

**Fakultät für Physik und Astronomie
Universität Heidelberg**

Bachelorarbeit in Physik
eingereicht von

Hannes Pieter Severin Juchem

geboren in Bad Neuenahr-Ahrweiler (Deutschland)

2021

Straßenrand-Messungen der NO_x-Emissionen von Fahrzeugen mit einem ICAD-Messgerät

angefertigt von Hannes Pieter Severin Juchem am
Institut für Umweltphysik in Heidelberg
unter der Betreuung von
Dr. Denis Pöhler und Prof. Dr. Ulrich Platt

Zusammenfassung

Die durch den Straßenverkehr verursachten Stickoxid-Emissionen stellen ein großes Problem für die Luftqualität dar. Die Identifizierung von Fahrzeugen mit zu hohen Emissionen spielt daher eine wichtige Rolle bei der Verbesserung der Luftqualität, insbesondere in Städten. Zu diesem Zwecke wurde die Umsetzbarkeit eines stationären Messaufbaus zur Bestimmung von NO_x -Fahrzeugemissionen mit einem ICAD-Gerät untersucht. Dafür wurde ein Lichtschranken-System zur Erkennung vorbeifahrender Fahrzeuge konstruiert und mehrere Messreihen in verschiedenen Verkehrssituationen aufgenommen. Die Messungen ergaben, dass unter günstigen Verkehrsverhältnissen die Emissionen von über 40% der Fahrzeuge bestimmt werden konnten. Bei zu dichtem Verkehr fiel die Erfolgsrate jedoch rapide auf unter 10%.

Abstract

Nitrogen oxide emissions caused by road traffic are a major problem for air quality. The identification of vehicles with excessive emissions therefore plays an important role in improving air quality, especially in cities. For this purpose, the feasibility of a stationary measurement setup for determining NO_x vehicle emissions using an ICAD device was investigated. In order to accomplish this, a light barrier system for the detection of passing vehicles was constructed and several series of measurements were recorded in different traffic situations. The measurements showed that under favorable traffic conditions, emissions from over 40% of the vehicles could be determined. However, when traffic was too dense, the success rate dropped rapidly to less than 10%.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Theoretische Grundlagen	2
2.1	Stickoxide	2
2.2	Fahrzeugemissionen	4
2.3	Messmethoden	6
2.3.1	Lambert-Beer'sches Gesetz	6
2.3.2	DOAS	8
2.3.3	CE-DOAS	9
2.3.4	ICAD	13
3	Messaufbau & -standorte	14
3.1	Messstandorte	15
4	Fahrzeuigerkennung	17
4.1	Evaluation der Fahrzeuigerkennung	20
5	Emissionsbestimmung	23
6	Ergebnisse	27
6.1	Messreihe A	27
6.2	Messreihe B	30
6.3	Messreihe C	31
6.4	Messreihe D	34
6.5	Vergleich der Messreihen	36
7	Schlussfolgerung & Ausblick	38
	Appendix	40
	Literatur	44

1 Einleitung

Ob Saurer Regen in den 1980ern oder Diesel Abgas-Skandal in 2015: Stickoxide haben in den letzten Jahrzehnten eine unrühmliche Bekanntheit erlangt. Vor allem Stickstoffdioxid stellt eine Gefahr für die Gesundheit dar [21][18] und ist eines der größten Probleme für die Luftqualität [16]. Zum Schutz von Natur und Umwelt gilt daher nach der EU-Richtlinie 2008/50/EG ein Jahresmittelgrenzwert von $40 \mu\text{g m}^{-3}$ NO_2 und im Stundenmittel darf ein Grenzwert von $200 \mu\text{g m}^{-3}$ nicht mehr als 18 mal pro Jahr überschritten werden. Trotz deutlicher Verbesserungen in den letzten Jahren wurden 2019 in Deutschland immer noch an 20% der verkehrsnahen Messstationen und in knapp 20 Städten der Jahresmittelgrenzwert überschritten [17]. Den mit Abstand größten Anteil von über 40% der NO_x -Emissionen verursacht dabei der Verkehrsbereich [20]. Die Kontrolle der geltenden Emissionsgrenzwerte im Prüfstand hat sich spätestens seit dem sogenannten „Diesel Abgas-Skandal“ als unzureichend herausgestellt und die Bedeutung von Emissionsmessung unter realen Bedingungen (Real Driving Emissions, RDE) hervorgehoben. Bei der Typzulassung muss daher mittlerweile auch durch ein im Fahrzeug mitgeführtes PEMS-Gerät (Portable Emission Measurement System) der Schadstoffausstoß im normalen Fahrbetrieb gemessen werden.

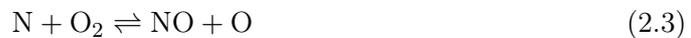
Während sich PEMS-Geräte oder auch „plume chasing“-Verfahren, bei denen die Emissionen durch einen Aufbau in einem Messfahrzeug in der Abgasfahne des vorausfahrenden Fahrzeugs untersucht werden, gut eignen um gezielt die Emissionen von bestimmten Fahrzeugen zu überprüfen, ist für die Untersuchung der Emissionen an einem bestimmten Ort, z.B. um die Wirksamkeit von Verkehrsmaßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität zu evaluieren oder die Einhaltung von Fahrverboten für hohe Emittentenzu kontrollieren, ein stationärer Messaufbau von Vorteil. In dieser Arbeit wird die Realisierbarkeit eines solchen Aufbaus mit einem ICAD-Gerät, welche sich bereits für das „plume chasing“ bewährt haben [1][13], untersucht.

2 Theoretische Grundlagen

2.1 Stickoxide

Unter Stickoxiden versteht man chemische Verbindungen eines Stickstoffatoms mit ein oder mehreren Sauerstoffatomen. Als NO_x werden dabei Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) zusammengefasst.

Die Basis für den größten Anteil der Produktion an Stickoxiden bildet der (erweiterte) Zel'dovich-Zyklus [22][8]



Dieser tritt bei Prozessen auf, in denen Luft stark erhitzt wird, wie beispielsweise bei Verbrennungsvorgängen oder in Blitzkanälen. Da sowohl Hin-, als auch Rückreaktion hohe Aktivierungsenergien benötigen, kann bei rascher Erwärmung und Abkühlung (wie z.B. in einem Verbrennungsmotor) ein Zustand mit hoher NO Konzentration entstehen.

Das Stickstoffmonoxid kann direkt weiter mit Sauerstoff reagieren und Stickstoffdioxid bilden:



2 Theoretische Grundlagen

Ebenso kann es in der Atmosphäre mit Ozon reagieren:



Diese Reaktion ist an die vorhandene Ozonkonzentration gekoppelt; bei hohen NO- ist daher die Menge an erzeugtem NO₂ hauptsächlich durch das zur Verfügung stehende Ozon begrenzt. Dadurch kann z.B. an warmen, sonnigen Tagen mit hoher Ozonkonzentration fast alles NO in NO₂ umgewandelt werden, während bei niedriger Ozonkonzentration, z.B. an einem kalten Wintertag, weniger umgewandelt wird.

Die Konzentration von NO₂ ist den Tag über Schwankungen unterworfen, die hauptsächlich von Photodissoziation durch UV-Licht beeinflusst werden, bei der NO₂ zu NO reduziert wird und Ozon entsteht:



Zwischen Photodissoziation und der Bildung von NO₂ durch Reaktion mit Ozon (2.6) stellt sich ein photostationärer Zustand ein. Das so entstehende Verhältnis zwischen NO und NO₂, auch Leighton-Verhältnis genannt, liegt unter typischen Bedingungen tagsüber etwa in der Größenordnung 1. Gegen Abend verschiebt sich dieses Gleichgewicht durch die Abnahme des Sonnenlichts und die NO₂-Konzentration steigt. Über Nacht werden weitere Prozesse relevant, die das NO₂ abbauen:



Diese Gase können tagsüber durch Photolyse wieder NO₂ produzieren.



Der Abbau von NO₂ geschieht zum Beispiel durch Bildung von Salpetersäure mit - Radikalen



2 Theoretische Grundlagen

oder auch an Oberflächen durch den Umweg über N_2O_5 mit Wasser:



Vor allem in urbanen Verhältnissen geschieht die Verringerung der NO_2 -Konzentration jedoch vor allem durch die Vermischung mit stickstoffdioxidärmerer Luft.

Stickstoffdioxid hat erhebliche gesundheitliche Auswirkungen. In hohen Konzentrationen verursacht es Entzündungen der Atemwege [21]. Es erhöht die Sterblichkeit aufgrund von Herz-Kreislaufkrankungen und steht unter anderem in Zusammenhang mit dem Auftreten von Diabetes Typ 2, Bluthochdruck oder Asthma [18]. Weiterhin katalysiert es die Bildung von Ozon, welches ebenfalls ein Schadstoff ist, und ist maßgeblich für die Entstehung von Saurem Regen.

2.2 Fahrzeugemissionen

Bei der Kraftstoffverbrennung in Fahrzeugen entstehen, dem Zel'dovich-Zyklus folgend, als ungewolltes Nebenprodukt Stickoxide. Da sowohl höhere Temperaturen, als auch ein Sauerstoffüberschuss die NO_x Bildung begünstigen, verursachen Dieselmotoren im Allgemeinen höhere Emissionen als Benzinler. Der größte Teil an Stickoxiden wird als NO ausgestoßen. Da dieses in der Umgebungsluft jedoch schnell in das schädlichere NO_2 umgesetzt werden kann, gelten Grenzwerte für die NO_x -Emissionen von Fahrzeugen. Die Grenzwerte für PKW werden dabei in mg/km angegeben, während sie für LKW und Busse ab 3,5t in g/kWh definiert sind.

	EURO 3	EURO 4	EURO 5	EURO 6
Für Fahrzeuge ab	01/2000	01/2005	09/2009	09/2014
Benzin	150	80	60	60
Diesel	500	250	180	80

Tabelle 2.1: NO_x -Grenzwerte für PKW in mg/km [14]

Die Einhaltung der Grenzwerte ist meist nicht ausschließlich über das Motordesign zu erreichen, welches auch andere Faktoren wie Feinstaubausstoß, CO_2 -Emissionen oder den Kraftstoffverbrauch optimieren muss. Da sich die Anforderungen der Faktoren teils entgegenstehen, z.B. führen höhere Verbrennungstemperaturen zu höherer Effizienz, aber auch

2 Theoretische Grundlagen

	EURO I	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V	EURO VI
Für Fahrzeuge ab	07/1992	10/1995	10/2000	10/2005	10/2008	01/2013
NO _x -Grenzwert	8	7	5	3,5	2	0,4

Tabelle 2.2: NO_x-Grenzwerte für Fahrzeuge ab 3,5t in g/kWh [15]

zu höheren NO_x-Emissionen, muss ein Kompromiss zwischen Leistung, Verbrauch und Emissionen gefunden werden. Die Reduktion von NO_x erfordert daher meist eine Abgasnachbehandlung durch Abgasrückführung oder selektive katalytische Reduktion(SCR) mithilfe von Harnstoff, bekannt unter dem Markennamen AdBlue.

Um die NO_x-Emissionen bestimmen zu können, ohne direkt am Auspuff des Fahrzeuges messen zu müssen, kann man sich zunutze machen, dass die CO₂-Emissionen eines Fahrzeugs sehr gut abgeschätzt werden können und sich bei Verdünnung des Abgases zwar die absoluten Konzentrationen, nicht aber die Verhältnisse zwischen den Abgasbestandteilen ändern. Aus dem Verhältnis $R \left[\frac{\text{ppb}}{\text{ppm}} \right]$ von NO_x zu CO₂ kann man dann die NO_x-Emissionen E_{NO_x} berechnen:

$$E_{NO_x} \left[\frac{\text{mg}}{\text{km}} \right] = R \cdot E_{CO_2} \cdot \frac{M_{NO_2}}{M_{CO_2}} \quad (2.16)$$

$V_{CO_2} \left[\frac{\text{kg}}{\text{l}} \right]$	CO ₂ Emissionen pro Liter verbranntem Diesel	2,64
$H_{\text{Diesel}} \left[\frac{\text{kWh}}{\text{kg}} \right]$	Brennwert von Diesel	12,6
η	abgenommener Wirkungsgrad des Motors	0,4
$\rho_{\text{Diesel}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{l}} \right]$	Dichte von Diesel	0,845
$M_{NO_2} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]$	molare Masse von NO ₂	46,01
$M_{CO_2} \left[\frac{\text{g}}{\text{mol}} \right]$	molare Masse von CO ₂	44,01

Tabelle 2.3: Bedeutung und Werte der Variablen zur Emissionsbestimmung

Die CO₂-Emissionen E_{CO_2} können dabei zum Beispiel aus dem Kraftstoffverbrauch be-

2 Theoretische Grundlagen

rechnet werden, entweder durch Messung des Verbrauchs oder durch die Annahme typischer Durchschnittsverbräuche für die jeweiligen Fahrzeuge. Für Fahrzeuge über 3,5t gilt:

$$E_{\text{NO}_x} \left[\frac{\text{mg}}{\text{kWh}} \right] = R \cdot \frac{V_{\text{CO}_2}}{\eta \cdot H_{\text{Diesel}} \cdot \rho_{\text{Diesel}}} \cdot \frac{M_{\text{NO}_2}}{M_{\text{CO}_2}} \approx R \cdot 648 \frac{\text{ppm}}{\text{ppb}} \quad (2.17)$$

Dabei muss nur eine Annahme über den Wirkungsgrad des Motors gemacht werden; 40% stellt dabei eine recht gute obere Grenze für Nutzfahrzeuge da und liefert so eine untere Abschätzung der Emissionen.

2.3 Messmethoden

Zur Bestimmung von Stickoxidkonzentrationen gibt es einige verschiedene Methoden. Weit verbreitet sind zum Beispiel Chemolumineszenz-Detektoren, welche sich zu nutze machen, dass bei der Reaktion von NO und Ozon (Gleichung 2.6), NO₂ in einem angeregten Zustand entsteht. Das beim Übergang in einen energetisch niedrigeren Zustand abgestrahlte Licht kann über Photomultiplier detektiert werden und daraus die NO-Konzentration bestimmt werden.

