



**Bewertung der Innen- und Außenluftqualität
an der Grundschule Süd
(Gebäude Römerschule) mittels
Passivsammlermessungen und
mobilen Messungen**

- Abschlussbericht -

Stand: 06.07.2018

Bearbeitet von
Dr.-Ing. Ulrich VOGT,
Miriam CHACÓN MATEOS,
Nelson RINCÓN SOTO

Kurzfassung

Es ist weithin bekannt, dass eines der drängenden Umweltprobleme von großen Städten die negativen Auswirkungen der Luftverschmutzung sind. Reduzierte Lungenfunktion, niedriges Geburtsgewicht und kardiovaskuläre Erkrankungen sind als primäre Folgen der Luftverschmutzung für Kinder bekannt. Daher ist die Bewertung der Luftqualität in Gebäuden, in denen sich Kinder aufhalten, eine der wichtigsten Aufgaben in der Luftreinhaltung. Um die Innen- und Außenluftqualität in einer deutschen Grundschule in Stuttgart zu bewerten; wurden Messungen mit Passivsammlern für NO_2 und NO_x durchgeführt, zusammen mit mobilen Messungen von O_3 , NO_x , Partikel, Ruß und einer kontinuierlichen Überwachung des NO_x im Lüftungssystem. Die Maßnahmen wurden in zwei Zeiträume unterteilt: Sommerperiode (29.05.2017 - 17.07.2017) und Winterperiode (16.10.2017 - 12.01.2018).

Im Allgemeinen fiel auf, dass die Umweltverschmutzung sowohl innerhalb des Schulgebäudes als auch im Schulhof auf einem Niveau unterhalb der Grenzwerte lag, so dass keine gesundheitliche Beeinträchtigung für die Kinder und das Lehrpersonal der Schule besteht. Es besteht jedoch ein eindeutiger Zusammenhang zwischen den gemessenen Konzentrationen an Luftverunreinigungen im Schulgebäude und dem angrenzenden Schulhof einerseits und den Konzentrationen an der nahen B 14. Es wird daher dringend empfohlen, die Fenster der Klassenzimmer, die an die stark befahrene Bundesstraße B 14 grenzen abzudichten bzw. die Fenster stets geschlossen zu halten und / oder das bereits installierte Lüftungssystem zu optimieren.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung.....	I
Inhaltsverzeichnis	II
Abkürzungen	IV
1 Einleitung.....	1
1.1 Problembeschreibung.....	1
1.2 Ziele der Untersuchung	1
2 Aktueller Wissensstand.....	2
2.1 Hypothese	2
2.2 Die Stadt Stuttgart	3
2.3 Die ehemalige Römerschule – die heutige Grundschule Süd	6
2.4 Relevante Schadstoffe.....	8
2.4.1 Stickstoffoxide – NO _x	8
2.4.2 Ozon - O ₃	9
2.4.3 Feinstaub und Ultrafeine Partikel - PM und UFP.....	9
2.4.4 Black Carbon - Ruß	10
2.5 Grenzwerte.....	11
2.6 Bisherige Innenraummessungen an Schulen.....	12
3 Angewandte Methode.....	14
3.1 Relevante Schadstoffe.....	14
3.2 Messgebiet	15
3.3 Messstellen.....	16
3.3.1 Passivsammler	16
3.3.2 Mobile Messungen.....	23
3.3.3 Belüftungssystem	24
3.4 Messzeiträume und Messtage	25
3.5 Eingesetzte Messtechniken	27
3.5.1 Passivsammler	27
3.5.2 Mobile Messungen.....	29
3.5.3 Belüftungssystem	38

4	Ergebnisse.....	41
4.1	Ergebnisse des Sommermesszeitraums (29.05. – 17.07.2017)	42
4.1.1	Passivsammlermessungen (29.05. – 17.07.2017)	42
4.1.2	Mobile Messungen im Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017).....	46
4.2	Wintermesszeitraum (16.10. 2017 - 12.01.2018)	52
4.2.1	Passivsammlermessungen (16.10. - 18.12.17)	52
4.2.2	Mobile Messungen während des Wintermesszeitraums (16.10. – 18.12.17)	54
4.2.3	Belüftungssystem	65
4.3	Gemeinsame Darstellung der Ergebnisse der Sommer- und Wintermessungen 67	
4.3.1	Passivsammlermessungen – Schätzung der Jahresmittelwerte.....	67
4.3.2	Mobile Messungen.....	71
4.4	Qualitätssicherung.....	76
4.4.1	Passivsammler	76
4.4.2	Mobile Messungen.....	78
5	Schlussfolgerungen und Empfehlungen.....	79
6	Zusammenfassung	81
7	Literaturverzeichnis.....	83
	Anhang 1: Weitere Informationen zum Umgang mit Kerzen.....	88
	Anhang 2: Betriebszeiten der Zwangsbelüftungsanlage.....	89

Abkürzungen

Abkürzung	Bedeutung
B 14	Name der Bundesstraße
BC	<u>B</u> lack <u>C</u> arbon / Ruß
ECA	Europäischer Kerzenverband, engl. <i>European Candle Association</i>
IFK	<u>I</u> nstitut für <u>F</u> euerungs- und <u>K</u> raftwerkstechnik, Universität Stuttgart
LUBW	<u>L</u> andesanstalt für <u>U</u> mwelt <u>B</u> aden- <u>W</u> ürttemberg, Karlsruhe
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickstoffoxide (NO + NO ₂)
O ₃	Ozon
PAK	<u>P</u> olyzyklische <u>a</u> romatische <u>K</u> ohlenwasserstoffe (PAKs)
PM	Feinstaub, engl. <i>Particulate Matter</i>
PM10	Partikel, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist.
PM2,5	Partikel, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist.
PM1	Partikel, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 1 µm eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist.
SEARCH	<i>School Environment And Respiratory Health of Children</i> , Initiative zur Verbesserung der Luftqualität an Schulen
SINPHONIE	<i>Schools Indoor Pollution and Health: Observatory Network in Europe</i> , Projekt zur langfristigen Verbesserung der Luftqualität an Schulen und Kindergärten
UFP	<u>U</u> ltrafeine <u>P</u> artikel
WHO	Weltgesundheitsorganisation, engl. <i>World Health Organization</i>

1 Einleitung

1.1 Problembeschreibung

Die Grundschule Süd im Gebäude der ehemaligen Römerschule in Stuttgart liegt nahe an der vierspurigen Bundesstraße B 14, auf der durchschnittlich bis zu 50.000 Fahrzeuge pro Tag durch Stuttgart fahren [1]. Manche Eltern zeigten sich besorgt, dass ihre Kinder während des Unterrichts an dieser Schule einer hohen Konzentration von Luftverunreinigungen und Lärm ausgesetzt sein könnten. Daher hat die zuständige Bürgermeisterin für Jugend und Bildung der Stadt Stuttgart, Frau Isabel Fezer, das Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik der Uni Stuttgart (IFK) mit Messungen zur Luftqualität innerhalb und außerhalb der Grundschule Süd beauftragt. Dadurch soll die Luftschadstoffbelastung an der Schule bestimmt und festgestellt werden, ob die gemessenen Konzentrationen eine Gefahr für die Gesundheit der Kinder darstellen.

In 150 m Entfernung zum Gebäude Schule liegt direkt an der B 14 eine offizielle Luftqualitätsüberwachungsstation der Landesanstalt für Umwelt (LUBW), an der seit 2016 Messungen durchgeführt werden. Deren Messwerte werden zur weiteren Qualitätssicherung als Referenzwerte herangezogen.

1.2 Ziele der Untersuchung

- Erfassen der aktuellen Luftqualität im Gebäude der Grundschule Süd und im Außenbereich des Schulgeländes für die folgenden Luftverunreinigungen: NO₂, NO_x, O₃, Feinstaub (0,3 – 10 µm), BC (Black Carbon / Ruß) und UFP (ultrafeine Partikel)
- Abschätzen der Jahresmittelwerte für NO₂ mittels Passivsammlermessungen für weitere Vergleiche mit den europäischen Luftqualitätsgrenzwerten
- Entwickeln eines räumlichen Luftschadstoffprofils für die gesamte Schule durch Erfassen der Mittelwerte in allen Unterrichtsräumen und Korridoren mithilfe von mobilen Messungen
- Analysieren der zeitlichen Schadstoffverteilung im Tagesverlauf zur Ermittlung der Stunden mit Maximalbelastung an der Schule
- Formulieren von konkreten Lösungsvorschlägen falls lokal erhöhte Konzentrationen in der Schule gemessen werden sollten

2 Aktueller Wissensstand

2.1 Hypothese

“Die lufthygienischen Parameter innerhalb und außerhalb der Grundschule Süd, der ehemaligen Römerschule in Stuttgart werden von den Emissionen der Fahrzeuge auf der Bundesstraße B 14 beeinflusst”

Einerseits ist zu erwarten, dass die Konzentrationen von verbrennungsbedingten Schadstoffen in den Klassenräumen entlang der Straße erhöht ist und die Werte abhängig sind von einem optimal funktionierenden Belüftungssystem und einer sachgerechten Abdichtung von Türen und Fenstern. Im Idealfall sollten die Werte mit zunehmender Entfernung der Räume von der Straße sinken. Andererseits ist auch erwartbar, dass die während der Hauptverkehrszeiten auftretenden Spitzenkonzentrationen direkten Einfluss auf die Luftbelastung im gesamten Bereich innerhalb und außerhalb der Schule besitzen.

Zudem sollten höhergelegene Klassenräume idealerweise geringere Schadstoffwerte aufweisen aufgrund der größeren Entfernung zur Schadstoffquelle, in diesem Fall den Fahrzeugen auf der B 14. Bei nicht verbrennungsbedingten Luftschadstoffen gilt der Aktivitätsgrad als vorrangige Schadstoffquelle, weshalb in stark frequentierten Räumen eine höhere Belastung zu erwarten ist.

Auch ist mit einer jahreszeitlichen Veränderung der Luftqualität zu rechnen. In den Sommermonaten erleben wir höhere Konzentrationen von Ozon und Stickstoffmonoxid aufgrund des sogenannten photostationären Gleichgewichts, während in den Wintermonaten höhere Stickstoffdioxidwerte sowie aufgrund der kalten Temperaturen eine generell erhöhte Luftschadstoffbelastung zu erwarten ist. Am Ende sollte es auch möglich sein, eine etwaige Überschreitung der Grenzwerte festzustellen.

2.2 Die Stadt Stuttgart

Stuttgart ist die Landeshauptstadt von Baden-Württemberg und liegt im Südwesten der Bundesrepublik Deutschland. Mit ihrer besonderen Topografie (siehe Abbildung 2.1) ist sie überregional bekannt für verstärkt auftretende Grenzwertüberschreitungen von Luftverunreinigungen.

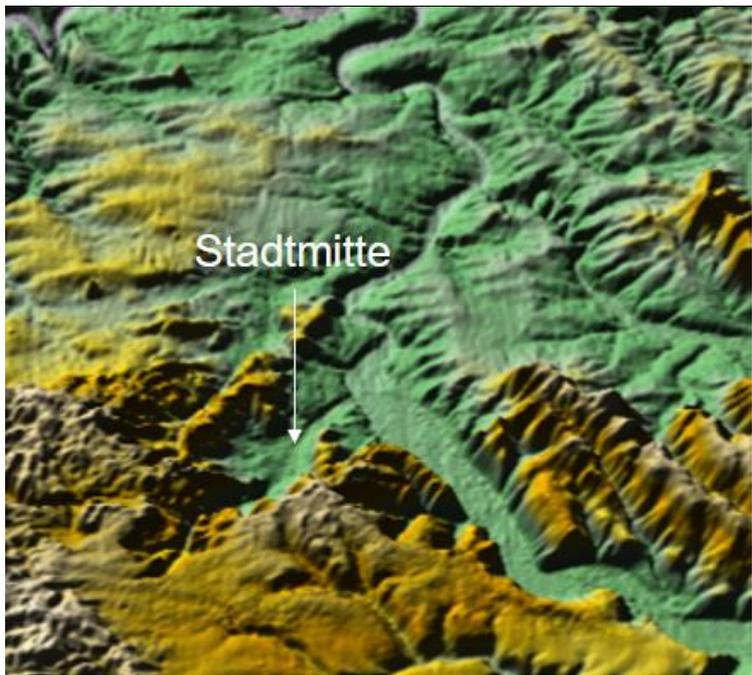


Abb. 2.1: Topografie der Stadt Stuttgart [2]

Das Zentrum der Stadt liegt in einer Senke (ca. 240 m ü. NN), die fast vollständig von einem Höhenkranz (bis 500 m ü. NN) umgeben ist. Nur im Verlauf des Nesenbachs besteht im Nordosten eine Öffnung zum Neckartal. Nach Südwesten hin verläuft der Nesenbach in einem engen Tal, dem sogenannten Kaltental, das für die Belüftung von Stuttgart eine große Bedeutung hat.

In einer aktuellen, von der Abteilung Reinhaltung der Luft der Universität Stuttgart entwickelten Studie am Marienplatz im Rahmen der Fördermaßnahme „Stadtklima im Wandel“ – Urban Climate Under Change [UC]² wird die Bedeutung des Südwestwindes für den Luftaustausch in der Stadt betont [3].

In Abbildung 2.2 (a) wird deutlich, dass ein Anteil von etwa 25 % (18 % + 7 %) des gesamten Windes im Messzeitraum (von März bis Oktober 2017) aus Richtung Südwest

wehte. Aus Abbildung 2.2 (b) lässt sich ablesen, dass etwa 94 % des Windes eine Geschwindigkeit von mehr als 0,5 m/s besaß und 75 % aus südwestlicher Richtung kam. Die meiste Zeit des Tages liegt die Windgeschwindigkeit unter 2 m/s, was zu einer schlechten Belüftung und langsamen Entfernung der Luftschadstoffe führt.

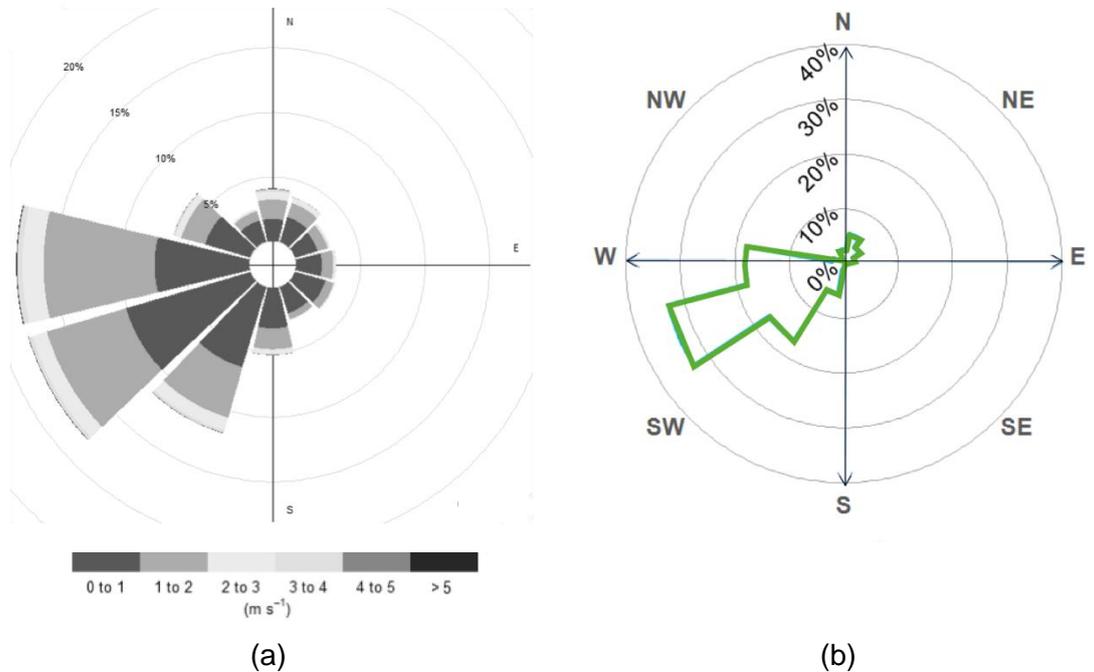


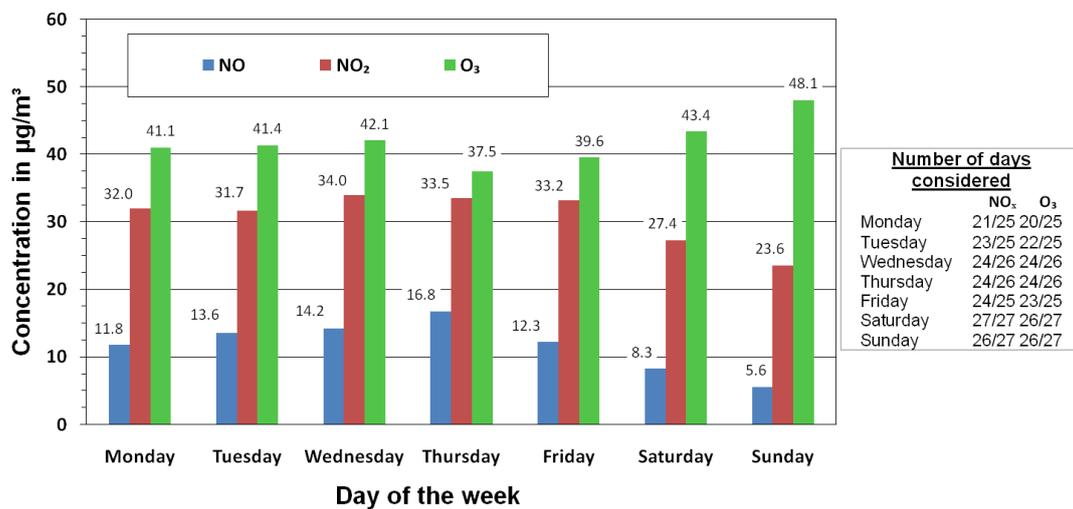
Abb. 2.2: Windrosen am Marienplatz: (a) Windrose mit unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten; (b) Windrose mit Windgeschwindigkeiten von mehr als 0,5 m/s [3]

Ziel dieser Studie ist die Auswertung der Luftschadstoffe, die im genannten Messzeitraum mit einem Messwagen überwacht wurden. Die daraus resultierenden Ergebnisse sind für die Bewertung der Luftqualität an der Grundschule Süd von besonderer Bedeutung, da sich die Messstation in etwa 200 m Entfernung zur Schule befand (siehe Abbildung 2.3).



Abb. 2.3: Lage des Grundschule Süd im Gebäude der ehemaligen Römerschule und Standort des Messwagens des IFK der Uni Stuttgart;
Quelle: OpenStreetMap

In den 200 m zwischen dem Messwagen und der Schule verläuft die vierspurige B 14. Die Bundesstraße stellt zweifellos eine Luftschadstoffquelle dar, was aus Abbildung 2.4 ersichtlich wird: In dieser Abbildung werden die Konzentrationen für NO, NO₂ und O₃ an den einzelnen Wochentagen aufgezeigt.



*Hinweis: Die Anzahl der zur Bewertung herangezogenen Wochentage ist rechts neben der Abbildung abzüglich der Feiertage aufgelistet.

Abb. 2.4: Vergleich der Konzentration von NO, NO₂ und O₃ an den einzelnen Wochentagen [3]

Aus der Abbildung wird deutlich, dass die Konzentrationen von NO und NO₂ am Wochenende aufgrund des geringeren Verkehrsaufkommens um durchschnittlich 49 % bzw. 22 % sinken. Erwartungsgemäß steigt die Ozonbelastung an diesen Tagen um durchschnittlich 13 %, da aufgrund des geringeren Verkehrs an Wochenenden weniger Luftverunreinigungen emittiert werden und somit weniger NO für die Oxidation zu NO₂ zur Verfügung steht und folglich weniger O₃ abgebaut wird.

Dasselbe Muster ist bei Feinstaub zu beobachten (siehe Abbildung 2.5); hier fällt der Rückgang der Konzentrationen für PM_{2,5} und PM₁₀ jedoch geringer aus. Dabei könnten auch andere Quellen wie Hausfeuerungen, Industrie und Gewerbe eine Rolle spielen.

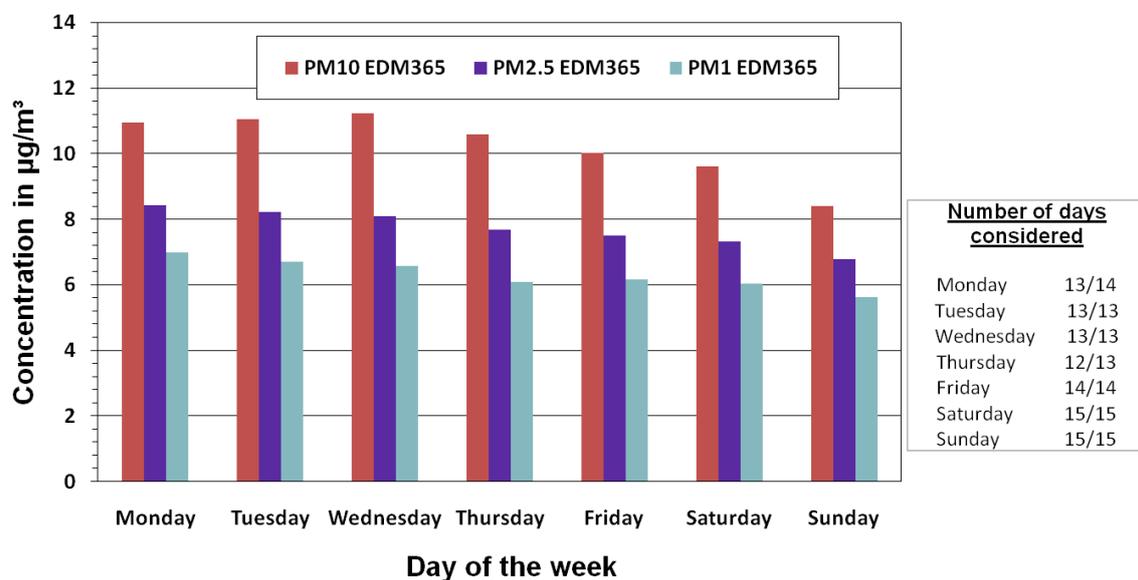


Abb. 2.5: Vergleich von PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ an den einzelnen Wochentagen [3]

2.3 Die ehemalige Römerschule – die heutige Grundschule Süd

Die Schule wurde von 1888 bis 1890 vom Architekten Emil Mayer (1845–1910) erbaut und am 1. Mai 1891 eröffnet. Sie wurde benannt nach dem Politiker Heinrich Friedrich Römer (1794–1864), der eine wichtige Figur in der Märzrevolution im Jahr 1848 darstellte und für seine Bemühungen zum Ehrenbürger der Stadt Stuttgart ernannt wurde [4].



Abb. 2.6: Zeichnung der Römerschule zu Beginn des 20. Jahrhunderts [5]

Das vierstöckige Gebäude sollte in jedem der 31 Unterrichtsräume Platz für jeweils etwa 63 Schülerinnen bieten. Zu dieser Zeit befand sich der Haupteingang der Schule an der Hauptstätter Straße [5].

Im 2. Weltkrieg (1939 – 1945) wurde die Rückseite des Gebäudes stark beschädigt und im Jahr 1951 wiederaufgebaut. Dabei orientierte man sich jedoch nicht an den Originalplänen, sondern es wurden Veränderungen an der Größe und der Anordnung der Klassenräume vorgenommen. Im Jahr 1961 wurde die reine Mädchenschule in eine kommunale Grundschule umgewandelt, an der Mädchen und Jungen gemeinsam unterrichtet werden sollten [5].

Gegenwärtig besitzt die Einrichtung 50 Räume. In jedem Klassenraum werden etwa 28 Schülerinnen und Schüler unterrichtet. Der zur Hauptstätter Straße gerichtete Haupteingang ist nicht mehr in Benutzung (nur als Notausgang), stattdessen wird der Eingang an der Römerstraße benutzt. An diesem Eingang befindet sich auch ein kleiner Parkplatz, der die Möglichkeit zum Entladen von Fahrzeugen bietet. Der historische Teil des Gebäudes wurde zum Baudenkmal erklärt.



Abb. 2.7: Luftaufnahme der Grundschule Süd im Gebäude der ehemaligen Römerschule; *Quelle: Google Earth*

2.4 Relevante Schadstoffe

Der folgende Abschnitt gibt einen Überblick über die für das Projekt maßgeblichen Luftverunreinigungs-komponenten sowie die von ihnen ausgehenden Gefahren für die menschliche Gesundheit.

2.4.1 Stickstoffoxide – NO_x

NO_x ist der Sammelbegriff für Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂). Je nach Quelle macht NO den größten Teil der bei einem Verbrennungsvorgang freigesetzten Verbindungen aus. In der Atmosphäre reagiert NO in Anwesenheit von Ozon (O₃) zu NO₂:



Bei Sonnenstrahlung kann dieses Gleichgewicht in Richtung der Reaktionspartner NO und Ozon verschoben werden.

Auch wenn NO keine gesundheitsgefährdende Wirkung besitzt, so reagiert es wie in der obigen Gleichgewichtsreaktion gezeigt, zusammen mit Ozon schnell zu NO₂, das erwiesenermaßen negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit besitzt. Kurzfristig kann NO₂ bei Asthmatikern die Empfindlichkeit der Atemwege auf kalte Luft erhöhen. Bei niedrigeren Konzentrationen wird die Lungenfunktion von Asthmatikern nicht wesentlich beeinträchtigt. Sind Kinder jedoch über einen Zeitraum von mehreren Monaten Stickstoffdioxid ausgesetzt, erhöht sich das Risiko für Atemwegserkrankungen, was wiederum bei wiederholtem Auftreten im weiteren Verlauf zu Lungenschäden führen kann [6].

2.4.2 Ozon - O₃

Je nachdem, wo man sich in der Atmosphäre befindet, hat das Gas Ozon zwei unterschiedliche Wirkungen: In der Stratosphäre schützt es das Leben auf der Erde in Form der Ozonschicht vor der gefährlichen ultravioletten Strahlung, die für die Entstehung von Hautkrebs verantwortlich gemacht wird.

In Bodennähe besitzt Ozon hingegen ab einer Konzentration von 100 µg/m³ beträchtliche negative Auswirkungen auf die Gesundheit von Mensch und Tier, bzw. auch auf das Pflanzenwachstum. Eine deutlich verminderte Lungenfunktion sowie Atemwegsentzündungen können sowohl bei gesunden Erwachsenen als auch bei Asthmatikern Symptome verursachen und die Leistungsfähigkeit einschränken. Es besteht zudem der Verdacht auf eine erhöhte Häufigkeit für Atemwegserkrankungen bei Kindern. Zeitreihen deuten darauf hin, dass eine Ozonkonzentration in dieser Höhe zu einem Anstieg der entsprechenden Symptome führen würde. Es existieren sogar Berechnungen, wonach Konzentrationen in der genannten Höhe zu vorzeitigen Sterbefällen in einer Größenordnung von 5 – 9 % führen, in Abhängigkeit zur Exposition bei der geschätzten Grundbelastung [6].

2.4.3 Feinstaub und Ultrafeine Partikel - PM und UFP

Feinstaub (PM) besteht aus kleinen festen oder flüssigen Staubpartikeln, die in der Luft schwebend ein mögliches Risiko für die menschliche Gesundheit darstellen. Basierend auf dem jeweiligen Gesundheitsrisiko unterteilt man Feinstäube nach ihren aerodynamischen Durchmessern in drei Hauptkategorien [7]:

- **PM10:** Partikel, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist.
- **PM2,5:** Partikel, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist.
- **PM1:** Partikel, die einen gröÙenselektiven Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 1 µm eine Abscheideeffizienz von 50 % aufweist.

Das Spektrum möglicher Gesundheitsgefahren von Feinstaub ist groß, hauptsächlich davon betroffen sind jedoch die Atemwege und das Herz-Kreislauf-System. Allgemein lässt sich feststellen: Je kleiner der Durchmesser der Partikel, desto schädlicher sind sie für die Gesundheit. Mögliche kurzfristige Auswirkungen einer PM10- und PM2,5-Belastung sind etwa Hals- und Augenreizungen sowie Niesen. Stärkere Zusammenhänge bestehen zwischen einer Langzeitbelastung durch PM2,5 und der Sterblichkeit. PM2,5 dringt tiefer in das Atmungssystem ein als PM10 und kann Erkrankungen der Bronchien verursachen.

Obwohl für PM1 kein Standardgrenzwert festgelegt wurde, kann Feinstaub mit einem Durchmesser kleiner als 1 µm in die Lungenbläschen eindringen und durch das Herz-Kreislauf-System transportiert werden. Dies kann zu Herzkrankheiten, wie z. B. Bluthochdruck, Problemen mit den HerzkranzgefäÙen oder einem Schlaganfall führen [6].

2.4.4 Black Carbon - RuÙ

Black Carbon / RuÙ (BC) bezeichnet die dunklen, lichtabsorbierenden Bestandteile von Aerosolen, die zwei Formen elementaren Kohlenstoffs enthalten. RuÙ wird definiert als diejenigen Black-Carbon-Partikel, die bei hoher Temperatur in einer Gasphasenreaktion gebildet werden (typischerweise in Dieselmotoren und anderen Verbrennungsprozessen mit unvollständiger Verbrennung) [8].

Gesundheitsrisiken im Zusammenhang mit einer Belastung durch PM2,5 und PM10 werden in den untersuchten epidemiologischen Studien gewöhnlich auch Black Carbon / RuÙ zugeordnet (und umgekehrt). In mehreren Studien wird angeregt, dass sich BC besser als Indikator für gesundheitliche Schäden durch Feinstaubpartikel aus Verbrennungsquellen eignet, insbesondere im Zusammenhang mit dem Straßenverkehr [7]. Im Allgemeinen wird Black Carbon / RuÙ in medizinischen Studien eine unwesentliche toxische Wirkung auf das Lungensystem von Mensch und Tier sowie auf Atemwegszellen

wie z. B. Makrophagen und Epithelzellen der Atemwege bescheinigt. Black Carbon / Ruß spielt bei der Toxizität stattdessen eine indirekte Schlüsselrolle als allgemeine Trägersubstanz für toxische, halbflüchtige organische Stoffe und andere Verbindungen, die parallel dazu in Verbrennungsprozessen freigesetzt werden oder beim regionalen und weiträumigen Transport an dessen Oberfläche anhaften. Diese chemischen Bestandteile, u.a. die teils krebserregenden polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs), die aus der Verbrennung stammen, zielen auf empfindliche Bereiche des Körpers wie etwa Lungen, Immunsystem und möglicherweise den Blutkreislauf [8].

2.5 Grenzwerte

Die von der EU-Kommission festgelegten Grenzwerte für die an der Grundschule Süd gemessenen Luftschadstoffe werden in Tabelle 2.1 aufgezeigt. Die EU-Grenzwerte wurden in der 39. BImSchV in deutsches Recht umgesetzt [9b].

