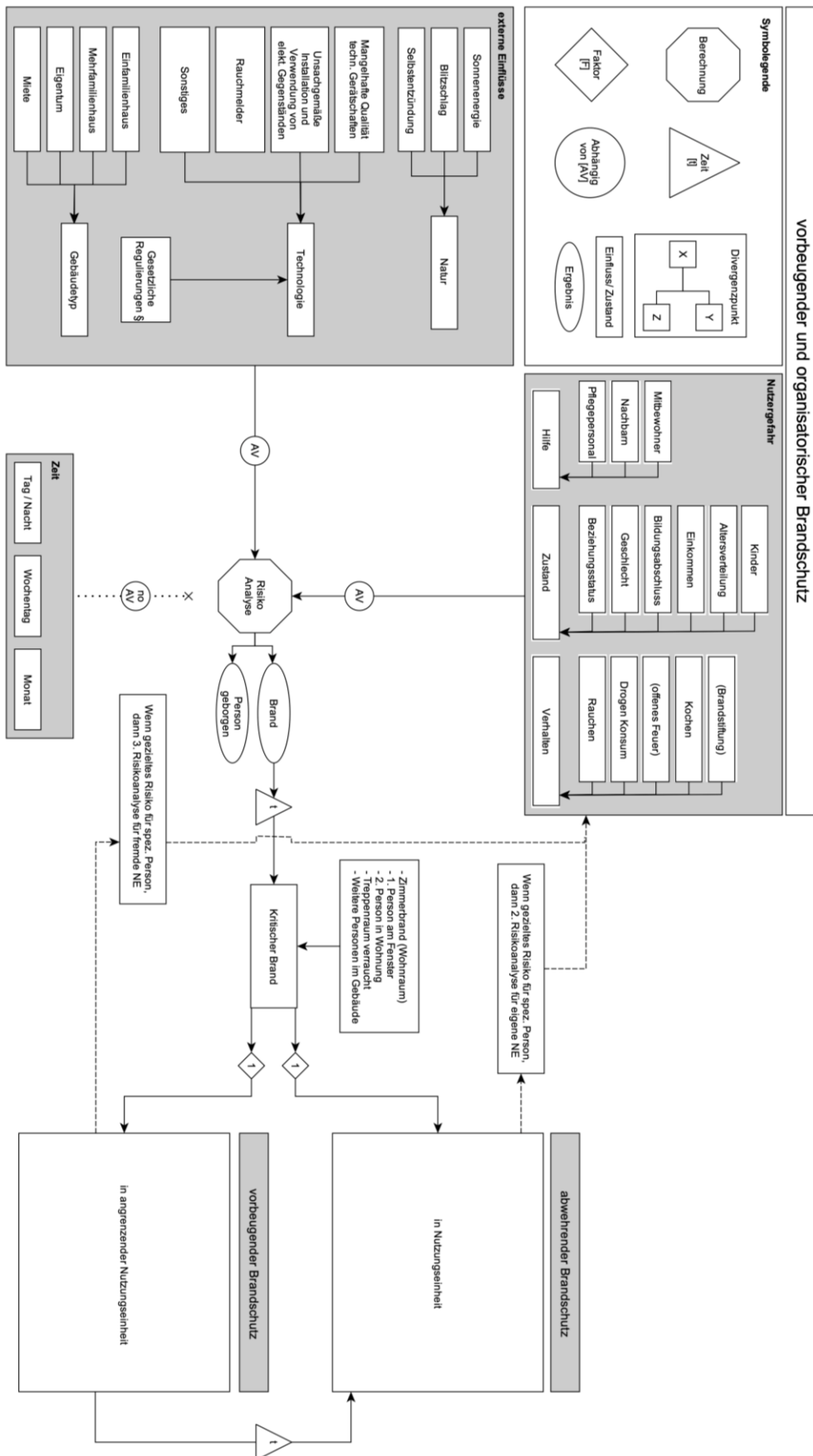


Abbildung 17: Risikofaktorenmodell zur Quantifizierung des Mortalitätsrisikos durch Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flammen

Das Modul "Abwehrender Brandschutz" ist aufbauend auf den Erkenntnissen von Ridder (2015) entwickelt worden. Die Notwendigkeit zur Integration dieses Moduls in die Risikokalkulation lässt sich exemplarisch anhand der gesetzlichen Hilfsfristen, die als Zeitspanne zwischen der Alarmierung bis zum Eintreffen der ersten Einsatzkräfte definiert ist, verdeutlichen. Diese variiert in Deutschland länderspezifisch zwischen 8 und 15 Minuten (Feuerwehr-Berlin, 2022; B. S. d. I. StMI, 2020). Bei der Anwendung der Risikokalkulation im internationalen Kontext zeigt sich, dass vor allem in Ländern mit geringer Feuerwehrdichte Hilfsfristen wie in Deutschland nicht erreichbar sind. Dies wird in Abbildung 18, beim Vergleich der Feuerwehrdichte von München, Deutschland (1,5 Mio. Einwohner) mit der Feuerwehrdichte in Ouagadougou, Burkina Faso (2,5 Mio. Einwohner) verdeutlicht. Markiert sind die über das Stadtgebiet verteilten Feuerwachen. Es wird qualitativ deutlich, dass in Ouagadougou mit vier Feuerwachen die Feuerwehrdichte pro km² deutlich geringer ist als in München und somit Hilfsfristen, Feuerwehrstärke pro Einsatz, sowie vorhandene Redundanzen bei gleichzeitiger Einsatzlage anders zu bewerten sind als in München. (Open-Fire-Map, 2010) Hammann (2021) beschreibt einen ersten Ansatz zur Quantifizierung der Effektivität des abwehrenden Brandschutzes in Verbindung mit den finanziell eingesetzten Mitteln und der daraus ergebenden Risikoreduzierung. Dies kann nach der Identifizierung von Schwachstellen im abwehrenden Brandschutz zur anschließenden Risikominimierung genutzt werden (Hammann, 2021).



Abbildung 18: Vergleich der Feuerwehrdichte (Berufsfeuerwehr) zwischen Ouagadougou, Burkina Faso (links) und München, Deutschland (rechts) Stand 2022 (Open-Fire-Map, 2010)

Das Erfordernis des Moduls "Brand in Nachbarnutzungseinheit" als weitere Risikogröße liegt in diversen Brandereignissen, bei denen Personen durch Initialbrände in einer anderen Nutzungseinheit ums Leben kamen, begründet (Hans, 2019; Mays et al., 2022). Dabei fokussiert sich das Teilmodell ausschließlich auf bauordnungsrechtliche Anforderungen.

Die beiden Teilmodelle sind in Anhang 7 und 8 abgebildet. Es ermöglicht einen Ausblick auf die Ganzheitlichkeit der Berechnungsmethode und bildet die Basis für weitere Forschung, da die Module "Abwehrender Brandschutz" und "Brandüberschlag aus angrenzender Nutzungseinheit" nur in Teilen wissenschaftlich belegt und aktuell Bestandteil laufender Forschung sind. Aus diesem Grund erfolgt keine weiterführende

Diskussion und Beschreibung zu diesen Teilen in dieser Arbeit. Jedoch fand ebenfalls für beide Teile eine Evaluierung durch die Experteninterviews statt, sodass die Ergebnisse in zukünftigen Arbeiten weiter erforscht werden können. Siehe dazu auch den Ausblick in Kapitel 5.11.

Nach der Analyse der Risikofaktoren für Brandtote folgt im nachstehenden Kapitel die Beschreibung des länderspezifisch, gesetzlich angestrebten Schutzniveaus, um damit die Basis für die Anwendung der Risikokalkulation und den Soll-/ Ist Vergleich im darauffolgenden Kapitel zu schaffen. Die Analyse der Gesetzgebung bezieht sich dabei exemplarisch auf den Standort Deutschland.

5.5 Gesetzliche Schutzziele im Brandschutz

Das folgende Unterkapitel zeigt exemplarisch die Entwicklung der Brandschutzgesetzgebung in Deutschland auf. Auf den gesetzlichen Anforderungen aufbauend, leitet sich das resultierende, gesetzlich akzeptierte Grenzkrisiko ab.

5.5.1 Historische Entstehung der Schutzziele am Beispiel Deutschlands

Die Untersuchung der Entstehung des Brandschutz-Baurechts in einem Land ist obligatorisch, um von einer Funktionalität dieser Regulierungen ausgehen zu können. Dabei ist zur Sicherstellung des Brandschutzes die Abstimmung aus vorbeugendem (baulichen) und abwehrendem Brandschutz essenziell. Aus der Historie des jeweiligen Bauordnungsrechts kann ggf. auf diese vorhandene Abstimmung geschlossen werden oder können Missstände identifiziert werden. Betrachtet man das Beispiel der Feuerwehrdichte aus Abbildung 18 erneut, leitet sich aufgrund der Netto-Distanz der Feuerwehren zu jeder Stelle des Stadtgebietes eine unterschiedliche Hilfsfrist zwischen der Feuerwehr in Ouagadougou und München ab, da die Zeit bis zum Eintreffen der Feuerwehren unterschiedlich sein muss. Dies wiederum müsste sich beispielsweise auf die legislativ vorgegebene Feuerwiderstandsfähigkeit trennender Bauteile auswirken, um einen Brandüberschlag ausreichend lange (bis zum Eintreffen der Feuerwehr) zu verhindern.

Im Folgenden wird kurz die historische Entwicklung am Standort Deutschland beschrieben.

Historisch gesehen waren Großbrandereignisse die treibende Kraft hinter neuen Gesetzen und Regelungen im baulichen Brandschutz. Der Stadtbrand von München am 13. Februar 1327, der rund ein Drittel der Stadt zerstörte, führte unter anderem 1342 zum ersten Kaiserlichen Erlass für den baulichen Brandschutz in Bayern (Thomas, 2013). Zu Beginn der bauordnungsrechtlichen Gesetzgebung war das primäre Ziel, eben diese Stadtbrände zu verhindern. Diese Formulierungen wiesen bereits einige Parallelen zu den aktuellen Anforderungen der Bauordnung auf. So steht im Kaiserlichen Erlass:

Häuser, Stadel, oder welcher Bau es sei, der in Unserer vorgenannten Stadt zu München verbrennt, die soll niemand wieder aufbauen und zimmern, außerdem, er will sie alsdann mit Ziegel eindecken.

In der heutigen bayerischen Bauordnung (2023) ist dies in Artikel 30 wieder zu finden:

(1) Bedachungen müssen gegen eine Brandbeanspruchung von außen durch Flugfeuer und strahlende Wärme ausreichend lang widerstandsfähig sein (harte Bedachung) (StMI, 2023)

Seit Anbeginn des Bauordnungsrechts kommt dem baulichen Brandschutz demnach eine maßgebende Rolle zu. Aus der geschichtlichen Entwicklung heraus und bedingt durch das föderalistische System in

Deutschland, sind 16 unterschiedliche Bauordnungen entstanden. Diese werden in der Musterbauordnung (MBO) (Bauministerkonferenz, 2022) durch die Bauministerkonferenz (ARGEBAU) versucht zu vereinheitlichen und weiterzuentwickeln. Die MBO hat formal keinen Gesetzescharakter, sondern dient der Vereinfachung und Orientierung für die Länderbauordnungen. Aus diesem Grund wird die MBO dieser Arbeit zugrunde gelegt.

Die MBO führt unter §14 die Mindeststandards für den baulichen Brandschutz im Regelbau auf. Dieser wird wie folgt definiert:

Bauliche Anlagen sind so anzuordnen, zu errichten, zu ändern und instand zu halten, dass der Entstehung eines Brandes und der Ausbreitung von Feuer und Rauch (Brandausbreitung) vorgebeugt wird und bei einem Brand die Rettung von Menschen und Tieren sowie wirksame Löscharbeiten möglich sind. (Bauministerkonferenz, 2022)

Daraus lassen sich die drei zugrunde liegenden Schutzziele des vorbeugenden Brandschutzes ableiten, die die Legaldefinition aus §14 MBO abbilden.

1. Vorbeugen der Entstehung von Bränden und der Ausbreitung von Feuer und Rauch
2. Sicherstellung der Rettungsmöglichkeit von Mensch und Tier
3. Sicherstellung der Möglichkeit für wirksame Löscharbeiten (Simon & Busse, 2021)

Erweitert werden diese noch um den Schutz von Sachwerten, Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen sowie die Schaffung von Voraussetzungen für die Versicherbarkeit der Restrisiken, die sich aus der Konsequenz der Anforderungen ergeben. (vfdb, 2020)

Zu diesen grundlegenden Anforderungen und deren Umsetzung kommt eine Vielzahl von Vorschriften und spezifischen Anforderungen für einzelne Bauteile hinzu. Dieses Zusammenspiel aus Verordnungen, Normierungen, Richtlinien und Gesetzen bildet die gebäudeseitige Grundlage für den Schutz von Personen vor der Exposition gegenüber Feuer, Flammen und Rauch.

5.5.2 Akzeptiertes Schutzniveau im Brandschutz

Das akzeptierte Schutzniveau als probabilistischer Wert, wie in Kapitel 2.1 beschrieben, wird nicht ausdrücklich in den vorausgehend beschriebenen Regelwerken genannt. Unter der Annahme, dass Verschärfungen von Gesetzen und Regelwerken dann durchgeführt werden, wenn das Risiko als inakzeptabel eingestuft wird beziehungsweise große Brandkatastrophen auftreten, die Lücken im Bauordnungsrecht identifizierten, kann der Umkehrschluss gewonnen werden, dass die Kontinuität des aktuell bestehenden gesetzlichen Regelwerks das vorherrschende Risiko als akzeptabel einstuft. Ausgehend von 336 Brandtoten im Jahr 2020 in Bezug auf die Gesamtbevölkerung in Deutschland ergibt sich formal ein gesellschaftlich akzeptiertes Grenzkrisiko von 4.4×10^{-6} pro Person und Jahr.

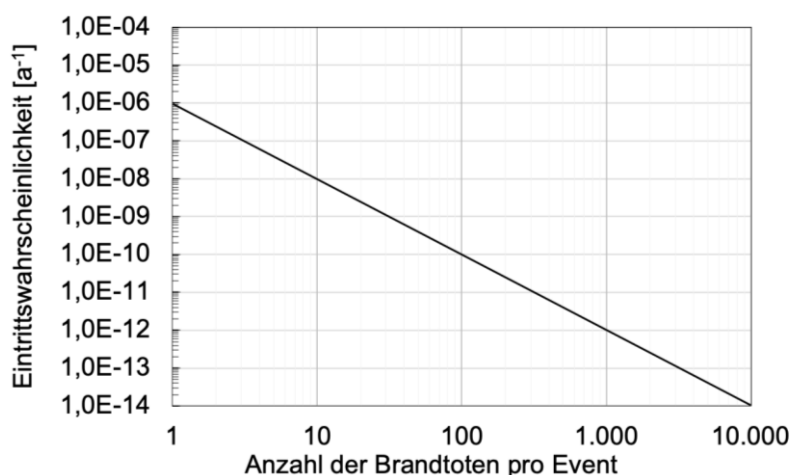


Abbildung 19: Akzeptiertes Grenzkrisiko Brandtote nach (Maiworm et al., 2023)

Die jährliche Gesamtzahl von Brandtoten wird medial kaum berücksichtigt, im Gegensatz zu Großschadensereignissen. Das bedeutet konkret: Ein Brandtoter bei einem Brand ist akzeptabel, hingegen 10 Brandtote bei einem Brand und zugleich 9 Brände ohne Tote sind inakzeptabel, siehe Abbildung 19 (Maiworm et al., 2023). Bei solch einem Ereignis mit einer Häufung von Brandtoten entsteht eine große (internationale) mediale und politische Aufmerksamkeit. Vgl. Brände Grenfell Tower (LFB, 2019), Titisee-Neustadt (Langer & Müller, 2012), Backnag (Ternieden, 2013), Ludwigshafen (Jüttner, 2008).

Maiworm et al. (2022) führen aus, dass die gesellschaftliche Akzeptanz somit nicht auf diesen Wert von 4.4×10^{-6} Brandtoten pro Jahr beschränkt werden kann, sondern in Bezug auf die Häufung von Brandtoten pro Ereignis betrachtet werden muss. Dabei nimmt die Akzeptanz des Grenzkrisikos linear ab, wenn sich die Zahl von einzelnen Todesfällen bei Brandereignissen zu einer Anhäufung von Brandtoten bei einem singulären Ereignis verschiebt. Die dadurch entstehende FN-Kurve bildet das für Deutschland gültige ALARP-Prinzip ab, das als tolerierbares gesellschaftliches Brandrisiko verstanden werden kann. Unterhalb der Kurve können Ereignisse als vernachlässigbar angesehen werden, oberhalb als nicht tolerierbar (Hurst et al., 2019). F. Wang et al. (2005) berechnen für das akzeptierte Schutzniveau in China die in Abbildung 20 dargestellte FN-Kurve. Dabei liegen die Risikogrenzen etwas höher, das heißt, es wird ein höheres Risiko akzeptiert als in Deutschland. Betrachtet man diese FN-Kurve mit dem Top-Down-Ansatz, so kann man das akzeptierte Schutzniveau auf die dortigen Brandschutzgesetzgebungen zurückführen. Der Vergleich der Gesetzgebung zwischen den Ländern wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiterverfolgt.

Es verdeutlicht jedoch, dass das akzeptierte Schutzniveau im Brandschutz ein länderspezifischer Grenzwert ist.

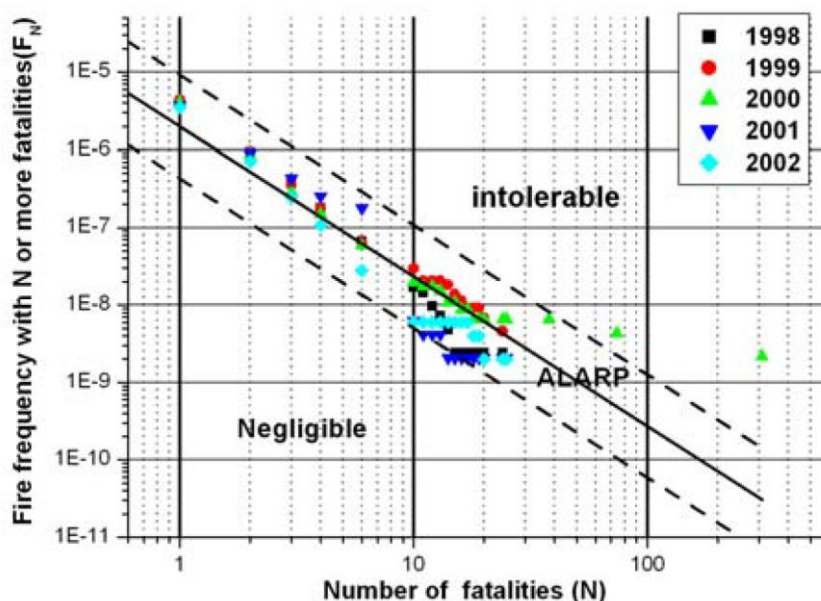


Abbildung 20: ALARP Kurve für Brandtote in China (F. Wang et al., 2005)

5.6 Datenerhebung Exposition Rauch, Feuer und Flamme

Das folgende Unterkapitel beschreibt das Vorgehen der Datenerhebung, das methodische Vorgehen zur Datenanalyse sowie die Limitation der Datenlage.

5.6.1 Datenerhebung

Die Datensätze der Brandtodeswahrscheinlichkeit wurden vom Statistischen Bundesamt (Destatis) aus der Gesundheitsberichterstattung des Bundes (GBE, 2022a) bezogen. Dem (deutschen) Staat liegen ausschließlich Daten in der Untergruppe Gebäudegefahr-Gebäudetyp und Nutzergefahr-Zustand des Risikoberechnungsmodells vor. Diesen liegen die ärztlich ausgestellten Todesbescheinigungen nach den Regelungen der internationalen statistischen Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsproblemen (ICD) zugrunde. Der Abgleich von spezifischen Eigenschaften wie Alter und Geschlecht erfolgt mittels der Sterbefallstatistik der natürlichen Bevölkerungsbewegung und der Totenbescheinigungen (Destatis, 2022b). Verwendet wird die ICD-10 Klassifizierung X00 – X09 Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flammen (BfArN, 2022). Die Todesopfer können eindeutig der Einwirkung von Bränden zugeordnet werden. Personen, die nach einer starken Exposition durch Feuer, Flammen und Rauch im zeitlichen Abstand dazu an Folgeerkrankungen (wie z.B. Lungenkrebs) verstorben sind, werden in dieser Statistik nicht geführt. Insgesamt fand eine Analyse von ca. 300 Datensätze für die Jahre 2005 – 2020 statt. Darin enthalten sind 255 Datensätze für die Auswertung der Brandtoten auf Länderebene für die Jahre 2005 - 2019, 16 Datensätze für den Beziehungsstatus in Abhängigkeit von Expositionsort, Geschlecht und Alter der Brandtoten in Deutschland von 2005 – 2020 sowie 16 Datensätze zur Bestimmung des Bezie-

hungsstatus in Abhängigkeit des Alters der Gesamtbevölkerung Deutschlands von 2005 – 2020 je Bundesland (Destatis, 2022a). Im Weiteren wurden exemplarisch für regionale Untersuchungen zusätzlich die detaillierteren Brandtodesstatistiken der einzelnen Landkreise in Bayern herangezogen (GBE, 2022b). Weiterführend fanden für die Quantifizierung der Lebenserwartung die Periodensterbetafeln des Statistischen Bundesamtes sowie die allgemeine Bevölkerungsstatistik Verwendung (Destatis, 2022b, 2022c). Allen Daten lag als Erhebungsbasis der Zensus von 2011 zugrunde. Die Datengrundlage für die Kombinationen aus den Attributen Brandtote und deren Einkommen, Bildungsabschluss und Wohngebäudetypus liegt nicht vor, könnte jedoch theoretisch von staatlicher Stelle zur präziseren Analyse erzeugt werden. Dies bildet einen Ausblick für weitere Forschung. Individuelle Verhaltensmuster, wie beispielsweise Alkohol- oder Tabakkonsum, sind aus datenschutzrechtlichen Gründen nicht auswertbar.

Die Länder für den internationalen Vergleich wurden zufällig aus den 25 am höchsten bewerteten Ländern nach dem Human Development Index (HDI) 2021 ausgewählt (UNDP, 2022). Die jeweilige Platzierung ist in den eckigen Klammern hinter den Namen der Statistikämter angegeben. Die Datensätze wurden vom Schweizer Bundesamt für Statistik (2020) [1], dem Canada's National Statistical Agency (2020) [15], dem Office for National Statistics Great Britain (2022) [18] sowie der Bundesanstalt für Statistik Österreich (2022) [25] bezogen. Deutschland hat im Vergleich einen HDI von 9.

5.6.2 Methodisches Vorgehen der Datenanalyse

Im Folgenden wird das methodische Vorgehen der Datenanalyse beschrieben. Dies wurde exemplarisch an den deutschen Datensätzen in der vollen Detailliertheit durchgeführt.

Die vorliegenden Datensätze lassen sich als deskriptive Statistiken bezeichnen. Ihnen liegt die Grundgesamtheit der deutschen Bevölkerung zugrunde. Die allumfassende statistische Einheit der Auswertung ist die Zahl der Brandtoten. Da es sich um eine Vollerhebung handelt, sind keine Testverfahren (z.B. Chi Quadrat Test) notwendig, um die Aussagekraft von Zusammenhängen zu belegen.

Im ersten Schritt wurde die Zensurierung der Datensätze aufgehoben. Die Ereigniswerte 1 und 2 wurden seitens des Statistischen Bundesamtes aus Datenschutzgründen durch einen Punkt ersetzt. Über die gegebenen Zeilen und Spaltensummen sowie logische Schlussfolgerungen aufgrund der Geschlechterverteilung konnten die ersetzten Werte lückenlos rückgerechnet werden, sodass alle Datensätze vollständig und ohne Zensur zur Auswertung herangezogen werden können.

Des Weiteren werden nach Kosfeld et al. (2016) die Merkmale, Merkmalsausprägungen sowie das Skalenniveau definiert. Merkmale sind die Eigenschaft der statistischen Einheit, diese können dichotome oder polytome Ausprägungen aufweisen. Dichotom bezeichnet dabei ausschließlich zwei Realisationen, zum Beispiel das Geschlecht als männlich und weiblich, polytom alle Ausprägungen größer Zwei, wie beispielsweise der Beziehungsstatus des Opfers (ledig, verheiratet, verwitwet, geschieden). In der Analyse wurden die in Tabelle 4 aufgeführten Merkmale mit zugehörigen Merkmalsausprägungen ausgewertet.

Tabelle 4: Erhobene Merkmale und Merkmalsausprägungen zur Datenanalyse der Brandtoten in Deutschland

Merkmal	Merkmalausprägung
Geschlecht	männlich, weiblich
Ort der Exposition	zu Hause + Wohnheim, (ICD XX.00 + 0.1), nicht zu Hause/Wohnheim (ICD XX.02 – 0.9)
Bundesland	Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Brandenburg, Bremen, Hamburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Nord- rhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein, Thüringen
Beziehungsstatus	Ledig, verheiratet, verwitwet, geschieden
Alter	< 1, 1-15, 15-20, 25-30, 30-35, 35-40, 45-50, 55-60,60-65, 65-70, 70-75, 75-80, 80-85, 85-90, >90

Anmerkung: Die Auswertung der Länder Kanada, Österreich und Schweiz erfolgte ausschließlich nach Alter und dient als Ausblick

Für die Merkmalausprägungen ergeben sich die zugehörigen Skalenniveaus. Für „Geschlecht“ sind die Werte nominal skaliert (dichotome Ausprägungen sind zwingend nominal). Ort der Exposition, Bundesland und Beziehungsstatus weisen zwar eine polytome Ausprägung auf, sind aber ebenfalls nominal skaliert, da sich ihre Eigenschaften nicht in eine Reihenfolge bringen lassen. Zusammenfassend können diese Eigenschaften als qualitative Merkmalsarten bezeichnet werden. Das Alter ist eine metrische beziehungsweise eine Absolutskala und damit eine quantitative Merkmalsart (Cleff, 2015; Kosfeld et al., 2016). Eine Zusammenfassung der statistischen Einheit und deren Merkmale kann aus Abbildung 21 entnommen werden.

Merkmalsträger	Brandtote					
Merkmal	Geschlecht	Ort	Bundesland	Beziehungsstatus	Alter	
Merkmalsausprägung	männlich weiblich	zu Hause/ Wohnheim nicht zu Hause/Wohnheim	Baden-Württemberg Bayern Berlin Bremen ...	ledig verheiratet verwitwet geschieden	<1 1-15 15-20 20-25 ...	
Merkmalsart	qualitativ					quantitativ
Skalenniveau	nominal					metrisch

Abbildung 21: Zuordnung der Merkmalsträger, Merkmale, Merkmalsausprägungen, Merkmalsarten und Skalenniveaus für die Datenanalyse

Nach Cleff (2015) können nur spezifische Parameter je Skalenniveau als robust bezeichnet werden. Eine Überprüfung der Datenlage auf extreme Ausreißer und fehlerhafte Werte ist bei robusten Parametern nicht nötig. Nachstehende Tabelle gibt einen Überblick über die Robustheit der statistischen Parameter. Daraus erschließt sich, dass für die qualitativen Merkmalsarten lediglich der Modus als robust angesehen werden kann; aus diesem Grund wurden die Datensätze auf Extremwerte untersucht und wurde eine Recherche zu Großbrandschadensereignissen in Deutschland mit einer Vielzahl von Brandtoten durchgeführt, welche die Statistik verzerren würde. Es konnten drei Schadereignisse identifiziert werden (siehe Anhang 3), diese sind jedoch, abgesehen von der großen medialen Aufmerksamkeit sowie der Häufung von Brandtoten bei

einem singulären Ereignis, nicht auf eine Verzerrung des Ereigniswertes signifikant einzustufen. Die Datensätze lassen sich demnach als robust bezeichnen, die statistischen Parameter in Tabelle 5 können vollumfänglich angewendet werden.

Tabelle 5: nach Cliff 2015 Robustheit der Parameter in Bezug auf das Skalenniveau

Parameter	Skalenniveau		robust?
	Nominal	Metrisch	
Mittelwert	unzulässig	zulässig	nicht robust
Median	unzulässig	zulässig	robust
Quantile	unzulässig	zulässig	robust
Modus	zulässig	zulässig	robust
Summe	unzulässig	zulässig	nicht robust
Varianz	unzulässig	zulässig	nicht robust
Interquartilsabstand	unzulässig	zulässig	robust
Spannweite	unzulässig	zulässig	nicht robust
Schiefe	unzulässig	zulässig	nicht robust
Kurtosis	unzulässig	zulässig	nicht robust

Im nächsten Schritt wurden die unterschiedlichen Datensätze für die Auswertungen kombiniert. So wurde beispielsweise der demografische Einfluss mittels der Bevölkerungsstatistik berücksichtigt, um eine Verzerrung der Brandtoten in den Altersgruppen zu verhindern. Als Ausgabegröße wurde der Quotient in Bezug auf 100.000 Einwohner festgelegt.

5.6.3 Limitation der Datenlage

Bei den Metadaten können sich zum einen Ungenauigkeiten bei der Ausstellung des Totenscheins und der ICD-10 Kategorisierung durch die Ärztinnen bzw. Ärzte sowie zum anderen Auswertungsfehler bei den Statistischen Landesämtern ergeben, die durch subjektive Einschätzungen entstehen. Die Größe der Abweichung kann bis dato seitens des Bundesamts nicht quantifiziert werden (Destatis, 2020).

Für die Daten des Berichtsjahres 2019 veröffentlichten zwei Bundesländer aus Geheimhaltungsgründen auf regionaler Ebene abweichende Daten. Aus diesem Grund kann es zu geringfügigen Abweichungen zwischen regionalen Statistiken und den hier verwendeten Daten kommen (GBE, 2022a). Die herangezogene Bevölkerungsstatistik basiert auf Grundlage der Fortschreibung der Bevölkerung seit dem Zensus 2011.

5.7 Datenanalyse Brandtote Deutschland 2005 – 2020

Im Folgenden werden die statistischen Daten der Brandtoten ausgewertet. Dies erfolgt in Abstufungen zu einem höheren Detailierungsgrad und ist in Abbildung 22 dargestellt. Die Verknüpfungen sind zur besseren Visualisierung jeweils nur singular zwischen den Stufen ausgeführt. Zuerst wird die Entwicklung der Brandtoten in Deutschland insgesamt betrachtet, im Weiteren der Expositionsort, das Geschlecht, der Familienstand sowie das Alter. Weiterführend wird als Ausblick analysiert, inwiefern das Bundesland einen Einfluss auf die Zahl der Brandopfer hat und wie Deutschland im internationalen Vergleich einzustufen ist. Dazu werden die Datenscheiben von 2005 bis 2019 ausgewertet. Die Datenscheibe 2020 mit einem Detaillierungsgrad bis einschließlich der Merkmalausprägungen lag ebenfalls vor und konnte in den Bereichen berücksichtigt werden. Dadurch ergibt sich die Möglichkeit zum Vergleich und zur Bewertung eines auf Basis einer Trendanalyse für das Jahr 2020 prognostizierten Wertes mit den tatsächlichen Opferzahlen im Jahr 2020. Neben den Jahreswerten findet zudem zur Glättung statistischer Extremwerte eine Auswertung der 5-Jahres Mittelwerte statt.

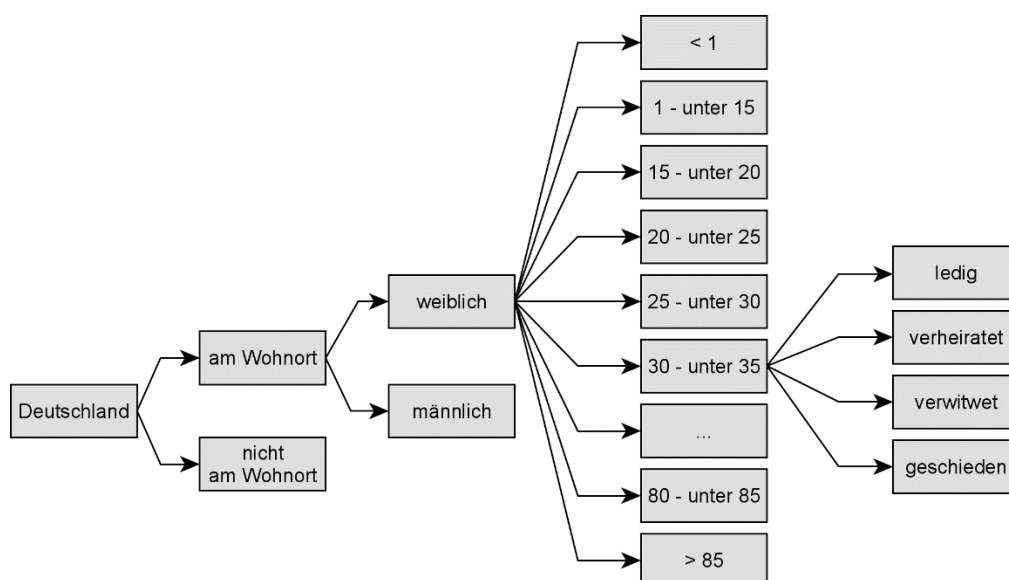


Abbildung 22: Baumdiagramm der statistisch untersuchten Merkmale bei Brandopfern in Deutschland zwischen 2005 – 2020

5.7.1 Anzahl der Brandtoten pro Jahr

Im ersten Schritt wurden die Gesamtzahl der Brandtoten für die Jahre 2005 bis 2020 ausgewertet. Insgesamt verstarben in dem Zeitraum 5950 Personen durch die Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme. Ausgehend von 484 Personen im Jahr 2005 ist die Tendenz fallend bis zu 336 Brandtoten 2020.

Brandtote Deutschland 2005 - 2020

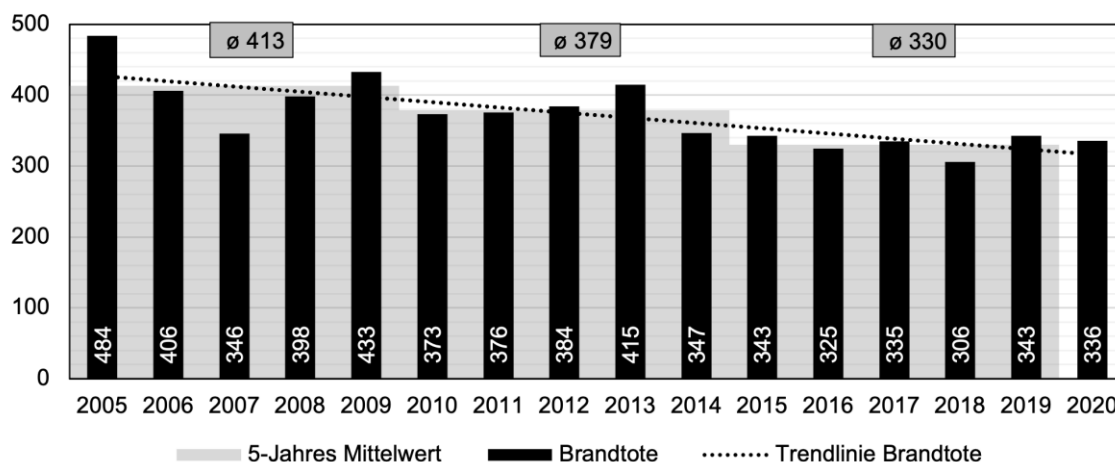


Abbildung 23: Verteilung Brandtote absolut 2005 - 2020 mit 5-Jahres Mittelwert

Die 5-Jahres Durchschnittswerte ab 2005 belegen ebenfalls die sinkende Tendenz bei den tödlich Verunglückten. Im Zeitraum zwischen 2005 bis 2009 starben durchschnittlich 413 Personen, von 2010 bis 2014 verringerte sich der Wert auf 379, um im Zeitraum zwischen 2015 bis 2019 auf 330 Personen weiter abzufallen. Dies entspricht einem Rückgang von 20 % im Mittel über einen Zeitraum von 15 Jahren.

Der um 20 % fallende Trend bleibt bestehen, wenn man die Opferzahlen auf die Gesamtbevölkerung Deutschlands bezieht, die aktuell tendenziell steigend ist.

Brandtote in Deutschland 2005 - 2020 pro 100.000 Einwohnern

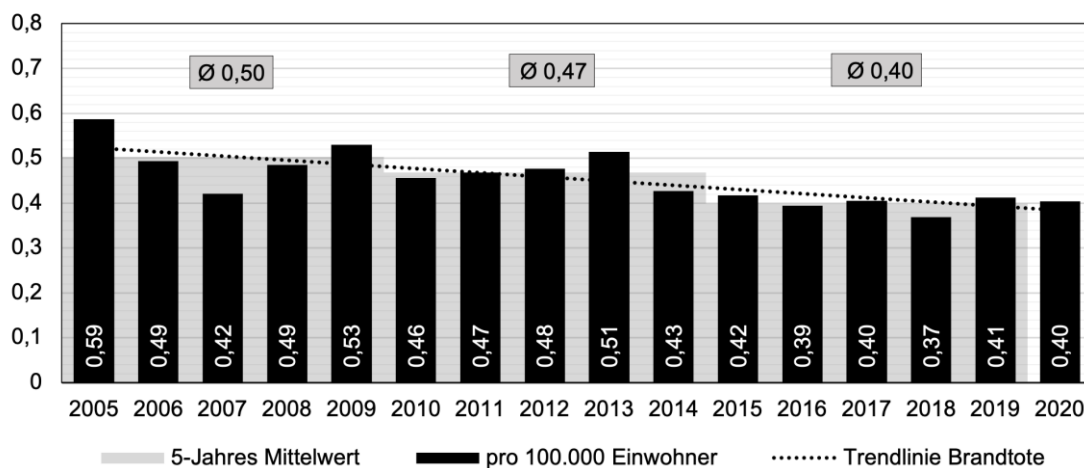


Abbildung 24: Verteilung Brandtote pro 100.000 EW 2005 – 2020 mit 5-Jahres Mittelwerten

Auf 100.000 Einwohner (EW) in Deutschland bezogen, ergibt sich für die letzte halbe Dekade ein Mittelwert von 0,4 Personen, die Rauch, Feuer und Flammen zum Opfer gefallen sind. Bei der Prognose der Brandtoten für das Jahr 2020 mit einem Mittelwert von 0,4 Personen pro Jahr unter der 2020 vorherrschenden Bevölkerungszahl von 83,15 Millionen Einwohnern resultiert die Zahl der Brandtoten zu 333 und weicht damit um weniger als 1 % von den tatsächlichen Brandtoten (336) ab. Die Ergebnisse sind in Abbildung 23 und Abbildung 24 visualisiert.

5.7.2 Expositionsort von Brandtoten

Unter der Berücksichtigung, dass diese Arbeit ausschließlich die Expositionen an der individuellen Wohnadresse vergleicht, wird im nächsten Schritt aus der Gesamtmenge der Brandtoten die Anzahl der Toten, die nicht im häuslichen Umfeld verstorben sind, exkludiert. Zum häuslichen Umfeld sind dieser Arbeit neben der ICD-10 Kategorie „zu Hause“ ebenso die Kategorie „Wohnheime oder –anstalten“ zugeordnet, da es sich dabei ebenfalls um eine individuelle Wohnadresse handelt. Weiterführend wurden die ICD-10 Kategorien X01 sowie X03 exkludiert, da es sich dabei um Expositionen außerhalb von Gebäuden handelt und demnach Personen nicht durch bauliche Maßnahmen zu schützen sind. Insgesamt verstarben im Betrachtungszeitraum 4763 Personen „zu Hause“ gegenüber 1187 Personen, die „extern“ verstorben sind. Dies entspricht einer prozentualen Verteilung von 80 zu 20. Das bedeutet 4 von 5 Brandtoten starben im Betrachtungszeitraum in ihrem Wohnumfeld. Unter ausschließlicher Berücksichtigung des letzten 5-Jahres Mittelwertes (2015-2019) verschiebt sich der Anteil zu 3 von 4 Personen. (75 % „zu Hause“ und 25 % „extern“).

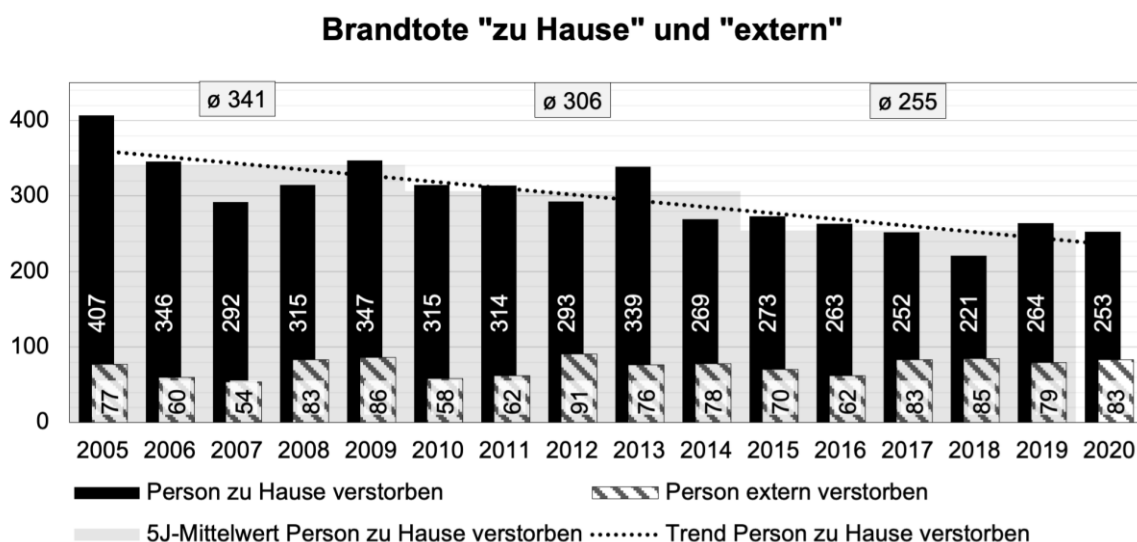


Abbildung 25: Verteilung Brandtote absolut verstorben zu Hause und extern 2005 – 2020 mit 5-Jahres Mittelwerten „zu Hause“-verstorben

Die Auswertung in Abbildung 25 zeigt in der Kategorie „zu Hause“ prinzipiell einen Rückgang der Todesfälle. Ausgehend vom Spitzenwert 2005 mit 407 Brandtoten zu 253 Toten 2020, die im Wohnraum verstarben. Die 5-Jahres Mittelwerte weisen einen Rückgang um ca. 25 % auf, ausgehend von durchschnittlich 341 Toten in den Jahren 2005 – 2009, zu 255 Personen im Zeitraum 2015-2019. Die Todesfälle „extern“ stagnieren hingegen nahezu über den Betrachtungszeitraum und weisen im 5-Jahres Mittel sogar eine Steigerung um 3 Personen (5 %) auf. Bezogen auf die Gesamtbevölkerung lassen sich die vorherigen Ergebnisse übertragen. Abbildung 26 zeigt den fallenden Trend bei den „zu Hause“ Verstorbenen von 0,49 Toten pro 100.000 EW im Jahr 2005 hin zu 0,30 Toten pro 100.000 EW im Jahr 2020. Die Steigerung der „extern“ Verstorbenen mindert sich um einen Prozentpunkt ab, dagegen fällt die Todesrate „zu Hause“ im Mittel um 26 %. Die Prognose für 2020 ergibt unter den Randbedingungen von durchschnittlich 0,31 Toten pro 100.000, bei 83,15 Mio. EW einen Wert von 258 Toten gegenüber 253 tatsächlich Verstorbenen. Dies

entspricht einer Abweichung von weniger als 2% bei 83,15 Mio. Einwohnern.

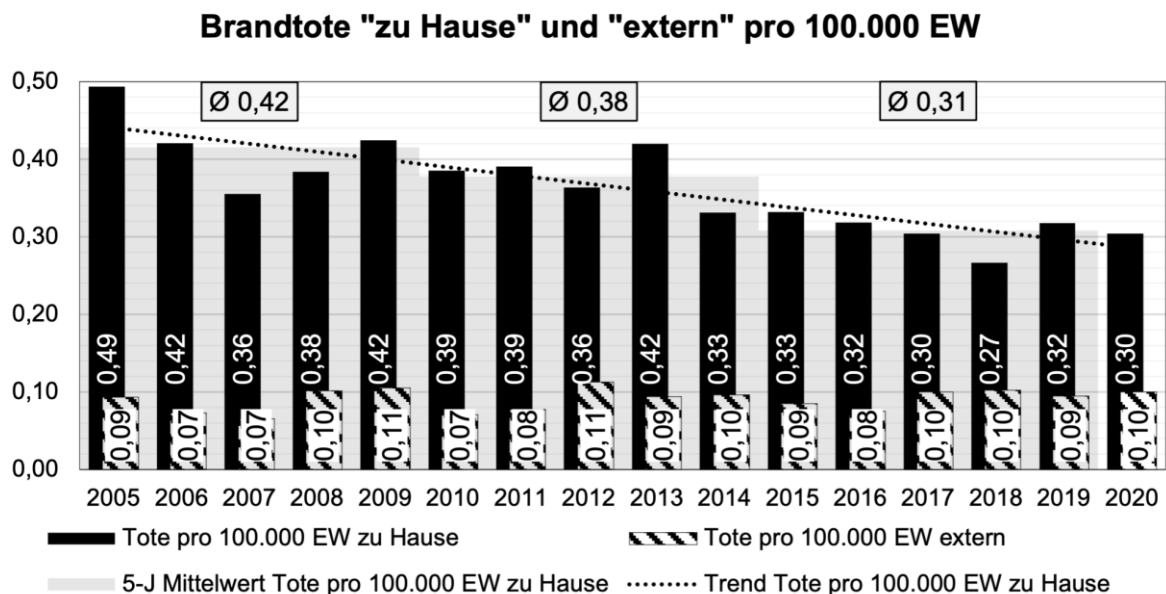


Abbildung 26: Verteilung Brandtote pro 100.000 EW verstorben zu Hause und extern 2005 – 2020 mit 5-Jahres Mittelwerten „zu Hause“-verstorben

5.7.3 Geschlecht von Brandtoten

Die Verteilung der Brandtoten „zu Hause“ wird in der nächsten Ebene in männlich und weiblich spezifiziert. Die „externen“ Brandtoten werden im Folgenden nicht weiter berücksichtigt. In Abbildung 27 zeigt sich, dass jedes Jahr die absolute Zahl der verstorbenen Männer die der Frauen übersteigt. Der Trend bei den Männern ist vom Ausgangsjahr 2005 mit 228 Brandtoten bis zum Ende der Datenerfassung 2020 mit 155 Personen um 30 % fallend, bei den Frauen liegt der Abfall, ausgehend von 179 Exponierten, hin zu 98 Toten im Jahr 2020 sogar bei 40 %.

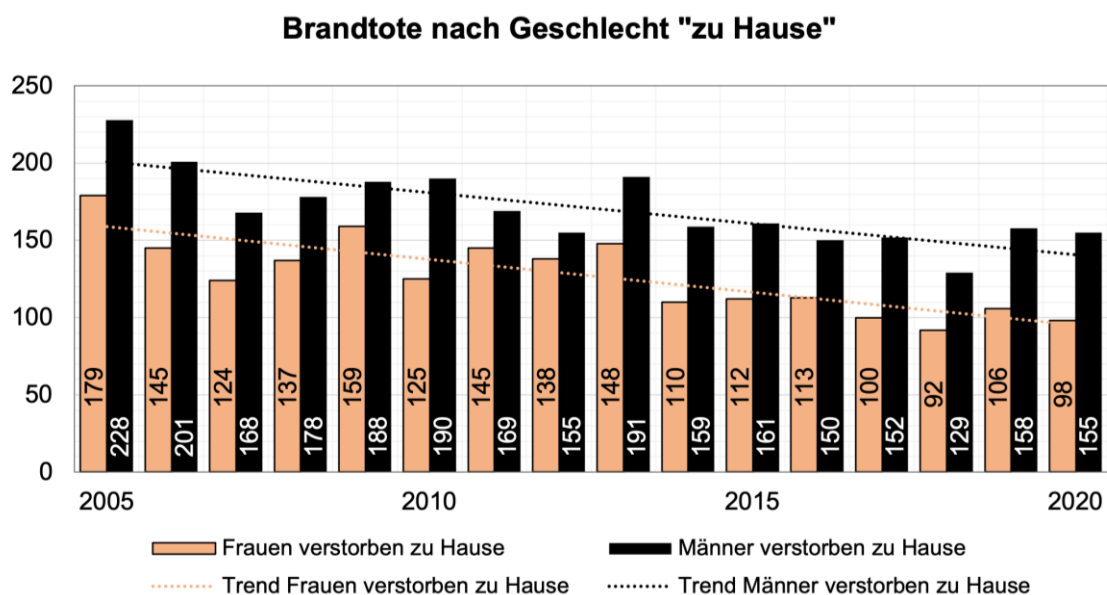


Abbildung 27: Brandtote absolut verstorben „zu Hause“ nach Geschlecht 2005 - 2020

Unter Berücksichtigung der 5-Jahres Mittelwerte ist der absolute Unterschied zwischen Männern und Frauen noch deutlicher abzulesen. Männer sind im Zeitraum zwischen 2015 – 2019 auf dem Mortalitätsniveau wie Frauen zwischen 2005 – 2010. Die prozentuale Abnahme ist etwas flacher und liegt im Mittel bei Männern bei 22 % und bei Frauen bei 30 %. Die Ergebnisse sind in Abbildung 28 gegenübergestellt.

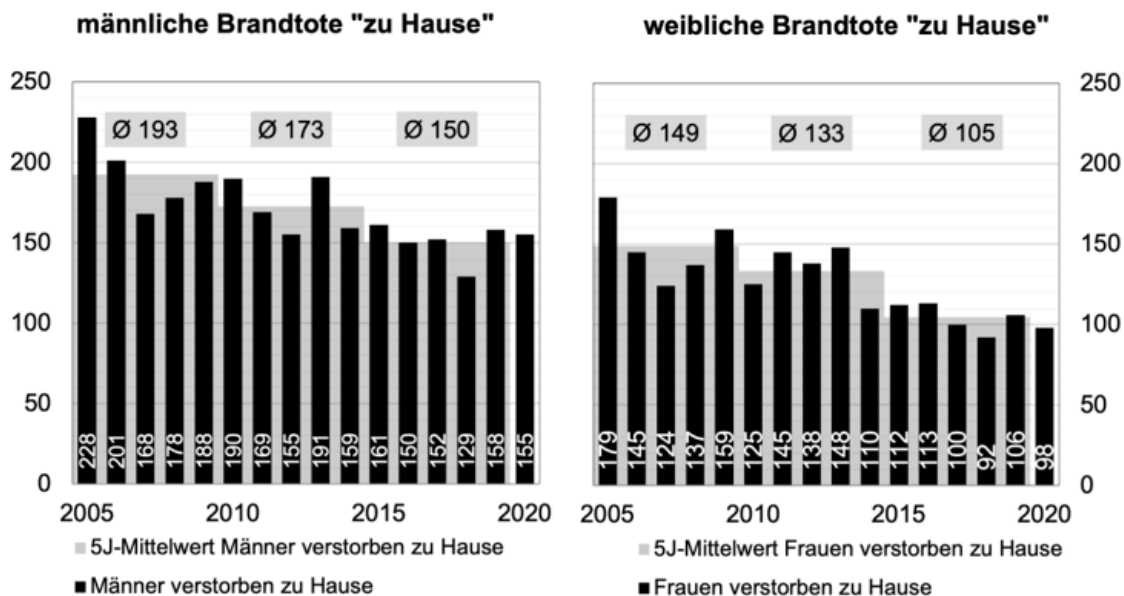


Abbildung 28: Brandtote absolut verstorben „zu Hause“ je Geschlecht mit 5-Jahres Mittelwerten 2005 - 2020

Bezogen auf die anteilige Gesamtbevölkerung fällt die Mortalitätsrate im 5-Jahres Mittel bei Männern von 0,48 auf 0,37 Brandopfer pro 100.000 männlichen Einwohnern. Bei den weibl. Brandopfern sinkt der Wert ausgehend von 0,35 auf 0,25 Brandtoten pro 100.000 weibl. Einwohnern, siehe Abbildung 29. Die Prognose mit diesen Werten für 2020 führt, unter Berücksichtigung der Einwohnerzahl (41,02 Mio. männl. / 42,13 Mio. weibl.) zu einer Gesamtmortalität von 256 Brandtoten (151 männl. / 105 weibl.) und weicht damit um 1 % vom tatsächlichen Wert 2020, den 253 Opfern (155 männl. | 98 weibl.) ab. Die Abweichung in den einzelnen Geschlechtergruppen ist jedoch größer. 3 % bei den Männern und 7 % bei den Frauen.

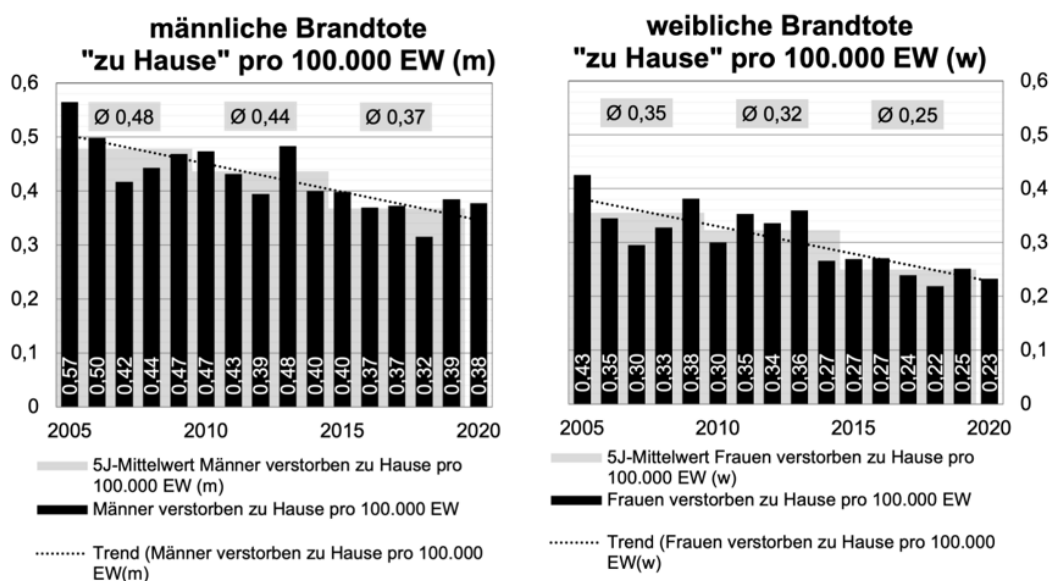


Abbildung 29: Brandtote relativ pro 100.000 EW verstorben „zu Hause“ nach Geschlecht 2005 - 2020

Im Weiteren werden aus Übersichtsgründen nur die Attribute „zu Hause“ und „weiblich“ in Detaildiagrammen in dieser Arbeit dargestellt. Die weiteren Diagramme sind dem Anhang 5 zu entnehmen.

5.7.4 Altersverteilung von Brandtoten

Nachfolgend wird der Einfluss des Alters der Brandopfer unter Berücksichtigung der Merkmale „zu Hause“ und „Geschlecht“ dargestellt. Die Auswertung erfolgt in 5-Jahres Gruppierungen, wobei die Jahresscheiben zwischen 1. – 15. Lebensjahr aus Gründen der Pietät zu einer Kategorie (1 bis unter 15 Jahre) zusammengefasst werden. Bei der Gegenüberstellung der tatsächlichen (absoluten) Anzahl weiblicher Brandtoter und der in Bezug auf 100.000 weibliche Einwohner gestorbenen (relativ) Frauen zeigt sich eine annähernd symmetrische Verteilung, die mit steigendem Alter zunimmt. Das Sterberisiko ist bis zur Altersgruppe der 70-Jährigen bei unter 0,5 Frauen pro 100.000 weiblichen Einwohnern. Erst im Alter steigen die absoluten, sowie die relativen Zahlen exponentiell an, bis zu einem Höchstwert von 1,55 Toten pro 100.000 Einwohnerinnen (Ø 2015 - 2019); dies entspricht durchschnittlich 24 Brandopfern in der Altersgruppe „älter als 85“ in diesem Zeitraum.

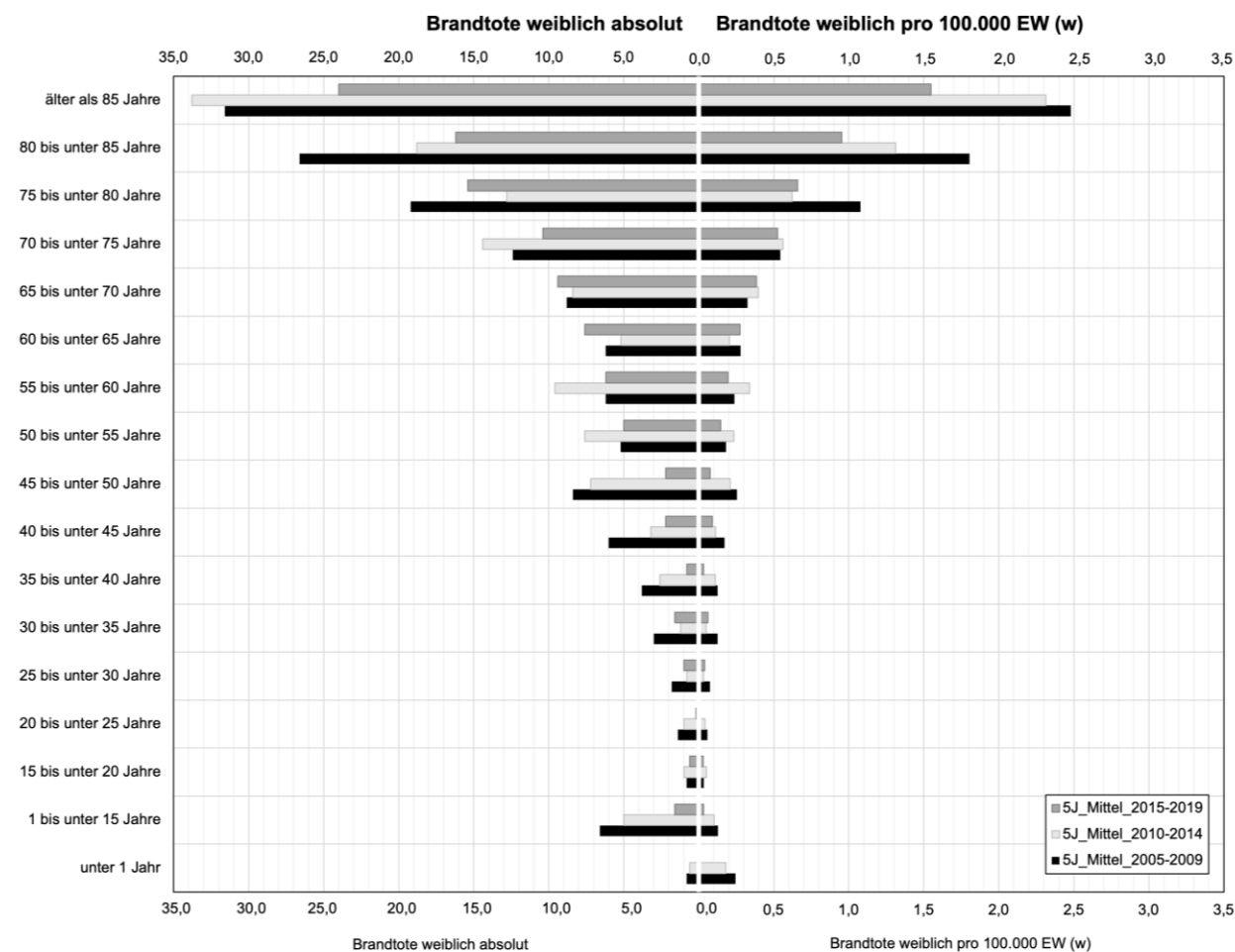


Abbildung 30: Weibliche Brandtote absolut und relativ pro 100.000 EW in 5-Jahresmittelwerten 2005 - 2019

Aus Abbildung 30 wird ersichtlich, dass der abnehmende Trend von Brandtoten sich auch in fast allen weiblichen Altersklassen widerspiegelt. Lediglich bei den 65 bis 75-Jährigen ist ein leichter Anstieg zu erkennen.

Bei der Altersanalyse der männlichen Brandtoten, dargestellt in Abbildung 31 fällt die Asymmetrie der absoluten und relativen Anzahl an Brandtoten in der Altersspanne von 35 bis 75 Jahren auf. Die absoluten Brandtoten haben ihren über 15-Jahre gemittelten Hochpunkt in der Altersklasse 55 bis 60-Jährigen, im Weiteren sinken die absoluten Zahlen mit zunehmendem Alter. Die relativen Zahlen zeigen aber, dass das Risiko analog zu den weiblichen Brandtoten im Alter exponentiell ansteigt und für Männer zu einem Wert von 1,9 Toten pro 100.000 Einwohnern (\emptyset 2015 - 2019) führt. Dies entspricht durchschnittlich 13 Brandtoten in der Altersgruppe „älter als 85“.

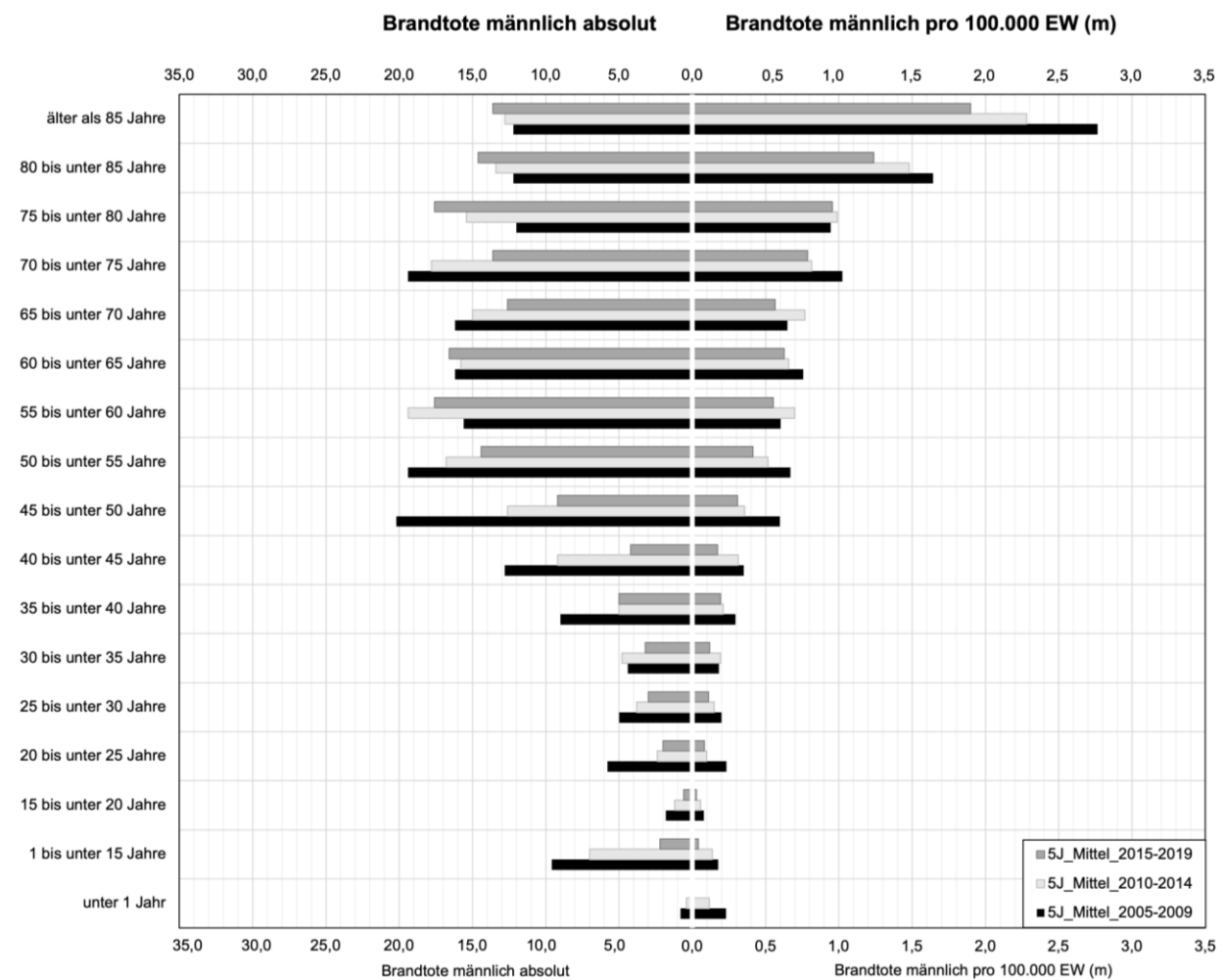


Abbildung 31: Männliche Brandtote absolut und relativ pro 100.000 EW in 5-Jahresmittelwerte 2005 - 2019

Auch bei den Männern ist der Rückgang der Brandtoten deutlich aus Abbildung 31 zu erkennen. Starben im 5-Jahres Mittel 2005-2009 noch durchschnittlich 0,66 Personen pro 100.000 Einwohner, reduzierte sich der Wert im Zeitraum 2015-2019 auf 0,41 Personen pro 100.000 Einwohner bzw. um 38%.

Im direkten Vergleich der 5-Jahres Mittel 2015-2019 wird deutlich, dass die absoluten weiblichen Opferzahlen in der zuvor analysierten Altersgruppe der „älter als 85-Jährigen“ zwar fast doppelt so hoch sind, jedoch aufgrund der Bevölkerungsverteilung 0,4 Männer pro 100.000 Einwohner mehr an einer Exposition

gegenüber Feuer, Flammen und Rauch versterben als Frauen. Abbildung 32 stellt Männer und Frauen direkt gegenüber.

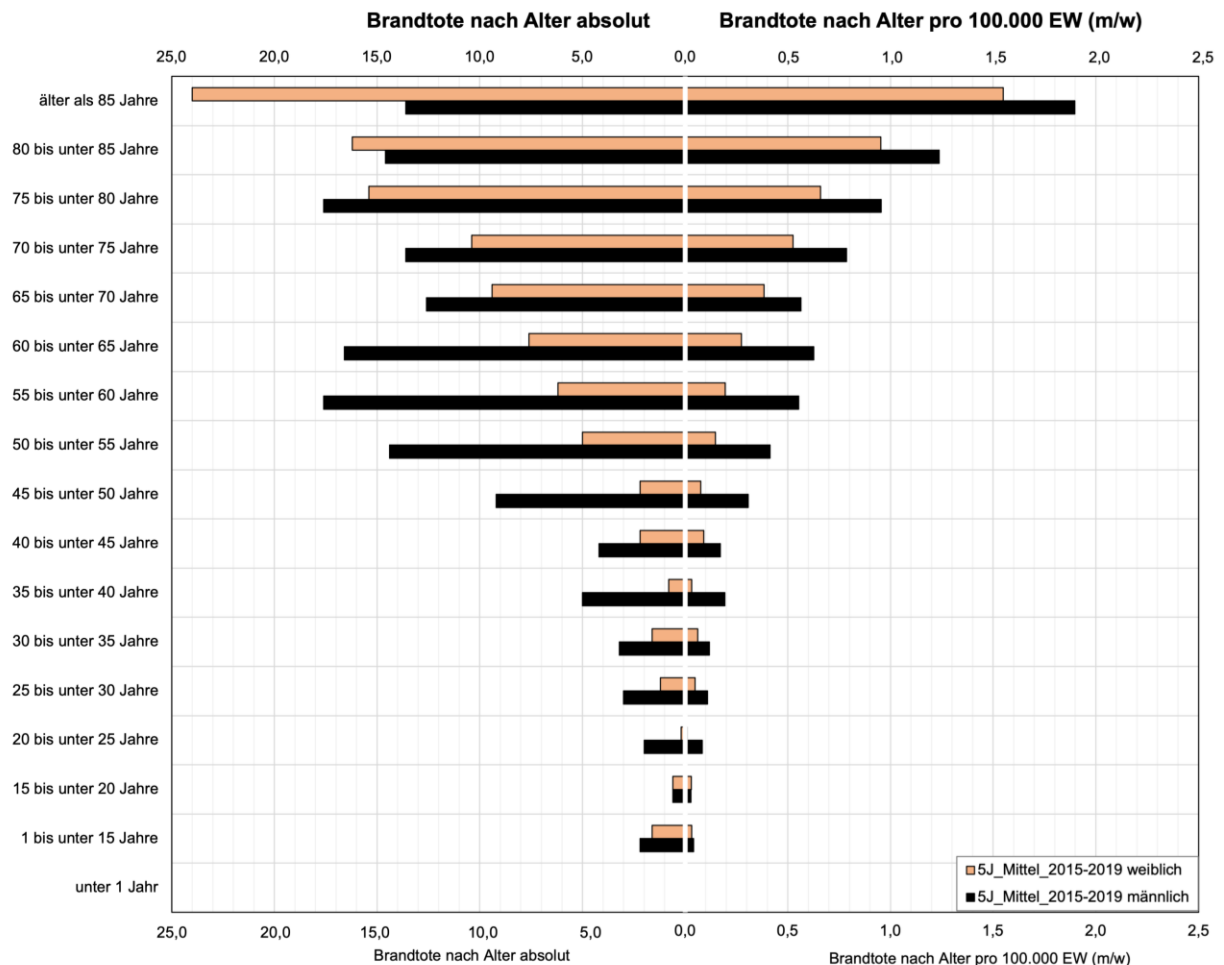


Abbildung 32: Brandtote nach Geschlecht absolut und relativ pro 100.000 EW als Mittelwert der Jahre 2015-2019

Der in Abbildung 32 gezeigte Unterschied im Sterberisiko je nach Geschlecht ist in allen Altersgruppen vorhanden. Die größten Unterschiede sind in den Altersgruppen der 45 – 65-Jährigen zu sehen und liegen bei ca. 65%. Zusammenfassend zeigt sich, dass das Alter, ebenso wie das Geschlecht, eine signifikante Auswirkung auf das Sterberisiko einer Person hat.

