



Meteorologische Einflüsse auf Stickstoffdioxid

Schriftenreihe, Heft 2/2020



Einfluss von Wetterlagen und Witterung auf die Stickstoffdioxid-Konzentrationen in der Außenluft 2015 bis 2018

Dominik van Pinxteren, Sebastian Düsing, Alfred Wiedensohler, Hartmut Herrmann
(Leibniz-Institut für Troposphärenforschung, Leipzig)

1	Aufgabenstellung und Ziele	8
2	 Projektdurchführung und experimentelle Methoden	9
2.1	Sächsisches Luftgütemessnetz.....	9
2.2	Flächeninterpolierte Niederschlagsdaten.....	12
2.3	Mischungsschichthöhen und Rückwärtstrajektorien	13
2.4	Verkehrsdaten	13
2.5	Statistische Modellierung	14
3	 Ergebnisse	16
3.1	Übersicht und Trends der Messparameter.....	16
3.1.1	Statistische Übersicht der Messwerte im Stationsvergleich.....	16
3.1.2	Regionale Zusammenhänge	20
3.1.3	Zeitliche Variationen.....	23
3.1.4	Trends der Jahresmittelwerte.....	24
3.2	Aufbereitung und Eignung der zusätzlichen Parameter.....	28
3.2.1	Daten der Verkehrszählstellen	28
3.2.2	Niederschlagsdaten des RADOLAN-Produktes.....	31
3.2.3	Mischungsschichthöhen aus Reanalysedaten	33
3.3	Sekundärbildung von NO ₂ aus lokalem Ozonabbau.....	34
3.4	Einfluss der Meteorologie auf Schadstoffkonzentrationen.....	38
3.4.1	Kombinierte Witterungskategorien und mögliche meteorologische Einflüsse	38
3.4.2	Statistische Modellierung	43
3.4.3	Detaillierte Einflüsse für Dresden – Bergstr.	47
3.4.4	Detaillierte Einflüsse für Leipzig – Lützner Str.	56
3.4.5	Detaillierte Einflüsse für Leipzig-Mitte	59
3.4.6	Detaillierte Einflüsse für Leipzig-West.....	61
3.4.7	Detaillierte Einflüsse für Collmberg	62
3.4.8	Detaillierte Einflüsse für Schwartenberg	64
3.5	Witterungsbereinigte Trends	66
3.6	Quantifizierung des meteorologischen Einflusses	70
3.7	Analyse von Interventionen	73
3.7.1	Veränderung der Einlasshöhe in Dresden – Bergstraße	73
3.7.2	Einrichtung einer Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstr.	76
3.7.3	Auswirkungen von Baustellen in Leipzig – Lützner Str.	78
4	 Zusammenfassung.....	81
	Literaturverzeichnis.....	84

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Standorte der Messstationen im sächsischen Luftgütemessnetz.....	9
Abbildung 2:	Beispiel für einen einfachen Regressionsbaum zur Bestimmung der NO ₂ -Konzentration in Dresden – Bergstraße in Abhängigkeit von Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit	14
Abbildung 3:	Box-Whisker-Plot der Stundenmittel der untersuchten Luftschadstoffe NO, NO ₂ , NO _x und O ₃ an allen untersuchten Messstationen	19
Abbildung 4:	Box-Whisker-Plot der Stundenmittel der untersuchten meteorologischen Parameter an allen untersuchten Messstationen.....	20
Abbildung 5:	Korrelationsmatrizen der stündlichen Konzentrationen von NO und NO ₂ an den Messstationen des sächsischen Luftgütemessnetzes.....	21
Abbildung 6:	Korrelationsmatrix der stündlichen Konzentrationen von O ₃ an den Messstationen des sächsischen Luftgütemessnetzes	22
Abbildung 7:	Zeitliche Variation der Konzentration von NO und NO ₂ als Tages-Wochengang sowie mittlere Tages-, Wochen-, Jahrgänge.....	23
Abbildung 8:	Zeitliche Variation der Konzentration von O ₃ als Tages-Wochengang sowie mittlere Tages-, Wochen-, Jahrgänge.....	24
Abbildung 9:	10-Jahrestrend der Jahresmittelwerte von NO und NO ₂ an den Stationen des sächsischen Luftgütemessnetzes	25
Abbildung 10:	Prozentuale Abweichung des Jahresmittelwertes vom 10-Jahres-Mittel für NO und NO ₂	26
Abbildung 11:	Prozentuale Abweichung des Jahresmittelwertes vom 10-Jahres-Mittel 2009 – 2018 für Temperatur, Globalstrahlung, Ozon und Windgeschwindigkeit	27
Abbildung 12:	Wöchentlich gemittelte Stundenwerte der Anzahl von Fahrzeugen des Leicht- und Schwerverkehrs an den Verkehrszählstellen Dresden – Mommsenstraße, Leipzig – Lützner Str. und Leipzig-Mitte.....	29
Abbildung 13:	Mittlere Wochen-Tagesgänge, Tages-, Wochen- und Jahrgänge der stündlichen Verkehrssummen im Projektzeitraum an den Verkehrszählstellen Dresden – Mommsenstraße, Leipzig – Lützner Str. und Leipzig-Mitte	30
Abbildung 14:	Zeitreihen der Stundensumme des Niederschlages.....	31
Abbildung 15:	Streudiagramm des logarithmierten Stundensummenniederschlags für fünf ausgewählte Standorte ermittelt durch RADOLAN und direkt gemessen	32
Abbildung 16:	Tages- und Jahrgänge der Mischungsschichthöhe als Mittelwert aller Stationen im ländlichen Hintergrund für die Jahre 2015 – 2018.....	34
Abbildung 17:	Monatsmittelwerte NO ₂ in den drei Quellkategorien Sekundärbildung durch lokalen Ozonabbau, Direktmissionen und Hintergrundbelastung für die Verkehrsstationen DD – Bergstr. und DD-Nord.....	36
Abbildung 18:	Aufsummierte Monatsmittelwerte NO ₂ in den drei Quellkategorien Sekundärbildung durch lokalen Ozonabbau, Direktmissionen und Hintergrundbelastung für die Verkehrsstationen DD – Bergstr. und DD-Nord und aufsummierte relative Anteile der drei Quellkategorien, basierend auf Monatsmittelwerten	37
Abbildung 19:	Box-Whisker-Plots der einzelnen Schadstoffkonzentrationen im Sommer an städtischen Stationen.....	40
Abbildung 20:	Gewichtetes Verhältnis der mittleren Schadstoffkonzentrationen unter ähnlichen Witterungsbedingungen im Sommer und Winterhalbjahr an den verschiedenen Stationstypen..	41
Abbildung 21:	Beispiele für die Modellgüte für NO ₂ in Dresden – Bergstr. für Basismodell und Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon.....	44

Abbildung 22:	Beispiele für den relativen Einfluss verschiedener Variablen auf die NO ₂ -Konzentration in Dresden – Bergstr. und Collmberg	46
Abbildung 23:	Partial dependence Plot für NO ₂ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell	47
Abbildung 24:	Partial-dependence Plot für NO ₂ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte..	50
Abbildung 25:	Partial-dependence Plot für NO ₂ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon	52
Abbildung 26:	Partial-dependence Plot für NO in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon	53
Abbildung 27:	Partial-dependence Plot für NO _x in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon	54
Abbildung 28:	Partial-dependence Plot für O ₃ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte ..	55
Abbildung 29:	Partial-dependence Plot für NO ₂ in Leipzig – Lützner Str. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg.....	56
Abbildung 30:	Partial-dependence Plot für NO _x in Leipzig – Lützner Str. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg.....	58
Abbildung 31:	Partial-dependence Plot für NO ₂ in Leipzig-Mitte aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg	59
Abbildung 32:	Partial-dependence Plot für NO _x in Leipzig-Mitte aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg	60
Abbildung 33:	Partial-dependence Plot für NO ₂ in Leipzig-West aus dem Basismodell.....	61
Abbildung 34:	Partial-dependence Plot für NO ₂ in Collmberg aus dem Basismodell	62
Abbildung 35:	Partial-dependence Plot für O ₃ in Collmberg aus dem Basismodell.....	63
Abbildung 36:	Partial-dependence Plot für NO ₂ auf dem Schwartenberg aus dem Basismodell	64
Abbildung 37:	Partial-dependence Plot für O ₃ auf dem Schwartenberg aus dem Basismodell	65
Abbildung 38:	Witterungsbereinigter Trend der NO ₂ -Konzentration aus dem Basismodell für alle Messstationen und gemittelt über die Stationstypen.....	67
Abbildung 39:	Witterungsbereinigter Trend der NO _x -Konzentration aus dem Basismodell für alle Messstationen und gemittelt über die Stationstypen.....	68
Abbildung 40:	Witterungsbereinigter Trend der O ₃ -Konzentration aus dem Basismodell für alle Messstationen und gemittelt über die Stationstypen.....	69
Abbildung 41:	Vergleich der gemessenen, modellierten und witterungsbereinigten Jahresmittelwerte an Dresden – Bergstr. für Basismodell + Verkehrsdichte und Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon	70
Abbildung 42:	Messdaten von NO, NO ₂ , NO _x und ausgewählten meteorologischen Parametern um den Zeitpunkt der Einlasshöhenänderung mit zwei verschiedenen Glättungen.....	74
Abbildung 43:	Mittelwerte der Luftschadstoffe vor und nach der Änderung der Einlasshöhe in Dresden – Bergstraße für verschiedene Mittelungszeiträume und den Termin der Änderung herum.....	74
Abbildung 44:	Modellierter Trend der witterungs-, verkehrsdichte- und ozonbereinigten Konzentrationen von NO, NO ₂ und NO _x an Dresden – Bergstr.	75
Abbildung 45:	Mittelwerte der Luftschadstoffe vor und nach der Einrichtung einer permanenten Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstraße für verschiedene Mittelungszeiträume und den angenommenen Termin 01.02.2018 herum	77
Abbildung 46:	Modellierter Trend der witterungs- und verkehrsdichtebereinigten Konzentrationen von NO an Dresden – Bergstr.	77
Abbildung 47:	Modellierter Trend der NO _x -Konzentrationen in Leipzig – Lützner Str. für witterungs- und zeitvariablenbereinigtes Modell und Modell mit zusätzlicher Bereinigung um Verkehrszählraten	79

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Messstationen mit zugehörigem EU-Stationscode sowie weiteren Angaben zu Typ, geographischer Lage und Einlasshöhe für Gase und Partikel.....	10
Tabelle 2:	Verfügbarkeit der Messparameter je Station	11
Tabelle 3:	Zur Verfügung gestellte Fahrzeugkategorisierungen an den drei Verkehrszählstellen sowie ihre Einordnung in Oberklassen.....	13
Tabelle 4:	Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Verkehrsstationen	16
Tabelle 5:	Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Stationen im städtischen Hintergrund	17
Tabelle 6:	Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Stationen im ländlichen Hintergrund	18
Tabelle 7:	Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Stationen des Erzgebirgskamms	18
Tabelle 8:	Statistische Beschreibung der Verkehrsdaten, aufgegliedert nach den Kategorien landwärtiger Schwerverkehr, stadtwärtiger Schwerverkehr, landwärtiger Leichtverkehr und stadtwärtiger Leichtverkehr	28
Tabelle 9:	Deskriptive Übersicht über den Vergleich von RADOLAN und direkten Niederschlagsmessungen an fünf ausgewählten Standorten bzgl. der detektierten Niederschlagsereignisse $\geq 0,1 \text{ mm h}^{-1}$	33
Tabelle 10:	Median der meteorologischen Parameter aufgelistet nach Halbjahr und Stationstyp	39
Tabelle 11:	Unterschiede in den Jahresmittelwerten zwischen modellierten Konzentrationen und witterungsbereinigtem Trend.....	71
Tabelle 12:	Relative Unterschiede in den mittleren Jahresmittelwerten je Stationstyp zwischen modellierten Konzentrationen und witterungsbereinigtem Trend	72
Tabelle 13:	Baustellen im Umfeld der Lützner Str. 2018 und mögliche Auswirkungen auf Verkehr nach Aussage der Stadtverwaltung Leipzig	78

Abkürzungsverzeichnis

BRT	verstärkte Regressionsbäume (engl. boosted regression trees)
Bus_n	Bus (neu)
BVOC	biogene flüchtige organische Verbindungen (engl. biogenic volatile organic compounds)
DTV	durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke aller Tage des Jahres
DWD	Deutscher Wetterdienst
GDAS	Global Data Assimilation System
GLO	Globalstrahlung
Krad_n	Krafträder (neu)
landw.	landwärtig
LDR	Luftdruck
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Lfw_n	Lieferwagen (neu)
LKW_n	Lastkraftwagen (neu)
LKWH_n	Lastkraftwagen mit Anhänger (neu)
LLV	landwärtiger Leichtverkehr (< 3,5 t)
LSV	landwärtiger Schwerverkehr
LV	Leichtverkehr (< 3,5 t)
NA	nicht verfügbar (engl. not available)
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxide
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
O ₃	Ozon
PKW_n	Personenkraftwagen (neu)
PKWH_n	Personenkraftwagen mit Anhänger (neu)
PM ₁₀	Partikelmasse aller Aerosolpartikel mit aerodynamischen Durchmesser kleiner als 10 µm
RFE	relative Feuchte
Sat_n	Sattelschlepper (neu)
SLV	stadtwärtiger Leichtverkehr (< 3,5 t)
Sonst_n	sonstige Fahrzeuge (neu)
SSV	stadtwärtiger Schwerverkehr
stadtw.	stadtwärtig
SV	Schwerverkehr
TMP	Temperatur
VOC	flüchtige organische Verbindungen (engl. volatile organic compounds)
WGS	Windgeschwindigkeit
WRI	Windrichtung

1 Aufgabenstellung und Ziele

Die Konzentrationen von Stickstoffdioxid (NO₂) in Sachsen sind seit 2000 im Mittel rückläufig, vereinzelt werden jedoch noch Überschreitungen des NO₂-Jahresgrenzwertes von 40 µg m⁻³ gemessen (PAUSCH ET AL., 2019). Die NO₂-Konzentrationen sind zwar hauptsächlich von den NO- und NO₂-Emissionen aus verschiedensten Verbrennungsprozessen abhängig, werden jedoch auch durch Witterungsbedingungen und damit im Zusammenhang stehenden Konzentrationen von Ozon (O₃) beeinflusst.

Für die Bewertung der Wirksamkeit von ergriffenen Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität ist es daher hilfreich, den Einfluss der Witterung zu bestimmen. Aufgrund vielfältiger, sich überlagernder Einflüsse verschiedener meteorologischer Parameter miteinander und mit typischen Emissionsmustern von NO und NO₂ ist dies jedoch nicht einfach möglich. Daher konnten bislang der Einfluss der Witterung und der durch O₃ auf die NO₂-Konzentrationen nicht quantifiziert werden. Dies war das Ziel des vorliegenden Projektes.

Hierzu wurden Messdaten des sächsischen Luftgütemessnetzes zu NO, NO₂, NO_x, O₃, sowie meteorologischen Parametern verwendet, die vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) aus dem Luftgütemessnetz zur Verfügung gestellt wurden. Folgende Auswertungen sollten im Forschungsvorhaben durchgeführt werden:

- Umfassende statistische Untersuchung der meteorologischen Parameter, sowie der Schadstoffe NO, NO₂, NO_x und O₃ an den Stationen des sächsischen Luftgütemessnetzes
- Beschreibung und möglichst Quantifizierung der Einflüsse meteorologischer Parameter auf die Schadstoffkonzentrationen
- Prüfung der Hypothesen, dass das Jahr 2017 besonders günstige Bedingungen für die Ausbreitung und Verdünnung von Luftschadstoffen aufwies und im Jahr 2018 v. a. im Sommer erhöhte Temperatur und Globalstrahlung zu erhöhten O₃ und NO₂ Konzentrationen geführt haben
- Analyse der Auswirkungen der Veränderungen der Einlasshöhe von 1,8 auf 3,6 m und einer Einrichtung einer Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstraße
- Analyse des Einflusses von Baustellen im Jahr 2018 im Umfeld der Lützner Straße in Leipzig auf die gemessene Luftqualität
- Quellzuordnung der NO₂-Immissionen an zwei Dresdner Verkehrsstationen.

2 Projektdurchführung und experimentelle Methoden

2.1 Sächsisches Luftgütemessnetz

In Abbildung 1 werden die Stationen des sächsischen Luftgütemessnetzes gezeigt, auf deren Messdaten die folgenden Untersuchungen basieren. Zusätzlich sind in Tabelle 1 die Messstationen mit ihrem jeweiligen Stationstyp (Verkehrsstation, städtischer Hintergrund, ländlicher Hintergrund oder Erzgebirgskamm) und weiteren Daten zu ihrer Lage und Eigenschaften, sowie in Tabelle 2 die Verfügbarkeit der Messparameter an der jeweiligen Station aufgeführt.

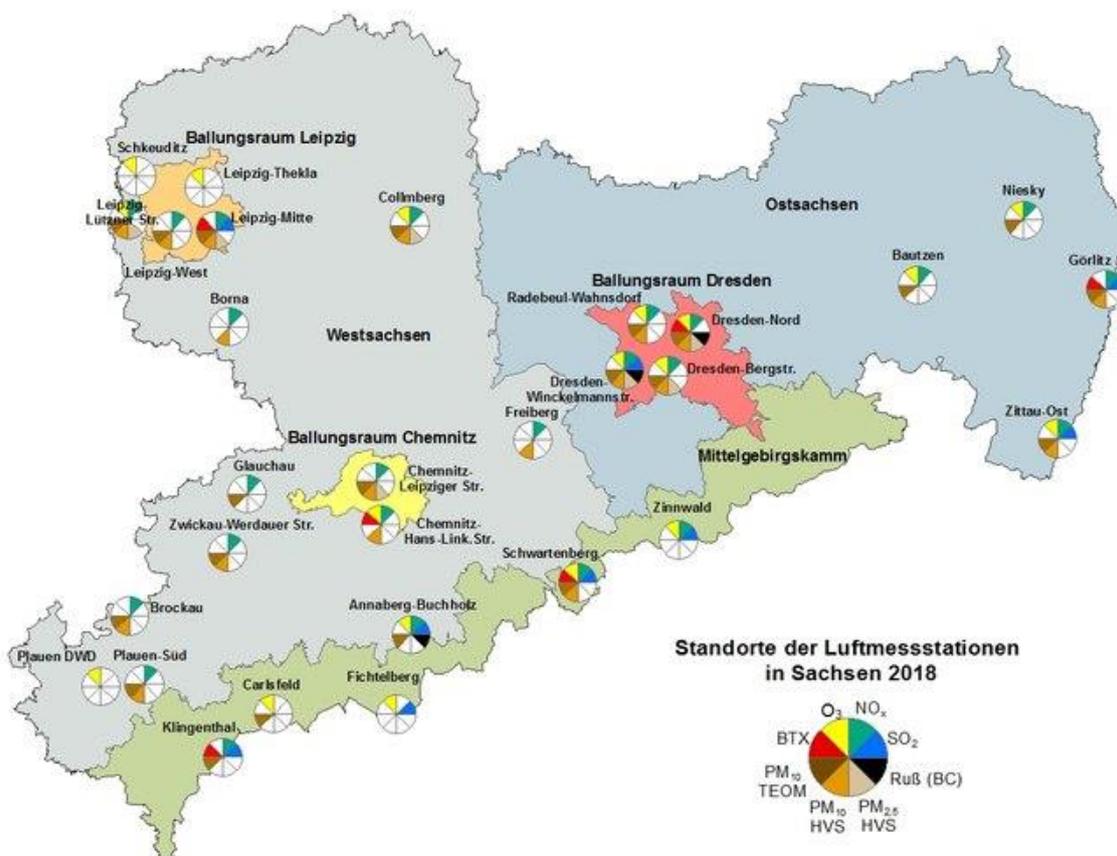


Abbildung 1: Standorte der Messstationen im sächsischen Luftgütemessnetz (Pausch et al., 2019)

Tabelle 1: Messstationen mit zugehörigem EU-Stationscode sowie weiteren Angaben zu Typ, geographischer Lage und Einlasshöhe für Gase und Partikel

Stationscode	Station	Stationstyp	Länge in °	Breite in °	Höhe in m	Probenahmehöhen	
						Gase in m	Part. in m
DESN006	Borna	Verkehr	12,49	51,13	145	4	4
DESN083	Chemnitz – Leipziger Str.	Verkehr	12,90	50,85	327	3,4	3,9
DESN084	Dresden – Bergstr.	Verkehr	13,73	51,03	150	3,6	3,6
DESN061	Dresden-Nord	Verkehr	13,74	51,06	112	3,9	4
DESN020	Görlitz	Verkehr	14,97	51,16	210	3,8	4
DESN077	Leipzig – Lützner Str.	Verkehr	12,33	51,34	113	1,5	1,7
DESN025	Leipzig-Mitte	Verkehr	12,38	51,34	110	3,4	4
DESN075	Plauen-Süd	Verkehr	12,14	50,49	343	3,4	4
DESN091	Zwickau – Werdauer Str.	Verkehr	12,49	50,72	267	3,6	4
DESN001	Annaberg-Buchholz	städt. Hintergr.	13,00	50,57	545	3,6	4
DESN004	Bautzen	städt. Hintergr.	14,44	51,18	203	3,6	4
DESN011	Chemnitz-Mitte ¹	städt. Hintergr.	12,92	50,83	300	3,5	4
DESN104	Chemnitz – Hans-Link-Str. ²	städt. Hintergr.	12,96	50,86	318	3,5	4
DESN092	Dresden – Winckelmannstr.	städt. Hintergr.	13,73	51,04	112	3,4	3,5
DESN017	Freiberg	städt. Hintergr.	13,35	50,92	393	3,8	4
DESN019	Glauchau	städt. Hintergr.	12,54	50,83	233	3,5	4
DESN024	Klingenthal	städt. Hintergr.	12,47	50,35	540	3,6	4
DESN082	Leipzig-Thekla	städt. Hintergr.	12,43	51,38	110	2,4	NA
DESN059	Leipzig-West	städt. Hintergr.	12,30	51,32	115	3,6	4
DESN081	Plauen-DWD	städt. Hintergr.	12,13	50,48	385	2,4	2,4
DESN045	Zittau-Ost	städt. Hintergr.	14,82	50,89	230	3,7	4
DESN093	Brockau	ländl. Hintergr.	12,21	50,61	148	3,6	4
DESN076	Collnberg	ländl. Hintergr.	13,01	51,30	313	3,7	4
DESN079	Niesky	ländl. Hintergr.	14,75	51,29	148	3,8	4
DESN051	Radebeul-Wahnsdorf	ländl. Hintergr.	13,68	51,12	246	3,5	4
DESN080	Schkeuditz	ländl. Hintergr.	12,23	51,40	122	3,8	3,8
DESN049	Carlsfeld	Erzgebirgskamm	12,61	50,43	896	3,5	4
DESN053	Fichtelberg	Erzgebirgskamm	12,95	50,43	1214	15	NA
DESN074	Schwartenberg	Erzgebirgskamm	13,47	50,66	785	3,7	4
DESN052	Zinnwald	Erzgebirgskamm	13,75	50,73	877	5	NA

¹Betrieb Ende 2016 eingestellt und durch „DESN104 – Chemnitz – Hans-Link-Straße“ ersetzt.

²In Betrieb seit 2017

Tabelle 2: Verfügbarkeit der Messparameter je Station

Stationscode	Station	Stationstyp	NO	NO ₂	NO _x	O ₃	GLO	TMP	RFE	WIG	WIR	LDR
DESN006	Borna	Verkehr	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN083	Chemnitz – Leipziger Str.	Verkehr	x	x	x			x	x	x		x
DESN084	Dresden – Bergstr.	Verkehr	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN061	Dresden-Nord	Verkehr	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN020	Görlitz	Verkehr	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN077	Leipzig – Lützner Str.	Verkehr	x	x	x			x	x	x	x	x
DESN025	Leipzig-Mitte	Verkehr	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN075	Plauen-Süd	Verkehr	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN091	Zwickau – Werdauer Str.	Verkehr	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN001	Annaberg-Buchholz	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN004	Bautzen	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN011	Chemnitz-Mitte ¹	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN104	Chemnitz – Hans-Link-Straße ²	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN092	Dresden – Winkelmannstr.	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN017	Freiberg	städt. Hintergr.	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN019	Glauchau	städt. Hintergr.	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN024	Klingenthal	städt. Hintergr.	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN082	Leipzig-Thekla	städt. Hintergr.					x	x	x	x	x	x
DESN059	Leipzig-West	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN081	Plauen-DWD	städt. Hintergr.					x	x	x	x	x	x
DESN045	Zittau-Ost	städt. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN093	Brockau	ländl. Hintergr.	x	x	x		x	x	x	x	x	x
DESN076	Collmberg	ländl. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN079	Niesky	ländl. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN051	Radebeul-Wahnsdorf	ländl. Hintergr.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN080	Schkeuditz	ländl. Hintergr.					x	x	x	x	x	x
DESN049	Carlsfeld	Erzgebirgskamm					x	x	x	x	x	x
DESN053	Fichtelberg	Erzgebirgskamm					x	x	x	x	x	x
DESN074	Schwarzenberg	Erzgebirgskamm	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DESN052	Zinnwald	Erzgebirgskamm	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

¹Betrieb Ende 2016 eingestellt und durch „DESN104 – Chemnitz – Hans-Link-Straße“ ersetzt.

²In Betrieb seit 2017

Das sächsische Luftgütemessnetz besteht aus 29 Messstationen, von denen neun als Verkehrsstationen, elf als städtische Hintergrundstationen, fünf als ländliche Hintergrundstationen und vier als Stationen auf dem Erzgebirgskamm klassifiziert sind. Letztere liegen erhöht auf ca. 780 bis 1200 m ü. NN, während die übrigen Stationen mit Ausnahme von Annaberg-Buchholz (545 m) unter 400 m ü. NN liegen. Die Einlasshöhen für Gase und Partikel liegen i. d. R. bei ca. 3,5 bis 4 m, deutlich abweichend hiervon wird in Leipzig – Lützner Str., auf ca. 1,5 m Höhe und auf dem Fichtelberg auf 15 m Höhe beprobt. Bezüglich der Messparameter liegen NO , NO_2 und NO_x Konzentrationen an 24 Stationen, O_3 an 18 und die meteorologischen Parameter mit sehr wenigen Ausnahmen für GLO und WRI an allen Messstationen vor.

2.2 Flächeninterpolierte Niederschlagsdaten

Niederschlagsdaten wurden über das Radar-Bodenstations-Kompositprodukt RADOLAN (Version 001) des DWD ermittelt (BARTELS ET AL., 2004; DWD, 2018). Diese liegen als stündliche Werte immer zur Minute 50 der laufenden Stunde für die vergangene Stunde vor. Flächenmäßig wird der Stundenniederschlag mittels eines äquidistanten Rasternetzes mit 1 km Auflösung zur Verfügung gestellt. Dabei wird der Niederschlag einer $1 \times 1 \text{ km}^2$ Rasterbox durch deren linken unteren Gitterpunkt repräsentiert. Der Niederschlag an den betrachteten Stationen innerhalb des Sächsischen Luftgütemessnetzes erfolgte durch die Zuordnung der geografischen Stationskoordinaten zum nächstgelegenen unteren linken Gitternetzpunkt des RADOLAN-Rasters. Dafür wurden die geografischen Koordinaten der Stationen in kartesische Koordinaten mittels stereografischer Projektion umgerechnet. Dabei ist die x-Koordinate:

$$x = RM(\phi) \cos \phi \sin(\lambda - \lambda_0),$$

und die y-Koordinate:

$$y = -RM(\phi) \cos \phi \cos(\lambda - \lambda_0),$$

mit dem Kugelradius $R = 6370,04 \text{ km}$ und dem Referenz-Meridian $10,0^\circ \text{E}$. $M(\phi)$ ist als stereografischer Projektionsfaktor durch:

$$M(\phi) = \frac{1 - \sin(\phi_0)}{1 - \sin(\phi)}$$

definiert, wobei ϕ den Breitengrad und ϕ_0 den Referenzbreitengrad von $60,0^\circ \text{N}$ darstellen.

Die Güte des RADOLAN-Niederschlages wurde durch Vergleiche mit Bodenstationen des Deutschen Wetterdienstes und Niederschlagsdaten des Leipziger Instituts für Meteorologie (LIM) für die Stadt Leipzig im Untersuchungszeitraum des Projektes ermittelt. Des Weiteren wurden RADOLAN-Daten mit Niederschlagsmessungen an den LfULG-Stationen „Leipzig-Mitte“ und „Dresden – Winkelmannstraße“ im Zeitraum 2009 bis einschl. 2014 verglichen. Die Station LIM liegt sehr zentral inmitten der Stadt Leipzig, wohingegen die Stationen Holzhausen und Leipzig/Halle sich eher außerhalb von Leipzig befinden. Die LfULG-Stationen „Leipzig-Mitte“ und „Dresden – Winkelmannstraße“ liegen im innerstädtischen Gebiet der jeweiligen Städte. Die detaillierte Analyse findet sich in Kapitel 3.2.2.

2.3 Mischungsschichthöhen und Rückwärtstrajektorien

Die Höhe der bodennahen, gut durchmischten Grenzschicht kann einen Einfluss auf Schadstoffimmissionen haben, da sie das zur Verfügung stehende Luftvolumen zur Durchmischung der Emissionen mit saubererer Hintergrundluft bestimmt und begrenzt. Als Indikator für die Höhe dieser bodennahen Mischungsschicht wurden in diesem Projekt Modellwerte verwendet, die bei der Berechnung von Rückwärtstrajektorien mit dem HYSPLIT-Modell (STEIN ET AL., 2015) mit ausgegeben werden können. Sie beruhen auf Reanalysedaten des „Global Data Assimilation System“ (GDAS, NOAA) mit einer Auflösung von 1° x 1°, die für die Trajektorienberechnung verwendet wurden. Es wurden stündliche 96-h-Rückwärtstrajektorien für alle Stationen des Messnetzes für die Jahre 2015 – 2018 gerechnet und jeweils der Modellwert der Mischungsschichthöhe zum Startzeitpunkt der Trajektorie an der Receptorstation extrahiert und für die weiteren Auswertungen verwendet. Außerdem wurde die Länge der 96-h-Trajektorie in km berechnet, die als Indikator für eher regionale oder stark durch Ferntransport geprägte Luftmassen verwendet werden kann (VAN PINXTEREN ET AL., 2017).

2.4 Verkehrsdaten

Die zur Verfügung gestellten Daten der Verkehrszählstellen in Leipzig-Mitte, Leipzig – Lützner Str., und Dresden – Mommsenstraße, enthielten unterschiedlich detaillierte Kategorien, deren Bezeichnungen zudem aufgrund einer Änderung in der Kategorisierung im Projektzeitraum teilweise den gleichen Fahrzeugtyp beschreiben. Für die Auswertungen im Projekt wurden diese Kategorien zu vier Oberklassen zusammengeführt. In Tabelle 3 sind die beiden verschiedenen Fahrzeugkategorisierungen, sowie ihre Zusammenführung angegeben.

Tabelle 3: Zur Verfügung gestellte Fahrzeugkategorisierungen an den drei Verkehrszählstellen sowie ihre Einordnung in Oberklassen, wie sie in weiteren Auswertungen verwendet wurden

Kategorisierung 1	Kategorisierung 2 ¹	Oberklasse ²
PKW-landwärts	LPKW_n	LLV
	LPKWH_n	
	LKrad_n	
	LLfw_n	
sonst. Fahrzeuge-landw.	LSonst_n	
PKW-stadtwärts	SPKW_n	SLV
	SPKWH_n	
	SKrad_n	
	SLfw_n	
sonst. Fahrzeuge-stadtw.	SSonst_n	
LKW-landwärts	LLKW_n	LSV
LKW mit Anhänger-landw.	LLKWH_n	
	LBus_n	
	LSat_n	
LKW-stadtwärts	SLKW_n	SSV
LKW mit Anhänger-stadtw.	SLKWH_n	
	SBus_n	
	SSat_n	

¹Ein vorangestelltes L oder S steht für „landwärts“ bzw. „stadtwärts“; ein nachgestelltes H für „Hänger“

²LLV: landwärtiger Leichtverkehr, SLV: stadtwärtiger Leichtverkehr, LSV: landwärtiger Schwerverkehr, SSV: stadtwärtiger Schwerverkehr

Für die weiteren Auswertungen im Projekt wurden ausschließlich die 4 Verkehrs-Oberklassen landwärtiger Leichtverkehr (LLV), stadtwärtiger Leichtverkehr (SLV), landwärtiger Schwerverkehr (LSV), sowie stadtwärtiger Schwerverkehr (SSV) verwendet.

