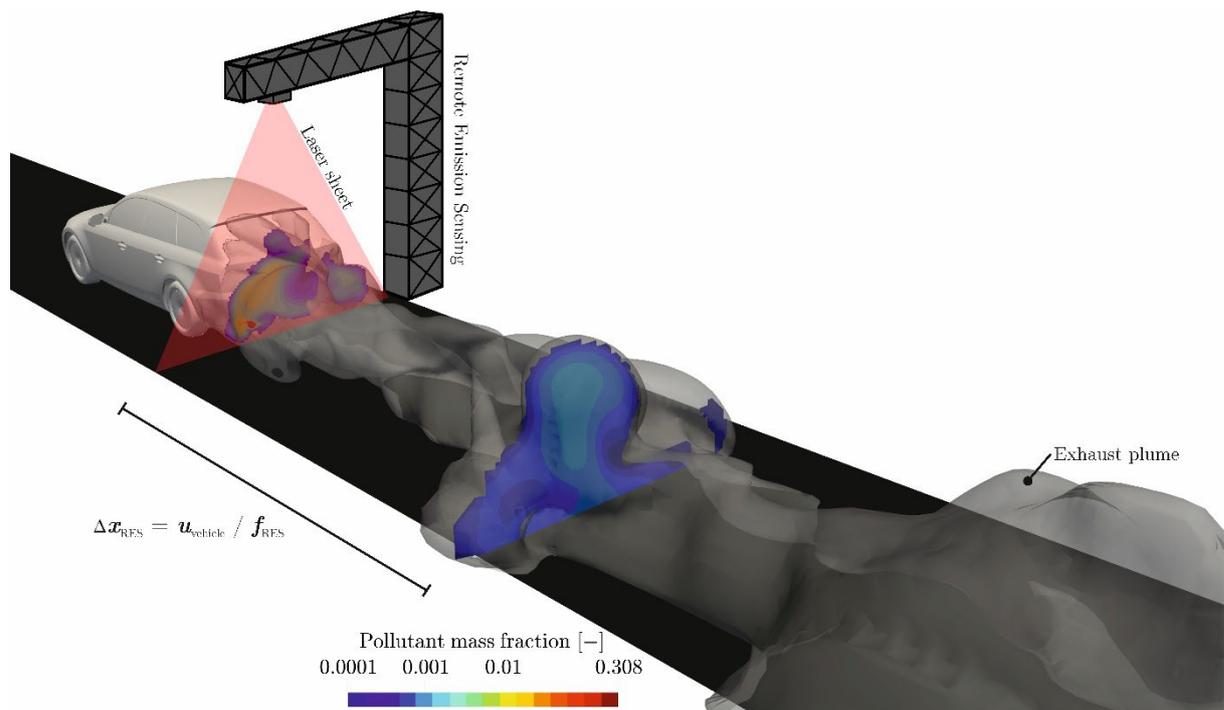




Schlussbericht vom 20. November 2023

# Erfassung und Zuordnung von Emissionsdaten im realen Strassenverkehr mittels Remote Emission Sensing

## ReMOVES2



Quelle: Justin Plogmann, Empa, 2023



**Datum:** 10. November 2023

**Ort:** Bern

**Subventionsgeberin:**

Bundesamt für Energie BFE  
Sektion Energieforschung und Cleantech  
CH-3003 Bern  
[www.bfe.admin.ch](http://www.bfe.admin.ch)

**Subventionsempfänger/innen:**

Empa - Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology  
Überlandstrasse 129, 8600 Dübendorf  
[www.empa.ch](http://www.empa.ch)

**Autor/in:**

Justin Plogmann, Empa, [justin.plogmann@empa.ch](mailto:justin.plogmann@empa.ch)  
Panayotis Dimopoulos Eggenschwiler, Empa, [panayotis.dimopoulos@empa.ch](mailto:panayotis.dimopoulos@empa.ch)

**BFE-Projektbegleitung:**

Hermle Sandra, [sandra.hermle@bfe.admin.ch](mailto:sandra.hermle@bfe.admin.ch)

**BFE-Vertragsnummer:** SI 502085-01

**Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.**



## Zusammenfassung

Remote Sensing Detection oder Remote Emission Sensing (RES) misst Abgasemissionen mittels Absorptionsspektroskopie in der Nachlaufströmung von vorbeifahrenden Fahrzeugen ohne den Verkehr zu beeinträchtigen. Die Absorptionsspektroskopie ist eine Technik, die auf der unterschiedlichen Absorption von verschiedenen Gasen bei einer bestimmten Wellenlänge eines Laser-, UV- oder IR-Strahls durch eine Probe, in diesem Fall die Abgaswolke, beruht. Je grösser die Absorption, desto grösser die Konzentration des Stoffes entlang des Lichtweges. Die Differenz zur vorher erfolgten Messung des Konzentrationshintergrundes wird als Schadstoffkonzentration in der Abgaswolke betrachtet. Daraus erhält man die Menge von einem Schadstoff im Verhältnis zur ausgestossenen Menge CO<sub>2</sub> und man kann die Schadstoffemission im Verhältnis zum Treibstoffverbrauch direkt umrechnen. Somit ist das direkte Ergebnis einer RES-Messung in g Schadstoff pro kg CO<sub>2</sub> oder in g Schadstoff pro kg Treibstoff erhältlich.

Zeitgleich mit den Emissionsmessungen werden Geschwindigkeit und Beschleunigung des vorbeifahrenden Fahrzeuges erfasst. Dies gibt einen Hinweis auf die Motorlast zum Zeitpunkt der Messung. Schliesslich wird das Kennzeichen erfasst, um darüber die technischen Daten des Fahrzeuges abzufragen, insbesondere Emissionsklasse, Antriebsart, Fahrzeugart und -alter, ggf. auch Marke und Modell.

Das vorliegende Projekt hatte als Schwerpunkt die numerische Simulation der Verteilung der Abgas-komponenten in der Fahrzeugnachlaufströmung. Die Ziele der Aktivitäten waren die Erforschung:

- der grundsätzlichen, physikalischen Vorgänge und den sich daraus ergebenden Anforderungen, aber auch den Grenzen für die Messung,
- der Verteilung der Abgaskomponenten und deren örtliche und zeitliche Konzentration, die einem RES-System zur Messung zur Verfügung stehen,
- des Einflusses von diversen fahrzeugspezifischen und umgebungsrelevanten Parametern auf das Messergebnis.

Die Strömung von Luft um das Fahrzeug ist turbulent, instationär und aufgrund des heissen Abgases durch Stoff- und Wärmetransport gekennzeichnet. Als Fahrzeug wurde das speziell für Computational Fluid Dynamics-Anwendungen (CFD) entwickelte und mit Messungen im Windkanal validierte Modell DrivAer gewählt. Ausserdem ist die Form des Fahrzeuges sehr typisch für einen durchschnittlichen Personenwagen auf Schweizer Strassen. Die Strömungsgleichungen wurden gemittelt und nach dem Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) Ansatz gelöst. Dieser Ansatz wurde als ein guter Kompromiss zwischen Genauigkeit und Rechenaufwand ausgewählt. Dennoch war der Rechenaufwand erheblich: Für die umfassende Parameterstudie wurden ca. 150 Simulationen durchgeführt. Die durchschnittliche totale Zeit pro Simulation betrug dabei ca. 240 CPU-Stunden, welche bspw. 20 Stunden auf 12 CPUs entsprechen. Das simulierte Strömungsfeld wurde mit den Messungen um das DrivAer Modell validiert. Weiterhin wurde ein neuer Ansatz angewendet, um die Simulationen weiterhin zu verbessern: Ein hybrider Ansatz basierend auf die Kombination von Large Eddy Simulation (LES) und URANS. Abschliessend wurden Wege erarbeitet, die Simulationen mit genauen aber spärlich verteilten Messdaten zu erweitern und zu korrigieren.

Aus der umfassenden Parameterstudie mit diesen Werkzeugen, konnte eine Reihe von Erkenntnissen über die Möglichkeiten und Rahmenbedingungen, Abgasemissionen mittels RES zu messen, gewonnen werden.

Grundsätzlich haben alle Simulationen gezeigt, dass sich die Abgaswolke sehr stark im nahen Fahrzeugnachlauf verdünnt, was genauer bedeutet, dass 1,5-3 m stromabwärts des Fahrzeuges kein signifikanter Anteil an Abgas messbar sein kann. Für alle verschiedenen Fahr- und Umgebungsbedingungen konnte die höchste Konzentration vom Abgas bzw. Schadstoff in weniger als 0,5 m stromabwärts vom Fahrzeug gefunden werden.

Simulationen, bei denen die Fahrzeuggeschwindigkeit variiert wurde, haben gezeigt, dass die Streuung des wesentlichen Teils des Abgases (Kernabgaswolke) von der Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt. Mit



steigender Geschwindigkeit wird die Kernabgaswolke in alle Richtungen kompakter. Im Hinblick auf RES, verdünnt sich für alle untersuchten Geschwindigkeiten zwischen 30 km/h und 80 km/h die Abgaswolke jedoch relativ identisch, sodass nach 1,5 - 3 m stromabwärts und 0,5 m seitlich (je nach Konfiguration) des Endrohrs der grösste Teil der Verdünnung stattgefunden hat.

Seitenwindsimulationen haben verdeutlicht, dass die Kernabgaswolke nur wenig vom Wind betroffen ist. Bei sehr hohen Seitenwindgeschwindigkeiten verschiebt sich die Konzentrationsspitze in die entsprechende Richtung, jedoch ist vielmehr der weiter stromabwärts liegende Teil der Abgaswolke von dem Wind beeinflusst. Je weiter stromabwärts gegangen wird, desto grösser ist die Auslenkung der Abgaswolke. Messinstrumente mit geringeren Frequenzen, die über eine normale Strassenbreite messen, haben daher Probleme, genügend Messpunkte (während einer Fahrzeugmessung) zur Rekonstruktion des entsprechenden Konzentrationsverhältnisses zu erfassen. Generell hat das Messsystem EDAR hier Vorteile, da die Messfrequenz höher ist und mehr Abgas erfasst werden kann, da zusätzlich in Ebenen gemessen wird.

Die Beschleunigung des Fahrzeuges ist oft wichtig, damit genug Abgas aus dem Endrohr austritt. Dennoch hat eine Beschleunigung ebenso den Effekt, dass die Abgaswolke sich mit der Zeit verkürzt und daher wiederum Probleme für eine gültige Messung (z.B. bei geringer Messfrequenz) birgt. Andererseits verlängert sich die Abgaswolke beim Bremsen, wobei in den Simulationen angenommen wurde, dass noch genug Abgas aus dem Endrohr austritt.

Folglich erfüllt RES die generellen Voraussetzungen zur Ermittlung von korrekten Emissionswerten. Dennoch hat die Parameterstudie aufgezeigt, dass äussere Einflüsse wie Wind oder Fahreigenschaften wie Geschwindigkeit und Beschleunigung, Schwierigkeiten für die RES mit niedrigen Messfrequenzen erzeugen. Dies kann entweder zu einem falschen oder gar ungültigen Messergebnis führen. Zudem können dadurch erhebliche Zweifel für die Zuverlässigkeit von RES-Messungen im Nachlauf von Lastwagen erhoben werden, liegt das Auspuffrohr oft mehr als 10m vor dem Fahrzeugende.

Im Hinblick auf den Einfluss mehrerer hintereinanderfahrender Fahrzeuge ergibt sich, dass in der Abgaswolke des hinteren Fahrzeugs keine signifikante Konzentrationserhöhung aufgrund der Emissionen des ersten Fahrzeuges ermittelt wurde. Dafür aber beeinflusst das Strömungsfeld hinter dem ersten Fahrzeug die Schadstoffverteilung stromab vom zweiten Fahrzeug stark und somit die durch ein RES-Instrument ermittelte Schadstoffkonzentration. Die gegenseitige Beeinflussung ist umso stärker, je geringer der Abstand zwischen den Fahrzeugen ist.

Weitere Simulationen haben gezeigt, dass, sollte das Abgasanalyseinstrument auf einem hinterherfahrenden Fahrzeug aufgestellt sein, die Abgasemission des vorfahrenden Fahrzeuges nur dann korrekt ermittelt wird, wenn der Abstand der beiden Fahrzeuge weniger als 3m ist.

Ein weiteres Ziel des Projektes bestand in der Aufstellung von Korrelationen zwischen den von RES gemessenen und der, von auf den Fahrzeugen mitgeführten SEMS, gemessenen Fahrzeugemission. Dazu wurden spezielle, auf einer abgesperrten Teststrecke durchgeführte, Messungen mit mehreren Fahrzeugen ausgewertet. Die Messungen fanden im Rahmen eines vom ASTRA finanzierten Projektes statt.

Die Auswertungen zeigten:

- Die Differenzen der Messungen von RES und vom SEMS hatten eine hohe Variation, diese betraf insbesondere die Messungen mit dem RES-Instrument mit der tieferen Frequenzauflösung und dem Messprinzip entlang einer Linie.
- Sichere Bestimmung der NO<sub>x</sub>-Emissionskonzentration und der Trends beim PW Euro 5, also bei relativ hohen Emissionen.
- Tendenzielle Überschätzung um ca. 0,5-0,75 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff bei niedrigen Emissionen dabei traten aber auch sehr hohe Überschätzungen auf, manchmal jedoch auch Unterschätzungen.
- Die ermittelte Unsicherheit der RES ist ca.  $\pm 0.75$  g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff. Vermutlich stammt diese Unschärfe aus der ungenauen Messung des NO<sub>2</sub>.



- Das RES-Instrument mit der hohen Frequenzauflösung und dem Messprinzip entlang einer Ebene, zeigte an einem Messtag eine nahezu perfekte Korrelation mit den instantanen SEMS-Messwerten. Diese Übereinstimmung kann kein Zufall sein und zeigt das Potenzial, das bei korrekter Aufstellung und Betrieb in der Messtechnik steckt.
- Die Korrelation von einer einzigen RSD-Messung mit der zugehörigen SEMS-Messung ist schwach.
- Eine Abschätzung der tatsächlichen Fahrzeugemission erhält man, sollte das Ergebnis der RES-Messung mit dem während der Messung aktuellen Treibstoffverbrauch multipliziert werden. Dieser ist nicht bekannt, kann jedoch mit Hilfe der Fahrparameter (Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrzeugbeladung, Steigung der Strasse) abgeschätzt werden. Dies ist mit einiger Unsicherheit behaftet, bei PWs hauptsächlich wegen der unbekannten aktuellen Beschleunigung, resp. Verzögerung, und bei Lkws aufgrund der (unbekannten) aktuellen Beladung.

NOx-Daten aus den RES-Messungen in öffentlichen Strassen in der Schweiz wurden für alle Euro-Typenprüfklassen gemittelt und mit den entsprechenden, neuesten HBEFA Emissionsfaktoren verglichen. Die Übereinstimmung ist gut, einige Abweichungen wurden aber auch festgestellt.

## Résumé

Le Remote Sensing Detection ou Remote Emission Sensing (RES) mesure les émissions de gaz d'échappement par spectroscopie d'absorption dans le sillage des véhicules qui passent sans gêner la circulation. La spectroscopie d'absorption est une technique basée sur la différence d'absorption de différents gaz à une longueur d'onde donnée d'un faisceau laser, UV ou IR, par un échantillon, dans ce cas le nuage de gaz d'échappement. Plus l'absorption est importante, plus la concentration de la substance le long du trajet de la lumière est élevée. La différence par rapport à la mesure précédente de la concentration référence est considérée comme la concentration de polluant dans le nuage de gaz d'échappement. On obtient ainsi la quantité d'un polluant par rapport à la quantité de CO<sub>2</sub> émise et on peut directement convertir l'émission de polluants par rapport à la consommation de carburant. Ainsi, le résultat direct d'une mesure RES est disponible en g de polluant par kg de CO<sub>2</sub> ou en g de polluant par kg de carburant.

La vitesse et l'accélération du véhicule qui passe sont enregistrées en même temps que les mesures d'émissions. Cela donne une indication sur la charge du moteur au moment de la mesure. Enfin, le numéro d'immatriculation est saisi afin d'obtenir les données techniques du véhicule, notamment la classe d'émission, le type de propulsion, le type et l'âge du véhicule, ainsi que la marque et le modèle le cas échéant.

Le présent projet était axé sur la simulation numérique de la dispersion des composants des gaz d'échappement dans l'écoulement de sillage du véhicule. Les objectifs des activités étaient d'étudier :

- Les processus physiques fondamentaux et les exigences qui en découlent, mais aussi les limites de la mesure,
- La dispersion des composants des gaz d'échappement et leur concentration locale et temporelle, qui sont à la disposition d'un système RES pour la mesure,
- L'influence de divers paramètres spécifiques au véhicule et à l'environnement sur le résultat de la mesure.

L'écoulement de l'air autour du véhicule est turbulent, instationnaire et se caractérise par un transport de matière et de chaleur en raison de la chaleur des gaz d'échappement. Le véhicule choisi est le modèle DrivAer, spécialement développé pour les applications de la dynamique des fluides (CFD) et validé par des mesures en soufflerie. De plus, la forme du véhicule est très typique d'une voiture de



tourisme moyenne sur les routes suisses. Les équations d'écoulement ont été résolues selon l'approche Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS). Cette approche a été choisie comme un bon compromis entre la précision et la charge de calcul. Néanmoins, l'effort de calcul a été considérable : environ 150 simulations ont finalement été effectuées pour l'étude paramétrique complète. Le temps total moyen par simulation était d'environ 240 heures CPU, ce qui correspond par exemple à 20 heures sur 12 CPU. Le champ d'écoulement simulé a été validé par des mesures autour du modèle DrivAer. En outre, une nouvelle approche a été utilisée pour améliorer les simulations : Une approche hybride basée sur la combinaison de Large Eddy Simulation (LES) et URANS.

L'étude complète des paramètres à l'aide de ces outils a permis d'acquérir un certain nombre de connaissances sur les possibilités et les conditions de mesure des émissions de gaz d'échappement à l'aide de RES.

En principe, toutes les simulations ont montré que le nuage de gaz d'échappement se dilue très fortement dans le sillage proche du véhicule, ce qui signifie plus précisément qu'aucune proportion significative de gaz d'échappement n'est mesurable entre 1,5 et 3 m en aval du véhicule. Pour toutes les conditions de conduite et d'environnement, la plus forte concentration de gaz d'échappement ou de polluants a été trouvée à moins de 0,5 m en aval du véhicule.

Des simulations faisant varier la vitesse du véhicule ont montré que la dispersion de la majeure partie des gaz d'échappement (noyau du nuage de gaz d'échappement) dépendait de la vitesse du véhicule. Plus la vitesse augmente, plus le noyau du nuage de gaz d'échappement devient compact dans toutes les directions. Cependant, en ce qui concerne le RES, pour toutes les vitesses étudiées entre 30 km/h et 80 km/h, le nuage de gaz d'échappement se dilue de manière relativement identique, de sorte qu'après 1,5 à 3 m en aval et 0,5 m sur le côté (selon la configuration) du tuyau d'échappement, la plus grande partie de la dilution a eu lieu.

Les simulations de vent latéral ont montré que le noyau du nuage d'effluents n'est que peu affecté par le vent. Lorsque la vitesse du vent latéral est très élevée, le pic de concentration se déplace dans la direction correspondante, mais c'est plutôt la partie du nuage de gaz d'échappement située plus en aval qui est influencée par le vent. Plus on va en aval, plus la déviation du nuage de gaz d'échappement est importante. Les instruments de mesure à basse fréquence qui mesurent sur une largeur de route normale ont donc du mal à enregistrer suffisamment de points de mesure (pendant une mesure de véhicule) pour reconstruire le rapport de concentration correspondant. En général, le système de mesure EDAR présente ici des avantages, car la fréquence de mesure est plus élevée et il est possible de détecter davantage de gaz d'échappement, car les mesures sont en outre effectuées dans des plans.

L'accélération du véhicule est souvent importante pour qu'une quantité suffisante de gaz sorte du tuyau d'échappement. Cependant, l'accélération a également pour effet de raccourcir le nuage de gaz d'échappement avec le temps, ce qui pose des problèmes pour une mesure valable (par exemple en cas de fréquence de mesure faible). Inversement, le nuage de gaz d'échappement s'allonge lors du freinage, en supposant dans les simulations qu'il y a encore suffisamment de gaz d'échappement qui sortent du tuyau final.

Par conséquent, le RES remplit les conditions générales pour déterminer des valeurs d'émission correctes. Néanmoins, l'étude des paramètres a montré que des influences extérieures telles que le vent ou des conditions de conduite telles que la vitesse et l'accélération, créent des difficultés pour le RES avec des fréquences de mesure basses. Cela peut conduire à un résultat de mesure erroné ou même invalide. De plus, cela peut jeter un doute important sur la fiabilité des mesures RES dans le sillage des camions, le tuyau d'échappement se trouvant souvent à plus de 10 m de l'extrémité du véhicule.

En ce qui concerne l'influence de plusieurs véhicules roulant l'un derrière l'autre, il s'avère qu'aucune augmentation significative de la concentration due aux émissions du premier véhicule n'a été constatée dans le nuage d'échappement du véhicule de queue. En revanche, l'écoulement derrière le premier véhicule influence fortement la répartition des polluants en aval du deuxième véhicule et donc la concentration de polluants déterminée par un instrument RES. L'influence mutuelle est d'autant plus forte que la distance entre les véhicules est faible.



Des simulations supplémentaires ont montré que si l'instrument d'analyse des gaz d'échappement est placé sur un véhicule qui suit, les émissions de gaz d'échappement du véhicule qui précède ne sont correctement déterminées que si la distance entre les deux véhicules est inférieure à 3 mètres.

Un autre objectif du projet était d'établir des corrélations entre les émissions de véhicules mesurées par le RES et celles mesurées par le SEMS embarqué sur les véhicules. Pour ce faire, des mesures spéciales ont été effectuées sur une piste d'essai fermée avec plusieurs véhicules. Ces mesures ont été effectuées dans le cadre d'un projet financé par l'OFROU.