5.7.5 Familienstand von Brandtoten

Als letzter Schritt der Abbildung 21 folgenden Reihung werden im Folgenden die Merkmalsausprägungen „zu Hause“, „Geschlecht“ und „Alter“ unter Berücksichtigung des Attributes „Familienstand“ ausgewertet. Die erfassten Merkmalsausprägungen sind ledig, verheiratet, verwitwet, geschieden und sonstiges. Die Ausprägung „sonstiges“ wird in der Betrachtung vernachlässigt, da die geringen Werte sich auf 3 weibliche Brandopfer, verteilt auf die Jahre 2016, 2017 und 2018, sowie 5 männliche Tote (einer jeweils 2017 und 2018, drei im Jahr 2020) beschränken und damit keine wesentliche Auswirkung auf die Statistik haben. Die Summen der Abbildung 32 und Abbildung 33 weichen aus diesem Grund in diesen Jahren geringfügig voneinander ab.

5J- Mittelwerte weibl. Brandtote nach Familienstand

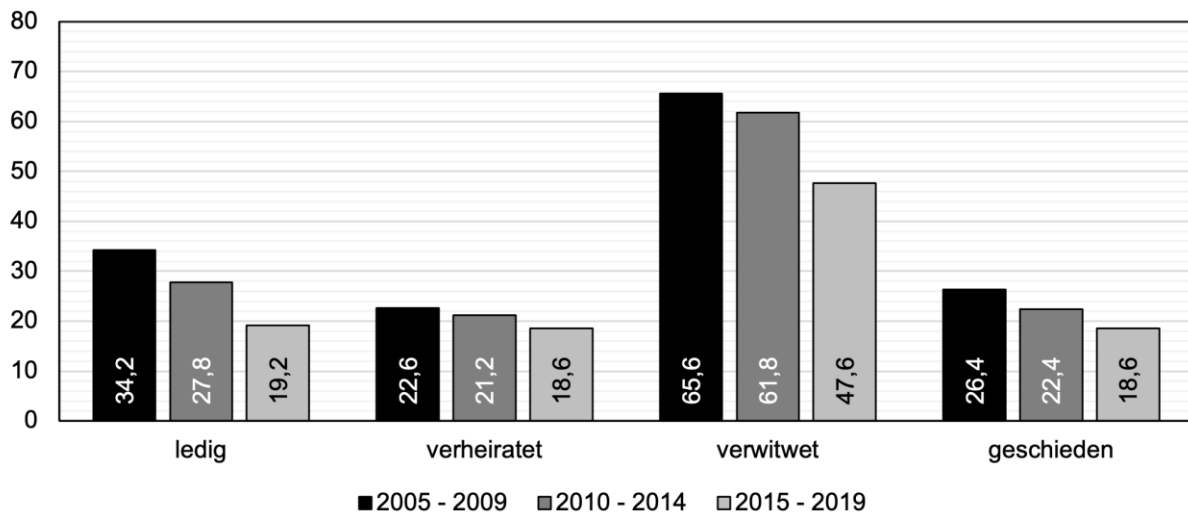


Abbildung 33: Brandtote nach Familienstand in Deutschland als 5-Jahresmittelwert 2005-2019

Aus Abbildung 33 wird ersichtlich, dass, absolut betrachtet, die meisten weiblichen Brandopfer verwitwet waren, die weiteren Ausprägungen sind in etwa auf dem gleichen Niveau. Zudem zeigt sich, dass die Ausprägung „ledig“ den stärksten Rückgang über die 5-Jahres Mittelwerte aufweist (43 %), siehe Abbildung 34, gefolgt von „geschieden“ (30 %), „verwitwet“ (27%) und „verheiratet“ (18 %).

Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "ledig"

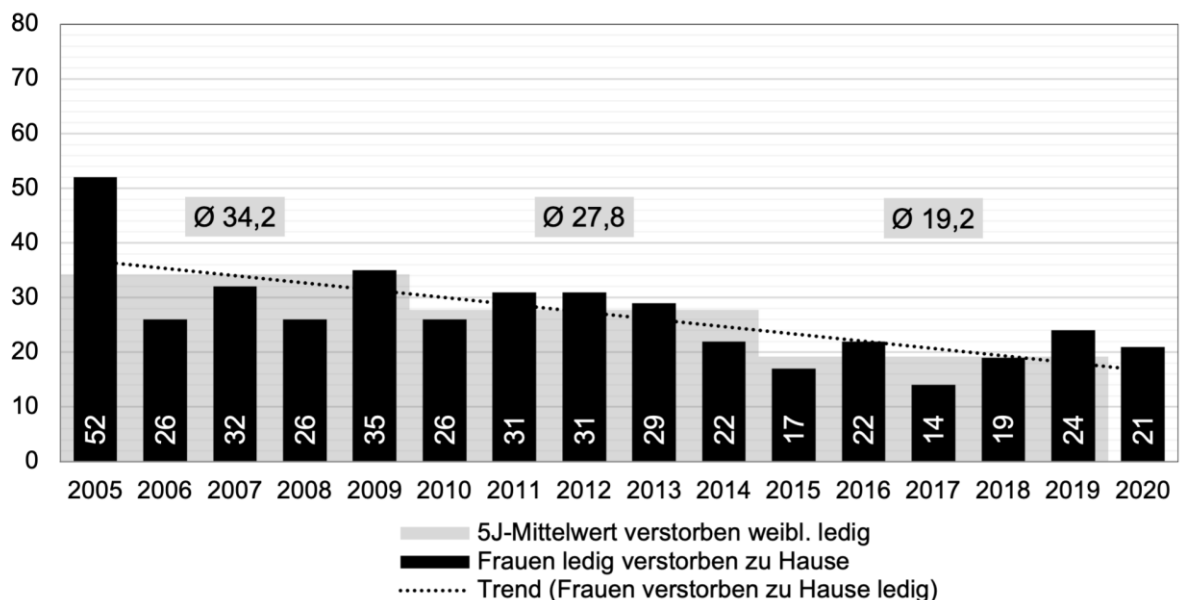


Abbildung 34: Weibliche ledige Brandtote 2005 – 2020 in Deutschland

Bei den männlichen Brandopfern ergibt sich ein anderes Bild, siehe Abbildung 35. Hier dominiert das Attribut „ledig“ mit einem Gesamtdurchschnitt von 67 Brandtoten pro Jahr. Der fallende Trend der Brandopfer

ist auch hier bei allen Merkmalsausprägungen gegeben. Dabei folgt der Trend bei „ledig“ (25 %), „verheiratet“ (26%) und „geschieden“ (23 %) fast dem gleichen Gefälle. Nur das Attribut „verwitwet“ sinkt sehr flach (6%).

5J- Mittelwerte männl. Brandtote nach Familienstand

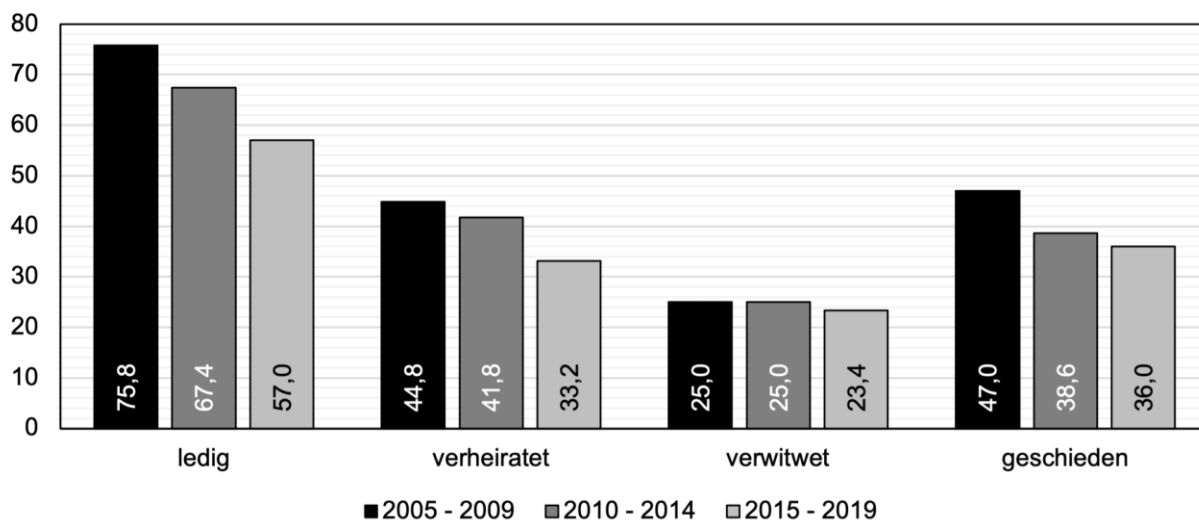


Abbildung 35: Männliche Brandtote in Deutschland nach Familienstand 5-Jahresmittelwert 2005-2019

Im nächsten Schritt werden die absoluten Zahlen in Relation zur Bevölkerungsverteilung bzw. Familienstandverteilung in der weiblichen Bevölkerungsgruppe gesetzt und dadurch normiert. Die Verteilung ist stark inhomogen, die Gruppe der weiblichen, verwitweten Brandopfer ist mit 57% um den Faktor 11 höher als die Gruppe der verheirateten (5 %), siebenfach so hoch wie beim Merkmal „ledig“ (8 %) und knapp doppelt so hoch wie die Merkmalsausprägung „geschieden“ (30 %). Konkret bedeutet das, dass eine verwitwete Frau ein 11-fach höheres Risiko hat, zu Hause an der Exposition Rauch, Feuer und Flamme zu sterben, als eine verheiratete Frau.

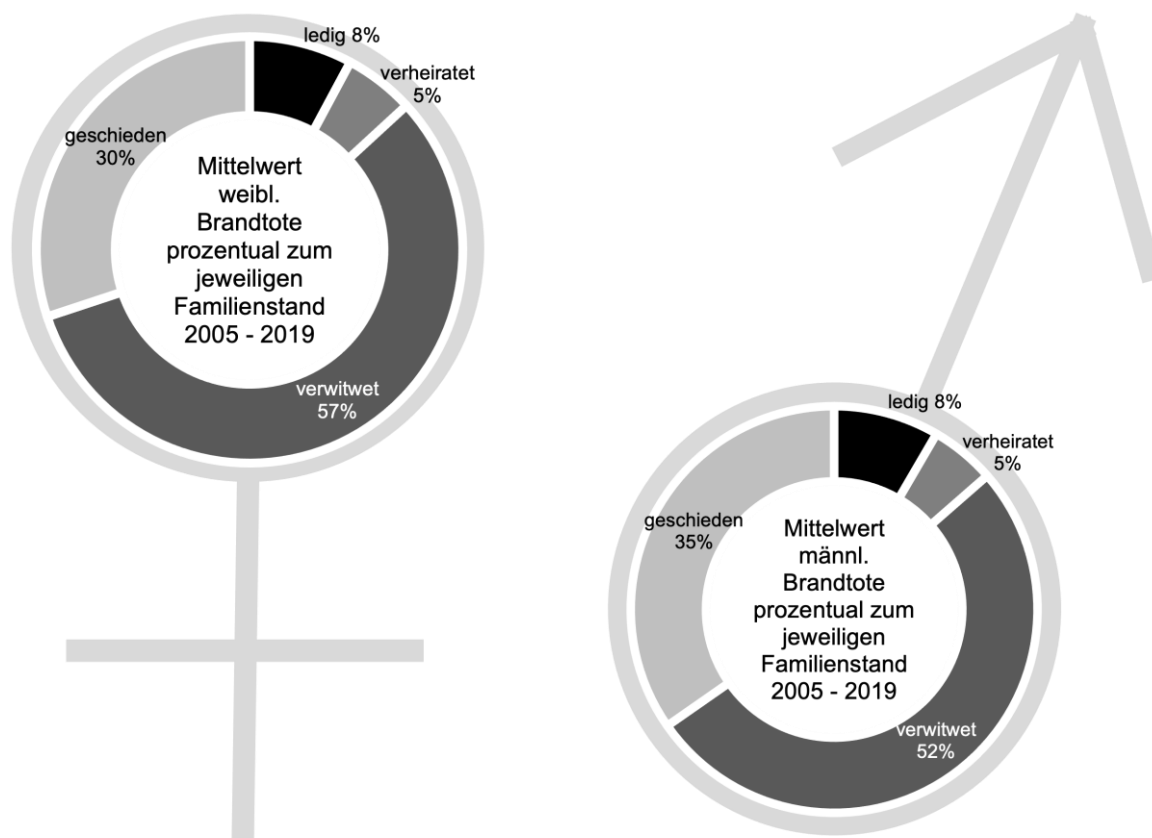


Abbildung 36: Verteilung der Brandtote nach Geschlecht und Familienstand 2005 - 2019

Bei den männlichen Brandopfern ist die Verteilung ähnlich, 5%-Punkte verschieben sich im Vergleich zu den weiblichen Toten von „verwitwet“ zu „geschieden“. Die Merkmalausprägungen „verheiratet“ (5 %) und „ledig“ (8 %) sind identisch. Konkret lässt sich aus Abbildung 36 bei den männl. Brandopfern ablesen, dass das Risiko für den Tod durch Feuer für einen geschiedenen Mann 7-mal höher ist als bei der Merkmalausprägung „verheiratet“.

Als letzter Schritt wird der Einfluss des Familienstandes unter Berücksichtigung des Alters untersucht. Die relativen Zahlen sind wie in den vorausgehenden Untersuchungen auf 100.000 Einwohner der jeweiligen Bevölkerungs- bzw. Altersgruppe bezogen. Abbildung 37 visualisiert eindeutig die zwei vorausgegangenen Effekte für die Mittelwerte des Familienstatus von 2005-2019; zum einen den großen Unterschied zwischen Alleinlebenden (ledig, verwitwet, geschieden) gegenüber verheirateten Frauen, zum anderen das steigende Risiko mit zunehmendem Alter.

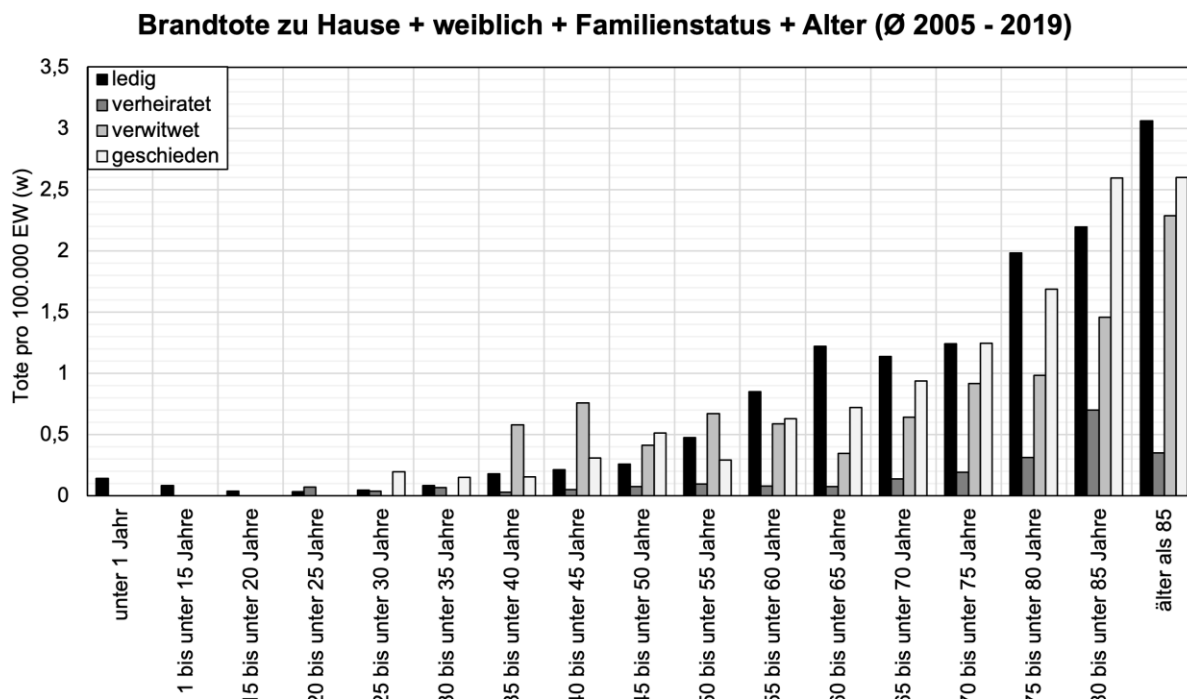


Abbildung 37: Weibliche Brandtote nach Alter und Familienstand 2005 - 2019 in Deutschland

Bei den männlichen Brandopfern, dargestellt in Abbildung 38, ist die Verteilung ähnlich, auch hier kann die Zunahme mit dem Alter sowie die eindeutige Differenzierung des Familienstandes abgelesen werden. Im Vergleich der Diagramme ist die unterschiedliche Skalierung der Y-Achse zu beachten. Diese wurde zur besseren Lesbarkeit der Datenwerte gewählt.

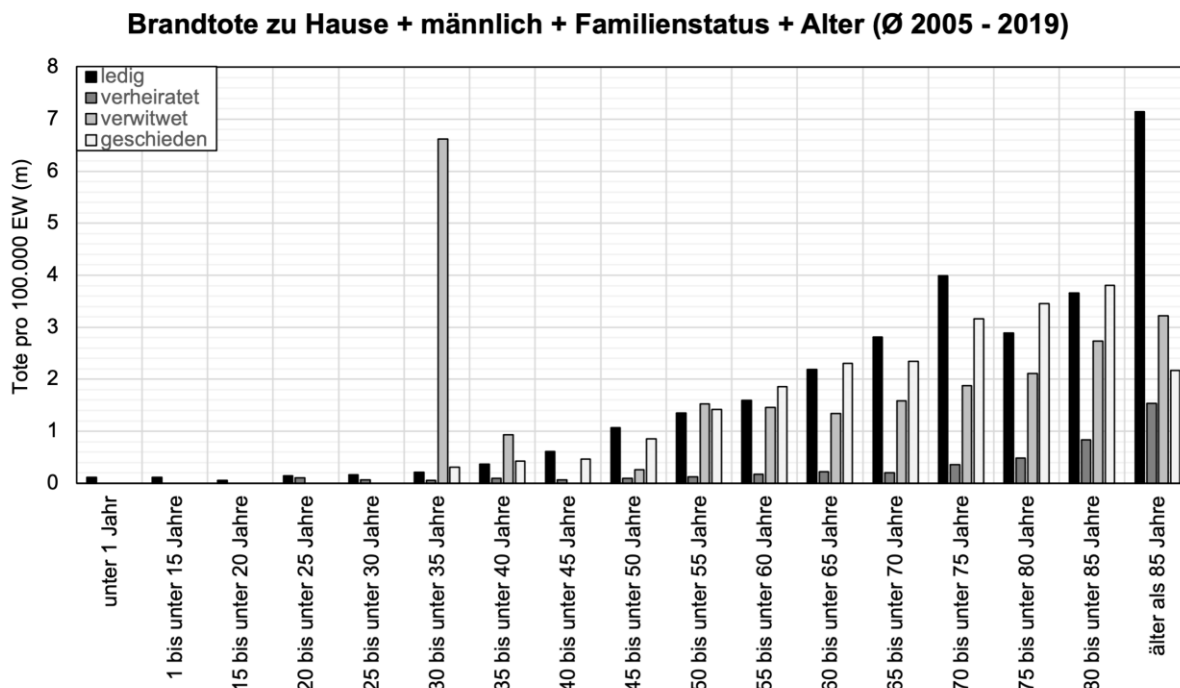


Abbildung 38: Männliche Brandtote nach Alter und Familienstand 2005 - 2019 in Deutschland

Die Grafik zeigt zudem auch die Grenzen der Risikoberechnung mittels der Sterbestatistik. Durch den Extremwert in der Alterskategorie der verwitweten 30 – 35-Jährigen wird dies deutlich und in Kapitel 5.10 erläutert.

Im Folgenden werden zwei ausgewählte detailliertere Auswertungen gezeigt und genauer beschrieben; die restlichen Diagramme können dem Anhang 5 entnommen werden.

Attributkombination: zu Hause + weiblich + ledig + Alter

Gegenüber dem 15-Jährigen (2005-2019) Durchschnittswert von 0,17 aller weiblichen, ledigen Brandtoten pro 100.000 Einwohnerinnen ergibt sich unter Berücksichtigung des Alters eine stark inhomogene Verteilung des Risikos. Liegen die Altersgruppen bis 35 Jahre noch unter dem Durchschnitt, steigt das Risiko ab 35 Jahren an und verzehnfacht sich nahezu bis zu den 75 - 80-Jährigen (1,98 pro 100.000) und steigt weiter, sodass die über 85-Jährigen beispielsweise ein 17-fach höheres Risiko (3,06 pro 100.000) als die Altersgruppe zwischen 35 und 40 Jahren (0,18 pro 100.000) aufweist, siehe Abbildung 39.

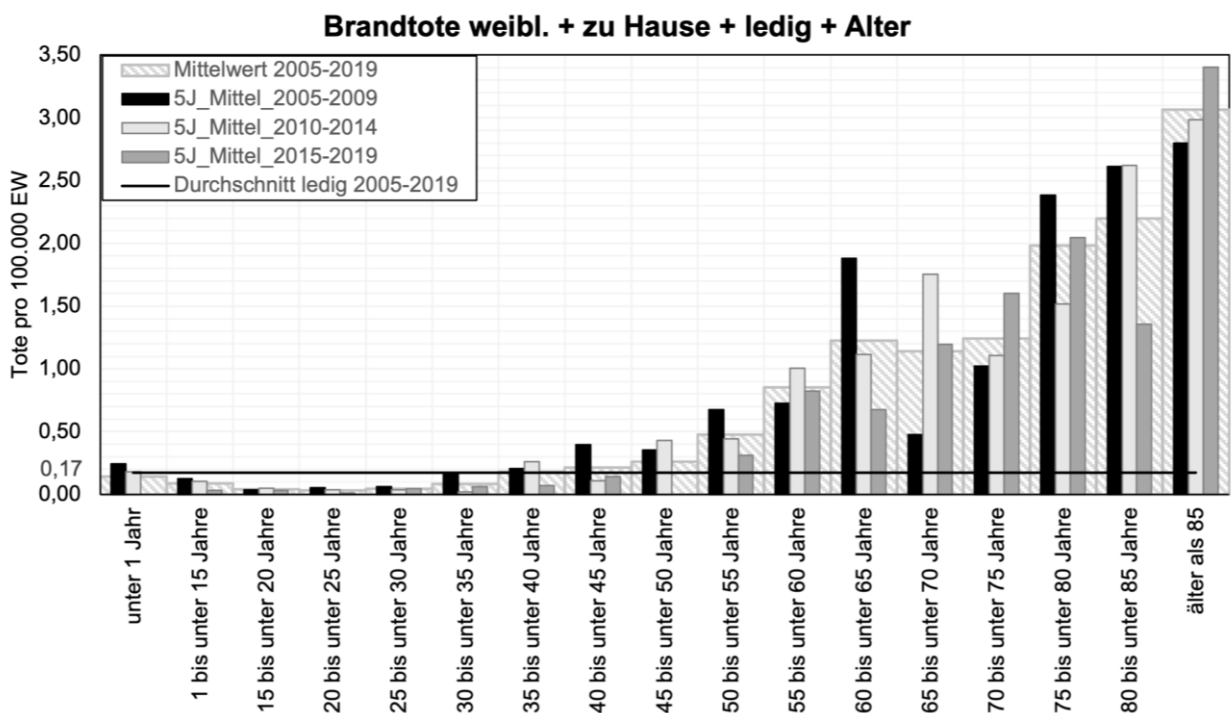


Abbildung 39: zu Hause, weibliche, ledige Brandtote nach Alter 2005 - 2019 in Deutschland und gewichteter Durchschnitt

Auffallend ist der deutliche Anstieg im 5-Jahres Mittel in der Altersgruppe der 70-75-Jährigen sowie der über 85-Jährigen.

Attributkombination: zu Hause + männlich + geschieden + Alter

Die Attributkombination bestätigt ohne Ausnahme die aufgestellte Hypothese, nach der die Brandtodeszahl in den letzten Jahren rückläufig ist. In jeder Altersgruppe sinkt die Sterbewahrscheinlichkeit der Exposition Feuer, Flammen und Rauch. Der 15-jährige Durchschnitt (2005-2019) liegt bei der Gruppe der

geschiedenen, männlichen, häuslichen Brandtoden bei 1,5 Toten pro 100.000 Einwohner. Die Rückläufigkeit wird deutlich unter Betrachtung des Durchschnitts für die Jahre 2015 – 2019. Es ergibt sich ein Wert von 1,3 Toten pro 100.000 Einwohner, siehe Abbildung 40.

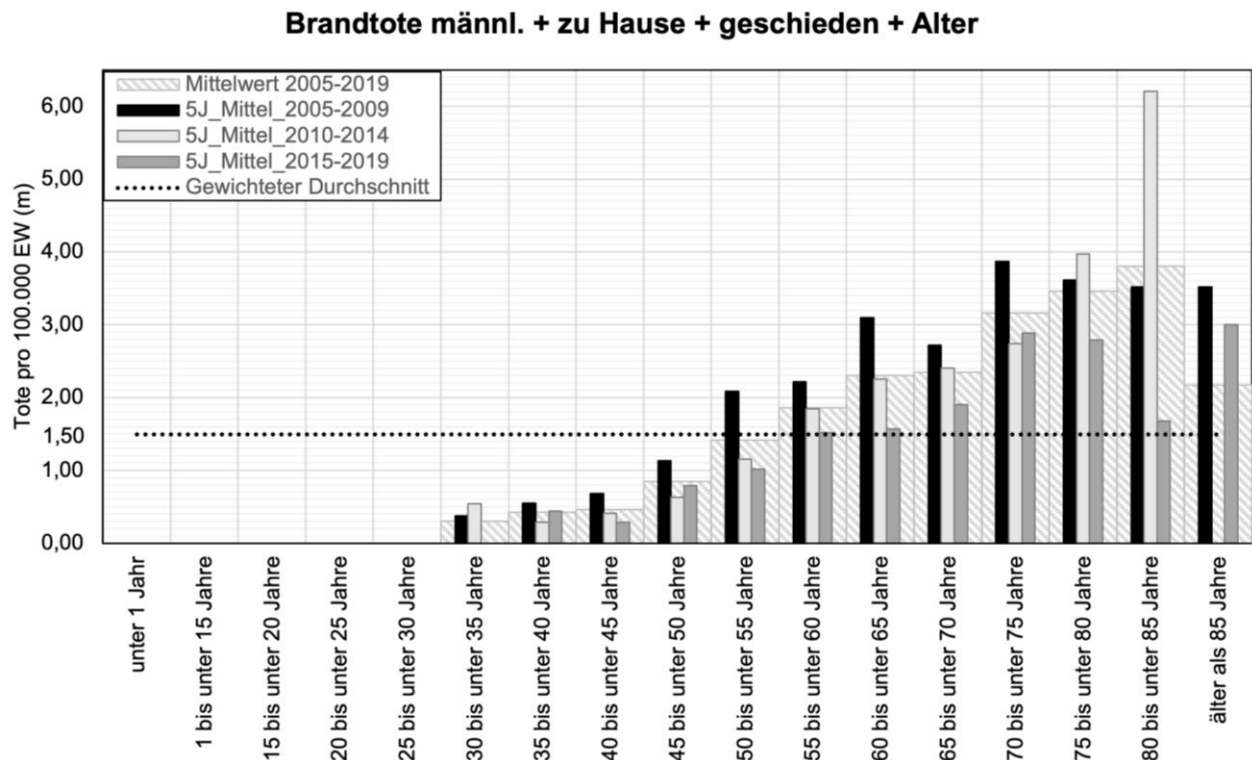


Abbildung 40: zu Hause, männliche, geschiedene Brandtote nach Alter 2005 - 2019 in Deutschland

5.7.6 Zusammenfassung der Brandtodenanalyse in Deutschland

Zusammenfassend kann gezeigt werden, dass der bisher publizierte Wert von 1,0 Toten pro 100.000 Einwohner für das Risiko, an einem Brand zu sterben, sehr allgemein gefasst und falsch ist. Im Untersuchungszeitraum (2005-2019) konnte das allgemeine Risiko zu 0,4 Toten pro 100.000 EW bestimmt werden. Davon versterben 0,3 Personen pro 100.000 Einwohnern „zu Hause“, 0,1 Personen pro 100.000 Einwohner erliegen der Exposition gegenüber Feuer, Flamme und Rauch nicht an ihrer Wohnadresse. Weiter zeigt sich, dass die Differenzierung nach den Attributen „zu Hause“ und „Geschlecht“ zu 0,37 männlichen und 0,25 weiblichen Toten pro 100.000 Einwohner führt. Der Familienstatus weist eine weitere starke Inhomogenität auf. Das Merkmal „verheiratet“ (w: 0,11 | m: 0,19)¹ führt zu einem deutlich reduzierten Risiko gegenüber den „alleinstehenden“ Personengruppen (w: 0,56 | m: 1,26)².

5.8 Ausblick Brandtodenanalyse

Das folgende Kapitel bietet einen Ausblick auf weitere, auf den gewonnenen Ergebnissen aufbauenden Analysen. Auf nationaler Ebene ist eine Auswertung der Brandtoden nach Bundesland sowie der Vergleich

¹ Untersuchungszeitraum zwischen den Jahren 2015 – 2019

² Mittelwert der Attribute ledig, verwitwet, geschieden im Zeitraum 2015 - 2019

zwischen Freiwilligen und Berufsfeuerwehren in Bayern gegeben. Ferner werden die gewonnenen nationalen Erkenntnisse im internationalen Kontext verortet.

5.8.1 Brandtote nach Bundesland 2005 – 2019

Zusätzlich zu den vorangegangenen Attributen erfolgte die Untersuchung der Risikoverteilung auf Länderebene. Dabei wurde ausschließlich das Risiko „Brandtod einer Person“ ohne Unterscheidung nach weiteren Merkmalen betrachtet. Als Bezugsgröße wurden 100.000 EW des jeweiligen Bundeslandes herangezogen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 41 dargestellt.

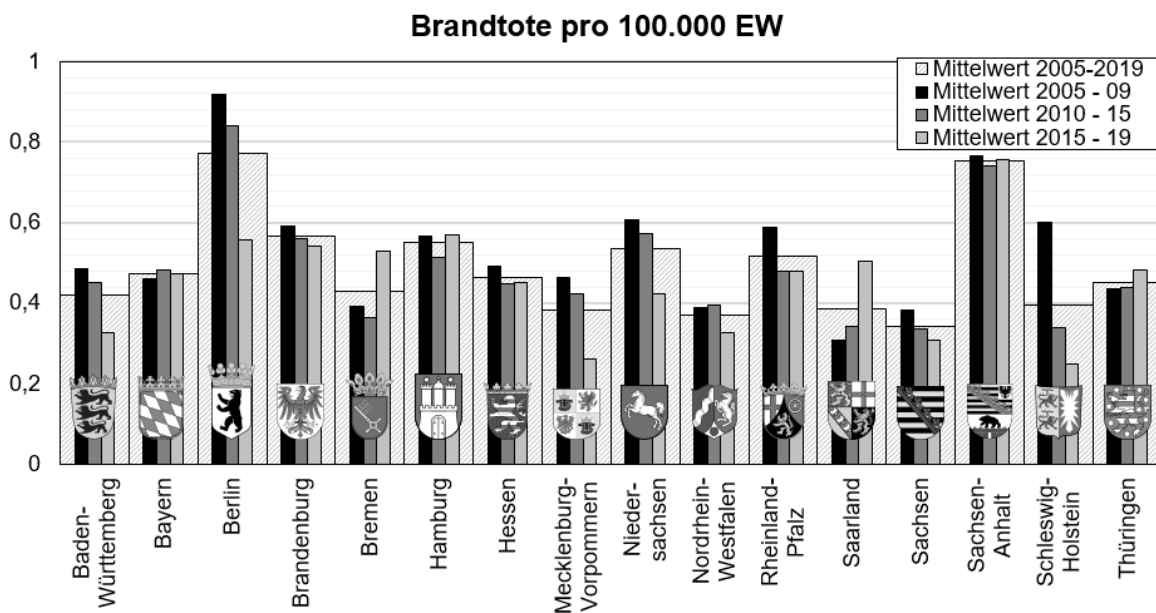


Abbildung 41: Brandtote je 100.000 Einwohner nach Bundesland als 5-Jahres Mittelwerte 2005-2019

Auch auf Länderebene zeichnet sich ein Unterschied im Sterberisiko ab; so weist der Stadtstaat Berlin den höchsten Einzel- (0,92 | 2005-09) sowie Gesamtdurchschnittswert (0,77) auf; gefolgt von Sachsen-Anhalt mit einem Gesamtmittel von 0,74 Tote pro 100.00 Einwohner und Brandenburg (0,57). Die niedrigsten Durchschnittswerte weisen Sachsen (0,34), Nordrhein-Westfalen (0,37) und Mecklenburg-Vorpommern (0,38) auf. Die Annahme, dass die Unterschiede aus der demografischen Bevölkerungszusammensetzung der einzelnen Länder resultieren, konnte durch die Berücksichtigung der Altersgruppen ausgeschlossen werden. Abbildung 42 zeigt die entsprechende Übersicht der Toten je Bundesland und Altersgruppe. Der schwarze Balken markiert beispielhaft die Werte aus Berlin und zeigt deutlich, dass hohe Risikowerte gegenüber den anderen Bundesländern in fast allen Altersgruppen auftreten und nicht, wie vermutet, durch eine hohe Dichte von älteren Personengruppen entsteht. Ob eine Verteilung zwischen „zu Hause“ und „extern“ einen Einfluss hat, konnte nicht abschließend untersucht werden. Es wird davon ausgegangen, dass weitere Einflüsse, z.B. soziokulturell oder städtebaulich, wie in Kapitel 5.3 beschrieben, hier ausschlaggebend sind. Die Einzelverteilungen der Bundesländer können dem Anhang 6 entnommen werden.

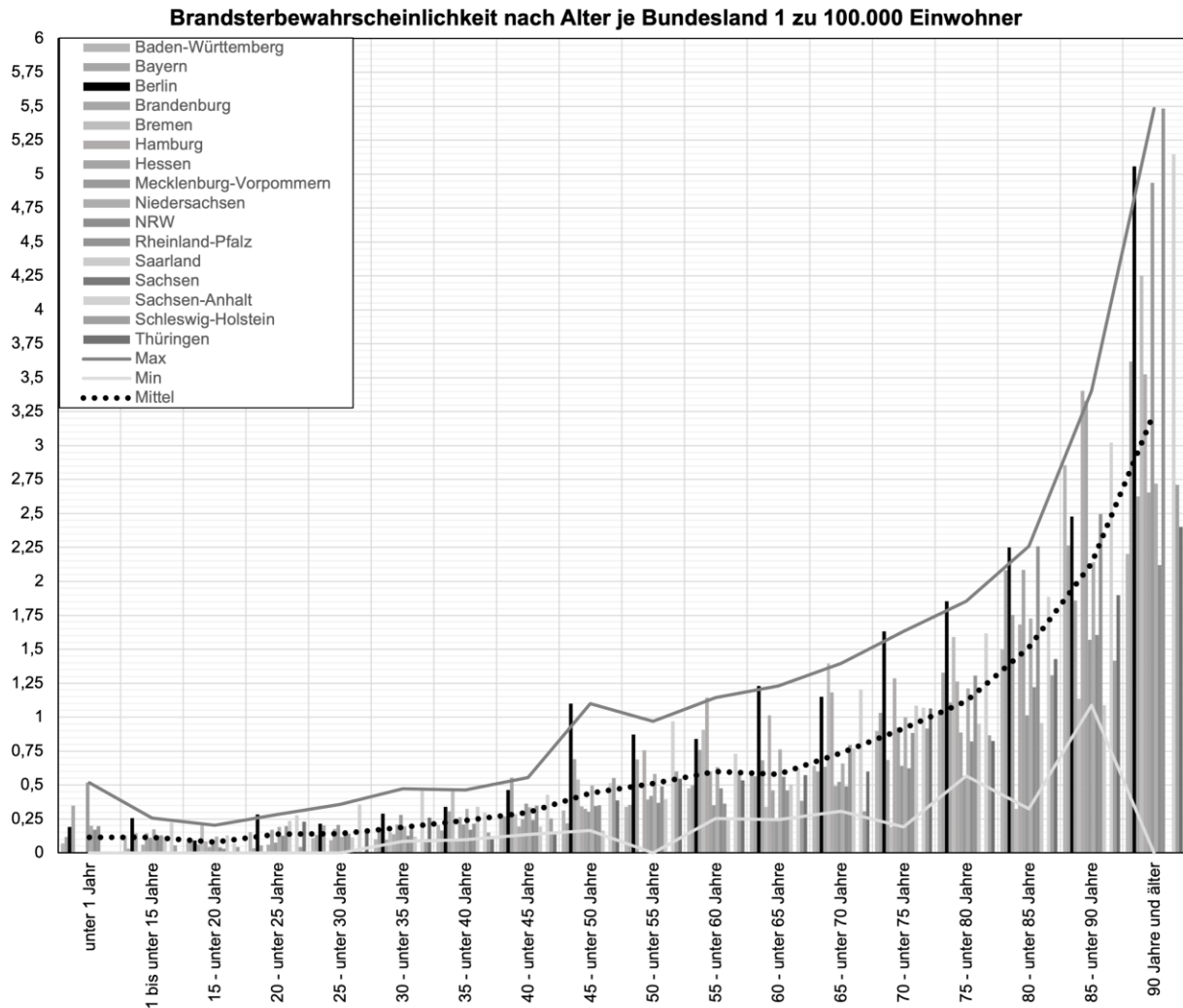


Abbildung 42: Brandsterbewahrscheinlichkeit nach Alter je Bundesland zu 100.000 Einwohner

Außerdem wurde für das Bundesland Bayern eine Auswertung der Bevölkerung, die in Städten mit Berufsfeuerwehr leben, gegenüber der Bevölkerung, deren abwehrender Brandschutz über die Freiwillige Feuerwehr sichergestellt wird, durchgeführt. Die Analyse in Abbildung 43 zeigt, dass es keinen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Bevölkerungsgruppen gibt. Weitere Faktoren, wie beispielsweise Bevölkerungsdichte oder Gebäudeart, wurden nicht in die Untersuchung mit eingeschlossen.

Brandtote Vergleich BF - FF (Bayern)

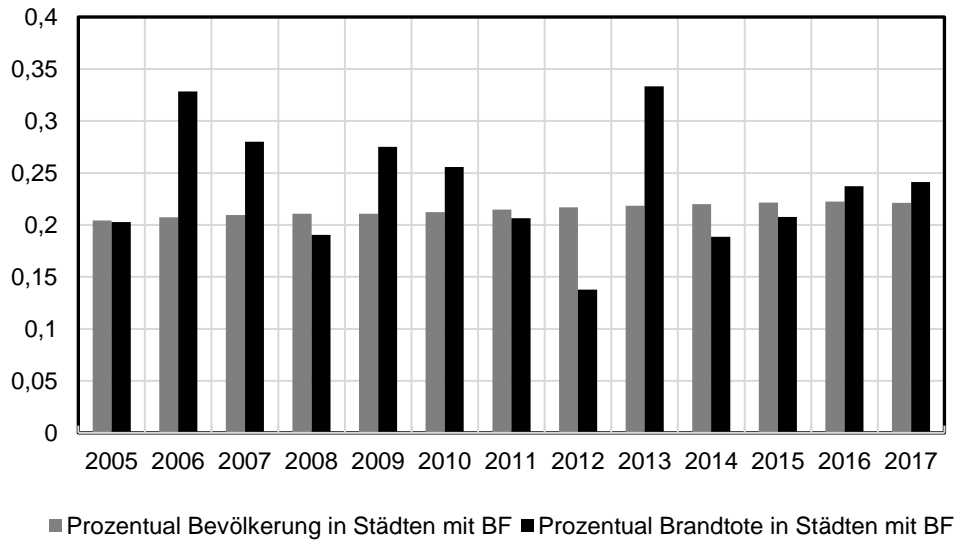


Abbildung 43: Vergleich der Brandtodeswahrscheinlichkeit bei Schutz durch Berufs- oder Freiwillige Feuerwehr in Bayern

5.8.2 Internationaler Vergleich von Brandtoten

Im internationalen Vergleich, dargestellt in Abbildung 44 mit den Ländern Schweiz, Kanada, Österreich und Großbritannien liegt Deutschland im Mittelfeld. Im 5-Jahres Mittel zwischen 2015 und 2019 weist Großbritannien mit einer Sterberate von 0,53 Toten pro 100.000 Einwohner den höchsten Wert in dieser Gruppe auf, dicht gefolgt von Kanada (0,52). Deutschland folgt mit dem beschriebenen Wert von 0,40 Toten pro 100.000. Österreich unterschreitet diesen Wert mit 0,33 Toten pro 100.000 deutlich. Für die Schweiz liegt die Datengrundlage für diesen Zeitraum nicht vor, jedoch kann aus den Jahren 2013 – 2017 (0,24 Tote pro 100.000 EW) abgeleitet werden, dass der Wert voraussichtlich im Untersuchungszeitraum die niedrigste Todesrate der verglichenen Länder liefert.

Brandtote im internationalen Vergleich 2005 - 2019

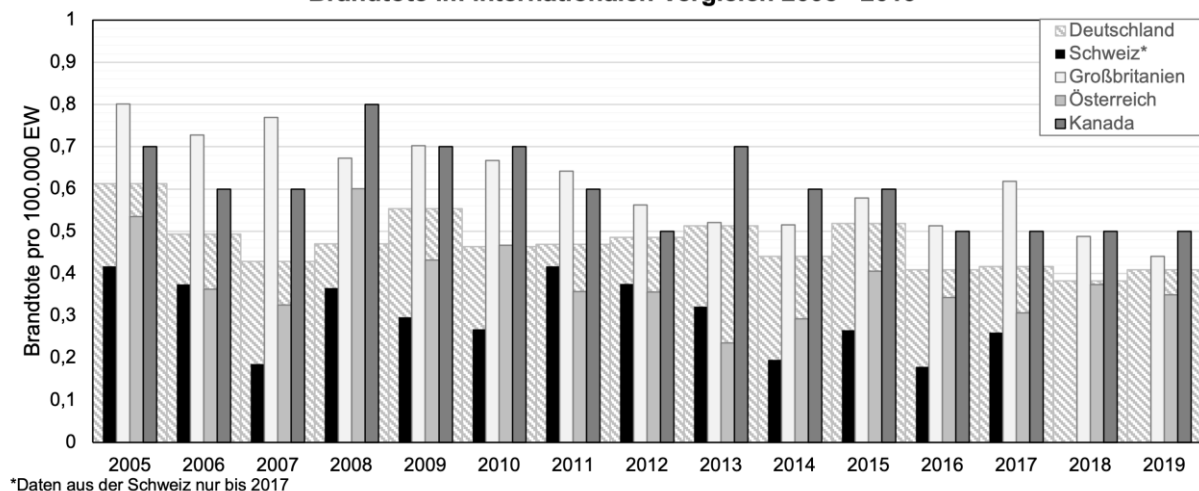


Abbildung 44: Brandsterbewahrscheinlichkeit in Deutschland im Vergleich zu Kanada, Schweiz, Österreich und Großbritannien 2005 - 2019

5.9 Grenzrisiko von Brandtoten in Deutschland

In Abbildung 45 sind die analysierten Werte zusammengefasst. Das gegebene Risiko entspricht dem Durchschnitt der Jahre 2015 – 2019³. Die Gefahr des Todes durch die Exposition gegenüber Feuer, Flamme und Rauch kann je nach Wissensstand über die Person aus dem Diagramm abgelesen werden. Dabei ist in Feldmitte das Merkmal benannt, darüber steht die mittlere Sterbewahrscheinlichkeit für dieses Attribut bezogen auf 100.000 Einwohner dieses Merkmals. Darunter sind die Merkmalausprägungen des Familienstandes (ledig, verheiratet, verwitwet, geschieden) gelistet. Da die Merkmalausprägungen jeweils mit der entsprechenden Personengruppe gewichtet sind, differieren die Einzelwerte des Familienstandes vom gegebenen Mittelwert der Altersgruppe. Das Diagramm spezifiziert das Risiko von links nach rechts gelesen, beginnend mit den Durchschnittswerten der Gesamtbevölkerung, der Brandtoten am Wohnort, dem Geschlecht und dem Alter.

5.9.1 Gesamtrisiko für Brandtote in Deutschland

In Deutschland liegt das allgemeine Grenzrisiko für den Tod durch Feuer, Flamme und Rauch bei 0,40 Personen pro 100.000 Einwohnern für den 5-Jahresmittelwert von 2015 - 2019. Die Sterbewahrscheinlichkeit einer Person durch diese Exposition beträgt demnach $4,0 \times 10^{-6}$ pro Jahr. Ausgehend von einem Jahresmittelwert von 0,50 Personen pro 100.000 Einwohner (2005-2009) über 0,47 Personen pro 100.000 Einwohnern (2010 – 2015) zeigt sich der deutliche Rückgang.

5.9.2 Ort

Unter Berücksichtigung der Unterscheidung der ICD-10 Kategorien in „am Wohnort“, bestehend aus den Kategorien: „zu Hause (X.Xx.0)“ und „Wohnheime oder -Anstalten (X.Xx.1)“ und den externen Kategorien „Schule (X.Xx.02)“, „Sportstätte (X.Xx.03)“, „Straßen und Wege (X.Xx.04)“, „Gewerbe- und Dienstleistungseinrichtungen (X.Xx.05)“, „Industrieanlagen (X.Xx.06)“, „landwirtschaftliche Betriebe (X.Xx.07)“, „sonstige näher bezeichnete Orte (X.Xx.08)“ sowie „nicht näher bezeichneter Ort des Ereignisses (X.Xx.09)“ konnte für den Tod einer Person durch Rauch, Feuer und Flamme das Risiko präziser bestimmt werden. Das Grenzrisiko, am Wohnort zu versterben, betrug im 5-Jahresmittelwert (2015 – 2019) 0,31 Personen pro 100.000 Einwohner. Dies entspricht einer Wahrscheinlichkeit von $3,1 \times 10^{-6}$ pro Einwohner. An externen Orten lag das Grenzrisiko bei 0,09 Personen pro 100.000 Einwohner; daraus resultiert eine Wahrscheinlichkeit von $9,0 \times 10^{-7}$ pro Einwohner.

5.9.3 Geschlecht des Brandopfers

Zudem unterscheidet sich das Risiko signifikant unter der Berücksichtigung des Geschlechts. Für Männer liegt das Grenzrisiko bei 0,37 Personen pro 100.000 Einwohner und damit bei einer Wahrscheinlichkeit von $3,7 \times 10^{-6}$ pro Einwohner. Das Risiko für Frauen liegt um ca. ein Drittel niedriger bei 0,25 Personen pro 100.000 Einwohnerinnen und ergibt somit eine Wahrscheinlichkeit von $2,5 \times 10^{-6}$ pro Einwohnerin.

³ Aktuellere Mortalitätsdaten lagen zum Zeitpunkt der Analyse nicht vollumfänglich für alle Bundesländer und in allen Detailstufen vor. Aus diesem Grund wurde der 5-Jahreszeitraum 2015-2019 gewählt.

5.9.4 Altersverteilung von Brandtoten

Eine weitere große Inhomogenität wird durch das Alter hervorgerufen. Hier reicht das Grenzkrisiko von 0,00 Personen pro 100.000 Einwohner (weiblich, unter 1 Jahr) bis hin zu 1,9 Personen pro 100.000 Einwohner (männlich, über 85 Jahre). Die Todeswahrscheinlichkeit liegt demnach zwischen 0 und $1,9 \times 10^5$ pro Person.

5.9.5 Familienstatus von Brandtoten

Die Werte des Familienstatus differieren vor allem bei der Unterscheidung zwischen „alleinstehend“ (ledig, verwitwet, geschieden) und „verheiratet“. Ab der Altersgruppe von 50 bis 55 Jahren, weist die Personengruppe der Verheirateten durchgehend und mit großem Abstand das geringste Sterberisiko auf. Spezifische Werte können aus Abbildung 45 entnommen werden.

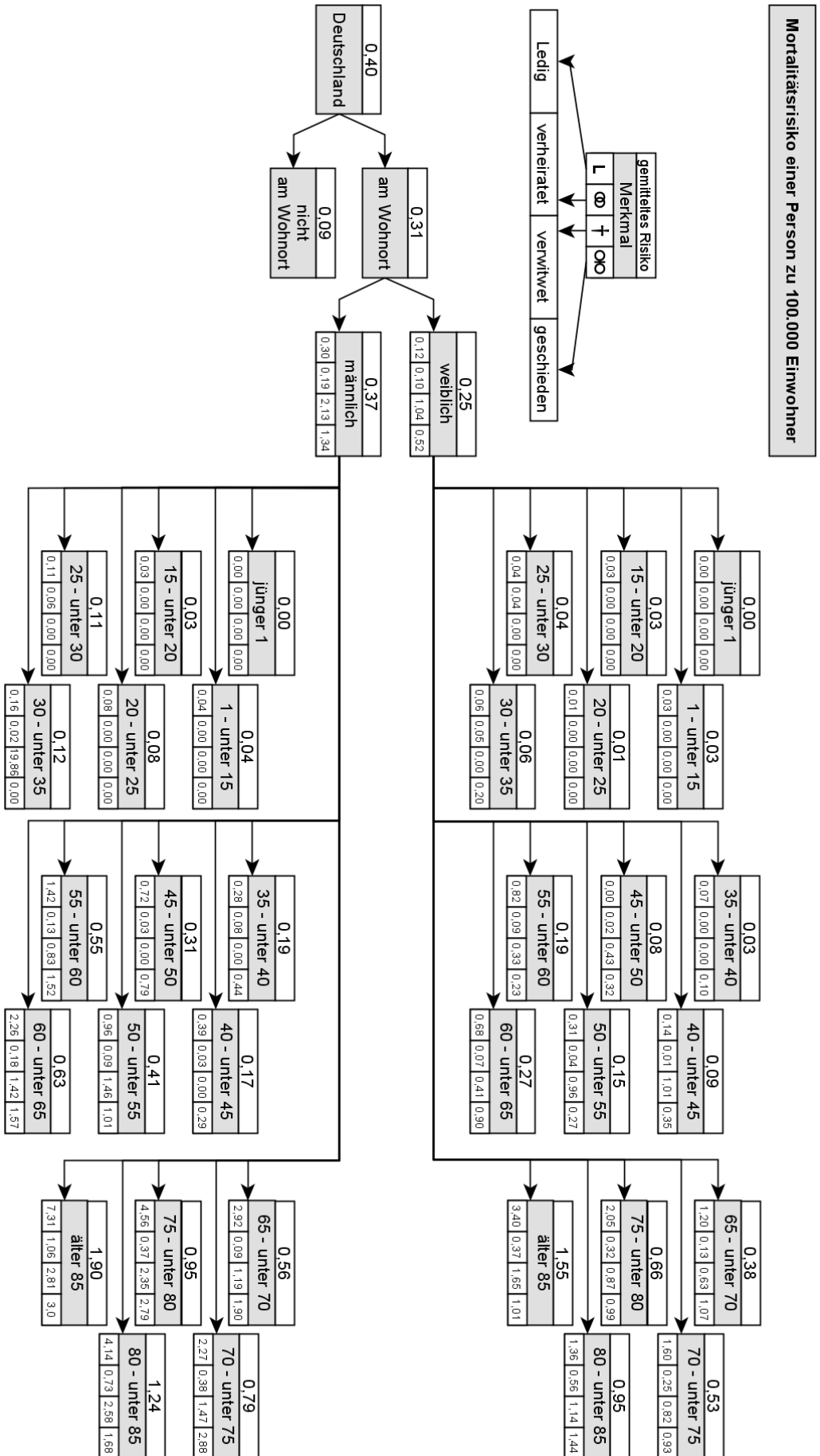


Abbildung 45: Brandsterberisiko einer spezifischen Person nach den Merkmalen Expositionsort, Geschlecht, Alter und Familienstand

5.10 Diskussion der Ergebnisse der Exposition Rauch, Feuer und Flamme

Unter Berücksichtigung der vorliegenden Daten kann für Deutschland eine Prognose der Brandtodeszahl in Abhängigkeit von Alter und Beziehungsstatus gegeben werden. Der Wohnort bzw. die Wahl des Bundeslandes innerhalb von Deutschland hat scheinbar eine Auswirkung auf die Sterbewahrscheinlichkeit. Die Gründe konnten jedoch nicht ermittelt werden. Die Unterschiede zwischen den Städten Berlin, Hamburg und München, die von Herzog und Mayer belegt wurden, könnten ersten Überlegungen nach beispielsweise auf die Durchführung der Brandverhütungsschau der Feuerwehr München zurückgeführt werden. (Bachmeier, 2022; Herzog & Mayer, 2021) Ebenso könnten sozioökonomische bzw. -kulturelle Zusammenhänge, wie in Kapitel 5.3 beschrieben, ausschlaggebend sein. Die weiterführende, exemplarische Auswertung in Bayern zwischen Stadt (Berufsfeuerwehr) und Land (Freiwillige Feuerwehren), die in dieser Arbeit nicht weiter ausgeführt werden, zeigt keine Unterschiede in der Brandsterbewahrscheinlichkeit. Inwiefern Einflussfaktoren, wie z.B. die Bebauungsdichte, die Gebäudeart, der abwehrende Brandschutz (BF/FFW), einen Effekt auf das Risiko haben, konnte nicht abschließend geklärt werden.

Als gesellschaftlich relevant ist die Diskussion des Risikos für die Bevölkerungsschicht ab 60 Jahren bei den Männern und 70 Jahren bei den Frauen. Das Risiko liegt bei zunehmendem Alter im Durchschnitt weit über dem gesellschaftlich akzeptierten Grenzwert. Unter Berücksichtigung dieser Beobachtung und des in Deutschland voranschreitenden demografischen Wandels, sowie durch das Schließen der aktuell noch vorhandenen, durch den 2. Weltkrieg entstandenen Generationslücke in der männlichen Bevölkerungspopulation könnte der Trend der sinkenden Brandtodeswahrscheinlichkeit in den nächsten Jahren zur Stagnation kommen. Ein gesellschaftlicher Wandel im Umgang mit alten, vor allem alleinstehenden Menschen könnte die Zahl der Brandtoten deutlich reduzieren. Die Auswertung belegt, dass Menschen in Partnerschaften auch im hohen Alter noch weitgehend unter dem akzeptierten Durchschnittswert von 0,4 Brandtote pro 100.000 Einwohner liegen. Lediglich in den Altersgruppen „80 – 85 Jahre“ (0,73 Tote/100k EW) und „älter als 85 Jahre“ (1,06 Tote/100k EW) bei den Männern und „80 - 85 Jahre“ (0,56 Tote/100k EW) bei den Frauen liegen die Werte darüber. Es wären Vergleiche mit den Brandopferzahlen in Ländern, in denen ältere Personengruppen stärker in das Familienleben integriert werden, z.B. in Japan (Keil, 2009), von Interesse.

Im Weiteren werden ausgewählte, durch die Literaturanalyse identifizierte Nutzerverhalten bzw. Nutzerzustände, wie in Abbildung 17 aufgeführt, untersucht und diskutiert.

Das Ergebnis der Literaturanalyse zeigt im Hinblick auf den Zusammenhang zwischen Arbeitslosigkeit und Brandtodeswahrscheinlichkeit keine eindeutigen, übertragbaren Ergebnisse. Es müssen regionale Analysen dafür durchgeführt werden. Unter Verwendung der Arbeitslosenquote des Statistischen Bundesamtes zeigt sich, dass die Arbeitslosenquote in Deutschland um ca. 58 %, ausgehend von 11,8 % im Jahr 2005, auf 5,0 % 2019 gesunken ist (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2022). Einen signifikanten Unterschied zwischen Männern und Frauen gibt es, wie aus Abbildung 46 hervorgeht, dabei nicht.

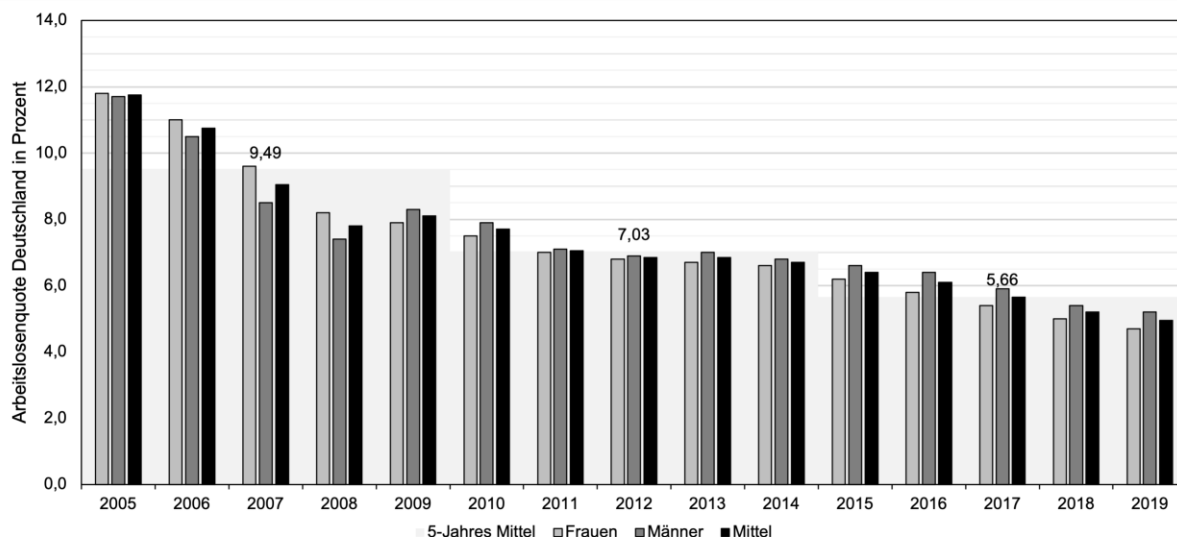


Abbildung 46: Arbeitslosenquote nach Geschlecht 2005 – 2019 und 5-Jahres Mittelwert (Zahlenwert)

Die Prämisse, dass mittels sinkender Arbeitslosenquoten ebenfalls die Brandtodeswahrscheinlichkeit abnimmt, kann jedoch nicht belegt werden, da die Arbeitslosenquote im Jahr 2005 ein lokales Maximum erreichte und in den Jahren zuvor auf niedrigeren Werten lag (Bundesagentur für Arbeit, 2014). Um die Hypothese weitergehend zu prüfen, können die Arbeitslosenquoten der Länder mit den länderspezifischen Brandtodesquoten verglichen werden. Gibt es in Deutschland einen Zusammenhang dieser Faktoren, müssten diese Werte korrelieren. Die Auswertung der Daten ergibt einen Pearson-Koeffizienten von 0,36 und damit keine Korrelation. Dies wird auch in Abbildung 47 deutlich, in der die Brandsterberate pro 100.000 Einwohner je Bundesland zwischen 2005 und 2019 mit der Arbeitslosenquote des jeweiligen Landes verglichen wird. Die Säulen je Bundesland variierten in der Höhe ungleichmäßig, woraus sich ebenfalls anschaulich die Hypothese einer Korrelation beider Faktoren widerlegen lässt. Es kann somit als Resümee gezogen werden, dass für den Standort Deutschland eine Quantifizierung der Brandtodesrate bzw. Brandsterbewahrscheinlichkeit nicht unter Zuhilfenahme einer Analyse der Arbeitslosenquote durchgeführt werden kann.

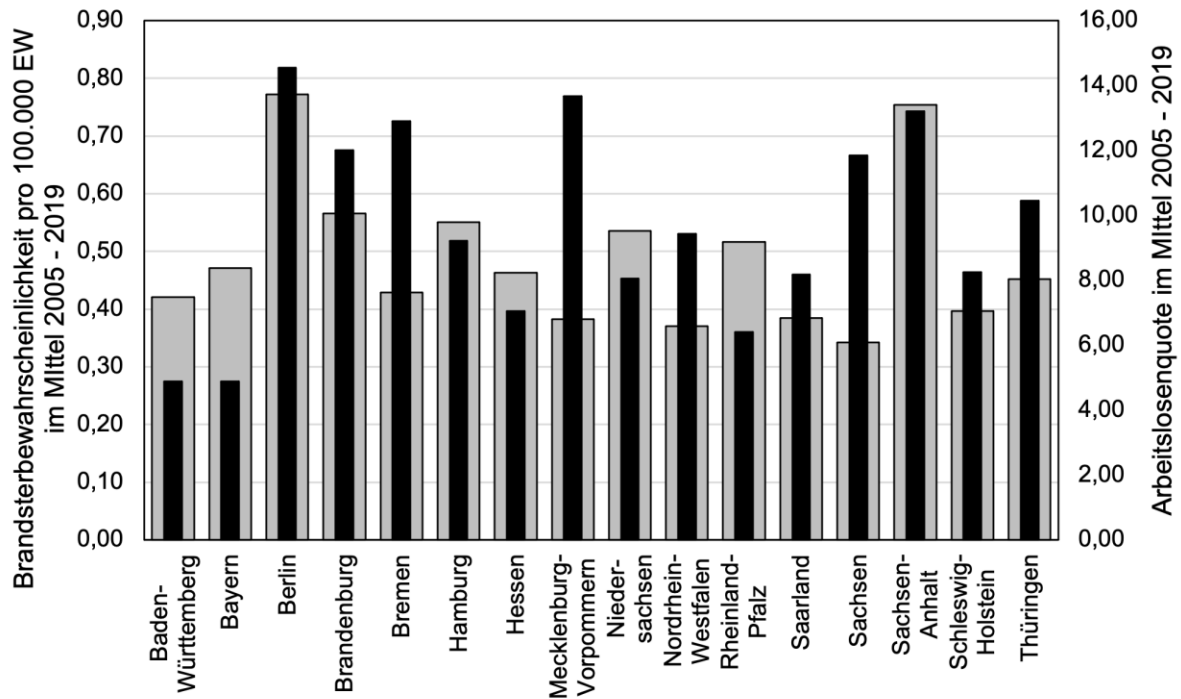


Abbildung 47: Vergleich Arbeitslosenquote der Länder mit Brandtodesrisiko pro 100.000 EW

Weitere Faktoren, die nach Kapitel 5.3 erheblich zum Brandsterberisiko beitragen, sind Alkohol- und Tabakkonsum. In Bezug auf Deutschland sind hier zwei Gesellschaftstrends zu beobachten.

Der erste Trend ist, dass die Zahl des Pro-Kopf-Verbrauchs von reinem Alkohol in Deutschland seit den 80er Jahren abnimmt. Jedoch nimmt dabei hauptsächlich der Anteil männlicher Personen, die kritische Mengen Alkohol (> 24 g reiner Alkohol pro Tag) zu sich nehmen, ab, siehe Abbildung 48.

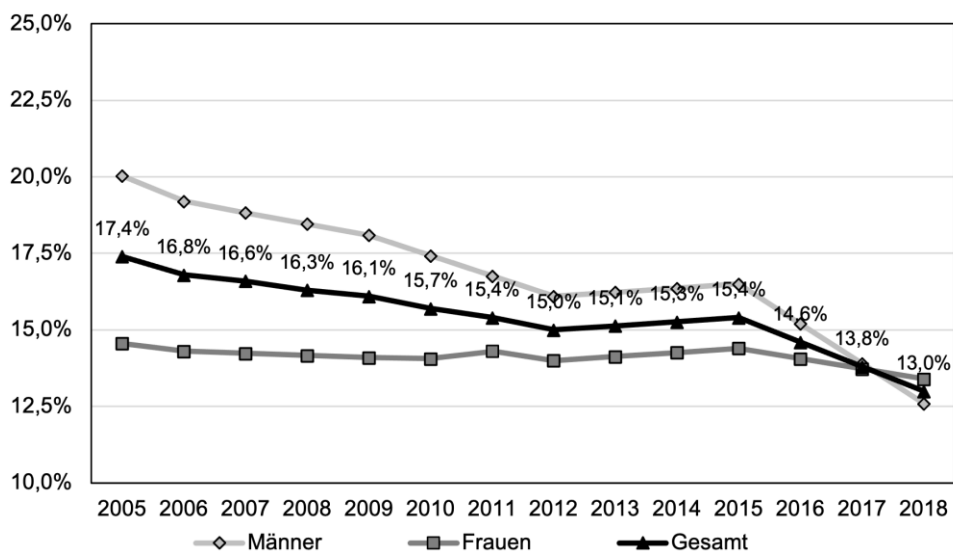


Abbildung 48: Kritischer Alkoholkonsum von Männern und Frauen in Deutschland 2005 – 2018 in der Altersgruppe 18 – 64 Jahre. Datenquelle (Seitz et al., 2019)

Bei den Frauen stagniert der Wert seit 2006 bei ca. 14 %. Dies führt dazu, dass im Jahr 2018 erstmals mehr Frauen als Männer in Deutschland kritische Mengen Alkohol konsumiert haben. Dabei liegt der Grenzwert bei Frauen aufgrund der geschlechterspezifischen Konstitution bei 12 g reiner Alkohol pro Tag. (Seitz et al., 2019). Im Umkehrschluss kann durch die gleichmäßige Verteilung unter den Geschlechtern der Alkoholkonsum ab dem Jahr 2018 nicht mehr für den Überhang an männlichen Brandopfern als Faktor herangezogen werden. Vergleicht man, dieser Theorie folgend, die Ergebnisse aus der Literatur, die eine Erhöhung der Brandtodeswahrscheinlichkeit durch Alkoholkonsum belegen, mit den Daten der geschlechterspezifischen Auswertung der Brandopfer in Deutschland in Kapitel 5.7.3, müsste der Rückgang der männlichen Brandopfer durch den Rückgang des kritischen Alkoholkonsums deutlich stärker als bei den Frauen ausfallen. Dies ist jedoch, wie durch Abbildung 48 belegt, nur marginal der Fall. Die geschlechterspezifischen Rückgänge haben einen Pearson Korrelationskoeffizienten von 0,87 und können damit als korrelierend angesehen werden. Vergleicht man die Geschlechtergruppen mit dem Alkoholrückgang, weist die männliche Gruppe einen Pearson Korrelationskoeffizienten von 0,84 und die weibliche einen Koeffizienten von 0,64 auf. Wäre der kritische Alkoholkonsum in der untersuchten Altersspanne von 18 – 64 Jahren der entscheidende Faktor, müssten beide Korrelationskoeffizienten auf einem ähnlich hohen Niveau sein. Dies ist nicht der Fall. So kann die Verringerung der kritischen männlichen Trinker zwar ein Faktor für den Rückgang sein, dies ist aber nicht als direkte Korrelation anzusehen. Inwiefern dies auch auf die Bevölkerungsgruppe der älter als 64-Jährigen zutrifft, kann den Daten nicht entnommen werden. Weyerer et al. (2009) stellen bei Ihrer Untersuchung des Trinkverhaltens von Personen, die älter als 75 Jahren waren, fest, dass ca. 12,1 % der Männer und 6,5 % der Frauen Risikokonsumenten sind; jedoch ist dabei zu beachten, dass der Grenzwert, abhängig vom Geschlecht, um 6 g bzw. 8 g höher liegt als bei der vorausgehenden Untersuchung. Daraus kann geschlossen werden, dass im Alter der Einfluss von kritischem Alkoholkonsum auf die Brandsterbewahrscheinlichkeit aktuell bei den Männern gegenüber den jüngeren Personengruppen höher ist, und der sinkende Trend des kritischen Alkoholkonsums sich erst über die gesamte Altersverteilung durchsetzen muss, um eine tatsächliche (Un-)Abhängigkeit der Faktoren nachzuweisen.

Der zweite Trend ist der Rückgang im Tabakkonsum. Wie aus Abbildung 49 ersichtlich, sinkt der Anteil der Raucher in Deutschland seit mehreren Jahren stetig. Die WHO prognostiziert einen Durchschnittswert von 23,1% Raucher für das Jahr 2025 in Deutschland (WHO, 2015b). Unter Berücksichtigung der Erkenntnisse aus Kapitel 3 kann davon ausgegangen werden, dass mit dem Rückgang der Raucher auch ein Rückgang der Brandtoten und somit der Sterbewahrscheinlichkeit einhergeht. Der Zusammenhang zwischen dem Rückgang bei den Rauchern kann dabei jedoch nicht direkt proportional zum Rückgang in der Sterberate gesehen werden, kann aber als ein Faktor gewertet werden, der den Gesamtrückgang der Brandsterberate in Deutschland positiv beeinflusst.