Die Grenzwerte für NO₂ konnten entsprechend dem Umfang des Projekts durch Extrapolieren der Ergebnisse aus den Passivsammlern (für den NO₂-Jahresdurchschnitt) und durch Mitteln der Dauermessungen im Belüftungssystem (für die NO₂-Stundengrenzwerte) verglichen werden. Die übrigen Größen in Tabelle 2.1 wurden nur zu Referenzzwecken verwendet.

Tabelle 2.1: Von der EU-Kommission festgelegte Grenzwerte für Luftqualitätsstandards für die Außenluft [9a]

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeitraum	Zulässige Überschreitungen pro Jahr
Feinstaub (PM _{2,5})	25 µg/m ³	1 Jahr	k. A.
Stickstoffdioxid (NO ₂)	200 µg/m ³	1 Stunde	18
	40 µg/m ³	1 Jahr	k. A.
PM ₁₀	50 µg/m ³	24 Stunden	35
	40 µg/m ³	1 Jahr	k. A.
Ozon	120 µg/m ³	maximaler 8-Stundenmittelwert	25 Tage gemittelt über 3 Jahre

Internationale Vorschriften zur Luftqualität innerhalb und außerhalb von Schulen befolgen die Vorgaben der EU-Kommission hinsichtlich der genannten Luftschadstoffe. Dies wurde im aktuellen Bericht der Weltgesundheitsorganisation mit dem Titel „School Environments: Policies and current status“ festgestellt [10].

2.6 Bisherige Innenraummessungen an Schulen

In den letzten Jahren wurden verschiedene Studien zur Bewertung der Luftbelastung in der WHO-Region Europa durchgeführt.

Das Projekt SEARCH (School Environment and Respiratory Health of Children) wurde in den Jahren 2006 – 2009 und 2010 – 2013 an 100 Schulen in 10 verschiedenen Ländern entwickelt. An den untersuchten Schulen wurden durchschnittliche Stickstoffdioxidwerte von 12 bis 22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, der höchste Durchschnittswert wurde in Serbien erzielt. Die durchschnittlichen Konzentrationen von PM10 auf Landesebene reichten von 28 bis 102 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei der höchste Wert in Bosnien und Herzegowina und in Tadschikistan gemessen wurde. Überbelegte Klassenräume (mit weniger als 1,5 m^2/Kind) führten zu einer deutlichen Zunahme bestimmter Schadstoffe, wie z. B. CO_2 , Benzol, Toluol und PM10 [10].

Das Projekt SINPHONIE (Schools Indoor Pollution and Health: Observatory Network in Europe) wurde als Pilotforschungsprojekt zur Bewertung der Innenraumluft in Schulen und der Außenluft in der Umgebung von Schulen konzipiert, dessen Ziel der Aufbau eines europäischen Netzwerks zur Überwachung der Innenraumluftqualität und Gesundheit an Schulen ist. Das interdisziplinäre Projekt wurde von 2010 bis 2012 durchgeführt [11].

Eine der darin gewonnenen Erkenntnisse ist die Feststellung, dass 67 % der überwachten Schulen vom Straßenverkehr beeinträchtigt werden. Entscheidend hierbei ist in europäischen Ländern das Alter und der Standort vieler Schulgebäude, die in einer Epoche geplant und erbaut wurden, als die Straßen noch weniger befahren waren und als positiver Aspekt für eine bessere Erreichbarkeit angesehen wurden, während Überlegungen zu möglichen Luftverschmutzungen keine Rolle spielten. Dies trifft auch auf die ehemalige Römerschule zu, die im Jahr 1891 eröffnet wurde, als die Hauptstätter Straße noch von Kutschen und berittenen Pferden genutzt wurde.

Die Qualität der Innenraumluft erweist sich als komplexes Zusammenspiel aus Außenluftqualität, Besonderheiten des Schulgebäudes sowie Betriebs- und Verwaltungsverfahren, etwa hinsichtlich Reinigung, Wartung und Belüftung. So zählen Farben, Klebstoffe und andere Unterrichtsmaterialien zu den großen Verursachern von belasteter Raumluftqualität in Schulgebäuden [11]. Tabelle 2.2 verdeutlicht das Verhältnis von Innen- und Außenbereich (Verhältnis innen / außen) an den untersuchten Schulen.

Tabelle 2.2: Durchschnittliches Verhältnis innen / außen beim SINPHONIE-Projekt [11]

	Anzahl der Schulen	Durchschnittl. Verhältnis innen/außen	Ort der Verschmutzung
Formaldehyd	105	7,4	innen
Benzol	100	1,5	innen
Naphthalin	33	3,7	innen
Limonen	40	44,5	innen
NO ₂	106	0,8	außen
PM _{2,5}	96	1,4	innen
Ozon	90	0,1	außen
CO	56	6	innen
CO ₂	97	3,5	innen
Trichlorethylen	13	20,4	innen
Tetrachlorethen	26	1,4	innen

Ein Innen/Außen-Verhältnis größer als 1 zeigt an, dass die Konzentration für diesen Schadstoff innen höher ist als außen und sich die Hauptschadstoffquelle folglich im Innenraum befindet. Umgekehrt bedeutet ein Verhältnis kleiner als 1, dass die Hauptquelle der Innenraumluftbelastung im Außenbereich angesiedelt ist. Die Werte für NO₂ und Ozon sind erwartungsgemäß außen höher als innen. Das im Rahmen des SINPHONIE-Projekts in Klassenräumen gemessene PM_{2,5} stammt allerdings hauptsächlich von Quellen im Innenbereich.

3 Angewandte Methode

3.1 Relevante Schadstoffe

Tabelle 3.1 listet die im Rahmen des Projekts gemessenen Schadstoffe inklusive der entsprechenden Messverfahren (Passivsammler, Mobile Messungen und kontinuierliche Überwachung im Belüftungssystem) auf.

Tabelle 3.1: Überblick über die relevanten Schadstoffe und jeweiligen Messverfahren

Schadstoff	Passivsammler	Mobile Messungen	Kontinuierliche Überwachung im Belüftungssystem
NO ₂	Ja	Ja	Ja
NO _x	Ja	Ja	Ja
O ₃	-	Ja	-
PM1	-	Ja	-
PM2,5	-	Ja	-
PM10	-	Ja	-
UFP	-	Ja	-
Ruß	-	Ja	-

Die Stickstoffoxide wurden mit drei verschiedenen Messverfahren bestimmt: mithilfe von Passivsammlern zur Schätzung der Jahresmittelwerte, mit mobilen Messungen in der gesamten Schule zur Bestimmung der räumlichen Verteilung und mit kontinuierlicher Überwachung des Zwangsbelüftungssystems im neuen Teil des Schulgebäudes. Die übrigen Schadstoffe wurden ausschließlich über mobile Messungen bestimmt.

Bei der Messplanung wurde die VDI-Richtlinie zur Messung der Innenraumluftqualität [12 – 14a, b] berücksichtigt.

3.2 Messgebiet

Abbildung 3.1 zeigt das Gebiet der Schule, innerhalb dessen die Messungen durchgeführt wurden.

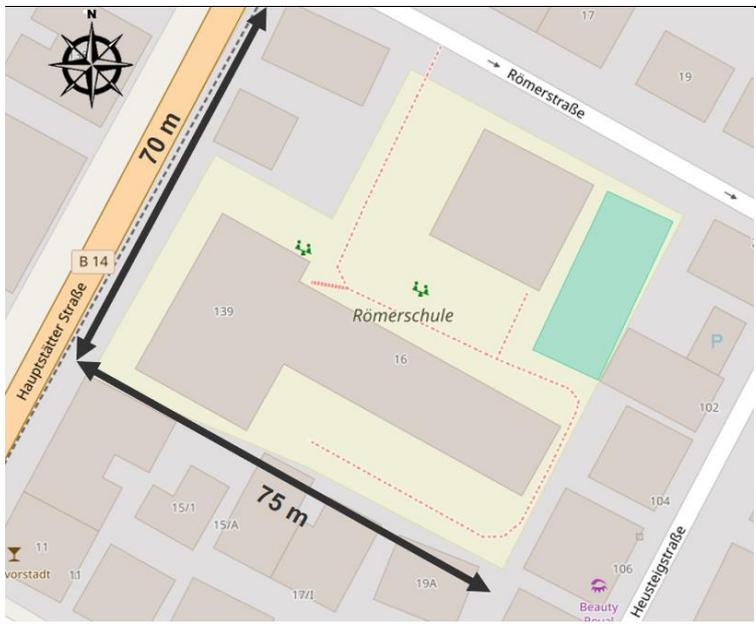


Abb. 3.1: Messgebiet an der Grundschule Süd im Gebäude der ehemaligen Römerschule; *Quelle: OpenStreetMaps*

Die Messungen wurden innerhalb des Hauptgebäudes sowie auf dem Schulhof (Vorder- und Rückseite) durchgeführt. Zudem wurde am Schuleingang an der Römerstraße und entlang der Hauptstätter Straße gemessen.

Begrenzt wird das Schulgelände im Nordwesten durch die Hauptstätter Straße und das Montessori-Kinderhaus, im Nordosten durch die Römerstraße, im Südwesten durch die Rückseite der Gebäude der Heusteigstraße und im Südwesten durch die Rückseite der Gebäude der Kolbstraße. Das gesamte Gebiet umfasst etwa 4.400 m².

Innerhalb des Hauptgebäudes wurde auf den Korridoren und in den Klassenräumen in jedem Stockwerk gemessen. Das Schulgebäude kann in zwei Teile unterteilt werden: der Altbau von 1891 entlang der B 14 und der Neubau von 1951 in der Römerstraße.

An der Schule existieren zwei Arten der Belüftung. Der Altbau besitzt ein Zwangsbelüftungssystem, dessen Ein- und Auslass sich an der Rückseite des Schulhofs befinden.

Der Lufteinlass wird von der Hauptstätter Straße durch das alte Schulgebäude abgescirmt. Zwischen der Schule und dem angrenzenden Gebäude befindet sich ein schmaler Durchgang von 2,5 m Breite mit einer Lärmschutzwand und einigen Bäumen (siehe Abbildung 3.2).



Abb. 3.2: Lufteinlass des Belüftungssystems; *Quelle: Google Earth*

3.3 Messstellen

3.3.1 Passivsammler

Messungen mithilfe von Passivsammlern wurden an 25 Stellen innerhalb und außerhalb der Schule durchgeführt. Auf den Abbildungen 3.3 bis 3.7 sind die Standorte und Aufnahmen aller Passivsammler ersichtlich.

Untergeschoss

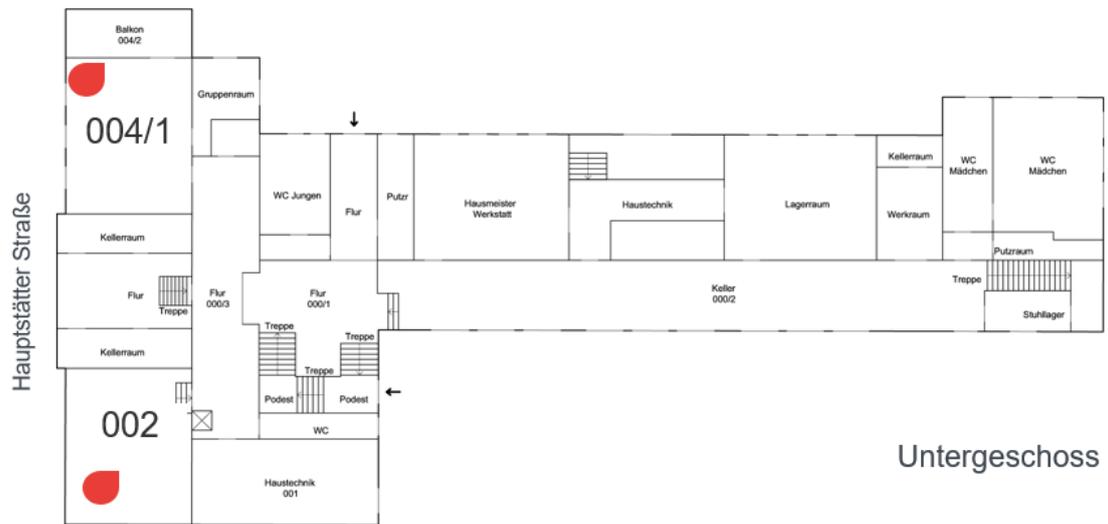
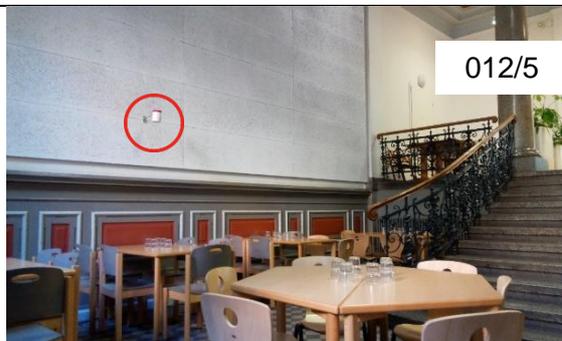
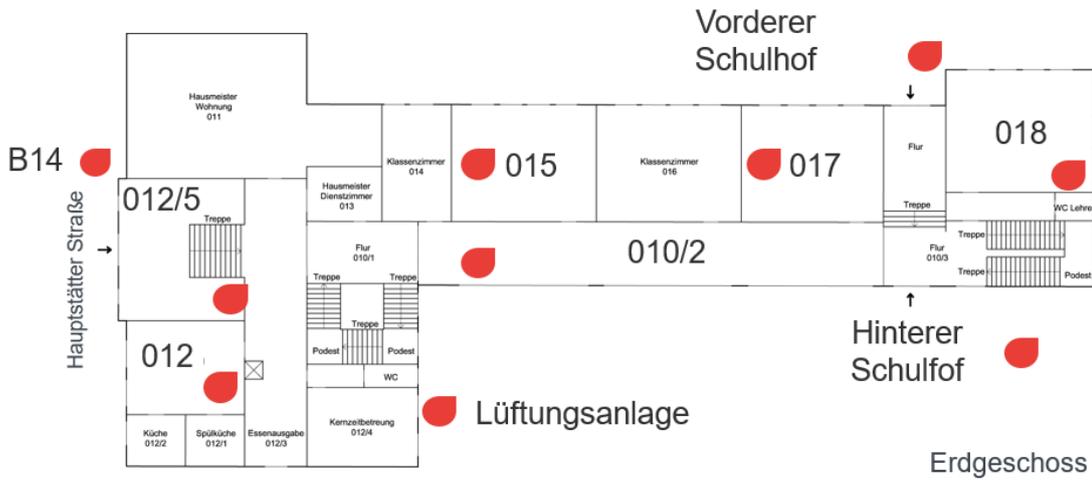


Abb. 3.3: Lageplan und Halterungen der Passivsampler im Untergeschoss.

Links: Raum 004/1; rechts: Raum 002

Erdgeschoss

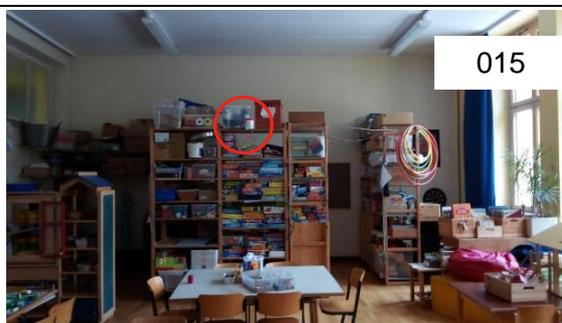
● LUBW Station (Hauptstätter Straße)



012/5



012



015



010/2



018



Lüftungsanlage



Abb. 3.4: Lageplan und Halterungen der Passivsampler im Erdgeschoss. Von links oben nach rechts unten: Raum 012, Raum 012/5, Raum 015, Korridor 010/2, Raum 018, Lüftungsanlage, Hinterer Schulhof, Vorderer Schulhof, Hauptstätter Straße (B 14) und LUBW-Messstation an der Hauptstätter Straße

1. Stock

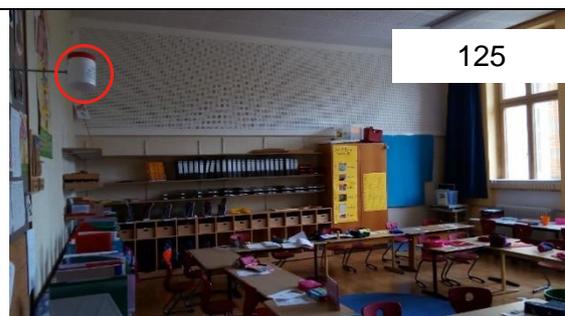
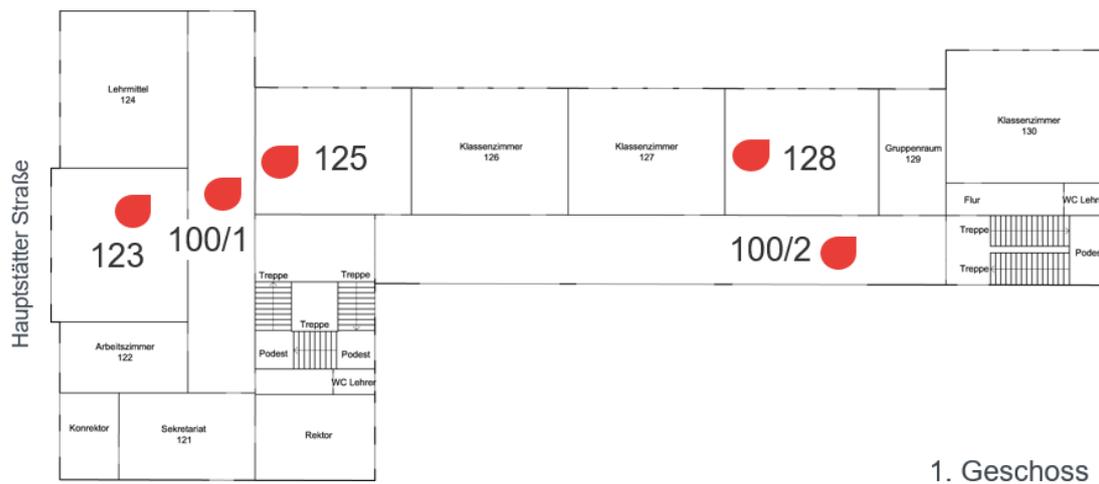


Abb. 3.5: Lageplan und Halterungen der Passivsammler im 1. Stock. Von links oben nach rechts unten: Raum 123, Korridor 100/1, Raum 128, Korridor 100/2 und Raum 125

2. Stock

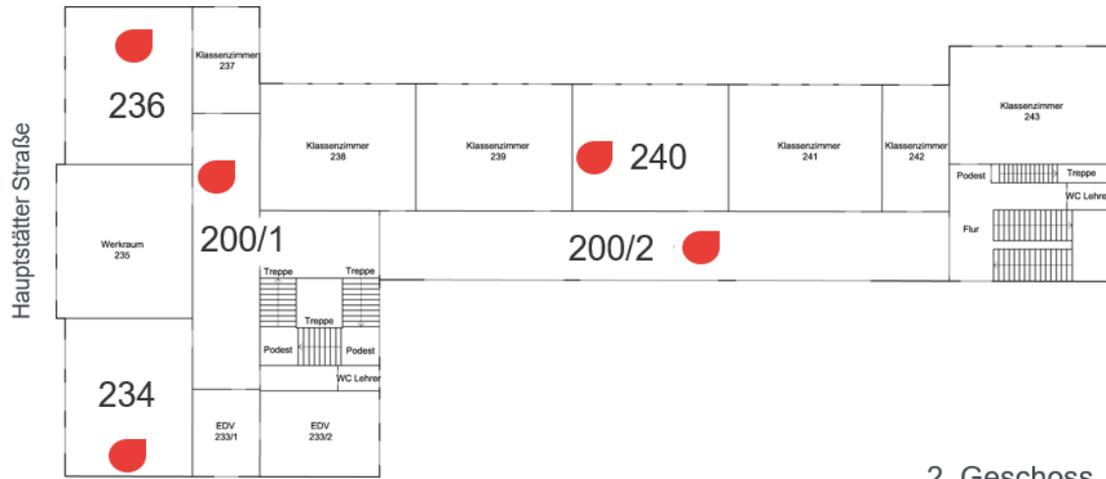


Abb. 3.6: Lageplan und Halterungen der Passivsammler im 2. Stock. Von links oben nach rechts unten: Raum 236, Raum 234, Korridor 200/1, Raum 240 und Korridor 200/2

3. Stock

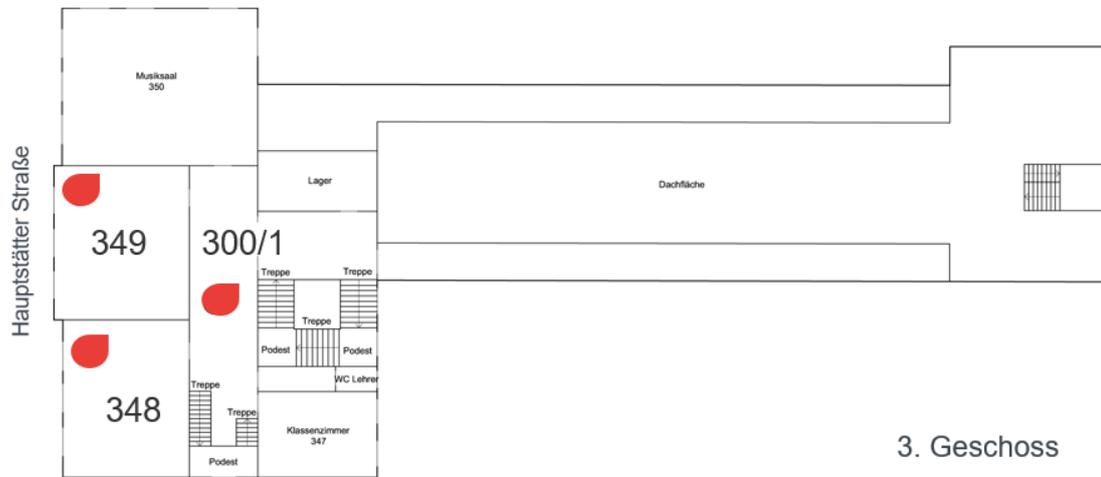


Abb. 3.7: Lageplan und Halterungen der Passivsammler im 3. Stock. Von links oben nach rechts unten: Raum 349, Raum 348 und Korridor 300/1

3.3.2 Mobile Messungen

Mobile Messungen wurden nahezu überall in den Klassenräumen, Korridoren und Außenbereichen der Grundschule Süd im Gebäude der ehemaligen Römerschule durchgeführt. Tabelle 3.2 gibt einen Überblick über die einzelnen Messstellen:

Tabelle 3.2: Messstellen in Klassenräumen, Korridoren und auf dem Schulgelände

Klassenräume/Schulgelände	Korridore
Untergeschoss	
001, 002, 004/1, 004/2	000/1, 000/2, 000/3
Erdgeschoss	
012, 012/5, 014, 015, 016, 017, 018, Hinterer Schulhof, Vorderer Schulhof, Fußballfeld, Schuleingang, B 14	010/1, 010/2, 010/3
1. Stock	
121, 122, 123, 125, 126, 127, 128, 129, 130	100/1, 100/2
2. Stock	
233/1, 233/2, 234, 235, 236, 237, 238, 239, 240, 241, 242, 243	200/1, 200/2
3. Stock	
347, 348, 349, 350	300/1

Die mobilen Messungen wurden mit einem fahrbaren Messwagen mit den entsprechenden Gerätschaften (siehe Abbildung 3.8) vorgenommen.

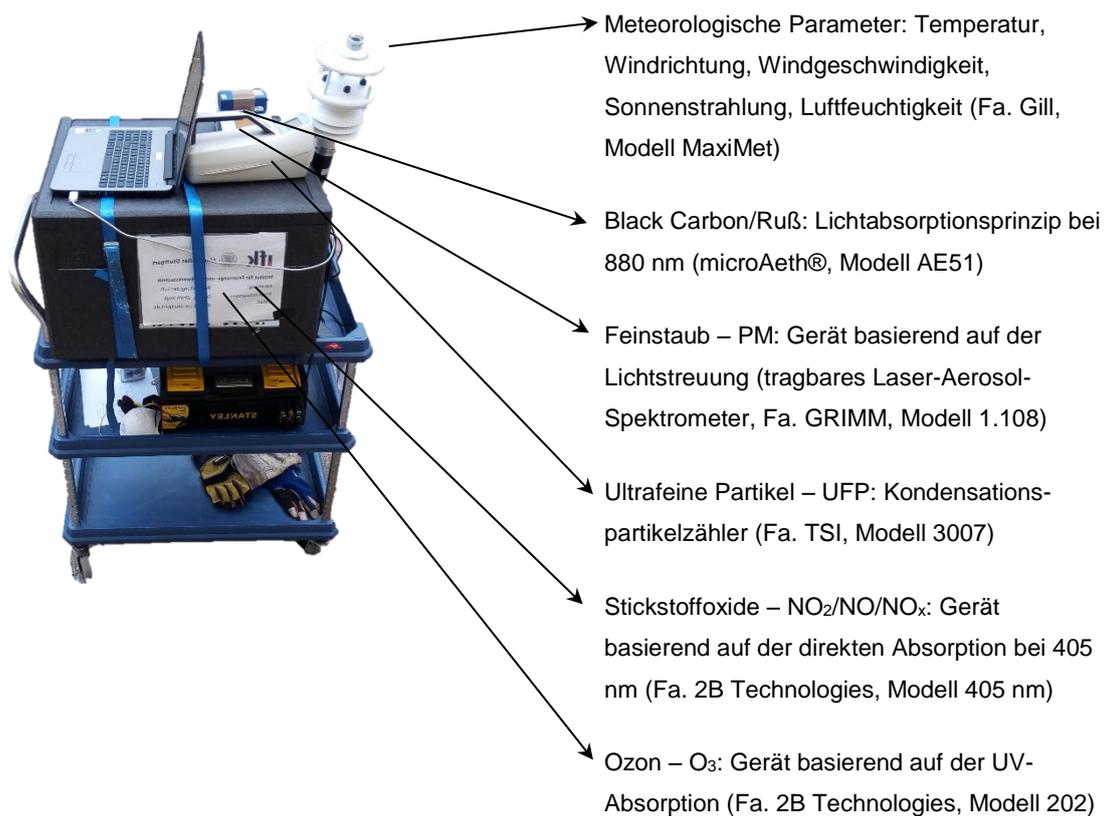


Abb. 3.8: Messwagen für mobile Messungen

3.3.3 Belüftungssystem

Das Zwangsbelüftungssystem im alten Schulgebäude wurde vom 08.12.2017 bis zum 18.12.2018 kontinuierlich überwacht (siehe Gantt-Diagramm des Projekts in Abbildung 3.10). Im Technikraum in Raum 001 wurden dazu zwei Chemilumineszenz-Messgeräte installiert. Eines der Geräte wurde direkt mit dem Lufteinlass des Belüftungssystems verbunden, das andere mit dem Abluftkanal.

Die Betriebszeiten der Belüftungsanlage können der Tabelle in Anhang 2 entnommen werden.



Abb. 3.9: Aufbau der Chemilumineszenz-Geräte am Belüftungssystem

3.4 Messzeiträume und Messtage

Die Messungen wurden innerhalb der Zeiträume in Abbildung 3.10 durchgeführt (vereinfachtes Gantt-Diagramm). Zusammenfassend erstreckte sich der Sommermesszeitraum vom 29.05.2017 bis 17.07.2017 und der Wintermesszeitraum vom 16.10.2017 bis 12.01.2018.

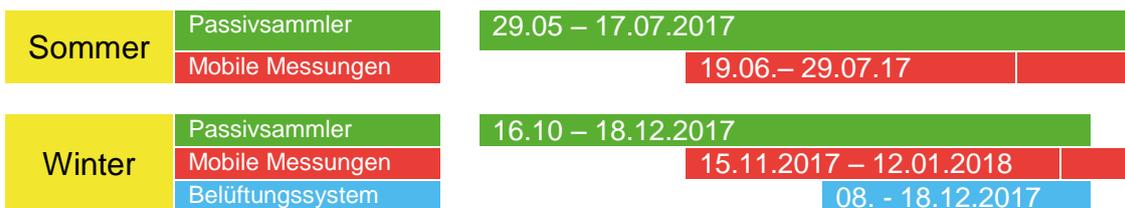


Abb. 3.10: Vereinfachtes Gantt-Diagramm für den gesamten Messzeitraum

Der Sommer- und der Winterzeitraum für die Passivsammlermessungen wurden jeweils in vier bzw. fünf Abschnitte aufgeteilt. Die mobilen Messungen wurden an einzelnen Tagen über einen Zeitraum von fünf Stunden ausgeführt, beginnend am Morgen, wenn sich die Kinder in den Klassenzimmern befanden. In den Tabellen 3.3 und 3.4 werden die jeweiligen Zeiträume und Tage für die passiven Probenahmen bzw. für die mobilen Messungen aufgezeigt, sowie die meteorologischen Parameter an den Messtagen [15]. Die Tage mit Feinstaubalarm sind farblich markiert.

Tabelle 3.3: Meteorolog. Parameter während der Zeiträume mit passiver Probenahme

Von	bis	Durchschnitts-temp. (°C)	Rel. Feuchte (%)	Windgeschw. (m/s)	Windrichtung (Grad)	Luftdruck (hPa)	Niederschlag (l/m ²)	Globalstrahlung (W/m ²)
Sommerzeitraum								
29.05.17	12.06.17	20,5	58	1,6	209	985	1,5	232
12.06.17	19.06.17	22,0	50	1,7	197	988	0,0	280
19.06.17	03.07.17	22,9	55	1,9	215	982	5,0	224
03.07.17	17.07.17	22,0	59	1,5	222	986	1,5	214
Winterzeitraum								
16.10.17	30.10.17	13,4	72	1,5	216	989	1,4	76
30.10.17	06.11.17	9,1	76	1,2	201	987	1,2	49
06.11.17	20.11.17	5,6	81	1,5	214	988	2,3	25
20.11.17	04.12.17	5,3	77	1,6	201	985	1,8	27
04.12.17	18.12.17	3,9	74	2,1	228	981	1,6	26

Tabelle 3.4: Meteorolog. Parameter während der Zeiträume mit mobilen Messungen

Datum	Durchschnitts-temp. (°C)	Rel. Feuchte (%)	Windgeschw. (m/s)	Windrichtung (Grad)	Luftdruck (hPa)	Niederschlag (l/m ²)	Globalstrahlung (W/m ²)
Sommerzeitraum							
19.06.17	24,3	44	1,2	220	988,2	0	310
20.06.17	27,1	46	1,4	214	984,8	0	271
21.06.17	27,0	52	1,4	213	983,9	0	275
23.06.17	27,3	43	2,8	238	983,9	0	258
26.06.17	24,9	47	1,4	55	981,1	0	296
27.06.17	22,7	72	1,0	206	976,8	15	164
28.06.17	22,2	66	1,9	206	968,9	27,9	186
29.06.17	18,5	72	2,5	235	969,0	31	201
Winterzeitraum							
15.11.17	2,5	81	0,8	170	994,3	0	76
16.11.17	2,1	80	1,1	209	992,7	0	23
17.11.17	4,1	86	0,8	20	993,6	0,1	15
20.11.17	5,2	71	2,1	223	989,1	0	18
29.11.17	3,5	81	1,2	216	974,3	0,5	17
30.11.17	2,5	82	1,5	225	974,0	1,2	26
01.12.17	1,9	81	0,8	22	980,8	0,8	20
12.12.17	4,5	67	2,4	227	975,8	0,1	19
13.12.17	3,4	68	2,9	220	978,6	0,8	42
14.12.17	6,1	70	3,7	224	966,6	2,4	47
18.12.17	2,3	80	1,1	265	991,4	1,5	20
12.01.18	4,4	79	1	90	992,0	0	26
.....	Tage mit Feinstaubalarm						

3.5 Eingesetzte Messtechniken

3.5.1 Passivsammler

Diskontinuierliche Messungen mithilfe von Passivsammlern eignen sich zur Bestimmung eines Mittelwerts über einen bestimmten Zeitraum. So lässt sich die Langzeitwirkung der jeweiligen Luftverunreinigungen auf kostengünstige Weise ermitteln, ohne dass Elektrizität etwa für eine Pumpe benötigt wird [16].