2.5 Statistische Modellierung

Für die statistische Modellierung der NO_x - und O_3 -Immissionen wurde eine Methode aus dem Bereich des maschinellen Lernens verwendet. Die prinzipiell sehr gute Eignung dieser Methode zur Beschreibung komplexer Zusammenhänge im Bereich Luftqualität wurde von CARSLAW & TAYLOR (2009) erstmals demonstriert. Sie beruht auf der Berechnung sogenannter „verstärkter Regressionsbäume“ oder englisch: „boosted regression trees“ (BRT, ELITH ET AL., 2008), oft auch „gradient boosting machine“ (FRIEDMAN, 2001) genannt. Dabei handelt es sich um ein nicht-parametrischen Verfahren zur Regression, das keine Anforderung an die statistische Verteilung der abhängigen und unabhängigen Variablen stellt. Es können sowohl kontinuierliche als auch kategorische Variablen verarbeitet werden. Einzelne nicht verfügbare Messwerten werden toleriert sowie nicht-lineare Effekte und Wechselwirkungen zwischen Variablen gut abgebildet kann (CARSLAW und TAYLOR, 2009).

Verstärkte Regressionsbäume basieren auf dem Prinzip von Entscheidungsbaum, die für kontinuierliche, numerische Variablen auch als Regressionsbäume bezeichnet werden. Ein einfacher Entscheidungsbaum für NO_2 in Abhängigkeit von Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit an der Station Dresden – Bergstraße ist in Abbildung 2 gezeigt.

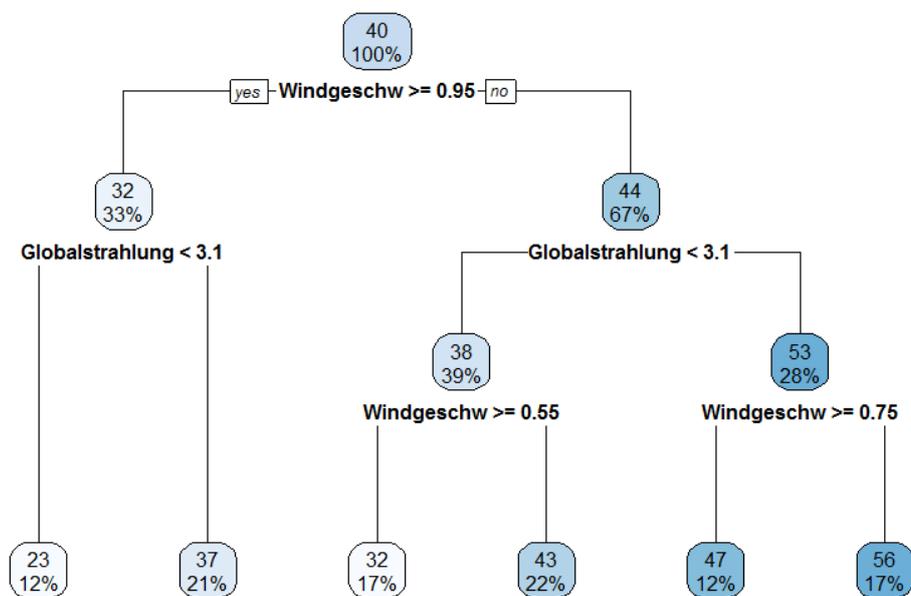


Abbildung 2: Beispiel für einen einfachen Regressionsbaum zur Bestimmung der NO_2 -Konzentration in Dresden – Bergstraße in Abhängigkeit von Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit

Ausgehend von der mittleren Konzentration von NO_2 im gesamten Datensatz (100 % der Daten im 4-jährigen Untersuchungszeitraum, $40 \mu\text{g m}^{-3}$) werden die Daten an verschiedenen Knotenpunkten in jeweils zwei Teile aufgeteilt, die sich bezüglich der Zielvariablen (im Beispiel NO_2) bestmöglich unterscheiden. Für diese „bestmögliche“ Unterscheidung können verschiedene mathematische Kriterien zum Einsatz kommen, im einfachsten Fall z. B. ein möglichst großer Unterschied in den Mittelwerten der Zielvariablen in den beiden neu gebildeten Untergruppen.

Welche der unabhängigen Variablen für diesen Split verwendet wird und bei welchem Grenzwert er durchgeführt wird, entscheidet der mathematische Algorithmus des Modells selbstständig basierend auf dem vorgegebenen Unterscheidungskriterium. Im obigen Beispiel wird die erste bestmögliche Unterscheidung über die Windgeschwindigkeit bei einem Grenzwert von $0,95 \text{ m s}^{-1}$ erreicht. An den nächsten Knotenpunkten wird genauso verfahren, bis durch weitere Verzweigungen keine Verbesserung mehr erreicht werden kann oder bis ein vorgegebenes Stoppkriterium, z. B. maximale Anzahl an Verzweigungen, erreicht ist.

Am Ende ergibt sich somit eine Abfolge von „wenn-dann“-Entscheidungen, die in ihrer Struktur einem Baum ähnelt, der sich ausgehend von der Wurzel immer weiter verzweigt, bis am Ende die „Blätter“ erreicht sind, wie die finalen Punkte eines Entscheidungsbaumes auch genannt werden. In diesen Endpunkten findet sich im der Vorhersagewert des Modells, im obigen Beispiel z. B. $23 \mu\text{g m}^{-3} \text{ NO}_2$, wenn die Windgeschwindigkeit $\geq 0,95 \text{ m s}^{-1}$ und die Globalstrahlung $< 3,1 \text{ W m}^{-2}$ beträgt. Dieser Vorhersagewert ist meist der Mittelwert der Zielvariablen für alle Beobachtungen des Datensatzes, die in die jeweilige Untergruppe fallen (JAMES ET AL., 2013). In komplexeren Anwendungen können die Endpunkte auch Funktionen enthalten, auf denen basierend der Vorhersagewert berechnet wird (KUHN UND JOHNSON, 2013).

Ein Nachteil eines einzelnen Regressionsbaumes ist seine in der Regel nur mäßig gute Vorhersagegüte. Um diese zu verbessern, werden in modernen Anwendungen daher aus vielen Bäumen bestehende Ensembles berechnet. Das BRT-Modell ist eine solche Ensemble-Methode, bei der jeder neue Baum auf den Vorhersagefehlern (Residuen) des vorherigen Modells aufgebaut wird und so in einem iterativen Prozess die Abweichungen zwischen Modellvorhersage und realem Wert minimiert werden. Somit wird ein „schwacher Lerner“ (einzelner Baum mit begrenzter Tiefe) schrittweise zu einem „starken Lerner“ aufgebaut bzw. verstärkt (engl. „boosted“), was im Ergebnis zu leistungsstarken Modellen führt, die in Bereichen des maschinellen Lernens weite Verbreitung gefunden haben (JAMES ET AL., 2013).

Durch das „boosting“ entsteht aus einem einfachen Regressionsbaum ein komplexes Modell, dessen konkrete Vorhersagewerte nicht mehr ohne weiteres nachvollzogen und erklärt werden können. Es gibt allerdings Möglichkeiten, aus dem Modell dennoch Schlussfolgerungen zu den Zusammenhängen zwischen abhängiger Variable (z. B. NO_2 -Konzentration) und den unabhängigen Variablen (z. B. meteorologische Parameter) zu ziehen.

Zum einen kann der relative Einfluss berechnet werden, den eine unabhängige Variable auf die Zielgröße hat. Dieser wird in Prozent angegeben. Er basiert auf der Häufigkeit, mit der die entsprechende Variable als Entscheidungsgröße an den Knotenpunkten der Regressionsbäume des Modells ausgewählt wurde, kombiniert mit einem Wichtungsfaktor. Dieser gibt die jeweilige Verbesserung des Modells an diesen Knotenpunkten wieder (FRIEDMAN, 2001; RIDGEWAY, 2019). Zum anderen können sog. „partial dependence plots“ berechnet werden, in denen „marginale Effekte“ dargestellt werden, die den Einfluss einer unabhängigen Variablen auf die Zielvariable beschreiben, wenn alle anderen unabhängigen Variablen auf konstanten Werten (z. B. ihren Mittelwerten oder in einer ihrer Kategorien) gehalten werden (FRIEDMAN, 2001). Diese Darstellungen beschreiben somit die „Teilabhängigkeit“ der Zielvariablen von jeweils einer Einflussgröße unabhängig von allen anderen Variablen. Sie erlauben somit ein gutes Verständnis des quantitativen Einflusses, den eine bestimmte unabhängige Variable auf die Zielvariable hat.

Zur Anwendung des BRT-Modells wurde in diesem Projekt das Paket „dewweather“ (CARSLAW, 2018) verwendet, welches eine Bibliothek von Funktionen für die statistische Programmiersprache R (R CORE TEAM, 2018) bereitstellt. In diesen Funktionen wurde das BRT-Modell aus dem R-Paket „gbm“ (GREENWELL ET AL., 2019; RIDGEWAY, 2019) mit für den Bereich Luftqualität angepassten Standardeinstellungen versehen, sowie die Berechnung und Darstellung der partial dependence plots implementiert (CARSLAW, 2018).

3 Ergebnisse

3.1 Übersicht und Trends der Messparameter

3.1.1 Statistische Übersicht der Messwerte im Stationsvergleich

Zunächst wird in Tabelle 4 bis Tabelle 7 für jede Station eine statistische Übersicht der stündlichen Messwerte im Projektzeitraum gegeben. Unter dem Punkt Datenverfügbarkeit versteht sich der mit gültigen Messdaten (inklusive Werte unterhalb der Nachweisgrenze) abgedeckte Zeitraum im Untersuchungszeitraum basierend auf den Stundenmittelwerten.

Tabelle 4: Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Verkehrsstationen

EU-Code Name	Stat. Param.	NO $\mu\text{g m}^{-3}$	NO ₂ $\mu\text{g m}^{-3}$	NO _x $\mu\text{g m}^{-3}$	O ₃ $\mu\text{g m}^{-3}$	GLO W m ⁻²	RFE %	TMP °C	WGS m s ⁻¹
DESN006 Borna	Mittelwert	14,5	19,9	42,1	NA	120,2	72,6	11,9	1,4
	Min; Max	1; 273,4	1; 105,9	2,5; 496,9	NA; NA	0; 906	19,2; 99,3	-12,9; 39	0; 8,2
	Verfügb, in %	99,4	99,4	99,4	0	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN083 Chemnitz – Leipziger Straße	Mittelwert	33,7	38,1	89,6	NA	NA	73,4	11,2	0,9
	Min; Max	1; 499,6	1; 198,5	2,5; 961,9	NA; NA	NA; NA	21,5; 100	-14,8; 35,6	0,2; 5,2
	Verfügb, in %	86,2	86,2	86,2	0	0	86,3	86	85,8
DESN084 Dresden – Bergstraße	Mittelwert	55,3	43,5	128	40,1	88,3	71,4	12,1	0,8
	Min; Max	1; 541,7	1,9; 235,8	4,4; 984,2	1; 147,6	1,2; 933,1	18,5; 100	-12,8; 38,4	0; 3,4
	Verfügb, in %	99	99	99	63,1	55,4	99,6	99,7	99,6
DESN061 Dresden- Nord	Mittelwert	18,7	30,4	58,9	43,4	123	69,8	12,5	1,6
	Min; Max	1; 404	2,4; 121,3	4,2; 707,1	1; 172,5	0; 984	16,6; 100	-13,3; 40,6	0; 10,9
	Verfügb, in %	99,2	99,2	99,2	98,4	99,8	99,8	99,8	99,8
DESN020 Görlitz	Mittelwert	23	22,6	57,8	NA	121,4	75,4	10,1	1,6
	Min; Max	1; 281,5	1; 114	2,5; 467,8	NA; NA	0; 971	15; 100	-16,2; 38,7	0; 9,7
	Verfügb, in %	99,2	99,2	99,2	0	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN077 Leipzig – Lützner Str. 36	Mittelwert	34,4	40,4	92,9	NA	NA	67,5	12,6	1,1
	Min; Max	1; 517,2	1,6; 182,6	3,8; 945,1	NA; NA	NA; NA	13,9; 99,7	-11,3; 41,3	0; 8,6
	Verfügb, in %	99,1	99,1	99,1	0	0	99,5	99,9	98,6
DESN025 Leipzig- Mitte	Mittelwert	46,7	40,7	112,1	NA	108,4	69,4	12,4	1,8
	Min; Max	1; 761,2	2,6; 213,2	5,6; 1376,3	NA; NA	0; 926	17,9; 99,6	-11,9; 38,4	0; 11,9
	Verfügb, in %	99,2	99,2	99,2	0	99,7	99,8	99,8	99,8
DESN075 Plauen-Süd	Mittelwert	24,9	22,9	60,9	NA	76,4	77,8	10,4	0,9
	Min; Max	1; 460,4	1; 178,7	2,5; 767	NA; NA	0; 921	23,7; 100	-20; 37,6	0; 7,7
	Verfügb, in %	99,4	99,4	99,4	0	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN091 Zwickau – Werdauer Str.	Mittelwert	16,3	25,6	50,4	NA	110,8	70,6	12	0,8
	Min; Max	1; 461,8	2,4; 122,8	3,9; 802,5	NA; NA	0; 936	18,9; 98,4	-14,8; 39,7	0; 4,9
	Verfügb, in %	99,5	99,5	99,5	0	99,9	99,9	99,9	99,9

Tabelle 5: Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Stationen im städtischen Hintergrund

EU-Code Name	Stat. Param.	NO µg m ⁻³	NO ₂ µg m ⁻³	NO _x µg m ⁻³	O ₃ µg m ⁻³	GLO W m ⁻²	RFE %	TMP °C	WGS m s ⁻¹
DESN001 Annaberg- Buchholz	Mittelwert	11,3	19,7	37	48,8	86,2	73,2	8,7	1
	Min; Max	1; 321,7	1; 107,1	2,5; 578,4	1; 181,2	0; 978	18; 100	-17,8; 34,8	0; 6,5
	Verfügb, in %	99,3	99,3	99,3	98,5	99,8	99,8	99,9	99,8
DESN004 Bautzen	Mittelwert	5,2	15,7	23,7	53,9	126,7	73,1	10,3	2
	Min; Max	1; 274,2	1; 116,6	2,5; 479	1; 191,3	0; 1010	17,1; 100	-15,4; 38	0; 10,5
	Verfügb, in %	99,4	99,4	99,4	99,5	99,9	99,9	99,9	100
DESN011 Chemnitz- Mitte	Mittelwert	9	21,8	35,6	47,5	110,8	72	11,4	0,9
	Min; Max	1; 489,5	1; 124,1	2,5; 862,3	1; 192,6	0; 900	20,7; 98,1	-12,3; 38,6	0; 4,6
	Verfügb, in %	49,7	49,7	49,7	49,9	50	50	50	50
DESN104 Chemnitz – Hans-Link-Str.	Mittelwert	2,3	13,4	17	54,1	107,7	72,2	10,8	1,2
	Min; Max	1; 151,2	1; 86,6	2,5; 299,5	1; 178,4	0; 934	21; 98,9	-16,1; 36,4	0; 9,3
	Verfügb, in %	49,7	49,7	49,7	49,8	50	50	50	50
DESN092 Dresden – Winkelmanstr.	Mittelwert	4,2	18,6	25,1	48,7	91,7	69,6	12,2	0,8
	Min; Max	1; 263,9	1; 110,8	2,5; 472	1; 189,1	0; 1031	19,7; 99,1	-12,7; 39,3	0,1; 5,4
	Verfügb, in %	98,8	98,8	98,8	99	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN017 Freiberg	Mittelwert	11,9	21,4	39,6	NA	125	73,8	9,5	1,5
	Min; Max	1; 422,1	1; 127,8	2,5; 772,8	NA; NA	0; 953	16; 100	-16,3; 36,3	0; 7,4
	Verfügb, in %	99,5	99,5	99,5	0	100	100	100	100
DESN019 Glauchau	Mittelwert	11,6	20,3	38	NA	123,5	70,7	11,7	1,2
	Min; Max	1; 308,5	1,2; 109,7	2,7; 555,2	NA; NA	0; 918	18,1; 97	-14,3; 39,2	0; 8,7
	Verfügb, in %	99,4	99,4	99,4	0	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN024 Klingenthal	Mittelwert	4,7	11,7	18,9	NA	103,9	82	7,5	0,8
	Min; Max	1; 169,1	1; 80,3	2,5; 310,5	NA; NA	0; 966	19,4; 100	-21,1; 36	0; 5,7
	Verfügb, in %	99	99	99	0	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN082 Leipzig- Thekla	Mittelwert	NA	NA	NA	42,4	114,7	73,1	12,1	0,6
	Min; Max	NA; NA	NA; NA	NA; NA	1; 215,3	0; 1020	17,5; 100	-12,3; 40,9	0; 7,4
	Verfügb, in %	0	0	0	99,5	99,9	98,8	99,9	99,9
DESN059 Leipzig- West	Mittelwert	3,5	16	21,3	50,4	65	72,9	10,5	0,8
	Min; Max	1; 195,6	1; 106,4	2,5; 377,3	1; 219,1	0; 834	17,6; 98,8	-13,2; 36,4	0; 7,6
	Verfügb, in %	99,1	99,1	99,1	99,1	99,9	99,9	99,9	99,9
DESN081 Plauen – DWD	Mittelwert	NA	NA	NA	50,6	124,4	76,3	9,5	2,6
	Min; Max	NA; NA	NA; NA	NA; NA	1; 191,9	0; 1037	16,2; 100	-19; 36,9	0,2; 12
	Verfügb, in %	0	0	0	98,7	96,7	97,6	97,6	97,7
DESN045 Zittau- Ost	Mittelwert	2,8	13	17,3	50,2	83,8	73,3	11,1	1,2
	Min; Max	1; 168,5	1; 105,5	2,5; 303,4	1; 173,2	0; 801	20; 99,4	-14,6; 39,9	0; 10,9
	Verfügb, in %	98,5	98,5	98,5	99,1	99,5	99,5	99,5	99,5

Tabelle 6: Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Stationen im ländlichen Hintergrund

EU-Code Name	Stat. Param.	NO µg m ⁻³	NO ₂ µg m ⁻³	NO _x µg m ⁻³	O ₃ µg m ⁻³	GLO W m ⁻²	RFE %	TMP °C	WGS m s ⁻¹
DESN093 Brockau	Mittelwert	1,6	9,6	12,1	NA	126,2	76,5	9,7	3,1
	Min; Max	1; 52	1; 80,1	2,5; 139,4	NA; NA	0; 995	20,3; 100	-15,3; 37,2	0; 15,2
	Verfügb, in %	99,2	99,2	99,2	0	99,8	99,8	99,8	99,2
DESN076 Collnberg	Mittelwert	1,2	8,7	10,5	61	88,5	74	10,9	1,7
	Min; Max	1; 29,7	1; 80,4	2,5; 85,7	1; 198,8	0; 933	19; 100	-14; 38,3	0,1; 8
	Verfügb, in %	99	99	99	99,2	99,8	99,8	99,8	99,8
DESN079 Niesky	Mittelwert	1,4	8,6	10,6	56,8	112	74,7	11,4	1,6
	Min; Max	1; 43,4	1; 59,2	2,5; 83,1	1; 198,6	0; 902	15,7; 100	-15,8; 39,4	0; 9
	Verfügb, in %	98,4	98,4	98,4	98,7	99,4	99,1	99,3	99,4
DESN051 Radebeul- Wahnsdorf	Mittelwert	2	13,1	16,3	56,6	128,8	71,5	9,6	2,7
	Min; Max	1; 76,4	1; 93,7	2,5; 184,7	1; 186,1	1; 974	17,3; 99,2	-16,6; 37,5	0; 12,8
	Verfügb, in %	98,9	98,9	98,9	98,8	99,6	99,6	99,6	99,6
DESN080 Schkeuditz.	Mittelwert	NA	NA	NA	50,8	141,1	72,8	11,7	2,4
	Min; Max	NA; NA	NA; NA	NA; NA	1; 220,3	0; 1019	17,7; 100	-12,5; 38,9	0; 15,5
	Verfügb, in %	0	0	0	99,5	99,9	99,9	99,9	99,9

Tabelle 7: Statistische Beschreibung aller Messgrößen während des Untersuchungszeitraumes 2015 – 2018 für die Stationen des Erzgebirgskamms

EU-Code Name	Stat. Param.	NO µg m ⁻³	NO ₂ µg m ⁻³	NO _x µg m ⁻³	O ₃ µg m ⁻³	GLO W m ⁻²	RFE %	TMP °C	WGS m s ⁻¹
DESN049 Carlsfeld	Mittelwert	NA	NA	NA	68,8	125,3	82,5	6,3	2,7
	Min; Max	NA; NA	NA; NA	NA; NA	1; 191,7	0; 1049	11,5; 100	-20,9; 30,7	0; 10,3
	Verfügb, in %	0	0	0	99,3	99,9	99,4	99,4	99,4
DESN053 Fichtelberg	Mittelwert	NA	NA	NA	80,5	128,4	84,6	4,8	8,8
	Min; Max	NA; NA	NA; NA	NA; NA	1,6; 208,5	0; 1019	4; 100	-21; 27,7	0; 31,4
	Verfügb, in %	0	0	0	98,7	99,7	99,9	99,9	99,6
DESN074 Schwarzenberg	Mittelwert	1,2	7,9	9,8	70,9	123,5	79,7	6,8	5,4
	Min; Max	1; 98,7	1; 83	2,5; 229,4	1; 229,7	0; 998	14,8; 99,9	-19,6; 32,6	0,4; 24,7
	Verfügb, in %	99	99	99	99,5	98	99,8	99,7	99,8
DESN052 Zinnwald	Mittelwert	1,4	6,8	8,9	72,3	127	83,7	6,3	5,2
	Min; Max	1; 94	1; 71,8	2,5; 196,7	1; 212,9	0; 1012	16,6; 100	-18,6; 30,2	0,3; 16,5
	Verfügb, in %	99,2	99,2	99,2	99,3	98,7	99,7	99,7	99,7

Die Datenverfügbarkeit der an den jeweiligen Stationen gemessenen Parameter lag mit wenigen Ausnahmen immer > 97 % und meist sehr nahe an 100 %. Die Ausnahmen betreffen die Stationen:

- Chemnitz – Leipziger Str. (6 Monate Ausfall infolge eines Verkehrsunfalls am 20.09.2016)
- Chemnitz-Mitte (Betrieb Ende 2016 eingestellt, ersetzt durch Chemnitz – Hans-Link-Straße)
- Chemnitz – Hans-Link-Str. (Messbeginn 2017)
- Dresden – Bergstr. (Messbeginn Ozon Mitte 2016, und Globalstrahlung und Windrichtung seit Herbst 2016).

Die Konzentrationsbereiche der Luftschadstoffe und meteorologischen Parameter sind in Abbildung 3 und Abbildung 4 als Box-Whisker-Plots für die einzelnen Stationen zusammengefasst.

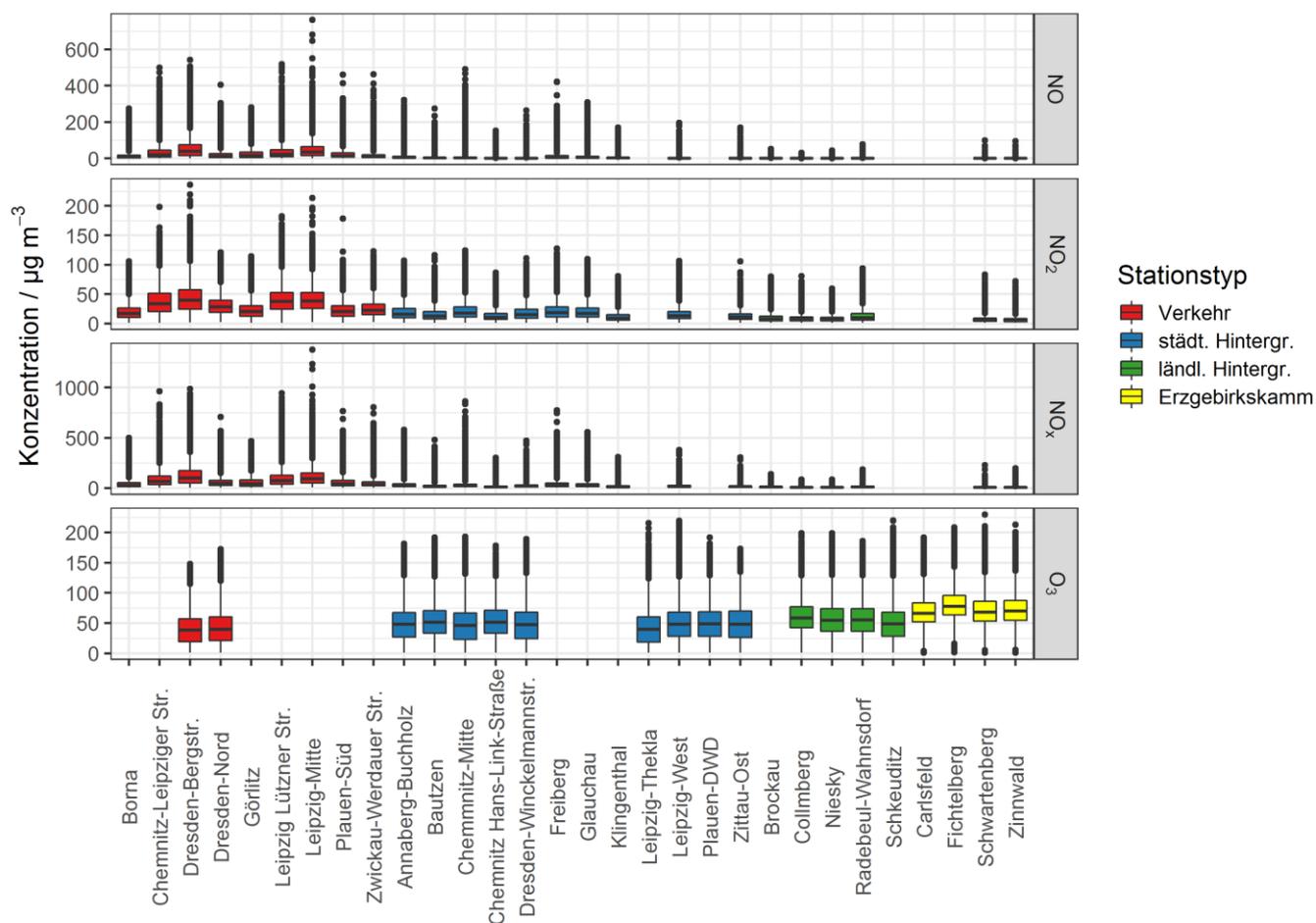


Abbildung 3: Box-Whisker-Plot der Stundenmittel der untersuchten Luftschadstoffe NO, NO₂, NO_x und O₃ an allen untersuchten Messstationen, farblich markiert nach deren Stationstypen – Die Box markiert das untere und obere Quartil der Messwerte, die horizontale Linie den Median, die Antennen den 1,5-fachen Interquartilabstand und Punkte einzelne Extremwerte außerhalb dieses Bereiches

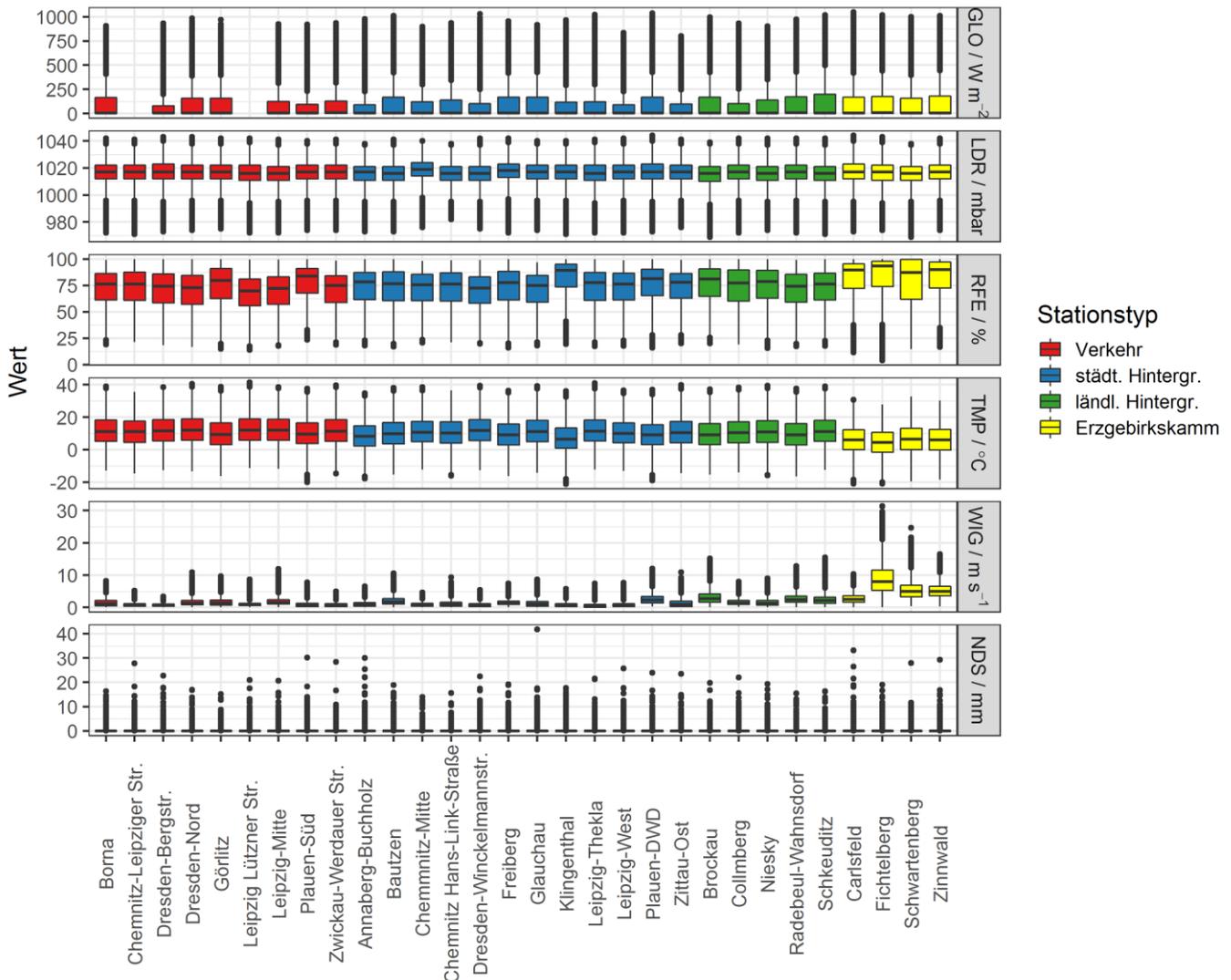


Abbildung 4: Box-Whisker-Plot der Stundenmittel der untersuchten meteorologischen Parameter an allen untersuchten Messstationen – farblich markiert nach deren Stationstypen; Niederschlag (NDS) bezieht sich auf das verwendete RADOLAN-Produkt

Deutlich zu erkennen ist, dass an den Stationen des Erzgebirgskamms die höchsten Ozon-, Windgeschwindigkeits- und relative Feuchtwerte gemessen werden. Umgekehrt werden dort die niedrigsten Stickoxidkonzentrationen und Temperaturen gemessen. NO und NO₂ zeigen erwartungsgemäß die höchsten Konzentrationen an den Verkehrsstationen, gefolgt von den Stationen des städtischen und des ländlichen Hintergrunds. Der städtische Überwärmungseffekt lässt sich an leicht höheren mittleren Temperaturen v. a. der in dicht bebautem Gebiet liegenden Verkehrsstationen erkennen.

3.1.2 Regionale Zusammenhänge

Regionale Zusammenhänge zwischen den Schadstoffkonzentrationen an den einzelnen Messstationen werden überblickshaft durch bivariate Korrelationsanalyse untersucht.

In Abbildung 5 und Abbildung 6 sind die Korrelationskoeffizienten nach Pearson zwischen den Konzentrationen von NO, NO₂ und O₃ an den jeweiligen Stationen des Messnetzes in Korrelationsmatrizen abgebildet.