Ebenfalls könnte im internationalen Kontext die niedrige Brandsterberate (0,24 Tote pro 100.000 EW im Durchschnitt für die Jahre 2012 - 2017) in der Schweiz mit der dortigen geringeren Anzahl an Rauchern (17,7% prognostiziert für 2025) korrelieren. Es ist kritisch zu beachten, dass der Tabakkonsum jedoch beispielsweise in Island eine untergeordnete Rolle im Bezug auf die Brandtoten darstellt. Island hat eine Brandsterbewahrscheinlichkeit von 0,84 Brandtoten pro 100.000 Einwohner und liegt damit doppelt so

hoch wie Deutschland (Brushlinsky et al., 2022). Im Gegensatz dazu liegt der Anteil der Raucher in Island bei 10,6 % und damit doppelt so niedrig (WHO, 2015b).

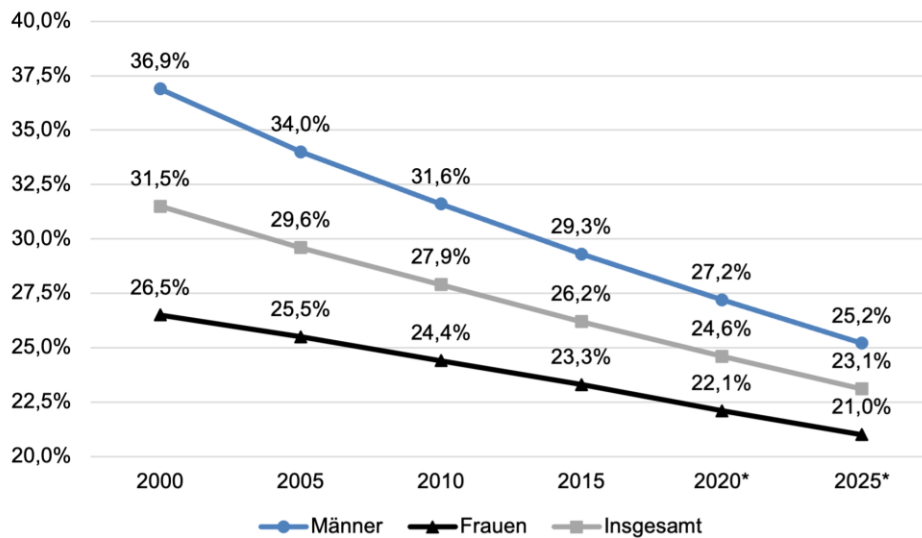


Abbildung 49: Anteil der Raucher in Deutschland nach Geschlecht in den Jahren 2000 bis 2025 ab 15 Jahren nach (WHO, 2015a)

Es wird deutlich, dass in Island andere Faktoren die Sterbewahrscheinlichkeit beeinflussen. Dies belegt, dass aus den Daten des Tabakkonsums einer Bevölkerung keine direkten Schlüsse auf die Brandsterbewahrscheinlichkeiten abgeleitet werden können, sondern dies immer im regionalen Kontext mit in die Bewertung eingeschlossen werden muss. Dies ist durch weitere Studien zu belegen und stellt den Ausblick, ebenso wie weitere Verknüpfungen von Nutzereinflüssen und Sterberisiko, die in dieser Arbeit nicht durchgeführt wurden, dar.

Die Schwachstellen der Datenanalyse liegen vor allem bei singulären Ereignissen in sehr kleinen Bevölkerungssubkategorien, wie z.B. der Kombination männlich, 30-35-jährig und Witwer. Die daraus resultierenden Extremwerte sind statistisch nicht aussagekräftig. Ebenso verzerren Großschadensereignisse mit einer Vielzahl an Brandtoten (z.B. Grenfell-Tower London 2017 (LFB, 2019), Wohnhausbrand New York City, 2022 (Mays et al., 2022)) die Statistik und sind daher immer zu identifizieren und ggf. gesondert zu beachten. Im Weiteren zeigt sich, dass die unterschiedlichen nutzerspezifischen Gefahrenpotenziale, die in Abbildung 17 zur Ermittlung des individuellen Risikos zusammengefasst sind, nicht in jedem Land die gleichen Effekte bzw. Einflussgrößen auf das tatsächliche, lokale Risiko aufweisen und damit nicht pauschal angesetzt werden können, sondern nur sekundär für weitere Analysen zu Korrelationen Anhaltspunkte liefern. Dies kann jedoch im Umkehrschluss zu einem zielgerichteten Vorgehen bei der Gesetzgebung mit dem Ziel der Dezimierung von Brandtoten führen.

Bei der Datenerfassung ist zu berücksichtigen, dass die Anzahl der Brandtoten bei unterschiedlichen, datenerfassenden Akteuren nicht konsistent ist. Aus diesem Grund ist es wichtig, eine Datenquelle für ein Land zu verwenden. Am Beispiel Deutschland zeigte sich, dass die offiziellen Zahlen von Statistischen Landesämtern beispielsweise geringfügig von denen der örtlichen Feuerwehren abweichen. Als Ursachen

können dabei Doppelzählungen durch unterschiedliche Feuerwachen bei einem Einsatz, sowie das Vorgehen bei der statistischen Erfassung von Brandtoten ausgemacht werden. Bei der Erfassung durch die Statistischen Landesämter werden die Opfer ihrem jeweiligen Hauptwohntort zugewiesen. Das bedeutet, dass eine in Hamburg gemeldete Person, die in Berlin bei einem Brand verstirbt, in Hamburg als Brandopfer in der ICD-10 Statistik geführt wird. Personen, die keinen Wohnsitz in Deutschland haben, werden in den Statistiken der Bundesländer nicht aufgeführt. Auf regionaler Ebene findet eine Zuordnung der Brandtoten auch zum Teil zum Nebenwohnsitz statt. Die Feuerwehr zählt die Brandtoten bei ihren Einsätzen, unabhängig ihres Wohnorts und somit auf regionaler Ebene bzw. in ihrem Einsatzgebiet. Darin liegen die statistischen Abweichungen begründet (Audenrieth, 2020).

Abschließend wird darauf hingewiesen, dass dem Urteilsspruch des Oberverwaltungsgerichts Münster folgend, immer und überall mit einem Brand zu rechnen ist und somit auch mit dem Auftreten von Brandtoten ("10 A 363/86," 1987). Das bedeutet, die Brandopferzahlen können theoretisch in einem Jahr doppelt so hoch liegen, wie im Jahr zuvor. Die gewonnenen statistischen Werte bilden nur einen hypothetischen Wert der Zukunft ab. Verdeutlicht wird dies beispielsweise bei den hohen weiblichen ledigen Opferzahlen im Jahr 2005. (siehe Abbildung 34). Jedoch bestätigt die Analyse der Brandtoten die zu Beginn aufgestellte These, dass das Risiko durch lokale Untersuchungen deutlich verringert werden kann.

5.11 Fazit und Ausblick Exposition Rauch, Feuer und Flamme

Zusammenfassend zeigt sich, dass das Grenzkrisiko für Personen gegenüber der Exposition von Feuer, Flammen und Rauch stark von lokalen Einflussvariablen abhängt. Die Analyse von den staatlich erhobenen ICD-10 Attributen Alter, Geschlecht und Familienstand führt zu prognostizierbaren Werten für das folgende Jahr. Durch die Analyse des sozioökonomischen und -kulturellen Verhaltens der Bevölkerung und durch den Vergleich mit Ländern mit ähnlichen klimatischen, ökonomischen und kulturellen Randbedingungen können Stellschrauben und Best-Practice-Lösungen identifiziert und entwickelt werden, um das Brandrisiko der Bevölkerung weiter zu verringern.

In Deutschland ist dabei vor allem der Fokus auf die ältere Bevölkerung (65+) zu legen, die ein deutlich erhöhtes Sterberisiko durch Brände aufweist. Zudem sind in dieser Gruppe vor allem die Untergruppen der alleinstehenden Personen risikoexponiert.

Eine Verschärfung der Gesetzgebung, insbesondere des Baurechts in Bezug auf den vorbeugenden Brandschutz, würde aufbauend auf den Ergebnissen der Analysen von Brandtoten, der Ereignisse mit Brandüberschlag sowie der Meinung der Experten zu keiner weiteren Verringerung der Opferzahlen führen. Somit kann der vorbeugende Brandschutz in Deutschland als Best-Practice Lösung in andere Länder übertragen werden. Jedoch ist dabei auf das Zusammenspiel mit dem abwehrenden und organisatorischen Brandschutz zu achten.

Für die Bestimmung des individuellen lokalen Risikos für die Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme in Deutschland wird in dieser Arbeit exemplarisch die Anzahl der Verstorbenen, resultierend aus einem Wohnungsbrand und unter Berücksichtigung der personenspezifischen Attribute Alter, Geschlecht und Familienstand, herangezogen. Die Vorgabe seitens des Gesetzgebers für den akzeptierten gesetzlichen Grenzwert, basierend auf probabilistischen Annahmen, liegt für ein Einzelereignis bei ca. 1,0 Toten pro 100.000 Einwohner pro Jahr.

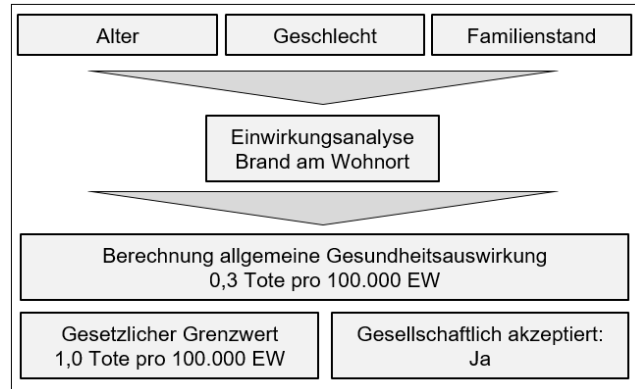


Abbildung 50: Randbedingungen der Exposition Rauch, Feuer und Flamme zur Quantifizierung des individuellen lokalen Risikos

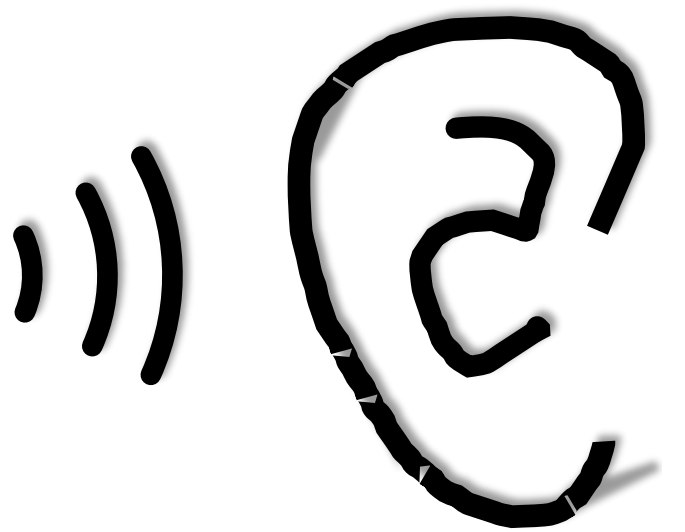
Das quantifizierte reale Sterberisiko im Wohnumfeld liegt bei 0,3 Toten pro 100.000 Einwohner pro Jahr. Das Risiko ist gesellschaftlich akzeptiert. Die Randbedingungen für den in Kapitel 8 folgenden Vergleich sind in Abbildung 50 zusammengefasst. Prinzipiell wird in Deutschland, aufbauend auf den gewonnenen Ergebnissen, die Brandopferzahl in den nächsten Jahren weiter sinken und sich somit auch das Grenzkrisiko weiter verringern, bis es sich auf einem Minimalwert stabilisiert. Dies wird begünstigt durch gesellschaftliche Trends, wie den Rückgang von Alkohol- und Tabakkonsumierenden, technische Neuerungen und Instandsetzungen (z.B. FI-Schalter bei Sicherungen, die Überspannungen und damit ggf. Funkenschlag verhindern) sowie Abriss bzw. Neubau von Gebäuden mit einhergehend verbessertem vorbeugendem Brandschutz. Weiterführend können Konzepte, wie die Brandverhütungsschau der Feuerwehr München, bei welcher Gebäude begangen werden und auf brandschutztechnische Mängel hingewiesen wird, auf weitere Gemeinden bzw. Bundesländer übertragen werden und so ebenfalls zu Verringerung der Opferzahlen beitragen. Um die Zahl der Brandtoten in Deutschland zusätzlich weiter zu verringern, wäre vor allem ein gesellschaftlicher Wandel im Umgang mit älteren Personen in Bezug auf deren Wohnsituation notwendig, da die Statistik das Alleinsein als elementaren Faktor für das Sterberisiko identifiziert.

Die einzelnen Datengrundlagen zur Überprüfung einer bestehenden Korrelation zwischen Einkommen, Bildungsabschluss, Wohngebäudetyps und der Sterbewahrscheinlichkeit durch Brände, liegen theoretisch auf staatlicher Seite den jeweilig zuständigen Behörden vor und könnten zur detaillierteren Risikofaktorenbestimmung ausgewertet werden. Zudem ist neben der Reduzierung der Brandopferzahl auch die Verringerung der durch Brände verursachten Kosten für die Gesellschaft von Interesse. Hier könnten beispielsweise durch die Einführung der Rauchwarnmelderpflicht die Schadenskosten von Bränden gesunken sein, ohne dass es eine direkte Auswirkung auf die Anzahl der Brandtoten hat. Dies zeigt sich bei erster Durchsicht der Datenlage, ist aber durch weitere Untersuchungen zu belegen.

Zur Best-Practice-Lösung der Gesetzgebung wäre ein internationaler Austausch und Vergleich mit Analyse der Bauordnungen von Interesse. Die abgeleitete Hypothese von Einsparpotenzialen im baulichen Brandschutz durch die Reduzierung von überhöhten Regulierungen und bzw. oder dem Ausschöpfen der dadurch geschaffenen, aber verdeckten Sicherheiten bildet die Basis für weitere Forschung. Ein großes Forschungspotenzial steckt zudem in der Modellierung der Korrelationen der Risikofaktoren sowie im Hinzufügen einer zeitlichen Dimension - nicht im Sinne des Zeitpunktes eines Schadensereignisses, sondern

in der zeitlichen Entwicklung der Einflussparameter. So führt beispielsweise das Erlangen von Ortskenntnissen zu einer besseren Orientierung im Gebäude und verhilft damit zu einer schnelleren Flucht. Andererseits können durch das Vegetationswachstum um das Gebäude die Rettungsmöglichkeiten der Feuerwehr auch verschlechtert werden, weil beispielsweise ein gewachsener Baum vor einem Fenster eine Anleitung der Drehleiter verhindert. Aus soziokulturellen Gesichtspunkten könnten weitere Untersuchungen zu den Einflussfaktoren der gesellschaftlichen Einstellung gegenüber der Feuerwehr, des Vertrauensvorschlusses in diese Institution, sowie die Erziehung bzw. Schulung des Verhaltens im Brandfall von Kindern und Erwachsenen neue wissenschaftliche Erkenntnisse hervorbringen. Im Übrigen sind die Teilmotive abwehrender Brandschutz und Brand in Nachbarnutzungseinheit in Abbildung 17 und in Anhang 7 und 8 nur in Teilen belegt und bedürfen weiterer Forschung.

Die Ergebnisse der durchgeführten Analyse belegen, dass der eingangs beschriebene Glücksfall in Maßen statistisch quantifizierbar und heterogen über die Bevölkerung verteilt ist. Zudem zeigt sich, dass in der Risikoanalyse von personenspezifischen Faktoren bei Wohnungsbränden weiterer Forschungsbedarf besteht.



6 Exposition gegenüber Lärm

Das menschliche Gehör nimmt zu jeder Zeit alle akustischen Signale in der Umgebung auf und leitet sie unverzüglich ins Gehirn zur Verarbeitung weiter. Die Stille stellt dabei den Ruhemodus des Systems dar, die zur Erholung führt und essenziell für die Gesundheit eines Menschen ist. Doch diese wird in einer dicht bebauten Umgebung zunehmend zu einem seltenen Gut. Die erste Richtlinie für den Schallschutz im Hochbau aus dem Jahr 1944 erklärt in der Einleitung:

„Lärmeinwirkungen können die Gesundheit der Menschen schädigen und ihre Leistungsfähigkeit herabsetzen. Deshalb muss der Mensch in seiner Wohnung vor Lärmeinwirkungen möglichst geschützt werden. Besonders wichtig ist dies in Großstädten, wo die Menschen eng beieinander wohnen und dem Lärm des Straßenverkehrs und benachbarter Betriebe ausgesetzt sind.“ (DIN 4109:1944-04, 1944)

In Deutschland geben bei einer repräsentativen Umfrage 76 % der befragten Bevölkerung an, dass sie an der privaten Wohnadresse durch Verkehrslärm belästigt bzw. gestört werden. (BmUV, 2022). Schätzungen der European Environment Agency zufolge ist in Europa jede fünfte Person Lärmexpositionen oberhalb der durch die WHO festgelegten Grenzwerte dauerhaft ausgesetzt (EEA, 2020b). Wie hoch das tatsächliche Risiko, resultierend aus der Lärmexposition, an einer spezifischen Adresse ist, wird im nachstehenden Kapitel aufgezeigt.

Zuerst werden die negativen Gesundheitswirkungsmechanismen, die bei anhaltender Lärmexposition zum frühzeitigen Tod führen, beschrieben. Zudem werden diese Krankheitsbilder in der ICD-10 Kategorisierung aufgezeigt. Im nächsten Unterkapitel wird die Forschungsfrage samt -hypothesen aufgestellt sowie das methodische Vorgehen erläutert. Es folgt der Stand des Wissens der Expositions-Wirkungsbeziehungen von Lärm sowie die Zusammenfassung der aktuellen Schutzstandards und Gesetz, ferner deren historische Entwicklung, da diese eine Auswirkung auf die vorhandenen Lärmschutzmaßnahmen haben. Die anschließende Datenerhebung und Auswertung folgt der Methode der Dissertation und führt unter exemplarischer Verwendung der Daten aus Deutschland zur Vergleichbarkeit mit weiteren urbanen Risikoexpositionen. Der Ausblick zur gesellschaftlichen Risikoakzeptanz, der Fragestellung des Zusammenhangs zwischen der Höhe der Verkehrslärmexposition und des sozioökonomischen Status einer betroffenen Person, sowie zu technischen Optionen zur Risikosenkung, bildet den Abschluss des Kapitels.

6.1 Definition Lärmtote

Prinzipiell wird Lärm als eine subjektiv- und objektive Wahrnehmung von Geräuschen definiert. Dabei ist die Definition jedoch nicht einheitlich. Das Bundesministerium Umwelt beschreibt beispielsweise Lärm als subjektive Wahrnehmung, da die Empfindlichkeit jedes Menschen gegenüber Lärm unterschiedlich ist und somit eine Störung bzw. Belästigung individuell empfunden wird (BmUV, 2022). Die DIN 1320 setzt Lärm einem unerwünschten Hörschall gleich, der zu subjektiv wahrgenommenen Belästigungen und Störungen, sowie zu objektiven Gefährdungen und Schädigungen führen kann (DIN 1320:2009-12, 2009). Der DIN folgend wird Lärm durch die Bundeszentrale für gesundheitliche Aufklärung als Geräusch, das eine störende, belästigende, gefährdende oder sogar schädigende Wirkung hat, beschrieben (BZgA, 2008).

Eine rein objektive Definition ist in der Verwaltungsvorschrift TA-Lärm gegeben; dort wird der Schutz vor schädigenden Umwelteinwirkungen durch Geräusche beschrieben (BMU, 1998). Die WHO (2010b) erklärt Lärm als eine objektive Bedrohung, die Gesundheitsprobleme z.B. im Herz-Kreislauf-System verursachen kann. Die Arbeit folgt dem Ansatz der DIN 1320, da diese Definition alle weiteren berücksichtigt. Im Weiteren beschränkt sie sich jedoch auf den Aspekt der Schädigung, da dieser frei von subjektiven Einflussgrößen ist und dadurch eine mathematische Quantifizierung ermöglicht.

Anders als in Kapitel 4 aufgezeigt, gibt es für die Exposition gegenüber Lärm keine offizielle Bezeichnung für einen dadurch verursachten Todesfall. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Einwirkung nicht unmittelbar zum Tod führt, sondern zu einem induzierten Krankheitsbild, das schlussendlich die Todesursache darstellt. Der kausale Zusammenhang zwischen Lärm und vorzeitigem Ableben wird im Folgenden beschrieben.

6.1.1 Wirkungsmechanismus Lärm – Gesundheit

Bei einer Lärmexposition, die sich aus der Lautstärke, der Frequenz, der Dauer und weiteren Parametern zusammensetzt, wird der Mensch in seiner Aktivität, wie z.B. im Schlaf, gestört. Dies hat Auswirkungen auf das Nervensystem und die körpereigenen Regulationsmechanismen. Es kommt im Weiteren zu akuten Beeinträchtigungen, wie beispielsweise Stress und Anspannung. Diese können durch die Abhängigkeit von weiteren nicht lärminduzierten Risikofaktoren zusätzlich verstärkt werden. Bei temporärer Einwirkung kann es zur Beeinträchtigung des Kurzzeitgedächtnisses und zu Konzentrationsstörungen führen.

Bei dauerhafter Exposition können sich chronische Krankheitsbilder, wie beispielsweise Hypertonie, Herz-Kreislauf-Krankheiten oder Hörverlust, einstellen. Zudem steigt beispielsweise das Risiko für einen Myokardinfarkt. (Hahad et al., 2019; Ising & Kruppa, 2004; WHO, 2018) Diese Krankheiten können zu einem vorzeitigen Ableben führen, das als initiale Ursache die Lärmexposition aufweist. Dieser Wirkungsvorgang ist in Abbildung 51 grafisch zusammengefasst. Aus diesem Grund gibt es keine Lärmtoten, sondern nur potenziell lärminduzierte Todesursachen. Auf die Expositions-Wirkungsbeziehungen zwischen Lärm und Krankheitsbildern und deren Korrelationen wird in Kapitel 6.3 genauer eingegangen.

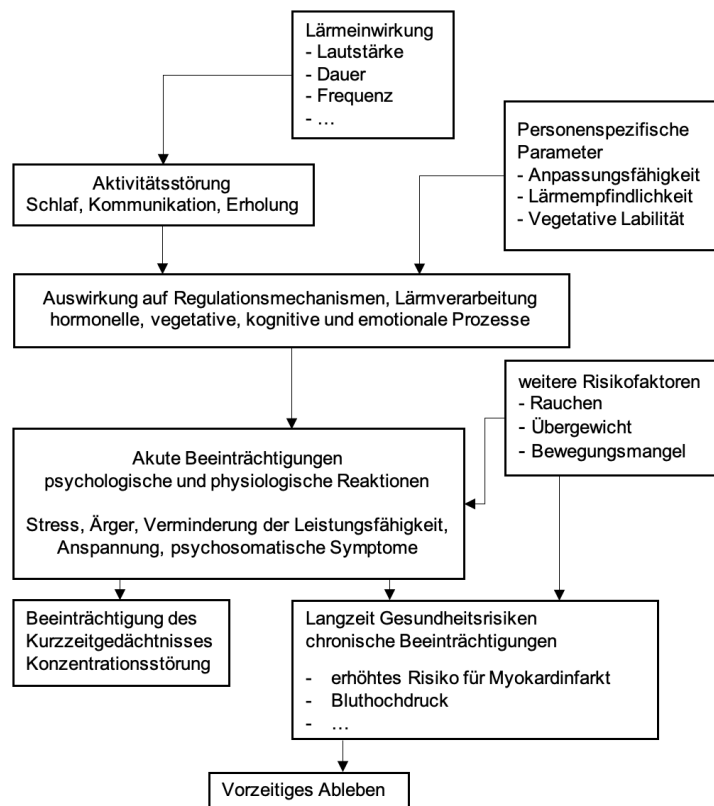


Abbildung 51: Übersicht gesundheitliche Schädigung durch Lärmexposition in Anlehnung an (Ising & Kruppa, 2004)

6.1.2 Urbane Lärmexpositionen

Es gibt eine Vielzahl von innerstädtischen Lärmquellen. Als nachgewiesene gesundheitsschädliche Einwirkungen werden Verkehrslärmexpositionen von Individual-, Zug- und Flugverkehr sowie Freizeitlärm aufgeführt. Auch der Lärm von Windkraftanlagen zählt zu den urbanen Lärmexpositionen, hierfür liegen jedoch derzeit keine gesicherten Erkenntnisse zur Gesundheitsbelastung vor (WHO, 2018). Die vorliegende Arbeit behandelt ausschließlich die durch Straßenverkehr verursachten urbanen Lärmexpositionen. Dabei zählen nach Definition des Umweltbundesamtes nur Lärm von Fahrzeugen, die aktiv und regelkonform am Individualverkehr teilnehmen. Gewollt erhöhter Lärm durch Manipulationen an Autos, laute Autoradios, zweckloses Hin- und Herfahren und das Laufenlassen von Motoren wird als Ordnungswidrigkeit eingestuft und nicht als Verkehrslärm bewertet. Ebenso Lärm von Fahrzeugen, die auf privaten Grundstücken stehen, da es sich dabei um Nachbarschaftslärm handelt. (UBA, 2022a) Diese Eingrenzung ist für die Datenanalyse in Kapitel 6.4 von Bedeutung.

6.1.3 ICD-10 Kategorisierung

Kapitel 6.3 vorausgreifend werden in dieser Arbeit zur Analyse der Sterbewahrscheinlichkeit exemplarisch die lärminduzierten, ischämischen Herzkrankheiten (IHD) als Ursachen, die zum Tod führen, verwendet. In den Gesundheitsstatistiken werden sie unter der ICD-10 Kategorie I20-25 aufgeführt. Darin ist unter I21-22 detailliert die Todesursache akuter Myokardinfarkt sowie rezidivierender Myokardinfarkt enthalten. Die Berechnung des Lärmtotenanteils wird in Kapitel 6.4 beschrieben.

Zusammenfassend werden in der vorliegenden Arbeit ausschließlich Personen, die frühzeitig durch die Straßenverkehrslärmeinwirkung und eine daraus resultierende Erkrankung versterben, als Lärmtote bezeichnet. Damit bilden sie nur eine Teilgruppe der tatsächlich lärminduzierten Todesopfer ab.

6.2 Forschungsfrage und methodisches Vorgehen Verkehrslärmexposition

Nach der Definition von Lärmtoten in Kapitel 6.1 wird im Folgenden die Forschungsfrage für den Abschnitt Exposition gegenüber Verkehrslärm mit den zugehörigen Hypothesen vorgestellt und erläutert.

Um die Vergleichbarkeit mit weiteren urbanen Expositionen zu gewährleisten, muss das Sterberisiko durch Lärm eindeutig belegt werden. Dies führt zur Forschungsfrage:

Wie hoch ist das individuelle Risiko auf 100.000 Einwohner, bezogen durch eine Exposition gegenüber Verkehrslärm an einer spezifischen Wohnadresse unter Berücksichtigung des vorherrschenden Tag-Nacht-Lärmpegel L_{DEN} an ischämischen Herzkrankheiten (ICD10: I20-25) zu versterben?

Diese wird unter Einbezug der folgenden fünf Forschungshypothesen beantwortet:

1. Die gesetzlichen Grenzwerte für Verkehrslärm werden in Deutschland deutlich überschritten.
2. Die gesetzlichen Grenzwerte für die Exposition gegenüber Verkehrslärm enthalten ein toleriertes Restrisiko für ischämische Herzkrankheiten.

3. Das gesellschaftlich akzeptierte Risiko kann mit Hilfe der Berechnung der des auf die Bevölkerung entfallenden Anteils (PAF) bestimmt werden.
4. Das gesellschaftlich akzeptierte Risiko liegt deutlich über dem gesetzlichen Restrisiko.
5. Das gesellschaftlich akzeptierte Risiko ist kein Maximalwert und damit kein Grenzkrisiko.

Das methodische Vorgehen des Kapitels Exposition Lärm entspricht unter Berücksichtigung einzelner Spezifikationen dem Ablauf nach Abbildung 8. In der Literatur zu Verkehrslärmexpositionen liegen bereits fundierte Studienergebnisse zur Expositions-Wirkungsfunktion vor, auf denen diese Arbeit aufbaut. Diese werden im Stand des Wissens in Auszügen aufgezeigt. Ferner wird auf die nationale Datenanalyse zur Anzahl der exponierten Bevölkerung, für die weiterführenden Berechnungen als Sekundärdatensatz zurückgegriffen. Zur Bestimmung des lokalen Gesundheitsrisikos durch Verkehrslärm wurden die bestehenden epidemiologischen Rechenoperationen mit einem neuen Berechnungsansatz erweitert. Dieser wurde mittels Expertenbefragung bestätigt. Dadurch kann zudem das errechnete Risiko auf die einheitliche Skalierung für urbane Gesundheitsexpositionen transformiert werden. Da das Risiko maßgeblich von örtlichen und nicht von persönlichen Randbedingungen abhängig ist, müssen Primärdaten erhoben werden. Dies erfolgt mittels in-situ Messung am Expositionsort. Die gewonnenen Erkenntnisse werden anschließend mit den gesetzlichen Anforderungen verglichen und diskutiert. Es ist bei der untersuchten Exposition gegenüber Verkehrslärm zu beachten, dass die Ergebnisse nicht als mathematischer wahrer Wert angesehen werden können, da durch die Verwendung des relativen Risikos bei der Expositions-Wirkungsfunktion sowie die in Kapitel 6.1 beschriebenen, nicht direkt zuordenbaren Todesursachen für Lärmexposition ausschließlich eine gemittelte, hinreichend wahrscheinliche Risikogröße, unter Verwendung von Randbedingungen und Streuung ermittelt werden kann.

6.3 Stand des Wissens Risiko von Verkehrslärmexpositionen

Der Stand des Wissens basiert größtenteils auf den Arbeiten und Veröffentlichungen der Weltgesundheitsorganisation und wird hier nur in Auszügen dargestellt.

6.3.1 Expositions-Wirkungsbeziehung Lärm - Ischämische Herzkrankheiten

Die Dosis-Wirkungsbeziehung von Umweltlärmexpositionen ist durch eine Vielzahl an Studien belegt, die ihrerseits in Meta-Studien und Systematic-Reviews zusammengefasst wurden. Wissenschaftlich fundierte und geprüfte Erkenntnisse fasste die WHO in der Veröffentlichung „Environmental Noise Guidelines“ zusammen. (WHO, 2018) Bei den folgenden Ausführungen handelt es sich demnach um Sekundärliteratur, die Primärquellen können dem Literaturverzeichnis der Quelle entnommen werden.

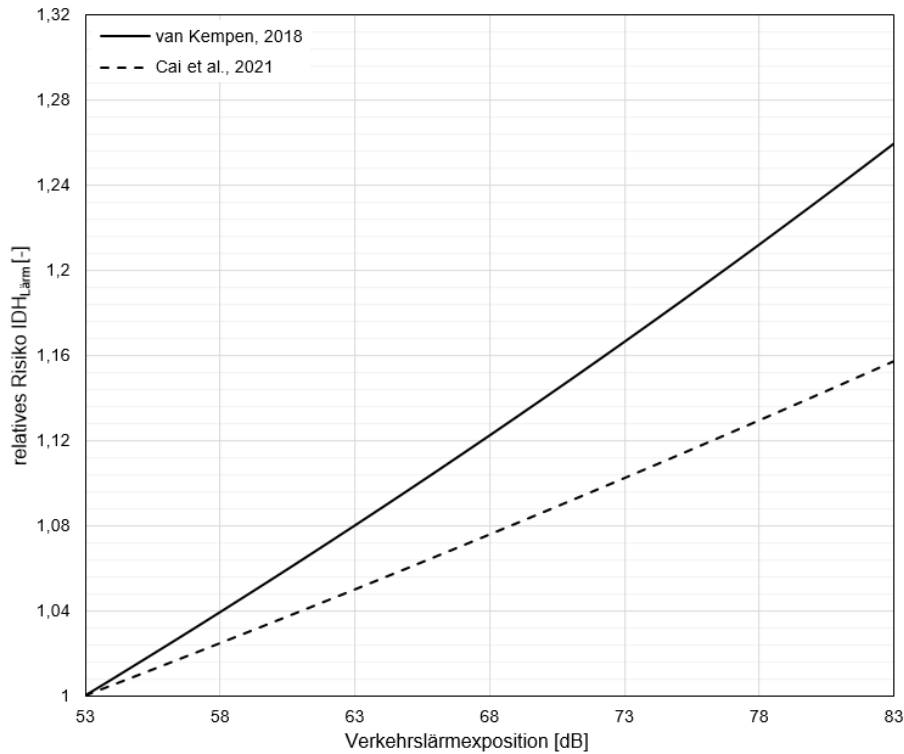


Abbildung 52: Expositions-Wirkungsfunktion von Verkehrslärmexposition und relatives Risiko für IHD nach (Cai et al., 2021; Van Kempen et al., 2018)

Der Lärmgrenzwert, bei dem es nach aktueller Studienlage zwar noch zu einer Belästigung von Personen (subjektiv), aber nicht zu einer Erhöhung des Risikos für ischämische Herzkrankheiten (objektiv) kommt, liegt bei 53 dB (WHO, 2018). Ausgehend von diesem Grenzwert, konnten Van Kempen et al. (2018) die positive Assoziation belegen und quantifizierten das relative Risiko für das Auftreten von ischämischen Herzkrankheiten pro Erhöhung des Schallpegels um 10 dB zu 1.08 (CI:95% 1.01 – 1.15). Dieser Erkenntnis liegen vier Case-Control- und drei Kohorten-Studien zugrunde, die nach dem GRADE (Morgan et al., 2016) System mit “High Quality of Evidence” eingestuft werden konnten. (WHO, 2018). Dies stellt die aktuelle Datengrundlage der WHO dar. Zur Vertiefung des Wissens über das Studiendesign und den Unterschied zwischen Case-Control Studien und Kohorten-Studien wird auf Diehl und Bock (2021) verwiesen. Cai et al. (2021) führten auf dieser Basis eine Aktualisierung der Datengrundlage bis 2020 durch und minderten das relative Risiko für IHD auf einen Wert von 1.05 (CI:95% 0.97 – 1.13) ab. Die Gefährdungsschwelle ist dabei weiterhin bei einem L_{DEN} - Pegel von 53 dB definiert. Die negative Korrelation zwischen IHD und RR im Konfidenzintervall konnte dabei nicht erklärt werden. (Cai et al., 2021) Aus diesem Grund werden die Beispielkalkulationen in dieser Arbeit mit den Werten von Van Kempen et al. (2018) durchgeführt. Die genannten Dosis-Wirkungsbeziehungen sind in Abbildung 52 dargestellt.

Die Expositions-Wirkungsfunktion wird nach Van Kempen et al. (2018) für ein relatives Risiko (RR) von 1,08 je 10 dB Erhöhung der Verkehrslärmpegels mit:

$$RR_{(L_{DEN})} = e^{\left(\frac{\ln(RR)}{10} \cdot ((L_{DEN}) - 53 \text{ dB})\right)} \quad [5]$$

beschrieben. Darin enthalten ist der gemessene lokale Pegel L_{DEN} und der Schwellenwert für eine Risikoexposition von 53 dB, unter deren Verwendung das relative Risiko für einen gemessenen Pegel ($RR(L_{DEN})$) bestimmt werden kann. Neben den IHD gibt es weitere Gesundheitsrisiken, die mutmaßlich durch Straßenverkehrslärm induziert sind, wie beispielsweise das Risiko für Schlaganfälle. Hierfür ist die Qualität der wissenschaftlichen Datengrundlage jedoch aktuell noch nicht gegeben. Aus diesem Grund werden andere Krankheitsrisiken in dieser Arbeit nicht weiter erläutert.

6.3.2 Durch Lärmexposition betroffene Bevölkerung

In Europa sind nach den Berechnungen der European Environment Agency (EEA) rund 20% der Bevölkerung von Straßenlärmpegeln in der Tag-Abend-Nacht-Periode (L_{den}) von über 55 dB betroffen. Dabei gibt es zum einen große Schwankungen zwischen den einzelnen Ländern, siehe Abbildung 53, und zum anderen ebenfalls Unterschiede zwischen den einzelnen bewerteten Städten (EEA, 2020b). Abbildung 53 lässt dabei die Verteilung zwischen ruraler und urbaner Bevölkerung im jeweiligen Land außer Acht. So leben in Österreich beispielsweise 8,9 Millionen Menschen, davon wohnt jeder Fünfte in der Hauptstadt Wien. Aus diesem Grund können die Ergebnisse nicht direkt auf die Sterbewahrscheinlichkeit übertragen werden, geben aber einen ersten Überblick über die europaweite Verbreitung der lärminduzierten Gesundheitsgefährdung.

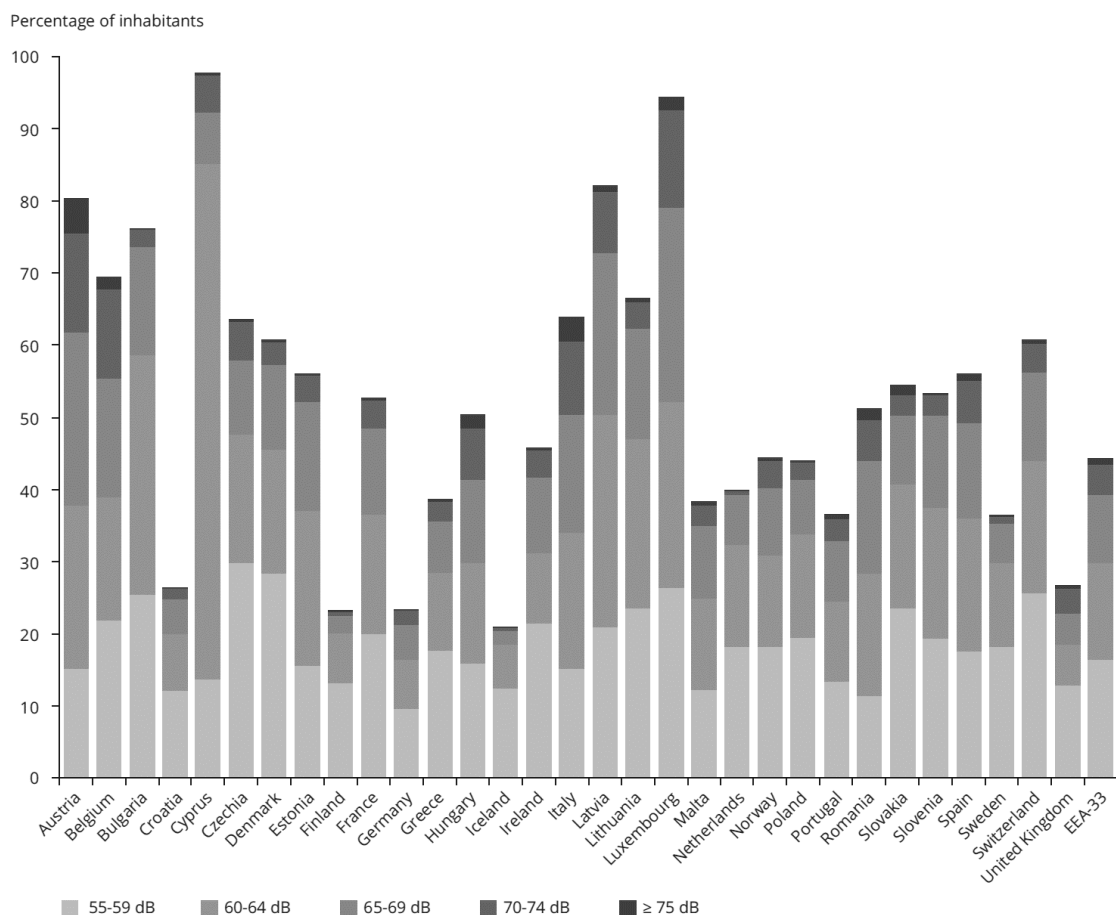


Abbildung 53: Prozentualer Anteil der lärmexponierten Bevölkerung unter Berücksichtigung des Lärmpegels. Quelle: (EEA, 2020b)

Bei der Auswertung der von der EU in der Umgebungslärmrichtlinie zur Lärmreduzierung vorgeschriebenen Lärmkartierung in urbanen Gebieten wurde prognostiziert, dass insgesamt 3608 Todesfälle durch IHD (95%CI: 834 – 6266) pro Jahr in den untersuchten europäischen Städten verhindert werden könnten, wenn die Verkehrslärmpegel unter den von der WHO geforderten Wert L_{den} von 53 dB gesenkt würden. Dies entspricht für die untersuchten Städte einem Medianwert von 2,2 Toten pro 100.000 EW (IQR: 1,4 – 3,1) (Khomenko et al., 2022). In Bezug auf Deutschland waren im Jahr 2020 insgesamt 8,5 Millionen Einwohner einem Straßenverkehrslärmpegel L_{DEN} größer als 55 dB ausgesetzt. Dabei können in Abbildung 54 durch die prozentuale Verteilung der lärmexponierten Bevölkerung auf Länderebene die Bundesländer mit den hohen Bevölkerungsdichten wie Berlin (4112 EW/km²), Bremen (1621 EW/km²), Hamburg (2453 EW/km²) und Nordrhein-Westfalen (525 EW/km²) identifiziert werden. Die Stadtstaatlichkeit sowie die Großstadtdichte in NRW können als ein Indiz für den Zusammenhang zwischen der Urbanität und einer Erhöhung der Straßenverkehrslärmbelastung der Bevölkerung bewertet werden. Diese Annahmen werden von Laußmann et al. (2013) bestätigt. Weiterführend fassen sie zusammen, dass es einen Zusammenhang zwischen dem Sozialstatus, insbesondere die Subskala des Netto Äquivalenzeinkommens und der Höhe der Verkehrslärmexposition, gibt. (Laußmann et al., 2013). Die sozioökonomischen Zusammenhänge werden in dieser Arbeit nicht weiter verfolgt, bilden aber gerade im Bezug auf das in Kapitel 4 beschriebene Recht auf Gleichheit und Unversehrtheit jedes Menschen ein großes Potenzial für weitere Forschung, auf die im Ausblick verwiesen wird.

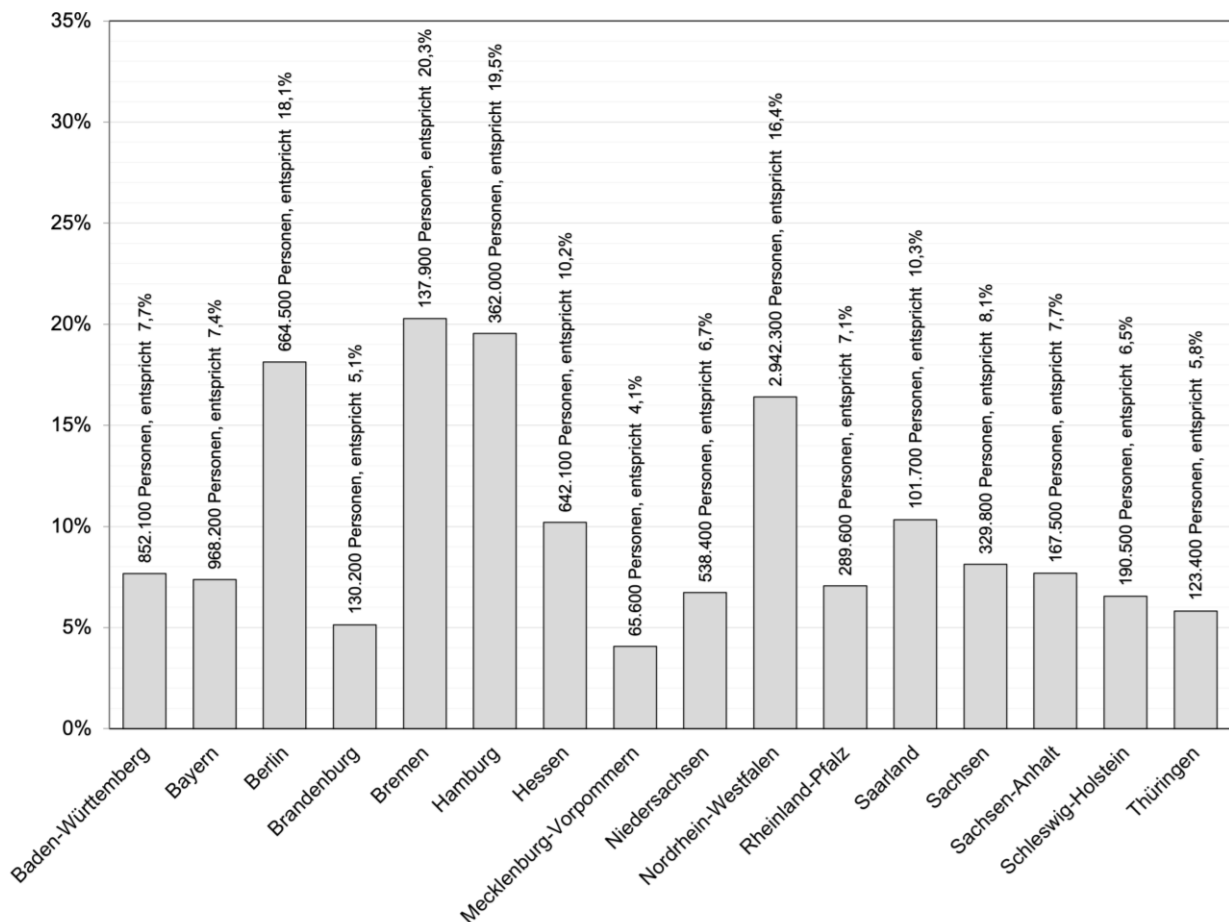


Abbildung 54: Prozentuale Verteilung je Bundesland und absolut betroffene Bevölkerungszahlen. Datenquelle: (UBA, 2020a)

Der grundlegenden Analyse von exponierten Personen folgend, wird als Abschluss dieses Unterkapitels exemplarisch für die drei bevölkerungsreichsten Städte Deutschlands eine detailliertere Verteilung aufgezeigt. Die Daten zur Anzahl der exponierten Bevölkerung auf Kommunalebene basieren auf den nach Vorgaben der EU-Umgebungslärmrichtlinie von den Kommunen mit mehr als 250.000 EW im 5-Jahres Turnus erstellten strategischen Lärmkarten (European Union, 2002). Die Werte für das Jahr 2022 lagen zum Zeitpunkt der Erstellung dieser Arbeit noch nicht vor. Aus diesem Grund werden die verwendeten Werte aus dem Stichjahr 2017 herangezogen. Die Lärmkartierung weist dabei die Exposition als Lärmpegelwert L_{DEN} in 5 dB Schritten, ab einem Grenzwert von 55 dB bis größer 70 dB, aus. In Berlin waren insgesamt 664.500 Personen von Lärmpegeln größer 55 dB an ihrer Wohnadresse betroffen. Das sind 18 % der Stadtbevölkerung und liegt damit ca. bei dem zuvor beschriebenen Mittel europäischer Großstädte von 20%. 34 % der Lärmexponierten waren von 55 – 59 dB, 26 % von Pegeln zwischen 60 – 64 dB betroffen. 24 % waren Lärmexpositionen zwischen 65 – 69 dB und 16 % zwischen 70 – 74 dB ausgesetzt. Rund 1 % der Bevölkerung Berlins war einem L_{DEN} Wert von ≥ 75 dB exponiert. Ähnliche prozentuale Verteilungen waren auch in Hamburg und München gegeben und können aus Abbildung 55 in Verbindung mit der Tabelle im Anhang 9 entnommen werden.

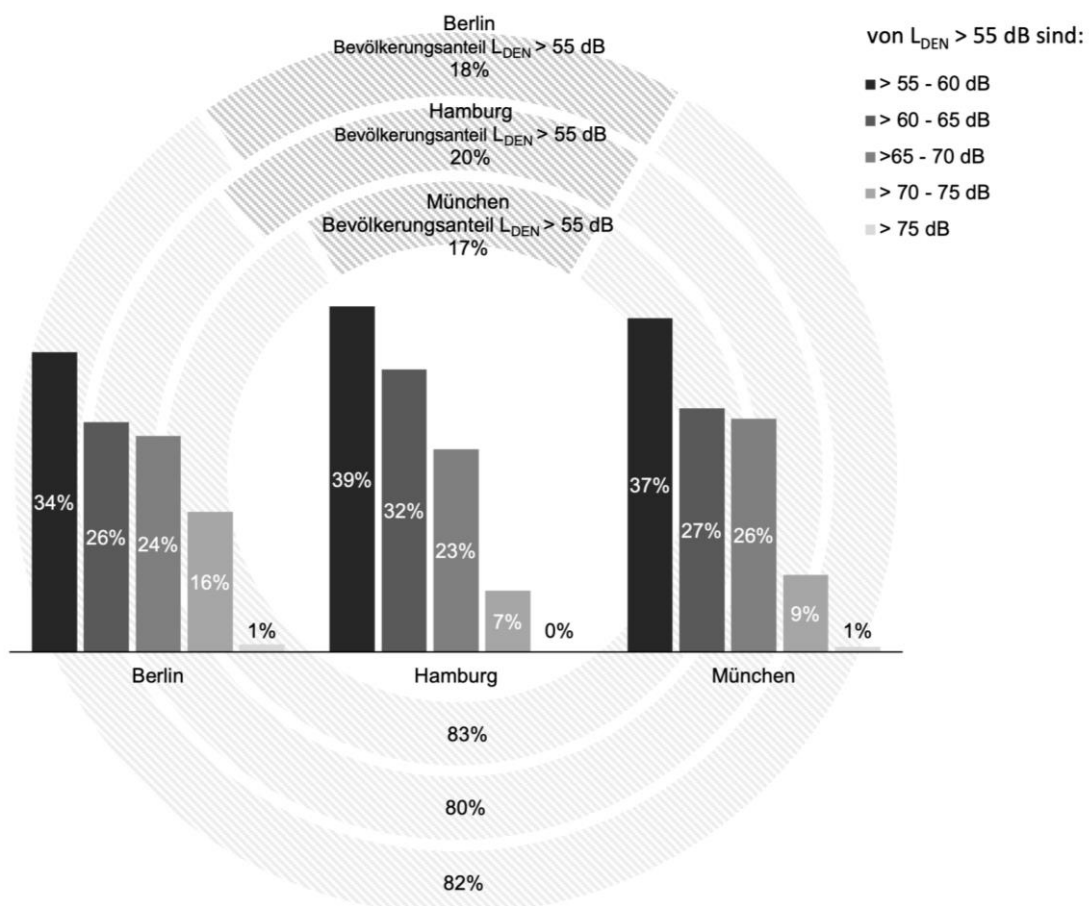


Abbildung 55: Anteil der Lärm exponierter Bevölkerung 2017 in Berlin, Hamburg und München, sowie die prozentuale Verteilung nach Pegelgruppen >55 – 60 [dB], >60 – 65 [dB], >65 – 70 [dB], >70 – 75 [dB], >75 [dB] in der Gruppe der Exponierten

6.3.3 Gesetzliche Schutzziele und Standards bei Straßenverkehrslärm in Deutschland

Zur Bestimmung des vorherrschenden Schutzniveaus gegen Lärm sowie des lokalen akzeptierten Grenzniveaus dieser Exposition ist die Analyse der lokalen Gesetzgebung nötig, damit eine Vergleichbarkeit zwischen den urbanen Expositionen möglich ist.

Historische Entwicklung und gültige Standards im Lärmschutz

Die geschichtliche Entwicklung des Lärmschutzes gegen Straßenlärm kann zum einen anhand der Anforderungen der DIN 4109 Schallschutz im Hochbau und DIN 18005 Schallschutz im Städtebau sowie zum anderen an den Grenzwerten für Lärmimmission nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) und dessen zugehörigen Verordnungen nachvollzogen werden.

Die erste Ausführung der DIN 4109 im Jahr 1944 weist darauf hin, dass es nicht sinnvoll ist, Anforderungen an Bauteile zum Schutz vor Straßenlärm zu stellen, da dies aufgrund der schlechten Schalldämmeigenschaften der Fenster nutzlos wäre. Im Weiteren werden jedoch für gut ausgeführte Fenster potenzielle Schalldämmwerte zwischen 15 bis 30 dB angeführt. Auch die Versionen aus den Jahren 1959 und 1962 stellten keine expliziten Anforderungen der Bauteile gegen Außenlärm. Erst 1979 im damals neu eingeführten Teil 6 befasste sich die DIN 4109 mit der Thematik der baulichen Maßnahmen zum Schutz gegen Außenlärm. Darin wurden Außenlärmpegelbereiche I – V definiert, aus denen sich die Mindestanforderungen des Schallschutzes an die Bauteile ableiten ließen. Unter Einbezug der Berechnungsgrundlage für den maximal möglichen Straßenverkehrslärm (Lärmpegelbereich V = >70 dB) forderte die Normung ein mittleres bewertetes Schalldämmmaß (R'_w) von 47 dB für Außenbauteile, inklusive Fenster (DIN 4109-6:1979-2, 1979). 1984 wurden die Außenlärmpegelbereiche um zwei Kategorien (VI = 76 – 80 dB, VII = >80dB) erweitert (DIN 4109:1984-10, 1984). In der Version von '89 wurde die Minimalanforderung von R'_w im Bereich VI um 2 dB, von 52 auf 50 dB gesenkt, hinzu kamen jedoch Korrekturbeiwerte, die den geforderten Wert um bis zu 5 dB erhöhen und um bis zu 3 dB senken konnten (DIN 4109:1989-11, 1989). In den Neuauflagen bis 2018 änderte sich nichts Wesentliches an den Anforderungen. Die aktuell gültige Version der Normung quantifiziert die Mindestanforderungen mittels Differenz aus dem maßgeblichen Außenlärmpegel und den unterschiedlichen Raumarten (DIN 4109-1:2018-01). Seit Beginn der quantitativen Normierung von Schutzanforderungen der Außenbauteile hat sich die Minimalanforderung von 30 dB, unabhängig äußerlicher Einflussfaktoren, nicht verändert. Seit 1984 gilt für Außenlärmpegel >80 dB, dass die Schalldämmwerte der Bauteile aufgrund der örtlichen Begebenheit festgelegt werden müssen. (DIN 4109:1984-10, 1984) In Teil 5: Erhöhte Anforderungen an den Schallschutz, verweist die Norm darauf, dass eine weitere Erhöhung des Schallschutzes vor Außenlärm den Grundgeräuschpegel im Inneren auf ein Niveau absenken würde, wodurch die Wahrnehmung von Geräuschen aus angrenzenden Nutzungseinheiten verstärkt und somit als Belästigung empfunden würde. (DIN 4109-5:2020-5) Das bedeutet im Umkehrschluss, die Mindestanforderungen stellen den Schutz vor der objektiven Lärmgefährdung bzw. -schädigung dar, wohingegen eine weitere Erhöhung der Anforderungen die subjektive Wahrnehmung eines Nutzers beeinflussen würde.

In der DIN 18005 werden für die städtebauliche Planung Orientierungswerte für den Schallschutz gegeben. Dabei handelt es sich explizit nicht um Grenzwerte. In der ersten Version aus dem Jahr 1971 reichen die Planungsrichtpegel von 50 bzw. 35 dB(A) (Tag bzw. Nacht) bei reinen Wohngebieten bis 60 bzw. 45 dB(A) in Mischgebieten (DIN 18005:1971-5, 1971). Die Nachtwerte wurden in der Version 2022 um je 5 dB angehoben. In der Anmerkung zu den empfohlenen Pegeln wird darauf hingewiesen, dass ein Nachtpegel größer 45 dB ausreichend ist, um auch bei nur teilweise geöffnetem Fenster eine häufige Schlafstörung hervorzurufen (DIN 18005:2022-02).

Das erst Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) beinhaltete keine konkreten Grenzwerte für Lärmimmissionen; darin wurde lediglich in §41 festgeschrieben, dass beim Bau von Straßen neu entstehende, schädigende Verkehrslärmexpositionen, die nach dem Stand der Technik vermieden werden können, unzulässig sind. Dies gilt jedoch nur, wenn die aufzuwendenden Kosten für die Schutzmaßnahmen im Verhältnis zur dadurch erreichten Schutzwirkung stehen. Die Gesetzesgrundlage zur Festlegung der Grenzwerte wurde ebenfalls geschaffen und bezog sich bereits auf die noch festzulegenden Werte (BImSchG, 1974). Diese wurden jedoch erst 1990 in der Neuauflage definiert. Demnach darf nach §2 der Beurteilungspegel der Verkehrslärmexposition in Wohngebieten tagsüber 59 dB(A) und nachts 49 dB(A) und in Kerngebieten 64 dB(A) und 54 dB(A) nicht überschreiten (16. BImSchV, 1990). Diese Grenzwerte sind auch in der aktuellen Fassung angeführt (16. BImSchV, 2020).

Zusammenfassend werden die aktuellen Schutzanforderungen gegen Straßenverkehrslärm der DIN 4109-1:2018-01 mit den zugehörigen Lärmpegelbereichen den maximal zulässigen Verkehrslärmexpositionswerten des BImSchG in Tabelle 6 gegenübergestellt.

Tabelle 6: Gegenüberstellung BImSchG und DIN 4109

Grenzwerte BImSchG		Mindestanforderung DIN 4109	
Gebiet	Beurteilungspegel	Lärmpegelbereich	Schalldämmmaß R'_w [dB]
Wohngebiet	59 dB(A)	II	30
Kerngebiet	64 dB(A)	III	35
Gewerbegebiet	69 dB(A)	IV	40

6.3.4 Gesetzlich akzeptiertes Grenzkrisiko bei Verkehrslärmexposition

Aus den gesetzlichen Vorgaben sowie deren Kontinuität kann das gesellschaftlich akzeptierte Schutzniveau in Bezug auf die urbanen Lärmexpositionen abgeleitet werden. Dass generell ein Risiko durch Verkehrslärm akzeptiert wird, ist sowohl durch die Grenzwerte des BImSchG, die deutlich über dem von der WHO als Gesundheitsschwellenwert definierten L_{DEN} - Wert von 53 dB liegen, als auch durch die Werte der kommunalen Lärmkartierung belegt. Darin sind Pegel, die teilweise Werte bis über 75 dB in Kerngebieten aufweisen, dokumentiert. Zeitgleich werden durch die kommunalen Lärmaktionspläne nach Vorgabe des §47a-f BImSchG Anstrengungen unternommen, die Lärmbelastigung z.B. durch den Austausch von Straßenbelägen, Tempolimits oder Verkehrsverlagerungen zu senken.

Kombiniert man die Risikowerte der Expositions-Wirkungsfunktion von Van Kempen et al. (2018) aus Kapitel 6.3.1 mit den Grenzwerten, erhält man die in Abbildung 56 dargestellte akzeptierte Erhöhung des

Grenzrisikos von 1,05 (CI:95% 1,01 – 1,09) für Wohngebiete und 1,09 (CI:95% 1,01 – 1,17) für Kerngebiete nach BImSchG. Unter Verwendung der Vorgaben der DIN 18005 berechnet sich eine Risikoerhöhung von 1,02 (CI:95% 1,00 – 1,03) für reine Wohngebiete sowie 1,06 (CI:95% 1,01 – 1,10) für Mischgebiete, an IHD zu versterben.

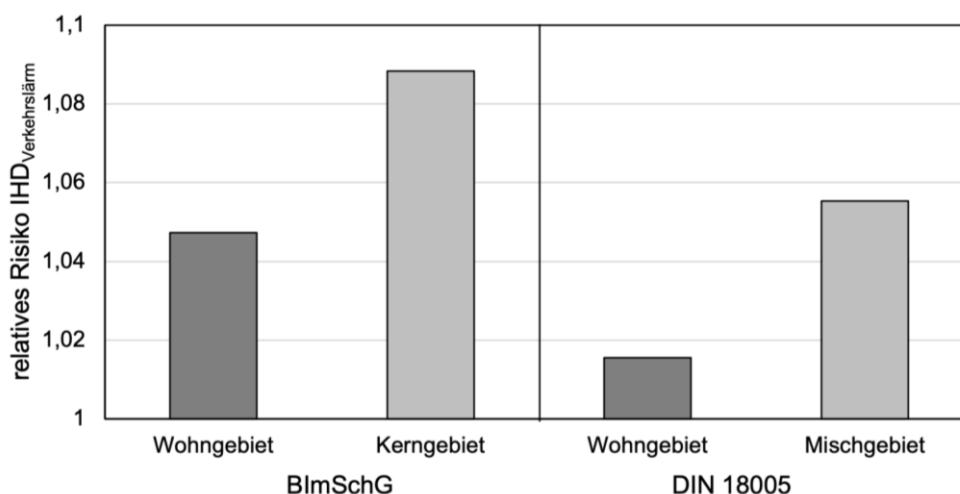


Abbildung 56: Gesetzlich akzeptiertes relatives Risiko für den Zusammenhang von Verkehrslärmexpositionen und IHD

Den Berechnungen in Kapitel 6.4 vorausgreifend, ergibt sich für die Gesamtbevölkerung Deutschlands unter Verwendung des geforderten Schwellenwertes von 59 dB, d.h. unter der Annahme, dass alle Lärm exponierten Personen diesem maximalen Pegel ausgesetzt sind, ein Durchschnittsrisiko von $7,0 \times 10^{-6}$ pro Person und Jahr. Bezieht man die lärminduzierten Todesfälle ausschließlich auf die 8,5 Millionen lärmexponierte Bevölkerungsfraktion, ergibt sich das Risiko zu $6,9 \times 10^{-5}$ pro Person und Jahr. Durch den angenommenen niedrigen Expositionswert von 59 dB, der nach BImSchG maximal zulässig ist, bildet diese Risikoberechnung den "Best-Case" des tatsächlich vorhandenen Risikos ab und kann als gesetzliches Grenzrisiko bezeichnet werden.

6.4 Datenanalyse Gesundheitsrisiko durch die Exposition gegenüber Verkehrslärm

Im folgenden Kapitel wird zunächst die allgemeine Berechnung des lokalen Risikos für IHD, die durch Verkehrslärm induziert sind, entwickelt. Diese Berechnung wird dann am Standort Deutschland exemplarisch angewendet.

6.4.1 Methode zur Kalkulation des individuellen Risikos für Verkehrslärmexpositionen an spezifischer Adresse

Zur Kalkulation des Risikos einer Person an einer spezifischen Wohnadresse, an einem IHD (ICD-10: I20-25) infolge von Verkehrslärm zu sterben, muss zunächst der örtliche Tag-Nacht-Lärmpegel L_{DEN} , sowie der prozentuale Anteil der Bevölkerung des Landes, indiziert durch den Länder ISO-Code nach DIN EN ISO 3166-1:2020-12, der Lärmpegeln >53 dB ausgesetzt ist ($p_{ISO-Code, exp}$), erhoben werden.

Im nächsten Schritt werden mittels [3] die PAFs für IHD bedingt durch Verkehrslärm im Land des Untersuchungsortes ermittelt. Dabei werden, zur Abschätzung des größten und kleinsten Risikos, zwei Szenarien (S_i) berechnet. In Szenario S_1 wird die Annahme getroffen, dass die exponierte Bevölkerung im Untersuchungsjahr einheitlich mit dem im Land gültigen gesetzlichen Grenzwert für Verkehrslärm, in Deutschland beispielsweise der Grenzwert des BImSchG, beaufschlagt wird. Das Szenario S_2 entspricht einer Exposition von einheitlich 80 dB. Diese ist nach dem maximal möglichen Verkehrslärmpegel nach DIN 18005 für Stadt- und Gemeindestraßen unter Einbezug der Korrekturwerte gewählt und bildet damit ein "Worst-Case" Szenario ab. Das RR für die beiden Pegel wird mittels Gleichung [5] von Van Kempen et al. (2018) bestimmt. Die Wirkungsschwelle wird unter Verwendung der Forschungsergebnisse der WHO auf einen Verkehrslärmpegel von 53 dB festgelegt (WHO, 2018).

Zur Bestimmung der Anzahl lärminduzierter Toten ($n_{ISO-Code, IHD, Lärm}$) durch IHD werden die PAFs des jeweiligen Szenarios S_i mit den, in Kategorie ICD-10: I20 - I25 für das Untersuchungsjahr im Untersuchungsland gelisteten Todesfällen für IHD ($n_{ISO-Code, IHD, a}$) multipliziert, siehe Gleichung [6].

$$n_{ISO-Code, IHD, Lärm, S_i} = PAF_{S_i} \cdot n_{ISO-Code, IHD, a} \quad [6]$$

Die absolute Anzahl der kalkulierten, verkehrslärminduzierten IHD-Verstorbenen wird je Szenario mittels Gleichung [7] von der Gesamtzahl der jährlichen IHD subtrahiert und auf die Gesamtpopulation ($p_{ISO-CODE, total, a}$) pro 100.000 Einwohner bezogen, sodass der Grundwert für das Risiko ($RR = 1,0$ | Schwellenwert bei 53 dB) der Bevölkerung für IHD ohne Verkehrslärm ($no-traffic = nt$) bestimmt werden kann. Dieser Wert stellt somit den Gesundheitszustand einer Bevölkerung dar, die ohne Verkehrslärm über 53 dB lebt.

$$Risiko_{ISO-Code, IHD, nt, S_i} = \frac{n_{ISO-Code, IHD, a} - n_{ISO-Code, IHD, Lärm, S_i}}{p_{ISO-Code, total, a}} * 100.000 \quad [7]$$

Im nächsten Schritt wird, unter Verwendung des gemessenen Pegels an der spezifischen Adresse, in Gleichung [8] das Risiko ($Risiko_{lokal, ISO-Code, S_i, LDEN}$) unter der jeweiligen Verwendung beider Szenarien bestimmt. Dazu wird das zuvor bestimmte Grundrisiko ohne Verkehrslärm ($Risiko_{ISO-Code, IHD, nt, S_i}$) mit dem RR für den Pegel L_{DEN} multipliziert und anschließend vom Produkt subtrahiert, um den lärminduzierten Anteil zu erhalten.

$$Risiko_{lokal, ISO-CODE, S_i, LDEN} = Risiko_{ISO-Code, IHD, nt, S_i} \cdot RR_{LDEN} - Risiko_{ISO-Code, IHD, nt, S_i} \quad [8]$$

Im letzten Schritt werden die errechneten Werte für S_1 und S_2 als gemittelttes Risiko ($Risiko_{lokal, LDEN}$) zusammengefasst, siehe Gleichung [9]

$$Risiko_{lokal, LDEN} = \frac{Risiko_{lokal, ISO-Code, S_1, LDEN} + Risiko_{lokal, ISO-Code, S_2, LDEN}}{2} \quad [9]$$

Um die Streuung der Eingangsgrößen zu berücksichtigen, wird die Berechnung ebenfalls mit den RR für die angegebenen Extremwerte des Konfidenzintervalls durchgeführt. Damit kann die Streuung mittels Ergebnisraum abgebildet werden.

6.4.2 Berechnungsmethode des gesellschaftlich akzeptierten Grenzkrisikos

Zur Kalkulation der gesellschaftlich akzeptierten Lärmtoten wird der Ansatz von Khomenko et al. (2022) verwendet. Die prozentuale Verteilung der exponierten Bevölkerung in 5 dB Verkehrslärmkategorien sind durch die kommunalen Lärmkartierungen als Sekundärdaten gegeben. Es wird für den Bevölkerungsanteil, der von Lärmpegeln größer als 55 dB betroffen ist, die Differenz zwischen Durchschnittslevel und dem kontrafaktischen Lärmpegel, d.h. dem als nicht risikobehafteten Wert L_{DEN} von 53 dB, berechnet. Die ausführliche Berechnung dieser Differenz, sowie des Durchschnittslevels wird im Anhang der zitierten Literatur erläutert. Weiterführend wird, unter Verwendung der Expositions-Wirkungsfunktion von Lärmpegel und Risiko für IHD das relative Sterberisiko je Pegelbereich kalkuliert. Mit den berechneten Werten des relativen Risikos kann im darauffolgenden Schritt der zuordenbare Bevölkerungsanteil je 5 dB Expositionsbereich mittels Gleichung [3] berechnet werden.

6.4.3 Limitation der Analyseergebnisse Verkehrslärmexposition

Die Limitation des Unterkapitels Lärmexposition besteht hauptsächlich in vier Punkten. Zunächst in der indirekten Todesursachenbestimmung, die eine eindeutige Zuordnung unmöglich macht und auf der die zweite Limitation beruht. Diese ist die daraus resultierende Grundannahme des relativen Risikos für lärminduzierte IHD. Die Belastbarkeit ist zwar durch die verwendeten Studiengrößen sowie die Berechnungen an den Konfidenzintervallgrenzen gegeben, jedoch gibt es weitere Einfluss- und Störfaktoren, die aktuell nicht vollständig ausgeschlossen werden können. Der dritte Punkt liegt in dem sehr konservativen Ansatz, der ausschließlich den Zusammenhang zwischen Lärm und IHD belegt. Die tatsächliche Anzahl der Verstorbenen unter Einbezug von beispielsweise Freizeit-, Luft- und Schienenverkehrslärm, sowie anderen lärminduzierten Krankheitsbildern, wie beispielsweise essentielle Hypertonie (ICD-10: I10), dürfte aufgrund der daraus resultierenden hohen Dunkelziffer deutlich höher liegen. Ein weiterer Punkt ist die Vernachlässigung der Latenzzeit. Der Zusammenhang zwischen Expositionsdauer und Risiko ist bis dato nicht ausreichend untersucht; das bedeutet, die Prognose basiert immer auf einem unbekanntem Durchschnittswert der Expositionsdauer und kann in der späteren Analyse nicht spezifiziert werden. Diese Punkte müssen bei der Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt werden.

