

Zbl Arbeitsmed 2023 · 73:136–146
<https://doi.org/10.1007/s40664-023-00494-0>
Eingegangen: 18. Juli 2022
Überarbeitet: 15. Dezember 2022
Angenommen: 28. Dezember 2022
Online publiziert: 25. Januar 2023
© Der/die Autor(en) 2023



Martin Fischer · Janis Dröge · Markus Braun · David A. Groneberg

Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, Arbeitsbereich Präventiv- und Sportmedizin, Goethe-Universität Frankfurt am Main, Frankfurt am Main, Deutschland

Die Feinstaubbelastung Radfahrender im innerstädtischen Straßenverkehr

Einflussfaktoren der Exposition

Radfahren entwickelt sich in vielen Städten zu einer immer beliebteren Transportmöglichkeit. Als Form der aktiven Mobilität ist es allgemein erwiesen, dass Radfahren positive Auswirkungen auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen hat [36]. Die Benutzung des Fahrrads ermöglicht eine Steigerung der körperlichen Aktivität und damit eine Verbesserung der kardiovaskulären Fitness, Muskelkraft und psychischen Gesundheit, während das Risiko für chronische Krankheiten, Übergewicht und Fettleibigkeit sinkt [5, 20, 21, 35, 36, 42]. Neben der resultierenden Förderung der Lebensqualität generiert die Benutzung des Rades in urbanen Gebieten positive Auswirkungen auf die Umwelt. Diesbezüglich trägt Radfahren zu einer Verringerung des Verkehrsaufkommens und der damit verbundenen Luftschadstoffemissionen bei und reduziert die Lärmbelastung im Vergleich zu herkömmlichen Kraftfahrzeugen [24, 28, 43]. Obgleich dieser weitreichend dokumentierten positiven Auswirkungen kann die Benutzung des Fahrrads, insbesondere in städtischen Gebieten während des morgendlichen und abendlichen Pendelns Berufstätiger, mit Gesundheits- und Sicherheitsrisiken verbunden sein. Neben einer erhöhten Vulnerabilität bei Unfällen im Straßenverkehr [17, 41] sind die Gründe dafür potenzielle Belastungen durch Lärm und verkehrsbedingte Luftschadstoffe wie Stickstoffoxide, Kohlenmonoxid oder Feinstaub („particulate matter“, PM; [4, 9]). Schätzungen zu den gesund-

heitlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung zeigten laut Europäischer Umweltagentur (European Environment Agency, EEA), dass im Jahr 2018 die langfristige Belastung gegenüber Feinstaub mit einem Durchmesser von 2,5 µm oder weniger (PM_{2,5}) in Europa für etwa 417.000 vorzeitige Todesfälle verantwortlich war [2]. Die gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub sind gut dokumentiert und umfassen die respiratorische und kardiovaskuläre Morbidität, eine Zunahme der Krankenhauseinweisungen und eine vorzeitige Sterblichkeit aufgrund von Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen sowie Lungenkrebs [22, 30, 38]. Darüber hinaus werden Zusammenhänge zwischen verkehrsbedingter Luftverschmutzung und akuten Veränderungen der Gesundheit, wie die Herzfrequenzvariabilität [10] und Auswirkungen auf die Atemwege [31] untersucht und diskutiert. Die gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub sind auch von der Größe der Partikel abhängig [15], und partikuläre Luftschadstoffe werden typischerweise anhand ihres aerodynamischen Durchmessers in PM₁, PM_{2,5} und PM₁₀ mit einem Durchmesser < 1 µm, < 2,5 µm bzw. < 10 µm unterteilt. Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 0,1 µm werden als ultrafeine Partikel (UFP) bezeichnet [37]. Davon vor allem wiederholte Expositionen mit weitreichenden gesundheitlichen Folgen assoziiert sind, hat die Europäische Union (EU) Grenzwerte für die maximale Belastung mit Feinstaub festgelegt [18]. Der Tagesgrenzwert für PM₁₀ beträgt

50 µg/m³ und darf nicht öfter als 35-mal im Jahr überschritten werden. Zudem sollten die PM₁₀-Konzentrationen im Jahresdurchschnitt unter 40 µg/m³ und die PM_{2,5}-Konzentrationen unter 25 µg/m³ bleiben [18]. Dennoch treten auch unterhalb dieser Grenzwerte gesundheitsschädliche Wirkungen auf [30], weswegen die Weltgesundheitsorganisation (WHO) die Schwellenwerte in ihren globalen Luftqualitätsleitlinien im September 2021 aktualisiert hat. Die neuen Leitlinien empfehlen eine mittlere jährliche Konzentration von höchstens 5 µg/m³ für PM_{2,5} und 15 µg/m³ für PM₁₀ Feinstaub [50].

Als wichtige lokale Quelle für Feinstaub gilt der motorisierte Straßenverkehr, welcher durch Abgasemissionen sowie nicht abgasbedingte Mechanismen zur städtischen PM-Konzentration beiträgt [6, 29, 33, 34, 40]. Neben der Emission durch Abgase, die neben Benzinern vor allem Dieselfahrzeugen zugeschrieben werden [23, 26], sind Abriebpartikel der Straßenoberfläche, die Abnutzung von Fahrzeugkomponenten wie Reifen und Bremsen sowie die Aufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub für einen Großteil der verkehrsbezogenen Feinstaubkonzentrationen verantwortlich [25, 29, 40]. In Städten sind Radfahrende diesen Belastungen durch gemeinsames Befahren der Straße mit Kraftfahrzeugen oder Radwegen in unmittelbarer Nähe zu Straßen direkt ausgesetzt, auch wenn die typischen innerstädtischen Fahrten von Berufspendlern mit dem Fahrrad ver-

Tab. 1 Zusammenfassung der Studien, in denen die Feinstaubbelastung von Radfahrenden im Straßenverkehr direkt gemessen wurden

Studie	Ort	Zeitraum	Methodik	Design	Ergebnisse		
					PM ₁	PM _{2,5} (PM ₅)	PM ₁₀
Wesseling et al., 2021 [49]	Utrecht, Niederlande (ca. 360.000 Einwohner)	Januar bis Dezember 2020	PM _{2,5} Sensirion SPS30 Feinstaub-Sensor 10 s Probenahme	Ca. 68.000 Messfahrten von 500 kostengünstigen Fahrradsensoren	–	PM _{2,5} : 9,9 µg/m ³ REK: 2 ± 0,25 µg/m ³	–
Samad und Vogt, 2020 [44]	Stuttgart, Deutschland (ca. 634.830 Einwohner)	Februar, Juni bis Juli 2018 an 14 Tagen	PM ₁₀ Aerosolspektrometer GRIMM Model 1.108	75 Messfahrten auf einem 12 km Rundkurs mit High-/Low-traffic-Segmenten	–	–	PM ₁₀ : Tageswerte zwischen 30 und 75 µg/m ³
Carreras et al., 2020 [11]	Münster, Deutschland (ca. 300.000 Einwohner)	17. Juli 2019 (9:50–10:35 Uhr)	PM _{2,5} Aerosolmonitor TSI 3330	Vergleich von High-traffic- (2,45 km) vs. Low-traffic-Route (2,99 km)	–	PM _{2,5} (min.; max): LT: 4,3 µg/m ^{3a} (2,8; 7,3 µg/m ³) HT: 4,7 µg/m ^{3a} (2,4; 48 µg/m ³)	–
Hu et al., 2021 [26]	Fuzhou, China (ca. 4.000.000 Einwohner)	Dezember 2019 bis Januar 2020 an 4 Tagen	PM _{2,5} ; PM ₁₀ Aerosolmonitor TSI DustTrak 8532 6 s Probenintervall	23 bzw. 28 Messfahrten auf einer Route mit verschiedenen Straßencharakteristiken	–	PM _{2,5} : 33,1–35,1 µg/m ³ REK: PM _{2,5} : 1,2–3,5 µg/m ³	PM ₁₀ : 44,9–46,9 µg/m ³ REK: PM ₁₀ : 2,8–4,3 µg/m ³
Qui et al., 2019 [40]	Xi'an, China (ca. 12.000.000 Einwohner)	Juli bis Oktober 2018 Morgens (7–9 Uhr) Nachmittags (12–14 Uhr) Abends (17–19 Uhr)	PM ₁ ; PM _{2,5} ; PM ₁₀ Aerosolspektrometer GRIMM Model 11-A 6 s Probenintervall	29 Messfahrten Route 1: 5,3 km; verschiedene Straßencharakteristiken Route 2: 6,6 km; Vergleich Straße/Fahrradstraße	PM ₁ : 29,9 ± 13,1 µg/m ³	PM _{2,5} : 38,6 ± 17,1 µg/m ³	PM ₁₀ : 60,3 ± 30,9 µg/m ³
Cole et al., 2018 [13]	Vancouver, Kanada (ca. 675.000 Einwohner)	Mai bis November 2010; Mai bis November 2011 (7:00–16 Uhr)	PM ₁ ; PM _{2,5} ; PM ₁₀ Aerosolspektrometer GRIMM Model 1.108 6 s Probenintervall	Vergleich von High-traffic- (9,7 km) vs. Low-traffic-Route (12 km) Route	PM (min; max) HT: PM ₁ : 3,7 µg/m ^{3a} (1,2; 20 µg/m ³) LT: PM ₁ : 2,9 µg/m ^{3a} (0,5; 12 µg/m ³)	PM (min; max) HT: PM _{2,5} : 5,5 µg/m ^{3a} (2,4; 24 µg/m ³) LT: PM _{2,5} : 4,4 µg/m ^{3a} (1,1; 15 µg/m ³)	PM (min; max) HT: PM ₁₀ : 11 µg/m ^{3a} (4,3; 33 µg/m ³) LT: PM ₁₀ : 8,8 µg/m ^{3a} (2,2; 29 µg/m ³)
Hankey & Marshall, 2015 [23]	Minneapolis, USA (ca. 420.000 Einwohner)	14. August–16. Oktober 2012 an 34 Tagen Morgens (7–9 Uhr) Abends (16–18 Uhr)	PM _{2,5} Aerosolmonitor TSI DustTrak 8530 1 s Probenintervall	42 Fahrten auf 3 ca. 32 km langen vorgegebenen Routen (ca. 1426 km)	–	PM _{2,5} : Morgens: 8,7 µg/m ³ Nachmittags: 8,3 µg/m ³	–
Hatzopoulos et al., 2013 [24]	Montreal, Kanada (ca. 1.780.000 Einwohner)	Mai bis August 2011 an 32 Tagen Morgens (8–10 Uhr) Abends (15–17 Uhr)	PM _{2,5} Aerosolmonitor TSI Dust Trak 1 s Probenintervall	64 Fahrten auf High-traffic- und Low-traffic-Routen mit 16–19 km Länge	–	PM _{2,5} (min; max) Morgens: 10,4 ± 7,0 µg/m ³ 8,8 µg/m ^{3a} (4,3; 28,7 µg/m ³) Nachmittags: 11,1 ± 9,8 µg/m ³ 7,6 µg/m ^{3a} (2,8; 38,2 µg/m ³)	–

