



# Entwicklung der Stickstoffdioxidkonzentration in Hessen im Jahr 2020

Abschätzung der Auswirkungen der reduzierten Mobilität während der  
COVID-19-Pandemie mit Hilfe von statistischer Modellierung

**Florian Ditas, Diana Rose, Stefan Jacobi**

September 2021



Für eine lebenswerte Zukunft



## Kurzzusammenfassung

Die in den letzten Jahren rückläufige NO<sub>2</sub>-Konzentration sank im Jahr 2020 außerordentlich stark. Während 2019 noch an 16 Messstellen in Hessen der Grenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel überschritten wurde, waren 2020 nur noch zwei Stellen betroffen (jeweils eine Messstelle in Limburg und in Darmstadt). Ein Teil dieses besonderen Rückgangs lässt sich auf den reduzierten Verkehr aufgrund der Schutzmaßnahmen zur Bekämpfung der Covid-19-Pandemie zurückführen. Welchen Anteil die Covid-19-Pandemie am gesamten NO<sub>2</sub>-Rückgang trägt, wurde in diesem Bericht mit Hilfe statistischer Modellierung untersucht.

Der Effekt der Covid-19-Pandemie wurde dabei aus dem Vergleich einer „Business-as-usual“-Prognose mit den tatsächlich gemessenen Werten abgeleitet. Die „Business-as-usual“-Prognose basiert hierbei auf einem Modelltraining vor der Covid-19-Pandemie und stellt somit eine wahrscheinliche Prognose für die Entwicklung der NO<sub>2</sub>-Werte dar, wenn es keine Einwirkungen durch die Pandemie und die damit verbundenen Schutzmaßnahmen gegeben hätte.

Die Ergebnisse dieses Berichts zeigen, dass während des ersten Lockdowns Anfang 2020 die gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentrationen an den ausgewerteten Standorten im Mittel um ca. 19 % (maximal 30 %) niedriger lagen als die Prognose. Der erste Lockdown und die Änderungen der Mobilität im weiteren Verlauf des Jahres hatten zur Folge, dass der Jahresmittelwert im Mittel ca. 14 % (bis zu ca. 20 %) niedriger ausfiel. Der bereits länger zu beobachtende allgemeine Negativtrend für die Jahre 2016-2019 wurde hierbei bereits berücksichtigt, sodass der nach dieser Methode abgeschätzte Effekt der Covid-19-Pandemie tatsächlich als zusätzlicher Einfluss zum langjährigen Trend gewertet werden muss.

Ohne die ergriffenen Maßnahmen aufgrund der Covid-19-Pandemie wäre der Jahresmittelwert der NO<sub>2</sub>-Konzentration 2020 wahrscheinlich auch in Wiesbaden, Frankfurt und Offenbach überschritten worden. Es ist daher weiterhin wichtig emissionsmindernde Maßnahmen zu ergreifen, um den rückläufigen Trend der NO<sub>2</sub>-Konzentration der letzten Jahre fortzusetzen.



# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Methoden</b>	<b>4</b>
2.1	Verwendetes Verfahren . . . . .	4
2.2	Meteorologische Normierung der Stickstoffdioxidkonzentration . . . . .	5
2.3	Korrektur des Langzeittrends zwischen 2016 und 2019 . . . . .	7
2.4	„Business-as-usual“-Simulation für das Jahr 2020 . . . . .	8
<b>3</b>	<b>Ergebnisse</b>	<b>9</b>
3.1	Entwicklung der NO <sub>2</sub> -Werte an der Luftmessstation Limburg Schiede . . . . .	9
3.2	Entwicklung der NO <sub>2</sub> -Werte an den Luftmessstationen in Hessen . . . . .	11
<b>4</b>	<b>Diskussion und Schlussfolgerungen</b>	<b>15</b>
<b>5</b>	<b>Anhang</b>	<b>17</b>
	Literaturangaben . . . . .	17



## 1 Einleitung

In den letzten 20 Jahren bis 2019 sanken die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in Hessen im Mittel um ca. 2 % pro Jahr. Wesentliche Gründe dafür sind stetige Minderungen der Emissionen im Verkehrssektor, der den größten Anteil der Stickoxidemissionen ausmacht. Abbildung 1 zeigt die zeitliche Entwicklung der  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen in Hessen seit 2000 gemittelt für verschiedene Belastungssituationen.

Vor allem in den Großstädten wurde immer wieder der seit 2010 geltende Grenzwert für Stickstoffdioxid ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel) überschritten. Deshalb mussten Luftreinhaltepläne erstellt werden und die Städte führten verstärkt Maßnahmen ein, um die Verkehrsemissionen weiter zu reduzieren. Besonders in Darmstadt nahmen so die  $\text{NO}_2$ -Werte an den verkehrsbelasteten Standorten in der Hügel- und der Heinrichstraße deutlich ab. Trotzdem überschritten im Jahr 2019 noch sechs hessische Städte den  $\text{NO}_2$ -Grenzwert.

Von 2019 auf 2020 sanken die  $\text{NO}_2$ -Werte dann überdurchschnittlich, z.B. an den verkehrsbezogenen Standorten im Mittel um 20 % (siehe Abb. 1). Grenzwertüberschreitungen gab es nur noch in zwei Städten (Limburg und Darmstadt). Ein Teil dieses Erfolgs kann den weiter fortschreitenden Maßnahmen der Luftreinhalteplanung und dem zunehmenden Anteil emissionsarmerer Fahrzeuge zugeschrieben werden. Einen zusätzlichen Beitrag lieferte aber auch die Covid-19-Pandemie und die damit verbundenen Schutzmaßnahmen, die sich im Jahr 2020 massiv auf die Mobilität und das Verkehrsaufkommen auswirkten.

So reduzierte sich während des ersten Lockdowns im März/April 2020 das Verkehrsauf-

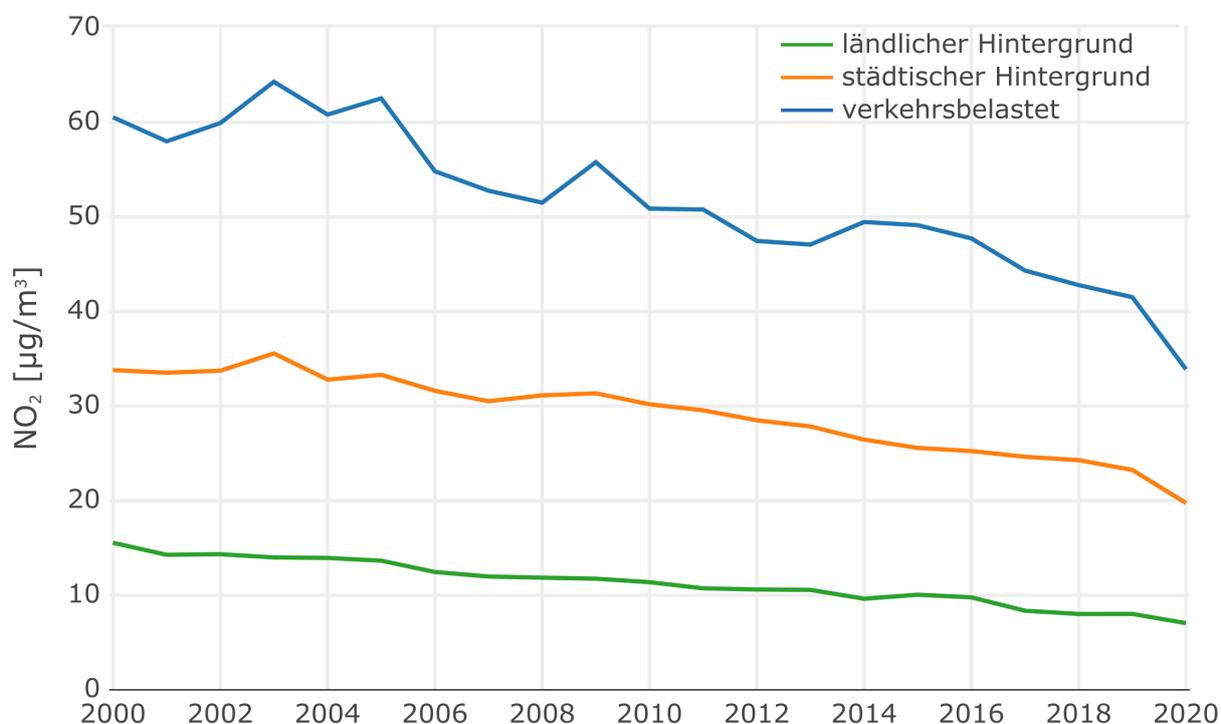


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung der  $\text{NO}_2$ -Konzentration an den hessischen Messstellen gemittelt für verkehrsbezogene Standorte, städtischen Hintergrund und ländlichen Hintergrund für den Zeitraum 1996 bis einschließlich 2020. Hierfür wurden sämtliche Messstellen inklusive der Passivsammler einbezogen.

kommen um ca. 30–40 %. Während der Sommermonate normalisierten sich die Verhältnisse weitestgehend, bevor gegen Ende des Jahres noch einmal ein deutlicher Rückgang der Verkehrszahlen zu verzeichnen war. Auch im Mittel über das ganze Jahr betrachtet lag das durchschnittliche tägliche Verkehrsaufkommen in den hessischen Städten mit ca. 85 % deutlich niedriger als im Vorjahr.