6.4.4 Datenanalyse verkehrslärminduzierter Sterbewahrscheinlichkeit durch IHD

Zur exemplarischen Bestimmung des lokalen Risikos, an IHD zu versterben, ausgelöst durch Verkehrslärm und bezogen auf 100.000 Einwohner, werden die in Anhang 10 angegebenen Randbedingungen für die Berechnung nach Kapitel 6.4.2 herangezogen:

Das relative Risiko für Szenario S_1 , dem die Annahme zugrunde liegt, dass die exponierte Bevölkerung mit einem einheitlichen Verkehrslärmpegel von 59 dB beaufschlagt wird, berechnet sich nach [5][10] zu:

$$RR_{Lärmpegel, S_1} = e^{\left(\frac{\ln(1,08)}{10} \cdot (59-53 \text{ dB})\right)} = 1,047 \quad [10]$$

Durch die Multiplikation des Risikos mit der exponierten Bevölkerung ist der zuordenbare Bevölkerungsanteil nach Gleichung [3] für S_1 zu:

$$PAF_{S_1} = \frac{((1,0 \cdot 0,8977) + (1,047 \cdot 0,1023) - 1)}{(1,0 \cdot 0,8977) + (1,047 \cdot 0,1023)} = 0,0048 \quad [11]$$

quantifizierbar.

Die berechnete PAF wird unter Verwendung der Gleichung [6] mit den 121.462 IHD-Todesfällen in Deutschland im Jahr 2020 multipliziert und ergibt:

$$n_{Lärm, S_1} = PAF_{S_1} \cdot n_{DE, IHD, 2020} = 584 \text{ Tote} \quad [12]$$

Dem Szenario S_2 liegt ein relatives Risiko von:

$$RR_{Lärmpegel S_2} = e^{\left(\frac{\ln(1,08)}{10} \cdot (80-53 \text{ dB})\right)} = 1,231 \quad [13]$$

für eine Exposition von 80 dB zu Grunde.

Daraus ergibt sich der zuordenbare Bevölkerungsanteil zu:

$$PAF_{S_2} = \frac{((1,0 \cdot 0,8977) + (1,231 \cdot 0,1023) - 1)}{(1,0 \cdot 0,8977) + (1,231 \cdot 0,1023)} = 0,0231 \quad [14]$$

Für das Szenario S_2 (80dB) können demnach 2803 IHD-Todesfälle dem Verkehrslärm zugeordnet werden. Dies bildet damit den ungünstigen Fall ab.

$$n_{Lärm, S_2} = PAF_{S_2} \cdot n_{DE, IHD, 2020} = 2803 \text{ Tote} \quad [15]$$

Im nächsten Schritt werden die verkehrslärminduzierten IHD-Toten nach Szenario S_1 und S_2 von der Gesamtzahl der IHD-Sterbefälle abgezogen und auf die Gesamtpopulation pro 100.000 EW bezogen, sodass der Grundwert für das Risiko der Bevölkerung für IHD ohne Verkehrslärm, entspricht einem Maximalpegel von 53 dB, einem $RR = 1,0$ zugeordnet werden kann.

$$Risiko_{IHD, nt, S_1} = \frac{121.462 - 583}{83.155.031} * 100.000 = \frac{145 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} \quad [16]$$

$$Risiko_{IHD, nt, S_2} = \frac{121.462 - 2803}{83.155.031} * 100.000 = \frac{143 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} \quad [17]$$

Der Maximalwert aus Szenario S_2 bildet damit den minimalen Wert für das Grundrisiko für IHD ab und vice versa S_1 . Das relative Risiko für den lokal gemessenen Pegel L_{DEN} von 73 dB, berechnet nach

Gleichung [5] , wird mittels Gleichung [8] mit dem ermittelten Grundrisiko für IHD ohne Verkehr multipliziert und anschließend subtrahiert, um den lärminduzierten Anteil zu erhalten.

$$Risiko_{lokal, S_1, L_{DEN}} = 1,1664 \times \frac{145 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} - \frac{145 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} = \frac{24,19 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} \quad [18]$$

$$Risiko_{lokal, S_2, L_{DEN}} = 1,1664 \times \frac{145 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} - \frac{143 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} = \frac{23,74 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} \quad [19]$$

Abschließend werden die beiden Werte als Mittel nach Gleichung [9] zusammengefasst. Das Ergebnis von ca. 24 Toten pro 100.000 Einwohner und Jahr quantifiziert damit das Risiko für die Sterblichkeit von IHD durch eine Exposition gegenüber 73 dB Verkehrslärm an der Wohnadresse.

$$Risiko_{lokal, L_{DEN}} = \frac{\frac{24,19 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} + \frac{23,74 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}}}{2} = \frac{23,97 \text{ Tote}}{100.000 \text{ EW a}} \quad [20]$$

Die Modellungenauigkeiten finden durch die Berücksichtigung der Modellunsicherheiten, die aus dem Konfidenzintervall der Expositions-Wirkungsfunktion entstehen, Beachtung. Die Streuung des Risikos im 95%-Konfidenzintervall führt zu einem Ergebnisraum von 2,895 - 46,450 Toten pro 100.000 EW und Jahr. Durch dieses systematische Bias sind die Modellunsicherheiten, die aus der Risikoanalyse entstehen, als eine erste Art der Sensitivitätsanalyse abgedeckt. Einen Ausblick bildet die Quantifizierung der Unsicherheiten der betroffenen Bevölkerungsanteile, die in den Berechnungen in dieser Arbeit vernachlässigt werden.

Die vorgestellte Berechnung ist für den Verkehrslärm-Pegelbereich L_{DEN} von 53 – 80 dB durchgeführt. Die zugehörigen Risiken für die Sterblichkeit durch lärminduzierte IHD können aus Abbildung 57 entnommen werden. Die zugehörigen Werte sind in Anhang 11 aufgeführt. Darin sind ebenfalls die Werte für das Konfidenzintervall (CI:95% 1.01 - 1.15) des verwendeten relativen Risikos nach Van Kempen et al. (2018) enthalten, um der angegebenen Abweichung Rechnung zu tragen. Die anhand Gleichung [8] berechneten Szenarien S_1 und S_2 weisen maximal einen Abstand von 1,8 % vom angegebenen Mittelwert auf und sind damit zu vernachlässigen.

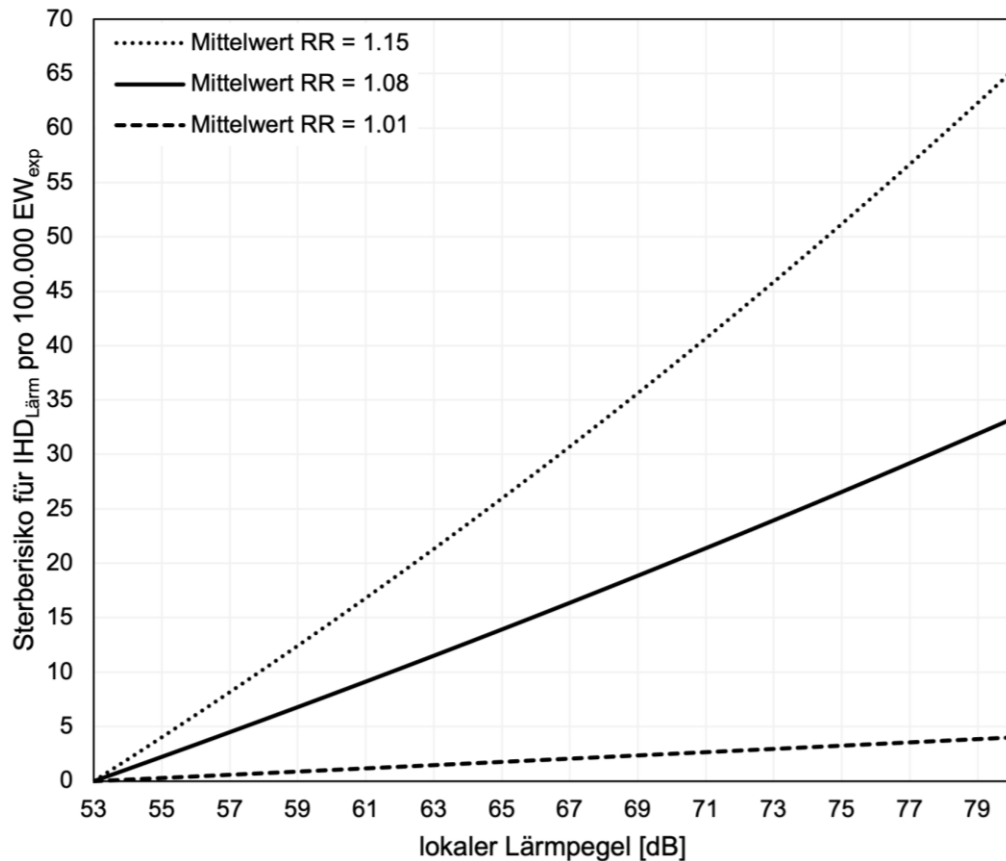


Abbildung 57: Sterblichkeitsrisiko für Verkehrslärmexposition in Deutschland in Toten pro 100.000 Einwohner in Abhängigkeit der lokalen Verkehrslautstärke in dB

6.4.5 Berechnung des gesellschaftlich akzeptierten Grenzrisikos für Verkehrslärm

Das gesellschaftlich akzeptierte Risiko für Verkehrslärmexposition wird in drei exemplarischen Städten (Berlin, Hamburg, München) berechnet. Die verwendeten Sekundärdaten der Lärmkartierungen zur vorausgehenden Identifikation der Bevölkerungsverteilungen in Bezug auf die Verkehrslärmexposition sind in Anhang 9 gegeben. Im nächsten Schritt wird für den Bevölkerungsanteil, der von Lärmpegeln größer als 55 dB betroffen ist, die Differenz des Durchschnittslevels und dem kontrafaktischen Lärmpegel, d.h. dem von der WHO als nicht risikobehafteten Wert L_{DEN} von 53 dB berechnet. Die ausführliche Berechnung sowie die exakten Werte sind im Anhang 11 beschrieben.

Darüber hinaus wird, unter Verwendung der Expositions-Wirkungsfunktion von Lärmpegel und Risiko für IHD, nach Gleichung [5] das relative Sterberisiko je Pegelbereich kalkuliert. Mit den berechneten Werten des relativen Risikos kann im nächsten Schritt der zuordenbare Bevölkerungsanteil je 5 dB Expositionsbereich mittels Gleichung [3] berechnet werden.

Daraus ergeben sich für Berlin, Hamburg und München die gesellschaftlich akzeptierten Todesfälle pro 100.000 Einwohner, die in Abbildung 58 dargestellt sind. Dabei wird unterschieden in Sterberate von ausschließlich exponierten Einwohnern und Sterberate des städtischen Durchschnitts (realprozentuale Mi-

schung von exponierten und nichtexponierten Einwohnern). Für Berlin ergibt sich ein gesellschaftlich akzeptiertes Risiko von 9,93 Toden pro 100.000 exponierte Einwohner und 1,9 Toden pro 100.000 Personen unter Berücksichtigung der Gesamteinwohnerzahl. Hamburg hat 7,9 Tote pro 100.000 Exponierte und 1,7 Tote pro 100.000 Gesamteinwohner Hamburgs. In München liegt der Wert in Bezug auf 100.000 exponierte Einwohner bei 7,6 bzw. bei 1,2 Toden pro 100.000 beim städtischen Durchschnitt. Daraus lässt sich ein gesellschaftlich akzeptiertes Risiko aus dem gewichteten Mittel der drei Großstädte in Deutschland von 8,91 Toden pro 100.000 verkehrslärmexponierter Stadtbewohner und 1,7 Tote für die Gesamtzahl der Stadtbewohner ableiten. Ebenfalls zum Vergleich in Abbildung 58 enthalten, sind die in Kapitel 6.3.4 bereits erwähnten Grenzwerte für die Gesamtbevölkerung in Deutschland unter der Prämisse, dass die maximal zulässigen Expositionen in Wohngebieten nach BImSchG von 59 dB eingehalten werden. 584 Tote, dies entspricht einem Wert von 6,87 Toden pro 100.000 exponierte Einwohner und 0,70 Toden pro 100.000 Personen gesamt, repräsentieren damit das theoretisch, gesetzlich akzeptierte Risiko für verkehrslärminduzierte IHD.

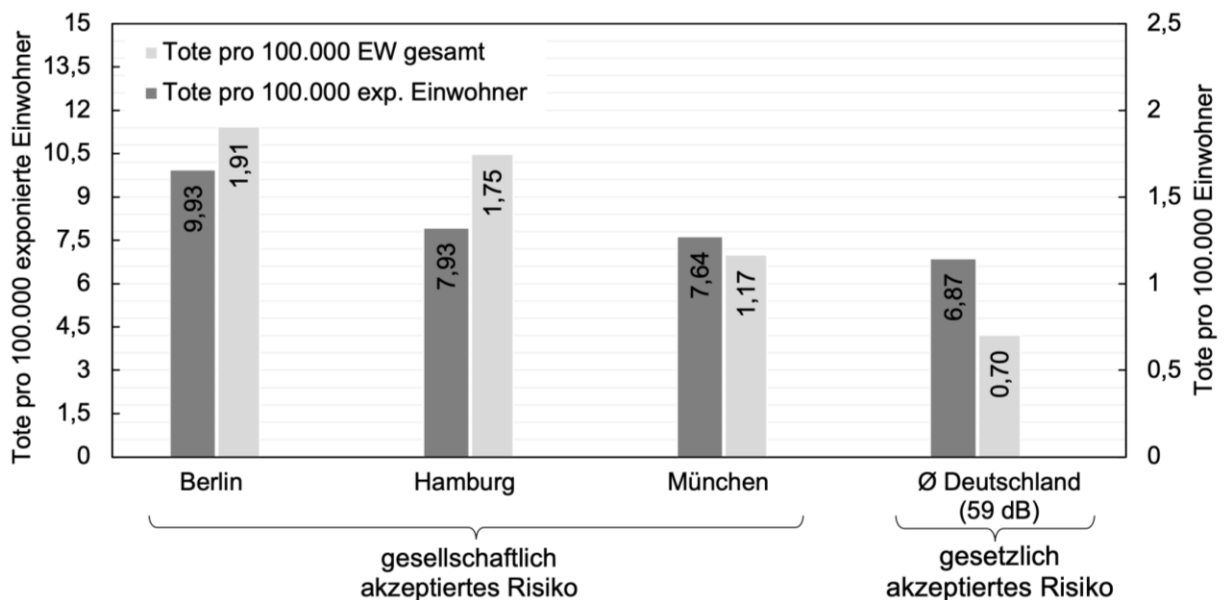


Abbildung 58: Gesellschaftlich akzeptierte Sterbewahrscheinlichkeit für verkehrslärminduzierte IHD

6.5 Diskussion der Ergebnisse der Verkehrslärmexposition

Durch die Zusammenführung der Ergebnisse können zum einen die Expositionen an der lokalen Adresse ins Verhältnis zu den durchschnittlich landes- bzw. regionalspezifischen Werten gesetzt werden, zum anderen besteht die Möglichkeit, das Verbesserungspotenzial durch Pegelsetzung zu identifizieren. In Abbildung 59 ist diese Überlagerung der Ergebnisse aus den Unterkapiteln 6.4.4 und 6.4.5 am Beispiel Münchens dargestellt. Für eine in München lebende und Verkehrslärm exponierte Person kann aus dem Diagramm geschlossen werden, dass diese ab einem Pegel von ca. 60 dB überproportional einem Risiko für ischämische Herzkrankheiten (IHD) ausgesetzt wird.

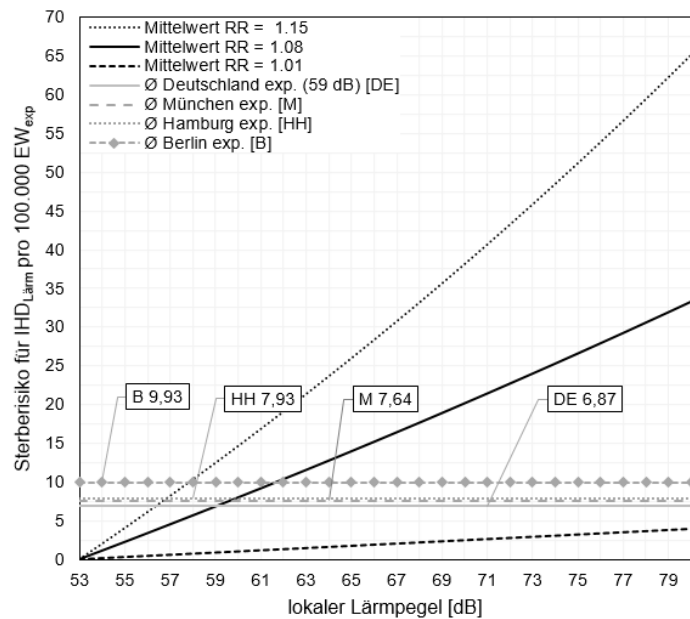


Abbildung 59: Lokaler Straßenverkehrslärmpegel LDEN unter Berücksichtigung der Durchschnittswerte für die lärmexponierte Bevölkerung in München, Hamburg, Berlin und Deutschland

Hamburg liegt dabei mit einem Durchschnittswert von 7,93 Todesfällen marginal höher als München, und in Berlin resultiert der Durchschnittspegel für exponierte Personen bei ca. 62 dB, ausgehend von 9,93 Todesfällen pro 100.000 exp. Einwohner. Prinzipiell ist für eine Person in Deutschland, ausgehend von den Vorgaben der BImSchV, ein objektives Risiko von 6,87 Toten pro 100.000 exp. Einwohner als Restrisiko zu akzeptieren.

Legt man die Sekundärdaten der Lärmkartierung 2017 zugrunde (siehe Abbildung 60), kann das Wohnen an einer Münchner Hauptverkehrsstraße das gesetzlich akzeptierte Risiko für verkehrslärminduzierte IHD um das 3-fache überschreiten (75 dB = 26,6 Tote/100k exp. EW). Ähnliche Verteilungen finden sich auch in den Lärmkartierungen der Städte Berlin und Hamburg, wie in Abbildung 61 und Abbildung 62 dargestellt. Konservativ davon ausgehend, dass der Expositionswert direkt an der Fahrbahn genommen worden ist, und somit nicht unmittelbar an der Wohnbebauung, kann bei einem Ausgangspegel von 75 dB am Emissionsort von einem Immissionspegel von ca. 70 dB an der Fassade ausgegangen werden.

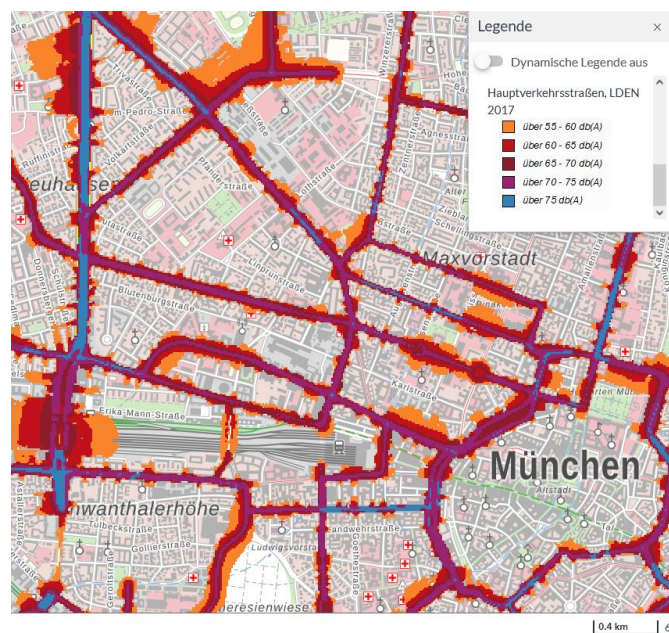


Abbildung 60: Auszug Lärmkartierung München 2017 (LfU-Bayern, 2017)

Dieser führt z.B. in München zu einem Wert von 20,13 Toten pro 100.000 exponierte Einwohner. Die Lärmausbreitung an einer Straßenbebauung ist z.B. in DIN 18005 beschrieben und kann dem Anhang 12 entnommen werden.

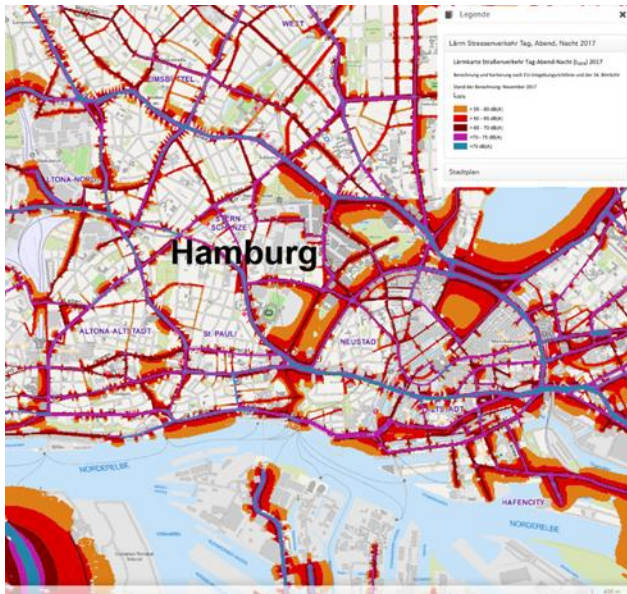


Abbildung 61: Auszug Lärmkartierung Hamburg 2017 (Hamburg, 2017)

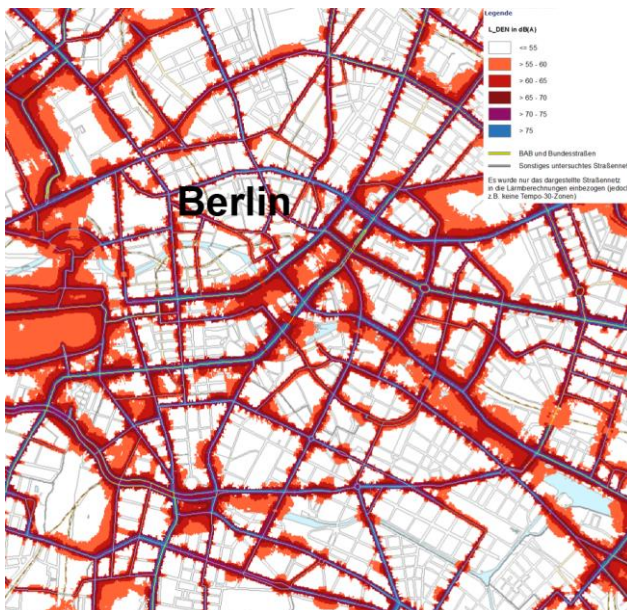


Abbildung 62: Auszug Lärmkartierung Berlin 2017 (Berlin, 2017)

Als gesundheitlich gravierend sind die in der Abbildung 60, Abbildung 61 und Abbildung 61 blau markierten Straßenabschnitte zu bewerten. L_{DEN} Werte von mehr als 75 dB, ausschließlich unter der Berücksichtigung des Straßenverkehrslärms, weisen auf ein deutlich erhöhtes Risiko für IHD hin. Zwar können nach DIN 4109 baulich die Schallschutzdämmwerte erreicht werden, sodass im Innenraum keine Gesundheitsgefährdung mehr auftritt, jedoch sind drei Aspekte zu beachten. Zum einen ist eine Belüftung über Fenster in diesen Wohneinheiten nicht möglich, da dadurch die schalldämmende Wirkung verloren geht. Zweitens wurde bei den von Van Kempen et al. (2018) zusammengefassten Studien zur Risikoermittlung ebenfalls der Straßenverkehrslärmpegel zur Bewertung und nicht der Pegel in den Nutzungseinheiten herangezogen. Drittens hat, wie in Abbildung 63 ersichtlich, die Verkehrsmenge und damit auch der Pegel L_{DEN} über die Jahre zugenommen. Die exakte Position der Messstationen kann dem Anhang 13 entnommen werden.

Der lineare Trend an drei Messstandorten in München zeigt eine Verkehrszunahme von ca. 10.000 Fahrzeugen pro Tag im Zeitraum von 6 bis 12 Jahren, dies entspricht einer Steigerung von 10 – 20%. Die bestehende Bebauung weist als minimalen Schallschutz, die zum Zeitpunkt durch die vorherrschenden Bewertungspegel erforderlichen Schalldämmwerte, oder maximal

die geforderten Schalldämmwerte zum Zeitpunkt einer späteren Sanierung auf. Eine fortlaufende Anpassung an die Expositionshöhe findet nicht statt.

Sind bestehende Gebäude und ihre Außenhüllen noch vor 1979 errichtet, galten hierfür beispielsweise, wie in Kapitel 6.3.3 beschrieben, keine lärmdämmenden Mindestanforderungen. Zwar gibt es Förderprogramme für den Austausch von Fenstern mit geringem Schallschutz, wie beispielsweise in Berlin (Senatsverwaltung für Umwelt Mobilität Verbraucher- und Klimaschutz - Berlin, 2022), eine behördliche

Nutzungsuntersagung auf Grundlage des §15 MBO zur Sicherung von Leib und Leben, ausgelöst durch die sich fortentwickelnde graduelle Erhöhung der Verkehrslärmexposition, ist bis dato jedoch nicht bekannt.

Die Analyse zeigt auch, dass das gesellschaftlich akzeptierte Niveau nicht auf einem Maximalwert liegt. Dies wird deutlich durch den Umstand, dass beispielsweise in Berlin ein höheres Risiko als in München und ein viel höheres Risiko als in ruralen Gebieten toleriert wird. Dies belegt die anfangs aufgestellte Hypothese nach einem (noch) nicht erreichten gesellschaftlich akzeptierten Grenzkrisiko.

Zusammengefasst zeigt die Auswertung deutlich den Einfluss von Straßenverkehrslärm auf die Gesundheit der Bevölkerung. Ab einem Pegel von 53 dB steigt das Risiko kontinuierlich und führt, von einem Maximalexpositionspiegel von 75 dB ausgehend, zu einem Wert von 27 Toten pro 100.000 exponierte Einwohner. Dabei werden zudem nur der Zusammenhang aus Straßenverkehrslärm und ischämischen Herzkrankheiten untersucht.

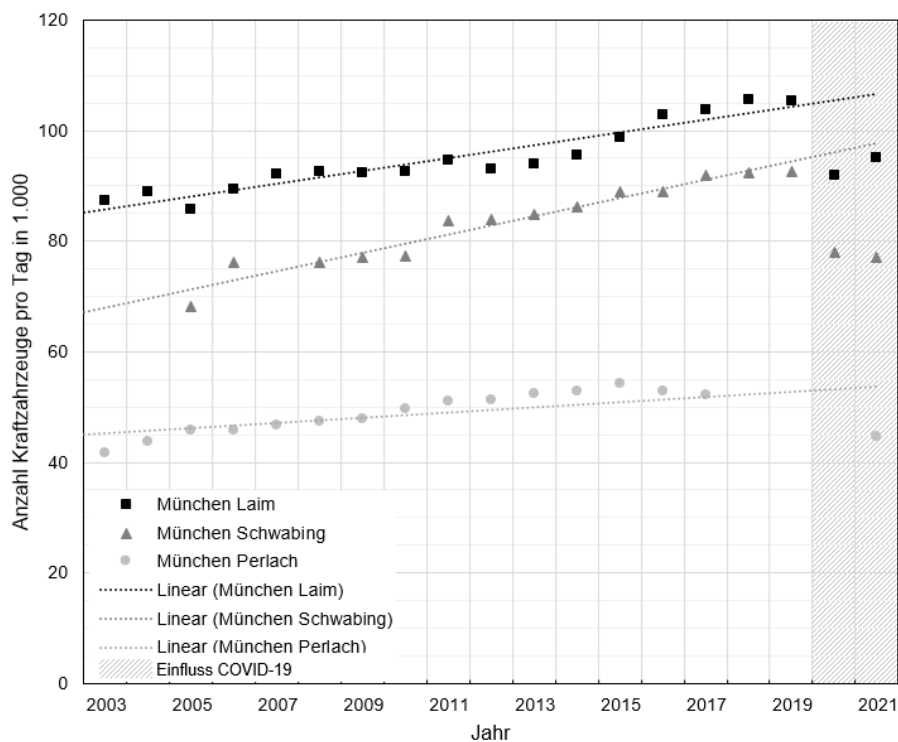


Abbildung 63: Anzahl der Kraftfahrzeuge pro Tag, erhoben an drei Messstandorten in München zwischen 2003 und 2021. Datenquelle: (BaSt, 2023)

6.6 Fazit und Ausblick Exposition Lärm

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass das Sterberisiko für ischämische Herzkrankheiten, bedingt durch die Verkehrslärmbelastung im urbanen Raum, mit der vorgestellten Methode quantifizierbar und auf ein Sterberisiko pro 100.000 Einwohner transformierbar ist. Weitere wie auch zukünftige Ergebnisse der Forschung in Bezug auf den Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und negativen Gesundheitsauswirkungen können damit berechnet werden.

Für die Bestimmung des individuellen lokalen Risikos wird für die Exposition gegenüber Lärm in dieser Arbeit exemplarisch die Höhe des lokalen Lärmpegels L_{DEN} , resultierend aus dem Straßenverkehr in Deutschland, herangezogen. Der akzeptierte gesetzliche Grenzwert liegt bei 6,9 Tote pro 100.000 Einwohner pro Jahr. Das allgemeine Gesundheitsrisiko kann näherungsweise als Mittelwert der drei größten Städte Deutschlands (Berlin, Hamburg & München) zu 1,6 Tote pro 100.000 Einwohner quantifiziert werden.

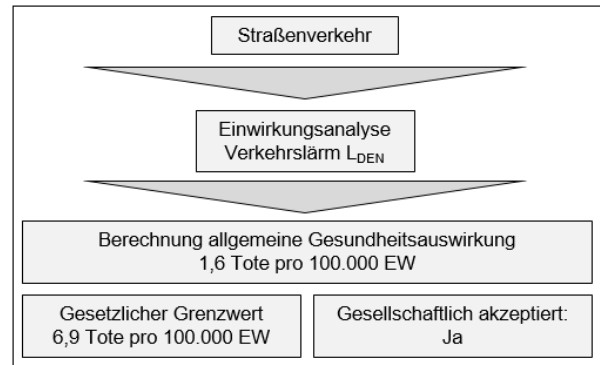
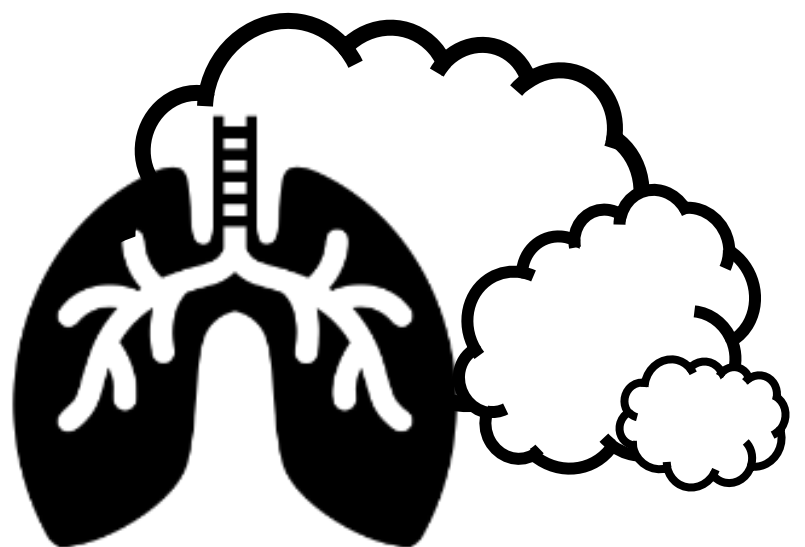


Abbildung 64: Randbedingungen der Exposition Verkehrslärm zur Quantifizierung des individuellen lokalen Risikos

Dieses Risikoniveau ist gesellschaftlich akzeptiert. Die Randbedingungen für den in Kapitel 8 folgenden Vergleich sind in Abbildung 64 zusammengefasst. Es zeigt sich, dass die Gesetzgebung Schwellenwerte festlegt, die jedoch zum einen über dem festgelegten Grenzwert der WHO liegen und somit ein Restrisiko implizieren und zum anderen in der Praxis vielfach und deutlich überschritten werden. Zudem kann festgestellt werden, dass das Maximum des gesellschaftlich akzeptablen Grenzkrisikos im Kontext des Verkehrslärms aktuell noch nicht erreicht ist. Die Akzeptanz des Verkehrslärms könnte dabei in der geringen Medienpräsenz sowie in der eingangs in Kapitel 2.1 beschriebenen geringeren Risikowahrnehmung bei verzögerten Auswirkungen liegen. Die Quantifizierung eines gesellschaftlich akzeptablen Maximalwerts bildet einen Forschungsausblick.

Der bauliche Schallschutz erfüllt mit den heutigen Vorgaben den Schutz vor Außenlärm, wird jedoch durch das Öffnen von Fenstern nutzlos. Die Entwicklung von Fenstern, die im geöffneten Zustand Lärm filtern, z.B. unter Verwendung von Noise-Canceling-Technologie, die aktuell in Kopfhörern verwendet werden, stellt damit einen Ausblick zur Gesundheitsverbesserung dar.

Die Untersuchungen konnten zudem belegen, dass Verkehrslärm zu einer inhomogenen Risikoverteilung in der Gesellschaft führt. Dabei wird die Wahl der Wohnadresse mitunter anhand finanzieller Kenngrößen vollzogen. Menschen mit geringem Einkommen sind häufiger hohen Verkehrslärmexpositionen ausgesetzt. Die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Sozialstatus und Verkehrslärmexposition bzw. Risikoexposition bildet in vielen Wissenschaftsdisziplinen, wie beispielsweise den Rechts-, Sozial- und Gesundheitswissenschaften, einen Ausblick für weitere Forschung.



7 Exposition gegenüber Luftschadstoffen

Der Beginn der (urbanen) Luftverschmutzung reicht bis in die Steinzeit zurück, als der Homo sapiens Flammen unter Kontrolle brachte und das Feuer zum Kochen und Wärmen nutzte. Verrußte Höhlenwände sowie die stark geschädigte Lungen des Ötzi sind Belege für die schädlichen Luftschadstoffexpositionen (Wormer, 2022). Weiterführend in der historischen Betrachtung der Luftschadstoffe wurde im 16. Jahrhundert in England erstmals einer Klage für das Recht auf reine Luft stattgegeben. Ein Hausbesitzer verklagte dabei einen Schweinebauern, der seine Farm zu nahe an dessen Eigentum gebaut hatte, was zu einer dauerhaften Geruchsbelästigung führte. Das Gericht urteilte, dass für ein gesundes Wohnen, Licht sowie saubere Luft unerlässlich seien ("Aldred's Case - 9 Co Rep 57 b - 77 ER 816," 1619).

Ab dem 18. Jahrhundert belegten Messungen erstmalig die Dimension der Luftschadstoffexposition in urbanen Gebieten. Die industrielle Revolution verstärkte diese negative Entwicklung zusätzlich, bis die Auswirkungen von saurem Regen, Waldsterben und bodennahem Ozon zu den substanziellsten, grenzübergreifenden politischen, ökonomischen und ökologischen Fragestellungen des 20. Jahrhunderts wurden und damit der Handlungsbedarf zu deren Reduzierung in den Fokus rückte. (Fowler et al., 2020) Auch im 21. Jahrhundert stellt die Luftverschmutzung trotz eingeführter Grenzwerte immer noch das größte umweltbedingte Gesundheitsrisiko für den Menschen in Europa dar. Die Ursache dafür liegt in der noch häufigen und deutlichen Überschreitung dieser durch die WHO publizierten Schwellenwerte (EEA, 2023; WHO, 2021). Im globalen Kontext treten jährlich noch weitaus höhere Luftschadstoffkonzentrationen als in Europa auf. Wie in Abbildung 65 ersichtlich, sind diese vor allem in südasiatischen Ländern vorzufinden. In Indien und Pakistan liegen beispielsweise die 10 Städte mit der höchsten Luftverschmutzung weltweit (WAQP, 2023).

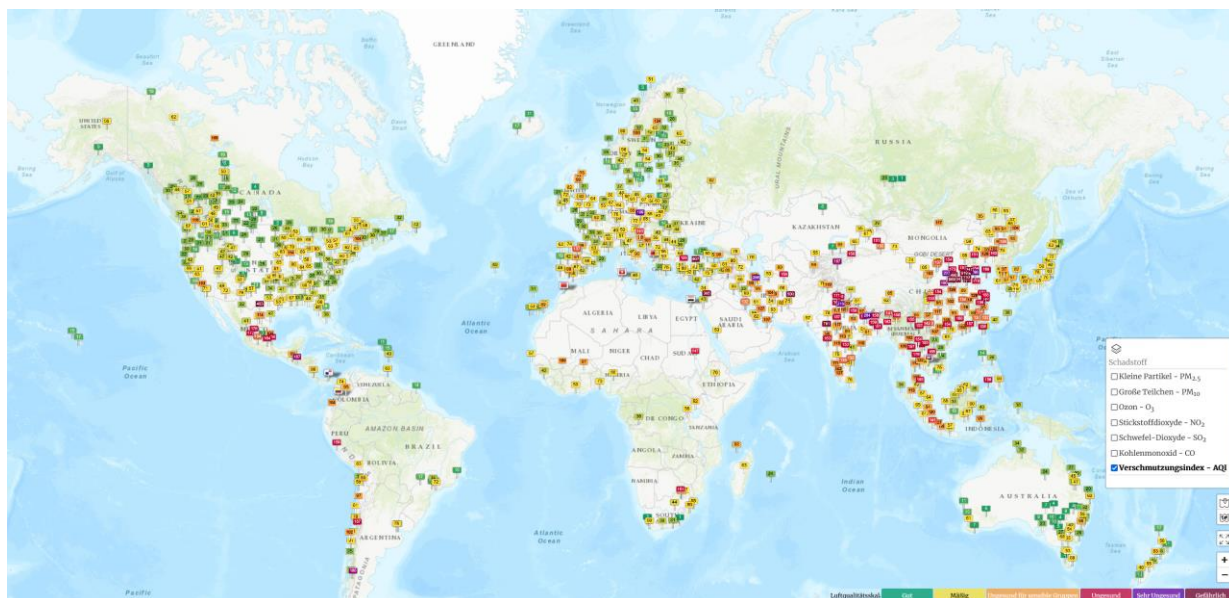


Abbildung 65: Weltweiter Luftverschmutzungsindex zum Stichtag 28.04.2023 (WAQP, 2023)

Wie hoch das tatsächliche Risiko einer Person ist, an ihrer spezifischen Wohnadresse durch luftschadstoffinduzierte Krankheiten zu versterben, präzisieren die nachstehenden Kapitel. Die Wirkungsmechanismen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit, die urbanen Emittter sowie die ICD-10 Kategorisierung bilden das erste Kapitel. Im Weiteren wird die Forschungsfrage vorgestellt. Unterkapitel 3 zeigt eine Übersicht über die Schlüsselpublikationen sowie die darin enthaltenen Expositions-Wirkungsfunktionen. Darauf aufbauend wird das gesetzliche und gesellschaftliche akzeptierte Grenzkrisiko abgeleitet. Die Datenanalyse erfolgt in Unterkapitel 4 und schafft die Grundlage zur Bewertung des tatsächlichen Gesundheitsrisikos durch Luftschadstoffe in Unterkapitel 5. Fazit und Ausblick bilden den Schluss des Kapitels Exposition gegenüber Luftschadstoffe.

7.1 Definition Tote durch Luftverschmutzung

Im Folgenden wird zunächst der Wirkungsmechanismus von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit erläutert. Im Weiteren erfolgt die Identifizierung von gesundheitsschädlichen Luftschadstoffen sowie die davon induzierten Todesfälle nach ICD-10 Kategorisierung.

7.1.1 Urbane Luftschadstoffexposition

Ein Luftschadstoff ist definiert als eine „Beimengung der Luft, die eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit und der Biosphäre zur Folge haben kann“ (VDI 3782-7:2020-05). Der Großteil der klassischen Luftschadstoffe wird durch Verbrennungsprozesse emittiert. Dazu zählen z.B. Feuerungsanlagen, Verbrennungsmotoren von Fahrzeugen sowie Verbrennungsanlagen. Auch natürliche Feuer wie Wald- oder

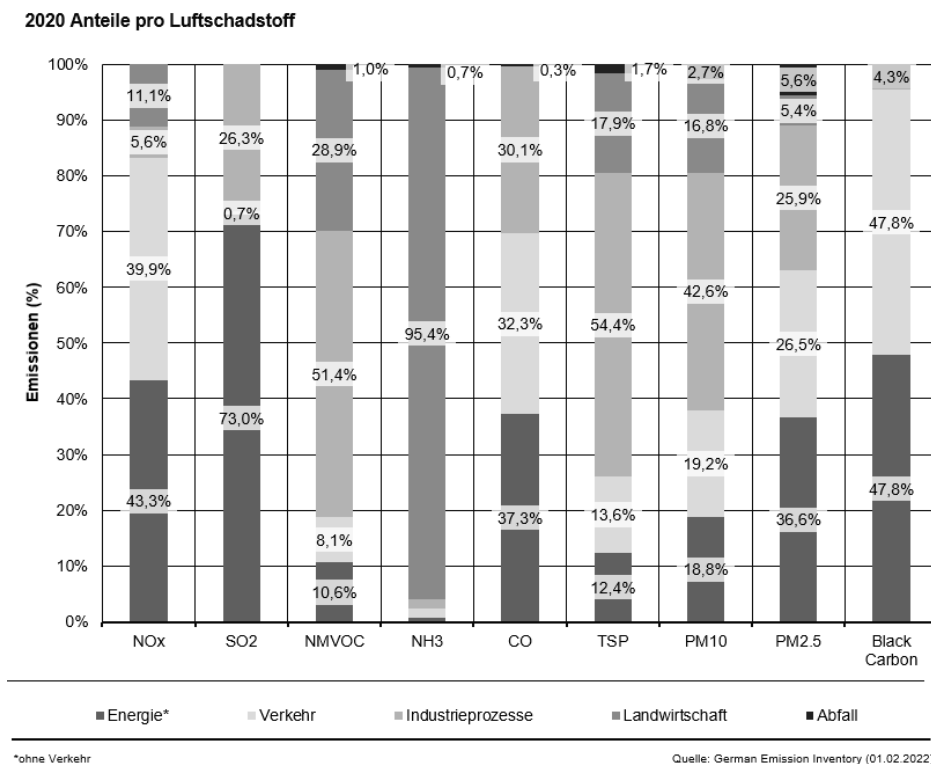


Abbildung 66: Anteilige Emittter der Luftschadstoffemissionen im Jahr 2020 in Deutschland (UBA, 2021)

Torfbrände sowie Brandrodungen in der Landwirtschaft erhöhten die Luftschadstoffkonzentration. (Pierobon et al., 2022; Reddington et al., 2021; Tang & Yap, 2020) Dabei ist der Ausstoß maßgeblich vom Verbrennungsprozess, den Bedingungen bei der Verbrennung sowie dem Brennstoff abhängig.

Die häufigsten Luftschadstoffe sind Stickstoffoxide (NO_x), (Fein-)Stäube (TSP, PM_{2,5}, PM₁₀, Black Carbon), Schwefeldioxid (SO₂), Kohlenmonoxid (CO), flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Ozon (O₃) und Ammoniak (NH₃). In Deutschland beeinflussen vor allem die Bereiche Energie, Verkehr, Industrie, Landwirtschaft sowie Abfall die Höhe der Luftverschmutzung, wie in Abbildung 66 nach (UBA, 2021) dargestellt. Die Agglomeration der Schadstoffkonzentration findet dabei überwiegend im urbanen Raum statt. (Lenschow et al., 2001) Beispielsweise liegt der 5-Jahresmittelwert (2017 - 2022) für NO₂-Konzentrationen in verkehrsnahen, innerstädtischen Gebieten in Deutschland bei ca. 33 µg/m³. In ruralen Gebieten liegen die gemessenen Werte hingegen bei ca. 8 µg/m³ und damit unterhalb der Wirkungsschwelle für die menschliche Gesundheit von 10 µg/m³. (Kessinger et al., 2023; WHO, 2021)

7.1.2 Wirkungsmechanismus

Die Luftverschmutzung gilt in Europa im Jahr 2023 als die größte Umweltgefahr für die Gesundheit des Menschen. (EEA, 2023). Dabei kann es nach dem Umweltbundesamt zu folgenden, in Tabelle 7 aufgeführten Gesundheitsmechanismen durch Luftschadstoffe kommen.

Tabelle 7: Luftschadstoffinduzierte potenzielle Gesundheitsmechanismen nach (Schulz et al., 2018)

Mechanismen

Vorgang:	führt zu:
Entzündliche Reaktion & oxidativer Stress	Subklinische Entzündung im Organismus
Auslösen von vegetativen Reflexen	Störung der vegetativen Balance
Überlaufen von entzündlichen Botenstoffen	Beeinträchtigung von Organfunktionen
Partikel/ Partikelbestandteile gelangen aus der Lunge in den Kreislauf	Reaktionen im zentralen Nervensystem

Die daraus entstehenden Krankheiten können die Lunge, das Herz, das Gehirn, den Stoffwechsel sowie Föten betreffen. Potenzielle Krankheitsbilder bilden sich unter anderem im respiratorischen System, wie beispielsweise Asthma und COPD, sowie durch ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko aus. (Analitis et al., 2006; Guarnieri & Balmes, 2015; Katsouyanni et al., 2001; Thurston et al., 2018) Das ischämische System kann durch Hypertonie und Herzrhythmusstörungen, die wiederum Auslöser für ein erhöhtes Schlaganfall- und Herzinfarktrisiko sind, betroffen werden (Gan et al., 2011; Lepeule et al., 2012; Newby et al., 2015).

7.1.3 ICD-10 Kategorie

Kapitel 7.3 vorausgreifend wird in dieser Arbeit zur Analyse der Sterbewahrscheinlichkeit nach ICD-10 exemplarisch die Mortalität von Lungenkrebs (ICD10: C30-C39) untersucht. Weitere Krankheitsbilder, bei denen Evidenz der Kausalität zwischen Luftschadstoffen und Mortalität besteht, sind u.a. Krankheiten des Atmungssystems (J00-J99), kardiovaskuläre Krankheitsbilder (I00-I99) sowie der Einfluss auf die Gesamtmortalität. (Atkinson et al., 2018; Faustini et al., 2014; Hadley et al., 2019; Huangfu & Atkinson, 2020; Pope

et al., 2002). Obgleich ein breiter Konsens über die schwerwiegenden gesundheitlichen Auswirkungen einer Langzeitexposition gegenüber Luftschadstoffen besteht (Chen & Hoek, 2020; WHO, 2021), konzentriert sich diese Arbeit exemplarisch nur auf den Luftschadstoff NO₂ sowie das dadurch induzierte Sterberisiko durch Lungenkrebs. Diese Abstraktion wird durch Wichmann (2018) gestützt, der zu dem Schluss kommt, dass Stickstoffdioxid als hinreichender Indikator des Luftschadstoffgemisches, das neben Feinstäuben zusätzlich einen negativen Einfluss auf die Mortalitätsrate hat, herangezogen werden kann (Wichmann, 2018). Die weiteren Risikogrößen von Luftschadstoffen können nach identischem Vorgehen quantifiziert werden.

7.2 Forschungsfrage Exposition Luftschadstoffe

Nach der Definition von Verstorbenen durch Luftschadstoffe in Unterkapitel 7.1 wird im Folgenden die Forschungsfrage für den Abschnitt Exposition gegenüber Luftschadstoffen mit vorgestellt.

Um die Vergleichbarkeit mit weiteren urbanen Expositionen zu gewährleisten, muss das Sterberisiko durch Luftschadstoffe eindeutig belegt werden. Dies führt zur Forschungsfrage:

Wie hoch ist das individuelle Risiko auf 100.000 Einwohner, bezogen durch eine Exposition gegenüber Luftschadstoffen generell und im konkreten Anwendungsfall durch NO₂, an einer spezifischen Wohnadresse unter Berücksichtigung der vorherrschenden Expositionspegel an Lungenkrebs zu versterben?

7.3 Stand des Wissens Risiko von Luftschadstoffexpositionen

Der aktuelle Forschungsstand des Zusammenhangs zwischen Luftschadstoffexpositionen und Mortalität wird in den folgenden Unterkapiteln mit dem Verweis auf die Literatur in Auszügen knapp wiedergegeben. Als Schlüsselpublikationen können (Chen & Hoek, 2020; EEA, 2020a; Hoek et al., 2013; Huangfu & Atkinson, 2020; Schneider et al., 2018; WHO, 2021) zur weiteren Vertiefung herangezogen werden. In Bezug auf die lokalen Einwirkungen in Deutschland ist die Arbeit von Schneider et al. (2018) zu nennen, die dreidimensionale Transportmodelle zur Quantifizierung der NO₂ Belastung in Ballungsräumen verwendeten.

7.3.1 Expositions-Wirkungsfunktion Stickstoffdioxid - Lungenkrebs

Hamra et al. (2015) quantifizieren das relative Risiko für Lungenkrebs induziert durch eine Exposition von Stickstoffdioxid zu 1.04 (CI:95% 1.01 – 1.08) je 10 µg/m³. Dabei wird die Lungenkrebsinzidenz der Mortalität gleichgesetzt. Die Wirkungsschwelle liegt nach WHO (2021) bei 10 µg/m³. Die Risikoerhöhung der Gesamtmortalität wird dabei, wie in Abbildung 67 dargestellt, als lineare Beziehung zur Konzentrationshöhe von NO₂ angenommen. (Raaschou-Nielsen et al., 2012). Evidenz der linearen Verteilung besteht ebenfalls bei Korrelationen zwischen der Zunahme von NO₂ Konzentrationen und weiteren Krankheitsbildern, ausgenommen Kreislauferkrankungen (P. H. Fischer et al., 2015).

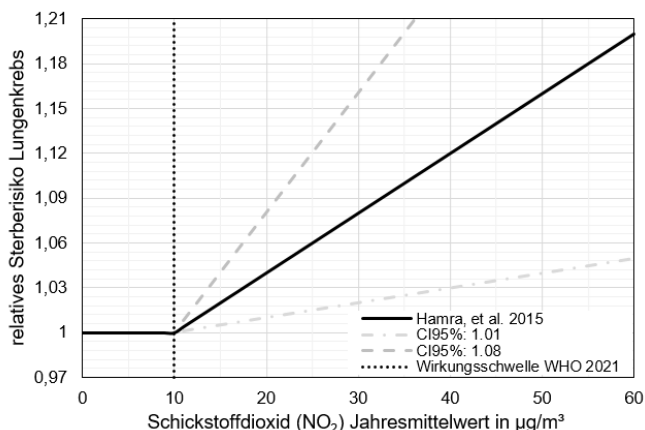


Abbildung 67: Relatives Risiko der Expositions-Wirkungsfunktion für eine NO₂ Exposition und der Lungenkrebssterblichkeit mit RR 1.04 (CI:95% 1.01 – 1.08)

7.3.2 Gesetzliche Grenzwerte für Luftschadstoffe

Die gesetzlichen Grenzwerte richten sich am Standort Deutschland nach den Vorgaben der EU-Richtlinie 2008/50/EG. Diese wurden durch UBA (2020c) in nationales Recht überführt. Ausgewählte Luftschadstoffe dieser Vorgabe werden in Tabelle 8 den empfohlenen Werten der WHO (2021) gegenübergestellt.

Tabelle 8: Grenzwerte der Tages- bzw. Jahresmittelwerte sowie Grenzwertempfehlungen nach (European Union, 2008 ; 2022; WHO, 2021)

		EU Grenz- bzw. Zielwert		WHO
		gültig	Vorschlag bis 2030	Empfehlung
Feinstaub	PM _{2,5}	25 µg/m³	10 µg/m³	5 µg/m³
	PM ₁₀	40 µg/m³ *1	20 µg/m³	15 µg/m³
Schwefeldioxid SO ₂ Tagesmittelwert		125 µg/m³ *2	50 µg/m³	40 µg/m³
Stickstoffdioxid NO ₂ Jahresmittelwert		40 µg/m³	20 µg/m³	10 µg/m³
Ozon O ₃ max. tgl. 8-Stundenmittelwert		120 µg/m³	-	100 µg/m³

¹ max. 35 Überschreitungen pro Kalenderjahr zulässig

² maximal 3 Überschreitungen im Kalenderjahr

Es zeigt sich, dass alle von der Europäischen Union 2008 definierten Grenzwerte über den empfohlenen Grenzwerten der WHO (2021) liegen. Bei PM_{2,5} liegt beispielsweise der EU-Grenzwert mit 25 µg/m³ um ein Fünffaches höher als der von der WHO (2021) empfohlene Wert von 5 µg/m³. Die Überschreitung der Grenzwerte wird in der aktuellen europäischen Rechtsprechung des EuGHs (2022a) thematisiert. Dabei wird die Bedeutung der Grenzwerte konkretisiert. Diese dienen dem übergeordneten Ziel, die Umwelt so-

wie die Gesundheit der Menschen zu schützen, jedoch nicht dem individuellen Bürger einen Rechtsanspruch auf saubere Luft gegenüber dem Staat einzuräumen. Das Recht, gegenüber staatlichen Stellen konkrete Aktionen zur Schadstoffreduzierung zu erstreiten, bleibt davon jedoch unberührt (EuGH, 2022a). Daraus leitet sich der Umkehrschluss ab, dass zum jetzigen Zeitpunkt der Luftverschmutzung, anders wie Feuer, Flammen und Rauch, keine konkrete Gefahr für Leib und Leben zugeordnet wird, jedoch von einer diffusen Gefährdung, die Gegenmaßnahmen erfordert, auszugehen ist. Um die Überleitung zum gesellschaftlich-akzeptierten Risiko im folgenden Kapitel herzustellen, sind in Abbildung 68 die Messstationen am Standort Deutschland mit den Jahresdurchschnittswerten 2014 - 2021 für NO₂ dargestellt. Ebenso sind die vorgegebenen Grenzwerte aus Tabelle 8 als senkrechte Linie eingetragen. Es zeigt sich, dass der geforderte Grenzwert von Stickstoffdioxid in Höhe von 40 µg/m³ in Deutschland von 99% der Messstellen im Jahr 2022 eingehalten wurde, jedoch nur 22% den Empfehlungen der WHO entsprechen, und für die neue Zielsetzung der EU für das Jahr 2030 an rund 43% der Messstellen die NO₂ Konzentrationen zu senken sind. Zudem weist die Abbildung deutlich auf eine stetige Verbesserung bzw. Reduzierung der NO₂ Exposition über die letzten Jahre hin.

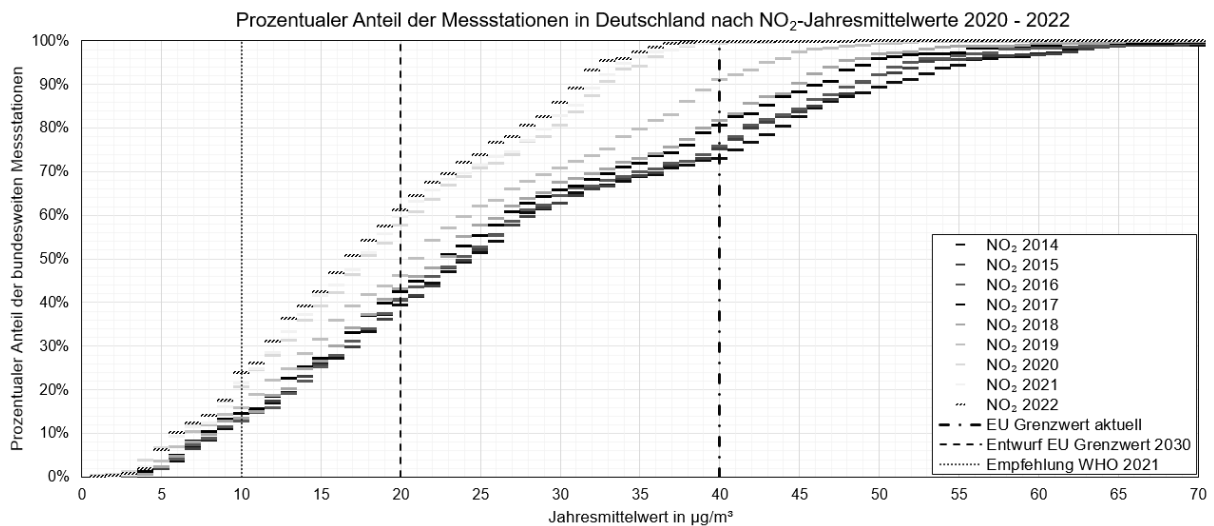


Abbildung 68: Prozentualer Anteil der bundesweiten Messstationen für Stickstoffdioxid bezogen auf die gemessene Höhe der Jahresmittelwerte in µg/m³ unter Einbezug der aktuellen sowie geplanten europäischen gesetzlichen Grenzwerte und Empfehlungen der WHO. (UBA, 2022b; WHO, 2021)

7.3.3 Gesetzlich akzeptiertes Grenzkrisiko für gesundheitsgefährdende NO₂ Exposition

Der gesetzliche Grenzwert für NO₂ Expositionen liegt, wie in Unterkapitel 7.3 aufgeführt, bei 40 µg/m³. Unter Kombination dieses Wertes mit der Expositions-Wirkungsfunktion aus Abbildung 67 ergibt sich für Deutschland, wie in Abbildung 69 dargestellt, ein theoretisch gesetzlich akzeptiertes Risiko für NO₂ induzierte Lungenkrebstodesfälle von 6,33 Toten pro 100.000 Einwohner bzw. insgesamt 5257 vorzeitige Todesfälle unter der Voraussetzung, dass die gesamte Bevölkerung einheitlich einer Exposition von 40 µg/m³ ausgesetzt ist. Die angestrebte Verschärfung auf einen NO₂- Jahresmittelwert von 20 µg/m³ für das Jahr 2030 würde die gesetzlich akzeptierte Mortalitätsrate auf 2,11 Tote pro 100.000 Einwohner reduzieren.

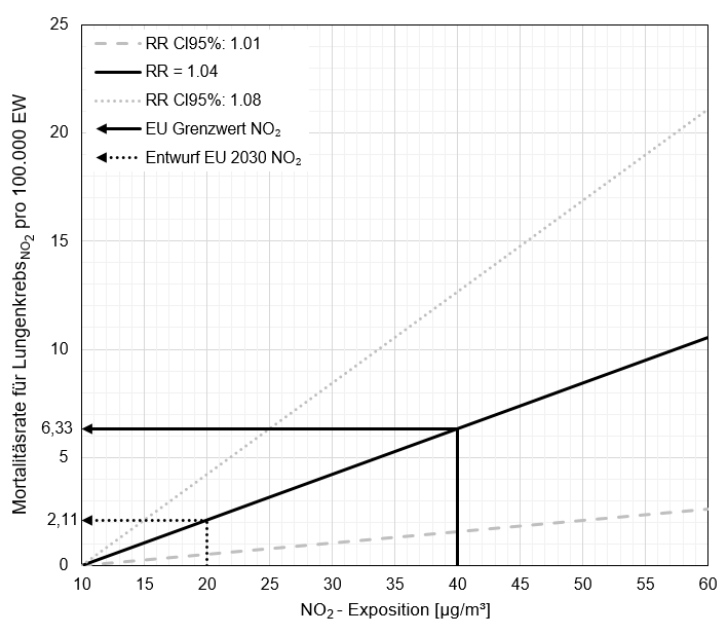


Abbildung 69: Aktueller gesetzlicher Grenzwert und Entwurf für das Jahr 2030 zur NO₂-Exposition und daraus resultierende Mortalitätsrate für Lungenkrebs pro 100.000 Einwohner in Deutschland

7.3.4 Weitere Einflussfaktoren

Zusätzlich zu den lokalen Schadstoffkonzentrationen weist die Literatur auf Korrelationen zwischen der Expositions-Wirkungsfunktion von Luftschadstoffen sowie personenspezifische Randbedingungen hin. Dabei herrscht seitens der Fachwelt Evidenz darüber, dass das Alter, die Expositionsdauer, das Geschlecht sowie der Tabakkonsum als konfundierende Parameter zu betrachten sind. (Carey et al., 2013; Dong et al., 2012; Katanoda et al., 2011). Diese Einflussgrößen werden in der Arbeit nicht weiter betrachtet; die benötigte Schnittstelle ist jedoch in der Methode abgebildet, sodass die entsprechenden Wirkungsfunktionen jederzeit implementiert werden können.

7.4 Datenanalyse NO₂ induzierte Lungenkrebsmortalitätsrate

Im Folgenden wird die Datenanalyse zur NO₂ induzierten Lungenkrebssterblichkeit exemplarisch am Standort Deutschland durchgeführt. Das Vorgehen folgt dabei grundsätzlich der in Kapitel 3 beschriebenen Methode, siehe Abbildung 70, und verwendet die in 6.4 beschriebenen Gleichungen.

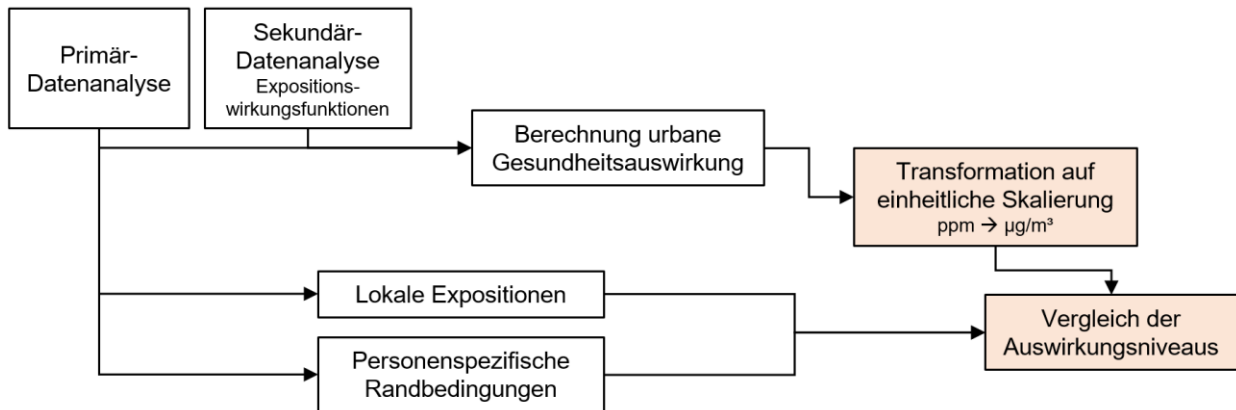


Abbildung 70: Ausschnitt Methode zur Quantifizierung des Sterberisikos durch Luftschadstoffe

7.4.1 Primärdatentransformation von Messwerten NO₂ in ppb zu µg/m³

Bei der Verwendung von In-Situ Messdaten besteht die Möglichkeit, dass diese in der Einheit Parts per Billion (ppb) vorliegen. Die Transformation auf eine einheitliche Messgröße µg/m³ wird mittels Gleichung [21] nach Boguski (2006) vollzogen. Dabei variiert der Umrechnungsfaktor auf Basis des Molekulargewichts des chemischen Stoffes, in diesem Beispiel Stickstoffdioxid mit 46,01 g/mol.

$$1 \text{ ppb} = \frac{24,45}{\text{Molare Masse } \frac{\text{g}}{\text{mol}}} \cdot \text{Konzentration } \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \quad [21]$$

$$1 \text{ ppb} (\text{NO}_2) = \frac{24,45 \cdot \text{Konzentration } \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}}{46,01 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 1,88 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \quad [22]$$

Ebenso beeinflussen der Luftdruck sowie die Temperatur die Umrechnung. Die gegebene Gleichung ist anwendbar für die Randbedingungen von 25°C sowie einem Druck von 101325 Pascal. (Boguski, 2006). Die Anpassung der Gleichung an die Temperatur ist bei der Umrechnung von Jahreswerten zu beachten, da diese den natürlichen Temperaturschwankungen unterliegen.

7.4.2 Datenanalyse der NO₂-induzierten Lungenkrebsmortalität

Die exemplarische Datenanalyse basiert auf den Parametern für das Jahr 2020 aus Deutschland. Dadurch ist der in Kapitel 8 folgende Vergleich mit den Ergebnissen aus dem vorangestellten Kapitel möglich. Durch die in der Datengrundlage gegebene prozentuale Verteilung der Bevölkerung, bezogen auf die Expositionsniveaus, kann die PAF direkt bestimmt werden. Diese liegt, unter Berücksichtigung der Gradientenverteilung der Bevölkerung in den Expositionsräumen und den daraus ergebenden gemittelten Expositionsniveaus, siehe Anhang 14, bei 0,02.

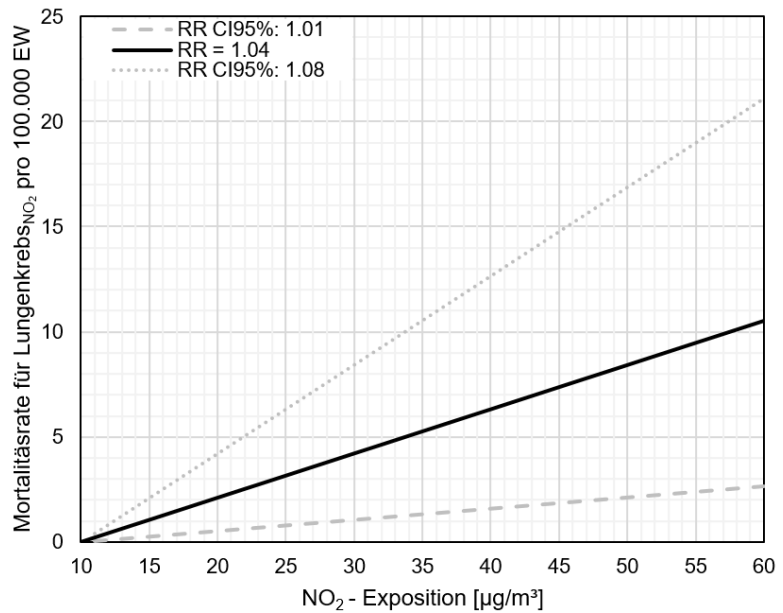


Abbildung 71: Sterblichkeitsrisiko durch Lungenkrebs in Deutschland in Toten pro 100.000 Einwohner in Abhängigkeit der lokalen Stickstoffdioxidkonzentrationen in µg/m³

Die Mortalitätsrate für bösartige Neubildung der Trachea, Bronchien und der Lunge (ICD10: C33-34), die durch den Einfluss von Stickstoffdioxid induziert ist, liegt daraus folgend bei 1,22 Toten pro 100.000 Einwohner bzw. 1009 Toten für das Jahr 2020. Ausgehend von einer Gesamtmortalität für C33-34 von 44817 Toten bzw. 54 Toten pro 100.000 Einwohner und Jahr, beträgt die Grundmortalität ohne NO₂ Exposition demnach 52,78 Tote pro 100.000 Einwohner, dies entspricht 43808 Todesfälle im Jahr 2020. In Bezug auf diese Basiswerte, kann das relative Risiko pro 100.000 Einwohner in Abhängigkeit der NO₂-Exposition, wie in Abbildung 71 dargestellt, bestimmt werden. Die Datengrundlage ist dem Anhang 15 zu entnehmen.

7.4.3 Quantifizierung des gesellschaftlich akzeptierten Grenzniveaus für NO₂-induzierten Lungenkrebs

Das gesellschaftlich akzeptierte Risiko für Luftschadstoffexpositionen am Beispiel NO₂ und Lungenkrebs wird in den drei bereits zuvor herangezogenen Städten, Berlin, Hamburg und München sowie im Bundesdurchschnitt aufgezeigt. Zur Ermittlung der Mortalitätsrate für die Exposition wird als erster Schritt der Median der städtischen Messstationen bzw. bundesweiten Messstationen verwendet. Abbildung 72 bildet die NO₂-Exposition als Median-, Quartil- sowie Minimal- und Maximalwerte in Box-Plots ab. Die aus den Medianwerten resultierenden Mortalitätsraten sind ebenfalls enthalten.

Die zugehörigen NO₂ Messdaten können dem Anhang 16 entnommen werden. Es zeigt sich, dass am Standort München zwar der Extremwert der NO₂ Exposition mit 54 µg/m³ liegt, der höchste Median mit 27 µg/m³ jedoch am Standort Berlin auftritt. Der bundesweite Median liegt bei 21 µg/m³. Die daraus potenziell resultierende Mortalitätsrate für NO₂-induzierten Lungenkrebs liegt bei 2,32 Toten pro 100.000 Einwohner pro Jahr. Die Abweichung zur berechneten Mortalitätsrate in Unterkapitel 7.4.2, die sich unter

Einbezug der zuordenbaren Bevölkerungsverteilung zu 1,22 Toten pro 100.000 Einwohner ergibt, verdeutlicht, dass die Mediane nur als erste Näherungen zur Quantifizierung der induzierten Mortalitätsrate zu verwenden sind. Die Abweichung ist zum einen in der heterogenen Bevölkerungsdichte sowie in der ungleichmäßigen Verteilung der Messstationen begründet.