Die punktuellen Messungen im Rahmen dieses Projekts waren ausgerichtet auf NO_2 und NO_x -Verbindungen. Die Technik beruht auf der passiven Diffusion von NO_2 -Molekülen durch ein Röhrchen, dessen Durchmesser und Länge bekannt sind. Die Luftschadstoffe werden von einem Metallnetz absorbiert, das zuvor mit Triethanolamin behandelt wurde [17a - f]. Für NO_x enthält der Passivsammler zusätzlich ein Oxidationsmittel (Chromsäure) zur Umwandlung von NO in NO_2 [18], das anschließend zusammen mit dem NO_2 aus der Luft durch das Absorptionsmittel (Triethanolamin) absorbiert wird. Die Ergebnisse für NO_x werden als NO_2 -Äquivalente dargestellt.



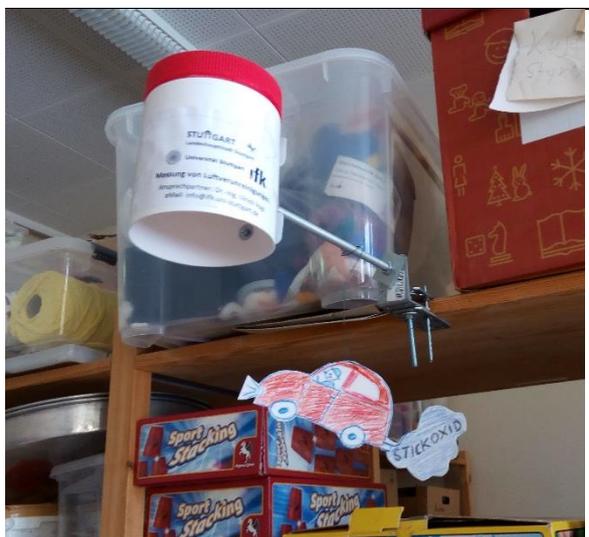
Abb. 3.11: Passivsammlerröhrchen; *Quelle: Passam AG*

Abbildung 3.11 zeigt die verwendeten Röhrchen zur Messung von NO_2 und NO_x . An einem Ende der Röhrchen befindet sich zum Schutz vor Windeinfluss eine grüne Membran aus porösem Glasmaterial. Tabelle 3.5 listet einige der Merkmale dieser Passivsammler auf.

Tabelle 3.5: Eigenschaften der Passivsammler für NO₂ und NO_x [19]

Bezeichnung	Typ	Sam- melrate (ml/min)	Dauer (Wo- chen)	Messbe- reich (µg/m ³)	Nach- weis- grenze (µg/m ³)	Spei- cher- zeit (Mo- nate)
Langzeit-Pas- sivsammler für NO ₂	Röhrchen	0,7432 (mit Memb- ran)	1–4	1–150	1,5	6
Langzeit-Pas- sivsammler für NO _x	Röhrchen	-	1–4	5–240	1,5	6

Wie aus Tabelle 3.5 ersichtlich ist, wird für NO_x keine Sammelrate angegeben, da das Verhältnis NO/NO₂ nicht konstant ist und vom Standort der Probenahme abhängt. Die Berechnung der NO_x-Konzentrationen basiert auf der Sammelrate für NO₂; somit werden die NO_x-Konzentrationen als NO₂-Äquivalent angegeben (dieser Hinweis steht bei den entsprechenden Ergebnisdiagrammen). Die Passivsammler werden mit einer Abdeckung geschützt (siehe Abbildung 3.12).

**Abb. 3.12:** Passivsammler mit Abdeckung in Raum 015

Die Proben aus den Passivsammlern werden im Labor gemäß den Empfehlungen der VDI-Richtlinie 2453 Blatt 1 analysiert [16]. Dazu werden die NO₂-Moleküle, die im Passivsammler mit Hilfe des Triethanolamin adsorbiert wurden, mit Hilfe der sogenannten

Saltzman-Reagenz in die flüssige Phase überführt. Die ursprünglich transparente Saltzman-Reagenz verfärbt sich, je nach NO_2 -Gehalt im Triethanolamin. Anschließend wird die Lösung mit einem Spektralphotometer bei 550 nm analysiert [20].

Die Massenkonzentration kann nun auf Grundlage des Absorptionsmaßes der jeweiligen Probe ausgerechnet werden. Die Bewegung der Moleküle wird mit dem Fick'schen Gesetz ausgedrückt. Nach dem Integrieren und Umstellen kann die Gleichung 3.1 zur Berechnung der Schadstoffkonzentration verwendet werden [13].

$$C (\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{Q}{SR t} \quad \text{Gl. 3.1}$$

C: Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

t: Expositionsdauer [s]

Q: absorbierte Menge [μg]

SR: Sammelrate [ml/min]

Die Sammelrate berücksichtigt den Diffusionskoeffizienten, der abhängig ist von der Temperatur sowie dem Durchmesser und der Länge des Röhrchens. Dieser Parameter ist für jeden Passivsammlertyp gleichbleibend und stellt somit eine Konstante dar, die der Literatur entnommen werden kann.

3.5.2 Mobile Messungen

- **NO_x -Messgerät**

In diesem Projekt kam für $\text{NO}_2/\text{NO}/\text{NO}_x$, ein Messgerät der Fa. 2B Technologies, Modell 405 nm von zum Einsatz (siehe Abbildung 3.13). Es besitzt ein integriertes System zur direkten Messung des atmosphärischen Stickstoffdioxids (NO_2) und Stickstoffmonoxids (NO) durch Oxidation zu NO_2 mithilfe von Ozon. Das Messprinzip beruht auf der Lichtabsorption der NO_2 -Moleküle bei 405 nm. Die Messung von NO basiert auf der gezielten Umwandlung von NO zu NO_2 unter Einwirkung von Ozon (O_3) mit einem Wirkungsgrad von nahezu 100 % (siehe Abbildung 3.14). Die Gesamtmenge für NO_x ergibt sich aus der Addition von NO und NO_2 [21].



Abb. 3.13: NO₂/NO/NO_x-Monitor Modell 405 nm von 2B Technologies

In Tabelle 3.6 sind die wichtigsten Eigenschaften dieses Modells aufgelistet; das zugrundeliegende Messprinzip ist in Abbildung 3.14 grafisch dargestellt.

Tabelle 3.6: Eigenschaften des NO_x-Messgerätes [21]

Technische Eigenschaften	
Messprinzip	Direkte Messung von NO ₂ mithilfe des Absorptionsmaßes bei 405 nm; produziert Ozon (O ₃ , 60–80 cm ³ /min)
Zeitliche Auflösung	20 s, 10 s oder 5 s (für NO ₂ ist ein Filter erforderlich)
Linearer Wertebereich	NO ₂ : 0–10.000 ppb NO: 0–2.000 ppb
Aufwärmzeit	20 min
Auflösung	0,1 ppb
Mittelungszeiträume	5 s, 1 min, 5 min, 1 h
Betriebstemperatur	10–50 °C

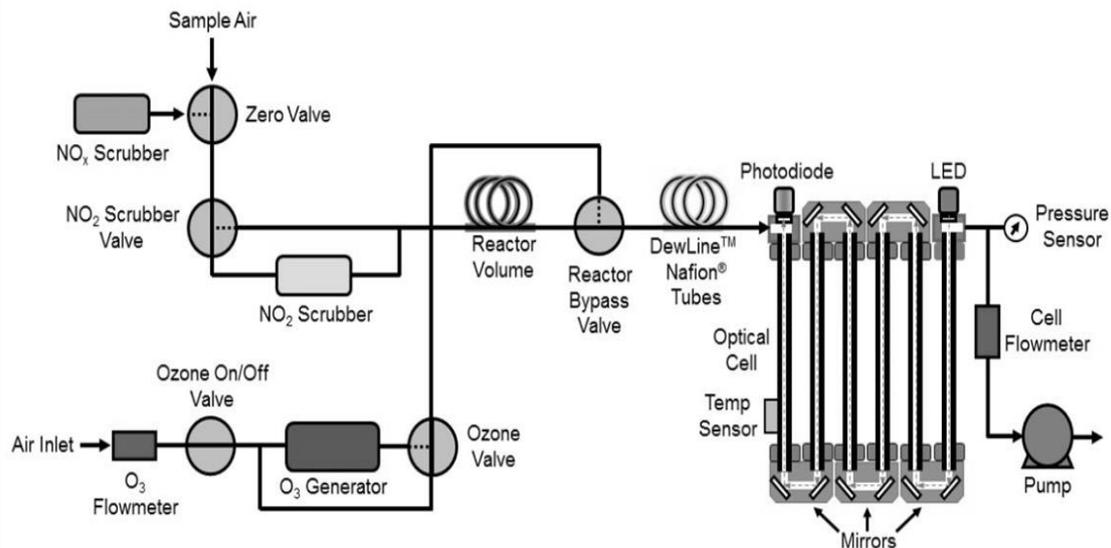


Abb. 3.14: Darstellung des Messprinzips des NO₂/NO/NO_x-Monitors, Modell 405 nm

Die Probenluft durchströmt das Gerät kontinuierlich mit einer Rate von etwa 2 l/min. Je nach gewünschter Messung leitet das Abscheideventil die Luft wahlweise durch einen NO₂-Abscheider, um das NO₂ aus der Probe zu entfernen. Dadurch kann die Lichtstärke (I_0) unter Ausschluss und in Anwesenheit von NO₂ gemessen werden. Mithilfe des Lambert-Beer'schen Gesetzes kann anschließend aus I und I_0 die NO₂-Konzentration berechnet werden.

Die Messung von Stickstoffmonoxid erfolgt unter Umgehung des NO₂-Abscheiders, indem die Lichtstärke unter Zugabe (I) oder in Abwesenheit (I_0) von Ozon zur Umwandlung von NO in NO₂ (gemäß der folgenden Gleichung) gemessen wird:



NO_x erhält man durch Addition der Messwerte für NO₂ und NO. Das Gerät kann kontinuierlich im NO₂-, NO- oder NO_x-Modus betrieben werden oder in einem Modus, bei dem NO₂ und NO im Wechsel von jeweils 20 Sekunden gemessen werden [21].

• O₃-Messgerät

Die Messung der Ozonkonzentration beruht auf dem Prinzip der UV-Lichtabsorption (ultraviolettes Licht). Das Absorptionsmaximum von Ozonmolekülen liegt bei 254 nm. Dies ist gleichzeitig auch die Hauptemissionswellenlänge einer Quecksilber-Niederdrucklampe [22].



Abb. 3.15: Ozon-Monitor, Modell 202 von 2B Technologies [37]

Der Ozon-Monitor von 2B Technologies misst Ozon basierend auf der Schwächung von Licht (UV-Absorption), das durch eine 15 cm lange Absorptionszelle mit Quartz-Scheiben geleitet wird (siehe Abbildung 3.15 und 3.16). Auf der einen Seite der Absorptionszelle befindet sich eine Quecksilber-Niederdrucklampe und auf der gegenüberliegenden Seite eine Photodiode [37].

Die Photodiode besitzt einen integrierten Interferenzfilter, der auf 254 nm (also der Hauptwellenlänge des von der Quecksilberlampe ausgehenden Lichts) zentriert ist. Eine Pumpe saugt die Luft mit einer Strömungsrate von etwa 1 l/min in das Gerät. Über ein Magnetventil wird die Luft abwechselnd direkt in die Absorptionszelle geleitet oder zuerst durch einen Ozonabscheider und anschließend in die Absorptionszelle.

Die Lichtstärke wird an der Photodiode gemessen als Luft, die den Ozonabscheider durchlaufen hat (I_0) und Luft, die den Abscheider nicht durchlaufen hat (I). Die Ozonkonzentration wird auf Grundlage der I_0 - und I -Messungen mithilfe des Lambert-Beer'schen Gesetzes berechnet:

$$C_{O_3} = \frac{1}{\sigma l} \ln\left(\frac{I_0}{I}\right) \quad \text{Gl. 3.3.}$$

wobei l die Pfadlänge (15 cm) und σ den Absorptionsdurchmesser für Ozon bei 254 nm darstellt ($1,15 \times 10^{-17} \text{ cm}^2 \text{ Molekül}^{-1}$ oder $308 \text{ atm}^{-1} \text{ cm}^{-1}$), der mit einer Genauigkeit von etwa 2 % bekannt ist.

In Tabelle 3.7 sind die wichtigsten Eigenschaften dieses Modells aufgelistet; das zugrundeliegende Messprinzip ist in Abbildung 3.16 grafisch dargestellt.

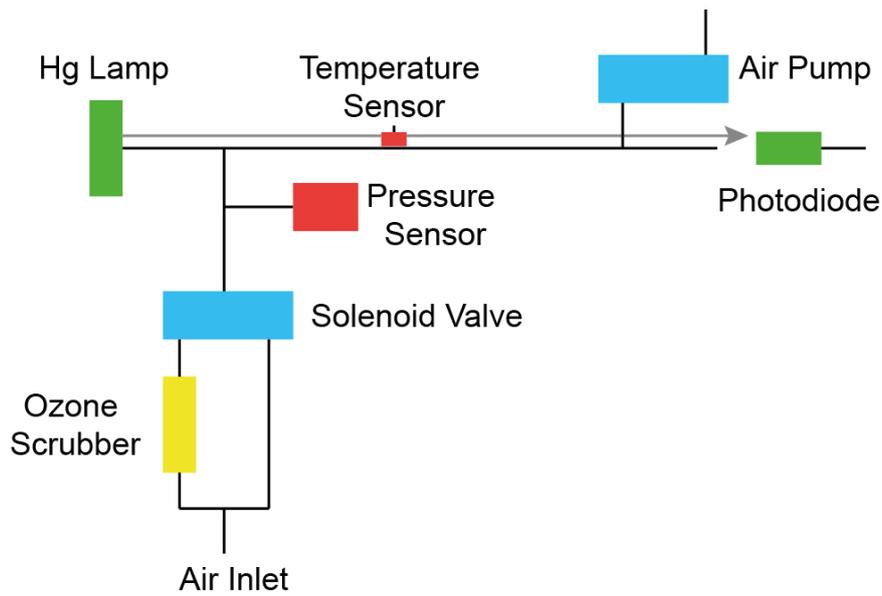


Abb. 3.16: Schematische Darstellung des Messprinzips des Ozon-Monitors von 2B Technologies [22]

Tabelle 3.7: Eigenschaften des O₃-Messgerätes [22]

Technische Eigenschaften	
Messprinzip	UV-Absorption bei 254 nm
Zeitliche Auflösung	10 s (0,1 Hz)
Linearer Wertebereich	0 – 250 ppb
Aufwärmzeit	15 – 20 min
Auflösung	0,1 ppb
Mittelungszeiträume	1 min, 5 min, 1 h
Betriebstemperatur	0 – 50 °C

- **PM10-, PM2,5- und PM1-Messgerät**

Zur Messung der PM10-, PM2,5- und PM1-Konzentrationen wurde der tragbare Laser-Aerosol-Spektrometer- und Aerosolmonitor von Grimm, Modell 1.108 verwendet. Das tragbare, kompakte Gerät misst kontinuierlich Schwebstaub und Partikelanzahlverteilung [23], [31], [35].



Abb. 3.17: Tragbares Laser-Aerosol-Spektrometer [23]

Das Messprinzip dieses Geräts besteht darin, dass die Probenluft über die Aerosol-Eintrittsöffnung direkt in die Messzelle geleitet wird. Die in der Luft enthaltenen Partikel werden anhand der Lichtstreuung in der Messzelle erfasst. Das gestreute Licht sendet für jeden Partikel einen Impuls aus, der vom Gerät erfasst wird. Dabei hängt die Lichtstärke von der Größe des Partikels ab. In Abbildung 3.18 wird das Messprinzip dargestellt [23], [31], [32].

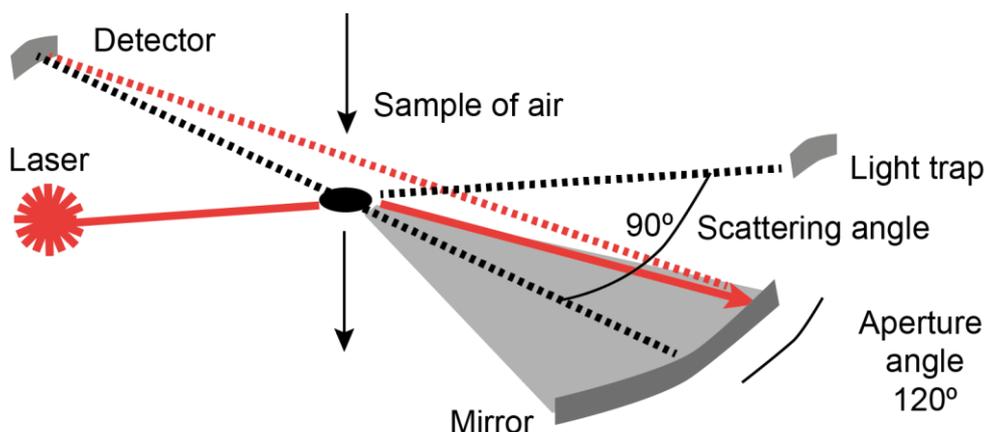


Abb. 3.18: Messprinzip des tragbaren Laser-Aerosol-Spektrometers [23]

Die Wellenlänge befindet sich mit 780 nm am Rande des sichtbaren Bereichs (Farbe rot). Die Laserstrahlstärke kann so eingestellt werden, dass Partikel im Größenbereich von 0,3 μm bis 20 μm erfasst werden können.

Trifft der Lichtstrahl auf einen Partikel, entsteht ein Streulichtimpuls der gemessen wird. Die Intensität des Streulichtimpulses lässt Rückschlüsse auf seine Größe zu, so dass sich die erfassten Signale in unterschiedliche Größenkanäle einordnen lassen. Das Gerät besitzt 15 Größenkanäle, die als Grundlage für die Berechnung der Staubmasse dienen (GRIMM Aerosol Technik). Die Staubmasse berechnet sich aus der gemessenen

Anzahl und Größe der Partikel unter Annahme einer Normdichte und einer Kugelform der Partikel. In Tabelle 3.8 werden die wichtigsten Eigenschaften des Geräts aufgelistet.

Tabelle 3.8: Eigenschaften des Feinstaub-Monitors [23], [31], [32]

Technische Eigenschaften	
Messprinzip	Laser bei 780 nm; Partikelgröße und Stärke des erfassten Streulichts
Zeitliche Auflösung	6 s
Linearer Wertebereich	0,3 – 20 μm , 15 Größenkanäle
Aufwärmzeit	30 s (Selbsttest)

- **UFP-Messgerät**

Der Kondensationspartikelzähler (Condensation Particle Counter, CPC), Modell 3007 von TSI kann in der Hand getragen werden und eignet sich zur Messung **ultrafeiner Partikel (UFP)** mit einer Größe von 0,01 μm bis 1 μm [24], [33], [36].



Abb. 3.19: Kondensationspartikelzähler der Fa. TSI, Modell CPC 3007 [24]

Partikel, die so klein sind, dass sie mit herkömmlichen Verfahren nicht erfasst werden können, werden in einem Kondensationspartikelzähler durch Kondensation vergrößert. Im Allgemeinen wird bei CPCs mit laminarer Strömung eine Aerosolprobe kontinuierlich durch einen beheizten Sättiger geleitet (siehe Abbildung 3.20), in dem Alkohol verdampft wird und sich mit dem Luftstrom vermischt. Die Aerosolprobe und der Alkoholdampf werden zusammen in den kühleren Kondensator geleitet, wo der Alkoholdampf übersättigt

und zu kondensieren beginnt. Der Alkoholdampf kondensiert nun an die Partikel im Luftstrom. Durch die Kondensation vergrößern sich die Partikel schnell zu größeren Partikeln, die anschließend in einem optischen Detektor gezählt werden [24].

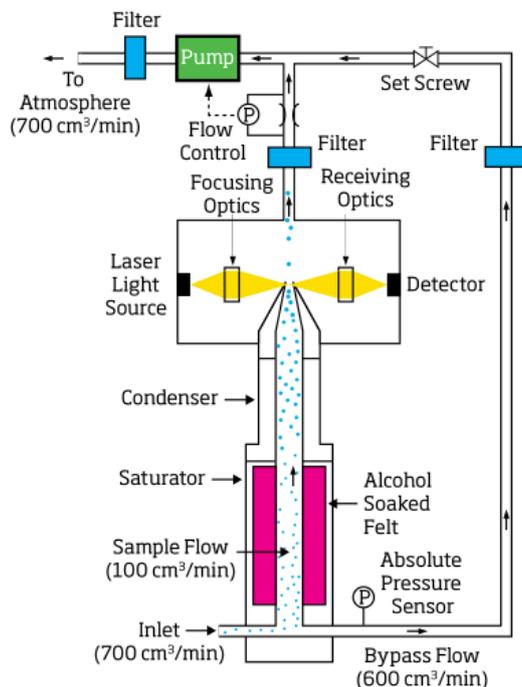


Abb. 3.20: Funktionsprinzip des CPC der Fa. TSI, Modell 3007

Tabelle 3.9 liefert eine allgemeine Übersicht über die Eigenschaften dieses Monitors.

Tabelle 3.9: Technische Eigenschaften des CPC der Fa. TSI, Modell 3007 [24]

Technische Eigenschaften	
Messprinzip	Optisches Erfassen von vergrößerten Partikeln durch Kondensation eines übersättigten Alkoholstroms
Konzentrationsbereich	0 – 100.000 Partikel/cm ³
Linearer Wertebereich	0,01 – 1 µm
Reaktionszeit	9 s für 95 % der Messungen
Benötigter Alkohol	Isopropylalkohol
Laufzeit pro Füllung	6 h bei 21 °C
Betriebstemperatur	10 – 35 °C
Messgenauigkeit	± 20 %
Aufwärmzeit	600 s

- **Ruß-Messgerät**

Zur Bestimmung und Berechnung der Konzentration von Black Carbon/Ruß in Echtzeit in der Umgebungsluft wurde der Real Time Aerosol Black Carbon Personal Exposure Measurement Device AE51 der Fa. Aethlabs verwendet [25].



Abb. 3.21: Tragbares Rußmessgerät AE51, Fa. Aethlabs [25]

Das Messprinzip beruht auf der Technik der Lichtabsorption durch den schwarzen Ruß. Der Luftstrom wird dabei durch ein Filter geleitet, in dem die kohlenstoffhaltigen Schwebstoffe abgeschieden und angereichert werden. Anschließend wird durch den Filter ein Lichtstrahl projiziert, der durch die Partikel abgeschwächt wird. Die Zunahme der Lichtschwächung von einer Messung zur nächsten ist proportional zur Zunahme der Dichte des lichtabsorbierenden Materials auf dem Filter, d. h. auch zur Konzentration des Materials im Luftstrom [25].

Das Gerät liefert kontinuierliche Echtzeitwerte, indem die Veränderungsrate der Lichtabsorption kontinuierlich gemessen wird. Messungen bei einer Wellenlänge von 880 nm werden als Black Carbon (BC)/Ruß gewertet. Die Abgrenzung der Begriffe Black Carbon und Ruß beruht auf den angewandten Messprinzipien. Ruß, der mit der beschriebenen Methode der Lichtabsorption bestimmt wird, wird als Black Carbon (BC) bezeichnet. Der Messbereich des verwendeten Messgerätes AE51 reicht von 0 bis 1 $\mu\text{g BC}/\text{m}^3$, die Auflösung liegt bei 0,001 $\mu\text{g BC}/\text{m}^3$ und die Messgenauigkeit beträgt $\pm 0,1 \mu\text{g BC}/\text{m}^3$ bei einem Durchschnitt von 1 min und einer Strömungsrate von 150 ml/min. Der Filterverbrauch des Geräts beträgt etwa einen Filter pro Tag, der aus teflonbeschichtetem (T60) Borosilikatglasfasermaterial besteht [25]. Tabelle 3.10 enthält eine Zusammenfassung der technischen Eigenschaften dieses Geräts.

Tabelle 3.10: Technische Eigenschaften des Real Time Aerosol Black Carbon Personal Exposure Measurement Device AE51 der Fa. Aethlabs [25]

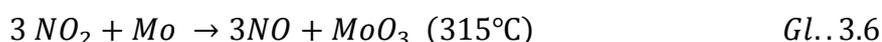
Technische Eigenschaften	
Messprinzip	Absorption bei 880 nm durch kontinuierliche Ansammlung von Aerosolablagerungen im Filter
Zeitliche Auflösung	1 s
Linearer Wertebereich	0 – 1.000 µg BC/m ³
Aufwärmzeit	30 s (Selbsttest)
Auflösung	0,1 µg BC/m ³
Mittelungszeiträume	1 s, 10 s, 30 s, 60 s, 300 s

3.5.3 Belüftungssystem

Für das Belüftungssystem wurden zwei Messgeräte, basierend auf dem Chemilumineszenz-Prinzip verwendet. Der Teledyne API Analyzer, Modell 200A misst die Konzentration von Stickstoffmonoxid (NO), den Stickstoffoxiden (NO_x) und berechnet die Stickstoffdioxidkonzentration (NO₂) durch Subtraktion des NO-Signals vom NO_x-Signal. Das Gerät misst die Lichtstärke der Chemilumineszenz-Gasphasenreaktion von Stickstoffmonoxid (NO) und Ozon (O₃) [26a, b]:



Die Reaktion von NO mit Ozon führt zu elektronisch angeregten NO₂-Molekülen (siehe Gl. 3.4). Die angeregten NO₂-Moleküle geben ihre überschüssige Energie in Form eines Photons ab und gelangen so wieder zu einem niedrigeren Energieniveau (siehe Gl. 3.5). Die erzeugte Lichtstärke ist dabei direkt proportional zur vorhandenen NO-Konzentration [22]. Das Analysegerät nimmt eine Probe aus dem Gasstrom und misst die NO-Konzentration, indem das Signal aus dem Photomultiplier (PMT) digitalisiert wird. Über ein Ventil wird die Probenluft in einen mit erwärmtem Molybdän gefüllten Konverter geleitet, um gemäß der folgenden Reaktion das vorhandene NO₂ in NO umzuwandeln [26a, b]:



Nun kann die NO_x -Gesamtkonzentration gemessen werden. Die Werte für NO_x und NO werden vom eingebauten Computer zur Berechnung der NO_2 -Konzentration voneinander subtrahiert. Die technischen Eigenschaften dieses Monitors sind in Tabelle 3.11 zusammengefasst.

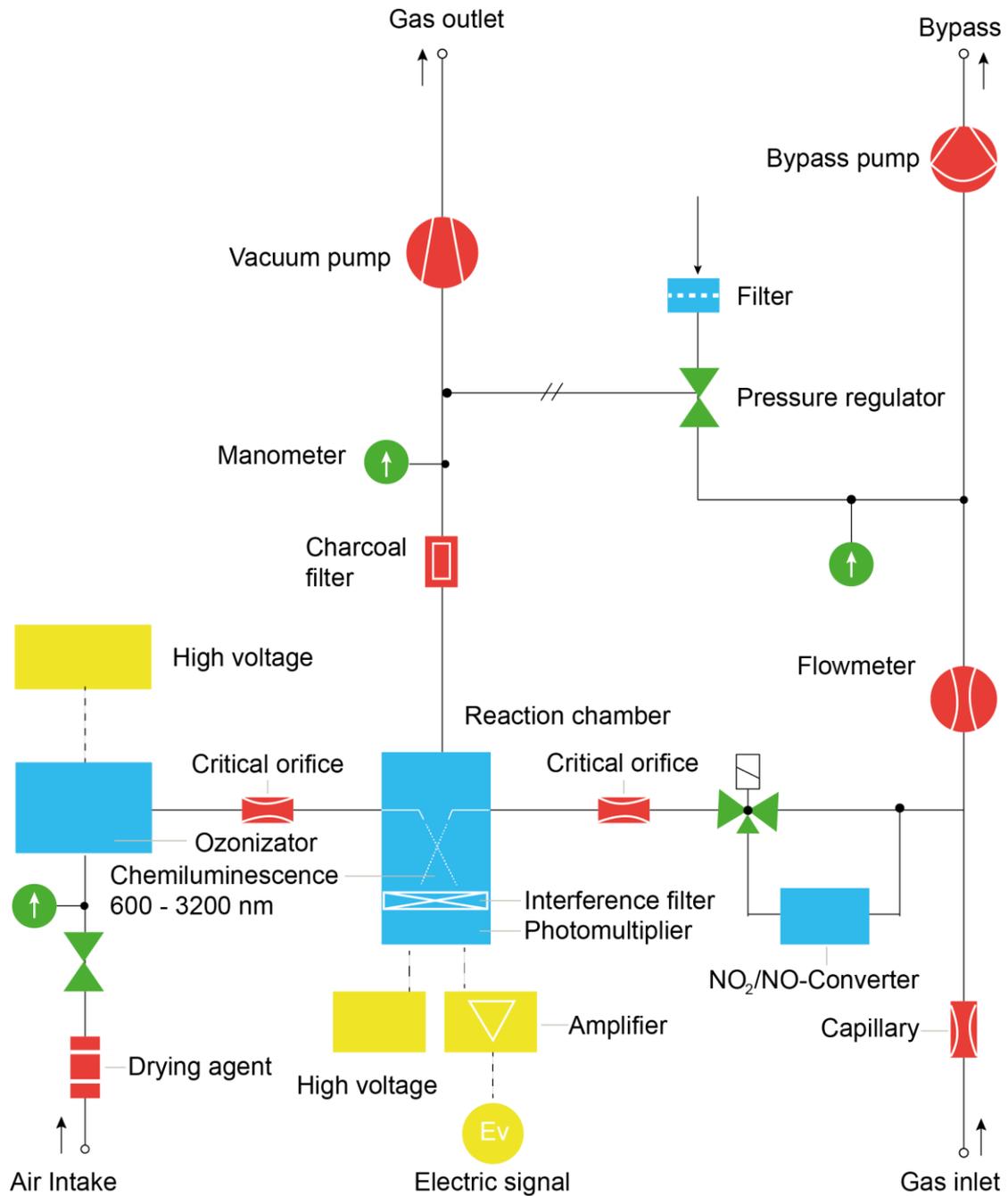


Abb. 3.22: Messprinzip der Chemilumineszens zur Bestimmung von NO und NO_x [26a]

Tabelle 3.11: Technische Eigenschaften des Chemilumineszens-Messgerätes [26a]

Technische Eigenschaften	
Messprinzip	Chemilumineszens
Konzentrationsbereich	0 – 20.000 ppb
Betriebstemperatur	5 – 40 °C
Nachweisgrenze	0,4 ppb
Verzögerung	20 s

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden einerseits die in den Messzeiträumen erzielten Ergebnisse dargestellt. Andererseits sollen Bewertungen und Vergleiche der Daten vorgenommen werden. In den Tabellen 4.1 und 4.2 werden die zum Verständnis der nachfolgenden Diagramme erforderlichen Informationen aufgezeigt.