Den Anteil des reduzierten Verkehrsaufkommens während der Covid-19-Pandemie an der Reduktion der NO<sub>2</sub>-Konzentration genau zu quantifizieren, ist nicht trivial. Es können nicht einfach die Werte vor und während der Pandemie miteinander verglichen werden, da die an einem Standort auftretenden NO<sub>2</sub>-Werte nicht nur von den Emissionen, sondern auch immer von den Wetterbedingungen beeinflusst werden und diese sehr variabel sein können.

Besonders sichtbar wurde der Einfluss des Wetters zu Beginn des ersten Lockdowns im Frühjahr 2020, als die NO<sub>2</sub>-Werte trotz deutlich reduzierten Kfz-Verkehrs höher ausfielen als in den Wochen kurz zuvor. Grund dafür war ein sich fast zeitgleich mit dem Lockdown einstellender Wetterwechsel. Während der gesamte Februar und Beginn des März' 2020 geprägt war durch regnerisches Wetter mit viel Wind aus Südwest, stellte sich Mitte März eine trockene Hochdruckwetterlage ein, die schlechtere Austauschbedingungen für die bodennahen Luftschichten mit sich brachte und damit grundsätzlich ein Ansteigen von Luftschadstoffkonzentrationen begünstigte.

Ziel dieses Berichtes ist es, die Auswirkungen des reduzierten Verkehrsaufkommens während der Pandemie auf die NO<sub>2</sub>-Konzentration zu beziffern. Damit ließe sich abschätzen, ob die 2020 beobachteten Grenzwerteinhalten in Hessen nachhaltig sind, oder ob im Falle einer Normalisierung des Verkehrsaufkommens nach der Pandemie wieder vermehrte Grenzwertverletzungen zu befürchten sind.

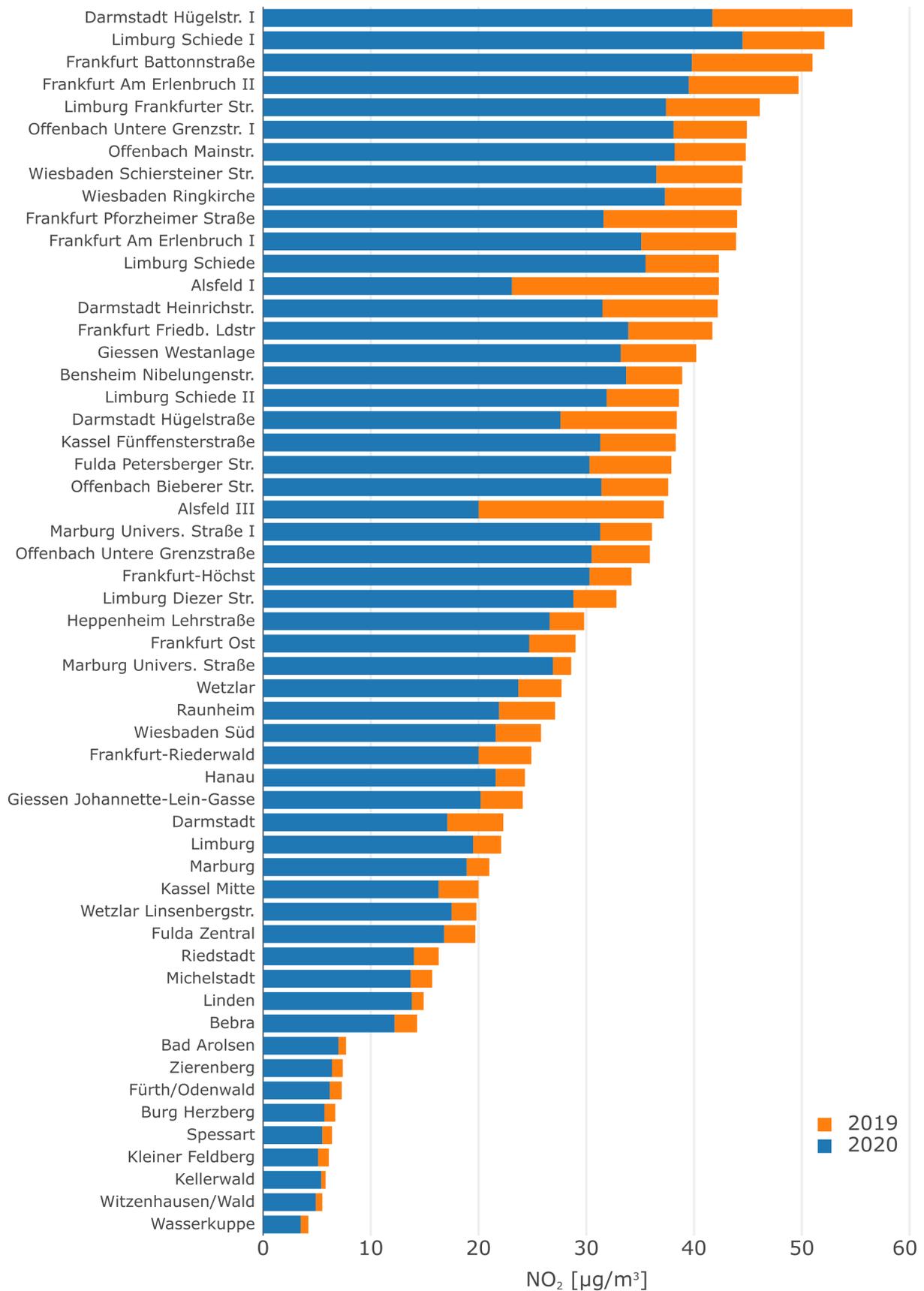


Abbildung 2: Mittlere NO<sub>2</sub>-Konzentration an den hessischen Messstellen für die Jahre 2019 und 2020. Hierfür wurden sämtliche Messstellen inklusive der Passivsammler einbezogen.

## 2 Methoden

### 2.1 Verwendetes Verfahren

Um die Auswirkungen der Änderungen der Mobilität auf die Stickstoffdioxidkonzentration abzuschätzen, wurden als Verfahren sogenannte statistische Modellierung und Technologien aus dem Bereich des maschinellen Lernens (ML) eingesetzt. Solche Methoden wurden in den letzten Jahren bei der Beschreibung und Beurteilung der Luftqualität zunehmend eingesetzt (z.B. Grange et al., 2021). Im Gegensatz zu klassischen Ausbreitungsmodellen werden beim maschinellen Lernen statistische Zusammenhänge zwischen Beobachtungen genutzt, um Modelle auf der Basis (weniger) Eingangsparameter zu trainieren. Ziel des Trainings ist es, generalisierbare Zusammenhänge zwischen der Zielgröße (z.B. der Stickstoffdioxidkonzentration in der Außenluft) und verschiedenen Einflussparametern zu identifizieren, um damit zuverlässige Analysen und auch Prognosen zu erlauben. Ein großer Vorteil dieser ML-Methoden ist ihre mittlerweile breite Verfügbarkeit und vergleichsweise einfache und rechentechnisch günstige Anwendung.

Im Rahmen dieser Auswertung wurde ein sogenanntes Random-Forest-Modell (RF-Modell) verwendet, welches sich als besonders geeignet für die Beurteilung von Luftschadstoffen herausgestellt hat (z.B. Carslaw et al., 2012; Grange et al., 2018). Diese Methode basiert auf sogenannten Entscheidungsbäumen, bei denen das Modell Prognosen auf der Grundlage einfacher Ja-/Nein-Entscheidungen vornimmt. Im vorliegenden Anwendungsfall wird mit Hilfe dieses Modells der zeitliche Verlauf der Stickstoffdioxidkonzentration in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern (Windrichtung und -stärke, Lufttemperatur) und zeitlichen Variablen (Tageszeit, Wochentag, Tag des Jahres, Langzeittrend) modelliert. Hierbei dienen die zeitlichen Variablen als Proxy für Änderungen der Emissionen, während die meteorologischen Parameter eher die Immission beeinflussen. Grundlegende physikalische (und chemische) Zusammenhänge werden bei dieser Modellbildung nicht benötigt und auch nicht berücksichtigt. Nach erfolgreichem Training sind Rückschlüsse auf die Wichtigkeit der verschiedenen meteorologischen oder zeitlichen Variablen auf die modellierte Stickstoffdioxidkonzentration möglich. So lassen sich meteorologische Effekte auf die Stickstoffdioxidkonzentration normieren, indem zu jedem Zeitpunkt die Konzentration unter Annahme einer Vielzahl zufälliger, unterschiedlicher Wetterbedingungen simuliert und anschließend gemittelt wird. Im Mittelpunkt der Auswertung steht eine sogenannte „Business-as-usual“-Prognose des zeitlichen Verlaufs der Stickstoffdioxidkonzentration für das gesamte Jahr 2020. Diese Prognose für 2020 beruht auf den für den Zeitraum 2016 bis einschließlich 2019 modellierten statistischen Zusammenhängen zwischen der Stickstoffdioxidkonzentration und der oben genannten Parameter und stellt somit eine Referenz für ein mögliches Szenario ohne Einwirkungen durch die Covid-19-Pandemie dar. Ziel ist es, diese „Business-as-usual“-Prognose mit den tatsächlich gemessenen Werten ins Verhältnis zu setzen. Das genaue Vorgehen wird im folgenden Abschnitt näher erläutert.