Stickstoffmonoxid

Zinnwald	0.130.120.110.110.050.150.120.090.160.16	0.1	0.070.17	0.1	0.170.120.13	0.1	0.070.180.240.170.230.45	1			
Schwarzenberg	0.170.16	0.1	0.130.080.170.150.11	0.2	0.180.120.160.180.110.180.160.160.150.090.240.290.180.22	1	0.45				
Radebeul-Wahnsdorf	0.390.380.370.380.270.330.380.250.350.330.290.370.45	0.5	0.360.330.350.39	0.3	0.4	0.370.37	1	0.220.23			
Niesky	0.320.280.280.310.270.290.280.290.260.26	0.4	0.220.330.330.260.250.240.290.320.35	0.3	1	0.370.180.17					
Collmberg	0.280.230.190.240.140.260.230.150.27	0.2	0.160.150.290.240.210.240.170.310.16	0.4	1	0.3	0.370.290.24				
Brockau	0.320.320.280.310.180.310.290.290.330.290.250.240.490.280.260.260.310.26	1	0.4	0.35	0.4	0.240.18					
Zittau-Ost	0.420.390.340.390.380.320.330.390.340.360.450.350.240.380.380.360.340.31	1	0.260.160.32	0.3	0.090.07						
Leipzig-West	0.590.470.350.420.350.640.610.360.540.410.350.590.360.430.45	0.6	0.4	1	0.310.310.310.290.390.15	0.1					
Klingenthal	0.480.490.370.430.340.420.470.460.510.540.350.470.410.380.47	0.5	1	0.4	0.340.280.170.240.350.160.13						
Glauchau	0.710.64	0.4	0.460.420.580.550.490.790.550.420.650.350.420.56	1	0.5	0.6	0.360.260.240.250.330.160.12				
Freiberg	0.67	0.7	0.550.560.470.520.560.530.570.630.440.520.39	0.4	1	0.560.470.450.380.280.210.260.360.180.17					
Dresden-Winckelmannstr.	0.420.430.550.590.36	0.4	0.420.350.39	0.4	0.430.420.29	1	0.4	0.420.380.430.380.280.240.33	0.5	0.11	0.1
Chemnitz Hans-Link-Straße	0.370.440.260.330.220.280.360.270.360.380.25	1	0.290.390.350.410.360.240.490.290.330.450.180.17								
Chemnitz-Mitte	0.56	0.6	0.330.390.290.470.470.390.58	0.5	0.34	1	0.420.520.650.470.590.350.240.150.220.370.160.07				
Bautzen	0.480.450.480.470.45	0.5	0.390.530.440.41	1	0.340.250.430.440.420.350.350.450.250.16	0.4	0.290.12	0.1			
Annaberg-Buchholz	0.620.670.52	0.5	0.410.490.540.560.58	1	0.41	0.5	0.38	0.4	0.630.550.540.410.360.29	0.2	0.260.330.180.16
Zwickau-Werdauer Str.	0.710.620.470.470.410.650.580.56	1	0.580.440.580.360.390.570.790.510.540.340.330.270.260.35	0.2	0.16						
Plauen-Süd	0.580.570.54	0.5	0.440.540.49	1	0.560.560.530.390.270.350.530.490.460.360.390.290.150.290.250.110.09						
Leipzig-Mitte	0.680.730.630.660.630.71	1	0.490.580.540.390.470.360.420.560.550.470.610.330.290.230.280.380.150.12								
Leipzig Lützn. Str.	0.640.550.570.510.45	1	0.710.540.650.49	0.5	0.470.28	0.4	0.520.580.420.640.320.310.260.290.330.170.15				
Görlitz	0.530.610.550.62	1	0.450.630.440.410.410.450.290.220.360.470.420.340.350.380.180.140.270.270.080.05								
Dresden-Nord	0.560.670.66	1	0.620.510.66	0.5	0.47	0.5	0.470.390.330.590.560.460.430.420.390.310.240.310.380.130.11				
Dresden-Bergstr.	0.580.63	1	0.660.550.570.630.540.470.520.480.330.260.550.55	0.4	0.370.350.340.280.190.280.37	0.1	0.11				
Chemnitz-Leipziger Str.	0.75	1	0.630.670.610.550.730.570.620.670.45	0.6	0.440.43	0.7	0.640.490.470.390.320.230.280.380.160.12				
Borna	1	0.750.580.560.530.640.680.580.71	0.620.480.560.370.420.670.71	0.480.590.420.320.280.320.390.170.13							

Stickstoffdioxid

Zinnwald	0.390.250.150.19	0.2	0.16	0.2	0.220.350.350.230.340.340.380.330.39	0.4	0.430.290.45	0.5	0.390.480.72	1		
Schwarzenberg	0.430.250.090.150.210.18	0.2	0.220.390.390.240.390.380.370.370.430.420.480.310.490.570.410.49	1	0.72							
Radebeul-Wahnsdorf	0.610.440.370.450.380.280.390.380.530.560.510.640.580.760.590.610.540.690.570.690.650.65	1	0.490.48									
Niesky	0.460.280.210.340.380.190.230.310.410.430.560.470.540.570.460.490.490.57	0.6	0.660.65	1	0.650.410.39							
Collmberg	0.550.340.160.330.31	0.2	0.280.310.480.450.420.510.610.530.460.560.530.660.47	0.7	1	0.650.650.57	0.5					
Brockau	0.570.350.250.380.310.260.310.430.560.550.53	0.6	0.640.620.530.64	0.6	0.690.58	1	0.7	0.660.690.490.45				
Zittau-Ost	0.510.390.36	0.5	0.49	0.3	0.36	0.4	0.5	0.490.630.560.520.620.540.570.470.58	1	0.580.47	0.6	0.570.310.29
Leipzig-West	0.740.540.360.510.47	0.5	0.6	0.440.68	0.6	0.570.740.590.710.650.760.57	1	0.580.690.660.570.690.480.43				
Klingenthal	0.560.450.370.470.380.360.440.53	0.6	0.610.490.540.640.550.540.62	1	0.570.47	0.6	0.530.490.540.42	0.4				
Glauchau	0.740.620.440.570.540.52	0.6	0.570.840.680.590.780.64	0.7	0.69	1	0.620.760.570.640.560.490.610.430.39					
Freiberg	0.720.680.550.610.540.510.580.560.660.71	0.6	0.740.570.66	1	0.690.540.650.540.530.460.460.590.370.33							
Dresden-Winckelmannstr.	0.620.530.560.65	0.5	0.430.520.460.640.610.640.730.59	1	0.66	0.7	0.550.710.620.620.530.570.760.370.38					
Chemnitz Hans-Link-Straße	0.560.56	0.4	0.460.32	0.5	0.520.590.570.54	1	0.590.570.640.640.590.520.640.610.540.580.380.34					
Chemnitz-Mitte	0.670.650.460.570.51	0.5	0.570.480.74	0.7	0.6	1	0.730.740.780.540.740.56	0.6	0.510.470.640.390.34			
Bautzen	0.540.440.490.570.530.460.450.510.580.57	1	0.6	0.540.64	0.6	0.590.490.570.630.530.420.560.510.240.23						
Annaberg-Buchholz	0.680.640.540.520.490.540.560.640.72	1	0.57	0.7	0.570.610.710.680.61	0.6	0.490.550.450.430.560.390.35					
Zwickau-Werdauer Str.	0.730.620.510.550.530.630.620.65	1	0.720.580.740.590.640.660.84	0.6	0.68	0.5	0.560.480.410.530.390.35					
Plauen-Süd	0.6	0.560.590.530.470.610.56	1	0.650.640.510.480.520.460.560.570.530.44	0.4	0.430.310.310.380.220.22						
Leipzig-Mitte	0.640.750.680.680.620.72	1	0.560.620.560.450.57	0.5	0.520.58	0.6	0.44	0.6	0.360.310.280.230.39	0.2	0.2	
Leipzig Lützn. Str.	0.6	0.540.650.490.49	1	0.720.610.630.540.46	0.5	0.320.430.510.520.36	0.5	0.3	0.26	0.2	0.190.280.180.16	
Görlitz	0.520.640.550.64	1	0.490.620.470.530.490.530.510.46	0.5	0.540.540.380.470.490.310.310.380.380.21	0.2						
Dresden-Nord	0.560.680.66	1	0.640.490.680.530.550.520.570.57	0.6	0.650.610.570.470.51	0.5	0.380.330.340.450.150.19					
Dresden-Bergstr.	0.530.63	1	0.660.550.650.660.590.510.540.490.46	0.4	0.560.550.440.370.360.360.250.160.210.370.090.15							
Chemnitz-Leipziger Str.	0.69	1	0.630.680.640.540.750.560.620.640.440.650.560.530.680.620.450.540.390.350.340.260.440.250.25									
Borna	1	0.690.530.560.52	0.6	0.64	0.6	0.730.680.540.670.560.620.720.740.560.740.510.570.550.460.610.430.39						

Chemnitz-Leipziger Str. Dresden-Bergstr. Dresden-Nord Leipzig Lützn. Str. Leipzig-Mitte Zwickau-Werdauer Str. Annaberg-Buchholz Chemnitz Hans-Link-Straße Chemnitz-Mitte Dresden-Winckelmannstr. Freiberg Glauchau Klingenthal Leipzig-West Zittau-Ost Brockau Collmberg Radebeul-Wahnsdorf Schwarzenberg Zinnwald

Abbildung 5: Korrelationsmatrizen der stündlichen Konzentrationen von NO und NO₂ an den Messstationen des sächsischen Luftgütemessnetzes

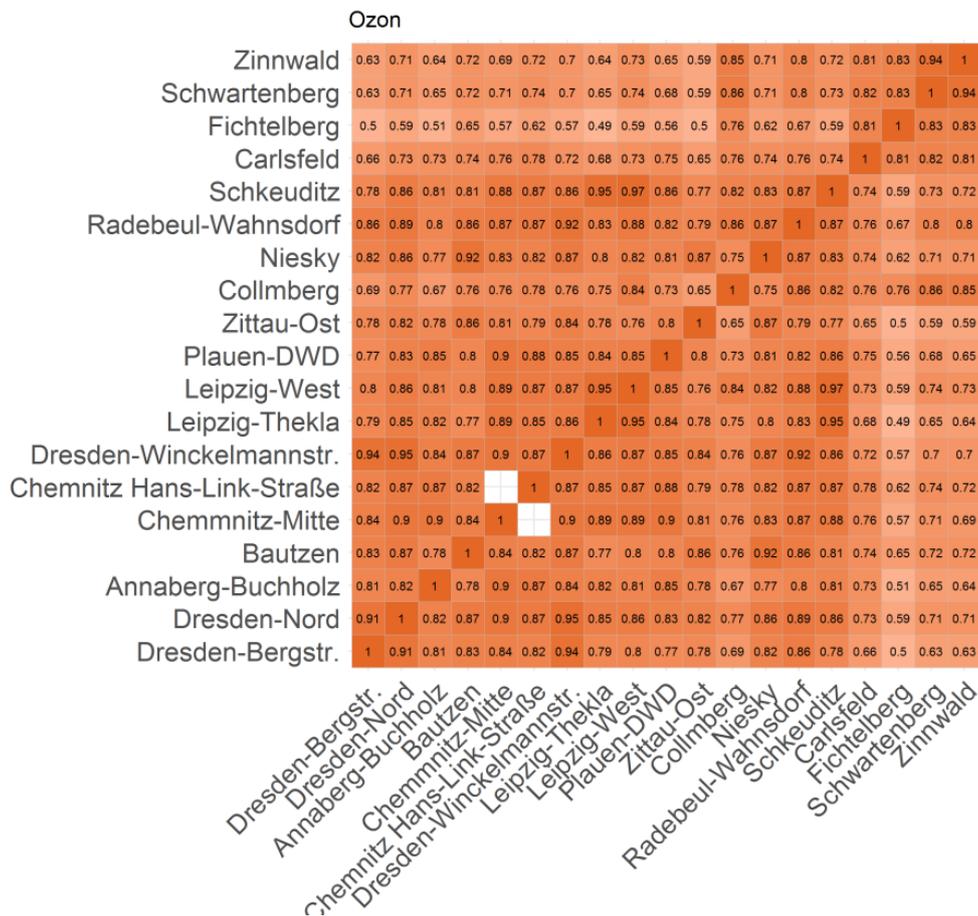


Abbildung 6: Korrelationsmatrix der stündlichen Konzentrationen von O₃ an den Messstationen des sächsischen Luftgütemessnetzes

Für das überwiegend verkehrsemittierte NO sind hohe Korrelationskoeffizienten von ca. 0,5 bis 0,8 v. a. zwischen den Verkehrsstationen, vereinzelt aber auch mit Stationen im städtischen Hintergrund zu erkennen. Ursache können hier ähnliche Verkehrsmuster in den jeweiligen Städten oder auch ein ähnlicher Einfluss der Meteorologie auf Anreicherung und Verdünnung des Schadstoffes sein. Für Stationen des ländlichen Hintergrundes korreliert NO in der Regel deutlich schwächer mit typischen Korrelationskoeffizienten von ca. 0,1 bis 0,3, für räumlich nahe gelegene Stationen wie z. B. Radebeul-Wahnsdorf und Dresden – Winckelmannstraße oder auch Bautzen und Niesky können sich jedoch auch Korrelationskoeffizienten von 0,4 bis 0,5 ergeben. Aufgrund der fehlenden Quellen korrelieren die beiden Stationen des Erzgebirgskamms Schwartenberg und Zinnwald so gut wie gar nicht mit Stationen in anderer Umgebung, zeigen allerdings eine mäßige Korrelation von 0,45 untereinander, was durch ähnlichen Antransport von NO-beladenen Luftmassen herrühren könnte.

Für NO₂ zeigen sich ähnliche Korrelationskoeffizienten zwischen den Verkehrsstationen wie für NO. Zwischen städtischen Hintergrundstationen und auch zwischen ländlichen Hintergrundstationen sind tendenziell höhere Korrelationen erkennbar, deren Korrelationskoeffizienten oft bei 0,6 bis 0,8 liegen. Hier zeigt sich der höhere Beitrag städtischer und regionaler Hintergrundbelastung des NO₂ im Vergleich zu NO.

Für Ozon schließlich ist eine sehr ausgeprägte regionale Komponente zu erkennen. Die Korrelationskoeffizienten liegen zwischen fast allen Stationen auf hohem bis sehr hohem Niveau mit Werten zwischen ca. 0,7 und 0,9. Dies ist in der photochemischen Bildung von O₃ aus der Photolyse von NO₂ begründet, die neben der Verfügbarkeit von NO₂ v. a. von der regional sehr ähnlichen Strahlungsintensität abhängt. Korrelationskoeffizienten für Globalstrahlung zwischen den Stationen liegen ganz überwiegend bei ca. 0,8 bis 1 (nicht gezeigt). Die hohe Korrelation der

Strahlung lässt eine sehr ähnliche Variation der Ozonbildung erwarten und erklärt somit die regional ähnliche Variation der Ozonkonzentrationen.

3.1.3 Zeitliche Variationen

Für eine Beschreibung der zeitlichen Variationen der Messwerte wurden alle Stationen zu ihren Stationsobertypen zusammengefasst und mittlere Werte im Tages-Wochengang, Tagesgang, Wochengang und Jahresgang dargestellt. Für die Wochengänge wurden alle Feiertage im Projektzeitraum als Sonntag definiert, unabhängig von ihrem tatsächlichen Wochentag. Abbildung 7 und Abbildung 8 zeigen die zeitlichen Variationen der Luftschadstoffe NO, NO₂ und O₃.

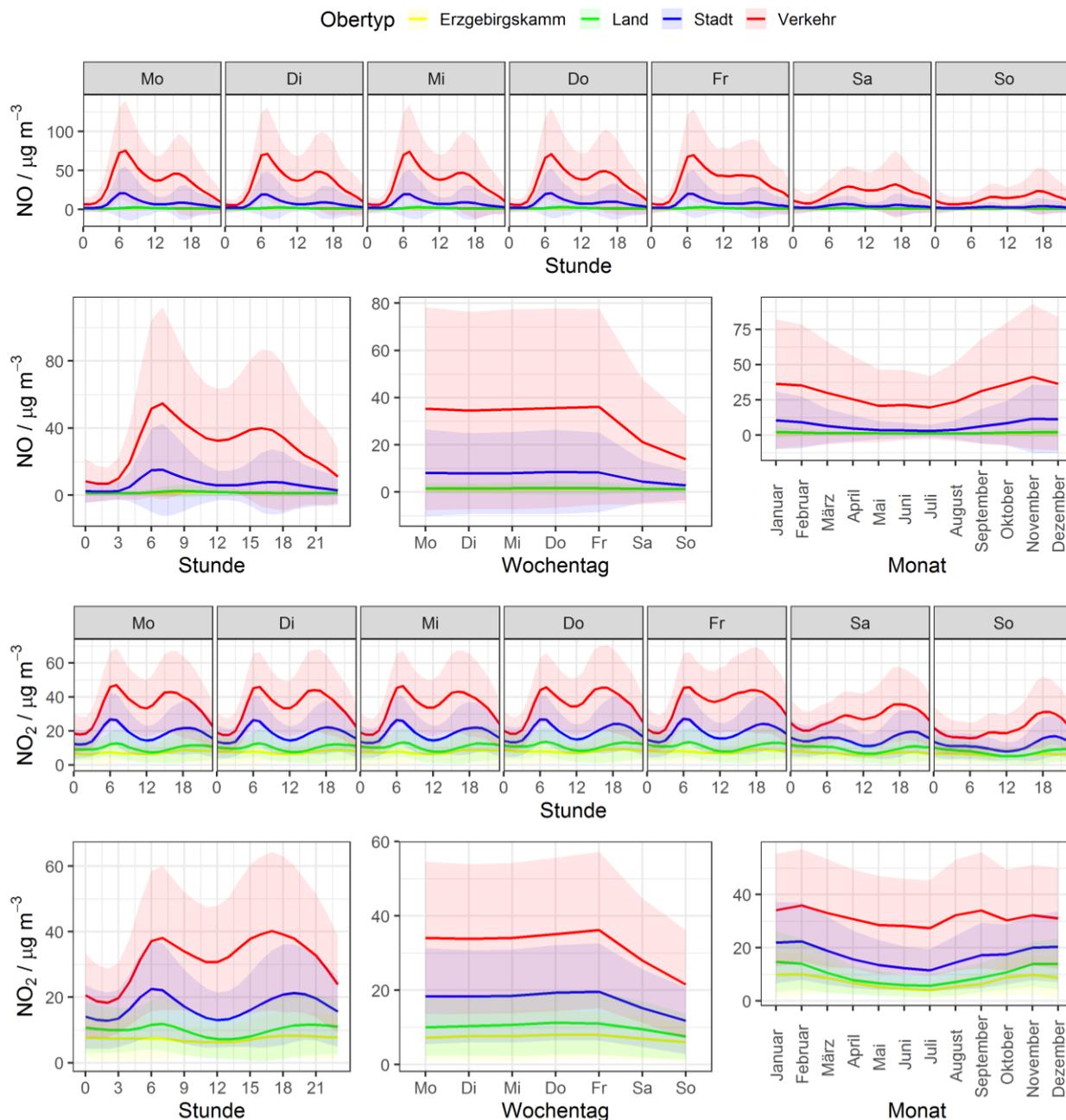


Abbildung 7: Zeitliche Variation der Konzentration von NO und NO₂ als Tages-Wochengang (oben) sowie mittlere Tages-, Wochen-, Jahresgänge – farblich getrennt nach Stationsobertypen; schattierte Flächen repräsentieren Werte +/-1 Standardabweichung vom Mittelwert

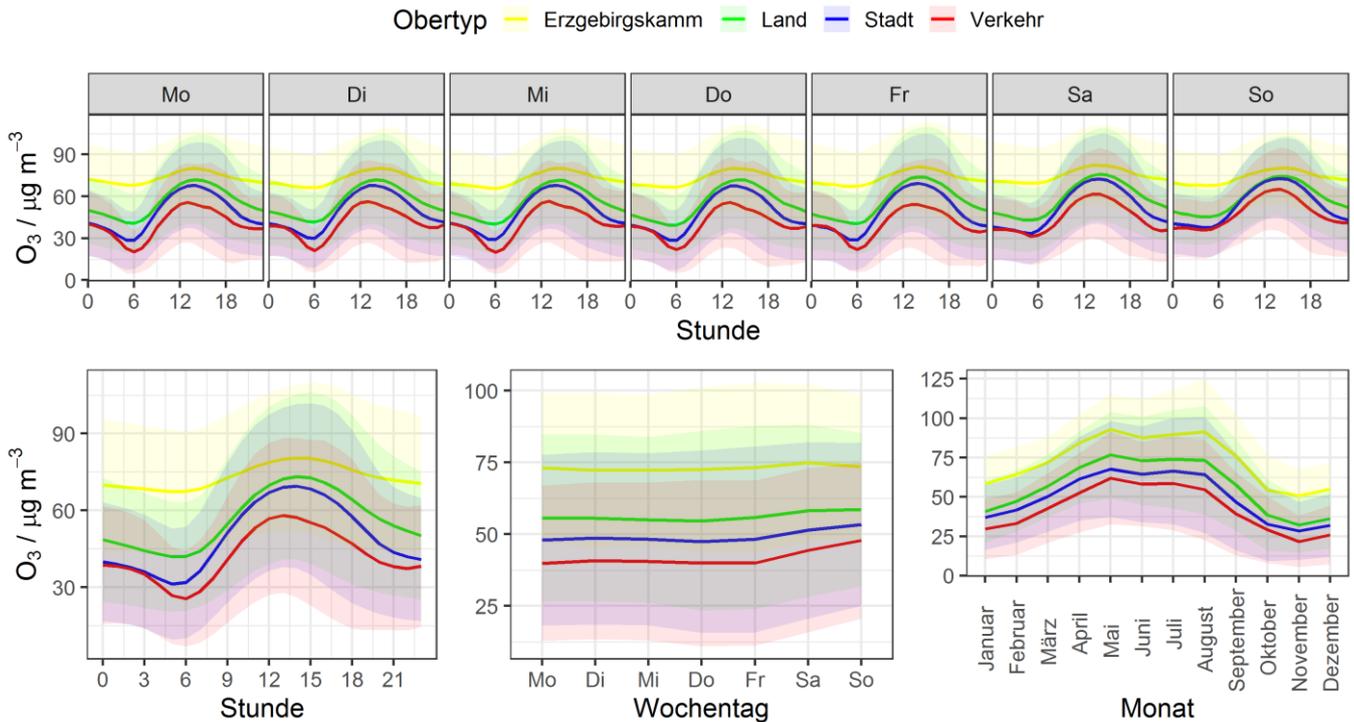


Abbildung 8: Zeitliche Variation der Konzentration von O₃ als Tages-Wochengang (oben) sowie mittlere Tages-, Wochen-, Jahrgänge – farblich getrennt nach Stationsobertypen

An den Tagesgängen von NO und NO₂ ist v. a. an den städtischen Stationen der Einfluss des Berufsverkehrs gut zu erkennen, mit lokalen Maxima um 8 Uhr und um 16 Uhr („rush-hour“). Im Wochengang ist ein Rückgang der Immissionen aufgrund geringerer Verkehrsdichten über den Samstag hin zum Sonntag zu erkennen. Im Jahrgang liegen die Konzentrationen in den Wintermonaten höher als in den Sommermonaten, was zum einen durch zusätzliche Emissionen aus der Gebäudeheizung, zum anderen durch meteorologische Einflüsse wie niedrigere Mischungsschichthöhe und damit schlechtere Ausbreitung und Verdünnung der Emissionen verursacht sein dürfte.

Ozon zeigt erwartungsgemäß andere zeitliche Verläufe als NO_x. Das Tagesmaximum liegt hier bedingt durch die photochemische Bildung aus der Photolyse des NO₂ am Nachmittag. Vor allem an Verkehrsstationen und im städtischen Hintergrund zeigen sich erhöhte Konzentrationen am Wochenende, aufgrund der fehlenden Emissionen von NO, durch die O₃ abgebaut wird. Im Jahrgang liegen die Maxima in den Sommermonaten aufgrund der intensiveren Sonneneinstrahlung und dadurch höherer photochemischer Ozonbildung.

3.1.4 Trends der Jahresmittelwerte

In Abbildung 9 werden die Jahresmittelwerte für NO und NO₂ an den Stationen des sächsischen Luftmessnetzes gezeigt. Um den längerfristigen Trend zu erkennen, sind hier Daten der zehn Jahre von 2009 bis 2018 dargestellt. Man erkennt an den meisten Stationen einen über die Jahre generell abfallenden Trend der Konzentrationen, der jedoch von mehr oder weniger großen Schwankungen überlagert ist. Diese werden u. a. auch durch meteorologische Unterschiede in den Jahren verursacht. Für NO₂ als gesetzlich regulierte Größe ist für den Untersuchungszeitraum 2015 bis 2018 auffällig, dass sich der abfallende Trend in 2018 nicht fortsetzt. An manchen Verkehrsstationen und an den meisten Stationen im städtischen und ländlichen Hintergrund stieg der Jahresmittelwert von NO₂ von 2017 nach 2018 deutlich an.

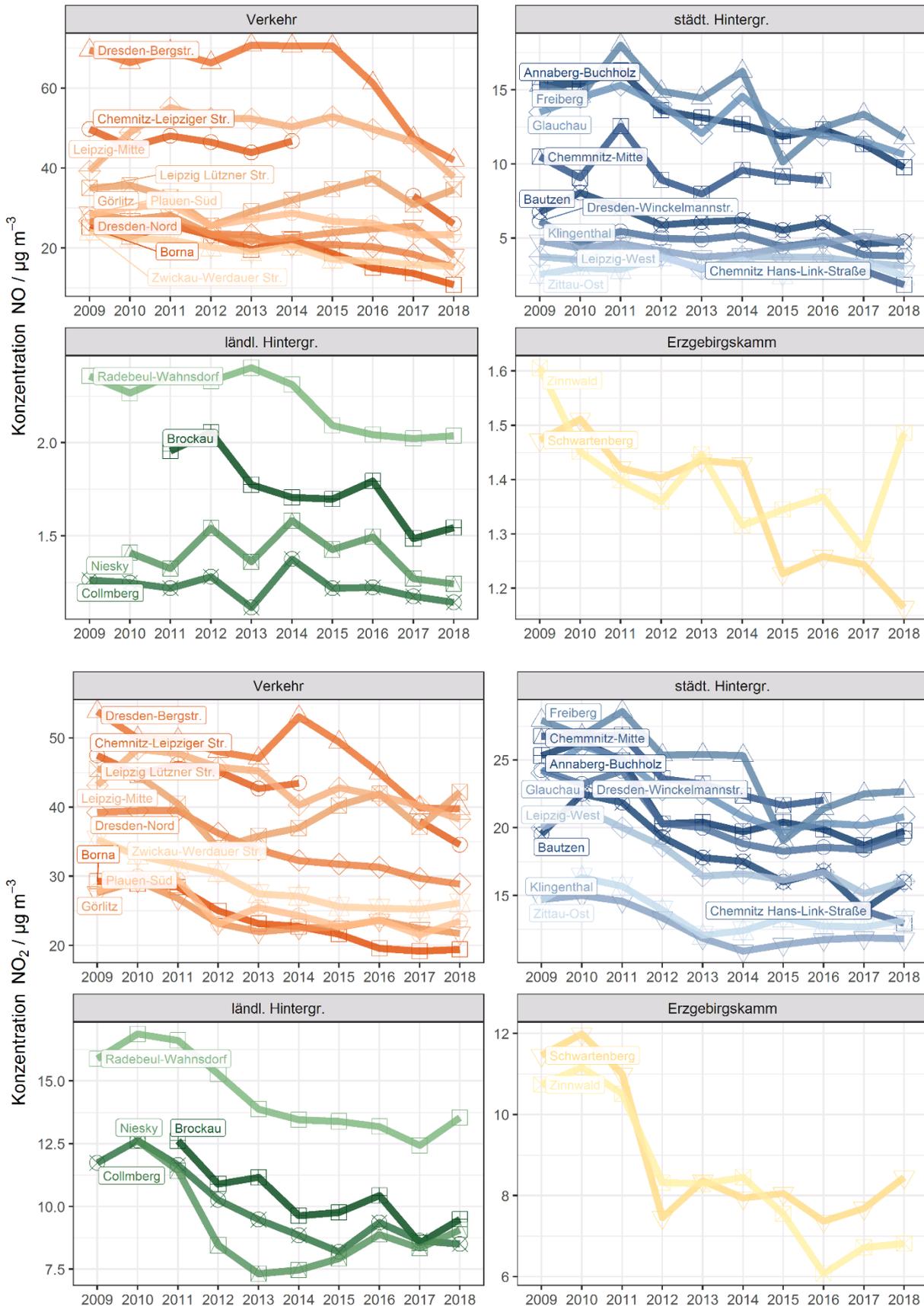


Abbildung 9: 10-Jahrestrend der Jahresmittelwerte von NO und NO₂ an den Stationen des sächsischen Luftgütemessnetzes

Gut zu erkennen ist dies auch in Abbildung 10, in der die Abweichung vom zehnjährigen Mittel als „Anomalie“ in Prozent im Mittel über alle Stationen eines Stationstyps dargestellt ist. Die Legende gibt an, wie viele Stationen des jeweiligen Typs in den Mittelwert einfließen. Um den Trend für einzelne Jahre nicht zu verfälschen, wurden nur Stationen berücksichtigt, die über den gesamten Projektzeitraum von 2015 bis 2018 gültige Jahresmittelwerte aufwiesen, wodurch z. B. die Verkehrsstation Chemnitz – Leipziger Str. aufgrund eines längeren Messausfalls in 2016/17 (s. 3.1.1) in der gesamten Zeitreihe nicht enthalten ist.

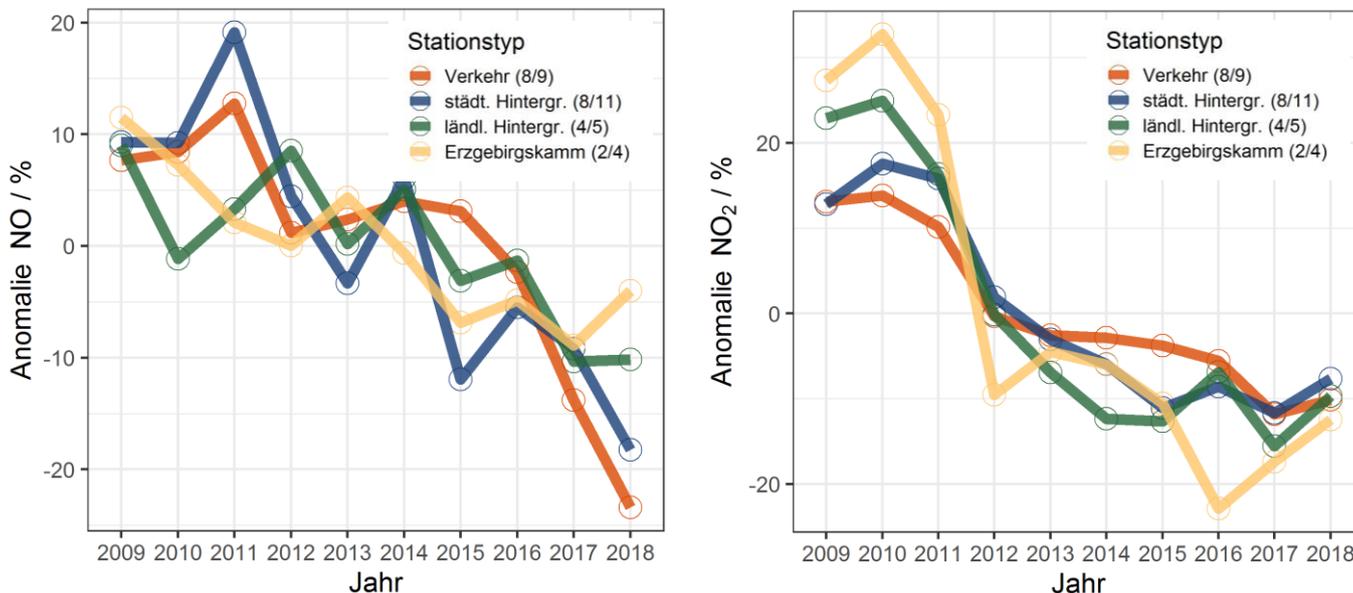


Abbildung 10: Prozentuale Abweichung des Jahresmittelwertes vom 10-Jahres-Mittel 2009 – 2018 für NO und NO₂

Für alle Stationstypen mit Ausnahme des Erzgebirgskamms ist von 2016 nach 2017 ein deutliches Abfallen des Jahresmittelwertes für NO₂ zu erkennen und 2018 eine deutliche Zunahme, während für NO (Abbildung 10) der Trend für die Verkehrsstationen und den städt. Hintergrund weiter fallend war. Die Stationen im ländlichen Hintergrund sowie des Erzgebirgskamms zeigen ein etwas anderes Muster, wobei es sich insbesondere beim Erzgebirgskamm aufgrund der abgelegenen Standorte um absolut sehr niedrige NO_x-Konzentrationen handelt (s. Kapitel 3.1.1), die eher durch die großräumige Anströmung als durch Quellen im näheren Umfeld beeinflusst sein dürften. Außerdem sind die Trends für NO im ländlichen Hintergrund und am Erzgebirgskamm mit Vorsicht zu betrachten, da viele Stundenwerte unter der Nachweisgrenze von 2 µg m⁻³ lagen und die Jahresmittelwerte daher eine geringere Aussagekraft haben als die der städtischen Stationen. In etwas geringerem Maße gilt dies auch für NO₂, für das die Nachweisgrenze der Stundenwerte bei 3 µg m⁻³ liegt.

Die beobachteten NO₂-Trends an städtischen und ländlichen Messstationen korrespondieren mit Trends von Temperatur und Globalstrahlung, die in Abbildung 11A und B dargestellt sind und 2018 Spitzenwerte im Untersuchungszeitraum zeigen. In Abbildung 11C ist der Trend der Ozonkonzentrationen, die aufgrund des sehr heißen und strahlungsintensiven Sommers 2018 ebenfalls außergewöhnlich hoch waren, gezeigt. Die in Abbildung 11D gezeigte Windgeschwindigkeit war im Jahresmittel über die jeweiligen Stationstypen in 2017 höher als in 2016 und 2018.

