

Die NaRoMI-Studie
(Noise and Risk of Mycardial Infarction)

**Auswertung, Bewertung und vertiefende Analysen
zum Verkehrslärm**



Dr. Wolfgang Babisch
(Umweltbundesamt)

Babisch, W. (2004).

Die NaRoMI-Studie. Auswertung, Bewertung und vertiefende Analysen zum Verkehrslärm.

In: Umweltbundesamt (Hrsg.) Chronischer Lärm als Risikofaktor für den Myokardinfarkt, Ergebnisse der "NaRoMI"-Studie.

WaBoLu-Hefte 02/04, S. I-1 bis I-59.

Umweltbundesamt, Berlin.

Inhaltsverzeichnis

	<u>Seite</u>
Abstrakt	5
Abstract	6
1. Einleitung	7
2. Methoden	9
2.1 Stichprobe	9
2.2 Kontrollvariablen	10
2.3 Verkehrslärmpegel	11
2.4 Lärmbelästigung	13
2.5 Statistische Auswertung	14
3. Ergebnisse	16
3.1 Testhypothese	16
3.2 Kontrollvariablen	17
3.3 Verkehrslärmpegel	18
3.4 Zusammenhänge zwischen Verkehrslärmpegel und Herzinfarkt	24
3.5 Lärmbelästigung	33
3.6 Zusammenhänge zwischen Lärmbelästigung und Herzinfarkt	38
4. Diskussion	40
4.1 Ergebnisse im Kontext mit anderen Lärmstudien	40
4.2 Das Problem der „richtigen“ Referenzgruppe	43
5. Schlussfolgerungen	51
6. Literatur	53

Abstrakt

Die NaRoMI-Studie (Noise and Risk of Myocardial Infarction)

In einer Fall-Kontroll-Studie wurde der Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und Myokardinfarkt untersucht. Herzinfarktpatienten und nach Alter und Geschlecht „gematchte“ Kontrollpatienten aus 32 Berliner Krankenhäusern wurden von 1998 bis 2001 konsekutiv rekrutiert. Die Untersuchungsstichprobe umfasste insgesamt 4115 Patienten. Während ihres Krankenhausaufenthaltes wurden standardisierte Interviews zur Belästigung durch verschiedene Umwelt- und Arbeitslärmquellen durchgeführt. Die Straßenverkehrslärmexposition der Probanden außerhalb der Wohnungen wurde auf der Grundlage der Berliner Verkehrslärmkarte bestimmt. Zur Berechnung relativer Risiken und zur Kontrolle des Einflusses potenzieller Störvariablen auf die Ergebnisse wurden konditionale logistische Regressionsanalysen durchgeführt. Zu den berücksichtigten Störvariablen gehörten die Prävalenz von Diabetes mellitus, die Prävalenz von Bluthochdruck, die MI-Familiengeschichte, das relative Körpergewicht, die Rauchgewohnheiten, die Schulausbildung, der Berufsstatus, der Familienstatus, Schichtarbeit, Arbeitslärm und andere.

Bei Männern bestand eine Dosis-Wirkungs-Beziehung in Form eines ansteigenden MI-Risikos mit steigender Verkehrslärmbelastung. Das Odds Ratio für Männer in den beiden höchsten Schallpegelkategorien betrug zusammengenommen $OR = 1,18$ (95%-KI: 0,93-1,49; $p=0,171$) im Vergleich zu denen der Referenzgruppe (Immissionspegel tags außerhalb der Wohnung >65 dB(A) versus ≤ 60 dB(A)). In der Teilstichprobe von Männern, die 10 Jahre lang nicht umgezogen waren, war der Befund statistisch signifikant. Zwei unterschiedliche Berechnungsverfahren führten auf Odds Ratios von $OR = 1,33$ (95%-KI: 1,00-1,76; $p=0,046$) und $1,45$ (95%-KI: 1,03-2,05; $p=0,034$) für den Vergleich. Bei den Frauen wurde kein schallpegelabhängiger Zusammenhang mit dem Herzinfarktrisiko gefunden. Bei Männern war die Belästigung durch Straßenverkehrslärm und bei Frauen die Belästigung durch Fluglärm in der Nacht signifikant mit einem höheren MI-Risiko verbunden. Die Ergebnisse unterstützen die Hypothese, dass chronische Verkehrslärmexposition das Risiko für ischämische Herzkrankheiten erhöht.

Schlüsselworte: Straßenverkehrslärm, Myokardinfarkt, Fall-Kontroll-Studie, Lärmbelästigung

Abstract

The NaRoMI-Study (Noise and Risk of Myocardial Infarction)

To determine the potential risk of myocardial infarction (MI) in traffic noise exposed subjects, consecutive patients admitted to 32 major hospitals in Berlin with confirmed diagnosis of acute MI were enrolled from 1998 to 2001. Hospital controls were matched according to gender, age, and hospital. A total of 4115 patients were included in the case-control study. Standardized interviews were conducted during the hospital stay including questions about the annoyance from different noise sources in the home and work environments. The road traffic noise exposure at the facades of the houses was assessed using official noise maps of the City of Berlin. Conditional logistic regression analyses were carried out to estimate relative risks, and to adjust the results for a set of potentially confounding factors, including prevalence of diabetes, hypertension, family history of MI, smoking, relative body weight, school education, employment status, marital status, shift work, work noise and others.

In males, a dose-response relationship showing an increase in MI risk with increasing sound exposure level was found. The odds ratio was OR = 1.18 (95%-CI: 0.93-1.49; p=0.171) for men in the highest two noise categories compared to those in the reference group (average sound pressure levels outdoors during daytime >65 dB(A) vs. ≤60 dB(A)). In the sub-sample of men who had been living for at least 10 years at their present address the effect was statistically significant. Two different calculation methods revealed odds ratios of OR = 1.33 (95%-CI: 1.00-1.76; p=0.046) and 1.45 (95%-CI: 1.03-2.05; p=0.034) for this comparison. In females no traffic noise level-related association with MI incidence was found. Annoyance due to road traffic noise in males and annoyance due to aircraft noise in females during the night were significantly associated with a higher MI risk.

The results support the hypothesis that chronic exposure to traffic noise increases the risk of ischaemic heart disease.

Keywords: traffic noise, myocardial infarction, case-control study, noise annoyance

1. Einleitung

Epidemiologische Studien über den Zusammenhang zwischen Verkehrslärm (Straßen- und Flugverkehrsgeräusche) und ischämischen Herzkrankheiten deuten auf ein erhöhtes Risiko für den Herzinfarkt bei Personen hin, die hohen Verkehrslärmpegeln ausgesetzt sind [3]. Die bekannten Studien zeigen insgesamt einigermaßen konsistente Ergebnisse, die statistische Signifikanz wird in den Einzelstudien aufgrund geringer Teststärke jedoch nur selten erreicht [2]. Expertengruppen beurteilen die Evidenz der Beziehung zwischen Lärm und Herzinfarkt zwischen „begrenzt“ und „hinreichend“ [5,58]. Den Daten zufolge steigt das Risiko für ischämische Herzkrankheiten an, wenn die Immissionsschallpegel außerhalb der Wohnungen tagsüber 65-70 dB(A) betragen (Schwellenmodell) [4,33,34].

Das Studienkonzept der vorliegenden Studie mit dem Akronym „NaRoMI“ („Noise and Risk of Myocardial Infarction“) orientierte sich in weiten Teilen der Erhebung an einer früheren epidemiologischen Lärmstudie des damaligen Bundesgesundheitsamtes. Diese im ehemaligen politischen Westteil der Stadt Berlin durchgeführte bevölkerungsbezogene („population-based“) Fall-Kontroll-Studie („Berliner Verkehrslärmstudie“) ergab für den Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärm und Herzinfarkttrisiko bei Männern, die wenigstens 15 Jahre lang nicht umgezogen waren und an Straßen mit Tages-Immissionspegeln (A-bewerteter äquivalenter Dauerschallpegel) von mehr als 70 dB(A) wohnten, im Vergleich zu denen mit Tages-Immissionspegeln bis zu 60 dB(A) einen Schätzwert für das relative Herzinfarkttrisiko von $OR = 1,32$ (95%-KI: 0,89-1,96; $p=0,171$; Abkürzungen: OR = Odds Ratio, KI = Konfidenzintervall, p = Irrtumswahrscheinlichkeit) [8,9]. Der NaRoMI-Studie liegen dieselben Test-Hypothesen zur Prüfung des Zusammenhangs zwischen der Straßenverkehrslärmexposition und dem Risiko für den Herzinfarkt zugrunde. Sie beruht auf einer größeren Anzahl von Fällen (Personen mit Herzinfarkt) als die Vorgängerstudie. Es wurden mehr potenzielle Störvariablen („confounder“) berücksichtigt, und es standen verbesserte Methoden der Expositionserfassung zur Verfügung. Im Gegensatz zu der Berliner Verkehrslärmstudie handelt es sich bei der NaRoMI-Studie um eine Krankenhaus-bezogene („hospital-based“) Fall-Kontroll-Studie [35].

In dem vorliegenden Beitrag des Umweltbundesamtes finden sich zum Teil weitergehende Auswertungen als sie im Abschlussbericht der Charité vorgestellt werden. Er fasst die wesent-

lichen Gesichtspunkte der Datenerhebung und Datenanalyse zur Umweltlärmfragestellung zusammen. Mit Verweisen auf den Abschlussbericht der Charité wird auf dort befindliche Ergebnisse Bezug genommen. Der Bericht der Charité wird in einem gesonderten Beitrag diskutiert.

2. Methoden

2.1 Stichprobe (Fälle und Kontrollen)

[vgl. Charité-Bericht, Kapitel 2.4]

Zur Bestimmung des potenziellen Risikos für die Inzidenz von Herzinfarkt wurden Patienten, die innerhalb eines fortlaufenden Zeitraums von drei Jahren von 1998 bis 2001 in 32 größeren Berliner Krankenhäusern aufgrund gesicherter Diagnosen wegen akutem Myokardinfarkt (MI) behandelt wurden oder reanimierte Überlebende eines plötzlichen Herztodes waren, erfasst. (Anmerkung: Der Begriff Inzidenz wird hier und im Folgenden im Sinne einer prospektiven Fall-Kontroll-Studie verwendet, bei der das Krankheitsereignis zeitlich nach dem Beginn der Studie und der Expositionszuordnung eintritt [50,60].) Die diagnostischen Kriterien entsprachen den WHO-Definitionen (ischämische Zeichen im EKG, klinische Symptome, Veränderungen im Enzymstatus). Krankenhaus-Kontrollen wurden auf der Grundlage von Alter (5-Jahres-Kategorien) und Geschlecht individuell zugeordnet („matched controls“). Wegen der niedrigeren Inzidenzrate für MI bei Frauen wurde bei ihnen ein Fall:Kontroll-Verhältnis von 1:2 gewählt, um die statistische Teststärke zu erhöhen, bei Männern betrug das Verhältnis 1:1. Die Kontroll-Patienten mit Diagnose Unfall (Wohnung, Arbeit, Freizeit/Sport, Verkehr, Sonstige), Leistenbruch, gutartige Schilddrüsenvergrößerung oder darmchirurgische Operation entstammten denselben Krankenhäusern wie die Fall-Patienten. Es wurde davon ausgegangen, dass die Kriterien zur Auswahl von Kontrollpersonen unabhängig von der Lärmbelastung der Probanden waren.

Insgesamt nahmen 4115 Untersuchungspersonen im Alter von 20-69 Jahren an der Studie teil (Einschlusskriterien: obere Altersbegrenzung unter 70 Jahre, Berliner Wohnsitz seit mindestens 5 Jahren und mindestens 6 Monate im Jahr in Berlin anwesend, ausreichende deutsche Sprachkenntnisse). Dies umfasste 3054 Männer und 1061 Frauen (mittleres Alter 57,7 Jahre, Standardabweichung 8,7 Jahre). Die Response-Rate betrug 86% und war bei Fällen und Kontrollen annähernd gleich.

2.2 Kontrollvariablen

[vgl. *Charité-Bericht, Kapitel 2.7*]

Während des Aufenthaltes der Patienten in der Klinik (nach der Verlegung auf periphere Stationen) wurden nach schriftlicher Einwilligung der Personen standardisierte Interviews durchgeführt, mit denen Informationen über die Wohnung, das häusliche Wohnumfeld, soziodemografische und andere potenziell konfundierende Faktoren erhoben wurden (im folgenden sind die Kategorien aufgeführt, die in den multiplen Analysen zur statistischen Kontrolle von möglichen Störeinflüssen verwandt wurden). Dies umfasste die hereditäre Infarktbelastung (MI-Familiengeschichte bei Eltern oder Geschwistern: Kategorien „nein/ja“), Rauchgewohnheit („Nie-Raucher/Ex-Raucher/derzeitiger Raucher“), Schulausbildung („(Fach-)Abitur/ohne Abitur“, Familienstatus („mit Partner/alleinstehend“), beruflicher Status („erwerbstätig/arbeitslos/nicht berufstätig aus anderen Gründen“), wöchentliche Arbeitszeit („≤40 Stunden“/>40 Stunden“), Schichtarbeit („nein/ja“), Nebentätigkeit („nein/ja“), subjektive Lärmempfindlichkeit (kontinuierliche Skala von 1 bis 6 gemäß Weinstein-Fragebogen). Klinische Diagnosen bezüglich der Prävalenz von Diabetes mellitus („nein/ja“), Hypertonie („nein/ja“), Hyperlipidämie („nein/ja“) und relativem Körpergewicht (Body Mass Index: „<25 kg/m²/25-<30 kg/m²/≥30 kg/m²/keine Angabe“) wurden den Krankenakten entnommen. Die jeweils erstgenannte Kategorie fungierte in den Analysen als Referenzkategorie. Da es zu der Vermutung Anlass gab, dass die Informationen zu erhöhten Blutfetten bei den Kontrollpersonen unvollständig waren (für die Behandlung nicht notwendig), wurde Hyperlipidämie nur in Sensitivitätsanalysen berücksichtigt. Es zeigte sich jedoch, dass der Ein- oder Ausschluss der Variablen bei den multiplen Analysen die Effektschätzer des Lärms nur unwesentlich veränderte. Die körperliche Aktivität (Stunden/Tag) wurde als Summe beruflicher und freizeitbezogener Aktivitäten erhoben. Es bestanden keine relevanten Unterschiede zwischen Fällen und Kontrollen, weshalb die Variable als Adjustierungsvariable unberücksichtigt blieb.

Die über 10 Jahre retrospektiv erhobene Arbeitslärmbelastung (Schallpegel) wurde nach ISO 9921/1 bezüglich der Sprachkommunikation am Arbeitsplatz sowie auf der Grundlage von Katalogwerten für Arbeitsplätze und Maschinen ermittelt und quantifiziert [42,62]. Der Gebrauch von persönlichem Gehörschutz wurde bei der Operationalisierung der Variablen berücksichtigt. In den verkehrslärmbezogenen Auswertungen des Umweltbundesamtes wurde eine Arbeitslärmpegel-Indikatorvariable zur Kontrolle möglicher Störeinflüsse berücksichtigt

(„ ≤ 55 dB(A)/ $>55-70$ dB(A)/ $>70-85$ dB(A)/ >85 dB(A)/keine Angabe“, korrigiert für den Gebrauch von Gehörschutz). Der Austausch dieser Variablen gegen andere objektive Arbeitslärmvariablen in den statistischen Auswertungen hatte wenig Einfluss auf die verkehrslärmbezogenen Ergebnisse.

2.3 Verkehrslärmpegel

[vgl. Charite-Bericht, Kapitel 2.5.1 sowie Anhang 2]

Die Ermittlung der objektiven Straßenverkehrslärmbelastung (Schallpegel) der Untersuchungspersonen erfolgte auf der Grundlage der Lärmkarte der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. Die Straßenverkehrslärm-Immissionspegel (mittlerer A-bewerteter äquivalenter Schalldruckpegel) in der Lärmkarte beziehen sich für jedes betreffende Straßensegment (Teilstück zwischen einmündenden Straßen) auf den mittleren Gebäudeabstand an der am stärksten betroffenen Hauserfront (im allgemeinen der Straße zugewandt) am Tag (6-22 Uhr) und in der Nacht (22-6 Uhr) in diesem Teilstück. Die Angaben in der Lärmkarte berücksichtigen saisonale Schwankungen und stellen Jahresmittelungswerte dar [67]. Die Berechnungen erfolgten auf der Grundlage von in Deutschland üblichen amtlichen Berechnungsverfahren (RLS-90, Schall 03) [42], wobei beidseitig unterschiedliche Gebäudeabstände und Reflexionen von gegenüberliegenden Gebäuden berücksichtigt wurden [66,68]. Die Lärmkarte (Bezugszeitraum 1998) umfasste das gesamte übergeordnete Straßennetz (Hauptstraßen) mit einem täglichen Verkehrsaufkommen von mehr als ca. 6000 Kfz. Für diese Straßen lagen exakt berechnete Immissionswerte an den Gebäudefluchten vor.

Straßen mit einem geringeren Verkehrsaufkommen (Nebenstraßennetz) wurden im Rahmen der Studie als „ruhig“ eingestuft. Für diese Straßen konnten keine berechneten Schallpegelwerte angegeben werden; das Referenzgruppen-Kriterium („Cut-Off“) entspricht jedoch Immissionspegeln von tags ca. 60 dB(A) und nachts ca. 50 dB(A) in einer Entfernung von 25 Metern von der Straßenmitte (zulässige Höchstgeschwindigkeit 50 km/h, 5-10 % Lkw-Anteil) [17]. Die maximal zulässige Geschwindigkeit in 85% aller Nebenstraßen betrug 30 km/h, wohingegen sie in den Hauptstraßen (Ausnahme Stadtautobahn) 50 km/h betrug [66]. In solchen Tempo-30-Zonen sind gegenüber dem obigen Berechnungsansatz für Stadtstraßen mit Tempo 50 bei gleichem Verkehrsaufkommen und Einhalten der Geschwindigkeitsbegrenzung

noch ca. 2-3 dB(A) niedrigere Schallpegel zu erwarten [28,76]. Die Gruppe der Probanden, die in Nebenstraßen wohnten, diente in den statistischen Analysen hypothesengemäß, wie auch in der Vorgängerstudie, als Referenzgruppe zur Berechnung des relativen Herzinfarkttrisikos von stärker lärmbelasteten Untersuchungspersonen mit Wohnungen an Hauptstraßen. Auf der Grundlage von mittlerweile vorliegenden vollständigen Verkehrslärmerhebungen im Nebenstraßennetz von 4 (von 12) Berliner Stadtbezirken, die bei den jeweiligen Umweltämtern eingesehen wurden (Bezirke: Pankow, Neukölln, Tempelhof, Charlottenburg-Wilmersdorf), konnte der Referenzgruppen-Ansatz zusätzlich validiert werden. (Anmerkung: Diese Auswertungen sind im Anhang 2 des Abschlussberichtes noch nicht zu finden.)

Alle Wohnungen der Studienteilnehmer wurden in bezug auf die Straßenverkehrslärmexposition der am stärksten belasteten Gebäudeseite in folgende Kategorien eingeordnet: ≤ 60 dB(A)/ >60 bis ≤ 65 dB(A)/ >65 bis ≤ 70 dB(A)/ >70 dB(A). Im einem ersten Schritt der Schallpegelzuordnung erfolgte dies bezüglich der Straße, die der Postadresse entsprach (in den meisten Situationen die nächste Straße zum Gebäude). Im zweiten Schritt wurden alle Probandenwohnungen bezüglich der Lärmeinwirkung von anderen Straßen (als der Adressstraße) überprüft. Auf der Grundlage hochauflösender GIS-Informationen (geografisches Informationssystem: digitalisierte topografische Karten im Maßstab 1:500) wurden die Entfernungsabstände zu allen Hauptstraßen gemessen, für die exakte Schallpegel in der Lärmkarte verzeichnet waren. Wenn eine Probandenadresse auf der Grundlage physikalische Gesetze der Schallausbreitung in relevantem Abstand zu solchen Straßen lag und nicht vollständig durch andere Gebäude von ihnen abgeschirmt war, wurden exakte Schallpegelberechnungen für die von diesen Straßen ausgehende Lärmbelastung durchgeführt und die Probanden gegebenenfalls in eine andere (höhere) Schallpegelkategorie eingeordnet. Anderenfalls verblieben die Probanden in der ihnen im ersten Schritt zugewiesenen Schallpegelkategorie. Alle Schallpegelberechnungen erfolgten sowohl für die Belastung der Gebäudevorderseite als auch der Rückseite. Die Schallpegelzuordnung der Probanden erfolgte somit auf der Grundlage der akustisch am stärksten einwirkenden Straße, unabhängig davon, welche Häuserfront betroffen war („maximale Schallpegelbelastung“).