Die folgenden Schritte 1 – 3 wurden separat für jede einzelne Messstation durchgeführt:

1. Mit Hilfe eines Random-Forest-Modells wurden die meteorologischen Einflüsse auf die  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen aus dem Datensatz der Jahre 2016 bis 2019 bestimmt und deren Effekte normiert.
2. Auf der Grundlage der meteorologisch normierten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen wurde deren Langzeittrend der Jahre 2016 bis einschließlich 2019 errechnet und die Zeitreihe damit trendbereinigt.
3. Die trendbereinigte Zeitreihe dient als Basis für eine „Business-as-usual“-Simulation des Jahres 2020, welche ebenfalls mit Hilfe eines Random-Forest Modells realisiert wurde. Der Vergleich von Simulation und Beobachtung erlaubt, die Zeitreihen auf mögliche zusätzliche Abweichungen zum Langzeittrend zu untersuchen.

In die Auswertung wurden nur Messstationen einbezogen, an denen gleichzeitig Messdaten für den Wind und die Lufttemperatur erhoben wurden bzw. für die auf Wind- und Temperaturdaten einer anderen Messung in der selben Stadt zurückgegriffen werden konnte. Alle Berechnungen wurden auf Grundlage von Stundenmittelwerten durchgeführt. Im Folgenden werden die einzelnen Schritte anhand der Station Limburg Schiede beispielhaft dargestellt.

Für die statistische Modellierung und zur Auswertung der entsprechenden Ergebnisse wurden die freie Statistik-Software *R* (R Core Team, 2019) und weitere Softwarepakete verwendet. Zur statistischen Modellierung wurde das Paket *rmweather* (Grange, Carslaw et al., 2018; Grange und Carslaw, 2019) und zur Erstellung von Grafiken das Paket *plotly* (Sievert, 2020) verwendet.

## 2.2 Meteorologische Normierung der Stickstoffdioxidkonzentration

Die Schadstoffkonzentration im Allgemeinen aber auch die  $\text{NO}_2$ -Konzentration im Speziellen unterliegen starken Schwankungen. Die Schwankungen sind einerseits bedingt durch die unterschiedliche Stärke und die Entfernung zur Quelle der Emissionen. Andererseits werden Luftschadstoffe unterschiedlich stark in der Atmosphäre verteilt und prozessiert. Austauscharme Wetterlagen sorgen für eine Anreicherung von Luftschadstoffen, wohingegen beispielsweise Wetterlagen mit hohen Windgeschwindigkeiten eine besonders schnelle Verteilung der Schadstoffe begünstigen.

Zur Quantifizierung des Einflusses von meteorologischen Parametern auf die  $\text{NO}_2$ -Konzentration wird hier, wie oben beschrieben, ein RF-Modell verwendet. Als Eingangsparameter dienen neben der  $\text{NO}_2$ -Konzentration auch Windrichtung, -geschwindigkeit, Lufttemperatur, Tageszeit, Wochentag, Tag des Jahres und ein laufender Zeitindex. Als Resultat der statistischen Modellierung ergeben sich Abhängigkeiten der  $\text{NO}_2$ -Konzentration in Bezug auf die oben genannten Eingangsparameter.

Abbildung 3 zeigt die modellierten Abhängigkeiten einzelner Parameter als sogenannte „partial dependence plots“. Sie beschreiben, wie die  $\text{NO}_2$ -Konzentration von den jeweiligen Eingangsparametern im Mittel abhängt, unter der Annahme, dass die jeweils anderen Parameter

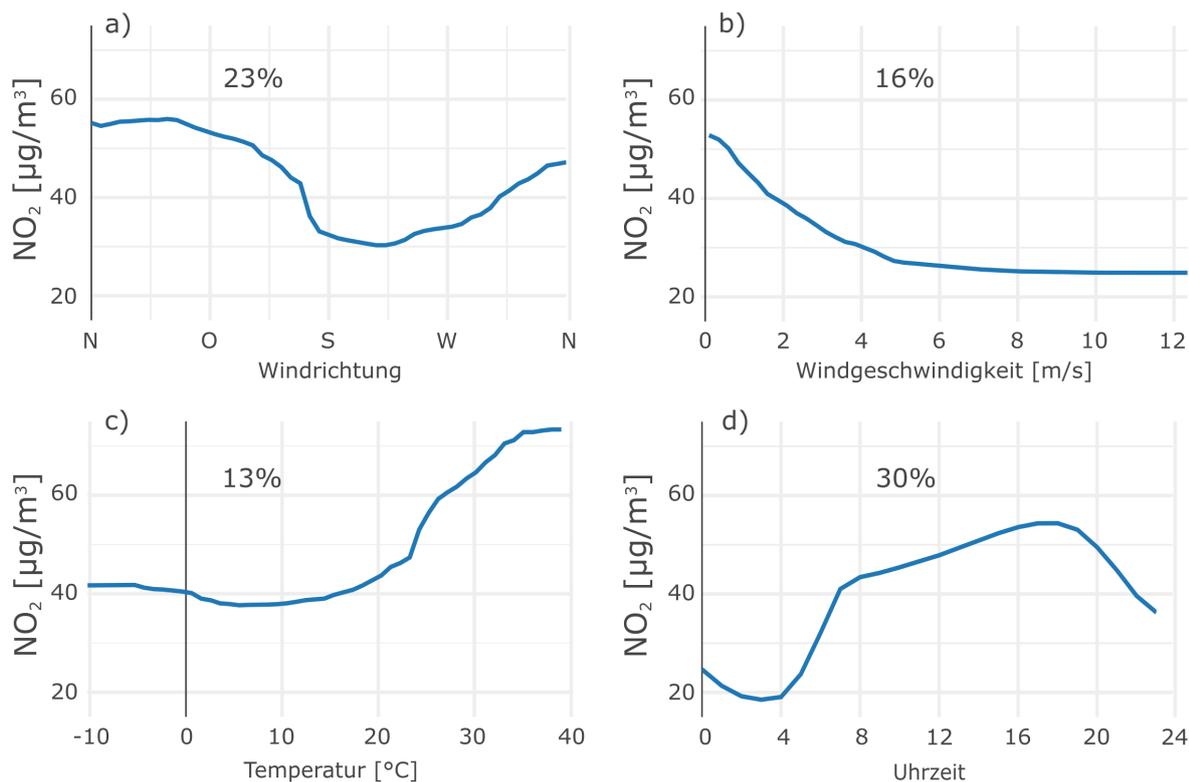


Abbildung 3: Abhängigkeit der modellierten  $\text{NO}_2$ -Konzentration von der Windrichtung (a), Windgeschwindigkeit (b), Lufttemperatur (c) und der Uhrzeit (d) unter der Annahmen, dass die jeweils anderen Parameter konstant bleiben (sogenannte „partial dependence plots“). Die Prozentangabe gibt die Wichtigkeit des Parameters bei der Modellierung der  $\text{NO}_2$ -Konzentration an.

konstant sind. Die Prozentangabe bezieht sich auf die Wichtigkeit des Parameters bei der Modellierung der  $\text{NO}_2$ -Konzentration. Sie wird berechnet unter Einbeziehung der Häufigkeit der Verwendung des entsprechenden Parameters und der daraus resultierenden Verbesserung der Modellierung. Es wird deutlich, dass an der Station Limburg Schiede Windrichtung und -geschwindigkeit, sowie die Lufttemperatur einen großen Einfluss auf die  $\text{NO}_2$ -Konzentration haben. So werden beispielsweise bei Wind aus südwestlichen Richtungen und relativ hohen Windgeschwindigkeiten tendenziell geringere  $\text{NO}_2$ -Werte verzeichnet. Der ausgeprägte Tagesgang hingegen dokumentiert höhere Werte am Tag als in der Nacht. Dies resultiert aus der Überlagerung verschiedener meteorologischer Effekte und der Emissionen des Verkehrs.

