

Schlussbericht

Projekt: Urban Climate Under Change [UC]² Stadtklima im Wandel

Vorhabenbezeichnung:

Verbundprojekt Stadtklima: Evaluierung von Stadtklimamodellen (Modul B)

Teilvorhaben: TP8

Stadtklima und Luftreinhaltung in Stuttgart unter besonderer Berücksichtigung von thermischen Windsystemen

Laufzeit des Vorhabens: 01.06.2016 – 31.05.2019, Kostenneutrale Verlängerung bis 30.09.2019

Berichtszeitraum: 01.06.2016 – 30.09.2019

Förderkennzeichen: 01LP1602H

Zuwendungsempfänger: Dr.-Ing. Ulrich Vogt, IFK-Universität Stuttgart

Autoren*: *U. Vogt, A. Samad*

Universität Stuttgart

Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik (IFK)

Abteilung Reinhaltung der Luft (RdL)

Pfaffenwaldring 23, 70569 Stuttgart, Deutschland.

Email: ulrich.vogt@ifk.uni-stuttgart.de; abdul.samad@ifk.uni-stuttgart.de

Teil II: Eingehende Darstellung

In Modul B (Verbundprojekt 3DO „Dreidimensionale Observierung und Modellierung atmosphärischer Prozesse in Städten“) der Fördermaßnahme wurden existierende Beobachtungsdaten aufbereitet und Messungen in Berlin, Hamburg und Stuttgart durchgeführt. Im Teilprojekt (TP8) im Modul B wurde das Thema „Stadtklima und Luftreinhaltung in Stuttgart unter besonderer Berücksichtigung von thermischen Windsystemen“ aufgegriffen. In diesem TP wurden Langzeitbeobachtungen (LTO) und Intensivmesskampagnen (IOPs) durchgeführt.

1. LTO: Messwagen

Für die Langzeitbeobachtungen wurde der Messwagen des IFK mit Messgeräten ausgerüstet, um Luftverunreinigungen sowie meteorologische Parameter zu messen. Die Geräte für den Messwagen wurden durch Interkalibration und durch Vergleichsmessungen aufeinander abgestimmt. Die Partikelmessgeräte wurden mit dem gravimetrischen Standardverfahren abgeglichen und die Gasmessgeräte z.B. Stickstoffoxide, Kohlenmonoxid und Ozon wurden in regelmäßigen Abständen mit Kalibriergasen verglichen und in einem weiteren Schritt Vergleichsmessungen in der Außenluft durchgeführt. Beim Überschreiten von vordefinierten Abweichungen, wurden die Messdaten korrigiert. Darüber hinaus fanden Vergleichsmessungen von verschiedenen Prüfgasen im Rahmen der IOPs mit den Projektpartnern von TP6, Forschungszentrum (FZ) Jülich statt.

Die Topographie Stuttgarts ist sehr komplex, da die Stadt an drei Seiten von Hügeln umgeben ist. In Abbildung 1 (links) sind die Stuttgarter Topographie an drei Seiten sowie der Messort (roter Kreis) zu sehen. Die Lage des Messwagens am Marienplatz ist ideal, um die thermischen Windsysteme zu analysieren, da die Kaltluftflüsse an dieser Stelle in das Stadtzentrum hineinströmen, bzw. umgekehrt gerichtete Strömungen vom Stadtzentrum in das Nesenbachtal analysiert werden können. Daher wurde dieser Standort für die stationären Messungen mit dem Messwagen gewählt. Der Messwagen steht dort und misst kontinuierlich seit Februar 2017. In Abbildung 1 (rechts) ist der Standort des Messwagens auf dem zentral gelegenen Marienplatz auf einem Luftbild dargestellt. Die gemessenen Luftschadstoffe sind Stickstoffoxide (NO_x , NO , NO_2), Ozon (O_3), Black Carbon (BC: schwarzer Kohlenstoff), Kohlenmonoxid (CO) und Feinstaub (PM). Es werden auch die meteorologischen Komponenten wie Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Luftdruck, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschlag und Globalstrahlung gemessen.



Abbildung 1: a) Stuttgart und umliegende Gemeinden
b) Luftbild Marienplatz inklusive Standort des Messwagens

Der Einfluss der Windrichtung auf die Schadstoffkonzentrationen wurde anhand von Windrosen und Schadstoffrosen untersucht. Die Temperaturrose erwies sich als sehr hilfreich, um den Tag-Nacht-Effekt der Stadt zu verstehen. Ein wochenweiser Vergleich von NO, NO₂ und O₃ wurde durchgeführt und ihre tageszeitlichen Trends für Wochentage und das Wochenende getrennt betrachtet. Es wurde BC einerseits aus dem Verkehr und andererseits aus Biomassenverbrennung unterschieden und eine Korrelation mit CO hergestellt. Einer der wichtigsten Schadstoffe in Stuttgart ist PM10 zusammen mit NO₂. Werden aufgrund einer längeren austauscharmen Wetterlage hohe Feinstaubkonzentrationen erwartet, dann wird in den Wintermonaten von Mitte Oktober bis Mitte April Feinstaubalarm ausgelöst. Bei Feinstaubalarm dürfen holzbefeuerte Einzelöfen, sogenannte Komfortöfen, nicht betrieben werden. Zudem wird an die Bevölkerung appelliert, Fahrgemeinschaften zu bilden, das Auto stehen zu lassen und den öffentlichen Nahverkehr zu nutzen. PM2.5 und PM1 wird zusammen mit PM10 gemessen. Beispielergebnisse, die am Messwagen gemessen wurden, sind in den Abbildungen 2 bis 6 zu sehen.

Der Messwagen am Marienplatz ist mit verschiedenen meteorologischen Messgeräten ausgerüstet. In Abbildung 2 sind die gemessenen Winddaten in Form einer Windrose für den gesamten Zeitraum von März 2017 bis Dezember 2019 unterteilt in verschiedene Windgeschwindigkeitsklassen von 0 – 4 m/s dargestellt. Es zeigt sich, dass die Hauptwindrichtung am Marienplatz durch Winde aus drei Sektoren zwischen Südsüdwest bis West an ca. 75 % des Messzeitraums bestimmt ist. Die restlichen Winde stammen aus allen weiteren Sektoren mit relativ geringen Anteilen.

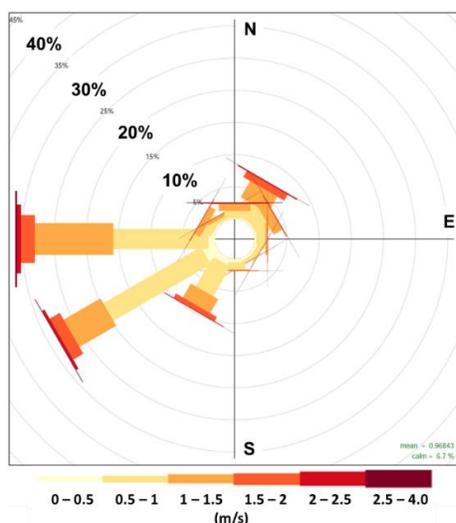


Abbildung 2: Mittlere Windrose von März 2017 bis Dezember 2019 für den Standort Marienplatz

Eine Temperaturrose gibt die Temperatur von Luftmassen aus unterschiedlichen Anströmrichtungen an. Auf diese Weise kann festgestellt werden, dass Luftströmungen aus einer bestimmten Richtung kühler oder wärmer sind als Luftströmungen aus anderen Richtungen. Abbildung 3(a) zeigt die Temperaturrose für den gesamten Messzeitraum, in dem z. B. eine durchschnittliche Lufttemperatur von 18 °C aus Nord-Nordwesten und von 11 °C aus Südwesten gemessen wurde. Die Kaltluft wird auf den höher gelegenen Ebenen um den Stuttgarter Talkessel bei entsprechenden Wetterlagen gebildet. Sie besitzt eine höhere Dichte und strebt deshalb dem topografisch niedrigsten Punkt entgegen. Sie strömt über die Hänge und Täler in den sogenannten Stuttgarter Talkessel. An der Messstation am Marienplatz konnten die Kaltluftflüsse anhand der Temperaturmessungen nachgewiesen werden. Die Ergebnisse von Temperaturrosen zeigen, dass die Luftmassen wenn sie von außerhalb der bebauten Gebiete über die Hänge kommen, im Vergleich

zu Luftmassen, die aus der Stadt kommen, um etwa 25% kühler sind.

Um Schadstoffquellen zu lokalisieren und z.B. die Auswirkungen des Verkehrs auf die Schadstoffkonzentrationen sichtbar zu machen, sind Schadstoffrosen sehr hilfreich. In der Schadstoffrose werden Schadstoffe als Funktion der Windrichtung für Windgeschwindigkeiten von mehr als 0,5 m/s dargestellt. Anhand von Schadstoffrosen ist es möglich, die Richtung zu identifizieren, aus der verschmutzte Luft kommt. Der direkt aus den Fahrzeugen austretende Schadstoff, der auch einen eindeutigen Hinweis auf die Fahrzeugemissionen gibt, ist Stickstoffmonoxid (NO). Die Verschmutzungszunahme für NO ist in Abbildung 3(b) als Beispiel dargestellt. Es ist zu beobachten, dass die an der Messstation gemessene NO-Konzentration bei Wind aus Nordosten, Osten und Südosten immer um einen Faktor von 1,5 bis 2 höher war im Vergleich zu Winden aus Südwest, West und Nordwest. Bei Nordostwind wurde eine NO-Konzentration von ca. 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und bei Südwestwind eine NO-Konzentration von ca. 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. NO-Konzentrationen von etwa 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden gemessen, wenn der Wind aus östlicher Richtung stammte, und ungefähr die Hälfte dieser Konzentration wurde aus der entgegengesetzten Richtung gemessen, d. h. aus westlicher Richtung. Die erhöhten Konzentrationen aus den entsprechenden Windsektoren können als direkter Beitrag des lokalen Straßenverkehrs angesehen werden. Die anderen Schadstoffe verhalten sich ähnlich, aber die Konzentrationsunterschiede bei Wind von der Stadt im Gegensatz zu Wind aus dem Kaltental, ist nicht so hoch wie bei NO.

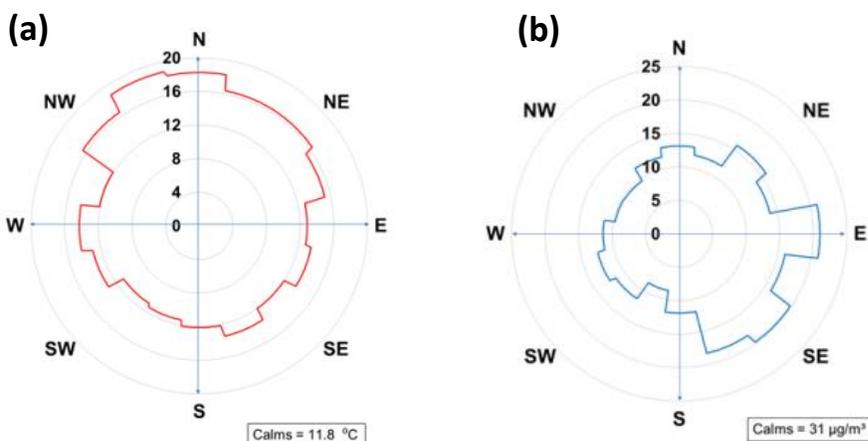


Abbildung 3: Temperaturrose (a) und NO-Schadstoffrose (b) von März 2017 bis Dezember 2019 für den Standort Marienplatz

Die Schadstoffkonzentrationen und die Verkehrsintensität sind eng miteinander verbunden, daher wurde eine vergleichende Auswertung in Bezug auf die Verkehrsintensität und die Schadstoffkonzentrationen durchgeführt. Die Verkehrsdaten wurden von den zuständigen Behörden eingeholt und mit den gemessenen Schadstoffkonzentrationen in Beziehung gesetzt, um eventuell vorhandene Korrelationen zu untersuchen. Die durchschnittliche Anzahl der Fahrzeuge, die zwischen März 2017 und Dezember 2019 den Marienplatz passierten, ist in Abbildung 4 dargestellt. Bei dieser Bewertung wurden sowohl die Bundesstraße B14 als auch die Hauptverkehrsstraße Filderstraße berücksichtigt. Die durchgezogene Linie repräsentiert den Median (Zentralwert), der dunklere Farbton repräsentiert das 25. und 75. Quantil (Schwellenwert) und der hellere Farbton repräsentiert das 5. und 95. Quantil.