Tabelle 4.1: Farblegende für die Ergebnisse aus mobilen Messungen und Messungen mit Passivsammlern

■ Untergeschoss	■ 1. Stock	■ 3. Stock	■ B 14
■ Erdgeschoss	■ 2. Stock	■ Außenbereich	

Tabelle 4.1 enthält eine Zuordnung der einzelnen Farben zu dem entsprechenden Stockwerk oder Standort, an dem die Messungen durchgeführt wurden. In den nachfolgenden Diagrammen und Grafiken wird diese Farblegende zugrunde gelegt.

Table 4.2: Messstellen mit Zwangsbelüftung

Stockwerk	Passive Probenahmen	Mobile Messungen
Untergeschoss	004, 002	001, 002, 004/1
Erdgeschoss	012	012, 012/5
1. Stock	123	121, 122, 123
2. Stock	234, 236	233/1, 233/2, 234, 235, 236
3. Stock	348, 349	347, 348, 349, 350

In Tabelle 4.2 werden diejenigen Klassenräume, Korridore und Messstellen aufgelistet, die über das Zwangsbelüftungssystem der Schule mit Frischluft versorgt werden. Alle anderen Räume und Korridore werden über das manuelle Öffnen der vorhandenen Fenster belüftet. Die Unterscheidung in Räume mit Zwangsbelüftung und mit manueller Lüftung wurde getroffen, um evtl. vorhandene Muster in den Messergebnissen zu erkennen. Dadurch kann eine gültige Bewertung der Daten vorgenommen werden. Eine Liste aller Messstellen findet sich in Kapitel 3.3.

4.1 Ergebnisse des Sommermesszeitraums (29.05. – 17.07.2017)

4.1.1 Passivsammlermessungen (29.05. – 17.07.2017)

Die zwischen dem 29.05. und 17.07.17 durchgeführten Passivsammlermessungen für NO₂ und NO_x werden in Abbildung 4.1 dargestellt. Die dafür ausgewählten 25 Standorte werden in den Abbildungen 3.3 bis 3.7 beschrieben. Die Standorte wurden in der gesamten Schule gleichmäßig zwischen Räumen mit Zwangsbelüftung (im Altbau) und Räumen mit manueller Belüftung (im Neubau) verteilt. Auch in den Korridoren wurden Messungen durchgeführt und mit „XX0/1“ und „XX0/2“ bezeichnet, wobei „XX“ für das Stockwerk steht („00“ für Untergeschoss, „01“ für Erdgeschoss, „10“ für 1. Stock, „20“ für 2. Stock und „30“ für 3. Stock) und „/1“ und „/2“ für den alten bzw. neuen Teil des Gebäudes. So steht beispielsweise „010/2“ für den Korridor, der im Erdgeschoss des Neubaus gelegen ist und „200/1“ für den Korridor im 2. Stock des Altbaus.

Die Messungen wurden in die folgenden vier Zeiträume aufgeteilt:

- 29.05.17 bis 12.06.17: Zeitraum 1
- 12.06.17 bis 19.06.17: Zeitraum 2 (kein Schulbetrieb)
- 19.06.17 bis 03.07.17: Zeitraum 3
- 03.07.17 bis 17.07.17: Zeitraum 4

Jeder Zeitraum entspricht einer Dauer von 14 Tagen beginnend mit Montag. Eine Ausnahme bildet Zeitraum 2, der aufgrund der Pfingstferien nur sieben Tage umfasst und daher einen eigenständigen Zeitraum darstellt. Die Abbildungen 4.1 und 4.2 zeigen die an den 25 Standorten gemessenen NO₂- und NO_x-Konzentrationen.

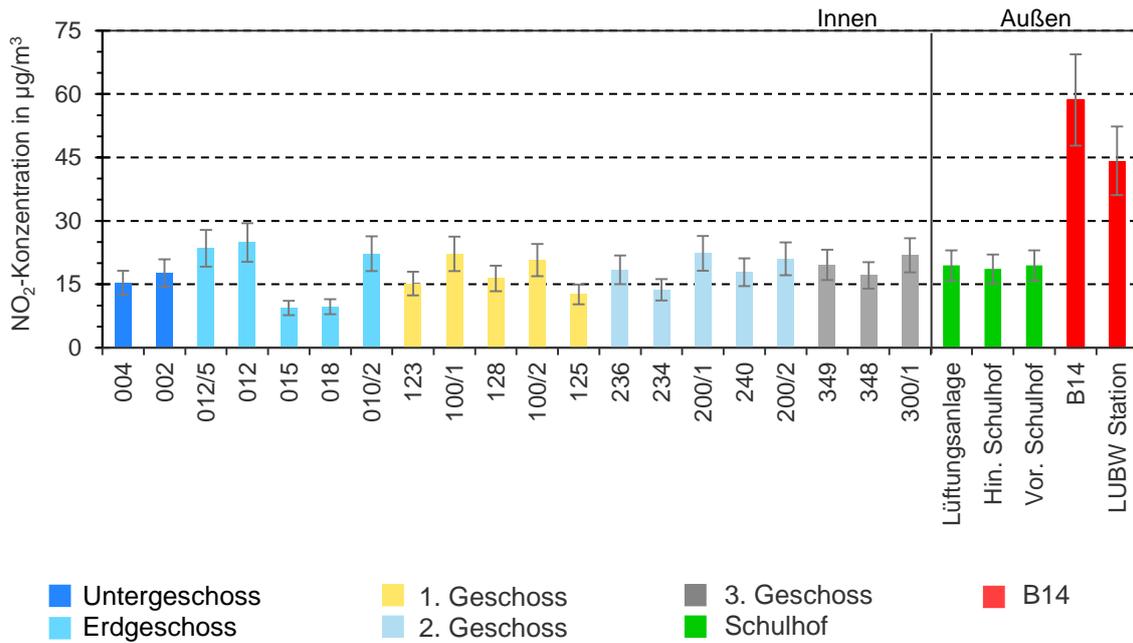
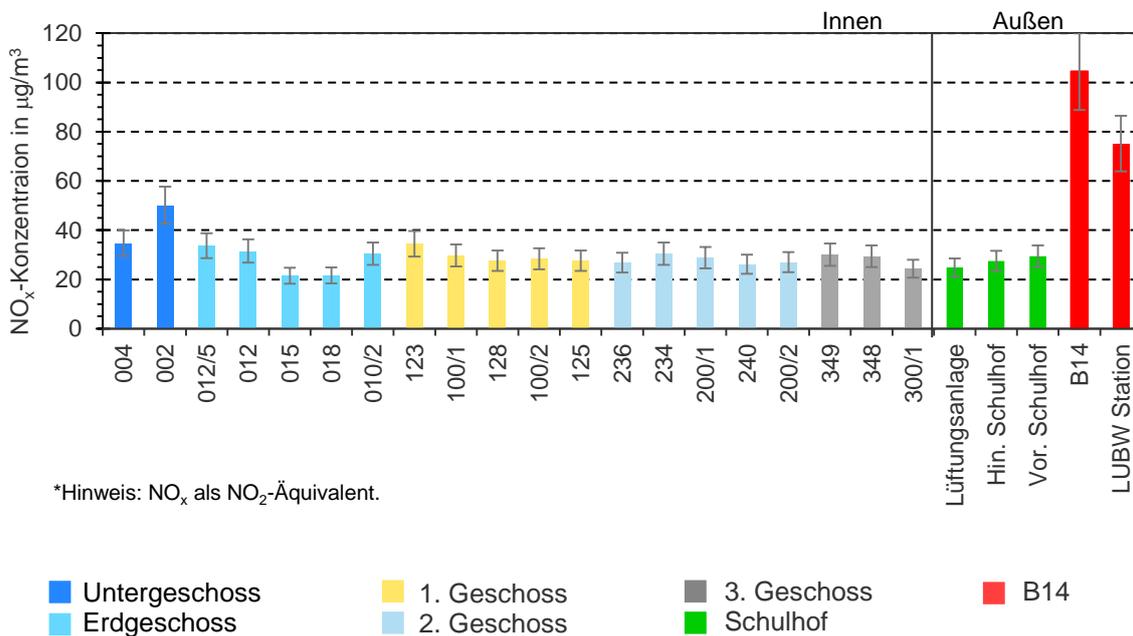


Abb. 4.1: Mit Passivsammlern gemessene NO₂-Konzentrationen, inkl. Messunsicherheit (Angaben Fa. Passam) – Sommermesszeitraum (29.05. - 17.07.17)



*Hinweis: NO_x als NO₂-Äquivalent.

Abb. 4.2: Mit Passivsammlern gemessene NO_x-Konzentrationen inkl. Messunsicherheit (Angaben Fa. Passam) – Sommermesszeitraum (29.05. – 17.07.2017)

Aus Abbildung 4.1 wird ersichtlich, dass es zwischen den Passivsammlern an der Hauptstätter Straße und den Messstellen innerhalb des Schulgebäudes erhebliche Unterschiede gibt. Die höchste Konzentration wurde am Standort entlang der B 14 gemessen, da sich dieser auch am nächsten zur Schadstoffquelle (dem Verkehr) befindet. Zudem wurde hier auch die höchste Konzentration von NO festgestellt, das den Großteil der Stickstoffoxidemissionen aus Verbrennungsprozessen ausmacht und so aufgrund der Verschiebung der Gleichgewichtsreaktion (Gleichung 4.1) in Richtung der Produkte zu einer erhöhten Menge NO₂ führt. Die große Menge NO aus Autoabgasen wird durch die NO_x-Konzentration in Abbildung 4.2 bestätigt, die dort maximal 100 µg/m³ erreicht.



Zwar befindet sich die LUBW-Messstation auch an der B 14, doch befindet sie sich im Abstand von 8 m vom Straßenrand. Daher ist dort aufgrund der Verdünnung die Konzentration von NO und NO₂ niedriger, aber immer noch höher als auf dem Schulhof der sich auf der gebäudeabgewandten Seite in noch größerem Abstand von der Straße befindet, wo der Verdünnungseffekt noch mehr ins Gewicht fällt.

Beim Vergleich mit den Werten innerhalb der Schule fällt auf, dass die Korridore eine höhere Belastung aufweisen als der Schulhof und die Klassenräume. Dies kann an der fehlenden Belüftung dort liegen. Der Luftaustausch auf den Korridoren wird oft von Türen oder geschlossenen Fenstern behindert. So bleiben die Luftschadstoffe, die durch die Fenster und das Belüftungssystem der Klassenräume ins Schulgebäude und anschließend auf die Korridore gelangen, auch oft genau dort.

Die höchste NO₂-Konzentration wurde im Erdgeschoss des Altbaus gemessen, wo sich auch die Essräume befinden. Dies kann durch die fehlende Abdichtung der großen Eingangstür erklärt werden, die zwar nicht mehr in Benutzung ist, aber in ihrer Funktion als Notausgang dient. Auch die Fenster und das Belüftungssystem können hier eine Rolle spielen.

Raum 002 (Nutzung als Chillraum) sticht hervor, da darin die höchste NO_x-Konzentration der gesamten Schule gemessen wurde. Nach einer späteren Inspektion des Raumes wurde festgestellt, dass die Doppelfenster sehr alt und die vorhandenen Dichtungen nicht immer funktionstüchtig waren. Zudem waren die Fenster teilweise nicht ordnungsgemäß verschlossen. Ein daraufhin durchgeführter Versuch mit einem Rauchgasgenerator hat ergeben, dass durch den Betrieb der Zwangsbelüftung ein leichter Unterdruck

in diesem Raum entsteht. Es wird vermutet, dass NO von der nahegelegenen Straße in den Raum gelangt, sei es über das Belüftungssystem, durch die undichten Fenster aufgrund des leichten Unterdrucks im Raum oder beides.

Bei Raum 004/1 wäre dasselbe Problem wie bei Raum 002 zu erwarten, da er sich auf dem gleichen Stockwerk in der gleichen Lage befindet. Dort ist die Belastung jedoch geringer, was vermutlich an der zusätzlichen Tür hinaus zum Schulhof liegt. Durch diese Tür gelangt unbelastete Luft von draußen herein und sorgt für eine zusätzliche Verdünnung. In Abbildung 4.3 werden die Konzentrationen von NO₂ und NO_x nebeneinander dargestellt.

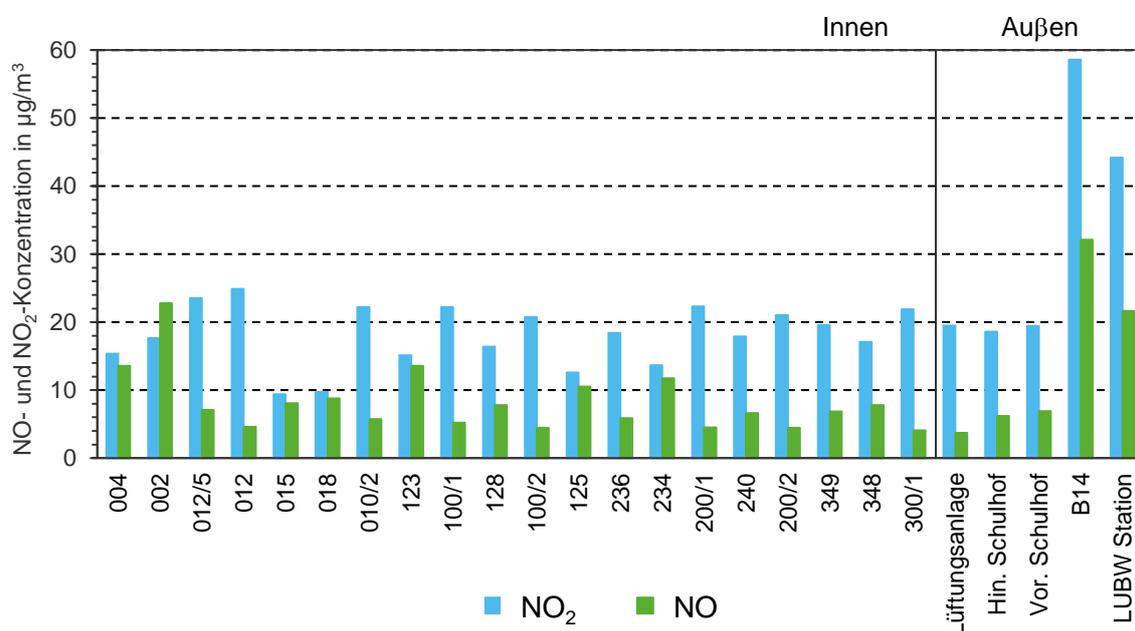


Abb. 4.3: NO₂- und NO-Konzentration während des Sommermesszeitraums (29.05. – 17.07.2017)

Aus Abbildung 4.3 lassen sich die oben erwähnten Vorgänge noch einmal ablesen. Allgemein ausgedrückt befinden sich die Räume mit den höchsten NO-Konzentration im alten Teil des Schulgebäudes mit Zwangsbelüftung, während in den Räumen im Neubau die niedrigste NO₂-Belastung gemessen wurde. Alle Werte dort sind jedoch niedriger als entlang der Straße und liegen unterhalb der gesundheitsschädlichen Grenzwerte.

4.1.2 Mobile Messungen im Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

Die mobilen Messungen während des Sommerzeitraums wurden zwischen dem 19.06. und 29.06.17 durchgeführt. Einzelheiten zur Messzeit und den Messstellen finden sich in Kapitel 3.4. Im folgenden Abschnitt wird auf die erzielten Ergebnisse für jeden Luftschadstoff während des gesamten Beurteilungszeitraums eingegangen.

Ozon – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

In Abbildung 4.4 werden die Ozonkonzentrationen an allen Messstellen der Schule dargestellt. In den Box-Plots werden die Datenverteilung und -streuung über die gesamte Messzeit des Sommerzeitraums berücksichtigt. Wie erwartet gehört die hohe Ozonbelastung im Außenbereich zu den auffälligsten Ergebnissen, was hauptsächlich am photochemischen Gleichgewicht der Stickstoffoxide liegt. Je mehr Sonnenstrahlung zur Verfügung steht, desto stärker verschiebt sich die Reaktion in Richtung Ozon (siehe Gleichung 4.1).

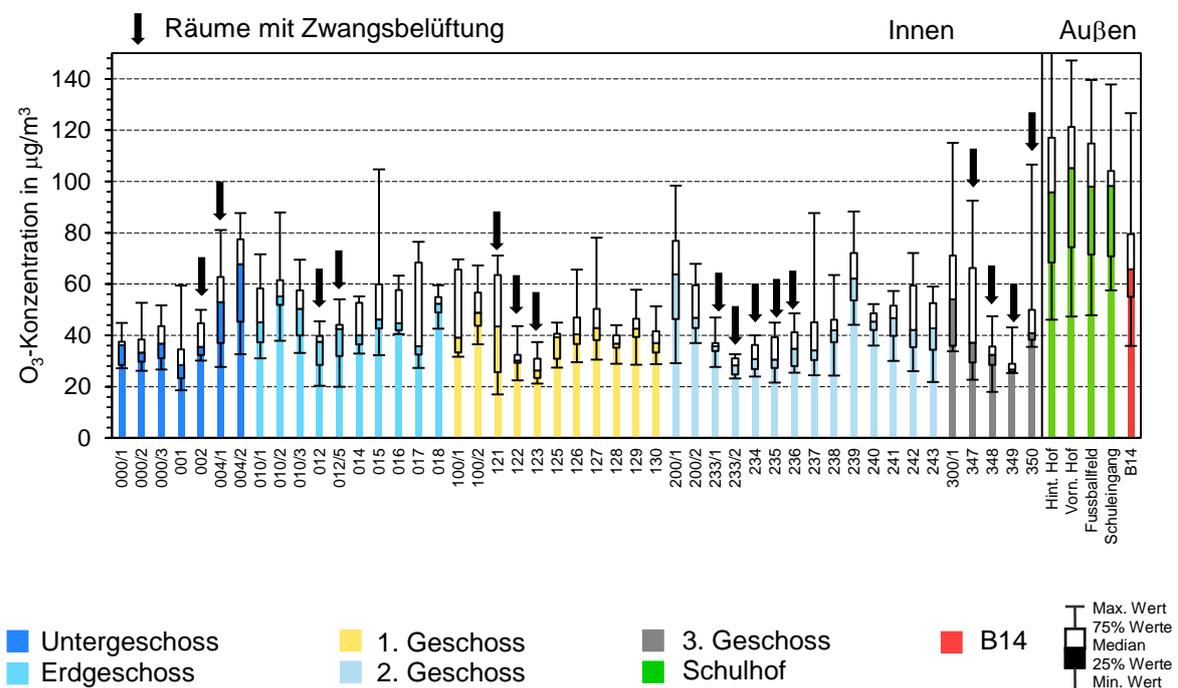


Abb. 4.4: Ozonmittelwerte – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.17)

Außerdem ist die Ozonbelastung in der Nähe der B 14 beträchtlich niedriger, da hier der Abstand zur Emissionsquelle von NO am geringsten ist, wodurch die Menge des verfü-

baren Ozons reduziert wird. Was sich zudem an den Werten ablesen lässt, ist die Tendenz einer höheren Ozonkonzentration in Räumen mit Zwangsbelüftung. Des Weiteren pendeln die Ozonmittelwerte im Innenbereich zwischen 30 und 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Außenbereich zwischen 90 und 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Auch wenn die Werte strenggenommen nicht mit den 8-Stundengrenzwerten verglichen werden können, so lässt sich doch sagen, dass die an der Schule gemessenen Ozonkonzentrationen selbst im Sommerzeitraum (wenn die Belastung höher ist als im Winter) nicht als gesundheitsschädlich angesehen werden können.

NO₂ – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

In Abbildung 4.5 werden die Ergebnisse der mobilen Messungen für NO₂ während des Sommermesszeitraums dargestellt. Erwartungsgemäß wurden Spitzenbelastungen für NO₂ entlang der B 14 gemessen, was an der Nähe zur Emissionsquelle der Vorläufersubstanz NO liegt. Trotzdem ist die NO₂-Belastung im Bereich des Schulhofs deutlich niedriger als entlang der Fahrbahn, was auf eine Verdünnung der Verkehrsabgase auf dem Weg von der Quelle bis zum Rezeptorstandort Schulhof hindeutet, aber auf die chemische Umwandlung von NO₂ in der Atmosphäre zurückzuführen ist (siehe Gleichung 4.1), besonders im Sommer bei starker Sonneneinstrahlung.

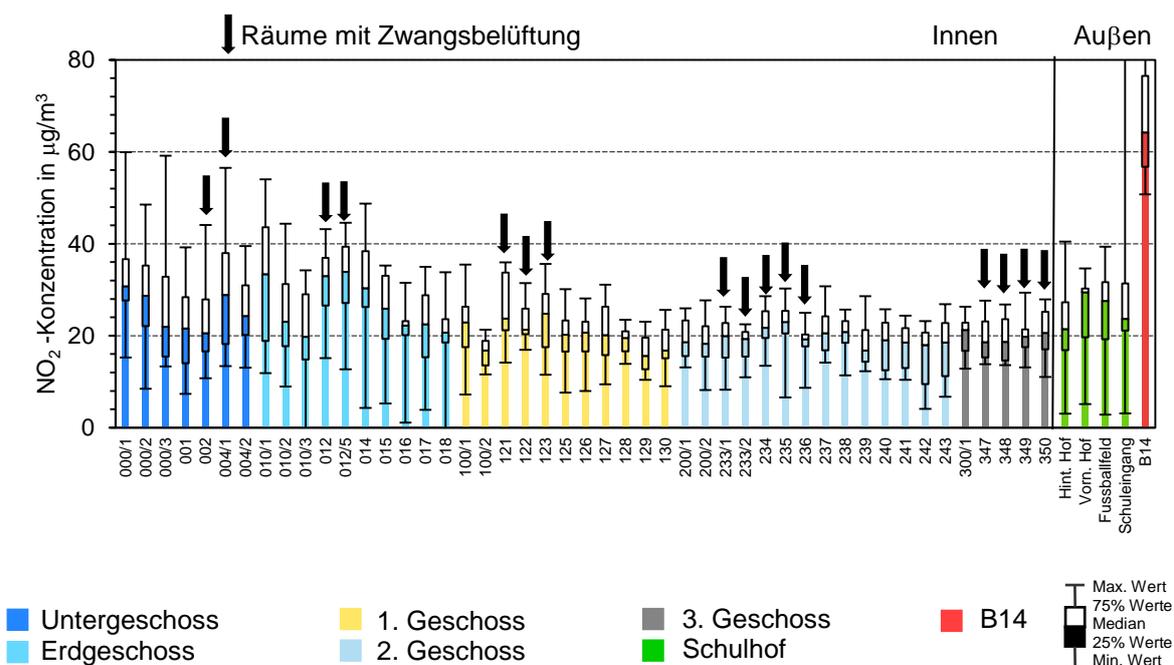


Abb. 4.5: NO₂-Mittelwerte – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

Auch in Abbildung 4.5 lässt sich die Tendenz fallender NO_2 -Konzentrationen bei zunehmender Höhe ablesen. Dies bedeutet, dass die Schadstoffbelastung in höhergelegenen Räumen niedriger ist. Es kann auch beobachtet werden, dass sich die Werte der allermeisten Räume mit Zwangsbelüftung auf einen ähnlichen Wert einpendeln. Der Mittelwert schwankt dort zwischen 20 und 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

NO – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

In Abbildung 4.6 werden die wichtigsten Ergebnisse zur NO-Belastung zusammengefasst. Einerseits steigen die Werte entlang der B 14 sprunghaft an als Folge der räumlichen Nähe zur Emissionsquelle. Andererseits fällt die Konzentration leicht mit sinkender Höhe, im Gegensatz zu den NO_2 -Werten.

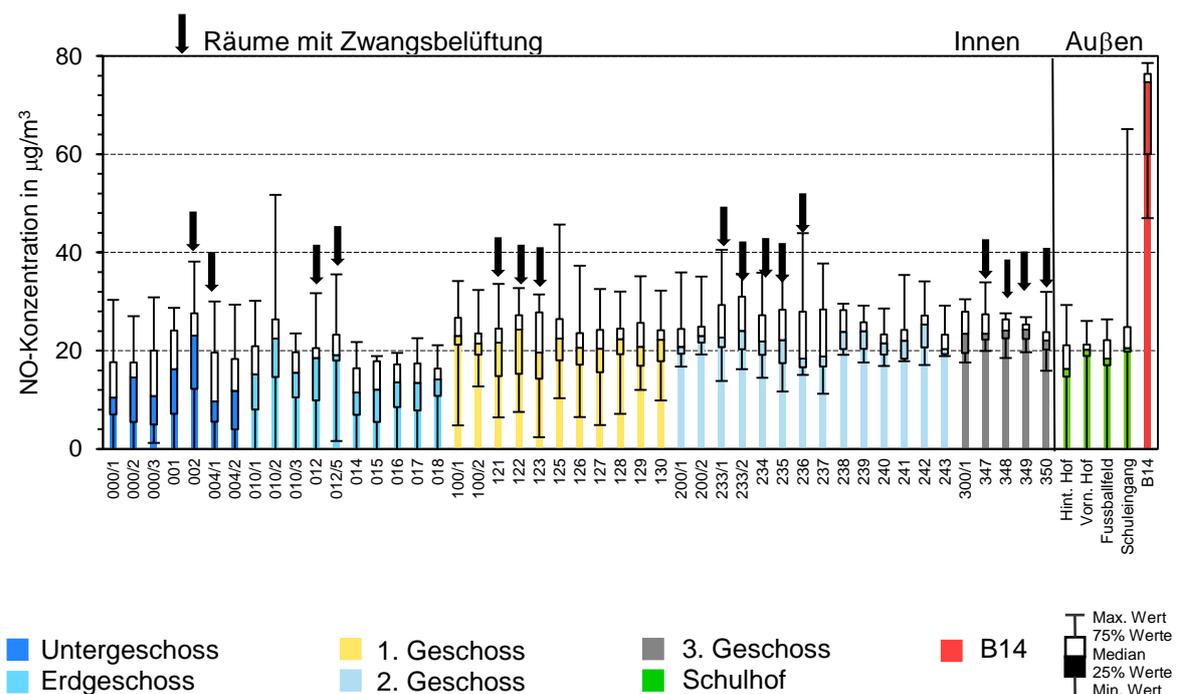


Abb. 4.6: NO-Mittelwerte – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.17)

Abschließend lässt sich noch die folgende Tendenz beobachten: In Räumen mit Zwangsbelüftung wurden leicht erhöhte NO-Werte gemessen. Dies kann entweder an der Nähe zur B 14 liegen oder ein Hinweis darauf sein, dass NO über das Belüftungssystem ins Gebäudeinnere gelangt.

Feinstaub (PM1, PM2.5, PM10) – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

In Abbildung 4.7 werden die Ergebnisse der PM10-Messungen während des Sommermesszeitraums aufgezeigt. Als Hauptquelle für PM10 gilt die Aufwirbelung von Stäuben durch beliebige Aktivitäten. Dies erklärt, warum höhere Konzentrationen im 1. und 2. Stock des Gebäudes gemessen wurden, wo der Großteil der Schulaktivitäten stattfindet. Die Messungen enthielten teilweise Spitzenwerte, da die Belastung in hohem Maß von den jeweiligen Aktivitäten in den Räumen abhängt, was sich an den hohen Maximalwerten der Box-Plots ablesen lässt.

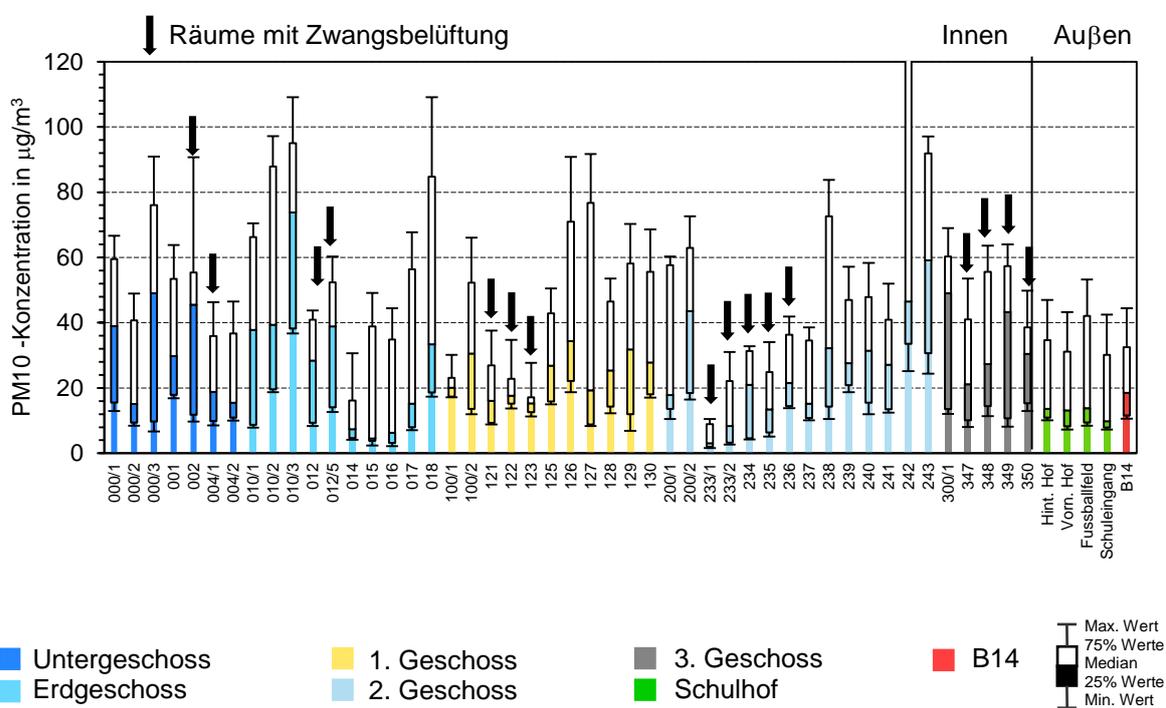


Abb. 4.7: Ergebnisse der PM₁₀-Messwerte – Sommerzeitraum (19. – 29.06.2017)

Im Außenbereich liegt die Belastung aufgrund der raschen Ausbreitungsmöglichkeiten auf einem niedrigen Niveau. Auf diese Weise lassen sich die weitaus niedrigeren Werte erklären. Zur B 14 hin ist die Hauptquelle für PM10 in der Staubaufwirbelung durch den Reifenabrieb auf der Straße zu finden.