Mit Hilfe dieser Abhängigkeiten werden schließlich zu jedem Zeitpunkt der  $\text{NO}_2$ -Zeitreihe einige hundert Simulationen durchgeführt, bei denen die meteorologischen Parameter im Rahmen des vorhandenen Wertebereichs variiert werden. Der Mittelwert dieser Simulationen definiert dann die meteorologisch gemittelte  $\text{NO}_2$ -Konzentration, die weniger stark durch außergewöhnliche Wetterereignisse beeinflusst ist. Im folgenden wird die meteorologisch gemittelte Konzentration als *meteorologisch normierte*  $\text{NO}_2$ -Konzentration bezeichnet, analog zu der zu Grunde liegenden Publikation (Grange und Carslaw, 2019).

Abbildung 4 zeigt Tagesmittelwerte der  $\text{NO}_2$ -Konzentration gemessen an der Luftmessstation Limburg Schiede sowie die für diesen Standort meteorologisch normierte  $\text{NO}_2$ -Konzentration. Diese stellt für jeden Zeitpunkt die  $\text{NO}_2$ -Konzentration normiert auf einen mittleren Wetterzustand dar und unterliegt daher deutlich weniger starken Schwankungen als die gemessene

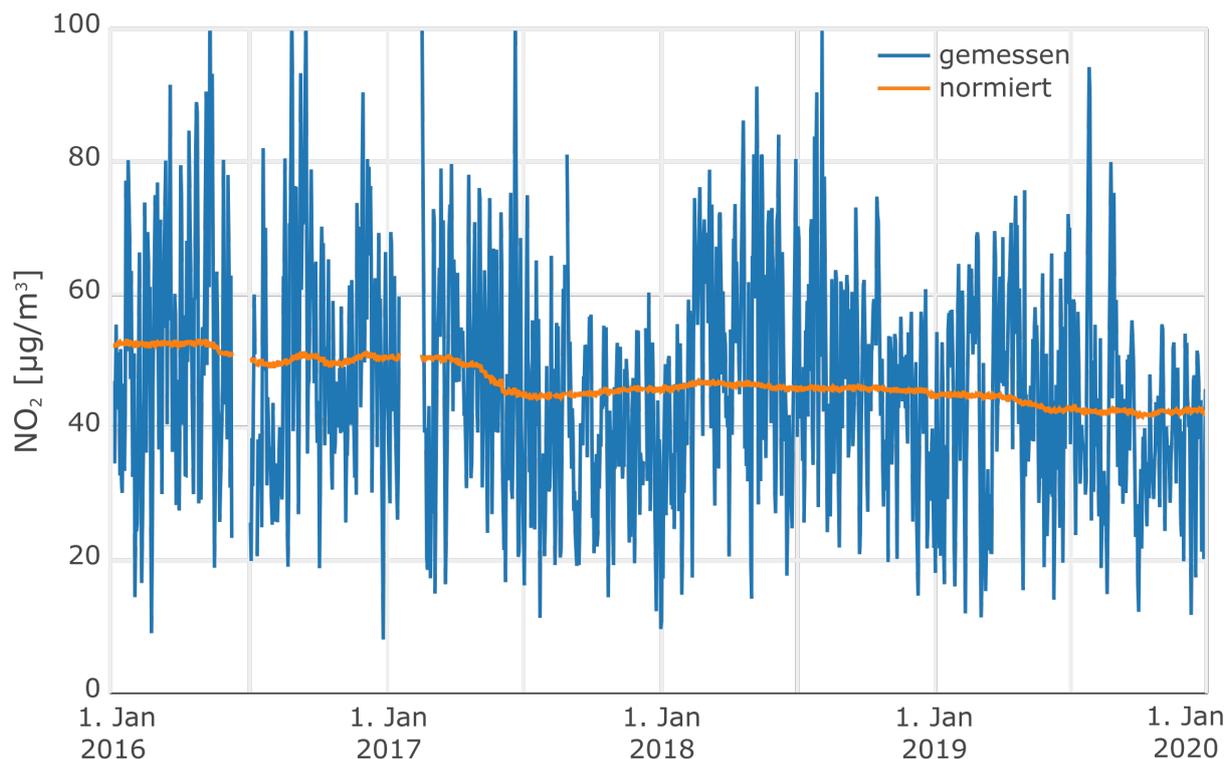


Abbildung 4: Zeitreihe der Tagesmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Konzentration an der Station Limburg Schiede (blau). In orange ist die meteorologisch normierte NO<sub>2</sub>-Konzentration dargestellt.

Konzentration. Auffällig ist beispielsweise der Zeitraum von September 2017 bis März 2018. Während bis zum Jahreswechsel 2017/18 deutlich niedrigere Tagesmittelwerte gemessen wurden als Anfang 2018, blieben die normierten Werte relativ konstant. Grund hierfür ist eine starke Häufung von Wetterlagen mit Südwestwind im Herbst 2017, welche geringere NO<sub>2</sub>-Konzentrationen begünstigte (siehe auch Abb. 3 a).

### 2.3 Korrektur des Langzeittrends zwischen 2016 und 2019

Auf der Basis der meteorologisch normierten NO<sub>2</sub>-Konzentration wurde in einem zweiten Schritt der mittlere jährliche Trend in den Jahren 2016 bis einschließlich 2019 ermittelt. Hierzu wurde eine lineare Regressionsgerade an die Daten angepasst. Ausgehend vom Jahr 2020 wurde dann die zurückliegende Zeitreihe um die Steigung dieser Regressionsgeraden (dem jährlichen Trend) korrigiert. Als Ausgangszeitpunkt wurde der 1. Juli 2020 gewählt, sodass diese Korrektur keinen Einfluss auf den Jahresmittelwert für das Jahr 2020 hat.

Für die Luftmessstation Limburg Schiede ergab sich ein Trend von  $-2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pro Jahr. Abbildung 5 zeigt die trendbereinigten Tagesmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Konzentration für den identischen Zeitraum wie Abb. 4. Diese trendbereinigte Zeitreihe bewegt sich auf einem konstanten mittleren Niveau und ist Grundlage für die im dritten Schritt durchgeführte „Business-as-usual“-Simulation.

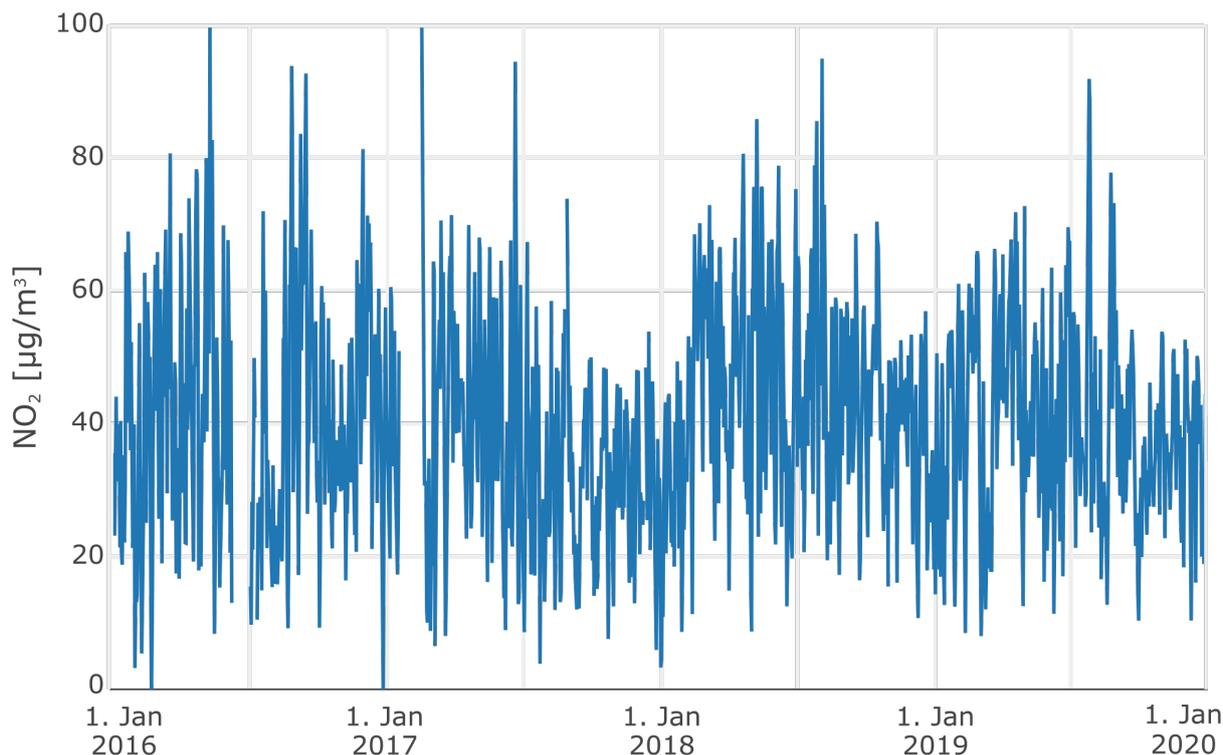


Abbildung 5: Trendbereinigte Zeitreihe der Tagesmittelwerte der NO<sub>2</sub>-Konzentration an der Station Limburg Schiede.