Les évaluations ont montré :

- Les différences entre les mesures du RES et du SEMS présentaient une forte variation, en particulier pour les mesures effectuées avec l'instrument RES dont la résolution en fréquence est plus faible et le principe de mesure le long d'une ligne.
- Détermination sûre de la concentration des émissions de NO<sub>x</sub> et des tendances pour le PW Euro 5, donc avec des émissions relativement élevées.
- Tendance à la surestimation d'environ 0,5 à 0,75 g de NO<sub>x</sub> par kg de carburant pour les faibles émissions, mais il y a aussi eu des surestimations très élevées, et parfois aussi des sous-estimations.
- L'incertitude des RES est d'environ ±0,75 g de NO<sub>x</sub> par kg de carburant. Cette incertitude provient probablement de la mesure imprécise du NO<sub>2</sub>.
- L'instrument RES avec la haute résolution de fréquence et son principe de mesure le long d'un plan, a montré une corrélation presque parfaite avec les valeurs instantanées du SEMS lors d'une journée de mesure. Cette concordance ne peut pas être un hasard et montre le potentiel de la technique de mesure lorsqu'elle est correctement installée et utilisée.
- La corrélation entre une seule mesure RSD et la mesure SEMS correspondante est faible.
- Une estimation des émissions réelles du véhicule est obtenue en multipliant le résultat de la mesure RES par la consommation de carburant actuelle pendant la mesure. Celle-ci n'est pas connue, mais peut être estimée à l'aide des paramètres de conduite (vitesse du véhicule, charge du véhicule, pente de la route). Cette méthode est entachée d'une certaine incertitude, principalement en raison de l'accélération ou de la décélération actuelle inconnue pour les voitures et de la charge actuelle (inconnue) pour les camions.

Les données NO<sub>x</sub> issues des mesures RES sur les routes publiques en Suisse ont été moyennées pour toutes les classes d'essai de type Euro et comparées avec les facteurs d'émission HBEFA correspondants les plus récents. La concordance est bonne, mais quelques divergences ont été constatées.

## Summary

Remote Sensing Detection or Remote Emission Sensing (RES) measures exhaust emissions by absorption spectroscopy in the wake of passing vehicles without interfering with traffic. Absorption spectroscopy is a technique based on different absorption of different gases at a certain wavelength of a laser, UV or IR beam by a sample, in this case the exhaust plume. The greater the absorption, the greater the concentration of the substance along the light path. The difference to preceding measurements of the concentration background is regarded as the pollutant concentration in the exhaust gas cloud. This gives the amount of a pollutant in relation to the amount of CO<sub>2</sub> emitted and the pollutant emission can be directly converted in relation to the instantaneous fuel consumption. The direct result of an RES measurement is therefore available in g of pollutant per kg of CO<sub>2</sub> or in g of pollutant per kg of fuel.



The speed and acceleration of the passing vehicle are recorded at the same time as the emission measurements. This provides an indication of the engine load at the time of the measurement. Finally, the license plate number is recorded to retrieve the technical data of the vehicle, in particular the emission class, drive type, vehicle type and age, and possibly also the make and model.

This project focused on the numerical simulation of the distribution of exhaust gas components in the vehicle wake. The objectives of the activities were to research:

- the basic, physical processes and the resulting requirements, but also the limits for the RES measurement technology,
- the distribution of the exhaust gas components and their local and temporal concentration, which are available in the vehicle wake to an RES system for measurement,
- the influence of various vehicle-specific and environmentally relevant parameters on the measurement result.

The flow of air around the vehicle is turbulent, unsteady and characterized by mass and heat transfer due to the hot exhaust. The vehicle chosen was the DrivAer model, which was specially developed for computational fluid dynamics (CFD) applications and validated with measurements in the wind tunnel. In addition, the shape of the vehicle is very typical of an average passenger car on Swiss roads. The flow equations were averaged and solved using the Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) approach. This approach was chosen as a good compromise between accuracy and computational effort. Nevertheless, the computational effort was considerable: in the end, about 150 simulations were performed for the comprehensive parameter study. The average total time per simulation was approx. 240 CPU hours, which corresponds to 20 hours on 12 CPUs, for example. The simulated flow field was validated with the measurements around the DrivAer model. Furthermore, a new approach was used to further improve the simulations: A hybrid approach based on the combination of Large Eddy Simulation (LES) and URANS.

From the comprehensive parameter study with these tools, several insights have been acquired for the potential and conditions of measuring exhaust emissions using RES.

In principle, all simulations have shown that the exhaust gas plume is very diluted in the near wake of the vehicle, which means more precisely that no significant proportion of exhaust gas can be measured 1.5-3 m downstream of the vehicle. For all different driving and environmental conditions, the highest concentration of exhaust gas or pollutant was found less than 0.5 m downstream of the vehicle.

Simulations in which the vehicle speed was varied have shown that the dispersion of the essential part of the exhaust gas (core exhaust plume) depends on the vehicle speed. With increasing speed, the core exhaust plume becomes more compact in all directions. Regarding RES, however, the exhaust gas cloud is diluted relatively identically for all investigated speeds between 30 km/h and 80 km/h, so that most of the dilution has taken place 1.5 - 3 m downstream and 0.5 m to the side (depending on the configuration) of the tailpipe.

Crosswind simulations have made it clear that the core exhaust gas plume is only slightly affected by the wind. At very high crosswind speeds, the concentration peak shifts in the corresponding direction, but it is the part of the exhaust gas plume further downstream that is affected by the wind. The further downstream you go, the greater the deflection of the exhaust gas cloud. Measuring instruments with lower frequencies, which measure over a normal road width, therefore have problems capturing enough measuring points (during a vehicle measurement) to reconstruct the corresponding concentration ratio. In general, the EDAR measurement system has advantages here, as the measurement frequency is higher and more exhaust gas can be captured, as measurements taken over entire planes.

Acceleration of the vehicle is often important to ensure that enough exhaust gas emerges from the tailpipe. However, acceleration also has the effect of shortening the exhaust gas cloud over time, which in turn causes problems for a valid measurement (e.g. with a low measurement frequency). Conversely,



the exhaust gas cloud lengthens during braking, whereby it was assumed in the simulations that there is still enough exhaust gas coming out of the tailpipe.

Consequently, RES fulfils the general requirements for determining correct emission values. Nevertheless, the parameter study has shown that external influences such as wind or driving characteristics such as speed and acceleration create difficulties for the RES with low measurement frequencies. This can lead to either incorrect or even invalid measurement results. In addition, this can cast considerable doubt on the reliability of RES measurements in the wake of trucks, as the exhaust pipe is often more than 10 m upstream the end of the vehicle.

Regarding the influence of several vehicles driving behind each other, no significant increase in concentration was determined in the exhaust cloud of the rear vehicle due to the emissions of the first vehicle. However, the flow field behind the first vehicle strongly influences the pollutant distribution downstream of the second vehicle and thus the pollutant concentration determined by an RES instrument. The smaller the distance between the vehicles, the stronger the mutual influence.

Further simulations have shown that if the exhaust gas analysis instrument is installed on a vehicle driving behind, the exhaust gas emission of the vehicle driving in front is only correctly determined if the distance between the two vehicles is less than 3m.

A further aim of the project was to establish correlations between the vehicle emissions measured by RES and those measured by SEMS carried on the vehicles. For this purpose, special measurements carried out on a cordoned-off test track with several vehicles have been performed. The measurements were carried out as part of a project funded by the Swiss Federal Office of Streets, FEDRO.

The evaluations showed:

- The differences between the measurements from the RES and from the SEMS had high variability, this particularly concerned the measurements with the RES instrument with the lower frequency resolution and the measurement principle along a line.
- Reliable determination of the  $\text{NO}_x$  emission concentration and the trends of a Euro 5 light duty vehicle, i.e. at relatively high emissions.
- Tendency to overestimate by approx. 0.5-0.75 g  $\text{NO}_x$  per kg fuel at low emissions, but also very high overestimates and sometimes equally high underestimates.
- The calculated uncertainty of the RES is approx.  $\pm 0.75$  g  $\text{NO}_x$  per kg fuel. This uncertainty presumably stems from the inaccurate measurement of  $\text{NO}_2$ .
- The RES instrument with the high frequency resolution and the measuring principle along a plane showed an almost perfect correlation with the instantaneous SEMS measured values on one measuring day. This correlation cannot be a coincidence and shows the potential of the measurement technology when set up and operated correctly.
- The correlation of a single RSD measurement with the corresponding SEMS measurement is weak.
- An estimate of the actual vehicle emissions can be obtained by multiplying the result of the RES measurement by the current fuel consumption during the measurement. This is not known but can be estimated using the driving parameters (vehicle speed, vehicle load, gradient of the road). This is subject to some uncertainty, for cars mainly due to the unknown current acceleration or deceleration, and for trucks due to the (unknown) current load.

$\text{NO}_x$  data from the RES measurements on public roads in Switzerland were averaged for all Euro type approval classes and compared with the corresponding, latest HBEFA emission factors. The agreement is good, but some deviations were also found.



## Take-home messages

- Umfangreiche numerische Simulationen in diesem Projekt haben gezeigt, dass die Emissionsinformation in den 0.5-3m stromab vom Fahrzeug, unabhängig von Fahr- oder Umgebungsparametern, enthalten ist. Weiter stromab ist die Verdünnung zu stark. Dies stellt eine wichtige Anforderung für die Messfrequenz der RES-Instrumente. Die Zuverlässigkeit von RES-Messungen hinter Lastwagen kann zudem in Frage gestellt werden.
- Diese Arbeit unterstreicht das Potenzial von hybriden LES/RANS-Simulationen zur Verbesserung der Genauigkeit von Vorhersagen der Abgaswolkenausbreitung, welche für die Optimierung von RES-Messungen von entscheidender Bedeutung ist.
- Eine direkte Korrelation zwischen der von einem RES gemessenen Abgaskonzentration und der tatsächlichen Fahrzeugemission ist mit grösseren Unsicherheiten behaftet, zum einen wegen dem momentanen Charakter der RES-Messung und zum anderen wegen der Messunsicherheit der Instrumente selbst. Experimente deuten auf mangelnde Erfassung der Lkw Abgaswolken hin.
- Gemittelte NO<sub>x</sub> Messwerte aus RES-Messungen auf öffentlichen Schweizer Strassen stimmen recht gut mit den neuesten HBEFA Emissionsfaktoren überein.



# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>3</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>5</b>
<b>Summary</b> .....	<b>7</b>
<b>Take-home messages</b> .....	<b>10</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>11</b>
<b>Abkürzungsverzeichnis</b> .....	<b>13</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>14</b>
1.1 Remote Emission Sensing .....	14
1.2 Motivation des Projektes .....	15
1.3 Projektziele .....	15
<b>2 Vorgehen und Methode der numerischen Simulation der Verteilung der Schadstoffkomponenten im Fahrzeugnachlauf</b> .....	<b>16</b>
2.1 Direkte Numerische Simulation (DNS) .....	16
2.2 Large Eddy Simulation (LES) .....	16
2.3 Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) .....	16
2.4 Hybrid LES/(U)RANS .....	18
2.5 Rechengebiet und Randbedingungen .....	19
2.5.1 Abgasendrohr .....	20
2.6 Rechengitter .....	21
<b>3 Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>22</b>
3.1 Ergebnisse und Diskussion AP1: <i>Simulation der Verteilung einer Schadstoffkomponente in der Nachlaufströmung eines Fahrzeugs, Vergleich und Evaluation mit den Messdaten aus den verschiedenen RES-Technologien</i> .....	22
3.1.1 RES-Messungen im Nachlauf .....	25
3.1.2 Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit .....	25
3.1.3 Einfluss vom Seitenwind .....	27
3.1.4 Messfrequenz und Einfluss der Detektor-Empfänger Distanz gegeben durch die Strassenbreite .....	28
3.1.5 Einfluss von einem vorausfahrenden Fahrzeug .....	30
3.2 Höhere Genauigkeit durch hybride LES/RANS Simulationen .....	32
3.3 Ergebnisse und Diskussion AP2: <i>Korrelation der gemessenen Konzentrationen in der Nachlaufströmung zu der Auspuffkonzentration der gemessenen Fahrzeuge</i> .....	33
3.3.1 Vergleich OPUS mit SEMS-Messungen .....	34
3.3.2 Vergleich EDAR mit SEMS-Messungen .....	37
3.4 Ergebnisse und Diskussion AP3: <i>Evaluation und Auflagen zum Einsatz der RES-Technologie für die Identifikation von Alterungsverhalten der Abgasreinigungsanlagen von Fahrzeugen</i> ..	39



3.5	Ergebnisse und Diskussion AP4: <i>Bewertung und Zusammenführung der Messungen in den verschiedenen, beteiligten Ländern, Aufbau einer gemeinsamen Datenbank</i> .....	43
4	<b>Schlussfolgerungen und Fazit</b> .....	<b>44</b>
5	<b>Ausblick und zukünftige Umsetzung</b> .....	<b>44</b>
6	<b>Nationale und internationale Zusammenarbeit</b> .....	<b>45</b>
7	<b>Publikationen</b> .....	<b>45</b>
8	<b>Literaturverzeichnis</b> .....	<b>46</b>



## Abkürzungsverzeichnis

CFD	Computational Fluid Dynamics
DNS	Direct Numerical Simulation
EWA	Exponential Weighted Averaging
LES	Large Eddy Simulation
PEMS/SEMS	Portable Emissions Measurement System/Smart Emissions Measurement System
PIMPLE	Pressure Implicit Split Operator Method for Pressure Linked Equations
RANS	Reynolds-Averaged Navier-Stokes
RES	Remote Emission Sensing
RS	Remote Sensing
URANS	Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes



# 1 Einleitung

Der Betrieb eines Fahrzeugs mit Verbrennungsmotor resultiert je nach Zustand der Abgasnachbehandlung in unterschiedlichem Schadstoffausstoss. Diese Schadstoffe, wie Stickoxide (NO<sub>x</sub>), haben negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Einige Studien, zum Beispiel [1,2], berichten von Überschreitungen der Grenzwerte für Konzentrationen in der Umgebungsluft einiger europäischer Städte. Seit 2017 [3] wird die Prüfung der Fahrzeugemissionen sowohl durch den Einbau eines portablen Emissionsmesssystems (PEMS) in das Testfahrzeug als auch in einem Labor auf einem Rollenprüfstand durchgeführt, während das Fahrzeug in einem festgelegten Testzyklus gefahren wird. Beide Ansätze sind jedoch nicht in der Lage, alle realen Bedingungen widerzuspiegeln. Aus diesem Grund ist das Remote Emission Sensing (RES) auf grösseres Interesse gestossen, welches ermöglicht, eine grosse Anzahl von Fahrzeugen unter realen Bedingungen zu testen. RES wird direkt neben der Strasse platziert, wobei das Testfahrzeug vollständig von der Emissionsprüfeinrichtung getrennt ist. Neben der Möglichkeit, die Flotte der Schweiz durch statistische Auswertungen zu charakterisieren, ist die Idee hinter RES, Fahrzeuge mit zu hohen Emissionen unter realen Bedingungen (Alterung und/oder Schäden der Abgasnachbehandlung, Manipulationen) zu identifizieren. RES misst im Wesentlichen das Verhältnis von Schadstoffkonzentrationen zur CO<sub>2</sub>-Konzentration. Um eine Antwort auf die Frage zu finden, inwieweit RES vertrauenswürdig für die Messung von einem einzelnen Fahrzeug ist, muss das turbulente Strömungsverhalten des Fahrzeugnachlaufs und dessen Einfluss auf die Verteilung der Abgaswolke verstanden werden. Die numerische Strömungsmechanik (Computational Fluid Dynamics, CFD), ein sehr leistungsfähiges Werkzeug zur Analyse von Fluidströmungen, wird im Rahmen des vorliegenden Projektes für eine solche Analyse eingesetzt. Daher wird für diese Arbeit, die Verteilung einer Abgaswolke hinter einem Fahrzeug mit Hilfe von CFD untersucht. Parameterstudien wurden durchgeführt, um verschiedene Eigenschaften der Abgaswolke mit den gegebenen Umständen zu verknüpfen. Bei den gewählten Parametern handelt es sich zum einen um fahrzeugbezogene Merkmale wie die Position und Ausrichtung des Abgasendrohrs. Zusätzlich wird der Wind als allgemeiner externer Effekt in die Studie aufgenommen, wobei zwischen Ausrichtung und Geschwindigkeit unterschieden wird. Letztlich wird ein Ausblick auf den Einfluss von vorausfahrenden Fahrzeugen untersucht, so dass das Potential von Abgasmessungen aus einem hinterherfahrenden Fahrzeug abgeschätzt wird.

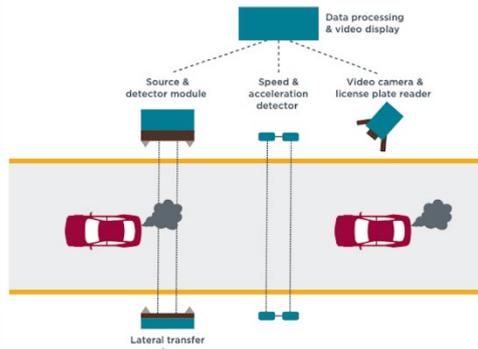
## 1.1 Remote Emission Sensing

Remote Emission Sensing (RES) misst Abgasemissionen durch Absorptionsspektroskopie, ohne den Verkehr zu beeinträchtigen. Die Absorptionsspektroskopie ist eine Technik, die auf der unterschiedlichen Absorption bei einer bestimmten Wellenlänge eines Laser-, UV- oder IR-Strahls durch eine Probe, in diesem Fall die Abgaswolke, beruht. Das Erfassungssystem besteht aus drei Einheiten: Die erste ist der Sensor, der Informationen über die Schadstoffmenge pro Kraftstoffverbrauch erfasst. Die zweite Einheit ist ein Geschwindigkeits-/Beschleunigungssensor, der mit der Emission gekoppelt werden kann, um die Motorlast zu bestimmen. Die letzte Einheit ist eine Kamera, die das Nummernschild aufzeichnet, um später auf zusätzliche Informationen aus der Fahrzeugdatenbank zuzugreifen. Dazu gehört die zertifizierte Abgasnorm, das Jahr der Erstzulassung, die Kraftstoffart, die Motornennleistung, das Gesamtgewicht des Fahrzeugs, die Fahrzeugmarke und das Modell. Zusammen ergeben diese drei Einheiten die verbrauchsabhängige Emission in Gramm Schadstoff pro Kilogramm verbrauchtem Kraftstoff bei einer bestimmten Motorlast.

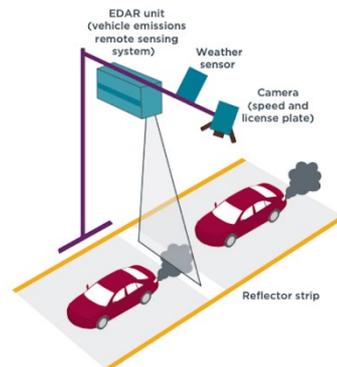
Auf dem Markt gibt es zwei Haupttechnologien OPUS RSD 5500 [6] und Emission Detector and Reporting (EDAR) [7]. Bei OPUS RSD 5500 werden die Emissionssensoren neben der Strasse platziert und ihre Strahlen in einer Höhe über die Strasse gerichtet. Das Licht wird von einem Spiegel auf der anderen Strassenseite zurückgeworfen und auf einen Detektor fokussiert (Abb. 2). Während OPUS RSD 5500 in 1D misst, erfasst EDAR die Schadstoffe in der gesamten zweidimensionalen Ebene, wie in Abb. 1 dargestellt. Es verwendet eine Laserlichtquelle, die die Messung selektiver und präziser für den/die untersuchten Schadstoff(e) macht, und ist über der Strasse angebracht, wobei der Strahl nach unten und nicht über die Strasse gerichtet ist. Der Laserstrahl wird von einem auf der Fahrbahnoberfläche



installierten Reflektorstreifen zurückgestreut. In beiden Fällen wird davon ausgegangen, dass die Messschwächung des Strahls proportional zur Schadstoffkonzentration ist. Da diese Schadstoffe sowohl aus den Abgasen des gerade vorbeifahrenden Fahrzeugs als auch aus der Hintergrundbelastung der Umgebungsluft stammen können, wird die Schadstoffkonzentration, die gemessen wurde, bevor das Fahrzeug den Strahl kreuzte, als Hintergrundbelastung angenommen.



**Abb. 1** OPUS RSD 5500 Messeinrichtung [3,4].



**Abb. 2** EDAR-Messeinrichtung [3,5].

## 1.2 Motivation des Projektes

Die Bewertung und Beurteilung einer RES-Messung ist derzeit Gegenstand der Forschung. Der Wunsch ist es aus einer Schadstoffkonzentrationsmessung in der Nachlaufströmung vom Fahrzeug auf die tatsächliche Schadstoffemission des Fahrzeuges am Abgasrohr zu schliessen. Dabei müssen womöglich alle beeinflussenden Parameter, (fahrzeugkinetische, -geometrische und Umgebungsparameter) berücksichtigt werden. Auf Basis von numerischen Simulationen lässt sich eine umfassende Analyse der wichtigsten Faktoren für die Auswertung der RES-Daten gewinnen. Die Reproduzierbarkeit in der Realität von den Umgebungsparametern, bei denen die RES-Daten gewonnen wurden, ist sehr schwierig und systematische Parametervariation unmöglich. Somit stellt die Simulation eine Schlüsseldisziplin dar. Auf Basis der Simulationstools, werden spezielle Zustände (messtechnische, meteorologische, topographische) bei den Messungen im ReMOVES2 Projekt untersucht und analysiert. Zusätzlich werden die Möglichkeiten der verschiedenen Messprinzipien analysiert und verglichen.