Die ICAD-Geräte beruhen hingegen auf optischer Absorptionsspektroskopie. Diese macht sich die Extinktion, also Absorption & Streuung, von elektromagnetischen Wellen beim Durchgang durch ein Medium zu nutze, welche durch das Lambert-Beer'sche Gesetz beschrieben wird.

Dieses Kapitel folgt im Wesentlichen den Gedankengängen in [4], [5], [6] und [10].

2.3.1 Lambert-Beer'sches Gesetz

Die Abschwächung einer (wellenlängenabhängigen) Lichtintensität $I_{\text{in}}(\lambda)$ beim Durchlaufen eines Mediums nach einer Distanz L , wird durch das Lambert-Beer'sche Gesetz beschrieben:

$$I(\lambda, L) = I_{\text{in}}(\lambda) \cdot \exp(-\varepsilon(\lambda) \cdot L) \quad (2.18)$$

2 Theoretische Grundlagen

Der Extinktionskoeffizient ε ist dabei proportional zur Absorberkonzentration c

$$\varepsilon(\lambda) = \sigma(\lambda) \cdot c \quad (2.19)$$

Der Wirkungsquerschnitt σ variiert mit der Wellenlänge und ist generell von Druck und Temperatur abhängig. Für n Absorber und unter Berücksichtigung von möglichen Variationen der Absorberkonzentration, sowie des Drucks p und der Temperatur T entlang des Lichtpfades, erhält man die allgemeine Form:

$$I(\lambda, L) = I_{\text{in}}(\lambda) \cdot \exp\left(-\int_0^L \sum_{j=1}^n \sigma_j(\lambda, p(s), T(s)) \cdot c_j(s) \, ds\right) \quad (2.20)$$

Für konstante Absorberkonzentration entlang des Pfades, oder falls man nur an der durchschnittlichen Konzentration \bar{c}_j interessiert ist, und ebenso konstante Temperatur und Druck vereinfacht sich dies zu:

$$I(\lambda, L) = I_{\text{in}}(\lambda) \cdot \exp\left(-L \cdot \sum_{j=1}^n \sigma_j(\lambda) \cdot \bar{c}_j\right) \quad (2.21)$$

Druck und Temperaturabhängigkeit werden der Übersichtlichkeit halber hier und im Folgenden vernachlässigt.

Man definiert nun die optische Dichte als logarithmisches Verhältnis von I_{in} und I :

$$D(\lambda, L) := \ln\left(\frac{I_{\text{in}}(\lambda)}{I(\lambda, L)}\right) \quad (2.22)$$

Unter den Annahmen von Gleichung 2.21 ergibt sich damit:

$$D(\lambda, L) = L \cdot \sum_{j=1}^n \sigma_j(\lambda) \cdot \bar{c}_j \quad (2.23)$$

Für einen einzelnen Absorber kann die Konzentration bei bekanntem Wirkungsquerschnitt und bekannter Pfadlänge dann direkt aus der optischen Dichte berechnet werden:

$$\bar{c} = \frac{D(\lambda)}{\sigma(\lambda) \cdot L} \quad (2.24)$$

Die ursprüngliche Intensität, die zur Berechnung der optischen Dichte benötigt wird, ist

jedoch, wie zum Beispiel bei Absorption durch die Atmosphäre, bei der die Sonne die Lichtquelle ist, in vielen Fällen a priori nicht bekannt oder nur schwer bestimmbar.

2.3.2 DOAS

DOAS (Differential Optical Absorption Spectroscopy, Platt u. a. 1979 & Platt und Stutz 2008) umgeht die Notwendigkeit I_{in} zu kennen, indem die gemessenen Spektren in Relation zu einem Referenzspektrum gesetzt werden und nur die Schmalbandanteile betrachtet werden. Unter Schmalbandanteilen versteht man dabei die Strukturen, die stark mit der Wellenlänge variieren, im Gegensatz zu den Breitbandanteilen, die sich nur langsam ändern. Gleichmaßen können auch die Wirkungsquerschnitte in einen Breitbandanteil σ_b und Schmalbandanteil σ' separiert werden:

$$\sigma(\lambda) = \sigma_b(\lambda) + \sigma'(\lambda) \quad (2.25)$$

Neben der Absorption durch die Spurengase findet Streuung an den Luftmolekülen (Rayleigh-Streuung) und Aerosolpartikeln (Mie-Streuung) statt. Zusammengefasst kann somit Gleichung 2.21 wie folgt umgeschrieben werden:

$$I(\lambda) = I_{\text{in}}(\lambda) \cdot \exp\left(-L(\varepsilon_{\text{Mie}}(\lambda) + \varepsilon_{\text{Rayleigh}}(\lambda) + \sum_{j=1}^n \sigma_{b,j}(\lambda) \cdot \bar{c}_j)\right) \quad (2.26)$$

$$\cdot \exp\left(-\sum_{j=1}^n L\sigma'_j(\lambda) \cdot \bar{c}_j\right) \quad (2.27)$$

$$\Rightarrow I(\lambda) = I_{\text{in}}^b(\lambda) \cdot \exp\left(-\sum_{j=1}^n L\sigma'_j(\lambda) \cdot \bar{c}_j\right) \quad (2.28)$$

I_{in}^b enthält dabei die Intensität der Lichtquelle und die Breitbandabsorption. Da Streuprozesse nur Breitband-Anteile haben, sind in I_0^b auch alle Effekte von Rayleigh- und Mie-Streuung enthalten. Durch das Aufnehmen eines Referenzspektrum I_0 , idealerweise ohne die zu untersuchenden Absorber, können die Intensität der Lichtquelle, sowie die Streuprozesse eliminiert werden:

$$\ln\left(\frac{I_0(\lambda)}{I(\lambda)}\right) = \sum_{j=1}^n \sigma'_j(\lambda) \cdot \bar{c}_j \cdot L + \sum_{j=1}^n \sigma_{b,j}(\lambda) \cdot \bar{c}_j \cdot L \quad (2.29)$$

2 Theoretische Grundlagen

Mit einem DOAS-Fit kann diese optische Dichte nun modelliert werden:

$$\ln\left(\frac{I_0(\lambda)}{I(\lambda)}\right) = \sum_j \sigma'_j(\lambda) \cdot a_j + \sum_k \beta_k \lambda^k \quad (2.30)$$

Dabei werden die verbliebenen Breitbandstrukturen durch ein Polynom modelliert und nur die differentiellen Anteile der Wirkungsquerschnitte genutzt. Die Konzentrationen ergeben sich dann aus den Fit Parametern a_i .

$$c_i = \frac{a_i}{L} \quad (2.31)$$

Auf diese Weise können alle Spurengase mit ausgeprägten differentiellen Absorptionsmerkmalen gemessen werden, und sogar mehrere gleichzeitig, da die Absorptionsstrukturen eindeutige Fingerabdrücke der Gase darstellen.

2.3.3 CE-DOAS

Um geringe Konzentrationen an Spurengasen mithilfe von DOAS zu bestimmen, wird ein langer optischer Pfad benötigt, um eine gut messbare Absorption zu erhalten. Während dies für z.B. atmosphärische Messung einfach durch einen mehrere Kilometer langen Abstand zwischen Lichtquelle und Detektor gelöst werden kann, stellt dies für in-situ Messungen eine beträchtliche Herausforderung dar. Cavity Enhanced-DOAS (CE-DOAS) löst dies durch zwei Spiegel zwischen denen das Licht vielfach reflektiert wird und kann so auf einem kurzen geometrischen Weg einen langen optischen Pfad realisieren. Die Reflektivität R der Spiegel muss dafür sehr hoch ($R > 0,9995$) sein, was zum Nachteil hat, dass solche Spiegel, und damit R , wellenlängenabhängig sind.

Das Licht mit Intensität I_{in} wird in einen optischen Resonator, bestehend aus den beiden Spiegeln im Abstand d , eingebracht. Bei jedem Durchgang wird ein Teil des Lichtes vom Medium absorbiert. Die Transmissivität T_I berechnet sich nach Lambert-Beer wie folgt:

$$T_I = \exp(-\varepsilon d) \stackrel{\varepsilon d \ll 1}{\approx} 1 - \varepsilon d \quad (2.32)$$

An den Spiegeln wird jeweils ein Teil R reflektiert und ein Teil ρ passiert den Spiegel:

$$\rho = 1 - R \quad (2.33)$$

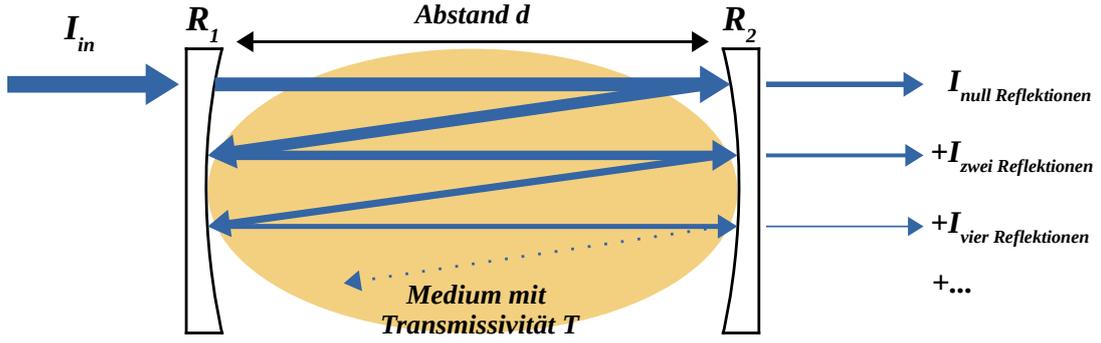


Abbildung 2.1: Skizze des Lichtpfades durch ein CE-DOAS Instrument

Dabei wurde $R_1 = R_2 = R$ angenommen (bei unterschiedlichen Reflektivitäten kann das harmonische Mittel $R = \sqrt{R_1 R_2}$ verwendet werden). Die totale Intensität am Detektor ist dann die Summe der Intensitäten, die auf der Seite des Detektors, also nach einer geraden Anzahl an Reflexionen, ausgetreten sind:

$$\begin{aligned}
 I &= I_{in} \cdot \rho \cdot T_I \cdot \rho && \text{(null Reflexionen)} \\
 &+ I_{in} \cdot \rho \cdot T_I \cdot R \cdot T_I \cdot R \cdot T_I \cdot \rho && \text{(zwei Reflexionen)} \\
 &+ \dots \\
 &+ I_{in} \cdot \rho \cdot T_I^n \cdot R^n \cdot T_I \cdot R^n \cdot T_I^n \cdot \rho && \text{(2n Reflexionen)} \\
 &+ \dots \\
 &= I_{in} \rho^2 T_I \sum_{n=0}^{\infty} (RT_I)^{2n} && \text{(2.34)}
 \end{aligned}$$

Da $R, T_I < 1$ konvergiert die geometrische Reihe $\sum_{n=0}^{\infty} ((RT_I)^2)^n$ und man erhält:

$$I = I_{in} \frac{\rho^2 T_I}{1 - (RT_I)^2} \quad (2.35)$$

Um $(RT_I)^2$ zu vereinfachen kann man nutzen, dass $\rho, \varepsilon d \ll 1$ und somit sämtliche Potenzen und Produkte aus diesen in erster Näherung vernachlässigbar sind:

$$\begin{aligned}
 (RT_I)^2 &= ((1 - \rho)(1 - \varepsilon d))^2 \\
 &= 1 - 2\rho - 2\varepsilon d - 2\rho\varepsilon d + \rho^2 + (\varepsilon d)^2 - 2\rho^2\varepsilon d - 2\rho(\varepsilon d)^2 + \rho^2(\varepsilon d)^2 \\
 &\approx 1 - 2(1 - R + \varepsilon d) && \text{(2.36)}
 \end{aligned}$$

2 Theoretische Grundlagen

Damit vereinfacht sich Gleichung 2.35 zu:

$$I = \frac{I_{\text{in}}}{2} \frac{\rho^2 T_I}{1 - R + \varepsilon d} \quad (2.37)$$

Zur Eliminierung der unbekanntem Intensität der Lichtquelle I_{in} wird aus einem Referenzspektrum $I_0(\lambda)$ mit „zero-air“, also Luft aus der die zu untersuchenden Absorber herausgefiltert wurden, und einem Spektrum $I(\lambda)$ mit den Absorbern wieder eine optische Dichte berechnet:

$$D_{\text{CE}}(\lambda) = \ln\left(\frac{I_0(\lambda)}{I(\lambda)}\right) = \ln\left(\frac{1 - R(\lambda) + d\varepsilon(\lambda)}{1 - R(\lambda) + d\varepsilon_0(\lambda)}\right) \quad (2.38)$$

Dabei ist ε_0 der Extinktionskoeffizient für zero-air und ε für die Luftprobe, wobei gilt:

$$\varepsilon = \varepsilon_0 + \varepsilon_{\Delta} \quad (2.39)$$

ε_{Δ} enthält damit nur noch Beiträge der zu untersuchenden Absorber; alle anderen Einflüsse, die auch in der „zero-air“ vorhanden sind, kürzen sich heraus. Somit erhält man als „cavity enhanced“ optische Dichte:

$$D_{\text{CE}}(\lambda) = \ln\left(1 + \frac{d\varepsilon_{\Delta}(\lambda)}{1 - R(\lambda) + d\varepsilon_0(\lambda)}\right) \quad (2.40)$$

Ähnlich zu Gleichung 2.23 wird nun eine effektive Pfadlänge \bar{L}_{eff} definiert, so dass gilt:

$$D_{\text{CE}}(\lambda) = \bar{L}_{\text{eff}}(\lambda) \cdot \varepsilon_{\Delta}(\lambda) \quad (2.41)$$