In Abbildung 4.8 werden die gemessenen Mittelwerte für PM_{2,5} dargestellt. Dieser Schadstoff stammt aus Verbrennungsprozessen sowie beliebigen Aufwirbelungsaktivitäten. Auffällig sind hierbei auch die höheren Werte im Außenbereich verglichen mit den Innenraumwerten, was auf eine Korrelation zwischen PM10 und PM_{2,5} hindeutet, da bei

PM10 dieselbe Tendenz festgestellt werden konnte. Allgemein betrachtet weisen Räume mit Zwangsbelüftung eine niedrigere Belastung durch PM2,5 auf. Wieder ist Raum 002 besonders hervorzuheben, da die Werte dort einen sprunghaften Anstieg zeigen. Es liegt in diesem Zusammenhang nahe, dass dieser spezielle Raum nicht hermetisch abgedichtet ist.

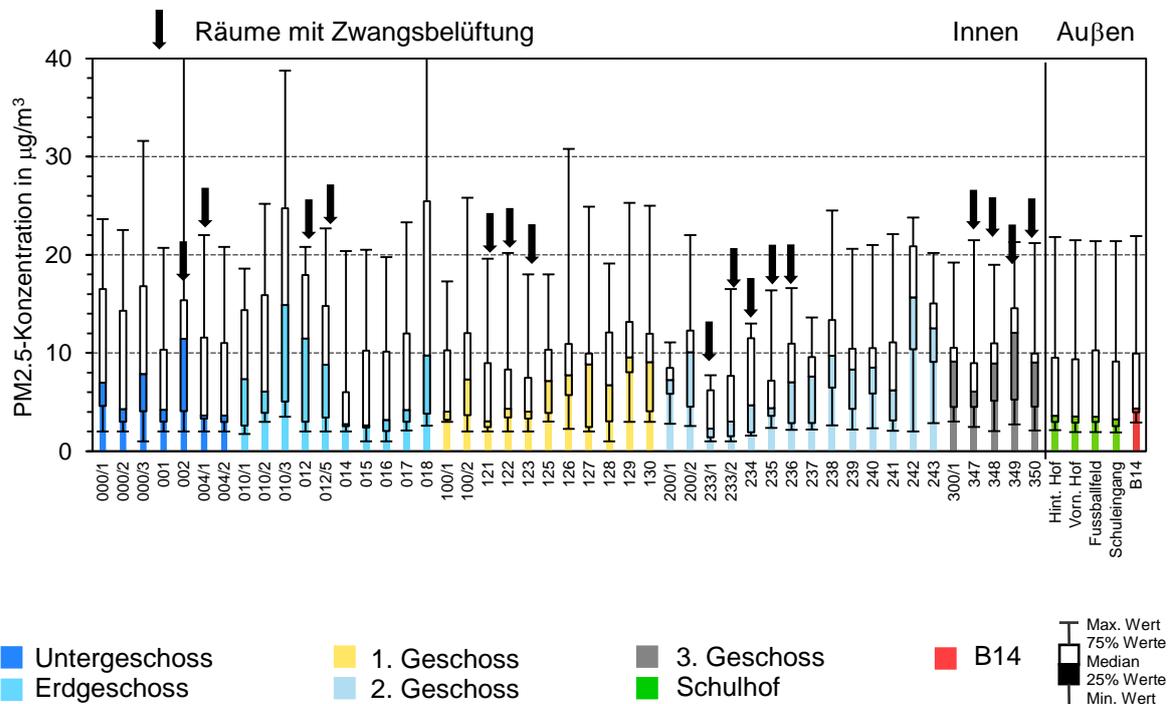


Abb. 4.8: PM2,5-Mittelwerte – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.17)

Die Ergebnisse aus Abbildung 4.9 deuten darauf hin, dass sich die Konzentrationen für PM1 in der gesamten Schule auf einem gleichbleibenden Niveau einpendelt, da die Mittelwerte nur leicht zwischen 4 und 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ schwanken. Einen gleichbleibenden Trend gibt es allerdings hervorzuheben: Räume mit Zwangsbelüftung weisen leicht höhere PM1-Werte auf, was darauf hindeuten könnte, dass über das Belüftungssystem Emissionen des Verkehrs auf der B 14 in das Gebäude gelangen könnten, da PM1 vor allem aus Verbrennungsprozessen stammt.

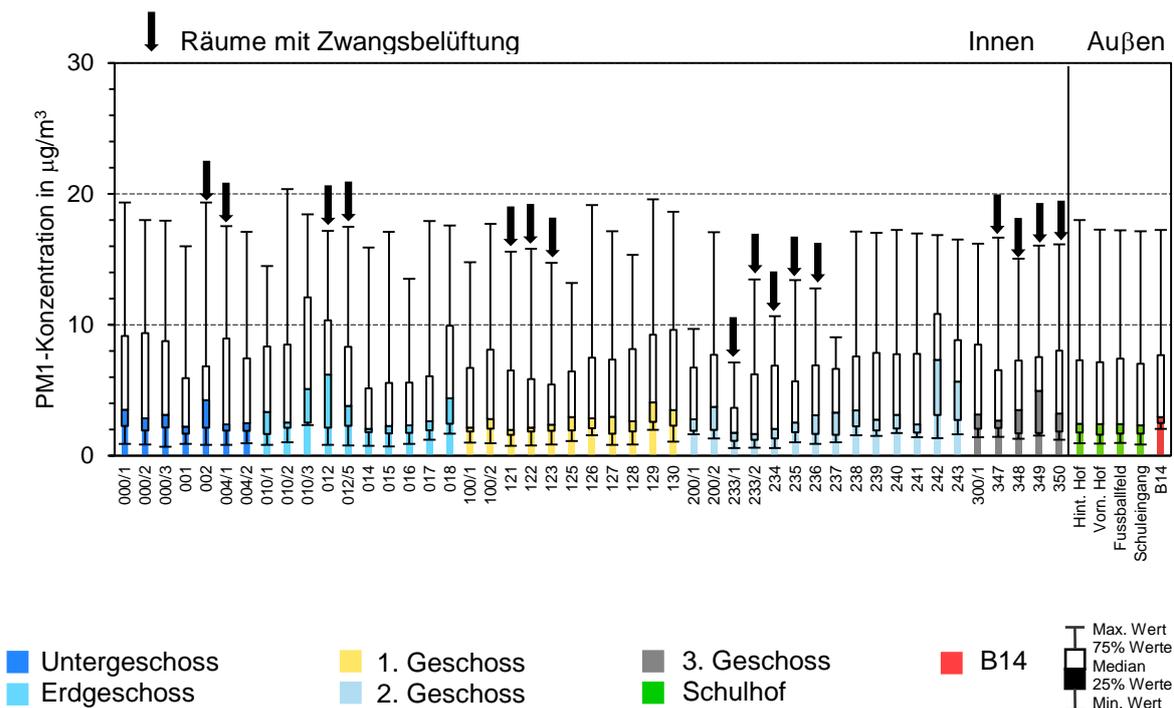


Abb. 4.9: PM₁-Mittelwerte – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.17)

Ruß / Black Carbon – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.2017)

Von allen Luftschadstoffen ist Ruß wohl am stärksten vom Straßenverkehr beeinflusst, da er ein direktes Produkt von Verbrennungsmotoren bei unterstöchiometrischen Bedingungen darstellt. In Abbildung 4.9 werden die während des Sommerzeitraums erzielten Ergebnisse zusammengefasst. Es ist eindeutig zu erkennen, dass die gemessenen Werte von der Höhe in der sich die Räume befinden abhängen, nach dem Motto: Je näher eine Messstelle am Erdboden liegt, desto höher ist die Rußbelastung. Dabei gilt die B 14 als Spitzenreferenzpunkt aufgrund ihrer Nähe zur Emissionsquelle.

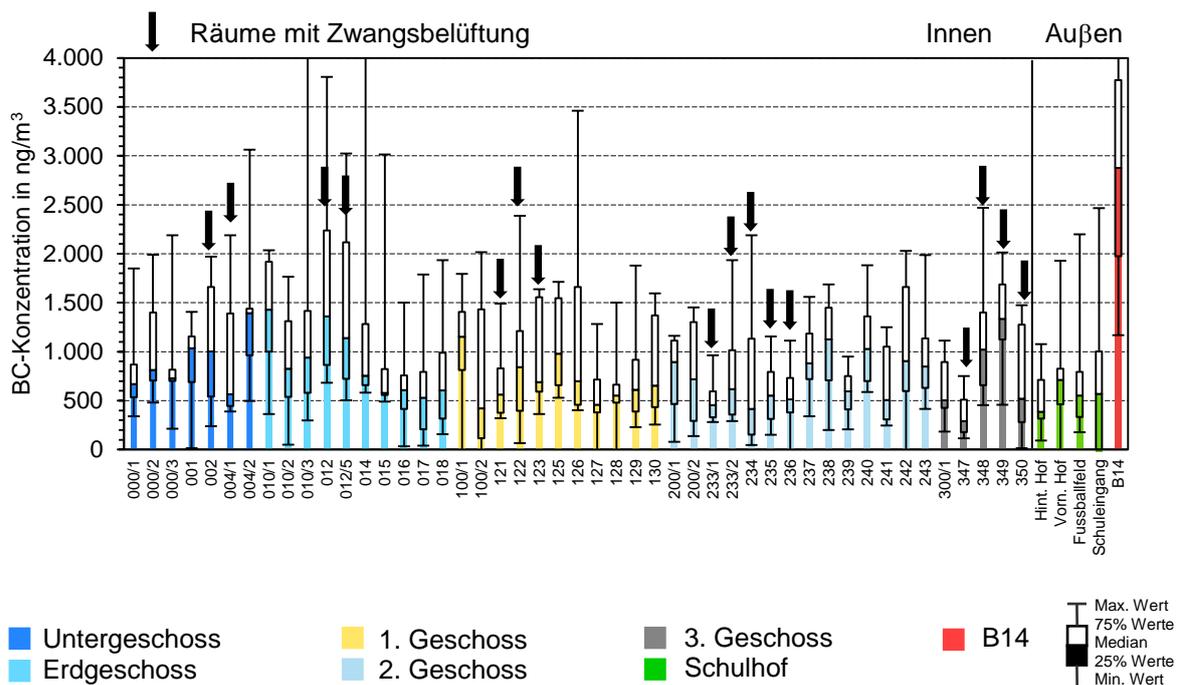


Abb. 4.10: Ruß- / Black Carbon-Mittelwerte – Sommermesszeitraum (19. – 29.06.17)

Die dokumentierten Spitzenwerte entlang der B 14 deuten entweder auf eine unzureichende Abdichtung hin oder darauf, dass die Straße einen Einfluss auf den Lufteinlass des Belüftungssystems hat. Höher gelegene Räume im Gebäude weisen einen Trend zu niedrigeren Konzentrationen auf.

4.2 Wintermesszeitraum (16.10. 2017 - 12.01.2018)

4.2.1 Passivsammlermessungen (16.10. - 18.12.17)

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der passiven Probenahmen von NO_2 und NO_x vom 16.10.17 bis 18.12.17 wiedergegeben. Es wurden dieselben Standorte und Bezeichnungen wie während des Sommerzeitraums verwendet. Aufgrund von Arbeiten in Raum 015 wurde der Passivsammler in Zeitraum 3 in Raum 017 verlegt. So fanden die jeweiligen Messungen also in den ersten beiden Zeitabschnitten in Raum 015 statt und in den folgenden drei Abschnitten in Raum 017.

Die Messungen wurden in die folgenden fünf Zeiträume aufgeteilt:

- 16.10.17 bis 30.10.17: Zeitraum 1
- 30.10.17 bis 06.11.17: Zeitraum 2 (kein Schulbetrieb)
- 06.11.17 bis 20.11.17: Zeitraum 3
- 20.11.17 bis 04.12.17: Zeitraum 4
- 04.12.17 bis 18.12.17: Zeitraum 5

Jeder Zeitraum entspricht einer Dauer von 14 Tagen beginnend mit Montag. Eine Ausnahme bildet Zeitraum 2, der aufgrund der Herbstferien nur sieben Tage umfasst und daher wie bereits während des Sommerzeitraums einen eigenständigen Zeitraum darstellt. Die Abbildungen 4.11 und 4.12 zeigen die während des Winterzeitraums gemessenen NO₂- und NO_x-Konzentrationen.

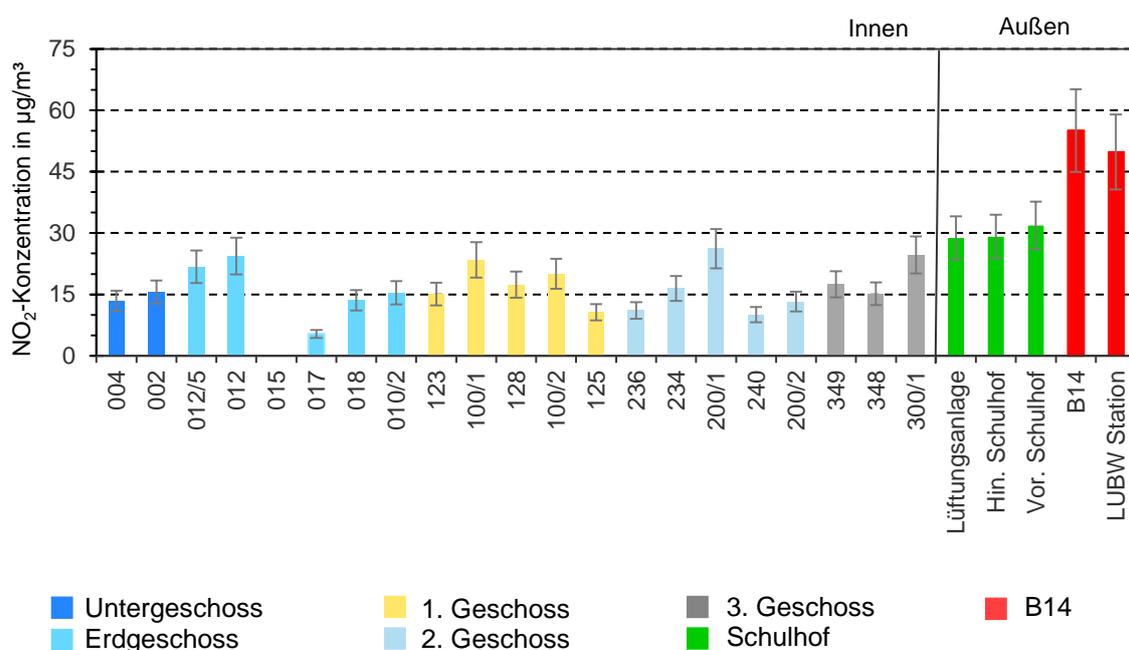
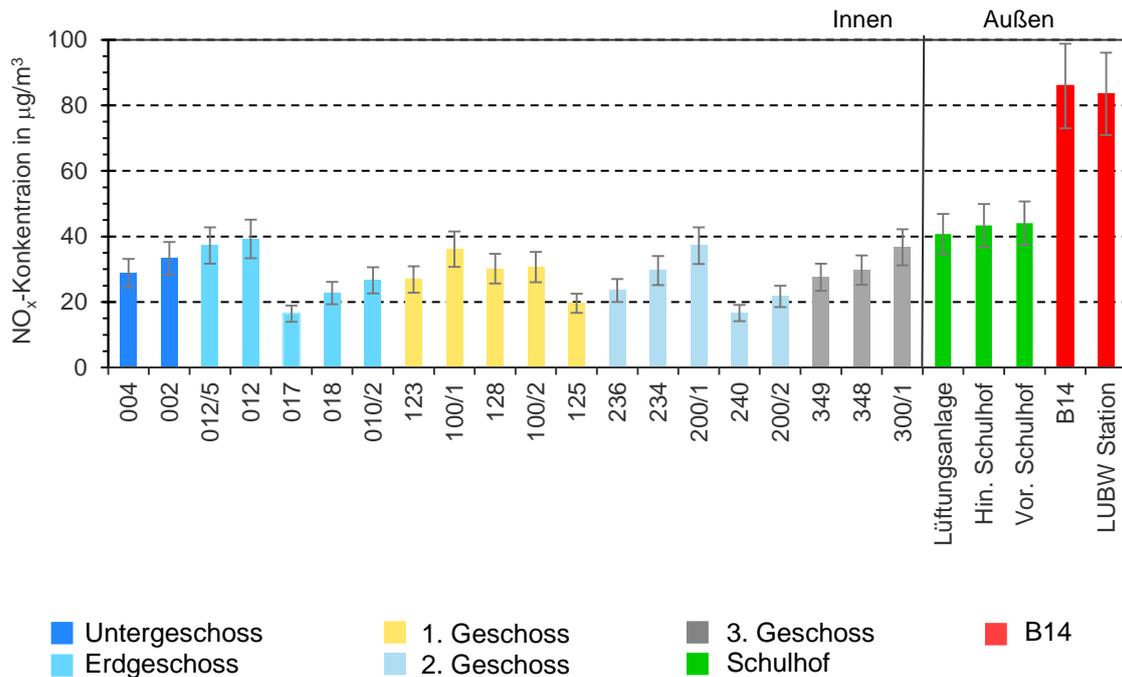


Abb. 4.11: Mit Passivsammlern gemessene NO₂-Konzentrationen inkl. Messunsicherheit (Angaben Fa. Passam) – Wintermesszeitraum (16.10. – 28.12.17)



*Hinweis: NO_x als NO₂-Äquivalent.

Abb. 4.12: Mit Passivsammlern gemessene NO_x-Konzentrationen – Wintermesszeitraum (16.10. – 28.12.17)

Aus den Abbildungen 4.11 und 4.12 wird ersichtlich, dass die Werte für NO₂ und NO_x entlang der B 14 um ca. 50 % höher sind als auf dem Schulhof. Innerhalb des Schulgebäudes lässt sich dasselbe Muster wie schon im Sommerzeitraum beobachten: Aufgrund fehlender Belüftung weisen die Korridore im Alt- und im Neubau die höchsten Stickstoffoxidwerte auf. Die höchste Belastung wurde wieder in den Essräumen (012 und 012/5) gemessen.

4.2.2 Mobile Messungen während des Wintermesszeitraums (16.10. – 18.12.17)

Ozon – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.17)

In Abbildung 4.13 werden die Ozonkonzentrationen an allen Messstellen der Schule während des Winterzeitraums dargestellt. Wie erwartet gehört die hohe Ozonbelastung draußen zu den auffälligsten Ergebnissen, was auch schon im Sommer zu beobachten war.

Außerdem ist die Ozonbelastung in der Nähe der B 14 beträchtlich niedriger, da hier der Abstand zur Emissionsquelle von NO am geringsten ist, wodurch die Menge des verfügbaren Ozons reduziert wird. Was sich zudem an den Werten ablesen lässt, ist die Tendenz einer höheren Ozonkonzentration mit steigender Höhe. Des Weiteren erreichen die Ozonmittelwerte im Innenbereich ein Niveau zwischen 15 und 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Außenbereich etwa 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Das Gesamtniveau war im Vergleich zum Sommerzeitraum deutlich niedriger, da die Sonnenstrahlung im Winter auch deutlich geringer ist.

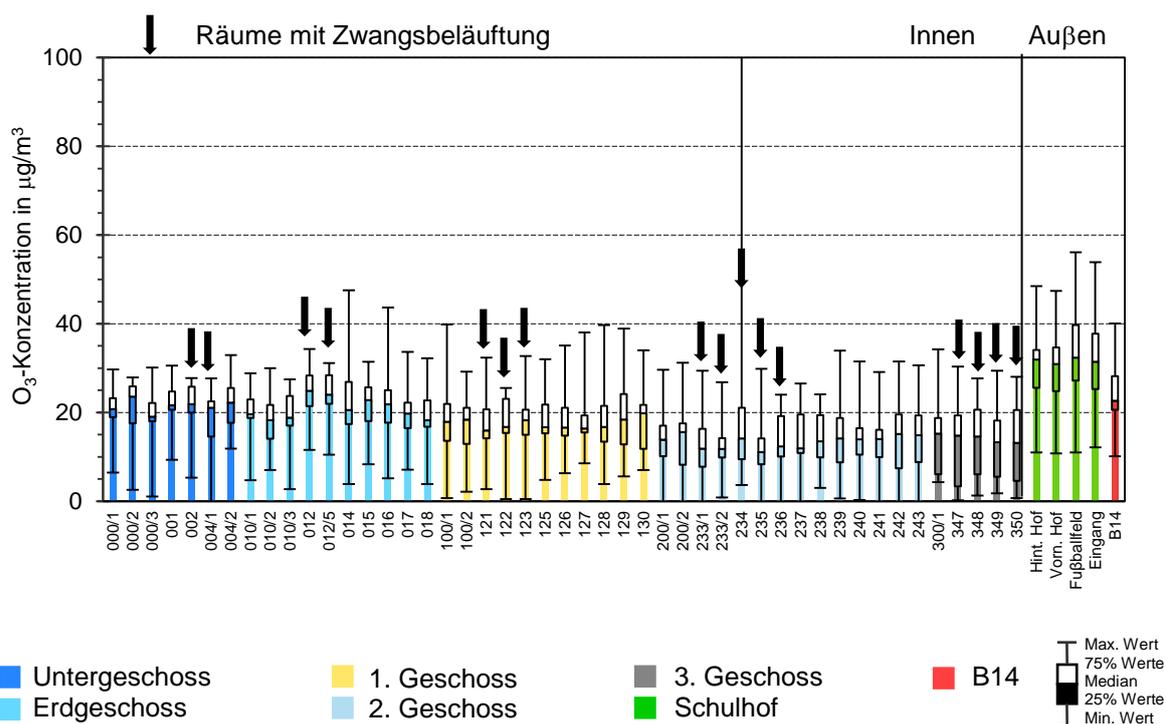


Abb. 4.13: Ozonmittelwerte während des Wintermesszeitraums (16.10. – 18.12.17)

Auch wenn die Werte strenggenommen nicht mit den 8-stündlichen mittleren Grenzwerten verglichen werden können, so lässt sich doch sagen, dass die an der Schule gemessenen Ozonkonzentrationen im Winterzeitraum nicht als gesundheitsschädlich angesehen werden können.

NO₂ – Wintermesszeitraum (16.10 – 18.12.2017)

In Abbildung 4.14 werden die Ergebnisse der mobilen Messungen für NO₂ während des Winterzeitraums dargestellt. Erwartungsgemäß wurden Spitzenbelastungen für NO₂ entlang der B 14 gemessen, was an der Nähe zur Emissionsquelle der Vorläufersubstanz NO liegt. Trotzdem ist die NO₂-Belastung im Bereich des Schulhofs deutlich niedriger

als entlang der Fahrbahn, was einerseits an der Verdünnung der Verkehrsemissionen auf dem Weg von der Quelle zum Rezeptorort Schulhof liegt, aber auch an der chemischen Umwandlung von NO_2 in der Atmosphäre liegen könnte; allerdings ist der Unterschied nicht so eindeutig wie während des Sommerzeitraums. Allgemein werden im Winter höhere NO_2 -Werte erreicht, da die Atmosphäre stabiler ist und somit die Ausbreitung behindert ist, aber auch NO_2 bei abnehmender Sonnenstrahlung langsamer in NO umgewandelt wird (siehe Gleichung 4.1).

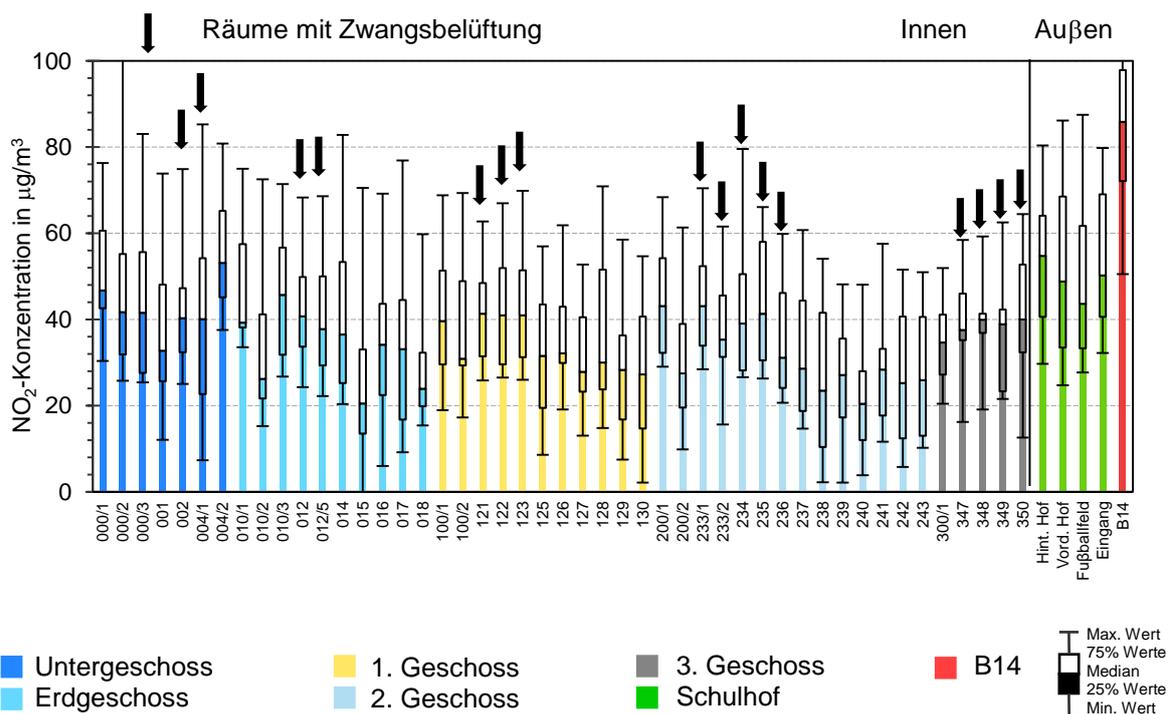


Abb. 4.14: NO_2 -Mittelwerte – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.17)

Es kann auch beobachtet werden, dass die Werte in Räumen mit Zwangsbelüftung deutlich höher sind als in manuell gelüfteten Räumen. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass entweder die Nähe zur Hauptverkehrsstraße oder die Leistung des Belüftungssystems die Innenraumluftqualität der Schule beeinflusst. Um die Abhängigkeit der gemessenen NO_2 -Werte von der Nähe zur Straße zahlenmäßig festzustellen, wurde ein eindimensionales Profil erstellt (siehe Abbildung 4.15).

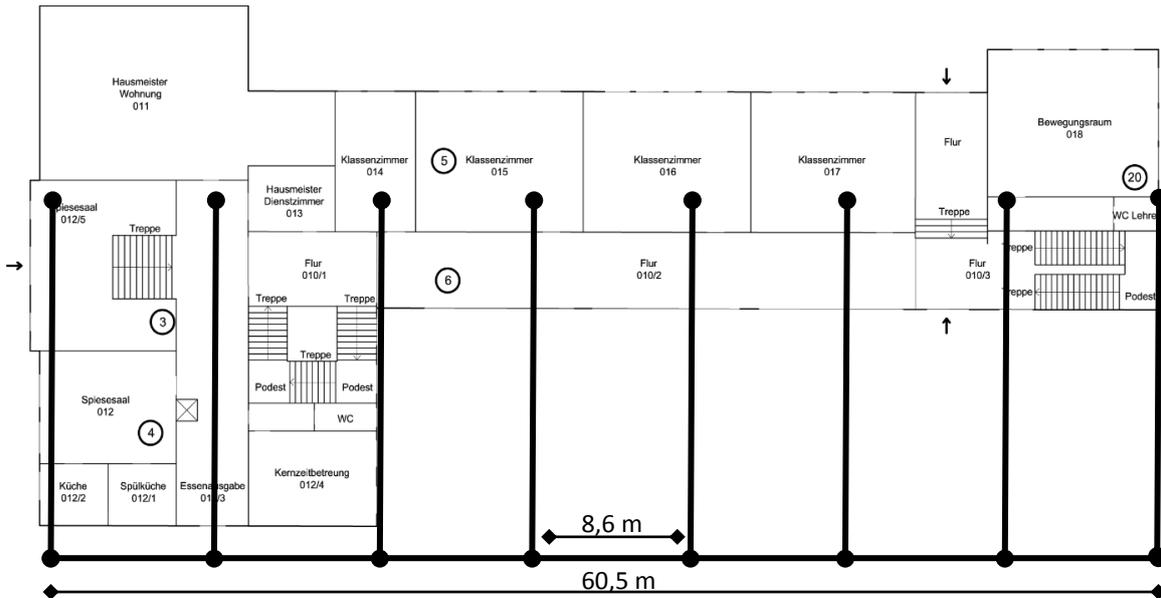


Abb. 4.15: Eindimensionales Raster für das NO₂-Profil

Sieben verschiedene Messpunkte im etwa gleichen Abstand von 8,6 m zueinander wurden im Erdgeschoss, 1. Stock und 2. Stock der Schule ausgewählt. Die Ergebnisse dieser Modellierung lassen sich in Abbildung 4.16 und in Tabelle 4.3 ablesen:

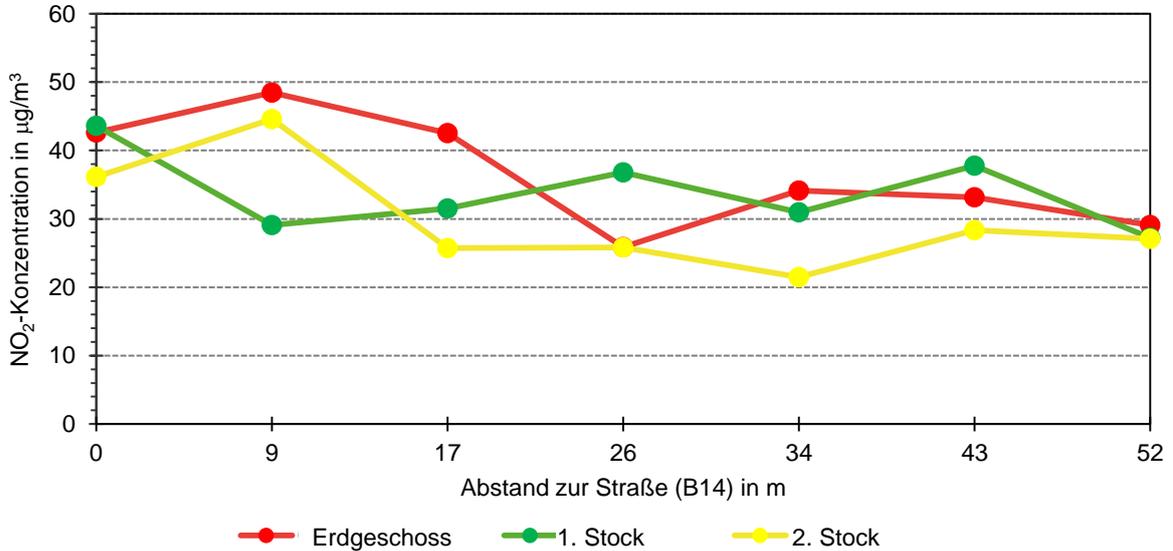


Abb. 4.16: Eindimensionales Profil der mittleren NO₂-Konzentration (16.10. – 18.12.17)

Tabelle 4.3: Zusammenfassung des eindimensionalen NO₂-Profils

Stockwerk	NO ₂ -Modell in µm/m ³ als Funktion der Distanz x in m
Erdgeschoss	$[\text{NO}_2] = -2,846x + 47,93$
1. Stock	$[\text{NO}_2] = -1,154x + 38,464$
2. Stock	$[\text{NO}_2] = -2,2848x + 39,034$

Der vorherrschende Trend ist in allen Stockwerken gleich: Die Kurve sinkt nach rechts hin ab, was bedeutet, dass die NO₂-Werte unabhängig vom Stockwerk (und somit der Höhe) mit weiterer Entfernung zur Straße fallen. Am stärksten war der Rückgang am Übergang von zwangsbelüfteten zu manuell belüfteten Räumen zu erkennen. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass die Straße einen großen Einfluss auf das Belüftungssystem besitzt.