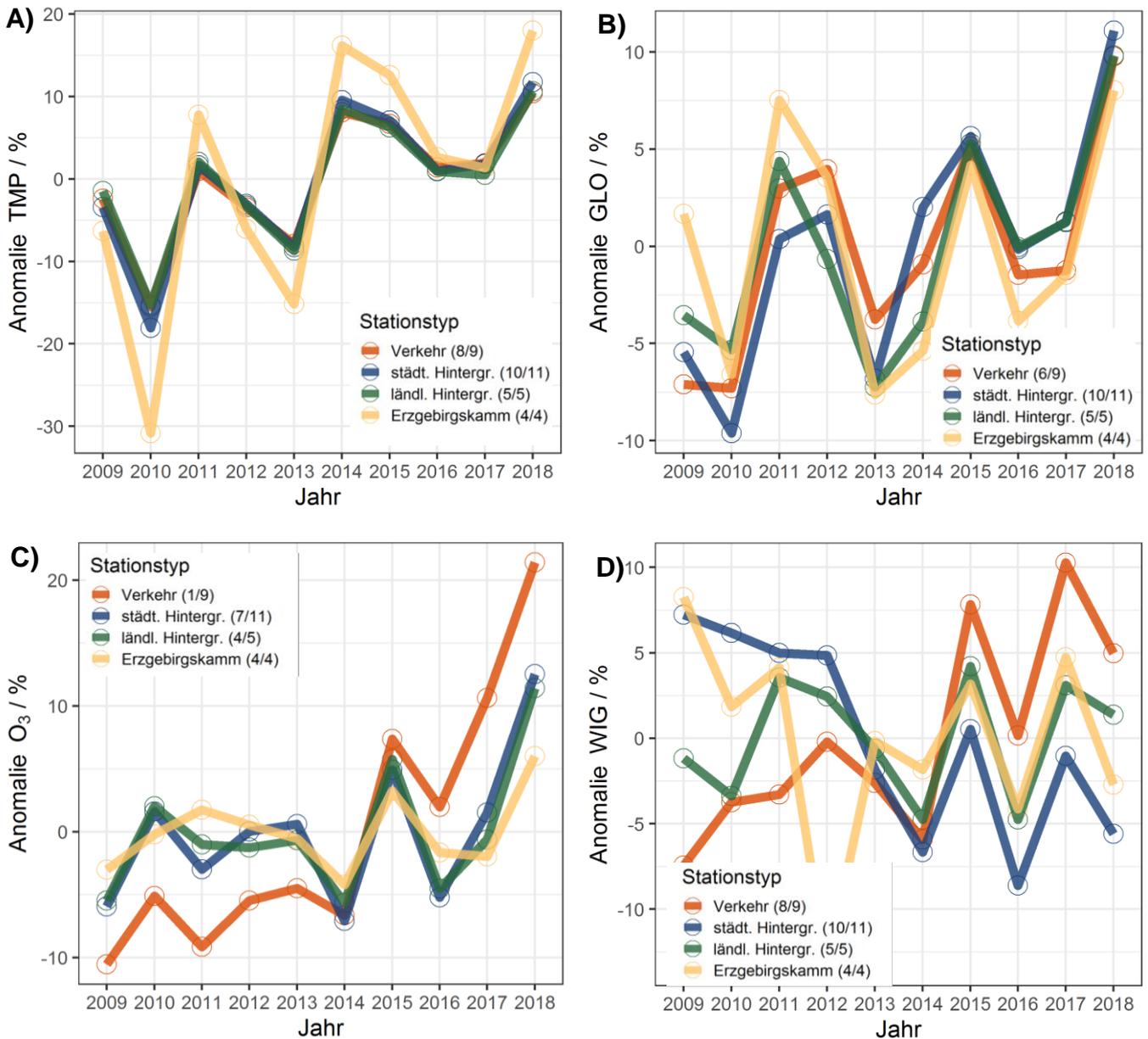


Abbildung 11: Prozentuale Abweichung des Jahresmittelwertes vom 10-Jahres-Mittel 2009 – 2018 für A) Temperatur, B) Globalstrahlung, C) Ozon und D) Windgeschwindigkeit – Die Legende gibt an, wie viele Stationen des jeweiligen Typs in den Mittelwert einfließen.

Unter anderem auf diesen Beobachtungen beruhen die im Projekt zu untersuchenden Hypothesen, dass meteorologische Einflüsse möglicherweise 2017 zu besserer Ausbreitung und Verdünnung insbesondere von NO₂ geführt haben und im Sommer 2018 aufgrund hoher Temperaturen und Strahlungsintensitäten erhöhte Konzentrationen von O₃ und dadurch durch erhöhte Oxidation von NO auch erhöhte Konzentrationen von NO₂ gemessen wurden.

Bevor die Einflüsse der Meteorologie auf die Schadstoffimmissionen in Kapitel 3.4 im Detail untersucht werden, werden im Folgenden zunächst die über die Messwerte hinausgehenden zusätzlichen Parameter dargestellt, die für die Untersuchungen verwendet wurden.

3.2 Aufbereitung und Eignung der zusätzlichen Parameter

Neben den gemessenen meteorologischen Parametern können NO_2 -Konzentrationen auch stark durch die Verkehrsdichte und entsprechende Emissionen, sowie möglicherweise durch Niederschlag und die Höhe der Mischungsschicht beeinflusst werden. Diese drei zusätzlichen Parameter werden im Folgenden dargestellt.

3.2.1 Daten der Verkehrszählstellen

Die im Projekt zur Verfügung gestellten Daten der Verkehrszählstellen in Leipzig-Mitte, Leipzig – Lützner Str. und Dresden – Mommsenstraße wurden, wie in Kapitel 2.4 beschrieben, aufbereitet und sind in Tabelle 8 statistisch zusammengefasst.

Tabelle 8: Statistische Beschreibung der Verkehrsdaten, aufgliedert nach den Kategorien landwärtiger Schwerverkehr (LSV), stadtwärtiger Schwerverkehr (SSV), landwärtiger Leichtverkehr (LLV) und stadtwärtiger Leichtverkehr (SLV)

Station	Stat. Parameter	LSV in h^{-1}	SSV in h^{-1}	LLV in h^{-1}	SLV in h^{-1}
Dresden – Mommsenstraße	Mittelwert	22,9	20,6	510,6	566,7
	Median	15	12	522	554
	Min	0	0	0	0
	Max	117	135	1753	1904
	Verfügbarkeit in %	99,9	99,9	99,9	99,9
Leipzig-Mitte	Mittelwert	24,6	24,6	882,3	864,9
	Median	15	15	911,5	898
	Min	0	0	0	0
	Max	116	121	2502	2028
	Verfügbarkeit in %	79,2	79,2	79,2	79,2
Leipzig – Lützner Straße	Mittelwert	13,8	13,1	420,5	419,8
	Median	8	7	464	459
	Min	0	0	10	15
	Max	69	68	1033	940
	Verfügbarkeit in %	93	92,7	93	92,7

Die Datenverfügbarkeit betrug in Dresden – Mommsenstr. annähernd 100 %, in Leipzig – Lützner Str. ca. 93 % und in Leipzig-Mitte ca. 80 %. Die Station mit der höchsten Verkehrsintensität im Schwer- wie im Leichtverkehr ist Leipzig-Mitte. Hier treten die höchsten Werte aller drei Stationen im Median, Mittelwert und Maximum für den Leichtverkehr auf. Im Schwerverkehr ist sie vergleichbar mit Dresden – Mommsenstraße. Leipzig – Lützner Straße fällt von der Verkehrsdichte her etwas ab, wobei im Gegensatz zu den anderen beiden Stationen der Leichtverkehr unabhängig von der Fahrtrichtung nie unter 10-15 Fahrzeuge/ h^{-1} fällt.

In Abbildung 12 sind wöchentliche gemittelte Zeitreihen der stündlichen Anzahl von Fahrzeugen an den drei Verkehrszählstellen aufgezeigt.

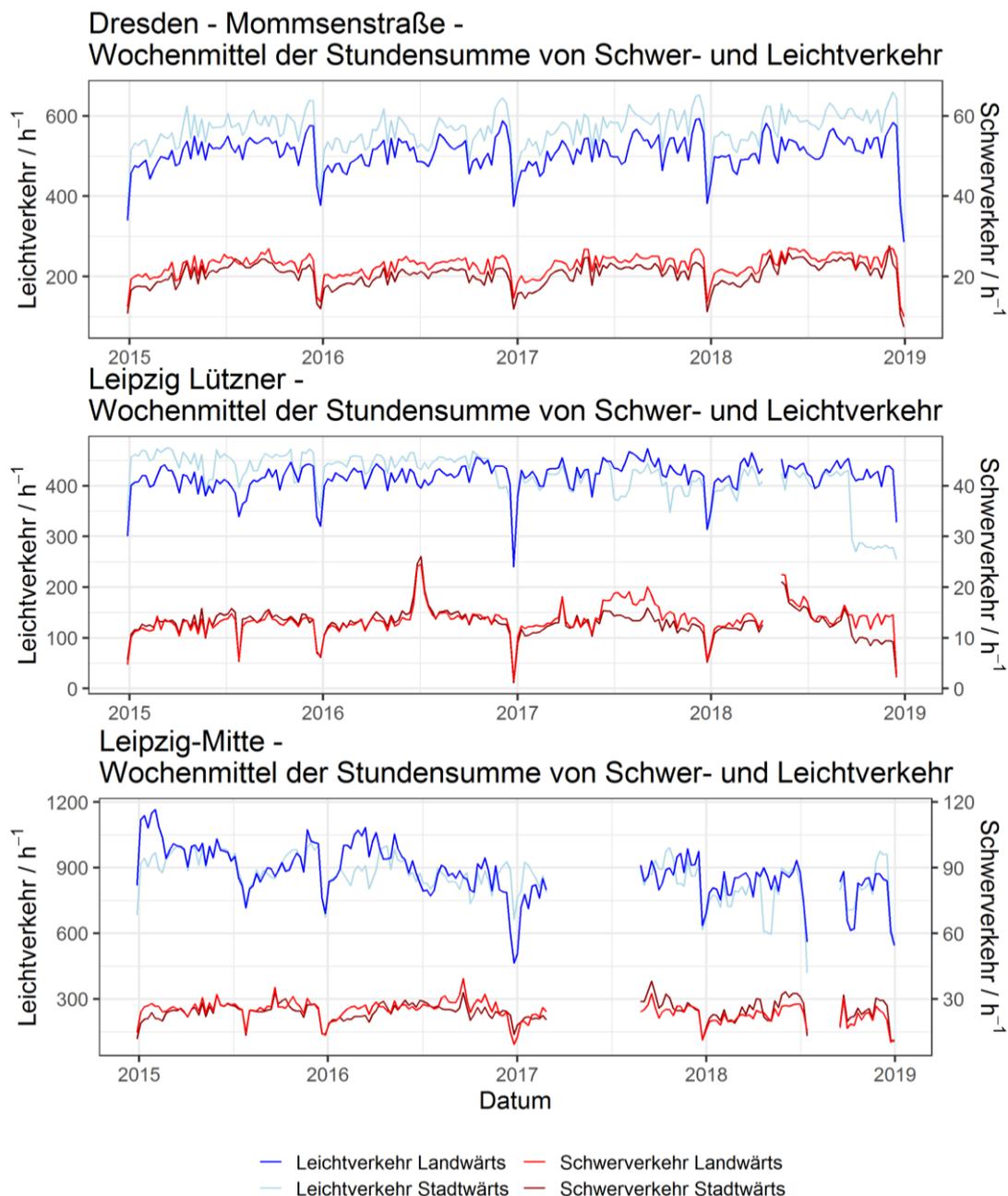


Abbildung 12: Wöchentlich gemittelte Stundenwerte der Anzahl von Fahrzeugen des Leicht- und Schwerverkehrs an den Verkehrszählstellen Dresden – Mommsenstraße, Leipzig – Lützner Str. und Leipzig-Mitte

Man erkennt, dass der Leichtverkehr je nach Station etwa 2,5- bis 4-mal stärker ausgeprägt ist als der Schwerverkehr und dass an allen Stationen und für beide Verkehrskategorien die mittleren Fahrzeugsummen in etwa gleichbleibend über den Projektzeitraum sind. Eine Ausnahme hierfür könnte der Leichtverkehr in Leipzig-Mitte darstellen, bei dem sich ein leicht abnehmender Trend andeutet, dessen Signifikanz hier allerdings nicht weiter untersucht wird.

Abbildung 13 zeigt die Tages-, Wochen- und Jahrgänge der Verkehrsdaten an den drei Verkehrszählstellen.

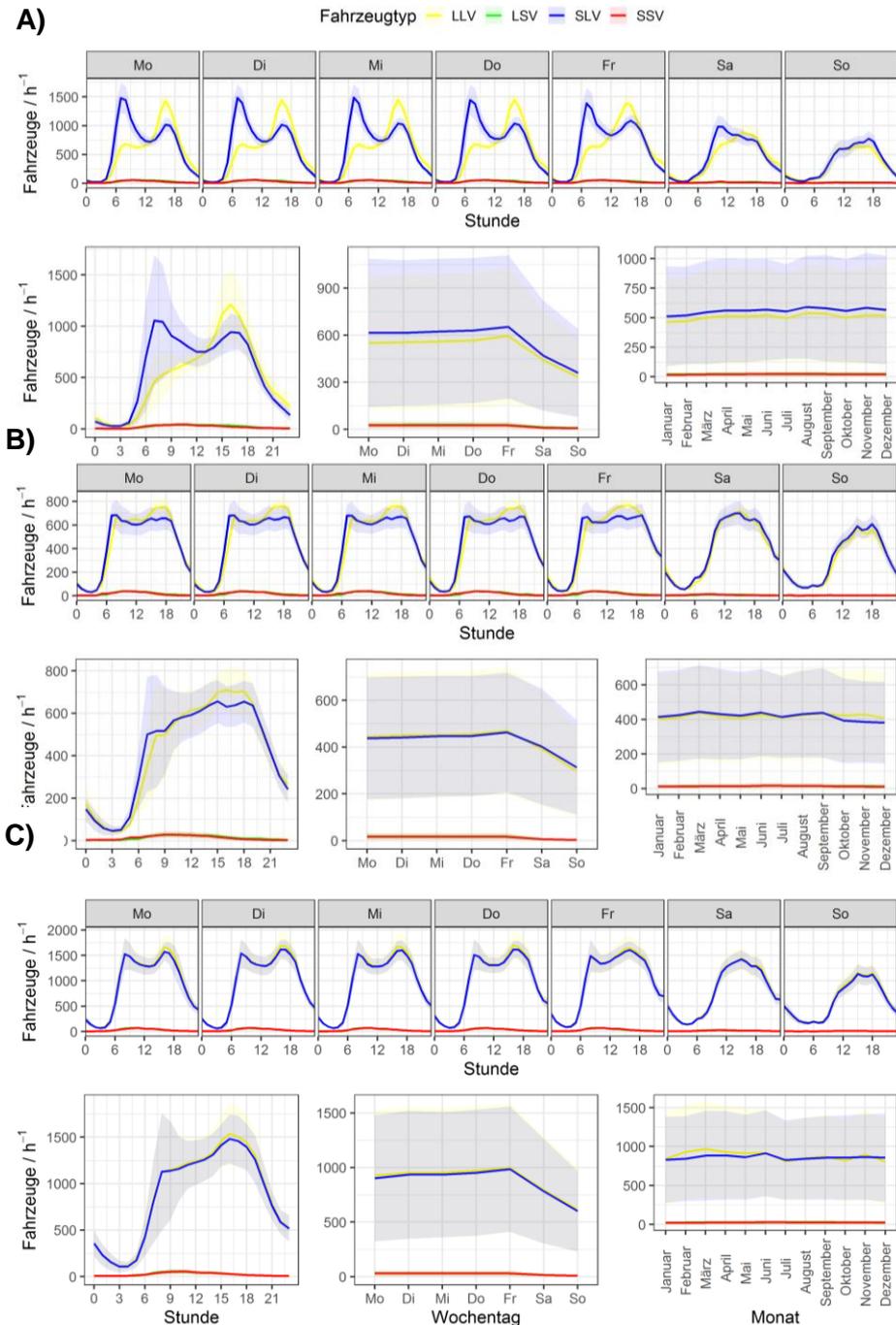


Abbildung 13: Mittlere Wochen-Tagesgänge (jeweils obere Zeile), Tages-, Wochen- und Jahrgänge (jeweils untere Zeile) der stündlichen Verkehrssummen im Projektzeitraum an den Verkehrszählstellen A) Dresden – Mommsenstraße, B) Leipzig – Lützner Str. und C) Leipzig-Mitte

Typische Muster städtischen Verkehrs mit Verkehrsspitzen an den Werktagen in den Morgen- und Abendstunden sind erkennbar. Insbesondere an den Ein- und Ausfallstraßen in Dresden – Mommsenstraße und etwas schwächer ausgeprägt auch in Leipzig – Lützner Straße ist deutlich das Muster von Berufspendlern zu erkennen, mit höherem Verkehr stadteinwärts am Morgen und höherem Verkehr stadtauswärts am Abend. Durch die Lage am innerstädtischen Ring ist dieses Muster in Leipzig-Mitte nicht zu erkennen. An allen drei Stationen fällt der Verkehr am Wo-

chenende und hier insbesondere am Sonntag (inklusive Feiertage) deutlich ab und es zeigt sich kein ausgeprägter Jahresgang.

3.2.2 Niederschlagsdaten des RADOLAN-Produktes

Die Niederschlagsdaten des RADOLAN-Produktes wurden, wie in Kapitel 2.2 beschrieben, bezogen, aufbereitet und anschließend mit Messdaten der fünf Stationen Holzhausen, Leipzig/Halle (Deutscher Wetterdienst, DWD), Leipziger Institut für Meteorologie (LIM, Uni Leipzig), Dresden – Winkelmannstr. und Leipzig-Mitte (LfULG) verglichen. Abbildung 14 zeigt die Zeitreihen der gemessenen (rot) und durch RADOLAN ermittelten (blau) Niederschlagsintensität in mm h^{-1} für die fünf Standorte.

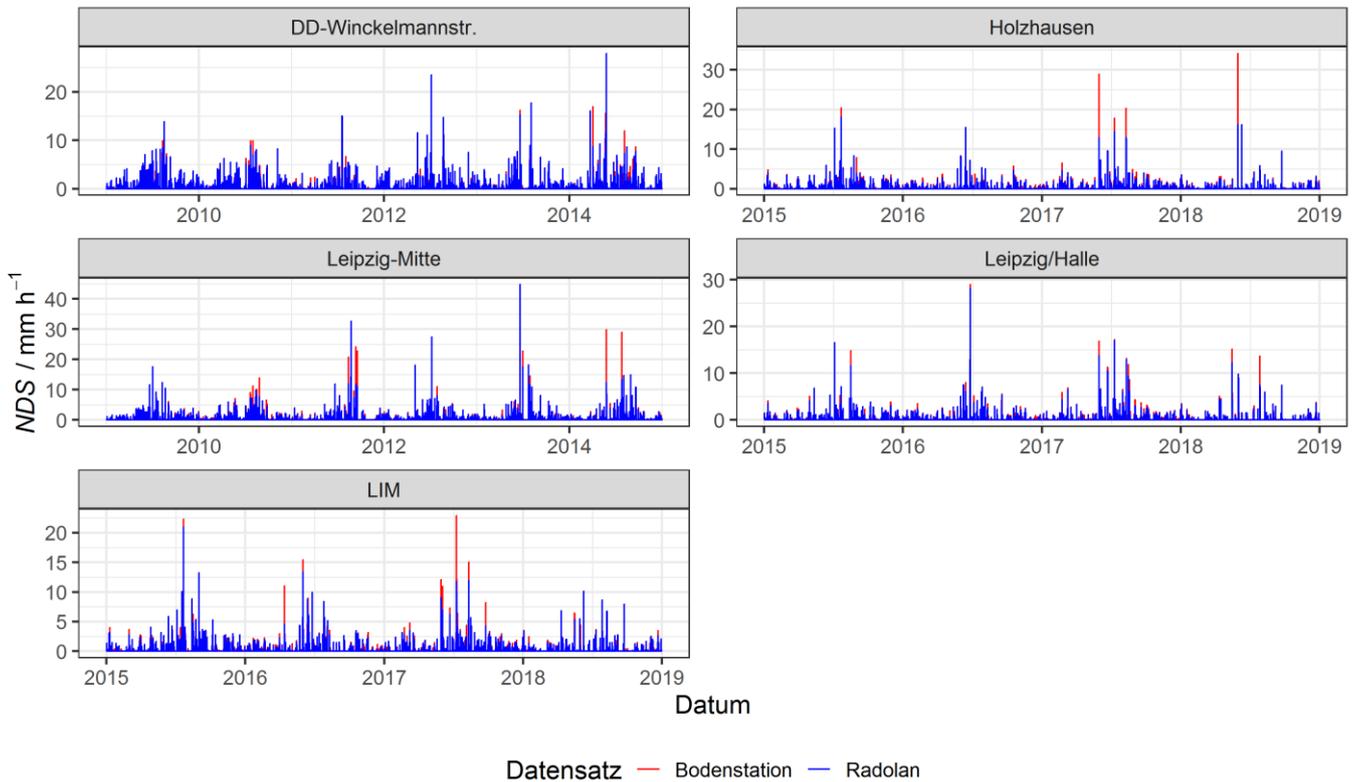


Abbildung 14: Zeitreihen der Stundensumme des Niederschlages in mm h^{-1} – Rote Linien zeigen die direkten Messungen an den Bodenstationen, blaue repräsentieren die Werte ermittelt durch RADOLAN.

Alle Vergleiche zeigen eine gute Übereinstimmung beider Ansätze im zeitlichen Verlauf. Der Jahresgang im Niederschlag wird von beiden Ansätzen gut abgebildet. Vereinzelt werden kürzere Starkregenereignisse in den Sommermonaten durch RADOLAN jedoch unterschätzt.

In Abbildung 15 sind die Daten als Streudiagramme aufbereitet. Hierfür wurden die Niederschlagsstundensummen logarithmiert um den Einfluss von Starkregenereignissen abzdämpfen.

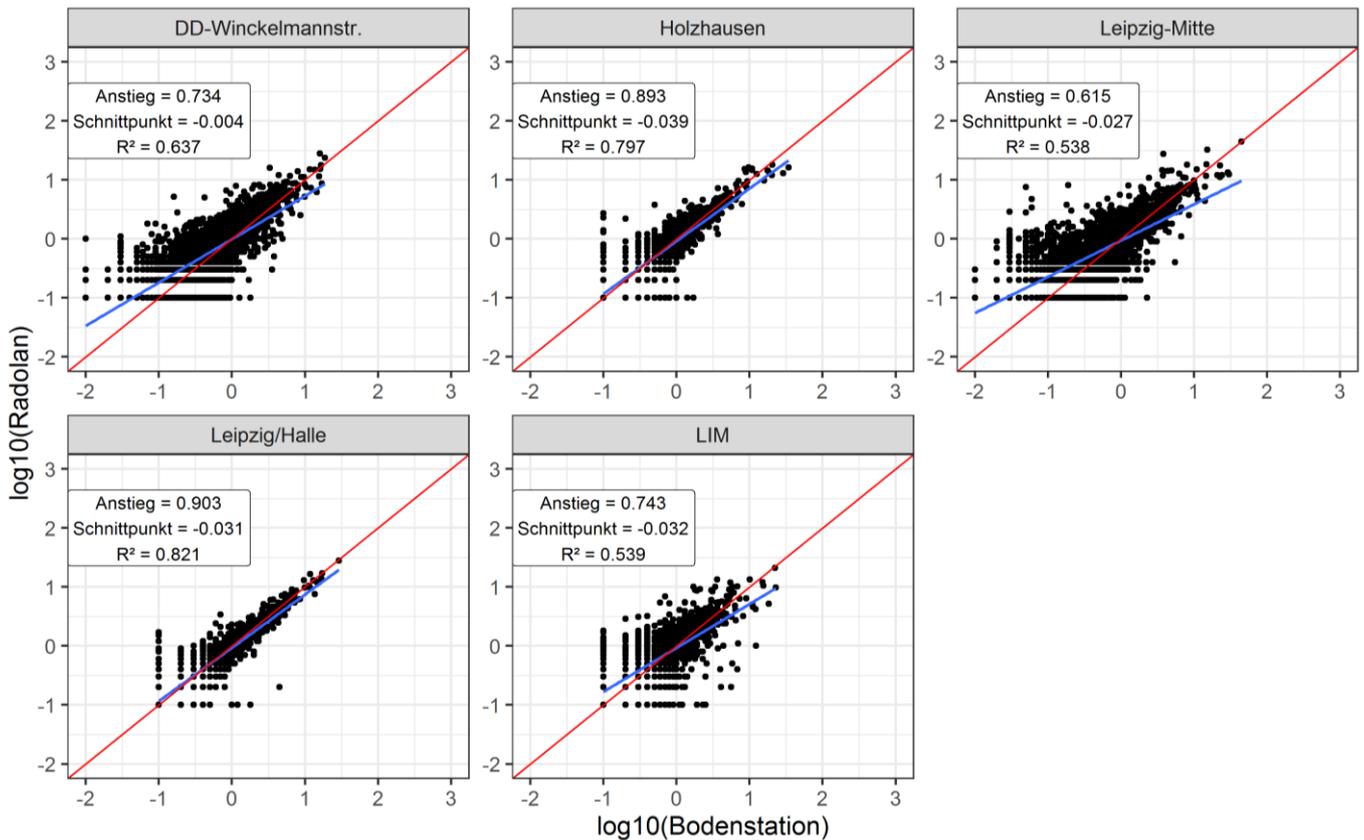


Abbildung 15: Streudiagramm des logarithmierten Stundensummenniederschlags für fünf ausgewählte Standorte ermittelt durch RADOLAN und direkt gemessen – die lineare Regressionsgerade ist durch die blaue Linie repräsentiert, die rote Linie stellt die 1:1 Referenzgerade dar

Die generelle Abbildung der Niederschlagsintensität durch RADOLAN ist in Abbildung 15 erkennbar. Eine hohe Regressionsgüte ist für die Stationen des DWD (Holzhausen mit einem $R^2 = 0,797$ und Leipzig/Halle mit einem $R^2 = 0,821$) zu erkennen, während die DWD-unabhängigen Stationen Bestimmtheitsmaße von $R^2 = 0,54 - 0,64$ und damit eine deutlich höhere Streubreite aufweisen. Dieser Unterschied liegt vermutlich vor allem darin begründet, dass die DWD-Stationen in RADOLAN als Interpolationspunkte inkludiert sind.

Weiterhin wurde untersucht, wie gut die RADOLAN-Daten einzelne Regenereignisse qualitativ erkennen und wiedergeben. Diese „Trefferquote“ von RADOLAN ist in Tabelle 9 zusammengefasst. Hierzu dient ein Grenzwert von mindestens $0,1 \text{ mm h}^{-1}$ als Marker für ein Regenereignis. Die „Trefferquote“ von RADOLAN ermittelt sich durch das Verhältnis aus Gesamtanzahl der Regenereignisse am Boden zur Gesamtanzahl gleichzeitig detektierter Regenereignisse. RADOLAN detektierte im Zeitraum 2014 – 2018 in 62,9 bis 66,7 % der Fälle Niederschlag, in denen auch am Boden Niederschlag detektiert wurde. Im Zeitraum 2009 – 2014 wurden 74,5 bis 86,8 % der direkt gemessenen Niederschlagsstunden auch durch RADOLAN erfasst. Die zu Grunde liegende Stundenanzahl für diese Abschätzungen ist in Tabelle 9 unter Gesamtstunden hinterlegt, die fehlende Messwerte berücksichtigt.

Tabelle 9: Deskriptive Übersicht über den Vergleich von RADOLAN und direkten Niederschlagsmessungen an fünf ausgewählten Standorten bzgl. der detektierten Niederschlagsereignisse $\geq 0,1 \text{ mm h}^{-1}$

Zeitraum	Typ	Station	Gesamtstunden	Regenevents $\geq 0.1 \text{ mm h}^{-1}$		Bodenstation und RADOLAN $\geq 0.1 \text{ mm h}^{-1}$		
				absolut in #	relativ in %	absolut in #	relativ in %	
			Boden	RADOLAN				
2014 - 2018	extern	LIM	34 949	2 822	2 522	89,4	1 774	62,9
	DWD	Holzhausen	35 016	3 083	2 633	85,4	1 981	64,3
		Leipzig/Halle	35 011	2 576	2 474	96,0	1 718	66,7
2009 - 2014	LfULG	Leipzig-Mitte	46 946	3 717	4 124	110,9	2 769	74,5
		DD – Winckelmannstr.	52 359	4 261	4 898	114,9	3 700	86,8

Insgesamt wird die Übereinstimmung des RADOLAN-Niederschlags mit Messdaten als ausreichend beurteilt, um diese Variable in den weiteren Untersuchungen mit zu berücksichtigen. Es muss allerdings betont werden, dass aufgrund der Unsicherheiten hinsichtlich der durch RADOLAN unterschätzten Anzahl der Regenereignisse, der unterschätzten Intensität von Starkregenereignissen, sowie der hohen Streuung der Werte im Vergleich zu DWD-unabhängigen Messdaten, Schlussfolgerungen zum Einfluss von Niederschlag auf die Schadstoffkonzentrationen nur vorläufig gezogen werden können und weniger belastbar als die auf Messwerten basierenden Ergebnisse sind.

Für genauere Untersuchungen empfiehlt sich daher eine direkte Messung des Niederschlages zumindest an ausgewählten Stationen des Sächsischen Luftgütemessnetzes, um vor allem die Niederschlagsintensität und längere Perioden ohne Niederschlag besser erfassen und so eventuelle Einflüsse auf Luftschadstoffe fundierter untersuchen zu können.

3.2.3 Mischungsschichthöhen aus Reanalysedaten

Die stündlichen Mischungsschichthöhen an den Messstationen wurden aus dem Output der Rückwärtstrajektorienberechnung wie in Kapitel 2.3 erläutert extrahiert und basieren auf dem globalen GDAS-Reanalyse-Datensatz. Aufgrund der groben Auflösung dieser Daten ($1^\circ \times 1^\circ$) sind die Unterschiede zwischen den Stationen nur gering. In Abbildung 16 sind daher Tages- und Jahresgänge nur als Mittelwert aller Stationen im ländlichen Hintergrund gezeigt.

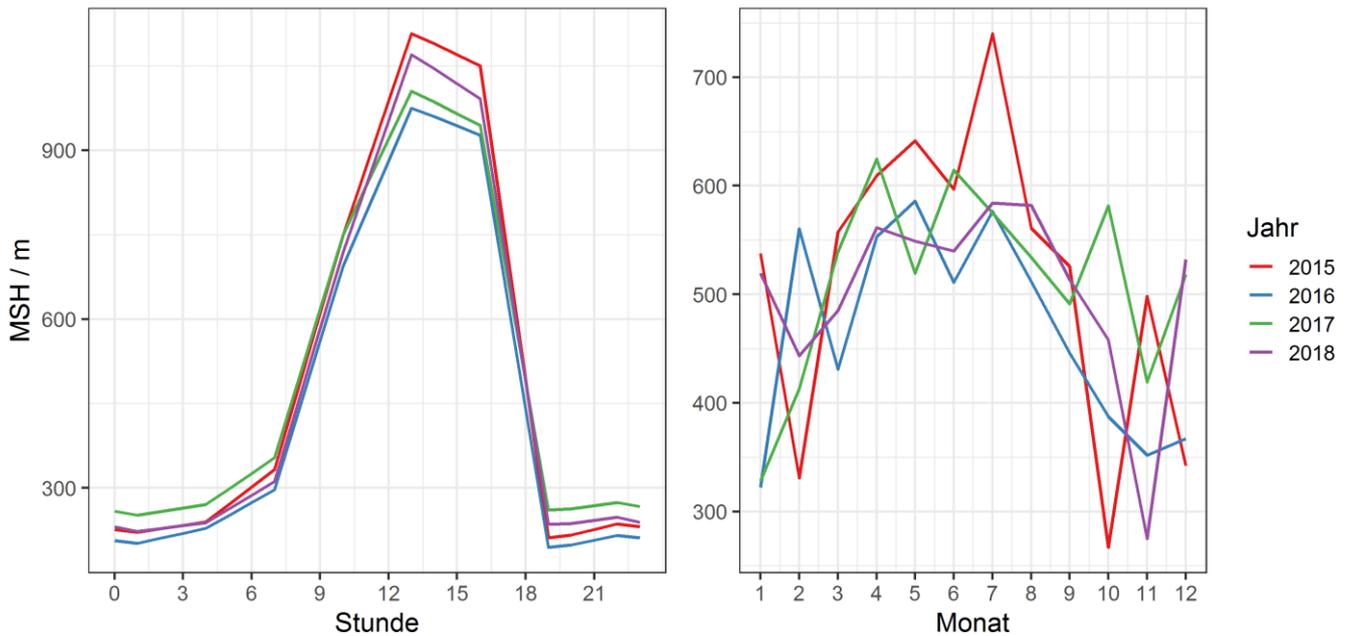


Abbildung 16: Tages- und Jahresgänge der Mischungsschichthöhe als Mittelwert aller Stationen im ländlichen Hintergrund für die Jahre 2015 – 2018

Auch wenn die vom Modell berechneten absoluten Höhen nicht unbedingt der Realität entsprechen müssen, so sind die relativen Verläufe mit Maxima am Tag und im Sommer und Minima in der Nacht und im Winter doch grundsätzlich plausibel und die Modell-Mischungsschichthöhe kann daher als Indikator für vertikale Durchmischung in den weiteren Auswertungen verwendet werden. Schlussfolgerungen zum Einfluss der Mischungsschichthöhe auf die Luftschadstoffe bleiben allerdings eher qualitativ, da regelmäßige Messungen der Mischungsschichthöhe an Luftgütestationen nicht praktikabel sind.