## 2.4 „Business-as-usual“-Simulation für das Jahr 2020

Das eigentliche Herzstück der Analyse ist eine sogenannte „Business-as-usual“-Simulation (BAU-Simulation) der NO<sub>2</sub>-Konzentration. Zur Durchführung einer solchen BAU-Simulation wurde der Datensatz in zwei Teile unterteilt, den Trainingszeitraum und den Prognosezeitraum.

Für den Trainingszeitraum wurden vollständige Kalenderjahre im Zeitraum 2016 bis einschließlich 2019 verwendet. Davon dienten 80 % dem eigentlichen Training des Modells, die anderen 20 % wurden für die Modell-interne Evaluation verwendet und zur Vermeidung von sogenanntem Overfitting<sup>1</sup>.

Der Prognosezeitraum umfasst das gesamte Jahr 2020. Da das Training für einen Zeitraum vor der Covid-19-Pandemie durchgeführt wurde, stellt diese Prognose ein mögliches Szenario dar, wie die NO<sub>2</sub>-Konzentration sich wahrscheinlich entwickelt hätte, wenn es nicht zum Ausbruch der Pandemie gekommen wäre. Der Prognosezeitraum vom 1. Januar bis zum 15. März 2020, also vor den ersten harten Corona-Schutzmaßnahmen, wird hier als Evaluierungszeitraum genutzt, um die Prognosegüte des Modells abzuschätzen. Die vorangestellte Bereinigung des jährlichen Trends ist notwendig, um Sprünge im Übergang vom Trainings- zum Prognosezeitraum zu vermeiden.

<sup>1</sup>Overfitting bezeichnet eine Überanpassung des Modells an den Trainingsdatensatz, der einen Verlust an Generalisierbarkeit und Verringerung der Prognosegüte zur Folge hat.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Entwicklung der NO<sub>2</sub>-Werte an der Luftmessstation Limburg Schiede

Im Folgenden werden die Ergebnisse der statistischen Modellierung für die Luftmessstation Limburg Schiede dargestellt. Abbildung 6 zeigt Tagesmittelwerte der gemessenen und prognostizierten NO<sub>2</sub>-Konzentration sowie deren Verhältnis für den Prognosezeitraum bis April 2020. Es handelt sich hierbei und in allen folgenden Grafiken um die trendbereinigten Werte um einen direkten Vergleich der gemessenen und modellierten Werte zu ermöglichen. Es wird ersichtlich, dass Modell und Beobachtung sehr gut für den Zeitraum vor den ersten Corona-Schutzmaßnahmen übereinstimmen (systematische Abweichung: -3 %, Korrelation: 0,84 im Zeitraum 1.1. – 15.3.2020). Sowohl die absoluten Werte als auch die Variabilität werden sehr gut getroffen. Mitte März ergibt sich hingegen eine systematische Abweichung zwischen Prognose und Messung, die zeitlich exakt mit den ersten strengeren Schutzmaßnahmen zusammenfällt (ab 16.3.2020).

Auffällig ist, dass in der Zeit kurz vor dem ersten Lockdown die NO<sub>2</sub>-Konzentration deutlich niedriger war als in den ersten Wochen während des Lockdowns. Wie bereits eingangs erwähnt, ist dies durch meteorologische Effekte zu erklären: Mit Beginn der ersten Schutzmaßnahmen ging auch ein Wetterwechsel einher, der zu einer austauschärmeren Witterung führte. Entsprechend stieg die NO<sub>2</sub>-Konzentration an, blieb aber deutlich hinter der zu erwartenden, prognostizierten NO<sub>2</sub>-Konzentration zurück.

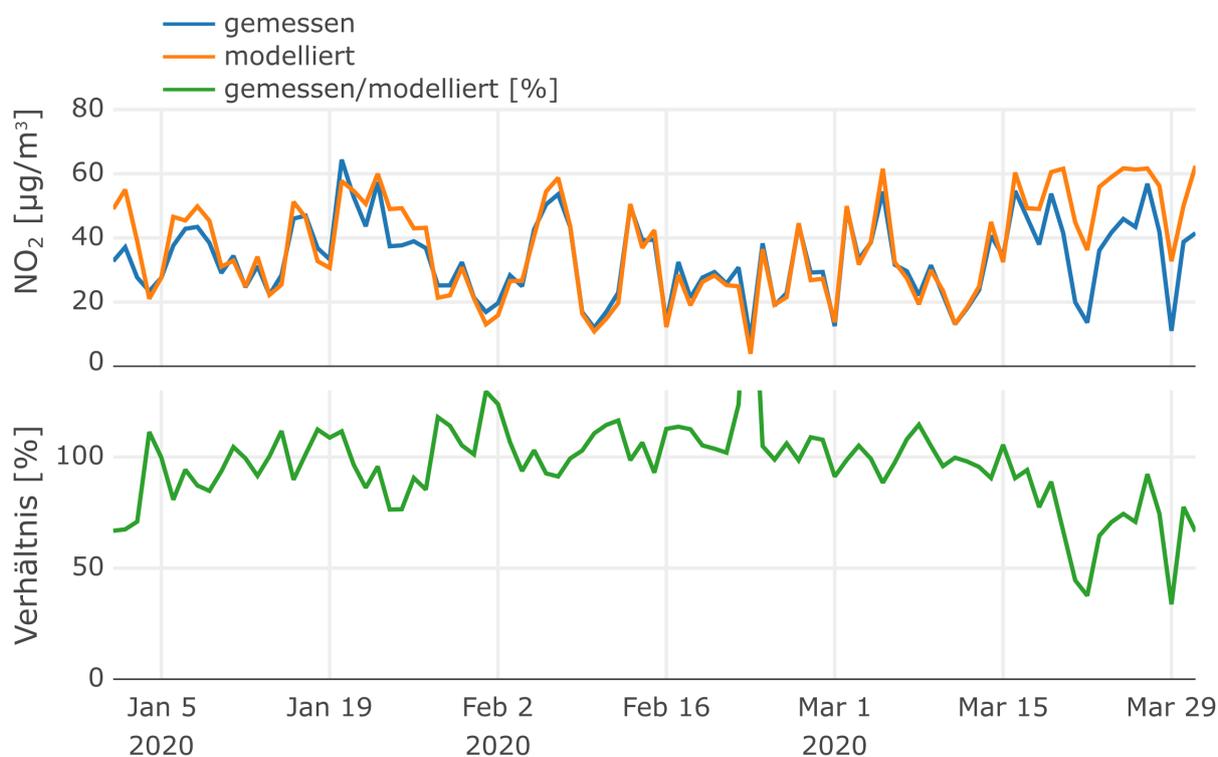


Abbildung 6: Oben: Zeitreihe der Tagesmittelwerte der gemessenen (blau) und modellierten (orange) NO<sub>2</sub>-Konzentration an der Station Limburg Schiede. Unten: In grün ist das Verhältnis der gemessenen und modellierten Tagesmittelwerte in % dargestellt.