gleichsweise kurz sind [49]. Aufgrund ihrer körperlichen Aktivität weisen Radfahrende jedoch häufig eine höhere Atemfrequenz als Personen im Rahmen des passiven Transports, beispielsweise bei Benutzung des Autos, Busses oder der Bahn, auf. Diesbezüglich berichten Int Panis et al. [27] von einer 4,3fach schnelleren Atemtätigkeit bei Radfahrenden im Vergleich zu Autofahrenden. Resultierend ergibt sich aus dem erhöhten Atemminutenvolumen und ihrer Nähe zu Verkehrsquellen eine vermehrte Aufnahme von Luftschadstoffen als erhöhtes potenzielles Gesundheitsrisiko in vergleichbarer Zeit [24, 27, 32]. Die von Radfahrenden eingeatmete Schadstoffdosis kann folglich als Ergebnis von 3 Faktoren beschrieben werden: Schadstoffkonzentration in der Luft, Dauer der Exposition und Atemfrequenz [45].

Die Überwachung der Schadstoffkonzentration und dementsprechend der Luftqualität in urbanen Gebieten erfolgt überwiegend an ausgewählten Punkten mit Hilfe stationärer Messanlagen, die mancherorts nur Durchschnittswerte über 30 oder 60 min erfassen [16]. Berücksichtigt man die große räumliche und zeitliche Variabilität von Schadstoffen im urbanen Raum, ergeben sich für fest installierte Stationen einige Einschränkungen, wenn es darum geht, die tatsächliche Exposition der Menschen gegenüber feinen Partikeln und anderen verkehrsbedingten Luftschadstoffen zu bewerten [11, 16, 47, 49]. Im Vergleich dazu können mobile Messungen eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung erreichen, um die Luftqualität sowie die Auswirkungen des lokalen Verkehrs auf die Schadstoffkonzentrationen und die damit einhergehenden Belastungen für Radfahrende realistisch abbilden zu können. Zur Differenzierung der anthropogenen Komponenten (bspw. Verkehr) sollten die lokalen Hintergrundkonzentrationen der, beispielsweise durch Waldbrände, Wüstenstaub, Vegetation und Pollen natürlich entstehenden Feinstaubkonzentrationen, zusätzlich zu den mobilen Daten, erfasst und berücksichtigt werden [47].

In den letzten Jahren beschäftigten sich Untersuchungen vermehrt mit der individuellen Luftschadstoffbelastung

Zbl Arbeitsmed 2023 · 73:136–146 <https://doi.org/10.1007/s40664-023-00494-0>
© Der/die Autor(en) 2023

M. Fischer · J. Dröge · M. Braun · D. A. Groneberg

Die Feinstaubbelastung Radfahrender im innerstädtischen Straßenverkehr. Einflussfaktoren der Exposition

Zusammenfassung

Fahrradfahren als Form der aktiven Fortbewegung bietet viele gesundheitliche Vorteile durch eine gesteigerte körperliche Aktivität. In städtischer Umgebung können diese Vorteile aufgrund der intensivierten Respiration beim Radfahren und der Nähe zum Fahrzeugverkehr mit einer assoziierten Exposition von verkehrsbedingter partikulärer Luftverschmutzung durch Feinstaub beeinträchtigt werden. Das Ziel dieser Übersichtsarbeit ist, eine Darstellung der aktuellen Literatur mit mobil erhobenen Daten zur Feinstaubbelastung Radfahrender im urbanen Raum zu geben sowie die darin beschriebenen Einflussfaktoren der Feinstaubkonzentrationen aus Meteorologie, Verkehr, Architektur und zeitlichen

Bedingungen zu beschreiben. Fahrradfahren repräsentiert diesbezüglich eine effiziente Vorgehensweise zur Charakterisierung individueller Feinstaubbelastungen mit der Möglichkeit einer hohen räumlich-zeitlichen Auflösung. Unter Beachtung der Hintergrundkonzentration können Aussagen zur relativen Schadstoffexposition und des einhergehenden Gesundheitsrisikos mit Erkenntnissen zugunsten einer umweltverträglichen innerstädtischen Verkehrsplanung getroffen werden.

Schlüsselwörter

Feinstaub · Radfahren · Luftverschmutzung · Mobile Messungen · Aktiver Transport

Fine particulate matter burdens of cyclists in inner city traffic. Factors influencing exposure

Abstract

Cycling as a form of active transportation provides many health benefits through increased physical activity. These benefits can be compromised in urban environments due to the intensified respiration while cycling and the proximity to vehicular traffic with associated exposure to traffic-related air pollution from particulate matter. This review provides an overview of the current literature with data on mobile measurements of particulate matter exposure of cyclists in urban areas. Also, the factors influencing particulate matter concentrations from meteorology, traffic, architecture, and the temporal conditions presented in the

literature are described. In this respect, cycling represents an efficient method for characterizing individual particulate matter exposure with a high spatiotemporal resolution. Taking the background concentrations into consideration, statements on the relative exposure to pollutants and the associated health risk can be made with knowledge in favor of environmentally compatible inner city traffic planning.

Keywords

Particulate matter · Cycling · Air pollution · Mobile measurements · Active transportation

für Radfahrende durch Feinstaub im urbanen Raum. Die vorwiegenden Ziele wiederholter mobiler Messungen sind die Quantifizierung der Feinstaubexposition Radfahrender und der damit einhergehenden persönlichen Belastung unter Optimierung der räumlich-zeitlichen Auflösung sowie Identifikation von Einflussfaktoren aus Meteorologie, Merkmalen des Straßenverkehrs und Charakteristiken der städtischen Umgebung. In **Tab. 1** sind Studien, in denen die Feinstaubbelastung von

Radfahrenden im Straßenverkehr direkt gemessen wurden, zusammengefasst. Die nachfolgenden Feinstaubangaben mit Standardabweichungen beziehen sich auf die arithmetischen Mittelwerte.