3.3 Sekundärbildung von NO_2 aus lokalem Ozonabbau

Die lokal an einer Verkehrsstation gemessene NO_2 -Immissionsbelastung kann verschiedene Quellen haben. Neben der städtischen Hintergrundbelastung spielen v. a. direkte Emissionen aus dem lokalen Verkehr, sowie die lokale sekundäre Bildung von NO_2 über die Oxidation von verkehrsemittierten NO mit O_3 eine Rolle. Um die Anteile dieser drei Quellen abzuschätzen, wurde in einer Untersuchung zur NO_2 -Immissionsbelastung in München und Nürnberg ein einfacher Bilanzierungsansatz vorgeschlagen (LFU, 2015), der im Rahmen dieses Projektes getestet werden sollte.

Der Ansatz beruht auf dem Vergleich der an einer Verkehrsstation und einer städtischen Hintergrundstation gemessenen Konzentrationen von NO_2 und O_3 . Hierbei werden drei Annahmen getroffen:

- 1) Das an der städtischen Hintergrundstation gemessene NO_2 ist repräsentativ für das an der Verkehrsstation vorhandene Hintergrund- NO_2 .
- 2) Das an der städtischen Hintergrundstation gemessene O_3 ist repräsentativ für das O_3 , das ohne lokale NO -Zusatzbelastung an der Verkehrsstation vorhanden wäre.
- 3) Weitere NO_2 -Quellen neben Hintergrund, Sekundärbildung und Direktemissionen spielen an der Verkehrsstation keine bedeutende Rolle.

Werden diese Annahmen als ausreichend gut erfüllt angesehen, so können die Beiträge der drei Quellgruppen an der Verkehrsstation) wie folgt bilanziert werden:

- 1) NO_2 (Hintergrund, berechnet) = NO_2 (städtischer Hintergrund, gemessen)
- 2) NO_2 (Sekundärbildung, berechnet) = O_3 (städt. Hintergrund, gemessen) – O_3 (Verkehrsstation, gemessen)
- 3) NO_2 (Direktemissionen, berechnet) = NO_2 (Verkehrsstation, gemessen) –
 NO_2 (Hintergrund, berechnet) –
 NO_2 (Sekundärbildung, berechnet)

Zu berücksichtigen ist hierbei, dass die Berechnung der Sekundärbildung aus der O_3 -Differenz stoffmengenbasiert erfolgen muss, was im Projekt durch Umrechnung der massenbasierten Konzentrationen ($\mu\text{g m}^{-3}$) in Mischungsverhältnisse (ppb) und anschließende Rückrechnung in massenbasierte Konzentrationen über die Faktoren 1,91 für NO_2 und 2,0 für O_3 erfolgte.

Der Ansatz wurde für die beiden Stationen Dresden – Bergstraße und Dresden-Nord umgesetzt, an denen als einzige Verkehrsstationen im sächsischen Luftmessnetz O_3 gemessen wird. Als städtische Hintergrundstation wurde Dresden – Winkelmannstr. verwendet. In Abbildung 17 sind die Ergebnisse als Monatsmittelwerte getrennt für die drei Quellkategorien und unterschieden nach Werktagen und Wochenenden für die beiden Stationen dargestellt.

Für Dresden – Bergstr. liegen O_3 -Messungen erst ab ca. Mitte 2016 vor, weshalb die Bilanzierung für frühere Monate nicht durchgeführt werden konnte.

Für beide Verkehrsstationen ergeben sich nach diesem Ansatz die höchsten Konzentrationen aus der Quellkategorie „Hintergrundbelastung“, sowie für Dresden-Nord ähnlich hohe Beiträge aus dem lokalen Ozonabbau und den Direktemissionen und für Dresden – Bergstr. etwas höhere Direktemissionen als Sekundärbildungsbeiträge.

Die mittleren Tages- und Jahresgänge in den drei Quellkategorien erscheinen überwiegend plausibel mit höheren Beiträgen der Sekundärbildung am Nachmittag und in den Sommermonaten, wenn die Ozonkonzentrationen am höchsten sind, sowie Peaks in den Direktemissionen v. a. an Werktagen während der „rush-hour“ Zeiten des Berufsverkehrs. Einzig der v. a. in Dresden – Bergstr. im Jahresgang zu erkennende Trend hin zu maximalen Direktemissionen im September ist nicht ohne Weiteres zu erklären, da die Verkehrsdichte an der Station einen solchen Jahresgang nicht zeigt (s. Kapitel 3.2.1). Möglicherweise zeigen sich hier die Unsicherheiten des Ansatzes, da die angenommenen Voraussetzungen nicht unbedingt zu jeder Zeit vollständig erfüllt sein müssen.

Die Hintergrundbelastung, die der in Dresden – Winkelmannstr. gemessenen NO_2 -Konzentration entspricht, zeigt im Tagesgang ein den Direktemissionen ähnliches Muster, da auch im städtischen Hintergrund Verkehrsemissionen die NO_2 -Immissionen dominieren. Im Jahresgang ist das typische Muster mit höheren Konzentrationen im Winter als im Sommer, verursacht durch zusätzliche Emissionen sowie meteorologische Einflüsse, zu erkennen.

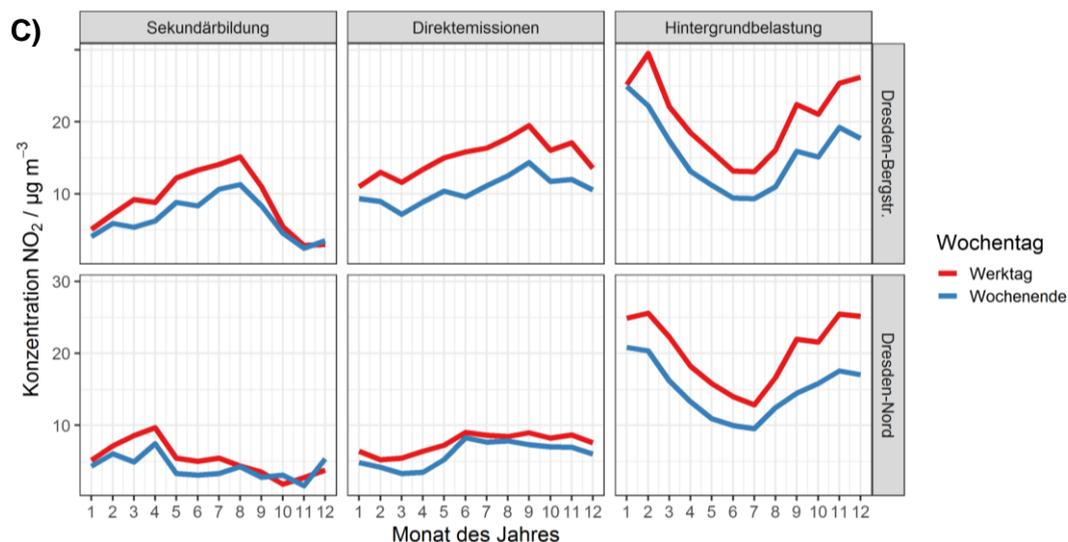
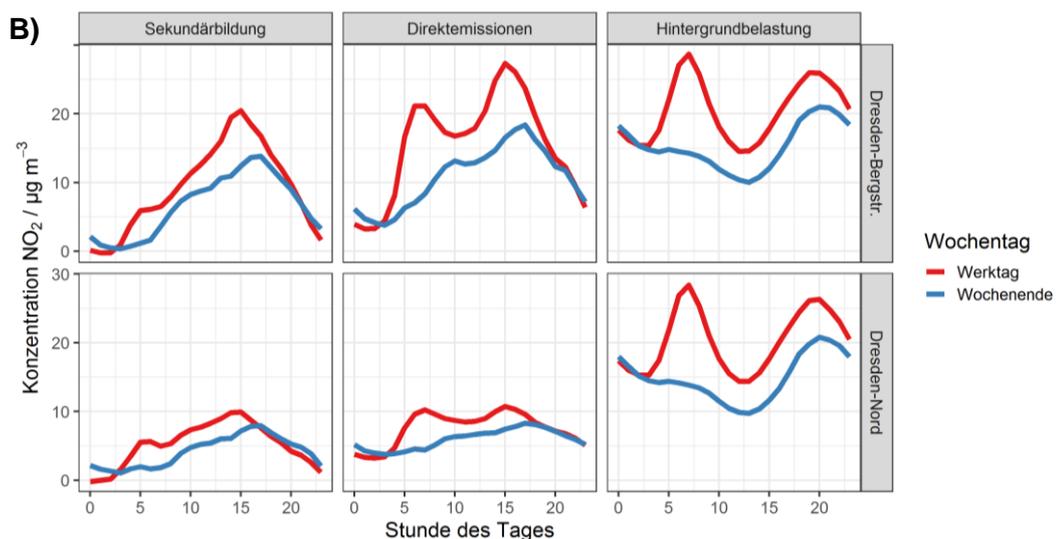
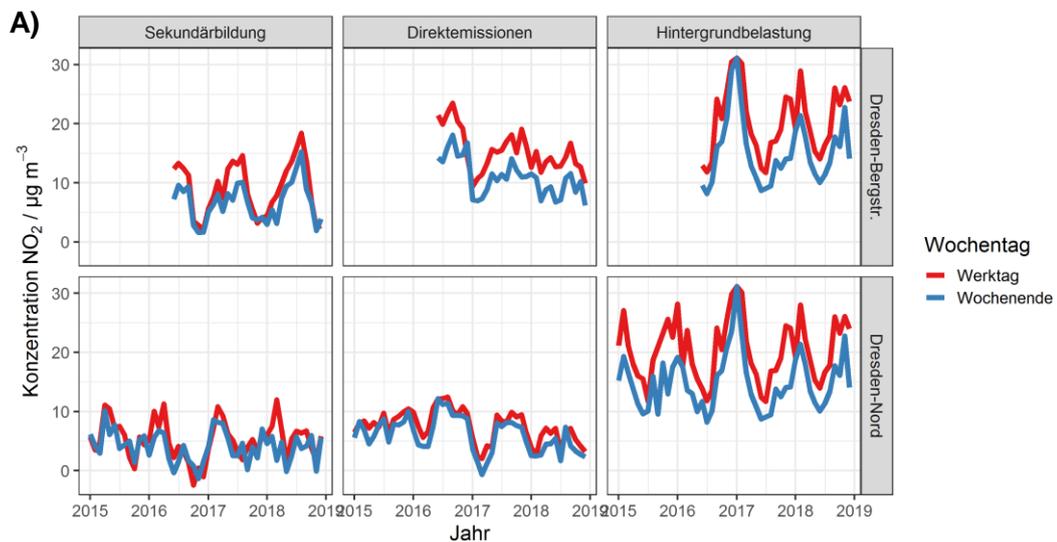


Abbildung 17: A) Monatsmittelwerte NO_2 in den drei Quellkategorien Sekundärbildung durch lokalen Ozonabbau, Direktemissionen und Hintergrundbelastung für die beiden Verkehrsstationen DD – Bergstr. und DD-Nord, unterschieden nach Werktagen (Mo – Fr) und Wochenende (Sa, So, Feiertage); B) Mittlere Tagesgänge des NO_2 in den drei Quellkategorien; C) Mittlere Jahrgänge des NO_2 in den drei Quellkategorien

In der Gesamtbilanz ergibt sich mit diesem Ansatz das in Abbildung 18 dargestellte Ergebnis. Im Jahresmittel macht die Hintergrundbelastung an Dresden – Bergstr. knapp 50 % der dort gemessenen NO₂-Immissionsbelastung aus, die übrigen gut 50 % sind verursacht durch den lokalen Verkehr, wobei ca. 3/5 der Verkehrsbelastung direkt emittiert werden und ca. 2/5 der Verkehrsbelastung aus dem lokalen Ozonabbau entstehen.

Für Dresden-Nord mit etwa 30 % geringerer durchschnittlicher Verkehrsdichte ist der Anteil der Hintergrundbelastung mit ca. 60 % am Gesamt-NO₂ etwas höher als an Dresden – Bergstr. Die ca. 40 %, die durch den lokalen Verkehr in Dresden-Nord verursacht sind, teilen sich meist hälftig auf Direktmissionen und Sekundärbildung durch Ozonabbau auf, wobei es v. a. 2016 eine deutliche Verschiebung in Richtung Direktmissionen gab, die allerdings einhergeht mit einzelnen Monaten, in denen die Annahmen des Ansatzes nicht ausreichend erfüllt waren und sich negative Beiträge der Sekundärbildung durch höheres O₃ in Dresden-Nord als in Dresden – Winkelmannstr. ergaben.

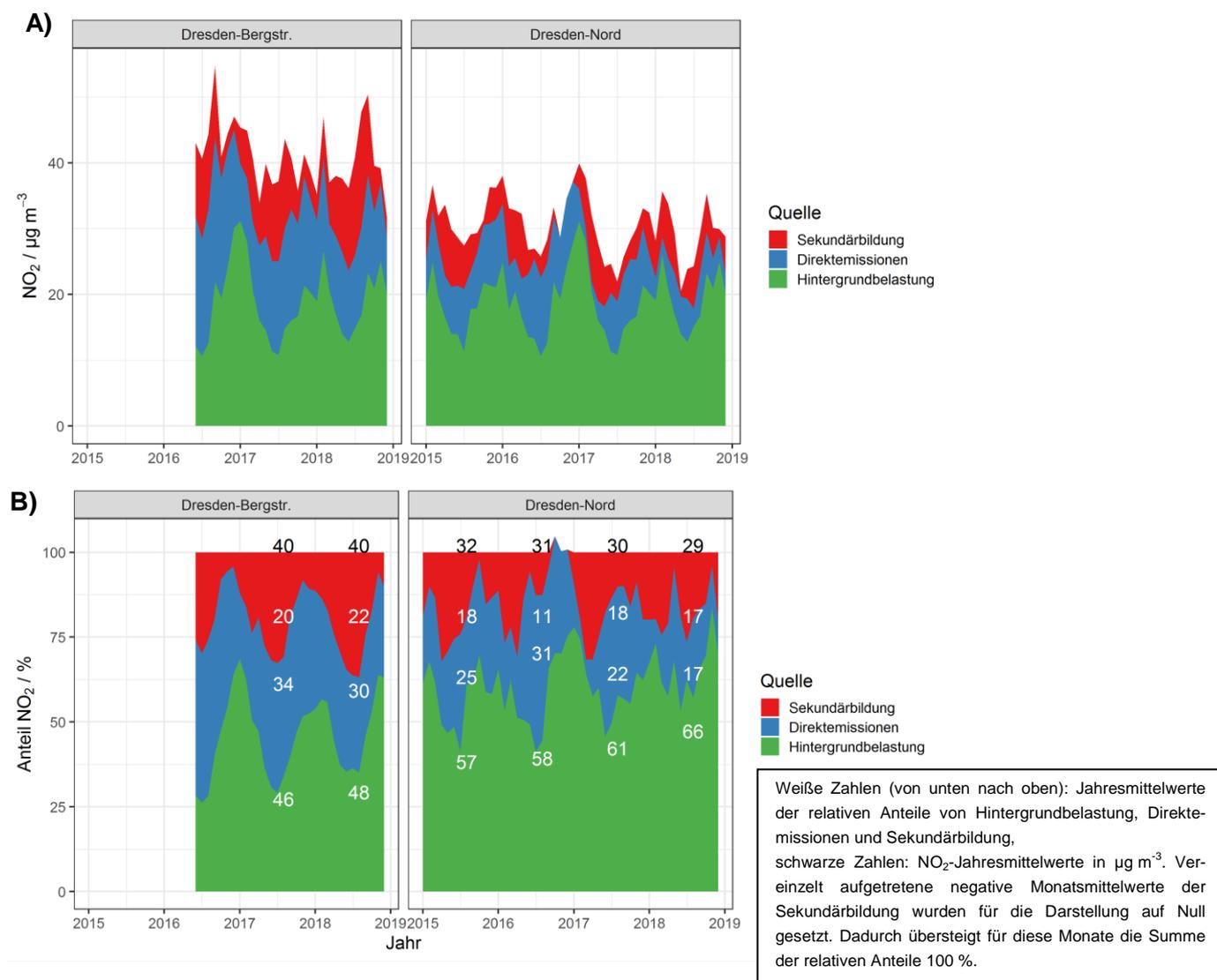


Abbildung 18: A) Aufsummierte Monatsmittelwerte NO₂ in den drei Quellkategorien Sekundärbildung durch lokalen Ozonabbau, Direktmissionen und Hintergrundbelastung für die beiden Verkehrsstationen DD – Bergstr. und DD-Nord; B) Aufsummierte relative Anteile der drei Quellkategorien, basierend auf Monatsmittelwerten

Im Vergleich zu den mit demselben Ansatz ermittelten Ergebnisse für eine Verkehrsstation mit 3- bis 5-mal höherer Verkehrsstärke in der Landshuter Allee in München (LFU, 2015) liegen die Beiträge aus dem lokalen Ozonabbau in Dresden mit ca. 20 % des Gesamt-NO₂ an den beiden Verkehrsstationen etwas niedriger als in München, wo im Jahresmittel für 2014 ca. 30 % Beitrag berechnet wurden. Auch der Beitrag der Direktmissionen ist mit 17 – 34 % niedriger als der für München ermittelte Beitrag von 45 %. Dementsprechend ist der Anteil der Hintergrundbelastung in Dresden mit 46 – 66 % deutlich höher als der für München in 2014 berechnete Wert von 26 %.

Inwieweit die mit dem hier verwendeten einfachen Bilanzierungsansatz erhaltenen Ergebnisse belastbar sind, lässt sich an dieser Stelle nicht abschließend beurteilen. Es erscheint ratsam, die Ergebnisse in weiteren Untersuchungen mit anderen Ansätzen zur Unterscheidung der verschiedenen NO₂-Quellgruppen zu vergleichen. In Frage kämen hierfür z. B. der Lenschow-Ansatz auf Basis von NO_x unter Nutzung der Romberg-Umrechnung (DÜRING ET AL., 2011), um auf NO₂ zu schließen, oder auch weitere in der wissenschaftlichen Literatur veröffentlichte Ansätze, die auf einem Vergleich des gesamten Oxidantien-Budgets (CLAPP und JENKIN, 2001) oder einer Ableitung des primären NO₂ aus dem gesamten NO_x (CARSLAW und BEEVERS, 2005) beruhen.

3.4 Einfluss der Meteorologie auf Schadstoffkonzentrationen

Meteorologische Einflüsse können vielfältige direkte oder indirekte Einflüsse auf die Konzentrationen von Luftschadstoffen haben. So können z. B. windschwache und Inversionswetterlagen zu vermindertem horizontalem und vertikalem Luftaustausch und somit bei gleichbleibenden Emissionen zu erhöhten Immissionen führen. Niederschlagsprozesse können zur nassen Deposition, also Auswaschen der Schadstoffe aus der Luft und somit zu niedrigeren Immissionen führen. Indirekte Einflüsse bestehen über witterungsabhängige Emissionen, z. B. höhere Heizungsemissionen im Winter bei niedrigeren Temperaturen oder höhere Emissionen biogener Schadstoffvorläuferverbindungen bei höheren Temperaturen und Strahlungsintensitäten im Sommer. Weiterhin sind speziell die Luftschadstoffe NO_x und O₃, sowie auch CO, Methan und andere flüchtige organische Verbindungen (engl. volatile organic compounds, VOC) über ein komplexes chemisches Reaktionssystem eng miteinander gekoppelt. In diesem Reaktionssystem wirken sich direkte und indirekte meteorologische Einflüsse ebenfalls in verschiedener Weise auf die Schadstoffkonzentrationen aus. Zum Beispiel kann bei hohen Strahlungsintensitäten eine erhöhte Photolyse von NO₂ und damit eine verstärkte O₃-Bildung stattfinden. Insbesondere in Städten kann dieses O₃ verstärkt NO oxidieren und somit zu höheren NO₂-Konzentrationen führen. Es existieren eine ganze Reihe weiterer solcher Abhängigkeiten und Wechselwirkungen, die nur schwer voneinander zu trennen sind. Welche dieser Wechselwirkungen den dominierenden Einfluss auf Schadstoffimmissionen hat, kann je nach Jahreszeit und Ort sehr unterschiedlich sein und ein tiefgehendes Verständnis dieser wechselseitigen Prozesse erfordert in der Regel aufwendige Modellrechnungen mit Chemie-Transport-Modellen.

Im Rahmen dieses Projekts wurden zunächst ähnlich zum Ansatz eines früheren Projekts (PM-Ost, VAN PINXTEREN ET AL. (2017)) verschiedene Abhängigkeiten zunächst durch die Kategorisierung des Datensatzes in „kombinierte Witterungskategorien“ und Vergleiche der Schadstoffkonzentrationen unter jeweils ähnlichen meteorologischen Bedingungen untersucht (Kapitel 3.4.1). Eine vertiefte und quantitative Analyse erfolgte anschließend mit einer neuartigen Auswertemethode der statistischen Modellierung aus dem Bereich des maschinellen Lernens, durch die Einflüsse einzelner Variablen unabhängig von den Einflüssen der übrigen Variablen ermittelt werden können (Kapitel 3.4.2 und folgende).

3.4.1 Kombinierte Witterungskategorien und mögliche meteorologische Einflüsse

Um den Effekt einzelner witterungsbeschreibender Parameter – hier die gemessenen meteorologischen Größen – auf die Schadstoffkonzentrationen beschreiben zu können, bedarf es einer Entfaltung der meteorologischen Grö-

ßen untereinander, d. h. eines „Herausrechnens“ des Einflusses, den andere Variablen zeitgleich auf die Schadstoffkonzentration haben. Für einen ersten Überblick erfolgte dies für die Halbjahreszeiträume Sommer (April bis September) und Winter (Oktober bis März) und im Mittel für jeden Stationstyp (Verkehr, städtischer Hintergrund, ländlicher Hintergrund, Erzgebirgskamm) separat auf der Basis von Tagesmittelwerten, um den Einfluss des Tagesganges zu exkludieren.

Hierfür wurde der Datensatz zunächst kategorisiert, indem je Halbjahr und Stationstyp zwei Ausprägungen jeder meteorologischen Variablen wie folgt definiert wurden:

- Globalstrahlung – GLO: bedeckt, klar
- Temperatur – TMP: kalt, warm
- Relative Luftfeuchte – RFE: trocken, feucht
- Windgeschwindigkeit – WGS: ruhig, windig
- Niederschlag – NDS: niederschlagsarm, niederschlagsreich
- Mischungsschichthöhe – MSH: niedrig, hoch.

Als Grenzwert für die Einteilung in die „niedrige“ und „hohe“ Ausprägung wurde der Median der Variablen im entsprechenden Halbjahr und am entsprechenden Stationstyp verwendet. Diese Grenzwerte sind in Tabelle 10 wiedergegeben.

Tabelle 10: Median der meteorologischen Parameter aufgelistet nach Halbjahr und Stationstyp

Halbjahr	Stationstyp	TMP in °C	GLO in W m ⁻²	RFE in %	WGS in m s ⁻¹	NDS in mm h ⁻¹	MSH mm
Sommer	Verkehr	18,04	174,44	64,41	1,02	0,0079	537,41
	städt. Hintergr.	16,67	165,15	66,74	0,96	0,0091	534,06
	ländl. Hintergr.	17,07	188,63	65,75	1,81	0,0063	545,93
	Erzgebirgskamm	12,01	196,45	76,68	4,48	0,0063	518,32
Winter	Verkehr	5,24	32,22	80,73	1,21	0,0069	361,34
	städt. Hintergr.	4,10	32,71	81,62	1,26	0,0072	357,29
	ländl. Hintergr.	4,25	38,69	83,48	2,48	0,0067	363,72
	Erzgebirgskamm	-0,18	43,01	93,61	6,21	0,0031	354,78

Der Einfluss des untersuchten meteorologischen Parameters und dessen Entfaltung zu den anderen Parametern erfolgte nun durch Bildung kombinierter Unterkategorien der anderen Parameter. Für die Globalstrahlung als Beispiel bedeutet dies z. B. eine kombinierte Kategorie „kalt-trocken-ruhig-niederschlagsarm-niedrig“, die Tage mit niedrigen Temperaturen (< Median), geringer Luftfeuchte, niedrigen Windgeschwindigkeiten, fast kein Niederschlag und niedrige Mischungsschichthöhe enthält. In diesen Unterkategorien wurden dann die Mittelwerte der Schadstoffkonzentrationen für alle Tage mit niedriger und hoher Ausprägung der untersuchten meteorologischen Größe (im Beispiel die Globalstrahlung) gebildet und zueinander ins Verhältnis gesetzt. Aus diesen Mittelwertverhältnissen wurde anschließend mit der Häufigkeit des Auftretens der jeweiligen Unterkategorie das Gesamtmittelwertverhältnis gewichtet und die ebenfalls gewichtete Standardabweichung bestimmt. Dieses mittlere Verhältnis gibt an, welchen relativen Einfluss die betrachtete Variable auf die Schadstoffkonzentrationen hat, wenn der Einfluss der übrigen meteorologischen Parameter durch die Bildung der kombinierten „Witterungskategorien“ reduziert wurde.

Für das Beispiel Globalstrahlung sind die Verteilungen der Schadstoffkonzentrationen in den kombinierten Witterungskategorien für städtische Stationen im Sommer als Box-Plots in Abbildung 19 dargestellt. Aus den Mittelwerten dieser Verteilungen wurde wie oben beschrieben das mittlere gewichtete Verhältnis gebildet. Gut zu erkennen ist, dass der Median der O_3 -Konzentrationen in der Mehrzahl der Fälle an klaren Tagen höher ist als an bedeckten Tagen, während NO , NO_2 und NO_x je nach sonstigen Witterungsbedingungen höhere oder niedrigere Konzentrationen zeigen können.

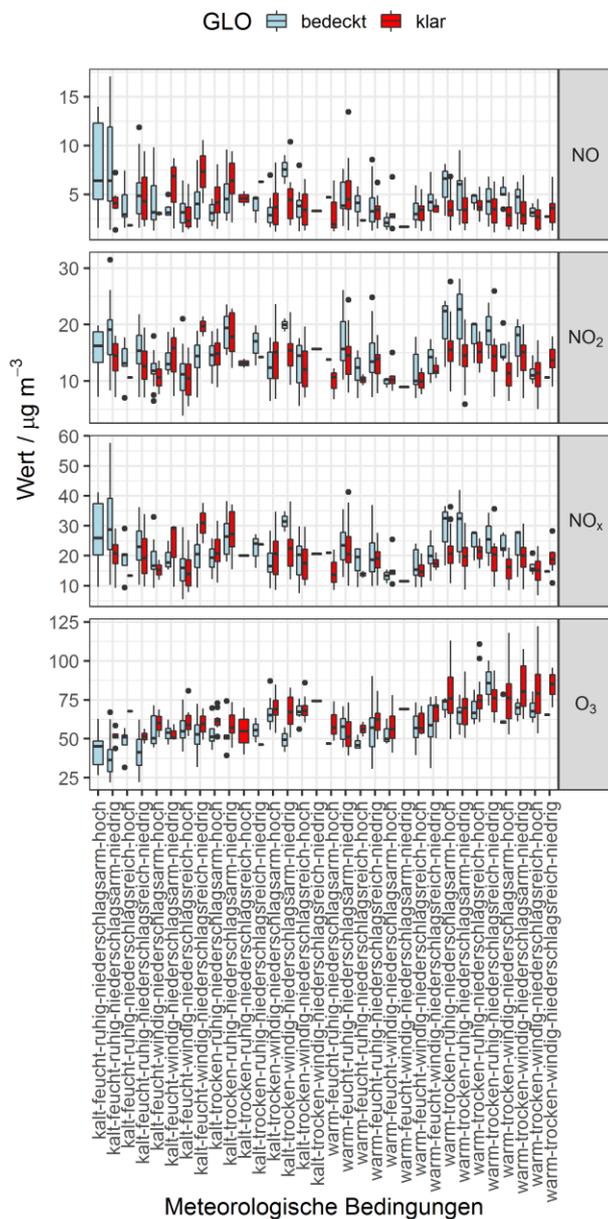


Abbildung 19: Box-Whisker-Plots der einzelnen Schadstoffkonzentrationen im Sommer an städtischen Stationen unterteilt in „bedeckte“ und „klare“ Tage, aufgelistet nach den kombinierten Kategorien der anderen meteorologischen Größen

Die Übersicht über den Einfluss der einzelnen Parameter auf Basis der beschriebenen Methode ist in Abbildung 20 dargestellt. Die Punkte repräsentieren dabei das gewichtete Mittelwertverhältnis und die vertikalen Linien umfassen die gewichtete Standardabweichung. Im Folgenden werden die Einflüsse der verschiedenen meteorologischen Parameter qualitativ diskutiert. Grundsätzlich muss dabei berücksichtigt werden, dass die Bildung der binären Ka-

tegorien mit jeweils nur zwei Ausprägungen für das Sommer- und Winterhalbjahr die gleichzeitigen Einflüsse anderer Variablen zwar reduziert, aber nicht unbedingt vollständig unterdrückt.