Wie erwartet passierten an den Wochentagen mehr Fahrzeuge die Messstation als an den Wochenenden (Samstag und Sonntag). An den Wochentagen machte sich morgens zwischen 7 und 9 Uhr der Verkehr zur Hauptverkehrszeit bemerkbar und abends zwischen 16 und 19 Uhr. Die durchschnittliche Anzahl der Fahrzeuge pro Stunde während der Hauptverkehrszeiten lag an den

Wochentagen bei 3.500 bis 4.000. Aus der täglichen Verteilung geht hervor, dass die durchschnittliche Anzahl der Fahrzeuge an den Wochentagen bei 3.000 lag, während sie an den Wochenenden bei 2.000 lag. Dies zeigt einen um fast 33 % geringeren Verkehr an den Wochenenden im Vergleich zu den Wochentagen.

Die Geschwindigkeit von Fahrzeugen ist ebenfalls ein sehr wichtiges Kriterium, da sie in direktem Zusammenhang mit den Emissionen der Fahrzeuge steht. In den Hauptverkehrszeiten war es meistens Stop-and-Go-Verkehr und die Fahrzeuggeschwindigkeit war im Vergleich zur Nebenzeit normalerweise niedriger. Dies ist in der Abbildung 5 zu sehen, in der die Fahrzeuggeschwindigkeit in km/h für denselben Zeitraum aufgetragen ist und die Fahrzeuggeschwindigkeit in den Hauptverkehrszeiten abnimmt.

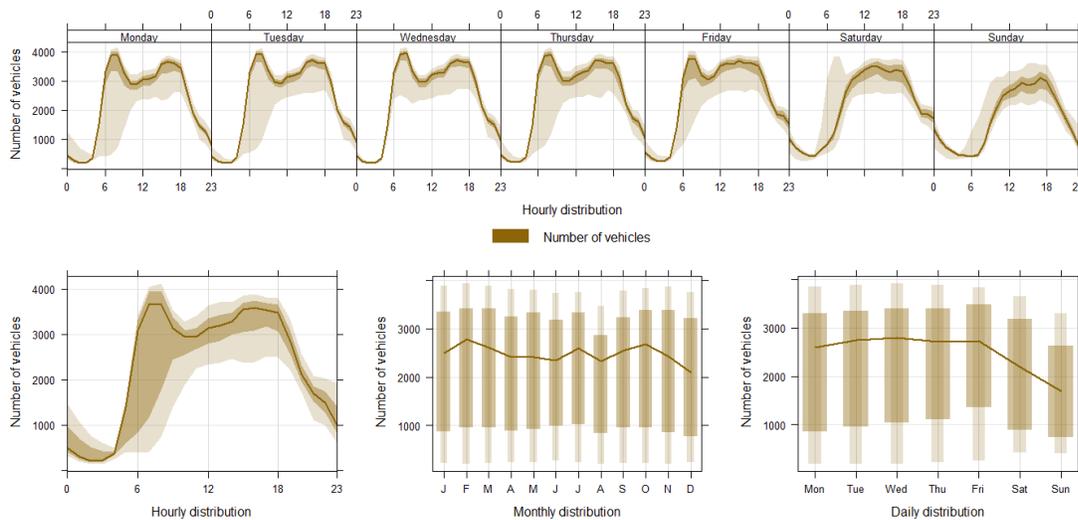


Abbildung 4: Tagesgang, Wochengang und Jahrgang der Anzahl der Fahrzeuge, die von März 2017 bis Dezember 2019 an der Messstation Marienplatz vorbeifahren

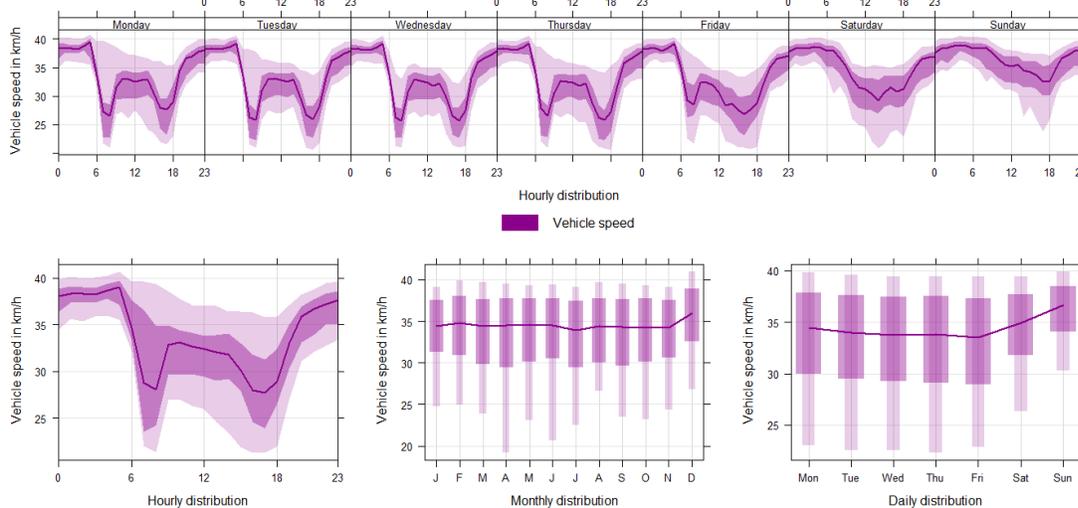


Abbildung 5: Tagesgang, Wochengang und Jahrgang der Geschwindigkeit der Fahrzeuge, die von März 2017 bis Dezember 2019 die Messstation am Marienplatz vorbeifahren

In Abbildung 6 ist der mittlere Tagesgang, Wochengang und Jahrgang von NO, NO₂ und O₃ für die Periode zwischen März 2017 und Dezember 2019 dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass

die NO- und NO₂-Konzentrationen an Wochentagen höher und am Wochenende niedriger sind, während die O₃-Konzentration an Wochentagen niedriger und an Wochenendtagen höher ist. Die höchsten NO- und NO₂-Konzentrationen wurden Mitte der Woche und die niedrigsten sonntags gemessen. Die O₃-Konzentration zeigt jedoch einen entgegengesetzten Verlauf. Die Gegenläufigkeit der NO₂- und O₃-Konzentrationen lässt sich mit dem photostationären Gleichgewicht erklären, wobei NO bei Vorhandensein von O₃ zu NO₂ reagiert. Deshalb traten die höchsten O₃-Konzentrationen sonntags auf, wenn aufgrund des geringeren Verkehrs die geringsten NO-Konzentrationen der gesamten Woche vorhanden waren. Die gegenseitige Abhängigkeit der NO- und O₃-Konzentrationen einerseits und der NO₂-Konzentrationen andererseits ist auch im Tagesgang deutlich zu erkennen. In den Nachtstunden, wenn keine Sonneneinstrahlung vorhanden ist, dominiert der O₃-Abbau durch ständigen Nachschub von NO aus Verbrennungsprozessen. Das O₃-Minimum wurde in den frühen Morgenstunden während des morgendlichen Berufsverkehrs zwischen 6 und 9 Uhr erreicht. Die Neubildung von O₃ kann nur tagsüber bei Vorhandensein von Sonneneinstrahlung erfolgen. Somit wird das Maximum der O₃-Neubildung im Sommer an sonnigen Tagen in den Mittagstunden erreicht.

Sowohl bei NO₂ als auch beim NO sind erhöhte Konzentrationen während der morgendlichen und abendlichen Spitzen im Berufsverkehr deutlich erkennbar, wobei der Abendpeak für NO₂ deutlicher ausgeprägt ist als für NO. Ein Grund hierfür könnten abendliche/nächtliche, wenig vorbelastete Kaltluftflüsse aus Richtung Kaltental zum Marienplatz sein. Somit wurden vermutlich geringere abendliche/nächtliche NO-Konzentrationen am Messstandort hervorgerufen.

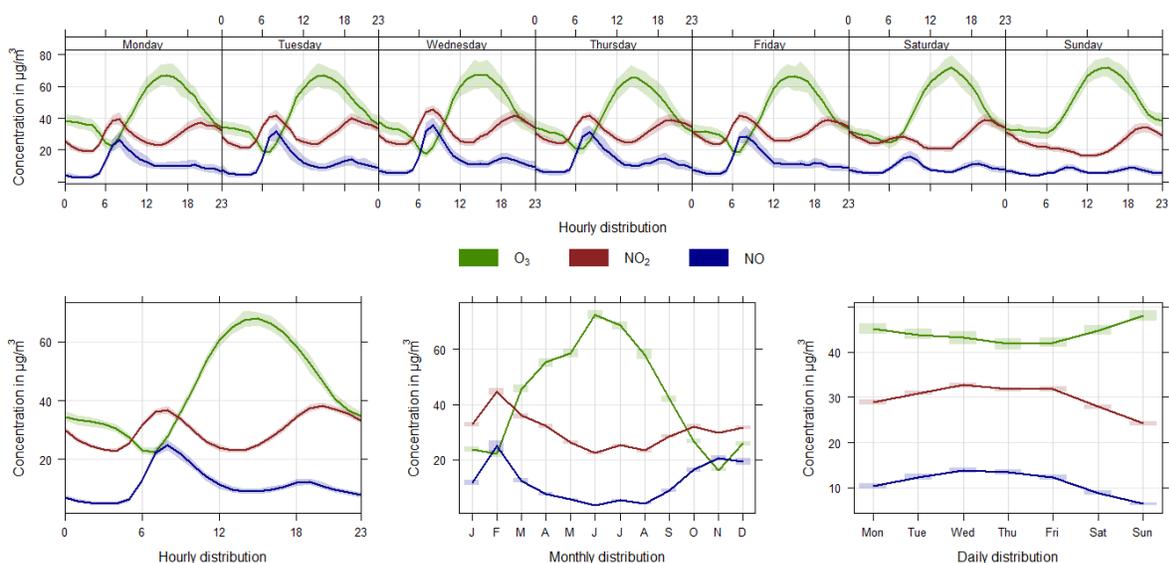


Abbildung 6: Mittlerer Tagesgang, Wochengang und Jahresgang als Stundenmittelwert für die NO-, NO₂- und O₃-Konzentrationen für die Periode zwischen März 2017 und Dezember 2019

Als Zwischenfazit lässt sich festhalten: am Marienplatz, treten erhöhte Schadstoffkonzentrationen auf, verursacht durch den Verkehr, wenn der Wind aus Nordost und Südost weht, obwohl dort die Hauptwindrichtung Südwest ist. Die Lufttemperatur war am höchsten bei Wind aus Nordwesten. Ein wochenweiser Vergleich zeigte, dass die höchsten NO und NO₂ Konzentrationen wochentags im Vergleich zu Wochenenden beobachtet werden können.

IOP: Fahrradmessungen

Die Fahrradmessungen wurden durchgeführt, um die zeitliche und räumliche Verteilung der gemessenen Parameter detailliert zu erfassen. Die meteorologischen Größen, die während der Messungen ermittelt wurden, waren Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Luftdruck und Globalstrahlung. Zudem wurden die Luftverunreinigungen Ultrafeine Partikel (UFP), PM, BC, NO_x, NO, NO₂ und O₃ gemessen. Um die gemessenen Daten mit Ereignissen in Verbindung zu bringen, war auch eine Videokamera im Einsatz. Um die gemessenen Parameter dem Standort zuzuordnen zu können, kam ein GPS (Global Positioning System) zum Einsatz.