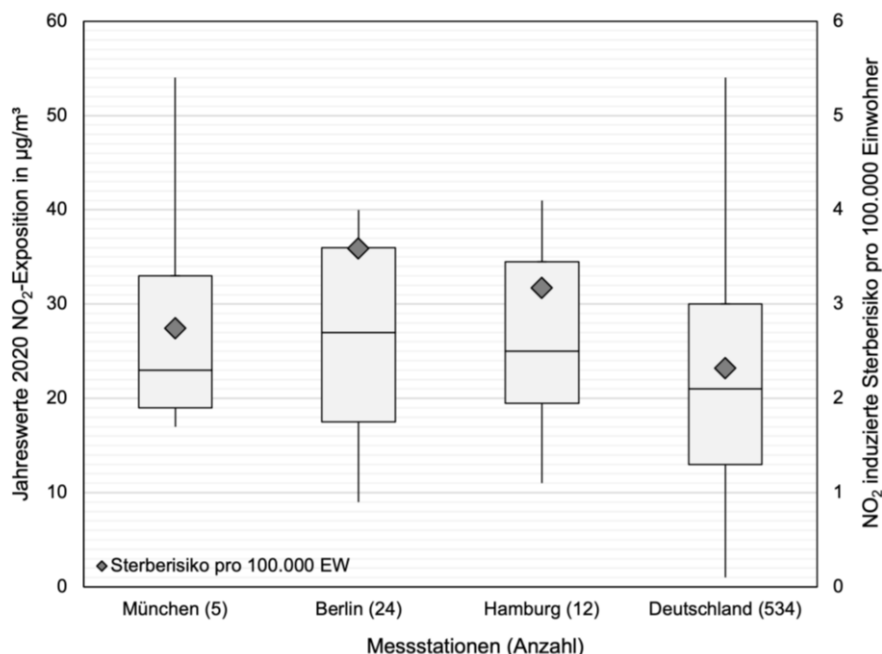


Abbildung 72: Box-Plots mit Median und Quartilen für die Jahresexpositionen NO₂ an den Standorten München, Berlin, Hamburg und Gesamtdeutschland im Jahr 2020 (linke y-Achse), sowie die aus dem Median resultierende Mortalitätsrate für Lungenkrebs pro 100.000 Einwohner

Abbildung 73 zeigt die Verteilung der NO₂-Schadstoffkonzentration in Deutschland. Die urbanen Gebiete mit hoher Personen-, Wohn- und Verkehrswegedichte sind eindeutig durch die Aggregation der NO₂-Expositionen erkennbar. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit der Bevölkerungsgewichtung nach Höhe der lokalen Exposition, die im nächsten Schritt am Beispiel Deutschlands unter Verwendung der Berechnung der PAF vollzogen wird. Die Quantifizierung mittels der Mediane kann jedoch bei fehlender Bevölkerungsverteilung als erste Näherung herangezogen werden. Unter Berücksichtigung des zuordenbaren Bevölkerungsanteils ergibt sich, wie zuvor berechnet, in Deutschland im Jahr 2020 eine Mortalitätsrate von 1,22 Verstorbenen pro 100.000 Einwohner. Abbildung 74 stellt die zugehörige Trendanalyse der Jahre 2014 bis 2020 dar. Es verdeutlicht die stetige Abnahme der Mortalitätsrate, ausgehend von einem Wert von 2,32 Toten pro 100.000 Einwohner.

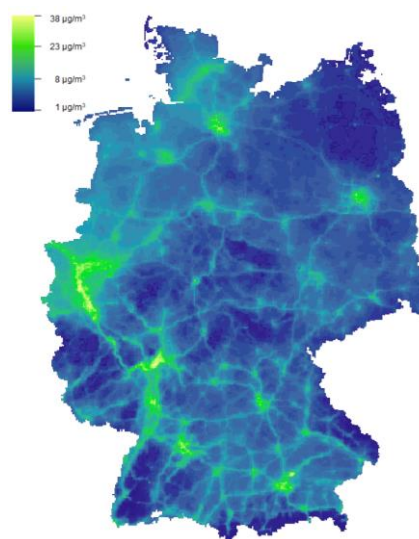


Abbildung 73: Jahresmittelwert Stickstoffdioxid Exposition Deutschland 2020 auf Basis eines GIS-Modells (UBA, 2023)

Dies liegt zum einen an dem in Abbildung 68 aufgezeigten allgemeinen Rückgang der NO₂-Konzentration und als Konsequenz daraus zum anderen an der Verschiebung der in Anhang 14 dargestellten Bevölkerungsanteile in den Expositionsgruppen. So steigt der Anteil der Bevölkerung, der Expositionen unterhalb der Wirkungsschwelle und damit keiner NO₂-induzierten Gesundheitsgefährdung ausgesetzt ist, von 3 % im Jahr 2014 auf 16 % im Jahr 2020. Der Wert von 1,22 Toten pro 100.000 Einwohner führt in der Rückrechnung zu einer durchschnittlichen NO₂ Belastung der Gesamtbevölkerung von 16 µg/m³. Dieser, in Abbildung 74 dargestellte, fallende Trend ist mittels einer linearen Funktion mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,89 prognostizierbar. Eine präzise Zukunftsprognose ist aufgrund der multifaktoriellen Einflussgrößen jedoch schwierig. Siehe Unterkapitel 7.6.

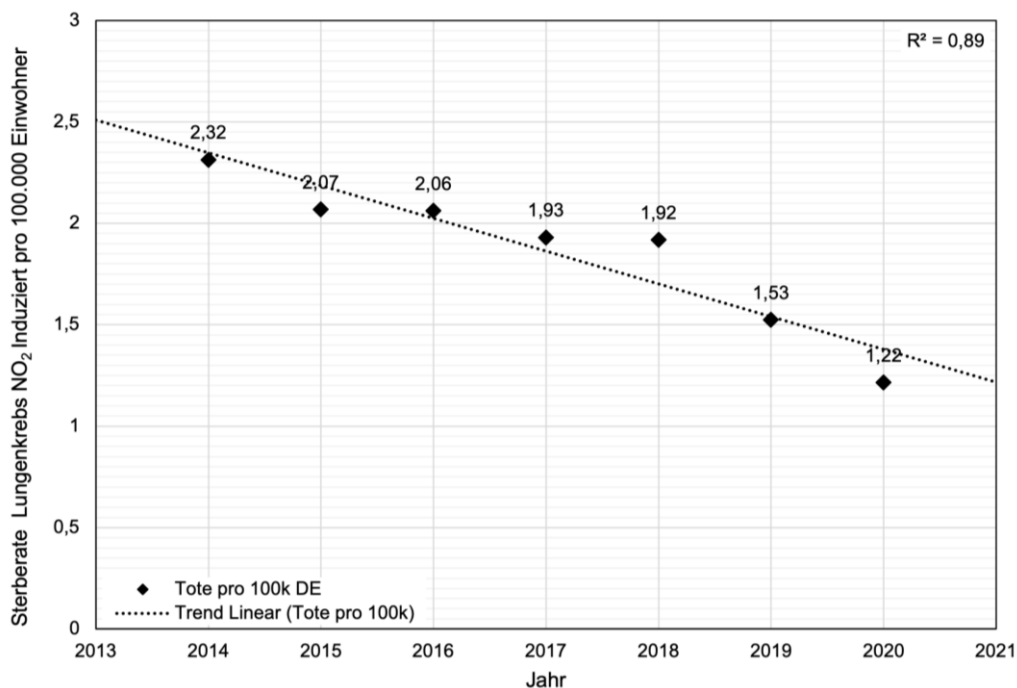


Abbildung 74: Sterberate NO₂ induzierter Lungenkrebs in Deutschland pro 100.000 Einwohner zwischen 2014 und 2020 unter Berücksichtigung der zuordenbaren Bevölkerungsanteile. Datenquelle: (GBE, 2023)

Auf lokaler Ebene belegt die Arbeit von Schneider et al. (2018) die Möglichkeit zur Quantifizierung der durchschnittlichen, gesundheitlichen Grundbelastung mittels Expositionsmodellen. Am Beispiel von München und Berlin für das Jahr 2013 konnten sie eine mittlere - NO₂ Belastung von 27 bzw. 18 µg/m³ ermitteln. Die heterogene Verteilung von NO₂ über die Stadtgebiete, die in Anhang 17 auf Basis der Daten des UBAs dargestellt sind, belegen die lokalen Unterschiede und weisen auf die Notwendigkeit einer detaillierteren Betrachtung hin. Beispielsweise sind im Westen Münchens, im Bereich der Landshuter Allee, die Bewohner einer Jahresdurchschnitts-Exposition von 25 – 30 µg/m³ und im Süden der Stadt von nur 10 – 15 µg/m³ ausgesetzt. Die Bewertung im lokalen, innerstädtischen Kontext für die drei, dieser Arbeit zugrunde liegenden exemplarischen Städte ist aufgrund der fehlende Datenbasis der aktuellen prozentualen Bevölkerungsexpositionsverteilungen nicht möglich. Jedoch ist die Vergleichbarkeit und die Einordnung in das gesellschaftliche, gesetzliche, und bundesdurchschnittliche Risiko gegeben. Im Allgemeinen verdeutlichen die Grafiken zudem die gesundheitliche Grundbelastung im urbanen Raum, da in keinem Bereich der abgebildeten Städte eine Exposition unter der Wirkungsschwelle von 10 µg/m³ im Jahresmittel gemessen wurde.

7.4.4 Anwendungsbeispiel NO₂-Exposition München, Landshuter Allee 2020

Die Zusammenführung der Ergebnisse in Abbildung 75 ermöglicht einen Vergleich der lokalen Exposition mit den lokalen bzw. nationalen Durchschnittswerten sowie den gesetzlich vorgegebenen Grenzwerten. Als exemplarische In-Situ Messwerte werden die Daten der Messstation Landshuter Allee 33 in München verwendet. 2020 lag der NO₂ - Jahresmittelwert an dieser Adresse bei 54 µg/m³. (UBA, 2020b) Dies führt zu einer relativen Risikoerhöhung für Lungenkrebs von 1,2 (CI95%: 1,04 – 1,35) gegenüber nicht exponierten Personen und resultiert in einer Erhöhung der Sterbewahrscheinlichkeit durch NO₂ induzierten Lungenkrebs um 9,29 Tote pro 100.000 Personen (CI95% 2,32 – 18,58).

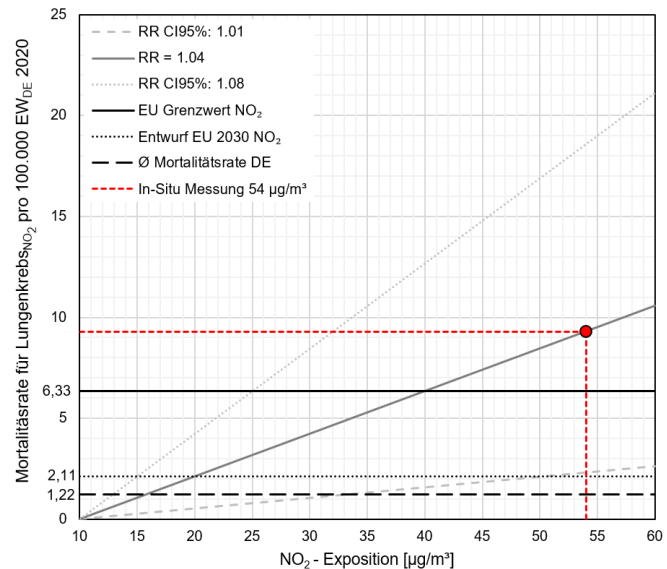


Abbildung 75: lokales Mortalitätsrisiko für NO₂ induzierten Lungenkrebs bei einer Exposition von 54 µg/m³ unter Einbezug des gesetzlichen und gesellschaftlichen Grenzzrisikos

Eine dort lebende Person ist demnach einem 7-fach höheren Risiko als der Durchschnittsbürger und einem 1,5-fach höheren Risiko als aus dem gesetzlich festgelegten Grenzwert resultierenden Risiko ausgesetzt. Es ist zu beachten, dass bei der Untersuchung ausschließlich die Expositions-Wirkungsfunktion von NO₂ und Lungenkrebs herangezogen wurde, sodass das quantifizierte Mortalitätsrisiko als sehr konservativ anzusehen ist. Das Gesamtmortalitätsrisiko in Bezug auf eine derartig durch Luftschadstoffe exponierte Person dürfte deutlich höher liegen gegenüber einer nicht exponierten Person.

7.4.5 Limitation der Analyseergebnisse Exposition gegenüber Luftschadstoffen

Wie in Unterkapitel 7.4 aufgezeigt, ist die Qualität der Ergebnisse maßgeblich von der vorhandenen Datengrundlage der Medizin, der Umweltbelastung sowie Bevölkerungsexposition abhängig. Das Konfidenzintervall des relativen Risikos nach Hamra et al. (2015) spannt beispielsweise einen Ergebnisraum von ± 100% um den Durchschnittswert des Ergebnisses auf. Hinzu kommt seitens der Medizin die Latenzzeit der Einwirkung. Von Cube et al. (2020) entwickelten zwar einen Ansatz zur Integration der Latenzzeit in der Exposition-Wirkungsfunktion bzw. in die Berechnung der PAF mittels Simulation, jedoch liegen zum jetzigen Zeitpunkt keine Studien vor, die die Korrelation zwischen der konkreten Einwirkungsdauer und Risikozunahme hinreichend belegen. Die Qualität der Messergebnisse von Luftschadstoffen ist maßgeblich von der Anzahl der Messstationen, sowie deren räumliche Verteilung abhängig. Gleiches gilt für die Datengrundlage der Bevölkerungsexposition. Je detaillierter die Höhe der Belastung zugeordnet werden kann, desto robuster sind die quantifizierten betroffenen Bevölkerungsanteile und die sich daraus ergebenden Sterbewahrscheinlichkeiten.

7.5 Diskussion der Ergebnisse der Luftschadstoffexposition

In Europa ist vor allem bei Nutzungseinheiten, die an urbanen, hochfrequentierten Verkehrswegen liegen, die gesundheitsschädliche Einwirkung von Luftschadstoffen hoch. Im ruralen Raum liegen die Messwerte meist unter der Wirkungsschwelle und stellen somit keine Gesundheitsgefährdung dar. Die Ausnahme ist die Ozonkonzentration, deren Höchstwerte an Stadträndern und im angrenzenden ruralen Gebiet liegen. (UBA, 2011) Die Mortalitätsrate der NO₂-induzierten Lungenkrebstoten in Deutschland im Zeitraum 2014 bis 2020 hat sich halbiert. Dies ist zum einen auf unterschiedliche lokale Maßnahmen wie die Schwerlastverkehrslenkung und -steuerung (Einrichten von Umweltzonen), Gesetzesänderungen (Dieselfahrverbote) sowie auf technische Neuerungen bei Fahrzeugen, wie beispielsweise die Einspritzung von Harnstoff-Wassergemisch (AdBlue) zurückzuführen. (Demir et al., 2022; Landeshauptstadt München, 2022; Naik & Dharmadhikari, 2023). Durch den kontinuierlichen Wegfall alter, technisch überholter Fahrzeuge aufgrund von Verschleiß, ist von einer weiteren kontinuierlichen Reduzierung der Schadstoffkonzentrationen in den kommenden Jahren auszugehen.

Bei der Diskussion der Ergebnisse ist darauf hinzuweisen, dass diese einer breiten Streuung unterliegen. Dies ist durch die Standardabweichung des relativen Risikos bedingt. Unter Verwendung der Konfidenzintervalle sind obere und untere Grenzen bestimmbar, sodass die Unsicherheiten der erzeugten Ergebnisse in einem Ergebnisraum abbildbar sind und damit eine differenzierte Interpretation der Resultate ermöglichen. Die gewonnenen Erkenntnisse in Bezug auf Risikoakzeptanz sind nur im europäischen Raum bzw. in Deutschland anzuwenden, da die Risikoakzeptanz durch viele unterschiedliche gesellschaftliche Einflussfaktoren bedingt ist (siehe Kapitel 2.1 – Risikowahrnehmung).

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse aus Unterkapitel 7.4.4, in Bezug auf die lungenkrebsinduzierende Wirkung von NO₂ zeigt sich, dass es zu großen lokalen Unterschieden in Bezug auf die Schadstoffbelastung und zu einer damit einhergehenden heterogenen Risikoverteilung in der Bevölkerung kommt. Die exemplarisch ermittelte deutschlandweite Mortalitätsrate von 1,22 Toten pro 100.000 Einwohner für NO₂ induzierten Lungenkrebs wird an Luftschadstoffhotspots um ein Vielfaches überschritten. Selbst unter Verwendung der unteren Konfidenzintervallgrenze liegt das Risiko um ca. 100% über dem Durchschnitt. Die Berechnung bezieht sich dabei nur auf den Jahresmittelwert der Messstationen. Nach der EU Richtlinie 2008/50/EG ist zudem eine Überschreitung des NO₂-Stundenmittelwert bis zu 18-mal im Jahr über 200 µg/m³ gestattet (European Union, 2008). Dies deutet darauf hin, dass das Risiko an einem Luftschadstoffhotspot sehr konservativ quantifiziert ist und deutlich höher liegen kann. Abbildung 66 zeigt, dass die Luftschadstoffexposition in Deutschland überwiegend durch Kraftfahrzeugverkehr und damit an hochfrequentierten Verkehrswegen auftritt. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass das Ziel der Frischluftzufuhr durch Lüften der Nutzungseinheit zu Uhrzeiten, in denen die Schadstoffexposition aufgrund des reduzierten Verkehrsaufkommens niedrig ist (nachts), im Widerspruch zum Ziel des Schutzes vor Lärm steht, da, wie in Kapitel 6.1.1 beschrieben, vor allem in der Erholungsphase (Schlaf) Lärmexpositionen, sollten sie auch nur vereinzelt auftreten, starke Gesundheitsauswirkungen haben. Dadurch wird der Nutzer durch das Öffnen von Fenstern entweder Lärmexpositionen oder Luftschadstoffexpositionen ausgesetzt. Die Konkretisierung dieses Zielkonflikts findet im Ausblick in Unterkapitel 7.6 statt.

7.6 Fazit und Ausblick Exposition Luftschadstoffe

Die Gesundheitsbelastung und -gefährdung durch Luftverschmutzung konnte durch die Analyse eindeutig belegt werden. Primär schützt die Gebäudehülle den Nutzer vor der Einwirkung von Luftschadstoffen. Jedoch gelangen diese beim Lüften der Nutzungseinheit in das Innere. Die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit sind überwiegend bei Krankheiten des Herz-Kreislauf-Systems sowie der Atemorgane zu finden. Vor allem in asiatischen und südamerikanischen Ländern ist die durchschnittliche Luftverschmutzung und die dadurch einhergehende Gesundheitsbelastung um ein Vielfaches höher als in Europa. Mittels der EU-weiten Vorgaben der akzeptierten Maximalkonzentrationen der Schadstoffe und die dadurch in den Mitgliedsstaaten umgesetzten Aktionspläne zur Reduzierung dieser Schadstoffemissionen sank der Ausstoß quantifizierbar. Diese Grenzwerte liegen in der Europäischen Union bei allen aufgeführten Luftschadstoffen jedoch deutlich über den Vorgaben der WHO und implizieren damit eine gesetzliche Risikoakzeptanz. Am Beispiel Deutschland zeigt sich, dass die Luftschadstoffbelastung in Deutschland stetig sinkt und damit ebenfalls die luftschadstoffbedingte Mortalitätsrate. Die gesetzlich festgelegten Grenzwerte hätten im exemplarischen Jahr 2020 eine theoretische Risikoakzeptanz für Lungenkrebs, der durch die Einwirkung von NO₂ induziert ist, von 6,33 Toten pro 100.000 Einwohner. Betrachtet man die tatsächliche, bundesdurchschnittliche Mortalitätsrate in Deutschland, liegt diese mit 1,2 Toten pro 100.000 Einwohner deutlich darunter. Jedoch übersteigen die Expositionen an einzelnen Messstationen die Höhe gesetzlich vorgegebener Grenzwerte und bergen damit für die Anwohner ein lokal deutlich höheres Risiko als im Bundesdurchschnitt und eine Gefährdung, die über die gesetzliche Akzeptanzschwelle hinausgeht.

Für die Bestimmung des individuellen lokalen Risikos für die Exposition gegenüber Luftschadstoffen wird in dieser Arbeit exemplarisch die Höhe der lokalen NO₂ – Belastung, resultierend aus dem Straßenverkehr in Deutschland, herangezogen. Der akzeptierte gesetzliche Grenzwert liegt bei ca. 6,3 Toten pro 100.000 Einwohner pro Jahr; als gesellschaftlich akzeptierter Grenzwert können 1,2 Tote pro 100.000 Einwohner quantifiziert werden. Die Randbedingungen für den im Kapitel 8 folgenden Vergleich sind in Abbildung 76 zusammengefasst.

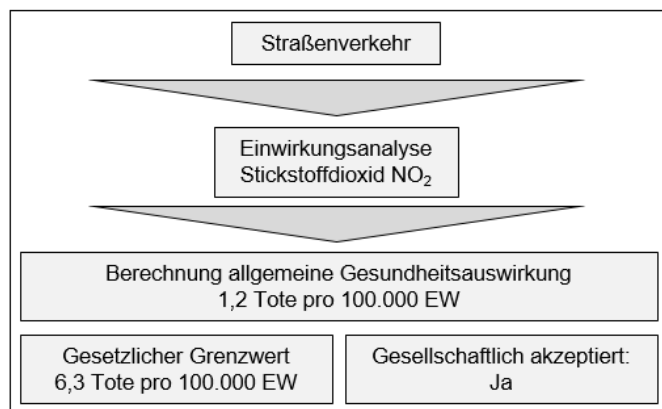


Abbildung 76: Randbedingungen der Exposition Luftschadstoffe zur Quantifizierung des individuellen lokalen Risikos

Neben der Quantifizierung der Gesundheitsbelastung durch die Schadstoffexposition ist die Möglichkeit zur Integration von personenspezifischen Parametern, wie beispielsweise das Alter, Vorerkrankungen oder der Tabakkonsum durch die Methode ebenfalls gegeben. (Gocht, 2022). Die Entdeckung neuer Korrelationen zwischen Luftschadstoffen und Gesundheitsauswirkungen seitens der Medizinforschung können durch entsprechende Kombinationsmodelle der Expositions-Wirkungsfunktionen in die Analyse und Auswertung integriert werden.

Die Kombination von GIS Modellen der Bevölkerungsdichte sowie der Schadstoffexposition, wie in Anhang 16 verwendet, ermöglicht eine detaillierte lokale Auflösung der urbanen Gesundheitsbelastung und schafft dadurch eine robuste Datengrundlage. Durch die bereits aktuell vorliegenden Echtzeit-Messwerte besteht die Möglichkeit der Entwicklung von KI-gestützte Lüftungskonzepten, die beispielsweise temporäre Expositionsspitzen prognostizieren und das Lüftungssystem über eine Smart-Home Schnittstelle entsprechend ansteuern könnten, auch wenn der Nutzer abwesend ist. (Die Belange des Einbruchschutzes dürfen dabei nicht vernachlässigt werden).

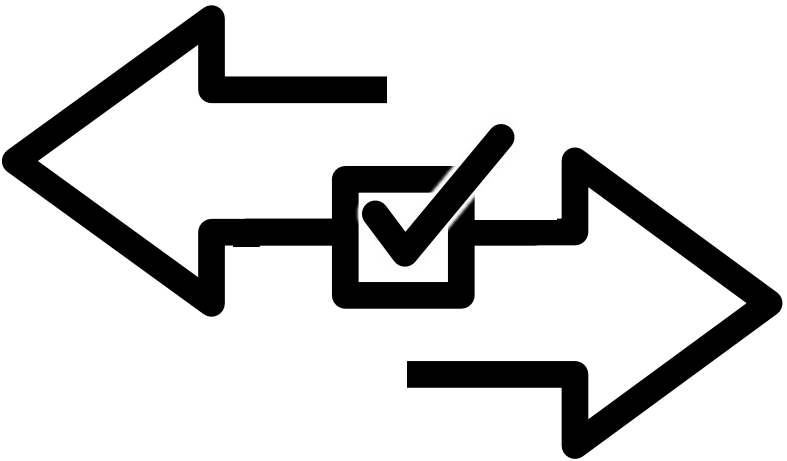
Weiterführend besteht eine Erweiterungsoption der Methode darin, durch hochaufgelöste Schadstoff-Stadtmodelle auch eine örtliche Differenzierung der Schadstoffexposition für den täglichen Aufenthalt einer Person, z.B. Wohnort und Arbeitsplatz, unter Berücksichtigung der Aufenthaltszeit und das daraus resultierende Risiko abzubilden.

Im Gegensatz zum Brandschutz und dem baulichen Lärmschutz gibt es baulich keine direkten Vorgaben für den Schutz der Atemluft. Der in Unterkapitel 7.5 beschriebene Zielkonflikt bietet Raum für juristische Analysen. Dabei gilt es unter anderem folgende Fragestellungen zu klären:

- Ab welcher Exposition bzw. Expositionshöhe liegt der Tatbestand einer Gefährdung für Leib und Leben (analog zum Brandschutz) und eine dadurch einhergehende behördliche Untersagung der Nutzung vor?
- In welcher (rechtlichen) Verantwortung stehen Nutzer, Eigentümer und Kommune beim Expositionsschutz des Nutzers?
- In welcher Höhe liegt das juristisch akzeptierte Risiko und damit implizit die Mortalitätsrate durch Luftschadstoffe?

Ebenso ist die Frage nach dem gesellschaftlich akzeptierten Grenzkrisiko aus soziokultureller bzw. sozio-ökonomischer Sicht zu untersuchen. Dazu könnten sich z.B. Befragungen von Bürgern, die von eingeführten Gesetzesänderungen zur Schadstoffreduzierung, wie beispielsweise dem Dieselfahrverbot in München, betroffen sind, geeignet sein, um qualitativ den Wert der eigenen Gesundheitsverbesserung gegenüber der finanziellen Mehrbelastung durch einen Fahrzeugwechsel zu ermitteln.

Das Luftschadstoffexpositionskapitel abschließend, wird als übergeordnetes Ziel die weltweite Reduzierung der Expositionshöhe auf die von der WHO definierten Grenzwerte als Ausblick empfohlen.



8 Vergleich und Bewertung der ermittelten Risiken

Das folgende Kapitel bildet den letzten Bestandteil der entwickelten Methode nach Abbildung 8 und quantifiziert exemplarisch das individuelle lokale Risiko von zehn Personas. Personas sind fiktive Vertreter einer Gruppe, die mit Informationen über Verhalten, Eigenschaften, Bedürfnissen und Lebensumständen belegt sind (Dam & Siang, 2022). Sie stellen damit eine Verallgemeinerung dar, die nur einen Teil der Realität repräsentiert. Die Erstellung der Persona 1 – 3 erfolgte zur Hervorhebung von signifikanten Unterschieden. Aus diesem Grund besteht die Auswahl aus stark differierenden Merkmalen. Exemplarisch analysiert dieses Kapitel vier Merkmale der Persona. Diese sind: der Wohnort, das Geschlecht, das Alter sowie der Familienstand. Zur Verdeutlichung des Einflusses der Wohnumgebung werden die Wohnorte der Persona 1 - 3 zusätzlich untereinander getauscht, sodass je Persona zwei alternative Varianten entstehen. Persona 4 - 10 entstehen zum einen durch die Bestimmung mittels Zufallsgenerator für den Wohnort, zum anderen durch die Transformation der personenspezifischen Eigenschaften in numerische Elemente (z.B. weiblich = 1, männlich = 2). Diese werden im Anschluss ebenfalls durch einen Zufallsgenerator bestimmt und wieder als Eigenschaften zugeordnet. Im Folgenden werden die Persona 1 bis 3 ausführlich, Persona 4 – 10 in Auszügen beschrieben. Die entwickelte Methode bietet die Möglichkeit, diese Merkmale und Umgebungsbedingungen, bei ausreichender Datengrundlage und wissenschaftlicher Erkenntnis zur Expositions-Wirkungsfunktion, beliebig um weitere Parameter zu erweitern. Dies wird im Ausblick in Kapitel 10.2 beschrieben.

8.1 Eingangsparmeter zur exemplarischen Modellierung

Die Wohnorte der Personas (1 – 3) liegen in einer ruralen (Oberwalzlings, Allgäu), semi-urbanen (Neugraben, Hamburg) und urbanen (Neuhausen, München) Umgebungen in Deutschland, siehe Abbildung 77. Das Alter variiert von 19 über 42 bis zu 89 Jahren. Wie zu Beginn der Arbeit beschrieben, findet aufgrund der Datenlage nur eine Unterscheidung zwischen den Geschlechtsmerkmalen männlich und weiblich statt. Die Art des Familienstands unterscheidet sich zwischen verheiratet, geschieden und ledig. In der Abbildung 78, Abbildung 79 und Abbildung 80 sind neben den personenspezifischen Daten, die Lärmkartierung sowie die Kartierung des Luftschadstoffs NO₂ am individuellen Wohnort gegeben. Die Festlegung der lokalen Expositionen erfolgt mittels einer ingenieurstechnischen Abschätzung anhand der Umgebungsparameter (Ergebnisse der nächstliegenden Messstationen, Anzahl und Art der Verkehrswege).



Abbildung 77: Übersicht der Wohnorte der generierten Persona in Deutschland. Datenquelle Karte: (Google, 2023)

Dies führt für die Lärmexposition zu jahresdurchschnittlichen Verkehrslärmpegeln (L_{DEN}) von 30, 60 und 70 dB. Die durchschnittliche Luftschadstoffexposition von NO_2 wird aufgrund der Umgebungsbedingungen zu 10, 15 und $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angenommen. Die Bestimmung des Gesundheitsrisikos erfolgt mittels der vorausgegangenen Berechnungsmethoden unter Verwendung der angegebenen Parameter. Die im Ergebnisdigramm enthaltenen gesetzlichen Grenzwerte sowie Durchschnittswerte des tatsächlichen Risikos der Bevölkerung stellen das Bezugsniveau zur Bewertung des individuellen Risikos dar. Dabei beziehen sich angegebenen Durchschnittswerte des Gesundheitsrisikos auf die Gesamtbevölkerung Deutschlands. Die in den Kapiteln 6.4 und 7.4 quantifizierten lokalen Mittelwerte einzelner Städte sind nicht zur allgemeinen Vergleichbarkeit heranzuziehen, da sie regionale Unterschiede aufweisen. Diese finden z.B. bei Detailanalysen im Quartierskontext oder beim Vergleich der Gesundheitsbelastung einzelner Städte anstelle von Personen Verwendung. Die in den vorangegangenen Kapiteln beschriebene Streuung der Ergebnisse wurde zur besseren Übersichtlichkeit nicht dargestellt. Die Bilder der Personas wurden mittels künstlicher Intelligenz erstellt und dienen ausschließlich der Illustration. Die weiteren Wohnadressen sowie persönlichen Merkmale der Persona 4 bis 10 sind in Tabelle 9 aufgeführt. Die Personas variieren im Alter zwischen 15 und 89 Jahre, beinhalten dabei die vier statistisch auswertbaren Familienstände ledig, verheiratet, geschieden und verwitwet, sind Verkehrslärmexpositionen zwischen 30 bis 70 dB und Stickstoffdioxidexpositionen von 5 bis $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt.

Tabelle 9: Merkmalausprägungen der zehn generierten Personas

Persona	Wohnort	Straße	Haus Nr.	Alter	Geschlecht	Familienstand	Exp. L_{DEN} [dB]	Exp. NO_2 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Persona 1	Hamburg	Im Neugrabener Dorf	36	19	weiblich	ledig	60	15
Persona 2	Altusried	Oberwalzlings	2	42	weiblich	geschieden	30	10
Persona 3	München	Landshuter Allee	33	89	männlich	verheiratet	70	54
Persona 4	Freiburg i.B.	Sichelstraße	17	76	weiblich	ledig	57	35
Persona 5	Krauthelm	Im Berg	3	43	männlich	verwitwet	30	5
Persona 6	Siegen	Rijnsburger Straße	45	56	männlich	geschieden	61	43
Persona 7	Hüfingen	Waldstraße	8	31	männlich	verheiratet	32	9
Persona 8	Wolfsbug	Hochring	19	15	weiblich	ledig	58	31
Persona 9	Neustad-Glewe	Johannes-Gillhoff-Weg	7	51	weiblich	ledig	43	20
Persona 10	Leipzig	Untere Eichstädstraße	38	69	männlich	verheiratet	40	25

Die Wohnorte sind, wie zuvor beschrieben, per Zufallsprinzip ausgewählte Gemeinden bzw. Städte zwischen 7.913 Einwohner (Hüfingen) und 1,8 Mio. Einwohner (Hamburg), siehe Abbildung 77.

8.2 Auswertung und Bewertung der individuellen Ergebnisse

Persona 1 repräsentiert eine Person mit wohnhaft im semi-urbanen Raum. Das Alter von 19 Jahren und der Familienstand ledig der Persona 1 ergeben mit 0,03 Toten pro 100.000 Einwohner eine sehr niedrige Mortalitätsrate durch Rauch, Feuer und Flamme. Das aktuelle akzeptierte Grenzkrisiko in Deutschland liegt zum Vergleich bei 0,4 T/100k EW, der gesetzliche Grenzwert bei einer Mortalitätsrate von 1,0 T/100k EW. Somit liegt die Persona 1 bei dieser Kategorie deutlich unter den Durchschnittswerten. Durch den Umstand, dass dem abwehrenden Brandschutz kein Einfluss auf die Brandsterbewahrscheinlichkeit nachgewiesen werden konnte, und die Hilfsfristen von 8 bzw. 10 Minuten, wie in Abbildung 78, Abbildung 79 und

Abbildung 80 ersichtlich, bei allen Standorten der Personas eingehalten werden können, verändern sich die Sterblichkeitsraten für die Exposition Rauch, Feuer und Flamme bei den Wohnortvarianten nicht.⁴ Weiterführend ist sie Stickstoffdioxidexpositionen von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt. Dies führt zu einer Risikoerhöhung von 1,1 Toten pro 100.000 Einwohnern. Der Bundesdurchschnitt für diese Exposition liegt bei einer Mortalitätsrate von 1,2 T/100k EW. Die aktuellen gesetzlichen Vorgaben definieren ein zulässiges Grenzkrisiko von 6,3 T/100k EW. Daraus folgt, dass Persona 1 knapp unter dem Bevölkerungsdurchschnitt liegt und weit unter dem gesetzlichen Grenzwert. Im Variantenvergleich zu München würde sich das Risiko auf 9,3 Tote pro 100.000 Einwohner erhöhen. Im ruralen Raum entfällt das Risiko. Das größte Gesundheitsrisiko verursacht der vorherrschende Schallpegel von 60 dB. Dieser resultiert in einer verkehrslärminduzierten Sterblichkeitsrate für IHD von 8,0 T/100k EW. Die berechneten Schwellenwerte quantifizieren sich für das gesellschaftlich akzeptierte Grenzkrisiko zu 1,8 T/100k EW in Hamburg, sowie zu 6,9 T/100k EW als theoretische, gesetzliche Vorgabe. Damit ist die Persona 1 mehr als vierfach so stark gefährdet wie die Durchschnittsbevölkerung und ihr Risiko liegt über dem gesetzlich akzeptierten Grenzkrisiko. In der Variante München würde sich dieses Risiko für Persona 1 auf 20,1 T/100k EW erhöhen. Im ruralen Raum entfällt das Risiko aufgrund der niedrigen Lärmbelastung von 30 dB.

Persona 2 lebt im ruralen Raum, anthropogene Umwelteinflüsse über den Wirkungsschwellen treten dort nicht auf. Dadurch quantifiziert sich keine erhöhte Mortalitätsrate durch Lärm und Luftverschmutzung (0,0 T/100k EW). Die Sterberate durch die Exposition Rauch, Feuer und Flamme ergibt sich aufgrund der personenspezifischen Eigenschaften zu 0,4 T/100k EW. Damit liegt Persona 2 genau im Bevölkerungsdurchschnitt und unterhalb des gesetzlich akzeptierten Grenzwertes. Für Persona 2 erhöhten sich bei den Varianten die Sterblichkeitsraten exorbitant. Die Lärmbelastung würde zu einem Maximalwert von 20,1 T/100k EW führen, die Stickstoffdioxidwerte an der Landshuter Allee resultieren in einer Sterblichkeitsrate von 9,3 T/100k EW.

Persona 3 weist aufgrund des Alters von 89 Jahren, nach Geschlecht männlich sowie nach Familienstandmerkmal verheiratet, eine statistische Sterblichkeitsrate durch die Exposition Rauch, Feuer und Flamme von 1,1 Toten pro 100.000 Einwohner auf. Damit liegt die Sterblichkeitsrate knapp über dem gesetzlich akzeptierten Grenzwert von 1,0 Toten pro 100.000 Einwohner und ca. doppelt so hoch wie die des Bevölkerungsdurchschnitts. Die urbane Wohnlage in der Landshuter Allee 33 ist mit einem lokalen Verkehrslärmpegel L_{DEN} von 75 dB beaufschlagt und führt damit zu einer statistischen verkehrslärminduzierten Sterblichkeitsrate durch IHD von 20,1 T/100k EW. Die vorherrschende Luftschadstoffbelastung durch Stickstoffdioxid resultiert in einer Erhöhung der Lungenkrebssterblichkeitsrate um 9,3 T/100k EW. Beide Werte liegen damit weit über den gesetzlich akzeptierten Vorgaben. Wie Abbildung 80 verdeutlicht, könnten beide Werte durch die Wohnvariante ruraler Raum (Altusried) auf 0 gesenkt werden.

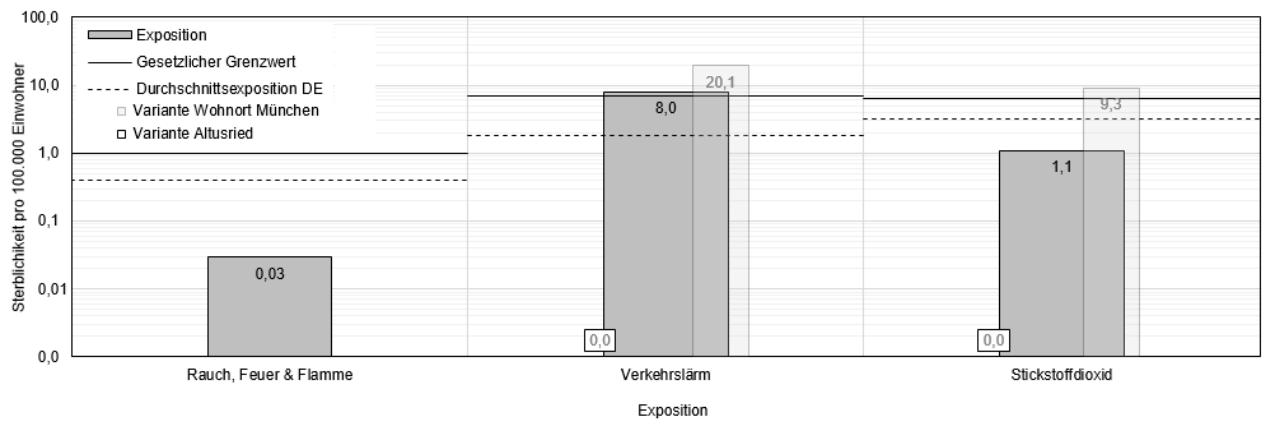
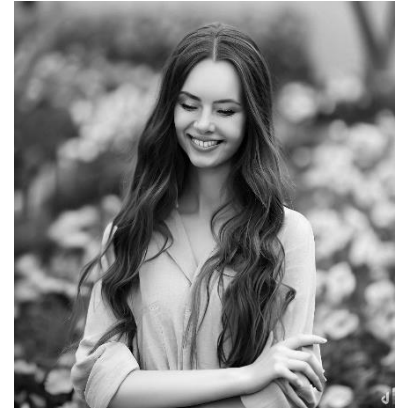
Die Ergebnisse belegen, dass Persona 3 unter den angeführten Randbedingungen bei allen drei Expositionen sowohl über dem gesetzlichen als auch über dem gesellschaftlich akzeptierten Grenzwert liegt. Dabei ist die Sterblichkeitsrate durch eine Brandexposition mit 1,1 T/100k EW nur knapp über dem gesetzlichen Grenzwert von 1,0 T/100k EW. Unter Berücksichtigung der Auswertung in Abbildung 45 zeigt

⁴ Die angegebenen Zeiten in den Abbildungen entsprechen einer normalen Fahrzeit mit dem PKW, dabei werden Tempolimit, Ampelschaltungen, Verkehrslenkungen etc. berücksichtigt. Somit ist die tatsächliche Anfahrtszeit geringer, als in der Grafik angegeben.

sich, dass der Familienstand verheiratet hier maßgebend für das verringerte Risiko gegenüber dem Durchschnittsrisiko der Altersgruppe 85+ von 1,9 T/100k EW. Die durch Verkehrslärmbelastung verursachte Mortalitätsrate der IHD ist mit 20,1 T/100k EW die risikodominierende Exposition dieser Person. Das resultierende Risiko liegt fast 3-fach über dem gesetzlich akzeptierten Grenzwert und 17-fach über dem gesellschaftlich akzeptierten Grenzwert (für München). In Bezug auf die gesetzlichen Grenzwerte für Lärm aus Tabelle 6 in Kapitel 6.3.3, wäre ein Maximalpegel von 64 dB(A) in Kerngebieten zulässig.

Persona 1

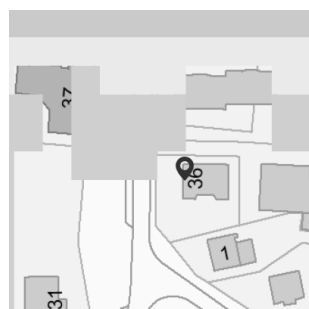
Name	<i>Jasmin Müller</i>
Alter	19
Geschlecht	<i>weiblich</i>
Umgebungstyp	<i>semi-urban</i>
Wohnanschrift	<i>Im Neugrabener Dorf 36</i> 21147 Hamburg
Familienstand	<i>ledig</i>
Luftschadstoffe (NO₂)	15 µg/m ³
Lärmpegel (L_{DEN})	60 dB



Anfahrt Feuerwehr



Lärm L_{DEN}



Luftschadstoff NO₂

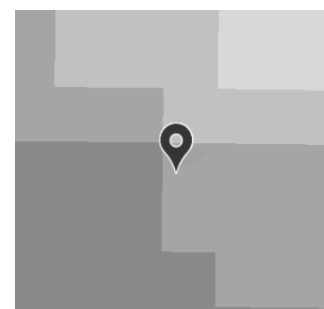
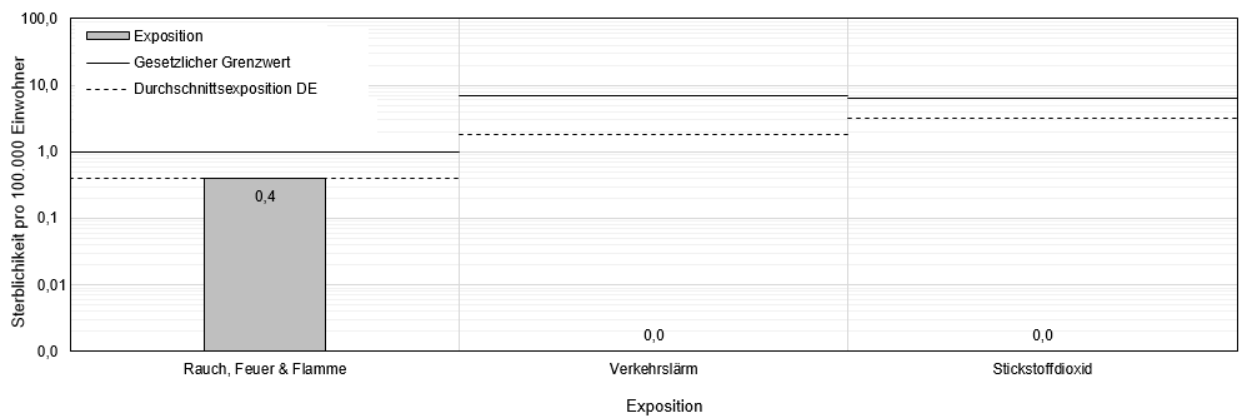
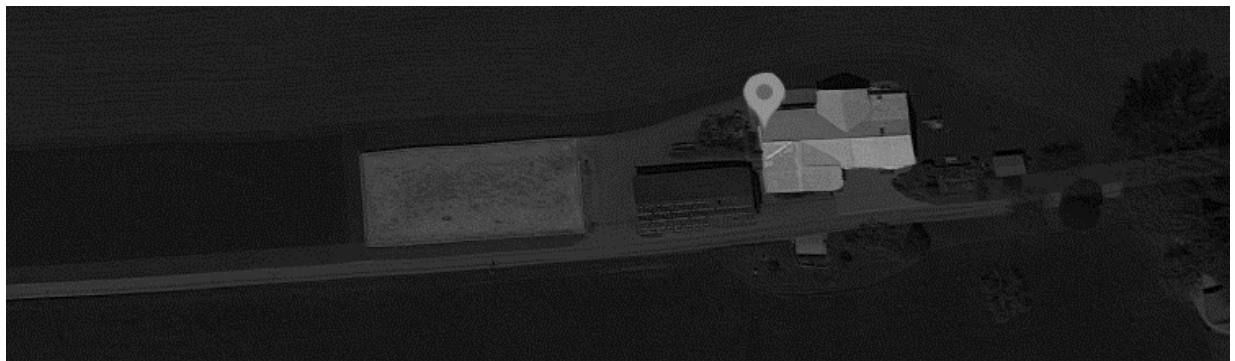


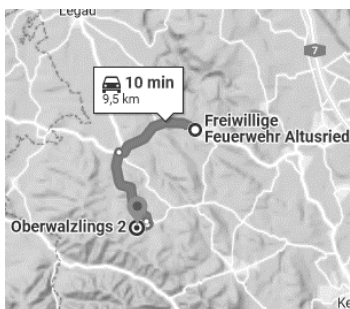
Abbildung 78: Persona 1 zur exemplarischen Anwendung der Methode. Bildquelle: (Google, 2023; Hamburg, 2017; Microsoft, 2023; UBA, 2023)

Persona 2

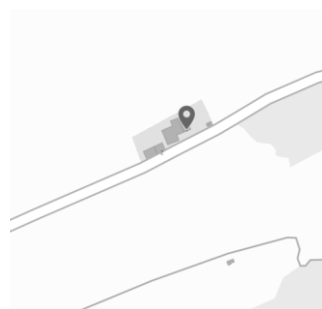
Name	<i>Andrea König</i>
Alter	<i>42</i>
Geschlecht	<i>weiblich</i>
Umgebungstyp	<i>rural</i>
Wohnanschrift	<i>Oberwalzlings 2 87452 Altusried</i>
Familienstand	<i>geschieden</i>
Luftschadstoffe (NO₂)	<i>10 µg/m³</i>
Lärmpegel (L_{DEN})	<i>30 dB</i>



Anfahrt Feuerwehr



Lärmkartierung



Luftschadstoff NO2

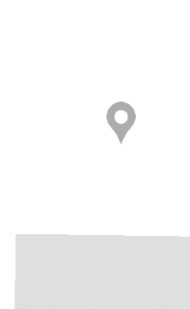
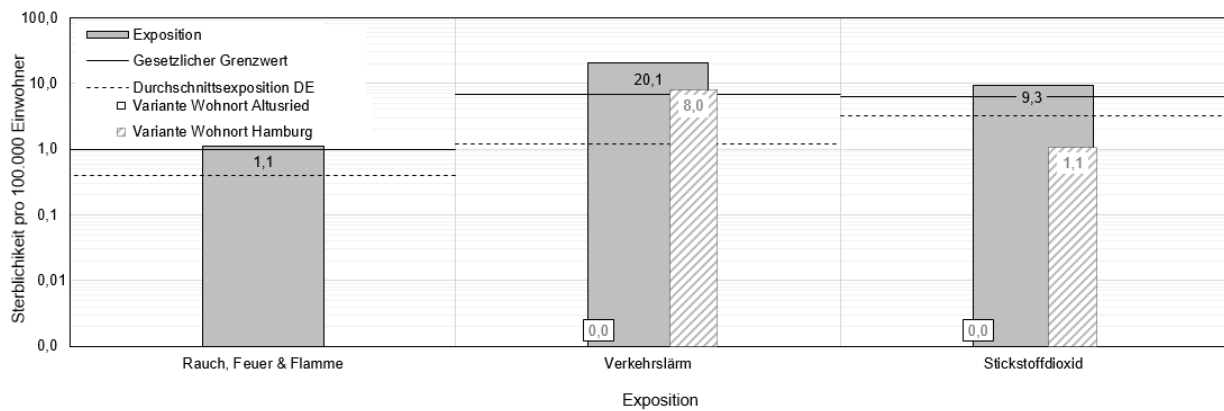
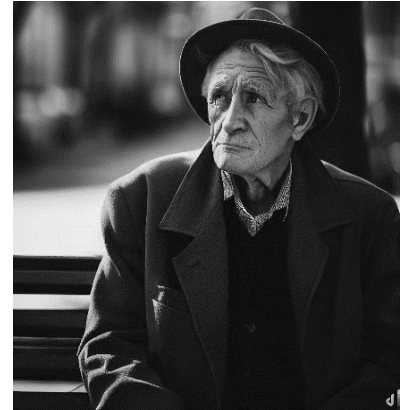


Abbildung 79: Persona 2 zur exemplarischen Anwendung der Methode. Bildquelle: (Google, 2023; LfU-Bayern, 2017; Microsoft, 2023; UBA, 2023)

Vergleich und Bewertung der ermittelten Risiken

Persona 3

Name	<i>Klaus Florian Kaptan</i>
Alter	<i>89</i>
Geschlecht	<i>männlich</i>
Umgebungstyp	<i>urban</i>
Wohnanschrift	<i>Landshuter Allee 33 80637 München</i>
Familienstand	<i>verheiratet</i>
Ø Luftschadstoffbelastung (NO₂)	<i>54 µg/m³</i>
Ø Verkehrslärmpegel (L_{DEN})	<i>70 dB</i>



Anfahrt Feuerwehr



Lärm L_{DEN}



Luftschadstoff NO₂

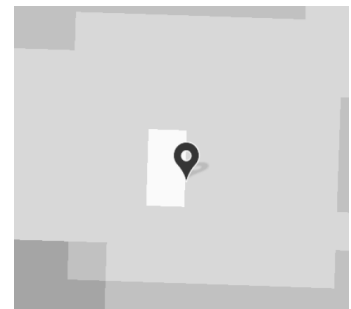


Abbildung 80: Persona 3 zur exemplarischen Anwendung der Methode. Bildquelle: (Google, 2023; LfU-Bayern, 2017; Microsoft, 2023; UBA, 2023)

Vergleich und Bewertung der ermittelten Risiken

Die Gesamtauswertung in Abbildung 81 visualisiert das Risiko der zehn Personas über eine logarithmische Skala der Sterblichkeitsrate pro 100.000 Einwohner. Es zeigt sich, dass für die Exposition Rauch, Feuer und Flamme der gesetzliche Grenzwert von drei Personas mit 1,06 (Persona 3), 2,05 (Persona 4) und 1,52 (Persona 6) überschritten wird. Die übrigen Personas unterschreiten den Wert teils deutlich. Die Exposition gegenüber dem Verkehrslärmpegel L_{DEN} führt ebenfalls zu drei Überschreitungen (Persona 2, 3 und 6) des gesetzlichen Grenzwertes. Des Weiteren findet eine Überschreitung des Grenzwertes für die Exposition gegenüber Stickstoffdioxid nur in zwei Fällen (Persona 3 und 6) statt. Die Auswertung verdeutlicht dabei zwei Erkenntnisse: Zum einen, dass Personen, die durch hohe Verkehrslärmexpositionen gefährdet sind, meistens ebenfalls einer hohen Stickstoffdioxidbelastung und dadurch einer weiteren erhöhten Sterblichkeitsrate ausgesetzt sind. Zum anderen, dass die Grenzwerte für die Exposition Rauch, Feuer und Flamme deutlich unter denen der Expositionen Lärm und Luftverschmutzung liegen. Wären diese einheitlich bei 1,0 Toten pro 100.000 Einwohner, lägen durch eine Lärmexposition 50% und durch Luftverschmutzung 70% der Personas oberhalb des gesetzlichen Grenzwertes. Es ist ersichtlich, dass eine Gleichheit des Risikos zwischen den Expositionskategorien einerseits sowie zwischen den Personas andererseits nicht existiert. Vergleicht man beispielsweise die Personas 3, 4 und 10, die alle ein Alter 65+ erreicht haben, sind große Unterschiede in der Risikoexposition aufgrund der Wohnumgebung ersichtlich.

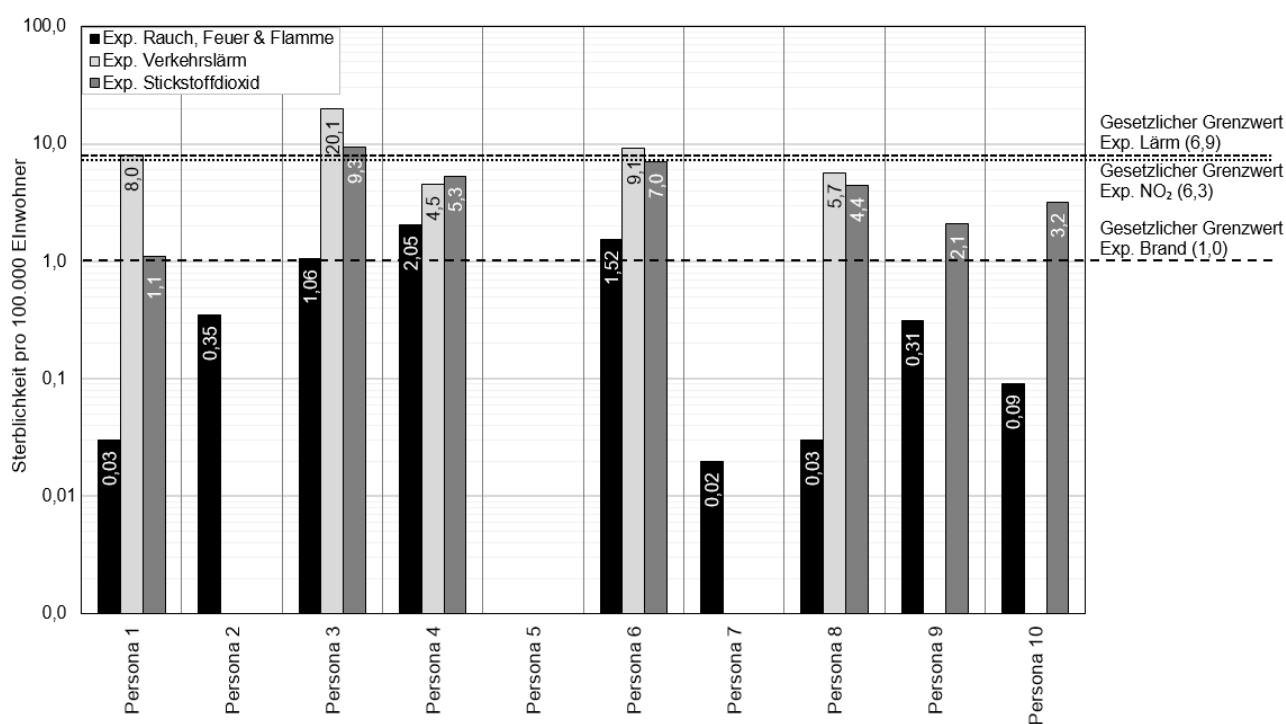


Abbildung 81: Ergebnisse der Risikoexpositionsanalyse der zehn generierten Personas

8.3 Auswertung einer exemplarischen kommunalen Maßnahme

Durch die Berechnung des individuellen Risikos ist die Quantifizierung der Auswirkung kommunaler Maßnahmen möglich. Exemplarisch wird eine fiktive Temporeduzierung an der Hauptverkehrsstraße der Persona 3 von 50 auf 30 km/h angenommen. Dadurch ergibt sich je nach Lkw-Anteil eine rechnerische Lärmpegelreduzierung um zwei bis drei dB(A) (Heinrichs et al., 2023). Bei einem Ausgangspegel von 70 dB und einem resultierenden Risiko von 20,1 Toten pro 100.000 Einwohner und Jahr, ergibt sich bei einer Pegelabsenkung auf 67 dB eine Risikominderung auf 16,4 Tote pro 100.000 Einwohner und Jahr. Das Delta beträgt somit 3,7 Tote pro 100.000 Einwohner pro Jahr. Im konkreten Fall der Persona 3 bedeutet das, dass durch eine Tempoverringerung auf 30 km/h mehr Sicherheit, im Sinne der Verringerung der Sterblichkeitsrate für die Person, entsteht, als wenn die Exposition Brand vollständig ausschließbar ist. Die einhergehenden Verringerungen anderer Risiken (z.B. Schadstoffexposition, Unfälle mit Todesfolge etc.) sind dabei außer Acht gelassen, würden aber zu weiterer Risikoabsenkung führen. Weiterführend bieten Kommunen, wie beispielsweise Berlin, Förderprogramme zum Austausch alter Fenster durch Schallschutzfenster an, die eine Lärmbelastung in Innenräumen bei geschlossenen Fenstern verringern. (BMWK, 2023). Die daraus resultierende Risikoreduzierung konnte aufgrund der Datenlage nicht quantifiziert werden.

Das Potenzial zur Identifizierung sowie Entwicklung weiterer kommunaler sowie individueller Maßnahmen zur Expositions- bzw. Risikoreduzierung sind in Abbildung 8 sowie in Kapitel 10.2 aufgeführt.

9 Bewertung und Beitrag der Arbeit

Das nachstehende Kapitel reflektiert den neu entwickelten Forschungsansatz, die Vorgehensweise dieser Arbeit, die gewonnenen Ergebnisse sowie deren Beurteilung als Beitrag für die Forschung und Industrie.

9.1 Kritische Reflexion des Forschungsansatzes

Das in Kapitel 4 beschriebene Grenzkrisiko als Funktion der Sicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit findet im Forschungsansatz nur in der Dimension Sicherheit Berücksichtigung. Eine Analyse der beiden anderen Faktoren ist mit der entwickelten Methode nicht möglich. Das bedeutet, dass die berechneten gesetzlichen Grenzkrisiken nur im Hinblick auf deren Sicherheitsniveau, jedoch nicht auf den gesellschaftlichen Nutzen (Gebrauchstauglichkeit) bzw. die Wirtschaftlichkeit diskutiert werden können (siehe dazu auch Kapitel 9.3 und 10.2).

Die methodische Vorgehensweise beruht zu einem großen Teil auf der Primär- bzw. Sekundärdatenanalyse. Für die Quantifizierung des lokalen Gesundheitsrisikos sind diese unabdingbar. Bei Verwendung der Methode in Ländern ohne zentrale statistische Datenerfassung müssen diese Daten im Voraus erhoben und auf ihre Konsistenz geprüft werden. Die Methode kann somit erst nach einer Vorlaufzeit zur Anwendung kommen.

Die durch den Forschungsansatz erlangten Ergebnisse bedürfen einer sozioökonomischen Einordnung in den Gesellschaftskontext. Der Forschungsansatz quantifiziert ausschließlich das Risiko, die Einflussgrößen Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit werden dabei nicht bewertet. Inwieweit die Höhe oder Überschreitung von gesetzlichen Grenzkrisiken gesellschaftlich sowie juristisch akzeptabel ist, muss durch weitere Arbeiten ermittelt werden. Die Methode dient dem Vergleich, nicht der Bewertung von Risiken.

Im Gegensatz zur Bestimmung der Years of Life Lost nach dem Ansatz der WHO, enthält die Methode durch die Ergebniseinheit Tote pro 100.000 Einwohner keine Gewichtung der Todesfälle. Bei der Differenzierung der Sterberate von Lungenkrebs nach dem Attribut Alter ist beispielsweise eine deutliche Korrelation zwischen zunehmendem Alter und der Zunahme der Sterberate ersichtlich. Dies wird in der Methode nicht berücksichtigt, da die epidemiologische Datengrundlage zur Auswirkung des Einwirkungszeitpunktes und der Einwirkungsdauer nicht gegeben ist.

Die Evaluierung und Validierung der Methode erfolgt mittels Teilvalidierungen der Einzelkomponenten.

Die Evaluierung des neu entwickelten Risikofaktorenmodells in Kapitel 4 Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme erfolgte mittels Interview dreier Experten aus dem Gebiet des vorbeugenden und abwehrenden Brandschutzes. Diese bestätigten auch die Höhe des aktuell akzeptierten Grenzkrisikos im Brandschutz. Die Auswahl der zugrunde liegenden Faktoren erfolgte auf Basis des Standes des Wissens mittels peer-reviewter Publikationen. Inwieweit die politischen Entscheidungsträger dieses Risiko ebenfalls als akzeptabel einstufen, konnte mangels Experten noch nicht evaluiert werden und stellt einen Ausblick für weitere Forschung dar. Die Belastbarkeit der Datenerhebung ist durch die durchgeführte Vollerhebung gegeben, dadurch enthalten die Daten keine statistischen Unsicherheiten, ausgenommen manuelle Fehler der Primärdatenerhebung und Streuungen, die sich in der weiteren Analyse fortsetzen würden. Die Validität der verwendeten Expositions-Wirkungsfunktionen von Lärm und Luftschadstoffen in Kapitel 6 und 7

ist durch die entsprechenden Veröffentlichungen und zugehörigen Reviews gegeben. Die Berechnung zur exponierten Bevölkerungsanteilen entspricht den von der WHO entwickelten und validierten Algorithmen. Die Bestätigung der Richtigkeit der in Kapitel 6.4.2 weiterentwickelten Berechnungsmethode erfolgte im Austausch mit einem Experten des Fachgebiets der epidemiologischen Statistik.

Durch die Tatsache, dass alle einzelnen Bestandteile jeweils getrennt als valide anzusehen sind, kann auf die Validität des Gesamtmodells geschlossen werden. Eine tatsächliche Validierung der Gesamtheit der Methode ist aufgrund der benötigten Stichprobengröße zur Analyse der lokalen Gesundheitsgefährdung im Rahmen dieser Arbeit nicht umsetzbar.

9.2 Kritische Reflexion der Vorgehensweise

Die Anwendung der Methode am Standort Deutschland ging mit einer breiten Datenbasis einher. Zudem können die Regulierungen und Gesetze als gewachsene Strukturen, die auf den lokalen Gegebenheiten beruhen, betrachtet werden. Die Klärung, inwieweit der methodische Ablauf in Ländern mit übernommenen, bauordnungsrechtlichen Strukturen, geringer Datenbasis oder großen kulturellen Unterschieden zu modifizieren ist, muss durch weitere Forschung erfolgen.

Die Beurteilung der Gesundheitsrisiken von Lärm- und Luftverschmutzung konnte zum Teil nur auf Basis von Schätzwerten bzw. Prognosemodellen zur anteiligen Bevölkerung je Expositionsniveau durchgeführt werden. Präzisere Ergebnisse sind durch die Überlagerung von GIS Modellen zur Bevölkerungsdichte und des Expositionsniveaus erzielbar, jedoch in dieser Arbeit nicht umgesetzt.

Die verwendeten Datensätze der Lärmkartierung beruhen auf der Erhebung von 2017 und werden nur im 5-Jahresturnus erstellt. Änderungen in diesem Zeitraum können nicht abgebildet werden. Die Datensätze für das Jahr 2022 lagen bis zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit nicht vor. Ebenso waren die Datensätze der Brandtoten des Statistischen Bundesamts für die Jahre 2021 und 2022 noch nicht vollständig verfügbar. Aus diesem Grund beruht diese Auswertung auf den Datensätzen 2005 – 2019 bzw. 2020. In der verwendeten Bevölkerungsstatistik bei der Datenerhebung sind Veränderungen, die durch den im Jahr 2011 durchgeführten Zensus entstanden sind, enthalten. Da diese Werte aber einheitlich für alle Expositionen Verwendung fanden, entsteht keine Abweichung zwischen den Ergebnissen.

9.3 Kritische Reflexion der Ergebnisse

Die Unterschiede der Auswirkungen der analysierten Expositionen ist eklatant. Die Spannen der Grenzbereiche individueller Personen können zwischen keiner Risikoerhöhung und einer mehr als 25-fachen erhöhten Sterbewahrscheinlichkeit liegen. Die Konformität der Ergebnisse mit den eingangs in dieser Arbeit zitierten Grundrechten auf Gleichheit aller Menschen sowie dem Recht auf Leben und Sicherheit kann im Rahmen dieser Arbeit nicht geklärt werden. Dass eine Ungleichheit existiert, dokumentiert diese Arbeit eindeutig. Diese Tatsache ist in Abbildung 82 verdeutlicht, darin sind die Sterbewahrscheinlichkeiten der drei exemplarischen Personas logarithmisch, ausgehend vom zentralen Nullpunkt dargestellt. Dabei sind die Todesfälle der Exposition Rauch, Feuer und Flamme zu 100% durch die Vollerhebung abgebildet. Die Exposition gegenüber Lärm- und Luftverschmutzung quantifizieren jeweils nur exemplarisch ein ein-

zernes, induziertes Krankheitsbild. Daraus folgt, dass diese kalkulierten Risiken sehr konservativ anzusehen sind und die tatsächliche Sterberate deutlich darüber liegt. Der Vergleich der Ergebnisse der ausgewählten Personas verdeutlicht die heterogene Risikoverteilung in der Bevölkerung.

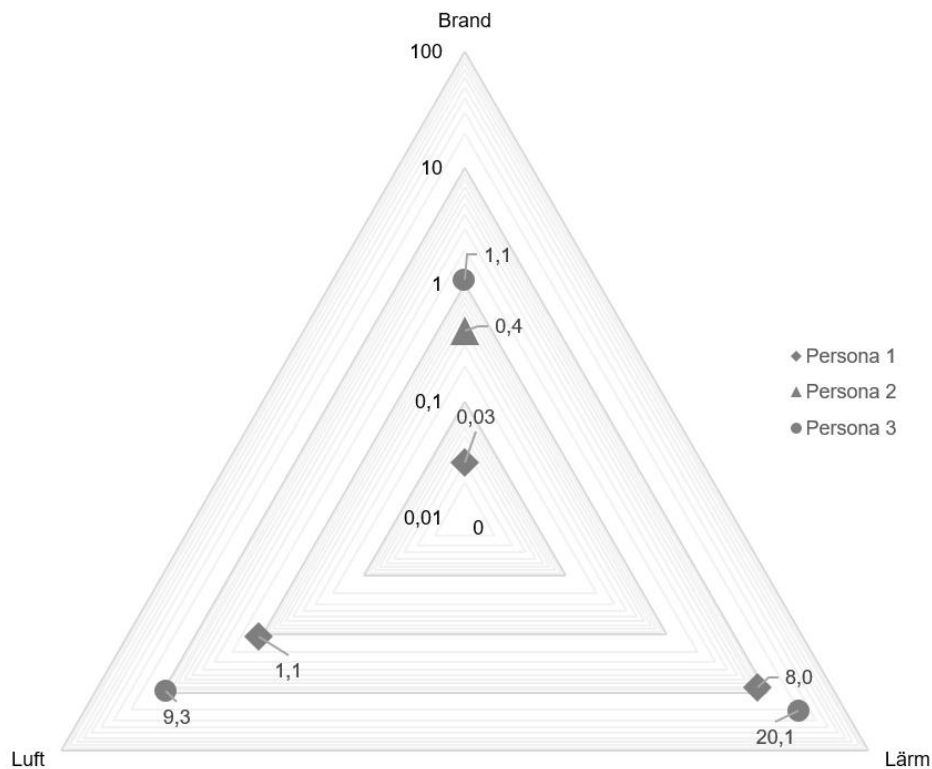


Abbildung 82: Vergleich der Ergebnisse der exemplarischen Personas

Auffallend ist zudem die heterogene politische und gesellschaftliche Akzeptanz der unterschiedlichen Expositionen, sowie die Homogenität der Akzeptanz beider Gruppen innerhalb eines Schutzniveaus. So liegt das gesetzliche Schutzniveau für Luftschadstoffe bei 6,3 Toten pro 100.000 EW, für Straßenlärm bei 6,9 Toten pro 100.000 Einwohner und aus den Vorgaben der Bauordnung und den Experteninterviews approximierte Brandschutzniveau bei einem Toten pro 100.000 Einwohner. Dies ist auf die in Kapitel 2.1 beschriebene subjektive Risikowahrnehmung zurückzuführen. Der EU-Entwurf zur Reduzierung der maximal zulässigen Luftschadstoffemissionen belegt eine objektive Risikobewertung der politischen Gremien und führt zu entsprechendem Handlungsbedarf auf nationaler Ebene. Die Kommunikation der Notwendigkeit zur Risikosenkung, die im Spannungsfeld zwischen objektiver und subjektiver Risikowahrnehmung liegt, muss in einem hohen Maß der Transparenz erfolgen, um die positiven Auswirkungen der notwendigen Einschränkung zu vermitteln und dadurch annehmbar oder sogar begrüßt zu werden.

Die Heterogenität der quantifizierten, gesetzlich akzeptierten Restrisiken der einzelnen Expositionen weist zudem darauf hin, dass die Festlegung der Grenzwerte nicht alleinig durch die Sicherheitsdimension, sondern unter Hinzunahme der Gebrauchstauglichkeits- und Wirtschaftlichkeitsdimension als Verhältnisabwägung, wie in Kapitel 4 trigonal modelliert, erfolgt. Die in dieser Arbeit geschaffene Quantifizierung der Sicherheitsdimension schafft eine grundlegende neue Möglichkeit zur Gebäudeoptimierung bzw. Anforderungsoptimierung im Bauwesen.