Es ist wichtig darauf hinzuweisen, dass die vorliegenden Auswertungen zur Schallpegelbelastung tags und nachts sich auf dieselben Straßen und Gebäudeseiten beziehen, also Nachtpegel prinzipiell nicht die Belastung der Schlafräume beschreiben, die sich häufiger auf

abgeschirmten Gebäuderückseiten befinden als die Wohnräume [48]. Aus den in der vorliegenden Studie dazu nur teilweise vorhandenen Daten geht hervor, dass bei Probanden mit Wohnungen an Hauptstraßen 57% der Wohnräume und 34% der Schlafräume zu den Straßen ausgerichtet waren. Ergebnisdarstellungen, die sich auf den nächtlichen Immissionspegel beziehen, sind daher mit erheblicher Expositions-Missklassifikation behaftet, wenn sie im Sinne möglicher Schlafbeeinträchtigungen durch nächtlichen Straßenverkehrslärm herangezogen werden. In zukünftig durchzuführenden Feinauswertungen wird zwischen der Lärmbelastung des Wohnraums tags und des Schlafräums nachts zu unterscheiden sein. Die ansatzweise hierzu vorgestellten Ergebnisse im Abschlussbericht der Charité sind aufgrund unvollständig erhobener Daten zur Fensterausrichtung der Probanden bisher noch wenig belastbar und aussagefähig (vgl. *Anhang 2*).

Zur Kontrolle des Einflusses von Lärm durch andere Verkehrslärmquellen (Schienenlärm, Fluglärm) wurden in den multiplen statistischen Analysen dichotome Variablen berücksichtigt, mit denen zwischen Probanden unterschieden wurde, die innerhalb bzw. außerhalb der 60 dB(A)-Konturen um die drei Berliner Flughäfen (Tages-Immissionspegel berechnet nach Fluglärmsgesetz mit Halbierungsparameter $q=3$) oder in der Nähe von Eisenbahnlinien wohnten (Schienenverkehrs-Modul der Berliner Lärmkarte). Die Schallimmissionen von Straßenbahnen wurden hingegen dem Straßenverkehrslärm zugerechnet (ohne „Schienenbonus“). Zur Verminderung von Expositions-Fehlklassifikation aufgrund der langen Latenzzeit bis zur Manifestation der Krankheit (MI) und daraus möglicherweise resultierender Effekt-Modifikation wurde die Wohndauer (in Jahren) an der aktuellen Adresse erfasst und in den Auswertungen berücksichtigt.

2.4 Lärmbelästigung

[vgl. Charité-Bericht, Kapitel 2.5.2 sowie Anhang 1]

Die subjektive Lärmexposition (Lärmbelästigung) wurde mittels Fragebogen erhoben und entsprach in der Fragestellung und Skalierung weitgehend international standardisierten Vorgaben [24,25,31]. Die persönlichen Interviews wurden in den Kliniken durchgeführt. Belästigungsreaktionen durch Umweltlärm wurden auf einer 5-stufigen numerischen Skala erfasst, deren Endpunkte verbal unterlegt waren (1 = überhaupt nicht gestört, 5 = sehr gestört).

Acht Lärmquellen in der Wohnung und im Wohnumfeld wurden berücksichtigt. Dies umfasste: Straßenverkehrslärm, Fluglärm, Schienenverkehrslärm (ohne Straßenbahn), Baulärm, Industrie- und Gewerbelärm, sonstiger Lärm von außen, Trittgeräusche, sonstiger Lärm von innen aus dem Haus. Die Items wurden in zwei Listen präsentiert; die eine bezog sich auf Störungen am Tage, die andere auf Störungen in der Nacht. Zur statistischen Kontrolle des Einflusses von Belästigungen durch Lärm am Arbeitsplatz wurde eine Summen-Indikatorvariable verwandt, die eine Kombination aus den Antworten im Lärmfragebogen zu Lärmbelästigungen durch Geräusche von außen (Umweltgeräusche), selbsterzeugte Geräusche, und nicht selbst erzeugte arbeitsplatzzugehörige Geräusche darstellte (Kategorien: „niedrig (1.Quartil)/eher niedrig (2. Quartil)/eher hoch (3. Quartil)/hoch (4. Quartil)/ohne Angabe/ohne Job im 10-Jahreszeitraum“).

2.5 Statistische Auswertung

Zur Berechnung von Effektschätzern (Odds Ratio) des relativen Risikos und zur Kontrolle von Störeinflüssen durch potenziell konfundierende Variablen wurden konditionale logistische Regressionsanalysen durchgeführt (gepaarte Auswertung, „matched analysis“). Des Weiteren kamen nicht-parametrische Regressionsanalysen zum Einsatz. Die statistischen Analysen wurden mit den Programmsystemen „LogXAct“, Version 4.02 und „SPSS“, Version 9.0 durchgeführt.

Die Beziehungen zwischen dem Immissionsschallpegel und der MI-Inzidenz wurden sowohl in der Gesamtstichprobe untersucht, als auch stratifiziert nach Probanden, die wenigstens 10 Jahre lang nicht umgezogen waren (Anmerkung: Diesbezügliche Auswertungen finden sich nicht im Abschlussberichts der Charité). Die Betrachtung von Teilstichproben mit längerer Wohndauer trägt dem Sachverhalt Rechnung, dass die Wohndauer eine wesentliche expositionsbestimmende Größe ist und adverse Wirkungen chronischer Lärmbelastung angesichts langer Induktionszeiten bis zur Manifestation eines Herzinfarktes nach der Wirkungshypothese erst nach langjähriger Exposition zu erwarten sind [41,46,73]. In früheren Untersuchungen zeigte sich, dass nach Stratifizierung bezüglich der Wohndauer engere Zusammenhänge zwischen der Lärmbelastung und gesundheitlichen Endpunkten bestanden [7,9,13]. Solche Betrachtungen können zur Unterstützung einer kausale Interpretation von statistischen Zu-

sammenhängen herangezogen werden. Die Berücksichtigung von Mindest-Wohndauern von 10-15 Jahren hat sich als pragmatisch sinnvoller Ansatz erwiesen, der einerseits den langen Induktionszeiten der Krankheitsentstehung Rechnung trägt und andererseits unter Teststärke-Gesichtspunkten hinreichende Probandenzahlen gewährleistet.

Unter methodischen Gesichtspunkten ist anzumerken, dass stratifizierte Datenanalysen und Ergebnisdarstellungen sowohl zur „Confounder“-Kontrolle, als auch zur Bestimmung von Effekt-Modifikatoren eingesetzt werden (Restriktion ist eine Methode stratifizierter Auswertung). Während es im ersten Fall um Korrekturen für die Berechnung eines unverfälschten Effektschätzers der Gesamtstichprobe geht, ist es im zweiten Fall gerade das Anliegen, Unterschiede der Effektschätzer in Teilgruppen der Stichprobe zu erkennen und als solche zu interpretieren [35]. Obwohl das Verfahren der Stratifizierung von Ergebnissen nicht frei von möglichen Verzerrungseinflüssen durch Selektions-Bias ist, wird es grundsätzlich für Kohorten- als auch Fall-Kontroll-Studien empfohlen. Dies gilt in „gematchten“ Fall-Kontroll-Studien für die „gematchten“ ebenso wie für die „ungemachten“ Variablen [60], wobei allerdings auf Limitationen im Hinblick auf die statistische Teststärke aufmerksam gemacht wird, die sich aus der Tatsache ergeben, dass eine Anzahl diskordanter Paare zusätzlich verloren geht. Zur statistischen Kontrolle möglicher Ergebnisverzerrungen ist in den Analysen der Teilstichproben derselbe Satz von potenziellen Störvariablen berücksichtigt worden wie in der Gesamtstichprobe. Darüber hinaus wurde überprüft, dass die Wohndauer nicht wesentlich mit der Lärmbelastung oder der MI-Inzidenz korreliert war.

Neben dem Verfahren der Teilstichprobenbildung wurde zum Vergleich auch ein Modell-adjustierendes Verfahren angewandt, bei dem über den üblichen regressionsanalytischen Ansatz eine Stratifizierung der Effekte nach Wohndauer und Lärmexposition vorgenommen wurde. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass keine Paare mit ungleichen Expositionsjahren verloren gehen; es ist jedoch aufgrund der unterlegten Modellannahmen (lineare Beziehungen der Variablen untereinander) und der Komplexität multipler statistischer Verfahren auch nicht frei von Problemen residualen „Confoundings“ und der möglichen Einführung von „Bias“ [29,60]. In der abschließenden Diskussion werden die Ergebnisse beider Verfahren konjunktivisch betrachtet und interpretiert [35].

3. Ergebnisse

3.1 Testhypothese

Bei der Konzipierung des Studiendesigns wurde in Absprache mit dem Umweltbundesamt festgelegt, dass der Zusammenhang zwischen der Herzinfarkt-Inzidenz und dem Straßenverkehrslärm auf der Grundlage der Berliner Verkehrslärmkarte erfolgen sollte. In der Lärmkarte wird zwischen stark verkehrsbelasteten Straßen (Hauptstraßen), für die Schallpegelberechnungen auf der Grundlage von Verkehrszählungen vorgenommen wurden, und wenig verkehrsbelasteten Straßen (Nebenstraßen), für die explizite Schallpegelberechnungen aus Relevanz- und Aufwandsgründen zum Zeitpunkt der Datenerhebung nicht vorlagen, unterschieden. Daraus folgt, dass die Schallpegelbestimmung nicht beliebig nach unten, zu niedrigen Schallpegeln hin, aufgelöst werden konnte, sondern das oben beschriebene Referenzgruppenkriterium („tags/nachts $\leq 60/50$ dB(A)“) für alle Nebenstraßen global anzusetzen war (vgl. *Kapitel 2.3*). Dabei war aus messtechnischer Erfahrung davon auszugehen, dass für den Großteil der betroffenen Nebenstraßen die tatsächliche Lärmbelastung weitaus niedriger war (tags: 45-55 dB(A)). Der a priori Hypothese folgend, die auch der Vorgängerstudie zugrunde lag, stellen die Probanden mit Wohnungen an Nebenstraßen die Referenzkategorie für die Berechnung von Lärmeffekten (relatives MI-Risiko) bei Probanden höherer Lärmkategorien mit Wohnungen an Hauptstraßen dar. Insofern war davon auszugehen, dass das wahre relative Risiko für Probanden höherer Lärmkategorien eher unterschätzt wird. Andererseits werden nach gegenwärtigem Wissensstand Schallpegel von etwa 65/55 dB(A) als mögliche Schwellenwerte angesehen, oberhalb derer adverse Lärmeffekte auftreten, was das Vorgehen rechtfertigt (vgl. *Kapitel 1*). Die Ermittlung der Lärmbelastung der Probanden erfolgte im Rahmen der Zusammenarbeit durch das Umweltbundesamt, das auch die relevanten Testhypothesen formulierte.

Während der Durchführung der statistischen Berechnungen ergab sich ein unerwarteter Befund. Aufgrund unterschiedlicher Kodierung im Datensatz wurden zwei Teilgruppen der Referenzgruppe betrachtet, die sich in ihrem Herzinfarkttrisiko unterschieden (a posteriori Befund). Die eine Untergruppe ist im folgenden „Teilgruppe 1“ genannt, die andere „Teilgruppe 2“. Die Probanden der Teilgruppe 1 wohnten in Nebenstraßen und waren akustisch nicht durch eine entfernte Hauptstraße betroffen („Hauptstraße nicht relevant“). Entweder lag

eine vollständige Abschirmung durch andere Gebäude vor, oder die gemessene Entfernung zu diesen Straßen war groß genug, um sicherzustellen, dass das Referenzgruppenkriterium selbst bei ungünstigsten Annahmen über die Emissionspegel eingehalten wurde. Die Probanden der Teilgruppe 2 wohnten ebenfalls in Nebenstraßen, waren aber potenziell (geringer Abstand) durch eine Hauptstraße betroffen („Hauptstraße relevant“). Explizite Pegelberechnung bezüglich dieser Hauptstraßen hatten aber ergeben, dass das Referenzgruppenkriterium für die Immissionsbelastung dennoch eingehalten war (weil die Emissionspegel vergleichsweise gering waren).

Neben der „primären Auswertung“ bezüglich der gesamten Referenzgruppe (a priori Hypothese), finden sich in den Ergebnisdarstellungen auch „sekundäre Auswertungen“, bei denen beide Teil-Referenzgruppen separat betrachtet werden (a posteriori Hypothese). Die beiden Gruppen waren anhand akustischer Kriterien vor und nach Studienbeginn nicht zu unterscheiden (vgl. *Kapitel 4.2*). Hierin liegt der Dissens mit den beteiligten Wissenschaftlern der Charité, die ihre Ergebnisdarstellungen und wesentlichen Ergebnisinterpretationen auf der Grundlage allein der Teilgruppe 2 als Referenzgruppe aufbauen. Dafür gibt es keine mit akustischen Gesichtspunkten begründbare Basis.

3.2 Kontrollvariablen

[vgl. *Charite-Bericht, Kapitel 3.1*]

Tabelle 1 gibt die Zusammenhänge zwischen den Kontrollvariablen und der MI-Inzidenz wieder. Angegeben sind Odds Ratios (OR) für die jeweiligen Faktoren mit 95%-Konfidenzintervallen (95%-KI), getrennt für Männer und Frauen. Die Ergebnisse beruhen im Gegensatz zu den im Abschlussbericht der Charité angegebenen Werten, die univariate Zusammenhänge beschreiben, auf multiplen logistischen Regressionsmodellen, in denen nur die aufgeführten Faktoren berücksichtigt wurden (keine Lärm-Variablen). Die etablierten biologischen und nicht-biologischen Risikofaktoren (Diabetes mellitus, Hypertonie, positive MI-Familiengeschichte, Rauchen) erwiesen sich erwartungsgemäß als signifikante Determinanten für das Herzinfarkttrisiko. Die ermittelten Odds Ratios bewegten sich zwischen $OR = 1,7$ und $OR = 3,1$ und lagen im Bereich üblicher Befunde aus epidemiologischen Studien [16,22,26,51-53,79,80]. Wegen unvollständiger Erhebung der Hyperlipidämie bei den Kontroll-Patienten erscheinen die Odds Ratios von 5,5 und 4,5 bei Männern und Frauen nicht

verlässlich. Die Variable blieb in dem multiplen Modell, das den Effektschätzern in der Tabelle 1 zugrunde liegt, daher unberücksichtigt. Der Ein- bzw. Ausschluss dieser Kontrollvariablen in die lärmbezogenen Modelle hatte nur einen unbedeutenden Einfluss auf die Schätzer für die Lärm-Effekte.

Tabelle 1: Zusammenhänge zwischen Kontrollvariablen und MI-Inzidenz (multivariates Modell)

Faktor	Relatives MI-Risiko [OR, 95%-KI]	
	Männer (N=3054)	Frauen (N=1061)
Diabetes mellitus (Referenz: negativer Befund)	1,84 (1,43-2,38)	3,00 (1,95-4,62)
Hypertonie (Referenz: negativer Befund)	2,24 (1,87-2,70)	1,99 (1,45-2,74)
MI-Familiengeschichte (Referenz: negativer Befund)	2,11 (1,73-2,57)	2,00 (1,45-2,76)
Raucher (Referenz: Nie-Raucher)	2,69 (2,11-3,43)	3,85 (2,64-5,61)
Ex-Raucher (Referenz: Nie-Raucher)	1,80 (1,41-2,30)	1,97 (1,31-2,96)
BMI 25 bis <30 kg/m ² (Referenz: <25 kg/m ³)	1,22 (1,02-1,46)	1,14 (0,80-1,62)
BMI ≥30 kg/m ² (Referenz: <25 kg/m ³)	0,89 (0,70-1,13)	1,42 (0,95-2,13)
BMI unbekannt (Referenz: <25 kg/m ³)	5,42 (1,93-15,2)	1,56 (0,23-10,5)
>40 h/Woche Arbeitstätigkeit (Referenz: ≤40 h)	1,14 (0,97-1,35)	1,02 (0,71-1,46)
Arbeitslos (Referenz: erwerbstätig > 10 h/Woche)	0,74 (0,57-0,97)	1,09 (0,60-1,96)
Rentner (Referenz: erwerbstätig > 10 h/Woche)	0,57 (0,45-0,72)	0,52 (0,33-0,83)
Familienstatus allein lebend (Referenz: mit Partner)	0,55 (0,45-0,67)	0,60 (0,44-0,83)
Nebentätigkeit > 5 h/Woche (Referenz: keine)	1,11 (0,89-1,37)	1,23 (0,81-1,85)
Schichtarbeit (Referenz: keine)	1,05 (0,87-1,27)	1,08 (0,71-1,65)
Schulbildung ohne Abitur (Referenz: mit Abitur)	1,11 (0,91-1,36)	1,68 (1,07-2,62)
Lärmempfindlichkeit (pro Einheit auf 6-stufiger Skala)	1,14 (1,01-1,29)	1,05 (0,85-1,30)
Hyperlipidämie* (Referenz: negativer Befund)	5,52 (4,35-7,00)	4,45 (3,06-6,47)

* bei Aufnahme in das Modell ergeben sich für die anderen Faktoren andere Werte als angegeben

3.3 Verkehrslärmpegel

[vgl. *Charité-Bericht, Kapitel 3.2.2 sowie Anhang 2*]

Die Abbildungen 1 und 2 zeigen die Verteilungen der Lärmbelastung der Probanden durch Straßenverkehr tags (6-22 Uhr) und nachts (22-6 Uhr) für die primären Auswertungen. Die Abbildungen 3 und 4 geben entsprechende Verteilungen wieder, in denen die beiden Teilgruppen von Probanden der Referenzkategorie separat betrachtet werden (sekundäre Auswertungen). Die Immissionspegel beziehen sich auf die am stärksten durch Straßenverkehrslärm belastete Gebäudeseite. Da die Tages- und Nachtwerte in den Auswertungen sich jeweils auf dieselbe Gebäudeseite beziehen, waren die nicht-kategorisierten Rohwerte aller Straßen, für die Immissionspegelberechnungen explizit durchgeführt worden sind (n=1678),

hoch korreliert ($r_p = 0,97$ (Pearson) bzw. $r_s = 0,98$ (Spearman)). In der vorliegenden Kurzdarstellung werden daher nur der Ergebnisse bezüglich der Tages-Immissionswerte dargestellt.