Feinstaubexposition Radfahrender im urbanen Raum

PM₁

In einer randomisierten Crossover-Studie von Cole et al. [13] wurde die Belas-

Tab. 1 (Fortsetzung)

Studie	Ort	Zeitraum	Methodik	Design	Ergebnisse		
					PM ₁	PM _{2,5} (PM _{2,5})	PM ₁₀
Jarjour et al., 2013 [28]	Berkeley, USA (ca. 112.000 Einwohner)	14. April bis 23. Juni 2011 an 19 Tagen Morgens (8–10 Uhr)	PM _{2,5} Aerosolmonitor TSI DustTrak 8520 10 s Probenintervall	Vergleich von High-traffic- vs. Low-traffic-Route mit ähnlichen Längen (8–9,5 km)	–	PM _{2,5} (min; max): LT: 4,88 ± 1,41 µg/m ³ (2,25; 20,96 µg/m ³) HT: 5,12 ± 1,86 µg/m ³ (2,25; 27,40 µg/m ³)	–
Peters et al., 2013 [37]	Antwerpen, Belgien (ca. 480.000 Einwohner) und Mol, Belgien (ca. 34.000 Einwohner)	Antwerpen: 16. März bis 08. April 2009 an 8 Tagen Mol: 07. April bis 23. April 2010 an 10 Tagen	PM ₁₀ Antwerpen: Aerosolmonitor DustTrak DRX 8534 1 s Probenintervall Mol: Aerosolspektrometer GRIMM Model 1.108 6 s Probenintervall	24 und 20 Messfahrten auf zwei vorgegebenen Routen (Antwerpen 5 km Länge, Mol 10 km Länge) mit Zonen verschiedener Straßencharakteristiken	–	–	PM ₁₀ : Antwerpen: 83 µg/m ^{3a} Mol: 34 µg/m ^{3a}
Berghmans et al., 2009 [6]	Mol, Belgien (ca. 34.000 Einwohner)	16. April bis 26. April 2007 an 7 Tagen	PM ₁ ; PM _{2,5} ; PM ₁₀ Aerosolspektrometer GRIMM Model 1.108 6 s Probenintervall	7 Messfahrten auf 2 Routen mit 17 km und 6 km Länge	PM ₁ (min; max): 37,4 ± 28,3 µg/m ³ (6,07; 105 µg/m ³) 22 µg/m ^{3a}	PM _{2,5} (min; max): 38,8 ± 26,4 µg/m ³ (8,72–102 µg/m ³) 24,3 µg/m ^{3a}	PM ₁₀ (min; max): 62,4 ± 33,5 µg/m ³ (18,8–160 µg/m ³) 46,5 µg/m ^{3a}
Thai et al., 2008 [46]	Vancouver, Kanada (ca. 675.000 Einwohner)	11. August bis 30. Oktober 2007 an 14 Tagen (7–9 Uhr)	PM ₃ ; PM ₁₀ Aerosolspektrometer GRIMM Model 1.108 6 s Probenintervall	Messfahrten auf einer ca. 20 km langen Route in der Hauptverkehrszeit morgens	–	PM ₃ : (min; max) 22,6 µg/m ³ (7–34 µg/m ³)	PM ₁₀ : (min; max) 53,9 µg/m ³ (26–77 µg/m ³)

Alle Zeitangaben beziehen sich auf die jeweilige Ortszeit

REK: Die relative Expositionskonzentration nach Hintergrundkorrektur

^aMedian, andernfalls arithmetischer Mittelwert

tung und Aufnahme von Feinstaub auf verkehrsarmen („low traffic“, LT) und verkehrsreichen („high traffic“, HT) Strecken mithilfe der mobilen Fahrradmessung verglichen, um Rückschlüsse auf mögliche akute gesundheitliche Auswirkungen des Radfahrens im städtischen Gebiet zu erhalten. Die in Vancouver, Kanada, dokumentierten Medianwerte betragen für die LT-Route 2,9 µg/m³ mit Konzentrationen aus dem Bereich zwischen 0,5 µg/m³ und 12 µg/m³. Für die verkehrsreichere Wegführung wurden etwas höhere Werte von 3,7 µg/m³ (Min: 1,2 µg/m³, Max: 20 µg/m³) ermittelt [13]. Im Vergleich dazu stießen Qui et al. [40] auf wesentlich gesundheitsschädlichere PM₁-Emissionen für Radfahrende im Berufsverkehr bei Messungen entlang zweier Pendler Routen in der chinesischen Großstadt Xi'an. In einer ersten Phase wurden zeitlich-räumliche Schwankungen der persönlichen Feinstaubbelastung ermittelt, die mit Veränderungen des Verkehrsaufkommens sowie der Verkehrsinfrastruktur und -Zusammensetzung einhergehen. Die hierbei durchschnittlich gemessene Schadstoffkonzentration für PM₁ beziffern die Autoren mit 29,9 ± 13,1 µg/m³ [40]. In der zweiten Phase der mobilen Überwachungskampagne sollten die potenziellen Vorteile von Fahrradboulevards gegenüber dem Radfahren im Straßenverkehr beurteilt werden. Im Vergleich zur Exposition in unmittelbarer Verkehrsnähe (14,4 ± 4,5 µg/m³) zeigten die sich in 5 m Entfernung zur 8-spurigen Straße befindenden und durch Vegetation getrennten Fahrradwege reduzierte Feinstaubwerte von 12,9 ± 4,8 µg/m³ [40].

PM_{2,5}

Im Bereich der Partikelgröße von PM_{2,5} untersuchten Carreras et al. [11] mittels Lastenfahrrad zwei vom Verkehr unterschiedlich stark frequentierte Routen mit dem Ziel der Bestimmung der Partikelmassenkonzentration in Münster, Deutschland. Die Autoren berichten diesbezüglich von ähnlichen Medianwerten der Feinstaubkonzentrationen (LT: 4,3 µg/m³, HT: 4,7 µg/m³; [11]). Unterschiede zeigten sich jedoch im Bereich der Massenkonzentration. Die

HT-Strecke wies mit einem Messbereich von $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis zu Spitzenwerten von $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Vergleich zur wenig befahrenen Route (Min: $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) deutlich mehr Schwankungen auf [11]. Zudem stellten die Autoren eine große räumlich-zeitliche Variabilität der gemessenen $\text{PM}_{2,5}$ -Werte mit Unterschieden bis zu $28,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ innerhalb von Sekunden fest [11]. Vergleichbare Werte der Feinstaubexposition für Radfahrende berichteten Cole et al. [13] bei der Gegenüberstellung eines verkehrsarmen Wohngebiets mit $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Min: $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und einer verkehrsreichen Innenstadtstrecke mit $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Min: $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sowie Jarjour et al. [28], die die Schadstoffbelastung und mögliche akute respiratorische Auswirkungen in einem Netz von Wohnstraßen zur Förderung des sicheren Fahrradverkehrs (LT: $4,88 \pm 1,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Min: $2,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: $20,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mit denen von verkehrsreichen Straßen (HT: $5,12 \pm 1,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$; Min: $2,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: $27,40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in Berkeley, USA, verglichen.

Mit dem Ziel, tageszeitliche Schwankungen und die Expositionsmuster entlang definierter Routen zu detektieren, haben Hankey und Marshall [23] die partikuläre Luftverschmutzung mit einer mobilen, fahrradbasierten Überwachungsplattform während der morgendlichen und nachmittäglichen Rushhour in Minneapolis, USA, gemessen. Die durchschnittlichen Konzentrationen von $\text{PM}_{2,5}$ betragen in den Morgenstunden $8,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und am Nachmittag $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [23]. Vergleichbare Werte aus einer anderen nordamerikanischen Großstadt (Montreal, Kanada) berichteten zuvor Hatzopoulou et al. [24], die $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen am Morgen und Nachmittag von $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($4,3\text{--}28,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($2,8\text{--}38,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) registrierten [24]. Höhere Emissionen detektierten Samad und Vogt [44], die die Feinstaubbelastung zur Hauptverkehrszeit (15:49–16:55 MET) und Nebenverkehrszeit (22:14–23:14 MET) auf einem, in mehrere Sektoren unterteilten, 12 km langen Rundkurs im Stadtgebiet Stuttgart mittels mobiler Messung ermittelten. Die untersuchten durchschnittlichen $\text{PM}_{2,5}$ -Konzentrationen der Sektoren lagen

am Nachmittag des Beispieltages im Bereich von $15,1\text{--}25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit Höchstwerten bis zu $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, während die Messwerte in der Nebenverkehrszeit mit $10,1\text{--}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niedriger ausfielen und darüber hinaus eine geringere Streuung aufwiesen [44].