Einhergehend mit der quantitativen Bestimmung der gesetzlichen Grenzwerte ist die bis dato nicht abschließende, qualitative Definition für die, z.B. in Bayern in Art. 54 Abs. 4 der Bauordnung, aufgeführten Anordnungsbefugnisse für Änderungen, trotz wirksamen Bestandschutzes zur „*Abwehr von erheblichen Gefahren für Leben und Gesundheit*“. (StMI, 2023) Im Brandschutz ist diese beschriebene Gefahr erreicht, wenn beispielsweise in einer Nutzungseinheit der 2. Rettungsweg nicht vorhanden ist und der erste Rettungsweg erhebliche Mängel aufweist (StMI, 2011). Folgt man der in Kapitel 2.1 vorgestellten Begriffsdefinition für Gefahr, trifft diese ebenfalls auf die Expositionen Lärm, Luftschadstoffe oder auch Radon und Hitze zu, eine Präzisierung wie im Brandschutz ist jedoch nicht vorhanden. Es ist ebenfalls darauf hinzuweisen, dass der Begriff Gefahr absolut ist und nicht in Abhängigkeit des Schadensausmaßes (Risiko) zu sehen ist. Das bedeutet, dass Gefahr per se keiner Gewichtung unterliegt, und demnach theoretisch für alle Expositionen gleichwertig zu berücksichtigen ist.

Weiterführend belegt die Analyse auch ein hohes Maß an Grenzwertüberschreitungen in Deutschland, vor allem im Bereich Straßenverkehrslärm, aber auch bei den Werten der Luftschadstoffexposition. Trotz der in der Literatur belegten starken Gesundheitsgefährdung werden, anders als bei eklatanten Mängeln im Brandschutz, kaum Nutzungsuntersagungen aufgrund dieser Expositionen ausgesprochen. Die aktuelle Rechtsprechung des EuGHs schafft auf europäischer Ebene für Betroffene zwar keinen Anspruch auf Schadensersatz bei Gesundheitsschäden durch Umweltexpositionen, die über den definierten europäischen Grenzwerten liegen, zeigt jedoch die Möglichkeit zur Klage auf Verbesserung auf nationaler Ebene auf. Es ist dabei zu beachten, dass im internationalen Vergleich die europäischen Grenzwerte einen sehr hohen Standard darstellen. Dies verdeutlicht, dass ein länderübergreifender Transfer der Ergebnisse nicht möglich ist, sondern die Notwendigkeit, die gesellschaftlichen und gesetzlichen Grenzwerte an jedem Standort neu zu analysieren und zu bewerten, besteht.

Die Addition der Risiken unterschiedlicher Todesursachen in einer Kategorie (im Sinne von Lärm, Luftverschmutzung etc.) zu einem Gesamtrisiko je Exposition deckt die entwickelte Methode nicht ab. Ebenso finden die Korrelationen zwischen den unterschiedlichen Risikofaktoren in der Arbeit keine Beachtung. Hierzu besteht weiterer Forschungsbedarf im Bereich der Epidemiologie. Liegen die Ergebnisse vor, können diese an der Schnittstelle der Einwirkungsanalyse in die Methode nachträglich implementiert werden. Die gewonnenen Ergebnisse beruhen auf multikausalen Einflussgrößen. Dabei kann die Qualität der Ergebnisse nur im Rahmen der Qualität der Eingangsparameter, wie z.B. die verwendeten Expositions-Wirkungsfunktionen, liegen. Die Sensitivitäten der Ergebnisse der Expositionswirkungsfunktionen von Luftschadstoffen und Lärm fanden in einem ersten Schritt ausschließlich durch die Quantifizierung der Konfidenzintervallgrenzen Berücksichtigung. Die Robustheit der Ergebnisse der Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme konnte zum einen durch die Verwendung des 5-Jahresmittelwerts erzielt werden. Dabei ist die gewählte Spanne von fünf Jahren eine ingenieurmäßige Abschätzung. Zum anderen zeigte die gesonderte Berücksichtigung der Brandereignisse mit einer Häufung von Todesfällen (siehe Anhang 3) keine signifikante Auswirkung auf die Ergebnisse. Inwieweit der jährliche- oder der 3-Jahresmittelwert präzisere Ergebnisse liefert, ist in weiteren Forschungsarbeiten zu untersuchen. Ferner kommt hinzu, dass die Ergebnisse den personenspezifischen Faktor 'Alter' in der Quantifizierung des Gesundheitsrisikos

durch Rauch, Feuer und Flamme berücksichtigt, jedoch aufgrund der mangelhaften Datenlage zur Expositionsdauer, Latenzzeit der Einwirkung und Vorerkrankungen der Person bei den Expositionen Lärm und Luftverschmutzung vernachlässigt wurde.

Um die Risikodimensionen der drei untersuchten Expositionen einzuordnen, erfolgt in Abbildung 83 der Vergleich mit dem in Deutschland 2015-2020 durchschnittlichen Sterberisiken durch Verkehrsunfälle sowie Badeunfälle. Dabei ist ausschließlich das deutschlandweite Durchschnittsrisiko ohne weitere Merkmalklassifizierung angegeben.

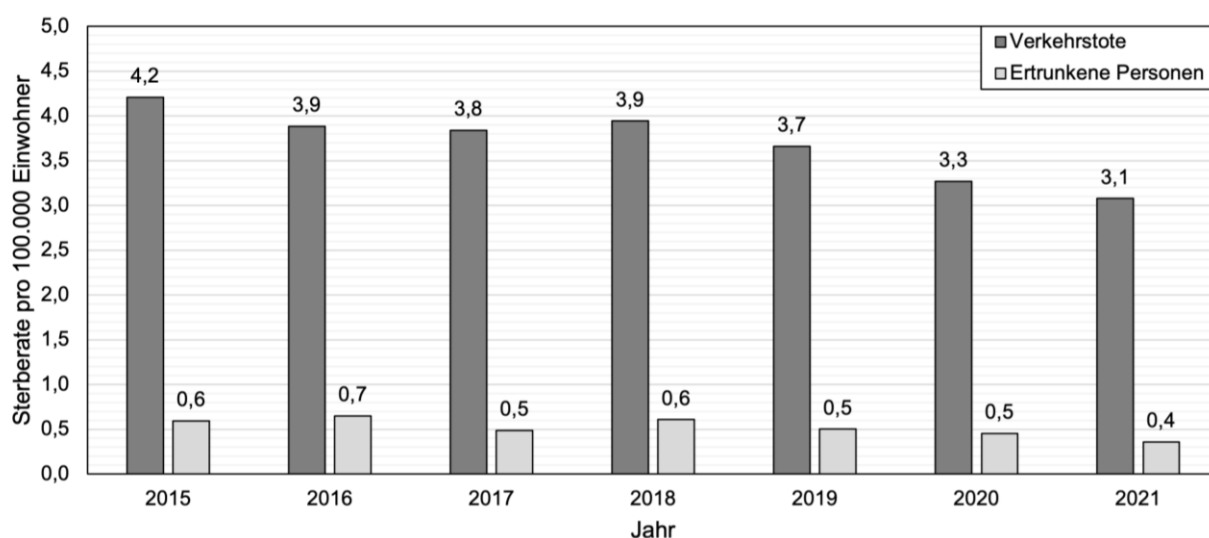


Abbildung 83: Jahresdurchschnittswert Verkehrs- und Badetote 2015-2020 pro 100.000 Personen in Deutschland

Das durchschnittliche Brandtodesrisiko zwischen 2015-2019 liegt mit $\bar{\varnothing}$ 0,4 Toten pro 100.000 Einwohner leicht unter dem Sterberisiko durch Ertrinken von $\bar{\varnothing}$ 0,6 im gleichen Zeitraum. Das IHD-Risiko durch Verkehrslärm liegt im Gesamtdurchschnitt der Bevölkerung mit 0,7 Toten pro 100.000 Einwohner leicht darüber. Vergleicht man jedoch nur das Risiko der exponierten Bevölkerung liegt dies mit 6,9 Toten pro 100.000 Einwohner fast doppelt so hoch wie die Sterberate der Verkehrstoten. Konsequenterweise müssten diese Todesfälle unter anderen zu den Verkehrstoten addiert werden, um die Gesamtmortalitätsrate durch Straßenverkehr zu quantifizieren. Mit durchschnittlich 1,22 Toten pro 100.000 Einwohner liegt das NO₂ induzierte Lungenkrebsrisiko zwischen den Vergleichswerten.

9.4 Beitrag für Forschung und Industrie

Das folgende Unterkapitel erläutert den Beitrag der Arbeit für die Forschung und skizziert die potenziellen Verwertungsoptionen in Politik, Gesellschaft und Industrie.

Die in dieser Arbeit entwickelte Grundlage zur Grenzkrisikobestimmung für (Wohn-) Gebäude unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit und Gebrauchstauglichkeit ermöglicht weitere Forschung zur ganzheitlichen Optimierung von Gebäuden. Die aufgezeigte Defokussierung im Bauwesen von der Tragfähigkeit als alleinigem Sicherheitsparameter von Gebäuden, hin zu multikausalen Sicherheitsfaktoren ist dabei ein wichtiger Bestandteil.

Die Interdisziplinarität des Forschungsansatzes weist darauf hin, dass viele der vorhandenen Problemstellungen des 21. Jahrhunderts nicht durch ein Fachgebiet zu bewerkstelligen sind, sondern eine Lösungsfindung nur durch eine disziplinübergreifende Zusammenarbeit gelingt.

Die durchgeführte erstmalige Vollerhebung und Analyse der Brandtoten in Deutschland generiert zum einen die Grundlagen zur Evaluierung von Stichproben anderer Forschungsvorhaben, zum anderen liefert die Datenauswertung die Basis für eine Vielzahl von weiteren Forschungsarbeiten, die sich mit den Korrelationen zwischen Brandtoten und deren personenspezifischen Eigenschaften, aber auch mit den Brandstehungsrisiken beschäftigen könnten. Weiterführend stellt sie einen wichtigen Beitrag für eine objektive, faktenbasierte Diskussion zu Brandrisiken in diversen Gremien, Verbänden und politischen Ebenen dar. Für politische Entscheidungsträger ermöglicht die entwickelte Methode, die aktuellen Konsequenzen der Gesetzgebung in Bezug auf die Höhe der zugelassenen Grenzwerte zu vergleichen, beurteilen und gegebenenfalls gezielt nachzujustieren. Weiterführend schafft die Methode das Potenzial zur Identifizierung des größten Kosten-Nutzen Effekts einer Maßnahme in Bezug auf die Gesundheitsverbesserung, da diese vorab auf deren Gesundheitsauswirkungen untersucht und mit Alternativmaßnahmen verglichen werden kann.

Seitens der Industrie kann die Methode sowie die Ergebnisse in unterschiedlichen Einsatzgebieten Verwendung finden. Erstgenannt bildet die Gebäudeanalyse bzw. die Analyse der Umweltexpositionen um ein Gebäude, die Grundlage für einen neuen Arbeitsbereich des Bauingenieurs im Bereich der Bauphysik. Als Arbeitsfeld für diesen Fachingenieurzweig ist dabei die Gebäudegesundheitsanalyse und Bewertung für Eigentümer, Mieter, aber auch für Konzerne und deren Arbeitsplätze sowie Kommunen für die Auswahl von Neubaugebieten möglich. Im Weiteren besteht durch die Methode das Potenzial eines Zertifizierungssystems für Gebäude und deren Umfeld. Dies könnte in der Art des aktuell bereits für den Energiebedarf von Gebäuden ausgestellten Energieausweises erfolgen. Dadurch können bauliche Mehraufwendungen zum Schutz der Nutzer, über den gesetzlichen Mindestwert hinaus, zu Wettbewerbsvorteilen der Immobilienentwickler bzw. Investoren am Mietmarkt führen. In der Versicherungsindustrie kann die Methode beispielsweise in einer personenspezifischeren Angebotserstellung für Lebens-, Feuer- oder Gesundheitszusatzversicherungen Verwendung finden, da sie neben den individuellen Risikofaktoren (Freizeitbeschäftigung, Gesundheitszustand) auch in Risikoexpositionen der Umgebung implementierbar ist.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Den Abschluss der Arbeit bildet das folgende Kapitel, das sich in die Unterkapitel Zusammenfassung und Ausblick untergliedert. Die Zusammenfassung beinhaltet einen Überblick über die zentralen Elemente der Motivation, der entwickelten Methode sowie der Ergebnisse der exemplarischen Anwendung der Forschungsarbeit. Der Ausblick beschreibt die Schnittstellen zur Implementierung weiterer Risikofaktoren bzw. -modelle, sowie den weiteren Forschungsbedarf in den aufgezeigten Forschungslücken. Außerdem zeigt das Kapitel die Möglichkeiten der potenziellen Anwendungsfälle, die sich aus der entwickelten Methode ergeben, auf.

10.1 Zusammenfassung

Das Ziel der Arbeit war es, eine Methode zur Analyse und Vergleichbarkeit der individuellen Nutzergefährdung durch lokale gesundheitsschädliche Einflüsse aus Umweltexpositionen zu entwickeln. Dadurch können zum einen Architekten und Ingenieure ihre Bauvorhaben in Bezug auf die lokalen Expositionen gezielt an die Umgebungsbedingungen anpassen. Zum anderen ermöglicht die Vergleichbarkeit Entscheidungsträgern in politischen, normativen, und legislativen Gremien die Prognostizierbarkeit sowie Bewertung der Effektivität neuer Maßnahmen zur Risikoabsenkung.

Den Ausgangspunkt für die Erstellung der Forschungsarbeit bildete der Megatrend des städtischen Zuzuges und die damit einhergehende Erhöhung der Umweltexpositionen in Ballungsräumen. Dabei entwickelte sich die Fragestellung, wie hoch das Sterberisiko einer Umweltexposition im Verhältnis zu weiteren Expositionen ist. Zum aktuellen Zeitpunkt liegen Sterberisiken einzelner Expositionen zum Teil bereits vor, jedoch fehlt die Möglichkeit zur Vergleichbarkeit. Weiterführend existieren am Beispiel Deutschlands bereits gesetzliche Grenzwerte und Vorgaben für die Expositionen. Aus welchen Parametern sich diese Grenzwerte zusammensetzen und ob diese auf gleichen oder zumindest ähnlichen Niveaus liegen, wurde bis dato nicht untersucht.

Zur weiteren Präzisierung der Forschungsarbeit erfolgte die Sichtung der vorhandenen nationalen sowie internationalen Literatur zu den Themenfeldern Risiko, Umweltexpositionen und Vergleichbarkeit von daraus resultierenden Umweltrisiken. Es konnte aufgezeigt werden, dass der Begriff Risiko eine subjektive und eine objektive Komponente aufweist. Des Weiteren zeigte sich, dass der Begriff des Grenzkrisikos im Bauwesen nicht eindeutig definiert ist. Im Bereich der Expositions-Wirkungsforschung konnte die WHO als führende Organisation identifiziert werden. Mit der entwickelten Quantifizierungsmethode der Years of Life Lost ist es möglich, gesundheitliche Missstände international zu identifizieren und zu bewerten. Eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Expositionen sowie Gesetzesgrundlagen zum Expositionsschutz ist nicht gegeben.

Aus der Thematik der Motivation sowie den Ergebnissen des Stands des Wissens konnte unter Anwendung des methodischen Vorgehens aus Erhebung, Analyse und Bewertung, die dieser Arbeit zugrunde liegenden Forschungsmethode entwickelt werden. Diese beruht auf einem interdisziplinären Ansatz aus

Medizin-, Sozial-, Rechts-, Natur- und Ingenieurwissenschaft. Ferner erfolgte zur Bestimmung des gesetzlichen Schutzniveaus die Entwicklung des Begriffs des Grenzniveaus, unter Verwendung der im Bauwesen gebräuchlichen Kriterien Sicherheit, Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit, sowie der bereits existierenden Modelle zu Toleranz- und Akzeptanzbereichen.

Es folgt die exemplarische Anwendung der Methoden unter Berücksichtigung der Expositionen Rauch, Feuer und Flamme, Lärm sowie Luftschadstoffe, im konkreten Anwendungsfall Verkehrslärm und Stickstoffdioxid. Dazu wurden für jede Exposition die Expositions-Wirkungsfunktion ermittelt, sowie die induzierten Todesursachen identifiziert. Weiter konnte entweder über eine durchgeführte Volldatenerhebung (Brandtote) oder über Rechenoperationen das aktuelle gesetzliche sowie das gesellschaftliche Grenzniveau quantifiziert werden. Die erhobene und geschaffene Datengrundlage ermöglicht im nächsten Schritt die Risikoquantifizierung einer individuellen Person an einer spezifischen Adresse. In allen Expositions-Kapiteln wurden zudem, neben der der Arbeit zugrunde liegenden Forschungsfrage, zusätzliche expositions-spezifischen Forschungshypothesen aufgestellt und beantwortet.

Durch die abgeschlossene Erhebung konnte im nächsten Schritt die Bewertung erfolgen. Diese wurde anhand von zehn generierten Personas durchgeführt. Die Ergebnisse belegen die eingangs aufgestellte Hypothese der ungleichen Verteilung des durch Umwelteinflüsse induzierten Sterberisikos in der Bevölkerung. Ferner konnten die aktuellen gesetzlichen Schutzniveaus bzw. die aus den Grenzwerten resultierenden Sterblichkeitsraten verglichen werden. Auch hier sind deutliche Unterschiede erkennbar.

Abschließend erfolgte die kritische Reflexion der Arbeit sowie deren Beitrag zur Forschung und für die Industrie. Dabei ist auf die Abhängigkeit der Ergebnisse von den verwendeten externen Untersuchungsergebnissen der Dosis-Wirkungsbeziehungen der einzelnen Expositionen besonders hinzuweisen. Die Möglichkeit zur Erhebung dieser Wirkungsfunktionen bei indirekter Sterblichkeit d.h. Todesursache, deren Induzierung auf eine spezifische Exposition zurückzuführen ist, ist nur mittels großangelegter Kohortenstudien gegeben. Änderungen in diesen Funktionen haben eine große Auswirkung auf die erzielten Ergebnisse. Die verwendeten Funktionen in dieser Arbeit entsprechen dem wissenschaftlichen Standard und können als valide angesehen werden. Die durchgeführte Vollerhebung der Brandtoten in Deutschland ist nur aufgrund der guten Datenbasis der Statistischen Landesämter möglich. Bei Anwendung der Methode im internationalen Raum müsste ggf. im ersten Schritt eine statistische Datenerfassung erfolgen. Außerdem bietet diese Vollerhebung die Datenbasis für weitere Forschungsprojekte, da damit beispielsweise Prognosemodelle validiert werden können. Seitens der Industrie ermöglicht die entwickelte Methode eine Vielzahl von Einsatzmöglichkeiten, beispielsweise in der Immobilienbewertung, für die Lebensversicherung oder in der kommunalen Gebietsplanung.

Durch die entwickelte Methode zur Analyse und Vergleichbarkeit der individuellen Nutzergefährdung durch lokale gesundheitsschädliche Einflüsse aus Umweltexpositionen konnte somit die Forschungsfrage: *Wie können die gesundheitsgefährdenden anthropogenen und natürlichen Umweltexpositionen an einem spezifischen Wohnungsstandort unter Berücksichtigung der personenbezogenen Randbedingungen bestimmt und auf eine einheitliche Skala zur Vergleichbarkeit und Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen transformiert werden*, beantwortet werden.

10.2 Ausblick

Zusätzlich zu den in den drei Kapiteln 5, 6 und 7 ausgeführten spezifischen Ausblicken der einzelnen Expositionen enthält das folgende Kapitel weitere übergeordnete Forschungsansätze, die eine Basis für weiterführende Arbeiten bilden.

Das in Kapitel 3 entwickelte Modell zur Quantifizierung der Grenzbereiche der Planung bildet einen grundlegenden Ausblick zur Gebäudeoptimierung. In dieser Arbeit wurde ausschließlich die Dimension Sicherheit quantifiziert. Die Definition der Grenzbereiche von Gebrauchstauglichkeit und Wirtschaftlichkeit sind in weiterführenden Arbeiten zu bestimmen.

Des Weiteren ist die Sicherheits-Wirtschaftlichkeits-Funktion belegt. Die Funktionen Wirtschaftlichkeit-Gebrauchstauglichkeit und Gebrauchstauglichkeit-Sicherheit sind in weiteren Forschungsarbeiten zu bestimmen. Auf diesen Ergebnissen aufbauend, besteht in weiteren Schritten die Möglichkeit zur mehrkriteriellen Optimierung von Bauwerken hinsichtlich dieser drei Basisparameter. Die Grundlage für eine solche Optimierung bildet das trianguläre Diagramm in Abbildung 13. Eine Hypothese dazu ist die Möglichkeit zur Ausschöpfung von verdeckten Sicherheiten, ohne Risikoerhöhung und Einbußen bei der Gebrauchstauglichkeit, um Fehlentwicklungen bei der vermeintlichen Sicherheitserhöhung und deren zugehörigen vorgeschriebenen Kostentreibern entgegenzuwirken, wodurch Baukostensenkungspotenziale entstehen. Weiterführend könnten diese Sicherheiten nicht nur bauseitig als Schutzanforderungen eine Optimierung erfahren, sondern auch im Vergleich mit der Emissionsquelle eine ganzzeitliche Bewertung durchlaufen. Neben der dargestellten 3-Dimensionalität ist die Integration der Zeitabhängigkeit als eine vierte Dimension in der z-Achse möglich.

Der in Kapitel 4 geführten Diskussion zur bauordnungsrechtlichen Definition der „erheblichen Gefahr für Leben und Gesundheit“ fehlt eine quantitative Grundlage zur Beurteilung bzw. Einstufung, ab welchem Niveau dieser Umstand erreicht ist. Einzig im Bereich Brandschutz gibt es erste konkrete Beispiele zur Beurteilung der Gefahr. Durch die quantifizierten Grenzwerte der Expositionen in dieser Arbeit ist die Vergleichbarkeit der einhergehenden Risiken gegeben, jedoch nicht die der auslösenden Gefahren. Dies muss zur Konkretisierung der bauordnungsrechtlichen Anforderungen in weiteren Forschungsarbeiten erfolgen. Dies schafft eine transparente Entscheidungsgrundlage für Bauordnungs-, Sozial- und Jugendämter, sowie Brand- und Polizeidirektionen zur Nutzungsuntersagungen aufgrund erheblicher, definierter Gefahr.

Neben den in dieser Arbeit verwendeten Expositionen gibt es eine Vielzahl weiterer Umweltexpositionen wie Radon, Elektrosmog und Hitze. Hinzu kommen weitere Expositions-Wirkungsbeziehungen bei den in dieser Arbeit bereits vorgestellten Einwirkungsfaktoren, wie beispielsweise der Zusammenhang zwischen IHD und Luftschadstoffexpositionen.

Eine Herausforderung für zukünftige Arbeiten im Bereich Medizin bzw. Epidemiologie ist die Modellierung der gegenseitigen Abhängigkeiten und Wechselwirkungen der einzelnen Faktoren bei einer gleichzeitigen Einwirkung. Ebenso ist die Analyse eines einzelnen spezifischen Einflussfaktors, z.B. ausschließlich Stickstoffdioxid, sehr schwierig, da dieser meist auch mit einem erhöhten Feinstaubgehalt einhergeht.

Neben der Quantifizierung der Expositionswirkungsfunktionen mit den zugehörigen Ungenauigkeiten, müssen bei den Bevölkerungsfraktionen ebenfalls additive bzw. multiplikative Faktoren zur Bestimmung

der Streuung berechnet werden.

Die Exposition Rauch, Feuer und Flamme verdeutlicht bei der Auswertung der männlichen Brandtoten nach Alter und Beziehungsstatus, dass es eine Minimalanzahl von Personen in einer Bevölkerungsgruppe benötigt, um übertragbare Annahmen und Ergebnisse erzielen zu können. Bei zu geringen Fallzahlen verzerren Einzelergebnisse die Gesamtauswertung. Mitunter war aus diesem Grund die Wahl des 5-Jahresmittelwert bei der Quantifizierung der Gesundheitsrisiken bei dieser Exposition vonnöten. Die mathematische Analyse der Höhe dieses Minimalschwellwerts der Opferzahlen von Expositionen bildet Grundlage für weitere Arbeiten.

Zudem können mit der in dieser Arbeit umgesetzten Vollerhebung der Brandtoten, die aktuell in anderen Forschungsprojekten, z.B. Datensatz zur Einsatzstellenbegehung der Deutschen Feuerwehren, evaluiert und auf ihre Allgemeingültigkeit geprüft werden. Durch das Dokumentieren von brandschutzrelevanten Bauteilen, Anlagentechnik und Gegebenheiten nach Realbrandereignissen besteht die Möglichkeit, einzelne bauordnungsrechtliche und normative Vorgaben auf deren potenzielle Auswirkung bei Nichteinhaltung singular zu evaluieren und deren Einfluss auf das Gesamtsterberisiko zu quantifizieren.

Eine Forschungsk Kooperation zwischen Forschungseinrichtungen, Branddirektionen und Polizeikommissariaten zur Brandursachenermittlung birgt das großes Potenzial, die erhobenen Sterbewahrscheinlichkeiten mit deren Ursachen zu verknüpfen, um zukünftige Brandereignisse detaillierter prognostizieren zu können. Eine solche kooperative Datenauswertung von Brandereignissen gibt es bislang nicht.

Neben der personenzentrierten Analyse kann die Methode auch in der Gebäudeanalyse Verwendung finden. So könnte sowohl der Standort des Gebäudes und die damit einhergehenden äußeren Umweltbelastungen, als auch die verwendeten Bauprodukte und ihre Gesundheitswirkungen, die beispielsweise durch potentielle Ausdünstungen von Weichmachern entstehen, bewertet werden. In Anlehnung an die Energieeffizienzklassen von Gebäuden könnte die Einteilung in Gesundheitsklassen erfolgen. Durch ein solches, neu geschaffenes Label besteht zum einen das Potenzial der Steigerung der gesellschaftlichen Wahrnehmung von Gesundheitsrisiken, zum anderen der Anreiz seitens der Bauindustrie Produkte dahingehend zu optimieren.

Durch eine Verknüpfung von Aufenthaltsorten einer Person und ein entsprechendes Monitoring, z.B. Wohnort, Arbeitsplatz und ggf. regelmäßige Freizeitstätten, könnten die Ergebnisse für ein Individuum noch präziser analysiert und bewertet werden.

Im Bereich Smart-Home können durch die Risikoanalyse sowie durch die Entwicklung entsprechender Expositionsprognosemodelle schädliche Gesundheitseinwirkungen, auch in Gegenden mit hohen Umweltpositionen, gezielt durch eine intelligente Steuerung der Haustechnik reduziert werden. Beispielsweise durch das automatische Fensteröffnen zur Querlüftung bei niedrigen äußeren Schadstoffkonzentrationen, bzw. das Schließen von einzelnen Fenstern bei steigenden Emissionen der Schadstoffemitter zugewandten Seite. Weiterführend besteht das Potenzial der Optimierung von Zielkonflikten nach ihrer Gesundheitswirkung mittels automatisierter Steuerung der Haustechnik. Durch die Gesundheitsanalyse kann das System bei multiplen, zeitgleichen Risikoeinwirkungen, z.B. hohe Radonexposition, lauter Außenlärm und hohe Luftschadstoffkonzentration im Innenraum, die bestmögliche Abwehrstrategie im Hinblick auf die Nutzergesundheit umsetzen. Im konkreten Beispiel wäre es eine Optimierung der Lüftungsdauer, da Lärm durch

das Lüften eindringt und schädigt, jedoch die Radonkonzentration sowie die innere Luftschadstoffkonzentration abnimmt.

Die beschriebene Luftschadstoffkonzentration im Innenraum führt zu einer weiteren Entwicklungsmöglichkeit des Modells, denn die Analyse der Schadstoffexposition innerhalb des Gebäudes vervollständigt das Gesundheitsmonitoring des Nutzers. Die Untersuchung der Verteilung der von außen eindringenden Schadstoffe in der Nutzungseinheit bietet das Potenzial für einen neuen Raum/- Nutzungsplanungsansatz, der gesundheitszentriert ist. Weiterführend können Schadstoffe aus dem Innenraum z.B. VOC aus Einrichtungsgegenständen oder Schimmelsporen ebenfalls in die Gesundheitsanalyse mit eingebracht werden. Durch die Implementierung von detaillierteren personenspezifischen Daten, wie z.B. chronische Krankheiten und Allergien, Verhaltensweisen wie der Tabakkonsum sowie persönliche Präferenzen, besteht die Möglichkeit einer individuellen Gesundheitskartierung, die beispielsweise mit einer Farbskalierung, wie bei der Lärmkartierung, die persönliche Risikogefährdung im Gesamten aufzeigt und damit bei der Wohnortwahl einer Person genutzt werden kann. Seitens der Kommunen können durch die Überlagerung von GIS Modellen zur Bevölkerungsdichte und Schadstoffexpositionshöhen präzise Voruntersuchungen, die z.B. bei der Standortwahl von Gebäuden für besonders gefährdete Personengruppen (Pflegeheime, Kindertagesstätten, Schulen, Krankenhäuser), aber auch für die Entwicklung neuer Wohnquartiere Verwendung finden, durchgeführt werden.

Zusammenfassend bietet die entwickelte Methode eine Grundlage für eine Vielzahl weiterer Forschungsthemen. Dabei liegt der Fokus auf der Verknüpfung zwischen Gesundheits- und Bauwesen. Durch die interdisziplinäre Betrachtungsweise kann unter anderem die Gesundheit von Personen gefördert, können Potenziale zur Kostensenkung im Bau-, aber auch im Gesundheitswesen aufdecken, kann eine Annäherung zu sozialer Gleichheit im Sinne von Gesundheit gelingen.

Literaturverzeichnis

- 1 B 130/04 (Bremen OVG 2004).
4 TG 3007/97 (Hessischer VGH 1999).
10 A 363/86 (Münster OVG 1987).
16. BImSchV. (1990). Sechzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-
Immissionsschutzgesetzes. In *Verkehrslärmschutzverordnung - 16. BImSchV*. Bonn:
Bundesanzeigerblatt.
16. BImSchV. (2020). Sechzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-
Immissionsschutzgesetzes. In (*Verkehrslärmschutzverordnung - 16. BImSchV*) zuletzt geändert
am 4.11.2020. Bonn: Bundesanzeigerblatt.
Ahrens, M. (2008). Home Smoke Alarms: The Data as Context for Decision. *Fire Technology*, 44, 313-
327. doi:10.1007/s10694-008-0045-9
Ahrens, M. (2011). Smoke Alarm Presence and Performance in U.S. Home Fires. *Fire Technology*, 47,
699-720. doi:10.1007/s10694-010-0185-6
Ahrens, M. (2021). *Home Fire Victims by Age and Gender*. Quincy, USA:
Aldred's Case - 9 Co Rep 57 b - 77 ER 816 (England and Wales 1619).
Aldy, J. E., & Viscusi, K. W. (2007). Age differences in the value of statistical life: Revealed preference
evidence. *Review of Environmental Economics and Policy*, 1, 241-260. doi:10.1093/reep/rem014
Allareddy, V., Peek-Asa, C., Yang, J., & Zwerling, C. (2007). Risk Factors for Rural Residential Fires.
Public Health, 23, 264-269.
Analitis, A., Katsouyanni, K., Dimakopoulou, K., Samoli, E., Nikoloulopoulos, A. K., Petasakis, Y., . . .
Pekkanen, J. (2006). Short-Term Effects of Ambient Particles on Cardiovascular and Respiratory
Mortality. *Epidemiology*, 17(2), 230-233. doi:10.1097/01.ede.0000199439.57655.6b
Asgary, A., Naini, A. S., & Levy, J. (2012). Modeling the risk of structural fire incidents using a self-
organizing map. *Fire Safety Journal*, 49, 1-9. doi:10.1016/j.firesaf.2011.12.007
Atkinson, R. W., Butland, B. K., Anderson, H. R., & Maynard, R. L. (2018). Long-term Concentrations of
Nitrogen Dioxide and Mortality: A Meta-analysis of Cohort Studies. *Epidemiology*, 29(4), 460-
472. doi:10.1097/ede.0000000000000847
Audenrieth, P. (2020, 16.09.2020). [Angaben zu Abweichungen in der statistischen Datenerfassung von
Brandtoten].
Austria, S. (2022). *Gestorbene INTERN Q X00-X09*.
Bachmeier, P. (2022). *Regelkreis des Brandschutzes mit Einbeziehung der VB-
Einsatzstellenbewertungen*. Paper presented at the Brandschutzforum München, Munich.
[https://www.brandschutz-forum-
muenchen.de/fileadmin/user_upload/user_upload/Vortraege2022/BSFM-Vortrag-Bachmeier-
2022.pdf](https://www.brandschutz-forum-muenchen.de/fileadmin/user_upload/user_upload/Vortraege2022/BSFM-Vortrag-Bachmeier-2022.pdf)
9 AZR 1117/06, (2008).
Ballard, G., Broeadbent, D., Clarke, R., Dunster, H., Littlewood, B., Slater, D., & Street, B. (1992). *The
tolerability of risk from nuclear power stations*. London:
<https://www.onr.org.uk/documents/tolerability.pdf>
Ballard, J. E., Koepsell, T. D., & Rivara, F. (1991). Association of Smoking and Alcohol Drinking with
Residential Fire Injuries. *American Journal of Epidemiology*, 135, 26-34.
Barillo, D. J., & Goode, R. (1996). Fire fatality study: demographics of fire victims. *Burns*, 22, 85-88.
Basner, M. (2022). Noise effects on sleep and health consequences. *The hearing journal*, 75(6), 24-27.
Abgerufen unter <https://journals.lww.com/thehearingjournal/toc/2022/06000>
BaSt, B. f. S. (2023). *Automatische Zählstellen*. Abgerufen unter:
[https://www.bast.de/DE/Verkehrstechnik/Fachthemen/v2-
verkehrszaehlung/Daten/2012_1/Jawe2012.html?cms_map=0&cms_filter=true&cms_jahr=Jawe
2003&cms_land=9&cms_strTyp=&cms_str=&cms_dtvKfz=&cms_dtvSv=](https://www.bast.de/DE/Verkehrstechnik/Fachthemen/v2-
verkehrszaehlung/Daten/2012_1/Jawe2012.html?cms_map=0&cms_filter=true&cms_jahr=Jawe
2003&cms_land=9&cms_strTyp=&cms_str=&cms_dtvKfz=&cms_dtvSv=)
Bauministerkonferenz. (2012). Musterbauordnung MBO. In. Berlin: ARGE Bau.
Bauministerkonferenz. (2022). Musterbauordnung Fassung November 2002 zuletzt geändert durch
Beschluss der Bauministerkonferenz vom 22./ 23.09.2022. In. Berlin: ARGE Bau.
Beaulieu, E., Smith, J., Zheng, A., & Pike, I. (2019). Association between neighbourhood socioeconomic
features and residential fire incidence, related casualties and children: a cross-sectional
population-based study in 4 Canadian provinces. *CMAJ Open*, 7, 562-567.
doi:10.9778/cmajo.20190079

- Berl, W. G., & Halpin, B. M. (1980). Human fatalities from unwanted fires. *John Hopkins APL Technical Digest*, 1, 129-134.
- Berlin, S. f. S. B. u. W. (2017). Strategische Lärmkartierung LDEN Berlin 2017. Abgerufen unter <https://www.berlin.de/umweltatlas/verkehr-laerm/laermbelastung/2017/karten/artikel.983683.php>
- BfArN, B. f. A. u. M. B. (2022). *ICD-10-GM Version 2021, Systematisches Verzeichnis, Internationale statistische Klassifikation der Krankheiten und verwandter Gesundheitsprobleme, 10. Revision, Stand: 18. September 2020*. Abgerufen unter: https://www.bfarm.de/EN/Code-systems/Classifications/ICD/ICD-10-GM/_node.html
- Bundshaushaltsordnung (BHO) - §7 Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Kosten- und Leistungsrechnung, (2022).
- BImSchG. (1974). Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. In *BimSchG* (Vol. 27). Deutschland: Bundesgesetzblatt.
- Birky, M. M., & Clarke, F. B. (1981). Inhalation of toxic products from fires. *Bull N Y Acad Med*, 57(10), 997-1013.
- Blessing, L. T. M., & Chakrabarti, A. (2009). *DRM, a Design Research Methodology* (Vol. 1). London: Springer London.
- Bletzinger, K., Breitschaft, G., Breinlinger, F., Feldmann, M., Fußeder, M., Gollwitzer, S., . . . Teichgräber, M. (2020). GruSiBau2.0 - Vorschlag für die Fortschreibung „Grundlagen zur Festlegung von Sicherheitsanforderungen für bauliche Anlagen“. *Deutsches Institut für Bautechnik*. Abgerufen unter https://www.dibt.de/fileadmin/dibt-website/Dokumente/Allgemein/Vorschlag_Grusibau_2_0.pdf
- BMU, B. f. U. N. u. R. (1998). Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. In *Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm – TA Lärm*. Berlin.
- BmUV. (2022). *Umweltbewusstsein in Deutschland 2020 - Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsbefragung*. Berlin: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/ubs_2020_0.pdf
- BmUV, B. f. U. N. u. R. (2004). *Risikomanagement im Rahmen der Störfall-Verordnung*. https://www.umwelt-online.de/regelwerk/luft/bimSchg/vo/sfk_gs_41-1.pdf
- BMWK, B. f. W. u. K. (2023). Berliner Schallschutzfensterprogramm. Abgerufen unter <https://www.foerderdatenbank.de/FDB/Content/DE/Foerderprogramm/Land/Berlin/berliner-schallschutzfensterprogramm.html>
- Boguski, T. K. (2006). Understanding Units of Measurement. *Environmental Science and Technology Briefs for Citizens, Center for Hazardous Substance Research*(2). Abgerufen unter https://cfpub.epa.gov/ncer_abstracts/index.cfm/fuseaction/display.files/fileid/14285
- Borck, R., & Schrauth, P. (2019). Population density and urban air quality. *cesifo working papers No. 7629*.
- Bruck, D., Ball, M., & Thomas, I. R. (2011). Fire Fatality and Alcohol Intake: Analysis of key risk Factors. *Journal of studies on alcohol and drugs*, 72, 731-736.
- Brushlinsky, N., Sokolov, S., Wagner, P., & Messerschmidt, B. (2022). *World Fire Statistics*. https://www.ctif.org/sites/default/files/2022-08/CTIF_Report27_ESG.pdf
- Bundesagentur für Arbeit. (2014). *Arbeitslosigkeit im Zeitverlauf 02/2014*. Berlin: https://www.bpb.de/system/files/dokument_pdf/01%20Arbeitslose%20und%20Arbeitslosenquote_0.pdf
- Bundesamt für Statistik, S. (2020). *Opfer von Feuer Rauch etc Schweizer und Ausländer*.
- Büyüç, Y., & Koçak, U. (2009). Fire-related fatalities in Istanbul, Turkey: Analysis of 320 forensic autopsy cases. *Journal of Forensic and Legal Medicine*, 16, 449-454. doi:10.1016/j.jflm.2009.05.005
- Buzan, T. (1974). *Make the most of your mind*. New York: Fireside.
- BZgA, B. f. g. A. (2008). *Lärm und Gesundheit* (Vol. 2). Köln: Bundesministerium für Gesundheit.
- Cai, Y., Ramakrishnan, R., & Rahimi, K. (2021). Long-term exposure to traffic noise and mortality: A systematic review and meta-analysis of epidemiological evidence between 2000 and 2020. *Environmental Pollution*, 269. doi:10.1016/j.envpol.2020.116222
- Canada National Statistical Agency. (2020). *Cause of death (ICD-10 X00 - X09)*.
- Carey, I. M., Atkinson, R. W., Kent, A. J., van Staa, T., Cook, D. G., & Anderson, H. R. (2013). Mortality associations with long-term exposure to outdoor air pollution in a national English cohort. *Am J Respir Crit Care Med*, 187(11), 1226-1233. doi:10.1164/rccm.201210-1758OC
- Carl, N., Fiedler, R., Jórasz, W., & Kiesel, M. (2017). Projektmanagement. In *BWL kompakt und verständlich: Für Studierende von Ingenieurs- und IT-Studiengängen sowie für Fach- und Führungskräfte ohne BWL-Studium* (pp. 155-170). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.

- Cassidy, P., McConnell, N., & Boyce, K. (2020). The older adult: Associated fire risks and current challenges for the development of future fire safety intervention strategies. *Fire and Materials*, 45, 553-563. doi:10.1002/fam.2823
- Ceyhan, E., Ertugay, K., & Düzgün, S. (2013). Exploratory and inferential methods for spatio-temporal analysis of residential fire clustering in urban areas. *Fire Safety Journal*, 58, 226-239. doi:10.1016/j.firesaf.2013.01.024
- Chen, J., & Hoek, G. (2020). Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 143, 105974. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105974>
- Chestnut, L. G., & Civita, P. d. (2009). *Economic Valuation of Mortality Risk Reduction - Review and Recommendations for Policy and Regulatory Analysis*. Canada: Government of Canada.
- Chien, S.-W., & Wu, G.-Y. (2008). The strategies of fire prevention on residential fire in Taipei. *Fire Safety Journal*, 43, 71-76. doi:10.1016/j.firesaf.2007.04.004
- Chudasama, Y. V., Khunti, K., Gillies, C. L., Dhalwani, N. N., Davies, M., Yates, T., & Zaccardi, F. (2022). Estimates of years of life lost depended on the method used: tutorial and comparative investigation. *Journal of Clinical Epidemiology*, 150, 42-50. doi:10.1016/j.jclinepi.2022.06.012
- Clark, A., Smith, J., & Conroy, C. (2015). Domestic fire risk: a narrative review of social science literature and implications for further research. *Journal of Risk Research*, 18, 1113-1129. doi:10.1080/13669877.2014.913660
- Cleff, T. (2015). *Deskriptive Statistik und Explorative Datenanalyse*. Wiesbaden: Gabler Verlag.
- Corcoran, J., Higgs, G., Rohde, D., & Chhetri, P. (2009). Investigating the association between weather conditions, calendar events and socio-economic patterns with trends in fire incidence: an Australian case study. *Journal of geographical Systems*, 13, 193-226.
- Dam, R. F., & Siang, T. Y. (2022). Personas - A simple Introduction. Abgerufen unter <https://www.interaction-design.org/literature/article/personas-why-and-how-you-should-use-them>
- Delichatsios, M., Akashah, F., & Zhang, J. (2012). Agent Based Risk Assessment of Fire Safety Systems with automated Event Tree Analysis. *Fire Science and Technology*, 31, 87-97.
- Demir, U., Kozan, A., & Özer, S. (2022). Experimental investigation of the effect of urea addition to fuel on engine performance and emissions in diesel engines. *Fuel*, 311, 122578. doi:<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122578>
- Demling, R. H. (2008). Smoke inhalation lung injury: an update. *Eplasty*, 8, 29.
- Destatis. (2020). *Qualitätsbericht Todesursachenstatistik*. Wiesbaden: https://www.destatis.de/DE/Methoden/Qualitaet/Qualitaetsberichte/Gesundheit/todesursachen.pdf?__blob=publicationFile&v=3
- Destatis. (2022a). Bevölkerung Deutschlands nach Familienstand und Altersgruppen [Pressemitteilung]. Abgerufen unter <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Grafik/Interaktiv/familienstand-altersgruppen.html>
- Destatis. (2022b). *Bevölkerung: Deutschland bis 2020*. Abgerufen unter: <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online?operation=abruftabelleBearbeiten&levelindex=2&levelid=1679917946617&auswahloperation=abruftabelleAuspraegungAuswaehlen&auswahlverzeichnis=ordnungsstruktur&auswahlziel=werteabruf&code=12411-0001&auswahltext=&werteabruf=Werteabruf#abreadcrumb>
- Destatis. (2022c). Periodensterbetafel für Deutschland [Pressemitteilung]. Abgerufen unter <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Bevoelkerung/Sterbefaelle-Lebenserwartung/inhalt.html>
- Destatis. (2022d). *Todesursachenstatistik IHD*. Abgerufen unter: https://www.gbe-bund.de/gbe/pkg_olap_tables.prc_set_hierlevel?p_uid=gast&p_aid=37976656&p_sprache=D&p_help=2&p_indnr=6&p_ansnr=20401302&p_version=5&p_dim=D.946&p_dw=14497&p_direction=drill
- DIBt, D. I. f. B. (2023). Veröffentlichung der Muster-Verwaltungsvorschrift Technische Baubestimmungen 2023/1. In *Ausgabe 2*. Berlin: DIBt - Deutsches Institut für Bautechnik.
- Diehl, K., & Bock, C. (2021). Epidemiologische Studiendesigns. In M. Niederberger & E. Finne (Eds.), *Forschungsmethoden in der Gesundheitsförderung und Prävention* (pp. 171-201). Wiesbaden: Springer VS.
- DiGuseppi, C., Roberts, I., Wage, A., Sculpher, M., Edwards, P., Godward, C., . . . Slater, S. (2002). Incidence of fires and related injuries after giving out free smoke alarms: cluster randomised controlled trial. *BMJ*, 325, 1-4.
- DIN 1055-100:2001-03. Einwirkungen auf Tragwerke. In *Teil 100: Grundlagen der Tragwerksplanung, Sicherheitskonzept und Bemessungsregeln*. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 1320:2009-12. (2009). DIN 1320 - Akustik - Begriffe. In Berlin: Beuth Verlag GmbH.

- Begriffe und Benennungen - Allgemeine Grundsätze, (2013).
- DIN 4108-2:2013-02. (2013). Wärmeschutz und Energie-Einsparung in Gebäuden - Teil 2: Mindestanforderungen an den Wärmeschutz. In. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4109-1:2018-01. Schallschutz im Hochbau - Teil 1: Mindestanforderungen. In. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4109-5:2020-05. Schallschutz im Hochbau -Teil 5: Erhöhte Anforderungen. In. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4109-6:1979-2. (1979). Schallschutz im Hochbau - Bauliche Maßnahmen zum Schutz gegen Außenlärm Teil 6. In. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4109:1944-04. (1944). Richtlinie für den Schallschutz im Hochbau. In. Köln: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4109:1984-10. (1984). Schallschutz im Hochbau -Teil 6: Bauliche Maßnahmen zum Schutz vor Außenlärm. In. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 4109:1989-11. (1989). Schallschutz im Hochbau - Anforderungen und Nachweise. In. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 18005:1971-5. (1971). Schallschutz in Städtebau - Hinweise für die Planung; Berechnungs- und Bewertungsgrundlagen. In. Köln: Beuth Verlag GmbH.
- DIN 18005:2022-02. Schallschutz im Städtebau - Hinweise für die Planung; Berechnungs- und Bewertungsgrundlagen. In. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Begriffe zum Qualitätsmanagement, (2021).
- Gebrauchstauglichkeit - Begriff, (1980).
- DIN EN 1990:2021-12. Grundlagen der Tragwerksplanung. In. Berlin, Deutschland: Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN ISO 3166-1:2020-12. Codes für die Namen von Ländern und deren Untereinheiten. In *Teil 1: Code für Ländernamen*. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- Ergonomie der Mensch-System-Interaktion Teil 11: Gebrauchstauglichkeit: Begriffe und Konzepte.
- Sicherheit von Maschinen - Allgemeine Gestaltungsgrundsätze - Risikobeurteilung und Risikominderung, (2011).
- Dong, G. H., Zhang, P., Sun, B., Zhang, L., Chen, X., Ma, N., . . . Chen, J. (2012). Long-term exposure to ambient air pollution and respiratory disease mortality in Shenyang, China: a 12-year population-based retrospective cohort study. *Respiration*, *84*(5), 360-368. doi:10.1159/000332930
- Dornberger, J. E., & Ekkernkamp, A. (2016). Polytrauma und Schwerverbrennung. In M. Lehnhardt, B. Hartmann, & B. Reichert (Eds.), *Verbrennungschirurgie* (pp. 499). Berlin: Springer.
- DPA. (2017). Fast 800 Menschen müssen Hochhaus in Dortmund verlassen. *Süddeutsche Zeitung*. Abgerufen unter <https://www.sueddeutsche.de/panorama/notfaelle-fast-800-menschen-muessen-hochhaus-in-dortmund-verlassen-dpa.urn-newsml-dpa-com-20090101-170921-99-149137>
- Duden-Online. (Ed.) (2019) Deutsches Universalwörterbuch (Vols. 9). Berlin: Bibliographisches Institut GmbH.
- Duncanson, M., Woodward, A., & Reid, P. (2001). Socioeconomic deprivation and fatal unintentional domestic fire incidents in New Zealand 1993–1998. *Fire Safety Journal*, *37*, 165-179.
- Edwards, P., Green, J., & Lutchmun, S. (2006). Deaths from injury in children and employment status in family: analysis of trends in class specific death rates. *BMJ*, 1-4. doi:10.1136/bmj.38875.757488.4F
- EEA. (2020a). *Air quality in Europe - 2020 report*. Luxembourg: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- EEA. (2020b). *Environmental noise in Europe - 2020*. Luxembourg:
- EEA. (2023). Europe's air quality status 2023. Abgerufen unter <https://www.eea.europa.eu/publications/europes-air-quality-status-2023>
- Egunsola, O., Raubenheimer, J., & Buchley, N. (2019). Variability in the burden of disease estimates with or without age weighting and discounting: a methodological study. *BMJ Open*. doi:10.1136/bmjopen-2018-027825
- Eichhorn, P. (2000). *Das Prinzip Wirtschaftlichkeit - Basis der Betriebswirtschaftslehre*. Wiesbaden: Gabler.
- Einhorn, I. N. (1975). Physiological and Toxicological Aspects of Smoke Produced during the Combustion of Polymeric Materials. *Environmental Health Perspectives*, *11*, 163-189. doi:10.1289/ehp.7511163. PMID: 170077; PMCID: PMC1475182.
- Elder, A. T., Squires, T., & Busuttill, A. (1996). Fire Fatalities in Elderly People. *Age and Ageing*, *25*, 214-216.
- EuGH. (2022a). C-61/21 [Pressemitteilung]
- EuGH. (2022b). Grundrechte der Europäischen Union. In *Würde des Menschen*. Brüssel: EuGH, Europäischer Gerichtshof.

- Urteil vom 22.12.2022 - Rs. C-61/21, (EuGH, Europäischer Gerichtshof 2022c).
- European Union. (2002). RICHTLINIE 2002/49/EG - Bewertung und Bekämpfung von Umgebungslärm. In (Vol. 2002/49/EG): European Union.
- European Union. (2008). Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft in Europa. In 2008/50/EG. Europe: EU.
- European Union. (2022). Vorschlag zur Neufassung der Richtlinie über Luftqualität und saubere Luft in Europa. In 2008/50/EG (Vol. COM(2022) 542 final). Europe: EU.
- Ezzati, M. (2008). Comparative Risk Assessment. In H. K. Heggenhougen (Ed.), *International Encyclopedia of Public Health* (pp. 806-818). Oxford: Academic Press.
- Faustini, A., Rapp, R., & Forastiere, F. (2014). Nitrogen dioxide and mortality: review and meta-analysis of long-term studies. *European Respiratory Journal*, 44(3), 744-753. doi:10.1183/09031936.00114713
- Fernández-Vigil, M., & Echeverria-Trueba, J. B. (2019). Elderly at Home: A Case for the Systematic Collection and Analysis of Fire Statistics in Spain. *Fire Technology*, 55, 2215-2244. doi:10.1007/s10694-019-00852-6
- Feuerwehr-Berlin. (2022). Berliner Feuerwehr in Zahlen 2021. Abgerufen unter <https://www.berliner-feuerwehr.de/ueber-uns/berliner-feuerwehr-in-zahlen-2021/>
- Fischer, K., Kohler, J., Fontana, M., & Faber, M. (2012). *Wirtschaftliche Optimierung im vorbeugenden Brandschutz*. IBK Report:
- Fischer, P. H., Marra, M., Ameling, C. B., Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., . . . Houthuijs, D. (2015). Air Pollution and Mortality in Seven Million Adults: The Dutch Environmental Longitudinal Study (DUELS). *Environ Health Perspect*, 123(7), 697-704. doi:10.1289/ehp.1408254
- Flynn, J. D. (2010). *Characteristics of Home fire Victims*.
- Foncerrada, G., Culnan, D. M., & Capek, K. D. (2018). Inhalation Injury in the Burned Patient. *Annals of plastic surgery*, 80(3), 98-105. doi:10.1097/SAP.0000000000001377.
- Fowler, D., Brimblecombe, P., Burrows, J., Heal, M. R., Grennfelt, P., Stevenson, D. S., . . . Vieno, M. (2020). A chronology of global air quality. *The Royal Society*, 378(2183). doi:doi.org/10.1098/rsta.2019.0314
- Frevel, B. (2013). Sichere Gesellschaft – Ein unerfüllbares Versprechen? *Aus Politik und Zeitgeschichte*, 63, 53-56. Abgerufen unter https://www.bpb.de/system/files/dokument_pdf/APuZ_2013-34-36_online_v3.pdf
- Fridolf, K., & Nilsson, D. (2011). People's Subjective Estimation of Fire Growth: An Experimental Study of Young Adults. *Fire Safety Science - Proceedings of the Tenth International Symposium*, 161-172. doi:10.3801/IAFSS.FSS.10-161
- Fritzsche, A. F. (1986). *Wie sicher leben wir?* Köln: Verl. TÜV Rheinland.
- Gabriel, K. M. A., & Endlicher, W. R. (2011). Urban and rural mortality rates during heat waves in Berlin and Brandenburg, Germany. *Environmental Pollution*, 159(8), 2044-2050. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.016>
- Gan, W. Q., Koehoorn, M., Davies, H. W., Demers, P. A., Tamburic, L., & Brauer, M. (2011). Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality. *Environ Health Perspect*, 119(4), 501-507. doi:10.1289/ehp.1002511
- GBE, G. d. B. (2022a). Mortalität und Todesursachen [Pressemitteilung]. Abgerufen unter https://www.gbe-bund.de/gbe/pkg_olap_tables.prc_set_orientation?p_uid=gast&p_aid=30127920&p_sprache=D&p_help=2&p_indnr=630&p_ansnr=59069359&p_version=20&D.000=3&D.001=3&D.002=3&D.003=3&D.004=3&D.946=1&D.046=2
- GBE, G. d. B. (2022b). Mortalität und Todesursachen - ICD-10 X00-X09 Bayern. von Statistisches Bundesamt
- GBE, G. d. B. (2023). Mortalität und Todesursachen - Sterbefälle Bösartige Neubildung der Trachea, Bronchien und der Lunge C33-34. Abgerufen unter https://www.gbe-bund.de/gbe/pkg_olap_tables.prc_set_orientation?p_uid=gast&p_aid=54490080&p_sprache=D&p_help=2&p_indnr=6&p_ansnr=93342069&p_version=5&D.000=1&D.001=3&D.002=3&D.003=3&D.004=3&D.946=2&D.011=3&D.100=1 von Statistisches Bundesamt https://www.gbe-bund.de/gbe/pkg_olap_tables.prc_set_orientation?p_uid=gast&p_aid=54490080&p_sprache=D&p_help=2&p_indnr=6&p_ansnr=93342069&p_version=5&D.000=1&D.001=3&D.002=3&D.003=3&D.004=3&D.946=2&D.011=3&D.100=1
- Geiger, W. (1986). *Qualitätslehre - Einführung, Systematik, Terminologie*. Braunschweig: Vieweg & Sohn.
- Geiger, W., & Kotte, W. (2008). *Handbuch Qualität - Grundlagen und Elemente des Qualitätsmanagements Systeme - Perspektiven* (Vol. 5). Wiesbaden: Vieweg & Sohn Verlag.

- Georgiadis-Filikas, K., Bakas, I., & Kontoleon, K. (2022). Statistical Analysis and Review of Fire Incidents Data of Greece, with Special Focus on Residential Cases 200-2019. *Fire Technology*, 58, 3191-3233. doi:10.1007/s10694-022-01308-0
- GG. (1949). Grundgesetz der Bundesrepublik Deutschland. In *Artikel 2*.
- Glassman, D. M., & Crow, R. M. (1996). Standardization model for describing the extent of burn injury to human remains. *Journal Forensic Science*, 41(1), 152-154. Abgerufen unter <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/eaccess.ub.tum.de/8934717/>
- Gocht, S. (2022). *Caluclation of Individual Risk Ratio in Relation to Long-Term Air Pollution Exposure as a Function of Individual Characteristics*. (Masterthesis). TUM, München.
- Google (Cartographer). (2023). n.d. Abgerufen unter [googlemaps.com](https://www.google.com/maps)
- Greene, M. A. (2011). Comparison of the characteristics of fire and non-fire households in the 2004e2005 survey of fire department-attended and unattended fires. *Injury Prevention*, 18, 170-175. doi:10.1136/injuryprev-2011-040009
- GruSiBau. (1981). *Grundlagen zur Festlegung von Sicherheitsanforderungen für bauliche Anlagen*. Berlin, Deutschland:
- Guarnieri, M., & Balmes, J. R. (2015). Outdoor air pollution and asthma. *Lancet*, 383. doi:10.1016/S0140-6736(14)60617-6
- Habeck, R. (2022). *Schalglichter der Wirtschaftspolitik*. Berlin: https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Schlaglichter-der-Wirtschaftspolitik/schlaglichter-der-wirtschaftspolitik-03-2022.pdf?__blob=publicationFile&v=1
- Habeeb, D., Vargo, J., & Stone, B. J. (2014). Rising heat wave trends in large US cities. *Natural Hazards*, 76, 1651-1665. doi:10.1007/s11069-014-1563-z
- Hadley, M. B., Baumgartner, J., & Vedanthan, R. (2019). Developing a Clinical Approach to Mitigating Risks of Air Pollution and Protecting Cardiovascular Health. *Circulation*, 137. doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.117.030377
- Hahad, O., Kröller-Schön, S., Daiber, A., & Münzel, T. (2019). Auswirkungen von Lärm auf das Herz-Kreislauf-System. *Deutsches Ärzteblatt*, 116(14). doi:10.3238/arztebl.2019.0245
- Halonen, J. I., Hansell, A. L., Gulliver, J., Morley, D., Blangiardo, M., Fecht, D., . . . Tonne, C. (2015). Road traffic noise is associated with increased cardiovascular morbidity and mortality and all-cause mortality in London. *European Heart Journal*, 36(39), 2653-2661. doi:10.1093/eurheartj/ehv216
- Hamburg. (2017). Interaktive Karte Straßenverkehrslärm. *Strategische Lärmkartierung Hamburg*. Abgerufen unter <https://www.hamburg.de/interaktive-karte-strassenverkehr/>
- Hammann, C. (2021). *Analysis of safety systems: Methodology and data for risk quantification in organizational, technical and structural systems with focus on fire protection*. (Doctor PHD). TU Munich, Munich. Abgerufen unter <https://mediatum.ub.tum.de/1601275>
- Hamra, G. B., Laden, F., Cohen, A. J., Raaschou-Nielsen, O., Brauer, M., & Loomis, D. (2015). Lung Cancer and Exposure to Nitrogen Dioxide and Traffic: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect*, 123(11), 1107-1112. doi:10.1289/ehp.1408882
- Hans, J. (2019, 19.03.2019). Drei Feuertote: Vermieter und Hausmeister zu Bewährungsstrafen verurteilt. *Süddeutsche Zeitung*. Abgerufen unter <https://www.sueddeutsche.de/muenchen/brand-dachauer-strasse-prozess-urteil-hoelzl-1.4374298>
- Harpur, A. P., Boyce, K. E., & Mcconnell, N. C. (2014). An Investigation into the Circumstances Surrounding Elderly Dwelling Fire Fatalities and the Barriers to Implementing Fire Safety Strategies among this Group. *Fire Safety Science - Proceedings of the Eleventh International Symposium*, 1144-1159. doi:10.3801/IAFSS.FSS.11-1144
- Hasofer, A. M., & Thomas, I. (2005). Analysis of fatalities and injuries in building fire statistics. *Fire Safety Journal*, 41, 2-14. doi:10.1016/j.firesaf.2005.07.006
- Hastie, C., & Searle, R. (2016). Socio-economic and demographic predictors of accidental dwelling fire rates. *Fire Safety Journal*, 84, 50-56. doi:doi.org/10.1016/j.firesaf.2016.07.002.
- Heinrichs, E., Klein, T., Blohm, J., & Eggers, S. (2023). *Umweltwirkungen einer innerörtlichen Regelgeschwindigkeit von 30 km/h*. Dessau-Roßlau: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/texte_50-2023_umweltwirkungen_einer_inneroertlichen_regelgeschwindigkeit_von_30_kmh.pdf
- Herweg, H., & Wagner, P. (2016). Trautes Heim, (Un-)Glück allein! *Schaden Prisma*, 2, 12-19.
- Herzog, D., & Mayer, A. (2021). *Comparison of Health Elects Caused by Fire and Noise on the Façade Considering the Years of Life Lost*. Paper präsentiert auf der PowerSkin, München.

- Higgins, E., & Taylor, M. J. (2011). Developing a Statistical Methodology for Improved Identification of Geographical Areas at Risk of Accidental Dwelling Fires. Abgerufen unter <https://www.geos.ed.ac.uk/~gisteac/proceedingsonline/GISRUK2012/Papers/presentation-15.pdf>
- Higgins, E., Taylor, M. J., Jones, M., & Lisboa, P. J. G. (2013). Understanding community fire risk - A spatial model for targeting fire prevention activities. *Fire Safety Journal*, 62, 20-29. doi:10.1016/j.firesaf.2013.02.006
- Hoek, G., Krishnan, R. M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B., & Kaufman, J. D. (2013). Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environmental Health*, 12(1), 43. doi:10.1186/1476-069X-12-43
- Holborn, P. G., Nolan, P. F., & Golt, J. (2003). An analysis of fatal unintentional dwelling fires investigated by London Fire Brigade between 1996 and 2000. *Fire Safety Journal*, 38, 1-42.
- Hope, P. (2004). Social Exclusion and the Risk of Fire. *Arson Control Forum - Research Bulletin*, 4, 1-6.
- Hoppe, U., & Klose, R. (2005). Das Inhalationstrauma bei Verbrennungspatienten: Diagnostik und Therapie. *Medizinische Klinik - Intensivmedizin und Notfallmedizin*, 42(5), 14.
- Horálek, J., Vlasáková, L., Schreiberová, M., Marková, J., Schneider, P., Kurfürst, P., . . . Damašková, D. (2022). *European air quality maps for 2020. PM10, PM2.5, Ozone, NO2, NOx and Benzo(a)pyrene spatial estimates and their uncertainties*. Copenhagen, Denmark: <https://www.eionet.europa.eu/etcs/all-etc-reports> and <https://zenodo.org/communities/eea-etc/?page=1&size=20>.
- Hosemann, G. (1989). Gefahrenabwehr und Risikominderung als Aufgaben der Technik. *DIN Mitteilungen*, 68(1989), 407-413.
- HSE, H. a. s. e. (2001). *Reducing risks, protecting people*. Norwich: Health and safety executive, HSE.
- Hu, J., Shu, X., Xie, S., Tang, S., Wu, J., & Deng, B. (2019). Socioeconomic determinants of urban fire risk: A city-wide analysis of 283 Chinese cities from 2013 to 2016. *Fire Safety Journal*, 110. doi:10.1016/j.firesaf.2019.102890
- Huangfu, P., & Atkinson, R. (2020). Long-term exposure to NO2 and O3 and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International*, 144, 105998. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105998>
- Hurst, J., McIntyre, J., Tamauchi, Y., Kinuhata, H., & Kodama, T. (2019). A summary of the ALARP principle and associated thinking. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 56(2), 241-253. doi:10.1080/00223131.2018.1551814
- IFS, I. f. S. u. S. (2022). Brandursachenstatistik 2021 [Pressemitteilung]. Abgerufen unter https://www.ifs-ev.org/wp-content/uploads/2022/04/brandursachenstatistik_seite_2021.pdf
- Ising, H., & Kruppa, B. (2004). Health Effects caused by Noise: Evidence in the Literature from the Past 25 Years. *Noise & Health*, 6, 5-13. Abgerufen unter https://www.researchgate.net/publication/8630313_Health_effects_caused_by_noise_Evidence_in_the_literature_from_the_past_25_years
- Istre, G. R., McCoy, M. A., Carlin, D. K., & McClain, J. (2002). Residential fire related deaths and injuries among children: fireplay, smoke alarms, and prevention. *Injury Prevention*, 8, 128-132.
- Istre, G. R., McCoy, M. A., Osborn, L., Barnard, J. J., & Bolton, A. (2001). Death and Injuries from House Fires. *New England Journal of Medicine*, 334, 1911-1916.
- Ivashyna, N., Borys, O., & Odynets, A. (2019). Situation in Ukraine Concerning Fire Death. *Safety and Fire Technology*, 54(2), 110-114. doi:10.12845/sft.54.2.2019.8;
- Jonsson, A., Bergqvist, A., & Andersson, R. (2015). Assessing the number of fire fatalities in a defined population. *Journal of Safety Research*, 55, 99-103. doi:10.1016/j.jsr.2015.10.001
- Jonsson, A., Bonander, C., Nilson, F., & Huss, F. (2017). The state of the residential fire fatality problem in Sweden: Epidemiology, risk factors and event typologies. *Journal of Safety Research*, 62, 89-100. doi:10.1017/j.jsr.2017.06.008
- Josten, S. (2015). Verbrennungsschock. In G. T. Verlag (Ed.), *I Care Pflege* (Vol. 1). Stuttgart: Georg Thieme Verlag.
- Jüttner, J. (2008). Wohnhausbrand in Ludwigshafen - Pure Panik in den Gesichtern (Newspaperarticle). Abgerufen unter <https://www.spiegel.de/panorama/justiz/wohnhausbrand-in-ludwigshafen-pure-panik-in-den-gesichtern-a-532977.html>. Abgerufen 25.04.2022, von DER SPIEGEL GmbH & Co. KG <https://www.spiegel.de/panorama/justiz/wohnhausbrand-in-ludwigshafen-pure-panik-in-den-gesichtern-a-532977.html>
- Kaiser, R. (2014). *Qualitative Experteninterviews* (Vol. 1): Springer VS Wiesbaden.
- Kalach, A. V., Akulov, A. Y., & Cherepanov, E. A. (2020). Integrated Fire Risk Factors Analysis in the Residential Districts of Russian Federation Regions. *Earth and Environmental Science*, 459. doi:10.1088/1755-1315/459/4/042045

- Karter, M. J., Kissinger, T., L., Miller, A. L., Harwood, B., Fahy, R. F., & Hall, J. R. (1993). Cigarette Characteristics, Smoker Characteristics, and the Relationship to Cigarette Fires. *Fire Technology Fourth Quarter*, 401-431.
- Katanoda, K., Sobue, T., Satoh, H., Tajima, K., Suzuki, T., Nakatsuka, H., . . . Tominaga, S. (2011). An association between long-term exposure to ambient air pollution and mortality from lung cancer and respiratory diseases in Japan. *J Epidemiol*, 21(2), 132-143. doi:10.2188/jea.je20100098
- Katsouyanni, K., Touloumi, G., Samoli, E., Gryparis, A., Le Tertre, A., Monopolis, Y., . . . Schwartz, J. (2001). Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, 12(5), 521-531. doi:10.1097/00001648-200109000-00011
- Kaufmann, A., & Richtmann, J. (2021). *Vorstellung der Umfrageergebnisse im Rahmen des Verbundprojektes BUOLUS*. Paper präsentiert auf der Fraunhofer IBP Symposium Urbane Oberflächen, Holzkirchen.
- Keil, L.-B. (2009). Japan verliert den Respekt vor dem Alter. *Welt*. Abgerufen unter https://www.welt.de/welt_print/article3382618/Japan-verliert-den-Respekt-vor-dem-Alter.html
- Kemper, H. (2016). *Brennen und Löschen*. Landsberg am Lech: ecomed Sicherheit.
- Kessinger, S., Minkos, A., Dauert, U., Feigenspan, S., Hellack, B., Moravek, A., . . . Wichmann-Fiebig, M. (2023). *Luftqualität 2022*. Dessau-Roßlau: <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/luftqualitaet-2022>
- Khomenko, S., Cirach, M., Barrera-Gómez, J., Pereira-Barboza, E., lungman, T., Mueller, N., . . . Nieuwenhuijsen, M. (2022). Impact of road traffic noise on annoyance and preventable mortality in European cities: A health impact assessment. *Environment International*, 162.
- Knaack, U., Klein, T., Bilow, M., & Auer, T. (2014). *Façades - Principles of Construction* (Vol. 2). Basel: Birkhäuser.
- Kosfeld, R., Eckey, H.-F., & Türck, M. (2016). *Deskriptive Statistik - Grundlagen-Methoden-Beispiele-Aufgaben* (Vol. 6). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Krebs, T., & Scheffel, M. (2016). *Quantifizierung der gesamtwirtschaftlichen und fiskalischen Effekte ausgewählter Infrastruktur- und Bildungsinvestitionen in Deutschland*. Mannheim: https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Publikationen/Studien/quantifizierung-der-gesamtwirtschaftlichen-und-fiskalischen-effekte-ausgewaehlter-infrastruktur-und-bildungsinvestitionen.pdf?__blob=publicationFile&v=8
- Kuckartz, U. (2014). *Mixed Methods - Methodologie, Forschungsdesigns und Analyseverfahren*. Wiesbaden: Springer VS.
- Landeshauptstadt München. (2022). Dieselfahrverbot. In. München: Landeshauptstadt München.
- Lang, J. (2016). *Erhebung von Todesursachen in Brandtodesfällen*. (Dr. dissertation). Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Mersburg.
- Lange, C. (2021). *Vorbeugender Brandschutz in der Gebäudeplanung*. Wiesbaden, Germany: Springer Vieweg.
- Langer, A., & Müller, M. (2012). Brand in Behindertenwerkstatt - die Tragödie von Titisee. Abgerufen unter <https://www.spiegel.de/panorama/gesellschaft/brand-in-behindertenwerkstatt-tragoedie-in-titisee-neustadt-a-869424.html>. Abgerufen 25.04.2022, von DER SPIEGEL GmbH & Co. KG <https://www.spiegel.de/panorama/gesellschaft/brand-in-behindertenwerkstatt-tragoedie-in-titisee-neustadt-a-869424.html>
- Laußmann, D., Haftenberger, M., Lampert, T., & Scheidt-Nave, C. (2013). Soziale Ungleichheit von Lärmbelastung und Straßenverkehrsbelastung - Ergebnisse der Studie zur Gesundheit Erwachsener in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt*, 2013, 822-831. doi:10.1007/s00103-013-1668-7
- Lenschow, P., Abraham, H. J., Kutzner, K., Lutz, M., Preuß, J. D., & Reichenbacher, W. (2001). Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35, S23-S33. doi:[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00122-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00122-4)
- Lepeule, J., Laden, F., Dockery, D., & Schwartz, J. (2012). Chronic Exposure to Fine Particles and Mortality: an extended follow-up of the Harvard Six Cities study from 1974 to 2009. *Environ Health Perspect*, 120(7). doi:10.1289/ehp.1104660
- Leth, P., Gregersen, M., & Sabroe, S. (1998). Fatal Residential Fire Accidents in the Municipality of Copenhagen. *Preventive Medicine*, 27, 444-451.
- Leuschner, S. (2018). *Sicherheit als Grundsatz* (Vol. 10). Tübingen: Hofmann, Jeanette; Pernice, Ingolf; Schildhauer, Thomas; Schulz, Wolfgang;
- LFB, L. F. B. (2019). *Grenfell Tower Fire - Preliminary Report*. London: https://www.london-fire.gov.uk/media/5087/gtirt19-01534_grenfell_tower_fire_preliminary_report_final.pdf

- LfU-Bayern, B. L. f. U. (2017). Umgebungslärmkartierung 2017. Abgerufen unter https://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/umweltatlas/index.html?lang=de&n=lfu_domain-laerm#
- Maiworm, B., Göldner, M., & Engel, T. (2022). Einsatzstellenbewertungen der deutschen Feuerwehren – Brandversuche in situ. *Bautechnik*, 100(1), 3-13. doi:<https://doi.org/10.1002/bate.202100030>
- Maiworm, B., Hammann, C., & Schleich, M. (2023). Prescriptive building regulations, safety objectives, and residual risk in Germany. *Fire Technology*, 99.
- Marx, C. (2018). *Wirtschaftlichkeitsberechnungen von IT-Sicherheitsmaßnahmen*. Potsdam: Lehrstuhl für Wirtschaftsinformatik Universität Potsdam.
- Maybauer, D. M., Traber, D. L., & Radermacher, P. (2006). Treatment strategies for acute smoke inhalation injury. *Der Anaesthesist*, 55(9), 980-988.
- Mays, J. C., Watkins, A., Gold, M., Southall, A., Grace, A., Marcus, C. R., & Piccoli, S. (2022, 10.01.2022). Bronx Fire: Mayor Revises Number Killed to 17, Including 8 Children. *The New York Times*. Abgerufen unter <https://www-nytimes-com.eaccess.tum.edu/live/2022/01/10/nyregion/bronx-fire-nyc>
- McGwin, G., Chapman, V., Curtis, J., & Rousculp, M. (1999). Fire Fatalities in Older People. *Journal of the American Geriatrics Society*, 47, 1307-1311.
- Meadows, D. H., Randers, J., & Meadows, D. L. (2020). *Grenzen des Wachstums: das 30-Jahre-Update* (Vol. 6. Auflage). Stuttgart: S. Hirzel Verlag.
- Meinhold, H.-J. (2009). *Todesfälle durch Brandgeschehen in Hamburg*. (Dissertation). Universität Hamburg, Hamburg.
- Melez, I. E., Arslan, M. N., Oguthan, M. D., Gürler, A. S., & Büyük, Y. (2017). Manner of Death Determination in Fire Fatalities. *The American Journal of Forensic Medicine and Pathology*, 38, 59-68. doi:10.1097/PAF.0000000000000292
- Merschbacher, A. (2021). *Rauchwarnmelder*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Microsoft. (2023). Bing Image Creator: Microsoft. Abgerufen unter <https://www.bing.com/create>
- Möller, D., & Bunzmann, C. (2022). Die ungelöste Entsorgung. In B. Bundesamt für Sicherheit der nuklearen Entsorgung (Ed.), *Atomausstieg in Deutschland - Viele Aufgaben in der nuklearen Sicherheit bleiben* (pp. 30-46). Berlin: Bundesamt für Sicherheit der nuklearen Entsorgung, BASE.
- Morgan, R., Thayer, K., Bero, L., Bruce, N., Falck-Ytter, Y., Ghersi, D., . . . Schünemann, H. (2016). GRADE: Assessing the quality of evidence in environmental and occupational health. *Environ Int.*, 2016, 611-616. doi:10.1016/j.envint.2016.01.004
- Morgner, C., & Patel, H. (2021). Understanding ethnicity and residential fires from the perspective of cultural values and practices: A case study of Leicester, United Kingdom. *Fire Safety Journal*, 125, 103384. doi:<https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2021.103384>
- Mulvaney, C., Kendrick, D., Towner, E., Brussoni, M., Hayes, M., Powell, J., . . . Ward, H. (2008). Fatal and non-fatal fire injuries in England 1995-2004: time trends and inequalities by age, sex and area deprivation. *Journal of Public Health*, 31, 154-161. doi:10.1093/pubmed/fdn103
- Murray, C. J. L., & Lopez, A. D. (1990). *The global burden of Disease* (W. H. O. (WHO) Ed.). Genf, Schweiz: Harvard School of Public Health.
- Naik, G. G., & Dharmadhikari, H. M. (2023). Methods for reducing NOx and PM emissions in compression ignition engine: A review. *Materials Today: Proceedings*, 72, 1406-1412. doi:<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.09.339>
- Newby, D., Mannucci, P., Tell, G., Baccarelli, A., Brook, R., Donaldson, K., . . . Storey, R. (2015). Expert position paper on air pollution and cardiovascular disease. *European Heart Journal*, 36, 83-93. doi:10.1093/eurheartj/ehu458
- Nilson, F., Bonander, C., & Jonsson, A. (2015). Differences in Determinants Amongst Individuals Reporting Residential Fires in Sweden: Results from a Cross-Sectional Study. *Fire Technology*, 51, 615-626. doi:10.1007/s10694-015-0459-0
- Nilson, F., Lundgren, L., & Bonander, C. (2020). Living arrangements and fire-related mortality amongst older people in Europe. *International Journal of Injury Control and Safety Promotion*, 27, 378-384. doi:10.1080/17457300.2020.1780454
- Nuruzzaman, M. (2015). Urban Heat Island: Causes, Effects and Mitigation Measures - A Review. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(2), 67-73. doi:10.11648/j.ijema.20150302.15
- OECD, O. f. E. C.-o. a. D. (2011). *Valuing Mortality Risk Reductions in Regulatory Analysis of Environmental, Health and Transport Policies: Policy Implications* (N. A. Braathen Ed.). Paris: OECD.
- Office for National Statistics Great Britain. (2022). *Fire and rescue incident statistics Table 0501*.