Zusammen mit 2.40 erhält man:

$$\bar{L}_{\text{eff}}(\lambda) = \frac{D_{\text{CE}}(\lambda)}{\exp(D_{\text{CE}}(\lambda)) - 1} \bar{L}_0(\lambda) \quad (2.42)$$

$$\bar{L}_0(\lambda) = \frac{d}{1 - R(\lambda) + d\varepsilon_0(\lambda)} \quad (2.43)$$

$\bar{L}_0(\lambda)$ ist die durchschnittliche Pfadlänge in einem „leeren“, also mit reiner Luft gefüllten Resonator (für $D_{\text{CE}}(\lambda) \rightarrow 0$) und hängt nur noch vom Aufbau des Gerätes ab. Der Term $\frac{D_{\text{CE}}(\lambda)}{\exp(D_{\text{CE}}(\lambda)) - 1}$ in der effektiven Pfadlänge beschreibt, wie sich die durchschnittliche Pfadlänge mit zunehmender Absorberkonzentration durch die steigende Absorption verringert. Zur Bestimmung der Konzentrationen der Spurengase kann man nun 2.41 und

2 Theoretische Grundlagen

2.42 kombinieren:

$$D_{\text{CE}}(\lambda) = \frac{D_{\text{CE}}(\lambda)}{\exp(D_{\text{CE}}(\lambda)) - 1} \bar{L}_0(\lambda) \varepsilon_{\Delta}(\lambda) \quad (2.44)$$

Die Reduktion der Pfadlänge kann ebenfalls durch die Definition einer effektiven optischen Dichte berücksichtigt werden:

$$D_{\text{eff}}(\lambda) = \exp(D_{\text{CE}}) - 1 \quad (2.45)$$

Damit erhält man aus Gleichung 2.44

$$D_{\text{eff}}(\lambda) = \frac{I_0(\lambda)}{I(\lambda)} - 1 = \bar{L}_0(\lambda) \varepsilon_{\Delta}(\lambda) \quad (2.46)$$

\bar{L}_0 kann mit Gleichung 2.46 aus dem Unterschied zweier Spektren mit bekannten Extinktionen bestimmt werden, z.B. durch den Unterschied in der Rayleigh-Streuung zwischen „zero-air“ und Helium.

$$\bar{L}_0(\lambda) = \frac{\frac{I_0(\lambda)}{I_{\text{He}}(\lambda)} - 1}{\varepsilon_{\text{He}}(\lambda) - \varepsilon_{\text{Air}}(\lambda)} \quad (2.47)$$

Die Konzentrationen der untersuchten Absorber können dann mit einem DOAS Fit bestimmt werden. Zu beachten ist jedoch, dass die Korrektur der Pfadlänge nur unter der Annahme einer gleichbleibenden Intensität der Lichtquelle korrekte Ergebnisse liefert. In der Realität kann die Intensität durch Schwankungen der Stromzufuhr oder der Umgebungstemperatur, oder durch Instabilitäten im optisch-mechanischen Aufbau fluktuieren. Die Nutzung der gemessenen Spektren zur Pfadlängenkorrektur kann daher Fehler von mehreren 10% verursachen.

2.3.4 ICAD

Die „iterative cavity enhanced DOAS“ (ICAD, Horbanski u. a. 2019) Methode kommt ohne die Annahme einer konstanten Lichtquelle aus. Dies wird erzielt, indem die Korrektur für die Reduktion der Pfadlänge in \bar{L}_{eff} durch ein iteratives Auswerteverfahren bestimmt wird. Dazu werden die Absorberkonzentrationen zunächst auf null gesetzt und nach Gleichung 2.40 die optische Dichte berechnet:

$$D_{\text{CE}}(\lambda) = \ln(1 + \bar{L}_0(\lambda)\varepsilon_0(\lambda)) \quad (2.48)$$

Mit dieser kann nach 2.42 der effektive Lichtpfad abgeschätzt werden und für einen DOAS Fit genutzt werden. Mit den so erhaltenen Konzentration kann dann eine neue Schätzung für \bar{L}_{eff} gemacht werden und das ganze so lange wiederholt werden, bis die Iteration konvergiert. Dies erhöht die Genauigkeit, vor allem für mobile Messungen, enorm und macht das Instrument unempfindlicher für Erschütterungen und Temperaturschwankungen.

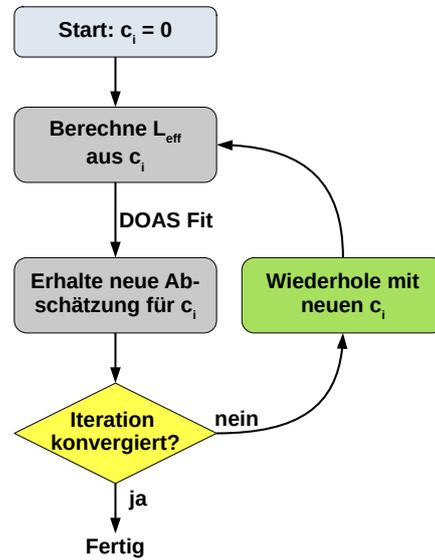


Abbildung 2.2: ICAD Schema

3 Messaufbau & -standorte

Das für die Messungen genutzte ICAD-Gerät enthält zwei Messkammern zur Bestimmung von NO_2 -Konzentrationen nach der ICAD-Methode. Vor der zweiten Kammer befindet sich ein NO zu NO_2 Wandler, der mithilfe von Ozon (Gleichung 2.6) alles Stickstoffmonoxid in -dioxid umwandelt und so eine Messung der NO_x -Konzentration ermöglicht. Weiterhin ist ein CO_2 Sensor verbaut, der durch ein IR-Messverfahren die CO_2 -Konzentration bestimmt. Für die Messungen wurde das ICAD neben die Straße gestellt und durch einen PTFE Schlauch, dessen Einlassöffnung am Straßenrand positioniert wurde, die Messluft angesaugt. Da nicht zu erwarten ist, dass jedes Fahrzeug ein deutliches und klar von anderen Fahrzeugen separiertes Signal in den Messdaten verursacht, anhand dessen man es erkennen könnte, muss durch einen weiteren Aufbau das Vorbeifahren registriert werden. Dazu wurden zwei Reflektionslichtschranken verwendet, die in einem Abstand von 1,37m vor und nach dem Schlaucheinlass positioniert wurden. Die Lichtschranken arbeiten mit einem pulsierten und polarisierten Lichtstrahl von 689nm Wellenlänge und werden als Lichtschranken für Torantriebe vertrieben. Bei Unterbrechen oder Freigeben des Licht-

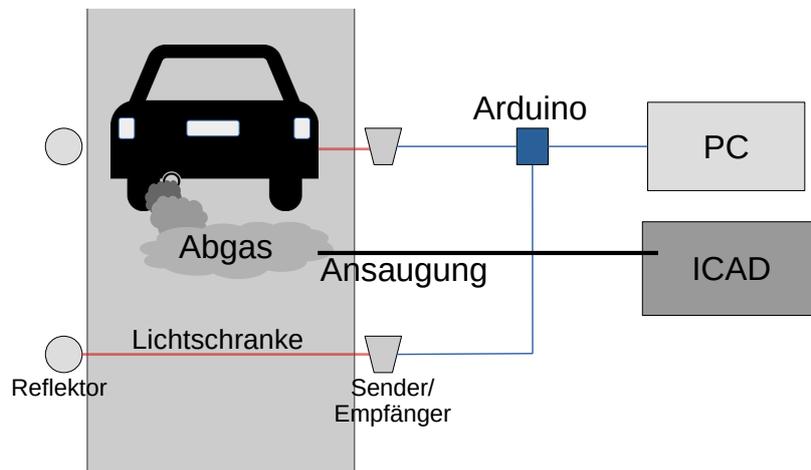


Abbildung 3.1: Messaufbau

strahls schaltet ein Relais am Ausgang der Lichtschranke, dessen Zustand über einen Arduino-Mikrocontroller ausgelesen wird (Schaltbild und Quelltext im Anhang). Die Zustandsänderungen werden über eine Serielle Schnittstelle an einen Laptop gesendet der diese mit den dazugehörigen Zeiten speichert. Grundsätzlich können die Lichtschranken so niedrig positioniert werden, dass nur die Reifen detektiert werden oder so hoch, dass möglichst die Karosserie des Fahrzeugs getroffen wird. Da durch höhere Fahrbahnbegrenzungen die realisierbare Minimalhöhe der Lichtschranken über dem Unterboden einiger PKWs liegen kann, wurde letztere Option gewählt. Die Lichtschranken wurden daher in einer Höhe von grob 25cm über der Fahrbahn positioniert, da dies hoch genug sein sollte um auch möglichst über dem Unterboden von SUVs zu liegen, aber niedrig genug, um Reflexionen an Scheinwerfern zu vermeiden. Zusätzlich ermöglichen die Lichtschranken eine grobe Bestimmung der Geschwindigkeit und ob die Fahrzeuge beschleunigen oder abbremsen. Mit einer weiteren Halterung war eine Kamera befestigt, die optional während der Messungen Bildmaterial aufzeichnen konnte, um einen Vergleich der Daten mit der realen Situation zu ermöglichen.

3.1 Messtandorte

Es wurden Messungen an 4 verschiedenen Orten durchgeführt, die in Tabelle 3.1 aufgeführt sind. Bei den Messreihen A und B wurden zusätzlich mehrere Vorbeifahrten mit einem Toyota Yaris (2011, EURO V), ausgestattet mit einem GPS Sensor, vorgenommen, um die Ergebnisse der Lichtschranken zu evaluieren. An Messort D wurden neben der Ansaugposition am Bordstein auch Positionen in etwa 50cm Höhe über dem Bordstein, und direkt auf der Fahrbahn, etwa 2m vom Bordstein entfernt, getestet. Während den Messungen an Ort B war es sehr windig; bei den restlichen Messungen war es eher windstill mit nur vereinzelt Windstößen. Bilder aller Messorte sind im Anhang zu finden.

3 Messaufbau & -standorte

	Umgebung	Tempo	Profil	Fahrbahn	Verkehrsaufkommen	Beschreibung	Wetter	Datum
A	Wohngebiet	30	flach	5,5m, zweispurig	63 Fz/h	verkehrsberuhigter Bereich, zwischen Wohnhäusern und einem Spielplatz	windstill bis schwacher Wind	18.02.21 15:30-16:40
B	Landstraße	50	flach	6m, zweispurig	75 Fz/h	ruhige Landstraße, zwischen Wald und Feld	mäßiger bis frischer Wind	06.02.21 14:00-15:00
C	Stadt	30	flach	4m, einspurig	160 Fz/h	Querstraße hinter stark befahrener Ampelkreuzung	windstill bis schwacher Wind	26.01.21 10:00-11:30
D	Stadt	50	ansteigend	6m, einspurig	225 Fz/h	Uferstraße am Neckar	windstill bis schwacher Wind	19.02.21 15:00-17:00

Tabelle 3.1: Übersicht der Messorte

4 Fahrzeugerkennung

Aus den Daten der Lichtschranken sollen die Zeitpunkte zu denen ein Fahrzeug den Messaufbau passiert hat, sowie Beschleunigung, Geschwindigkeit und Länge der Fahrzeuge ermittelt werden. Wie sich herausstellte ist die Dateninterpretation des hier gewählten einfachen Lichtschrankenaufbaus nicht immer eindeutig. In den aufgezeichneten Datensätzen sind die Zustandsänderungen der Lichtschranken durch eine Kombination aus einem Buchstaben A oder B und einer der Zahlen 0 oder 1 kodiert. A steht dabei für die erste Lichtschranke in Fahrtrichtung und B für die zweite. Eine 1 kennzeichnet die Unterbrechung des Lichtpfades, also z.B. das Einfahren eines Autos, und eine 0 das Freiwerden des Lichtweges. Die einfachste Sequenz, mit der ein Fahrzeug in den Logs erscheint, das in seiner vollen Länge durch die Lichtstrahlen gefahren ist, ist damit „A1 B1 A0 B0“.

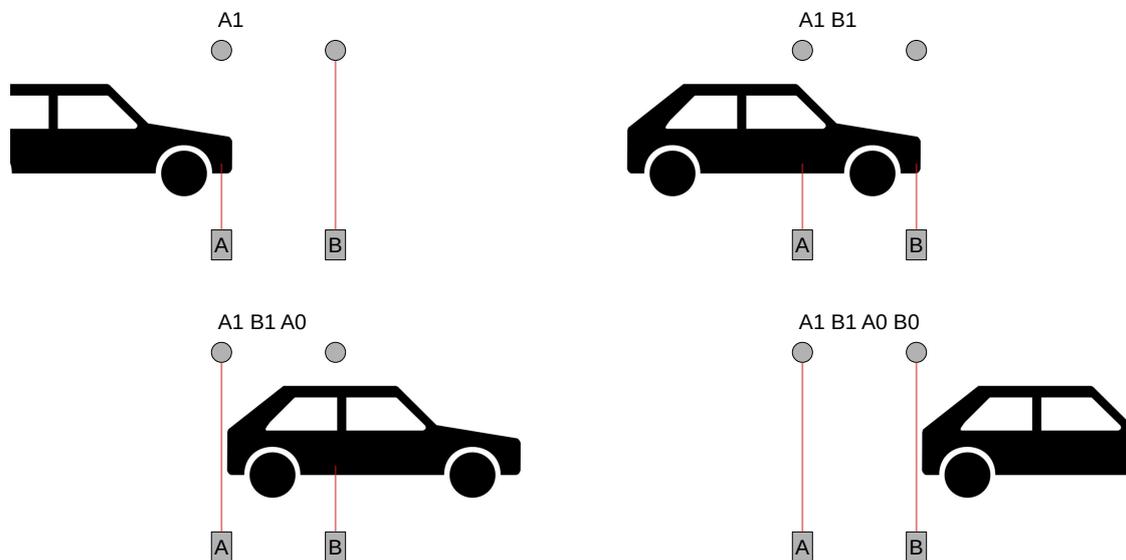


Abbildung 4.1: Lichtschrankensignal bei Durchfahrt eines Fahrzeuges

4 Fahrzeugerkennung

Die Bandbreite an möglichen Signalen ist allerdings deutlich breiter; kommt es auf der Höhe des Lichtpfades zu „Lücken“, z.B. wenn bei Teilen des Fahrzeuges die Unterkante höher liegt als der Lichtweg der Schranken, oder durch den Abstand zwischen Auto und einem Anhänger, erhält man komplexere Sequenzen.