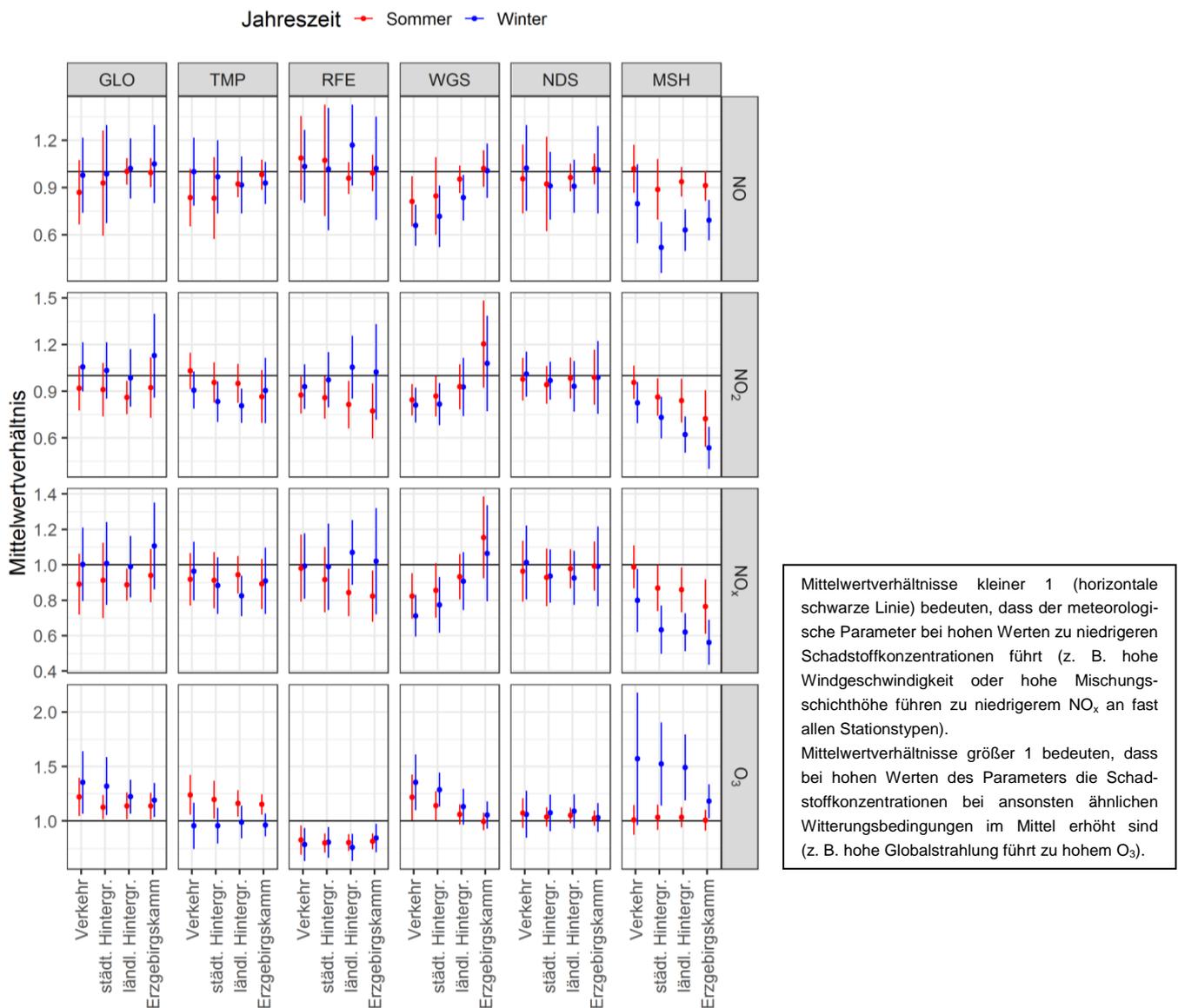


Abbildung 20: Gewichtetes Verhältnis der mittleren Schadstoffkonzentrationen unter ähnlichen Witterungsbedingungen im Sommer und Winterhalbjahr an den verschiedenen Stationstypen

Einfluss der Globalstrahlung

An Stationen des Typs „Verkehr“ und „städtischer Hintergrund“ sind die NO-Konzentrationen bei hohen Globalstrahlungswerten im Mittel im Sommer etwa 10 % erniedrigt und im ländlichen Hintergrund und am Erzgebirgskamm im Mittel ähnlich zu den Konzentrationen bei niedriger sommerlicher Globalstrahlung. Im Winter zeigen sich ebenfalls kaum Unterschiede in Abhängigkeit von der Globalstrahlung. Für NO₂ und NO_x zeigen sich an allen Stationstypen im Sommer etwa 10 % niedrigere Konzentrationen bei hoher Strahlung, während der Einfluss im Winter v. a. für den Erzgebirgskamm, aber bei NO₂ auch für die Verkehrsstationen und den städtischen Hintergrund umgekehrt ist, d. h. höhere Schadstoffkonzentrationen bei höherer Strahlung. Gleichzeitig führt hohe Globalstrahlung an allen Stationstypen und in beiden Jahreszeiten zu deutlich höheren Ozonkonzentrationen. Dieser Einfluss auf O₃ lässt sich leicht durch die photochemische Bildung des O₃ erklären, die durch die Strahlungsintensität maßgeb-

lich mitbestimmt wird. Der im Sommer- und Winterhalbjahr unterschiedliche Einfluss der Globalstrahlung auf NO_2 und NO_x verdeutlicht die komplexen chemischen und photochemischen Beziehungen zwischen NO_x , O_3 und anderen Reaktanden. Einerseits kann O_3 NO zu NO_2 oxidieren und somit bei gleichbleibendem NO_x zu höherem NO_2 führen. Andererseits kann O_3 auch NO_2 oxidieren, was in der Nacht zur Bildung des Nitratradikals führt, welches am Tag wiederum zu NO und O_2 oder zu NO_2 und O photolysiert wird. Hohes O_3 kann also insbesondere nachts auch eine chemische Senke für NO_2 darstellen. Weiterhin ist bodennahes O_3 bei hoher Strahlungsintensität eine der wichtigsten Quellen des OH-Radikals, welches wiederum sehr leicht NO_2 zur Salpetersäure oxidieren kann (SEINFELD und PANDIS, 2006). Hohes O_3 kann somit insbesondere im Sommer als Proxy für OH und damit für eine weitere wichtige chemische NO_x -Senke angesehen werden. Daneben gibt es noch eine Reihe weiterer Reaktanden, die in der NO_x - und O_3 -Chemie eine Rolle spielen (SEINFELD und PANDIS, 2006), was eine exakte chemische Interpretation von Beobachtungen in der Außenluft grundsätzlich schwierig macht, so lange nicht alle wesentlichen chemischen Reaktionspartner gleichzeitig gemessen werden.

Einfluss der Temperatur

Höhere Temperaturen sorgen v. a. im Sommer für deutlich höhere Ozonkonzentrationen an allen Stationstypen. Eine mögliche Erklärung hierfür sind biogene flüchtige organische Verbindungen (BVOC), die wichtige Vorläuferverbindungen für die Ozonbildung sind und durch die Vegetation temperaturabhängig emittiert werden. Für NO , NO_2 und NO_x führen höhere Temperaturen in beiden Halbjahren und an fast allen Stationstypen zu niedrigeren Konzentrationen. Im Sommer könnte dies mit den erhöhten Ozonkonzentrationen zusammenhängen, die wie oben beschrieben eine chemische Senke für NO_x sein können, im Winter könnten sich darin temperaturabhängige Emissionsmuster z. B. aus Kraftwerken und der Gebäudeheizung zeigen, die bei höheren Temperaturen niedriger sind als bei niedrigeren.

Einfluss der Luftfeuchte

Für Ozon ist an allen Stationstypen zu erkennen, dass hohe relative Luftfeuchten zu deutlich niedrigeren Ozonkonzentrationen führen. Dieser Effekt wird oft beobachtet. Verschiedene Gründe wurden dafür vorgeschlagen:

- Eine Korrelation von feuchten Tagen mit hohem Wolkenbedeckungsgrad, wodurch die photochemische O_3 -Bildung reduziert wird (CAMALIER ET AL., 2007),
- eine Korrelation von feuchten Tagen mit Regen, der Vorläuferverbindungen wie BVOC reduziert (TAWFIK und STEINER, 2013) und
- vor allem trockene Deposition, die insbesondere für Vegetationsoberflächen wie Blattoberflächen und Stomata (Pflanzenporen zum Gasaustausch) eine Abhängigkeit von der Luftfeuchte zeigt (FOWLER ET AL., 2009; KAVASSALIS und MURPHY, 2017).

Für NO -Konzentrationen zeigt sich kein Trend mit der relativen Luftfeuchte, wohingegen für NO_2 und NO_x mit zunehmender „Ländlichkeit“ (Erzgebirgskamm am ländlichsten) bei höheren relativen Luftfeuchten niedrigere Konzentrationen vorzufinden sind. Ein Grund hierfür könnte wiederum trockene Deposition an feuchten Oberflächen sein. Eine weitere mögliche Erklärung wäre die neben der OH-Oxidation zweitwichtigste chemische NO_x -Senke, die in der nächtlichen heterogenen Hydrolyse von N_2O_5 besteht. N_2O_5 bildet sich aus der Reaktion des in der Nacht aus NO_2 und O_3 gebildeten NO_3 -Radikals mit einem weiteren NO_2 -Molekül (SEINFELD und PANDIS, 2006). Trifft N_2O_5 auf eine feuchte Oberfläche, z. B. ein deliqueszentes Aerosolpartikel, hydrolysiert es unter Bildung von Salpetersäure, wodurch die NO_x -Konzentration abnimmt.

Einfluss der Windgeschwindigkeit

Erhöhte Windgeschwindigkeiten führen für Ozon an Verkehrsstationen zu deutlich erhöhten Konzentrationen, dieser Einfluss nimmt über den städtischen und ländlichen Hintergrund allerdings stark ab und ist an den Erzgebirgs-

kammstationen nicht mehr zu erkennen. Die Ursache ist vermutlich ein erhöhter Eintrag von Umgebungs Ozon in besiedelte Gebiete mit zunehmender Windgeschwindigkeit.

Für NO, NO₂ und NO_x zeigt sich ein entgegengesetzter Effekt. Bei hoher Windgeschwindigkeit sind die Konzentrationen niedriger, dies gilt v. a. an Verkehrsstationen und zunehmend weniger an städtischen und ländlichen Hintergrundstationen. Bei hoher Windgeschwindigkeit werden lokale Emissionen besser abtransportiert und verdünnt, was vermutlich die Ursache für diesen beobachteten Einfluss ist. Zudem könnte das bei höheren Windgeschwindigkeiten verstärkt eingetragene Hintergrundozon als chemische Senke unter Umständen eine Rolle spielen.

Einfluss des Niederschlags

Für die RADOLAN-Niederschlagswerte zeigt sich kein deutlicher Zusammenhang mit den gemessenen Schadstoffkonzentrationen, allenfalls geringfügig verringerte NO-, NO₂- und NO_x-Konzentrationen und geringfügig erhöhte O₃-Konzentrationen für Tage mit signifikantem Niederschlag. Aufgrund der in Kapitel 3.2.2 beschriebenen Unsicherheiten des RADOLAN-Produktes und den oben beschriebenen Beschränkungen des Ansatzes der binären kombinierten Witterungskategorien, bleibt allerdings fraglich, ob diese geringfügigen Änderungen tatsächlich ursächlich mit Niederschlagsereignissen zusammenhängen.

Einfluss der Mischungsschichthöhe

Für die aus Reanalysedaten modellierte Mischungsschichthöhe zeigt sich, dass höhere Mischungsschichthöhen generell zu niedrigeren Konzentrationen von NO, NO₂ und NO_x führen, was aufgrund von höherer Turbulenz und verbessertem vertikalem Luftaustausch unter solchen Bedingungen plausibel erscheint. Der Effekt ist im Winter deutlich stärker ausgeprägt als im Sommer, was mit besonders niedrigen Mischungsschichthöhen und damit besonders starker Anreicherung der Luftschadstoffe bei winterlichen Inversionswetterlagen zusammenhängen dürfte.

Für Ozon ergibt sich im Sommer kein Einfluss der Mischungsschichthöhe, wohingegen im Winter Ozonkonzentrationen bei hoher Mischungsschichthöhe deutlich erhöht sind. Ursache hierfür sind vermutlich die oben beschriebenen, v. a. im Winter deutlich niedrigeren NO_x-Konzentrationen bei hoher Mischungsschichthöhe, wodurch weniger O₃ abreagiert. Hierfür spricht, dass der Effekt am Erzgebirgskamm am wenigsten und an Verkehrsstationen am stärksten ausgeprägt ist. Ein weiterer Grund könnte die Einmischung von Ozon aus höheren atmosphärischen Schichten sein, die bei höherer Mischungsschichthöhe und mehr atmosphärischer Dynamik begünstigt ist.

3.4.2 Statistische Modellierung

Um die Zusammenhänge zwischen meteorologischen Einflussgrößen und Schadstoffkonzentrationen quantitativ zu untersuchen, wurden wie in Kapitel 2.5 beschrieben BRT-Modelle trainiert. Hierbei wurden die gemessenen stündlichen Konzentrationen der Luftschadstoffe NO, NO₂, NO_x und Ozon als abhängige Variable, also durch das Modell zu beschreibende Zielgröße eingesetzt. Als unabhängige oder erklärende Variablen, deren Einfluss auf die Zielgröße mit dem Modell untersucht werden soll, wurden in der einfachsten Variante folgende Parameter verwendet:

- | | |
|--------------------------------|---|
| ■ TMP, GLO, RFE, WIR, WIG: | meteorologische Parameter, direkt an den Stationen gemessen |
| ■ NDS, MSH, Trajektorienlänge: | weitere meteorologische Parameter aus RADOLAN bzw. HYSPLIT |
| ■ Stunde des Tages (0 – 23): | Proxy-Variable für Emissionen im Tagesgang |
| ■ Wochentag (Mo – So): | Proxy-Variable für Emissionen im Wochengang |
| ■ Tag des Jahres (1 – 365): | Proxy-Variable für Emissionen im Jahresgang |
| ■ Trend (Dezimaldatum): | Variable zur Beschreibung des langfristigen Trends |

Neben den direkt gemessenen und den aus RADOLAN und HYSPLIT, wie in Kapitel 2.2 und 2.3 beschrieben, abgeleiteten meteorologischen Einflussgrößen wurden drei Proxy-Variablen definiert, durch die im Modell Emissionen mit zeitlich wiederkehrenden Mustern, also Tages-, Wochen- und Jahrgänge beschrieben werden können. Außerdem dient das Datum als Dezimalzahl zur Beschreibung des langfristigen Trends, der sich z. B. durch über die Jahre sinkende NO_x-Emissionen aus dem Verkehr ergeben könnte. Da diese Variablen an fast allen Stationen zur Verfügung standen, wird diese Modellvariante im Folgenden als „Basismodell“ bezeichnet.

Darüber hinaus standen für drei Verkehrsstationen Daten zur Verkehrsdichte zur Verfügung, die dem Modell in zusätzlichen Varianten als weitere erklärende Variablen ebenfalls zur Verfügung standen. Zur Untersuchung des Einflusses von O₃ auf NO_x wurde in Einzelfällen zusätzlich lokal und im regionalen Hintergrund gemessenes Ozon als weitere erklärende Variable verwendet.

Modellgüte

Die Güte des jeweiligen Modells wurde durch Vergleich der gemessenen mit den modellierten Schadstoffkonzentrationen und mittels einer Reihe von Modellparametern beurteilt. In Abbildung 21 sind diese Vergleiche und Parameter beispielhaft für zwei Modellvarianten zur Berechnung von NO₂ in Dresden – Bergstraße gezeigt.

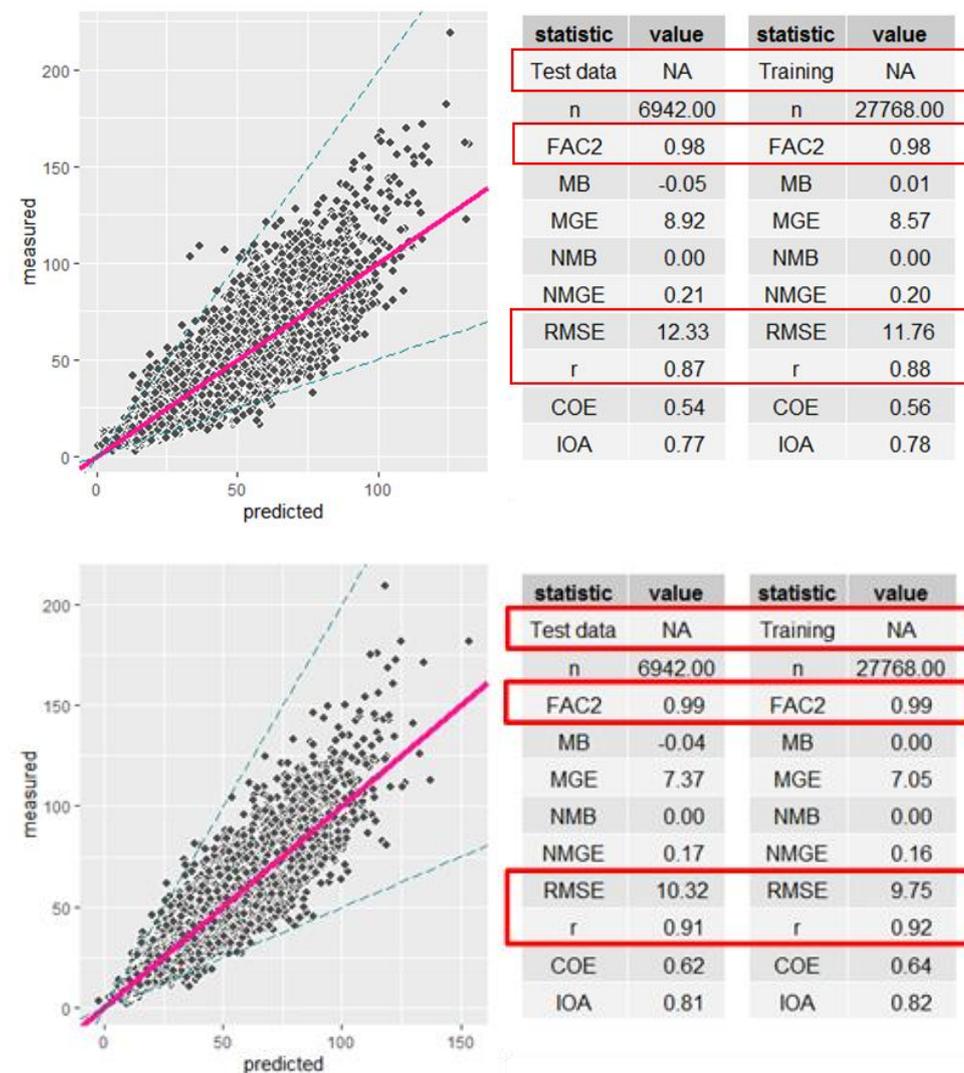


Abbildung 21: Beispiele für die Modellgüte für NO₂ in Dresden – Bergstr. für Basismodell (oben) und Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon (unten)

Um eine mögliche Überanpassung (engl. overfitting) des Modells zu erkennen, wurden die Modellparameter jeweils für einen Trainingsdatensatz (80 % des gesamten Datensatzes) und einen Testdatensatz (zufällig ausgewählte 20 % des gesamten Datensatzes) bestimmt. Überanpassung meint eine zu hohe Modellgüte für den Trainingsdatensatz, die mit unabhängigen Testdaten nicht erreicht werden kann. Sie ist ein Hinweis darauf, dass das Modell nicht mehr nur die eigentlichen Abhängigkeiten und Muster im Datensatz beschreibt, sondern darüber hinaus auch das zufällige Rauschen der erklärenden Variablen, was zu schlechteren Vorhersagen für unabhängige Daten und möglicherweise zu fehlerhaften Beschreibungen der Einflüsse der erklärenden Variablen führen würde. BRT-Modelle sind grundsätzlich wenig anfällig für Überanpassung und die in diesem Projekt erstellten Modelle zeigten, wie in Abbildung 21 exemplarisch gezeigt, alle eine sehr gute Übereinstimmung der Modellparameter zwischen Trainings- und Testdatensatz.

Zur Beurteilung der Modellgüte existieren eine Vielzahl verschiedener Parameter, von denen in diesem Projekt allerdings nur drei näher betrachtet wurden: FAC2 (vgl. Tabelle in Abbildung 21) beschreibt den Anteil der modellierten Stundenwerte, die innerhalb eines Faktor 2 von den tatsächlich gemessenen abweichen und lag generell sehr nahe an 100 %. RMSE (engl. root mean squared error) ist die Wurzel der mittleren Fehlerquadratsumme und ein Maß für die mittlere Abweichung des Modellwertes vom Messwert. Sie liegt in den gezeigten Beispielen bei ca. $10 - 12 \mu\text{g m}^{-3}$, was angesichts des NO_2 -Konzentrationsniveaus ein akzeptabler Wert ist. Der Korrelationskoeffizient r beschreibt den linearen Zusammenhang zwischen modellierten und gemessenen Werten und liegt in den Beispielen sowie für alle weiteren erstellten Modelle nahe 0,9, so dass die Modellgüte insgesamt als gut bewertet wird.

Für Anwendungen, bei denen es auf eine höchstmögliche Modell- und Vorhersagegüte ankommt, könnten durch Optimierung einer Reihe von Modelleinstellungen, sogenannter „Hyperparameter“, möglicherweise noch bessere Werte für die beschriebenen Modellgüteparameter erreicht werden. Eine solche Optimierung ist allerdings rechen-technisch aufwändig und langwierig, da sehr viele Modelleinstellungen variiert werden müssen. Im Rahmen dieses Projektes wurde daher darauf verzichtet und stattdessen mit den Standardeinstellungen gearbeitet, die im „de-weather“ Paket für Anwendungen im Bereich der Luftqualität vorgeschlagen werden.

Wichtigkeit der Variablen unter Einbeziehung des RADOLAN-Niederschlages

Ein erstes Ergebnis der statistischen Modellierung mittels BRTs ist eine Einschätzung der relativen Wichtigkeit jeder erklärenden Variablen zur Vorhersage der Zielgröße. Wie in Kapitel 2.5 beschrieben beruht diese Wichtigkeit auf der Häufigkeit, mit der eine Variable an Knotenpunkten des Regressionsbaumes ausgewählt wurde und der jeweiligen Modellverbesserung, die an diesem Knotenpunkt stattfindet. Über die Wichtigkeit kann der Einfluss, den verschiedene erklärende Variablen auf die Zielgröße haben, in relativem Maßstab, d. h. zwischen den Variablen eines Modells, beurteilt werden. Sie wird in Prozent angegeben und ist damit in ihrem Wert auch abhängig von der Anzahl der erklärenden Variablen, die für das jeweilige Modell verwendet wurden. Bei Vergleichen über verschiedene Modellvarianten hinweg muss dies berücksichtigt werden.

In Abbildung 22 ist die relative Wichtigkeit der Variablen im Basismodell für NO_2 exemplarisch für Dresden – Bergstr. und Collmberg gezeigt.

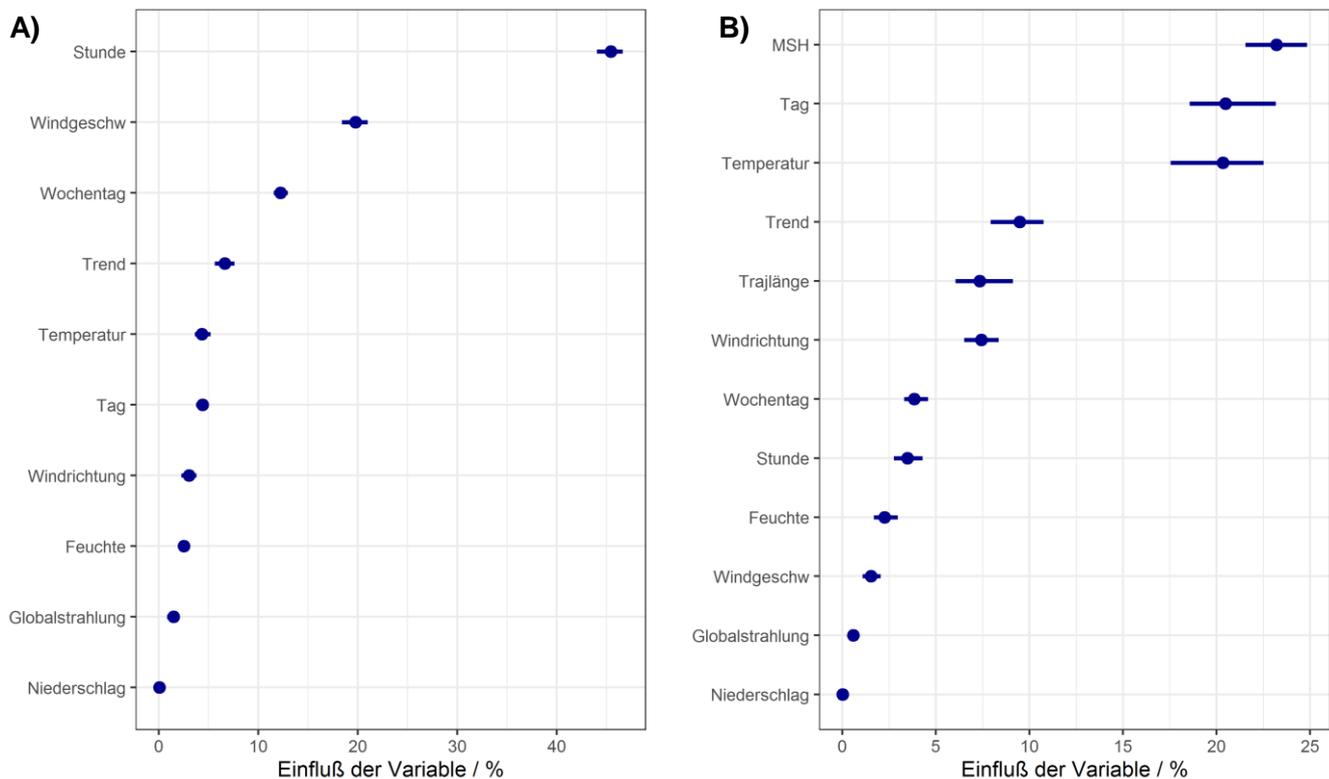


Abbildung 22: Beispiele für den relativen Einfluss verschiedener Variablen auf die NO₂-Konzentration in A) Dresden – Bergstr. und B) Collberg

Man erkennt, dass für die Verkehrsstation Dresden – Bergstr. die Stunde des Tages als Proxy-Variablen für Verkehrsemissionen im Tagesgang eine hohe Bedeutung hat, wohingegen diese Variable im regionalen Hintergrund in Collberg deutlich weniger wichtig für die NO₂-Modellierung ist. Ähnliches gilt für die Windgeschwindigkeit, die für die Verkehrsstation bestimmt, wie schnell die hohen direkten Emissionen abtransportiert und verdünnt werden, was an der regionalen Hintergrundstation aufgrund fehlender lokaler Emissionen deutlich weniger wichtig ist.

Die RADOLAN-Niederschlagswerte zeigt an beiden Stationen keinen Einfluss auf die NO₂-Konzentration im Modell (0 % Wichtigkeit). Um diesen Befund etwas genauer zu untersuchen, wurden aus den stündlichen RADOLAN-Werten weitere Variablen abgeleitet. Zum einen wurde eine kategorische Variable „Regen“ gebildet, die in zwei Ausprägungen beschreibt, ob es in der jeweiligen Stunde unabhängig von der jeweiligen Intensität Niederschlag gab oder nicht („Regen“/„kein Regen“). Als Grenzwert für die Unterscheidung wurden alle Werte zwischen 0 und 10 mm h⁻¹ getestet. Keine dieser Varianten der kategorischen Regenvariablen zeigte in den Modellen einen Einfluss auf NO₂, so dass die Unsicherheit der Niederschlagsintensität in den RADOLAN-Daten für die Modellierung des Niederschlagseinflusses eher keine Rolle spielt. Weiterhin wurden quantitative Variablen abgeleitet, die entweder die kumulative Anzahl von aufeinanderfolgenden Regenstunden oder die entsprechende Anzahl an aufeinanderfolgenden Trockenstunden beschreiben. Als Grenzwert für Regenstunden wurden wiederum alle Werte zwischen 0 und 10 mm h⁻¹ getestet, wobei sich auch hier keinerlei Einfluss auf NO₂ im Modell ergab. Einzig für die Anzahl der kumulativen Trockenstunden mit Grenzwerten von 0 oder 1 mm h⁻¹ ergab sich teilweise eine Wichtigkeit von allerdings nur wenigen Prozent. In Kapitel 3.2.2 wurde gezeigt, dass der RADOLAN-Niederschlag die tatsächlich gemessenen Niederschlagsereignisse unterschätzt. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, die möglicherweise durch zu lange kumulative Trockenzeiten im Modell entstehen könnten, wurde daher auf die Verwendung der abgeleiteten Variablen Trockenstunden verzichtet und stattdessen immer die RADOLAN-Niederschlagsintensität verwendet. Wie in Kapitel 3.2.2 schon erwähnt, kann aufgrund der Unsicherheiten des RADOLAN-Produktes eine belastbare Aussage zum Einfluss des Niederschlages nur basierend auf lokalen Messwerten erfolgen.

3.4.3 Detaillierte Einflüsse für Dresden – Bergstr.

Als weiteres Ergebnis der statistischen Modellierung sind im Folgenden die partial dependence Plots für die untersuchten Luftschadstoffe an verschiedenen Messstationen gezeigt. Diese geben, wie in Kapitel 2.5 erläutert, den mittleren Einfluss einer Variablen, unabhängig von Einflüssen aller anderen Variablen an. In Abbildung 23 sind die Einflüsse der Variablen des Basismodells auf die NO₂-Konzentrationen in Dresden – Bergstraße gezeigt. Die relative Wichtigkeit ist in Klammern hinter jeder Variablen mit angegeben und die Plots sind nach abnehmender Variablenwichtigkeit sortiert. Die fetten schwarzen Striche oberhalb der x-Achse geben die Werteverteilung der jeweiligen Variablen an, ausgehend von 0 % in 10er Perzentilen bis hin zu 100 %. Für Temperatur liegen die untersten 10 % der Werte in Abbildung 23 z. B. zwischen < -10 und ca. 2 °C, die obersten 10% zwischen ca. 24 und 38 °C.

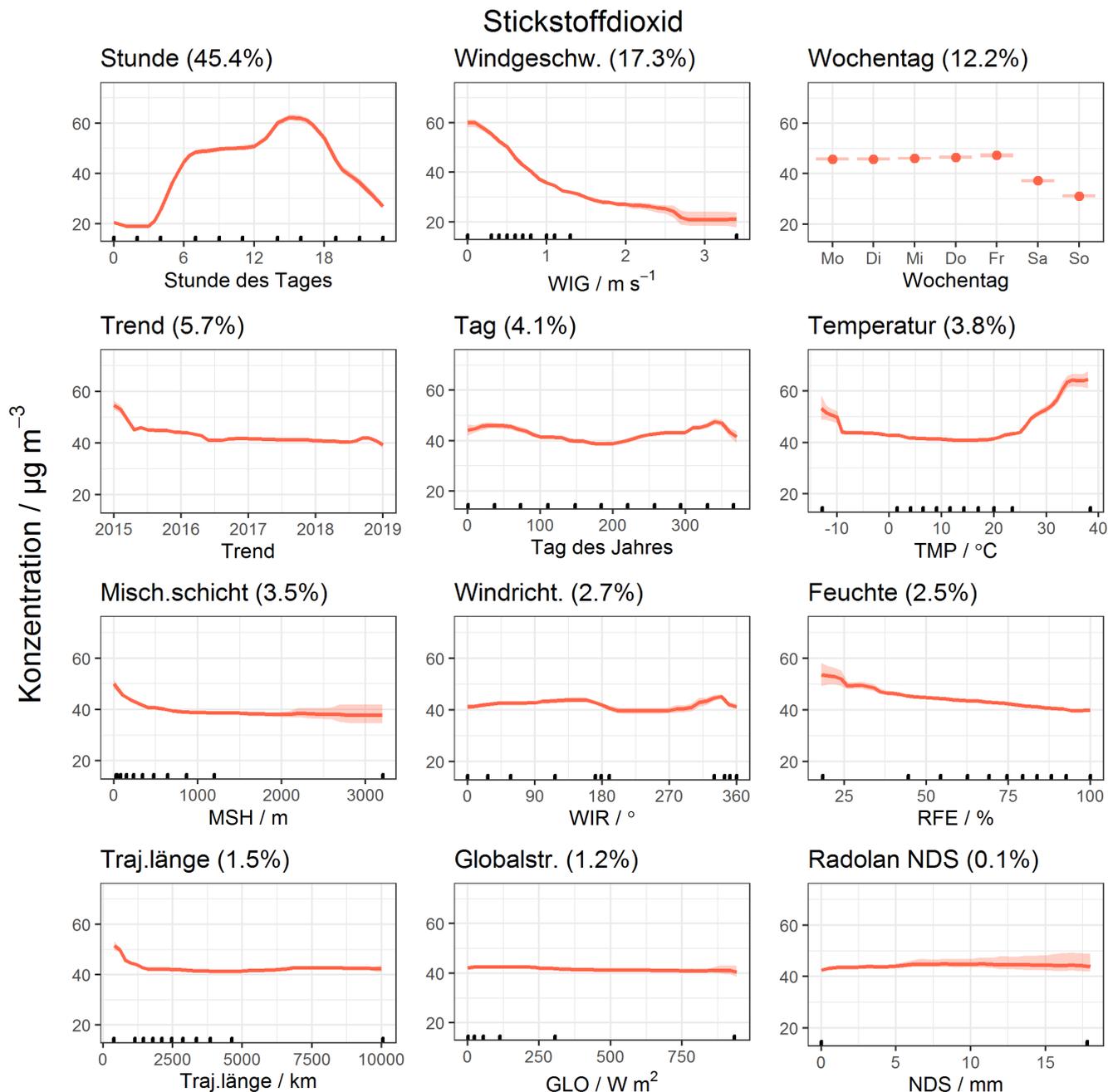


Abbildung 23: Partial dependence Plot für NO₂ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell (zeitliche und meteorologische Einflussgrößen) – kurze senkrechte Striche geben in 10er Perzentilen die Werteverteilung der Variablen an

Mit Abstand am wichtigsten zur Beschreibung der NO₂-Konzentration ist die Stunde des Tages, was die Bedeutung der lokalen Verkehrsemissionen an dieser Station widerspiegelt. NO₂-Immissionen variieren im Tagesgang um 40 µg m⁻³, wobei die höchsten Konzentrationen zur nachmittäglichen „rush-hour“ erreicht werden.

Am zweitwichtigsten ist der Einfluss der Windgeschwindigkeit, die im Bereich von 0 – 1 m s⁻¹ die NO₂-Stundenwerte annähernd linear um ca. 25 µg m⁻³ und von 1 – 3 m s⁻¹ mit etwas geringerer Steigung um weitere 15 µg m⁻³ verringert. Wie oben schon beschrieben spielt die Effizienz des Abtransportes und der Verdünnung der lokalen Verkehrsemissionen hier eine bedeutende Rolle für die gemessene Immissionsbelastung.

Als nächstwichtigste Einflussgröße folgt der Wochentag, wobei es hier zwischen den Werktagen Mo – Fr keinen wesentlichen Unterschied in der mittleren witterungsbereinigten Konzentration gibt, diese zum Samstag dann um ca. 10 µg m⁻³ und zum Sonntag um weitere ca. 8 µg m⁻³ abfallen, was mit den zwischen Werktag, Samstag und Sonntag deutlich verschiedenen Verkehrsdichten (Kapitel 3.2.1) erklärt werden kann.

Die weiteren Variablen des Basismodells zeigen einen deutlich niedrigeren Einfluss auf NO₂ an der Station Dresden – Bergstraße. Der Trend zeigt v. a. für 2015 und 2016 fallende Konzentrationen, bleibt in den beiden Folgejahren dann aber konstant. Im Jahresgang zeigen sich im Winter max. ca. 8 µg m⁻³ höhere Konzentrationen als im Sommer, was möglicherweise in zusätzlichen Emissionen aus Gebäudeheizungen begründet sein könnte.