Auf einer Route mit wechselnden Straßeneigenschaften, die zur Beurteilung der Auswirkungen des innerstädtischen Straßenverkehrs, unter Differenzierung der Fahrzeugdichte und -zusammensetzung sowie Berücksichtigung charakteristischer Straßenmerkmale (bauliche Merkmale und Straßenrandvegetation) ebenfalls in Segmente aufgeteilt wurde, führten Hu et al. [26] mehrere Messfahrten zur Erfassung der Feinstaubbelastung von Fahrradpendlern in Fuzhou, China, durch. Die über alle Segmente gemittelten Expositionskonzentrationen für $\text{PM}_{2,5}$ lagen bei $33,1\text{--}35,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [26]. Die Autoren berichten weiterführend von einer relativen Expositionskonzentration, die nach Abzug der lokalen Hintergrundwerte als Aussage zur verkehrsbedingten Luftschadstoffbelastung herangezogen werden kann. Nach Hintergrundkorrektur ergaben sich an den verschiedenen Messtagen Werte zwischen $1,2$ und $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für $\text{PM}_{2,5}$, die auf den motorisierten Verkehr zurückzuführen sind [26]. Dies entspricht den Daten von van Poppel et al. [47], die einen durchschnittlichen Anstieg der Konzentration bis 10 % für $\text{PM}_{2,5}$ im Vergleich zum Hintergrund in den Zonen mit höherer Belastung (Median: $26\text{--}27 \mu\text{g}/\text{m}^3$) erkennen konnten. Ebenfalls vergleichsweise hohe Feinstaubwerte beziehen sich auf eine weitere asiatische Großstadt, die Metropole Xi'an in China. Die Ergebnisse von Qui et al. [40] zeigten, dass die durchschnittliche Schadstoffkonzentration der Radfahrenden für Partikel $<2,5 \mu\text{g}$ $38,6 \pm 17,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betrug. Die höchste Konzentration von $46,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und dementsprechend die höchste Exposition für Radfahrende wurde in den Morgenstunden beobachtet; diese waren $\sim 36\%$ bzw. 42% höher als am Nachmittag oder Abend [40]. Im Gegensatz zum Radfahren im Straßenverkehr ($22 \pm 9,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) konnte auch für $\text{PM}_{2,5}$ eine geringere durchschnittliche Expositionskonzentration auf dem

Fahrradboulevard ($18,4 \pm 13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) festgestellt werden [40].

Ein Großteil der Studien zur mobilen Quantifizierung der Feinstaubexposition arbeitete mit einem Aerosolspektrometer ausgestatteten Fahrrad auf vordefinierten Strecken und Zeiträumen. Einen anderen Ansatz verfolgten Wesseling et al. [49], die im Rahmen ihres Projekts rund 500 Radfahrende mit kostengünstigen $\text{PM}_{2,5}$ -Sensoren ausstatteten und somit im Verlauf eines Jahres (2020) mit Daten aus fast 68.000 Fahrradfahrten eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung der $\text{PM}_{2,5}$ -Belastung in Utrecht, Niederlande, generieren konnten. Die durchschnittliche Konzentration, die von den Sensoren während aller gültigen Fahrradfahrten gemessen wurde, betrug $9,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [49]. Die Ergebnisse zeigten auch, dass durchschnittlich $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ von $9,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ verkehrsbedingten Feinstaubquellen zuzurechnen waren. Bei etwa 5 % aller Fahrten betrug die zusätzlich zur Hintergrundkonzentration gemessene und auf den motorisierten Verkehr zurückzuführende Feinstaubbelastung mehr als $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [49].

Im Unterschied zu den meisten Messkampagnen evaluierten Thai et al. [46] die Schadstoffkonzentration feiner Partikel mit aerodynamischem Durchmesser im Spektrum $<3 \mu\text{m}$ (PM_3). In dieser Studie zur Aufklärung von Einflussfaktoren auf die Luftqualität beim Radfahren wurde die Belastung durch Feinstaub entlang ausgewiesener Radstrecken mit diversen Straßencharakteristiken wie Wegen am Meer, durch Wohnviertel und längs von Hauptverkehrsadern in einer vom Verkehr dominierten städtischen Umgebung erfasst. Die durchschnittliche PM_3 -Gesamtkonzentration, die während dieser Studie in Vancouver, Kanada, gemessen wurde, betrug $22,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mit Schwankungen der mittleren Konzentrationen zwischen 7 und $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [46].

PM₁₀

Die von Thai et al. [46] durchschnittlich gemessene PM_{10} -Gesamtkonzentration betrug $53,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit Schwankungen zwischen 26 und $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bei den jeweiligen Tagesdurchgängen. Von einer ähnlichen Variation der PM_{10} -Konzentrationen

tration berichten Samad und Vogt [44], die während einer Winterkampagne Werte von 30 bis 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dokumentierten. Die relativ niedrigeren PM_{10} -Konzentrationen (30–50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) lagen entlang eines Parks und einer Straße durch die verkehrsberuhigte Innenstadt, während vergleichsweise höhere Werte (40–75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) an oder in der Nähe zu größeren Straßen und Bundesstraßen gemessen wurden [44]. Spitzenwerte über 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registrierten die Autoren in der Nähe von Baustellen. Die von einer stationären Messstelle erfasste Durchschnittskonzentration betrug im Zeitraum der mobilen Messung 51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und entsprach damit fast der gleichen Konzentration, die bei den Radfahrten an dieser Stelle festgestellt wurden [44]. Hu et al. [26] erfassten über 4 Messtage durchschnittliche PM_{10} -Konzentrationen zwischen 44,9 und 46,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Nach Korrektur der Hintergrundkonzentration wurde ein relatives Expositions-niveau von 2,8 bis 4,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für diese Partikelgröße zwischen und innerhalb verschiedener Straßenabschnitte festgestellt [26]. Für die Großstadt Xi'an mit über 12 Mio. Einwohnern in der Metropolregion berichten Qiu et al. [40] PM_{10} -Werte von $60,3 \pm 30,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das Befahren eines räumlich getrennten Radwegs reduzierte die Belastung deutlich von $47,9 \pm 35,3$ auf $32,8 \pm 25,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [40]. Vergleichsweise niedrige PM_{10} -Emissionen berichten Cole et al. [13] aus Vancouver an der Pazifikküste. Entlang der HT-Strecke wurden lediglich 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Min: 4,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) PM_{10} gemessen, die Werte der LT-Route lagen mit 8,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Min: 2,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Max: 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) noch darunter [13]. Zur Beurteilung infrastruktureller Einflussfaktoren der zeitlich-räumlichen PM_{10} -Variabilität führten Peters et al. [37] mobile Messungen in zwei Städten Belgiens durch. Die dabei erfassten Medianwerte der Feinstaubkonzentrationen beziffern die Autoren mit 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für Antwerpen sowie 34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Provinzstadt Mol [37]. In einer früheren Kampagne zur Abschätzung der persönlichen Exposition gegenüber Luftverschmutzung durch Feinstaub wurden ebenfalls in Mol, Belgien, durchschnittliche PM_{10} -Kon-

zentrationen von 62,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registriert [6].

Einflussfaktoren der Luftschadstoffexposition

Die Belastung durch Feinstaub im innerstädtischen Gebiet zeichnet sich durch eine hohe räumlich-zeitliche Variabilität aus, die von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden kann [8]. Die Einflussfaktoren der PM -Exposition lassen sich, wie im Folgenden beschrieben, in 4 Kategorien einordnen: meteorologische Faktoren, zeitliche Bedingungen, Verkehrseigenschaften und Merkmale der städtischen Umgebung [4].

Meteorologische Faktoren

Neben der Streckenführung spielen Wetterbedingungen eine entscheidende Rolle bei der Belastung von Radfahrenden durch Feinstaub [24, 46]. In Bezug zu den meteorologischen Aspekten konnten Windgeschwindigkeit und -richtung, Niederschlag sowie Temperatur und Luftfeuchtigkeit als Einflussfaktoren identifiziert werden.

Die Windgeschwindigkeit und Windrichtung können die Konzentration von Luftschadstoffen entlang einer Straße entscheidend beeinflussen. Diesbezüglich stellten Berghmans et al. [6] eine starke Korrelation zwischen Windgeschwindigkeit und -richtung mit den gemessenen PM_{10} -Werten fest. Bei einer niedrigen Windgeschwindigkeit wurden höhere Partikelkonzentrationen beobachtet, umgekehrt führten höhere Windgeschwindigkeiten zu niedrigeren Feinstaubwerten bei den mobilen Messungen [6]. Übereinstimmend berichten Hu et al. [26], dass die Erhöhung der Windgeschwindigkeit zu einer deutlichen Verringerung der relativen Expositionskonzentration für $\text{PM}_{2,5}$ führte. Als ursächlicher Mechanismus gilt eine stärkere Durchmischung der Luft und daraus resultierende Verdünnung der Partikel [6, 26]. Demgegenüber werden höhere Windgeschwindigkeiten auch mit einer vermehrten Schadstoffkonzentration in Verbindung gebracht, die infolge der Resuspension von Straßenstaub Einfluss auf die Exposition nehmen kann. Thai

et al. [46] fanden diesbezüglich jedoch ausschließlich für ultrafeine Partikel einen statistisch signifikanten Zusammenhang. Allein die Untersuchung von Hatzopoulou et al. [24] berichtet von einer positiven Assoziation der Windgeschwindigkeit in Verbindung mit $\text{PM}_{2,5}$ -Daten. Neben der Geschwindigkeit kann die Windrichtung beim Transport von Staubpartikeln eine wesentliche Rolle spielen. Im Vergleich zu niedrigeren Partikelkonzentrationen bei Messungen gegen den Wind (windaufwärts) von einer bestimmten Quelle konnten Berghmans et al. [6] auf der anderen Seite mit dem Wind (windabwärts) wesentlich höhere Werte in ihrer Untersuchung feststellen. Für stationäre Messanlagen kann dies eine verminderte Genauigkeit der tatsächlichen Feinstaubbelastung in Abhängigkeit des Standortes bedeuten. Besonders im innerstädtischen Gebiet können die Windverhältnisse aufgrund von Hindernissen wie Gebäuden stark verändert und die Beurteilung des Einflusses von Windgeschwindigkeit und -richtung auf die Partikelkonzentration entsprechend schwierig vorherzusagen sein [6].