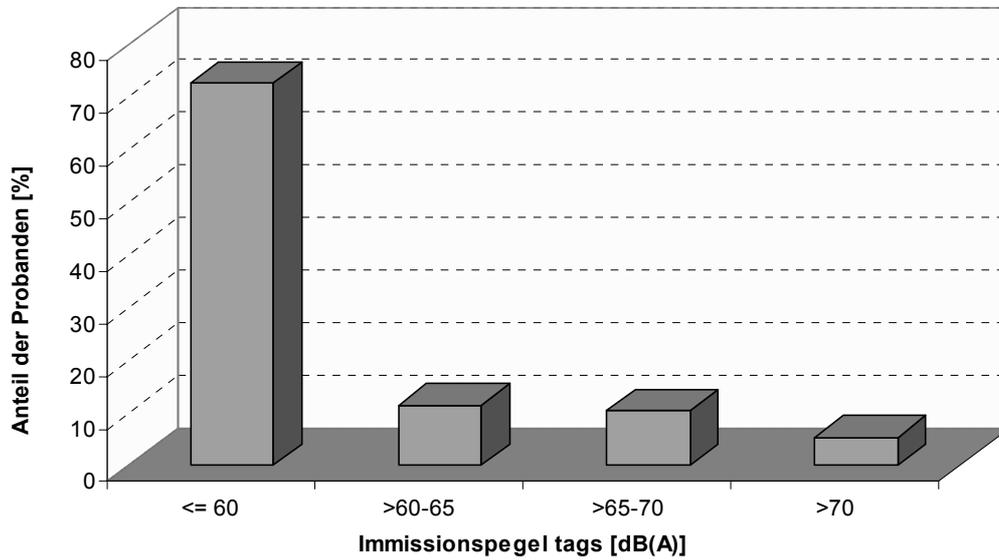


Abbildung 1: Verteilung der Verkehrslärmbelastung tags (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

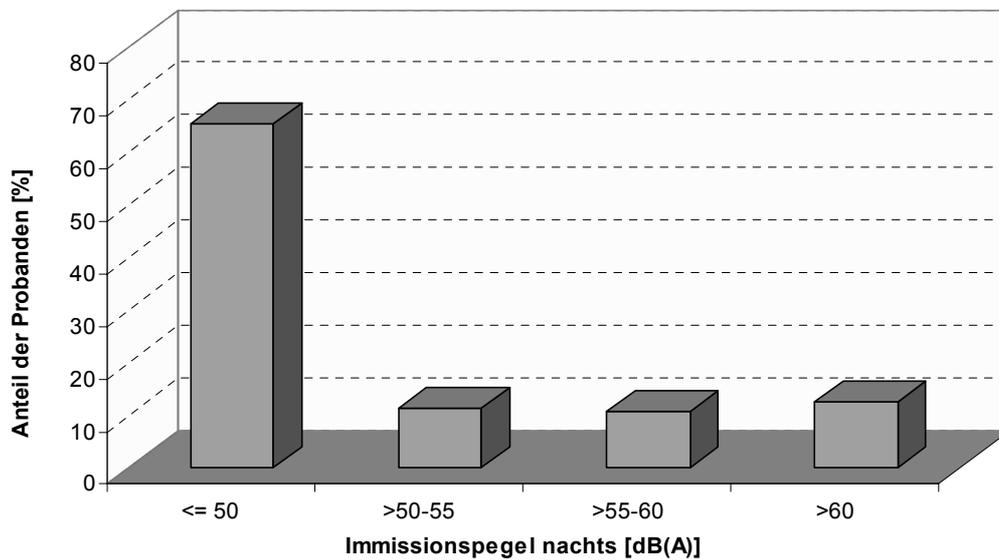


Abbildung 2: Verteilung der Verkehrslärmbelastung nachts (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

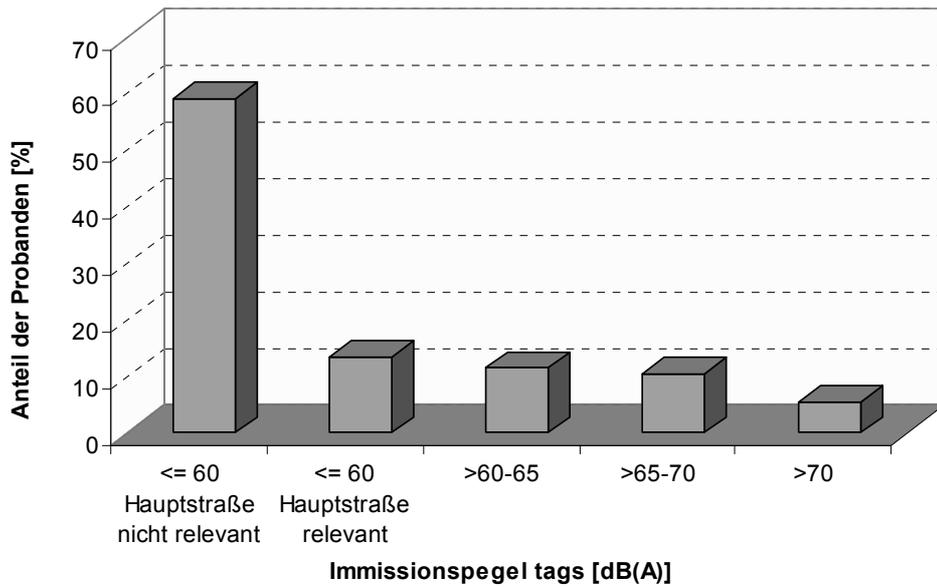


Abbildung 3: Verteilung der Verkehrslärmbelastung tags (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

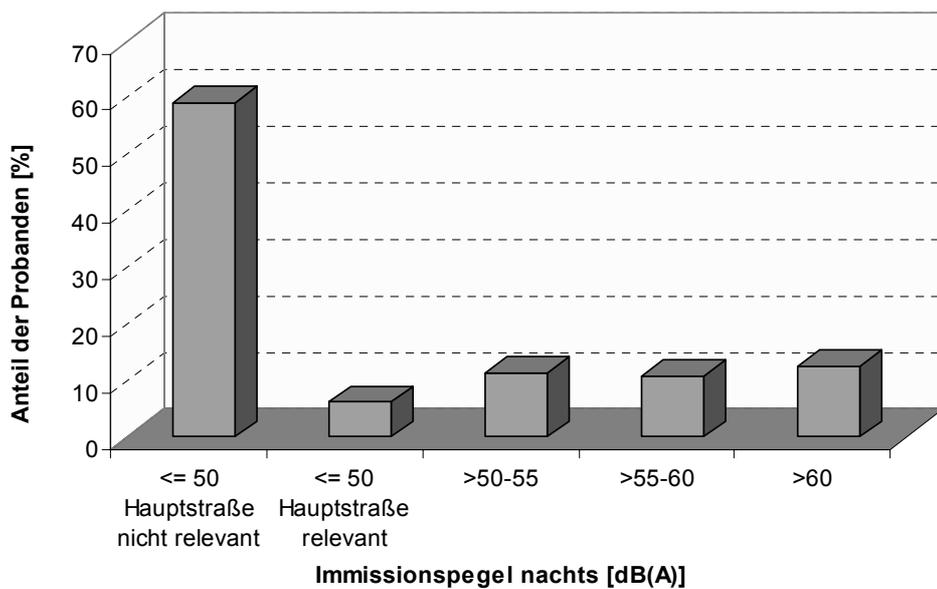


Abbildung 4: Verteilung der Verkehrslärmbelastung nachts (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

Den Tabellen 3 und 5 können jeweils die genauen Anzahlen von Probanden in den Straßenverkehrskategorien tags entnommen werden. Weitergehende Angaben finden sich im Abschlussbericht der Charité sowie im *Anhang 2* des Umweltbundesamtes zur Schallpegelerhebung. Die mittlere Differenz zwischen Tag- und Nachtwerten betrug 7,3 dB(A). Dies erklärt die scheinbar vorliegenden Verteilungsunterschiede zwischen der Tages- und Nachtlärmbelastung.

tung bei den kategorisierten Daten, wo die Kategorienbildung in ganzen 5 dB(A)-Klassen erfolgte (Anmerkung: In technischen Regelwerken wird bei der Formulierung von Immissionsgrenzwerten üblicherweise ein Tag/Nacht-Unterschied von 10 dB(A) beim Straßenverkehrslärm zugrunde gelegt [Ullrich, 1998 #1023]). Die Ergebnisse spiegeln in etwa die Lärmbelastung wieder, wie sie für die bundesdeutsche Bevölkerung hochgerechnet wurde [74]. Danach waren ca. 16% der untersuchten Personen tagsüber außerhalb der Wohnungen gegenüber Immissionsschallpegeln über 65 dB(A) exponiert.

Abbildung 5 zeigt die Verteilung der Wohndauer der Probanden (an der aktuellen Wohnadresse) auf der Grundlage der Angaben im Fragebogen. 69 Prozent waren wenigstens 10 Jahre lang nicht umgezogen. Infarktpatienten wohnten im Mittel 17,9 ($s_x = 12,8$) Jahre und Kontrollpatienten 17,8 ($s_x = 12,9$) Jahre an ihrer aktuellen Adresse. Es bestanden keine auffälligen Zusammenhänge zwischen der Wohndauer und der Lärmexposition. Der Korrelationskoeffizienten (Spearman) zwischen der Wohndauer und dem Verkehrslärmpegel (4 Kategorien) betrug bei den MI-Patienten den Wert $r_s = -0,02$ und bei den Kontrollpersonen den Wert $r_s = -0,04$. Bei den Frauen ergab sich für den Zusammenhang ein Korrelationskoeffizient von $r_s = -0,03$ und bei den Männern ebenfalls von $r_s = -0,03$. Keiner der Werte war statistisch signifikant (was hier jedoch ohne inhaltliche Bedeutung ist, da auch geringe Korrelationen bei großen Stichproben signifikant werden).

Die Auswertungen der Lärmdaten der vollständigen Nebenstraßennetze von 2 Innenstadtbezirken (Charlottenburg-Wilmersdorf, Neukölln) und 2 Bezirken, die ausgeprägte Stadtrandlagen einschließen (Pankow-Weißensee, Tempelhof), ergaben, dass 51% bzw. 71%, der Tages-Immissionsschallpegel an den Zählstellen kleiner oder gleich 55 dB(A) waren, 33% bzw. 20% zwischen 55 and 60 dB(A) und 16% bzw. 9% über 60 dB(A) lagen. DTV-Werte (tägliches Verkehrsaufkommen) über 6.000 Kfz/24h (Referenzgruppenkriterium) gab es mit ganz wenigen Ausnahmen nicht – und wenn, dann waren die Straßen zumeist in der Verkehrslärmkarte des Berliner Senats als Hauptstraßen geführt und somit bereits berücksichtigt. Die Daten zum Nebenstraßennetz wurden von den jeweiligen Umweltämtern zur Verfügung gestellt. Sie beruhen auf Verkehrszählungen in 5822 Straßensegmenten (Verkehrsaufkommen auf Straßenteilstücken zwischen einmündenden Straßen). Die Ergebnisse im Einzelnen können Tabelle 2 und Abbildung 6 entnommen werden. Dort sind zum Vergleich entsprechende Verteilungszahlen zum Hauptstraßennetz der Berliner Verkehrslärmkarte aufgeführt, denen

zahlen zum Hauptstraßennetz der Berliner Verkehrslärmkarte aufgeführt, denen vergleichbare Erhebungsinstrumente zugrunde lagen (Verkehrszählungen in 6365 Straßensegmenten).

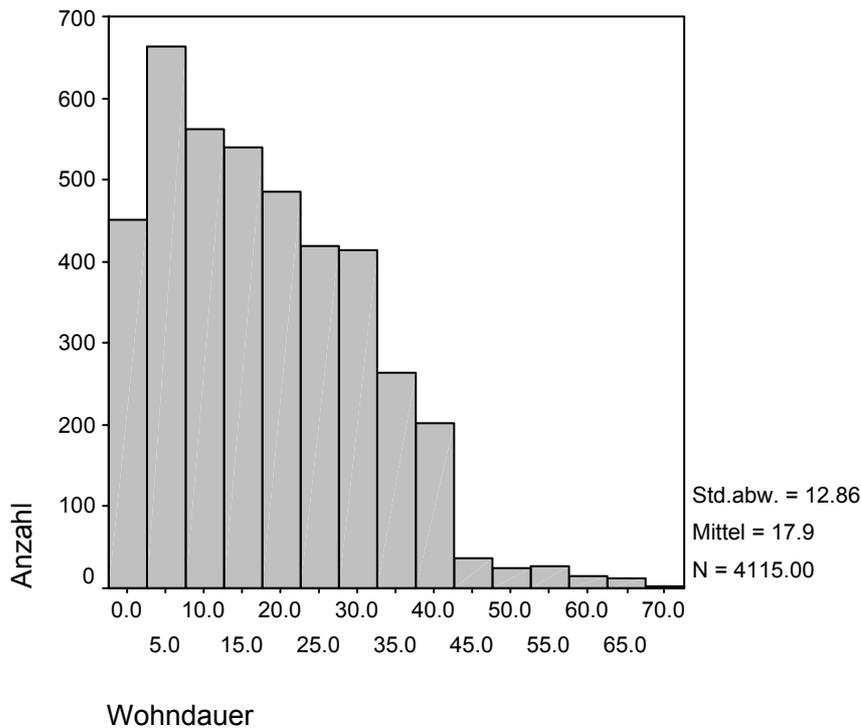


Abbildung 5: Verteilung der Wohndauer

Tabelle 2: Immissionsschallpegel-Verteilung in gezählten Teilstücken der Berliner Hauptstraßennetzes sowie der vollständigen Nebenstraßennetze einiger Berliner Stadtbezirke

Tages- Immissionspegel	Hauptstraßen		Nebenstraßen				
	Berlin	Weißensee	Pankow	Tempelhof	Neukölln	Charlottenburg	Wilmersdorf
bis 50	0,2	51,8	33,1	27,7	27,9	11,9	18,7
>50 bis 55	1,0	22,7	30,7	45,7	30,5	24,8	31,4
>55 bis 60	4,6	16,8	23,4	19,9	24,7	43,9	39,2
>60 bis 65	18,8	7,9	10,4	4,9	16,1	13,8	10,0
>65 bis 70	47,5	0,8	2,4	1,8	0,8	5,6	0,7
>70 bis 75	25,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
>75 bis 80	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

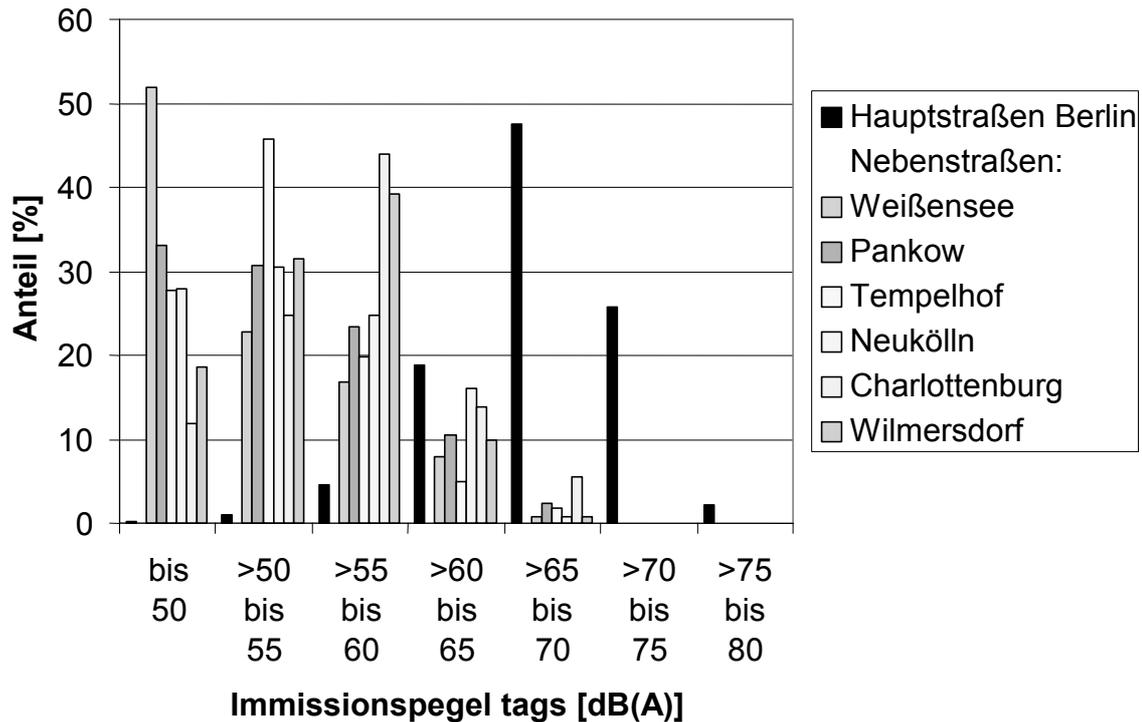


Abbildung 6: Verteilung der Immissionspegel im Berliner Haupt- und Nebenstraßennetz

Den Ergebnissen zufolge ist von einer Expositionsmisssklassifikation von ca. 10-15% bei der Zuordnung von Probanden mit Wohnungen in Nebenstraßen in die leiseste Expositionskategorie ($L_{eq,tag} \leq 60$ dB(A)) auszugehen. Eine solche Fehlklassifikation wirkt sich grundsätzlich in einer Unterschätzung des relativen Risikos der Probanden höherer Lärmkategorien im Vergleich zu denen der Referenzkategorie aus. Andererseits zeigen die Lärmmessungen in den Nebenstraßen aber, dass die Immissionsbelastung von ca. 2/3 der dort ansässigen Probanden tagsüber unter 55 dB(A) lag. Dies ist für die Referenzgruppendiskussion von Bedeutung, denn die Probanden der Referenz-Teilgruppe 2, für die Schallpegelberechnungen in bezug auf benachbarte Hauptstraßen zur Absicherung durchgeführt wurden („Hauptstraße relevant“), hatten durchweg eine höhere Straßenverkehrslärmbelastung mit Tages-Immissionspegeln zwischen 55 und 60 dB(A). Hierauf wird in *Kapitel 4.2* näher eingegangen. Zu vermerken ist noch, dass nur 3,5% der Straßensegmente des Hauptstraßennetzes der Berliner Lärmkarte ein durchschnittliches tägliches Verkehrsaufkommen unter DTV = 6000 aufwiesen.

3.4 Zusammenhänge zwischen Verkehrslärmpegel und Herzinfarkt

[vgl. Charite-Bericht, Kapitel 3.2.3]

Tabelle 3 gibt die adjustierten (bezüglich der in Kapitel 2.2 genannten Kontrollvariablen) relativen MI-Risiken für die verschiedenen Expositionsgruppen wieder, wobei alle Probanden mit Immissionspegeln tags ≤ 60 dB(A) als Referenzgruppe behandelt wurden (primäre Auswertung). Angegeben sind Odds Ratios und 95%-Konfidenzintervalle für die Effektschätzer. Mit steigender Verkehrslärmbelastung ist ein stetiger leichter Anstieg des Odds Ratios bei den Männern zu beobachten. Das relative Risiko von OR = 1,27 (95%-KI: 0,88-1,84) für Männer der höchsten Belastungskategorie (>70 dB(A)) im Vergleich zu denen der niedrigsten (≤ 60 dB(A)) ist statistisch nicht signifikant ($p=0,200$). Es deutet sich ein positiver monotoner Dosis-Wirkungs-Zusammenhang an. Fasst man die obersten beiden Lärmkategorien zusammen (für Vergleichszwecke), so ergibt sich für die Männer mit Immissionspegeln tags über 65 dB(A) ein Odds-Risiko von OR=1,18 (95%-KI: 0,93-1,49; $p=0,171$). Bei den Frauen zeigt sich ein entgegengesetzter Trend. Das relative Risiko für diejenigen der höchsten Verkehrslärmkategorie von OR = 0,66 (95%-KI: 0,32-1,35) ist ebenfalls nicht signifikant ($p=0,254$). Die Ergebnisse sind in den Abbildungen 7 und 8 grafisch dargestellt.

Tabelle 3: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und MI-Inzidenz, Wohndauer stratifiziert (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

Verkehrslärmpegel, Tag [dB(A)]	≤ 60	$>60-65$	$>65-70$	>70
Stichprobe: Gesamt ≥ 10 Jahre Wohndauer	(72,6%) N=2990 n=2076	(11,5%) N=472 n=333	(10,4%) N=430 n=297	(5,3%) N=223 n=148
Relatives MI-Risiko [OR, 95%-KI]				
Männer, Gesamtstichprobe	1	1,01 (0,77-1,31)	1,13 (0,86-1,49)	1,27 (0,88-1,84)
Frauen, Gesamtstichprobe	1	1,14 (0,70-1,85)	0,93 (0,57-1,52)	0,66 (0,32-1,35)
Männer, Teilstichprobe ≥ 10 Jahre Wohndauer	1	1,17 (0,81-1,69)	1,31 (0,88-1,97)	1,81 (1,02-3,21)
* Männer, Teilstichprobe ≥ 10 Jahre Wohndauer	1	1,12 (0,79-1,57)	1,18 (0,81-1,74)	1,65 (0,96-2,83)
* Frauen, Teilstichprobe ≥ 10 Jahre Wohndauer	1	1,04 (0,55-1,97)	1,11 (0,62-1,98)	0,90 (0,39-2,07)

* Modell-adjustiert nur für Diabetes mellitus, Hypertonie, MI-Familiengeschichte, Rauchen

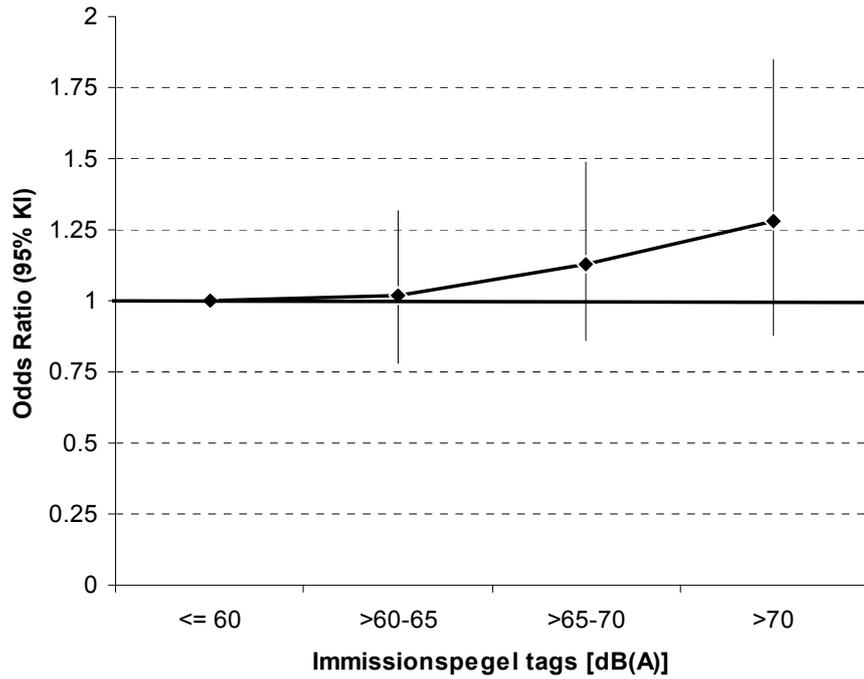


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz bei Männern (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

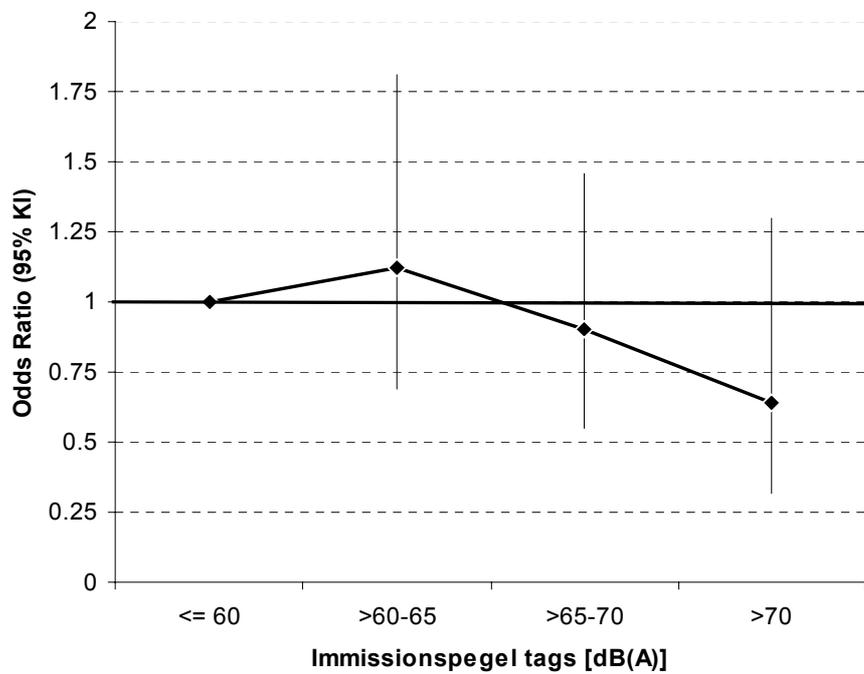


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz bei Frauen (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

In der Teilstichprobe von Untersuchungspersonen, die in den zurückliegenden 10 Jahren nicht umgezogen waren, bestand hingegen ein stärkerer monotoner Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärm und MI-Risiko als in der Gesamtstichprobe. Dies kann ebenfalls Tabelle 3 entnommen werden. Das Odds Ratio für Männer aus der höchsten Straßenverkehrslärmkategorie beträgt $OR=1,81$ (95%-KI: 1,02-3,21) und ist signifikant ($p=0,043$). Wenn nur Probanden berücksichtigt werden, die wenigstens 15 Jahre lang nicht umgezogen waren, ergibt sich ein entsprechender Befund, der bei geringen Anzahlen jedoch nicht signifikant ist $OR=1,79$ (95%-KI: 0,86-3,72). Fasst man die obersten beiden Lärmkategorien zusammen (für Vergleichszwecke), so ergibt sich für Männer mit Immissionspegeln tags über 65 dB(A) ein Odds-Risiko von $OR=1,45$ (95%-KI: 1,03-2,05; $p=0,034$). Da das volle statistische Modell bei der Betrachtung von Frauen der Teilstichprobe aufgrund der kleinen Stichprobengröße nicht konvergierte, wurden reduzierte Modelle für Frauen und Männer (zum Vergleich) berechnet, in denen als Kontrollvariablen nur die klassischen Risikofaktoren (Diabetes mellitus, Hypertonie, MI-Familiengeschichte und Rauchverhalten) berücksichtigt wurden. Bei den Frauen zeigt sich kein auffälliger Zusammenhang zwischen dem Straßenverkehrslärmpegel und dem MI-Risiko. Die Tendenz eines negativen Zusammenhanges, wie er sich in der Gesamtstichprobe andeutete, ist nicht zu erkennen. In den Abbildungen 9 und 10 sind die Ergebnisse grafisch dargestellt.