Im Bereich gemäßigter Temperaturen zwischen ca. 5 – 20 °C zeigt sich keine Änderung der NO₂-Konzentration. Zu sehr kalten Temperaturen <-10 °C steigen die Konzentrationen um ca. 10 µg m⁻³ an, was durch erhöhte Motoremissionen bei sehr kalten Temperaturen verursacht sein könnte (SUAREZ-BERTO A UND ASTORGA, 2018). Oberhalb 20°C steigt NO₂ ebenfalls deutlich um über 20 µg m⁻³ für Temperaturen bis knapp 40 °C an. Dies könnte im Prinzip mit dem Einfluss von Ozon zusammenhängen, der im Basismodell nicht berücksichtigt ist und sich allenfalls in anderen Einflussgrößen, wie z. B. hier in der Temperatur indirekt widerspiegelt. Ozonkonzentrationen korrelieren i. d. R. gut mit der Temperatur, u. a. da biogene Vorläuferverbindungen bei hohen Temperaturen stärker emittiert werden und der NO₂-Anstieg bei höheren Temperaturen somit als indirekter Ozoneinfluss interpretiert werden könnte. Allerdings wird sich in den weiteren Betrachtungen zeigen, dass der Einfluss höherer Temperaturen im Modell auch bei Hinzunahme von Ozon als erklärende Variable bestehen bleibt. Das heißt, auch wenn der Ozoneinfluss im Modell berücksichtigt und aus den in den partial dependence Plots gezeigten Teilabhängigkeiten herausgerechnet wird, zeigt NO₂ immer noch einen ähnlich hohen Anstieg bei Temperaturen > 20 °C, der daher ozonunabhängige Gründe haben muss. Eine Möglichkeit könnten NO_x-Emissionen durch Mikroorganismen im Boden sein, die im Zusammenhang mit Ozonbildung bei hohen Temperaturen diskutiert werden (OIKAWA ET AL., 2015; ROMER ET AL., 2018). Allerdings zeigt sich die starke NO₂-Zunahme bei hohen Temperaturen ausschließlich an den Verkehrsstationen und ist für andere Stationstypen nicht zu beobachten. Der Einfluss hat muss daher wahrscheinlich etwas mit den Emissionen des Verkehrs zu tun haben, wobei die genauen Gründe hier unklar bleiben. Die Mischungsschichthöhe zeigt v. a. bei sehr niedrigen Werten einen deutlichen Einfluss hin zu niedrigeren NO₂-Konzentrationen, der allerdings bei modellierten Mischungsschichthöhen ab ca. 500 m nicht mehr existent ist. Dies dürfte den Einfluss von Inversionswetterlagen mit extrem geringen Mischungsvolumina widerspiegeln.

Die Windrichtung zeigt nur eine geringe Variabilität von wenigen µg m⁻³, die jedoch grundsätzlich mit der Lage der Station in Relation zur Straße und zur umgebenden Bebauung konsistent ist.

Luftfeuchte verringert im Vergleich von sehr trockener Luft (25 % RFE) zu sehr feuchter Luft (100 % RFE) die NO₂-Konzentration an der Station um ca. 10 µg m⁻³. Gründe hierfür könnten die schon oben diskutierte trockene Deposition an feuchten Oberflächen und die nächtliche Hydrolyse von N₂O₅ sein. Es existieren auch Hinweise, dass zu-

mindest für manche Motortypen hohe Luftfeuchten die NO_x -Emissionen von Fahrzeugen reduzieren können (CHANG ET AL., 2017).

Die Länge der 96-h-Rückwärtstrajektorie als Maß für regionale gegenüber ferntransportbeeinflussten Luftmassen zeigt nur im Bereich sehr kurzer Trajektorien bis ca. 1.500 km Länge, die ungefähr die unteren 10 % aller Trajektorienlängen im Datensatz darstellen, einen Einfluss. Hier nimmt NO_2 insgesamt um ca. $10 \mu\text{g m}^{-3}$ ab, was den Einfluss eher regionaler Luftmassen mit langsamem großräumigem Transport und mehr Zeit zur Akkumulation von Schadstoffen in der Luft verdeutlicht. Bei höheren Trajektorienlängen, die weitaus üblicher sind, ist kein Einfluss auf NO_2 mehr zu erkennen.

Globalstrahlung und RADOLAN--Niederschlag zeigen keinen deutlichen Einfluss auf die NO_2 -Konzentrationen.

Im nächsten Schritt wurden dem Basismodell die gemessene Verkehrsdichte in den vier Kategorien landwärtiger Leichtverkehr, landwärtiger Schwerverkehr, stadtwärtiger Leichtverkehr und stadtwärtiger Schwerverkehr als weitere erklärende Variablen hinzugefügt. Die resultierenden partial dependence Plots werden in Abbildung 24 gezeigt.

Stickstoffdioxid

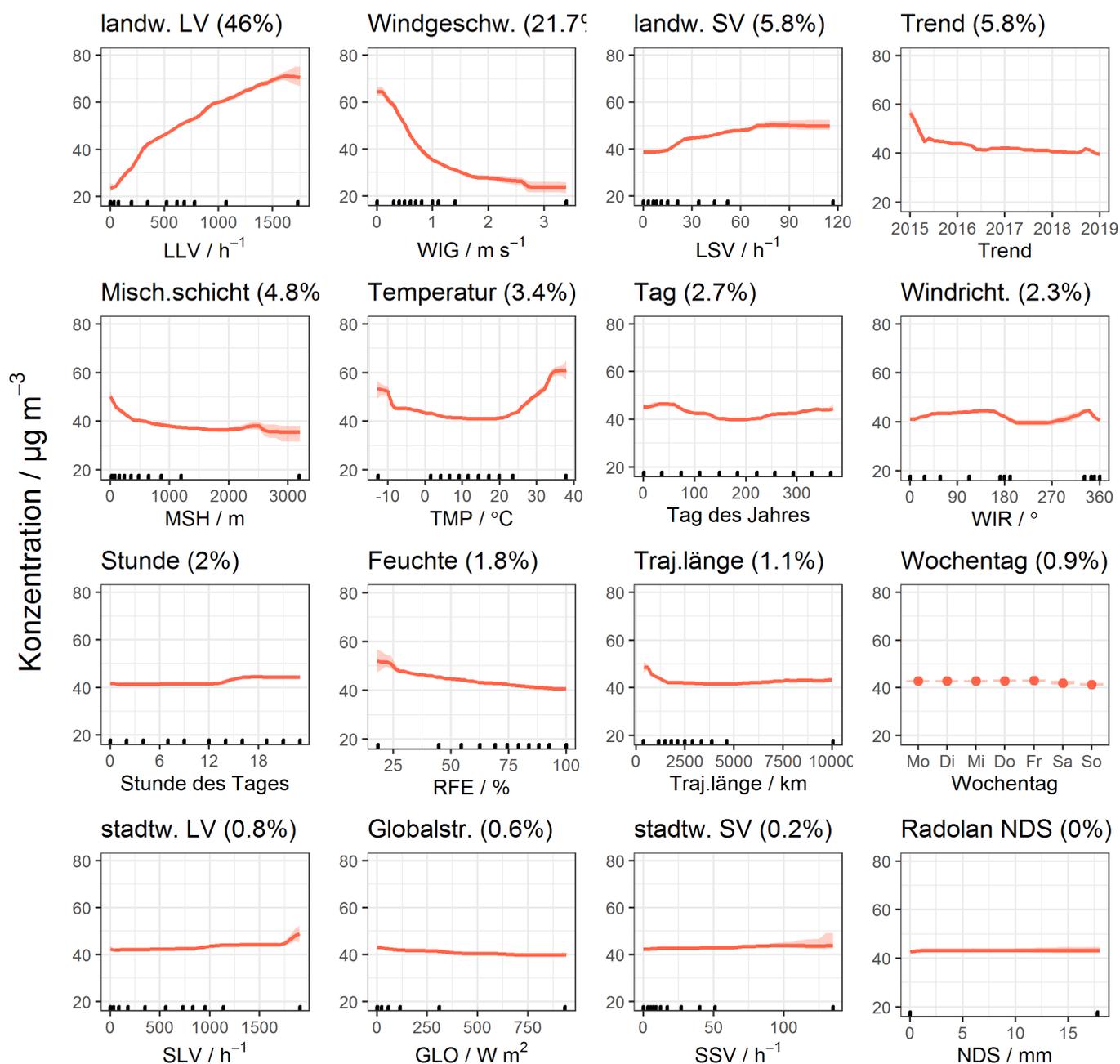


Abbildung 24: Partial-dependence Plot für NO₂ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte (land- und stadtwärtiger Leicht- und Schwerverkehr)

Durch die Hinzunahme der Verkehrsdichten verlieren die für Emissionen im Tages- und Wochengang stehenden Proxy-Variablen „Stunde des Tages“ und „Wochentag“ ihre Wichtigkeit und zeigen fast keinen Einfluss mehr, da Verkehrsemissionen durch das BRT-Modell nun direkt über die Verkehrsdichten erfasst werden. Hier stellt sich heraus, dass der landwärtige Leichtverkehr mit großem Abstand die wichtigste Variable zur Modellierung des NO₂ ist mit einem nahezu linearen Anstieg um 45 µg m⁻³ im Bereich von fast 0 bis ca. 1.600 Fahrzeugen h⁻¹. Es folgt der landwärtige Schwerverkehr mit einem Anstieg um knapp 10 µg m⁻³ im Bereich 0 bis ca. 80 Fahrzeugen h⁻¹ und konstantem Niveau bei höherer Schwerverkehrsdichte. Der stadtwärtige Leicht- und Schwerverkehr spielt für die an der Station gemessenen Immissionen keine Rolle. Diese Besonderheit hängt sehr wahrscheinlich mit der lokalen Topographie zusammen. Die Bergstraße weist in landwärtiger Richtung eine durchschnittliche Steigung von

7 % auf, so dass Fahrzeuge mit hoher Motorlast an der Station vorbeifahren. In stadtwärtiger Richtung rollen die Fahrzeuge leicht bergab mit sehr viel geringerer Motorlast, so dass die lokalen Emissionen an dieser Messstation ganz überwiegend dem landwärtigen Verkehr zuzuschreiben sind. In früheren Untersuchungen wurde der deutliche Einfluss der Straßensteigung auf die NO_x -Emissionen beschrieben und es wurde gezeigt, dass die Emissionen z. B. eines Mittelklasse-Diesel-PKW mit 50 km/h entlang einer 7 %igen Steigungsstrecke denen einer Fahrt auf ebener Strecke mit 125 km/h entsprechen (MUTKE ET AL., 2017). Dies erklärt auch das in Abbildung 24 gezeigte NO_2 -Muster im Tagesverlauf („Stunde des Tages“), das ähnlich dem in Abbildung 13 gezeigten Tagesgang des landwärtigen Leichtverkehrs mit einem Maximum am Nachmittag ist, wenn der berufliche Pendlerverkehr die Stadt wieder verlässt.

Für die übrigen Variablen ändert sich durch die Hinzunahme der Verkehrsdichte nichts in ihrem Einfluss auf NO_2 in Dresden – Bergstraße.

Zur Untersuchung des Ozoneinflusses auf NO_2 wurden im nächsten Schritt die gemessenen Ozonkonzentrationen dem Modell als weitere erklärende Variablen hinzugefügt. Hierfür wurde zum einen das an der regionalen Hintergrundstation in Collmburg und zum anderen das lokal in Dresden – Bergstr. gemessene Ozon verwendet, das ab ca. Mitte 2016 zur Verfügung stand. Die Ozonkonzentrationen aus Collmburg sollen den Einfluss des regionalen Hintergrundozons auf die städtische NO_x -Chemie zeigen, während das lokal gemessene Ozon Teil der komplexen chemischen und photochemischen Reaktionen ist und möglicherweise noch andere Prozesse mit repräsentiert. Abbildung 25 zeigt hierzu die partial dependence Plots.

Ozonkonzentrationen in Collmburg zeigen eine positive Korrelation mit NO_2 in der Bergstraße, was bedeuten könnte, das höhere, aus dem Hintergrund in die Stadt transportierte Ozonkonzentrationen vermehrt an der Verkehrsstation emittiertes NO zu NO_2 oxidieren. Das lokal gemessene Ozon allerdings zeigt deutlich fallende NO_2 -Konzentrationen mit zunehmendem lokalem Ozon. Es ist zudem die dritt wichtigste Variable zur Modellierung der NO_2 -Konzentrationen, die im Bereich von 0 bis $100 \mu\text{g m}^{-3}$ Ozon um knapp $30 \mu\text{g m}^{-3}$ abnehmen. Ein Grund hierfür könnte sein, dass das lokal gemessene Ozon eine chemische NO_2 -Senke beschreibt, da es wie oben diskutiert in der Nacht NO_2 zum Nitradikal abbaut und am Tag photochemisch das OH-Radikal bildet, welches wiederum NO_2 zu HNO_3 abbaut. Damit wäre das lokal gemessene Ozon im Modell zumindest zum Teil ein Proxy für OH, so wie in Abbildung 20 für den Ansatz der kombinierten Witterungsbedingungen die Globalstrahlung als möglicher Proxy für OH diskutiert wurde, da v. a. im Sommer bei höheren Strahlungsintensitäten niedrigere NO_2 -Konzentrationen beobachtet wurden. Genauer aufklären lassen sich diese Zusammenhänge anhand der zur Verfügung stehenden Messgrößen nicht. Um die komplexe NO_x - O_3 -Chemie lokal zu verstehen wären eine Reihe weiterer Variablen nötig, z. B. OH-Konzentrationen, Konzentrationen der wichtigsten anthropogenen und biogenen Ozonvorläufer, sowie Photolyseraten von O_3 und NO_2 , die aufgrund unterschiedlicher Wellenlängenbereiche und Richtungsabhängigkeiten nicht ohne weiteres durch die Globalstrahlung abgebildet werden. Solche Messungen sind Gegenstand von Forschungsprojekten, können allerdings in Luftgütemessnetzen messtechnisch nicht erfasst werden.

Stickstoffdioxid

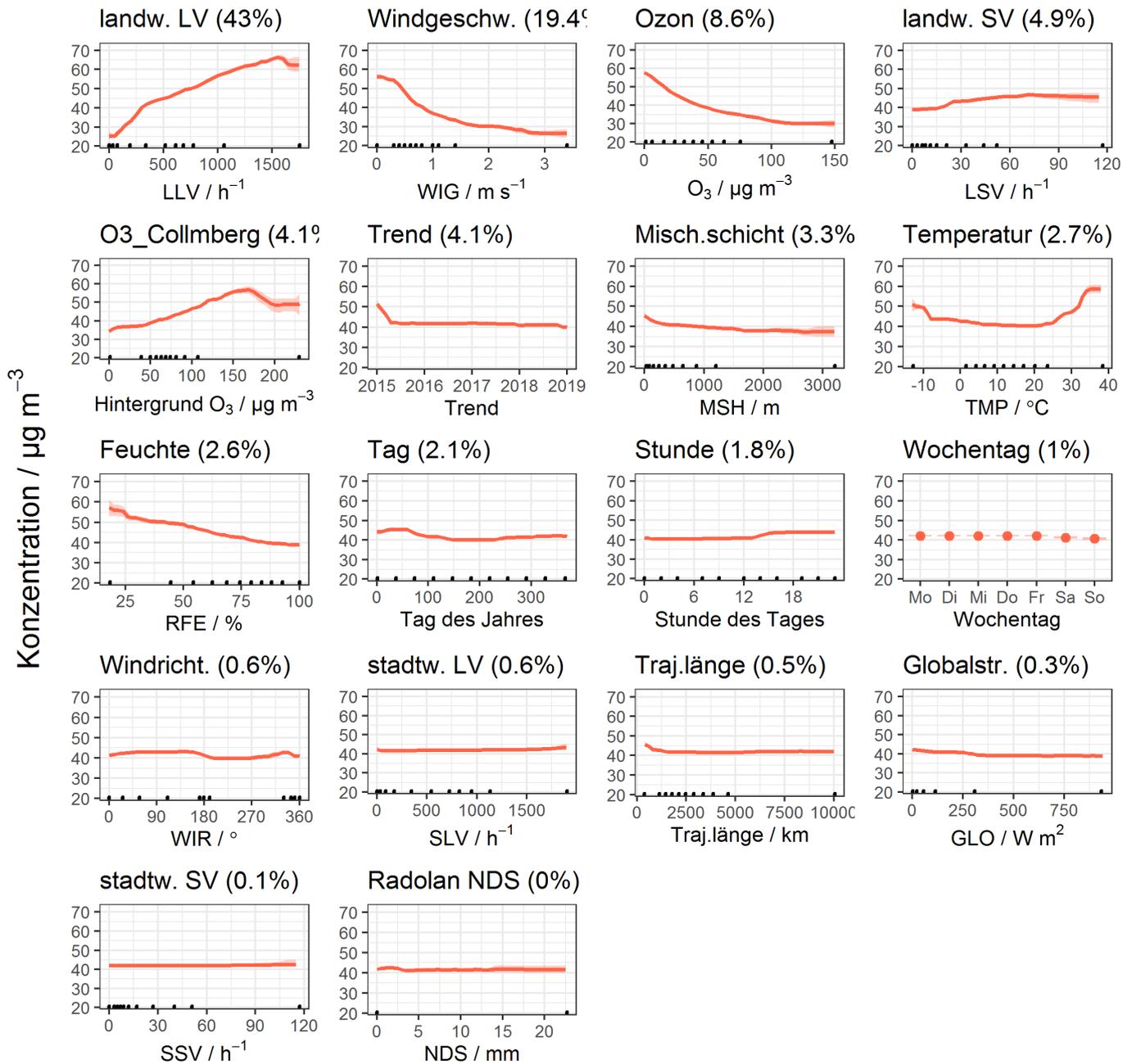


Abbildung 25: Partial-dependence Plot für NO₂ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon (regionales Hintergrundozon aus Collmburg sowie lokal gemessenes Ozon)

Bei den übrigen Modellvariablen ändert sich durch die Hinzunahme von Ozon als Modellvariable wiederum kaum etwas. Wie oben schon diskutiert gilt dies insbesondere auch für den Effekt des ansteigenden NO₂ bei hohen Temperaturen. Kleine Änderungen ergeben sich allenfalls beim Trend, der witterungs-, verkehrsdichte- und ozonbereinigt nun schon ab Mitte 2015 nahezu konstant bleibt.

Neben NO₂ wurden auch BRT-Modelle für NO, NO_x und O₃ für die Station Dresden – Bergstr. erstellt, deren partial dependence Plots im Folgenden gezeigt und kurz diskutiert werden. In Abbildung 26 sind die Ergebnisse des Basismodells + Verkehrsdichte + Ozon für NO dargestellt.

Stickstoffmonoxid

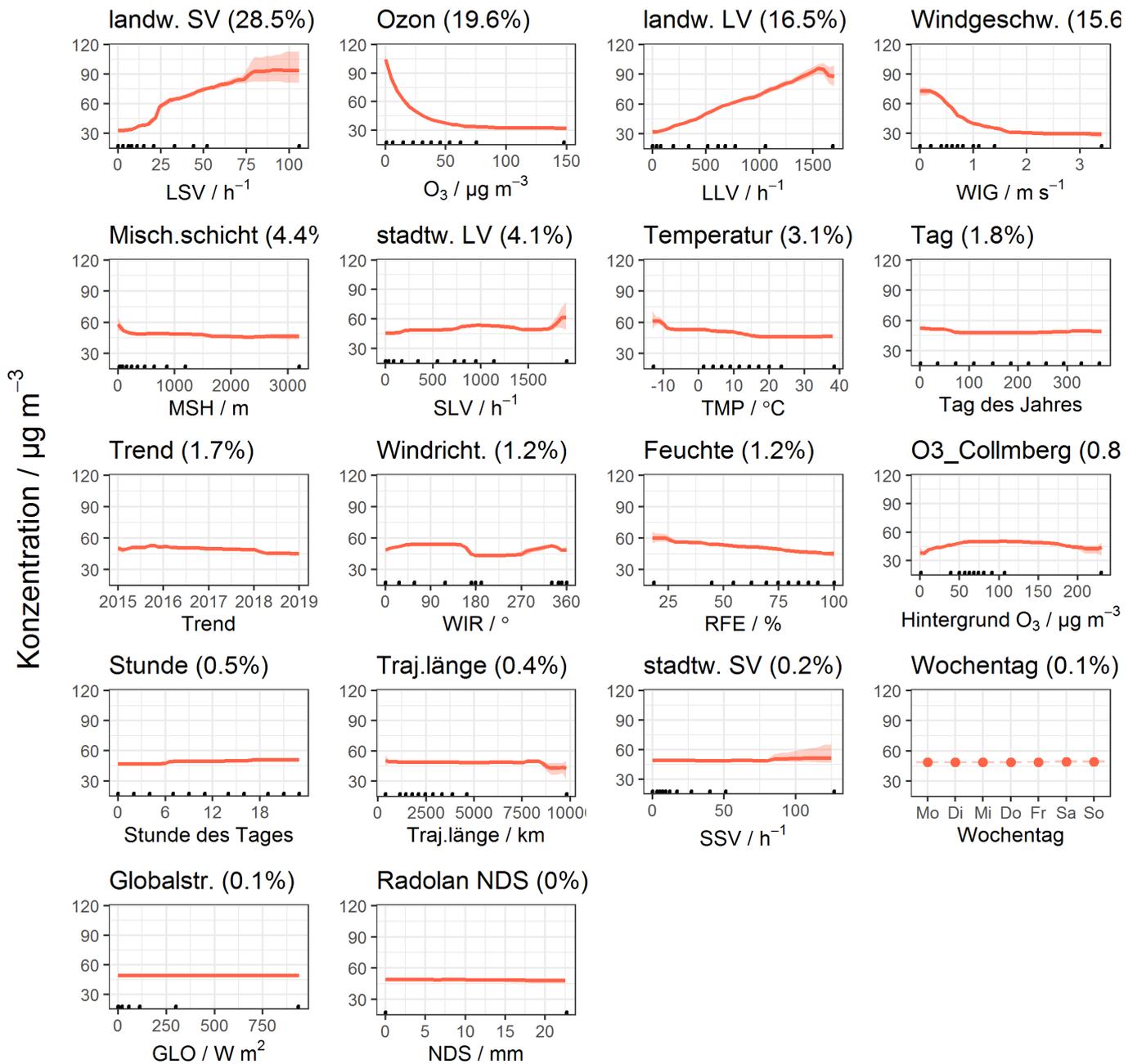


Abbildung 26: Partial-dependence Plot für NO in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon (regionales Hintergrundozon aus Collmburg, sowie lokal gemessenes Ozon)

Auch für NO spielt der landwärtige Verkehr neben Ozon als chemische Senke und der Windgeschwindigkeit als Maß für Verdünnung die wichtigste Rolle. Allerdings dominiert hier der landwärtige Schwerverkehr über den Leichtverkehr in der Wichtigkeit, was in unterschiedlichen Emissionsraten begründet sein könnte.

Der Einfluss der Temperatur zeigt etwas zunehmende NO-Konzentrationen bei zunehmend niedrigeren Temperaturen. Der beim NO_2 beobachtete Einfluss von Temperaturen $> 20^{\circ}\text{C}$ ist für NO nicht zu erkennen. Die übrigen Variablen zeigen ähnliche Einflüsse wie oben für NO_2 beschrieben, wobei der langfristige Trend für NO im Gegensatz zu NO_2 leicht fallend ist.

In Abbildung 27 sind der Vollständigkeit halber die partial dependence Plots für NO_x gezeigt, in denen sich die Einflüsse auf NO und NO₂ zu einem Gesamtbild kombinieren.

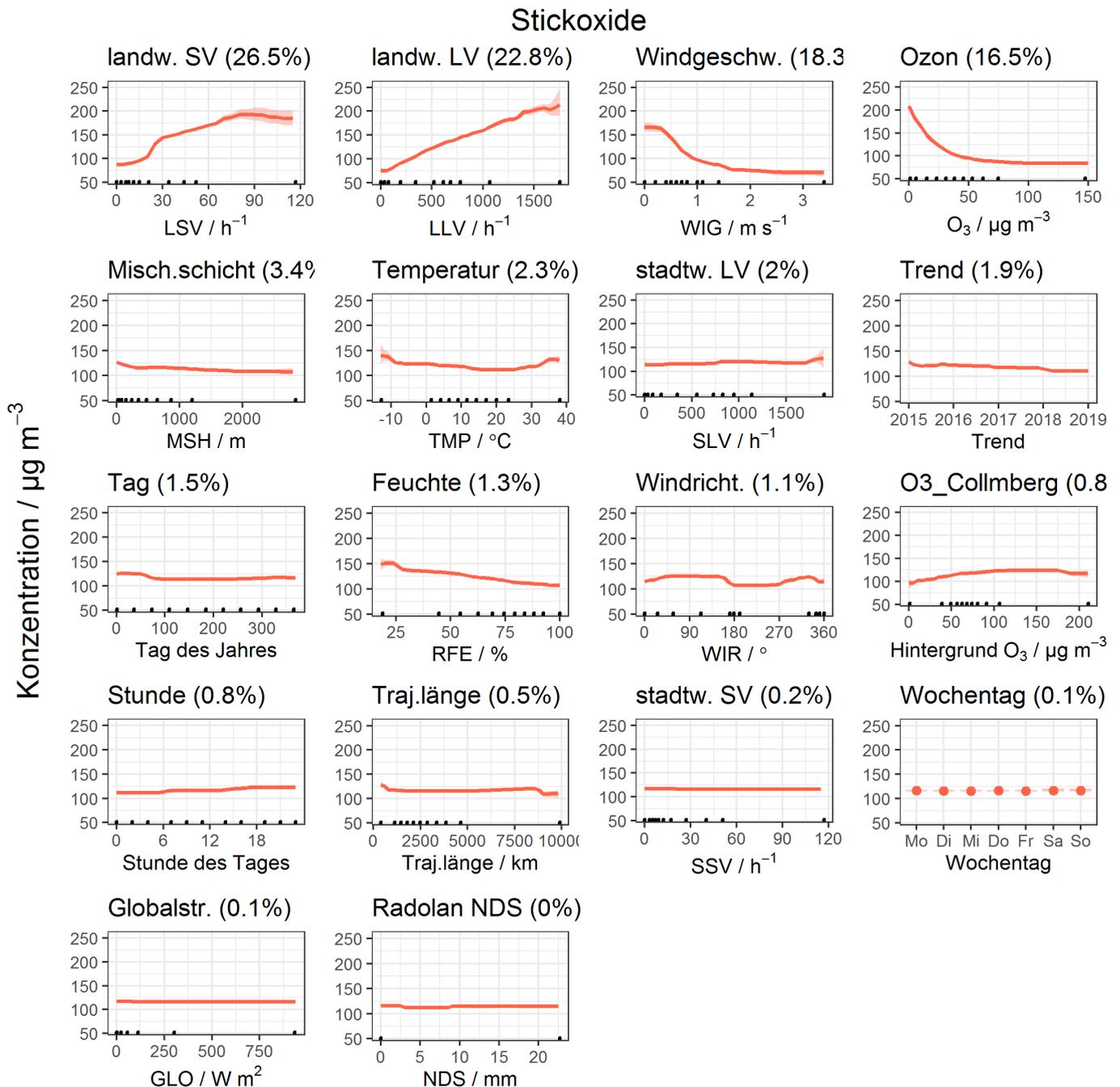


Abbildung 27: Partial-dependence Plot für NO_x in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon (regionales Hintergrundozon aus Collmberg, sowie lokal gemessenes Ozon)

Wichtigste Einflussgrößen sind hier mit jeweils etwa gleichem Gewicht der landwärtige Schwer- und Leichtverkehr, denen wiederum wie oben diskutiert Windgeschwindigkeit und lokales Ozon in der Wichtigkeit folgen.

Die Ergebnisse der BRT-Modellierung für Ozon sind in Abbildung 28 dargestellt.

Ozon

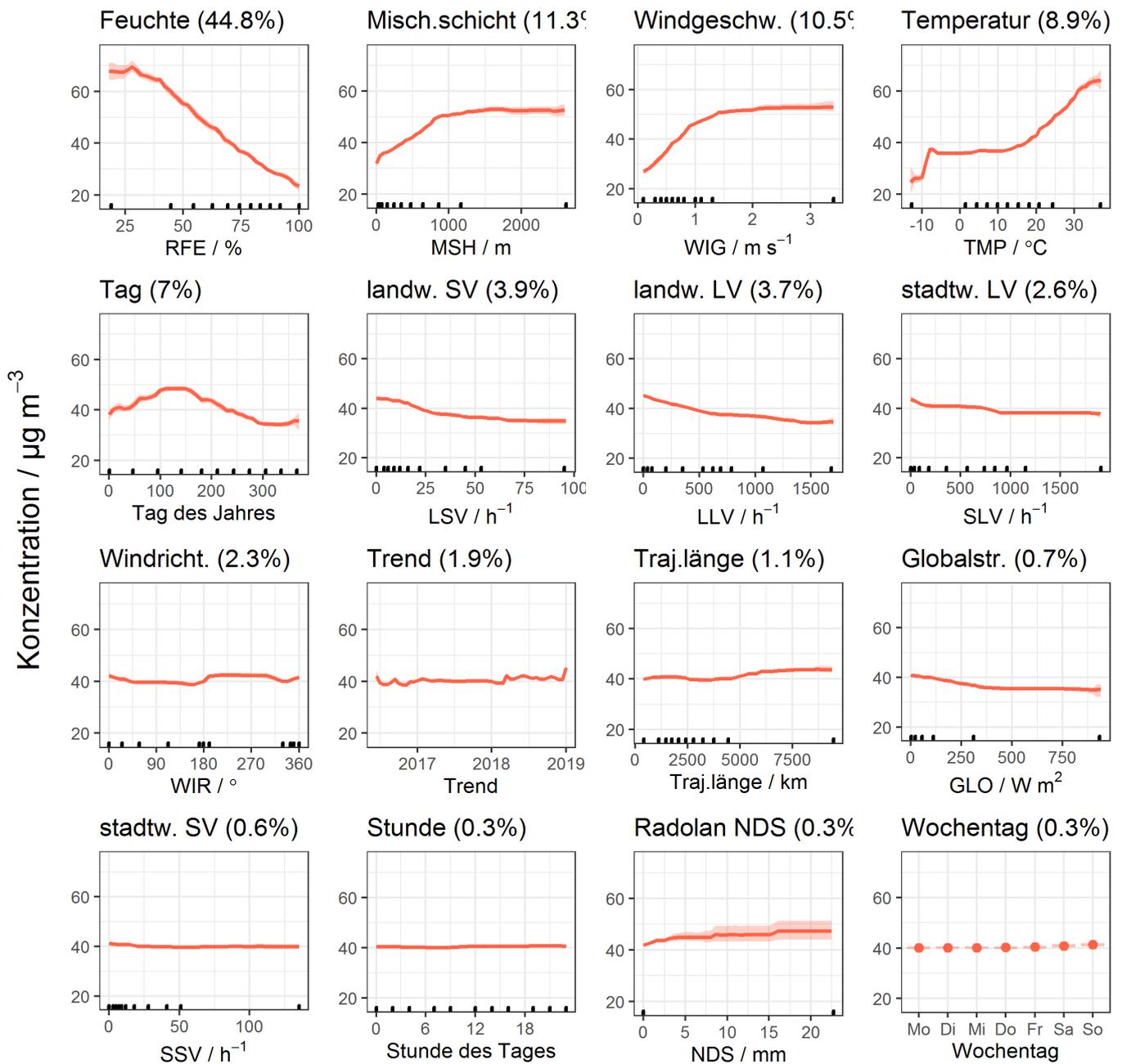


Abbildung 28: Partial-dependence Plot für O₃ in Dresden – Bergstr. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte

Hier ist ein sehr hoher Einfluss der Luftfeuchte auf die Ozonkonzentration zu erkennen. Von 25 % zu 100 % relativer Feuchte nimmt O₃ um fast 50 µg m⁻³ ab. Mögliche Gründe hierfür wurden in Kapitel 3.4.1 bei den kombinierten Witterungsbedingungen diskutiert und liegen vermutlich v. a. in der trockenen Deposition an feuchten Oberflächen. Die Mischungsschichthöhe hat im Vergleich zu NO_x einen wichtigeren und entgegengesetzten Einfluss auf O₃. Mit zunehmender Mischungsschichthöhe steigt die Ozonkonzentration, möglicherweise durch Einmischungen aus höheren Schichten oder auch durch bei höheren Mischungsschichthöhen reduzierten NO_x-Konzentrationen. Ebenfalls entgegengesetzt ist der Einfluss der Windgeschwindigkeit, was in ähnlicher Weise an den gegensätzlichen Verläufen von O₃ und NO_x liegen dürfte. Bei hohen Windgeschwindigkeiten wird NO_x schnell und stark verdünnt, wobei regionales Hintergrundozon verstärkt an die städtische Station transportiert wird. In der Literatur dokumentiert ist die auch in Abbildung 28 sehr deutlich zu erkennende Korrelation von Ozon mit der Temperatur, die u. a.

auf höhere BVOC-Emissionen bei höheren Temperaturen zurückzuführen ist (JACOB und WINNER, 2009; MONKS ET AL., 2015). Ebenfalls mit biogenen Vorläuferemissionen zusammenhängen dürfte der im „Tag des Jahres“ gezeigte Jahrgang von O₃, der sein Maximum während der frühen Vegetationsphase im Frühling hat. Die landwärtige Verkehrsdichte reduziert bei zunehmender Höhe erwartungsgemäß die lokalen Ozonkonzentrationen durch die NO_x-Emissionen. Die übrigen Variablen zeigen nur eine sehr geringe Variation der Ozonkonzentration über ihre jeweilige Bandbreite und haben dementsprechend eine niedrige bis vernachlässigbare Wichtigkeit.