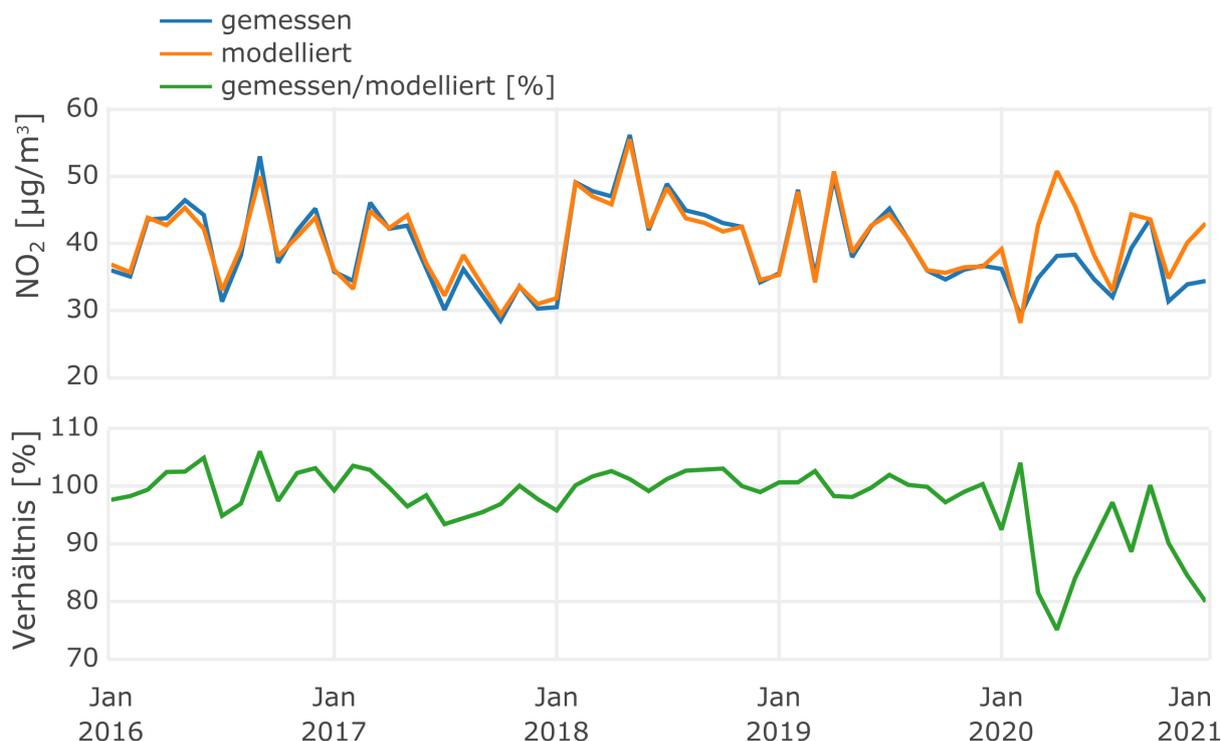


Abbildung 7: Oben: Zeitreihe der Monatsmittelwerte der gemessenen (blau) und modellierten (orange) NO<sub>2</sub>-Konzentration an der Station Limburg Schiede. Es handelt sich hierbei um die jeweiligen trendbereinigten Werte. Unten: In grün ist das Verhältnis der gemessenen und modellierten Monatsmittelwerte in % dargestellt.

Der hier dargestellte Vergleich der „Business-as-usual“-Simulation mit der tatsächlich beobachteten Schadstoffkonzentration löst den in der Öffentlichkeit kontrovers diskutierten scheinbaren Widerspruch von steigenden NO<sub>2</sub>-Konzentrationen trotz geringerem Verkehrsaufkommen auf und visualisiert den erheblichen Einfluss der Corona-Schutzmaßnahmen auf die NO<sub>2</sub>-Konzentration an der Luftmessstation Limburg Schiede.

Abbildung 7 zeigt Monatsmittelwerte der modellierten und gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentration (trendbereinigt) über den gesamten betrachteten Zeitraum seit 2016. Es wird deutlich, dass bis Februar 2020 die gemessenen Werte und die Simulation sehr gut übereinstimmen. Ebenfalls auffällig ist eine systematische Abweichung ab März 2020. Für die Monate März, April und Mai 2020 ergibt sich insgesamt eine Differenz von etwa  $-11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $-22\%$ ). Dieser Effekt schwächt sich für die Sommermonate, in denen ein Großteil der Schutzmaßnahmen gelockert wurde, wieder ab und Simulation und gemessene Werte liegen dicht beieinander. Ab Oktober 2020 zeigt sich mit der Verschärfung der Schutzmaßnahmen hingegen wieder eine größere Differenz. Betrachtet man das gesamte Jahr 2020, so ergab sich eine Differenz von etwa  $-5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $-12\%$ ) zwischen Prognose und Messung. Ohne den Einfluss der Corona-Schutzmaßnahmen wäre eine Überschreitung des gesetzlich vorgeschriebenen Jahresmittelwerts von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  an der Luftmessstation Schiede wahrscheinlich gewesen. Da die hier gezeigte Abschätzung auf der Grundlage einer trendbereinigten Zeitreihe basiert, sind mögliche Langzeittrends bereits berücksichtigt.

### 3.2 Entwicklung der NO<sub>2</sub>-Werte an den Luftmessstationen in Hessen

Die in den Abschnitten 2 und 3.1 dargestellte Vorgehensweise wurde ebenso auf alle anderen Luftmessstationen mit zeitlich hochaufgelösten NO<sub>2</sub>-, Temperatur- und Windmessungen angewendet. Da nicht an allen Messstationen Wind- und Temperaturmessungen vorhanden sind, wurden sofern möglich die Daten aus der unmittelbaren Umgebung (bspw. der gleichen Stadt) verwendet. Eine Anwendung dieser Methode auf Messstellen, die die NO<sub>2</sub>-Belastung ausschließlich mit Hilfe von Passivsammlern ermitteln, ist aufgrund der geringen zeitlichen Auflösung (Monatsmittelwerte) leider nicht möglich.

Die hier dargestellte Analyse und Prognose mit Hilfe der statistischen Modellierung wurde für jede Station separat durchgeführt. Je nach Station lieferte die statistische Modellierung unterschiedlich gute Ergebnisse. Die jeweilige Modellgüte wurde, wie in Kap. 2.4 erläutert, für den Evaluierungszeitraum vom 1. Januar 2020 bis zum 15. März 2020 ermittelt und in den ersten beiden Spalten von Tab. 1 dargestellt. Zur Qualitätssicherung wurden Mindestkriterien an die Modellgüte gestellt, die sich an allgemeinen Vorgaben zur erweiterten Messunsicherheit orientieren. In diesem Fall wurden ausschließlich Ergebnisse einbezogen, bei denen in der Evaluierungsphase ein Korrelationskoeffizient von mindestens 0,7 und eine maximale systematische Abweichung von 25 % erreicht wurden. Insgesamt sind diese Kriterien für 26 der 35 Luftmessstationen erfüllt.

Abbildung 8 zeigt den Verlauf des Verhältnisses aus modellierter und gemessener NO<sub>2</sub>-

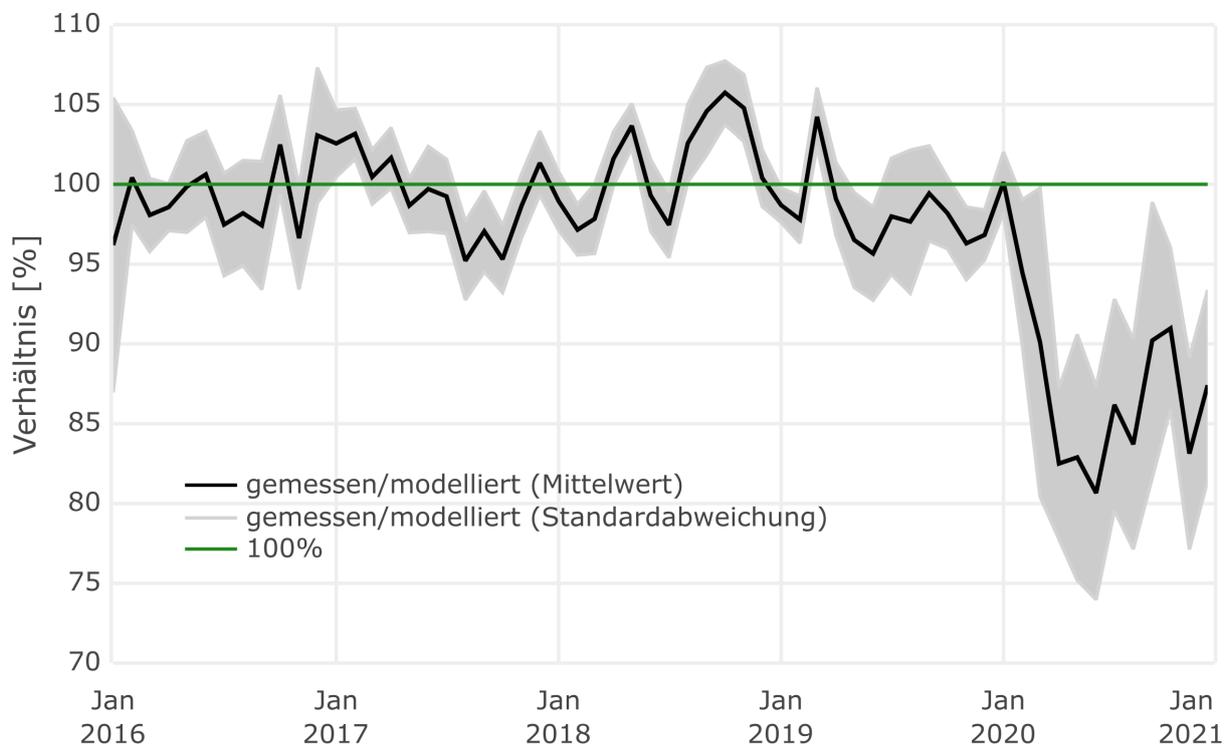


Abbildung 8: Zeitreihe des Verhältnisses der gemessenen und modellierten Monatsmittelwerte in %. Grundlage sind hierbei die jeweiligen trendbereinigten Werte. Die schwarze Linie zeigt den Mittelwert, die graue Fläche den Bereich der Standardabweichung aus den einbezogenen Stationen. Es werden ausschließlich Ergebnisse von Messstellen gezeigt, für die entsprechende Wind- und Temperaturmessungen in unmittelbarer Nähe vorhanden waren und die die Qualitätskriterien der Evaluierungsphase erreichen. 26 von 35 Stationen erfüllen diese Kriterien.