Die Umgebungstemperatur und Luftfeuchtigkeit kann sich ebenfalls auf die Luftqualität im urbanen Raum auswirken. Diesbezüglich berichten Hatzopoulou et al. [24] von einem positiven Zusammenhang zwischen der relativen Luftfeuchtigkeit sowie der Umgebungstemperatur mit den gemessenen $\text{PM}_{2,5}$ -Werten. Die Erkenntnis, dass die Lufttemperatur eine signifikante Korrelation mit Feinstaubdaten aufweist, steht im Einklang mit den Daten von Thai et al. [46], die für den Bereich PM_3 erfasst wurden. Dieser Zusammenhang könnte dadurch erklärt werden, dass eine erhöhte Temperatur die Geschwindigkeit der Bildungsprozesse von Feinstaub durch Koagulation, Kondensation, Verbrennung und andere chemischen Reaktionen in der Atmosphäre beschleunigt [1]. In Kontrast dazu stehen die Ergebnisse von Qui et al. [40], die die Temperatur zwar als signifikante Determinante der $\text{PM}_{2,5}$ -Exposition identifizierten, jedoch mit jedem Temperaturanstieg um 10 °C eine Abnahme der Feinstaubkonzentration von 16,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ detektierten.

Der Niederschlag war nach Thai et al. [46] negativ mit groben Partikeln (PM_{3-10}) korreliert und spiegelt wahrscheinlich den Einfluss mehrerer wichtiger Prozesse wider, die die PM -Konzentrationen beeinflussen können. Diesbezüglich berichten die Autoren, dass Regenereignisse mit erhöhten Windgeschwindigkeiten verknüpft sind, die zu einer Verdünnung der Partikel beitragen können und Niederschläge zu einer Auswaschung von Schadstoffen aus der Luft führen. Zusätzlich verhindern nasse Oberflächen nach Regenfällen die Mobilisierung von Oberflächenmaterialien wie Straßenstaub durch den Verkehr [46].

Tageszeit und saisonale Faktoren

Ein stärkeres Verkehrsaufkommen, beispielsweise zu Spitzenzeiten im Berufsverkehr, wird im Allgemeinen mit einer erhöhten Schadstoffbelastung der Umgebungsluft assoziiert. Der Vergleich von verschiedenen Tageszeiten zeigt, dass vor allem in den Morgenstunden des Pendlerverkehrs höchste Feinstaubbelastungen entstehen können. Die auftretenden Differenzen können dabei ausgesprochen groß sein, wie die Daten von Berghmans et al. [6] eindrucksvoll zeigen. Für einen Wochentag im April wurden am Morgen etwa doppelt so hohe PM_{10} -Werte sowie ungefähr dreifach erhöhte PM_{1-} und $PM_{2,5}$ -Konzentrationen als zur Mittagszeit gemessen. Wie bereits in der Untersuchung von Qiu et al. [40] für $PM_{2,5}$ beschrieben, reduzierte sich auch hier die Feinstaubbelastung am Nachmittag um 36 % im Vergleich zum Morgen. Niedrigere $PM_{2,5}$ -Werte am Nachmittag bestätigen Hankey und Marshall [23]. Aber auch zu dieser Zeit kann die Schadstoffbelastung noch deutlich erhöht sein. Dies zeigt eine weitere Reduktion der $PM_{2,5}$ -Konzentration zum Abend [40] sowie eine Gegenüberstellung der verkehrsreichen Zeit (nachmittags) mit doppelt so hohen Feinstaubdaten im Vergleich zur verkehrsschwachen Zeit zum späten Abend [44]. In Kontrast dazu berichten Hatzopoulou et al. [24] von Spitzenwerten der $PM_{2,5}$ -Belastung am Nachmittag, auch wenn keine eindeutigen Unterschiede der durchschnittlichen

Belastung während des morgendlichen und abendlichen Pendelns gefunden werden konnten. Die tageszeitlichen Differenzen der Feinstaubkonzentrationen lassen sich neben anthropogenen Aktivitäten in Form eines höheren Verkehrsaufkommens auch aufgrund von Unterschieden bei den lokalen Wetterparametern erklären [6, 44]. Diesbezüglich könnten niedrigere Feinstaubwerte am Nachmittag das Resultat einer stärkeren Verdünnung der Luft infolge höherer Oberflächenwindgeschwindigkeiten sein [23, 26].

Wesseling et al. [49] beschreiben saisonale Unterschiede in der verkehrsbedingten Feinstaubbelastung ($PM_{2,5}$), indem sie in den Sommermonaten mit $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Juli bis September) eine geringere relative Expositionskonzentration gegenüber der restlichen Jahreszeit ($2,0\text{--}2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) detektierten. Ähnliche Erkenntnisse wurden in vorangegangenen Untersuchungen sowohl für $PM_{2,5}$ - als auch PM_{10} -Konzentrationen geschildert. Der Vergleich von Messkampagnen zeigte, dass in den Winter- bzw. Herbstmonaten höhere Konzentrationen für die partikulären Luftschadstoffe (PM_1 , $PM_{2,5}$ und PM_{10}) gemessen wurden als in den wärmeren Sommermonaten [40, 44]. Die jahreszeitliche Variabilität der beobachteten Schadstoffkonzentrationen wird als ein Ergebnis veränderter meteorologischer Bedingungen diskutiert [40, 44].

Verkehrseigenschaften

Zu den Verkehrseigenschaften zählen die Verkehrsdichte mit dem Einfluss von Straßentypen und damit einhergehenden Fahrverhalten sowie die Art der fahrenden Kraftfahrzeuge [6, 8, 14, 23, 24]. Auch Baustellen bilden darüber hinaus einen substanziellen Einflussfaktor auf die lokalen Feinstaubkonzentrationen [44, 46].

Das Verkehrsaufkommen steht in direktem Zusammenhang mit der Feinstaubbelastung für Radfahrende [24, 26], der tatsächliche Einfluss des Straßenverkehrs auf die beobachteten Feinstaubkonzentrationen wird jedoch diskutiert. Während Carreras et al. [11] diese zusätzliche Belastung nur als gering beschrei-

ben, schätzen Hankey und Marshall [23], dass der Anteil der verkehrsbedingten Emissionen mit $\sim 25\%$ für $PM_{2,5}$ einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtbelastung repräsentiert. Zum genaueren Verständnis ermöglichen mobile Messungen detaillierte räumliche Darstellungen der Feinstaubwerte in Bezug zu verschiedenen Straßentypen, die in der Regel nach dem erwarteten Kraftfahrzeugaufkommen klassifiziert werden. Dabei zeigt sich ein positiver Zusammenhang der relativen Schadstoffexposition mit stark befahrenen Hauptstraßen im Vergleich zu kleineren Straßen mit weniger Verkehr, auch wenn die Unterschiede zum Teil als nur gering angesehen werden können [23, 26, 37, 44, 49]. Beim Befahren verkehrsarmer Routen treten Spitzenwerte der Feinstaubkonzentration vor allem in der Nähe verkehrsreicher Straßen auf, beispielsweise beim Kreuzen von Hauptstraßen mit Lkw-Verkehr [28]. In der Nähe von Hauptverkehrsstraßen zeigt sich diesbezüglich ein horizontaler Gradient, indem die Verschmutzung mit steigender Entfernung zur Quelle abnimmt [23]. Die Möglichkeit einer separaten Wegführung mit räumlicher Distanz zum motorisierten Verkehr kann dementsprechend Einfluss auf die Exposition nehmen.

Insbesondere schwere Fahrzeuge wie Lastkraftwagen repräsentieren starke Emittenten, da sie durch direkten Feinstaubausstoß und die vermehrte Aufwirbelung von Straßenstaub einen größeren Beitrag zur relativen Exposition leisten als kleinere Fahrzeuge [23, 26]. Den Zusammenhang von Diesel-Lkw mit einer erhöhten Schadstoffkonzentration für Radfahrende verdeutlichten Hankey und Marshall [23], die einen akuten Anstieg der $PM_{2,5}$ -Konzentration von $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die durchschnittliche Dauer von 30 s für jeden vorbeifahrenden Lkw quantifizierten. Als schwere Nutzfahrzeuge agieren Lkw zudem regelmäßig an Baustellen, die aufgrund der Arbeiten mit freiliegendem Erdreich und Industriemaschinen als eine weitere Ursache für hohe innerstädtische Feinstaubbelastungen identifiziert werden konnten [6, 46].