## 1.3 Projektziele

Das vorliegende Projekt ist in 4 Arbeitspakete (AP) gegliedert, jedes mit eigenen Projektzielen:

*AP 1: Simulation der Verteilung einer Schadstoffkomponente in der Nachlaufströmung eines Fahrzeugs, Vergleich und Evaluation mit den Messdaten aus den verschiedenen RES-Technologien*

*AP2: Korrelation der gemessenen Konzentrationen in der Nachlaufströmung zu der Auspuffkonzentration der gemessenen Fahrzeuge*

Diese Korrelationen werden mit den Simulationen aufgestellt und mit einer Reihe von Messungen verglichen, wo eine kleine Anzahl von Fahrzeugen mit einem PEMS (=Portable Emission Measurement System) ausgestattet sein werden und gleichzeitig von den RES-Anlagen gemessen werden



*AP 3: Evaluation und Auflagen zum Einsatz der RES-Technologie für die Identifikation von Alterungsverhalten der Abgasreinigungsanlagen von Fahrzeugen*

*AP 4: Bewertung und Zusammenführung der Messungen in den verschiedenen, beteiligten Ländern, Aufbau einer gemeinsamen Datenbank.*

## **2 Vorgehen und Methode der numerischen Simulation der Verteilung der Schadstoffkomponenten im Fahrzeugnachlauf**

Die Strömung von Luft um das Fahrzeug bei austretenden Schadstoffen aus dem Abgasendrohr ist turbulent, instationär und aufgrund des heissen Abgases durch Spezies- und Wärmetransport gekennzeichnet. Zur Beschreibung einer solchen Strömung werden die dichteabhängigen Navier-Stokes Gleichungen herangezogen, welche jedoch keine analytische Lösung besitzen. Daher wird durch eine Diskretisierung in Zeit und Raum mittels der Finite-Volumen-Methode die Möglichkeit einer numerischen Lösung geschaffen. Aufgrund der Turbulenz ergeben sich jedoch diverse Schwierigkeiten, welche durch verschiedene Lösungsansätze behandelt werden können. Im Folgenden wird auf eben diese verschiedenen Ansätze eingegangen und die Wahl für dieses Projekt begründet.

### **2.1 Direkte Numerische Simulation (DNS)**

Das Ziel der DNS ist die numerische Lösung der Navier-Stokes-Gleichungen auf allen Zeit- und Längenskalen. Dies bedeutet, dass alle Längenskalen, von den kleinsten Kolmogorov-Skalen bis zu den grössten integralen Längenskalen  $L$ , die oft problemabhängig sind, berücksichtigt werden. Daher ist die Rechenzeit für eine gegebene 3D-Strömung von der Reynoldszahl abhängig als  $Re^3$ . Durch den sehr hohen numerischen Aufwand ist diese Methode eher als ein Forschungswerkzeug für einfache Strömungen mit niedriger Reynoldszahl zu betrachten und für praxisrelevante Simulationen nicht geeignet. Daher wird sie hier nicht weiter diskutiert.

### **2.2 Large Eddy Simulation (LES)**

Die Grobstruktur- oder Large Eddy Simulation löst die räumlich gefilterten Navier-Stokes-Gleichungen. Somit werden alle Turbulenzelemente aufgelöst, die grösser sind als die gewählte räumliche Filterweite. Die Vernachlässigung der herausgefilterten kleineren Turbulenzelemente muss daher durch ein geeignetes Turbulenzmodell approximiert werden.

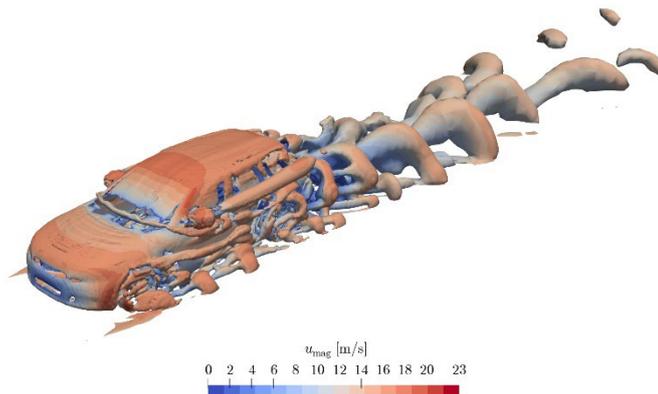
Der zeitliche Aufwand für eine LES ist geringer als bei einer DNS, jedoch erfordert sie ebenfalls, eine dreidimensionale, zeitabhängige Berechnung.

Bei Strömungen mit hohen Reynoldszahlen und komplizierter Geometrie, bei denen der Einsatz von DNS nicht geeignet ist, stellt die LES insbesondere für Strömungen mit freier Scherung, bei denen der Rechenaufwand der LES nur schwach von der Reynoldszahl ( $Re^{0,4}$ ) abhängig ist [12,13], einen guten Kompromiss dar. Auf einem durchschnittlichen Arbeitsplatzrechner ist eine LES-Simulation jedoch oftmals nicht möglich, aufgrund der benötigten Rechenressourcen insbesondere bei wandbegrenzten Strömungen, bei denen der Rechenaufwand von LES mit  $Re^{1,8}$  skaliert, ähnlich wie bei der direkten numerischen Simulation (DNS), die mit  $Re^{9/4}$  skaliert.

### **2.3 Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS)**

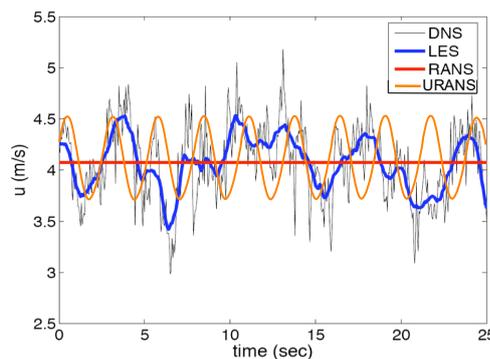


Da DNS und LES für diese Anwendung zu rechenintensiv sind, werden die Unsteady Reynolds-Averaged Navier-Stokes (URANS) Gleichungen verwendet. Auf diese Weise werden die turbulenten Skalen modelliert, jedoch grosse, kohärente Wirbelstrukturen durch eine zeitliche Komponente simuliert. Diese Strukturen sind kohärent, da sie in einer gewissen Regelmässigkeit auftreten. Das heisst, dass durch die Ablösung der Strömung entlang des Fahrzeuges nicht nur sehr viele kleine turbulente Wirbel, sondern auch wiederkehrende grosse Wirbel entstehen (siehe Abb. 3).



**Abb. 3** ISO-Flächen des Q-Kriteriums mit der Geschwindigkeitsgrösse farbkodiert.

Die Strömung wird dennoch nur im Mittel betrachtet, sodass jegliche, turbulente Fluktuationen der Strömung im Turbulenzmodell zusammengefasst sind. In Abb. 4 ist ein Vergleich zwischen den verschiedenen Turbulenzmodellen dargestellt. RANS wäre nur in der Lage, eine statistisch stationäre Strömung zu beschreiben, und ist daher nicht wirbelaufösend. Zudem resultiert RANS bei der Umströmung eines Fahrzeuges in Schwierigkeiten zur Konvergenz gebracht zu werden, da die Strömung sich nicht im statistisch stationären Zustand befindet [14].



**Abb. 4** Vergleich von DNS, LES, URANS und RANS in Bezug auf die zeitliche Beschreibung einer Strömungsvariable (hier Geschwindigkeit) basierend auf [15].

Die URANS-Gleichungen zur Simulation einer Abgaswolke im Fahrzeugnachlauf sind im Folgenden gelistet:

$$\frac{\partial \bar{\rho}}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i)}{\partial x_i} = 0$$

$$\frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i)}{\partial t} + \frac{\partial (\bar{\rho} \tilde{u}_i \tilde{u}_j)}{\partial x_j} = - \frac{\partial (\bar{p} + \frac{2}{3} \bar{\rho} k)}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[ \underbrace{\mu_{\text{eff}} \left( \frac{\partial \tilde{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \tilde{u}_j}{\partial x_i} - \frac{2}{3} \frac{\partial \tilde{u}_k}{\partial x_k} \delta_{ij} \right)}_{\tau_{ij}} \right] + \bar{\rho} \tilde{g}_i$$



$$\frac{\partial}{\partial t}(\bar{\rho}E) + \frac{\partial}{\partial x_j}(\bar{\rho}\tilde{u}_jH) = \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\alpha_{\text{eff}}\frac{\partial \tilde{h}}{\partial x_j}\right) + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_j}\left(\tilde{u}_j\tau_{ij} + \sum_k \overline{h^k J_j^k}\right)}_{\text{minimaler Einfluss, daher vernachlässigt}} + \bar{\rho}\tilde{g}_i\tilde{u}_i$$

$$\frac{\partial(\bar{\rho}\tilde{Y}_k)}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_i}(\bar{\rho}\tilde{u}_i\tilde{Y}_k) = \frac{\partial}{\partial x_i}\left(\bar{\rho}D_{\text{eff}}\frac{\partial \tilde{Y}_k}{\partial x_i}\right)$$

$$\bar{p} = \bar{\rho}R_u\tilde{T}\sum_k\frac{\tilde{Y}_k}{W_k}$$

## 2.4 Hybrid LES/(U)RANS

Eine weitere Möglichkeit der Turbulenzmodellierung wären die sogenannten hybriden LES/RANS Simulationen. Aufgrund der hohen Kosten von LES in wandnahen Anwendungen haben hybride



LES/RANS-Methoden in dem letzten Jahrzehnt mehr Aufmerksamkeit erhalten, wobei Misch- und Schnittstellenmethoden wie die Detached-Eddy-Simulation (DES) und ihre Varianten am weitesten verbreitet sind. Das vorherrschende Problem bei diesen Hybridmethoden ist die Inkonsistenz der LES- und RANS-Felder an den Schnittstellen. Während die LES- und RANS-Gleichungen eine ähnliche Struktur aufweisen, handelt es sich bei den Variablen (wie Geschwindigkeit, Druck usw.) in den LES-Gleichungen um gefilterte Größen, während es sich bei den RANS-Gleichungen um ensemble- oder Reynolds-gemittelte Größen handelt. Dies hat zur Folge, dass die Aufrechterhaltung angemessener Fluktuationen in der Nähe von Grenzflächen für LES (in Blending-Modellen) zu einer Herausforderung wird, und, dass RANS Schwierigkeiten hat, LES (in Schnittstellenmodellen) Randbedingungen zu liefern. Diese Inkonsistenz hat erhebliche physikalische Auswirkungen. LES in Zusammenhang mit RES wurden mit dem Wall-Adapting Local Eddy-viscosity (WALE)-Modell durchgeführt. Dabei besteht das Hauptproblem dieses Modellierungsansatzes darin, dass er dissipativer ist als andere LES-Modelle im Untergittermassstab (SGS). Wandmodellerte LES, die auf einem logarithmischen Profil oder anderen theoretischen Modellen basieren, wurden ebenfalls verwendet, aber die Gültigkeit dieser theoretischen Modelle für komplexe Strömungen ist fraglich. Daher wurde von H. Xiao und P. Jenny [31] ein konsistentes hybrides LES/RANS Framework mit zwei verschiedenen Gittern vorgeschlagen, das in diesem Projekt erweitert wurde.

**Abb. 5** LES and RANS-Regionen beschreiben den Bereich, wo die Stärken des jeweiligen Modells liegen.

Dieses Framework beinhaltet die gleichzeitige Lösung der gefilterten und der Reynolds-gemittelten Gleichungen für das gesamte Gebiet. Dies bedeutet, dass sowohl LES- als auch RANS-Simulationen auf zwei getrennten Gittern durchgeführt werden. Um die Konsistenz zwischen den beiden Lösungen in Bezug auf Geschwindigkeit, Druck und turbulente Eigenschaften zu gewährleisten, werden zusätzliche Driffterme in die jeweiligen Gleichungen eingeführt. Dieser Ansatz sorgt effektiv für saubere Bedingungen an den Schnittstellen zwischen LES und RANS und wird oft als enge Kopplung von LES und RANS bezeichnet. Die Kopplung erfordert eine Mittelung der LES-Gleichungen, wobei hier eine exponentiell-gewichtete Mittelung (EWA) gewählt wurde.

Die Verwendung von zwei verschiedenen Netzen zur Auflösung des Strömungsfeldes bedeutet, dass sowohl die RANS- als auch die LES-Auflösungsanforderungen erfüllt werden können und beide Netze



die Stärken der turbulenten Modelle ausspielen können. So muss das RANS-Netz im wandnahen Bereich in der Wandnormalenrichtung verfeinert werden. Dementsprechend sollte das LES-Netz fein genug sein, um Grössen in Spannweiten- und Strömungsrichtung aufzulösen. Im wandnahen Bereich muss es jedoch nicht gut aufgelöst sein, da die LES-Grössen in diesem Bereich zu dem RANS-berechneten Strömungsfeld getrieben werden, und umgekehrt werden die RANS-Felder zu den LES-Feldern im Bereich der freien Scherung gedrückt. Die Auflösung des LES-Netzes sollte aber so gewählt werden, dass der Fahrzeugnachlauf besonders gut aufgelöst ist, damit die Schadstoffausbreitung genau simuliert werden kann.

Da die Relaxation eine Interpolation von RANS-Grössen auf das LES-Netz und umgekehrt erfordert, werden sowohl für LES als auch für RANS hexaederdominante Netze gewählt. Die Berechnungsnetze für RANS und LES bestehen aus 2.031.997 Zellen bzw. 3.393.543 Zellen.

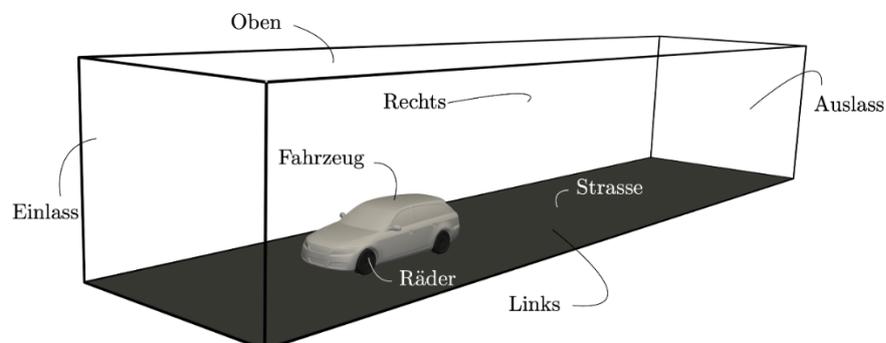
Berücksichtigt man, dass die Abgase bei einer Temperatur von 450 K ausgestossen werden, ist die Strömung teilweise temperatur- und artenabhängig in Zeit und Raum, was auch bedeutet, dass sie dichteabhängig ist. Die Erweiterung des inkompressiblen Frameworks zu einem dichte-, temperatur- und artenabhängigen Framework wurde daher für notwendig erachtet.

Dies bedeutet, dass die Kraftterme nicht nur in den RANS- und LES-Impulsgleichungen vorkommen. Vielmehr sind diese nun in der Speziesgleichung sowie Energiegleichung vertreten. Zugleich werden auch die Varianzen dieser Felder benötigt, welche ebenfalls durch weitere Transportgleichungen berechnet und konsistent gemacht werden.

## 2.5 Rechengebiet und Randbedingungen

Zur Simulation der Fahrzeugumströmung sowie insbesondere der Schadstoffausbreitung im Fahrzeugnachlauf wurde das in Abb. 6 dargestellte Rechengebiet erstellt. Damit die numerische Simulation möglichst unabhängig von den Rändern bzw. den Randbedingungen ist, wurde eine Grösse von (26 x 6 x 6) m gewählt. Wird das Rechengebiet in Transversal- bzw. Longitudinalrichtung zu klein konstruiert, machen sich schnell Ein- und Ausflussbedingungen (Einlass und Auslass) sowie Bedingungen zur Beschreibung der atmosphärischen Umgebung für die Seiten (Links, Rechts und Oben) bemerkbar und das Strömungsfeld wäre physikalisch inkorrekt beschrieben.

Als Fahrzeug wurde das speziell für CFD-Anwendungen entwickelte Modell DrivAer gewählt, da es sehr detailliert modelliert wurde und somit nah an einem echten Fahrzeug ist. Ausserdem ist die Form des Fahrzeuges sehr typisch für ein durchschnittliches Fahrzeug auf Schweizer Strassen. Der modulare Aufbau bietet zudem die Möglichkeit, verschiedene Heckgeometrien zu simulieren.



**Abb. 6** Rechengebiet zur Simulation der Fahrzeugumströmung mit den entsprechenden Rändern.

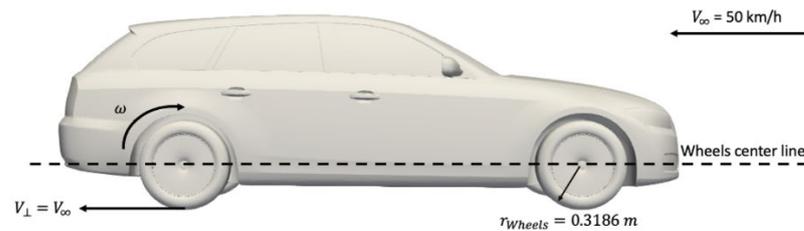
Folglich wurden die in Tab. 1 aufgelisteten Bedingungen für die äusseren Ränder verwendet.



**Tab. 1** Randbedingungen der Strömungs- und Turbulenzgrössen für die äusseren Ränder des Rechengebietes.

Variable	Einlass	Auslass	Links	Rechts	Strasse	Oben
$u_i$	Dirichlet (50 0 0) km/h	Neumann	Slip	Slip	Dirichlet (50 0 0) km/h	Slip
$p$	Neumann	Dirichlet 1,013 bar	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
$k, \omega$	Dirichlet	Dirichlet	Wandfunktion	Wandfunktion	Wandfunktion	Wandfunktion
$T$	Dirichlet 300 K	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
$Y_{O_2}$	Dirichlet 0.23	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
$Y_{N_2}$	Dirichlet 0.77	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann
$Y_p$	Dirichlet 0.0	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann	Neumann

Die Rotationsgeschwindigkeit der Räder wurde entsprechend dem Reifenradius und der Fahrgeschwindigkeit gewählt, wie in Abb. 7 dargestellt.



**Abb. 7** Fahrzeugmodell DrivAer mit Rotation der Räder.

Gleichermassen sind die Randbedingungen für das Fahrzeug, die Räder und das Abgasendrohr in Tab. 2 zusammengefasst.

**Tab. 2** Randbedingungen der Strömungs- und Turbulenzgrössen für das Fahrzeug, die Räder und das Abgasendrohr.

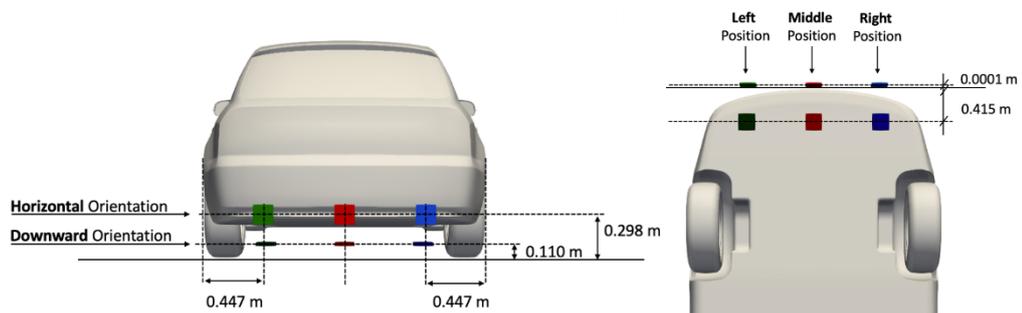
Variable	Fahrzeug	Räder	Endrohr
$u_i$	Dirichlet (0 0 0) km/h	Rotierend (0 -31,387 0) 1/s	Dirichlet (18 0 0) km/h
$p$	Neumann	Neumann	Neumann
$k, \omega$	Wandfunktion	Wandfunktion	Dirichlet
$T$	Neumann	Neumann	Dirichlet 450 K
$Y_{O_2}$	Neumann	Neumann	Dirichlet 0.000506
$Y_{N_2}$	Neumann	Neumann	Dirichlet 0.6916
$Y_p$	Neumann	Neumann	Dirichlet 0.3079

Dabei sind alle Massenanteile der Spezies im Abgas bis auf Sauerstoff und Stickstoff unter  $Y_p$  zusammengefasst.

### 2.5.1 Abgasendrohr



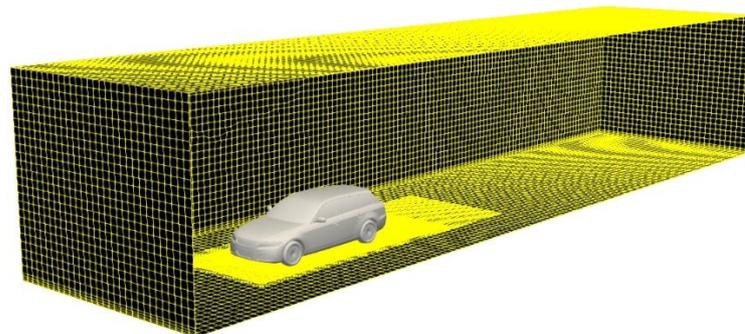
Je nach Fahrzeugmodell befindet sich das Abgasendrohr an einer anderen Stelle. In der Schweiz häufig sind sechs Hauptabgasendrohrvarianten. Sie unterscheiden sich voneinander durch ihre Lage und Ausrichtung. In dieser Studie sind drei mögliche Standorte definiert: Links, in der Mitte oder zwei Abgasendrohre, wobei sich eines links und das andere rechts befindet. Für jede Position wird ein horizontal ausgerichtetes Rohr und ein nach unten ausgerichtetes Rohr definiert, wobei das nach unten ausgerichtete Rohr unterhalb des Fahrzeugs angeordnet ist. Zur Vereinfachung werden die Abgasendrohre als Quadrate simuliert, wie in Abb. 8 dargestellt. Die Lage des Mittelpunkts des Abgasrohrs wurde auf der Grundlage der durchschnittlichen Flotte in der Schweiz festgelegt.