NO – Wintermesszeitraum (16.10 – 18.12.2017)

In Abbildung 4.17 werden die wichtigsten Ergebnisse für NO während des Winterzeitraums dargestellt. Einerseits steigen die Werte entlang der B 14 sprunghaft an als Folge der räumlichen Nähe zur Emissionsquelle. Andererseits fällt die Konzentration leicht mit steigender Höhe. So befinden sich die Räume mit höherer NO-Belastung im Untergeschoss des Gebäudes, insbesondere Raum 002 (der am nächsten zur Emissionsquelle liegt), bei dem davon ausgegangen werden kann, dass die Abdichtungsmaßnahmen zum Schutz vor einer Schadstoffbelastung durch die Straße nicht ausreichend sind.

Abschließend lässt sich noch die folgende Tendenz beobachten: In Räumen mit Zwangsbelüftung wurden leicht erhöhte NO-Werte gemessen. Dies kann entweder an der Nähe zur B 14 liegen oder ein Hinweis darauf sein, dass NO über das Belüftungssystem ins Gebäudeinnere gelangt – oder, wie auch schon während des Sommerzeitraums, trifft beides zu.

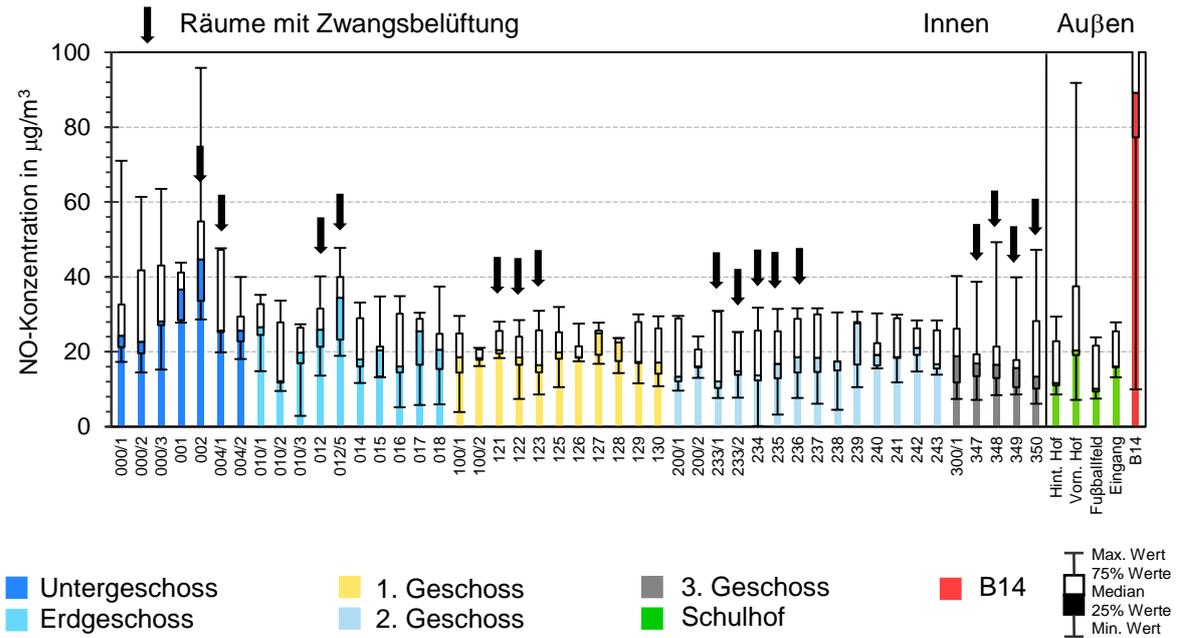


Abb. 4.17: NO-Mittelwerte – Wintermesszeitraum (16.10.–18.12.17)

In Abbildung 4.18 werden die wichtigsten Ergebnisse aus den Nachtmessungen der drei oben genannten Luftschadstoffe zusammengefasst in einer zeitlichen Kurve gemessen in Raum 002 (mit Zwangsbelüftung) vom Abend eines Wochentags bis zum Vormittag des nächsten. Dabei lässt sich feststellen, dass die Stickstoffoxidbelastung deutlich durch die morgendliche und abendliche Hauptverkehrszeit beeinflusst wird. Als Folge steigen die Werte in den stark vom Verkehr beeinflussten zeitlichen Messabschnitten (6:30–9:30 Uhr und 18:00–20:30 Uhr) deutlich an. Daraus lässt sich wieder schließen, dass entweder das Belüftungssystem vom Verkehr beeinträchtigt wird oder die Abdichtung von Raum 002 unzureichend ist.

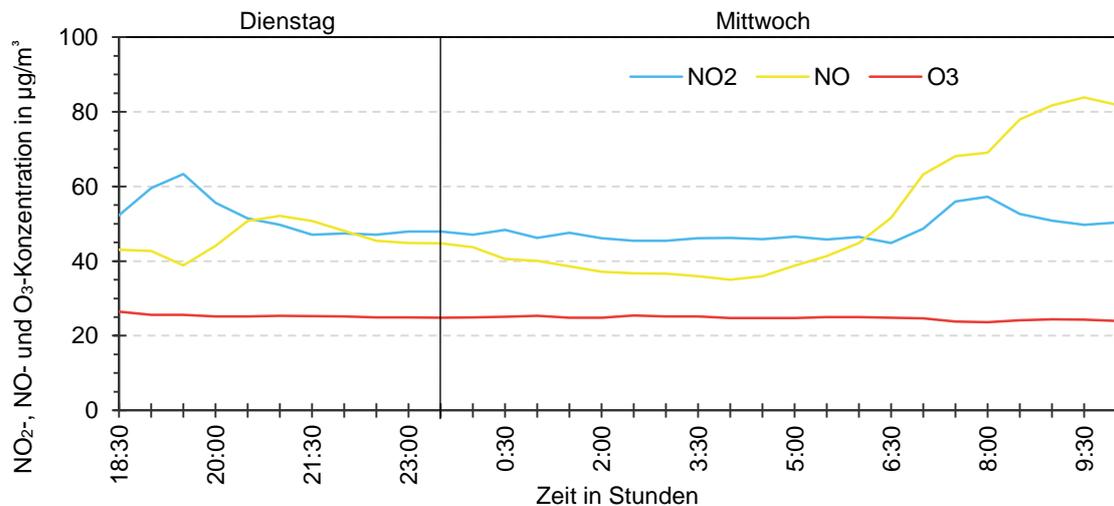


Abb. 4.18: O₃- und NO_x (NO, NO₂)-Nachtmessungen in Raum 002 vom 16. bis 17.11.17

Feinstaub (PM1, PM2,5, PM10) – Wintermesszeitraum (16.10–18.12.2017)

In Abbildung 4.19 werden die Ergebnisse der PM10-Messungen während des Winterzeitraums aufgezeigt. Als Hauptquelle für PM10 gilt die Aufwirbelung von Stäuben durch beliebige Aktivitäten. Dies erklärt, warum höhere Konzentrationen im 1. Stock des Gebäudes gemessen wurden, wo der Großteil der Schulaktivitäten stattfindet. Die Messungen enthielten teilweise Spitzenwerte, da die Belastung in hohem Maß von den jeweiligen Aktivitäten in den Räumen abhängt, was sich an den äußerst hohen Maximalwerten der Box-Plots ablesen lässt, wie etwa in Raum 002. Andererseits liegt die Belastung im Außenbereich aufgrund der schnellen Ausbreitungsmöglichkeiten auf einem niedrigen Niveau.

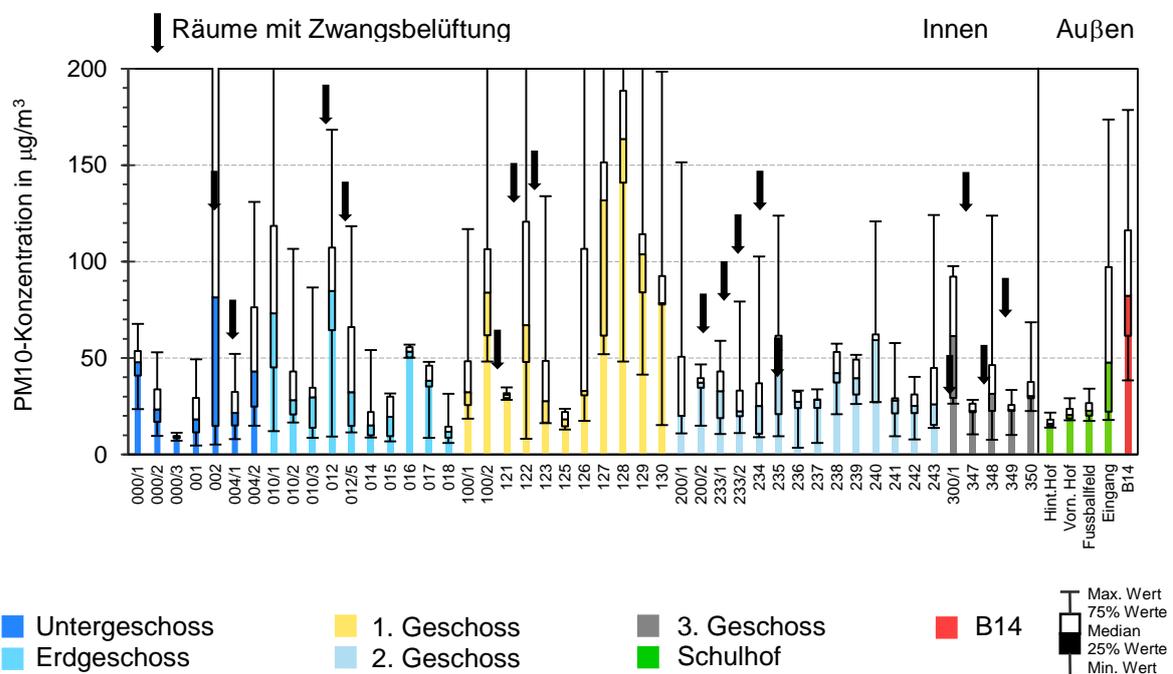


Abb. 4.19: PM10-Mittelwerte – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.17)

In Abbildung 4.20 werden die gemessenen Median- und weitere Werte für PM2,5 dargestellt. Dieser Schadstoff stammt aus Verbrennungsprozessen sowie beliebigen Aufwirbelungsaktivitäten. Auffällig sind hierbei auch die höheren Werte im Außenbereich verglichen mit den Innenraumwerten, was auf eine Korrelation zwischen PM10 und PM2,5 hindeutet, da bei PM10 dieselbe Tendenz festgestellt werden konnte. Allgemein betrachtet weisen Räume mit Zwangsbelüftung eine niedrigere Belastung durch PM2,5 auf. Wieder sind Raum 002 und dieses Mal auch Korridor 000/1 besonders hervorzuheben, da die Werte hier einen sprunghaften Anstieg zeigen.

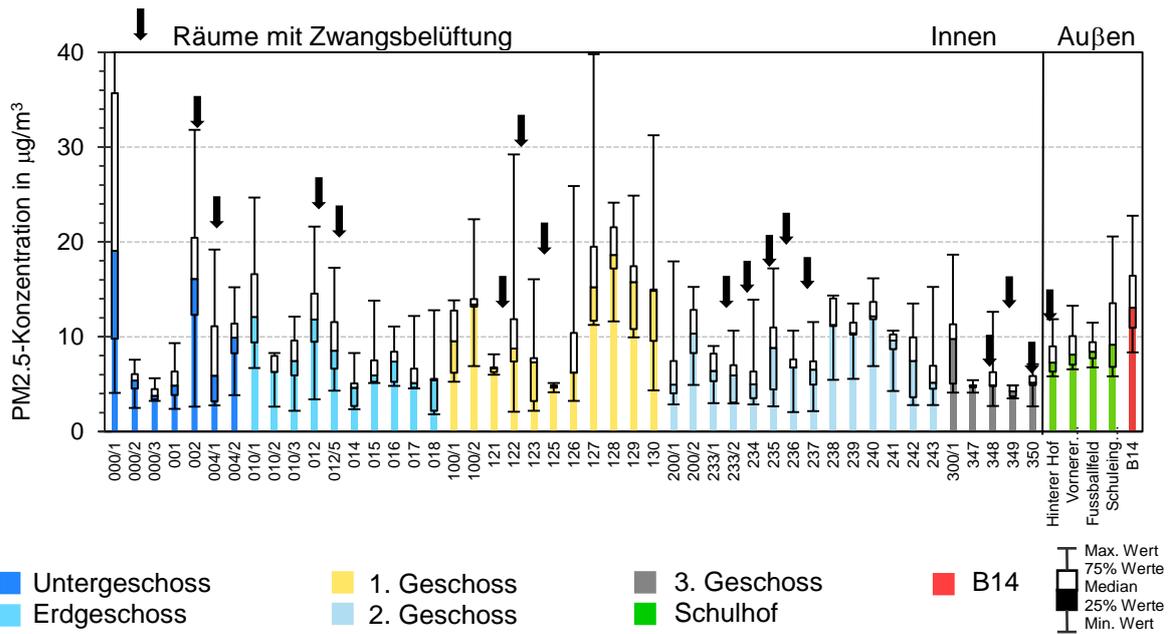


Abb. 4.20: PM2,5-Mittelwerte – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.17)

Die Ergebnisse aus Abbildung 4.21 deuten darauf hin, dass sich die Konzentration für PM₁ in der gesamten Schule auf einem gleichbleibenden Niveau einpendelt, da die Mittelwerte nur leicht zwischen 3 und 8 µg/m³ schwanken. Ein gleichbleibender Trend sollte noch erwähnt werden: Die Werte für PM₁ sinken mit zunehmender Höhe. Im Außenbereich liegen die PM₁-Konzentrationen teilweise leicht höher als innen. Es existieren aber auch einige Ausnahmen.

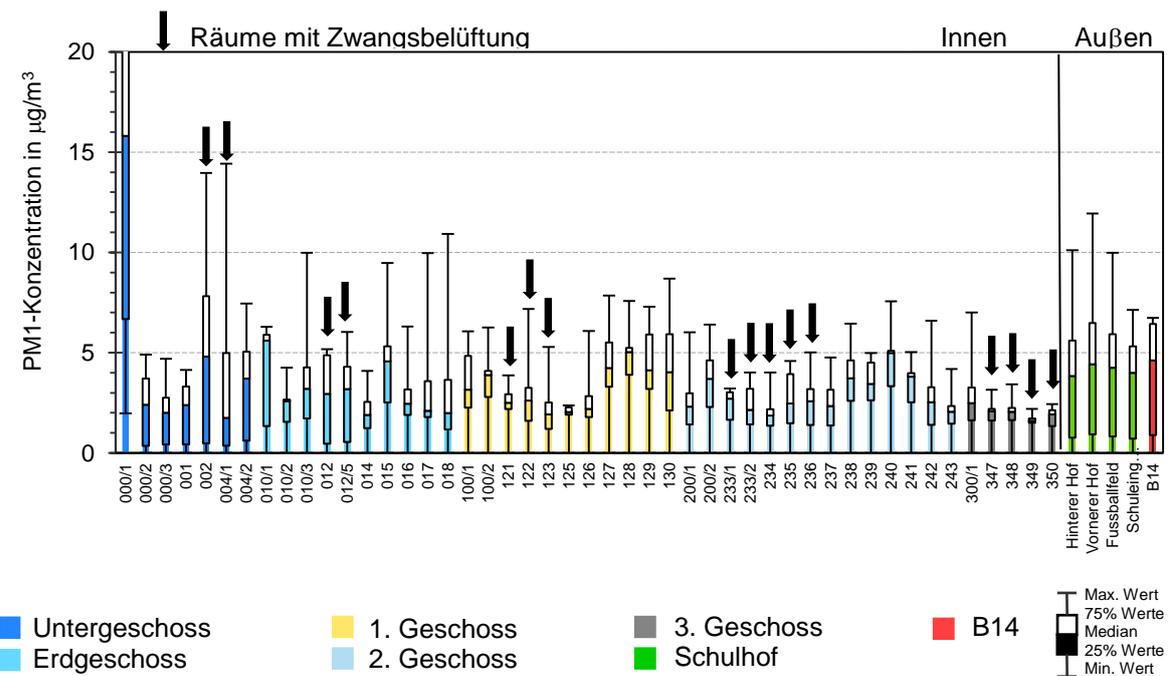


Abb. 4.21: PM1-Mittelwerte – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.17)

Ultrafeine Partikel – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.2017)

Während des Winterzeitraums wurde ein zusätzliches Gerät zur Messung von ultrafeinen Partikeln in der Größenordnung von 0,01 bis 1 µm eingesetzt. Die Mittelwerte aus den mobilen Messungen in den einzelnen Klassenräumen werden in Abbildung 4.22 veranschaulicht.

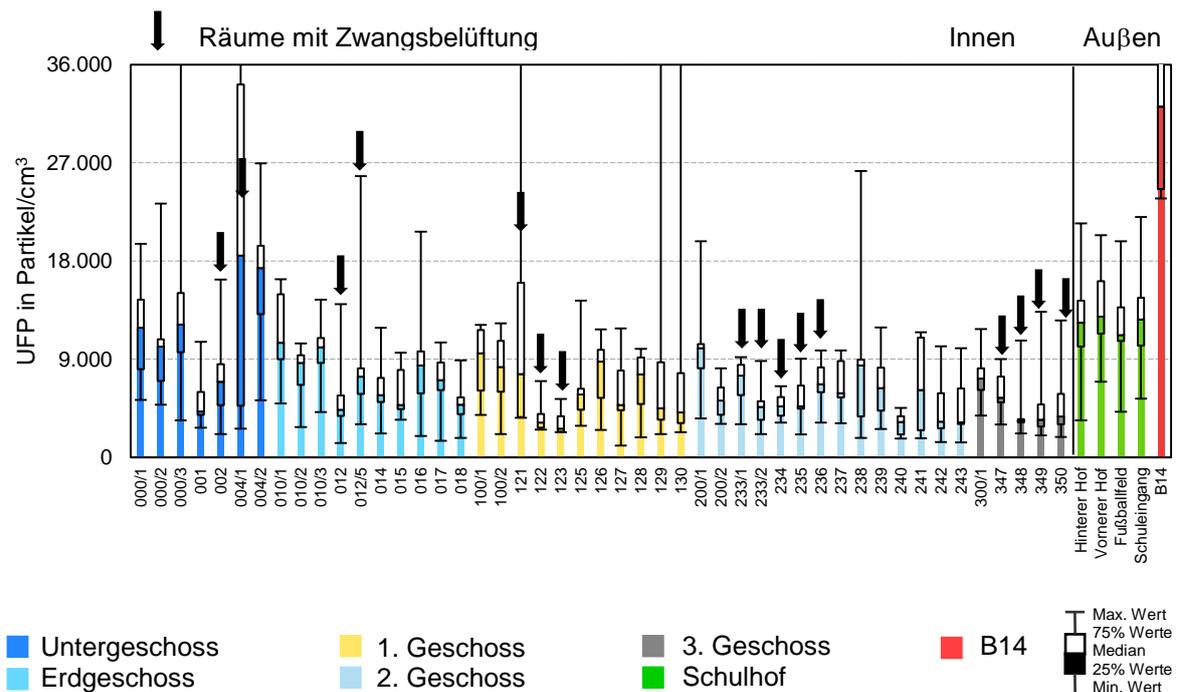


Abb. 4.22: UFP-Mittelwerte – Wintermesszeitraum (16.10.–18.12.17)

Aus Abbildung 4.22 wird deutlich, dass die höchsten Konzentrationen ultrafeiner Partikel allgemein entlang der B 14 gemessen wurden, da Verbrennungsprozesse die Hauptquelle für UFP-Emissionen darstellen. Die Partikel werden anschließend in der Umgebungsluft verdünnt und lagern sich ab, weshalb ihre Anzahl mit steigender Entfernung zur Emissionsquelle abnimmt. Allgemein fällt die Belastung durch ultrafeine Partikel in Innenräumen deutlich geringer aus. Einige Räume sollten trotzdem hervorgehoben werden: In den Räumen 121, 129 und 130 wurden an bestimmten Tagen Maximalwerte von knapp 40.000 Partikel/cm³ gemessen (am 18.12.17 in Raum 121 und am 06.12.17 in den Räumen 129 und 130). Die Quelle konnte jeweils nicht bestimmt werden.

Besonders hervorgehoben werden sollte auch Raum 004/1, in dem am 17.11.17 eine Konzentration von 119.700 ultrafeinen Partikeln/cm³ gemessen wurde. In diesem Raum wurden auch am 29.11.17 (29.600 Partikel/cm³), am 01.12.17 (30.700 Partikel/cm³) und am 18.12.17 (44.500 Partikel/cm³) hohe Konzentrationen festgestellt. All diese Tage mit

Ruß / Black Carbon (BC) – Wintermesszeitraum (16.10.–18.12.2017)

In Abbildung 4.24 werden die während des Winterzeitraums erzielten Ergebnisse dargestellt. Es ist eindeutig zu erkennen, dass die gemessenen Werte von der Höhe der Räume innerhalb des Gebäudes abhängen. So werden beispielsweise im 3. Stock niedrige Konzentrationen gemessen. Dabei gilt die B 14 als Spitzenreferenzpunkt aufgrund ihrer Nähe zur Emissionsquelle. An anderen Messstellen im Außenbereich wurde ein höherer Rußanteil als im Sommerzeitraum nachgewiesen. Allgemein wurde im Winterzeitraum eine Zunahme der Rußwerte festgestellt, was möglicherweise eine Folge der Messungen an Tagen mit Feinstaubalarm ist.

Die Kerzen aus Raum 004/1 hatten ganz anders als bei der UFP-Konzentration keinen wesentlichen Einfluss auf die Rußwerte, was vor allem am nicht-rußenden Abbrennverhalten der Kerzenflamme und der Wachzusammensetzung liegen dürfte [28].

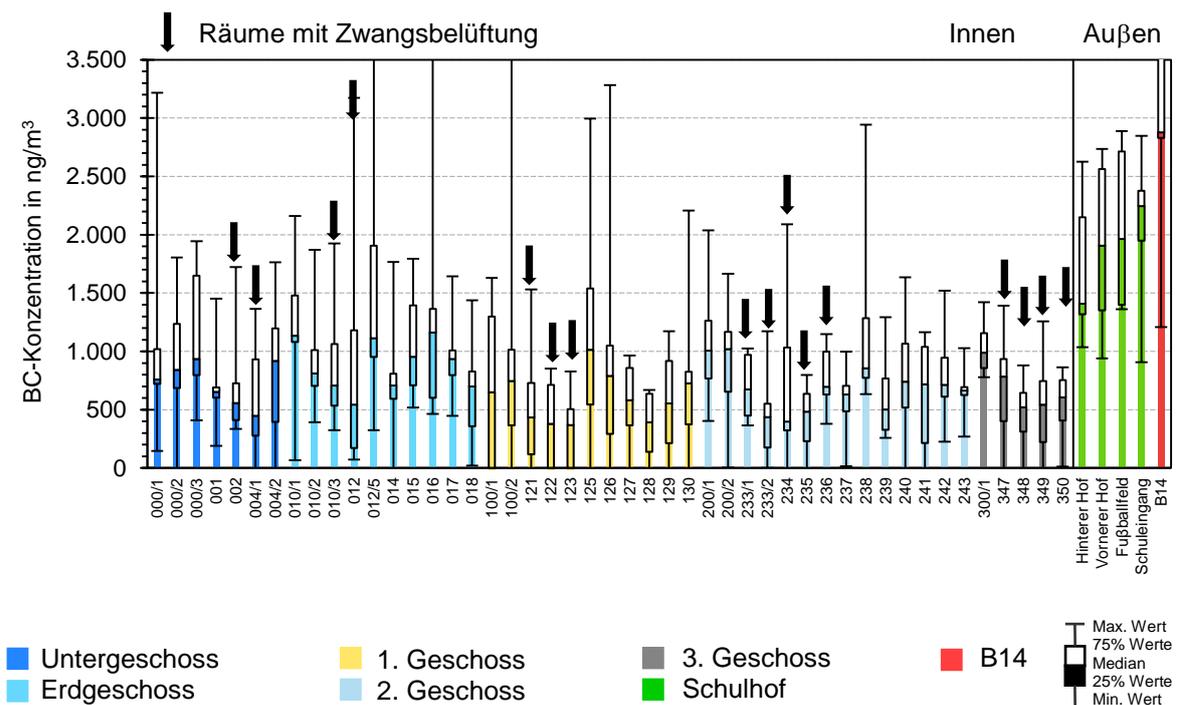


Abb. 4.24: Mittelwerte der Ruß-Messungen – Wintermesszeitraum (16.10. – 18.12.17)

In Abbildung 4.25 werden die repräsentativsten, während des Wintermesszeitraums gemessenen Wochenendwerte für Ruß in Raum 002 (mit Zwangsbelüftung) veranschaulicht. Deutlich erkennbar sind die stark ansteigenden Werte zu den Hauptverkehrszeiten am Freitag- und Samstagabend, was den Einfluss des Verkehrs auf das Belüftungssystem eindeutig nachweist.

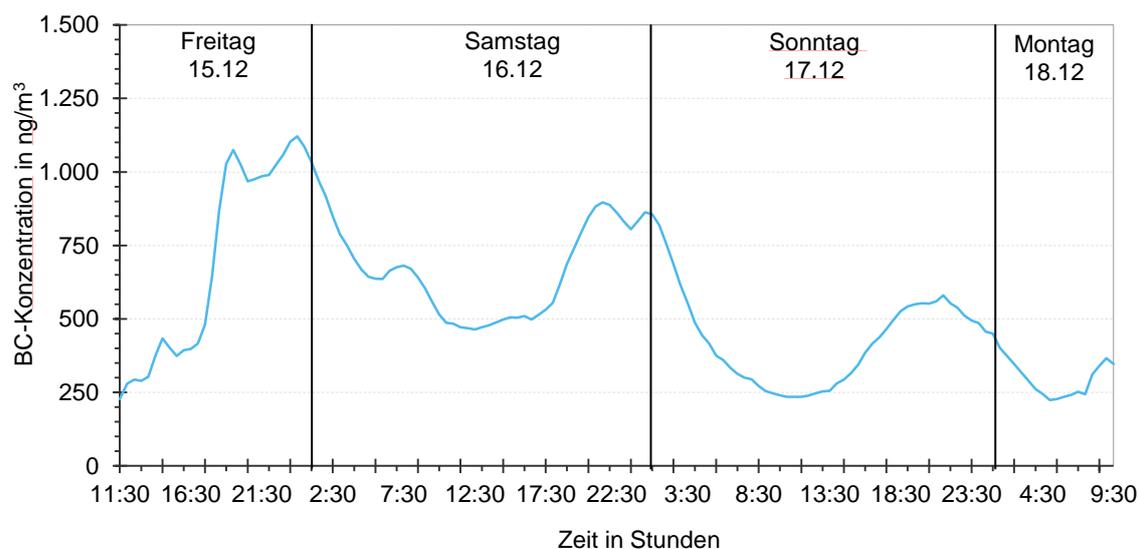


Abb. 4.25: Black Carbon-/Ruß-Konzentration vom 15. bis 18.12.17 in Raum 002

4.2.3 Belüftungssystem

Um das Ausmaß des Einflusses der Außenluftkonzentrationen auf die Innenraumluftkonzentrationen der Räume mit Zwangsbelüftung zu ermitteln, wurde vom 08.12.17 bis 18.02.18 eine kontinuierliche Überwachung der NO_x -Konzentrationen in der Zu- und Abluft des Belüftungssystems durchgeführt. In Abbildung 4.26 werden die Stundenmittelwerte eines zehntägigen NO_2 -Überwachungszeitraums mit den Referenzwerten der LUBW-Station an der Hauptstätter Straße verglichen.

Zur Verbesserung der Interpretationsmöglichkeiten wurden Informationen zum Betrieb des Belüftungssystems angefordert. Die folgenden Daten müssen dabei berücksichtigt werden:

- Das Belüftungssystem wird in der Nacht zwischen 17:00 und 7:00 Uhr abgeschaltet.
- An Wochenenden wird es ab 7:00 Uhr komplett abgeschaltet.
- Das Belüftungssystem wird zwischen 9:45 und 10:00 Uhr sowie zwischen 11:45 und 12:10 Uhr mit hoher Geschwindigkeit betrieben.
- Für den Rest des Tages wird es bei mittlerer Geschwindigkeit betrieben, bevor es gegen 17:00 Uhr abgeschaltet wird.

Einerseits passen an Wochentagen die Muster der Spitzenstundenwerte der LUBW-Station zu den Konzentrationen innerhalb des Belüftungssystems. Ein Anstieg der NO_2 -Werte auf der Straße spiegelt sich logischerweise in den Konzentrationen im Belüftungssystem und folglich innerhalb der Schule wider. Spitzenwerte treten häufig zu den Hauptverkehrszeiten am Morgen und am Abend auf.