Ist die Lücke schmaler als der Abstand zwischen den Schranken, so erscheinen weitere Abfolgen der Form „A0 A1“ oder „B0 B1“ in den Daten (vgl. Abbildung 4.2). Solche Sequenzen erhält man auch falls die Lichtschranken doch Reflektoren am Fahrzeug treffen, wie z.B. Katzenaugen an der Seite eines Busses. Solange die Lichtwege der beiden Schranken nicht exakt gleich hoch über der Fahrbahn liegen, was durch Unebenheiten der Straße oder an Steigungen nur mit erheblichen Vermessungsaufwand realisiert werden kann, stimmen die Anzahlen der zusätzlichen A und B Signale auch nicht zwangsläufig überein, da die Unterkante des Fahrzeugs gerade unter der einen und über der anderen Lichtschranke liegen kann.

Ist die „Lücke“ breiter als der Abstand zwischen den beiden Lichtschranken erhält man eine Sequenz wie bei zwei aufeinanderfolgenden Fahrzeugen. Hier muss anhand des zeitlichen Abstands zwischen erstem und zweitem „A1 B1 A0 B0“ abgeschätzt werden, ob es sich um dasselbe oder mehrere Fahrzeuge handelt. Nach gängigen Faustregeln liegt der einzuhaltende Sicherheitsabstand innerorts bei 1s und außerhalb geschlossener Ortschaften bei 2s. Nach einschlägigen Urteilen gilt im Großstadtverkehr sogar ein Abstand von 0,75 s als ausreichend (Saarbrücken, VRS 34, 228 im Anschluss an v. Nitsch, DAR 62, 177, 192). Da diese Mindestabstände jedoch auch häufig genug nicht beachtet werden (dritthäufigstes Fehlverhalten der Fahrzeugführer bei Unfällen mit Personenschaden [3]), wird ein Schwellenwert von 0,5s gewählt.

Je komplizierter das Erkennungsschema, desto weniger eindeutig werden die erkennbaren Muster und umso mehr Fehlerkennungen können passieren. Durch Testen verschiedener Strategien an den Daten wurde als Kompromiss ein Schema gewählt, bei dem in den Daten, welche in Textform mit jeweils einem Eintrag „Timestamp,Code“ pro Zeile vorliegen, nach Sequenzen mit einem „A1 B1“ am Anfang, „A0 B0“ am Ende und möglichen Abfolgen von „A0 A1“ und „B0 B1“ dazwischen gesucht wird. Dies geschieht durch Pattern Matching mit folgendem Regulären Ausdruck:

$$(.*)A1\backslash n(*),B1\backslash n((?:(?:.*A0\backslash n.*A1\backslash n)|(?:.*B0\backslash n.*B1\backslash n))*)(.*)A0\backslash n(*),B0$$

4 Fahrzeugerkennung

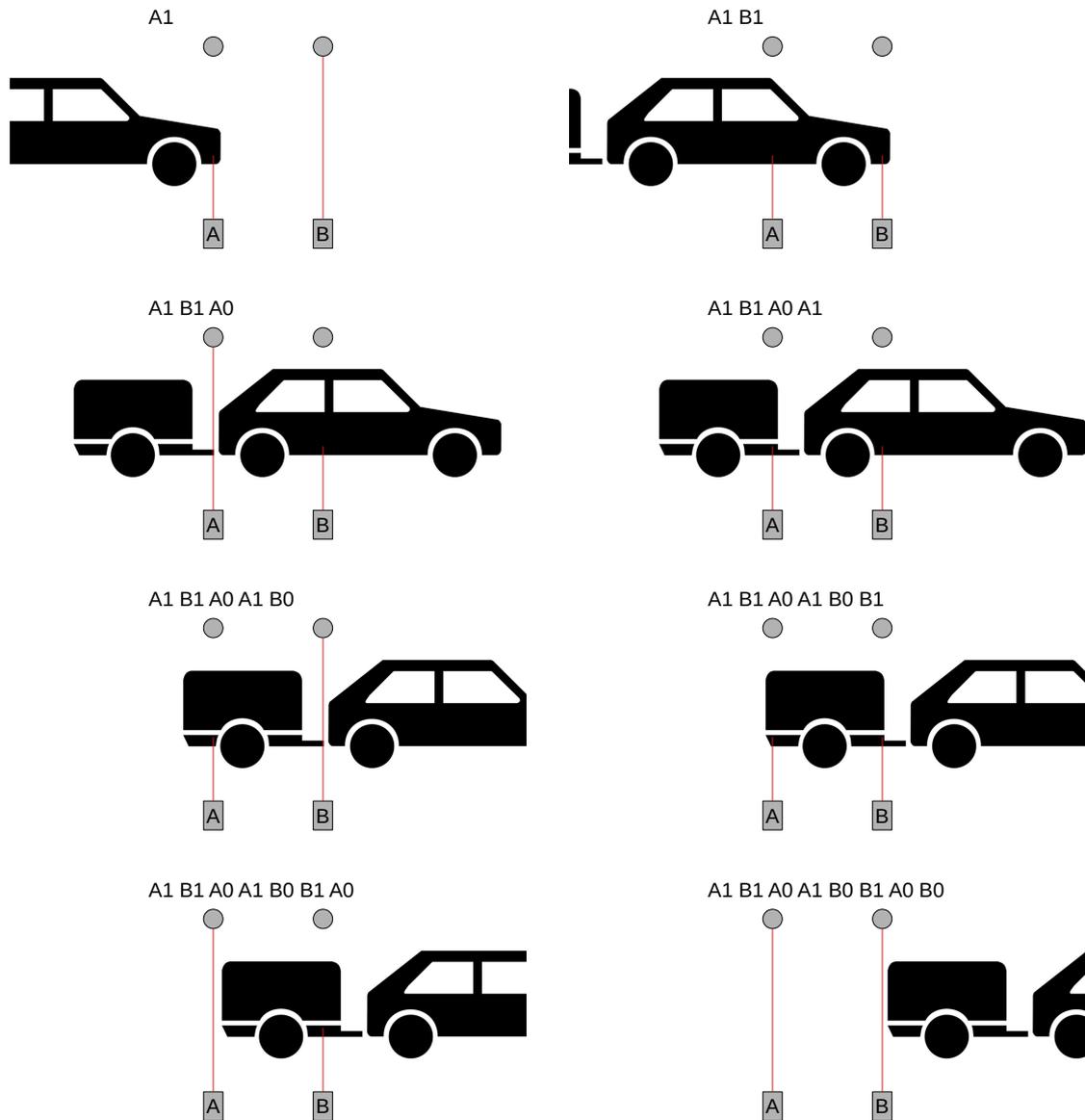


Abbildung 4.2: Lichtschrankensignal bei Durchfahrt eines Fahrzeuges mit Anhänger

4 Fahrzeugerkennung

Mit den Zeiten der beiden ersten und letzten Signale t_{A1} , t_{B1} , t_{A0} , t_{B0} kann unter Annahme einer konstanten Beschleunigung a ein Gleichungssystem aufgestellt werden:

$$\begin{aligned}\frac{t_1^2}{2} \cdot a + t_1 \cdot v - 0 \cdot M &= L \\ \frac{t_2^2}{2} \cdot a + t_2 \cdot v - 1 \cdot M &= 0 \\ \frac{t_3^2}{2} \cdot a + t_3 \cdot v - 1 \cdot M &= L\end{aligned}\tag{4.1}$$

Dabei ist v die Geschwindigkeit beim Einfahren in die Lichtschranken, L der Abstand zwischen den Schranken und M die Länge des Fahrzeugs. Die Zeiten ergeben sich aus:

$$\begin{aligned}t_1 &= t_{B1} - t_{A1} \\ t_2 &= t_{A0} - t_{A1} \\ t_3 &= t_{B0} - t_{A1}\end{aligned}\tag{4.2}$$

Durch Lösen des Systems erhält man eine grobe Abschätzung für Geschwindigkeit, Beschleunigung und Länge des Fahrzeugs. Durch mehrmaliges Lösen des Systems für Werte innerhalb der Fehlerbereiche von t_1 , t_2 , t_3 & L wird eine obere Fehlerabschätzung dieser Ergebnisse vorgenommen. Im Falle von unplausiblen Ergebnissen, wie extrem hoher Beschleunigung ($> 40 \text{ m s}^{-2}$) oder einem zu langen Abstand zwischen Ein- und Ausfahrt ($> 5 \text{ s}$), wird der Eintrag entsprechend markiert. Ebenfalls werden Fahrzeuge mit einer Länge von unter 1.9 m als mögliche Zweiräder markiert. Weiterhin wird der zeitliche Abstand zum vorherigen und nächsten Fahrzeugs berechnet, sowie die Zeit bis zum ersten Messwert in den ICAD-Daten über einem bestimmten Schwellenwert und die Zeit bis zum ersten CO_2 Peak über dem Schwellenwert.

Falls auch Gegenverkehr durch die Lichtschranke möglich ist, kann dieser in gleicher Weise detektiert werden, indem die Rolle der A und der B Signale einfach vertauscht wird.

4.1 Evaluation der Fahrzeugerkennung

Für die Messreihen A und B wurden die Vorbeifahrten sämtlicher Kraftfahrzeuge und Fahrräder (in Fahrtrichtung und im Gegenverkehr) festgehalten. Für die Messreihen C

4 Fahrzeugerkennung

und D wurden die Vorbeifahrten aller Großfahrzeuge (Busse, LKW, Müllabfuhr) und Fahrräder, sowie die Anzahl der passierenden PKW erfasst. Diese wurden mit den durch die Lichtschranken erkannten Fahrzeugen verglichen.

	erkannte PKW	erkannte Großfahrzeuge	fälschlicherweise als Zweirad markiert	erkannte Fahrräder
Messreihe A	103/103	1/1	1	8/8
Messreihe B	125/131	2/2	2	2/3
Messreihe C	203/205	22/25	2	2/2
Messreihe D	309/351	11/13	41	15/23

Tabelle 4.1: Erkennungsraten der Fahrzeugerkennung

Die Messreihen A, B und C zeigen recht solide Ergebnisse. Die vorbeifahrenden Fahrräder wurden ebenfalls registriert, diese wurden jedoch alle als mögliches Zweirad markiert. Zwei der bei Reihe B nicht erkannten PKW, sowie das nicht registrierte Fahrrad, sind auf einen kurzen Ausfall der Datenspeicherung zurückzuführen; bei den anderen 4 Fahrzeugen ist vermutlich durch die Unebenheit der Straße der Unterboden aus der hinteren Lichtschranke herausgefallen. Bei Messreihe B gab es eine Fehlerkennung; hier wurde durch einen Fußgänger mit Hund und einen Fußgänger mit Kinderwagen, die kurz nacheinander den Aufbau passierten eine sehr verwirrende Signalabfolge verursacht, in der sich zufällig eine „A1 B1 A0 B0“ Sequenz fand. Messreihe D zeigt eine etwas schlechtere Erkennungsrate; eine Erklärung hierfür könnte sein, dass aufgrund der Steigung an der Messstelle die Ausrichtung der Lichtschranken weniger präzise war und sich ein zu großer Unterschied in der Höhe der Lichtschranken über der Fahrbahn ergeben hat.

Für die Vorbeifahrten mit dem Toyota Yaris konnten die durch die Fahrzeugerkennung bestimmten Werte für Geschwindigkeit und Länge mit den GPS Daten und der tatsächlichen Länge verglichen werden. Für die Beschleunigung war dies nicht möglich, da die GPS Daten eine zu grobe Auflösung hatten. Der Vergleich zeigt, dass die Daten zwar durchaus eine gewisse Streuung aufweisen, aber dennoch eine brauchbare Abschätzung der Geschwindigkeit und Länge liefern. Fittet man eine Gerade an die Darstellung v_{GPS} gegen $v_{Lichtschranke}$ (Abb. 4.3a) erhält man eine Steigung von $0,94 \pm 0,05$ bei einem Offset von $(3,6 \pm 1,7)$ km/h. Die ermittelte Länge lag im Mittel bei $(3,3 \pm 0,4)$ m, während die tatsächliche Länge 3,535m beträgt. Beides zeigt damit insgesamt keine signifikante Abweichung zu den Referenzwerten. Die statistische Verteilung der Abweichungen (Abb. 4.4) liegt im Median jeweils ungefähr bei 0. Die Geschwindigkeit scheint dabei empfind-

4 Fahrzeugerkennung

licher für Überschätzungen der Werte zu sein, die Länge für Unterschätzungen.