Die bei diesen Messungen verwendeten Geräte wurden speziell für den mobilen Einsatz konzipiert, weshalb sie im Vergleich zu stationären Messgeräten ein relativ geringes Gewicht aufweisen und mit Akkus betrieben werden können. Darüber hinaus sind sie sehr unempfindlich gegenüber äußeren Einflüssen wie Vibration und größeren Temperaturschwankungen. Das Gesamtgewicht des Messsystems ohne Fahrrad betrug ca. 25 kg. Unter Berücksichtigung der Route und des Gewichts des gesamten Systems, wurde für diese Messungen ein Elektrofahrrad beschafft. Die für diese mobilen Messungen verwendeten Geräte und deren Messprinzipien sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Liste der für die mobilen Messungen verwendeten Geräte

Gemessene Parameter	Messprinzip	Instrument
Feinstaub (PM) mit Korngröße zwischen 0,3 – 20 µm	Lichtstreuung	Aerosol-Spektrometer, Grimm 1.108
Ultrafeine Partikel (UFP) mit Korngröße zwischen 0,01 und 1 µm	Partikelkondensation	Kondensationspartikelzähler, TSI 3007
Ruß (BC)	Lichtdämpfung	Aethalometer, Aethlabs AE 51
NO ₂ , NO, NO _x	NO ₂ Absorption bei 405 nm	NO ₂ / NO / NO _x monitor, 2B-Technologies 405nm
O ₃	UV Absorption bei 254 nm	Ozone monitor, 2B-Technologies 202
Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Lufttemperatur, Relative Luftfeuchtigkeit, Luftdruck und Solarstrahlung	Ultrasonic Sensor, NTC Resistor, Capacitive Sensor, MEMS Sensor, Pyranometer	Gill Wetterstation, GMX 501

Die Messgeräte für die Fahrradmessungen werden genauso wie die Geräte für den Messwagen getestet, regelmäßigen Kalibrierungen unterzogen und im Anschluss auf das Fahrrad montiert. Abbildung 7 zeigt die mobile Messplattform mit den Geräten, mit denen mobile Messungen durchgeführt werden.

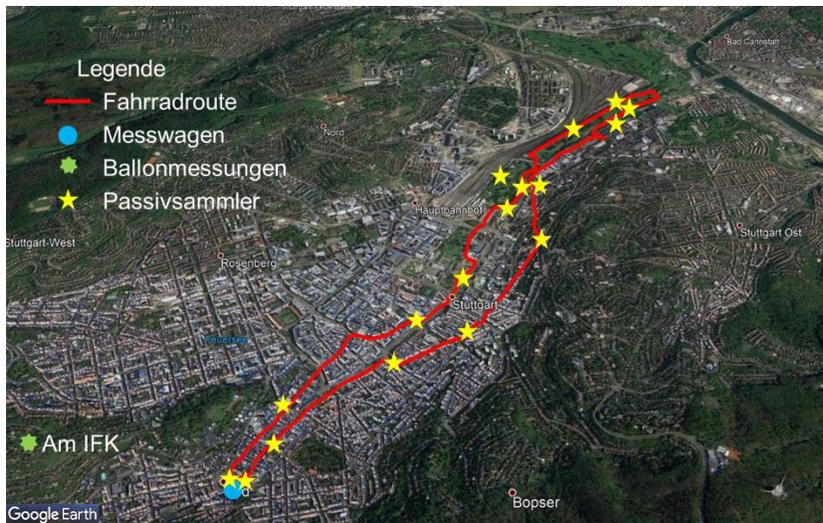


Abbildung 9: Die Fahrradroute der mobilen Messungen für die IOP2, die Standorte der Passivsammler und der Standort des Messwagens

Die IOP3 fand vom 08.02.2018 bis 24.02.2018 statt. Es gab vier Sub-IOPs in Stuttgart mit insgesamt 9 Messtagen. Es wurden Fahrrad-, Ballon- und Passivsammler-Messungen in dieser IOP durchgeführt. Insgesamt wurden 43 Fahrradrunden während der Kampagne gefahren. Eine Fahrradrunde war ca. 12 km lang.

Die IOP4 fand zwischen dem 14.06.2018 und dem 13.07.2018 statt. Sie bestand aus sechs Sub-IOPs und insgesamt 9 Messtagen. Es wurden Fahrrad-, Ballon- und Passivsammler-Messungen in dieser IOP durchgeführt. Insgesamt wurden 75 Runden mit ca. 900 km insgesamt während der Kampagne gefahren. In Abbildung 10 ist die Fahrradroute der mobilen Messungen für die IOP3 und 4, die Standorte der Passivsammler, der Standort der Ballonmessungen und der Standort des Messwagens auf dem Marienplatz dargestellt.

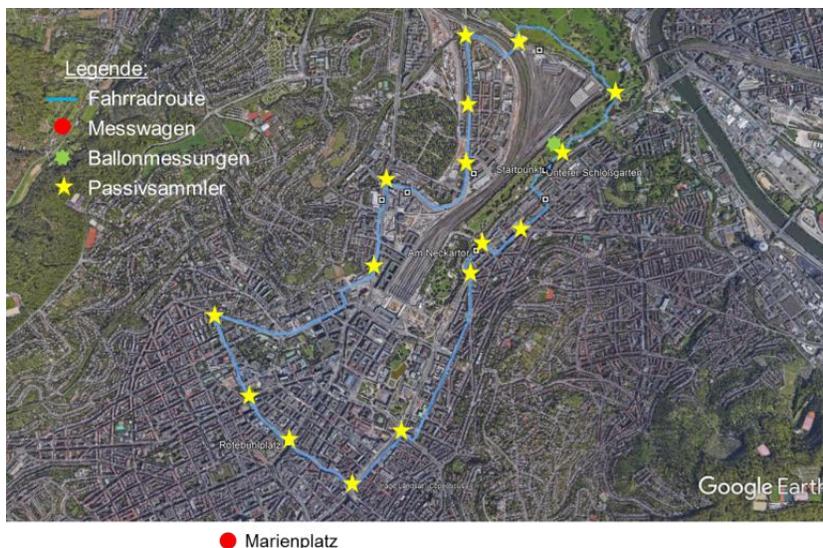


Abbildung 10: Die Fahrradroute der mobilen Messungen für die IOP3 und 4, die Standorte der Passivsammler, der Standort der Ballonmessungen und der Standort des Messwagens

Die Informationen zu den Intensivmesskampagnen sind in der Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2: Information über die Intensivmesskampagnen (IOPs)

IOP-Nr.	Zeitraum	Info über die Messkampagne
1.1	14.02.-16.02.2017	Fahrradmessungen: 14 Tage, 32 Runden, ca. 800 km Passivsammlermessungen: 8 Wochen (22.01.17 bis 19.03.17), 13 Standorten
1.2	18.02.-20.02.2017	
1.3	25.02.-27.02.2017	
1.4	10.03.-11.03.2017	
1.5	14.03.-16.03.2017	
2.1	08.07.-09.07.2017	Fahrradmessungen: 8 Tage, 61 Runden, ca. 732 km Passivsammlermessungen: 10 Wochen (25.06.17 bis 03.09.17), 17 Standorten
2.2	13.07.-14.07.2017	
2.3	16.07.-19.07.2017	
3.2	13.02.-14.02.2018	Fahrradmessungen: 5 Tage, 43 Runden, ca. 516 km Passivsammlermessungen: 8 Wochen (21.01.18 bis 18.03.18), 16 Standorten
3.3	18.02.-19.02.2018	
3.4	21.02.-24.02.2018	
4.1	14.06.-16.06.2018	Fahrradmessungen: 9 Tage, 75 Runden, ca. 984 km Passivsammlermessungen: 8 Wochen (03.06.18 bis 30.07.18), 16 Standorten
4.2	18.06.-21.06.2018	
4.3	25.06.-27.06.2018	
4.4	01.07.-03.07.2018	

Beispielergebnisse der Intensivmesskampagnen (IOP1 bis IOP4) sind in den Abbildungen 11 bis 18 zu sehen.

In Abbildung 11 ist die durchschnittliche NO_2 -Konzentration entlang der Messroute für sieben Runden im Zeitraum vom 25. bis 27.02.2017 dargestellt. Die einzelnen Punkte repräsentieren einen Streckenabschnitt von 100 m entlang der Messroute. Für diese Streckenabschnitte wurde der arithmetische Mittelwert aller vorhandenen Messwerte gebildet. Wie erwartet, wurden in den in den Straßenschluchten in der Nähe des Stadtzentrums hohe Konzentrationen für NO_2 gemessen. Die Konzentrationen lagen überwiegend zwischen 40 – 60,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

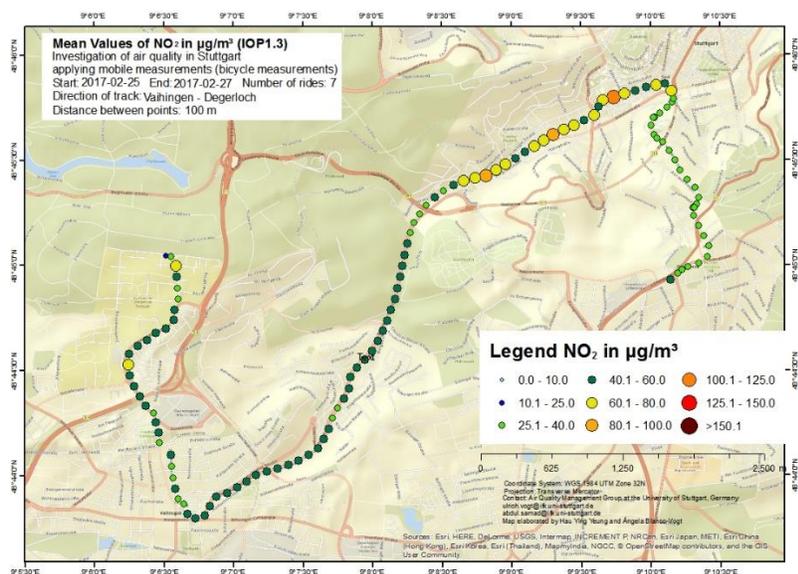


Abbildung 11: Durchschnittliche räumliche Verteilung von NO_2 während der dritten Sub-IOP1.3 (25. – 27.02.2017)

In Abbildung 12 sind die Ergebnisse der NO_2 -Passivsammlermessungen für den Zeitraum vom 22.01.2017 bis 19.03.2017 dargestellt. Wie schon für die mobilen NO_2 -Messungen ergaben sich relativ hohe Konzentrationen für NO_2 in den Straßenschluchten in der Nähe des Stadtzentrums.

Die Ergebnisse der Fahrradmessungen konnten mit Hilfe der Passivsammlermessungen bestätigt werden. Die maximale Konzentration wurde auf der vielbefahrenen Bundesstraße B14 gemessen. An diesem Standort ist die dominierende Quelle, welche die NO₂-Konzentrationen verursacht, eindeutig der Verkehr.