**Abb. 8** Abgasendrohrposition aus Sicht von hinten (links) und von unten (rechts).

## 2.6 Rechengitter

Bei der Erstellung des Rechengitters wurde insbesondere auf eine Balance zwischen notwendiger Rechenzeit und Genauigkeit im Sinne einer ausreichend hohen Auflösung geachtet. Für die Untersuchung mehrerer Einflussparameter wurden mehr als 100 Simulationen durchgeführt, sodass die Rechenzeit pro Simulation beschränkt werden musste. Nach mehreren Iterationen der Gittererstellung ist das in Abb. 9 dargestellte Netz entstanden und ausgewählt worden.



**Abb. 9** Rechengitter zur Simulation der Fahrzeugumströmung und Schadstoffverteilung.

Zwei weitere Aspekte standen im besonderen Fokus bei der Netzgenerierung. Zum einen der dimensionslose Wandabstand, welcher zwischen

$$30 < y^+ < 300$$

liegen sollte. Diese Anforderung gewährleistet den Einsatz von Wandfunktionen zur Berechnung der turbulenten kinetischen Energie sowie der turbulenten Dissipationsrate. Die andere Möglichkeit wäre die Grenzschicht bis zur viskosen Unterschicht aufzulösen ( $y^+ < 1$ ) und auf Wandfunktionen zu verzichten. Dadurch entstehen jedoch eine Vielzahl an Gitterzellen, die die Rechenzeit enorm erhöhen, wiederum die Genauigkeit der Schadstoffdispersion nicht substantiell verbessern. Daher wurde auf die Wandfunktionen zurückgegriffen und somit Rechenzeit eingespart. Um dennoch eine ausreichend hohe



Auflösung der Strömung in Wandnähe zu gewährleisten, wurden Prismenschichten um das Fahrzeug und auf der Strasse hinzugefügt.

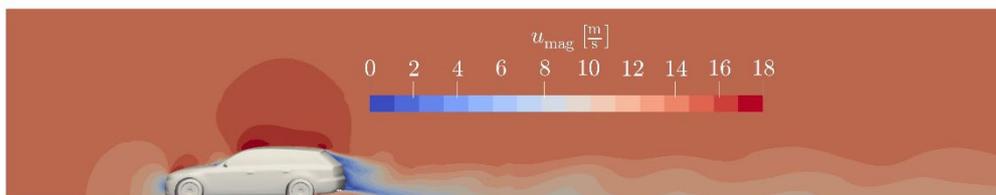
Für die Beschreibung der Dispersion und der allgemeinen Ausbreitung der Schadstoffe wurde zum anderen eine genauere Auflösung im Fahrzeugnachlauf gewählt. Speziell im nahen Fahrzeugnachlauf ist die Auflösung deutlich erhöht worden, um sich mit zunehmendem Abstand vom Fahrzeug graduell zu verringern.

Das bisher beschriebene Rechengitter mit 2,753,191 Gitterzellen dient als Grundlage für die meisten Simulationen, jedoch wurden ebenso Veränderungen für die Simulation von Seitenwind vorgenommen. Aufgrund der erhöhten Geschwindigkeit durch die zusätzliche Windgeschwindigkeit unter dem Einfluss von verschiedenen Windeinfallswinkeln wurde das Gitter extra verfeinert und das Rechengebiet vergrößert.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Ergebnisse und Diskussion AP1: *Simulation der Verteilung einer Schadstoffkomponente in der Nachlaufströmung eines Fahrzeugs, Vergleich und Evaluation mit den Messdaten aus den verschiedenen RES-Technologien*

Für die Simulation der Strömung wurde der entsprechende Löser in der Software OpenFOAM implementiert und getestet. Beispielhaft sind nachfolgend typische Resultate einer solchen Strömungssimulation illustriert. Für die Geschwindigkeit ergibt sich eine in Abb. 10 dargestellte Kontur.

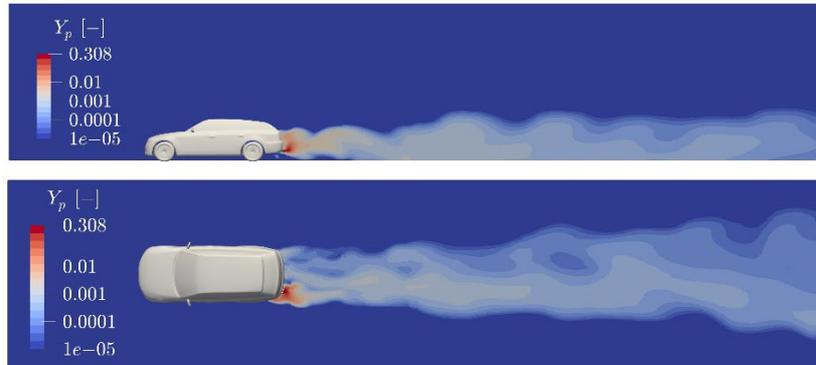


**Abb. 10** Geschwindigkeiten im Strömungsfeld bei einer konstanten Fahrgeschwindigkeit von 50 km/h.

Es lassen sich deutlich die klassischen Aspekte einer Fahrzeugumströmung erkennen, wie z.B. der Staupunkt vor dem Fahrzeug, bei dem die Strömung abgebremst wird. Des Weiteren die Beschleunigung entlang der Ober- und Unterseite des Fahrzeugs mit anschließender Ablösung, wodurch das Totwassergebiet im Fahrzeugnachlauf entsteht.

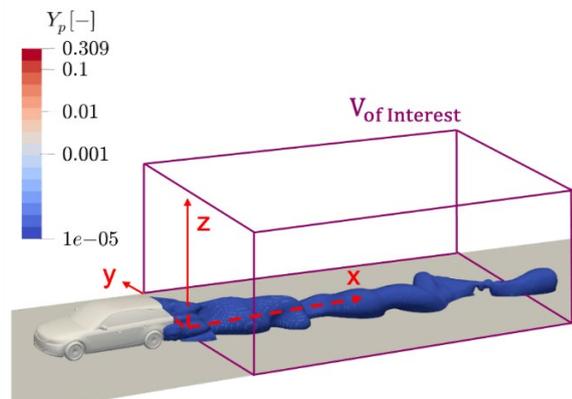


Der Stofftransport und insbesondere die vorherrschende Dispersion sind deutlich in Abb. 11 erkennbar.



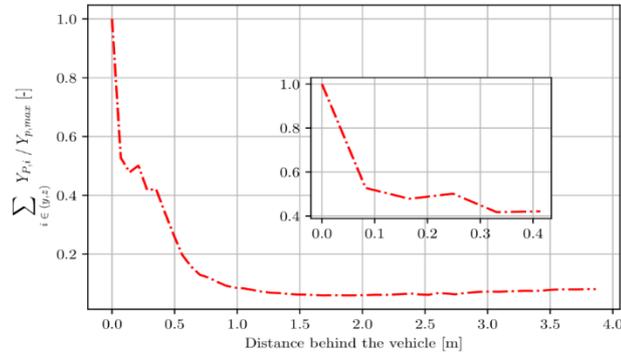
**Abb. 11** Abgaswolke bei  $y = -0,6$  m (oben) und  $z = 0,3$  m (unten) für ein Fahrzeug mit dem Abgasendrohr auf der linken Seite, horizontal ausgerichtet, Fahrgeschwindigkeit 50 km/h.

Generell ist deutlich, dass die Abgaswolke sehr schnell verdünnt und sich in alle Richtungen ausbreitet. Für die folgende Analyse der Abgaswolkenausbreitung im Fahrzeugnachlauf wird ein Volumen von Interesse mit einem entsprechenden Koordinatensystem am Heck des Fahrzeugs definiert, siehe Abb. 12.



**Abb. 12** Veranschaulichung der Position des Koordinatensystems. Die Darstellung zeigt die farb-kodierte Schadstoffkonzentration in jeder Gitterzelle.

In Abb. 12 ist der Massenanteil des Schadstoffs  $Y_p$  in jeder Gitterzelle farb-kodiert dargestellt. Es sind nur Gitterzellen sichtbar, die mehr als den minimalen Schwellenwert von  $10^{-5}$  Schadstoff-Massenanteilen enthalten. Um den Ort im Fahrzeugnachlauf zu finden, an dem sich die Schadstoffkonzentrations-spitze (Pollutant Concentration Peak, PCP) befindet, werden die Schadstoffe in der Ebene senkrecht zur interessierenden Richtung aufsummiert, siehe Abb. 13. Um keine Informationen zu verlieren, werden diese Ebenen als sehr dünne, nebeneinanderliegende Volumina definiert. Dieses Volumen ist durch alle Zellen, die mit der entsprechenden Ebene im Nachlauf zusammenfallen, gegeben.

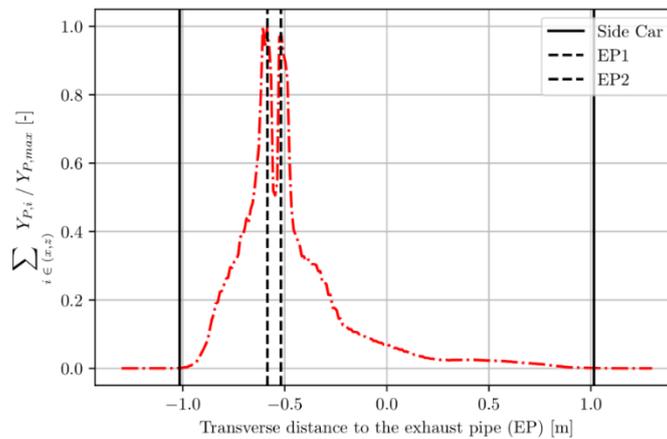


**Abb. 13** Summierung der Schadstoffe in den Ebenen, die senkrecht zur Strömungsrichtung stehen. Beispielfall: Fahrzeug, das mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fährt und einem horizontalen Abgasendrohr (zwei-ändig) auf der linken Seite, wo das Abgas mit 18 km/h ausströmt.

In Abb. 13 ist die Verteilung der Abgaswolke hinter dem Fahrzeug in x-Richtung dargestellt. Hierbei steht

$$\sum_{i \in (y,z)} Y_{P,i} / Y_{P,max}$$

für den normierten Massenanteil der untersuchten Spezies aufsummiert über jede Zell-Koordinate, welche auf der Ebene liegt. Der Index  $i$  gibt dabei in den folgenden Grafiken, die jeweilige Ebene oder Linie an.



**Abb. 14** Summierung der Schadstoffe in den Ebenen, die in Strömungsrichtung stehen. Beispielfall: Fahrzeug, das mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fährt und einem horizontalen Abgasendrohr (zwei-ändig) auf der linken Seite, wo das Abgas mit 18 km/h ausströmt.

Es ist zu erkennen, dass sich der grösste Teil der Schadstoffe in der Nähe des Fahrzeughecks befindet. In diesem Beispiel ist die Schadstoffkonzentration um ungefähr 90 % nach 1 m gefallen. Das Vakuum, das dazu führt, dass die Schadstoffe in der Nähe des Fahrzeugs verbleiben, wird durch den Tiefdruckbereich um das Fahrzeug herum verursacht. Die dadurch entstehende Rezirkulation findet in einem sehr kurzen Bereich in der Nähe des Fahrzeugs statt. Die Form des Bereichs, in dem die niedrige

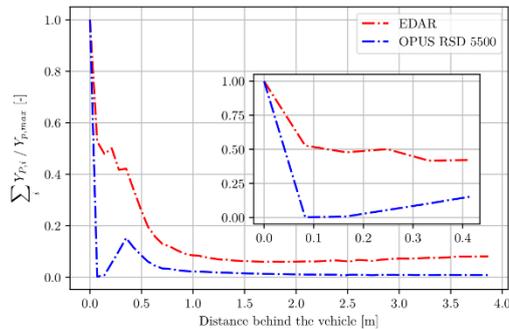
Geschwindigkeit in x-Richtung gemessen wird, nimmt ab und ändert ihre Form innerhalb der ersten 0,5 m drastisch. In Abb. 14 ist die Schadstoffkonzentration über die Breite der Strasse dargestellt. In diesem



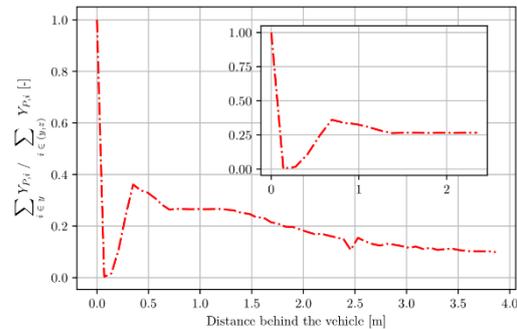
Beispiel liegt die Spitze der Schadstoffkonzentration sehr nahe an dem Abgasendrohr, was zu einem Parameter der Studie führte. Zweitens verbleibt der grösste Teil der Schadstoffe innerhalb der Fahrzeugbreite, was darauf hindeutet, dass die Abgaswolke durch die Wirbel beeinflusst wird.

### 3.1.1 RES-Messungen im Nachlauf

In Abb. 15 sind die beiden RES-Technologien für den gleichen Fall miteinander verglichen. Diese Grafik zeigt wiederum, was die beiden Messinstrumente optimalerweise messen sollten. Dabei ist zu erkennen, dass EDAR immer einen höheren Anteil vom ursprünglichen Abgas erkennt. Dies ergibt Sinn, da die Spektroskopie auf Basis einer Ebene im Fahrzeugnachlauf geschieht. Da OPUS RSD 5500 in diesem Fall auf der genauen Höhe des Abgasendrohrs misst, ist die Adsorption direkt nach dem Abgasendrohr hoch, nimmt dann aber deutlich schneller ab. Das liegt daran, dass die Abgaswolke über und unter dem Lichtstrahl von OPUS RSD 5500 wandert und so nur ein Bruchteil wahrgenommen wird. Abb. 16 verdeutlicht, wie die Abgaswolke immer wieder in den Lichtstrahl von OPUS RSD 5500 rein- und rauswandert, da das Verhältnis nie konstant ist.



**Abb. 15** Vergleich zwischen EDAR und OPUS RSD 5500. OPUS RSD 5500 misst auf der Höhe des Abgasendrohrs.

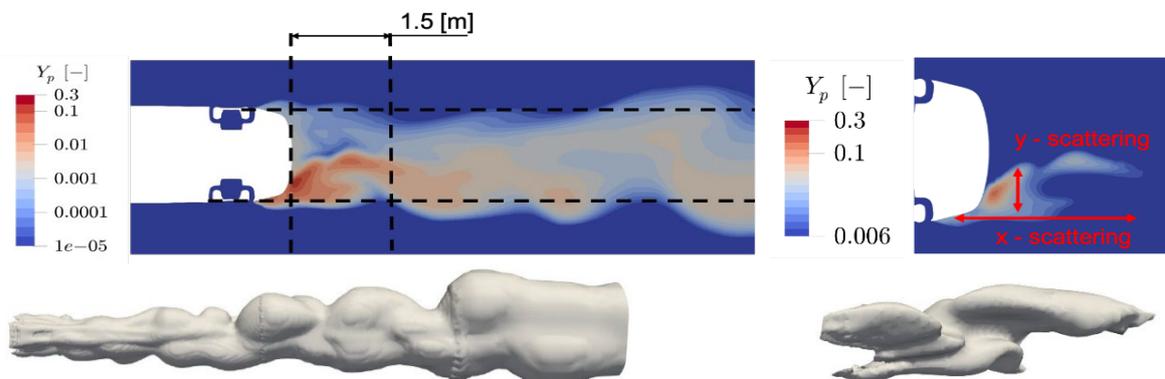


**Abb. 16** Verhältnis von OPUS RSD 5500 zu EDAR. OPUS RSD 5500 misst auf der Höhe des Abgasendrohrs.

Daraus lässt sich schliessen, dass theoretisch gesehen, EDAR deutlich im Vorteil bei der Erkennung vom Abgas im Fahrzeugnachlauf ist. Da absolute Sensitivitäten für keine der beiden Technologien bekannt sind, ist es schwierig zu sagen, ab wann die Absorption einer entsprechenden Spezies zu klein ist, um eine gültige Messung zu erzeugen. Wahrscheinlich ist jedoch, dass einzelne Messpunkte einer gesamten OPUS RSD 5500 Messung kaum etwas aufnehmen und es daher öfter zu ungültigen Messungen kommen kann, da kein Konzentrationsverhältnis berechnet werden kann.

### 3.1.2 Einfluss der Fahrzeuggeschwindigkeit

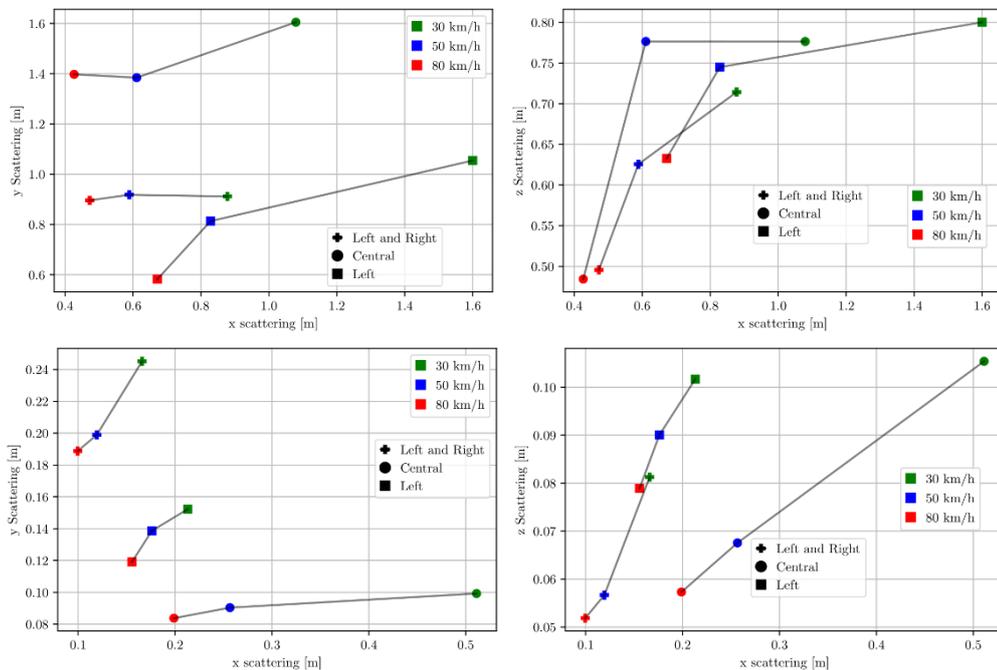
Nachdem im vorherigen Abschnitt festgestellt wurde, dass der Kern der Abgaswolke in der Nähe des Fahrzeughecks verbleibt, wird die Form der Abgaswolke weiter analysiert, um aufzuzeigen, wie das Streuverhalten der Abgaswolke durch die gegebenen Umstände beeinflusst wird. In Abb. 17 ist die Abgaswolke für ein mit 50 km/h fahrendes Fahrzeug dargestellt. Es zeigt sich, dass die Gitterzellen, die den grössten Teil der Abgaswolke einschliessen, in der Nähe des Fahrzeugs liegen. Daher wird eine Kernabgaswolke mit dazugehörigen Streuverhalten definiert.



**Abb. 17** Abgaswolke bei  $z = 0,39$  m für ein Fahrzeug mit dem Abgasendrohr auf der linken Seite, horizontal ausgerichtet, Fahrgeschwindigkeit 50 km/h.

Aus Abb. 18 lassen sich folgende Schlüsse ziehen: Erstens, dass bei steigenden Fahrgeschwindigkeiten des Fahrzeugs die Kernabgaswolke in alle Richtungen kleiner wird. Zweitens, dass horizontal gerichtete Endrohre eine längere Kernabgaswolke aufweisen als die entsprechenden, abwärts gerichteten Endrohre. Drittens ist die Kernabgaswolke bei allen horizontalen Endrohren grösser als die jeweiligen abwärts gerichteten Rohre. Befindet sich das Abgasendrohr in der Mitte, sind die horizontalen Rohre am wenigsten kompakt in y-Richtung und die abwärts gerichteten am kompaktesten in y-Richtung. Viertens: Die Kompaktheit in z-Richtung ist für alle Endrohre ähnlich.

Die Kernabgaswolke ist in y- und z-Richtung kompakter, wenn das Rohr nach unten gerichtet ist. Die links und rechts angeordneten nach unten gerichteten Endrohre weisen die grössten y-Streuungswerte auf, wobei die horizontal ausgerichteten Endrohre hier durchschnittlich kompakt sind. Der Unterschied kommt durch die unterschiedlichen Strömungszustände, in welche die Abgase ausgestossen werden. Hinter dem Auto herrscht ein grösseres Totwassergebiet (niedrige Strömungsgeschwindigkeiten / Vakuum) und das Abgas hält sich länger in diesem Gebiet auf. Unterhalb des Fahrzeugs ist der Transport in x-Richtung massgeblich und die Dispersion ist hinter dem vertikalen Abgasendrohr verstärkt, da Ablösungen zu einem verstärkten turbulenten Mischen führen. Interessant ist, dass dies besonders für linke sowie beidseitige Abgasendrohre in x-Richtung auftritt. Hier kommen im Gegensatz zum mittleren Endrohr noch grössere Verwirbelungen und damit stärkeres turbulentes Mischen durch die Rotation der Räder hinzu.



**Abb. 18** Streuverhalten der zeitlich gemittelten Kernabgaswolke, definiert als Schadstoffwolke, die nur Zellen mit mehr als 0,003 Massenanteilen an Schadstoffen enthält.