Zur regressionsanalytischen Berücksichtigung der Wohndauer im multiplen Modell als Alternative zu dem oben beschriebenen Ausschlussverfahren wurde eine neue Variable gebildet, die aus den Faktorstufen ≤ 60 dB(A)/<10 Jahre, ≤ 60 dB(A)/ ≥ 10 Jahre, $>60-65$ dB(A)/<10 Jahre, $>60-65$ dB(A)/ ≥ 10 Jahre, $>65-70$ dB(A)/<10 Jahre, $>65-70$ dB(A)/ ≥ 10 Jahre sowie >70 dB(A)/<10 Jahre und >70 dB(A)/ ≥ 10 Jahre bestand („counterfactual approach“ [60]). Die Personen mit Verkehrslärm-Immissionspegel tags bis 60 dB(A) und einer Wohndauer unter 10 Jahren waren hierbei die Referenzgruppe. In den ersten Berechnungen zeigte sich jedoch, dass sich die gering lärmbelasteten Personen mit Wohndauern unter 10 Jahren und Wohndauern von 10 und mehr Jahren hinsichtlich ihres Herzinfarkttrisikos nicht unterschieden (Männer: $OR=1,01$ und Frauen: $OR=0,97$). Sie wurden für die weiteren Analysen daher zu einer Referenzgruppe zusammengefasst. Tabelle 4 zeigt die Ergebnisse. Keines der berechneten Odds Ratios ist signifikant. Dennoch lassen sich einige Charakteristiken erkennen. Der sich schon in den vorangegangenen Auswertungen andeutende Trend einer Abnahme des MI-Risikos mit steigender Lärmbelastung bei Frauen ist bei denjenigen mit

kurzer Wohndauer ausgeprägter als bei denen mit langer Wohndauer. Bei den Männern deutet sich - weniger ausgeprägt als in den stratifizierten Analysen - bei denjenigen mit längerer Wohndauer im Vergleich zu denen mit kurzer Wohndauer ein stärkerer Anstieg des Odds Ratios mit steigender Lärmbelastung an. Die Zusammenhänge sind in den Abbildungen 11 und 12 dargestellt. Da sich die Männer der Verkehrslärmkategorien >65-70 dB(A) und >70 dB(A) hinsichtlich des Herzinfarkttrisikos nicht unterschieden (OR=1,33 bzw. 1,34), wurden die Kategorien zur Erhöhung der Teststärke zusammengefasst. In dieser Betrachtung ergibt sich für die Männer mit Wohndauern von 10 oder mehr Jahren an Straßen mit Tagesimmissionspegeln von mehr als 65 dB(A) ein gegenüber der Referenzgruppe signifikant ($p=0,046$) erhöhtes Risiko von OR=1,33 (95%-KI: 1,00-1,76).

Tabelle 4: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und MI-Inzidenz, Wohndauer modell-adjustiert (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

Verkehrslärmpegel, Tag [dB(A)]	≤60	>60-65	>65-70	>70
Relatives MI-Risiko [OR, 95%-KI]				
Männer, <10 Jahre Wohndauer	1	0,94 (0,59-1,49)	0,84 (0,53-1,32)	1,16 (0,62-2,19)
Männer, ≥10 Jahre Wohndauer		1,06 (0,77-1,44)	1,33 (0,94-1,87)	1,34 (0,85-2,09)
Frauen, <10 Jahre Wohndauer	1	2,00 (0,89-4,50)	0,82 (0,34-1,98)	0,42 (0,11-1,59)
Frauen, ≥10 Jahre Wohndauer		0,87 (0,49-1,56)	0,98 (0,56-1,72)	0,77 (0,33-1,79)

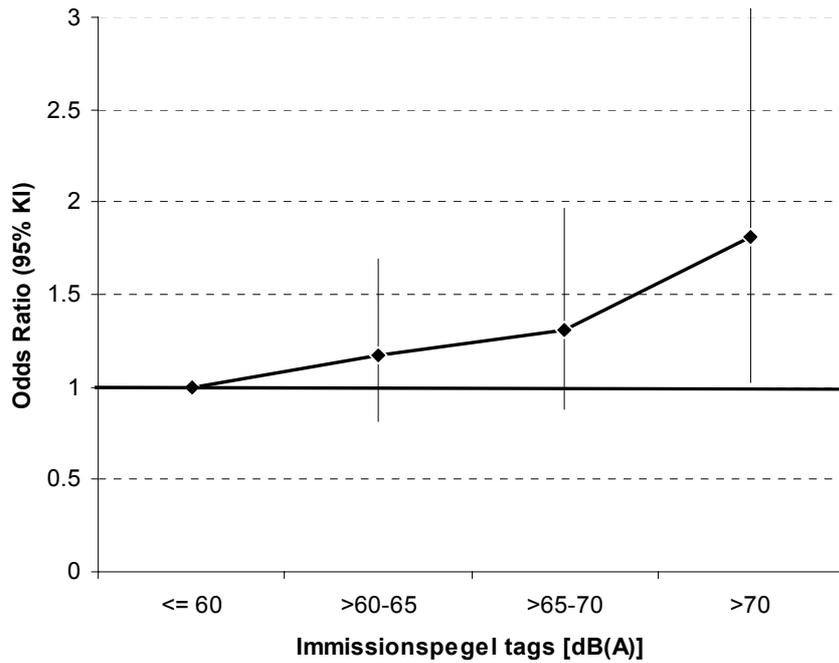


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz in der Teilstichprobe der Männer mit Wohndauer ≥ 10 Jahre (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

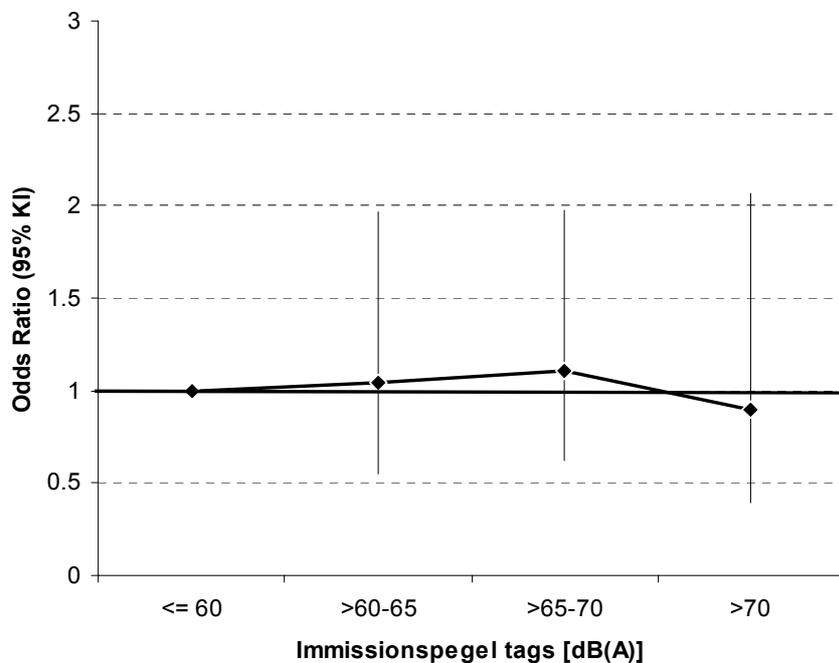


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz in der Teilstichprobe der Frauen mit Wohndauer ≥ 10 Jahre (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

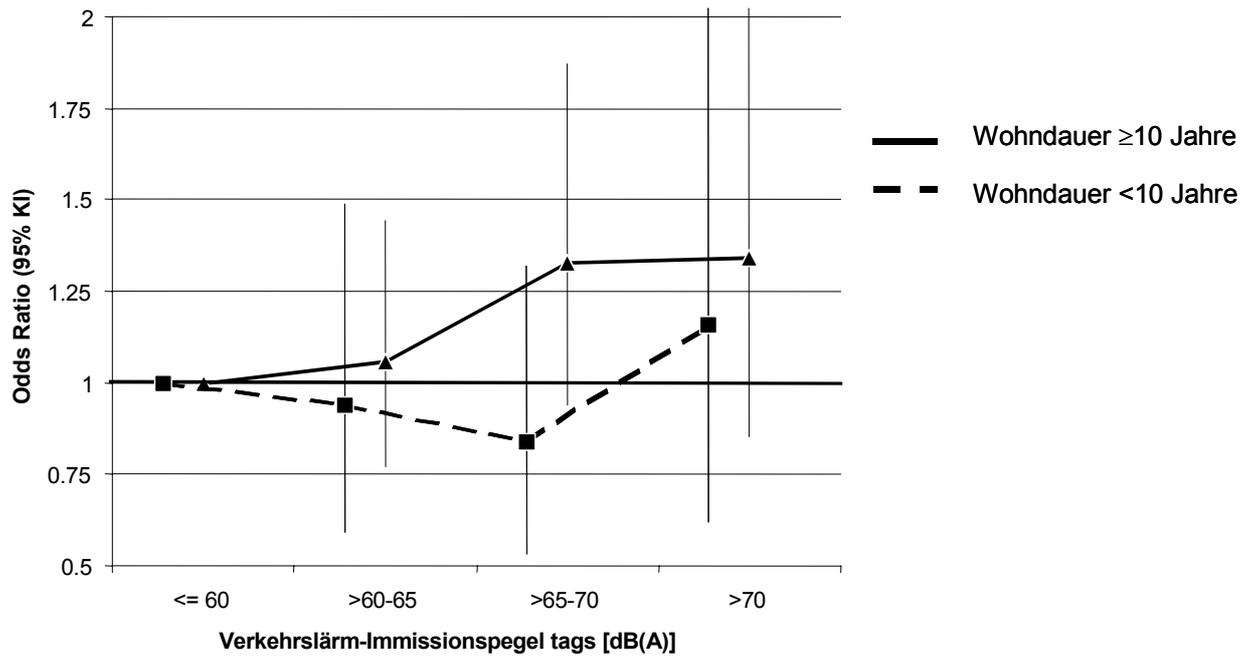


Abbildung 11: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz bei Männern, Wohndauer modell-adjustiert (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

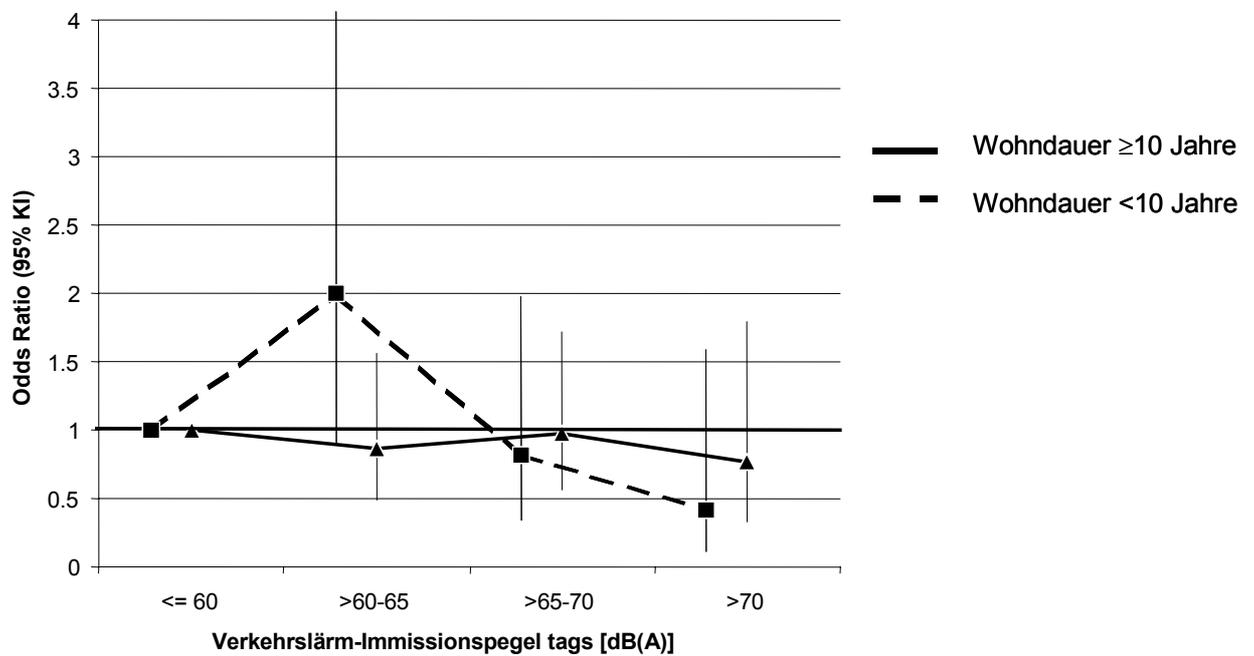


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz bei Frauen, Wohndauer modell-adjustiert (primäre Auswertung: 4 Kategorien)

Tabelle 5 gibt Ergebnisse der sekundären Auswertungen wieder, bei denen zwischen den Referenz-Teilgruppen „1“ (Hauptstraße nicht relevant) und „2“ (Hauptstraße relevant) unterschieden wird. Dabei fungiert „Teilgruppe 1“, die vergleichsweise eher geringer verkehrslärmbelastet ist, als Referenzkategorie (*siehe hierzu die Kapitel 2.3, 3.3, 4.2*). Überraschenderweise weisen die männlichen mit OR=0,67 (95%-KI: 0,52-0,85) und weiblichen Probanden der „Teilgruppe 2“ mit OR=0,45 (95%-KI: 0,27-0,76) in der Gesamtstichprobe ein signifikant niedrigeres MI-Risiko auf als diejenigen der Teilgruppe 1 (p=0,001 bzw. p=0,003). Dies ist in den Abbildungen 13 und 14 für die Gesamtgruppe und in den Abbildungen 15 und 16 für die Teilstichprobe der Probanden, die mindestens 10 Jahre lang nicht umgezogen waren, grafisch dargestellt. Qualitativ zeigen sich ähnliche Zusammenhänge wie in den primären Analysen, quantitativ fallen die Lärmeffekte für Probanden der höheren Lärmkategorien geringer aus. Das relative Risiko für Männer in der Verkehrslärmkategorie >70 dB(A), die wenigstens 10 Jahre lang nicht umgezogen waren, von OR=1,67 (95%-KI: 0,93-3,0) ist bei der „zweiseitigen Testung“ nur noch grenzwertig signifikant (p=0,084). Der protektive statistische Effekt für Männer und Frauen der Teil-Referenzgruppe 2 ist ebenso nur noch grenzwertig signifikant (p=0,090 bzw. p=0,091).

Tabelle 5: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und MI-Inzidenz (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

Verkehrslärmpegel, Tag [dB(A)]	≤60 Teilgruppe 1 ⁺	≤60 Teilgruppe 2 ⁺⁺	>60-65	>65-70	>70
Stichprobe: Gesamt ≥10 Jahre Wohndauer	N=2437 n=1698	N=553 n=378	N=472 n=333	N=430 n=297	N=223 n=148
Relatives MI-Risiko [OR, 95%-KI]					
Männer	1	0,67 (0,52-0,85)	0,94 (0,72-1,23)	1,03 (0,77-1,37)	1,16 (0,80-1,69)
Frauen	1	0,45 (0,27-0,76)	1,03 (0,63-1,68)	0,83 (0,51-1,37)	0,58 (0,28-1,20)
Männer, Teilstichprobe ≥10 Jahre Wohndauer	1	0,74 (0,53-1,05)	1,12 (0,77-1,61)	1,21 (0,80-1,84)	1,67 (0,93-3,00)
* Frauen, Teilstichprobe ≥10 Jahre Wohndauer	1	0,56 (0,28-1,10)	1,00 (0,53-1,90)	1,01 (0,55-1,83)	0,81 (0,35-1,87)

* Modell-adjustiert nur für Diabetes mellitus, Hypertonie, MI-Familiengeschichte, Rauchen

⁺ Häuser der Studienteilnehmer nicht in relevanter Entfernung zu Hauptstraßen oder akustisch vollständig abgeschirmt („Hauptstraße nicht relevant“)

⁺⁺ Häuser der Studienteilnehmer nicht in relevanter Entfernung zu Hauptstraßen, akustische Berechnungen ergaben, dass ein Immissionspegel von tags 60 dB(A) durch diese Straßen nicht überschritten war („Hauptstraße relevant“)

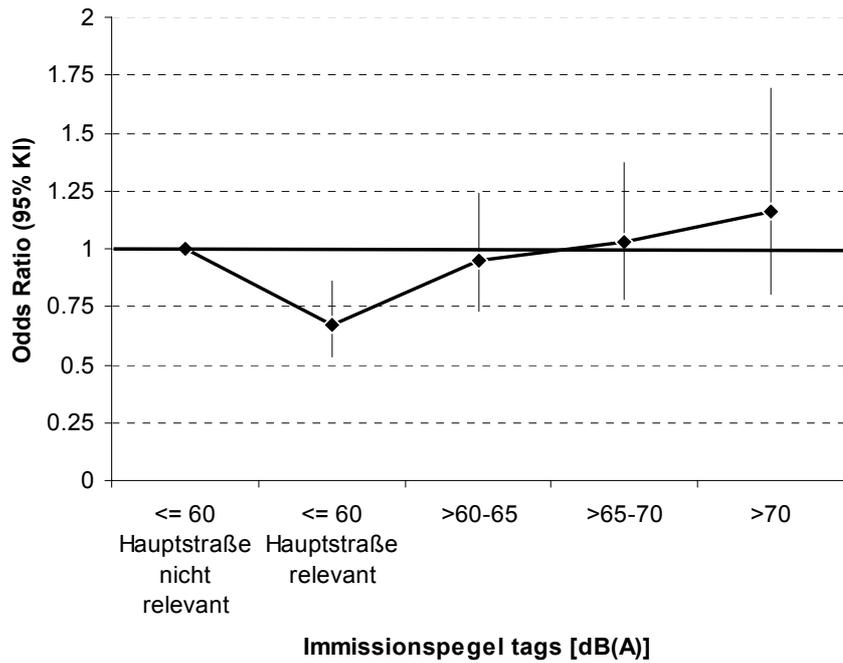


Abbildung 13: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz bei Männern (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