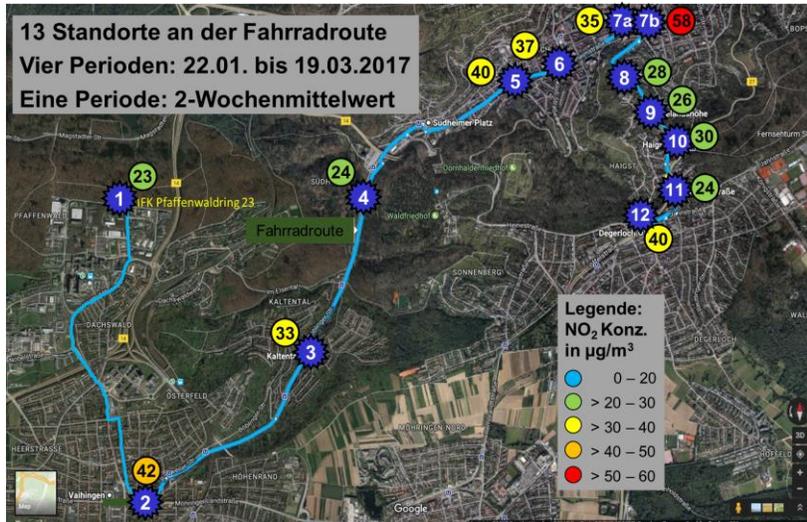


Abbildung 12: Ergebnisse der NO₂-Passivsammlermessungen für die IOP1-Periode (22.01.2017 bis 19.03.2017)

In Abbildung 13 ist die räumliche Verteilung der NO₂-Konzentration für eine Fahrt während der IOP2 gezeigt. Es ist zu erkennen, dass die Konzentrationen auf der nordwestlichen Seite des Untersuchungsgebiets, die hauptsächlich aus Park- und Seitenstraßen besteht, geringer sind, als an der Süd-Ost-Seite, wo die Route teilweise entlang von Hauptstraßen führte. Die Zunahme der NO₂-Konzentrationen ist erkennbar, sobald die Route in die Nähe von vielbefahrenen Hauptstraßen führt.

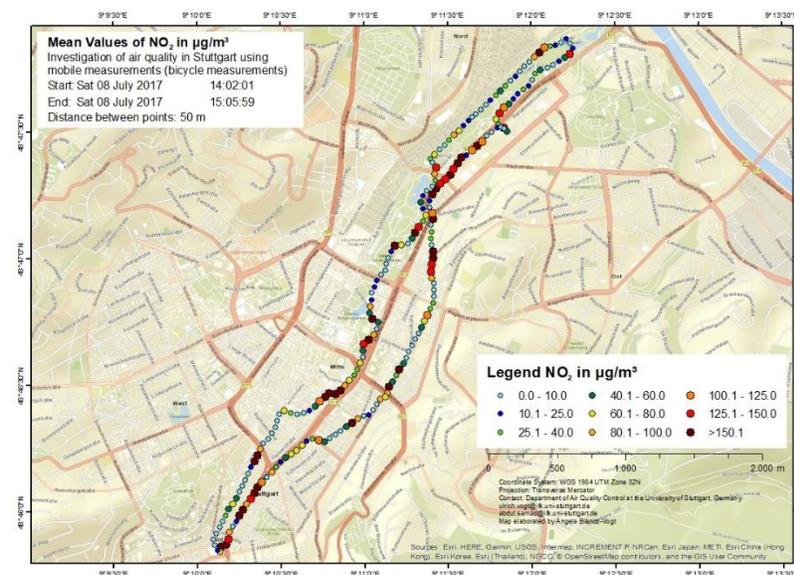


Abbildung 13: Räumliche Verteilung von NO₂ während einer Fahrt in IOP2

Die Ergebnisse der Passivsammler (Abbildung 14), welche entlang der Fahrradroute für den gesamten Zeitraum der IOP2 ausgebracht wurden, bestätigen dies. Die Konzentrationen im Park sind niedriger als die Konzentrationen an der Straße. Die maximalen Konzentrationen können an der Messstation 'Am Neckartor' beobachtet werden, die wegen Überschreitung der Grenzwerte bundesweit bekannt ist.

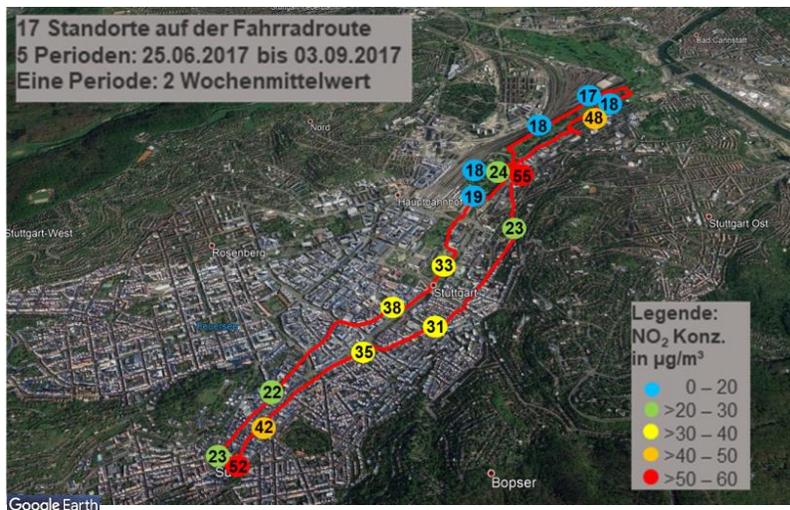


Abbildung 14: Ergebnisse der NO₂-Passivsammlermessungen für die IOP2 (25.06.2017 bis 03.09.2017)

In Abbildung 15 ist die durchschnittliche NO-Konzentration entlang der Messroute für 43 Runden im Zeitraum vom 18. bis 24.02.2018 dargestellt. Die einzelnen Punkte repräsentieren einen Streckenabschnitt von 50 m entlang der Messroute. Für diese Streckenabschnitte wurde der Mittelwert aller vorhandenen Messwerte gebildet. Wie erwartet, wurden in den Straßenschluchten mit viel Verkehr hohe Konzentrationen für NO gemessen. Die Ergebnisse zeigen ein klares Bild der Verkehrsemissionen. Die NO-Konzentration ist auf den stark befahrenen Straßen B14 und B27 höher als die NO-Konzentration auf den Nebenstraßen oder im Park. Dies zeigt deutlich die Auswirkungen des Verkehrs auf die aktuelle Luftqualitätssituation in Stuttgart. Die Konzentrationen lagen überwiegend zwischen 20 bis über > 75 µg/m³.

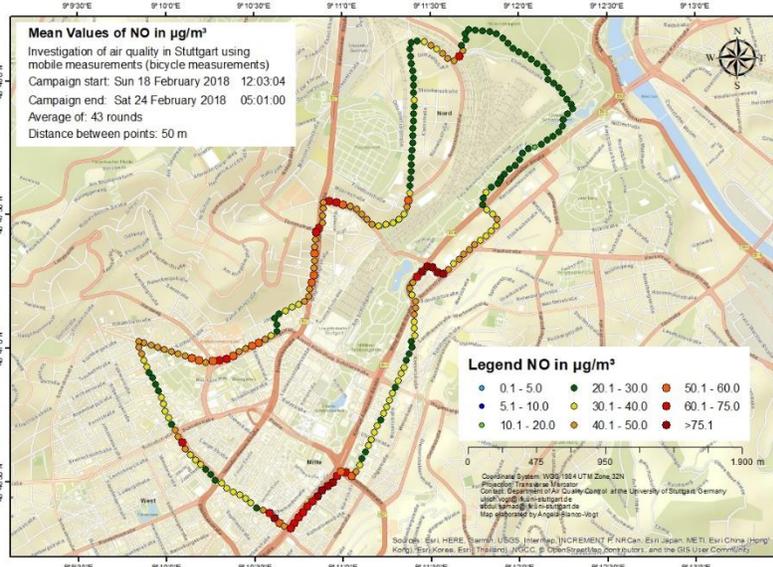


Abbildung 15: Durchschnittliche räumliche Verteilung von NO während der IOP3 (18. – 24.02.2018)

In Abbildung 16 sind die Ergebnisse der NO₂-Passivsammlermessungen für den Zeitraum vom 21.01.2018 bis 18.03.2018 dargestellt. Es wurden relativ hohe Konzentrationen für NO₂ in den Straßenschluchten in der Nähe des Stadtzentrums gemessen im Vergleich zu den Messwerten im Park. Dasselbe wurde für die NO₂-Messungen der mobilen Messungen festgestellt. Die maximale Konzentration wurde wieder auf der vielbefahrenen Bundesstraße B 14 gemessen.



Abbildung 16: Ergebnisse der NO₂-Passivsammlermessungen für die IOP3 (21.01.2018 bis 18.03.2018)

In Abbildung 17 ist die räumliche Verteilung der NO₂-Konzentration für die 75 Fahrten während der IOP4 gezeigt. Es ist zu erkennen, dass die NO₂-Konzentration auf den Bundesstraßen B14 und B27 höher als die NO₂-Konzentrationen im Park oder auf den Nebenstraßen war. Die Zunahme der NO₂-Konzentrationen ist zu sehen, sobald die Route in die Nähe von vielbefahrenen Hauptstraßen führte.

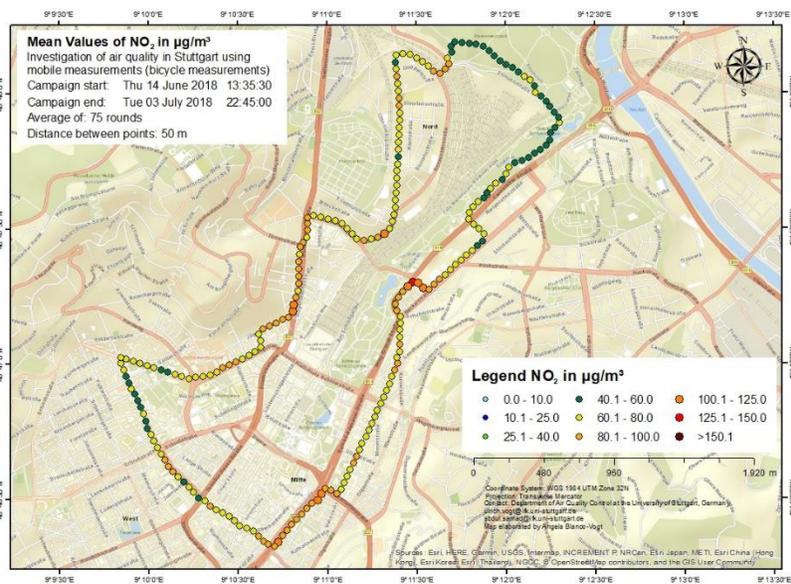


Abbildung 17: Räumliche Verteilung von NO₂-Mittelwert während IOP4 (14.06.2018 bis 03.07.2018)

Die Ergebnisse der Passivsammler (Abbildung 18), welche entlang der Fahrradroute für den gesamten Zeitraum der IOP4 ausgebracht wurden, zeigen wieder, dass die Konzentrationen im Park niedriger waren als die Konzentrationen an der Straße. Die maximalen Konzentrationen konnten an der Messstation 'Am Neckartor' beobachtet werden.