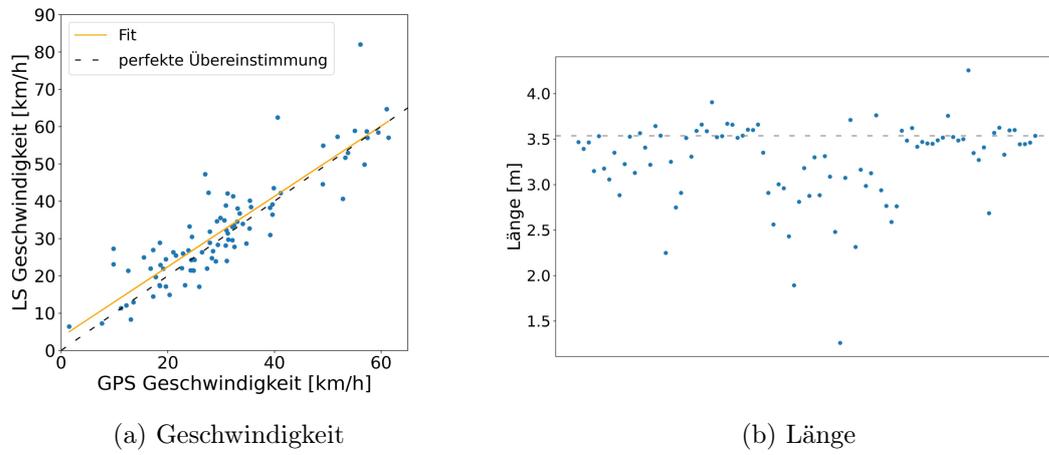


Abbildung 4.3: Vergleich der Lichtschranken-Daten mit den Referenzwerten

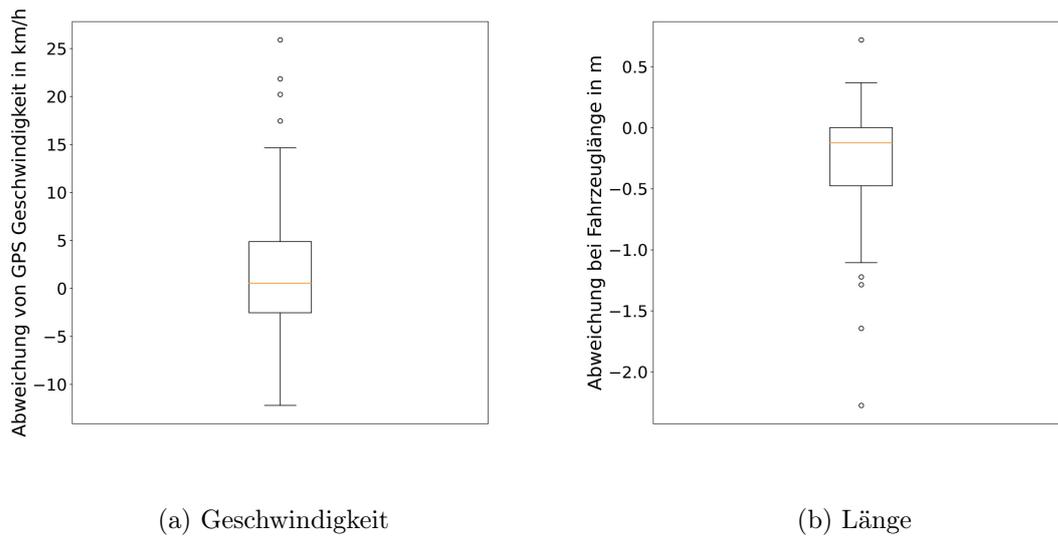


Abbildung 4.4: Statistische Verteilung der Abweichungen für das Referenzfahrzeug Toyota Yaris.

5 Emissionsbestimmung

Die durch das ICAD-Gerät bestimmten NO_x - und CO_2 -Konzentrationen müssen für zeitliche Verschiebungen aufgrund der Aufenthaltszeit der Messluft im Ansaugschlauch und Hintergrundkonzentrationen korrigiert werden. Für ersteres wurde zu bestimmten Zeiten ein Feuerzeug am Inlet entzündet. An den so entstanden Peaks in den gemessenen NO_x - und CO_2 -Konzentrationen kann die Zeit bestimmt werden, die die Luft vom Inlet zur Messkammer benötigt. Diese lag typischerweise bei 13s. Die Zeitstempel der Datenpunkte werden dann entsprechend verschoben, sodass sie die Zeit des „Einsaugens“ angeben. Ebenfalls kann überprüft werden, ob die Messreihen von NO_x und CO_2 synchron sind, was bei allen Messungen der Fall war. Zur Bestimmung des Hintergrunds wurde jeweils der niedrigste CO_2 -Wert in den letzten 60s bestimmt und dieser mit dem dazugehörigen NO_x -Wert als Hintergrund angenommen. Die Daten werden entsprechend um diesen Hintergrund korrigiert.

Zur Bestimmung der Emissionen einzelner Fahrzeuge müssen die gemessenen CO_2 - und NO_x - Werte dahingehend bewertet werden, ob diese vom Fahrzeug stammen, nur Hintergrundrauschen darstellen oder vielleicht von anderen Fahrzeugen beeinflusst sind. Dafür wird für jede Messung ein Schwellenwert für CO_2 definiert, ab dem Werte als von einem Fahrzeug kommend angenommen werden. Alles darunter wird als Hintergrundrauschen bewertet. Dafür wird jeweils die statistische Verteilung der CO_2 -Werte analysiert und ein Wert über dem oberen Quartil gewählt. Gleichzeitig hat sich gezeigt, dass der Wert mindestens bei etwa 15ppm liegen sollte, damit die Werte nicht regelmäßig schon beim Einfahren der Fahrzeuge über der Schwelle liegen.

Um zu evaluieren wie lange die Abgase brauchen um zum Inlet zu gelangen, eignet sich vor allem Messreihe A, da die Fahrzeuge hier fast alle einzeln und mit größerem Abstand zu anderen Fahrzeugen den Messaufbau passierten.

5 Emissionsbestimmung

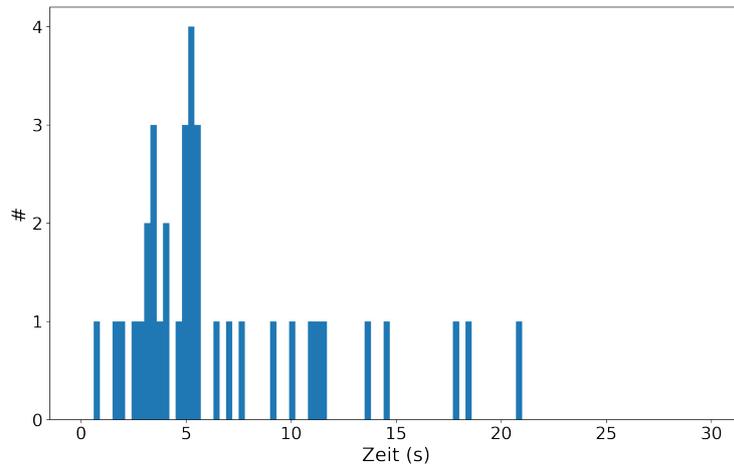


Abbildung 5.1: Zeit bis zum ersten Peak im CO₂ Signal nach Einfahrt des Fahrzeugs, Messreihe A

Aus den Daten ergibt sich, dass falls ein Messsignal sichtbar ist, die Werte in der Regel innerhalb von ein paar Sekunden über den Schwellenwert steigen und sich nach einer Zeit um 5 Sekunden herum ein Peak zeigt. Um sicher zu gehen, dass keine anderen Fahrzeuge die Messung beeinflussen, wird daher verlangt, dass das vorherige Fahrzeug mindestens 10 Sekunden Abstand hat und es werden maximal Werte bis zur Einfahrt des nächsten Fahrzeugs berücksichtigt. Weiterhin werden Messungen aussortiert, bei denen der CO₂-Wert direkt vor der Einfahrt des Fahrzeugs bereits über dem Schwellenwert liegt, da dies ein Indiz für Beeinflussung der Messung durch eine weitere Quelle ist, z.B. ein nicht erkanntes Fahrzeug oder Emissionen von der Gegenfahrbahn. Nimmt die Anzahl der so aussortierten Fahrzeuge überhand, so ist der Schwellenwert wahrscheinlich zu niedrig gewählt.

Das verwendete Schema lautet dann wie folgt:

- Überprüfe, ob innerhalb von 20 Sekunden nach Einfahrt CO₂-Werte über dem Schwellenwert registriert wurden; falls nicht, ist keine Emissionsbestimmung möglich, da kein Messsignal gefunden wird
- Stelle sicher, dass das vorherige Fahrzeug mindestens 10 Sekunden zurückliegt; falls es näher liegt, ist keine Emissionsbestimmung möglich, da die Fahrzeuge zu dicht folgen

5 Emissionsbestimmung

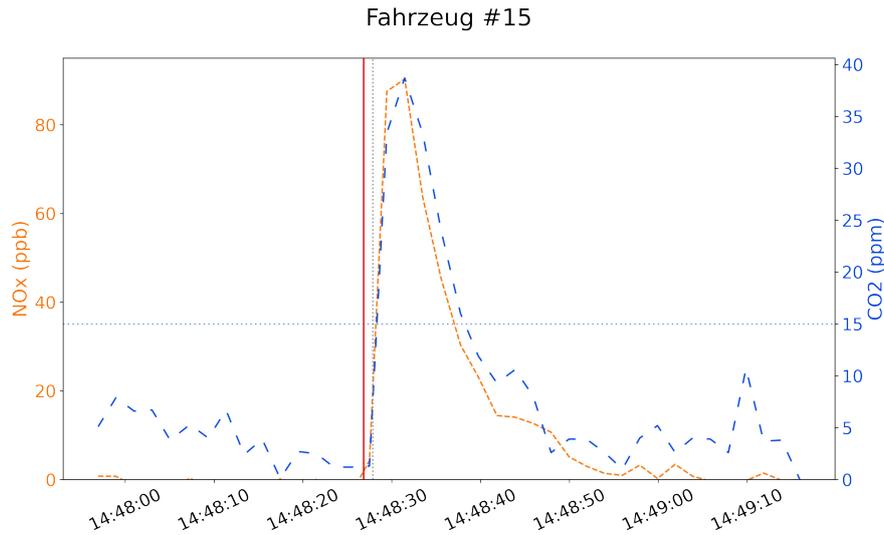


Abbildung 5.2: Datenbeispiel, Messreihe A; die rote Linie steht für die Einfahrt des Fahrzeugs, die graue für die Ausfahrt aus den Lichtschranken

- Teste ob der CO_2 -Wert bei Einfahrt bereits über dem Schwellenwert liegt; falls ja, ist keine Emissionsbestimmung möglich, da die Messung möglicherweise durch andere Quellen beeinflusst wird
- Finde alle Datenpunkte innerhalb von 20 Sekunden, aber höchstens bis zum nächsten Fahrzeug, bei denen der CO_2 -Wert über der Schwelle liegt; falls jetzt keine mehr übrig sind, ist keine Emissionsbestimmung möglich, da die Fahrzeuge zu dicht folgen
- Integriere jeweils die NO_x -Werte und die CO_2 -Werte über den Peak und bilde das Verhältnis aus ihnen.

Dabei wird das Verhältnis über die Gesamtmengen an NO_x und CO_2 gebildet anstatt die NO_x/CO_2 Verhältnisse der einzelnen Datenpunkte zu mitteln, um zu berücksichtigen, dass die Ansprechdynamik der NO_x - und CO_2 -Sensoren nicht zwangsläufig identisch ist, wodurch die Flanken leicht versetzt sein können, was gerade hier für große Fehler in den Verhältnissen führen kann. Sollte das Ergebnis negativ sein, was passieren kann, da aufgrund der Hintergrundbestimmung anhand der CO_2 -Werte die NO_x -Konzentrationen negativ werden können, wird die Messung entsprechend markiert. Sollte dies passieren, spricht dies dafür, dass die Werte sehr dicht am Hintergrund waren, die Emissionen also

5 Emissionsbestimmung

eher gering. Da ein einzelner Datenpunkt alleine keine verlässliche Messung ausmacht, wird noch die Anzahl der Emissionsbestimmungen bestimmt, bei denen mindestens 3 Messpunkte eingegangen sind.

Da die meisten Fahrzeuge PKWs sind, werden die Verhältnisse nach Gleichung 2.16 in Emissionswerte in mg/km umgerechnet. Dabei werden als CO₂-Emission 115g/km angenommen, da dies laut Fahrzeugschein den Emissionen des Toyota Yaris, mit dem bei den Messreihen A & B Vorbeifahrten getätigt wurden, entspricht. Dadurch können die Emissionen von diesen Messungen direkt bewertet werden; für andere Fahrzeuge können keine CO₂-Emission verlässlich ermittelt werden; 115g/km eignen sich allerdings als untere Abschätzung des CO₂-Ausstoßes und damit auch der NO_x-Emissionen. Ab einer Fahrzeuglänge von 10m werden aus den Verhältnissen nach Gleichung 2.17 die Emissionen in mg/kWh berechnet.

6 Ergebnisse

6.1 Messreihe A

Umgebung	Tempo	Profil	Fahrbahn	Verkehrsaufkommen	Beschreibung	Wetter	Datum
Wohngebiet	30	flach	5,5m, zweispurig	63 Fz/h	verkehrsberuhigter Bereich, zwischen Wohnhäusern und einem Spielplatz	windstill bis schwacher Wind	18.02.21 15:30-16:40

Tabelle 6.1: Übersicht Messort A

Das arithmetische Mittel der CO₂-Konzentrationen lag bei 8,83ppm, das obere Quartil der Werte bei 10,4ppm. Der Schwellenwert wurde daher auf 15ppm gesetzt. Die durchschnittlichen NO_x-Konzentrationen lagen bei 6,39ppb; dies entspricht etwa 12.2 µg m⁻³. Die durchschnittliche Geschwindigkeit der passierenden Fahrzeuge betrug 27,6km/h. Der zeitliche Abstand zum nächsten Fahrzeug lag im arithmetischen Mittel bei 60s, im Median bei 46,7s.