Konzentration für 26 Messstationen als Mittelwert (schwarz). Der grau hinterlegte Bereich markiert die Standardabweichung. Grundlage sind hierbei die jeweiligen trendbereinigten Werte. Es wird deutlich, dass für den Zeitraum 2016 - 2019 eine gute Übereinstimmung zwischen Prognose und Beobachtung erreicht wird (mittlere Abweichung größtenteils geringer als 5 %). Für die Monate März bis Mai 2020 zeichnet sich jedoch, wie bereits für die Messstation Limburg Schiede festgestellt, eine deutliche systematische Abweichung von ca. 20 % ab. Im weiteren Jahresverlauf nähern sich Prognose und Beobachtung wieder an, erreichen aber keine vollständige Übereinstimmung. Gegen Ende des Jahres wird die Abweichung wieder deutlicher, insbesondere für den Zeitraum des zweiten Lockdowns ab November 2020.

Tabelle 1 zeigt die Modellgüte für den Evaluationszeitraum, sowie die Ergebnisse der gemessenen und modellierten NO<sub>2</sub>-Konzentration für den Zeitraum des ersten Lockdowns (16. März 2020 - 31. Mai 2020). Es wird ersichtlich, dass für alle Messstationen ein deutlicher Rückgang der NO<sub>2</sub>-Konzentration zusätzlich zum jährlichen Trend festgestellt werden konnte. An einigen verkehrsbezogenen Standorten beläuft sich der wahrscheinlich durch die Corona-Schutzmaßnahmen verursachte zusätzliche Rückgang der NO<sub>2</sub>-Konzentration auf bis zu 30 %. Im Mittel über alle dargestellten Messstationen beläuft sich der Rückgang auf ca. 19 %.

Tabelle 2 zeigt den mittleren jährlichen Trend, die Ergebnisse der gemessenen NO<sub>2</sub>-Konzentration für die Jahre 2019 und 2020, sowie die modellierte NO<sub>2</sub>-Konzentration der BAU-Simulation für das gesamte Jahr 2020. Wie auch für den ersten Lockdown zeigt sich ein deutlicher Rückgang der NO<sub>2</sub>-Konzentration, der jedoch auf das gesamte Jahr betrachtet verständlicherweise geringer ausfällt. Insgesamt wurde im Mittel über die dargestellten Messstationen ein Rückgang von etwa 14 % festgestellt.

Die Spalte mit der modellierten NO<sub>2</sub>-Konzentration zeigt den mit Hilfe der statistischen Modellierung abgeschätzten Jahresmittelwert an, der eingetreten wäre, wenn es keinen Einfluss durch Corona-Schutzmaßnahmen gegeben hätte. Somit wären ohne solche Maßnahmen Grenzwertüberschreitungen für die Stationen Limburg Schiede, Wiesbaden Ringkirche und Wiesbaden Schiersteiner Straße wahrscheinlich gewesen.

Tabelle 1: Modellgüte während des Evaluierungszeitraums in Form des Korrelationskoeffizienten ( $R^2$ ) und der systematischen Abweichung (Bias). Zusätzlich, Mittelwerte der gemessenen und modellierten  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen und deren absolute und prozentuale Differenz an den Messstationen für den ersten Lockdown (16. März - 31. Mai 2020). Es werden ausschließlich Ergebnisse von Messstellen gezeigt, für die entsprechende Wind- und Temperaturmessungen in unmittelbarer Nähe vorhanden waren und die die Qualitätskriterien der Evaluierungsphase erreichen. 26 von 35 Stationen erfüllen diese Kriterien. Die Symbole hinter den Stationsnamen markieren den Stationstyp im ländlichen (🌳) und städtischen Hintergrund (🏠) sowie verkehrsbezogene Messstationen (🚗).

Messstation		Modellgüte		$\text{NO}_2$ - Konzentration			
		$R^2$	Bias	gemessen [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	modelliert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Diff. [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Diff. [%]
Bad Arolsen	🌳	0,73	-0,19	5,7	7,0	-1,3	-18,6
Bebra	🏠	0,78	-0,17	10,1	13,2	-3,1	-23,5
Burg Herzberg	🌳	0,77	-0,18	4,1	5,1	-1,0	-19,6
Darmstadt	🏠	0,73	-0,09	14,2	19,8	-5,6	-28,3
Darmstadt Hugelstrae	🚗	0,80	0,03	24,6	36,2	-11,6	-32,0
Frankfurt Friedberger Landstr.	🚗	0,73	-0,01	31,1	37,3	-6,2	-16,6
Frankfurt-Höchst	🏠	0,73	-0,02	26,5	30,3	-3,8	-12,5
Frankfurt Ost	🏠	0,78	-0,09	18,2	22,5	-4,3	-19,1
Fulda Petersbergerstr.	🚗	0,79	-0,04	28,0	34,7	-6,7	-19,3
Fulda Zentral	🏠	0,77	-0,03	15,8	17,2	-1,4	-8,1
Fürth/Odenwald	🌳	0,70	-0,19	4,2	5,2	-1,0	-19,2
Hanau	🏠	0,74	-0,15	18,3	21,6	-3,3	-15,3
Kassel Funffensterstr.	🚗	0,78	-0,11	23,4	32,8	-9,4	-28,7
Kassel Mitte	🏠	0,75	-0,14	14,1	19,2	-5,1	-26,6
Limburg	🏠	0,76	-0,15	18,6	23,9	-5,3	-22,2
Limburg Schiede	🚗	0,84	-0,03	38,4	49,3	-10,9	-22,1
Linden	🌳	0,75	-0,05	10,8	13,0	-2,2	-16,9
Marburg	🏠	0,78	-0,05	16,5	18,6	-2,1	-11,3
Michelstadt	🏠	0,76	-0,11	12,4	14,8	-2,4	-16,2
Offenbach Untere Grenzstr.	🚗	0,77	-0,13	30,2	37,5	-7,3	-19,5
Raunheim	🏠	0,74	-0,15	20,8	24,2	-3,4	-14,0
Riedstadt	🌳	0,72	-0,14	12,3	13,8	-1,5	-10,9
Wetzlar	🏠	0,78	-0,07	22,9	29,3	-6,4	-21,8
Wiesbaden Ringkirche	🚗	0,76	-0,02	32,8	42,1	-9,3	-22,1
Wiesbaden Schiersteiner Str.	🚗	0,75	-0,07	30,4	39,9	-9,5	-23,8
Wiesbaden Süd	🏠	0,73	-0,06	18,4	24,3	-5,9	-24,3

Tabelle 2: Mittlerer jährlicher Trend (2016 - 2019), sowie die Mittelwerte der gemessenen (gem.) NO<sub>2</sub>-Konzentrationen der Jahre 2019 und 2020, die modellierte (mod.) NO<sub>2</sub>-Konzentration des Jahres 2020 und die absolute und prozentuale Differenz zwischen modellierten und gemessenen Werten für den Vergleichszeitraum 2020. Es werden ausschließlich Ergebnisse von Messstellen gezeigt, für die entsprechende Wind- und Temperaturmessungen in unmittelbarer Nähe vorhanden waren und die die Qualitätskriterien der Evaluierungsphase erreichen. 26 von 35 Stationen erfüllen diese Kriterien. Die Symbole hinter den Stationsnamen markieren den Stationstyp im ländlichen (🌳) und städtischen Hintergrund (🏠) sowie verkehrsbezogene Messstationen (🚗).