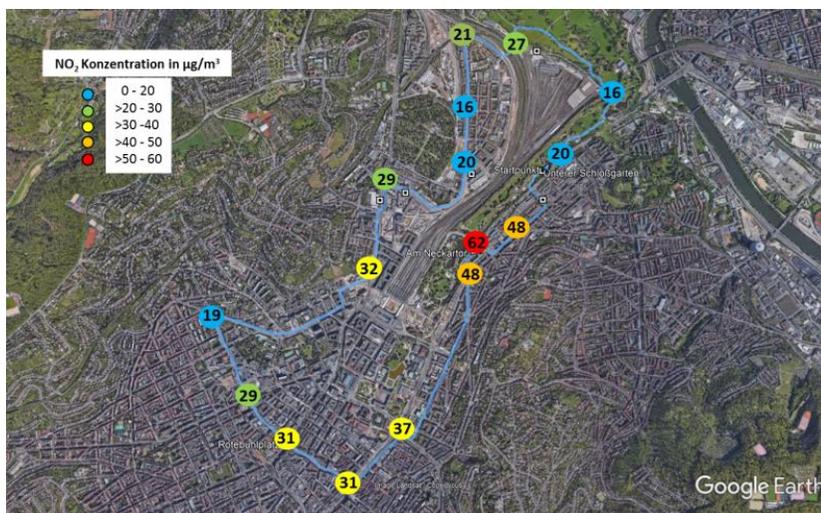


Abbildung 18: Ergebnisse der NO₂-Passivsammler für die IOP4 (03.06.2018 bis 30.07.2018)

Es kann der Schluss gezogen werden, dass stationäre Messstationen die räumliche Variabilität nicht erfassen können. Dies betrifft insbesondere Messstationen in Quellennähe, wie die sogenannte Spotmessstation Stuttgart 'Am Neckartor', welche hauptsächlich vom lokalen Verkehr beeinflusst wird, aber auch andere Spotmessstationen bzw. Verkehrsmessstationen. Es ist daher unmöglich, die räumliche Variabilität der Konzentrationen einer gesamten Stadt mit wenigen Messstationen abzubilden. Die mobilen Messungen in Kombination mit den Passivsammlermessungen sind ein sehr nützliches Werkzeug, um die Luftqualitätssituation in einem größeren Untersuchungsgebiet zu bestimmen, die räumliche Verteilung verschiedener Luftschadstoffe zu ermitteln und die städtischen Hotspots zu erfassen. Während der Messungen wurden weitere Hotspots im Untersuchungsgebiet gefunden, die vor Beginn der Messkampagne nicht zu erwarten waren. Die lokalen Quellen spielen im Untersuchungsgebiet eine wichtige Rolle für die Luftqualitätssituation.

Die Auswertung der Ergebnisse hat ergeben, dass die Luftverschmutzung in der Nähe der Quelle sehr starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterliegt. Für NO₂ betragen die Konzentrationen im Park nur etwa 30 % bis 50 % der gemessenen Konzentrationen direkt am Straßenrand. Der Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen auf der Straße mit den Konzentrationen im Park zeigte einen weniger ausgeprägten Unterschied, der jedoch immer noch deutlich messbar war. Die Ergebnisse der einzelnen Fahrten für die mobilen Messungen entlang der Straße zeigten darüber hinaus eine sehr große Variation, abhängig von der Belüftung der entsprechenden Straßenabschnitte. Bei Straßenkreuzungen oder größeren Lücken zwischen Gebäuden mit besserer Belüftung nahmen die Konzentrationen aufgrund der besseren Belüftung sofort ab. Die Hauptverkehrszeiten wurden mit den verkehrsarmen Zeiten verglichen, um die Auswirkungen des Verkehrs auf die gemessenen Schadstoffe zu quantifizieren. Die Ergebnisse bestätigten, dass der lokale Verkehr mehr als 50% zu den gemessenen Konzentrationen der meisten gemessenen Schadstoffe beitrug.

2. IOP: Ballonmessungen

Die an der Universität Stuttgart bestehende Infrastruktur für Vertikalprofilmessungen zur Untersuchung von meteorologischen und luftchemischen Prozessen in der Atmosphäre, wird im Rahmen von Forschungsvorhaben wie dem hier vorliegenden, stets weiter entwickelt. Sie soll auch nach Abschluss des beantragten Vorhabens in weiteren gleichartigen Projekten zum Einsatz kommen. Es ist zu erwarten, dass die Ergebnisse des Vorhabens bzw. der gesamten Fördermaßnahme eine Basis für weitere, drittmittelfinanzierte Forschungs- und Anwendungs-Projekte darstellen wird.

In dieser Untersuchung wurde ein Fesselballonsystem zusammen mit verschiedenen kompakten Messgeräten verwendet, um die vertikalen Profilmessungen durchzuführen. Die gemessenen Parameter waren Luftverunreinigungen wie PM, UFP, BC, NO, NO₂, NO_x und O₃. Die gemessenen meteorologischen Größen waren Lufttemperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Windrichtung gemessen. Zur Erfassung der Luftverunreinigungen werden die gleichen Messgeräte verwendet, wie für die Fahrradmessungen. Die meteorologischen Größen werden mit dem Vaisala DigiCORA Tethersonde System TT12 gemessenen. Die Liste der Komponenten zusammen mit dem Messprinzip ist in Tabelle 3 aufgeführt.

Tabelle 3: Liste der mit dem Vaisala DigiCORA Tethersonde System TT12 gemessenen meteorologischen Größen für die vertikalen Profilmessungen mit dem Fesselballon

Gemessene Parameter	Messprinzip	Genauigkeit	Auflösung
Lufttemperatur	Kapazitiver Draht F-Thermocap	0,5 °C	0,1 °C
Relative Feuchte	Dünnschicht Kondensator	5%	0,1%
Windgeschwindigkeit	Schalenkreuz-Anemometer	0,2 m/s	0,1 m/s
Windrichtung	Digitaler Kompass	10 °	1 °
Luftdruck	BAROCAP silikonbasierter kapazitiver Sensor	1,5 hPa	0,1 hPa

Der bei diesen Messungen verwendete Ballon hatte ein Volumen von 85 m³ mit einer Nutzlast von ca. 20 kg und wird mit Heliumgas befüllt. Der Ballon wird mit einem Seil verbunden, das mit einer elektrischen Winde auf- und abgespult wird. Die Auf- und Abstiegs geschwindigkeit wird auf ungefähr 0,5 m/s eingestellt. Die Sondierungen wurden vom Boden aus bis in eine Höhe von ca. 250 m über Grund, am Standort IFK-Uni Stuttgart, und 470 m über Grund, am Standort Stuttgarter Schlossgarten, durchgeführt. Eine Sondierung (Auf- und Abstieg) dauerte durchschnittlich etwa 30 - 45 Minuten. Die Sondierungen wurden während der Kampagne kontinuierlich mit Pausen durchgeführt, um den Ballon mit Heliumgas aufzufüllen und die verbrauchten Batterien der Instrumente aufzuladen oder zu wechseln. Die Instrumente wurden in einem Abstand von ca. 3 m unterhalb des Ballons in der Tackelage montiert. Die gemessenen Schadstoffe und die meteorologischen Parameter wurden während des Auf- und Abstiegs kontinuierlich aufgezeichnet und mit einer Zeitauflösung von 1 Sekunde zur Bodenstation übertragen. Das Fesselballon-Messsystem ist in Abbildung 19 gezeigt.

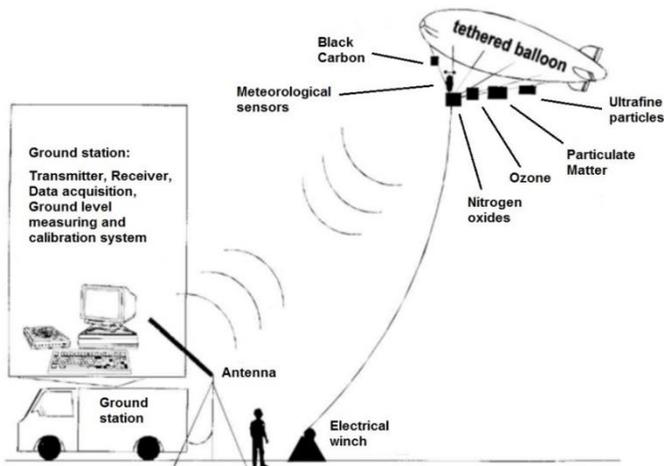


Abbildung 19: Fesselballon-Messsystem zur Erfassung der vertikalen Verteilung der Messgrößen

Die Information zu den Fesselballonflügen während der IOPs sind in der Tabelle 4 zusammengefasst.

Tabelle 4: Information über die Intensivmesskampagnen

IOP	Zeitraum	Info über die Messkampagne
2.4	14.08.-16.08.2017	2 Tage, 31 Sondierungen
3.1	08.02.-10.02.2018	3 Tage, 53 Sondierungen
4.5	08.07.-09.07.2018	3 Tage, 55 Sondierungen
4.6	12.07.-13.07.2018	

Die gemessenen Parameter wurden gegen die Höhe in sogenannten Vertikalprofilen aufgetragen. So erhält man einen Überblick über die Vertikalverteilung der gemessenen Parameter und Korrelationen mit anderen Parametern werden ersichtlich. Das vertikale Temperaturprofil ist hilfreich, um die Höhe von evtl. vorhandenen Inversionsschichten direkt zu bestimmen. Das vertikale Profil der Windrichtung gibt Hinweise über die Herkunft von Luftverunreinigungen.

Beispielergebnisse der Intensivmesskampagne (IOP1 bis IOP4) sind in den Abbildungen 20 bis 24 zu sehen.

In Abbildung 20 sind beispielhaft Vertikalprofile einer Fesselballonsondierung der Messkampagne IOP4 dargestellt. In Vertikalprofilen ist auf der x-Achse die jeweilige Parameter und auf der y-Achse die Höhe aufgetragen. Die Sondierung fand am 8. Juli 2018 statt und startete um 20:52 Uhr MESZ und endete um 21:20 Uhr MESZ. Die blaue Linie zeigt die Ergebnisse während des Aufstiegs und die rote Linie während des Abstiegs. Das Vertikalprofil der Lufttemperatur zeigt, dass die Temperatur vom Boden bis in etwa 50 m über Grund zunimmt und dann abnimmt. Es handelt sich daher um eine Bodeninversion bis in etwa 50 m Höhe, da die Lufttemperatur normalerweise mit der Höhe abnimmt. Temperaturinversionen sind sehr stabile Luftschichtungen, die den vertikalen Luftaustausch behindern. Die Windgeschwindigkeit weist ebenfalls einen starken Gradienten, mit sehr niedrigen Geschwindigkeiten in Bodennähe, innerhalb der Bodeninversion, auf. Während der gesamten Sondierung war die Windrichtung stabil, mit nordöstlicher Richtung. Es wurden hohe BC- und PM-Konzentrationen in Bodennähe bis zur Inversionsschicht im Vergleich zu den Konzentrationen über der Inversionsschicht beobachtet, die das Festhalten von Schadstoffen innerhalb der Inversionsschicht deutlich zeigen. Oberhalb der Inversionsschicht waren die Werte sowohl für den Wind als auch für die Schadstoffe konstant.

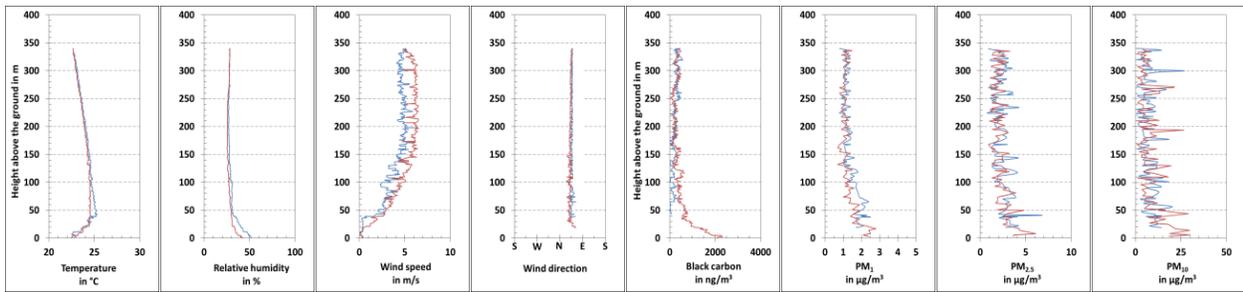


Abbildung 20: Vertikalprofile der meteorologischen Parameter und Schadstoffe für eine Sondierung am 8. Juli 2018 um 20:52 Uhr MESZ

Die Bildung und Auflösung der Inversionsschicht während der Messkampagne IOP4 ist in Abbildung 21 gezeigt. Die Bildung der Inversion ist in Abbildung 21 (a) zu sehen. Die Legende zeigt die Sondierungsnummer mit der Start- und Endzeit der Sondierung. Üblicherweise nimmt die Lufttemperatur mit zunehmender Höhe ab. Die Bildung einer Bodeninversion wurde erstmals in der Sondierung S11 am Abend des 8. Juli gegen 19:30 MESZ festgestellt, als die Lufttemperatur vom Boden bis zu einer Höhe von 20 m über Grund anstieg und dann wieder abnahm. Diese Temperaturinversion wurde in der Nacht verstärkt und erreichte am nächsten Tag, dem 9. Juli, bis 04:00 MESZ eine Höhe von etwa 400 m über Grund, wie in den Profilen S20 und S21 zu sehen ist.