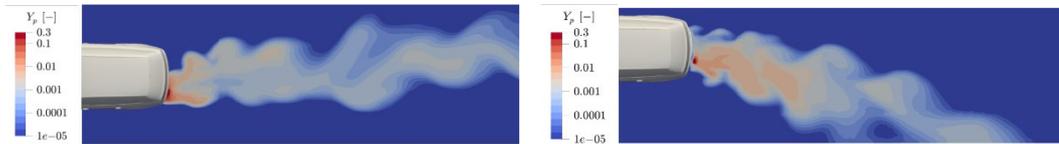
Zudem ist das Fahrzeug massgebend für eine Begrenzung in z-Richtung, sodass die Kernabgaswolke unterhalb des Fahrzeuges bleibt. Folglich hat RES hier Probleme die Abgaswolken zu erfassen, da der noch nicht zu stark verdünnte Teil der Abgaswolke (Kernabgaswolke) nie hinter dem Fahrzeug erscheint und nur Messungen in der sehr verdünnten Abgaswolke erfolgen. Inwiefern das Messergebnis für diesen Fall gültig ist, bleibt fraglich.

### 3.1.3 Einfluss vom Seitenwind

Basierend auf den Windmessungen in der Schweiz liegt die durchschnittliche Windgeschwindigkeit bei 8,14 km/h [18]. Beschreibt man diese (8 km/h) mit der Beaufort-Windskala, so entspricht das einer leichten Brise mit einer Beaufort-Zahl von zwei. Um auch zu sehen, was bei höheren möglichen Windgeschwindigkeiten passiert, werden die Simulationen auch für 26 km/h Windgeschwindigkeit durchgeführt, was einer mässigen Brise mit einer Beaufort-Zahl von vier entspricht.

Zusätzlich wird zwischen drei verschiedenen Winkeln unterschieden: 30°, 60° und 90°. Um den Extremfall zu analysieren, bei dem das Abgasendrohr horizontal auf der linken Seite positioniert ist, werden Simulationen mit rechten Winden mit dieser speziellen Konfiguration hinzugefügt.

Der Wind hat einen Einfluss auf die allgemeine Strömungsrichtung der Abgaswolke, wie in Abb. 19 dargestellt. Je stärker die Windgeschwindigkeit, desto ausgeprägter ist die Wirkung der Wirbelablösung. Wirbelablösung ist ein Phänomen, bei dem die Wirbel abwechselnd von einer Seite zur anderen abgeworfen werden, was zu der wellenförmigen Abgaswolke führt. Im Allgemeinen werden sie durch wechselnde Tiefdruckgebiete verursacht, die eine schwankende Kraft erzeugen, welche quer zur Windrichtung wirkt.

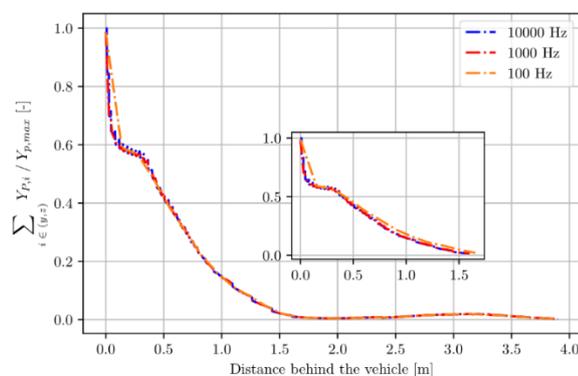


**Abb. 19** Die Windrichtung beeinflusst die allgemeine Ausbreitung der Abgaswolke. Links: Wind von links kommend unter 60° Einfallswinkel und 26km/h. Rechts: Wind von rechts kommend unter 60° Einfallswinkel und 26km/h.

### 3.1.4 Messfrequenz und Einfluss der Detektor-Empfänger Distanz gegeben durch die Strassenbreite

Wie schon erwähnt, tasten die Instrumente EDAR und OPUS die Abgaswolke mit unterschiedlichen Frequenzen. Je nachdem werden daher mehr oder weniger Punkte über eine gewisse Dauer entnommen. Bei der auf [8] basierenden Technologie, wie die von OPUS RSD 5500 (Abb. 1), wurden ursprünglich 50 Messpunkte mit 100 Hz über 0,5 s entnommen. Dadurch wurden schlussendlich die Konzentrationsverhältnisse über ein Least-Squares-Fit ermittelt. Das bedeutet im Umkehrschluss wiederum, dass ein korrektes Konzentrationsverhältnis nicht nur von den Messungen nahe dem Abgasendrohr, sondern auch von den Messungen weiter entfernt vom Fahrzeug abhängt.

Bei einer Frequenz von 100 Hz und einer Messdauer von 0,5 s ergeben sich bei einer Fahrgeschwindigkeit von 50 km/h eine Distanz von 6,95 m über welche 50 Absorptionen im Fahrzeugnachlauf gemessen werden. Dabei wird angenommen, dass direkt ab dem Abgasendrohr gemessen wird. Für einen extremen Fall, dass Wind mit 50 km/h von der Seite (90°) wirkt, bleibt die Kernabgaswolke zwar hinter dem Fahrzeug. Weiter entfernt vom Fahrzeug wird die Abgaswolke jedoch abgelenkt und befindet sich nicht mehr im Messbereich, wie Abb. 19 schon für den Fall von 60° andeutet. Diese Windgeschwindigkeit entspricht einem starken Wind auf der Beaufortskala (6-7 Bft) und ist durchaus denkbar in der Schweiz, auch wenn, wie zuvor erwähnt, die durchschnittliche Windgeschwindigkeit niedriger ist. Folglich wird in Abb. 20 der Einfluss der Messfrequenz dargestellt. Hier lässt sich erkennen, dass es keinen grossen Unterschied macht, mit welcher Frequenz gemessen wird, bis auf die ersten 20 cm nach dem Abgasendrohr. Aufgrund der niedrigen Frequenz von 100 Hz liegt der nächste Messpunkt 13,89 cm entfernt vom Abgasendrohr (für eine Geschwindigkeit von 50 km/h) und die Verdünnung der Abgaswolke bis dahin beträgt schon ungefähr 40 % der Austrittskonzentration.

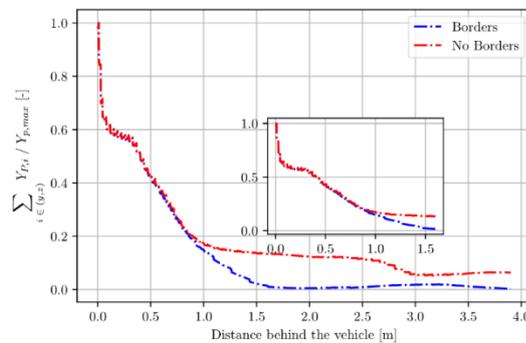


**Abb. 20** Einfluss der Messfrequenz bei der Erfassung der Dispersion des Abgases im Fahrzeugnachlauf. Simuliert wurde eine Fahrzeuggeschwindigkeit von 50 km/h bei einer Windgeschwindigkeit von 50 km/h und 90° Einfallswinkel.

Dies unterstreicht, dass OPUS RSD 5500 für grössere Geschwindigkeiten (> 80 km/h) eher ungeeignet ist, da der erste Messpunkt nach dem Fahrzeug mehr als 22,22 cm entfernt liegt. In dieser Spanne hat

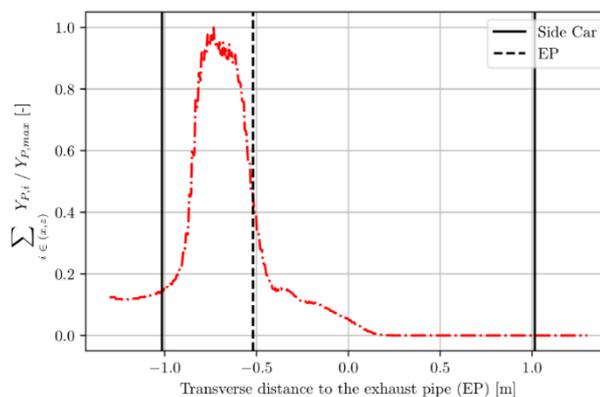


ein Grossteil der Dispersion schon stattgefunden. Folglich ergeben sich allfällige Messprobleme durch die Tatsache, dass die Messgeräte (hier OPUS) zu langsam messen und damit einen zu hohen Anteil zu stark verdünnten Messpunkten mit in die Ergebnisberechnung nehmen. Ob und wie die Messgerätauswertung dies berücksichtigt, wurde von den Herstellern als Betriebsgeheimnis nicht kommuniziert. Für den Fall von Seitenwind, wie hier betrachtet, hat ein Messsystem mit geringer Frequenz jedoch noch weitere Schwierigkeiten. In Abb. 21 ist die Dispersionskurve der zuvor besprochenen Windsimulation für verschiedene Strassenbreiten dargestellt. Im Fall von einer Strassenbreite von 6 m (rot) wird ein Teil der Abgaswolke noch aufgenommen, welcher bei einer engeren Strasse von 3 m (blau) nicht mehr erfasst werden kann. Zwar zeigt Abb. 20, dass die verschiedenen Frequenzmessungen dort übereinstimmen, jedoch sind für höhere Frequenzen keine Messpunkte soweit stromabwärts notwendig. Im Fall von 1000 Hz und der Annahme, dass 50 Messpunkte ausreichen, ist eine Messung nur bis 0,695 m (oder äquivalent für 0,05 s) hinter dem Fahrzeug notwendig.



**Abb. 21** Einfluss der Strassenbreite bei der Erfassung der Dispersion des Abgases im Fahrzeugnachlauf. Simuliert wurde eine Fahrzeuggeschwindigkeit von 50 km/h bei einer Windgeschwindigkeit von 50 km/h und 90° Einfallswinkel. Verglichen wird eine Strassenbreite von 3 m (Borders) und 6 m (No Borders).

Wie Abb. 21 gut zeigt, hat bis zu dieser Distanz hinter dem Fahrzeug noch keine signifikante Ablenkung der Abgaswolke erfolgt. Somit kann bei dieser Frequenz, einer Strassen- und Messbreite von 3 m und dem betrachteten Grenzfall von 50 km/h Windgeschwindigkeit von der Seite nahezu 100 % des Abgases erfasst werden. Dies gilt nur für den Fall, dass die Messungen auf Basis von Ebenen und nicht Linien/Strahlen erfolgen. Für noch grössere Frequenzen wie 10000 Hz stellt der Wind noch weniger Probleme dar, solange 50 oder ähnlich viele Messpunkte zur Rekonstruktion des Konzentrationsverhältnisses ausreichen. In dieser Frequenzgrössenordnung liegt jene von EDAR, jedoch ist unklar, inwiefern diese Technologie die Konzentrationsverhältnisse ermittelt.



**Abb. 22** Summierung der Schadstoffe in den Ebenen, die in Strömungsrichtung stehen. Beispielfall: Fahrzeug, das mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fährt und einem horizontalen Abgasrohr



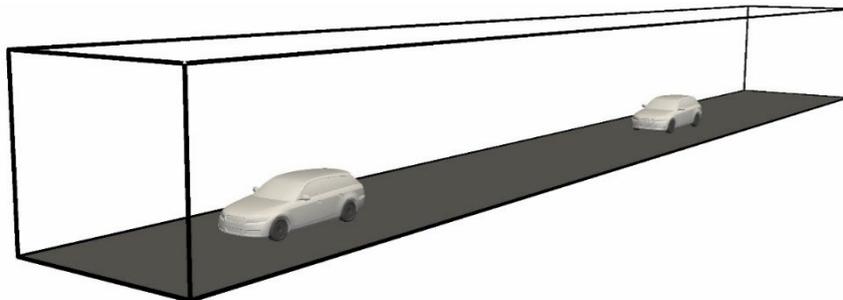
(zwei-endig) auf der linken Seite, wo das Abgas mit 18 km/h ausströmt. Windgeschwindigkeit beträgt 50 km/h bei 90° Einfallswinkel von rechts.

Abb. 22 zeigt ebenso deutlich, dass die Abgaswolke zur linken Seite abgelenkt wird, da der Wind von rechts kommt. Daher ist noch ein Teil vom Abgas weiter weg von der linken Seite des Fahrzeugs vorhanden und tendiert (noch) nicht Richtung Null, wie es auf der gegenüberliegenden Seite der Fall ist.

### 3.1.5 Einfluss von einem vorausfahrenden Fahrzeug

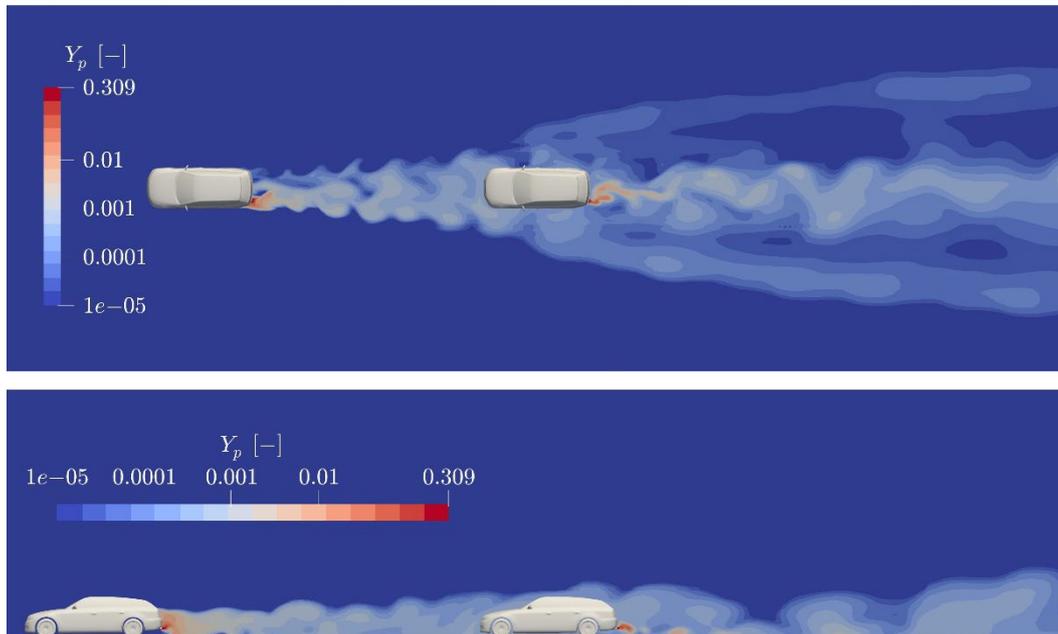
Um den Einfluss der Abgaswolke eines vorausfahrenden Fahrzeugs zu evaluieren, wurde ein erweitertes Rechengebiet erstellt. Hierbei wurden zwei identische Fahrzeuge 10 m (in Fahrtrichtung) voneinander entfernt platziert, wie in Abb. 23 illustriert. Diese Berechnungen hatten zwei Ziele:

- Die Möglichkeiten für die Emissionsmessung auf einem hinterherfahrenden Fahrzeug zu erläutern,
- Den Einfluss des vorausfahrenden Fahrzeuges auf die Abgasverteilung des folgenden Fahrzeuges und auf die Ergebnisse einer stationären Messung abzuschätzen.



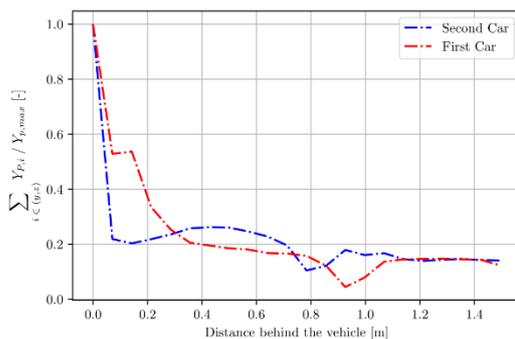
**Abb. 23** Zwei aufeinanderfolgende Fahrzeuge in einem Abstand von 10 m.

Die beiden Fahrzeuge stoßen demnach die gleiche Menge an Abgas aus. In folgender Abbildung ist der Einfluss des vorherigen Fahrzeuges deutlich erkennbar. Die Abgaswolke trifft auf das folgende Fahrzeug und wird dann um das Fahrzeug abgelenkt.

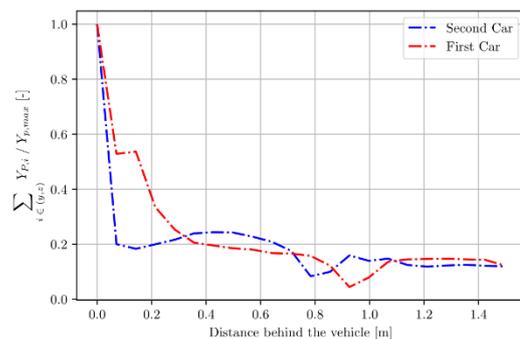


**Abb. 24** Zwei Fahrzeuge die im Abstand von 10 m mit einer Geschwindigkeit von 50 km/h fahren,  $Y_p = 0,309$  am Abgasendrohr. Die Schadstoffverteilung ist in der  $z = 0,3$  m Ebene (oben) und  $y = -0,6$  m Ebene (unten) dargestellt.

Da das Abgasendrohr wiederum links vom Auto sitzt, scheint die Ablenkung der Abgaswolke etwas mehr nach links zu erfolgen. Ebenso zu erkennen ist, dass die Kernabgaswolke des zweiten Fahrzeuges sich anders ausbreitet als das vorherige Fahrzeug. Um den Einfluss der Interferenz mehrerer Abgaswolken auf die Messung besser interpretieren zu können, ist in Abb. 25 und 26 wiederum die Dispersion des Schadstoffes in Fahrtrichtung dargestellt.



**Abb. 25** Schadstoffverteilung im Fahrzeugnachlauf des ersten und zweiten Fahrzeugs unter Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration.



**Abb. 26** Schadstoffverteilung im Fahrzeugnachlauf des ersten und zweiten Fahrzeugs ohne Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration.

Ungleich der ersten Erwartung befindet sich nicht mehr Abgas im Fahrzeugnachlauf des zweiten Fahrzeugs. Dies liegt aber auch daran, dass für die obigen Grafiken wiederum eine limitierte Strassenbreite gewählt wurde und der links und rechts am Fahrzeug vorbeigelenkte Teil der Abgaswolke nicht berücksichtigt wurde. In Abb. 24 ist ebenso ersichtlich, dass die Kernabgaswolke für das zweite Fahrzeug kompakter ist, insbesondere in  $y$ - und  $z$ -Richtung. Dafür wird ein grösserer Teil stromabwärts transportiert. Der grössere Sprung in der Schadstoffverteilungskurve des zweiten Fahrzeugs ist daher auf die

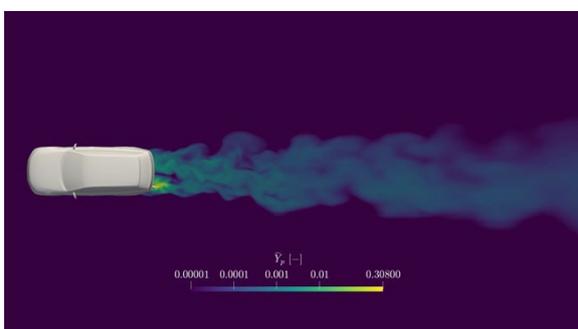


stärkere Turbulenz vor dem zweiten Fahrzeug (im Vergleich zum ersten Fahrzeug) zurückzuführen. Durch kontinuierliche Wirbelablösungen des ersten Fahrzeugs ist die Strömung vor dem zweiten Fahrzeug chaotischer und grosse Wirbel transportieren das Abgas des zweiten Fahrzeugs schneller stromabwärts. Folglich ist die Hintergrundkonzentration, welche vor dem zweiten Fahrzeug entnommen wurde, sehr klein, da die Abgaswolke des vorausfahrenden Fahrzeugs bis dorthin (10 m stromabwärts) sehr verdünnt ist. Der Abstand von 10 m ist bei 50 km/h knapp (strassenverkehrsrechtlich sogar sehr knapp, soll man doch mit rund 2 s Abstand fahren, d.h. ungefähr 20 - 25 m). Die Simulation in Bezug auf den Abstand wurde bewusst eng gestaltet, da die Wirkung des vorfahrenden Fahrzeugs mit grösser werdendem Abstand abnimmt.

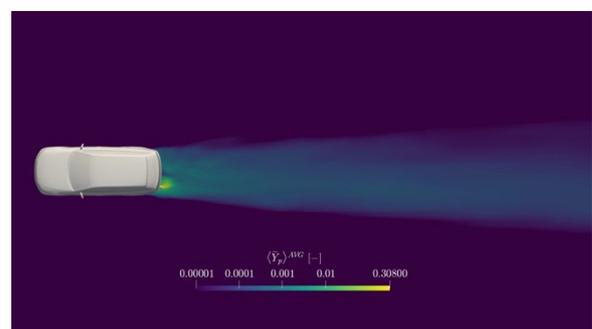
Zusammenfassend lässt sich daher sagen, dass die Interferenz von mehreren Abgaswolken einen kleineren Einfluss auf die Genauigkeit hat als die stärker verwirbelte Strömung, welche die generelle Entwicklung und Verteilung der zweiten Abgaswolke drastisch verändert. Folglich sind das Mischen sowie der Transport vom Abgas des zweiten Fahrzeugs deutlich verstärkt. Es ist jedoch anzumerken, dass die dargestellten Dispersionskurven einen zeitlich abhängigen Mittelwert darstellen. Aufgrund der URANS Simulationen werden grosse Wirbel (kohärente Strukturen) simuliert, welche mit einer geringen Frequenz wiederholt am Fahrzeug ablösen. Diese alternierenden Strukturen transportieren einen grossen Teil der Abgaswolke, sodass unter den gleichen Bedingungen, aber zu verschiedenen Zeitpunkten, eine andere Dispersionskurve aufgenommen wird.