	CO ₂ (ppm)	NO _x (ppb)
Median	5,6	0,79
oberes Quartil	10,4	3,8
arithmetisches Mittel	8,83	6,39
Standardabweichung	10,65	21,24

Tabelle 6.2: Statistik der CO₂- & NO_x-Konzentrationen für Messreihe A

Die Auswertung ergab, dass bei 47,3% der 55 Fahrzeuge eine Emissionsbestimmung möglich war. Bei 30,9% konnten keine signifikanten Werte nach Vorbeifahrt des Fahrzeugs gemessen werden. Weiterhin sieht man, dass auch der Gegenverkehr identifizierbare Signale verursachen kann, die teilweise sogar bis zu 30s nach Durchfahrt zum Inlet gelangen

6 Ergebnisse

Messergebnis	Anzahl Fahrzeuge	in Prozent
kein Messsignal	17	30,9%
Fahrzeuge zu dicht	6	10,9%
CO ₂ bei Einfahrt über Schwelle	5	9,1%
negative Emissionen	1	1,8%
erfolgreiche Messungen	26	47,3%
Messungen mit mind. 3 Datenpunkten	22	40,0%

Tabelle 6.3: Ergebnisse der Emissionsbestimmung für Messreihe A

(Abb. 6.1a) und die auch Messungen von Fahrzeugen verfälschen können (Abb. 6.1b). Bei hohen Emittenten können sich aber auch aus dem Gegenverkehr sehr sinnvolle Signale ergeben; in Abb. 6.2 sieht man die Signale eines sehr alten Mercedes und eines UPS LKW, die Emissionen in der Höhe von etwa 400 mg/km und 1944 mg/kWh aufweisen. Dies deutet auf einen EURO 3 Diesel und einen EURO V LKW hin, was durchaus plausibel erscheint.

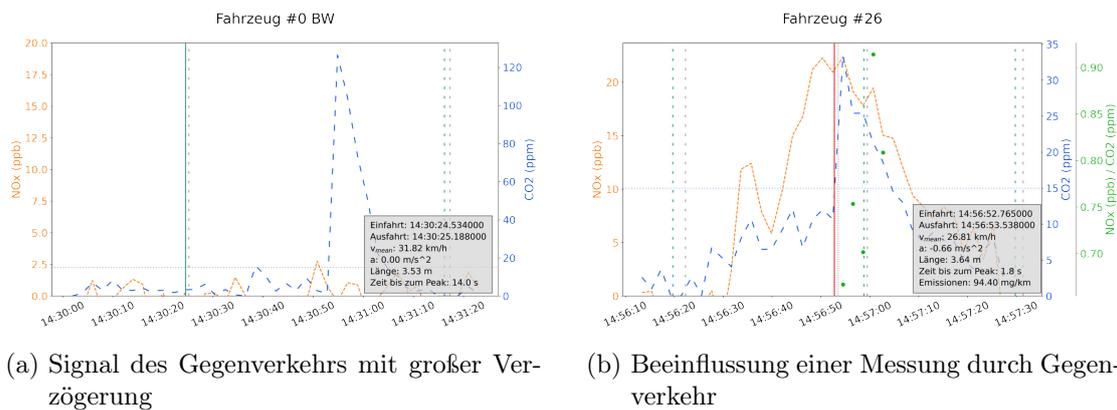


Abbildung 6.1: Beispiele für Messsignale; rote vertikale Linien zeigen das Einfahren eines Fahrzeuges an, türkise Linien das Einfahren in Gegenrichtung, die darauffolgende graue Linie zeigt das Ausfahren an. Das aktuelle Fahrzeug, zu dem rechts unten Informationen eingeblendet werden, ist durch eine durchgehende Linie markiert.

6 Ergebnisse

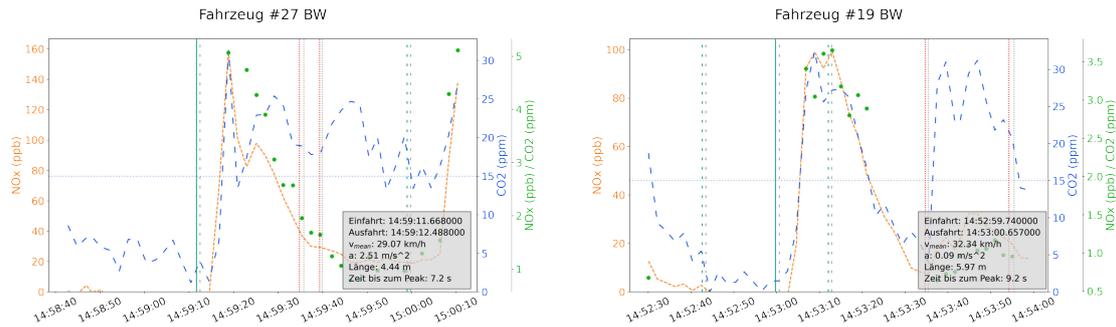


Abbildung 6.2: Beispiele für Emissionsmessungen beim Gegenverkehr

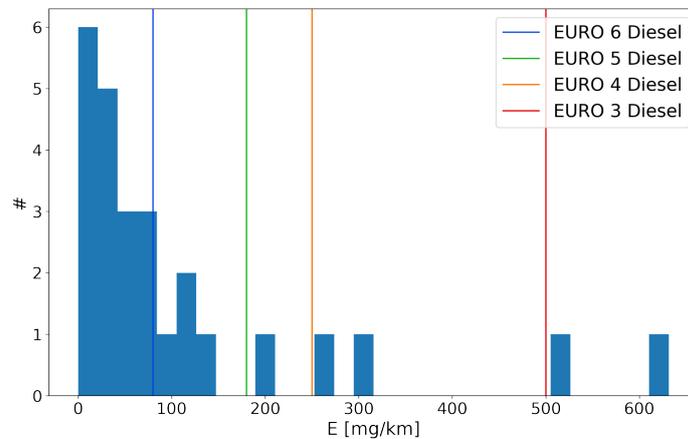


Abbildung 6.3: Histogramm der ermittelten Emissionen für Messreihe A

Eine Übersicht der ermittelten Emissionen ist in Abb. 6.3 zu finden. Da es nur schwer möglich ist ohne weiteres die Emissionsklassen der Fahrzeuge zu bestimmen, werden nur die hohen Emittenten jeweils eingehender betrachtet. Die sehr hohen Emissionswerte von 200mg/km und mehr sind alle nach Starts des Toyota Yaris gefunden worden und daher vermutlich auf Kaltstarts zurückzuführen. Zwei weitere Messungen des Toyota Yaris sind möglicherweise durch den Gegenverkehr beeinflusst. Der Mittelwert der restlichen 11 Werte liegt bei 34,71mg/km, was einen plausiblen Wert für einen EURO 5 Benziner darstellt. Alle anderen gemessenen Fahrzeuge liegen mindestens innerhalb der EURO 5 Diesel Grenzwerte.

6.2 Messreihe B

Umgebung	Tempo	Profil	Fahrbahn	Verkehrsaufkommen	Beschreibung	Wetter	Datum
Landstraße	50	flach	6m, zweispurig	75 Fz/h	ruhige Landstraße, zwischen Wald und Feld	mäßiger bis frischer Wind	06.02.21 14:00-15:00

Tabelle 6.4: Übersicht Messort B

Bei Messreihe B wurden aufgrund der Windverhältnisse nur sehr geringe Konzentrationswerte gemessen, 15ppm CO₂ liegen bereits in den statistischen Ausreißern. Für einen Schwellenwert von 10ppm nimmt die Anzahl der Fahrzeug bei denen das CO₂ bereits bei Einfahrt über Schwelle liegt überhand; daher wird ein Schwellenwert von 13ppm gewählt. Die durchschnittliche Geschwindigkeit lag bei 41,9km/h, der Abstand zum nächsten Fahrzeug im Mittel bei 58s und der Median bei 38,9s.

	CO ₂ (ppm)	NO _x (ppb)
Median	5,5	0,94
oberes Quartil	8,2	3,06
arithmetisches Mittel	6,11	3,04
Standardabweichung	5,60	26,45

Tabelle 6.5: Statistik der CO₂- & NO_x-Konzentrationen für Messreihe B

Messergebnis	Anzahl Fahrzeuge	in Prozent
kein Messsignal	36	52,9%
Fahrzeuge zu dicht	7	1,3%
CO ₂ bei Einfahrt über Schwelle	10	14,7%
negative Emissionen	0	0%
erfolgreiche Messungen	15	22,1%
Messungen mit mind. 3 Datenpunkten	3	4,4%

Tabelle 6.6: Ergebnisse der Emissionsbestimmung für Messreihe B

Trotz des niedrigen Schwellenwertes konnten nur bei etwas über einem fünftel der 68 Fahrzeuge Emissionen bestimmt werden und bei gerade einmal 3 Fahrzeugen sind mehr als nur ein oder 2 Datenpunkte eingegangen. Bei 6 der 28 Vorbeifahrten des Toyota Yaris konnten Emissionen bestimmt werden, deren Mittelwert sich auf 39,8mg/km beläuft, also sehr ähnlich zum Wert bei Messreihe A. Der zweithöchste Wert der Messreihe mit

6 Ergebnisse

276,94mg/km stammt von einem Hyundai Terracan, der als EURO 3 Diesel identifiziert werden konnte; die Werte liegen damit noch innerhalb der zugehörigen Grenzen. Das Fahrzeug mit den höchsten Emissionen von 559,5mg/km war ein Chrysler Grand Voyage 5. Generation, der mindestens die EURO 4 Diesel Norm einhalten sollte. Diese wird deutlich überschritten, was aber einfach an einem Kaltstart liegen könnte.

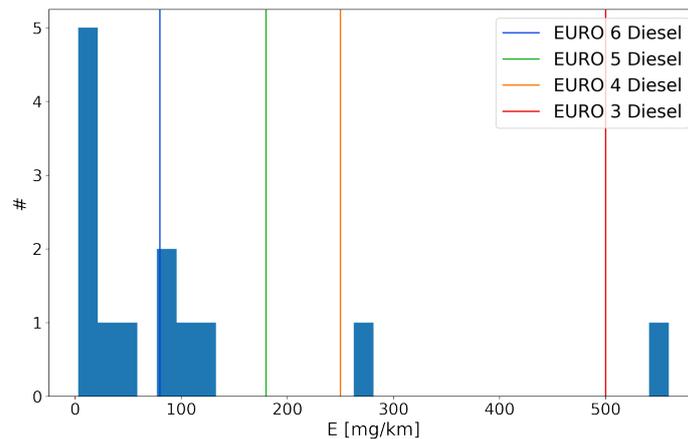


Abbildung 6.4: Histogramm der ermittelten Emissionen für Messreihe B

6.3 Messreihe C

Umgebung	Tempo	Profil	Fahrbahn	Verkehrsaufkommen	Beschreibung	Wetter	Datum
Stadt	30	flach	4m, einspurig	160 Fz/h	Querstraße hinter stark befahrener Ampelkreuzung	windstill bis schwacher Wind	26.01.21 10:00-11:30

Tabelle 6.7: Übersicht Messort C

Der Schwellenwert wurde in Anbetracht des oberen Quartils von 16,3ppm auf 20ppm festgesetzt. Die durchschnittliche NO_x -Konzentration lag bei etwa $46,7 \mu\text{g m}^{-3}$. Die durchschnittliche Geschwindigkeit lag bei 24,9km/h und der mittlere zeitliche Abstand zwischen Fahrzeugen bei 23,2s, während der Median bei 10,3s lag.

Für fast die Hälfte der 225 Fahrzeuge konnten keine Emissionen bestimmt werden, da die Fahrzeuge zu dicht hintereinander folgten. In den Daten finden sich mehrere Bei-

6 Ergebnisse

	CO ₂ (ppm)	NO _x (ppb)
Median	8,10	5,02
oberes Quartil	16,30	24,11
arithmetisches Mittel	12,73	24,45
Standardabweichung	17,70	64,87

Tabelle 6.8: Statistik der CO₂- & NO_x-Konzentrationen für Messreihe C

Messergebnis	Anzahl Fahrzeuge	in Prozent
kein Messsignal	70	31,1%
Fahrzeuge zu dicht	111	49,3%
CO ₂ bei Einfahrt über Schwelle	11	4,9%
negative Emissionen	0	0%
erfolgreiche Messungen	33	14,7%
Messungen mit mind. 3 Datenpunkten	19	8,4%

Tabelle 6.9: Ergebnisse der Emissionsbestimmung für Messreihe C

spiele für Überlagerungen von Signalen, wie z.B. in Abb. 6.6a. Es finden sich dennoch einige interessante Messungen mit hohen Emittenten (Abb. 6.5a): Die höchsten Emissionen bei den PKWs wurden bei einem 1er BMW der Baureihe F20 oder E87 mit fast 1000mg/km gefunden (Abb. 6.6b). Es kann nicht ganz ausgeschlossen werden, dass die Messung noch von der vorherigen beeinflusst ist, da der vorhergegangene Peak bei Einfahrt zwar auf 10ppm CO₂ abgesunken ist, aber noch nicht ganz abgeklungen scheint; jedoch gehören mehrere der bei diesen Baureihen verbauten Motortypen zu denjenigen, bei denen Thermofenster in der Abgassoftware gefunden wurden. Ebenfalls auffällig ist ein Mini Cooper D (Abb. 6.6c), der mit über 500mg/km deutlich über dem für ihn geltenden EURO 5 Diesel Grenzwert von 180mg/km liegt. Da mehrere bei diesem Modell verbaute Motoren unter Verdacht hoher Emissionen stehen, liegt die Annahme nahe, dass es sich um eine dieser Motorversionen handelt. Die Messung einer Mercedes Limousine mit knapp über 500mg/km (Abb. 6.6d) kann nicht als aussagekräftig bewertet werden, da vor allem die NO_x-Messwerte nahelegen, dass hier eine Signalüberlagerung vorliegt. Dies gibt zu bedenken, ob ebenfalls ein NO_x-Schwellenwert formuliert werden sollte, der bei Einfahrt des Fahrzeuges nicht überschritten werden darf. Bei den Fahrzeugen >3,5t findet sich ein verdächtiger Wert mit knapp über 9000mg/kWh. Der Blick in die Daten (Abb. 6.6f) zeigt jedoch, dass nur ein Messpunkt eingegangen ist, der aufgrund seiner Lage in der Flanke nicht als verlässlich angesehen werden kann, auch da die nachfolgenden Messpunkte alle deutlich niedrigere Verhältnisse anzeigen.