Andererseits ist der Einfluss der Spitzenwerte entlang der Straße noch immer sehr groß, wenn das Belüftungssystem um 17:00 Uhr abgeschaltet wird (beispielsweise am Wochenende vom 09.12. bis 10.12.17 oder vom 16.12. bis 17.12.17). Diese Erkenntnis kann als Grundlage für weitere Verbesserungsmöglichkeiten am Lufteinlass oder am Betrieb des Belüftungssystems dienen.

Aus Abbildung 4.26 wird auch ersichtlich, dass die NO_2 -Konzentration im Abluftrohr zu den Zeiten, in denen das Belüftungssystem mit hoher Geschwindigkeit betrieben wird, höher ist als im Lufteinlass. Dies lässt sich dadurch erklären, dass durch die hohe Geschwindigkeit innerhalb der Räume mit Zwangsbelüftung ein leichter Unterdruck erzeugt wird. Dadurch gelangt NO_2 durch Undichtigkeiten an den Fenstern in die Schule. Diese Vermutung hatte sich durch ein Rauchexperiment bestätigt, das am 03.05.2018 durchgeführt wurde.

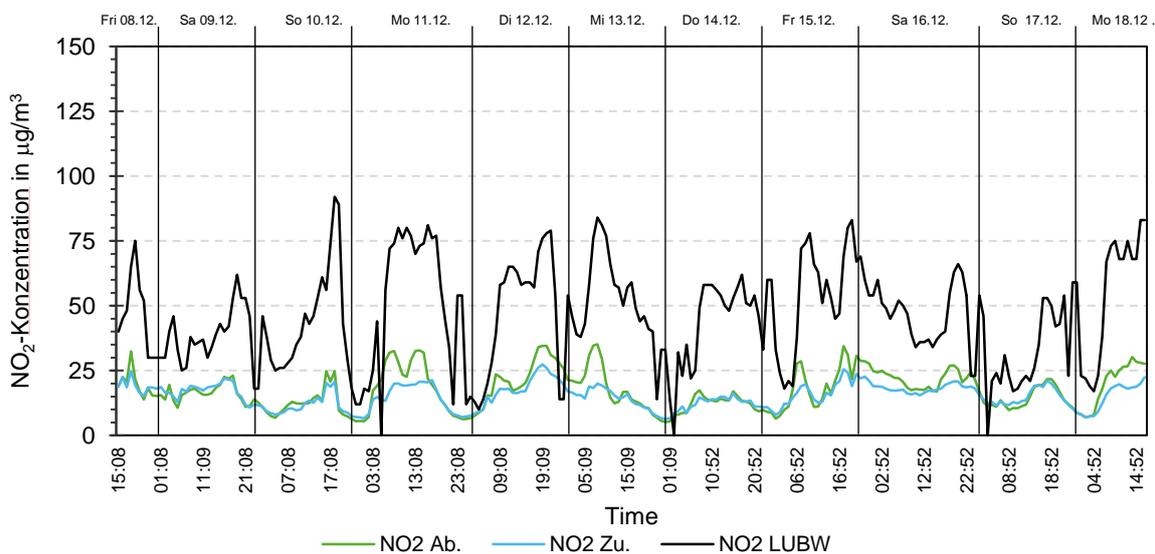


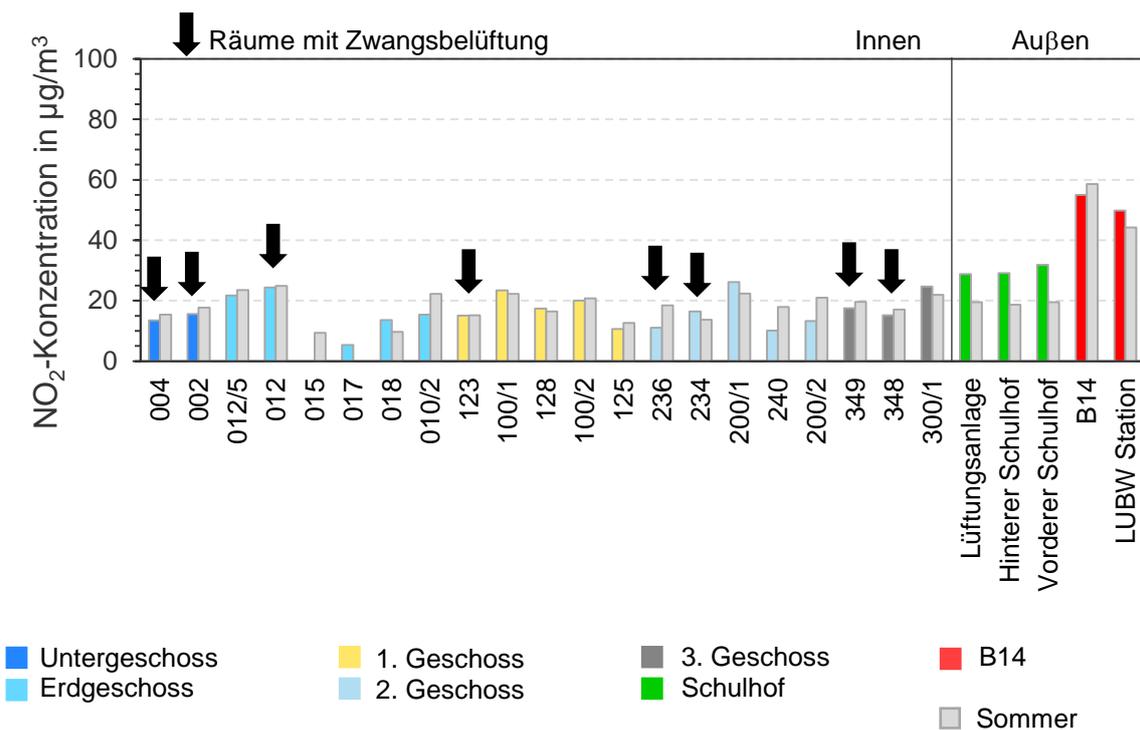
Abb. 4.26: NO_2 im Belüftungssystem, 08.12. – 18.12.17

In diesem Fall ist es möglich, die NO₂-Stundenwerte mit den von der EU-Kommission festgelegten Grenzwerten zu vergleichen. Im gesamten Zeitraum der kontinuierlichen Überwachung von NO₂ wurde der Grenzwert von 200 µg/m³ kein einziges Mal überschritten. Dies zeigt, dass trotz des eindeutigen Einflusses des Verkehrs auf die Innenraumluftqualität der Schule keine Gefahr für die Gesundheit der Schüler und Lehrer besteht.

4.3 Gemeinsame Darstellung der Ergebnisse der Sommer- und Wintermessungen

4.3.1 Passivsammlermessungen – Schätzung der Jahresmittelwerte

Nachdem jeder Zeitraum einzeln bewertet wurde, wird in Abbildung 4.27 nun die gemeinsame Bewertung der Ergebnisse aus Sommer- und Winterzeitraum dargestellt.



*Hinweis: Der Passivsammler in Raum 015 wurde ab dem 3. Zeitabschnitt des Winterzeitraums in Raum 017 verlagert. Daher ist in Raum 015 kein Vergleich möglich, da nur in zwei Zeitabschnitten (einer davon in den Ferien) Messungen durchgeführt wurden.

Abb. 4.27: Vergleich der NO₂-Messwerte der Passivsammler im Sommer- und Wintermesszeitraum

Aus Abbildung 4.27 wird ersichtlich, dass es bei NO₂ keine großen Unterschiede zwischen Sommer und Winter gibt. Ein deutlicher Unterschied kann nur auf dem Schulhof ausgemacht werden, wo die NO₂-Belastung im Winter höher ist als im Sommer.

Die Jahresmittelwerte für NO₂ können für jeden Standort durch Berücksichtigung der Sommer- und Winterwerte sowie der an den Referenzstationen in Baden-Württemberg gemessenen Werte (siehe dazu Gleichung 4.2) hochgerechnet werden.

$$\frac{\text{Jahresmittelwert am Standort X 2017}}{\text{Mittelw. am Standort X während der Messperiode}} = \frac{\text{Jahresmittelwert an der Referenzmessstation 2017}}{\text{Mittelw. an der Referenzmessstation während der Messperiode}}$$

Gl. 4.2

Der Wert an Standort x (jeder beliebige Standort) während des Messzeitraums entspricht dem an dem jeweiligen Standort gemessenen Mittelwert aus Sommer- und Wintermesszeitraum (von 29.05. bis 17.07.17 und von 16.10. bis 18.12.17).

Zu Vergleichszwecken wurden die folgenden fünf LUBW-Stationen ausgewählt:

- Stuttgart *Am Neckartor* (22.01.–31.12.17)
- Stuttgart *Arnulf-Klett-Platz* (01.02.–31.12.17)
- Stuttgart *Hohenheimer Straße* (01.02.–31.12.17)
- Freiburg (01.01.–31.12.17)
- Heilbronn (01.02.–31.12.17)

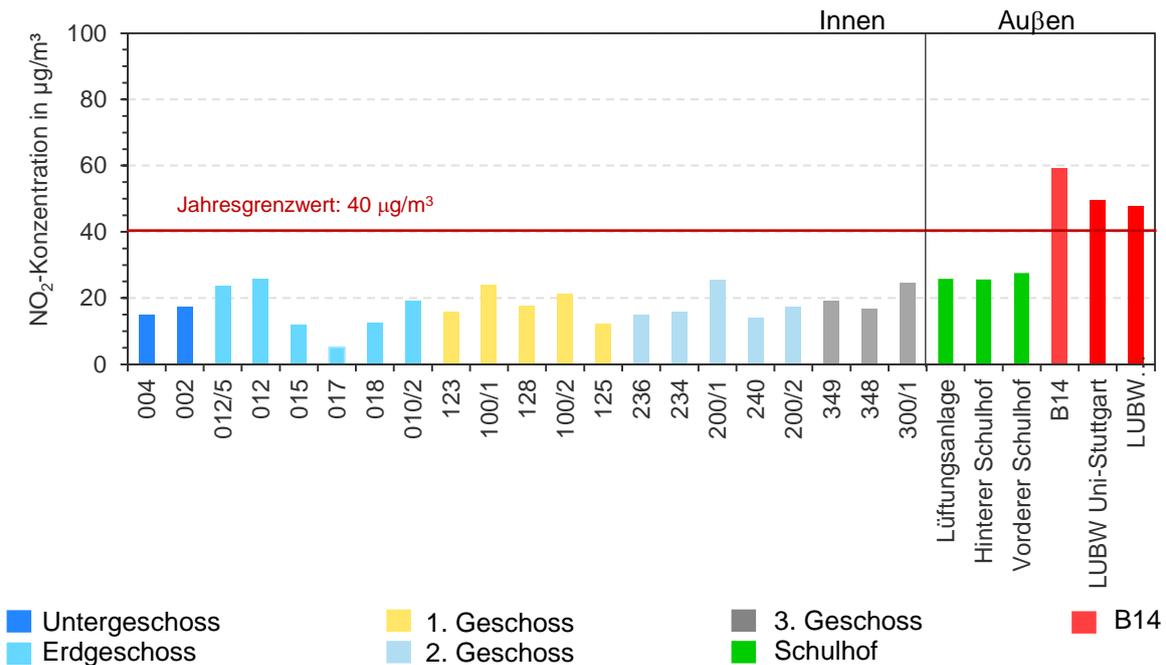
Die Datumsangaben in Klammern beziehen sich auf die jeweils verfügbaren Daten, die für die Schätzung verwendet wurden. Die NO₂-Konzentrationen wurden der LUBW-Datenbank UDO entnommen [29].

Die basierend auf den aufgeführten Messstationen errechneten Werte werden in Tabelle 4.4 dargestellt. Die für jeden Standort errechneten NO₂-Konzentrationen unterscheiden sich davon um weniger als 2 %. Die Standardabweichung für die Proben an der B 14 und der LUBW-Station beträgt 3,3 bzw. 2,7 %.

Table 4.4 Calculated NO₂ concentrations.

Ort der Probenahme	Stuttgart / Am Neckartor	Stuttgart / Arnulf-Klett-Platz	Stuttgart / Hohenheimer Straße	Freiburg	Heilbronn	NO ₂ -Mittelwert in µg/m ³
004	14	14	15	16	15	15
002	17	16	17	19	17	17
012/5	23	22	23	26	24	23
012	25	24	25	28	26	26
015	9	10	9	18	13	12
017	5	5	6	5	5	5
018	12	12	12	13	12	12
010/2	18	18	19	21	19	19
123	15	15	16	17	16	16
100/1	23	23	24	26	24	24
128	17	17	18	19	18	18
100/2	20	20	21	23	21	21
125	12	11	12	13	12	12
236	14	14	15	16	15	15
234	15	15	16	17	16	16
200/1	25	24	25	28	26	26
240	14	13	14	15	14	14
200/2	17	16	17	19	18	17
349	18	18	19	21	19	19
348	16	16	17	18	17	17
300/1	24	23	24	27	25	24
Lüftungsanlage	25	24	26	28	26	26
Hinterer Schulhof	25	24	25	28	26	26
Vorderer Schulhof	27	26	27	30	28	28
B14	57	56	58	64	59	59
LUBW Uni-Stuttgart	48	47	49	54	50	49

Die endgültigen berechneten Mittelwerte werden in Abbildung 4.28 dargestellt zusammen mit den Jahresgrenzwerten der EU und der WHO.



*Hinweis: Für Raum 015 und 017 wurden jeweils nur der Sommer- bzw. Winterzeitraum verwendet.

Abb. 4.28: Hochgerechnete Jahresmittelwerte für das Jahr 2017

Aus Abbildung 4.28 wird ersichtlich, dass die geschätzten Konzentrationen an der Schule (im Innen- und Außenbereich) unterhalb des Jahresgrenzwerts von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Nur an der Hauptstätter Straße liegen die Werte darüber. Auf dem Schulgelände wurden die gesundheitsgefährdenden Grenzwerte also konstant unterschritten.

Zur Qualitätssicherung wurden die hochgerechneten Werte der Passivsammlermessungen der Uni Stuttgart (LUBW - Uni Stuttgart in Abbildung 4.28) mit den von der LUBW gemessenen Mittelwerten (LUBW - Hauptstätter Straße) verglichen. Ergebnis: Die Werte weisen eine Differenz von lediglich 3,8 % auf.

4.3.2 Mobile Messungen

Ozon – Vergleich Sommer- / Wintermesszeitraum

Das Gesamtzonniveau im Winter war im Vergleich zum Sommerzeitraum deutlich niedriger, da die Sonnenstrahlung im Winter auch deutlich geringer ist und somit einerseits weniger Ozon photochemisch gebildet wird und andererseits in der Stadt der Ozonabbau den dominanten luftchemischen Prozess darstellt. Es wurden jedoch in beiden Messzeiträumen dieselben gleichbleibenden Trends festgestellt (siehe Abbildung 4.29). Die farbigen Balken stellen die im Winterzeitraum erfassten Werte dar.

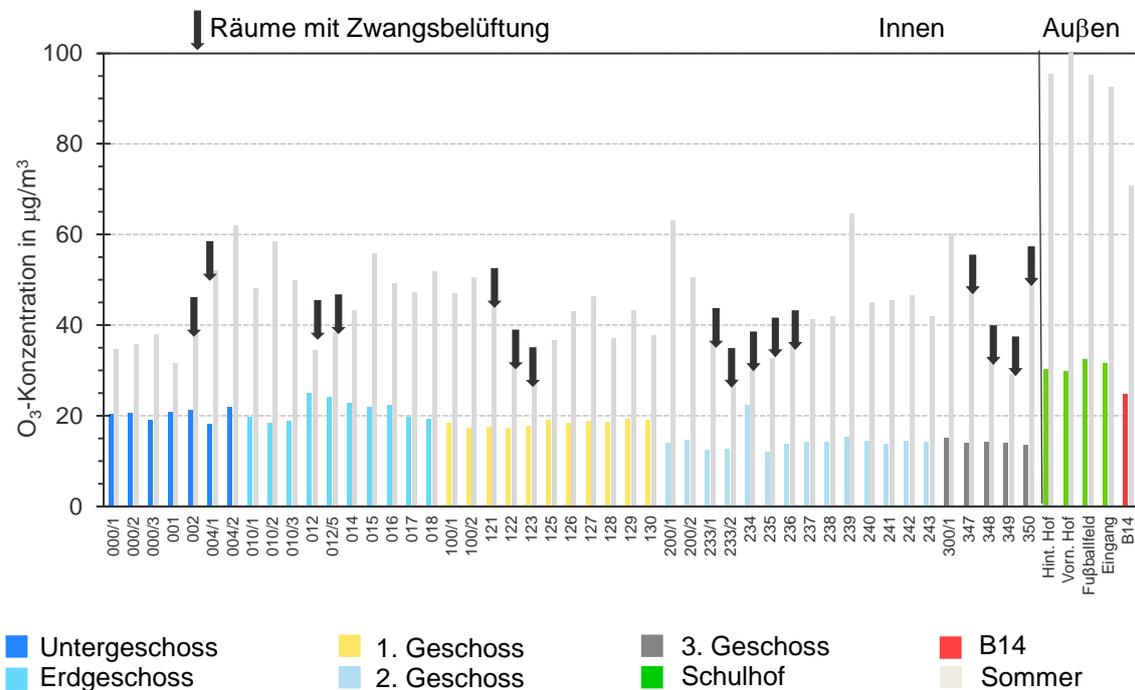


Abb. 4.29: O₃-Mittelwerte – Vergleich Sommermesszeitraum (graue Balken) / Wintermesszeitraum (farbige Balken)

NO₂ – Vergleich Sommer- / Winterzeitraum

Im Winter kommt es zu hohen Stickstoffdioxidwerten, wodurch diese Jahreszeit die höchste Belastung aufweist. Ein Grund hierfür ist die Tatsache, dass die mobilen Messungen während des Winterzeitraums hauptsächlich an Tagen mit Feinstaubalarm durchgeführt wurden. Dieselbe Tendenz wurde in beiden Messzeiträumen auch innerhalb der Schule festgestellt: Niedriger gelegene Stockwerke sowie Räume mit Zwangsbelüftung (oder Räume entlang der Hauptverkehrsstraße) weisen eine höhere Belastung

auf. Die NO_2 -Belastung im Bereich des Schulhofs liegt deutlich niedriger als entlang der Fahrbahn, was an der chemischen Umwandlung von NO_2 in der Atmosphäre und an der Nähe zur Emissionsquelle liegt. Der Unterschied fällt im Winter jedoch nicht so deutlich aus wie im Sommer: Mit abnehmender Sonnenstrahlung wird NO_2 langsamer in NO umgewandelt als im Sommer. Die farbigen Balken in Abbildung 4.30 entsprechen den Messungen im Winterzeitraum.

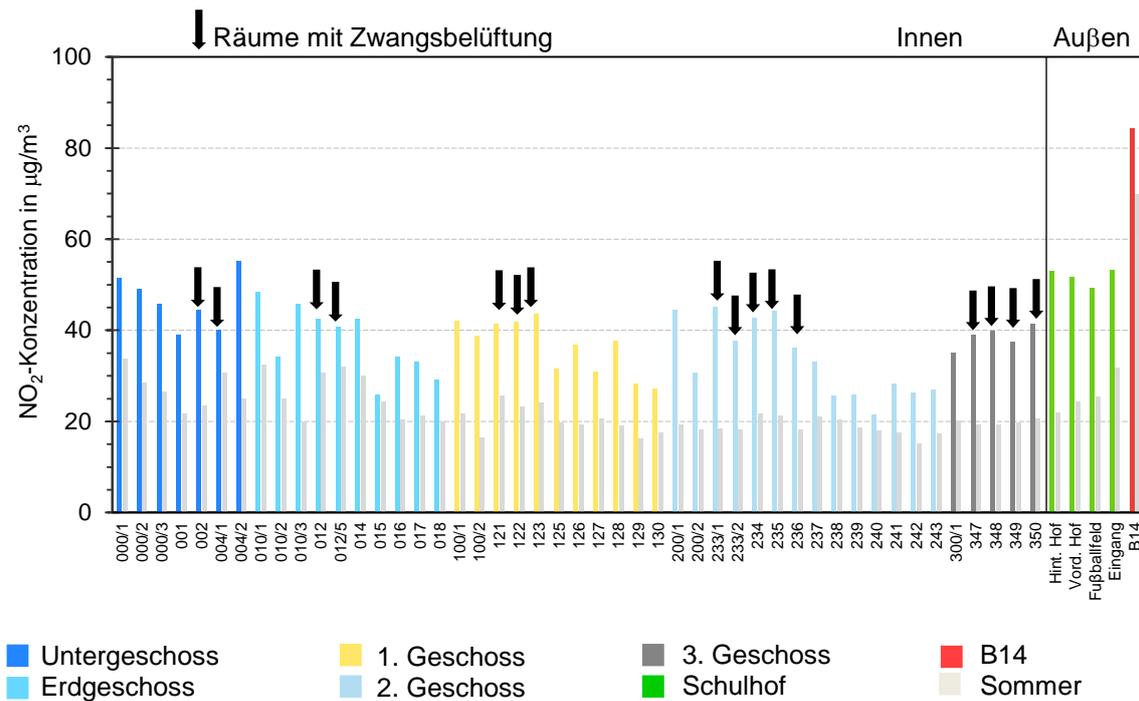


Abb. 4.30: NO_2 -Mittelwerte – Vergleich Sommermesszeitraum (graue Balken) / Wintermesszeitraum (farbige Balken)

NO – Vergleich Sommer- / Wintermesszeitraum

In beiden Messzeiträumen wurden für NO gleichbleibende Trends festgestellt, wie etwa die am Fahrbahnrand gemessenen Spitzenwerte. Ein entscheidender Unterschied findet sich in den höheren Werten im Untergeschoss während des Wintermesszeitraums. Leicht höhere NO -Konzentrationen im Sommer wurden für den Außenbereich erwartet, da eine erhöhte Sonnenstrahlung die Umwandlung von NO_2 in NO fördert (siehe Abbildung 4.31). Die farbigen Balken entsprechen den Messwerten im Wintermesszeitraum.

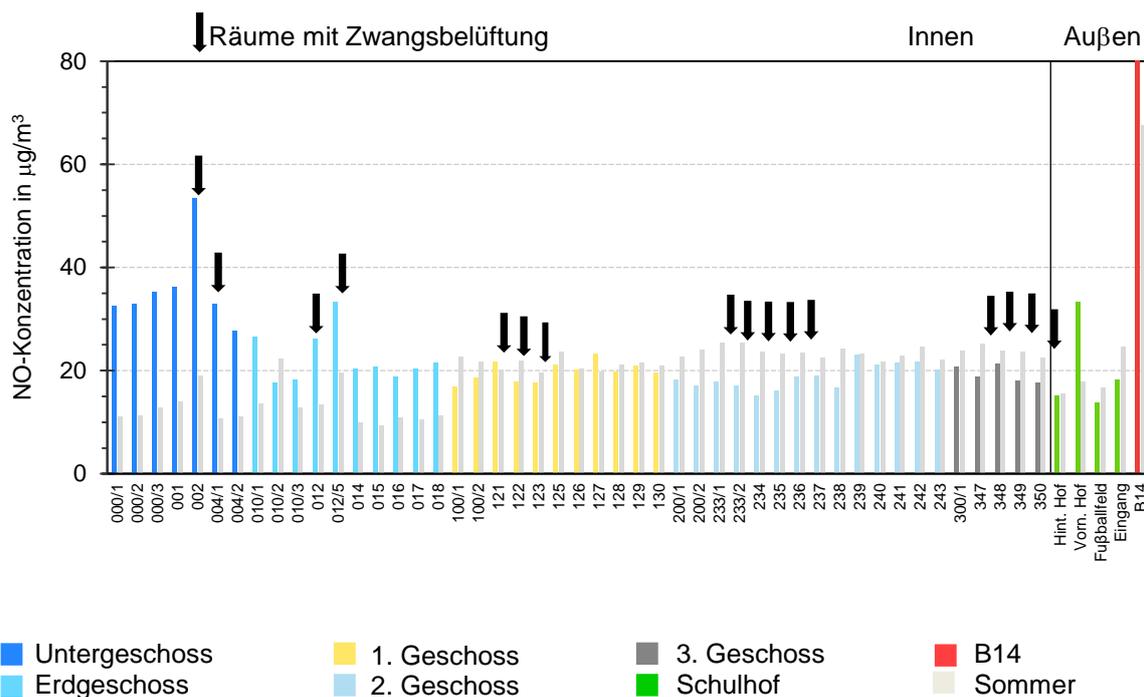


Abb. 4.31: NO-Mittelwerte – Vergleich Sommermesszeitraum (graue Balken) / Wintermesszeitraum (farbige Balken)

Feinstaub (PM1, PM2,5, PM10) – Weitere Zusammenhänge

In den Abbildungen 4.32, 4.33 und 4.34 werden die Konzentrationen von PM1, PM2,5 und PM10 im Sommer- und Winterzeitraum miteinander verglichen. Zwischen den einzelnen Schadstoffen konnten weitere Zusammenhänge festgestellt werden:

- Die höchsten Werte für PM10 und PM2,5 wurden in stark frequentierten Räumen gemessen, in nahezu jedem Fall. Somit stellen beliebige Aktivitäten innerhalb der Räume eine der bedeutendsten Quellen dieser beiden Komponenten dar.
- PM1 und PM2,5 weisen eine leichte Übereinstimmung im Verhalten auf, was ein Hinweis darauf sein kann, dass beliebige Aktivitäten die Hauptquelle für PM2,5 vor Verkehr darstellen.

PM1 und PM10 lassen keine direkten Zusammenhänge erkennen. Die Emission von PM1 steht also nicht in Verbindung mit beliebigen Aktivitäten im Schulgebäude, welche zur Aufwirbelung von PM10 und PM2,5 führt.

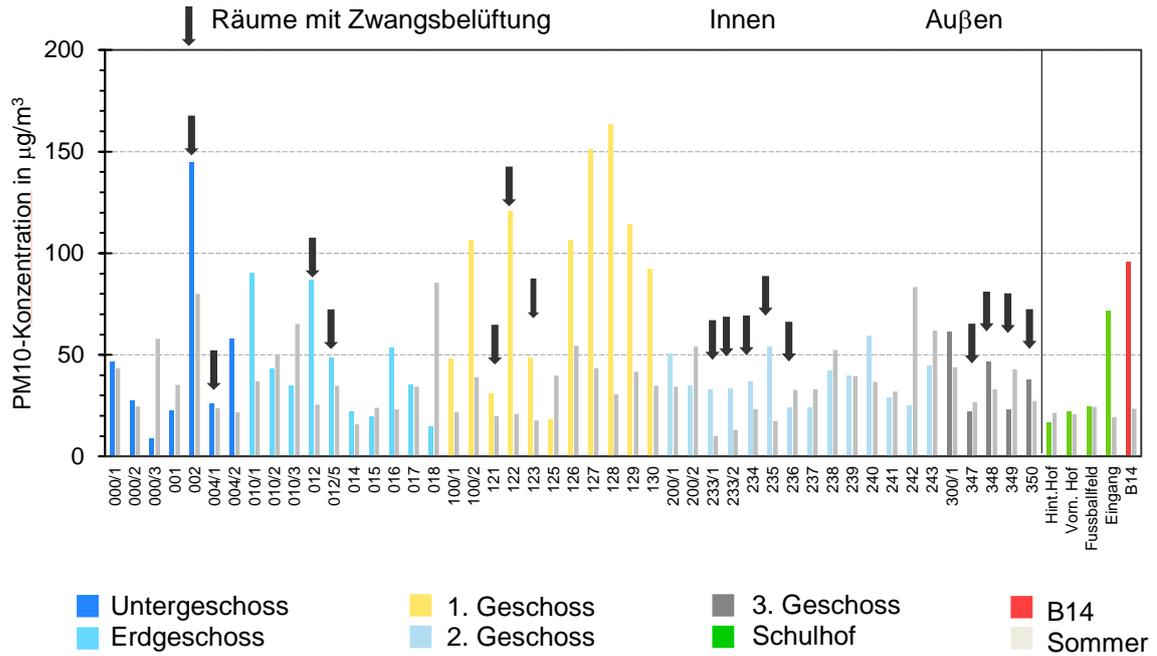


Abb. 4.32: PM10-Mittelwerte – Vergleich Sommermesszeitraum (graue Balken) / Wintermesszeitraum (farbige Balken)

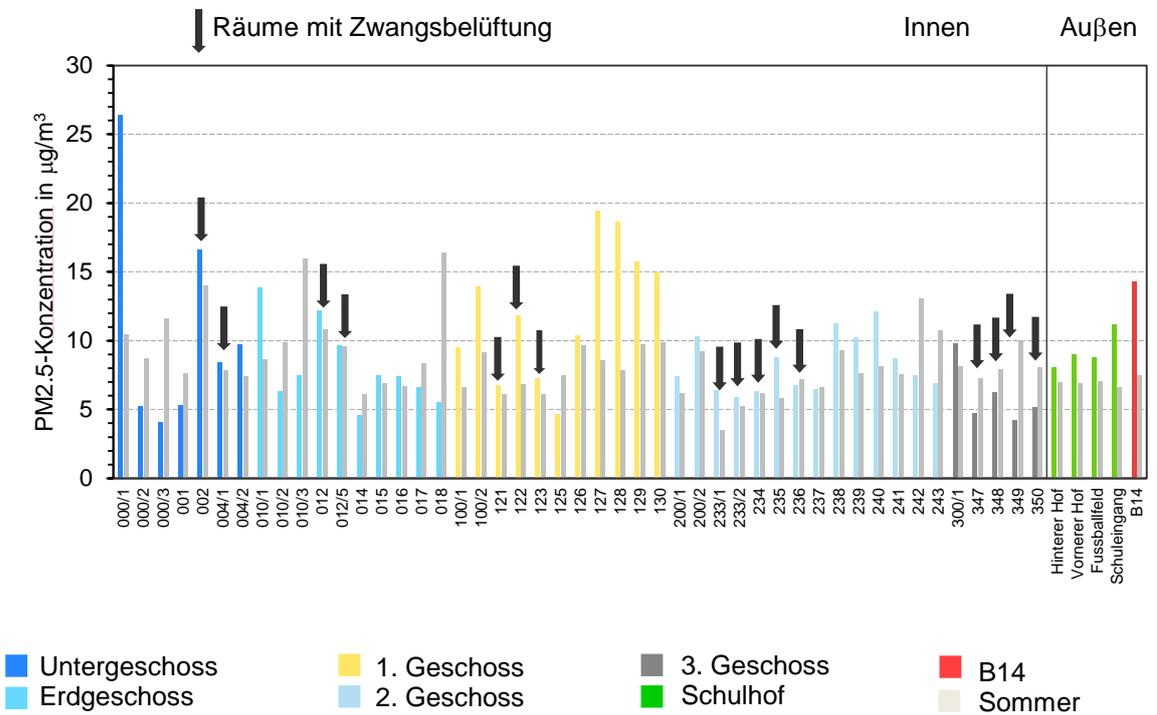


Abb. 4.33: PM_{2,5}-Mittelwerte – Vergleich Sommermesszeitraum (graue Balken) / Wintermesszeitraum (farbige Balken)

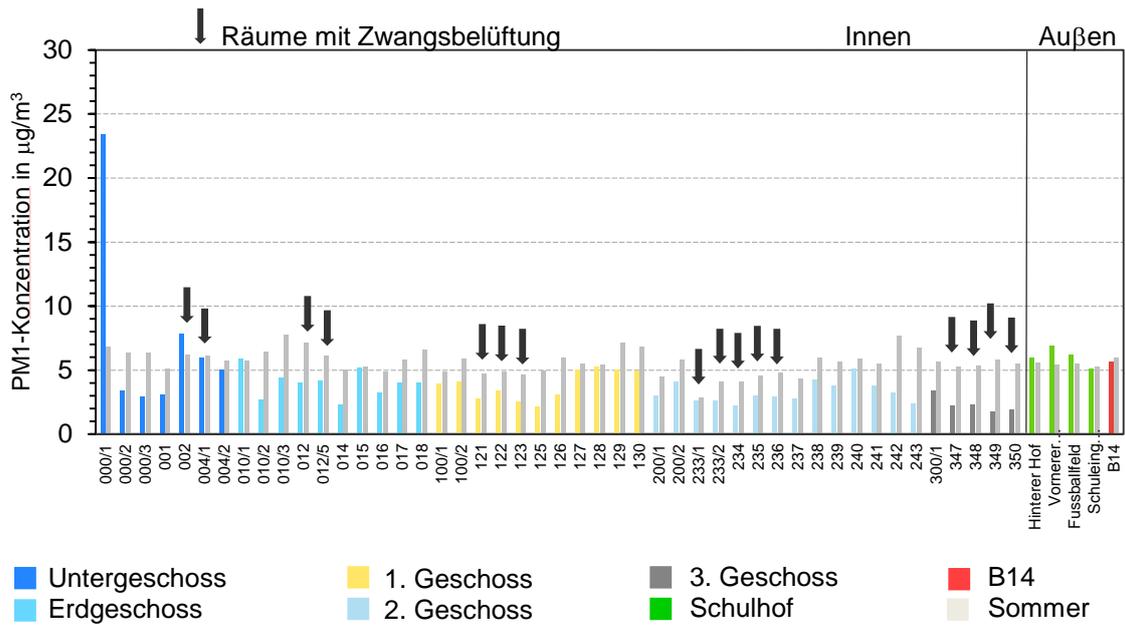


Abb. 4.34: PM1-Mittelwerte – Vergleich Sommermesszeitraum (graue Balken) / Winterzeitraum (farbige Balken)

Ruß und UFP – Weitere Zusammenhänge

Es konnte ein Zusammenhang zwischen den beiden Luftschadstoffen, deren Hauptquelle Verbrennungsprozesse darstellen, festgestellt werden. In Abbildung 4.35 wird die Abhängigkeit von Ruß und UFP während der Wintermessungen deutlich. Für beide Schadstoffe werden in nahezu denselben Räumen und Außenstandorten Spitzenwerte gemessen. Die deutlichste Ausnahme stellt dabei Raum 004/1 dar, in dem regelmäßig rußarme Kerzen während der Wintermessphase angezündet wurden. Dies steht jedoch nicht im Gegensatz zu dem zuvor festgestellten Zusammenhang, da Kerzen als externe Variable angesehen werden.