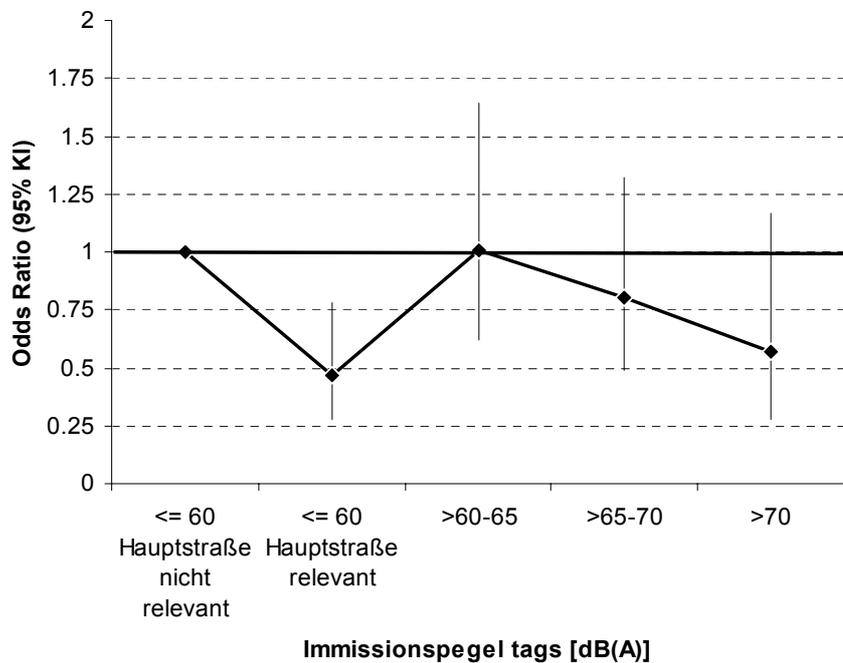


Abbildung 14: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz bei Frauen (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

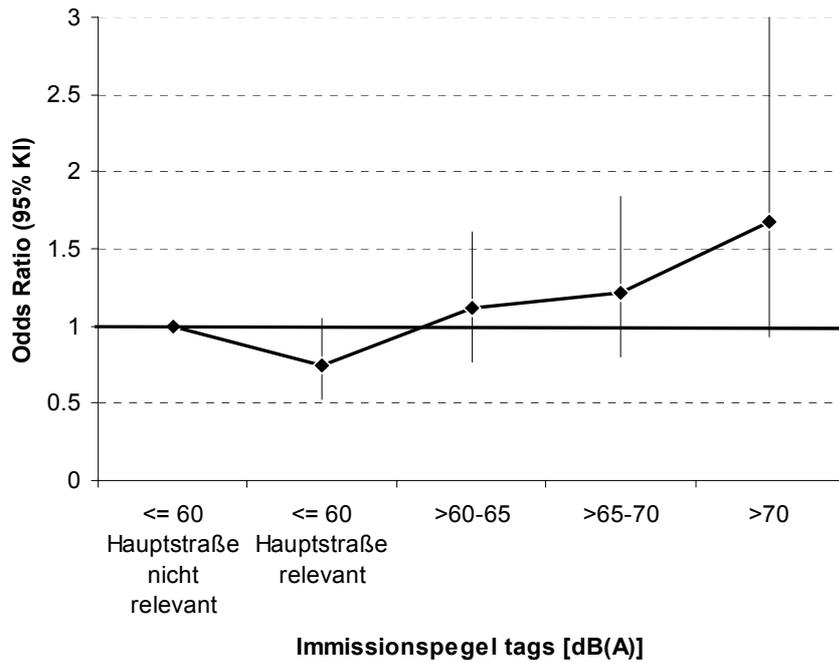


Abbildung 15: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz in der Teilstichprobe der Männer mit Wohndauer ≥ 10 Jahre (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

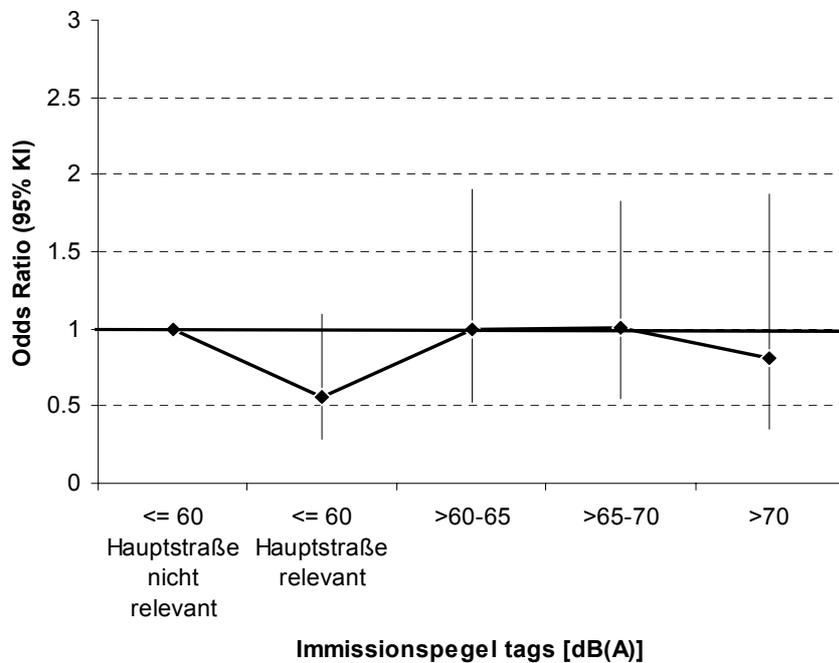


Abbildung 16: Zusammenhang zwischen Verkehrslärm-Immissionspegel und MI-Inzidenz in der Teilstichprobe der Frauen mit Wohndauer ≥ 10 Jahre (sekundäre Auswertung: 5 Kategorien)

3.5 Lärmbelästigung

[vgl. Charite-Bericht, Kapitel 3.2.2]

Tabelle 6 und die Abbildungen 17 und 18 geben die Verteilungen der quellen-spezifischen Belästigungsurteile der Untersuchungspersonen wieder. 13% waren in ihrer Wohnung durch Straßenverkehrslärm tagsüber „stark“ (Kategorien 4+5) gestört. 8% waren nachts durch Straßenverkehrslärm „stark“ gestört. Dies ist ein Abbild dessen, was in repräsentativen Befragungen in Deutschland gefunden wird [74]. Lediglich Lärmbelästigungen durch Fluglärm wurden in der Studie häufiger beobachtet als im bundesdeutschen Querschnitt üblich, was daran liegen dürfte, dass Berlin über mehrere internationale Flughäfen verfügt.

Tabelle 6: Verteilungen der Lärmbelästigung durch unterschiedliche Lärmquellen

Lärmbelästigung tags [5-stufige Skala]		1	2	3	4+5
Quelle	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Straßenverkehrslärm	45,5	24,5	16,8	13,2	
Fluglärm	63,0	21,0	8,6	7,4	
Schienenverkehrslärm	83,9	9,2	3,9	3,0	
Industrie und Gewerbelärm	90,1	4,5	2,9	2,5	
Baulärm	73,1	9,7	7,3	9,9	
Anderer Lärm von außen	68,9	17,7	6,7	6,7	
Trittschall	74,1	12,6	6,5	6,8	
Anderer Lärm von innen	72,3	15,1	6,6	6,0	
Lärmbelästigung nachts [5-stufige Skala]		1	2	3	4+5
Quelle	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
Straßenverkehrslärm	73,6	11,6	7,3	7,5	
Fluglärm	88,2	6,6	2,6	2,6	
Schienenverkehrslärm	90,9	5,1	2,3	1,7	
Industrie und Gewerbelärm	95,2	1,8	1,1	1,9	
Baulärm	96,9	1,2	0,8	1,1	
Sonstiger Lärm von außen	84,3	8,4	3,9	3,4	
Trittschall	88,7	5,4	2,9	3,0	
Sonstiger Lärm von innen	83,8	9,4	3,8	3,0	

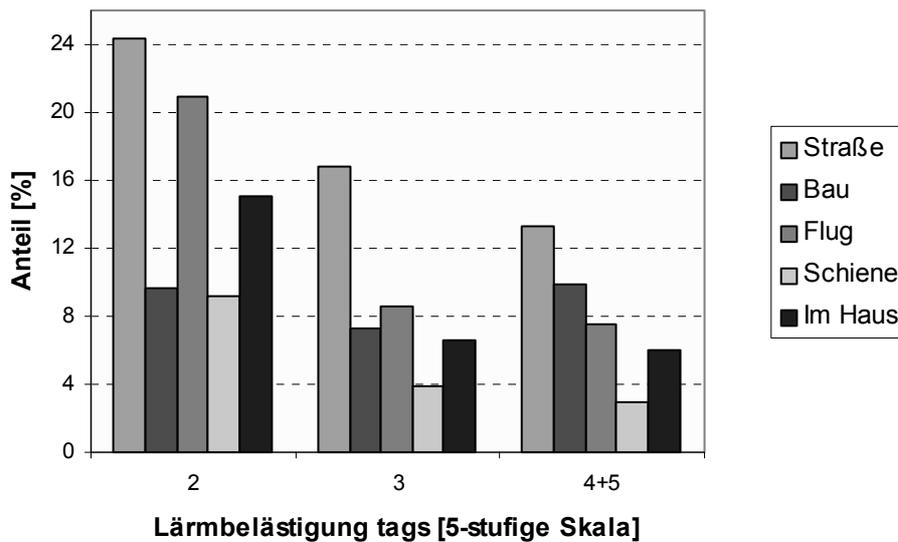


Abbildung 17: Anteile tags durch verschiedene Quellen Lärmbelästigter

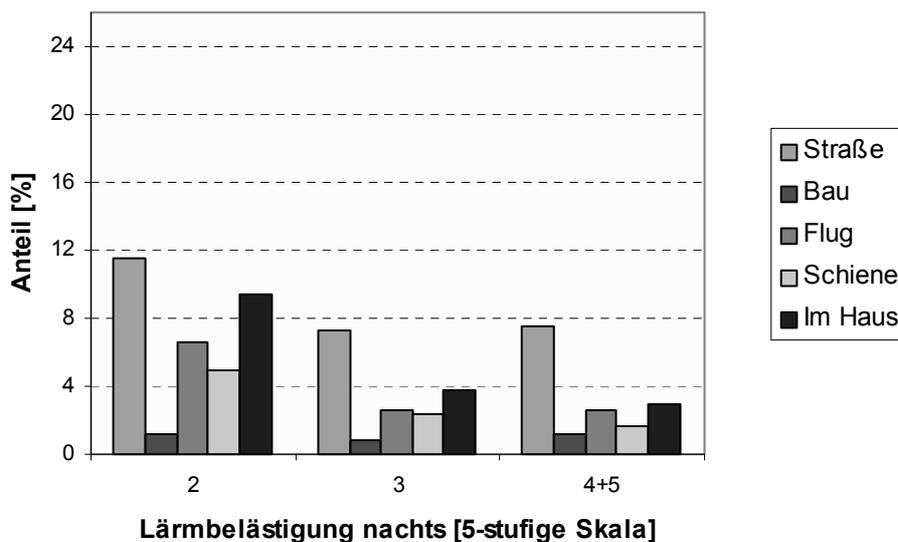


Abbildung 18: Anteile nachts durch verschiedene Quellen Lärmbelästigter

Die Tabellen 7 und 8 geben Zusammenhänge zwischen objektiven (Straßenverkehrslärmpegel) und subjektiven (Lärmbelästigung) Expositionsvariablen für die Tages- und Nachtzeit und der Wohndauer wieder. Angegeben sind nicht-parametrische Korrelationskoeffizienten (Spearman). Allen Probanden mit Immissionspegeln unter 60/50 dB(A) wurde dazu derselbe Wert (der niedrigste in der Rangreihe) zugeordnet, unabhängig davon, ob zusätzliche diffe-

renzierende Berechnungen bezüglich der Lärmbelastung von anderen Straßen als der Wohnadresse vorlagen (Gleichbehandlung bezüglich der Straße der Wohnadresse, vgl. *Kapitel 2.3*).

Den Tabellen 9 und 10 können entsprechende Zusammenhänge mit den Indikatorvariablen zur Flug- und Bahnlärmexposition entnommen werden. Aufgrund der großen Stichprobe sind auch geringe Korrelationen statistisch signifikant, weshalb die Signifikanzangabe wenig informativ ist. Vielmehr ist die Größe der Korrelationskoeffizienten und deren Vergleich von Interesse. Korrelationskoeffizienten $r > 0,10$ sind in den Tabellen hervorgehoben.

Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen können als Validitätsprüfung bezüglich der Erhebung der Lärmbelastung angesehen werden. Erwartungsgemäß waren die objektiven Variablen zum Straßen-, Flug- und Schienenverkehrslärm jeweils mit den subjektiven Variablen zur Belästigung durch dieselben Lärmquellen stärker korreliert, wohingegen nur geringe Zusammenhänge mit den Belästigungsvariablen bezüglich anderer Lärmquellen bestanden. Die Zusammenhänge waren tags stärker als nachts. Dies liegt daran, dass die Schlafräume häufiger von den bodengebundenen Lärmquellen (Straße, Bahn) abgewandt waren (vgl. *Kapitel 2.3*) bzw. nachts kein oder nur geringer Flugbetrieb herrschte (Nachtflugbeschränkung).

Die subjektive Lärmempfindlichkeit war mit allen Lärmbelastungsvariablen stärker, mit den objektiven Expositionsvariablen aber gering korreliert. Dies entspricht dem sozialpsychologischen Konzept der Lärmempfindlichkeit, die eine wesentliche Determinante für die Lärmbelästigung ist. Daraus ergeben sich jedoch auch methodische Konsequenzen für die Berücksichtigung der Variablen in epidemiologischen Studien, in denen analytische Gesichtspunkte (Interpretation einzelner Effektschätzer) und nicht Vorhersagegesichtspunkte (bestmögliche Modellanpassung unabhängig von der inhaltlichen Interpretation einzelner Effektschätzer) im Vordergrund stehen [10]. Insofern wurde die a priori Entscheidung, die Lärmempfindlichkeit nicht in den Zusammenhangsanalysen zwischen der Lärmbelästigung und der MI-Inzidenz zu berücksichtigen, bestätigt. Die Bedeutung der bezüglich der Lärmempfindlichkeitseffekte auspartialisierten Belästigungsvariablen wäre inhaltlich eine andere als die der in sozialwissenschaftlichen Untersuchungen üblicherweise erhobenen Belästigungsvariablen (die die Komponente der Lärmempfindlichkeit einschließen), über die Aussagen getroffen werden sollen. Die Belästigungsreaktionen waren nur gering mit der Wohndauer korreliert.

Tabelle 7: Korrelationen zwischen dem Straßenverkehrslärmpegel (tags) und Lärmbelastigungen am Tag

Lärmbelastigung tags		Korrelationskoeffizient r_s		
		Straßenverkehrslärmpegel tags	Lärmempfindlichkeit	Wohndauer
	Straße	0,27	0,25	0,05
	Flug	-0,04	0,15	0,09
	Schiene	0,07	0,09	0,01
	Industrie/Gewerbe	0,06	0,12	0,03
	Bau	0,06	0,19	0,02
	Sonstige außen	0,01	0,23	-0,02
	Trittschall	0,04	0,15	-0,03
	Sonstig innen	0,04	0,21	-0,04
Lärmempfindlichkeit		-0,02		0,02
Wohndauer		-0,03	0,02	

Tabelle 8: Korrelationen zwischen dem Straßenverkehrslärmpegel (nachts) und Lärmbelastigungen in der Nacht

Lärmbelastigung nachts		Korrelationskoeffizient r_s		
		Straßenverkehrslärmpegel nachts	Lärmempfindlichkeit	Wohndauer
	Straße	0,20	0,21	0,01
	Flug	-0,03	0,13	0,03
	Schiene	0,05	0,12	0,03
	Industrie/Gewerbe	0,02	0,11	0,01
	Bau	0,04	0,09	0,00
	Sonstige außen	0,03	0,17	-0,03
	Trittschall	0,06	0,15	-0,04
	Sonstige innen	0,04	0,19	-0,04
Lärmempfindlichkeit		-0,02		0,02
Wohndauer		-0,03	0,02	

Tabelle 9: Korrelationen zwischen den Indikatorvariablen zur Flug- und Bahnlärmexposition und Lärmbelastigungen am Tag

Lärmbelastigung tags		Korrelationskoeffizient r_s	
		Fluglärmpegel	Bahnlärmpegel
	Straße	0,03	0,04
	Flug	0,35	0,02
	Schiene	-0,06	0,24
	Industrie/Gewerbe	0,04	0,00
	Bau	-0,06	0,01
	Sonstige außen	0,02	-0,02
	Trittschall	0,01	-0,00
	Sonstige innen	0,03	0,01
Lärmempfindlichkeit		-0,02	-0,02
Wohndauer		-0,02	0,01

Tabelle 10: Korrelationen zwischen den Indikatorvariablen zur Flug- und Bahnlärmexposition und Lärmbelastigungen in der Nacht

Lärmbelastigung nachts		Korrelationskoeffizient r_s	
		Fluglärmindikator	Bahnlärmindikator
	Straße	-0,02	0,03
	Flug	0,24	0,02
	Schiene	-0,04	0,13
	Industrie/Gewerbe	0,02	-0,00
	Bau	-0,05	0,01
	Sonstige außen	-0,02	0,00
	Trittschall	-0,01	0,01
	Sonstige innen	0,03	0,03
	Lärmempfindlichkeit	-0,02	-0,02
	Wohndauer	-0,02	0,01

In den Abbildungen 19 und 20 werden die Zusammenhänge zwischen dem Straßenverkehrslärmpegel und den Belästigungsreaktionen grafisch veranschaulicht. Dort wurde zwischen den beiden Referenz-Teilgruppen unterschieden. Es zeigen sich monotone Zusammenhänge (höhere Belästigung bei höherer Verkehrslärmexposition), was nach der Vielzahl bekannter sozialwissenschaftlicher Untersuchungen zur Lärmbelastigung auch zu erwarten ist [49,75]. Die geringste Belästigung durch Straßenverkehrslärm lag in der Teilgruppe 1 von Probanden mit Wohnungen in Nebenstraßen vor, die durch Lärm von Hauptstraßen nicht potenziell beeinflusst waren.

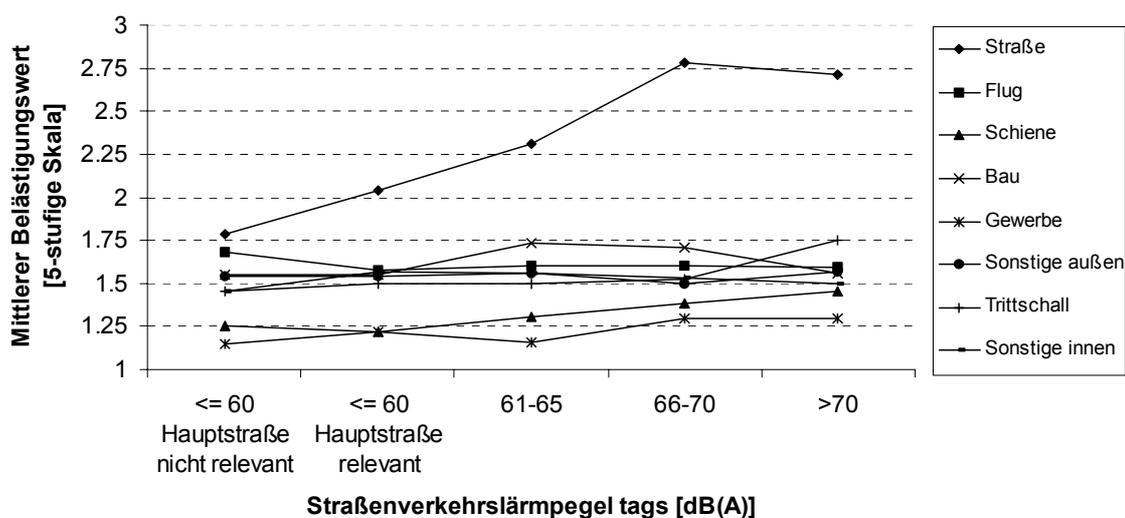


Abbildung 19: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und Belästigungsreaktionen durch verschiedene Lärmquellen (tags)

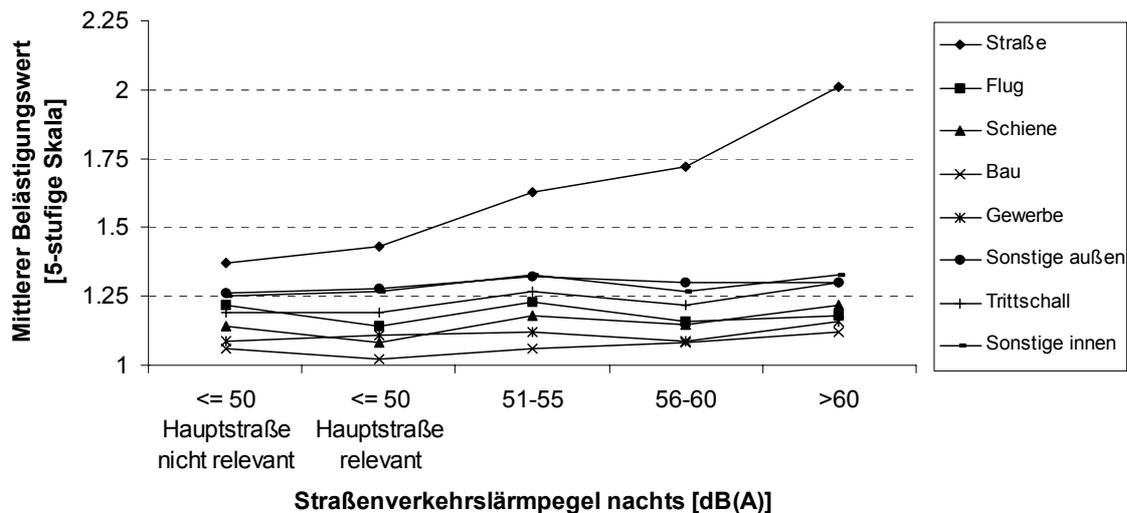


Abbildung 20: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und Belästigungsreaktionen durch verschiedene Lärmquellen (nachts)

3.6 Zusammenhänge zwischen Lärmbelastigung und Herzinfarkt

[vgl. Charite-Bericht, Kapitel 3.2.3]

Tabelle 11 gibt die Zusammenhänge zwischen der Lärmbelastigung und dem MI-Risiko wieder. Für die Belästigungen während des Tages und der Nacht wurden unabhängige Modellrechnungen durchgeführt. Um die jeweils 8 Lärmquellen und die Kontrollvariablen in einem multiplen Modell simultan auswerten zu können, wurden die Belästigungsvariablen als kontinuierliche Variablen behandelt. Die Effektschätzer (Odds Ratios und 95%-Konfidenzintervalle) geben das relative Risiko pro Einheit auf der 5-stufigen Belästigungsskala wieder. Alle schallpegelbezogenen Variablen wurden von der Modellbildung aus Gründen der Kollinearität zwischen Variablen ausgeschlossen, ebenso wie die subjektive Lärmempfindlichkeit. Die Belästigung durch Lärm am Arbeitsplatz hingegen wurde mit in die Modelle als konkurrierende Variable aufgenommen. Als Ergebnis zeigte sich, dass nur die Belästigung durch Straßenverkehrslärm nachts bei den Männern mit $OR=1,10$ (95%-KI: 1,01-1,20) und die Belästigung durch Fluglärm nachts bei den Frauen mit $OR=1,28$ (95%-KI: 1,01-1,63) statistisch signifikant ($p=0,032$ bzw. $p=0,045$) mit einem erhöhten Herzinfarkt-Risiko verbunden waren.