Messstation		Trend [ $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{a}$ ]	2019 (gem.) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2020 (gem.) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	2020 (mod.) [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Diff. [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]	Diff. [%]
Bad Arolsen	🌳	-0,1	7,7	7,0	8,3	-1,3	-15,7
Bebra	🏠	0,0	14,3	12,2	15,1	-2,9	-19,2
Burg Herzberg	🌳	-0,5	6,7	5,7	6,5	-0,8	-12,3
Darmstadt	🏠	-0,1	22,3	17,1	20,9	-3,8	-18,2
Darmstadt Hugelstrae	🚗	-5,5	38,4	27,6	32,7	-5,1	-15,6
Frankfurt Friedberger Landstr.	🚗	-3,0	41,7	33,9	38,4	-4,5	-11,7
Frankfurt-Höchst	🏠	-1,8	34,2	30,3	33,4	-3,1	-9,3
Frankfurt Ost	🏠	-1,2	29,0	24,7	28,4	-3,7	-13,0
Fulda Petersbergerstr.	🚗	-1,0	37,9	30,3	37,2	-6,9	-18,5
Fulda Zentral	🏠	-0,9	19,7	16,8	18,9	-2,1	-11,1
Fürth/Odenwald	🌳	-0,4	7,3	6,2	7,1	-0,9	-12,7
Hanau	🏠	-0,1	24,3	21,6	25,2	-3,6	-14,3
Kassel Funffensterstr.	🚗	-0,8	38,3	31,3	37,7	-6,4	-17,0
Kassel Mitte	🏠	-0,3	20,0	16,3	20,3	-4,0	-19,7
Limburg	🏠	-0,1	22,1	19,5	22,3	-2,8	-12,6
Limburg Schiede	🚗	-2,6	42,3	35,5	40,4	-4,9	-12,1
Linden	🌳	-0,6	14,9	13,8	15,3	-1,5	-9,8
Marburg	🏠	-0,5	21,0	18,9	21,1	-2,2	-10,4
Michelstadt	🏠	0,0	15,7	13,7	16,2	-2,5	-15,4
Offenbach Untere Grenzstr.	🚗	-0,8	35,9	30,5	35,6	-5,1	-14,3
Raunheim	🏠	-0,1	27,1	21,9	26,2	-4,3	-16,4
Riedstadt	🌳	-0,4	16,3	14,0	16,0	-2,0	-12,5
Wetzlar	🏠	-0,2	27,7	23,7	28,3	-4,6	-16,3
Wiesbaden Ringkirche	🚗	-2,3	44,4	37,3	42,7	-5,4	-12,6
Wiesbaden Schiersteiner Str.	🚗	-1,7	44,5	36,5	43,7	-7,2	-16,5
Wiesbaden Süd	🏠	-0,5	25,8	21,6	25,9	-4,3	-16,6

## 4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Die für das Jahr 2020 modellierten NO<sub>2</sub>-Werte der „Business-as-usual“-Simulation stellen die Jahresmittelwerte dar, die erreicht worden wären, wenn die Emissionen im Wesentlichen denen in den Jahren davor (2016-2019) entsprochen hätten (unter Berücksichtigung des bisher für diesen Zeitraum beobachteten jährlichen Trends). Verglichen mit den gemessenen Jahresmittelwerten für 2019 zeigt sich dann, dass ohne die Covid-19-Pandemie der Rückgang von 2019 auf 2020 nur gering ausgefallen wäre. An einigen Standorten wäre die NO<sub>2</sub>-Konzentration sogar leicht angestiegen, was in den unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen in beiden Jahren begründet liegt.

Tatsächlich gemessen wurde aber in Hessen ein viel stärkerer Rückgang der NO<sub>2</sub>-Konzentration, nämlich ca. 20 % an den verkehrsbezogenen Messstellen, sowie 16 % und 13 % an den Messstellen im städtischen bzw. ländlichen Hintergrund. Ein Teil dieses besonderen Rückgangs kann lokalen emissionsmindernden Maßnahmen (z.B. Tempolimits, Fahrverbote, veränderte Streckenführungen, Einsatz von schadstoffärmeren Bussen) zugeschrieben werden. Dies trifft vor allem für die Hügel- und die Heinrichstraße in Darmstadt zu, in der seit Juni 2019 die Maßnahmen aus dem im April 2019 in Kraft getretenen Luftreinhalteplan umgesetzt wurden.

Ein entscheidender Anteil des tatsächlich beobachteten Rückgangs von 2019 auf 2020 liegt jedoch im Wesentlichen in den Corona-Schutzmaßnahmen und den damit verbundenen Änderungen in der Mobilität begründet, die sich auf alle hessischen Messstellen auswirkten.

Während das Umweltbundesamt in seiner Auswertung der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte für 2020 den Einfluss der Maßnahmen zur Eindämmung der Corona-Pandemie auf im Mittel 1 µg/m<sup>3</sup> oder darunter abschätzt (Umweltbundesamt 2021), zeigen die Ergebnisse dieses Berichts einen wesentlich größeren Einfluss. Dieser beträgt an den ländlichen Messstationen bis zu 2 µg/m<sup>3</sup> und an den Messstationen in den Städten 2,1–7,2 µg/m<sup>3</sup>, was im Mittel ca. 14 % der NO<sub>2</sub>-Konzentration ausmacht. Die Ergebnisse dieses Berichts sind vergleichbar mit einer Reihe von internationalen Studien. So konnten beispielsweise Grange, Lee et al. 2021 einen ähnlich hohen Einfluss der Corona-Schutzmaßnahmen auf die NO<sub>2</sub>-Konzentration während des Lockdowns in Europa (ca. 30%) feststellen. Keller et al. 2021 haben Monatsmittelwerte für NO<sub>2</sub> und weitere Luftschadstoffe ebenfalls mit einer „Business-as-usual“-Simulation verglichen und kommen beispielsweise auf eine Reduktion der NO<sub>2</sub>-Konzentration von ca. 25% für April, 2020 in Berlin.

Das in diesem Bericht beschriebene Verfahren der statistischen Modellierung zur Bestimmung des Effekts der Corona-Maßnahmen kann, wie bereits erwähnt, nur bei den Messstellen mit zeitlich hochaufgelösten Messwerten angewendet werden. Um dennoch den Effekt auch für die Messstellen abzuschätzen, an denen die NO<sub>2</sub>-Werte aus Monatsproben mit Passivsammlern bestimmt werden, wurden die Ergebnisse der statistischen Modellierung hierauf übertragen. Als geringste relative Abweichung von modelliertem zu gemessenem NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwert wurden 9,3 % für die Messstation Frankfurt-Höchst bestimmt (vgl. Tab. 2). Unter der konservativen Annahme, dass der Jahresmittelwert ohne die Corona-Schutzmaßnahmen an allen hessischen Messstellen mindestens 9 % über dem tatsächlich gemessenen Wert gelegen hätte, ergeben sich für die folgenden Passivsammler-Messstellen ebenfalls Jahresmittelwerte größer als 40 µg/m<sup>3</sup>: Darmstadt Hügelstraße I, Frankfurt Battonnstraße, Frankfurt Am

Erlenbruch II, Limburg Schiede I, Limburg Frankfurter Straße, Offenbach Mainstraße und Offenbach Untere Grenzstraße I.

Insgesamt ist damit und mit den Abschätzungen in Tab. 2 festzustellen, dass es ohne die Corona-Schutzmaßnahmen nicht nur in Limburg und Darmstadt zu Überschreitungen des gesetzlich vorgeschriebenen Jahresmittelwerts von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gekommen wäre. Es wären zusätzlich wahrscheinlich auch in Frankfurt, Offenbach und Wiesbaden Grenzwertverletzungen aufgetreten. Es ist daher wichtig, gezielt geplante Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität in den Städten weiter fortzusetzen.

## 5 Anhang

### Literaturangaben

- Grange, S. K. & Carslaw, D. C. (2019). Using meteorological normalisation to detect interventions in air quality time series. *Science of the Total Environment*, 653, 578–588. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.344
- Grange, S. K., Carslaw, D. C., Lewis, A. C., Boleti, E. & Hueglin, C. (2018). Random forest meteorological normalisation models for Swiss PM<sub>10</sub> trend analysis. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 6223–6239. doi:10.5194/acp-18-6223-2018
- Grange, S. K., Lee, J. D., Drysdale, W. S., Lewis, A. C., Hueglin, C., Emmenegger, L. & Carslaw, D. C. (2021). COVID-19 lockdowns highlight a risk of increasing ozone pollution in European urban areas. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21, 4169–4185. doi:10.5194/acp-21-4169-2021
- Keller, C. A., Evans, M. J., Knowland, K. E., Hasenkopf, C. A., Modekurty, S., Lucchesi, R. A., ... Pawson, S. (2021). Global impact of COVID-19 restrictions on the surface concentrations of nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(5), 3555–3592. doi:10.5194/acp-21-3555-2021
- R Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Zugriff unter <https://www.R-project.org/>
- Sievert, C. (2020). *Interactive Web-Based Data Visualization with R, plotly, and shiny*. Chapman und Hall/CRC. Zugriff unter <https://plotly-r.com>
- Umweltbundesamt. (2021). Finale Daten zur Stickstoffdioxid-Belastung 2020: Rückgang setzt sich fort. Zugriff 25. Juni 2021 unter <https://www.umweltbundesamt.de/presse/pressemitteilungen/finale-daten-zur-stickstoffdioxid-belastung-2020>