Merkmale der städtischen Umgebung

Neben dem Verkehr können weitere anthropogene Faktoren wie die Merkmale der städtischen Umgebung Einfluss auf die Schadstoffbelastung für Radfahrende nehmen. Ein Hauptmerkmal ist diesbezüglich die Architektur entlang der Verkehrsstraßen [9, 25, 26, 32]. Die Straßenkonfiguration wird durch eine Reihe von charakteristischen Parametern definiert, die Einfluss auf die räumliche Variabilität der Schadstoffemissionen nehmen können. Hierzu zählen die Straßenbreite, die Ausrichtung der Straße, die Gebäudehöhe sowie die Bebauungsdichte und Freiluftschneisen entlang der Straße einschließlich der Länge des betrachteten Straßenabschnitts [7]. Erhöhte Feinstaubkonzentrationen wurden in den Bereichen von Straßenschluchten, in denen hohe Gebäude dicht beieinanderstehen, detektiert [44]. Geschlossene Gebäudezeilen auf beiden Seiten der Straße erschweren als räumliche Barriere den Austausch der Luft und behindern die Verteilung der Schadstoffe [6, 26]. In der Folge des ungünstigen aerodynamischen Einflusses akkumulieren die Feinstaubpartikel in diesem Bereich und tragen zu einer Verschlechterung der Luftqualität bei. Unterbrechungen zwischen den Gebäuden begünstigen dagegen Luftströme, die die emittierten Schadstoffe weitertragen und lokal konzentrierte Partikelansammlungen zerstreuen [26]. Dementsprechend können Differenzen zwischen stark befahrenen Straßen, die einen niedrigeren Quotienten der Häuserhöhe und -breite aufweisen, und schmalen Straßen mit dichten baulichen Anlagen auftreten [26]. Die Vegetation in unmittelbarer Nähe zur Straße kann zusätzlich einen Effekt auf die Luftqualität im städtischen Raum haben. In Bezug zu den Bepflanzungsstrukturen weisen Hu et al. [26] darauf hin, dass Straßenabschnitte mit dichtem Baumbestand und vollen Blätterkronen einen grünen Tunnel bilden und die Verteilung von Partikeln einschränken können. Diese Beobachtung tritt vor allem in engen Straßen mit dichter Vegetation auf. Bei breiten Straßen hingegen wurden die Merkmale der baulichen Umgebung als die

Hauptfaktoren identifiziert, die die Variation der PM-Konzentration beeinflussen, während die Vegetation am Straßenrand nur eine untergeordnete Rolle spielt [26]. Neben Straßenschluchten gelten Straßenkreuzungen und Ampeln als Punkte vermehrter Partikelansammlungen [6, 11]. Eine hohe Verkehrsdichte sowie der Abrieb von Bremsen und Reifen beim Halten und Anfahren der Fahrzeuge können an diesen Verkehrspunkten zu einer gesteigerten Feinstaubbelastung nicht nur für Radfahrende beitragen [3, 29]. Im Vergleich zu Straßenschluchten repräsentieren Kreuzungen wiederum Unterbrechungen in der Gebäudefassade, die zu einer besseren Möglichkeit der Belüftung beitragen können [44].

Die Infrastruktur von Radwegen gilt als weitere Determinante der Schadstoffexposition [24, 40]. Unterschiede in der Art der Radwege ermöglichen eine Gegenüberstellung mit Erkenntnissen zu den jeweiligen zu erwarteten Beiträgen der verkehrsbedingten Feinstaubbelastung [49]. Die Ergebnisse zeigen in diesem Bezug ein indifferentes Bild. Auf der einen Seite konnte die Belastung durch Befahren räumlich getrennter Radwege im Vergleich zu Radverkehrsanlagen im Straßenverkehr signifikant um 31,5 % reduziert werden [40]. Andererseits zeigen die Ergebnisse von Hatzopoulou et al. [24] einen Anstieg der PM_{2,5}-Belastung von durchschnittlich 7,8 % bei Nutzung getrennter Radwege. Die Autoren verweisen in diesem Zusammenhang auf die nichtsignifikanten Daten und einer gleichzeitigen Verringerung der Konzentration anderer Luftschadstoffe (UFPs, Kohlenmonoxid und Ruß) auf dem getrennten Radweg [24].

Diskussion

Um die öffentliche Gesundheit zu schützen, ist ein genaues Verständnis der Exposition des Menschen gegenüber schädlichen Stoffen wie Feinstaub bei Aktivitäten des täglichen Lebens, beispielsweise dem Radfahren zur Arbeit, erforderlich. Spezifische räumliche und zeitliche Informationen über das Ausmaß innerstädtischer Feinstaubkonzentrationen, sind von entscheidender Bedeutung für die Bewertung der Gesundheitsri-

siken und Grundlage fundierter Entscheidungen zur Verringerung dieser Gefahren. Studien zur Risikobewertung haben gezeigt, dass Radfahren gesundheitsfördernd ist, der gesundheitliche Nutzen von körperlicher Aktivität bei Vorhandensein von Luftverschmutzung allerdings eingeschränkt wird [19, 21, 36, 40, 43]. Vor dem Hintergrund zum Teil gravierender Überschreitungen der empfohlenen WHO-Grenzwerte, kann die Feinstaubexposition Radfahrender aufgrund gesteigerter Inhalationsraten eine erhebliche Gesundheitsbelastung darstellen. Im Vergleich zur Feinstaubbelastung bei Verwendung des Autos, Busses oder der Bahn, ist der Nutzen des aktiven Pendelns infolge körperlicher Aktivität jedoch größer als das Risiko durch die erhöhte inhalierte Dosis von Feinstaub [12].

Die Wahl der Route kann, z. B. durch Vermeidung eines hohen Verkehrsaufkommens, das in Verbindung mit der Feinstaubkonzentration steht, als Schlüsselfaktor für die Verringerung der partikulären Belastung angesehen werden. Entsprechend konnte gezeigt werden, dass die Feinstaubkonzentrationen auf verkehrsberuhigten Straßen häufig niedriger sind als auf verkehrsreichen Routen [11, 13, 25, 28, 49]. Bei der Beurteilung verschiedener Routen sollte zudem die Dauer und die zurückgelegte Strecke im Verhältnis zur Exposition berücksichtigt werden, um zu überprüfen, ob die Wahl einer verkehrärmeren Route tatsächlich zu einer absoluten Schadstoffreduktion beitragen kann [11]. Auch die Entfernung zu stark befahrenen Straßen, beispielsweise durch baulich getrennte Radwege, scheint die Feinstaubexposition zu beeinflussen. Aufgrund der indifferenten Studienergebnisse bedarf es diesbezüglich jedoch weiterer Forschungsarbeit zur Aufklärung des Effekts bei Benutzung separater Radwege gegenüber dem Fahren auf der Straße [24, 40]. Die Partikelgröße des Feinstaubes beeinflusst hierbei die räumliche Verteilung mit zunehmender Entfernung zur Quelle. Während die PM_{2,5}-Konzentrationen relativ gleichmäßig über die Länge der Untersuchungsstrecke verteilt sind, weist PM₁₀ eine wesentlich heterogene räumliche Ausbreitung auf, berichten Thai

et al. [46]. Die schnellere Sedimentationsgeschwindigkeit größerer Partikel scheint den stärker ausgeprägten horizontalen Gradienten gegenüber feineren Staubelementen ($PM_{2,5}$ und PM_{10}) zu erklären [44]. Diese Erkenntnisse sollten unter Beachtung der Tatsache eingeordnet werden, dass die Emissionsprozesse einer ausgesprochen hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität unterliegen. Weiterführend lassen sich meteorologische Faktoren für eine signifikante tägliche Variabilität verantwortlich machen. In diesem Zusammenhang sind auch Inversionswetterlagen interessant, die den vertikalen Luftaustausch beeinträchtigen und eine Akkumulation bodennaher Luftschadstoffe begünstigen können [39, 48, 51]. Insbesondere bei Inversionswetterlagen wird zudem ein feuchtebedingter Partikelwachstumseffekt diskutiert, indem Feinstaubpartikel aufgrund der höheren Luftfeuchtigkeit Wasser binden und damit in ihrer Größe anwachsen. Dementsprechend sollte der Einfluss von Wetterbedingungen bei der Beurteilung der persönlichen Exposition gegenüber Luftschadstoffen berücksichtigt werden [24, 46].

Mobile Messungen tragen im Vergleich zu stationären Messungen vor allem zu einem besseren räumlichen Verständnis bei, zeigen diesbezüglich häufig jedoch nur eine Momentaufnahme und können als Ergänzung zu stationären Messsystemen einen wichtigen Beitrag zur Aufklärung der innerstädtischen Schadstoffbelastung für Radfahrende leisten [37]. Zur Abschätzung des Beitrags der lokalen, verkehrsbedingten Emissionen sollten die Feinstaubwerte zusätzlich mit den regionalen Hintergrundkonzentrationen verglichen werden [26, 47]. Mehrere Untersuchungen stellten hierbei fest, dass ein größerer Teil der gemessenen Konzentrationen auf Hintergrundbeiträge zurückzuführen sind und die zeitliche Variabilität der Hintergrundkonzentration als starker Einflussfaktor der innerstädtischen Feinstaubexposition anzusehen ist [23, 37, 47]. Qiu et al. [40] berichten diesbezüglich, dass jede Abnahme der lokalen Hintergrundkonzentration um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eine Reduzierung der Belastung für Radfahrende von $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergibt. Falls

möglich, sollte eine Quantifizierung der Hintergrundkonzentrationen durch Erfassung von Referenzwerten stationärer Messstellen vorgenommen werden [37].