[Anmerkung: Im Abschlussbericht der Charité finden sich unbedeutende Abweichungen gegenüber den hier vorgestellten Auswertungen („Variante 11“: Belästigung durch Straßenverkehrslärm nachts bei den Männern (OR=1,09; 95%-KI: 1,00-1,19) und die Belästigung durch Fluglärm nachts bei den Frauen (OR=1,29; 95%-KI: 1,01-1,64)). Dies liegt daran, dass dort zur Adjustierung durch Arbeitslärmelastigung eine kontinuierliche Summenvariable zusammen mit einer Dummy-Variablen zu fehlenden Angaben bei Belästigungswerten verwandt wurde, wohingegen in der vorliegenden Ergebnisdarstellung aus Gründen der besseren inhaltlichen Beschreibbarkeit eine einzige kategoriale Variable verwandt wurde (vgl. *Kapitel 2.4*), die alternativ auch in verschiedenen Auswertungen der Charité zur Anwendung kam.]

Tabelle 11: Zusammenhänge zwischen Lärmbelastigung und Herzinfarktrisiko

Lärmbelastigung [5-stufige Skala]	Relatives MI-Risiko [OR, 95%-KI] pro Skaleneinheit			
	Frauen Tag	Frauen Nacht	Männer Tag	Männer Nacht
Straßenverkehrslärm	1,03 (0,90-1,18)	0,98 (0,84-1,14)	1,04 (0,97-1,12)	1,10 (1,01-1,20)
Fluglärm	1,13 (0,97-1,32)	1,28 (1,01-1,63)	1,01 (0,93-1,10)	1,05 (0,93-1,19)
Schienenverkehrslärm	0,96 (0,78-1,18)	0,94 (0,71-1,24)	0,92 (0,82-1,04)	0,99 (0,85-1,15)
Ind./Gewerbelärm	1,11 (0,89-1,39)	1,02 (0,76-1,36)	1,06 (0,93-1,21)	0,91 (0,77-1,08)
Baulärm	1,05 (0,93-1,20)	1,17 (0,87-1,57)	1,08 (1,00-1,17)	1,10 (0,87-1,39)
Sonst. Lärm außen	0,99 (0,85-1,15)	1,00 (0,82-1,22)	0,96 (0,88-1,05)	0,96 (0,86-1,07)
Trittschall	0,94 (0,79-1,11)	0,95 (0,75-1,20)	1,04 (0,95-1,14)	1,02 (0,90-1,16)
Sonst. Lärm innen	1,03 (0,88-1,21)	1,09 (0,89-1,33)	0,92 (0,84-1,02)	0,99 (0,87-1,12)

4. Diskussion

4.1 Ergebnisse im Kontext mit anderen Lärmstudien

Extra-aurale Lärmeffekte werden seit geraumer Zeit wissenschaftlich untersucht. Das Interesse der Lärm-Epidemiologie richtet sich insbesondere auf die Wirkungen des Lärms auf das Herz-Kreislaufsystem einschließlich Bluthochdruck und ischämischen Herzkrankheiten [1,3,47,59,63-65,69-72]. Die biologische Plausibilität des vermuteten Zusammenhangs ist über das allgemeine Stressmodell erklärt und in unzähligen Labor- und Tierexperimenten nachgewiesen [3,12,14,36,39,43,44]. Die klinische und gesundheitspolitische Relevanz der Effekte ist Gegenstand einer anhaltenden Diskussion. Es wurde geschätzt, dass ca. 2-3% der ischämischen Herzkrankheiten in der Gesamtbevölkerung auf den Verkehrslärm zurückzuführen sein könnten, wenn die Lärm-Hypothese stimmt [5,54].

In der vorliegenden epidemiologischen Fall-Kontroll-Studie wurde in der Gesamtstichprobe bei männlichen Untersuchungspersonen, deren Wohnungen tagsüber mit Verkehrslärmimmissionspegeln von mehr als 70 dB(A) belastet waren, im Vergleich zu Männern, deren Wohnungen mit Immissionspegeln bis 60 dB(A) belastet waren, ein um ca. 30% erhöhtes Herzinfarktrisiko (OR = 1,27; 95%-KI: 0,88-1,84) ermittelt (Extremgruppenvergleich). Der Effekt war statistisch nicht signifikant, bestätigt aber auch quantitativ die Ergebnisse einer früheren großen Fall-Kontroll-Studie, die in demselben Untersuchungsgebiet durchgeführt wurde [9]. Dort wurde bei weitgehend identischem Vorgehen, was die Expositionsbestimmung und die MI-Diagnose anbelangt, für denselben Vergleich ein um ca. 20% erhöhtes Herzinfarktrisiko gefunden (OR = 1,17; 95%-KI: 0,81-1,67) gefunden. Betrachtet man nur Personen, die über viele Jahre hinweg nicht umgezogen waren (10 oder 15 Jahre), so ergeben sich in beiden Studien für den Extremgruppenvergleich (>70 dB(A) versus ≤60 dB(A)) höhere Effektschätzer. In der Vorgängerstudie stieg das Risiko für die höchste Belastungsgruppe auf OR = 1,32 (95%-KI: 0,89-1,96) und in der vorliegenden Studie bei stratifizierter Analyse auf OR = 1,81 (95%-KI: 1,02-3,21) und bei modell-adjustierter Auswertung auf OR = 1,34 (95%-KI: 0,85-2,09) an.

Während die Vorgängerstudie Hinweise gab, die für die Annahme eines Schwelleneffekts sprachen (Abbildung 21), wurde nunmehr eher ein stetig ansteigendes Risiko über die Ver-

kehrslärmkategorien hinweg beobachtet (Dosis-Wirkungs-Beziehung). Die Tatsache, dass die beobachteten relativen Risiken größer waren, wenn die Probanden an ihrer Wohnadresse länger ansässig waren (alterskontrolliert), ist biologisch plausibel und im Einklang mit der Wirkungshypothese. Berücksichtigt man, dass kardiovaskuläre Veränderungen langen Induktionszeiten unterliegen und der Stressor Umweltlärm im Vergleich zu anderen Risikofaktoren ein vergleichsweise schwacher Einflussfaktor ist, so bedarf es sicherlich viele Jahre einer chronischen Exposition, bis sich klinisch relevante pathologische Effekte (z. B. Bluthochdruck, Arteriosklerose, Herzinfarkt) im Organismus manifestieren [46,73]. Die Wohndauer erwies sich auch in anderen Lärmstudien als ein wichtiger Effekt-Modifikator [7,9,13,20,55].

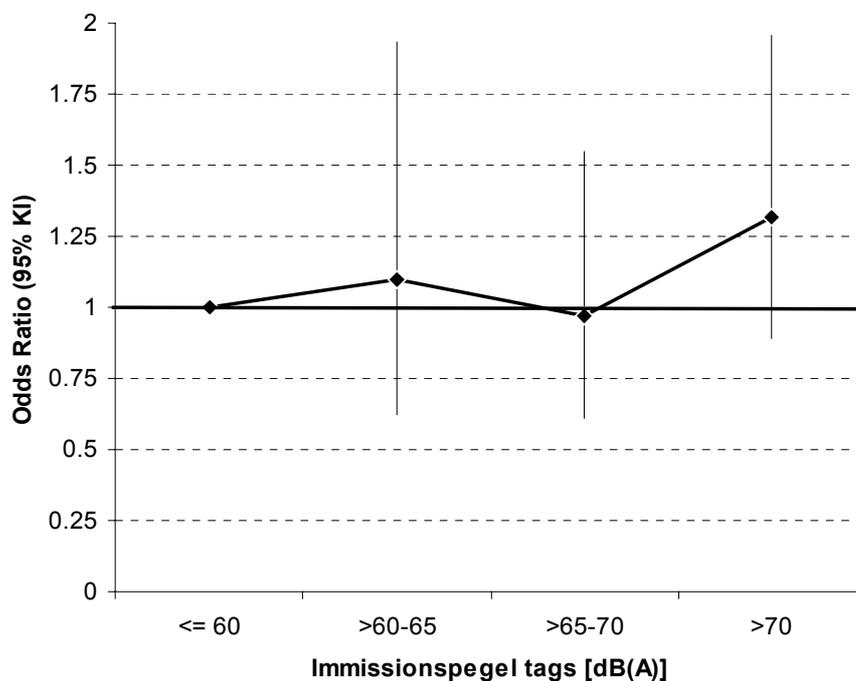


Abbildung 21: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und Herzinfarkt-Inzidenz („Berliner Verkehrslärmstudie“, [8])

Wegen methodisch bedingter Unabwägbarkeiten im Hinblick auf mögliche Fehlereinflüsse bei der Teilstichprobenbildung sollen die ermittelten Odds Ratios bei den Untersuchungspersonen mit längerer Wohndauer (OR = 1,8 bzw. 1,3 je nach Analysenmethode) in ihrer numerischen Größe hier nicht überinterpretiert werden. Wichtig ist aber der grundsätzliche Befund, dass gegenüber den Ergebnissen in der Gesamtstichprobe stärkere und in einigen Auswertungen statistisch signifikante Zusammenhänge gefunden werden, wenn Personen mit längerer Wohndauer an der aktuellen Adresse gesondert betrachtet werden. Dies wird besonders deutlich, wenn man die Männer aus den beiden höchsten Lärmkategorien mit Immissionspe-

geln über 65 dB(A) zusammenfasst. Dann ergibt sich in der Gesamtstichprobe ein nicht-signifikantes Odds Ratio von $OR = 1,18$ (95%-KI: 0,93-1,49; $p=0,171$) wohingegen sich in der Teilstichprobe mit einer Wohndauer von mindestens 10 Jahren je nach Analyseverfahren Odds Ratios von $OR = 1,33$ (95%-KI: 1,00-1,76; $p=0,046$) bzw. $OR = 1,45$ (95%-KI: 1,03-2,05; $p=0,034$) ergeben, die beide signifikant sind.

In den genannten früheren Untersuchungen zum Herzinfarkttrisiko wurden Frauen nicht berücksichtigt. In der vorliegenden Untersuchung ergab sich bei den Frauen kein erhöhtes Risiko für den Herzinfarkt in Abhängigkeit vom Straßenverkehrslärmpegel. Dies wird u. a. unterstützt durch die Tatsache, dass auch nur bei Männern ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Belästigung durch Straßenverkehrslärm (nachts) und dem Herzinfarkttrisiko gefunden wurde und nicht bei den Frauen. Insofern besteht eine interne Konsistenz in den Daten und Ergebnissen. Eine umfassende Erklärung für die Unterschiede zwischen den Geschlechtern kann derzeit nicht gegeben werden. Der mögliche Einfluss von weiblichen Sexualhormonen als Risiko- oder Schutzfaktoren (Menopause, Kontrazeptiva, Substitutionspräparate) konnte in den Datenanalysen nicht berücksichtigt werden [15,18,19,23]. Die negativen Befunde einer niederländischen Straßenverkehrslärmstudie in bezug auf kardiovaskuläre Endpunkte [45] wurden unter Gesichtspunkten der Einnahme von Sexualhormonen diskutiert [21]. Im Lärmbelastungsexperiment zeigten Männer stärkere vegetative Reaktionen als Frauen [57]. In experimentellen Untersuchungen zum Einfluss von Umweltlärm auf die nächtliche Stresshormon-Ausscheidung wurden bei Männern stärkere Lärmeffekte beobachtet als bei Frauen [32,40]. In der Lübecker Blutdruckstudie zum Einfluss von Straßenverkehrslärm auf das Hypertonierisiko (klinisch gemessener Blutdruck) wurde in einer großen Bevölkerungsstichprobe bei Männern kein Zusammenhang und bei Frauen eine signifikante Abnahme des Risikos mit zunehmendem Immissionspegel gefunden [37]. In bezug auf die subjektive Einschätzung des Straßentyps zeigte sich bei den stark lärmbelasteten Männern ein grenzwertig signifikant erhöhtes Risiko, bei Frauen bestand kein Zusammenhang mit dem Lärm [38]. Insofern ist der negative Befund bei Frauen nicht unerwartet. Lärm wirkt sich wahrscheinlich besonders im Zusammenspiel mit anderen Stressoren gesundheitlich nachteilig aus. Von daher spielen möglicherweise unterschiedliche Aktivitätsprofile eine Rolle. Hierzu bedarf es genauerer Untersuchungen. Bei männlichen Untersuchungspersonen, die stark Arbeitslärm-exponiert waren, zeigten sich stärkere Verkehrslärmeffekte als bei gering Arbeitslärm-belasteten [6].

Derzeit gibt es keine Erklärung für den starken protektiven Effekt, der für eine Teilgruppe der Probanden der Referenzgruppe gefunden wurde. Es mag verlockend sein, nur diese „Teilgruppe 2“ (Hauptstraße relevant) als Referenzgruppe für die Lärmeffekte stärker verkehrslärmbelasteter Probanden heranzuziehen. Die Probanden höheren Lärmgruppen würden dann zumeist einem signifikant erhöhten MI-Risiko unterliegen, insbesondere auch die Frauen in der Stichprobe. Derartige Dateninterpretationen [78] sind jedoch inadäquat, da sie die akustischen Gesichtspunkte der Datenerfassung ignorieren. Aufgrund der Vorgehensweise bei der Lärm-Expositionsbestimmung unter Verwendung der Verkehrslärmkarte unterscheiden sich beide Gruppen unter akustischen Gesichtspunkten nicht. Das Ergebnis und die hier gemachte Aussage, dass Straßenverkehrslärm-belastete Frauen keinem erhöhten Herzinfarktrisiko unterliegen, steht somit im Gegensatz zu den Ausführungen, die im Abschlussbericht der Charité gemacht werden. Dies liegt an der unterschiedlichen Wahl der Referenzgruppe in den statistischen Analysen, worauf im nächsten Kapitel (*Kapitel 4.2*) näher eingegangen wird.

4.2 Das Problem der „richtigen“ Referenzgruppe

Das Vorgehen bei der Wahl der adäquaten Referenzgruppe wird im folgenden ausführlich diskutiert, weil es für Ergebnisinterpretationen von essenzieller Bedeutung ist. Während der Durchführung der statistischen Auswertungen hat sich zufällig gezeigt, dass die Referenzgruppe aller Probanden mit Immissionspegeln bis 60/50 dB(A) tags/nachts (Referenzgruppenkriterium) aus zwei Teilgruppen bestand, die sich bezüglich des Herzinfarktrisikos unterschieden. Das lag daran, dass Probanden mit Wohnungen in Nebenstraßen mit potenzieller Beeinflussung durch Lärm von anderen Straßen („Teilgruppe 2“: Hauptstraße relevant) gegenüber solchen ohne Beeinflussung durch entferntere Hauptstraßen („Teilgruppe 1“: Hauptstraße nicht relevant) von den beteiligten Statistikern, anders als nach der Testhypothese ursprünglich vorgesehen, als eigenständige Expositions-kategorien behandelt wurden.

Die Bestimmung der Straßenverkehrslärmbelastung der Wohnungen der Probanden ist in den vorangegangenen Kapiteln ausführlich beschrieben worden (vgl. *Kapitel 2.3, 3.1 und 3.3*). Die explizit berechneten, und damit scheinbar genaueren, Immissionspegel für Probanden der Teilgruppe 2 bezogen sich im wesentlichen auf Hauptstraßen in größerer Entfernung zu den Wohnungen der Probanden, jedoch nicht auf die Immissionsbelastung der Nebenstraßen, in

denen sich die Wohnungen eigentlich befanden. Die Berechnungen dienten der Qualitätssicherung in solchen Zweifelsfällen, in denen aufgrund der Abstandsmessung allein nicht sicherzustellen war, dass die anderen Straßen nicht vielleicht Immissionsbelastungen über dem Pegelkriterium für die Referenzgruppe hervorrufen würden. Wenn das der Fall war, erfolgte eine Neuordnung in die entsprechend höhere Immissionspegelkategorie. Anderenfalls verblieben die Probanden in der anfänglich zugewiesenen Referenzgruppe aller Probanden mit Wohnungen in Nebenstraßen. Allerdings wurde der ursprüngliche Indikatorwert für Nebenstraßen mit dem berechneten Pegelwert für die Einwirkung von Hauptstraßen im Datensatz überschrieben, was bei den beteiligten Wissenschaftlern der Charité zu der Annahme führte, die Immissionsberechnungen für solche Wohnungen/Probanden wären präziser als diejenigen für Probanden mit Wohnungen, an denen aus Abstands- oder Abschirmungsgründen gar keine Hauptstraßen einwirken konnten. Dabei wird verkannt, dass auch die Probanden, für deren Wohnungen die expliziten Berechnungen durchgeführt wurden, ebenso wie alle anderen Probanden der Referenzgruppe, an Nebenstraßen wohnten, für die keine exakten Schallpegelberechnungen vorlagen.

Abbildung 22 zeigt die Zusammensetzung der Probanden der Referenz-Teilgruppe 2 bezüglich ihrer Belastungssituation durch Neben- und Hauptstraßen. Diese Teilgruppe mit dem geringsten Herzinfarktisiko wird im Abschlussbericht der Charité als Referenzgruppe für die Ergebnisinterpretationen herangezogen. Tatsächlich befanden sich 72% der Wohnungen dieser Probanden in Nebenstraßen mit Sammelstraßencharakter. Dabei handelt es sich um Nebenstraßen, die unmittelbar in Hauptstraßen einmünden und den Anliegerverkehr weiter zurückliegender Nebenstraßen bündeln, um ihn diesen Hauptstraßen zuzuführen. Die Wohnungen der betreffenden Probanden befanden sich so dicht an den Einmündungen der Nebenstraßen in Hauptstraßen, dass die Abstandsmessung zu der Straßenkreuzung allein zunächst nicht sicherstellte, dass das Immissionspegelkriterium von 60/50 dB(A) durch die nahe Hauptstraße nicht überschritten war. Diese Gegebenheiten sind in Abbildung 23 verdeutlicht.