6 Ergebnisse

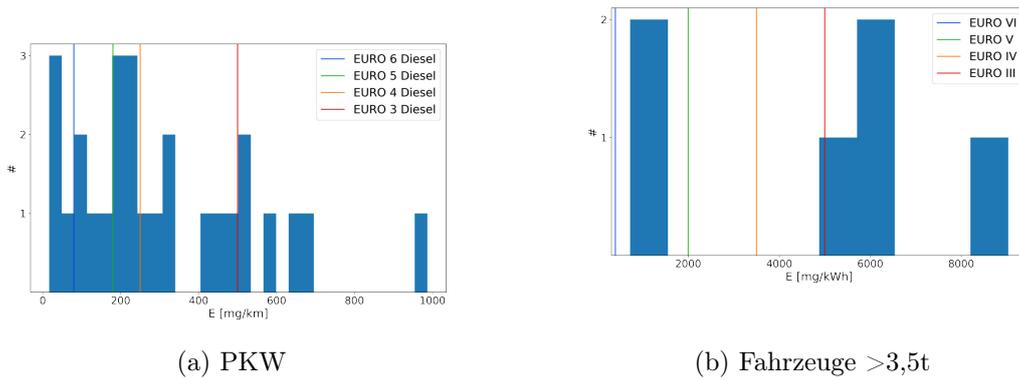


Abbildung 6.5: Histogramme der ermittelten Emissionen, Messreihe C

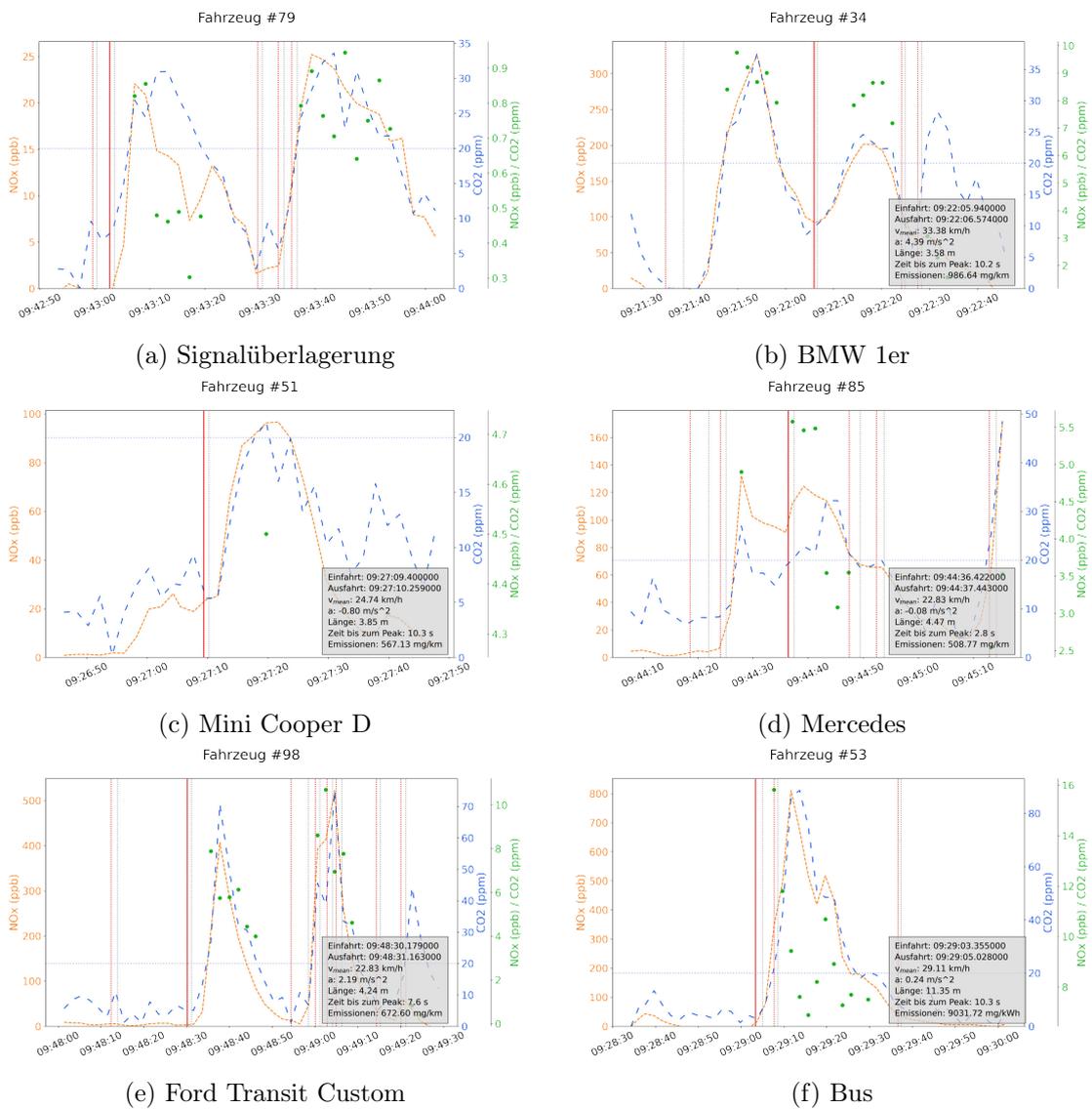


Abbildung 6.6: Beispiele für hohe Emittenten, Messreihe C

6.4 Messreihe D

Umgebung	Tempo	Profil	Fahrbahn	Verkehrsaufkommen	Beschreibung	Wetter	Datum
Stadt	50	ansteigend	6m, einspurig	225 Fz/h	Uferstraße am Neckar	windstill bis schwacher Wind	19.02.21 15:00-17:00

Tabelle 6.10: Übersicht Messort D

Während den Messungen wurden im Durchschnitt CO_2 -Konzentration von 9,7ppm gemessen, mit einem oberen Quartil von 13ppm, sowie NO_x -Konzentrationen von 7,9ppb ($15.1 \mu\text{g m}^{-3}$). Der Schwellenwert für CO_2 wurde auf 15 ppm gesetzt. Bei den erkannten Fahrzeugen wurde eine mittlere Geschwindigkeit von 23,8km/h festgestellt. Die Verkehrsdichte war relativ hoch, mit einem Median von 7,3s bis zum nächsten Fahrzeug und einem Durchschnitt von 17,4s.

	CO_2 (ppm)	NO_x (ppb)
Median	7,10	1,93
oberes Quartil	13,00	8,51
arithmetisches Mittel	9,65	7,93
Standardabweichung	9,46	25,39

Tabelle 6.11: Statistik der CO_2 - & NO_x -Konzentrationen für Messreihe D

Messergebnis	Anzahl Fahrzeuge	in Prozent
kein Messsignal	158	48,0%
Fahrzeuge zu dicht	121	36,8%
CO_2 bei Einfahrt über Schwelle	20	6,1%
negative Emissionen	0	0%
erfolgreiche Messungen	30	9,1%
Messungen mit mind. 3 Datenpunkten	16	4,9%

Tabelle 6.12: Ergebnisse der Emissionsbestimmung für Messreihe D

Es gibt einen sehr hohen Anteil an Fahrzeugen ohne Messsignal oder mit zu hoher Verkehrsdichte; bei nicht einmal 10% der 320 Fahrzeuge konnten Emissionen bestimmt werden und gerade einmal knapp die Hälfte davon hat mehr als drei Messpunkte. In den Daten zeigen sich dementsprechend wieder mehrere Signalüberlagerungen, wie beispielsweise in Abb. 6.8. Bei den hohen Emittenten findet sich ein VW Transporter mit über 800mg/km NO_x ; zwar gibt es auch hier vom Diesel Abgas-Skandal betroffene Motorversionen, es könnte sich aber auch einfach um einen Kaltstart handeln. Ein sehr alter

6 Ergebnisse

Transporter verursacht Emissionswerte von etwa 420mg/km, diese wurden jedoch dem vorausfahrenden Fahrzeug zugeordnet, da der Transporter nicht erkannt wurde. Ein Fahrzeug mit 517mg/km erweist sich als kleiner LKW, der mit entsprechenden 2790mg/kWh als EURO IV Fahrzeug durchgehen würde. Von den restlichen Großfahrzeugen konnten nur bei einem der Busse Emissionen bestimmt werden, welche mit knapp 2100mg/kWh nicht verdächtig hoch lagen. In Abb. 6.9 sieht man eine Messung mit 655mg/km, bei der zwei Einträge als zusammengehörig erfasst wurden, da nur ein zeitlicher Abstand von 0,466s dazwischen liegt. Es handelt sich jedoch um zwei Fahrzeuge, bei denen der Fahrer des hinteren PKWs deutlich zu dicht auffährt. Der hintere PKW, ein alter VW Kombi, dürfte dabei für den Großteil der Emissionen verantwortlich sein.

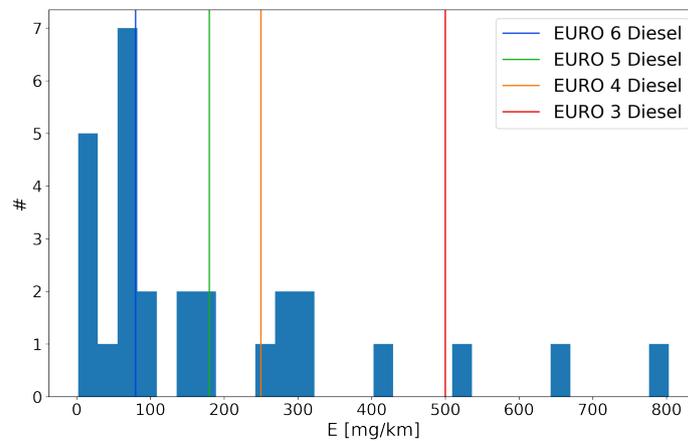


Abbildung 6.7: Histogramm der ermittelten Emissionen für Messreihe D

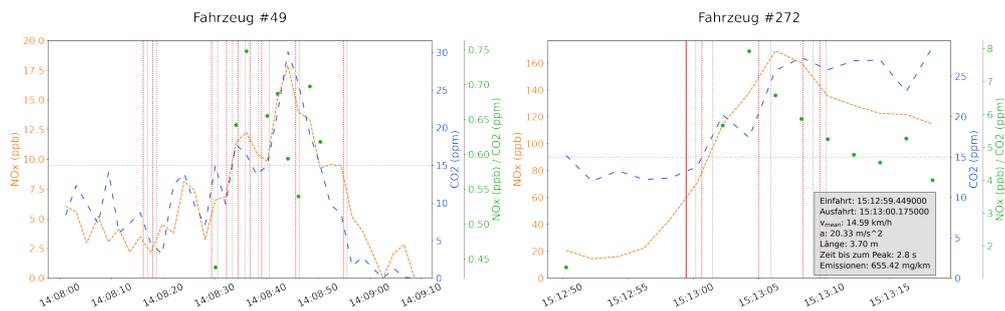


Abbildung 6.8: Signalüberlagerung, Messreihe D

Abbildung 6.9: Fehlerkennung, Messreihe D

6 Ergebnisse

Zwischen den Messpositionen direkt am Bordstein und 50cm höher ergaben sich keine signifikanten Unterschiede in Bestimmungsraten und Signalqualität. Leider war die gesamte Messung bei der die Ansaugung in die Straße rein verlegt wurde, von einem Ausfall der Lichtschranken betroffen. Vergleicht man die Messdaten (Abb. 6.10) wirkt es, als ob auf der Straße höhere Konzentrationen gemessen werden (was aufgrund des geringeren Abstand zum Auspuff zu erwarten wäre), die Dichte an verwertbaren Signalen aber nicht sichtbar höher ist. Für konkrete Aussagen hierzu reicht die Datenbasis jedoch nicht aus.

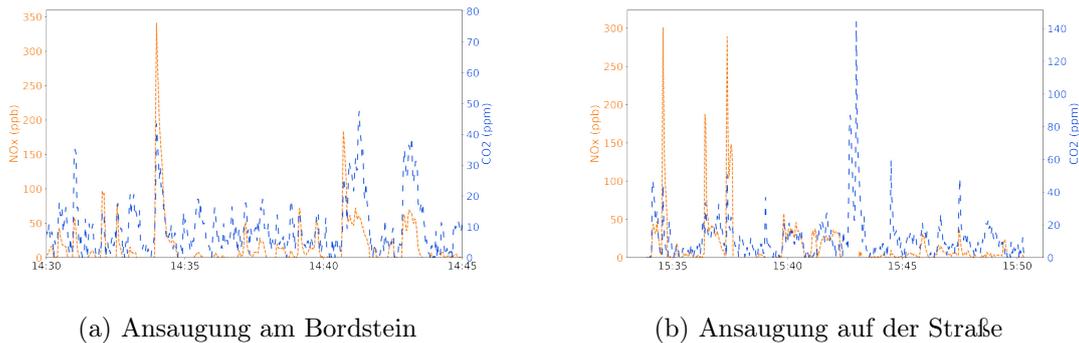


Abbildung 6.10: Messdaten für verschiedene Ansaugpositionen, Messreihe D

6.5 Vergleich der Messreihen

Insgesamt konnten für 94 PKW Stickoxid-Emissionen bestimmt werden (Abb. 6.11). Für 60,6% davon wurden Emissionen bestimmt, die mindestens die EURO 5 Diesel Norm erfüllen. Dies passt erstaunlich gut zum Anteil von 61,7% an EURO 5 und EURO 6 Fahrzeugen, die zum 1. Januar 2021 zugelassen waren [7].