Aus gesundheitlicher Sicht sind Studien zur Bewertung der Belastung von Radfahrenden durch Feinstaub besonders wichtig, da dessen Konzentrationen in Städten mit einem breiten Spektrum an gesundheitlichen Auswirkungen, einschließlich kardiopulmonaler Morbidität und Mortalität einhergehen [38]. In der Konsequenz sind selbst moderate Verringerungen der Belastung durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung mit positiven Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen verbunden [24]. Die Kenntnisse, dass morphologische Variablen einer Straße, einschließlich der Gebäudegeometrie und Straßenrandvegetation, Veränderungen der Luftströmung bewirken und damit zu einer Ab- bzw. Zunahme der Schadstoffkonzentrationen an verschiedenen Stellen im Straßenraum führen können, erlaubt eine ergänzende Beurteilung über den Verlauf von Fahrradstraßen und anderen Radverkehrsverbindungen im Rahmen der Verkehrsplanung [26]. Zusammenfassend lässt sich die Notwendigkeit von mobilen Expositionsmessungen während der Teilnahme am Straßenverkehr verdeutlichen, indem Feinstaubbelastungen adäquat quantifiziert, die Auswirkungen des Straßenverkehrs und verschiedener Einflussfaktoren auf die Feinstaubkonzentration verdeutlicht und gesundheitlichen Beeinträchtigungen weiterführend erforscht werden können. Die Erkenntnisse der Expositionsbeurteilung und der jeweiligen Einflussfaktoren können im Rahmen einer diversifizierten gesundheitsfördernden Stadtplanung genutzt werden, um zukünftig schadstoffreduzierte Fahrradrouten zu entwickeln.

Fazit für die Praxis

- Die Luftverschmutzung durch Feinstaub stellt ein wichtiges Umweltisiko für die menschliche Gesundheit in städtischen Gebieten dar.
- Die Verwendung des Fahrrads zur mobilen Messung repräsentiert ein nützliches Instrument zur Charakteri-

sierung individueller Feinstaubbelastungen und hilft die räumliche sowie zeitliche Verteilung von Feinstaub zu präzisieren und Einflussfaktoren der Exposition aufzudecken.

- Aufgrund ihrer Nähe zu den verkehrsbedingten Feinstaubquellen stellen Radfahrende in Kombination mit einer intensivierten Respiration eine besonders vulnerable Gruppe des Transports im urbanen Raum dar.
- Die Erkenntnisse über den Einfluss des motorisierten Straßenverkehrs sowie weiterer Faktoren aus Architektur und zeitlichen Bedingungen ermöglichen eine differenzierte Auswahl und Planung von innerstädtischen Fahrradrouten mit dem Ziel der Reduktion des Gesundheitsrisikos durch Feinstaub.
- Zur Bewertung der Feinstaubbelastung Radfahrender und ihrer Anteile durch den Straßenverkehr sollten Studien unter Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration erfolgen, um eine detaillierte Einschätzung der quellenbezogenen Emissionen sowie relativen Expositionskonzentration zu erhalten.
- Die Verkehrseigenschaften einzelner Städte können stark variieren und beeinflussen die Exposition Radfahrender, die vor dem Hintergrund zum Teil gravierender Überschreitungen der empfohlenen Grenzwerte eine erhebliche Gesundheitsbelastung repräsentiert, welche im Vergleich zum passiven Transport jedoch durch die Vorteile körperlicher Aktivität relativiert werden kann.

Korrespondenzadresse

Martin Fischer

Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin, Arbeitsbereich Präventiv- und Sportmedizin, Goethe-Universität Frankfurt am Main
Theodor-Stern-Kai 7, Haus 9B, 60590 Frankfurt am Main, Deutschland
m.fischer@med.uni-frankfurt.de

Funding. Open Access funding enabled and organized by Projekt DEAL.

Einhaltung ethischer Richtlinien

Interessenkonflikt. M. Fischer, J. Dröge, M. Braun und D.A. Groneberg geben an, dass kein Interessenkonflikt besteht.

Für diesen Beitrag wurden von den Autor/-innen keine Studien an Menschen oder Tieren durchgeführt. Für die aufgeführten Studien gelten die jeweils dort angegebenen ethischen Richtlinien.

Open Access. Dieser Artikel wird unter der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz veröffentlicht, welche die Nutzung, Vervielfältigung, Bearbeitung, Verbreitung und Wiedergabe in jeglichem Medium und Format erlaubt, sofern Sie den/die ursprünglichen Autor(en) und die Quelle ordnungsgemäß nennen, einen Link zur Creative Commons Lizenz beifügen und angeben, ob Änderungen vorgenommen wurden.

Die in diesem Artikel enthaltenen Bilder und sonstiges Drittmaterial unterliegen ebenfalls der genannten Creative Commons Lizenz, sofern sich aus der Abbildungslegende nichts anderes ergibt. Sofern das betreffende Material nicht unter der genannten Creative Commons Lizenz steht und die betreffende Handlung nicht nach gesetzlichen Vorschriften erlaubt ist, ist für die oben aufgeführten Weiterverwendungen des Materials die Einwilligung des jeweiligen Rechteinhabers einzuholen.

Weitere Details zur Lizenz entnehmen Sie bitte der Lizenzinformation auf <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>.