- Open-Fire-Map (Cartographer). (2010). OpenfireMap. Abgerufen unter <http://www.openfiremap.de/?zoom=15&lat=47.841&lon=12.104>
- Polizeiaufgabengesetz- Gesetz über die Aufgaben und Befugnisse der Bayerischen Polizei, (2023).
- Pallua, N., Noah, E. M., & Radke, A. (2000). Inhalationstrauma bei Verbrennungen. *Intensivmedizin und Notfallmedizin*, 37(4), 284-292. doi:10.1007/s003900050337
- Palmieri, T., & Gamelli, R. (2012). Diagnosis and management of inhalation injury. In M. G. Jeschke, L.-P. Kamolz, F. Sjöberg, & S. E. Wolf (Eds.), *Handbook of Burns* (Vol. 1, pp. 493). Wien: Springer, Vienna.
- Pertermann, I., Puthli, R., Ummerhofer, T., & Vrouwenvelder, T. (2012). Risikoorientierte Bemessung von Tragstrukturen - Geplante Nutzungsdauer. *Stahlbau - Ernst & Sohn*, 81(7), 530-538. doi:10.1002/stab.201201588
- Pierobon, F., Sifford, C., Velappan, H., & Ganguly, I. (2022). Air quality impact of slash pile burns: Simulated geo-spatial impact assessment for Washington State. *Science of The Total Environment*, 818, 151699. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151699>
- Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Journal of the American Medical Association*, 287, 1132-1141. doi:10.1001/jama.287.9.1132
- Quesenbery, W. (2004). Balancing the 5Es: Usability. *Cutter IT Journal*, 17, 7.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Jensen, S. S., Ketzler, M., Sørensen, M., Hansen, J., . . . Overvad, K. (2012). Traffic air pollution and mortality from cardiovascular disease and all causes: a Danish cohort study. *Environmental Health*, 11(1), 60. doi:10.1186/1476-069X-11-60
- Ralston, A. (2004). *Between a rock and a hard place*. New York: Atria Books New York.
- Reddington, C. L., Conibear, L., Robinson, S., Knote, C., Arnold, S. R., & Spracklen, D. V. (2021). Air Pollution From Forest and Vegetation Fires in Southeast Asia Disproportionately Impacts the Poor. *GeoHealth*, 5(9), e2021GH000418. doi:<https://doi.org/10.1029/2021GH000418>
- Rempe, A., & Rodewald, G. (1985). *Brandlehre*. Stuttgart: Kohlhammer.
- Ridder, A. (2015). *Risikologische Betrachtungen zur strategischen Planung von Feuerwehren - Empirische Befunde und Systematisierung von Zielsystemen* (Vol. 11). Wuppertal: Bergische Universität Wuppertal.
- Riegel, A. (1995). *Kunstwerk oder Denkmal*. Wien.
- Rohde, D., Corcoran, J., Sydes, M., & Higginson, A. (2016). The association between smoke alarm presence and injury and death rates: A systematic review and meta-analysis. *Fire Safety Journal*, 81, 58-63. doi:10.1016/j.firesaf.2016.01.008
- Runefors, M. (2020). *Fatal Residential Fires Prevention and Response*. Lund: Lund University, Department of Fire Safety Engineering.
- Runefors, M., Jonsson, A., & Bonander, C. (2021). Factors contributing to survival and evacuation in residential fires involving older adults in Sweden. *Fire Safety Journal*, 112. doi:10.1016/j.firesaf.2021.103354
- Runyan, C. W., Bangdiwala, S. I., Linzer, M. A., Sacks, J. J., & Butts, J. (1992). Risk Factors for Fatal Residential Fires. *The New England Journal of Medicine*, 327, 859-863.
- Schelling, T. C., Bailey, M. J., & Fromm, G. (1968). The life you save may be your own. *Problems in public expenditure analysis. Studies of Government Finance*, 127-162.
- Schiller, K. (2022). Wirtschaftlichkeit im Baubetrieb/ Bauunternehmen. Abgerufen unter <https://www.bauprofessor.de/wirtschaftlichkeit/>. Abgerufen 17.05.2022, von f:data GmbH <https://www.bauprofessor.de/wirtschaftlichkeit/>
- Schneider, A., Cyrus, J., Breitner, S., Kraus, U., Peters, A., Diegmann, V., & Neunhäuserer, L. (2018). Quantifizierung von umweltbedingten Krankheitslasten aufgrund der Stickstoffdioxid-Exposition in Deutschland. Dessau-Roßlau: <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- Schröder, B. (2015). *Berechnung von Baukonstruktionen*. Wiesbaden: Springer Fachmedien.
- Schulz, H., Karrasch, S., Bölke, G., Cyrus, J., Hornberg, C., Pickford, R., . . . Hoffmann, B. (2018). Atmen: Luftschadstoffe und Gesundheit. In D. G. f. P. u. B. e.V. (Ed.), (pp. 51). Berlin: Deutsche Gesellschaft für Pneumologie und Beatmungsmedizin e.V.
- Seehawer, S. (2015). *Immobilien- und Bauwirtschaft aktuell - Entwicklungen und Tendenzen 5. Risikoanalyse und Risikomanagement auf Projektebene*. Wiesbaden: Springer.
- Seitz, N.-N., Böttcher, L., John, L., Atzendorf, J., Rauschert, C., & Kraus, L. (2019). *Trends der Prävalenz des Alkoholkonsums, episodischen Rauschtrinkens und Alkoholmissbrauch und -abhängigkeit nach Geschlecht und Alter 1995-2018*. München: https://www.esa-survey.de/fileadmin/user_upload/Literatur/Berichte/ESA_2018_Trends_Alkohol.pdf

- Senatsverwaltung für Umwelt Mobilität Verbraucher- und Klimaschutz - Berlin. (2022). Förderrichtlinie für die Gewährung von Zuwendungen im Rahmen des Berliner Schallschutzfensterprogramms. In: Berlin: Abteilung I - Referat Immissionsschutz.
- Senthilkumara, M., Nazari, G., MacDermid, J. C., Roche, K., & Sopoko, K. (2019). Effectiveness of home fire safety interventions. A systematic review and meta-analysis. *PLoS ONE*, 14. doi:10.1371/journal.pone.0215724
- Siemers, F., & Mailänder, P. (2010). Inhalationstrauma, Kohlenmonoxid- und Cyanidintoxikation. *Notfall & Rettungsmedizin*, 13(1), 5. doi:10.1007/s10049-009-1250-x
- Simon, A., & Busse, J. (2021). *Kommentar zur Bayerischen Bauordnung* (Vol. 144): Kraus, Stefan.
- Smith, K. (2013). *Environmental Hazards - Assessing Risk and Reducing Disaster* (Vol. 6). Abingdon, Oxon: Routledge.
- Solf, M.-E. (2020). *Obduzierte Brandopfer am Institut für Rechtsmedizin Hamburg-Eppendorf der Jahre 2007-18*. (Dipl. diploma thesis). Medizinische Universität Wien, Wien. Abgerufen unter <https://repositorium.meduniwien.ac.at/obvumwhs/content/titleinfo/5450831>
- Špatenková, O., & Virrantaus, K. (2013). Discovering spatio-temporal relationships in the distribution of building fires. *Fire Safety Journal*, 62, 49-63. doi:10.1016/j.firesaf.2013.07.001
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2022). *Arbeitslose nach ausgewählten Personengruppen sowie Arbeitslosenquoten - Jahresdurchschnitt - (ab 2009) regionale Ebenen*. Abgerufen unter: www.govdata.de/dl-de/by-2-0
- StMI. (2011). Vollzug der Bayerischen Bauordnung (BayBO); Brandschutz im bestehenden Gebäude. In (Vol. IIB7-4112.420-013/11, pp. 6). München: Oberste Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Inneren.
- StMI. (2023). Bayerische Bauordnung (BayBO) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. August 2007 zuletzt geändert am 23.07.2023. In München: Bayerisches Staatsministerium für Inneres. Vollzug des Bayerischen Feuerwehrgesetzes (VollzBekBayFwG), (2020).
- Suzuki, K., & Hokugo, A. (2009). Child Fatalities in Residential Fires: A statistic Review. *Bulletin of Japan Association for fire Science and Engineering*, 59.
- Tang, K. H. D., & Yap, P.-S. (2020). *A Systematic Review of Slash-and-Burn Agriculture as an Obstacle to Future-Proofing Climate Change*. Paper presented at the International Conference on Climate Change, Chicago.
- Taylor, M. J., Higgins, E., Lisboa, P. J. G., & Kwasnica, V. (2012). An exploration of causal factors in unintentional dwelling fires. *Risk Management*, 14, 109-125. doi:125. doi:10.1057/
- Ternieden, H. (2013). Brandkatastrophe in Backnang - Bewohner lösten Feuer vermutlich selbst aus (Newspaperarticle). Abgerufen unter <https://www.spiegel.de/panorama/justiz/brand-in-backnang-feuer-wohl-versehentlich-ausgeloest-a-892551.html>. Abgerufen 25.04.2022, von DER SPIEGEL GmbH & Co. KG <https://www.spiegel.de/panorama/justiz/brand-in-backnang-feuer-wohl-versehentlich-ausgeloest-a-892551.html>
- Terrill, J. B., Montgomery, R. R., & Reinhardt, C. F. (1978). Toxic Gases from Fires. *Science*, 200, 5.
- Thomas, B. L. K. (2013). *Brandschutz im Bestand* (2. ed.). Köln: Feuertrutz GmbH.
- Thurston, G. D., Kipen, H., Annesi-Maesano, I., Balmes, J., Brook, R. D., Cromar, K., . . . Brunekreef, B. (2018). A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *European Respiratory Journal*, 49, 34. doi:10.1183/13993003.00419-2016
- Todorovic, S. (2020). *Modelling risk factors in urban residential fires in Helsinki*. (Master-Thesis). University of Helsinki, Helsinki.
- Trond, M. (2004). *Risikobasierte Beurteilung der Personensicherheit von Wohnbauten im Brandfall unter Verwendung von Bayes'schen Netzen*. (Doctoral Thesis). ETH Zürich, Zürich.
- Turner, S. L., Johnson, R. D., Weightman, A. L., Rodgers, S. E., Arthur, G., Bailey, R., & Lyons, R. A. (2017). Risk factors associated with unintentional house fire incidents, injuries and deaths in high-income countries: a systematic review. *BMJ*, 23, 131-137. doi:10.1136/injuryprev-2016-042174
- UBA, U. (2011, 24.06.2011). Wo treten die höchsten Ozonwerte auf? Abgerufen unter <https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/wo-treten-die-hoechsten-ozonwerte-auf>
- UBA, U. (2020a). *Anzahl der Menschen in Deutschland, die von Lärmbelästigung durch Verkehrslärm betroffen sind im Jahr 2020 (nach Bundesland und Lärmindex)*. Berlin: <https://de-statista-com.eaccess.tum.edu/statistik/daten/studie/1195908/umfrage/verkehrslaerm-in-deutschland-ausmass-nach-bundesland/?locale=de>
- UBA, U. (2020b). *Luftdaten - Jahresbilanzen - Stickstoffdioxid - Messstelle DEBY115*. Abgerufen unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftdaten/jahresbilanzen/eJxrWpScv9BkUWXqEiMDI0MAMMkFtQ==>

- UBA, U. (2020c). *Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39.BImSchV*. Berlin Abgerufen unter http://www.gesetze-im-internet.de/bimschv_39/39_BImSchV.pdf
- UBA, U. (2021). *German Emission Inventory*. Abgerufen unter: <https://iir.umweltbundesamt.de/2023/iir/about>
- UBA, U. (2022a). Geräuschbelastung im Straßenverkehr. Abgerufen unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/verkehrslaerm/strassenverkehrsplaerm#geraeschbelastung-im-strassenverkehr>
- UBA, U. (2022b). *Luftdaten - Jahresbilanzen - Stickstoffdioxid*. Abgerufen unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftdaten/jahresbilanzen/eJxrWpScv9BkUWXqEiMDI0MAMMkFtQ==>
- UBA, U. (2023). *Luftschadstoffbelastung in Deutschland*. Abgerufen unter: https://gis.uba.de/maps/resources/apps/luft_schadstoffbelastung/index.html?lang=de
- UNDP. (2022). *Human Development Report 2021-22*. <http://report.hdr.undp.org>
- United Nations. (1992). *Agenda 21*. Paper presented at the Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung, Rio de Janeiro. https://www.un.org/depts/german/conf/agenda21/agenda_21.pdf
- United Nations. (2019). *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. New York:
- Van Kempen, E., Casas, M., & Pershagen, G. (2018). *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary*. MDPI.
- VDI 3782-7:2020-05. Umweltmeteorologie Kfz-Emissionsbestimmung Luftbeimengungen. In *VDI 3782-Blatt 7* (Vol. VDI 3782-Blatt 7, pp. 180). Deutschland: Verein Deutscher Ingenieure.
- vfdb, V. z. F. d. D. B. e. V. (2020). Leitfaden Ingenieurmethoden des Brandschutzes. In (pp. 494). Münster: Vereinigung zur Förderung des Deutschen Brandschutzes e. V. (vfdb), Technisch-Wissenschaftlicher Beirat (TWB), Referat 4, Jochen Zehfuß.
- Von Cube, M., Schumacher, M., Putter, H., Timsit, J.-F., van de Velde, C., & Wolkewitz, M. (2020). The population-attributable fraction for time-dependent exposures using dynamic prediction and landmarking. *Biometrical Journal*, 62(3), 583-597. doi:<https://doi.org/10.1002/bimj.201800252>
- Wälder, K., & Wälder, O. (2017). Der Risikobegriff. In K. Wälder & O. Wälder (Eds.), *Methoden zur Risikomodellierung und des Risikomanagements* (pp. 1-3). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Wang, F., Lu, S., & Li, C. (2005). Analysis of Fire Statistics of China: Fire Frequency and Fatalities in Fires. *Fire Safety Science - Proceedings of the Eight International Symposium*, 353-362.
- Wang, L., Chen, R., Sun, W., Yang, X., & Li, X. (2020). Impact of High-Density Urban Built Environment on Chronic Obstructive Pulmonary Disease: A Case Study of Jing'an District, Shanghai. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(1), 252. Abgerufen unter <https://www.mdpi.com/1660-4601/17/1/252>
- WAQP, T. W. A. Q. P. (2023). World's Air Pollution: Real-time Air Quality Index. Abgerufen unter <https://waqi.info/de/#/c/13.267/9.816/3.2z>
- Weyerer, S., Schäufele, M., Eifflaender-Gorfer, S., Köhler, L., Maier, W., Haller, F., . . . Bickel, H. (2009). At-risk alcohol drinking in primary care patients aged 75 years and older. *International Journal of Geriatric Psychiatry*, 24, 10. doi:10.1002/gps.2274
- WHA, W.-H.-A. (1990). *Forty-third World Health Assembly, Geneva, 7-17 May 1990: resolutions and decisions, annexes*. Geneva: World Health Organization Abgerufen unter <https://apps.who.int/iris/handle/10665/173422>
- WHA, W.-H.-A. (2019). *Seventy-Second World Health Assembly, Geneva, Switzerland 20-28 May 2019*. Geneva: World Health Organization Abgerufen unter https://apps.who.int/gb/ebwha/pdf_files/WHA72/A72_29-en.pdf
- WHO, W. H. O. (2010a). *International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems - 10th revision* (Vol. 2). Malta: World Health Organisation.
- WHO, W. H. O. (2010b). Noise. Abgerufen unter <https://www.who.int/europe/news-room/fact-sheets/item/noise>
- WHO, W. H. O. (2015a). Anteil der Raucher in Deutschland nach Geschlecht in den Jahren 2000 bis 2025. Abgerufen unter <https://de-statista-com.eaccess.ub.tum.de/statistik/daten/studie/596512/umfrage/verbreitung-des-rauchens-in-deutschland-nach-geschlecht/>. (596512). Abgerufen 20.12.2022, von WHO <https://de-statista-com.eaccess.ub.tum.de/statistik/daten/studie/596512/umfrage/verbreitung-des-rauchens-in-deutschland-nach-geschlecht/>
- WHO, W. H. O. (2015b). *WHO global report on trends in prevalence of tobacco smoking 2015* (WHO Ed.). Geneva, Switzerland: World Health Organization.

- WHO, W. H. O. (2018). *Environmental noise guidelines for the european region*. Denmark:
- WHO, W. H. O. (2019, 2019). International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems. Abgerufen unter <https://icd.who.int/browse10/2019/en#/X00>
- WHO, W. H. O. (2021). *WHO global air quality guidelines*: World Health Organization.
- WHO, W. H. O. (2023). Years of life Lost YLL per 100000 population. Abgerufen unter <https://www.who.int/data/gho/indicator-metadata-registry/imr-details/4427>
- Whyte, A., & Burton, I. (1982). *Living with risk : environmental risk management in Canada*. Toronto: University of Toronto.
- Wichmann, H. E. (2018). *Expertise zu gesundheitlichen Risiken von Stickstoffdioxid im Vergleich zu Feinstaub und anderen Luftschadstoffen - Bewertung durch internationale Expertengruppe*.
- Wormer, E. J. (2022). Ötzi @ home. *Orthopädie und Rheuma*, 25, 56-57.
- Wothge, J., & Niemann, H. (2020). Gesundheitliche Auswirkungen von Umgebungslärm im urbanen Raum. *Bundesgesundheitsblatt*, 63, 987-996. doi:10.1007/s00103-020-03178-9
- Wuschke, K., Clare, J., & Garis, L. (2013). Temporal and geographic clustering of residential structure fires: A theoretical platform for targeted fire prevention. *Fire Safety Journal*, 62, 3-12. doi:10.1016/j.firesaf.2013.07.003
- Xin, J., & Huang, C. (2013). Fire risk analysis of residential buildings based on scenario clusters and it sapplication in fire risk management. *Fire Safety Journal*, 62, 72-78. doi:10.1016/j.firesaf.2013.09.022
- Xin, J., & Xin, J. (2013). Fire Risk Assessment of Residential Buildings Based on Fire Statistics from China. *Fire Technology*, 50, 1147-1161. doi:10.1007/s10694-013-0327-8
- Xiong, L., Bruck, D., & Ball, M. (2015). Comparative investigation of 'survival' and fatality factors in accidental residential fires. *Fire Safety Journal*, 73, 37-47. doi:10.1016/j.firesaf.2015.02.003
- Zedner, L. (2003). Too much security? *International Journal of the sociology of law*, 31. doi:10.1016/j.ijsl.2003.09.002
- Zwick, M. (1997). Risiken-Wahrnehmung, Bewertung, Akzeptanz. In D. Borcherd (Ed.), *Strahlenschutz: Wissenschaftliche Grundlagen, Rechtliche Regelungen, Praktische Anwendungen*. Berlin, Deutschland.

Anhang

Anhang 1:

Grundlagen Statistik in de Epidemiologie

Mortalitätsrate

Die Mortalitätsrate beschreibt auf Bevölkerungsebene ganz allgemein die Anzahl der Todesfälle dividiert durch die Gesamtzahl der Bevölkerung in einer bestimmten Zeitperiode, die häufig pro Jahr gewählt wird.

$$\text{Mortalitätsrate} = \frac{\text{Anzahl der Todesfälle im Zeitraum } x}{\text{durchschnittliche Bevölkerung im Zeitraum } x}$$

Eine spezifische Mortalitätsrate beschreibt ein ausgewähltes Merkmal. Dabei wird die Bevölkerungsgruppe auf diese Eigenschaft eingeschränkt. Als Beispiel können demografische Daten wie Alter und Geschlecht, aber auch personenspezifisches Verhalten wie beispielsweise Alkohol oder Tabakkonsum als Merkmal untersucht werden.

Bei der Berechnung einer Mortalitätsrate sollte dabei immer eine Altersstandardisierung durchgeführt werden, da es sonst zu starken Verzerrungen durch Confounding-Effekte, beruhend auf der Altersverteilung kommt. Diese kann in eine direkte- und eine indirekte Standardisierung unterteilt werden.

Direkte Standardisierung

Bei der direkten Standardisierung wird die Altersverteilung in der Region oder den Vergleichsregionen auf eine Standardbevölkerungsverteilung normiert. Beispielsweise die standardisierte Altersverteilung von Deutschland. Allen Untersuchungsgebieten liegt dann die gleiche Bevölkerungsverteilung zugrunde.

Indirekte Standardisierung

Bei der indirekten Standardisierung wird die Risikohöhe für Todesfälle berechnet, indem der Schätzwert der Mortalitätsraten auf die Gesamtpopulation angewendet wird. Im nächsten Schritt werden dann die real auftretenden Sterbefälle mit den erwarteten Sterbefällen verglichen. Durch die Division der beobachteten und erwarteten Sterbefälle erhält man die standardisierte Mortalitätsrate. (SMR)

Die präzisesten Ergebnisse können erzielt werden, indem z.B. Confounding-Effekte in der Datenanalyse bereits ausgeschlossen werden kann. Wenn z.B. das Alter zum Todeszeitpunkt in der Gruppe bekannt ist, muss man die Verteilung nicht abschätzen, sondern kann das Risiko spezifisch für eine Altersgruppe ausgeben.

Als Synonym für Mortalitätsrate wird Gesamtmortalität, Sterblichkeitsziffer oder Sterbeziffer verwendet.

Relatives Risiko (RR)

Das relative Risiko (RR) gibt ein Verhältnis an, um wie viel eine Exposition (Inzidenzrate oder kumulative Inzidenz) gegenüber deren Abwesenheit die Mortalitätsrate erhöht bzw. senkt. Es wird durch den Quotienten der zu untersuchenden Ereignisse bei einer exponierten und einer nicht exponierten Gruppe bestimmt. Das RR wird klassischerweise mittels einer Vierfeldertafel, wie in Tabelle A.1 dargestellt, und folgender Gleichung bestimmt.

Tabelle A.1 Vierfeldertafel zur Bestimmung des relativen Risikos

	erkrankt	nicht erkrankt	
exponiert	a	b	a + b
nicht exponiert	c	d	c + d
	a + c	b + d	a + b + c + d = n

$$RR = \frac{a/(a+b)}{c/(c+d)}$$

Dabei ist ein $RR > 1$ eine positive Assoziation, d.h., es gibt ein erhöhtes Risiko durch die Exposition; im Gegensatz dazu weist ein $RR < 1$, als negative Assoziation bezeichnet, auf eine Minderung des Risikos hin. Bei einem $RR = 1$ gibt es keinen Zusammenhang zwischen Exposition und Wirkung. Beispielsweise führt die Exposition 'Rauchen' zu einem $RR > 1$ für Lungenkrebs; das bedeutet, Raucher haben ein erhöhtes Lungenkrebsrisiko. Die Exposition 'Sporttreiben' führt zu einem $RR < 1$ für Adipositas, das heißt Sporttreibende haben ein niedrigeres Risiko, an Adipositas zu erkranken, als Nichtsporttreibende.

Als Synonyme werden im englischen Sprachgebrauch auch "risk ratio", "hazard ratio" oder "(risk) rate ratio" verwendet. Dabei wird bei "risk ratio" der Quotient aus den kumulativen Inzidenzen und bei "rate ratio" der Quotient aus den Inzidenzraten berechnet. Bei der "hazard ratio" wird als Grundlage die "hazard rate" verwendet, darin ist die Zeitspanne bis zum Auftreten eines definierten Ereignisses berücksichtigt.

Odds und Odds Ratio (OR)

Als Odds wird das Verhältnis einer Wahrscheinlichkeit P und der Gegenwahrscheinlichkeit $1 - P$ bezeichnet.

$$Odds = \frac{P}{(1-P)}$$

Das Chancenverhältnis der Einwirkung bei erkrankten Personen gegenüber den Nichterkrankten wird als Odds Ratio (OR) bezeichnet. Unter Verwendung von Tabelle A.1 kann das Odds Ratio berechnet werden zu:

$$OR = \frac{a \cdot d}{b \cdot c}$$

Dies wird vor allem bei unklarer Inzidenzgröße oder komplexem Studienaufbau aufgrund einer hoher Seltenheit der Erkrankung verwendet und gibt einen Schätzwert an. Dabei ist ersichtlich, dass ausgehend von

der Berechnung ein OR im Vergleich zum RR immer größer bzw. kleiner ist und somit das tatsächliche Risiko überschätzt wird.

Konfidenzintervall (CI)

Zur Abschätzung eines relativen Risikos oder einer Odds Ratio wird ein Bereich genannt, in dem ein definierter Prozentsatz der ausgewerteten Datenpunkte liegt. Dieser Bereich wird als Konfidenzintervall bezeichnet. In der Praxis wird dafür zumeist das 95% Intervall verwendet. Je geringer das Konfidenzintervall vom gegebenen Risikowert abweicht, desto signifikanter ist dieser Wert, da die Einzelergebnisse eine geringe Streuung aufweisen. Der Nullwert bezeichnet ein RR oder eine Odds Ratio von genau 1,0. Liegt das CI:95% außerhalb dieses Wertes, können die Ergebnisse als signifikant betrachtet werden. Die Verringerung der Abweichungen vom Risikowert können durch eine Erhöhung der Stichprobe erzielt werden, da dadurch einzelne Extremwerte ausgeschlossen werden.

p-Wert

Der p-Wert bezeichnet, vereinfacht beschrieben, die Wahrscheinlichkeit, dass die untersuchten Daten mit der Nullhypothese vereinbar sind, und wird ähnlich wie das CI bei den Effektschätzern (RR und Odds Ratio) als statistische Kenngröße angegeben. Dabei wird ein Fehlerkennwert (α) vorab definiert, häufig beispielsweise 5 %, was bei Unterschreitung eine Signifikanz der Ergebnisse belegt. Beispielsweise sagt $p < 0.05$ aus, dass ein Ergebnis, das aus einem Zufallsfehler resultiert und die Nullhypothese irrtümlich negativ bewerten würde, mit einer geringeren Wahrscheinlichkeit als 5% auftritt. Für den Fall, dass das CI:95% eines Effektschätzers außerhalb des Nullwerts liegt, sind die Ergebnisse automatisch signifikant unter Verwendung des Signifikanzniveaus von $\alpha = 0,05$. Eine Bestimmung des p-Wertes ist obsolet.

Anhang 2:**Kombination Exposition Rauch, Feuer und Flamme mit Unterkategorie**

Neben den in Tabelle 2 aufgeführten Überkategorien der Sterbeart Exposition gegenüber Rauch, Feuer und Flamme X00-X09, wird jede dieser Expositionen nochmals in Unterkategorien nach dem Ort der Expositionseinwirkung X__.1 – X__.9 unterschieden. Dabei ergeben sich als logische Konsequenz nur die mit X in der aufgeführten Tabelle gekennzeichneten Kombinationen.

z.B. X05.1 bedeutet Exposition gegenüber Entzündung oder Schmelzen von Nachtwäsche in einem Wohnheim.

Kombination ICD10_X00-X09 mit Unterkategorien .0 - .9 (WHO, 2019)

Un- terka- tego- rie	Bezeichnung	Überkategorie								
		X- 00	X- 01	X- 02	X- 03	X- 04	X- 05	X- 06	X- 08	X- 09
X_.0	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: zu Hause	x	x	x	x	x	x	x	x	x
X_.1	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Wohnheime oder - anstalten	x	-	x	-	x	x	x	x	x
X_.2	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Schule, sonstige	x	x	-	-	x	x	x	x	x
X_.3	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Sportstätten	x	-	x	-	x	-	-	-	x
X_.4	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Straßen und Wege	x	x	x	x	x	-	-	x	x
X_.5	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Gewerbe- und Dienstleistungseinrichtungen	x	-	x	-	x	-	-	x	x
X_.6	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Industrieanlagen und Baustellen	x	x	-	-	x	-	x	x	x
X_.7	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Landwirtschaftliche Betriebe	x	x	-	x	-	-	-	x	x
X_.8	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Sonstige näher bezeichnete Orte	x	x	x	x	x	-	x	x	x
X_.9	Exposition gegenüber nicht unter Kontrolle stehendem Feuer in Gebäuden oder Bauwerken: Nicht näher bezeichneter Ort des Ereignisses	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Anhang 3: Schadereignisse mit Häufung von Brandtoten

Nr.	Datum	Was	Wo	Bundesland	Anzahl Toter	Reguläres Schadereignis?	Quelle
1	03.02.2008	Wohnhausbrand	Ludwigshafen	Rheinland-Pfalz	9	<input checked="" type="checkbox"/>	(Jüttner, 2008)
2	26.11.2012	Großbrand in Behin- derteneinrichtung	Titisee-Neustadt	Baden-Württemberg	14	<input checked="" type="checkbox"/>	(Langer & Müller, 2012)
3	10.03.2013	Wohnhausbrand	Backnang	Baden-Württemberg	8	<input checked="" type="checkbox"/>	(Ternieden, 2013)

Ereignis 1: Wohnhausbrand mit 9 Toten. Es konnte keine Brandstiftung oder Ähnliches festgestellt werden. Das Ereignis ist somit als reguläres Schadereignis in die Auswertung aufzunehmen.

Ereignis 2: Brand in einer Behinderteneinrichtung mit 14 Toten. Geht nicht in die Auswertung der Brandtoten am Wohnort ein, da es sich um eine Behindertenwerkstatt (Gewerbe- und Dienstleistungseinrichtung Kategorie ICD: Xxx.5) handelte. Es konnte keine Brandstiftung oder Ähnliches festgestellt werden. Das Ereignis ist somit als reguläres Schadereignis in die Auswertung (Bundesländer) aufzunehmen.

Ereignis 3: Brand in einem Wohnhaus mit 8 Toten. Es konnte keine Brandstiftung oder Ähnliches festgestellt werden; der Brand wurde nach den Ergebnissen der Brandermittler durch fahrlässigen Umgang mit offenem Feuer ausgelöst. Das Ereignis ist somit als reguläres Schadereignis in die Auswertung aufzunehmen.

Anhang 4: Literaturanalyse Stand des Wissens Brandrisiko

Autor	Jahr	Tabak	Alkohol	sonstige Drogen	Senioren	Kinder	Geschlecht	Zu Hause	Gebäude	Brandursache	Beziehungsstatus	Einkommen	Bildung	Rauchmelder	Uhrzeit	Methoden Risikoermittlung
Ahrens, M.	2008													x		
Ahrens, M.	2010													x		
Allareddy, V., et al.	2007		x													
Andrews, R., Brewer, G. A.	2010										x					
Asgary, Al, Naini, A.S., Levy, J.	2012															x
Ballard, J.E. , et al.	1992	x			x											
Barillo, D. J., Goode, R.	1996	x			x	x	x								x	
Beaulieu, E. , et al.	2019					x		x			x	x				
Berl, W. B., Halpin, B. H.	1980	x	x													
Bruck, D., Ball, M., Thomas, I.	2011		x													
Büyük Y, Kocak, U.	2009						x	x								
Cassidy, P., McConnell, N., Boyce, K.	2019	x			x									x		
Ceyhan, E., Er- tugay, K., Düzgün, S.	2013															x
Chien, S., Wu, G.	2007									x						
Clark, A., Smith, J., Conroy, C.	2015	x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x	x
Delichatsios, M.	2012															x
DiGuseppi, C., et al.	2002													x		
Duncanson, M., Woodward, A., Reid, P.	2001							x	x			x	x			
Edwards, P., et al.	2006					x						x				
Elder, A.T., Squires, T., Busuttill, A.	1996		x		x											

Anhang

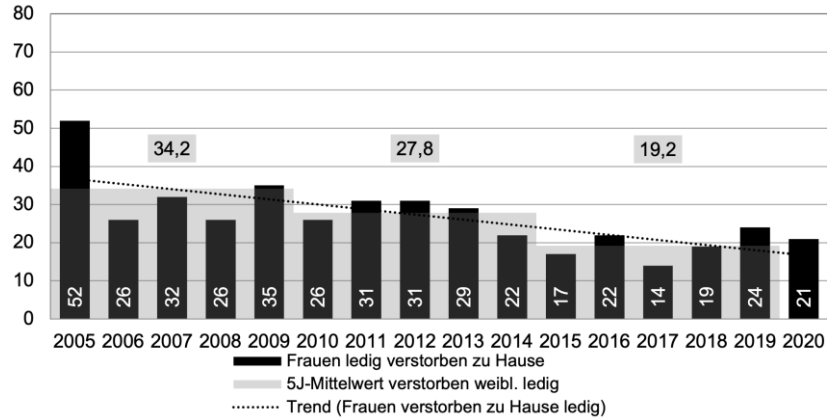
Fernández-Vigil, M., Echeverría Trueba, J.B.	2019					x		x	x	x	x		x				(x)		
Flynn, J.D.	2010					x	x	x											
Fridolf, K., Nilsson, D.	2011												x						
Georgiadis-Filikas K., Bakas, I., Kontoleon, K.	2022	x				x	x			x							x		
Greene, M.A.	2011	x				x	x			x	x			x					
Harpur, A.P., Boyce, K.E., Mcconnell, N.C.	2014					x			x										
Hasofer, A.M., Thomas, I.	2005					x	x	(x)											
Hastie, C., Searle, R.	2018								x				x	x					
Herweg, H., Wagner, P.	2016					x	x										x		
Higgins, E., et al.	2013	x	x	x	x								x						
Holborn, P.G., Nolan, P.F., Golt, J.	2002	x	x	x	x	x				x							x		
Hu, J., et al.	2019												x	x					
Istre, G., et al.	2002						x			x							x		
Istre, G., et al.	2001					x							x				x		
Ivashyna, N., Borys, O., Odynets, A.	2019									x									
Jennings, C. R.	2013	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x			x	x	x
Jonsson, A., et al.	2017	x	x			x	x	x										x	
Kalach, A.V., et al.	2020																		x
Karter, M., et al.	1993	x																	
Leth, P., Gregersen, M., Sabroe, S.	1998	x	x			x				x				x				x	x
McGwin, G., et al.	1991	x	x			x	x											x	
Melez, I. et al.	2016																		
Mulvaney, C., et al	2008					x	x	x											

Anhang

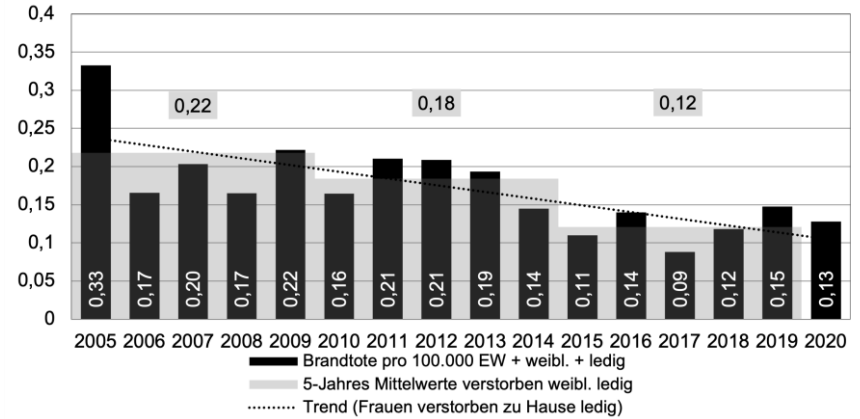
Nilson, F., Bonander, C., Jonsson, A.	2015				x	x	x					x	x			
Nilson, F., Lundgren, L., Bonander, C.	2020				x		x				x					
Rohde, D., et al.	2016													x		
Runefors, M.	2020				x	x	x							x		
Runefors, M., Jonsson, A., Bonander, C.	2021				x			x	x		(x)					
Runyan, C.	1992	x						x			x			x		
Senthilkumaran, M., et al.	2019												x			
Smith, G. A., Kistamgari, S., Splaingard, M.	2022				x	x										
Spatenková, O., Virrantaus, K.	2013														x	x
Suzuki, K., Hokugo, A.	2009					x										
Taylor, M.J, et al.	2012	x	x					x			x					
Todorovic, S.	2020															x
Trond, M.	2004								x							x
Turner, S.L., et al.	2016	x			x	x					x		x			
Wang, F., Lu, S., Li, C.	2005															
Wuschke, K., Clare, J., Garis, L.	2013														x	(x)
Xin, J., Huang, C.	2013							x								
Xin, J., Xin, J.	2013							x								
Xiong, L., Bruck, D., Ball, M.	2015	x	x	x	x						x	x				

Anhang 5: Sterbewahrscheinlichkeit Exposition Feuer, Flamme und Rauch

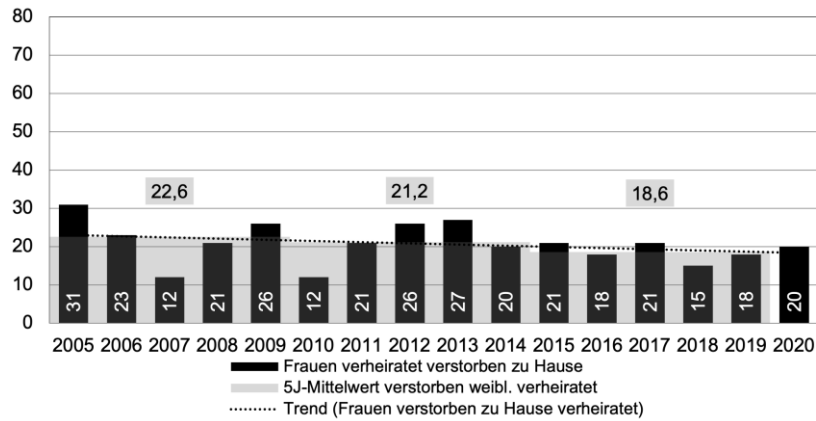
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "ledig"



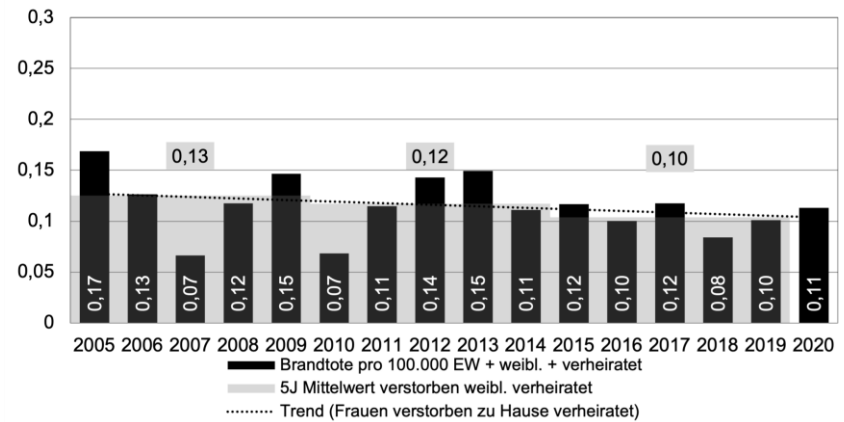
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "ledig"



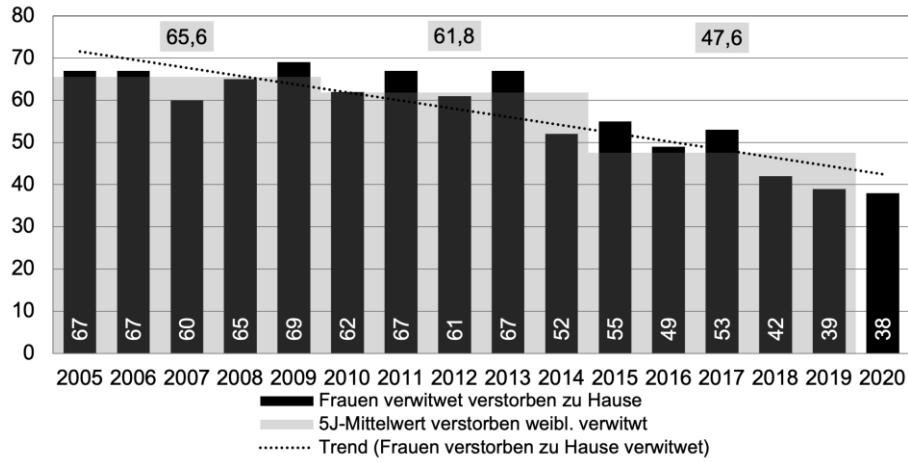
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "verheiratet"



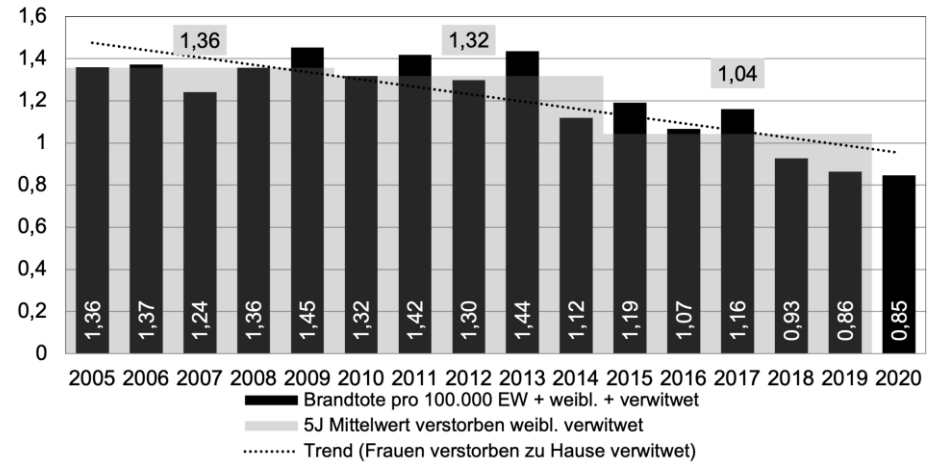
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "verheiratet"



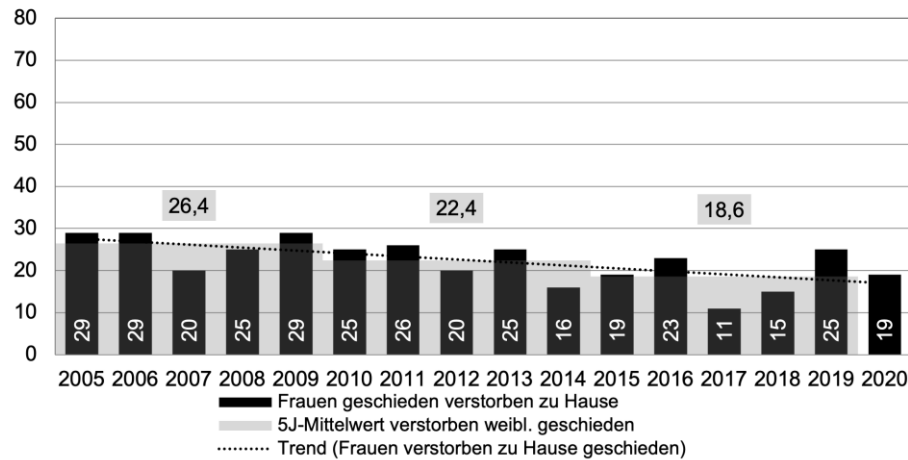
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "verwitwet"



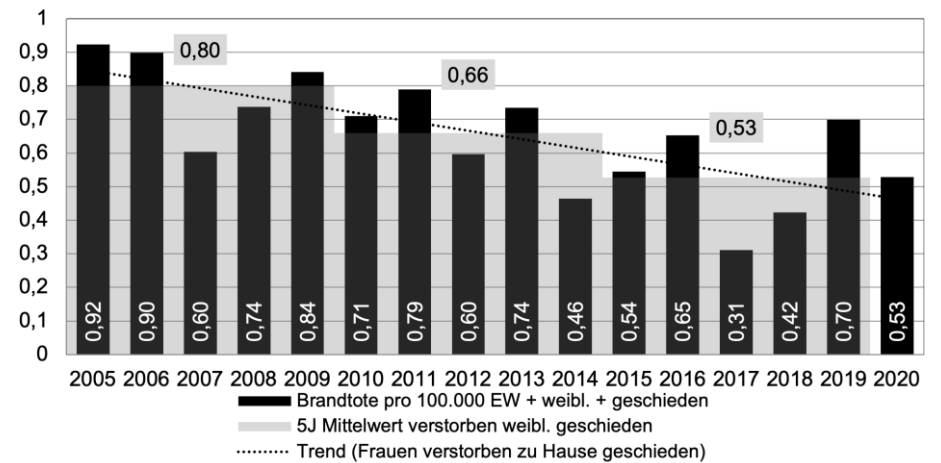
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "verwitwet"



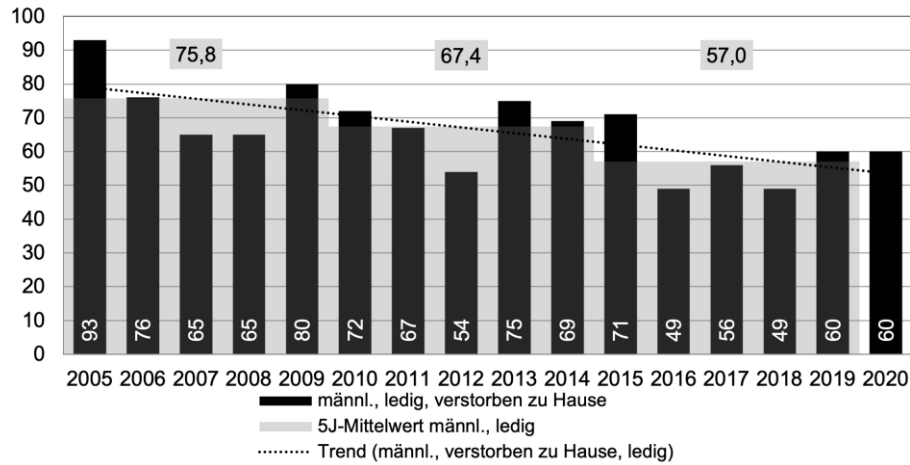
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "geschieden"



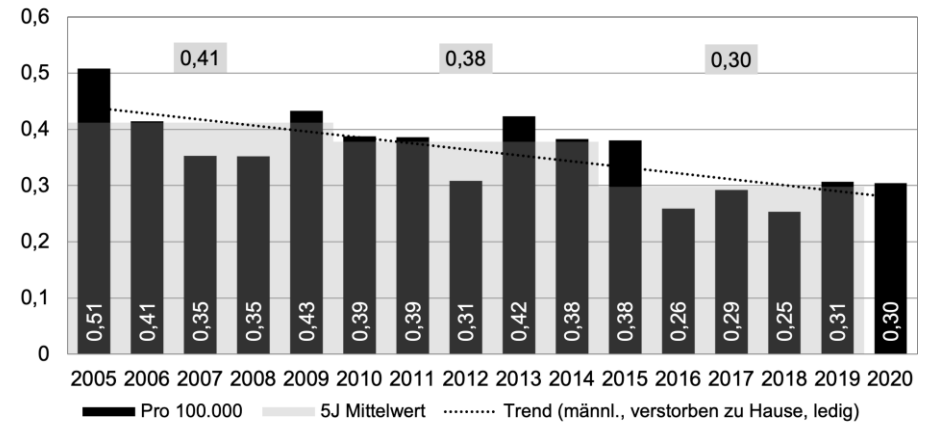
Brandtote "weiblich" + "zu Hause" + "geschieden"



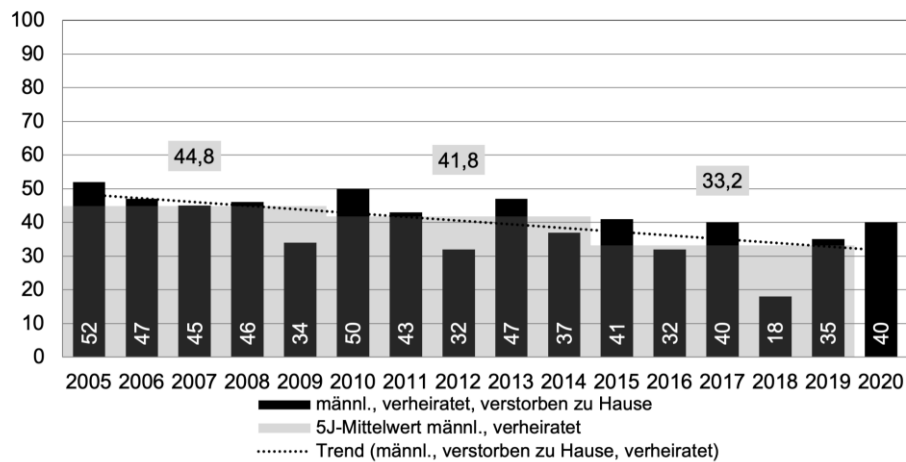
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "ledig"



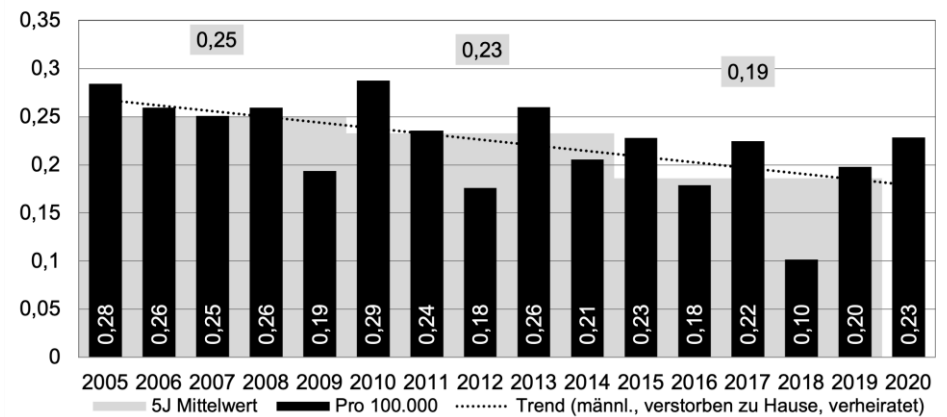
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "ledig"



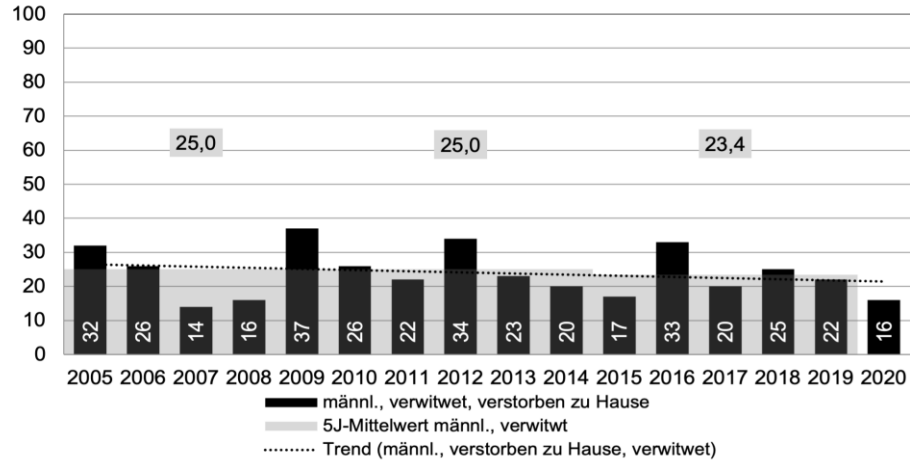
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "verheiratet"



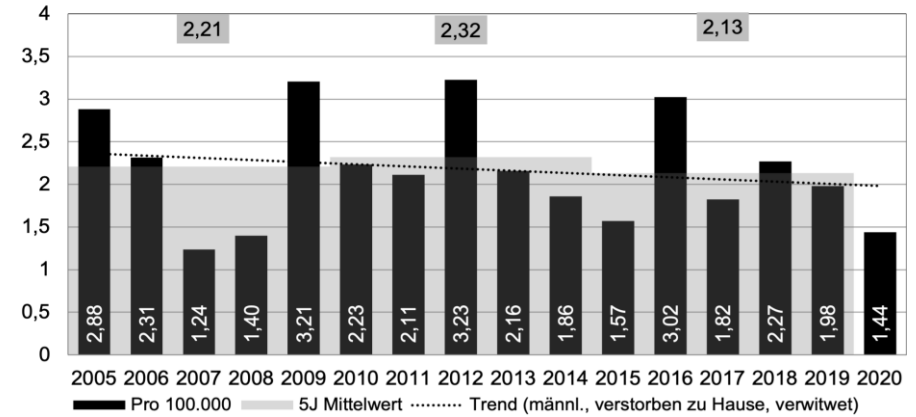
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "verheiratet"



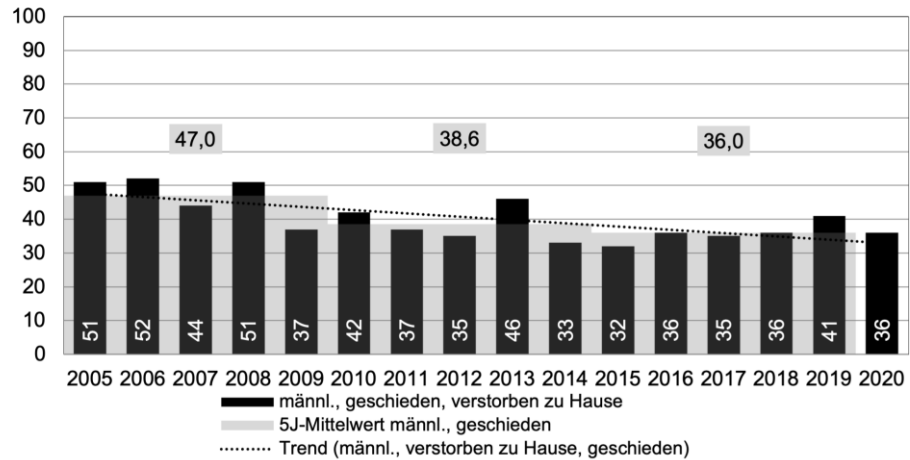
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "verwitwet"



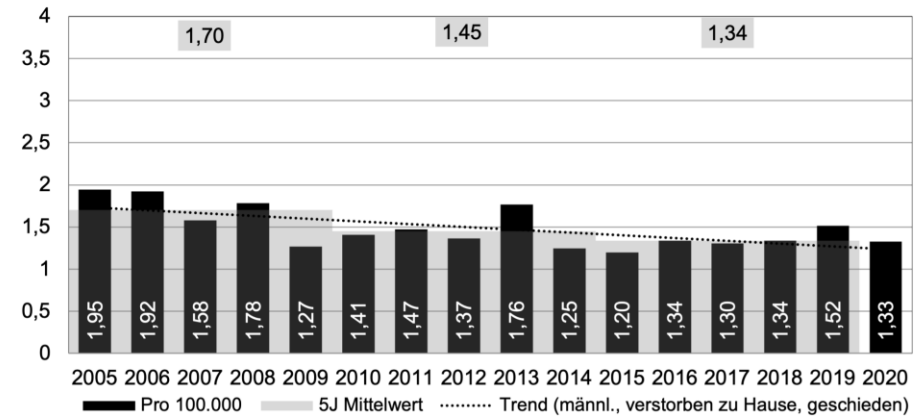
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "verwitwet"

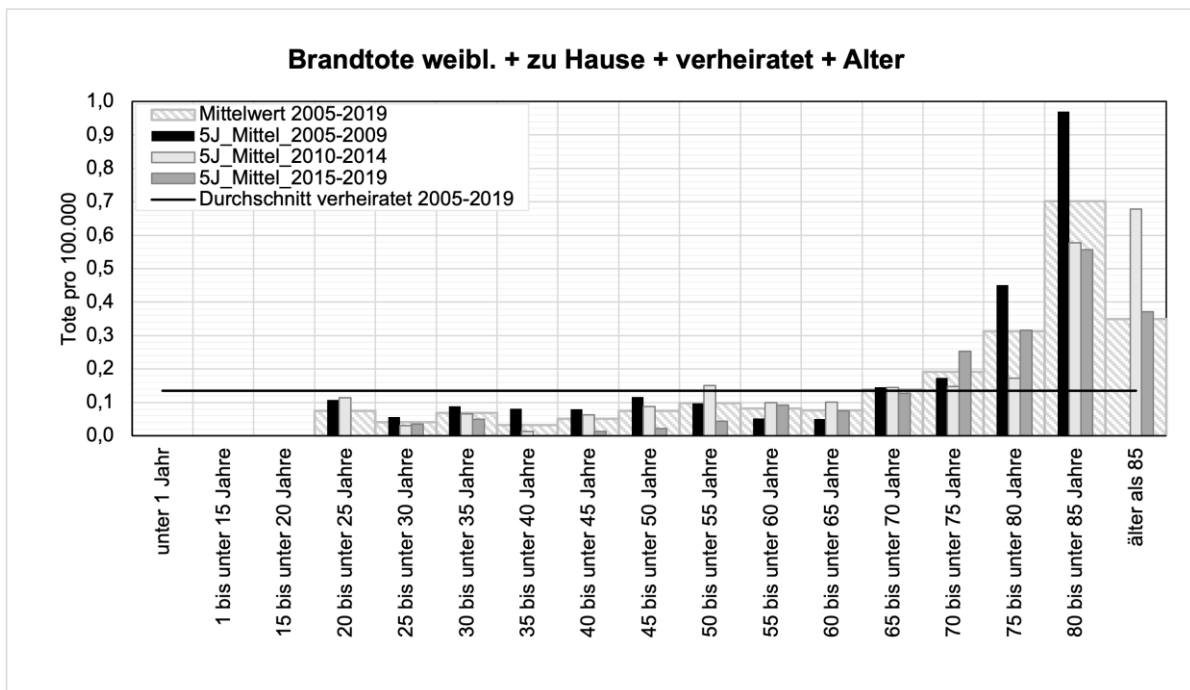
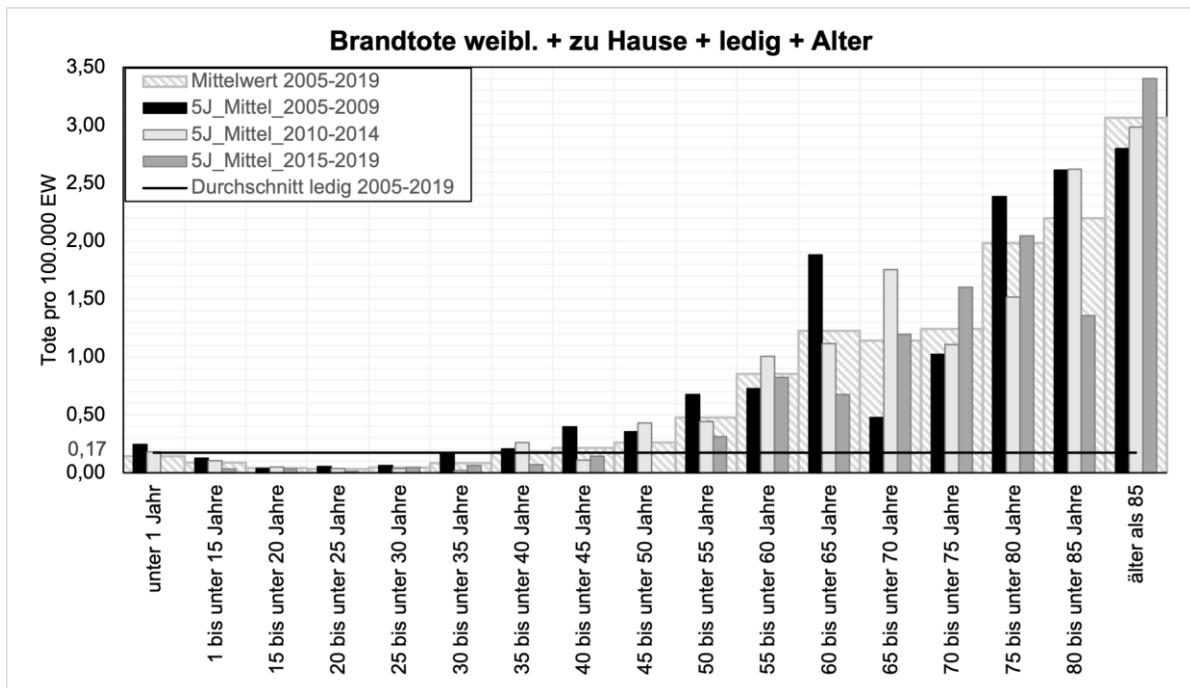