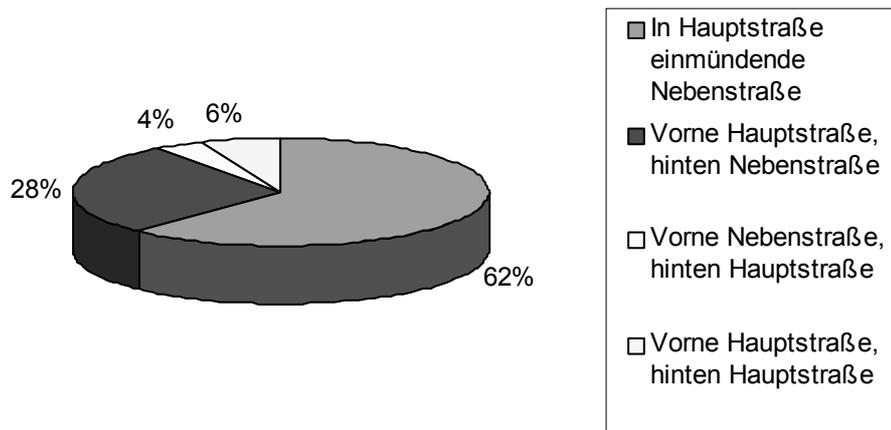


Abbildung 22: Verteilung der Straßentypen bei Wohnungen von Probanden der Referenz-Teilgruppe 2 („Hauptstraße relevant“)

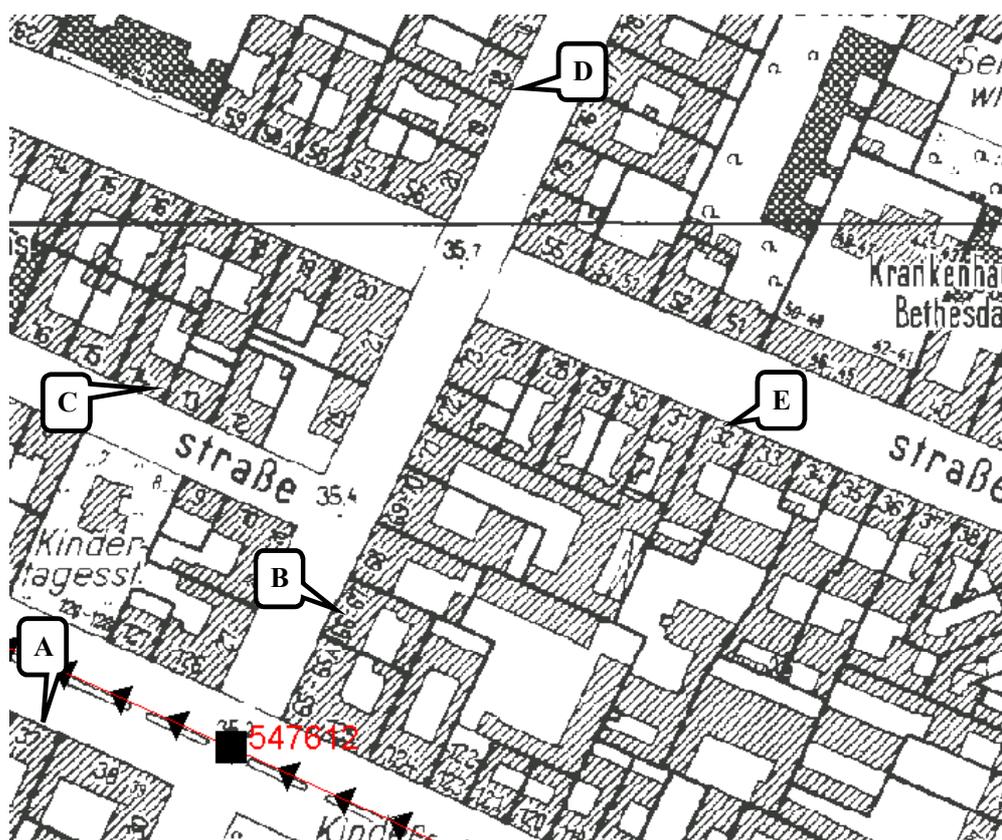


Abbildung 23: Lärmkarte (Hauptstraße mit Pfeilspitzen markiert)
 A: Wohnung an Hauptstraße
 B: Wohnung in Nebenstraße („Sammelstraße“) mit Nähe zur Kreuzung mit Hauptstraße
 C: Wohnung in Nebenstraße, Hauptstraße aufgrund fehlender Abschirmung relevant
 D: Wohnung in Nebenstraße hinreichend entfernt von Hauptstraße
 E: Wohnung in Nebenstraße (Hauptstraße nicht relevant)

Bezüglich der Schallpegel, die von den in Hauptstraßen einmündenden Nebenstraßen (Sammelstraßen) selbst herrührten, können auf der Grundlage der Lärmkarte jedoch keine genauen Angaben gemacht werden, die über das von der Verkehrsverwaltung geschätzte Verkehrsaufkommen für alle Nebenstraßen von weniger als 6000 Kfz/Tag (entspricht Immissionspegeln von ca. 60/50 dB(A) an der Randbebauung) hinausgehen. Aus verkehrsfluss-technischen Gründen ist davon auszugehen, dass das Verkehrsaufkommen, und damit die Lärmbelastung, an Sammelstraßen in der Nähe der Einmündung zu Hauptstraßen eher höher sein dürfte als an weiter verzweigten Nebenstraßen ohne direkten Zugang zu Hauptstraßen. Mit zunehmender Entfernung von den Hauptstraßen und Verzweigung in weitere Nebenstraßen nimmt das Verkehrsaufkommen zwangsläufig ab. Insofern wären die Probanden der Referenz-Teilgruppe 2 im Falle ungünstiger Fahrbahneigenschaften und Fahrgeschwindigkeiten auch eher von Expositionsmisssklassifikation betroffen als die Probanden der Teilgruppe 1.

Abbildung 22 ist weiterhin zu entnehmen, dass weitere 32% der Probandenadressen der Referenz-Teilgruppe 2 auf einer Gebäudeseite von einer Nebenstraße und auf der anderen von einer Hauptstraße beeinflusst waren. Auch hier sagen die Pegelberechnungen bezüglich der Hauptstraße nichts über die Belastung durch die Nebenstraße aus. Lediglich bei 6% der Probandenadressen kann davon ausgegangen werden, dass außer der Hauptstraße zusätzlich keine Nebenstraße einwirkte. Nur bei diesen Probanden wäre die Annahme berechtigt, dass die Immissionsbelastung exakter bestimmt sei als bei den Probanden der Teilgruppe 1. Dies wäre aber auch nur bezüglich etwaig fehlklassifizierter Probanden der Teilgruppe 1 von Bedeutung, denn aufgrund der Kategorienbildung erfolgte keine differenzierte Betrachtung unterhalb des Referenzschallpegel-Kriteriums. Der höhere Grad an Messgenauigkeit ging in die Auswertungen gar nicht ein. Beispiel: Es wäre sinnlos, einem Probanden einen bezüglich der Hauptstraßen berechneten Immissionspegel von 54 dB(A) zuzuweisen, wenn der Immissionspegel bezüglich der Nebenstraße vielleicht 59 dB(A) beträgt.

Es muss deutlich darauf hingewiesen werden, dass auf der Grundlage des vorliegenden hochauflösenden topografischen Kartenmaterials (GIS) für alle Wohnungen an Neben- und Hauptstraßen exakte Abstandsmessungen zu Hauptstraßen in der Umgebung durchgeführt wurden. Sofern anhand akustischer Kriterien abgeleitete Mindestabstände eingehalten waren oder eine vollständige Abschirmung durch Gebäude vorlag, wurde auf genaue Berechnungen verzichtet und die Kodierung für Immissionsschallpegel unter 60/50 dB(A) zugewiesen. Da

zur Erstellung der Lärmkarte an jedem Hauptstraßenteilstück (zwischen einmündenden Nebenstraßen) Verkehrszählungen durchgeführt worden waren, sind aus den daraus ableitbaren Zu- und Abflüssen des Verkehrs in die Nebenstraßen keine gravierenden Fehleinschätzungen des Verkehrsaufkommens in diesen Straßen anzunehmen. Die Tatsache, dass in den meisten Nebenstraßen (85% aller Berliner Nebenstraßen) eine Begrenzung der zulässigen Fahrgeschwindigkeit auf 30 km/h vorgeschrieben war, ist ein weiterer Hinweis auf ein vergleichsweise geringes Verkehrsaufkommen in den Nebenstraßen. Gegenüber den auf eine Fahrgeschwindigkeit von 50 km/h bezogenen Abschätzungen der Immissionsbelastung in Nebenstraßen ergeben sich daraus noch etwas niedrigere Werte [28,76].

Dennoch ist grundsätzlich von der Möglichkeit des Vorhandenseins eines geringen Grades an Schallpegel-Fehlklassifikation auszugehen, da z. B. aufgrund von schlechten Fahrbahnoberflächen auch bei geringem Verkehrsaufkommen in einigen Nebenstraßen leicht höhere Schallpegel als 60/50 dB(A) möglich sind. Diese Art der nicht-differenziellen Expositions-Missklassifikation führt grundsätzlich zu einer Unterschätzung des Risikos der Probanden aus stärker lärmbelasteten Straßen (konservativer Einfluss). Auf der Grundlage der vollständigen Lärmerhebungen im Nebenstraßennetz einiger Stadtbezirke wurde abgeleitet, dass ca. 10-15 % der Probanden mit Wohnadressen in Nebenstraßen Schallpegeln von tags/nachts mehr als 60/50 dB(A) ausgesetzt waren (vgl. *Kapitel 3.3*). Dies betrifft jedoch die Probanden der Teilgruppen 1 und 2 gleichermaßen.

Anhand quantitativer Abschätzungen lässt sich leicht zeigen, dass dies nicht die Unterschiede im Herzinfarktrisiko zwischen den beiden Teilgruppen der Referenzgruppe erklären kann (vgl. *Anhang 2, Kapitel 3.1*). Unter der Annahme, dass 20% der Probanden der Referenzkategorie fehlklassifiziert seien und eigentlich den Pegelkategorien >60-65 dB(A) und >65-70 dB(A) zuzuordnen wären, ergeben sich nur marginale Abweichungen bei den Effektschätzern für das relative Risiko (zweite Stelle nach dem Komma).

Darüber hinaus belegen die akustisch-messtechnischen Daten, dass die Straßenverkehrslärmexposition der Referenz-Teilgruppe 1 im Mittel sogar eher geringer war als die der Teilgruppe 2, die das geringste Herzinfarktrisiko aufwies. Die explizit bezüglich der Hauptstraßen berechneten Immissionspegel der Teilgruppe 2 lagen nämlich im Wertebereich von tags >55 bis 60 dB(A). Sie erfüllten damit das Referenzgruppenkriterium von ≤ 60 dB(A), was zu

überprüfen war. Probanden der Teilgruppe 1 waren von Hauptstraßen abgeschirmt oder weit entfernt. Damit war eine Immissionspegel-Belastung durch diese Straßen nicht vorhanden. Da die Schallbelastung nicht beliebig sinken kann, wäre in der Praxis nicht „null“, sondern ein allgemeiner städtischer Hintergrundpegel von tags <50 dB(A) anzusetzen. Die Belastung (beider Teilgruppen) kann aber durch das Verkehrsaufkommen in den Nebenstraßen selbst höher gewesen sein. Die Auswertung der Lärmbelastung durch Nebenstraßen in vier typischen Berliner Stadtbezirken (vgl. *Kapitel 3.3*) hat ergeben, dass an 50-70 % (je nach Bezirk) der erhobenen Straßenabschnitte die Immissionspegel nicht nur unter 60 dB(A), sondern unter 55 dB(A) lagen, was auch üblichen messtechnischen Erfahrungen entspricht [74]. Die Referenz-Teilgruppe 1 war im Mittel somit geringer lärmbelastet als Teilgruppe 2.

Gesichtspunkte der Pegeladdition sind bei den Betrachtungen noch nicht einmal berücksichtigt. Wenn eine entfernte Hauptstraße am Immissionsort einen Pegelwert knapp unter 60 dB(A) hervorruft und eine Nebenstraße an derselben Gebäudefassade ebenso (eine Situation, die besonders bei den 62% der Probanden der Teilgruppe 2 mit Wohnungen in den Sammelstraßen gegeben sein dürfte), so wäre insgesamt ein bis zu 3 dB(A) höherer Expositionspegel anzusetzen, was in vielen Fällen zu Werten über 60 dB(A) führen würde. Das lässt vermuten, dass die Teilgruppe 2 einem zwar nicht näher bestimmbar, aber möglicherweise sogar höheren Grad an Expositionsfehlklassifikation unterlegen ist, als die Teilgruppe 1.

Dies alles wird bestätigt, wenn man den Zusammenhang zwischen dem Straßenverkehrslärmpegel und der Belästigung durch Straßenverkehrslärm in den Abbildungen 19 und 20 betrachtet. Dort ist für jede Expositions-kategorie und beide Referenz-Teilgruppen der mittlere Belästigungswert aufgetragen. Die Probanden der Teilgruppe 1 waren im Mittel am geringsten belästigt, gefolgt von denjenigen der Teilgruppe 2. Insgesamt zeigt sich ein monotoner Anstieg der Belästigung mit steigender Verkehrslärmbelastung. In sozialwissenschaftlichen Untersuchungen werden regelmäßig solche monotonen Zusammenhänge zwischen dem Verkehrslärmpegel und der Lärmbelästigung gefunden [27,30,49,61]. Im Umkehrschluss folgt daraus, dass, wenn man denn schon Unterschiede in der Verkehrslärmexposition zwischen den beiden Referenz-Teilgruppen unterstellt, die von den Wissenschaftlern der Charité gewählte Referenz-Teilgruppe 2 (n=553) eher stärker lärmbelastet war als die von ihnen verworfene große Gruppe von Probanden der Teilgruppe 1 (n=2437).

In Abbildung 24 und 25 sind die Zusammenhänge nochmals im Vergleich zu den Dosis-Wirkungs-Kurven der VDI-Richtlinie 3722, Wirkungen von Verkehrsräuschen, dargestellt [75]. Anders als in den Abbildungen 19 und 20 sind hier die Anteile „wesentlich“ Belästigter (Kategorien 3+4+5 der Belästigungsskala) tags und nachts über den Schallpegelkategorien aufgetragen. Wiederum lässt sich für die Probanden der Teilgruppe 1 die niedrigste Lärmexposition ableiten, bzw. es ergeben sich keine Hinweise darauf, dass diese Gruppe höher lärmbelastet war als die Teilgruppe 2. Die Validität der erhobenen Daten wird zusätzlich dadurch unterlegt, dass die in der NaRoMI-Studie erhobenen Daten auch quantitativ den Werten in der Richtlinie entsprechen. Nachts sind die Abweichungen größer, was daran liegt, dass die Immissionspegel nachts in der vorliegenden Herzinfarktstudie nicht die Belastung der Schlafzimmer widerspiegeln (vgl. *Kapitel 2.3*).

Zusammenfassend ist feststellen, dass beide Teilgruppen, aus denen sich die Referenzgruppe zusammensetzt, in bezug auf die Erhebung der Schallimmissionen prinzipiell gleichwertig behandelt wurden. Bezüglich der Belastung durch die Nebenstraßen, an denen sich die Wohnungen der Probanden befanden, lassen sich über die Schätzungen des Verkehrsaufkommens und der daraus abgeleiteten Schallpegelkriterien ($\leq 60/50$ dB(A)) hinaus für die Referenzgruppe keine genauen Angaben machen. Dies gilt für alle Probanden, unabhängig davon, ob zusätzliche exakte Schallpegelberechnungen bezüglich anderer Straßen vorgenommen wurden oder nicht. Bezüglich der Lärmbelastung entfernterer Hauptstraßen wurde für alle Probanden anhand des gemessenen Abstandes der Wohnungen zu diesen Straßen beurteilt, ob das Schallpegel-Referenzkriterium (unter ungünstigsten Annahmen über die Emission der Straße) verletzt sein könnte. In solchen Zweifelsfällen wurden genaue Pegelberechnungen durchgeführt und gegebenenfalls Neuordnungen zu anderen Schallpegelkategorien vorgenommen. Es gibt keinen akustisch-messtechnischen Grund für eine getrennte Betrachtung der hinsichtlich des Herzinfarkttrisikos zufällig als inhomogen identifizierten Teilgruppen der Referenzgruppe, wenn Verkehrslärmeffekte getestet werden.

Für die beobachteten Unterschiede im Herzinfarkttrisiko sind andere, unbekannte Ursachen verantwortlich, jedoch nicht der Straßenverkehrslärmpegel. Der a priori festgelegten Lärmwirkungshypothese ist in den statistischen Auswertungen zu folgen. Falls auf der Grundlage von a posteriori Entscheidungen aus wissenschaftlichem Interesse dennoch eine Trennung der Gruppen beabsichtigt ist, so gibt es keine Hinweise darauf, dass die Teilgruppe, für die

zusätzliche Schallpegelberechnungen erfolgen mussten, die am geringsten durch Straßenverkehrslärm belastete Gruppe darstellt; aufgrund von Plausibilitäts- und messtechnischen Betrachtungen ist das hingegen eher für die Teilgruppe anzunehmen, für die entfernte Hauptstraßen nicht relevant waren. Deutlich muss in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen werden, dass die im Abschlussbericht der Charité vorgestellten Datenanalysen diesbezüglich inadäquat und in höchstem Maße irreführend sind.

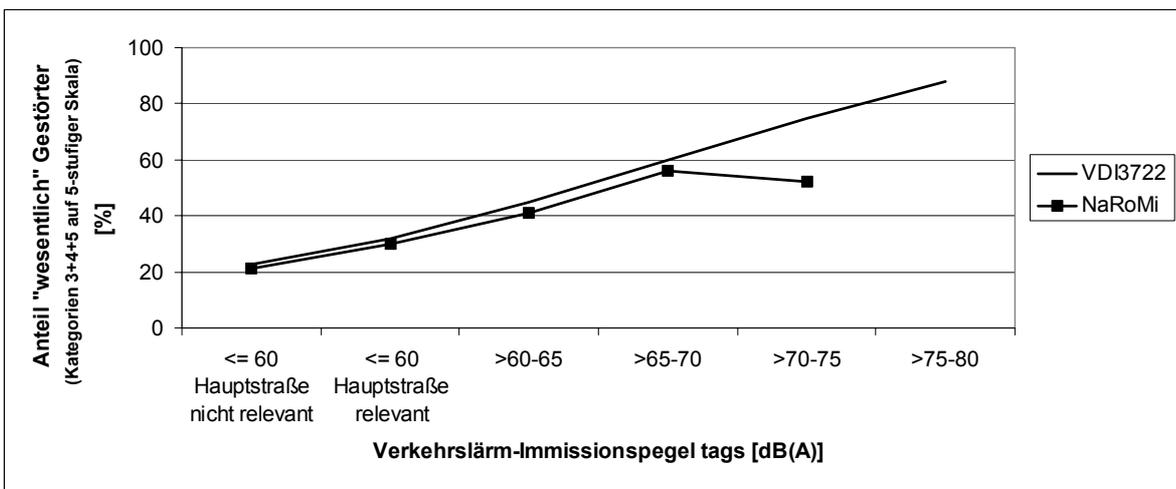


Abbildung 24: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und Straßenverkehrslärmbelästigung tags im Vergleich mit der Dosis-Wirkungs-Kurve der VDI-Richtlinie 3722

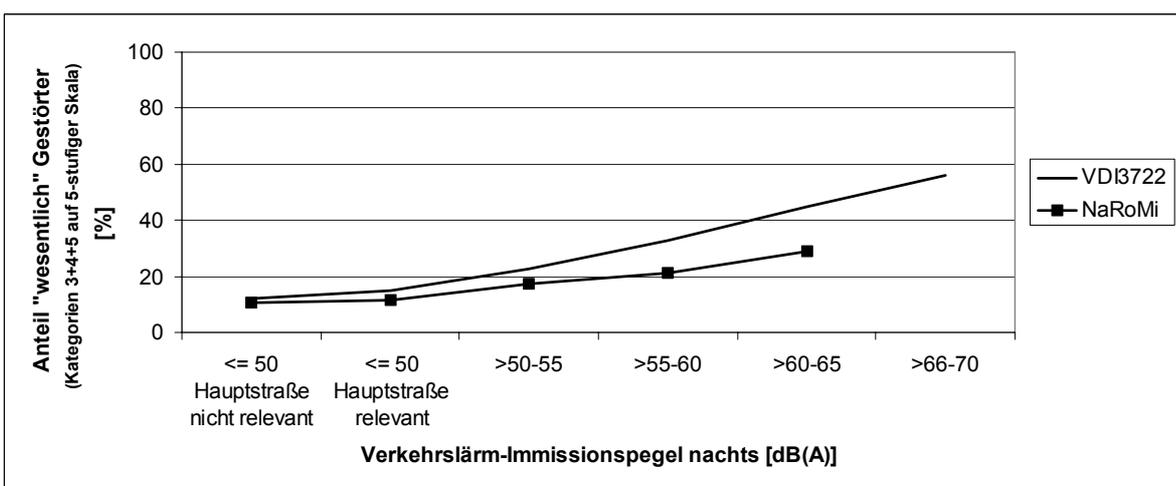


Abbildung 25: Zusammenhang zwischen Straßenverkehrslärmpegel und Straßenverkehrslärmbelästigung nachts im Vergleich mit der Dosis-Wirkungs-Kurve der VDI-Richtlinie 3722

5. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der Studie bekräftigen die Hypothese, dass starke Verkehrslärmbelastung das Risiko für den Herzinfarkt erhöht. Auch wenn die Ergebnisse nicht so spektakulär ausfallen, wie sie im Abschlussbericht der Charité dargestellt werden, stellen sie einen wichtigen Baustein in der Beurteilung des verkehrslärmbedingten Gesundheitsrisikos dar [77]. Die Studie ist von großem Wert für die Lärmwirkungsforschung, weil sie einen hohen Evidenzgrad besitzt und im konventionellen statistischen Sinn signifikante Ergebnisse lieferte (bei Männern mit hinreichend langer Wohndauer). Dies liegt wahrscheinlich an der erheblich verbesserten Erhebung der individuellen Lärmbelastung auf der Grundlage der in ein geografisches Informationssystem implementierten Berliner Lärmkarte. Lärmbelastungen durch alle potenziellen Verkehrslärmquellen auf den Vorder- und Rückseiten der Gebäude wurden berücksichtigt. Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Effektschätzer bewegen sich in dem Bereich der Abschätzungen früherer Untersuchungen und bestätigen die Vermutung, dass besonders oberhalb von Tages-Immissionspegeln von 65 dB(A) außerhalb der Wohnungen das Herz-Kreislauf-Risiko für Männer nachhaltig ansteigt, und zwar in einer Größenordnung von 20 Prozent (ohne Berücksichtigung der Wohndauer) bis 30 Prozent (bei Betrachtung von Personen mit längerer Wohndauer) gegenüber Männern aus ruhigeren Gebieten mit Tages-Immissionspegeln bis 60 dB(A). Die Daten insgesamt können für meta-analytische Betrachtungen zur quantitativen Ableitung des Gesundheitsrisikos durch Verkehrslärm herangezogen werden und die bestehenden Abschätzungen verbessern und absichern [43].