### 3.2 Höhere Genauigkeit durch hybride LES/RANS Simulationen

In diesem Abschnitt wird die Wirksamkeit der dichtevariablen Erweiterung des bestehenden "inkompressiblen Frameworks" bewertet. Wir stellen fest, dass die Hinzufügung der Driftterme in den dichtevariablen LES- und RANS-Gleichungen die RANS- und EWA-LES-Felder erfolgreich zueinander zwingt, wenn man bedenkt, dass die ungekoppelten EWA- und RANS-Felder vor Beginn der Kopplung völlig unterschiedlich sind (siehe Abb. 28a), während die Fluktuationen in der momentanen LES-Geschwindigkeit bestehen bleiben (siehe Abb. 27a). Allerdings scheinen einige kleine turbulente Strukturen in der LES-Geschwindigkeit aufgrund der vorgeschriebenen Mittelungszeitskala etwas geglättet zu sein. Das EWA LES Feld des Schadstoffanteils ist in Abb. 27b dargestellt. Um mehr Informationen über die Konvergenz der gemittelten Geschwindigkeitsfelder zu erhalten, wurden stromweise Geschwindigkeitsprofile im Nachlauf des Fahrzeugs extrahiert, wo Schwankungen aufgrund verschiedener Strömungsablösungen um das Fahrzeug vorherrschen.



a) Momentanes LES-Feld.



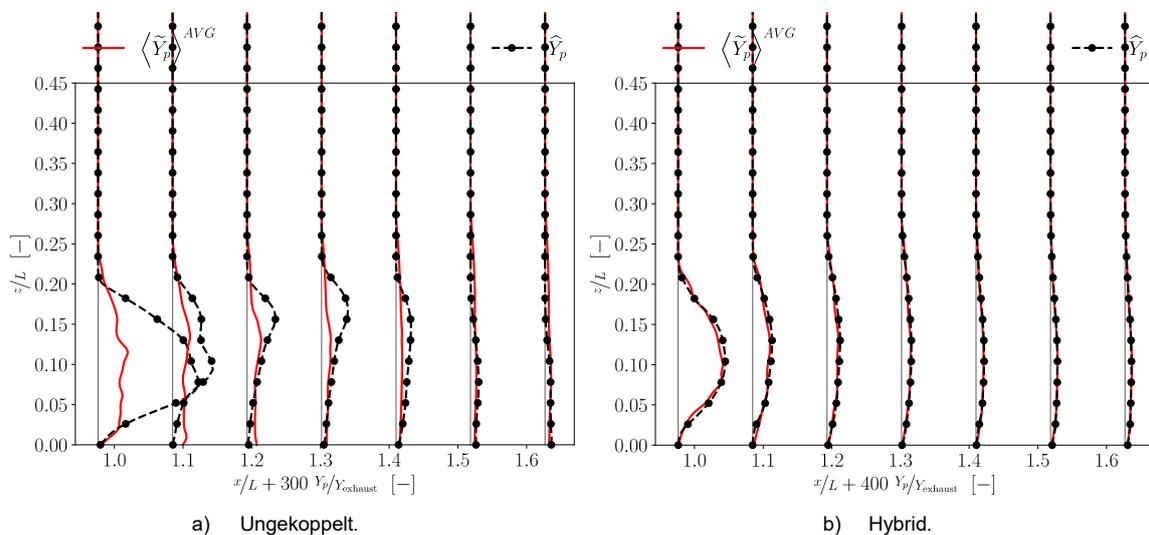
b) EWA LES-Feld.

**Abb. 27** Schadstoffmassenanteil im Fahrzeugnachlauf ( $z = 0,3$  m).

Das ultimative Ziel dieser Arbeit ist es, die Ausbreitung der Abgasfahne im Kielwasser des Fahrzeugs genau zu simulieren. Die erreichte Konsistenz der Schadstofffelder ist in Abb. 28b dargestellt. Hier sind die EWA-LES- und die RANS-Schadstofffelder sehr ähnlich, nachdem die Grössen aneinander angeglichen wurden. Es wird jedoch keine perfekte Übereinstimmung erreicht. Einerseits kann dies mit den



gewählten Mittelungs- und Relaxationszeitskalen erklärt werden. Eine Parameterstudie hat gezeigt, dass kleinere Relaxationszeitskalen und eine grössere Mittelungszeit die Konsistenz fördern. Wie bereits erwähnt, müssen jedoch die physikalischen Implikationen und Stabilitätsprobleme berücksichtigt werden, die mit der Wahl dieser Zeitskalen einhergehen. Andererseits ist die enge Kopplung von LES und RANS für instationäre Strömungsprobleme nicht ideal. Die Mittelungszeit für die LES-Grössen führt zu einer Verzögerung zwischen EWA-LES- und RANS-Grössen, da sich die RANS-Grössen während des Mittelungsprozesses der LES ändern. Obwohl dies für einige Strömungen ein kritisches Problem darstellen könnte, führt es in unserem Fall zu einer vernachlässigbaren Diskrepanz, da die Mittelungszeit klein ist.



**Abb. 28** Übereinstimmung von EWA-LES und RANS-Schadstoffmassenanteil in der Fahrzeug-nachlaufebene von  $y = -0.56$  m. Der Auspuffauslass befindet sich bei  $x/L = 0,826$  und die Profile werden von  $x/L = 0,976$  stromabwärts aufgenommen (durch graue Linien gekennzeichnet).  $L = 4,61$  m ist die Fahrzeuglänge,  $u_\infty = 50$  km/h die Fahrzeuggeschwindigkeit und  $Y_{exhaust} = 0,308$  der Schadstoffmassenanteil am Auspuffauslass.

Dieser hybride LES/RANS-Löser zwingt nicht nur Grössen erster Ordnung zueinander, sondern auch Grössen zweiter Ordnung in Form von Varianzen von Skalaren wie Enthalpie und Spezies, die einen Einfluss auf die Driffterme erster Ordnung haben. Das Konsistenzniveau für die skalaren Terme höherer Ordnung stimmt mit der Konsistenz der Felder erster Ordnung überein.

Der Rechenaufwand für den hybriden Löser teilt sich auf die LES- und RANS-Simulationen sowie die Drifftermberechnungen auf. Die LES-Simulation beansprucht etwa 75 % der Gesamtrechnenzeit. Die RANS-Simulationen nehmen etwa 21 % der Rechenzeit in Anspruch und die restlichen 4 % werden für die Berechnung der Driffterme einschliesslich der Interpolation zwischen den beiden Netzen benötigt. Mit anderen Worten: Für nur ein Drittel der zusätzlichen Rechenkosten einer groben LES-Simulation konnte die Genauigkeit erheblich verbessert werden.

### 3.3 Ergebnisse und Diskussion AP2: *Korrelation der gemessenen Konzentrationen in der Nachlaufströmung zu der Auspuffkonzentration der gemessenen Fahrzeuge*

Die Emissionen von Schadstoffen am Auspuffrohr sind entweder in g Schadstoff pro km (PW) oder in g Schadstoff pro kWh (Lkw) angegeben. Auch die Grenzwerte werden in diesen Einheiten formuliert.



Um das Ergebnis der RES-Messung eines Fahrzeuges mit der Emission und/oder dem Grenzwert vergleichen zu können, muss dieses entsprechend umgerechnet werden. Dazu muss man das Ergebnis der RES-Messung mit dem während der Messung aktuellen Treibstoffverbrauch (in g Treibstoff pro km für PWs und in g Treibstoff per kWh für Lkws) multiplizieren. Dieser ist nicht bekannt, kann jedoch mit Hilfe der Fahrparameter (Fahrzeuggeschwindigkeit, Fahrzeugbeladung, Steigung der Strasse) abgeschätzt werden. Diese Abschätzung ist mit einiger Unsicherheit behaftet, bei PWs hauptsächlich durch die aktuelle Beschleunigung, resp. Verzögerung, und bei Lkws durch die aktuelle Beladung.

Zur Ermittlung der Relation der RES-Messungen zu den Konzentrationen von Schadstoffen im Auspuffrohr, wurden Vorbeifahrten auf einer abgesperrten Messstrecke in Vauffelin organisiert. Dazu wurden von der AFH Biel fünf Fahrzeuge mit SEMS-ausgestattet und an den stationären RES-Messgeräten in einem definierten Plan vorbeigefahren. Die Messungen wurden im Rahmen eines vom ASTRA finanzierten Projektes unternommen, [19].

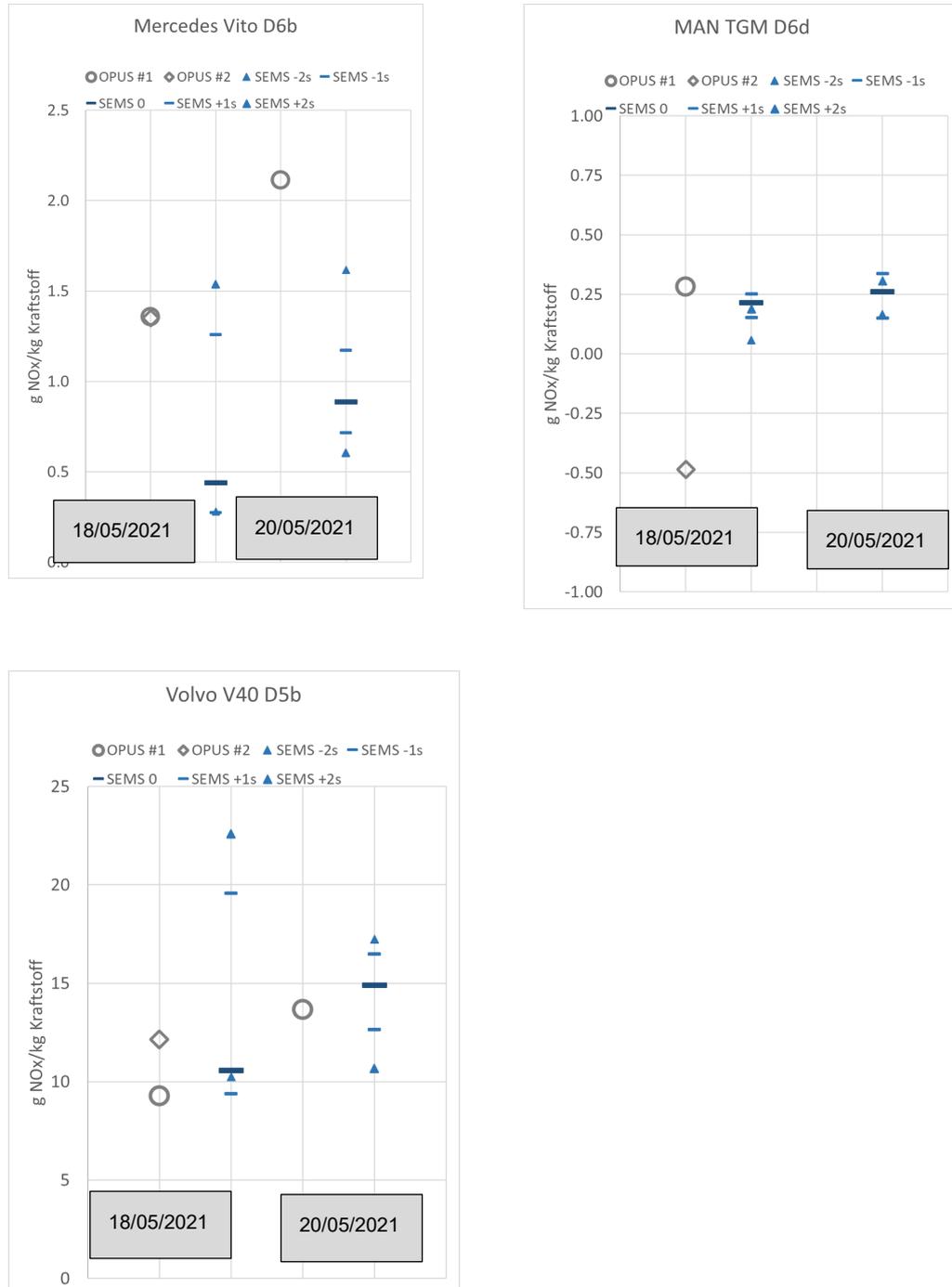
Es wurden ausschliesslich Diesel-Fahrzeuge, zertifiziert nach den Euro-Stufen 5, 6ab, und 6d ausgewählt. Diese Fahrzeuge repräsentieren das Spektrum der heute anzutreffenden NO<sub>x</sub>-Emissionen von sehr hoch (ca. 20-30 g NO<sub>x</sub>/kg Kraftstoff) bis sehr niedrig (1-2 g NO<sub>x</sub>/kg Kraftstoff oder niedriger). Die SEMS-Sensoren messen kontinuierlich die NO<sub>x</sub>-Konzentration im Abgas. Sie haben eine zeitliche Auflösung von 5 Hz, generieren also 5 Messpunkte je Sekunde. Die Idee ist, dass die instantanen NO<sub>x</sub>-Werte der SEMS-Sensoren zu den Zeitpunkten der Vorbeifahrt mit den instantanen Messwerten der RES-Geräte verglichen, werden können.

### 3.3.1 Vergleich OPUS mit SEMS-Messungen

Abb. 29 vergleicht die mittleren NO<sub>x</sub>-Emissionen der beiden OPUS RSD 5500-Messgeräte (Messprinzip nach Abb. 1) mit den mittleren sekundlichen Emissionskonzentrationen vom SEMS-Analysator auf den Fahrzeugen zum nominellen Zeitpunkt der Durchfahrt sowie 1 und 2 Sekunden davor und danach. In den Messprogrammen vom 18. bzw. 20. Mai 2021 wurden ein Euro 6 Kleinbus (Mercedes Vito), ein Euro VI Lkw (MAN TGM) und ein Euro 5 PW (Volvo V40) hintereinander gemessen.

Mehrere Beobachtungen sind interessant:

- Die Emissionskonzentration entspricht den Erwartungen, mit sehr hohen NO<sub>x</sub>-Emissionen bei Euro 5-PW und Sattelzug und sehr niedrigen Emissionen beim Euro 6b Kleinbus. Damit umfasst der Messbereich mehr als zwei Grössenordnungen.
- Die zeitliche Emissionskonzentration nach SEMS variiert beim PW und Kleinbus stark, so dass eine exakte Korrelation eine exakte Synchronizität der Messungen voraussetzt. Aber auch für diesen Fall ist keine starke Korrelation zu erwarten.
- Für den **Euro 5-PW (Volvo V40)** passen alle drei OPUS RSD 5500-Messwerte sehr gut zu den mittleren SEMS-Emissionen an beiden Messtagen. Dabei wird durch OPUS #1 auch abgebildet, dass die Geschwindigkeiten, und damit die Motorlasten, am 20. Mai höher als am 18. Mai waren, und damit auch die mittlere Emissionskonzentration höher ist.
- Die Mittelwerte der beiden hintereinander aufgestellten OPUS RSD 5500-Messgeräte korrelieren für den Volvo V40 innerhalb der Messunsicherheit miteinander.
- Für den **Euro 6-Kleinbus (Mercedes Vito)** liegen die OPUS RSD 5500-Mittelwerte am 18. Mai am oberen Rand der SEMS-Mittelwerte, am 20. Mai um 25% darüber. Allerdings sind die absoluten Emissionskonzentrationen eine Grössenordnung niedriger als beim Euro 5-Fahrzeug. Daher steigt die relative Unsicherheit der RSD-Messungen. Mit anderen Worten, selbst wenn der absolute Wert für dieses Fahrzeug nicht perfekt gemessen wird, so ist dennoch klar, dass dessen Emissionskonzentration niedrig ist.
- Die Mittelwerte der beiden hintereinander aufgestellten OPUS RSD 5500-Messgeräte korrelieren auch für den Mercedes Vito-Kleinbus miteinander.



**Abb. 29** Mittlere NO<sub>x</sub>-Emission (in g je kg Kraftstoff) wie mit den OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und #2 gemessen im Vergleich zur mittleren Emission von SEMS zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt sowie 1 und 2 Sekunden früher oder später.

- Für den **Euro VI-Lkw (MAN TGM)** liegen die mittleren Messwerte der OPUS RSD 5500-Messgeräte nochmals eine Grössenordnung niedriger als beim Kleinbus. Das RSD #1 passt perfekt zu den SEMS-Mittelwerten, das RSD #2 zeigt mit -0,5 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff einen

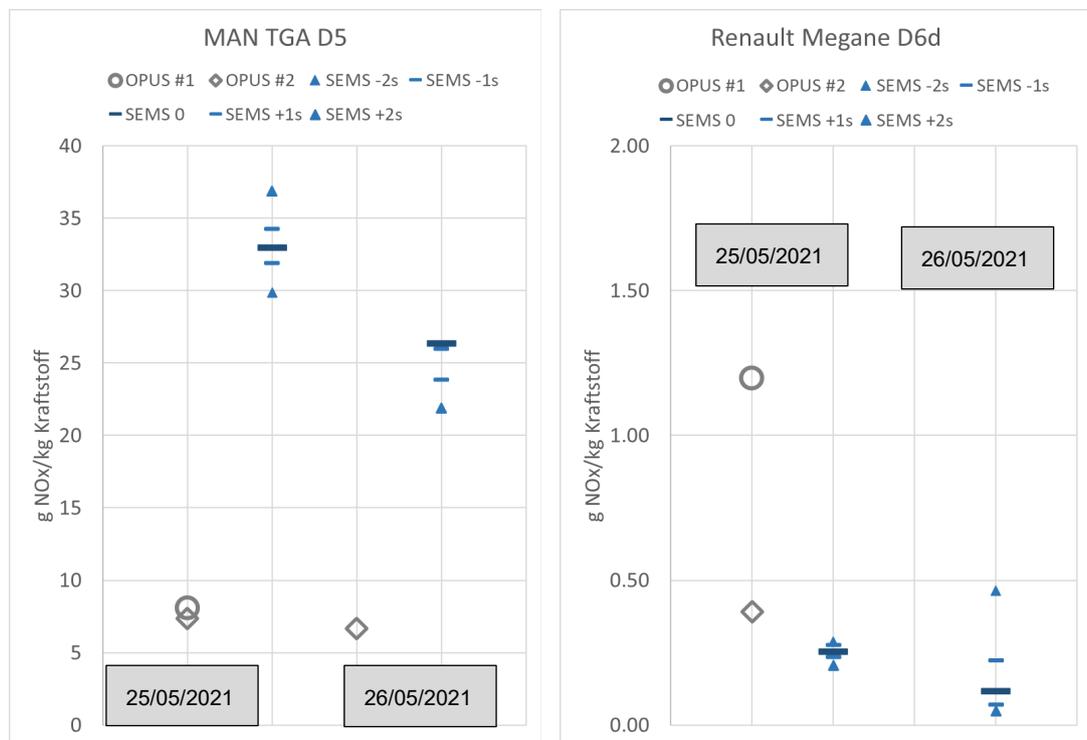


negativen Mittelwert. D.h. für diese niedrige Emission korrelieren die Messgeräte untereinander nicht.

- Da eine negative Emission physikalisch nicht möglich ist, muss die Kalibrierung nicht gut funktioniert haben. Es dürfte also ein negatives Bias von 0,5 bis 0,75 g je kg bei diesen Messungen vorliegen.
- Die SEMS-Mittelwerte variieren für den Lkw innerhalb der betrachteten Sekunden kaum. D.h. die exakte zeitliche Übereinstimmung ist für den Lkw unerheblich. Ebenso führt die höhere Geschwindigkeit respektive Motorlast am zweiten Messtag nicht zu einer nennenswerten Erhöhung der NO<sub>x</sub>-Emission. D.h. die Abgasreinigung hat hier über das betrachtete Geschwindigkeitsspektrum mögliche Schadstoffspitzen eliminiert.

In den Messprogrammen vom 25. bzw. 26. Mai 2021 wurden ein Euro V-Sattelzug (MAN TGA) und ein Euro 6d-PW (Renault Megane) hintereinander gemessen, Abb. 30. Beim Euro V-Lkw (MAN TGA) ist die NO<sub>x</sub>-Emissionskonzentration gemäss den SEMS-Sensoren mit 26 bzw. 32 g je kg Kraftstoff von allen vermessenen Fahrzeugen am höchsten. Die OPUS RSD 5500-Messgeräte messen an beiden Tagen allerdings nur Emissionen zwischen 7 und 8 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff. D.h. die RES-Messungen am Ende vom Sattelzug, also ca. 13 m hinter dem seitlichen Abgasrohr der Sattelzugmaschine, erfassen nur einen kleinen Anteil der Schadstoffe. Eventuell können detailliertere Analysen der Strömungsverhältnisse einen Hinweis geben, weshalb die Messung mit horizontal geführtem Lichtstrahl so viel weniger Abgas erfasst. Folgendes lässt sich zusammenfassen:

- Die Mittelwerte der OPUS RSD 5500-Messgeräte liegen alle konsistent zu niedrig. Die Streuung der Werte ist verglichen mit SEMS und anderen Fahrzeugen klein. Auch dies deutet auf eine konsistent falsche Erfassung der Abgaswolke hin.
- Die Emissionskonzentrationen des Euro 6d-PW (Renault Megane) sind sehr niedrig: Die SEMS-Mittelwerte sind 0,25 bzw. 0,12 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff an den jeweiligen Tagen. Das OPUS-Gerät #1 zeigt ebenfalls eine niedrige Emissionskonzentration, liegt mit durchschnittlich 1.25 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff jedoch deutlich darüber. Das Messgerät OPUS #2 liegt mit durchschnittlich 0.39 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff näher am SEMS-Mittelwert.
- Zum Vergleich mit dem geltenden Typprüfwert wird ein spezifischer Verbrauch von 40 bis 50 g Kraftstoff je Kilometer angenommen. Dann entspricht der durchschnittliche Messwert für OPUS #2 umgerechnet einer durchschnittlichen Emission von etwa 20 mg NO<sub>x</sub> je Kilometer im Realbetrieb, was deutlich niedriger als der Typprüfwert ist.
- Der umgerechnete Emissionsfaktor basierend auf der Messung von OPUS #1 ist allerdings um einen Faktor 3 höher (also etwa 60 mg NO<sub>x</sub> je Kilometer) und entsprechend näher am Grenzwert. Der NO<sub>x</sub>-Grenzwert für PW, resp. Gruppe I N1 liegt bei 80 mg/km (Messung auf dem Rollenprüfstand).
- Die niedrigen Emissionen nach Euro 6dtemp und höher liegen also bereits in der Nachweisgrenze des OPUS RSD 5500-Messgerätes. Hier ist dann keine sichere Bestimmung der absoluten Emissionskonzentration gegeben. Die Unsicherheit der Messung wird dabei wesentlich von der unsicheren Bestimmung von NO<sub>2</sub> bestimmt.