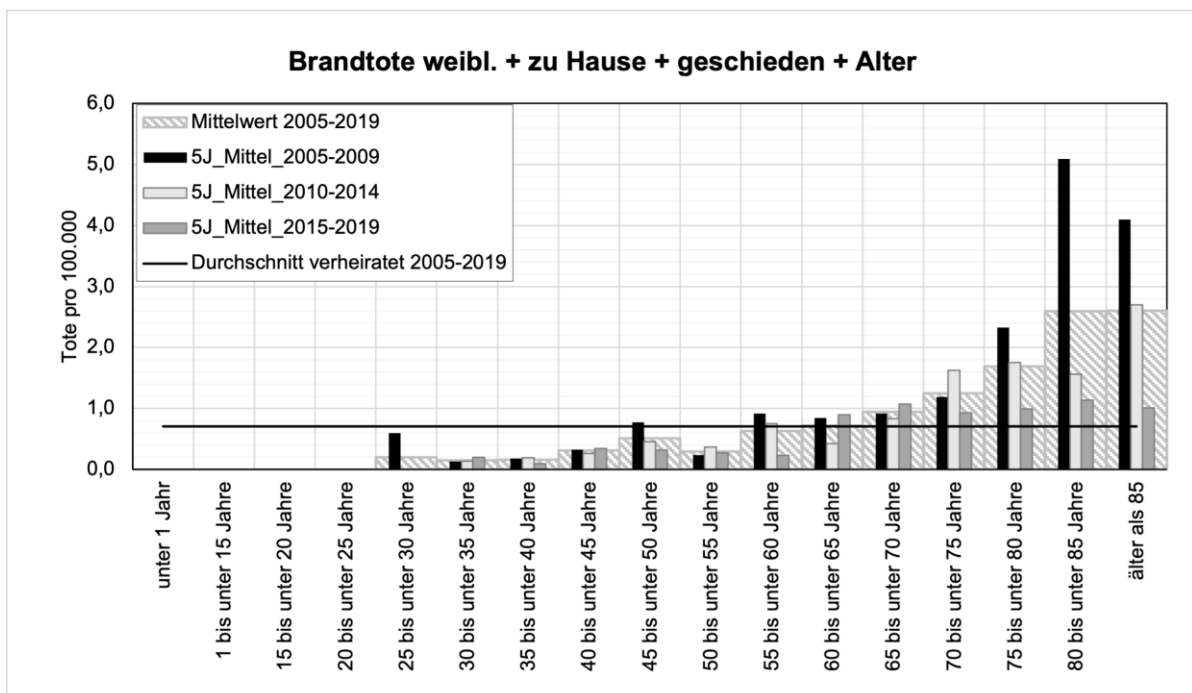
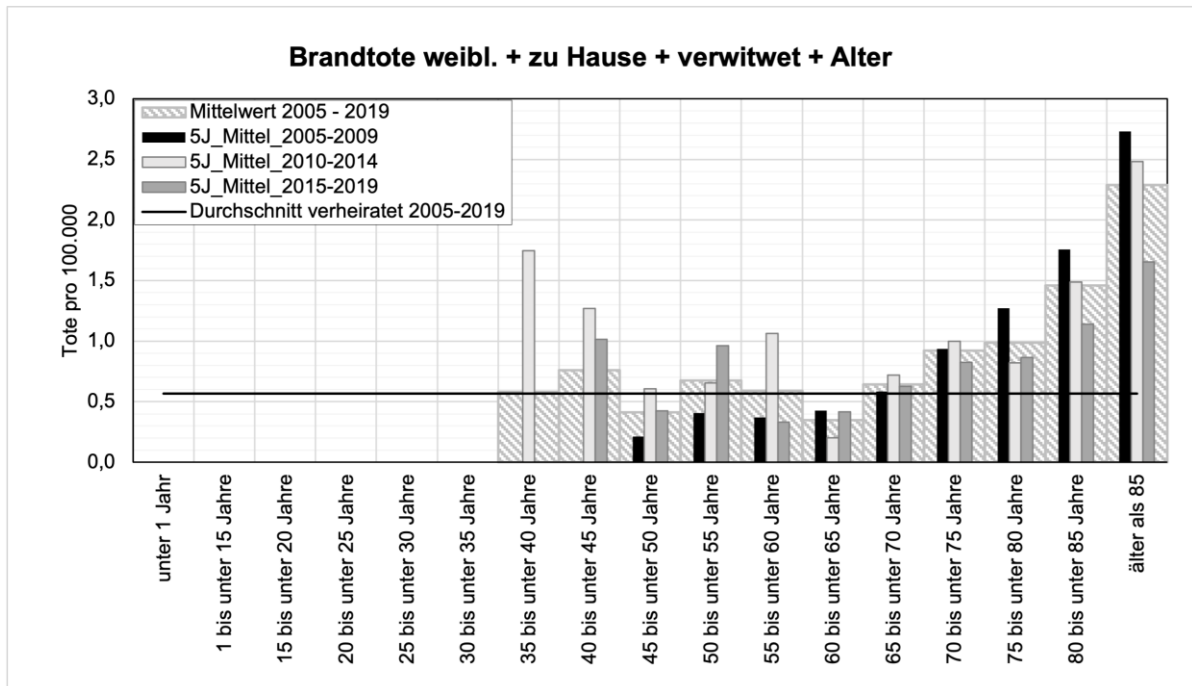
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "geschieden"

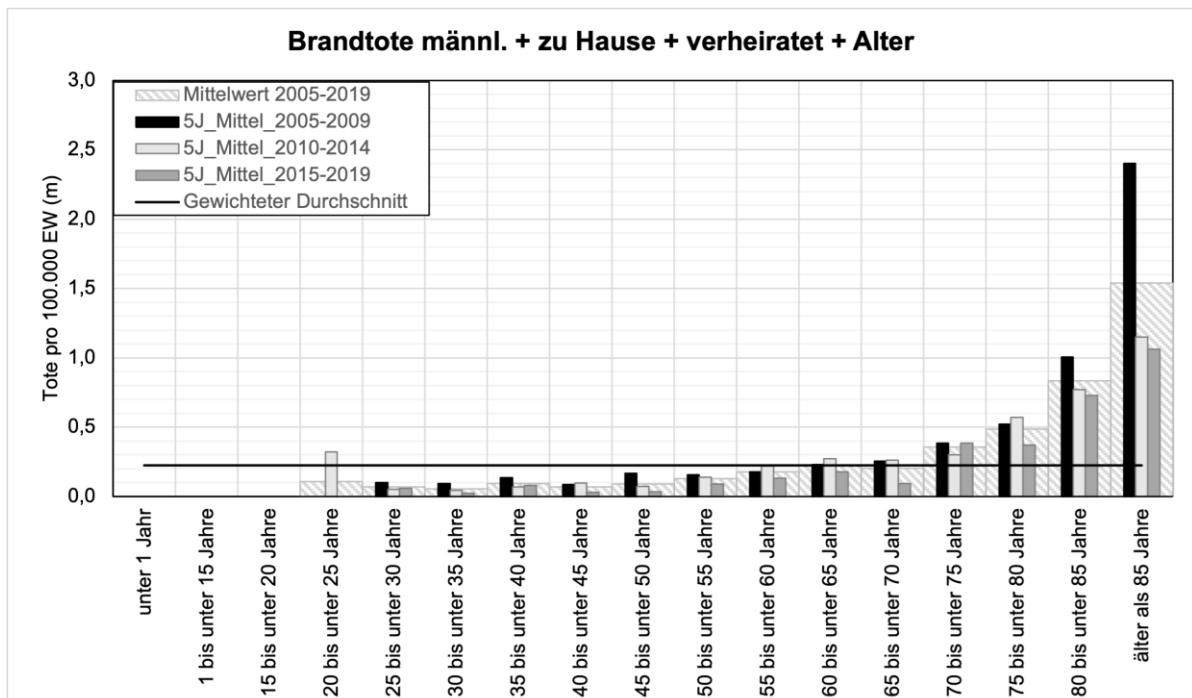
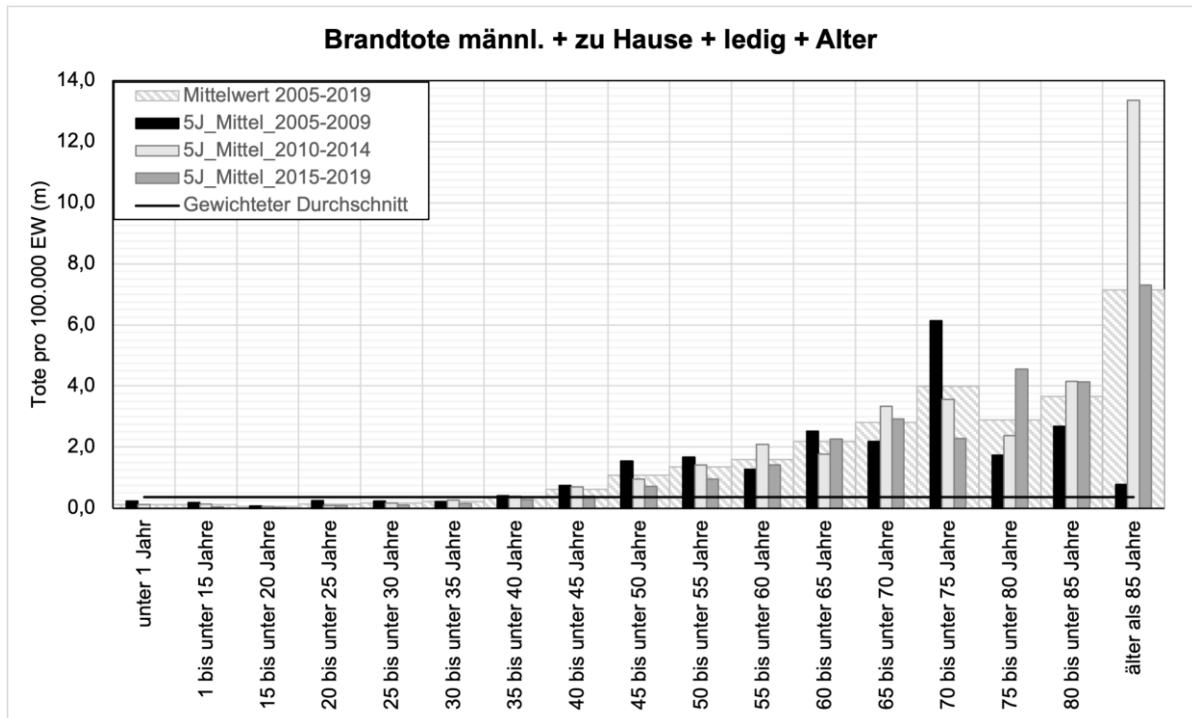


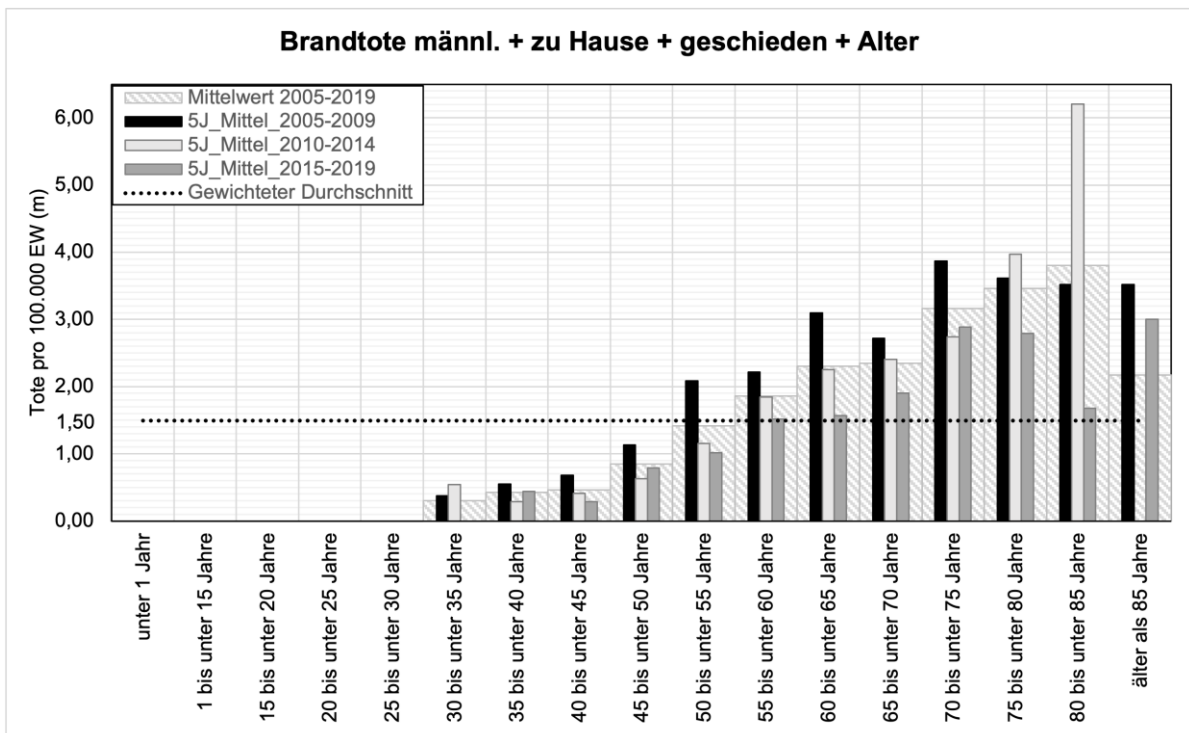
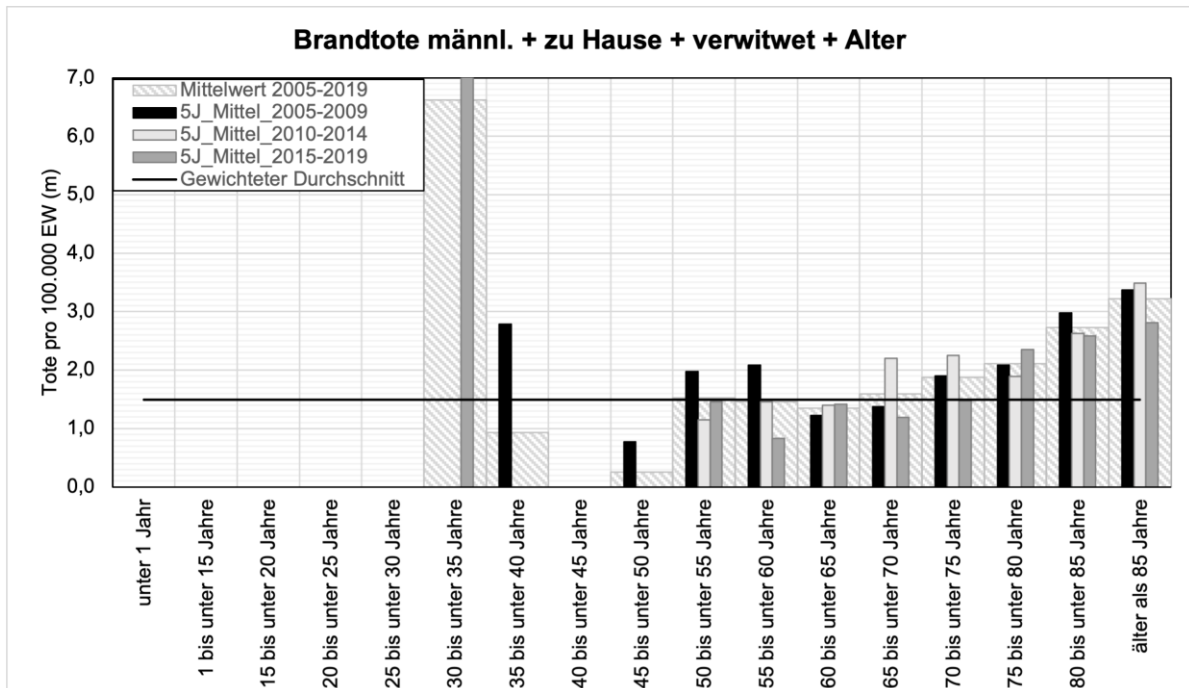
Brandtote "männl." + "zu Hause" + "geschieden"







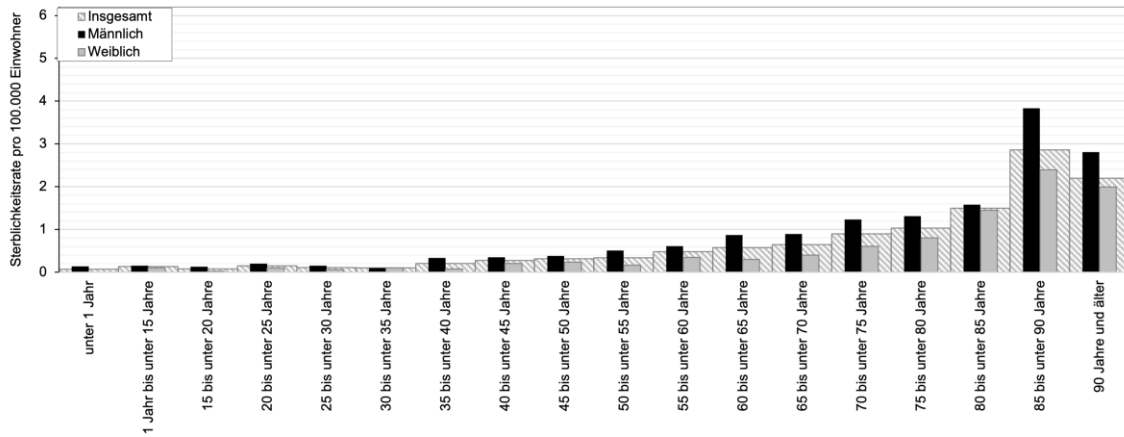




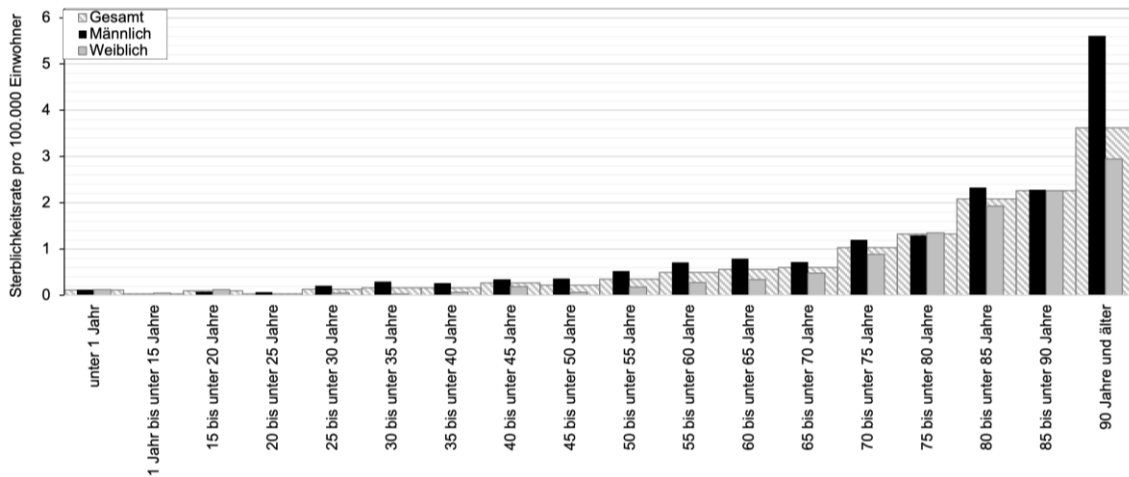
Anhang 6:

Sterbewahrscheinlichkeit Exposition Feuer, Flamme und Rauch nach Bundesland

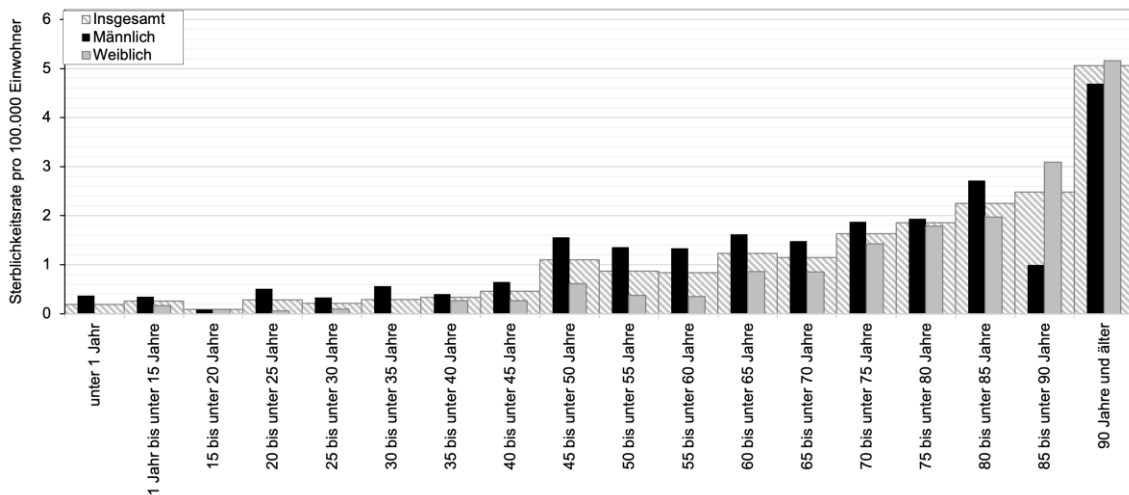
Brandopfer in Baden-Württemberg nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



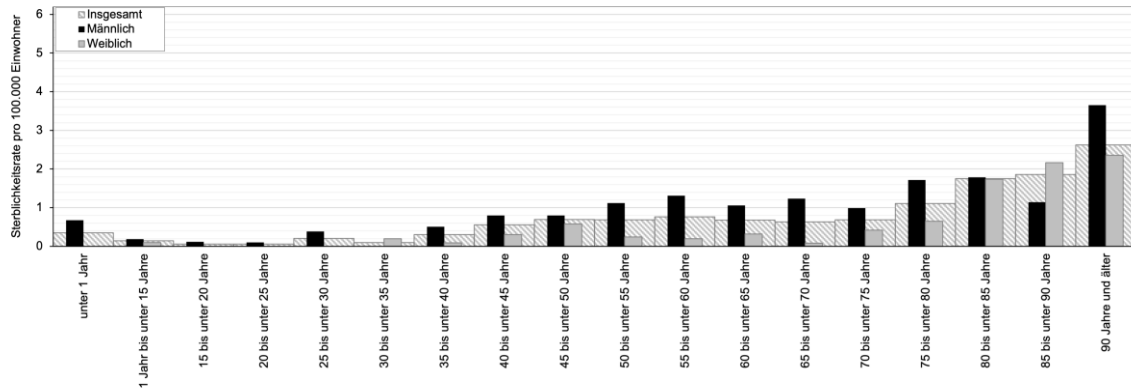
Brandopfer in Bayern nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



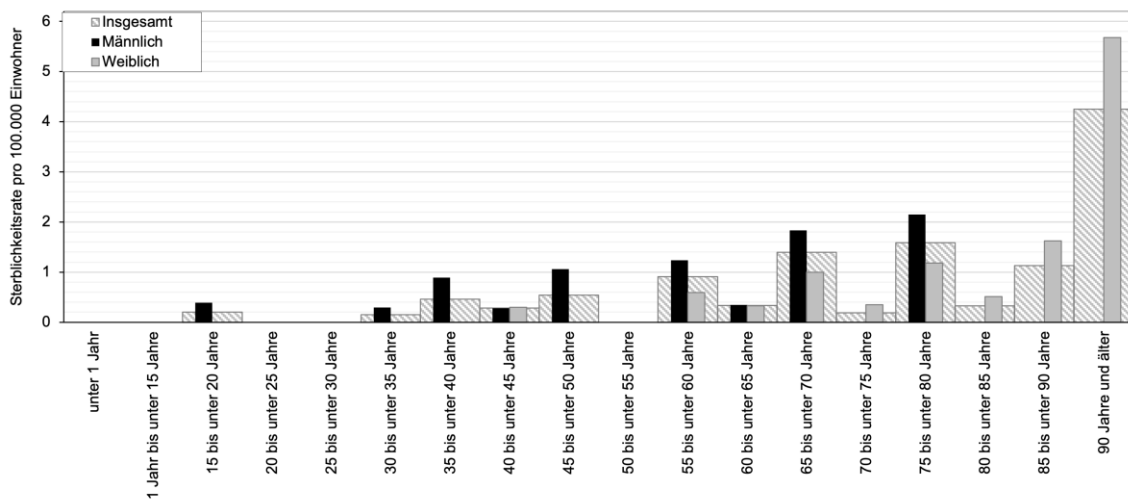
Brandopfer in Berlin nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



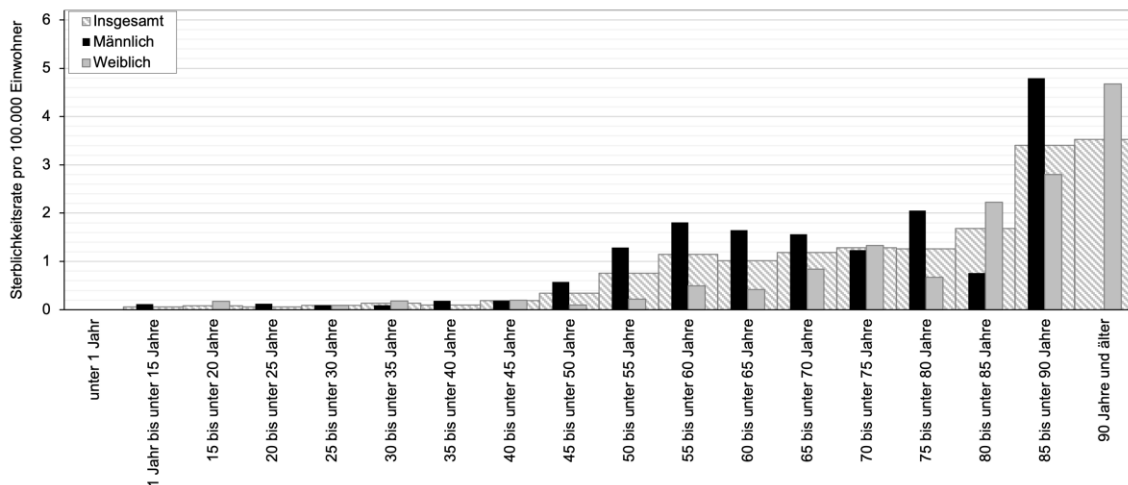
Brandopfer in Brandenburg nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



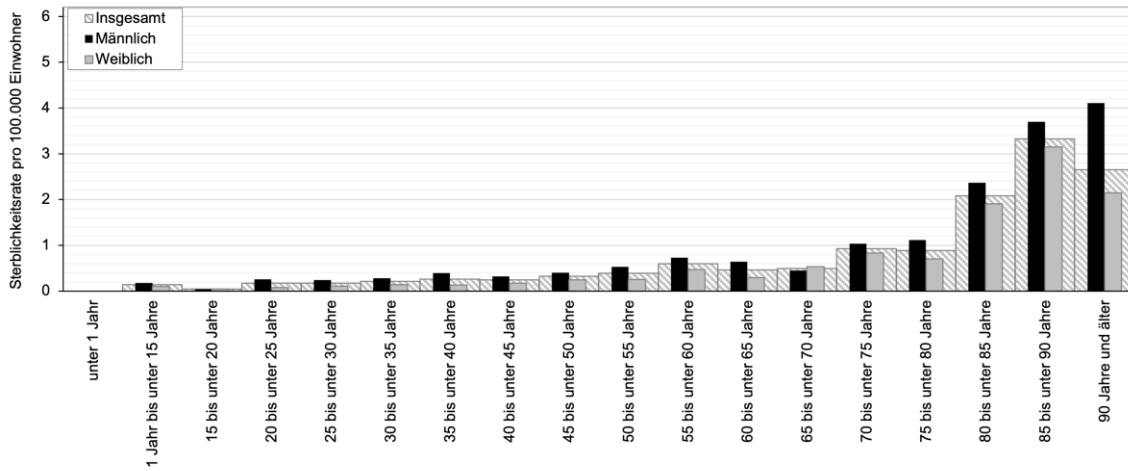
Brandopfer in Bremen nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



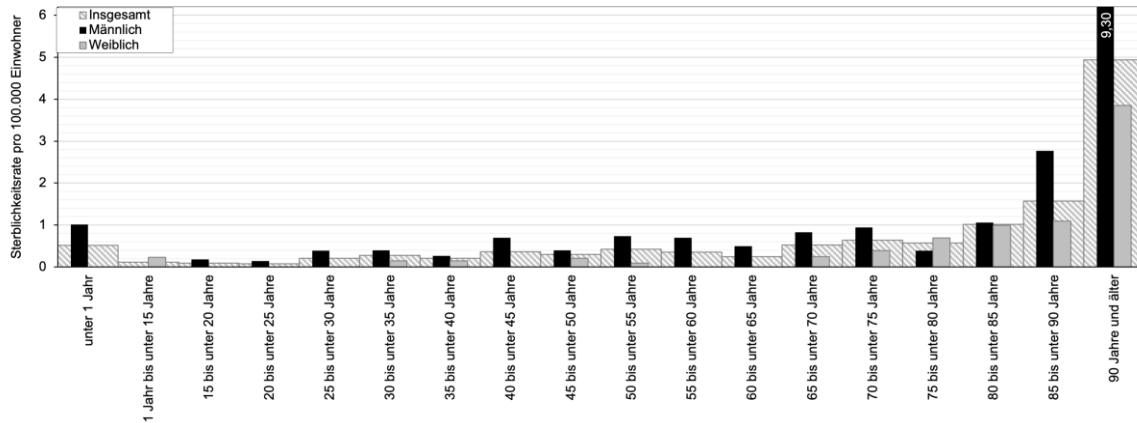
Brandopfer in Hamburg nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



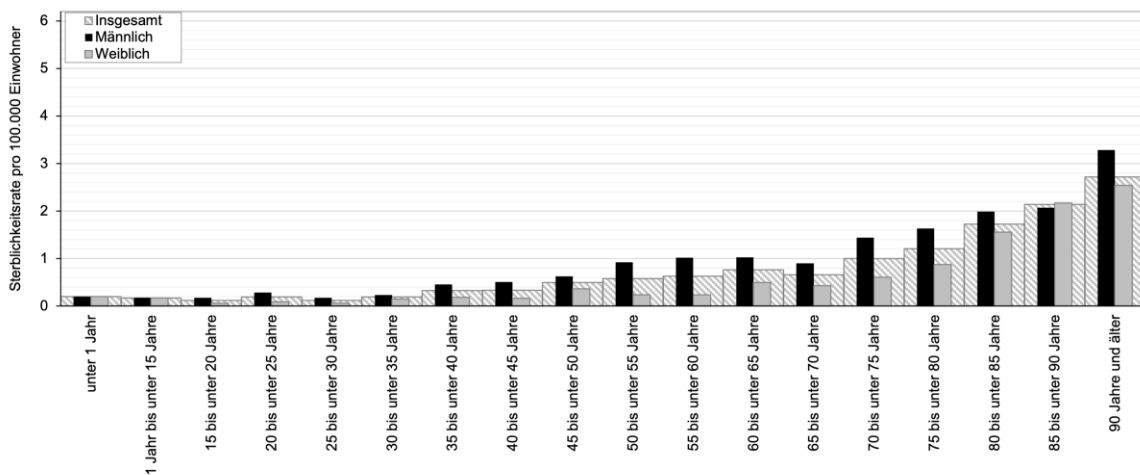
Brandopfer in Hessen nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



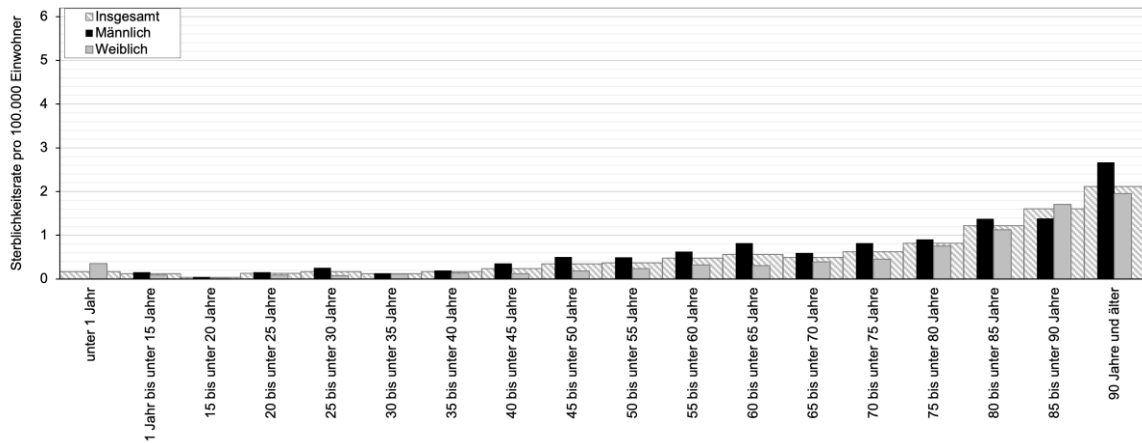
Brandopfer in Mecklenburg-Vorpommern nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



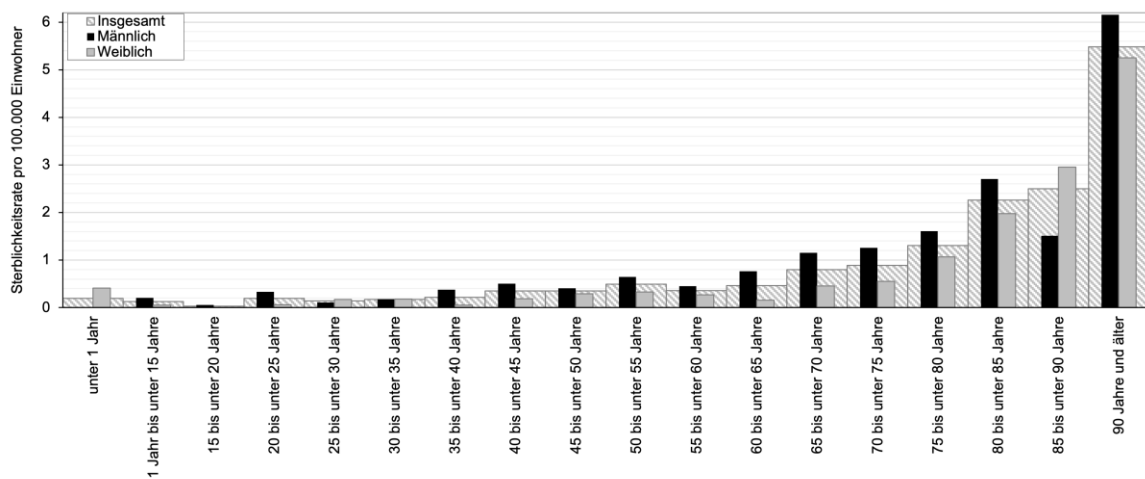
Brandopfer in Niedersachsen nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



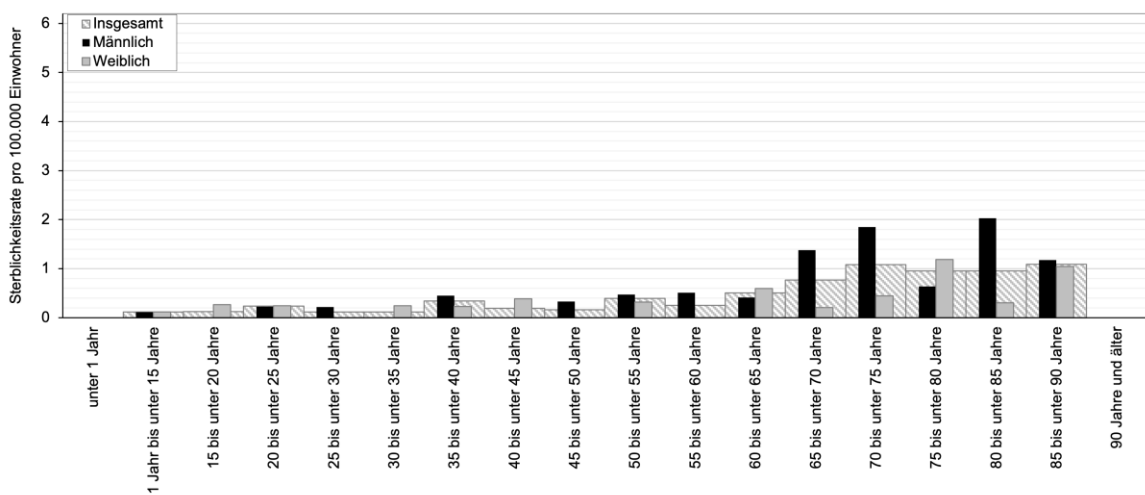
Brandopfer in Nordrhein-Westfalen nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



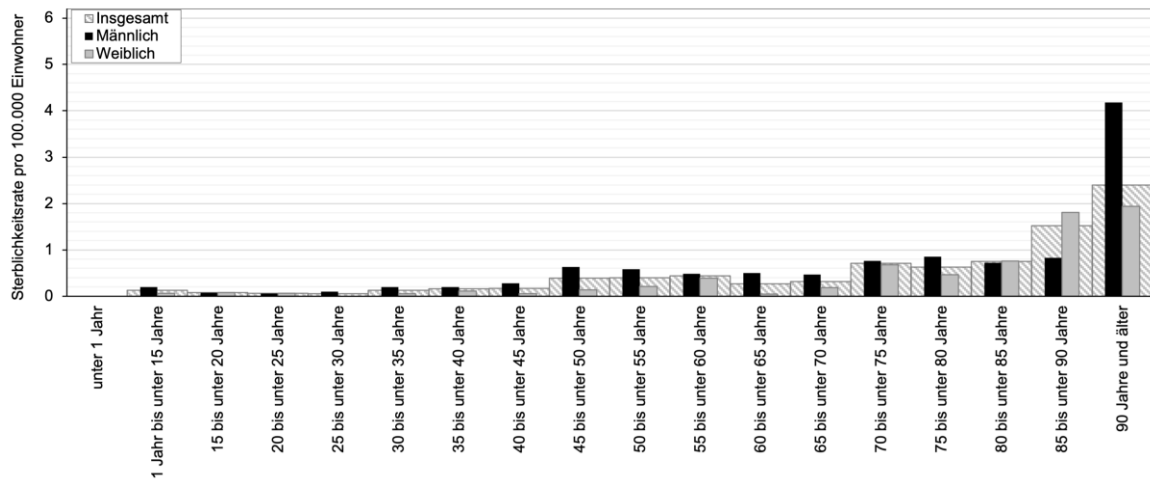
Brandopfer in Rheinland-Pfalz nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



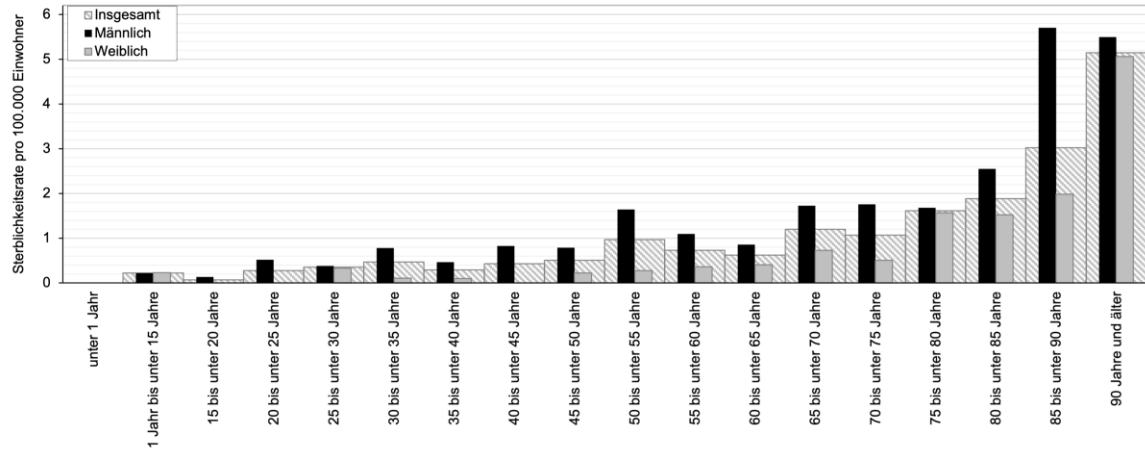
Brandopfer im Saarland nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



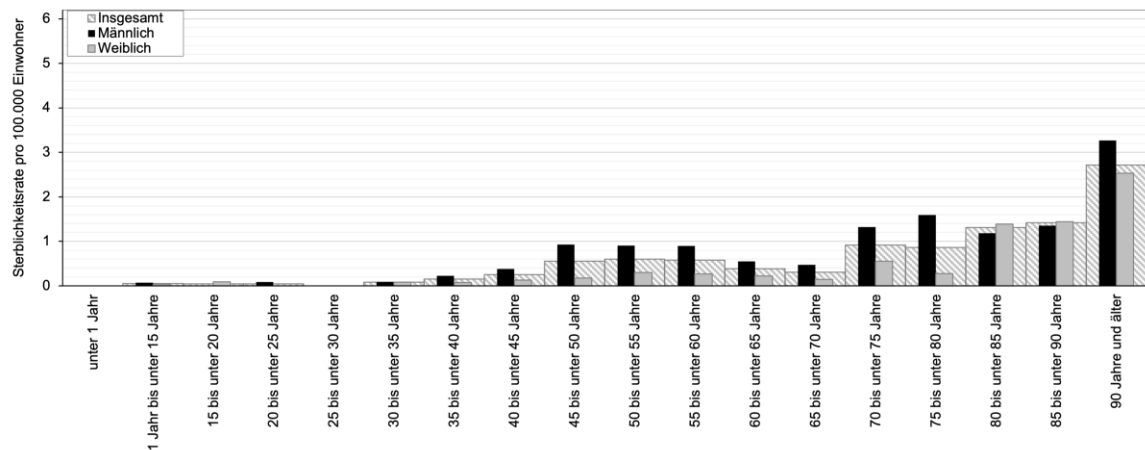
Brandopfer in Sachsen nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



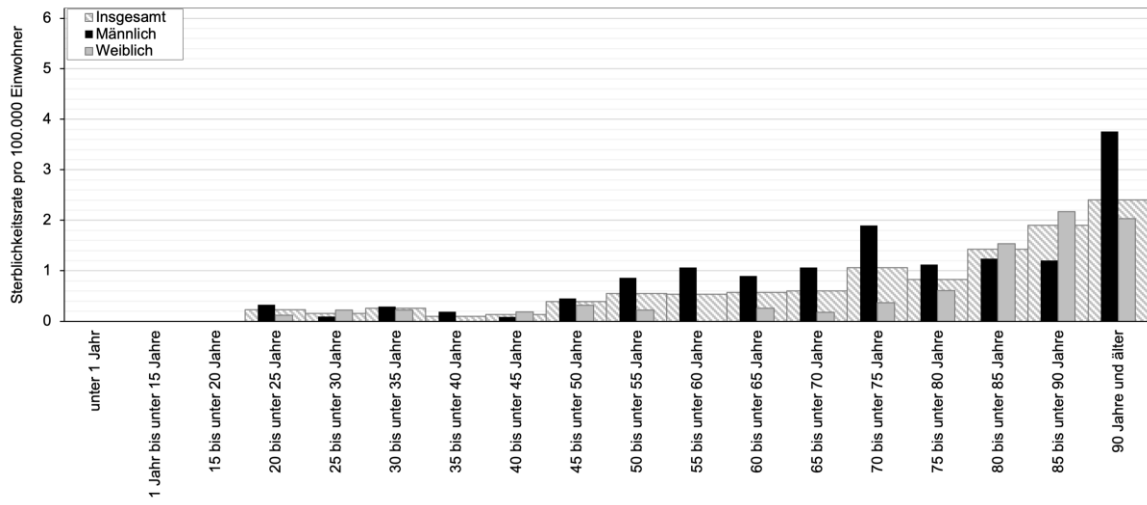
Brandopfer in Sachsen-Anhalt nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



Brandopfer in Schleswig-Holstein nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019

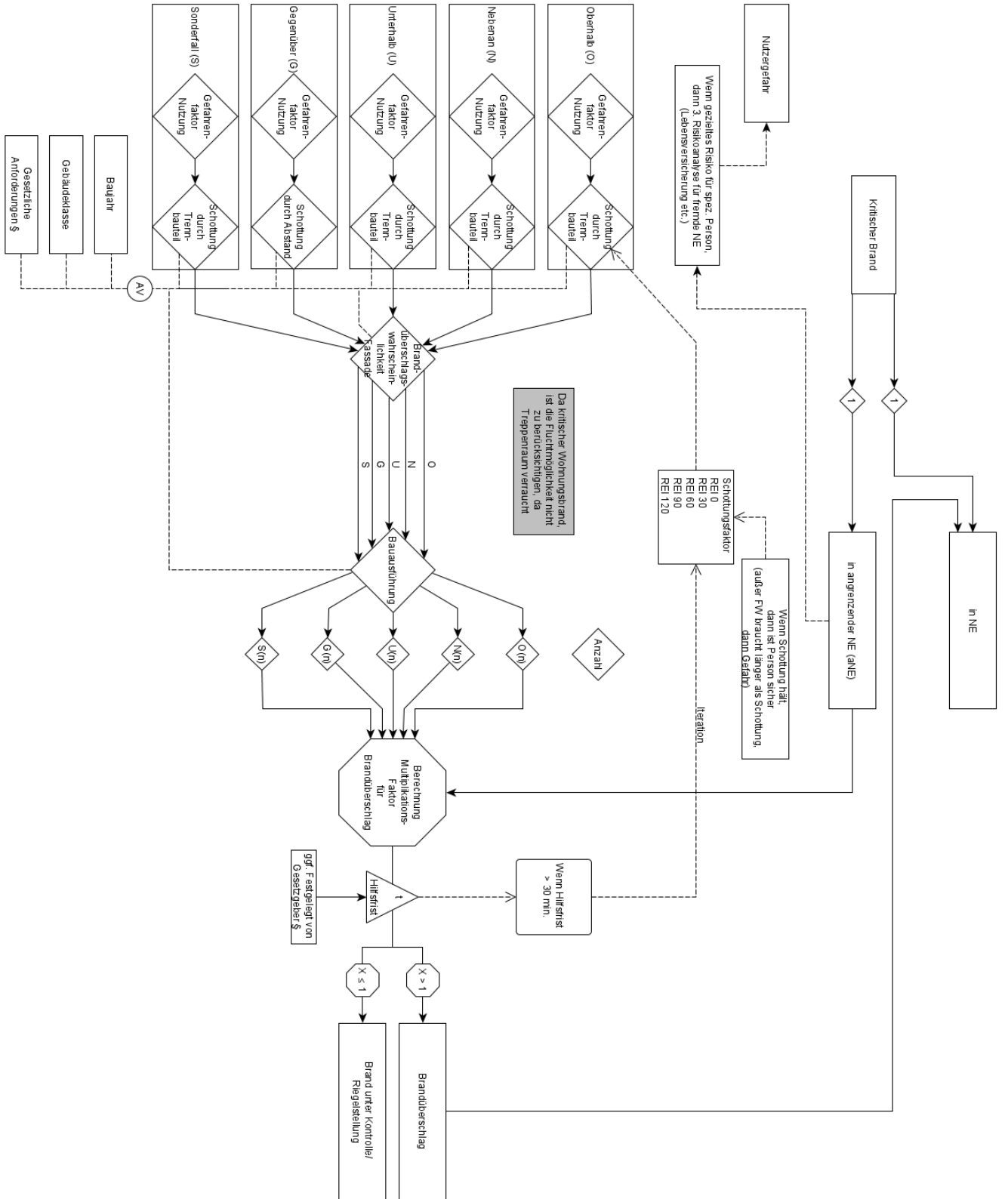


Brandopfer in Thüringen nach Geschlecht und Alter bezogen auf 100.000 Einwohner Mittelwert 2005 - 2019



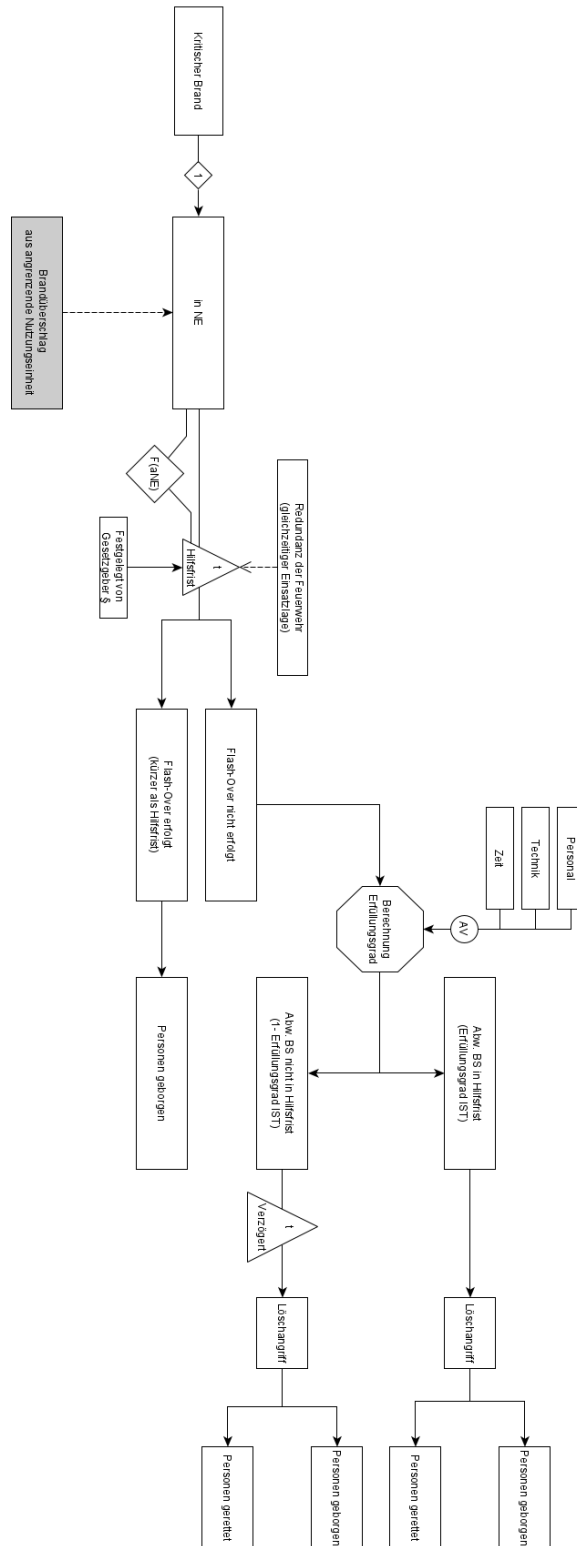
Anhang 7:

Berechnungsmodell Sterbewahrscheinlichkeit angrenzende Nutzungseinheit



Anhang 8:

Berechnungsmodell Sterbewahrscheinlichkeit Abwehrender Brandschutz



Anhang 9: Berechnungsgrundlage Lärmexposition

Stadt	Gesamt	Exposition		Verkehrslärmpegelbereich				
		< 55 dB	≥ 55 dB	55 – 59 dB	60 - 64 dB	65 - 69 dB	70 - 74 dB	> 75 dB
Berlin								
Bevölkerung	3.6134.95	2.796.225	664.500	223.200	170.900	160.700	104.200	5.500
Bevölkerung [%]		0,82	0,18	0,34	0,26	0,24	0,16	0,01
Ø L _{DEN} [dB]				55,64	61,93	66,92	71,70	75,56
RR _{L_{DEN}} [-]				1,02	1,07	1,11	1,16	1,19
Hamburg								
Bevölkerung	1.830.584	1468584	362000	140.000	114.600	82.200	24.900	300
Bevölkerung [%]		0,80	0,20	0,39	0,32	0,23	0,07	0,00
Ø L _{DEN} [dB]								
RR _{L_{DEN}} [-]								
München								
Bevölkerung	1.378.176	1.168.676	209.500	80.700	58.600	52.400	16.600	1.200
Bevölkerung [%]		0,83	0,17	0,37	0,27	0,26	0,09	0,01
Ø L _{DEN} [dB]				56	62	67	71	76
RR _{L_{DEN}} [-]				1,02	1,07	1,11	1,15	1,19

Anhang 10:

Werte für Risiko durch lokale Exposition Lärm in Verbindung mit Abbildung 57

Lokaler Pegel [dB]	\emptyset Risiko _{L DEN, RR=1,08}	\emptyset Risiko _{L DEN, RR=1,01}	\emptyset Risiko _{L DEN, RR=1,15}
53	0,000	0,000	0,000
54	1,113	0,143	2,027
55	2,234	0,287	4,083
56	3,364	0,431	6,167
57	4,503	0,574	8,281
58	5,650	0,718	10,425
59	6,807	0,862	12,599
60	7,972	1,007	14,803
61	9,146	1,151	17,039
62	10,330	1,296	19,306
63	11,522	1,440	21,605
64	12,724	1,585	23,936
65	13,935	1,730	26,300
66	15,156	1,875	28,697
67	16,386	2,020	31,128
68	17,625	2,166	33,593
69	18,874	2,311	36,093
70	20,132	2,457	38,628
71	21,401	2,603	41,199
72	22,679	2,749	43,806
73	23,967	2,895	46,450
74	25,265	3,041	49,131
75	26,573	3,188	51,849
76	27,891	3,334	54,606
77	29,219	3,481	57,402
78	30,557	3,628	60,237
79	31,906	3,775	63,112
80	33,265	3,922	66,027

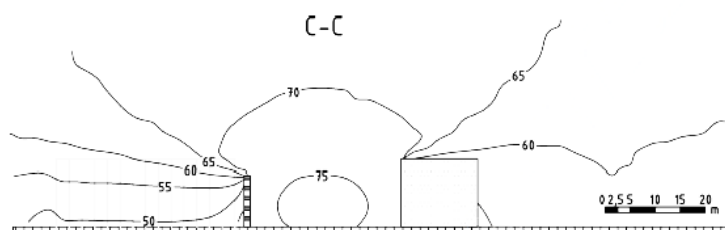
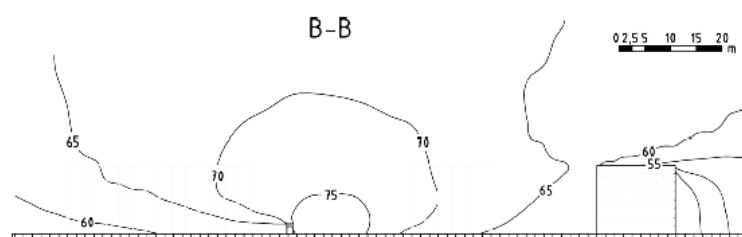
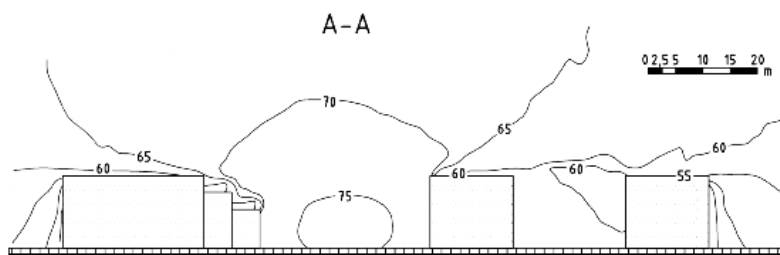
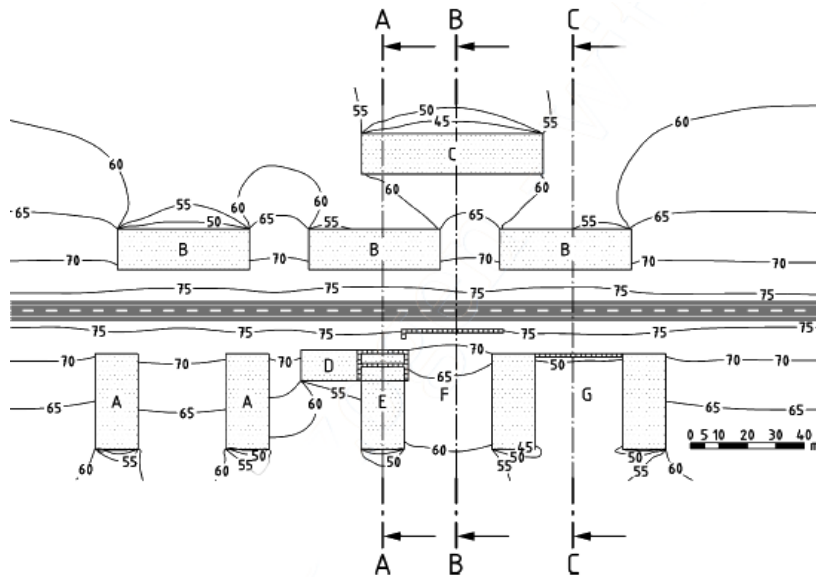
Anhang 11:

Berechnung des lokalen Verkehrslärmrisikos in Deutschland

Randbedingung	Indizes	Wert	Einheit	Datenquelle
Untersuchungsland	DE	-	Deutschland	(DIN EN ISO 3166-1:2020-12)
lokaler Lärmpegel	L _{DEN}	73	dB	In-situ Messungen
Gesamtbevölkerung	p _{DE, total}	83.155.031	-	(Destatis, 2022b)
Bevölkerung exponiert	p _{DE, exp}	10,23	%	(UBA, 2020a)
Bevölkerung nicht exp.		89,77	%	(UBA, 2020a)
relatives Risiko	RR	1,08	-	(Van Kempen et al., 2018)
Konfidenzintervall	CI:95%	1,01 – 1,15	-	(Van Kempen et al., 2018)
Todesfälle IHD	n _{IHD}	121.462	-	(Destatis, 2022d)
Jahr	a	2020	-	
Gesetzlicher Grenzwert	S ₁	59	dB	(16. BImSchV, 2020)
Höchstwert	S ₂	80	dB	(DIN 18005:2022-02)

Anhang 12:

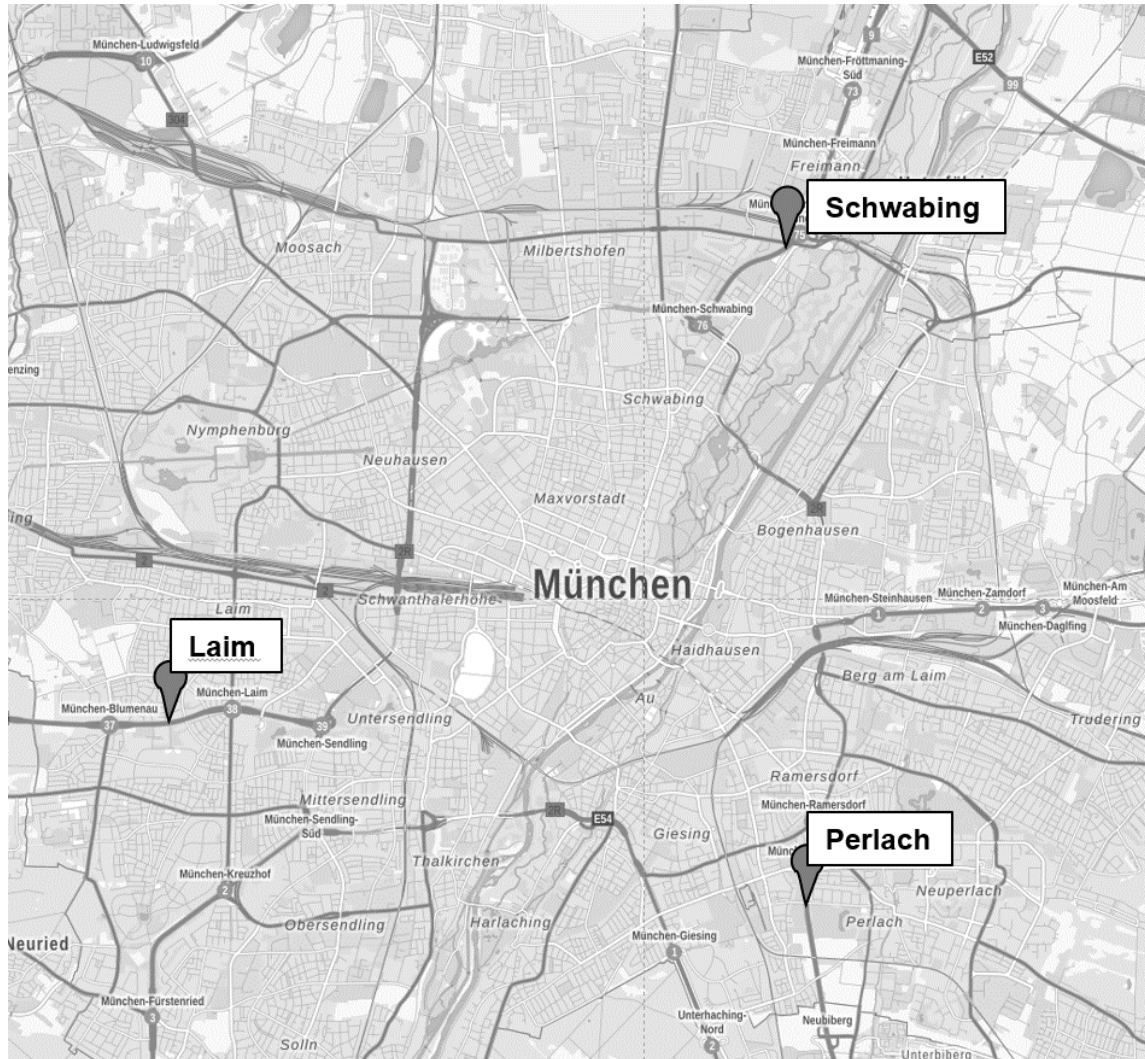
Verkehrslärmausbreitung in urbaner Bebauung nach DIN 18005



Verkehrslärmausbreitung in urbaner Bebauung nach DIN 18005:2022-02

Anhang 13:

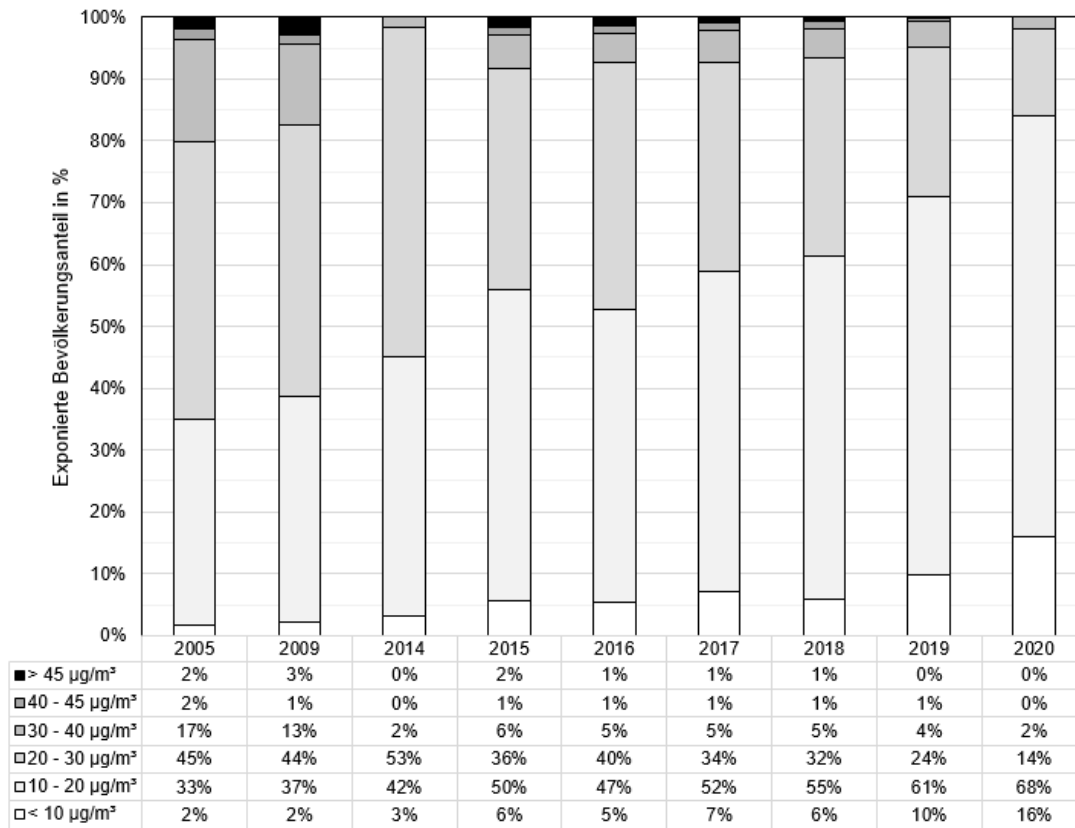
Messtationen zur Verkehrsmenge in München nach BAST



Messtationen zur Verkehrsstärkenermittlung in München 2003 – 2022 nach (BaSt, 2023)

Anhang 14:

Prozentualer Anteil der Bevölkerung bezogen auf die Höhe der exponierten NO₂-Konzentration



Anhang 15:

Berechnung des lokalen NO₂ induzierten Lungenkrebsrisikos in Deutschland

Randbedingung	Indizes	Wert	Einheit	Datenquelle
Untersuchungsland	DE	-	Deutschland	(DIN EN ISO 3166-1:2020-12)
Jahr	a	2020	-	
lokaler Schadstoffpegel	NO ₂	54	µg/m ³	In-situ Messungen Landshuter Allee Jahresmittelwert (UBA, 2020b)
Gesamtbevölkerung	p _{DE, total}	83.155.031	-	(Destatis, 2022b)
Bevölkerung exponiert	p _{DE, exp}	69.850.226	-	
< 10 µg/m ³		16%	%	(Horálek et al., 2022)
10 - 20 µg/m ³		68%	%	
20 - 30 µg/m ³		14%	%	
30 - 40 µg/m ³		2%	%	
40 - 45 µg/m ³		0%	%	
> 45 µg/m ³		0%	%	
relatives Risiko	RR	1,04	-	(Hamra et al., 2015)
Konfidenzintervall	CI:95%	1,01 – 1,08	-	(Hamra et al., 2015)
Todesfälle Bösartige Neubildung der Trachea, Bronchien und der Lunge (ICD10: C33-34)	n _{C33-34}	44817	-	(GBE, 2023)
Todesfälle (ICD10: C33-34) pro 100.000 EW		53,9	Sterbefälle/ 100.000 Einwohner	(GBE, 2023)
Wirkungsschwelle		10	µg/m ³	
WHO Empfehlung		10	µg/m ³	
Entwurf EU 2030		20	µg/m ³	
Gesetzlicher Grenzwert		40	µg/m ³	

Anhang 16: NO₂ Messwerte 2020 der Messstationen Berlin, Hamburg, München (UBA, 2022b)

Bayern	DEBY089	München/Johanneskirchen	vorstädtisches Gebiet	Hintergrund	17
Bayern	DEBY189	München/Allach	vorstädtisches Gebiet	Hintergrund	19
Bayern	DEBY037	München/Stachus	städtisches Gebiet	Verkehr	33
Bayern	DEBY039	München/Lothstraße	städtisches Gebiet	Hintergrund	23
Bayern	DEBY115	München/Landshuter Allee	städtisches Gebiet	Verkehr	54
Berlin	DEBE010	Berlin Wedding	städtisches Gebiet	Hintergrund	22
Berlin	DEBE018	Berlin Schöneberg	städtisches Gebiet	Hintergrund	18
Berlin	DEBE027	Berlin Marienfelde	ländlich stadtnah	Hintergrund	10
Berlin	DEBE032	Berlin Grunewald (3.5 m)	ländlich stadtnah	Hintergrund	10
Berlin	DEBE034	Berlin Neukölln	städtisches Gebiet	Hintergrund	20
Berlin	DEBE051	Berlin Buch	vorstädtisches Gebiet	Hintergrund	12
Berlin	DEBE056	Berlin Friedrichshagen	ländlich stadtnah	Hintergrund	9
Berlin	DEBE062	Berlin Frohnau (3.5 m)	ländlich stadtnah	Hintergrund	9
Berlin	DEBE066	Berlin Karlshorst	städtisches Gebiet	Hintergrund	16
Berlin	DEBE068	Berlin Mitte	städtisches Gebiet	Hintergrund	18
Berlin	DEBE061	Berlin Schildhornstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	32
Berlin	DEBE063	Berlin Silbersteinstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	36
Berlin	DEBE064	Berlin Karl-Marx-Straße	städtisches Gebiet	Verkehr	36
Berlin	DEBE065	Berlin Frankfurter Allee	städtisches Gebiet	Verkehr	28
Berlin	DEBE067	Berlin Hardenbergplatz	städtisches Gebiet	Verkehr	26
Berlin	DEBE069	Berlin Mariendorfer Damm	städtisches Gebiet	Verkehr	34
Berlin	DEBE082	Berlin Leipziger Straße	städtisches Gebiet	Verkehr	33
Berlin	DEBE083	Berlin Kantstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	26
Berlin	DEBE084	Berlin Hauptstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	37
Berlin	DEBE085	Berlin Herrmannstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	38
Berlin	DEBE086	Berlin Sonnenallee	städtisches Gebiet	Verkehr	39
Berlin	DEBE092	Berlin Spandauer Damm	städtisches Gebiet	Verkehr	40
Berlin	DEBE096	Berlin Landsberger Allee	städtisches Gebiet	Verkehr	35
Berlin	DEBE097	Berlin Herrmannplatz	städtisches Gebiet	Verkehr	38
Hamburg	DEHH008	Hamburg Sternschanze	städtisches Gebiet	Hintergrund	20
Hamburg	DEHH047	Hamburg Bramfeld	vorstädtisches Gebiet	Hintergrund	12
Hamburg	DEHH050	Hamburg Neugraben	vorstädtisches Gebiet	Hintergrund	11
Hamburg	DEHH059	Hamburg Wilhelmsburg	städtisches Gebiet	Hintergrund	20
Hamburg	DEHH079	Hamburg Altona Elbhang	städtisches Gebiet	Hintergrund	25
Hamburg	DEHH081	Hamburg Hafen	städtisches Gebiet	Hintergrund	27
Hamburg	DEHH015	Hamburg Veddel	städtisches Gebiet	Industrie	25
Hamburg	DEHH016	Hamburg Billbrook	städtisches Gebiet	Industrie	18
Hamburg	DEHH026	Hamburg Stresemannstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	34
Hamburg	DEHH064	Hamburg Kieler Straße	städtisches Gebiet	Verkehr	37
Hamburg	DEHH068	Hamburg Habichtstraße	städtisches Gebiet	Verkehr	41
Hamburg	DEHH070	Hamburg Max-Brauer-Allee II	städtisches Gebiet	Verkehr	36

Anhang 17:

Jahresdurchschnittswert NO₂ Konzentration in München (oben), Berlin (Mitte) und Hamburg (unten) für das Jahr 2020. Datenquelle (UBA, 2022b)