Im Vergleich der Messreihen wird deutlich, dass der Anteil an erfolgreichen Messungen mit dem Mittel, sowohl arithmetisch, als auch Median, des zeitlichen Abstandes zum nächsten Fahrzeug abnimmt. Durch die gesetzte Bedingung, dass für eine erfolgreiche Messung das vorausfahrende Fahrzeug mindestens 10s Abstand haben muss, werden bei Messreihe C ziemlich genau die Hälfte aller Fahrzeuge ausgeschlossen (da der Median knapp über 10s liegt) und bei Messreihe D mit einem Median des zeitlichen Abstandes von 7,3s sogar über die Hälfte. In Messreihe C spiegelt sich dies tatsächlich im entsprechenden Prozentsatz wieder. Die hohe Rate an Fahrzeugen ohne Messsignal für B ist sehr wahrscheinlich auf die Windverhältnisse zurückzuführen. Bei den restlichen Messreihen

6 Ergebnisse

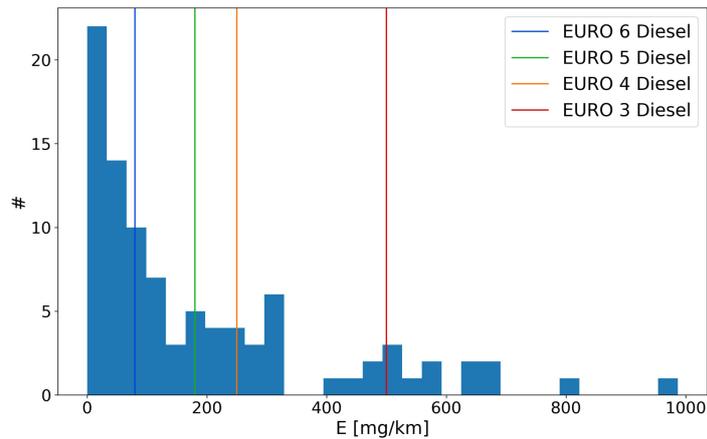


Abbildung 6.11: Histogramm der ermittelten Emissionen aller Messreihen

könnte man einen Zusammenhang mit der Fahrspurbreite und der Position des Messaufbaus vermuten: Während den Messungen konnte deutlich beobachtet werden, dass ein sichtbarer Messaufbau am Straßenrand einen Einfluss auf das Verhalten der Fahrer hat. Diese neigten dazu dem Aufbau auszuweichen, indem sie weiter links fahren. Die vorsichtiger Fahrweise könnte dabei für weniger Last und damit geringere Emissionen sorgen und der größere Abstand zur Ansaugung es schwieriger machen, ein signifikantes Signal zu erhalten. Bei Messreihe A war der Lichtschrankenaufbau knapp 2m vom Bordstein entfernt und für die Autofahrer nicht direkt sichtbar aufgebaut. Bei den Messreihen C & D war der Aufbau deutlich sichtbar und die Rate an Fahrzeugen ohne Messsignal ist deutlich erhöht. Die Fahrspur bei D ist darüber hinaus 2m breiter als bei C, und D hat nochmals mehr Fahrzeuge ohne Messsignal als C. Da an Ort D die Fahrbahn allerdings zu einer Seite offen zu den Neckarwiesen ist, könnten hier auch stärkere Windstöße eine Rolle gespielt haben. Diese Vermutungen bedürfen also weiterer Messungen.

	A	B	C	D
Median Abstand zum nächsten Fahrzeug	46,7s	38,9s	10,3s	7,3s
kein Messsignal	10,9%	52,9%	31,1%	48,0%
Fahrzeuge zu dicht	10,9%	10,3%	49,3%	36,8%
erfolgreiche Messungen	47,3%	22,1%	14,7%	9,1%
Messungen mit mind. 3 Datenpunkten	40,0%	4,4%	8,4%	4,9%

Tabelle 6.13: Vergleich der Emissionsbestimmungen

7 Schlussfolgerung & Ausblick

Die durchgeführten Messungen haben gezeigt, dass eine stationäre Bestimmung von Fahrzeugemissionen mit einem am Straßenrand aufgestellten ICAD-Gerät möglich ist. Unter guten Bedingungen können dabei für zwischen 40% und 50% der Fahrzeuge die Stickoxid-Emissionen bestimmt werden. Gleichzeitig zeigte sich jedoch auch, dass die Fähigkeit zur Zuordnung von Messwerten sehr stark von der Verkehrsdichte abhängt und bei zeitlichen Abständen von im Mittel weniger als 10s die Rate an erfolgreichen Emissionsbestimmungen auf deutlich unter 10% absinken kann. Wie zu erwarten haben auch die Windverhältnisse einen merklichen Einfluss auf die Messungen; bei stärkerem Wind am offenen Feld konnten zwar noch zu knapp über 20% der Fahrzeuge Emissionen bestimmt werden, allerdings bestand nicht einmal ein fünftel dieser Bestimmungen aus mehr als zwei Datenpunkten. Die Wahl der Ansaugposition scheint nach ersten Erkenntnissen keinen größeren Einfluss auf den Erfolg der Messungen zu haben, jedoch reicht die Datenlage nicht aus, um hier eine endgültige Beurteilung vorzunehmen.

Die Höhe der bestimmten Emissionswerte wirkt nach einer ersten Bewertung durchaus plausibel. So wurden für einen Toyota Yaris EURO 5 Benzinmotor mehrere hohe Emissionen durch Kaltstarts beobachtet und ansonsten mittlere Emissionen von 34,7mg/km gemessen. Weiterhin wurden mehrere Fahrzeuge mit sehr hohen Emissionen identifiziert, deren Modelle von einem der diversen Abgasskandale betroffen waren. Für konkrete Aussagen über die Zuverlässigkeit der Emissionsbestimmung und des Fehlerbereichs der Emissionswerte ist jedoch zwingend eine Vergleichsstudie mit einem PEMS-Gerät notwendig.

Die gewählten Schwellenwerte mit um die 15ppm CO₂ wirken auf den ersten Blick recht gering. Bei „plume chasing“ Anwendungen sind Schwellenwerte von 30ppm oder höher üblich. Allerdings bietet „plume chasing“ eine bessere Messsituation, da man sich gezielt in die Abgasfahne setzen kann. Bei den durchgeführten Messungen lag die Signalhöhe der CO₂-Spitzen im Durchschnitt gerade einmal bei um die 30ppm; die Messung am Stra-

7 Schlussfolgerung & Ausblick

ßenrand liefert somit anscheinend generell geringere Signalstärken. Diese wirkten zwar trotzdem noch gut vom Hintergrund abgegrenzt, allerdings ist natürlich der Einfluss von Hintergrundschwankungen höher. Inwiefern die Qualität der Emissionswerte hierdurch beeinträchtigt ist, bedarf ebenfalls einer entsprechenden Vergleichsstudie.

Das verwendete Schema zur Erkennung von Fahrzeugen hat sich als überwiegend robust erwiesen, zeigte jedoch in der letzten Messreihe bei potentiell unterschiedlicher Höhe der beiden Lichtschranken seine Schwächen auf. In weiteren Tests ließe sich hier durch das systematische Testen verschiedener Höhen, oder den Einsatz weiterer Lichtschranken sicherlich Optimierungspotential finden.

Für zukünftige Messungen lassen sich nach den gewonnenen Erkenntnissen folgende Anforderungen formulieren: Windgeschützte Einbahnstraße mit vorzugsweise nicht zu breiter Fahrbahn, leichte Steigung, damit die Fahrzeuge möglichst unter Last den Messaufbau passieren, aber flach genug um die Lichtschranken verlässlich ausrichten zu können, sowie eine Verkehrsdichte zwischen 100 und 200 Fahrzeugen pro Stunde bei möglichst gleichmäßigem Verkehrsfluss.

Appendix



Abbildung A1: Standort A



Abbildung A2: Standort B

Appendix



Abbildung A3: Standort C



Abbildung A4: Standort D



Abbildung A5: alternative Ansaugpositionen für Ort D

Appendix

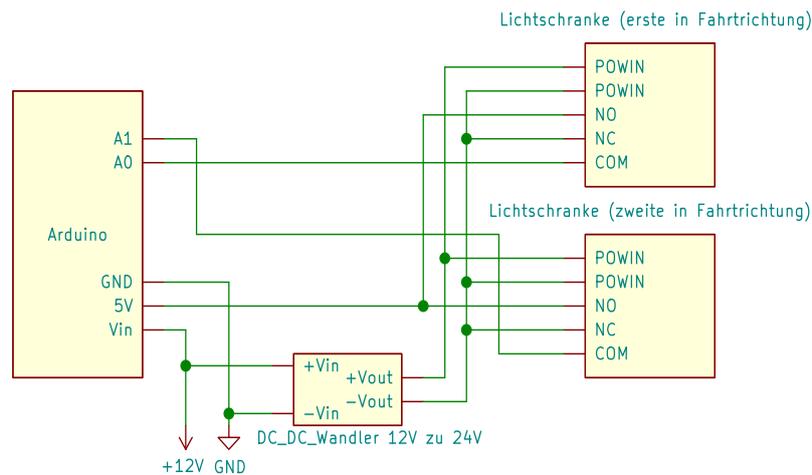


Abbildung A6: Schaltbild für Lichtschranken

Quelltext A7: Arduino Code für die Lichtschranken

```
1  int A = 2;
2  int B = 3;
3
4  void setup() {
5      pinMode(A, INPUT);
6      pinMode(B, INPUT);
7      Serial.begin(9600);
8      attachInterrupt(digitalPinToInterrupt(A), interrupt_call_A,
9                      CHANGE);
10     attachInterrupt(digitalPinToInterrupt(B), interrupt_call_B,
11                     CHANGE);
12 }
13
14 void loop() {}
15
16 void interrupt_call_A() {
17     if (digitalRead(A) == HIGH) {
18         Serial.println("A1");
19     } else {
20         Serial.println("A0");
21     }
22 }
```

Appendix

```
21
22 void interrupt_call_B() {
23     if (digitalRead(B) == HIGH) {
24         Serial.println("B1");
25     } else {
26         Serial.println("B0");
27     }
28 }
```

Literatur

- [1] S. Annen und R. Helmerich. *Bestimmung realer LKW NO_x-Emissionen im Fahrbetrieb auf europäischen Autobahnen*. DUH, 2020.
- [2] K. Bigge und D. Pöhler. *Stickstoffdioxid-Messungen in 12 Städten*. Greenpeace Deutschland, 2016.
- [3] Statistisches Bundesamt. *Fehlverhalten der Fahrzeugführer bei Unfällen mit Personenschaden*. 2021. URL: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Verkehrsunfaelle/Tabellen/fehlverhalten-fahrzeugfuehrer.html> (besucht am 03.04.2021).
- [4] Sven E. Fiedler, Achim Hese und Albert A. Ruth. “Incoherent broad-band cavity-enhanced absorption spectroscopy”. In: *Chemical Physics Letters* 371.3 (2003), S. 284–294. ISSN: 0009-2614.
- [5] M. Horbanski u. a. “The ICAD (iterative cavity-enhanced DOAS) method”. In: *Atmospheric Measurement Techniques* 12.6 (2019), S. 3365–3381.
- [6] IUP. *Advanced Lab Course Cavity-Enhanced-DOAS*. Version 1.0. 2017.
- [7] KBA. *Jahresbilanz - Bestand*. 2021. URL: https://www.kba.de/DE/Statistik/Fahrzeuge/Bestand/Jahresbilanz/b_jahresbilanz_inhalt.html (besucht am 03.04.2021).
- [8] G. A. Lavoie, J. Heywood und J. Keck. “Experimental and Theoretical Study of Nitric Oxide Formation in Internal Combustion Engines”. In: *Combustion Science and Technology* 1 (1970), S. 313–326.
- [9] A. Minkos u. a. *Luftqualität 2019*. UBA, 2020.
- [10] U. Platt, D. Perner und H. W. Pätz. “Simultaneous measurement of atmospheric CH₂O, O₃, and NO₂ by differential optical absorption”. In: *Journal of Geophysical Research: Oceans* 84.C10 (1979), S. 6329–6335.
- [11] U. Platt und J. Stutz. *Differential Optical Absorption Spectroscopy*. 2008.

Literatur

- [12] U. Platt u. a. "Broadband Cavity Enhanced Differential Optical Absorption Spectroscopy (CE-DOAS) - applicability and corrections". In: *Atmospheric Measurement Techniques* 2.2 (2009), S. 713–723.
- [13] D. Pöhler und T. Engel. *Bestimmung von realen Lkw NOX-Emissionen (Real Driving Emissions) und hohen Emittlern auf deutschen Autobahnen*. DUH, 2019.
- [14] UBA. *Emissionsstandards: Pkw und leichte Nutzfahrzeuge*. 2020. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/pkw-leichte-nutzfahrzeuge#die-europaische-abgas-gesetzgebung> (besucht am 03.04.2021).
- [15] UBA. *Emissionsstandards: Schwere Nutzfahrzeuge*. 2021. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/schwere-nutzfahrzeuge> (besucht am 03.04.2021).
- [16] UBA. *Luftqualität 2016: Stickstoffdioxid weiter Schadstoff Nummer 1*. 2017. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/luftqualitaet-2016-stickstoffdioxid-weiter> (besucht am 13.02.2021).
- [17] UBA. *Luftqualität 2019: NO2-Rückgang setzt sich fort*. 2020. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/luftqualitaet-2019-no2-rueckgang-setzt-sich-fort> (besucht am 12.02.2021).
- [18] UBA. *Stickstoffdioxid führt zu erheblichen Gesundheitsbelastungen*. 2018. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/no2-krankheitslasten> (besucht am 13.02.2021).
- [19] UBA. *Stickstoffdioxid-Belastung*. 2020. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/stickstoffdioxid-belastung> (besucht am 12.02.2021).
- [20] UBA. *Stickstoffdioxid-Emissionen*. 2020. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/stickstoffdioxid-emissionen#entwicklung-seit-1990> (besucht am 13.02.2021).
- [21] WHO. *Air Quality Guidelines Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. 2005.
- [22] Y. B. Zeldovich. "The Oxidation of Nitrogen in Combustion Explosions". In: *Acta Physicochimica U.S.S.R.* 21 (1946), S. 577–628.

Erklärung

Ich versichere, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

A handwritten signature in blue ink, consisting of several loops and a long horizontal stroke at the end.

Heidelberg, den 09.04.2021,