**Abb. 30** Mittlere NO<sub>x</sub>-Emission (in g je kg Kraftstoff) wie mit den OPUS RSD 5500-Messgeräten #1 und #2 gemessen im Vergleich zur mittleren Emission von SEMS zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt bzw. 1 und 2 Sekunden früher oder später.

Zusammengefasst ergibt sich für die OPUS RSD 5500-Messgeräte (Messprinzip nach Abb. 1):

- Sichere Bestimmung von Emissionskonzentration und Trend beim PW Euro 5, also bei relativ hohen Emissionen.
- Tendenziell Überschätzung um ca. 0,5-0,75 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff bei niedrigen Emissionen, manchmal jedoch auch eine ebensolche Unterschätzung. Vermutlich hängt das von der exakten Kalibrierung an dem jeweiligen Messtag ab. Wenn das stimmt, dann ist also die praktische Unsicherheit ca. 0.75 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff.
- Die Messung von Lkw erscheint möglich, wie das Beispiel des Euro VI-Lkw zeigt, aber offensichtlich ist die Erfassung noch nicht zuverlässig, wie die Fehlmessungen am Sattelzug zeigen. Ob dieser Unterschied auf eine unterschiedliche Abgasströmung oder auf den Ort der Probenahme beruhen, können weitere Untersuchungen zeigen.
- In den vorliegenden Messungen erscheint kein systematischer Unterschied (Offset) zwischen den beiden OPUS RSD 5500 Messgeräten.

### 3.3.2 Vergleich EDAR mit SEMS-Messungen

Die Bezeichnung EDAR #1 und #2 richtet sich nach der gewöhnlichen Reihenfolge, in der die Geräte auf der Messstrecke durchfahren wurden. Dabei misst EDAR #1 von einer Messbrücke von oben nach unten; ein Reflektorstreifen war auf der Fahrbahn aufgeklebt (Messprinzip nach Abb. 2). Dies ist die bei der Herstellerfirma HEAT übliche und seit Jahren erprobte Konfiguration. EDAR #2 misst horizontal mit

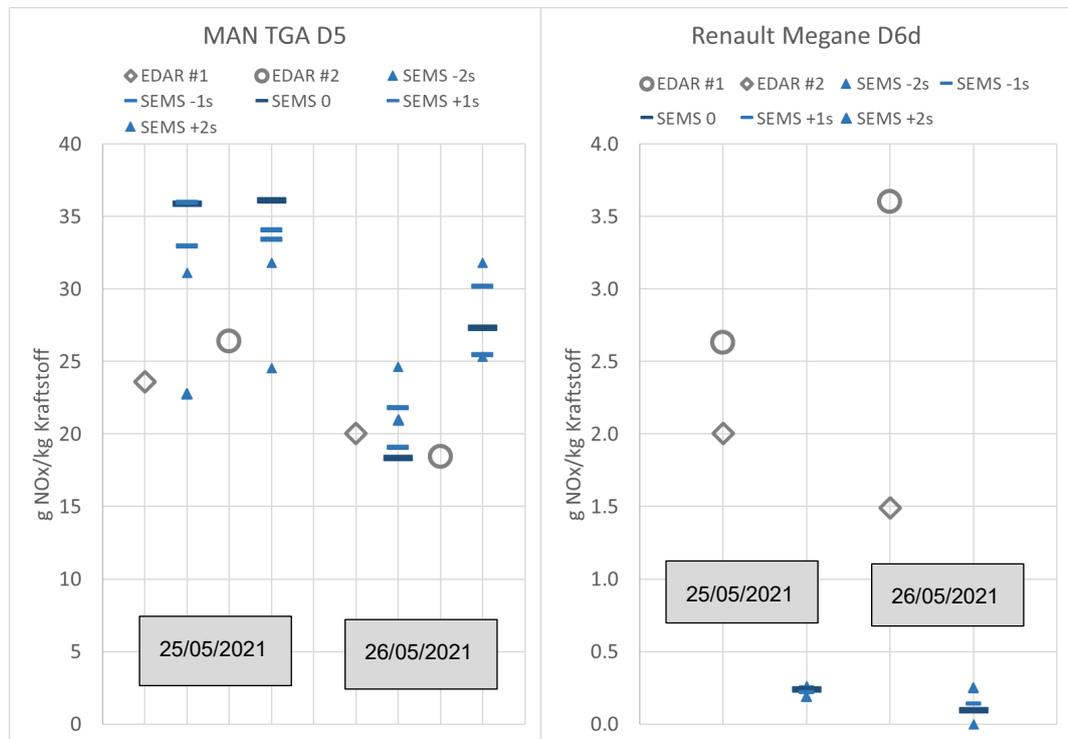


einer verspiegelten Säule auf der Gegenseite (Messprinzip sehr ähnlich, aber andere räumliche Konfiguration. Diese Konfiguration wurde extra für die Messungen in der Schweiz angefertigt und kam auf der Messstrecke erstmals zum Einsatz. Es ist gewissermassen ein Prototyp.

In den Messprogrammen vom 25. bzw. 26. Mai 2021 wurden ein Euro V-Sattelzug (MAN TGA) und ein Euro 6d-PW (Renault Megane) hintereinander gemessen. Für die Auswertung werden die Mittelwerte aller als gültig und zusammenpassend identifizierten SEMS und RES-Messpunkte je Fahrzeug und Messtag miteinander verglichen. Aufgrund der Unsicherheit in der Synchronisation der Messungen werden vom jeweiligen SEMS-Sensor fünf sekundliche Mittelwerte genommen, und zwar der Wert vom registrierten Zeitpunkt der Durchfahrt, und die Werte jeweils 1 und 2 Sekunden davor bzw. danach.

Abb. 31 vergleicht die mittleren NO<sub>x</sub>-Emissionen der beiden EDAR-Messgeräte mit den mittleren sekundlichen Emissionskonzentrationen vom SEMS-Sensor zum nominellen Zeitpunkt der Durchfahrt sowie 1 und 2 Sekunden davor und danach. Wir wissen von den SEMS-Messungen, dass der Euro V-Sattelzug im Bereich von 22-35 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff emittiert und dass der Euro 6d-PW weniger, nur 0.15-0.35 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff emittiert. Also werden auch die EDAR-Geräte in einem Messbereich von fast zwei Grössenordnungen getestet. Im Vergleich der Mittelwerte über 60 bis 280 Durchfahrten zeigt sich:

- Beide EDAR-Geräte messen beim Euro V-Sattelzug (MAN TGA) mittlere NO<sub>x</sub>-Konzentrationen von 18 bis 26 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff. Die Mittelwerte beider Geräte stimmen an beiden Messtagen innerhalb einer Marge von  $\pm 10\%$  überein. Am ersten Messtag passen die EDAR-Messungen mit den SEMS-Werten nur wenn eine zeitliche Differenz von 2 Sekunden angenommen wird.
- Am zweiten Messtag stimmt EDAR #1 so gut wie es nur geht mit den SEMS-Werten überein, während EDAR 2 um 35% weniger als SEMS misst. Die SEMS-Mittelwerte variieren innerhalb weniger Sekunden stark, z.B. von +1 Sek. auf +2 Sek. am ersten Messtag oder innerhalb weniger Meter zwischen den Durchfahrtstellen von EDAR 1 und 2 am zweiten Messtag. Ein Grund hierfür könnte sein, dass die EDAR-Geräte am Ende der Messstrecke aufgebaut waren, und der Sattelzug dann in der Mehrzahl der Fälle wieder beschleunigte.
- Es zeigt sich auch hier wieder, wie wichtig eine exakte Synchronisierung für eine erfolgreiche Korrelation sei. Ausserdem zeigt sich, dass auch beim Euro V-Lkw stark variierende Emissionen anzutreffen sind.
- Beim **Euro 6d-PW (Renault Megane)** liegen die EDAR-Mittelwerte mit NO<sub>x</sub>-Werten von 2,2 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff am ersten Tag bzw. von 1,5 bis 3,6 g NO<sub>x</sub> je kg Kraftstoff um einen Faktor 10 höher als die SEMS-Werte. D.h. der EDAR-Messung zufolge würde das Fahrzeug mit Emissionen in Höhe von umgerechnet 75 bis 180 mg NO<sub>x</sub>/km auffallen, was weit oberhalb der Werte in einem Labortest wäre. Die Mittelwerte der beiden EDAR-Geräte stimmen am ersten Messtag innerhalb einer Marge von  $\pm 10\%$  überein; am zweiten Tag beträgt der mittlere Unterschied jedoch  $\pm 40\%$ , ohne dass ein Grund ersichtlich wäre.



**Abb. 31** Mittlere  $\text{NO}_x$ -Emission (in g je kg Kraftstoff) wie mit den EDAR-Messgeräten #1 und #2 gemessen im Vergleich zur mittleren Emission nach SEMS zum Zeitpunkt der Vorbeifahrt bzw. 1 und 2 Sekunden früher oder später.

Der Vergleich der Messungen von den zwei EDAR-Messgeräten (Messprinzip nach Abb. 2) zu den Messungen vom SEMS zeigte:

- Beide EDAR-Geräte messen beim Euro V-Sattelzug (MAN TGA) mittlere  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen innerhalb einer Marge von  $\pm 10\%$  im Vergleich zu den SEMS-Werten.
- Das etablierte EDAR #1 Gerät, das von oben nach unten misst, zeigt an einem Messtag eine nahezu perfekte Korrelation mit den instantanen SEMS-Messwerten. Diese Übereinstimmung kann kein Zufall sein und zeigt das Potenzial, das bei korrekter Aufstellung und Betrieb in der Messtechnik steckt.
- Der Prototyp EDAR #2, seitliche Ausrichtung, misst die  $\text{NO}_x$ -Emissionen am zweiten Messtag deutlich zu niedrig bei gleichzeitig grösserer Streuung als beim SEMS.
- Beim Euro 6d-PW (Renault Megane) liegen die EDAR-Mittelwerte um einen Faktor 10 höher als die SEMS-Werte. Die Mittelwerte der beiden EDAR-Geräte stimmen am ersten Messtag innerhalb einer Marge von  $\pm 10\%$  überein; am zweiten Tag beträgt der mittlere Unterschied jedoch  $\pm 40\%$ .

### 3.4 Ergebnisse und Diskussion AP3: *Evaluation und Auflagen zum Einsatz der RES-Technologie für die Identifikation von Alterungsverhalten der Abgasreinigungsanlagen von Fahrzeugen*



Die in mehreren Ländern Europas regelmässig erhobenen und aktualisierten Emissionsfaktoren von Fahrzeugen geben gewisse Auskunft darüber, wie die Abgasnachbehandlungssysteme altern. Das Joint European Monitoring and Evaluation Program (EMEP)/European Environment Agency (EEA) air pollutant emission inventory guidebook 2019, [20], gibt detaillierte Korrekturfaktoren an, die die Verschlechterung des Emissionsverhaltens der Fahrzeuge berücksichtigen. Solche Faktoren betreffen nur Benzinfahrzeuge. Wesentliche Annahme ist, dass die Emissionen von CO, NO<sub>x</sub> und unverbrannten Kohlenwasserstoffen (HC) von Benzinfahrzeugen nach Euro 3 und später, sich bis zu einer Fahrzeuglaufleistung von 160'000km verschlechtern und danach stabil bleiben. Im Anschluss hat das Handbuch Emissionsfaktoren, HBEFA Version 4.1, die Verschlechterungsfaktoren der Emissionen basierend auf Remote Sensing Messungen, die in der Europäischen CONOX Datenbank integriert sind, [21], auf Benzin- und Dieselfahrzeuge erweitert. Die neuesten Daten betreffen Benzin- und Dieselfahrzeuge von Euro 1 bis Euro 7 mit Laufleistungen bis 200'000 km, zusammengefasst in [22] mit der letzten Aktualisierung in [23] (HBEFA Version 4.2). Die NO<sub>x</sub> Emissionen von Dieselfahrzeugen sind fast 1.5-mal höher nach einer Laufleistung von 200'000km im Vergleich zu 50'000km. Für Benzinfahrzeuge ist die Verschlechterung höher, 3-mal mehr für Fahrzeuge nach Euro 3, 2.5-mal mehr für Fahrzeuge nach Euro 5 und 1.25-mal mehr für Fahrzeuge nach Euro 6.

Diese Verschlechterungsfaktoren der Emissionswerte beruhen in der Regel auf einer begrenzten Anzahl von Rollenprüfstandsmessungen mit einer begrenzten Anzahl von Kilometern [20, 24]. Ein unvermeidbarer Aspekt von Labor- und sogar On-Board-Methoden (z.B. Portable Emission Messsysteme, PEMS oder SEMS) ist die geringe Stichprobengrösse aufgrund des Zeit- und Kostenaufwandes für die Messung eines Fahrzeugs. Ausserdem werden diese Methoden in der Regel für die Messung neuerer Fahrzeuge verwendet, so dass es nur wenige Daten für Emissionen älterer Fahrzeuge oder Fahrzeuge mit höherer Kilometerleistung gibt. Die Verwendung dieser Methoden zur Ermittlung einer breiten Stichprobe von Fahrzeugen aus verschiedenen Modelljahren, die unterschiedliche Euro-Normen erfüllen und von verschiedenen Herstellern stammen, wäre unerschwinglich teuer und zeitaufwendig.

RES hat das Potenzial, einige dieser Probleme zu überwinden. Deswegen wurden die Ergebnisse solcher Messungen in [21 und 22] integriert. Die nicht-selektive, realitätsnahe Natur der RES gewährleistet, dass bei einem ausreichend grossen Stichprobenumfang das gesamte Spektrum von Alter, Laufleistung und Emissionsverschlechterung eines Fuhrparks erfasst werden kann. Ausserdem können mit den grossen Datensätzen, die durch RES gewonnen werden, multivariate statistische Analysen durchgeführt werden, um die Auswirkungen der Verschlechterung von anderen Einflüssen wie Fahrcharakteristiken (z.B., momentane Motorleistung) oder Umgebungsbedingungen zu separieren. In der Tat konzentrieren sich einige neuere Arbeiten über die Verschlechterung von Emissionen auf die Verwendung von RES [25-28]. Eine wichtige Einschränkung der RES-Studien ist, dass der individuelle Fahrzeugkilometerstand nicht verfügbar ist, was dazu führt, dass das Alter der Fahrzeuge häufig als Ersatz herangezogen wird. In [25] und [26] wird beispielsweise die Differenz zwischen dem Jahr der Messung und dem Jahr der Erstzulassung als Alter des Fahrzeugs angenommen, das dann zur Schätzung der Fahrleistung anhand von Statistiken des Bundesamts für Strassen abgeschätzt wird.

Bei der Entwicklung von Emissionsfaktoren verwendete Verschlechterungsfaktoren liefern im Allgemeinen lineare Beziehungen für den Flottendurchschnitt. Damit können die Emissionen eines Fahrzeugs unter Berücksichtigung der Alterung betrachtet werden. Allerdings geben diese Faktoren jedoch keine potenziell wichtigen Informationen über die Art der Verschlechterung, z.B. ob sich alle Fahrzeuge im Laufe der Zeit in ähnlicher Weise verschlechtern, oder ob die Veränderungen durch übermässige Verschlechterung von relativ wenigen Fahrzeugen dominiert werden. Diese Überlegungen sind auch aus einer politischen Perspektive wichtig, da je nach Art der Emissionsverschlechterung unterschiedliche Massnahmen zweckmässiger sein können. Zum Beispiel ist es effizienter und kostengünstiger, eine kleine Gruppe von Fahrzeugen nach der Identifizierung zu reparieren (oder gänzlich aus dem Verkehr zu ziehen), als sich mit einer grossen Anzahl von Fahrzeugen zu befassen, deren Schadstoffausstoss



nur geringfügig zugenommen hat. Um diese Probleme zu verstehen, müssen grosse Populationen von Fahrzeugen betrachtet werden.

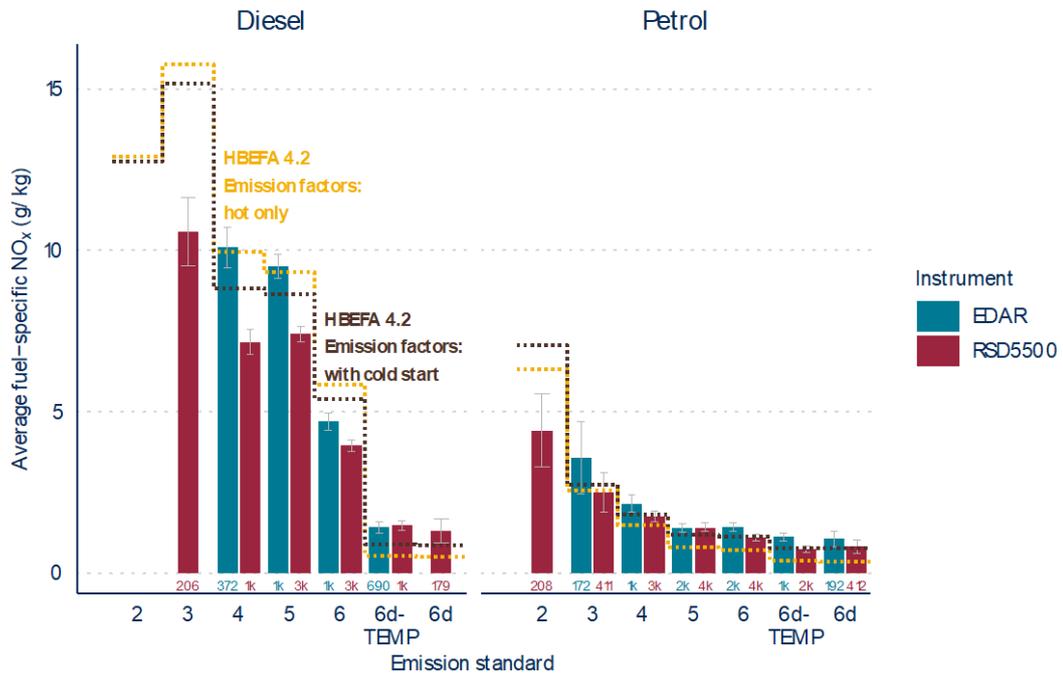
Es sind uns lediglich zwei Studien bekannt, die in der Lage waren, Remote Sensing mit dem aktuellen Kilometerstand der vermessenen Fahrzeuge zu kombinieren und daraus verlässlichere Verschlechterungsfaktoren für das Emissionsverhalten der betreffenden Fahrzeuge herzuleiten, [29 und 30]. Unter Berücksichtigung der gesamten CONOX-Datenbank (insgesamt fast 1 Million Fahrzeugmessungen), wurden Verschlechterungsfaktoren für die Laufleistung abgeleitet, die die Veränderung der Emissionen bei 0, 50.000, 100.000 und 200.000 km für Benzin- und Dieselfahrzeuge zeigen. Um diese Veränderungen zu quantifizieren, wurde ein Modellierungsansatz gewählt, der auf verallgemeinerten additiven Modellen (GAMs) basiert und der auch die Fahrzeugdynamik (über die fahrzeugspezifische Leistung) und die Umgebungsbedingungen (über die Umgebungstemperatur) berücksichtigt.

Bei den CO- und NOx-Emissionen von Benzinfahrzeugen zeigten die Daten, dass die Emissionen mit zunehmender Fahrleistung zunehmen. Dabei wiesen frühere Euro-Normen eine stärkere Verschlechterung auf. Die Trends bei HC-Emissionen mit zunehmender Fahrleistung sind uneinheitlich, wobei Fahrzeuge der Euro-Normen 3 und 4 mit zunehmendem Alter sogar einen Rückgang der HC-Emissionen zeigten. Es ist jedoch zu beachten, dass Remote Sensing Instrumente nicht alle Kohlenwasserstoffarten messen, und es ist möglich, dass sich die Zusammensetzung von den HCs sowohl mit der Euro Norm als auch mit der Fahrleistung ändert. Diese Fragen erfordern weitere Untersuchungen.

Es gibt Hinweise darauf, dass die CO- und HC-Emissionen von Diesel-PWs mit zunehmender Fahrleistung zunimmt. Die Quantifizierung von HC aus Euro-6-Fahrzeugen mittels Remote Sensing ist mit grösseren Unsicherheiten behaftet. Die NOx-Emissionen von Euro-5- und Euro-6-Dieselfahrzeugen zeigen mit zunehmender Fahrleistung keine eindeutige Tendenz und es gibt begrenzte Hinweise auf einen Anstieg bei Euro-3- und Euro-4-Fahrzeugen bei hohen Laufleistungen bis zu 200.000 km.