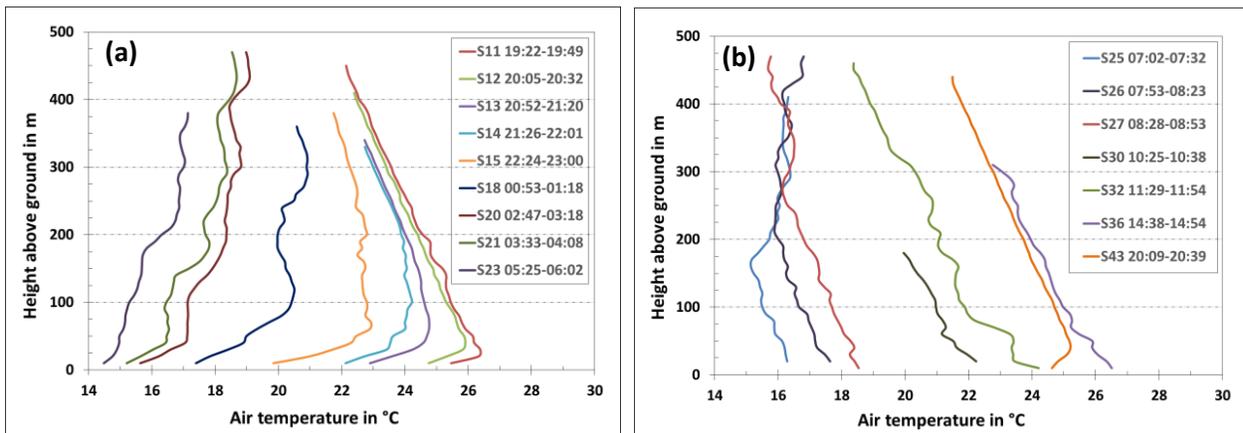


Abbildung 21: Bildung (a) und Auflösung (b) der Inversionsschicht während der IOP4-Phase (08. – 09.07.2018)

In Abbildung 21 (b) ist die Auflösung der Bodeninversion zu sehen. In der Sondierung S25 sieht man wie die Bodeninversion von unten her aufgelöst wurde. Es resultiert eine abgehobene Bodeninversion, die in einer Höhe von ca. 175 m beginnt. Die nächtliche Bodeninversion war um ca. 11:30 MESZ vollständig aufgelöst, wie in S32 zu sehen ist. Der ganze Tag des 9. Juli zeigte ein labiles Verhalten, wie die Sondierungen S30, S32 und S36 zeigen. Abends wurde die Bildung einer Bodeninversion nach 19:30 Uhr MESZ erneut festgestellt und ist an der Sondierung S43 zu erkennen.

Die oben erwähnte Temperaturinversion wirkt sich direkt auf die Schadstoffkonzentration im Untersuchungsgebiet aus. Die Schadstoffe werden unter oder innerhalb der Temperaturinversion festgehalten, da es innerhalb der Inversionsschicht keine Vertikalbewegung gibt. Wie in Abbildung 20 zu sehen ist, ist der Abtransport und die Vermischung von Luftverunreinigung und damit

deren Verdünnung aufgrund der reduzierten horizontalen Windgeschwindigkeit innerhalb oder unterhalb einer Temperaturinversion herabgesetzt. Als Beispiel sind die PM_{2.5}- und PM₁-Konzentrationen in den Abbildungen 22 und 23 für die gleichen Messungen wie in Abbildung 21 dargestellt. Die PM_{2.5}- und PM₁-Konzentrationen verhalten sich während diesen Sondierungen gleich. Nach Bildung der Temperaturinversion reichern sich die Partikel bodennah an, wie dies aus den Sondierungen S11 bis S23 ersichtlich ist. Wird die Inversionsschicht stärker, nimmt der PM-Konzentrationsgradient zwischen bodennahen Konzentrationen und denen oberhalb der Inversionsschicht, wie dargestellt, zu. Es ist zu sehen, dass über der Inversionsschicht die PM-Konzentration bei allen Sondierungen am niedrigsten und fast gleich ist. Während des Auflösens der Inversion wurde beobachtet, dass die PM-Konzentration bis zur abgehobenen Bodeninversionsschicht zwischen 200 und 300 m über Grund gut durchgemischt war und oberhalb der abgehobenen Inversionsschicht abnahm, wie in den Sondierungen S26 und S27 gezeigt. Sobald die Temperaturinversion vollständig aufgelöst war, war die PM-Konzentration gleichmäßig verteilt und es wurde kein Konzentrationsgradient gesehen. Das gleiche Phänomen konnte auch bei den anderen Schadstoffen beobachtet werden.

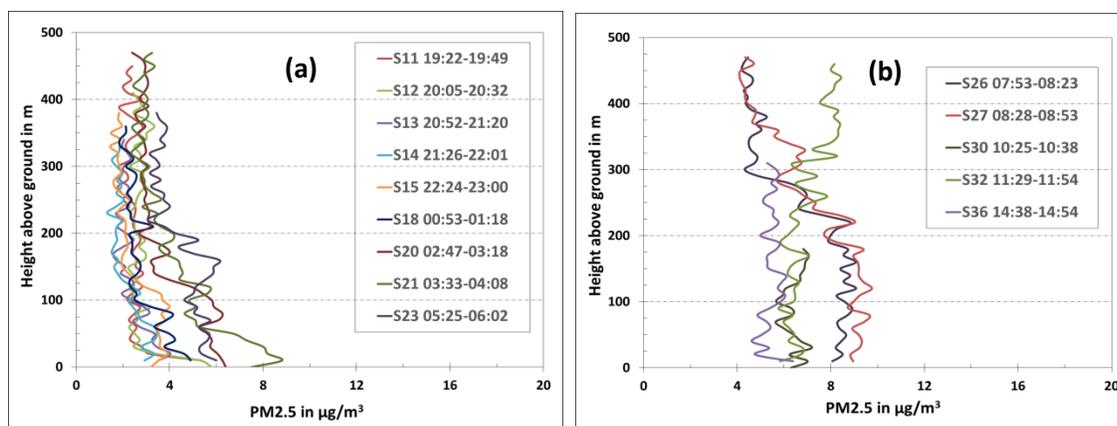


Abbildung 22: PM_{2.5}-Vertikalprofile während der Bildung (a) und Auflösung (b) der Inversionsschicht während der IOP4-Phase (08. – 09.07.2018)

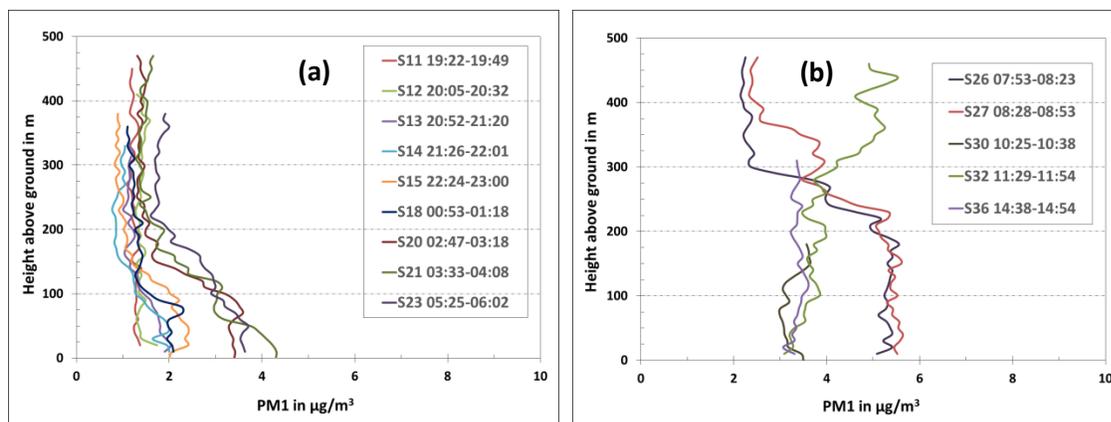


Abbildung 23: PM₁Vertikalprofile während der Bildung (a) und Auflösung (b) der Inversionsschicht während der IOP4-Phase (08. – 09.07.2018)

In Isoplethendiagrammen können alle Vertikalsondierungen während einer längeren Zeit zusammengefasst werden. Dargestellt ist die zeitliche Änderung (x-Achse) der Vertikalverteilung (y-Achse) des dargestellten Parameter. Grundsätzlich lassen sich alle gemessenen Parameter in

Isoplethendiagrammen darstellen. In Abbildung 24(a) ist das Isoplethendiagramm der potenziellen Temperatur über den gesamten Zeitraum der IOP4-Phase dargestellt. Die punktierten Linien im Diagramm repräsentieren die Auf- und Abstiegsphasen der Sondierung. Die durchgezogenen Linien sind die Isolinien, d.h. sie stellen konstante Werte dar. Der Tagesgang für die potenzielle Temperatur ist sichtbar. Die maximale potentielle Temperatur am Tag betrug bis zu 30 °C und sank in der Nacht auf 14 °C. Eine stabile Inversion ist von Mitternacht bis zum Morgen des 9. Juli zu sehen, da ein positiver Temperaturgradient vorliegt, der eindeutig eine Temperaturinversion anzeigt. Die Inversionsschicht begann sich am Abend des 8. Juli nach 19:00 Uhr MESZ bodennah zu bilden und hatte am Morgen des 9. Juli vor 7:00 Uhr MESZ eine Höhe von etwa 350 m über Grund erreicht. Nach Sonnenaufgang hat sich die stabile Grenzschicht aufgelöst und zeigt das Vorhandensein einer hochreichenden Mischungsschicht während des Tages an beiden Kampagnentagen.

In Abbildung 24(b) ist die Windgeschwindigkeit während der Kampagnentage dargestellt. Im Allgemeinen war die Windgeschwindigkeit nachts niedrig und tagsüber hoch. In der Nacht und am frühen Morgen wurden geringere Windgeschwindigkeiten aufgrund der stabileren atmosphärischen Schichtung beobachtet. Die Bodenreibung, verursacht durch Hindernisse wie Bäume und Gebäude, behindert den Windfluss, so dass in den ersten 30 m über Grund niedrige Windgeschwindigkeiten von < 1 m/s beobachtet wurden. Tagsüber wurden höhere Windgeschwindigkeiten bis ca. 8 m/s in größeren Höhen gemessen.