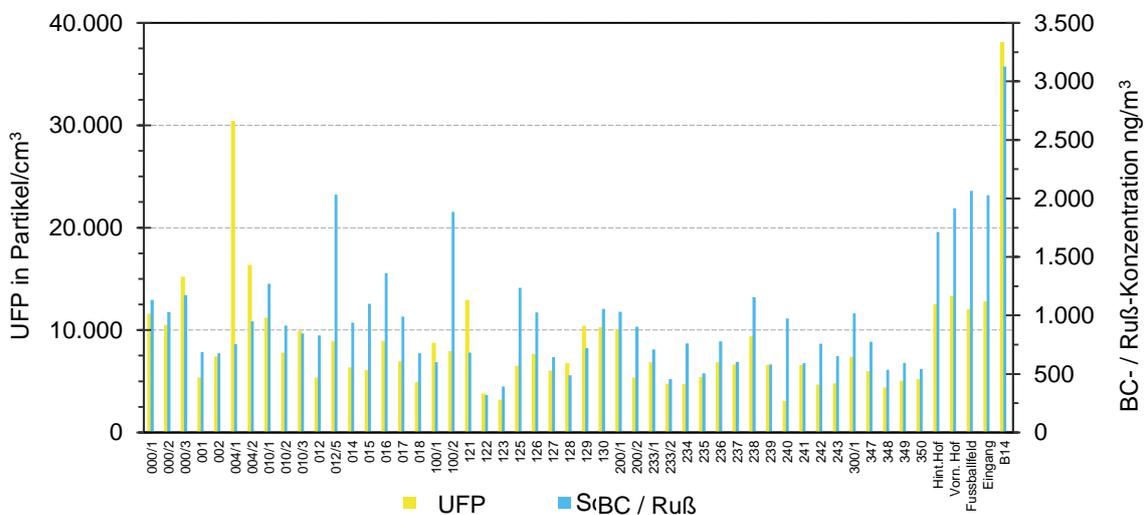


Abb. 4.35: Abhängigkeit von Ruß und UFP

4.4 Qualitätssicherung

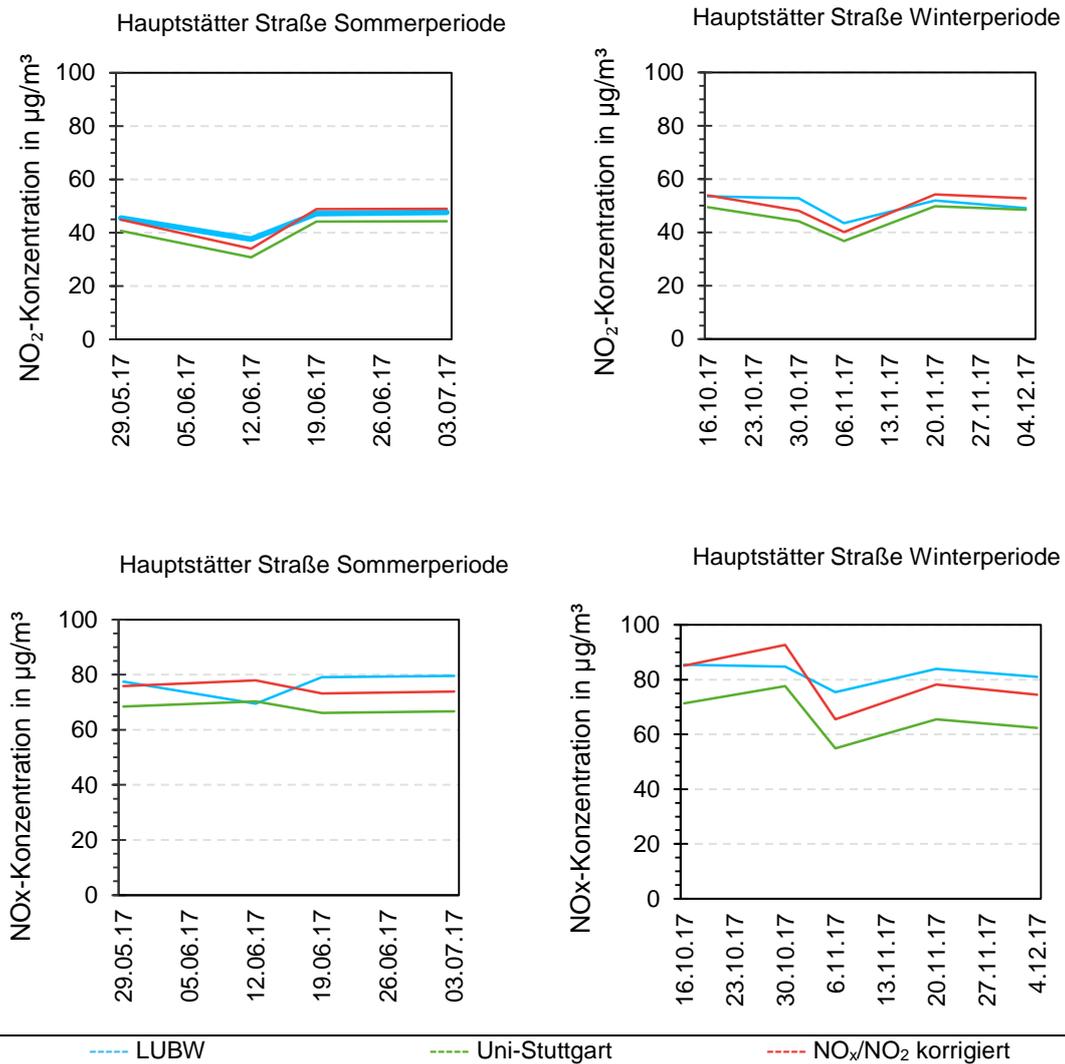
4.4.1 Passivsammler

Um die Qualität der Messergebnisse abzusichern, wurden Passivsammler in einer LUBW-Station an der Hauptstätter Straße 150 m von der Schule entfernt installiert (siehe Abbildung 4.36).



Abb. 4.36: LUBW-Station an der Hauptstätter Straße

In dieser Station werden von der LUBW seit April 2017 mit einem kontinuierlich arbeitenden Chemilumineszenz-Messgerät NO_2 - und NO -Messungen durchgeführt. Die als Stundenwerte während der gesamten Messkampagne erhobenen Daten wurden für jeden Zeitraum (vier im Sommer und fünf im Winter) gemittelt. Der NO_x -Wert wurde als Summe aus NO (in ppb) + NO_2 (in ppb) berechnet und unter Zuhilfenahme des molekularen Gewichts von NO_2 in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ umgerechnet. Außerdem wurde zur Absicherung der Unsicherheit der passiven Methode eine dreifache Probenahme durchgeführt. Die Datenkorrektur wird in Abbildung 4.37 dargestellt.



*Hinweis: NO_x as NO₂-Äquivalent

Abb. 4.37: Messergebnisse der LUBW-Station an der Hauptstätter Straße und Datenkorrektur für NO_x und NO₂

Aus Abbildung 4.37 wird ersichtlich, dass die Ergebnisse der Passivsammler (grüne Kurve) immer unterhalb der Mittelwerte aus den Dauermessungen an der LUBW-Messstation (rote Kurve) liegen, im generellen Verlauf jedoch übereinstimmen. Tabelle 4.5 enthält die errechneten Korrekturfaktoren.

Tabelle 4.5: Korrekturfaktoren für passive Probenahmen

	NO_x	NO₂
Sommerperiode	1,11	1,10
Winterperiode	1,19	1,09

Die Korrekturfaktoren in Tabelle 4.5 berücksichtigen die Unsicherheiten von Verfahren mit verschiedenen Quellen, z. B. Probenahmerate, Laboranalyse, Lücken, Expositionsdauer sowie andere externe Einflüsse wie etwa Temperatur, Luftfeuchte und Windgeschwindigkeit [18]. Nach der Korrektur beträgt der Unterschied zwischen den LUBW-Werten und den Ergebnissen der Uni Stuttgart weniger als 1,2 %, mit Ausnahme der NO_x-Werte, die im Winterzeitraum eine Differenz von 3,8 % aufweisen.

4.4.2 Mobile Messungen

Zur Qualitätssicherung der mobilen Messungen wurden für die NO_x- und O₃-Monitore verschiedene Kalibrierungen mit Referenzgasen durchgeführt. Die detaillierten Kalibrierungskurven sind in der digitalen Datensammlung verfügbar.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

- Es ist festzustellen, dass die Schadstoffkonzentration sowohl innerhalb des Schulgebäudes als auch im Außenbereich der Schule unterhalb der Werte liegt, bei denen von einem Gesundheitsrisiko ausgegangen werden muss. Die Konzentrationen sind im Winter höher als im Sommer.
- Generell wurden in Räumen nahe der Hauptverkehrsstraße höhere Werte ermittelt.
- Mit steigender Höhe sinkt die Schadstoffkonzentration, weshalb höhergelegene Räume weniger belastet sind als etwa Räume im Untergeschoss.
- Die Kurve der Luftschadstoffkonzentrationen im Tagesverlauf zeigt einen deutlichen Einfluss des Verkehrs auf die Luftbelastung, die während der Hauptverkehrszeiten am höchsten ist und bei niedrigerem Verkehrsaufkommen in der Nacht sinkt. Dies konnte bei der Analyse des Belüftungssystems festgestellt werden. Die gemessenen NO₂-Werte blieben jedoch immer unterhalb der Stunden- und Jahresgrenzwerte.
- Eine kurzfristig umsetzbare Maßnahme stellt eine Einstellung des Lüftungssystems dar. Durch eine Drosselung des Absaugstroms und eine Erhöhung der Luftzufuhr entsteht in den Räumen ein leichter Überdruck. Somit kann eine Ansaugung von Abgasen über undichte Fenster umgehend vermieden werden.
- Es wird empfohlen, die Isolierung der Klassenräume im Altbau entlang der Hauptverkehrsstraße zu verbessern, indem beispielsweise die Dichtungen der Fenster erneuert werden.
- Weitere nützliche Maßnahmen bestehen in einer Optimierung des Belüftungssystems, etwa durch eine geeignetere Position des Lufteinlasses, das Einsetzen eines Filters und veränderte Betriebsbedingungen.
- Es wird dringend empfohlen, die Klassenräume entlang der Straße besser zu isolieren, indem die Fenster stets geschlossen gehalten werden. Die bestehende

Zwangsbelüftung kann beibehalten werden; es sollten in diesem Zusammenhang jedoch etwaige Umgestaltungen zur Senkung der NO₂-Belastung in Betracht gezogen werden.

- Es wird empfohlen, auf die Verwendung von Kerzen zu verzichten. Sollten dennoch Kerzen verwendet werden, ist es ratsam, Fenster und/oder Türen zu öffnen, um den Raum zu durchlüften.

6 Zusammenfassung

Die Grundschule Süd im Gebäude der ehemaligen Römerschule besteht aus zwei Gebäudeteilen, von denen einer direkt an der viel befahrenen Bundesstraße B 14 liegt. In diesem Bereich des Gebäudes können die Fenster nicht geöffnet werden; die Belüftung erfolgt dort über ein Zwangsbelüftungssystem. Angesaugt wird die Luft an der Rückseite des Gebäudes zum Schulhof hin in maximaler Entfernung zur Straße. Die Räume im zweiten Gebäudeteil, der sich hinter dem ersten befindet, können je nach Bedarf durch Öffnen der Fenster belüftet werden.

Extremmessungen für den ungünstigsten Fall erfolgten während der Sommermonate, in denen die Fenster häufig geöffnet werden und Luftschadstoffe ungehindert von außen ins Gebäude gelangen können. Während der Wintermonate sind zwar höhere Luftschadstoffkonzentrationen zu erwarten, doch insbesondere bei niedrigen Außentemperaturen wird seltener durch Öffnen der Fenster gelüftet.

Proben für NO_2 und NO_x wurden während des gesamten Messzeitraums von zweimal zwei Monaten im Zweiwochenrhythmus über Passivsammler an 20 Stellen innerhalb und fünf Stellen außerhalb des Schulgebäudes auf dem Schulhof und der angrenzenden B 14 genommen.

Zusätzlich erfolgten an jeweils acht Tagen in beiden Zeiträumen (d. h. an insgesamt 16 Tagen) mobile Messungen. Ein fahrbarer Gerätewagen mit Handinstrumenten zur kontinuierlichen Messung von NO_2 , NO_x , PM (0,3 – 10 μm), Black Carbon/Ruß und UFP (ultrafeine Partikel) wurde von Klassenzimmer zu Klassenzimmer sowie durch die Korridore geschoben, wo für einen Zeitraum von fünf Minuten die Konzentrationen der genannten Schadstoffe erfasst wurden. Im Außenbereich wurden mehrere Messstellen auf dem Schulhof und direkt am Straßenrand zur B 14 untersucht.

Durch einen Vergleich dieser Beispielmessergebnisse mit den Ergebnissen anderer Messstationen in Stuttgart konnte die Konzentration der Jahreswerte für NO_2 und NO_x geschätzt und mit den Jahreshgrenzwerten verglichen werden. Dabei kamen unterschiedliche Messtechniken und Maßnahmen zur Sicherung der Datenqualität zum Einsatz.

Nach der Analyse der im Sommer- und Winterzeitraum erhobenen Daten konnte eine Auswirkung der nahegelegenen Bundesstraße B 14 auf die Schadstoffwerte im Schulgebäude festgestellt werden. Dabei blieb die festgestellte Schadstoffbelastung innerhalb der Schule jedoch konstant unterhalb der als gesundheitsschädlich angesehenen Grenzwerte (beim Vergleich der mithilfe von Passivsammlern gewonnenen Jahreswerte).

Außerdem konnte eine Abhängigkeit der Schadstoffkonzentrationen von der Höhe nachgewiesen werden. In den meisten Fällen gilt: Je höher der Klassenraum liegt, desto niedriger ist dort die Belastung durch verbrennungsbedingte Schadstoffe (Ruß, NO_2 , NO , UFP): Bei der kontinuierlichen Überwachung des Belüftungssystems wurde ein eindeutiger Zusammenhang zwischen den NO_2 -Konzentrationen am Fahrbahnrand und im Lufteinlassrohr festgestellt, da die Spitzenwerte zu denselben Zeiten auftraten. Ein ähnliches Muster konnte auch in den Nachtmessungen nachgewiesen werden, bei denen die Hauptverkehrszeiten einen Einfluss auf die verbrennungsbedingten Schadstoffwerte besaßen. Zudem konnte eine große Menge NO_2 in der Abluft des Belüftungssystems gemessen werden, was auf eine unzureichende Abdichtung der Fenster zur Hauptstraße hindeutet.

7 Literaturverzeichnis

[1] Daten der Integrierten Verkehrsleitzentrale (2017).

[2] Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz, Abteilung Stadtklimatologie, unter: www.stadtklima-stuttgart.de, Kapitel „Klima in Stuttgart“. Quelle: https://www.stadtklima-stuttgart.de/index.php?climate_in_stuttgart

[3] Rao, R. (2018): *Processing and data evaluation of ambient air quality measurements obtained from continuous measurement station at Marienplatz – Stuttgart*. Studienarbeit Nr. 3533. Universität Stuttgart, Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik, Stuttgart.

[4] Raber, F. et al. (2003): *Neue Deutsche Biographie (NDB)*. Band 21, Duncker & Humblot, Berlin, S. 724–725.

[5] Nach: Dr.-Ing. Kerstin Renz (2016): *Plakat für Römerschule*.

[6] *Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. World Health Organization, Special program on health and environment. Europäisches Zentrum für Umwelt und Gesundheit, Büro Bonn, 2005.

[7] VDI-Richtlinie 4300, Blatt 11 (2013): *Messen von Innenraumluftverunreinigungen. Messstrategie für die Erfassung von luftgetragenen Partikeln im Innenraum, PM 2,5 - Fraktion*.

[8] *Health effects of black carbon*. World Health Organization, Special program on health and environment. Europäisches Zentrum für Umwelt und Gesundheit, Büro Bonn, 2012.

[9a] Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt L 152/1 der Europäischen Union vom 11.6.2008. Quelle: http://ec.europa.eu/environment/air/quality/existing_leg.htm

[9b] Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV vom 2. August 2010 (BGBl. I S. 1065)

[10] *School environment: Policies and current status*. WHO, Regionalbüro für Europa, Kopenhagen, 2015.

[11] Csobod, E./Annesi-Maesano, I./Carrer, P./Kephalopoulos, S./Madureira, J./Rudnai, P. et al. (2014): *SINPHONIE: Schools Indoor Pollution & Health Observatory Network in Europe. Final Report*. Amt für Veröffentlichungen der Europäischen Union, Luxemburg.

[12] VDI-Richtlinie 4280, Blatt 1 (2014): *Planung von Immissionsmessungen. Allgemeine Regeln für Untersuchungen der Luftbeschaffenheit*. Verein Deutscher Ingenieure, Beuth-Verlag

[13] VDI-Richtlinie 4280, Blatt 2 (2000): *Planung von Immissionsmessungen. Regeln zur Planung von Untersuchungen verkehrsbedingter Luftverunreinigungen an Belastungsschwerpunkten*. Verein Deutscher Ingenieure, Beuth-Verlag

[14a] VDI-Richtlinie 4300, Blatt 1 (1995): *Messen von Innenraumluftverunreinigungen. Allgemeine Aspekte der Messstrategie*.

[14b] DIN EN ISO 16000-1:2006-06 *Innenraumluftverunreinigungen; Teil 1: Allgemeine Aspekte der Probenahmestrategie* (ISO 16000-1:2004); Deutsche Fassung EN ISO 16000-1:2006.

[14c] VDI 4300 Blatt 11, *Messen von Innenraumluftverunreinigungen - Messstrategie für die Erfassung von luftgetragenen Partikeln im Innenraum - PM_{2,5}-Fraktion*, Verein Deutscher Ingenieure, Beuth-Verlag

[15] Landeshauptstadt Stuttgart, Amt für Umweltschutz, Abteilung Stadtklimatologie, unter: www.stadtklima-stuttgart.de, Kapitel „Messdaten der Station S-Mitte (Schwabenzentrum)“. Quelle: https://www.stadtklima-stuttgart.de/index.php?klima_messdaten_download

[16] Nach: Baumbach, G. (1996): *Air Quality Control*. Springer editions, Deutschland.

- [17a] Passam ag (2007): *Assessment of air quality*. Passam ag, Männedorf.
- [17b] EN 13528-1:2002: *Passivsammler zur Bestimmung der Konzentrationen von Gasen und Dämpfen - Anforderungen und Prüfverfahren Teil 1: Allgemeine Anforderungen*
- [17c] EN 13528-2:2002: *Passivsammler zur Bestimmung der Konzentrationen von Gasen und Dämpfen - Anforderungen und Prüfverfahren Teil 2: Spezifische Anforderungen und Prüfverfahren*
- [17d] EN 13528-3:2002: *Passivsammler zur Bestimmung der Konzentrationen von Gasen und Dämpfen - Anforderungen und Prüfverfahren Teil 3: Anleitung zur Auswahl, Anwendung und Handhabung*
- [17e] DIN EN 16339:2013-11, *Außenluft – Bestimmung der Konzentration von Stickstoffdioxid mittels Passivsammler*
- [17f] DIN EN 14412:2004-12: *Innenraumluftqualität - Passivsammler zur Bestimmung der Konzentrationen von Gasen und Dämpfen - Anleitung zur Auswahl, Anwendung und Handhabung*; Deutsche Fassung EN 14412:2004
- [18] Passam ag (2012): *Diffusive Sampler for total nitrogen NO_x*. Passam ag, Männedorf.
- [19] Passam ag (2007): *Working range for passive samples*. Passam ag, Männedorf.
- [20] VDI-Richtlinie 2453, Blatt 1 (1990): *Messen gasförmiger Immissionen. Messen der Stickstoffdioxid-Konzentration. Manuelles photometrisches Basis-Verfahren (Saltzman)*.
- [21] 2B Technologies (2017): *Manual of model 405 NO₂/ NO/NO_x monitor*. Boulder, Colorado, USA.
- [22] 2B Technologies (2017): *Manual of model 202 Ozone Monitor*. Boulder, Colorado, USA.

- [23] GRIMM Aerosol Technik (s.f.). *Manual of Portable Laser Aerosol Spectrometer and Dust Monitor Model 1.108*. Deutschland.
- [24] TSI: *Hand-Held Condensation Particle Counter Model 3007. Operational characteristics*. USA.
- [25] Aethlabs (2016): *MicroAeth AE51 – Operating Manual*. San Francisco, California, USA.
- [26a] *Instruction manual Chemiluminescence NO/NO₂/NO_x Analyzer Model 200A*. Teledyne Advanced Pollution Instrumentation (T-API), San Diego, California, USA.
- [26b] DIN EN 14211 *Außenluft – Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid mit Chemilumineszenz*, November 2012.
- [27] Derudi, M. et al. (2012): *Emissions of air pollutants from scented candles burning in a test chamber*. Atmospheric Environment 55, S. 257–262.
- [28] Pagels, J. et al. (2009): *Chemical composition and mass emission factors of candle smoke particles*. Aerosol Science 40, S. 193–208.
- [29] Daten- und Kartendienst der LUBW (2017). Quelle: <http://udo.lubw.baden-wuerttemberg.de/public/pages/selector/index.xhtml>
- [30] European Candle Association ASBL (2011): *Feinstaub aus Kerzen ist keine Gesundheitsgefahr*. Stuttgart. Quelle: http://www.eca-candles.eu/pdf/ECA_Stellungnahme_Feinstaubbelastung_durch_Kerzen_20111208.pdf
- [31] VDI 3867, Blatt 4, *Messen von Partikeln in der Außenluft Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen Optisches Aerosolspektrometer*, Juni 2011, Verein Deutscher Ingenieure, Beuth-Verlag.
- [32] DIN ISO 16000-34: *Innenraumluftverunreinigungen – Teil 34: Strategien zur Messung von Schwebstoffen*, Entwurf, April 2017

[33] DIN EN 16897: *Exposition am Arbeitsplatz – Charakterisierung ultrafeiner Aerosole/Nanoaerosole – Bestimmung der Anzahlkonzentration mit Kondensationspartikelzählern*

[34] DIN CEN/TS 16976, DIN SPEC 33974: *Außenluft — Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration des atmosphärischen Aerosols*, August 2016

[35] VDI 3867 Blatt 1: *Messen von Partikeln in der Außenluft Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung von Aerosolen Grundlagen*, September 2009, Verein Deutscher Ingenieure, Beuth-Verlag

[36] VDI 3867 Blatt 2: *Messen von Partikeln in der Außenluft Charakterisierung von Prüfaerosolen Bestimmung der Partikelanzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung Kondensationspartikelzähler (CPC)*, Februar 2008, Verein Deutscher Ingenieure, Beuth-Verlag

[37] DIN EN 14625: *Außenluft – Messverfahren zur Bestimmung der Konzentration von Ozon mit Ultraviolett-Photometrie*, Dezember 2012

Anhang 1: Weitere Informationen zum Umgang mit Kerzen

Weitere Schadstoffe, die von der EU als Hauptquelle für die Innenraumluftbelastung angesehen werden, wie etwa flüchtige organische Verbindungen (VOCs), können je nach Kerzenrohstoff beim Abbrennen der Kerze abgegeben werden. Daher empfiehlt der Europäische Kerzenverband, nur Kerzen mit dem RAL-Gütezeichen zu verwenden, das die Verwendung von qualitativ hochwertigem Ausgangsmaterial garantiert.

Die folgenden Empfehlungen können zur Senkung der Schadstoffemissionen von Kerzen beitragen [30]:

- Die Kerze nicht in einen Luftzug stellen. Eine Kerze kann nur bei ruhiger Flamme rußarm abbrennen, d. h. die Umgebungsluft sollte ruhig. Die Kerze bei rußender Flamme sofort löschen.
- Kerzen nur in geeigneten Kerzenhaltern abbrennen, die eine ausreichende Luftzufuhr ermöglichen.
- Einen zu langen Docht vor dem Anzünden kürzen. Je nach Kerzentyp beträgt die optimale Dochtlänge 10 bis 15 mm. Ein längerer Docht könnte rußen und sollte daher nach dem Löschen der Flamme vorsichtig mit einer Schere gekürzt werden.
- Zu hohe Ränder der Kerze mit einem scharfen Messer kappen, solange das Wachs noch warm ist. Die Oberkante dabei jedoch nicht beschädigen, damit das flüssige Wachs nicht auslaufen kann.
- Die Kerzenflamme niemals ausblasen. Die Flamme sollte mit einem Kerzenlöscher (auch Löschhut genannt) oder durch vorsichtiges Eintauchen des Dochts in das flüssige Wachs gelöscht werden. Anschließend den Docht wieder aufrichten.
- Den Raum nach dem Löschen der Kerze durchlüften.

*Hinweis: Die einzelnen Tagesergebnisse aus den mobilen Messungen und passiven Probenahmen sind auch in der digitalen Datensammlung verfügbar.

Anhang 2: Betriebszeiten der Zwangsbelüftungsanlage

Tagesprogramm	Datenpunkt	Schaltpunkt	Wert	Optimieren
Montag	d_LFT1_Vent_Stn	00:30	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Tsw	00:30	22 °C	Nein
	d_LFT1_Zpg	06:00	Tagbetrieb	Ja
	d_LFT1_Zpg	06:01	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	06:30	Tagbetrieb	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	09:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	10:10	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	11:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	12:10	MinSpeed/St1	Nein
d_LFT1_Zpg	17:00	Nacht	Nein	
Dienstag	d_LFT1_Tsw	00:30	22 °C	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	00:30	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Zpg	06:00	Tagbetrieb	Ja
	d_LFT1_Zpg	06:01	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	07:00	Tagbetrieb	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	09:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	10:10	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	11:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	12:10	MinSpeed/St1	Nein
d_LFT1_Zpg	17:00	Nacht	Nein	
Mittwoch	d_LFT1_Tsw	00:30	22 °C	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	00:30	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Zpg	06:00	Tagbetrieb	Ja
	d_LFT1_Zpg	06:01	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	07:00	Tagbetrieb	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	09:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	10:10	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	11:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	12:10	MinSpeed/St1	Nein
d_LFT1_Zpg	17:00	Nacht	Nein	
Donnerstag	d_LFT1_Tsw	00:30	22 °C	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	00:30	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Zpg	06:00	Tagbetrieb	Ja
	d_LFT1_Zpg	06:01	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	07:00	Tagbetrieb	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	09:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	10:10	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	11:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	12:10	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Zpg	17:00	Nacht	Nein
Freitag	d_LFT1_Tsw	00:30	22 °C	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	00:30	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Zpg	06:00	Tagbetrieb	Ja
	d_LFT1_Zpg	06:01	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	07:00	Tagbetrieb	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	09:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	10:10	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	11:45	MaxSpeed/St2	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	12:10	MinSpeed/St1	Nein
d_LFT1_Zpg	17:00	Nacht	Nein	
Samstag	d_LFT1_Vent_Stn	00:00	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Tsw	00:00	22 °C	Nein
	d_LFT1_Zpg	07:00	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	22:00	Nacht	Nein
Sonntag	d_LFT1_Tsw	00:00	22 °C	Nein
	d_LFT1_Vent_Stn	00:00	MinSpeed/St1	Nein
	d_LFT1_Zpg	07:00	Nacht	Nein
	d_LFT1_Zpg	22:00	Nacht	Nein