Literatur

- Adams H, Nieuwenhuijsen M, Colville R (2001) Determinants of fine particle (PM_{2.5}) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. *Atmospheric Environ* 35(27):4557–4566. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00194-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00194-7)
- EEA (2020) Air quality in Europe. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/447035cd-344e-11eb-b27b-01aa75ed71a1>. Zugriffen: 26. Mai 2022 (Publications Office of the European Union, Luxembourg)
- Amato F, Cassee FR, Denier van der Gon HA, Gehrig R, Gustafsson M, Hafner W, Harrison RM, Jozwicka M, Kelly FJ, Moreno T, Prevot ASH, Schaap M, Sunyer J, Querol X (2014) Urban air quality: the challenge of traffic non-exhaust emissions. *J Hazard Mater* 275:31–36. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.053>
- Apparicio P, Carrier M, Gelb J, Séguin A-M, Kingham S (2016) Cyclists' exposure to air pollution and road traffic noise in central city neighbourhoods of Montreal. *J Transp Geogr* 57:63–69. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2016.09.014>
- Bassett DR, Pucher J, Buehler R, Thompson DL, Crouter SE (2008) Walking, cycling, and obesity rates in Europe, North America, and Australia. *J Phys Act Health* 5(6):795–814. <https://doi.org/10.1123/jpah.5.6.795>
- Berghmans P, Bleux N, Int Panis L, Mishra VK, Torfs R, Van Poppel M (2009) Exposure assessment of a cyclist to PM₁₀ and ultrafine particles. *Sci Total Environ* 407(4):1286–1298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.041>
- Berkowicz R, Palmgren F, Hertel O, Vignati E (1996) Using measurements of air pollution in streets for evaluation of urban air quality—meteorological analysis and model calculations. *Sci Total Environ* 189–190:259–265. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05217-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05217-5)
- Bigazzi AY, Figliozzi MA (2014) Review of urban bicyclists' intake and uptake of traffic-related air pollution. *Transport Rev* 34(2):221–245. <https://doi.org/10.1080/01441647.2014.897772>
- Boogaard H, Borgman F, Kamminga J, Hoek G (2009) Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environ* 43(27):4234–4242. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.035>
- Breitner S, Peters A, Zareba W, Hampel R, Oakes D, Wiltshire J, Frampton MW, Hopke PK, Cyrus J, Utell MJ, Kane C, Schneider A, Rich DQ (2019) Ambient and controlled exposures to particulate air pollution and acute changes in heart rate variability and repolarization. *Sci Rep* 9(1):1946. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38531-9>
- Carreras H, Ehrnsperger L, Klemm O, Paas B (2020) Cyclists' exposure to air pollution: in situ evaluation with a cargo bike platform. *Environ Monit Assess* 192(7):470. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08443-7>
- Cepeda M, Schoufour J, Freak-Poli R, Koolhaas CM, Dhana K, Brammer WM, Franco OH (2017) Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review. *Lancet Public Health* 2(1):e23–e34. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4)
- Cole CA, Carlsten C, Koehle M, Brauer M (2018) Particulate matter exposure and health impacts of urban cyclists: a randomized crossover study. *Environ Health* 17(1):78. <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0424-8>
- Cole-Hunter T, Morawska L, Stewart I, Jayaratne R, Solomon C (2012) Inhaled particle counts on bicycle commute routes of low and high proximity to motorised traffic. *Atmospheric Environ* 61:197–203. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.041>
- Davidson CI, Phalen RF, Solomon PA (2005) Airborne particulate matter and human health: a review. *Aerosol Sci Technol* 39(8):737–749. <https://doi.org/10.1080/02786820500191348>
- Dröge J, Müller R, Scutaru C, Braun M, Groneberg DA (2018) Mobile measurements of particulate matter in a car cabin: local variations, contrasting data from mobile versus stationary measurements and the effect of an opened versus a closed window. *Int J Environ Res Public Health*. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122642>
- Elvik R (2009) The non-linearity of risk and the promotion of environmentally sustainable transport. *Accid Anal Prev* 41(4):849–855. <https://doi.org/10.1016/j.aap.2009.04.009>
- European Commission (2008on) Directive 2008/50/EC of the European parliament and of the council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe (OJL 152). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:32008L0050>. Zugriffen: 22. Juni 2022
- Giles LV, Koehle MS (2014) The health effects of exercising in air pollution. *Sports Med* 44(2):223–249. <https://doi.org/10.1007/s40279-013-0108-z>
- Götschi T, Garrard J, Giles-Corti B (2016) Cycling as a part of daily life: a review of health perspectives. *Transport Rev* 36(1):45–71. <https://doi.org/10.1080/01441647.2015.1057877>
- Green S, Sakuls P, Levitt S (2021) Cycling for health: improving health and mitigating the climate crisis. *Can Fam Physician* 67(10):739–742. <https://doi.org/10.46747/cfp.6710739>
- Groneberg DA, Morfeld P, Kraus T, Köhler D, Krug N, Magnussen H, Nowak D, Rabe KF, Schultze-Werninghaus G, Schulz H, Teschler H, Vogelmeier C, Wagner U, Welte T, Voshhaar T, Witt C (2009) Gesundheitliche Effekte der Feinstaubbelastung – aktueller wissenschaftlicher Kenntnisstand. *Pneumologie* 63(7):363–368. <https://doi.org/10.1055/s-0029-1214788>
- Hankey S, Marshall JD (2015) On-bicycle exposure to particulate air pollution: particle number, black carbon, PM_{2.5}, and particle size. *Atmospheric Environ* 122:65–73. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.09.025>
- Hatzopoulou M, Weichenthal S, Dugum H, Pickett G, Miranda-Moreno L, Kulka R, Andersen R, Goldberg M (2013) The impact of traffic volume, composition, and road geometry on personal air pollution exposures among cyclists in Montreal, Canada. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 23(1):46–51. <https://doi.org/10.1038/jes.2012.85>
- Hertel O, Hvidberg M, Ketzel M, Storm L, Stausgaard L (2008) A proper choice of route significantly reduces air pollution exposure—a study on bicycle and bus trips in urban streets. *Sci Total Environ* 389(1):58–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.058>
- Hu H, Chen Q, Qian Q, Lin C, Chen Y, Tian W (2021) Impacts of traffic and street characteristics on the exposure of cycling commuters to PM_{2.5} and PM₁₀ in urban street environments. *Build Environ* 188:107476. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.107476>
- Int Panis L, De Geus B, Vandenbulcke G, Willems H, Degraeuwe B, Bleux N, Mishra V, Thomas I, Meeusen R (2010) Exposure to particulate matter in traffic: a comparison of cyclists and car passengers. *Atmospheric Environ* 44(19):2263–2270. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.028>
- Jarjour S, Jerrett M, Westerdaal D, de Nazelle A, Hanning C, Daly L, Lipsitt J, Balmes J (2013) Cyclist route choice, traffic-related air pollution, and lung function: a scripted exposure study. *Environ Health* 12:14. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-14>
- Ketzel M, Omstedt G, Johansson C, Düring I, Pohjola M, Oettl D, Gidhagen L, Wählin P, Lohmeyer A, Haakana M, Berkowicz R (2007) Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environ* 41(40):9370–9385. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.005>
- Kim K-H, Kabir E, Kabir S (2015) A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environ Int* 74:136–143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Kyung SY, Jeong SH (2020) Particulate-matter related respiratory diseases. *Tuberc Respir Dis* 83(2):116–121. <https://doi.org/10.4046/trd.2019.0025>
- MacNaughton P, Melly S, Vallarino J, Adamkiewicz G, Spengler JD (2014) Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution. *Sci Total Environ* 490:37–43. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.111>
- Manousakas M, Papaefthymiou H, Diapouli E, Migliori A, Karydas AG, Bogdanovic-Radovic I, Eleftheriadis K (2017) Assessment of PM_{2.5} sources and their corresponding level of uncertainty in a coastal urban area using EPA PMF 5.0 enhanced

- diagnostics. *Sci Total Environ* 574:155–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.047>
34. Molliné M, Witt C, Gerber A, Groneberg DA (2007) Luftqualität und Belastung durch Feinstaub. *Zbl Arbeitsmed* 57(2):36–40. <https://doi.org/10.1007/BF03349106>
 35. Mueller N, Rojas-Rueda D, Cole-Hunter T, de Nazelle A, Dons E, Gerike R, Götschi T, Int Panis L, Kahlmeier S, Nieuwenhuijsen M (2015) Health impact assessment of active transportation: a systematic review. *Prev Med* 76:103–114. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2015.04.010>
 36. Oja P, Titze S, Bauman A, de Geus B, Krenn P, Reger-Nash B, Kohlberger T (2011) Health benefits of cycling: a systematic review. *Scand J Med Sci Sports* 21(4):496–509. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0838.2011.01299.x>
 37. Peters J, Theunis J, Van Poppel M, Berghmans P (2013) Monitoring PM10 and ultrafine particles in urban environments using mobile measurements. *Aerosol Air Qual Res* 13(2):509–522. <https://doi.org/10.4209/aqr.2012.06.0152>
 38. Pope CA, Dockery DW (2006) Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 56(6):709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
 39. Prasad P, Basha G, Ratnam MV (2022) Is the atmospheric boundary layer altitude or the strong thermal inversions that control the vertical extent of aerosols? *Sci Total Environ* 802:149758. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149758>
 40. Qiu Z, Wang W, Zheng J, Lv H (2019) Exposure assessment of cyclists to UFP and PM on urban routes in Xi'an, China. *Environ Pollut* 250:241–250. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.129>
 41. Reynolds CCO, Harris MA, Teschke K, Cripton PA, Winters M (2009) The impact of transportation infrastructure on bicycling injuries and crashes: a review of the literature. *Environ Health* 8:47. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-47>
 42. Rojas-Rueda D, de Nazelle A, Andersen ZJ, Braun-Fahrländer C, Bruha J, Bruhova-Foltynova H, Desqueyroux H, Praznocy C, Ragettli MS, Tainio M, Nieuwenhuijsen MJ (2016) Health impacts of active transportation in Europe. *PLoS ONE* 11(3):e149990. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149990>
 43. Rojas-Rueda D, de Nazelle A, Tainio M, Nieuwenhuijsen MJ (2011) The health risks and benefits of cycling in urban environments compared with car use: health impact assessment study. *BMJ* 343:d4521. <https://doi.org/10.1136/bmj.d4521>
 44. Samad A, Vogt U (2020) Investigation of urban air quality by performing mobile measurements using a bicycle (MOBAIR). *Urban Clim* 33:100650. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2020.100650>
 45. Schepers P, Fishman E, Beelen R, Heinen E, Wijnen W, Parkin J (2015) The mortality impact of bicycle paths and lanes related to physical activity, air pollution exposure and road safety. *J Transport Health* 2(4):460–473. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.09.004>
 46. Thai A, McKendry I, Brauer M (2008) Particulate matter exposure along designated bicycle routes in Vancouver, British Columbia. *Sci Total Environ* 405(1):26–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.035>
 47. Van Poppel M, Peters J, Bleux N (2013) Methodology for setup and data processing of mobile air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments. *Environ Pollut* 183:224–233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.020>
 48. Wallace J, Kanaroglou P (2009) The effect of temperature inversions on ground-level nitrogen dioxide (NO₂) and fine particulate matter (PM_{2.5}) using temperature profiles from the atmospheric infrared sounder (AIRS). *Sci Total Environ* 407(18):5085–5095. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.050>
 49. Wesseling J, Hendrix W, de Ruiter H, van Ratingen S, Drukker D, Huitema M, Schouwenaar C, Janssen G, van Aken S, Smeenk JW, Hof A, Tielemans E (2021) Assessment of PM_{2.5} exposure during cycle trips in the Netherlands using low-cost sensors. *Int J Environ Res Public Health*. <https://doi.org/10.3390/ijerph18116007>
 50. World Health Organization (2021) WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>. Zugegriffen: 7. Juni 2022
 51. Wu W, Zha Y, Zhang J, Gao J, He J (2014) A temperature inversion-induced air pollution process as analyzed from Mie LIDAR data. *Sci Total Environ* 479–480:102–108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.112>