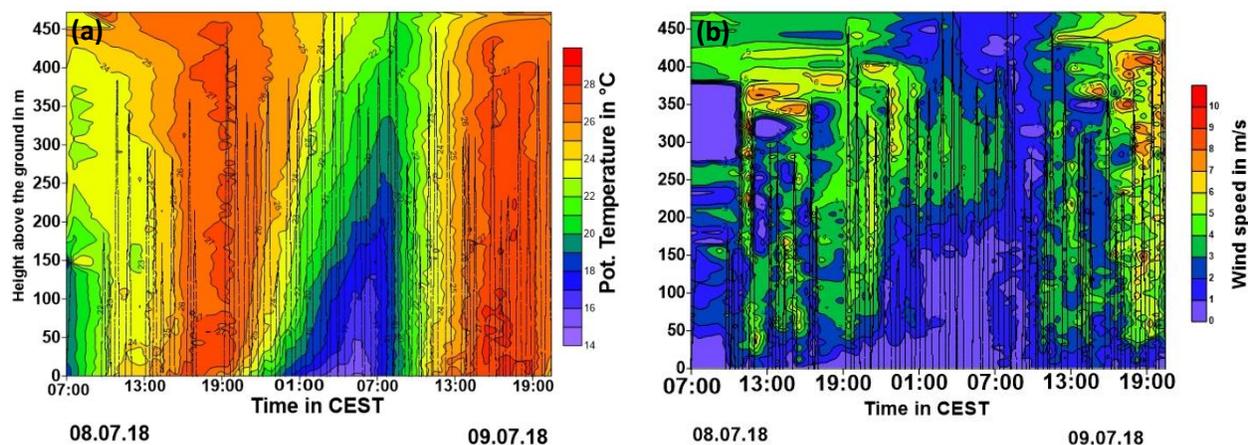


Abbildung 24: Isoplethendiagramm der potenziellen Temperatur (a) und der Windgeschwindigkeit (b) während der IOP4-Phase (08. – 09.07.2018)

Ziel der Forschung war es, das Verhalten der Temperaturinversion und ihre Auswirkungen auf Schadstoffe in der Stadt zu untersuchen. Die Messungen haben gezeigt, dass die Messungen mit einem Fesselballon eine gute Methode darstellt, um die Vertikalverteilung der gemessenen Parameter in der bodennahen Atmosphäre zu bestimmen. Vertikalprofile der meteorologischen Messgrößen und der Schadstoffe halfen, die vertikalen Änderungen der meteorologischen Parameter und der Schadstoffe sowie die Stabilität der Atmosphäre und die Ausdehnung der Grenzschicht zu verstehen. Die meteorologischen Parameter können die Schadstoffkonzentrationen direkt beeinflussen. Die Topografie des Gebiets beeinflusst die meteorologischen Parameter wie Windgeschwindigkeit und Windrichtung, die sich wiederum auf die Schadstoffe und damit auf die Luftqualität auswirken. Im Allgemeinen tragen höhere Windgeschwindigkeiten dazu bei, dass sich die Schadstoffe schneller und besser ausbreiten, daher wurden relativ niedrigere Luftverunreinigungskonzentrationen gemessen im Vergleich zu Situationen mit niedrigeren Windgeschwindig-

keiten. Während der Messkampagne führte die Sonneneinstrahlung und damit genügend Konvektion von Luftmassen, was zu einer guten Vermischung der Luftmassen und zu PM-Vertikalprofilen führte, welche einen geringen oder keinen Vertikalgradienten aufwiesen. Dahingegen weisen die PM-Vertikalprofile beim Vorhandensein von Inversionen innerhalb und oberhalb der Temperaturinversion immer signifikant unterschiedliche Konzentrationen auf. Dies trifft auch für alle anderen Luftverunreinigungen zu.

3. IOP: Zahnradbahn-Messungen

Für die IOP4 war der Einsatz von Partikelsensoren auf einer Zahnradbahn geplant. Die Sensorbox wurde an der Zahnradbahn, die zur Messung der PM-Konzentration mit einem kostengünstigen (Low-Cost) PM-Sensor ausgestattet war, montiert. Außerdem wurde ein GPS installiert, um die Konzentration ihrem jeweiligen Messort zuzuordnen. Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit wurden ebenfalls gemessen. Der Messaufbau für die Zahnradbahn-Messungen mit den Low-Cost Partikelsensoren ist in der Abbildung 25 (links) gezeigt.

Das Messgebiet liegt im Süden der Stuttgarter Innenstadt. Die Zahnradbahn mit ihrer 2,2 km langen Route deckt Straßenkreuzungen, grüne Gebiete und Abschnitt von einer Bundesstraße ab. Die Route der Zahnradbahn ist in Abbildung 25 (Rechts) zu sehen. Die Lage an einem der umliegenden Berghänge in Stuttgart macht es interessant, die Einflüsse von Inversionswittersituationen auf die Feinstaubbelastung der Umgebungsluft zu untersuchen. Zusätzlich ermöglichen die Messungen mit Hilfe der Zahnradbahn, die Arbeitsbelastung während der Messkampagne zu reduzieren, da der Transport der Messgeräte entlang der Route automatisiert werden kann.



Abbildung 25: Messaufbau für die Zahnradbahn-Messungen mit den Low-Cost-Partikelsensoren (links) und Route der Zahnradbahn und Umgebung auf einem Satellitenbild (rechts)

Die Zahnradbahn-Messungen wurden von Mitte Januar bis Mitte März 2019 durchgeführt. Während dieser Messungen wurden rund 1.600 Fahrten durchgeführt. Diese Fahrten wurden einzeln aufgezeichnet, ausgewertet und entsprechend ihrem allgemeinen Verhalten und Zeitplan gruppiert. Wenn die Zahnradbahn vom Marienplatz nach Degerloch fuhr (bergauf), war der Einlass des Partikelsensors in Fahrtrichtung. Auf dem Rückweg (bergab) war der Einlass des Partikelsensors entgegengesetzt der Fahrtrichtung.

Die Fahrten wurden zeitlich in drei Abschnitte unterteilt. Der erste Abschnitt ist von 5:00 Uhr bis 9:00 Uhr Lokalzeit, der zweite Abschnitt ist von 9:00 Uhr bis 15:30 Uhr Lokalzeit und der dritte Abschnitt ist von 15:30 Uhr bis 20:00 Uhr Lokalzeit. Beispielhaft sind die Fahrten des 21. Januar

2019 dargestellt. In Abbildung 27 (a) und (b) sind Ergebnisse, die während der ersten beiden Zeitabschnitte ermittelt wurden, dargestellt. In Abbildung 28 (a) sind Ergebnisse des zweiten und in Abbildung 28 (b) des dritten Zeitabschnitts dargestellt.

In Abbildung 27 sind die PM₁₀-Konzentrationen während einer Fahrt, die zwischen 8:30 Uhr und 8:55 Uhr Lokalzeit durchgeführt wurden, gezeigt. Abbildung 27(a) zeigt die PM₁₀-Konzentration, als die Zahnradbahn vom Marienplatz nach Degerloch fuhr. In Abbildung 27(b) sind die PM₁₀-Konzentrationen gezeigt, als die Zahnradbahn von Degerloch zum Marienplatz gefahren ist. Die Fahrtrichtung der Zahnradbahn beeinflusste die gemessenen Konzentrationen. Sehr niedrige PM-Konzentrationen wurden gemessen, als die Zahnradbahn von Degerloch zum Marienplatz fuhr (d.h. der Einlass zeigte nicht in die Fahrtrichtung) im Gegensatz zum Aufstieg vom Marienplatz nach Degerloch. Grundsätzlich wurden höhere PM-Konzentrationen gemessen, wenn der Einlass des Sensors in Fahrtrichtung war. Das Verhalten von PM_{2.5} und PM₁ war ähnlich wie das von PM₁₀. Auch bei den PM_{2.5}- und PM₁-Konzentrationen wurde ein deutlicher Unterschied der Partikelkonzentration zwischen den beiden Bewegungsrichtungen gemessen. Aus diesem Grund wurden nur die Ergebnisse berücksichtigt, bei denen der Einlass des Partikelsensors in Bewegungsrichtung gezeigt hatte.

In Abbildung 27(a) ist zu sehen, dass die PM₁₀-Konzentration von 50 µg/m³ am Marienplatz auf etwa 140 µg/m³ in Degerloch stieg. Die relative Luftfeuchtigkeit in Degerloch war höher (95%) als am Marienplatz (85%). Der Unterschied in der relativen Luftfeuchtigkeit war zumindest teilweise für den Anstieg der Feinstaubkonzentration auf der Fahrt vom Stuttgarter Talkessel (Marienplatz) auf die Anhöhe (Degerloch) verantwortlich. Der Partikelsensor arbeitet nach dem Streulichtprinzip und zählt die Partikel. Aus der Partikelanzahl wird die Partikelmassenkonzentration (Angabe in µg/m³) berechnet. Hohe Luftfeuchtigkeit kann einen Einfluss auf die Massenkonzentration haben. Deshalb werden gute Streulichtfotometer mit einem Trockner ausgerüstet, um den Einfluss von hoher Luftfeuchtigkeit auf die Partikelkonzentration zu reduzieren. Der eingesetzte Partikelsensor hatte keinen Trockner, um die hohe relative Luftfeuchtigkeit zu reduzieren. Eine Überschätzung der PM-Konzentrationen aufgrund hoher Luftfeuchtigkeit wurde in unterschiedlichen Messphasen beobachtet. Das Verhalten von PM_{2.5} und PM₁ ähnelte dem von PM₁₀, da ein Anstieg der Konzentrationen beobachtet wurde. Der Anstieg könnte auf hygroskopisches Wachstum zurückzuführen sein.

Abbildungen 26(a), 27(a) und 27(b) zeigen die PM₁₀-Konzentrationsverteilung bei der Fahrt vom Marienplatz nach Degerloch. Die hohen Konzentrationen, die in den morgendlichen Fahrten, wie in Abbildung 26(a) dargestellt, im Vergleich zu den anderen Fahrten während des Tages, wie in Abbildungen 27(a) und 27(b) dargestellt, sind vermutlich auf das hygroskopische Wachstum der Partikel aufgrund der hohen relativen Luftfeuchtigkeit am frühen Morgen zurückzuführen. Das hygroskopische Wachstum hat vermutlich zu einer Überbewertung der morgendlichen PM-Konzentrationen geführt. Die relative Luftfeuchtigkeit am frühen Morgen des 21. Januar 2018 war zwischen 85% und 95%. Dann sank sie zwischen 9.00 Uhr und 15.30 Uhr Lokalzeit auf 75% und stieg danach wieder an. Diese Messergebnisse zeigen die Notwendigkeit der Berücksichtigung der relativen Luftfeuchtigkeit bzw. der Eliminierung des Einflusses der relativen Luftfeuchtigkeit auf die Feinstaubmessungen, welche mit Hilfe von Streulichtfotometern ohne Trockner erfolgen. Nach diesen Messungen wurde vom IFK ein kostengünstiger Trockner für solche Messungen entwickelt.