Wie in der empirischen Forschung nicht anders zu erwarten, bleiben aber auch Fragen offen. Dies betrifft zum einen die Frage, warum die Effekte nur bei Männern und nicht bei Frauen beobachtet wurden. Unterschiedliche Aktivitätsprofile könnten dabei eine Rolle spielen. Weitere Datenanalysen hinsichtlich des Einflusses von potenziellen Effekt-Modifikatoren werden folgen. Möglicherweise wirkt sich der Verkehrslärm insbesondere dann nachteilig auf die Gesundheit aus, wenn er als zusätzliche Belastung nicht nur mit anderen Lärmfaktoren, sondern auch mit weiteren Belastungsfaktoren des täglichen Lebens auftritt. Zum anderen wurden innerhalb der Gruppe der wenig Lärmbelasteten große Unterschiede im Herzinfarktrisiko beobachtet, für die die bisherigen Auswertungen keine Erklärung geben. Unbekannt, nicht lärmbezogene, Einflüsse spielen dabei eine Rolle. Somit ergeben sich interessante

sozial-psychologische Fragestellungen, denen in zukünftigen Studien nachgegangen werden sollte.

6. Literatur

- [1] Babisch, W. 1998 Epidemiological studies of the cardiovascular effects of occupational noise - a critical appraisal. *Noise and Health* 1(1): 24-39.
- [2] Babisch, W. 2000 Gesundheitliche Wirkungen von Umweltlärm. Ein Beitrag zur Standortbestimmung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 47: 95-102.
- [3] Babisch, W. 2000 Traffic noise and cardiovascular disease: epidemiological review and synthesis. *Noise and Health* 2(8): 9-32.
- [4] Babisch, W. 2001 Risikobewertung in der Lärmwirkungsforschung. Zum Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen durch chronischen Lärmstress. *Umweltmed. Forsch. Prax.* 6: 243-250.
- [5] Babisch, W. 2002 The noise/stress concept, risk assessment and research needs. *Noise and Health* 4(16): 1-11.
- [6] Babisch, W., Ising, H., Gallacher, J.E.J., Elwood, P.C., Sweetnam, P.M., Yarnell, J.W.G., Bainton, D., Baker, I.A. 1990 Traffic noise, work noise and cardiovascular risk factors: The Caerphilly and Speedwell Collaborative Heart Disease Studies. *Environment International* 16: 425-435.
- [7] Babisch, W., Ising, H., Gallacher, J.E.J., Sweetnam, P.M., Elwood, P.C. 1999 Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell studies, third phase - 10 years follow-up. *Archives of Environmental Health* 54: 210-216.
- [8] Babisch, W., Ising, H., Kruppa, B., Wiens, D. 1992 Verkehrslärm und Herzinfarkt, Ergebnisse zweier Fall-Kontroll-Studien in Berlin. *WaBoLu Hefte*. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Berlin.
- [9] Babisch, W., Ising, H., Kruppa, B., Wiens, D. 1994 The incidence of myocardial infarction and its relation to road traffic noise - the Berlin case-control studies. *Environment International* 20: 469-474.
- [10] Babisch, W., Keil, T., Beule, B., Stallmann, M., Wegscheider, K., Schust, M., Stark, H., Willich, S.N. 2002 Association between environmental noise annoyance and sound level. First results of the "NaRoMI" study (Noise and Risk of Myocardial Infarction). In: Official publication of the Forum Acousticum, 3rd European Congress on Acoustics, Sevilla 2002, ISBN 84-87985-07-6, Special Issue of the *Revista de Acustica*, Vol. 33, NOI-05-002-IP: 1-6. Sociedad Espanola de Acustica, Madrid, 1-6.
- [11] Babisch, W., Keil, T., Stallmann, M., Wegscheider, K., Schust, M., Stark, H., Willich, S.N. 2002 The NAROMI Study: A new study on the relationship between noise and risk of myocardial infarction - first results. *Epidemiology* 13: S89.
- [12] Berglund, B., Lindvall, T. 1995 Community noise. Document prepared for the World Health Organization. *Archives of the Center for Sensory Research*, Vol. 2, Issue 1, 1995. Center for Sensory Research, Stockholm.

- [13] Bluhm, G., Nordling, E., Berglind, N. 2001 Increased prevalence of hypertension in a population exposed to road traffic noise. In: R. Boone (ed.) *Internoise 2001. Proceedings of the 2001 international congress and exhibition on noise control engineering*, The Hague. Nederlands Akoestisch Genootschap, Maastricht, 1563-1566.
- [14] Borg, E. 1981 Physiological and pathogenic effects of sound. *Acta Otolaryngol Suppl.* 381: 3-67.
- [15] Cairns, V., Keil, U., Doering, A., Koenig, W., Stieber, J., Kleinbaum, D.G. 1985 Oral contraceptive use and blood pressure in a german metropolitan population. *Int. J. Epidemiology* 14: 389-395.
- [16] Cirera, L., Tormo, M.-J., Chirlaque, M.-D., Navarro, C. 1998 Cardiovascular risk factors and educational attainment in Southern Spain: a study of a random sample of 3091 adults. *European Journal of Epidemiology* 14: 755-763.
- [17] DIN 18005 Teil 1 1987 Schallschutz im Städtebau, Teil 1: Berechnungsverfahren. Beuth-Verlag, Berlin.
- [18] Eiff, A.W.v., Friedrich, G., Gogolin, E., Lutz, H.M., Neus, H., Schulte, W. 1982 Weibliche Sexualhormone als Risiko- und Schutzfaktoren für den Blutdruck. *Verh. Dtsch. Ges. Inn. Med.* 88: 779-783.
- [19] Eiff, A.W.v., Friedrich, G., Langewitz, W., Neus, H., Rüdell, H., Schirmer, G., Schulte, W. 1981 Verkehrslärm und Hypertonie-Risiko. 2. Mitteilung: Hypothalamus-Theorie der essentiellen Hypertonie. *Münch. med. Wschr.* 123: 420-424.
- [20] Eiff, A.W.v., Neus, H. 1980 Verkehrslärm und Hypertonie-Risiko. 1. Mitteilung: Verkehrslärm und Hypertonie-Risiko. *Münch. med. Wschr.* 122: 893-896.
- [21] Eiff, A.W.v., Neus, H., Otten, H. 1985 Health effects of environmental noise on man. Results of a prospective study. In: E. Zwicker (ed.) *Inter-noise 85*. München. Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven, 961-964.
- [22] Fabsitz, R.R., Sidawy, A.N., Go, O., Lee, E.T., Welty, T.K., Devereux, R.B., Howard, B.V. 1999 Prevalence of peripheral arterial disease and associated risk factors in American Indians - The Strong Heart Study. *American Journal of Epidemiology* 149: 330-338.
- [23] Farley, T.M.M., Meirik, O., Chang, C.L., Poulter, N.R. 1998 Combined oral contraceptives, smoking, and cardiovascular risk. *Journal of Epidemiology & Community Health* 52: 775-785.
- [24] Felscher-Suhr, U., Guski, R., R., S. 2000 Internationale Standardisierungsbestrebungen zur Erhebung von Lärmbelästigung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 47: 68-70.
- [25] Fields, J.M., De Jong, R.G., Gjestland, T., Flindell, I.H., Job, R.F.S., Kurra, S., Lercher, P., Vallet, M., Yano, T., Guski, R., Felscher-Suhr, U., Schumer, R. 2001 Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and recommendation. *Journal of Sound and Vibration* 242: 641-679.

- [26] Ford, E.S., DeStefano, F. 1991 Risk factors for mortality from all causes and from coronary heart disease among persons with diabetes. *American Journal of Epidemiology* 133: 1220-1230.
- [27] Gierke, H.E.v., Eldred, K.M. 1993 Effects of noise on people. *Noise/News International* 6/1993: 67-89.
- [28] Giesler, H.-J., Nolle, A. 1987 Einfluß von Geschwindigkeit und Fahrweise auf den innerstädtischen Verkehrslärm. *Z. Lärmbekämpfung* 34: 31-36.
- [29] Greenland, S. 1989 Modeling and variable selection in epidemiological analysis. *AJPH* 79: 340-349.
- [30] Guski, R. 1995 Psychische Auswirkungen von Umweltlärm: Aktuelle Fragen. *Bundesgesundheitsblatt* 38: 89-94.
- [31] Guski, R., Felscher-Suhr, U., Schuemer, R. 1999 The concept of noise annoyance: how international experts see it. *Journal of Sound and Vibration* 223: 513-527.
- [32] Harder, J., Maschke, C., Ising, H. 1999 Längsschnittstudie zum Verlauf von Stressreaktionen unter Einfluss von nächtlichem Fluglärm. *WaBoLu Hefte* 4/99. Umweltbundesamt, Berlin.
- [33] Health Council of the Netherlands 1994 Noise and health. Report by a committee of the Health Council of the Netherlands. Publication No. 1994/15E. Health Council of the Netherlands, The Hague.
- [34] Health Council of the Netherlands 1999 Public health impact of large airports. Report by a committee of the Health Council of the Netherlands. Publication No. 1999/14E. Health Council of the Netherlands, The Hague.
- [35] Hennekens, C.H., Buring, J.E. 1987 *Epidemiology in medicine*. Little, Brown and Company, Boston/Toronto.
- [36] Henry, J.P. 1993 Biological basis of the stress response. *NIPS* 8: 69-73.
- [37] Hense, H.W., Herbold, M., Honig, K. 1989 Risikofaktor Lärm in Felderhebungen zu Herz-Kreislaufkrankungen. *Forschungsbericht* Nr. 89-10501111. Umweltbundesamt, Berlin.
- [38] Herbold, M., Hense, H.-W., Keil, U. 1989 Effects of road traffic noise on prevalence of hypertension in men: results of the Lübeck blood pressure study. *Soz. Praeventivmed.* 34: 19-23.
- [39] Ising, H. 1993 Extraaural effects of chronic noise exposure in animals - a review. In: H. Ising, B. Kruppa (eds.) *Lärm und Krankheit - Noise and Disease*. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 57-64.

- [40] Ising, H., Braun, C. 2000 Acute and chronic endocrine effects of noise: review of the research conducted at the Institute for Water, Soil and Air Hygiene. *Noise & Health* 2(7): 7-24.
- [41] Ising, H., Kruppa, B., Babisch, W., Gottlob, D., Guski, R., Maschke, C., Spreng, M. 2001 Kapitel VII-1 Lärm. In: H.-E. Wichmann, H.-W. Schlipkötter, G. Fülgraff (eds.) *Handbuch der Umweltmedizin*. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. KG, Landsberg/Lech, VII-1: 1-41.
- [42] ISO 9921-1 1996 Ergonomische Beurteilung der Sprachkommunikation - Teil 1: Sprach-Interferenz-Pegel und Kommunikationsabstände für Personen mit normalem Hörvermögen in direkter Kommunikation (SIL-Methode). Beuth Verlag, Berlin.
- [43] Kempen, E.E.M.M.v., Kruize, H., Boshuizen, H.C., Ameling, C.B., Staatsen, B.A.M., Hollander de, A.E.M. 2002 The association between noise exposure and blood pressure and ischaemic heart disease: A meta-analysis. *Environ Health Perspect* 110: 307-317.
- [44] Kjellberg, A. 1990 Subjective, behavioral and psychophysiological effects of noise. *Scand J Work Environ Health* 16 (Suppl. 1): 29-38.
- [45] Knipschild, P., Salle', H. 1979 Road traffic noise and cardiovascular disease. *Int. Arch. Occup. Environ. Hlth.* 44: 55-59.
- [46] Lercher, P., Kofler, W.W. 1996 Behavioral and health responses associated with road traffic noise exposure along alpine through-traffic routes. *The Science of the Total Environment* 189/190: 85-89.
- [47] Lercher, P., Stansfeld, S.A., Thompson, S.J. 1998 Non-auditory health effects of noise: review of the 1993-1998 period. In: N. Carter, R.F.S. Job (eds.) *Noise Effects '98*. Proceedings of the 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney 1998. *Noise Effects '98 PTY LTD*, Sydney, 213-220.
- [48] Maschke, C., Wolf, U., Leitmann, T. 2003 Epidemiologische Untersuchungen zum Einfluss von Lärmstress auf das Immunsystem und die Entstehung von Arteriosklerose. Report 298 62 515, WaBoLu-Hefte 01/03. Umweltbundesamt, Berlin.
- [49] Miedema, H.M.E., Vos, H. 1998 Exposure-response relationships for transportation noise. *J. Acoust. Soc. Am.* 104: 3432-3445.
- [50] Mosen, R.R. 1990 *Occupational Epidemiology*. CRC Press Inc., Boca Raton.
- [51] Morris, R.D., Naumova, E.N., Munasinghe, R.L. 1995 Ambient air pollution and hospitalization for congestive heart failure among elderly people in seven large US cities. *American Journal of Public Health* 85: 1361-1365.
- [52] Myers, R.H., Kiely, D.K., Cupples, L.A., Kannel, W.B. 1990 Parental history is an independent risk factor for coronary artery disease: the Framingham Study. *A. Heart J.* 120: 963-969.

- [53] Navas-Nacher, E.L., Colangelo, L., Beam, C., Greenland, P. 2001 Risk factors for coronary heart disease in men 18 to 39 years of age. *Ann. Intern. Med.* 134: 433-439.
- [54] Neus, H., Boikat, U. 2000 Evaluation of traffic noise-related cardiovascular risk. *Noise and Health* 2(7): 65-77.
- [55] Neus, H., Eiff, A.-W.v., Rüdgel, H., Schulte, W. 1983 Traffic noise and hypertension. The Bonn traffic noise study. In: G. Rossi (ed.) *Proceedings of the 4th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Turin 1983*. Edizioni Tecniche a cura del Centro Ricerche e Studi Amplifon, Milano, 693-698.
- [56] Neus, H., Schirmer, G., Rüdgel, H., Schulte, W. 1980 On the reaction of finger pulse amplitude to noise. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 47: 9-19.
- [57] Neus, H., Schirmer, G., Rüdgel, H., Schulte, W. 1980 Zur Reaktion der Fingerpulsamplitude auf Belärmung. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 47: 9-19.
- [58] Passchier-Vermeer, W., Passchier, W.F. 2000 Noise exposure and public health. *Environmental Health Perspectives* 108 (suppl. 1): 123-131.
- [59] Rehm, S. 1983 Research on extraaural effects of noise since 1978. In: G. Rossi (ed.) *Proceedings of the 4th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Turin 1983*. Edizioni Tecniche a cura del Centro Ricerche e Studi Amplifon, Milano, 527-547.
- [60] Rothman, K.J., Greenland, S. 1998 *Modern epidemiology*, 2nd Edition. Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia.
- [61] Schultz, T.J. 1978 Synthesis of social surveys on noise annoyance. *J. Acoust. Soc. Am.* 64: 377-406.
- [62] Schust, M., Stark, H., Keil, T., Stallmann, M., Wegscheider, K., Babisch, W., Willich, S.N. 2003 The rank of noise at the workplace within the epidemiology of heart disease - results of the NaRoMI-study. In: G. Brambilla, C. Ianiello, L. Maffei (eds.) *Proceedings of the 5th European Conference on Noise Control, Naples*. ISBN 88-88942-00-9. Istituto di Acustica, Roma, Paper ID 456: p. 451-456.
- [63] Schwarze, S., Ettema, J.H. 1990 Summary of team 3: non auditory physiological effects. In: B. Berglund, T. Lindvall (eds.) *New advances in noise research, part II. Proceedings of the 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Stockholm 1988*. Swedish Council for Building Research, Stockholm, 301-302.
- [64] Schwarze, S., Jansen, G. 1990 Critical assessment of the methodological approaches for evaluating non-auditory physiological noise effects. Consequences for the continuation of noise research. In: B. Berglund, T. Lindvall (eds.) *New advances in noise research, part I. Proceedings of the 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Stockholm 1988*. Swedish Council for Building Research, Stockholm, 373-379.

- [65] Schwarze, S., Thompson, S.J. 1993 Research on non-auditory physiological effects of noise since 1988: review and perspectives. In: M. Vallet (ed.) Noise and Man '93. Proceedings of the 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Nice 1993. Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité, Arcueil Cedex, 252-259.
- [66] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung. Personal communication.
- [67] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Umweltatlas Berlin. URL: http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/dinh_07.htm.
- [68] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin URL: <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/da701.htm>.
- [69] Stansfeld, S.A., Lercher, P. 2003 Non-auditory physiological effects of noise: five year review and future directions. In: R.d. Jong, T. Houtgast, E.A.M. Franssen, W. Hofman (eds.) ICBEN 2003. Proceedings of the 8th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Rotterdam. Foundation ICBEN 2003, Schiedam, 84-90.
- [70] Thompson, S.J. 1983 Effects of noise on the cardiovascular system: appraisal of epidemiologic evidence. In: G. Rossi (ed.) Proceedings of the 4th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Turin 1983. Edizioni Tecniche a cura del Centro Ricerche e Studi Amplifon, Milano, 711-714.
- [71] Thompson, S.J. 1993 Review: extraaural health effects of chronic noise exposure in humans. In: H. Ising, B. Kruppa (eds.) Lärm und Krankheit - Noise and disease. Tagungsband des Internationalen Symposiums "Lärm und Krankheit", Berlin 1991. Schriftenreihe des Vereins für Wasser,- Boden- und Lufthygiene. Verein für Wasser,- Boden- und Lufthygiene, Berlin, 91-117.
- [72] Thompson, S.J. 1993 Team 3 - Summary. In: M. Vallet (ed.) Noise and Man '93. Proceedings of the 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Nice 1993. INRETS, Nice, 288-289.
- [73] Thompson, S.J. 1997 Cardiocascular and fetal effects of noise. In: IEH (ed.) Workshop on non-auditory health effects of noise. Report No. R10. Institute for Environment and Health, Leicester.
- [74] Umweltbundesamt 2001 Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin.
- [75] VDI 3722 Blatt 1 1988 Wirkungen von Verkehrsgeräuschen. Beuth Verlag GmbH, Berlin.
- [76] Wende, H., Ortscheid, J., Kötz, W.-D., Jäcker-Cüppers, M., Penn-Bressel, G. 1998 Schritte zur Reduzierung gesundheitlicher Beeinträchtigungen durch Straßenverkehrslärm. In: Umweltbundesamt (ed.) Gesundheitsrisiken durch Lärm. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 50-66.

- [77] WHO 2000 Guidelines for community noise. World Health Organization. URL: http://www.who.int/environmental_information/Information_resources/on_line_noise.htm, Geneva.
- [78] Willich, S.N., Keil, T., Babisch, W., Schust, M., Stark, H., Stallmann, M., Wegscheider, K. 2002 Gesamtergebnisse der NaRoMI-Studie. In: GMDS (ed.) Informatik, Biometrie und Epidemiologie in Medizin und Biologie, Band 33, Heft 2-3. Urban & Fischer Verlag GmbH, Jena, 406-407.
- [79] Yusuf, S., Reddy, S., Ounpuu, S., Anand, S. 2001 Global burden of cardiovascular diseases: part I: general considerations, the epidemiologic transition, risk factors, and impact of urbanization. *Circulation* 104: 2746-2753.
- [80] Yusuf, S., Reddy, S., Ounpuu, S., Anand, S. 2001 Global burden of cardiovascular diseases: part II: variations in cardiovascular disease by specific ethnic groups and geographic regions and prevention strategies. *Circulation* 104: 2855-2864.