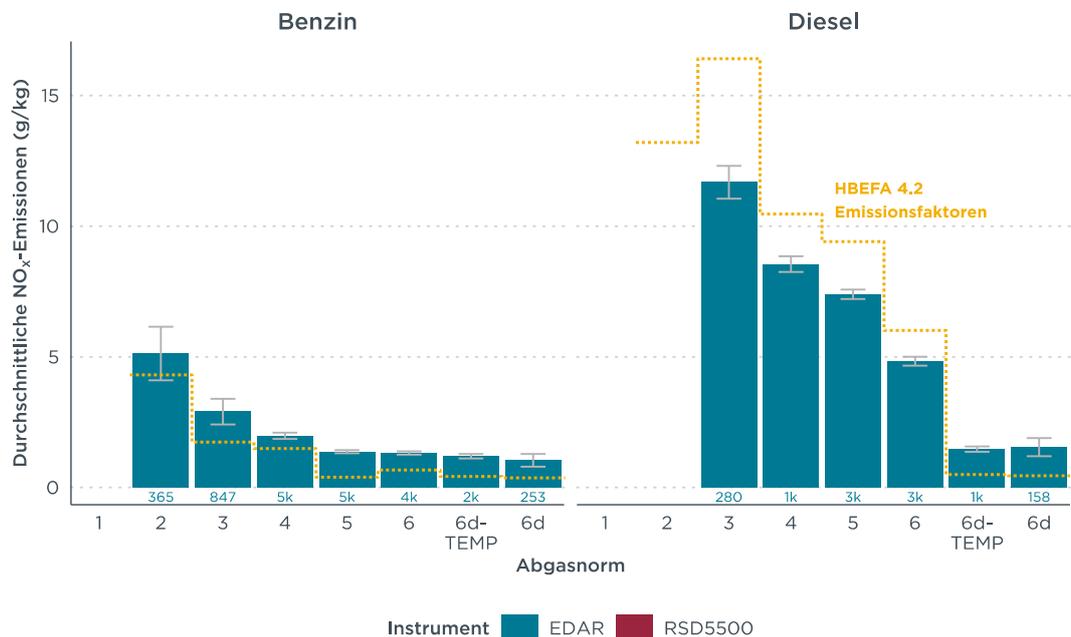
Die CONOX-Datenbank wurde auch im Hinblick auf die Verschlechterung des Emissionsverhaltens der Fahrzeugmodelle einzelner Hersteller ausgewertet. Eine solche Analyse ist aufgrund der grossen Zahl der verfügbaren Messungen eine Stärke der Remote Sensing Technik. Die Analyse zeigt z.B., dass es bei keinem Hersteller Fahrzeuge gibt, die sich deutlich stärker verschlechtern als andere, [30]. Zusätzlich war es zum ersten Mal möglich, ein und dasselbe Fahrzeug über einen Zeitraum von 4 bis 5 Jahren zu messen [30].

Basierend auf die Anzahl der validierten Messungen auf Schweizer Strassen (durchgeführt im Rahmen des von ASTRA finanzierten Projektes, [19]), war eine Betrachtung vom Alterungsverhalten der Abgasanlagen von Fahrzeugen nicht sinnvoll. Dafür konnten die Messresultate mit den HBEFA Emissionsfaktoren verglichen werden. Um den verschiedenen Emissionsverhalten bei unterschiedlichen Geschwindigkeiten Rechnung zu tragen, wurden die Ergebnisse für Autobahngeschwindigkeiten und für Überlandgeschwindigkeiten getrennt ausgewertet, und zwar für Geschwindigkeiten über und unter 80 km/h. Für Geschwindigkeiten auf dem Land wurden die HBEFA-Emissionsfaktoren für Fahrten auf dem Land bei 70 km/h mit und ohne Einfluss des Kaltstarts nach [23] genommen.



**Abb. 32** Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO<sub>x</sub>-Emissionen aus Messungen mit Geschwindigkeiten im ländlichen Raum (unter 80 km/h) nach Instrument, Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelben gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren bei Fahrten im ländlichen Raum an, die braunen gestrichelten Linien zeigen diejenigen, die die Auswirkungen des Kaltstarts berücksichtigen. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

Die Ergebnisse zeigen eine angemessene Übereinstimmung zwischen den durchschnittlichen kraftstoff-spezifischen Emissionen der RES-Messungen und den Kraftstoff-spezifischen Emissionsfaktoren des HBEFA für PW (Abb. 32). Die Auswirkung des Kaltstarts auf die HBEFA-Werte ist besonders signifikant für Euro 5 und Euro 6 Benzinfahrzeuge. Obwohl die Einbeziehung der Kaltstartemissionen auch die Emissionen von Euro 6d-TEMP und Euro 6d Dieselfahrzeugen deutlich erhöht, bleiben die mit Remote Emission Sensing gemessenen Werte höher als die der Emissionsfaktoren aus dem Handbuch.



**Abb. 33** Durchschnittliche Kraftstoff-spezifische NO<sub>x</sub>-Emissionen aus Messungen mit Autobahngeschwindigkeiten (über 80 km/h) nach Kraftstofftyp und Emissionsnorm. Die gelb gestrichelten Linien zeigen die HBEFA 4.2 NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren bei Autobahnfahrt. Die Messungen der RSD 5500 sind aufgrund unzureichender Daten nicht dargestellt. Es werden nur Messungen von über 100 gezeigt. Die Abweichungsbalken stellen das 95%-Konfidenzintervall des Mittelwerts dar.

In Abb. 33 werden die HBEFA-Emissionsfaktoren bei 100 km/h unter Autobahnbedingungen mit RES-Messungen über 80 km/h verglichen, die nur für das EDAR-Gerät in ausreichender Zahl zur Verfügung stehen. Für HBEFA werden nur Emissionen im laufenden Betrieb berücksichtigt, wobei angenommen wird, dass der Einfluss des Kaltstarts eine untergeordnete Rolle spielt. Die RES-Messungen zeigen höhere Emissionen für Benzinfahrzeuge bei allen Emissionsnormen für Benzin sowie für 6d-TEMP und 6d-Diesel. Ältere Dieselfahrzeuge weisen niedrigere Emissionswerte auf als im HBEFA.

### 3.5 Ergebnisse und Diskussion AP4: *Bewertung und Zusammenführung der Messungen in den verschiedenen, beteiligten Ländern, Aufbau einer gemeinsamen Datenbank.*

Die Messergebnisse aus den Kampagnen in der Schweiz im Sommer 2021 wurden in einer Datenbank zusammengefasst und A. Sjödin übergeben. Sie wurden in der CONOX Datenbank integriert. Die Ergebnisse der Zusammenarbeit, der zwischen den im Projekt beteiligten Ländern werden in einem separaten Abschlussprojekt der IEA/AMF im Januar 2024 veröffentlicht.



## 4 Schlussfolgerungen und Fazit

Die umfangreichen Forschungsarbeiten und Messungen haben gezeigt, dass RES eine verlässliche Methode ist, um die realen Emissionen von Fahrzeugen am Strassenverkehr zu ermitteln. Jedoch ist eine einzelne RES-Messung nicht sehr verlässlich, da diese nur einen instantanen Emissionswert liefert, der vom momentanen Zustand des gemessenen Fahrzeuges abhängig ist. Viel verlässlicher sind dagegen Mittelwerte von mehreren Messungen. Solche Auswertungen von RES-Messungen können dazu benutzt werden, Emissionsinventare zu erstellen, Emissionscharakteristika von Antriebsarten, Herstellern und evtl. einzelnen Modellen sowie Alterungseffekte von Emissionscharakteristika zu untersuchen. Den verlässlichen Einsatz von RES unterstreichen die folgenden in diesem Projekt herausgearbeiteten Aspekte:

- Physikalisch und theoretisch ist die Information der Fahrzeugemission in den ersten 1-3 m hinter dem vorbeifahrenden Fahrzeug (im Falle von PWs) in der Nachlaufströmung vorhanden.
- Die Schadstoffkonzentrationen in diesem fahrzeughnahen Bereich wird nur schwach von fahrerspezifischen und Umgebungsparametern beeinflusst.
- Bei optimaler Aufstellung des einen RES-Messsystems, EDAR, konnte eine nahezu ideale Korrelation zwischen RES-Ergebnis und anderer etablierter Masssysteme (SEMS in unserem Fall) festgestellt werden.

Folgende waren die festgestellten Schwachstellen von RES:

- Simulationen und Messungen in der Praxis können nicht klarstellen, ob bei Lastwagen, mit grösseren Abständen zwischen dem Abgasrohr und dem Fahrzeugende, die tatsächliche Emission mit RES ermittelt werden kann.
- Die zuverlässige Charakterisierung von den Emissionen von einem Fahrzeug mittels Verfolgungsfahrten ist auch fraglich, es sei denn der Abstand zwischen dem vorausfahrenden und nachfolgenden Fahrzeug mit dem Messinstrument ist sehr klein.
- Die Messgeräte stellen hohe Ansprüche an die Betreiber. Im aktuellen Stand müssen sie von spezialisierten Messtechnikern betrieben werden.
- Der Kalibrationsaufwand der RES-Geräte ist sehr hoch und die Kalibration nicht immer verlässlich.
- Die Messung der Emission von Fahrzeugen mit sehr tiefer Emission (homologiert nach Euro 6d) ist ungenau.
- Die Messung von NO<sub>2</sub> ist ungenau.

## 5 Ausblick und zukünftige Umsetzung

In den letzten Jahren sind einige RES-Messkampagnen in diversen europäischen Städten (Prag, Milano, Warschau, Frankfurt, Zürich vom AWEL durchgeführt) und Regionen (Schottland, Flandern) durchgeführt worden oder werden aktuell durchgeführt. Insbesondere der Projektleiter dieses Projektes, Ake Sjödin, ist bemüht die meisten dieser Ergebnisse in der CONOX Datenbank zusammenzufassen. Grössere Auswertungen der Daten werden einige weitere Aufschlüsse in die Emissionscharakteristika von Fahrzeugen ergeben.

Ein wichtiger Punkt bei den Auswertungen wird von der Umrechnung der RES-Einheit "g Schadstoff/g CO<sub>2</sub>" auf die aussagekräftigen Einheiten, "g Schadstoff/km" für PW oder "g Schadstoff/kWh" für Lkw gestellt. Dafür ist der aktuelle Kraftstoffverbrauch erforderlich. In diesem Bereich ist eine umfangreiche Sensitivitätsanalyse notwendig.



Die Einsatzfähigkeit von RES für weitere gasförmige Schadstoffe, ausser NO<sub>x</sub>, wurde untersucht und als ähnlich gut befunden. Für Partikel befinden sich RES-Systeme im Entwicklungsstadium. Die Erprobung dieser stellt einen weiteren wichtigen Punkt für die nächsten Jahre dar.

Das vorhandene Projekt hat das Potential der numerischen Simulation als Unterstützung zu den Messungen deutlich gezeigt. Aus dieser Sicht, ein grosser, offener Punkt liegt in der Schadstoffverteilung im Nachlauf von einem Lastwagen. Der Abstand des Endes des Auspuffrohrs zum Messort vom RES ist sehr gross (und variiert mit dem Typus des Aufbaus stark). Andererseits ist die Abgasmenge höher. Weitere Simulationen können eine Reihe von Lastwagentypen und die dazugehörige Nachlaufströmung simulieren.

Eine weitere vielversprechende Methode zur Optimierung der Simulationen von turbulenten Abgaswolken ist die Assimilierung von Strömungsdaten in das Simulationsmodell (z.B. URANS). Damit wird die Genauigkeit der Simulationsergebnisse durch die vorhandenen Daten optimiert. Diese Daten können aus Messungen oder hochauflösenden Simulationen kommen und müssen nur spärlich im Raum verteilt sein. Dieser Ansatz wurde im Rahmen des vorhandenen Projektes entwickelt und in URANS Modellen vorgestellt. Eine Kombination mit dem entwickelten hybrid LES/RANS Modell wird in noch genaueren Ergebnissen resultieren.

## 6 Nationale und internationale Zusammenarbeit

Das Projekt "ReMOVES2" ist in den Aktivitäten der International Energy Agency (IEA) im Programm Advanced Motor Fuels (AMF) integriert. Ziele vom IEA/AMF sind die Nachhaltigkeit im Transportsektor zu unterstützen und dessen Umwelteinfluss zu reduzieren. AMF wurde im Jahr 1984 gegründet und ist international bestens vernetzt. Das wichtigste Ziel von AMF ist, international Kooperationen in Forschung, Entwicklung und Einsatz (research development and deployment, RD&D) zu fördern. Ein weiteres, genauso wichtiges Ziel ist es, sich als eine unbefangene Informationsquelle über saubere, effiziente und nachhaltige Treibstoffe zu etablieren.

Es haben mehrere (virtuelle) Treffen stattgefunden. Von unseren schwedischen Kollegen wurden aktuelle Informationen über die RES-Messungen im Rahmen des CARES-Projekts gegeben. Dort hat sich auf der Grundlage kombinierter RES- und PEMS-Messungen in Schweden herausgestellt, dass es eine grosse Anzahl von hoch emittierenden frühen Euro-6-Diesel-Lkw gibt. Darüber hinaus gaben unsere chinesischen Kollegen Einblicke in ihre umfangreichen Messungen zur Verfolgung von Abgasfahnen, insbesondere bei schweren Lastkraftwagen. Am wichtigsten ist, dass die NO<sub>x</sub>-Emissionen von China-VI-Fahrzeugen wesentlich niedriger sind als die von China-III-V-Fahrzeugen, aber immer noch weit über den Emissionsgrenzwerten liegen. Für den Beitrag der Schweiz wurden die Entwicklungsfortschritte unserer Simulationsmodelle und die Ergebnisse vorgestellt.

## 7 Publikationen

Plogmann, J., Gubser, A., Dimopoulos Eggenschwiler, P. (2022). Remote Sensing Measurements and Simulations for Real Driving Emission Characterization of Vehicles. In: Bargende, M., Reuss, HC., Wagner, A. (eds) 22. Internationales Stuttgarter Symposium. Proceedings. Springer Vieweg, Wiesbaden. [https://doi.org/10.1007/978-3-658-37011-4\\_23](https://doi.org/10.1007/978-3-658-37011-4_23)

Plogmann, J., Stauffer, C., Dimopoulos Eggenschwiler, P., Jenny, P. (2023). URANS Simulations of Vehicle Exhaust Plumes with Insight on Remote Emission Sensing, *Atmosphere*, 14(3), 558, <http://dx.doi.org/10.3390/atmos14030558>.



Plogmann, J., Dimopoulos Eggenschwiler, P., Pierce, C., Jenny, P. (2023). A Consistent Dual-Mesh Framework for Hybrid LES/RANS Simulations of Vehicle Exhaust Plumes: Implications for Remote Emission Sensing, SAE Technical Paper 2023-24-0105, <https://doi.org/10.4271/2023-24-0105>.

Plogmann, J., Brenner, O., Jenny, P. (2023). Variational assimilation of sparse time-averaged data for efficient adjoint-based optimization of unsteady RANS simulations (2023), submitted to *Computer Methods for Applied Mechanics and Engineering*.

## 8 Literaturverzeichnis

1. Anenberg, S.C.; Miller, J.; Minjares, R.; Du, L.; Henze, D.K.; Lacey, F.; Malley, C.S.; Emberson, L.; Franco, V.; Klimont, Z.; et al. Impacts and Mitigation of Excess Diesel-Related NO<sub>x</sub> Emissions in 11 Major Vehicle Markets. *Nature* 2017, 545, 467–471, doi:10.1038/NATURE22086.
2. Jonson, J.E.; Borken-Kleefeld, J.; Simpson, D.; Nyíri, A.; Posch, M.; Heyes, C. Impact of Excess NO<sub>x</sub> Emissions from Diesel Cars on Air Quality, Public Health and Eutrophication in Europe. *Environ. Res. Lett.* 2017, 12, 94017, doi:10.1088/1748-9326/aa8850.
3. Borken-Kleefeld, J.; Dallmann, T. Remote Sensing of Motor Vehicle Exhaust Emissions; 2018;
4. Systems, E. The Colorado Remote Sensing Program January – December 2011 The Colorado Department of Public Health and Environment. 2012.
5. Ropkins, K.; DeFries, T.H.; Pope, F.; Green, D.C.; Kemper, J.; Kishan, S.; Fuller, G.W.; Li, H.; Sidebottom, J.; Crilley, L.R.; et al. Evaluation of EDAR Vehicle Emissions Remote Sensing Technology. *Sci. Total Environ.* 2017, 609, 1464–1474, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.07.137.
6. OPUS Remote Sensing Europe The Remote Sensing Device: OPUS RSD 5500 Available online: <https://www.opusrse.com/technology/remote-sensing-device/>.
7. Hager Environmental & Atmospheric Technologies EDAR Available online: <https://www.he-atremotesensing.com/edar>.
8. Bishop, G.A.; Starkey, J.R.; Ihlenfeldt, A.; Williams, W.J.; Stedman, D.H. In Long-Path Photo-metry: A Remote Sensing Tool for Automobile Emissions. *Anal. Chem.* 1989, 61, 671A-677A, doi:10.1021/ac00185a002.
9. Bishop, G. Analyze Existing West LA Data Set for On-Road Evaporative Emissions; 2018;
10. Pope, S.B. *Turbulent Flows*; Cambridge University Press, 2000; ISBN 9780521591256.
11. Ferziger, J.H.; Perić, M.; Street, R.L. *Numerische Strömungsmechanik*; 2020; ISBN 9783662465431.
12. Chapman, D.R. Computational Aerodynamics Development and Outlook. *AIAA J.* 1979, 17, 1293–1313, doi:10.2514/3.61311.
13. Piomelli, U. Wall-Layer Models for Large-Eddy Simulations. *Prog. Aerosp. Sci.* 2008, 44, 437–446, doi:10.1016/j.paerosci.2008.06.001.
14. Schwarze, R. *CFD-Modellierung: Grundlagen Und Anwendungen Bei Strömungsprozessen*; 2013; ISBN 978-3-642-24377-6.
15. Soria, M.; Cadafalch, J.; Consul, R.; Claramunt, K.; OLIVA, A. A Parallel Algorithm for the Detailed Numerical Simulation of Reactive Flows. In; 2000; pp. 389–396 ISBN 978-0-44-482851-4.



16. Plogmann, J.; Gubser, A.; Dimopoulos Eggenschwiler, P. Remote Sensing Measurements and Simulations for Real Driving Emission Characterization of Vehicles.; 2022; pp. 277–291.
17. Boussinesq, J. Théorie de l'Écoulement Tourbillant. Mém. prés. Acad. Sci. 1877.
18. Swissenergy; Meteotest The Swiss Wind Power Data Website Available online: <https://wind-data.ch/windkarte/index.php?lng=en>.
19. ReMOVES: Überwachung der Emissionen von Strassenfahrzeugen in der Schweiz, Abschlussbericht, 2022, [https://www.mobilityplatform.ch/de/research-data-shop?vssmobilityshop\\_filter\\_startdate=1900&vssmobilityshop\\_filter\\_enddate=2023&vssmobilityshop\\_filter\\_active=1&q=1740&vssmobilityshop\\_filter\\_sorting=](https://www.mobilityplatform.ch/de/research-data-shop?vssmobilityshop_filter_startdate=1900&vssmobilityshop_filter_enddate=2023&vssmobilityshop_filter_active=1&q=1740&vssmobilityshop_filter_sorting=)
20. Ntziachristos, L., Samaras, Z., 2019; 1.A.3.b.i-iv Road Transport, 2019; European Environment Agency. Tech. rep. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i/view>.
21. Sjödin, Å., Borken-Kleefeld, J., Carslaw, D., Tate, J., Alt, G.-M., De La Fuente, J., Bernard, Y.; 2018. Real-driving Emissions from Diesel Passenger Cars Measured by Remote Sensing and as Compared with PEMS and Chassis Dynamometer Measurements-CONOX Task 2. Tech. rep.. IVL Swedish Environmental Research Institute. URL. [www.ivl.se](http://www.ivl.se)
22. Matzer, C., Weller, K., Dippold, M., Lipp, S., Rock, M., Rexeis, M., Hausberger, S., 2019; Update of Emission Factors for HBEFA Version 4.1. Tech. Rep. Graz University of Technology. URL. <http://ivt.tugraz.at>.
23. Notten, B., Cox, B., Hausberger, S., Matzer, C., Weller, K., Dippold, M., Politschnig, N., Lipp, S., Allekotte, M., Knörr, W., Andre, M., Gangepain, L., Hult, C., Jerksjö, M., 2022, Update of Emission Factors for HBEFA Version 4.2, INFRAS, CH
24. Keller, M., Hausberger, S., Matzer, C., Wüthrich, P., 2017; Handbook Emission Factors for Road Transport—HBEFA Version 3.3. Tech. rep.. IVT Institute for internal combustion engines and thermodynamics. URL. [http://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA33\\_Documentation\\_20170425.pdf](http://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA33_Documentation_20170425.pdf).
25. Borken-Kleefeld, J., Chen, Y., 2015; New emission deterioration rates for gasoline cars - results from long-term measurements. Atmos. Environ. 101, 58–64. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.013>.
26. Bishop, G.A., Stedman, D.H., Burgard, D.A., Atkinson, O., 2016; High-mileage light-duty fleet vehicle emissions: their potentially overlooked importance. Environ. Sci. Technol. 50 (10), 5405–5411. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00717>. URL. <http://pubs.acs.org/sharingguidelines>.
27. Chen, Y., Borken-Kleefeld, J.; 2016. NO<sub>x</sub> emissions from diesel passenger cars worsen with age. Environ. Sci. Technol. 50, 3332. URL. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b04704>.
28. Zhan, T., Ruehl, C.R., Bishop, G.A., Hosseini, S., Collins, J.F., Yoon, S., Herner, J.D.; 2020. An analysis of real-world exhaust emission control deterioration in the California light-duty gasoline vehicle fleet. Atmos. Environ. 220, 117107. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOS-ENV.2019.117107>.
29. Carslaw, D.C., Farren, N., Borken-Kleefeld, J., Sjödin, Å., 2019; Study on the durability of European passenger car emission control systems utilizing remote sensing data, Final Report, IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.
30. Davison, J., Rose R.A., Farren N.J., Wagner, R.L., Wilde, S.E., Wareham J.V., Carslaw D.C.; 2022, Gasoline and diesel passenger car emissions deterioration using on-road emission measurements and measured mileage, Atmospheric Environment: X 14 100162, <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2022.100162>



31. Xiao, H., Jenny, P.; 2012. A consistent dual-mesh framework for hybrid LES/RANS modeling, *Journal of Computational Physics*, <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2011.11.009>.