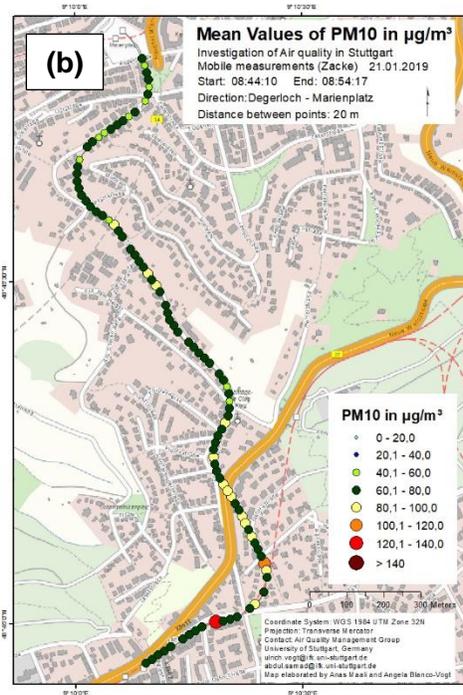
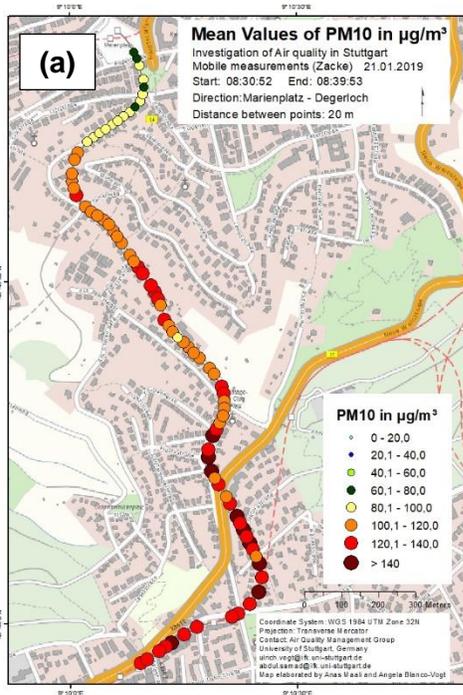


Abbildung 26: PM10-Konzentration für die Fahrt 8:30 – 8:55 Uhr Lokalzeit (a) nach Degerloch (b) zum Marienplatz

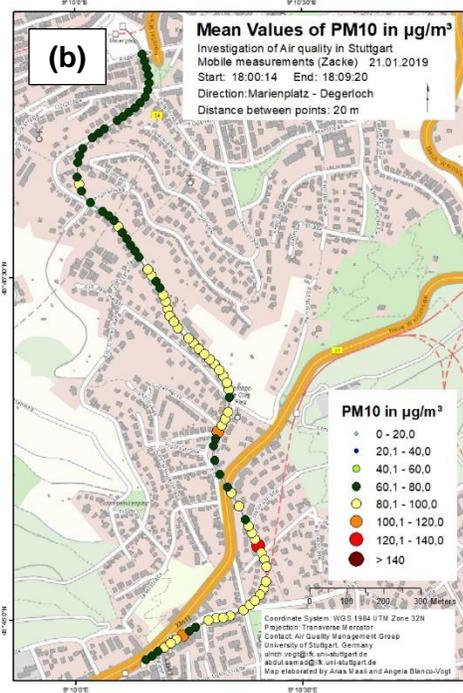
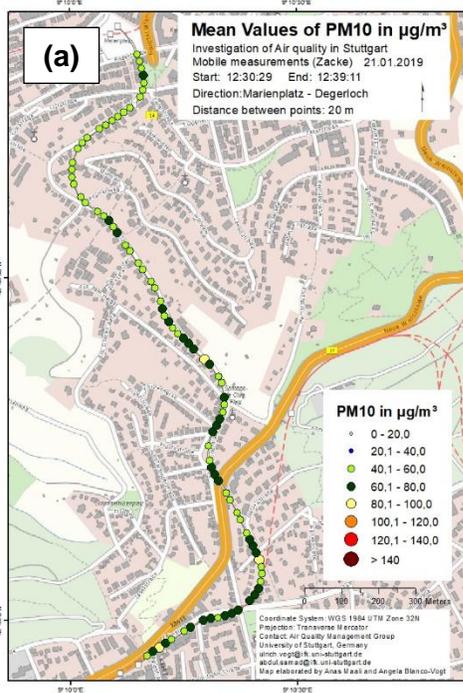


Abbildung 27: PM10-Konzentration für die Fahrten (a) 12:30 – 12:40 Uhr Lokalzeit und (b) 18:00 – 18:10 Uhr Lokalzeit

Durchgeführte studentische Arbeiten:

1. Demidova, E. (2017): Installing and operating continuous measurement instruments in a mobile measurement car in order to measure air pollutants in the ambient air.
2. Maali, A. (2019): Measurement of the particulate matter distribution along the route of the rack rail using a low-cost sensor.
3. Mimiaga, F. (2018): Investigation of Low-Cost-Dryer installed on the Low-Cost-Sensors used for measuring the particle matter in the ambient air.
4. Obando, D. (2019): Evaluation of air quality low-cost gas sensor performance under controlled variation of relative humidity and temperature
5. Panta, A. (2017): Preparation of the setup and test measurements of balloon measurement system.
6. Rao, R. (2018): Processing and data evaluation of ambient air quality measurements obtained from continuous measurement station at Marienplatz – Stuttgart.
7. Solis, G. (2018): Test and analysis of key factors that can affect the reliability of results obtained from low-cost sensors for outdoor air quality measurements.
8. Surgaylo, A. (2017): Research on comparative measurements of different particulate matter and soot measuring devices and sensors.
9. Surgaylo, A. (2018): Development of a measurement platform by using low cost air quality sensors for air quality measurements.
10. Uprety, D. (2018): Investigation of the diurnal variation of inversion layers during winter and its impacts on pollutant concentration in Stuttgart.
11. Yeung, H. Y. (2017): Investigation of air quality of Stuttgart applying mobile measurements (bicycle measurements).

Andere Aktivitäten:

1. PI Ulrich Vogt: Koordinator der Messaktivitäten in Stuttgart und Ansprechpartner für Messteams und die Medien (Printmedien, Rundfunk, Fernsehen). Durchführung von täglichen Telefonkonferenzen und Versand eines Wetterreports zur Planung der IOP-Aktivitäten bzw. Verbreitung von Informationen an die Messteams.
2. Durchführung der Vor- und Nachbereitungstreffen und Planungstreffen (04.04.17, 01.06.17, 21./22.11.17, 13.04.18, 19./20.11.18) für die IOPs (Samad, Vogt)
3. Durchführung des 3DO-Halbjahrestreffen im November 2017 in Stuttgart am IFK (Samad, Vogt)
4. Teilnahme am Arbeitstreffen der Module A-B-C „Abstimmung zum Anforderungskatalog“ am Donnerstag, 06.04.2017, 12.00 – 16.00 Uhr (Vogt)

5. Stadtklima im Wandel Modul-C-Workshop // 03. Mai 2017 in Hamburg (Vogt)
6. Teilnahme am IOP2-Vorbereitungstreffen in Berlin am 17.05.2017 (Vogt)
7. Besuch der IOP2-Messungen in Berlin, Absprache mit dem Messteam Berlin am 30./31.07.2017 (Vogt)
8. Teilnahme am 3DO-Verbundtreffen in Köln-Hürth am 20./21.06.2018 (Samad, Vogt)
9. Teilnahme am [UC]² Jahrestreffen in Köln-Hürth am 21./22.06.2018 (Samad, Vogt)
10. Teilnahme am 3DO-Verbundtreffen in Dresden-Radebeul am 06./07.11.2018 (Samad, Vogt)
11. Teilnahme am [UC]² Jahrestreffen in Hamburg am 28./29.05.2019 (Samad, Vogt)

Teilnahme an Tagungen und Konferenzen / Veröffentlichungen:

1. Maali, A., A. Samad, U. Vogt (2019): Measurement of particulate matter distribution along the route of the rack rail using a low-cost sensor. Third International Symposium on Environmental process engineering and technologies, 8 November 2019, Stuttgart.
2. Merizak, M., A. Samad, U. Vogt (2019): Determination of the spatial distribution and vertical profiles of UFP and other pollutants in an urban area. 3. Symposium "Ultrafeine Partikel in der Außenluft und in Innenräumen", 19-20 September 2019, Berlin.
3. Scherer, D., F. Ament, S. Emeis, U. Fehrenbach, B. Leidl, K. Scherber, C. Schneider, U. Vogt: Three-Dimensional Observation of Atmospheric Processes in Cities. Met. Zeitschrift.
4. Samad, A., U. Vogt, A. Panta, D. Uprety (2018): Air Quality Measurement in Stuttgart Using Tethered Balloon. Second International Symposium on Environmental process engineering and technologies, 23 November 2018, Stuttgart.
5. Samad, A., U. Vogt, A. Panta, D. Uprety (2019): Air Quality Measurement in Stuttgart Using Tethered Balloon. 23rd International Transport and Air Pollution (TAP) Conference, 15-17 May 2019, Thessaloniki.
6. Samad, A., U. Vogt, A. Panta, H. Y. Yeung, A. Surgaylo, R. Rao (2017): Three dimensional observations (3DO) of air quality in Stuttgart under the BMBF project. First International Symposium on Industrial environmental technology development - "Decades of prevailing trends", 24 November 2017, Stuttgart.
7. Samad, A., U. Vogt, B. Laquai, H.Y. Yeung, A. Panta (2018): Three Dimensional Observations (3DO) of air quality in Stuttgart under the German Federal Ministry for Education and Research (BMBF) project. 11th International Conference on Air Quality – Science & Application, 12-16 March 2018, Barcelona, Proceedings of Abstracts, P. 59.
8. Samad, A., U. Vogt, B. Laquai (2018): Outdoor air quality measurements using low cost particulate matter sensors. 3rd International Conference on Atmospheric Dust, 29-31 Mai 2018, Bari, Scientific Research Abstracts Volume 8 – DUST 2018, P. 137.
9. Samad, A., U. Vogt, B. Laquai (2018): Einsatz von Low-Cost-Sensoren für die Messung von

Partikeln – Ergebnisse von Vergleichsmessungen von Low-Cost-Sensoren mit professionellen Aerosolspektrometern. METTOOLS X, 25-27 September 2018, Braunschweig, Tagungsband, S. 18.

10. Samad, A., U. Vogt, D. Uprety (2018): Untersuchung der Vertikalstruktur von meteorologischen Parametern und deren Auswirkungen auf die vertikale Ausbreitung von Luftverunreinigungen – Ergebnisse von Fesselballonmessungen in Stuttgart im Rahmen des BMBF Projektes 3DO. METTOOLS X, 25-27 September 2018, Braunschweig, Tagungsband, S. 90.

11. Samad, A., U. Vogt (2017): Dreidimensionale Beobachtungen der Luftqualität in Stuttgart im Rahmen des BMBF-Projekts 3DO. 36. Jahrestagung des AK Klima, 27-29 October 2017, Rauschholzhausen, Tagungsband S. 15.

12. Samad, A., U. Vogt (2019): Mobile air quality measurements using bicycle to obtain spatial distribution and high temporal resolution in and around the city center of Stuttgart. 23rd International Transport and Air Pollution (TAP) Conference, 15-17 May 2019, Thessaloniki.

13. Samad, A., U. Vogt, B. Laquai, A. Surgaylo, G.C. Solis Castillo (2019): Investigation of low cost sensors for particulate matter and gases for the application in measuring the ambient air quality. 23rd International Transport and Air Pollution (TAP) Conference, 15-17 May 2019, Thessaloniki.

14. Samad, A., U. Vogt (2019): Assessment of urban air quality with mobile measurements using bicycle (MOBAIR). Third International Symposium on Environmental process engineering and technologies, 8 November 2019, Stuttgart.

15. Solis, G., A. Samad, U. Vogt (2019): Test and analysis of key factors that can affect the reliability of results obtained from low-cost sensors for outdoor air quality measurements. Third International Symposium on Environmental process engineering and technologies, 8 November 2019, Stuttgart.

16. Vogt, U., A. Samad, B. Laquai, A. Surgaylo, A. Saur (2018): Test results of low cost sensors for particulate matter and gases for the use in outdoor air quality. 11th International Conference on Air Quality – Science & Application, 12-16 März 2018, Barcelona, Proceedings of Abstracts, P. 190.

17. Vogt, U., A. Samad, B. Laquai (2018): Investigation of Low-Cost-Dryer Installed on the Low-Cost-Sensors used for Measuring the Particulate Matter in the Ambient Air. Mid-term and 1st International Networking Workshop of the SmartAQnet Project, 4-5 December 2018, Munich, Proceedings of Abstracts, P. 19.

18. Vogt, U., A. Samad, J. Venkatraman Jagatha, A. Mezger, K. Karacasulu, U. Reuter (2017): Räumliche und zeitliche Variabilität von NO₂ und Partikeln entlang einer verkehrsreichen Bundesstraße in Stuttgart – Ergebnisse von Fahrradmessungen und Passivsammler-Messungen. Kolloquium Luftqualität an Straßen 2017, 29-30 March 2017, Bergisch Gladbach, Tagungsbeiträge S. 104.

19. Vogt, U., A. Samad (2018): Small scale spatial and temporal variation of NO₂ in urban agglomerations – the example of Stuttgart. 2nd Korea-Germany Environmental Workshop, 13-14 November 2018, Stuttgart.