3.4.4 Detaillierte Einflüsse für Leipzig – Lützner Str.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der BRT-Modellierung für NO₂ und NO_x in Leipzig – Lützner Str. aufgezeigt. Da an dieser Messstation die Globalstrahlung nicht gemessen wird, wurden hierfür die Werte der Station Leipzig-Mitte verwendet, die sich abgesehen von lokalen Abschattungseffekten kaum von denen in der Lützner Str. unterscheiden dürften. Abbildung 29 zeigt die partial dependence Plots für NO₂.

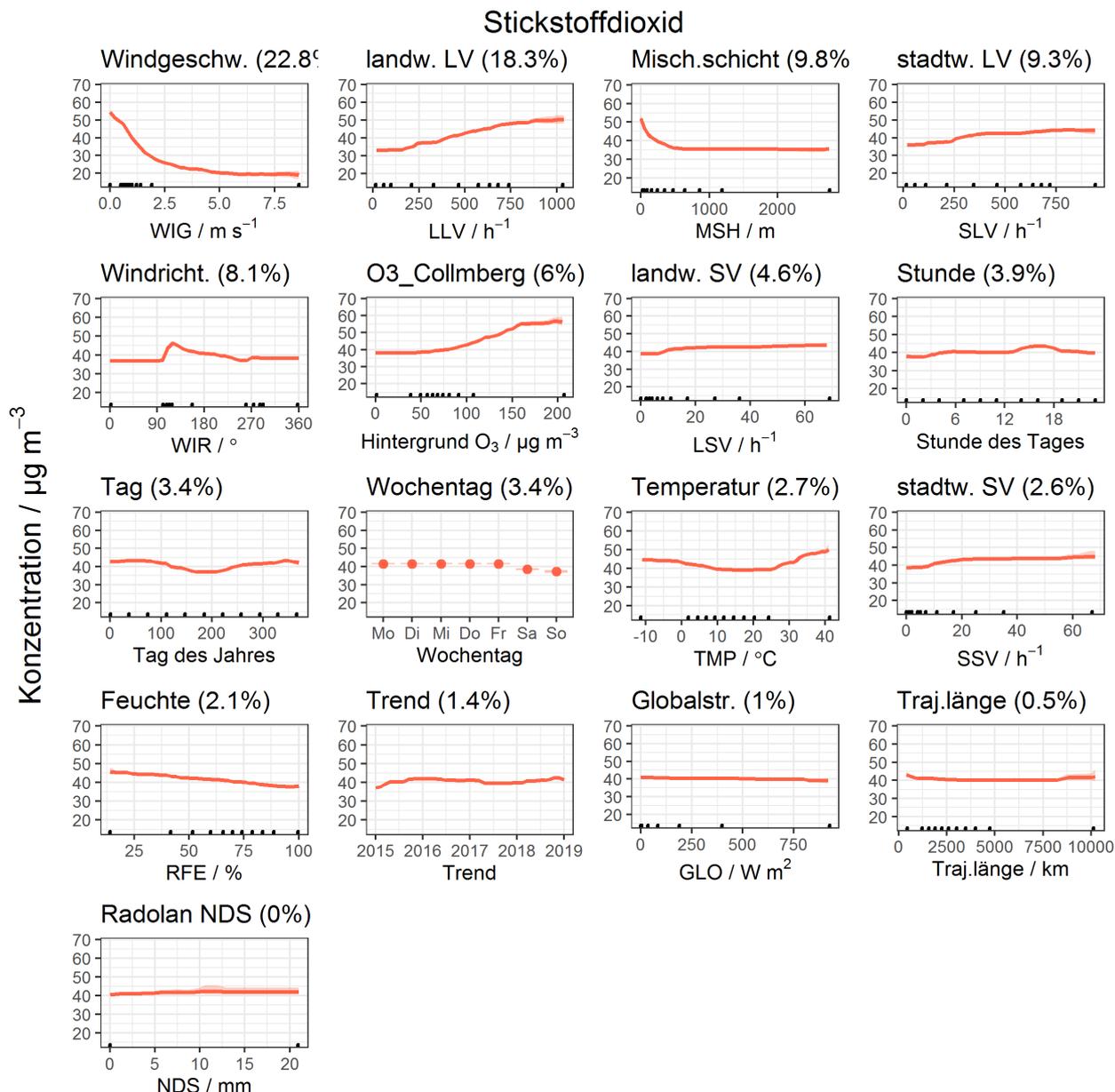


Abbildung 29: Partial-dependence Plot für NO₂ in Leipzig – Lützner Str. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg

Für die Verkehrsstation Lützner Str. werden grundsätzlich sehr ähnliche Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Einflussgrößen und den Konzentrationen der Luftschadstoffe gefunden. Ein Unterschied ist die ähnlichere Wichtigkeit von landwärtigem und stadtwärtigem Verkehr, insbesondere Leichtverkehr. Zwar zeigt auch hier der landwärtige Leichtverkehr eine etwas höhere Wichtigkeit und einen etwas größeren Konzentrationsunterschied von gut $15 \mu\text{g m}^{-3}$ zwischen minimalem und maximalem Verkehr im Vergleich zu ca. $10 \mu\text{g m}^{-3}$ Unterschied für den stadtwärtigen Leichtverkehr, allerdings ist dieser Unterschied deutlich weniger stark ausgeprägt als an der Bergstraße, bei der neben der Positionierung der Messstation in landwärtiger Richtung v. a. die Steigung der Straße eine wichtige Rolle spielt. Auch in der Lützner Str. ist die Messstation neben der landwärtigen Fahrspur platziert, was ein Grund für den etwas höheren Einfluss des landwärtigen Verkehrs sein dürfte.

Auch an dieser Verkehrsstation spielt die Windgeschwindigkeit eine sehr bedeutende Rolle für die Dispersion der emittierten Schadstoffe, außerdem zeigt die Mischungsschichthöhe eine höhere Wichtigkeit als in Dresden – Bergstraße. Dies könnte mit der engeren Bebauung und dem Straßenschlucht-Charakter der Lützner Str. zusammenhängen, wo sich insbesondere bei Inversionswetterlagen mit sehr niedrigen Mischungsschichthöhen die Verkehrsemissionen noch schneller anreichern können als in der weiter und lockerer umbauten Bergstr. in Dresden. Die Abhängigkeit des NO_2 von der Windrichtung spiegelt die lokalen Gegebenheiten wider, mit höheren Konzentrationen aus Ostsüdost, was der stadtwärtigen Richtung der Straße entspricht und etwas erhöhten Konzentrationen aus nordwestlichen Richtungen, was dem landwärtigen Verlauf entspricht. Höheres Hintergrundozon führt auch hier v. a. bei höheren Ozonkonzentrationen zu erhöhtem NO_2 und die übrigen Variablen zeigen nur noch geringeren Einfluss, der aber jeweils konsistent zu den für Dresden – Bergstraße gemachten Beobachtungen ist. Insbesondere findet sich auch an dieser Verkehrsstation der Einfluss höherer Temperaturen ab ca. 22°C , die bis zum Maximum von 40°C das gemessene NO_2 um ca. $10 \mu\text{g m}^{-3}$ erhöhen. Ein langfristiger Trend in den NO_2 -Konzentrationen ist an dieser Station kaum zu erkennen, wobei aufgrund fehlender Messwerte der Einfluss des lokalen Ozons hier noch im Trend enthalten ist.

Die Ergebnisse für NO_x in der Lützner Str. sind in Abbildung 30 gezeigt. Auch hier spielen Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe erwartungsgemäß eine wichtige Rolle bei der Dispersion bzw. Anreicherung der Emissionen. Aufgrund der auch an dieser Verkehrsstation höheren Wichtigkeit des Schwerverkehrs für die lokalen NO_x -Konzentrationen (nicht gezeigt), sind es für NO_x insgesamt v. a. der landwärtige Schwer- und Leichtverkehr, die mit ähnlicher Wichtigkeit die Immissionen an der Messstation dominieren, wobei die Unterschiede im NO_x zwischen minimaler und maximaler Verkehrsdichte zumindest für den Schwerverkehr für beide Fahrrichtungen mit ca. $40 \mu\text{g m}^{-3}$ ähnlich stark ausgeprägt sind.

Stickoxide

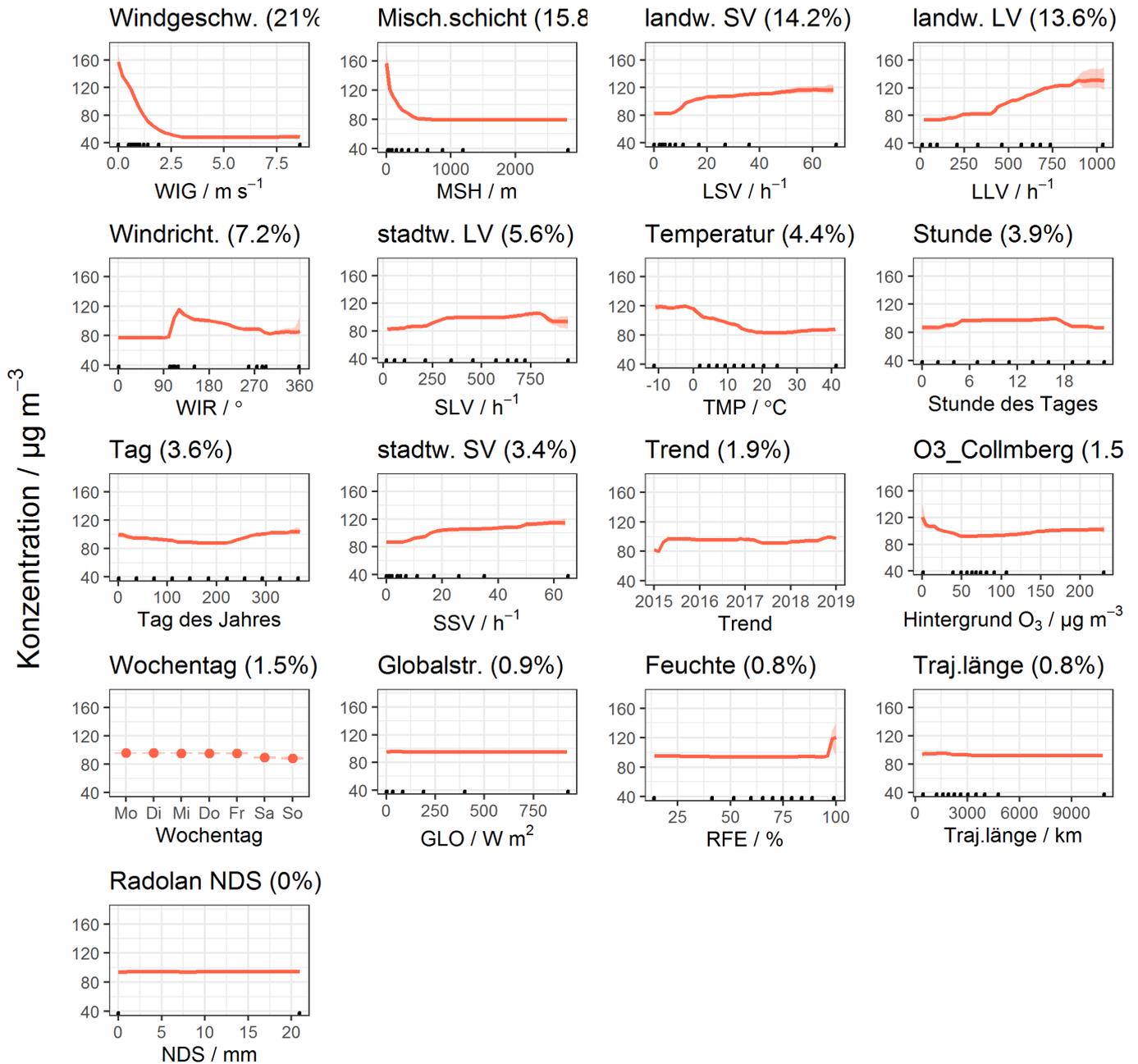


Abbildung 30: Partial-dependence Plot für NO_x in Leipzig – Lützner Str. aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg

Im Tagesgang sind tagsüber gut 10 µg m⁻³ höhere NO_x Konzentrationen zu erkennen, die unabhängig von der lokalen Verkehrsdichte weiteren Aktivitäten mit Verbrennungsemissionen im näheren oder auch weiteren Umfeld der Messstation zuzuschreiben sein dürften.

3.4.5 Detaillierte Einflüsse für Leipzig-Mitte

Auch für Leipzig-Mitte als die dritte untersuchte Verkehrsstation zeigt die BRT-Modellierung grundsätzlich ähnliche Ergebnisse, mit jedoch aufgrund von lokalen Gegebenheiten teilweise unterschiedlichen Wichtigkeiten der einzelnen Variablen. In Abbildung 31 sind die partial dependence Plots für NO₂ abgebildet.

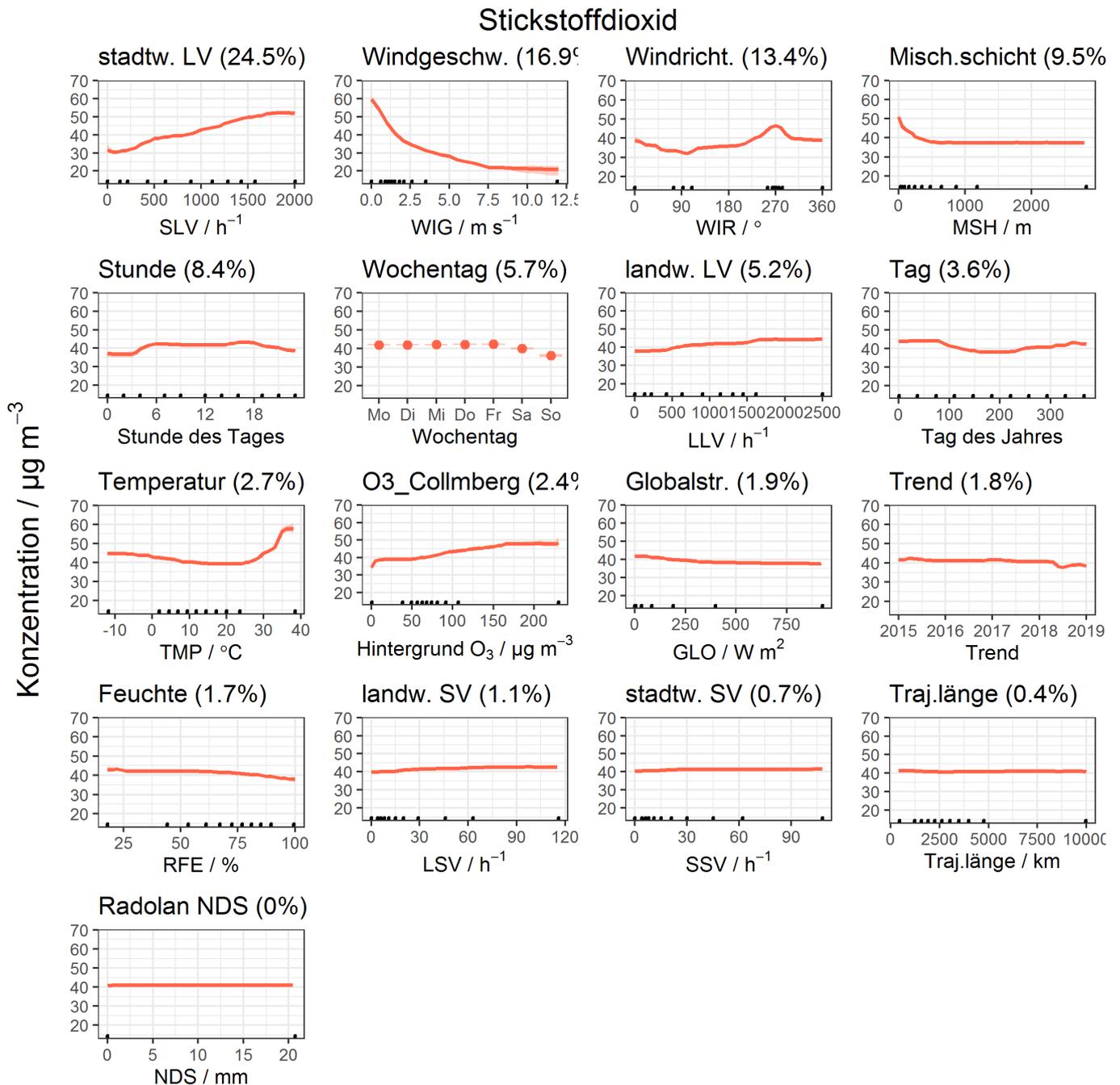


Abbildung 31: Partial-dependence Plot für NO₂ in Leipzig-Mitte aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg

An dieser Station dominieren die Emissionen des stadtwärtigen Leichtverkehrs, gefolgt von Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Mischungsschichthöhe. Die Windrichtung zeigt höchste Konzentrationen aus westlichen und niedrigste Konzentrationen bei östlichen Richtungen, was auf Kanalisierungseffekte und den Straßenverlauf des

mehrspurigen Leipziger Innenrings, inklusive der Lage einer großen Ampelkreuzung, zurückzuführen sein dürfte und auch in früheren Untersuchungen schon beobachtet wurde (VAN PINXTEREN ET AL., 2016).

Die sonstigen Einflüsse sind sehr ähnlich den für die anderen beiden Verkehrsstationen Dresden – Bergstraße und Leipzig – Lützner Straße beschriebenen. Dies gilt auch für die in Abbildung 32 der Vollständigkeit halber gezeigten Abhängigkeiten des NO_x .

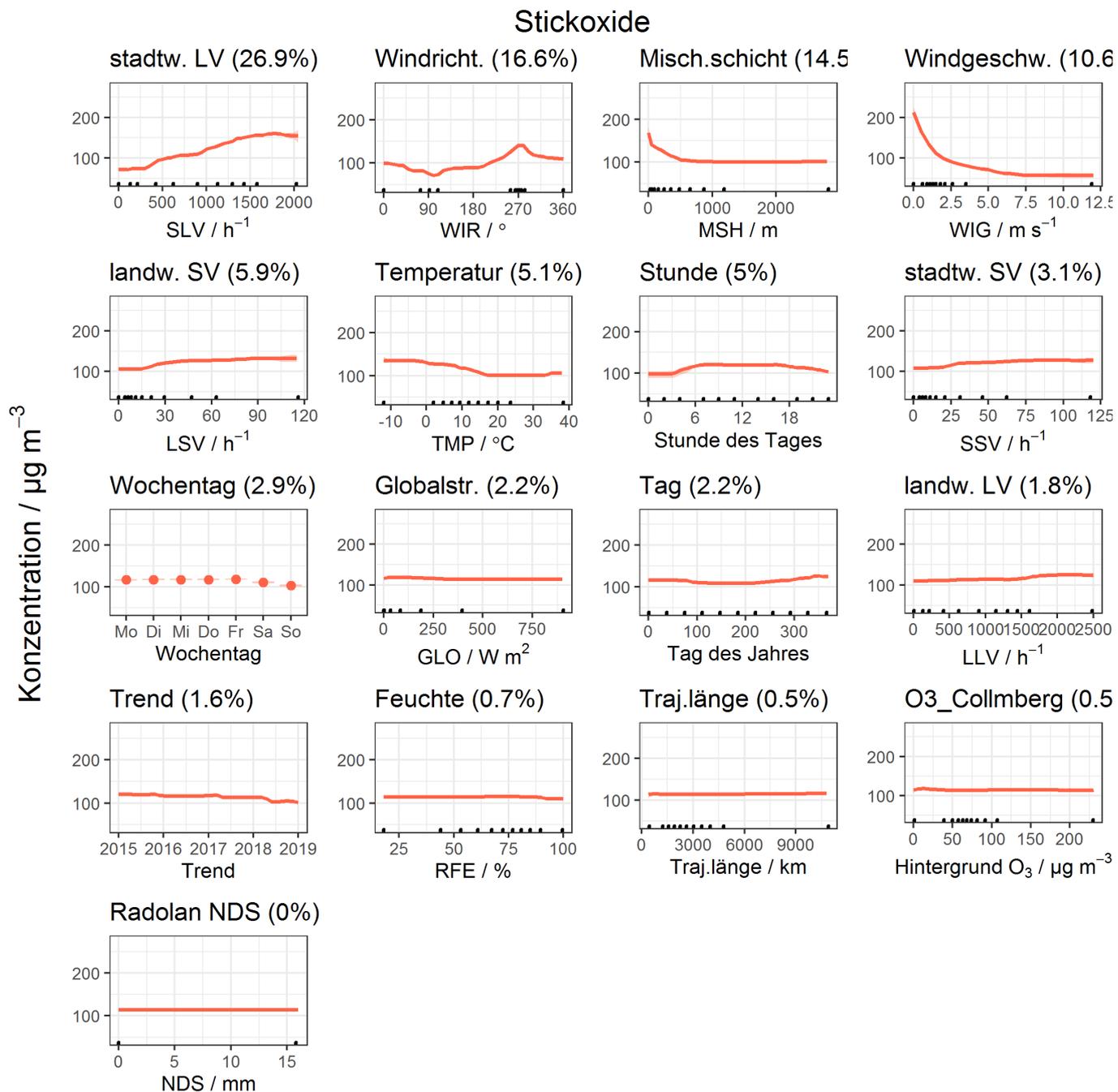


Abbildung 32: Partial-dependence Plot für NO_x in Leipzig-Mitte aus dem Basismodell + Verkehrsdichte + regionales Hintergrundozon aus Collmberg

3.4.6 Detaillierte Einflüsse für Leipzig-West

Als Beispiel für eine Station im städtischen Hintergrund sind in Abbildung 33 die partial dependence Plots für Leipzig-West dargestellt. Da Daten zur Verkehrsdichte nur für die drei Verkehrsstationen Dresden – Bergstraße, Leipzig – Lützner Straße und Leipzig – Mitte verfügbar sind, werden hier und im Weiteren jeweils die Ergebnisse des Basismodells gezeigt.

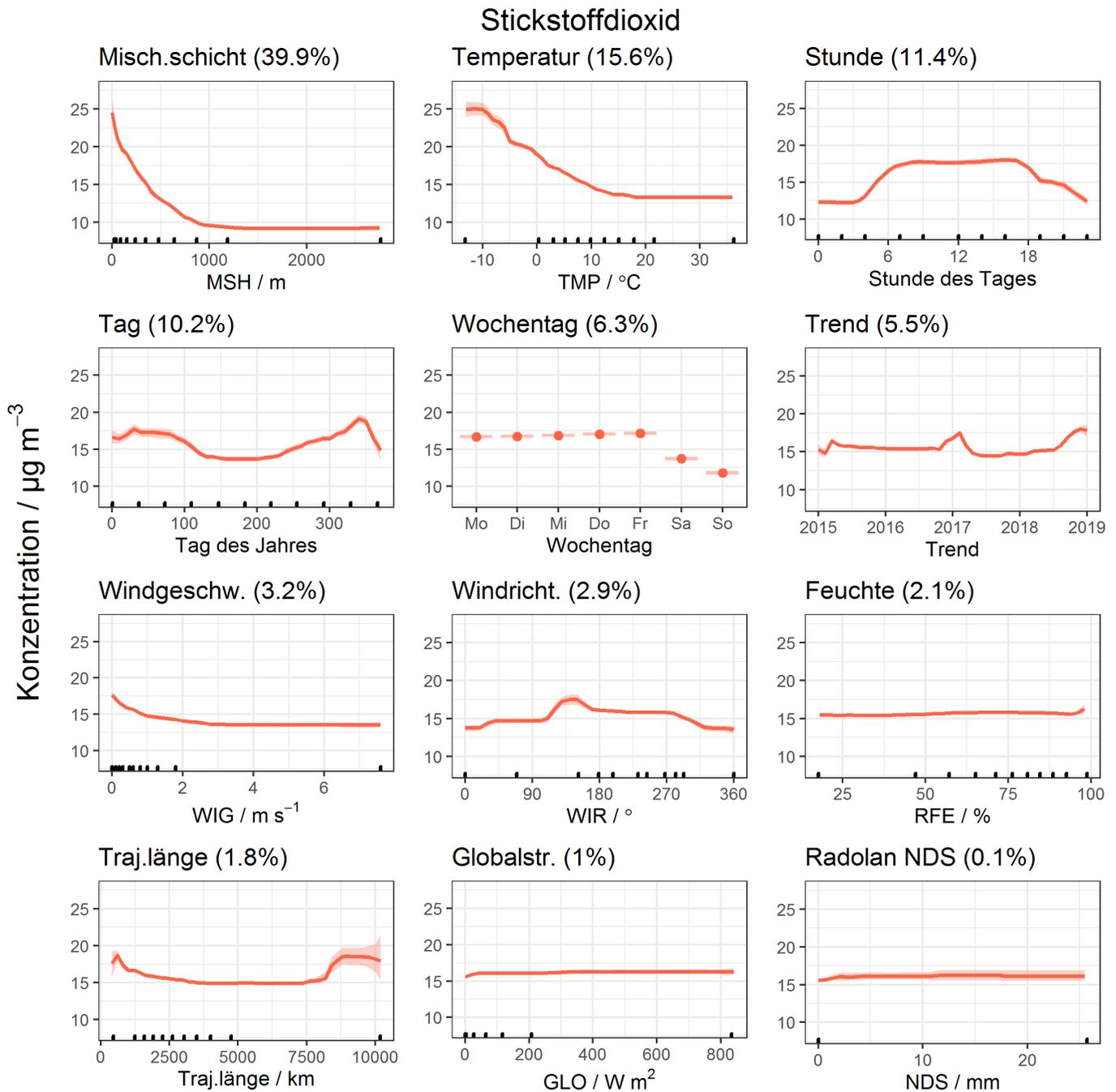


Abbildung 33: Partial-dependence Plot für NO₂ in Leipzig-West aus dem Basismodell

An der Station Leipzig-West hat die Mischungsschichthöhe einen hohen Einfluss auf die Anreicherung der städtischen Emissionen, gefolgt von der Temperatur, die ab ca. 15 °C bis -10 °C die NO₂-Immissionen sukzessive um mehr als 10 µg m⁻³ ansteigen lässt, vermutlich aufgrund höherer Emissionen aus Verkehr, Heizung und Energiegewinnung. Im Tagesgang ist mit Beginn der frühen Morgenstunden ein Ansteigen des NO₂ zu erkennen, das ab ca. 7 Uhr MEZ bis zum frühen Abend auf konstant hohem Niveau verbleibt, um dann zu den Nachtstunden wieder

abzusinken und das wahrscheinlich vor allem durch die flächigen und diffusen Verkehrsemissionen in der Stadt verursacht ist. Auch im Wochen- und Jahresgang sind wieder die typischen Muster zu erkennen, mit höheren NO_2 -Konzentrationen an Werktagen als am Wochenende und im Winter als im Sommer. Die Windgeschwindigkeit spielt aufgrund der Lage der Station ohne direkten Verkehrseinfluss hier eine deutlich geringere Rolle, zeigt aber im Bereich $0 - 2 \text{ m s}^{-1}$ ähnlich wie an den Verkehrsstationen abfallende Konzentrationen mit zunehmender Windgeschwindigkeit. NO und damit auch NO_x zeigen an dieser Station im städtischen Hintergrund sehr ähnliche Einflüsse der verschiedenen Variablen und sind daher hier nicht weiter diskutiert. Ozon verhält sich ähnlich wie im ländlichen Hintergrund und wird im nächsten Kapitel nochmals gezeigt.

3.4.7 Detaillierte Einflüsse für Collmberg

Als Beispiel für den ländlichen Hintergrund werden in Abbildung 34 die Ergebnisse der BRT-Modellierung für NO_2 auf dem Collmberg gezeigt. Auch regional spielt die Mischungsschichthöhe eine wichtige Rolle in der Anreicherung der NO_x -Emissionen, dicht gefolgt vom Jahresgang mit höheren Konzentrationen im Winter sowie der Temperatur mit ebenfalls höheren Konzentrationen bei niedrigeren Temperaturen. Die weiteren Variablen, insbesondere auch Tages- und Wochengang, spielen im regionalen Hintergrund eine untergeordnete Rolle, zeigen aber grundsätzlich die bekannten und plausiblen Muster.

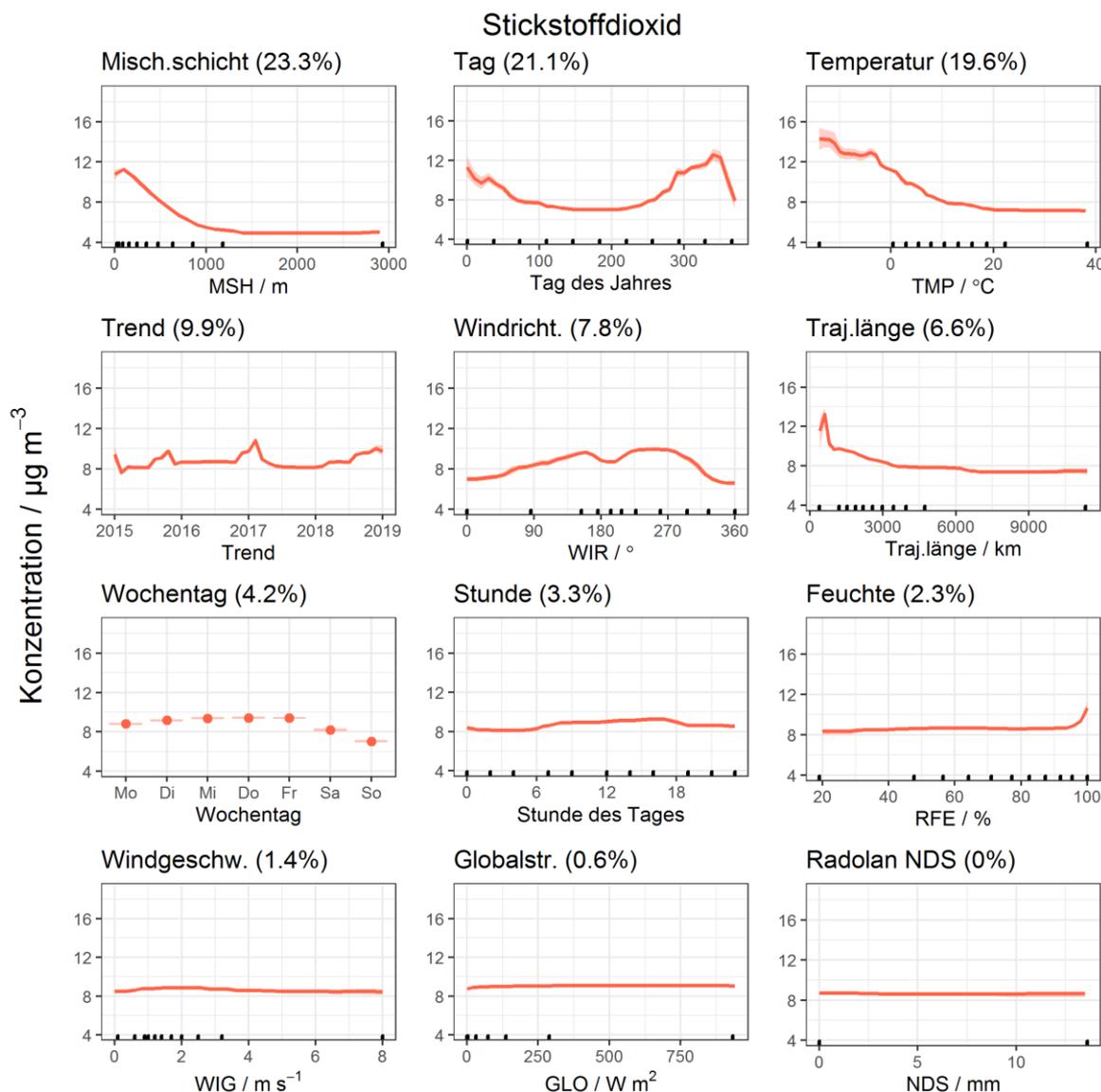


Abbildung 34: Partial-dependence Plot für NO_2 in Collmberg aus dem Basismodell

Die Einflüsse der meteorologischen Variablen auf Ozon im ländlichen Hintergrund sind in Abbildung 35 dargestellt.

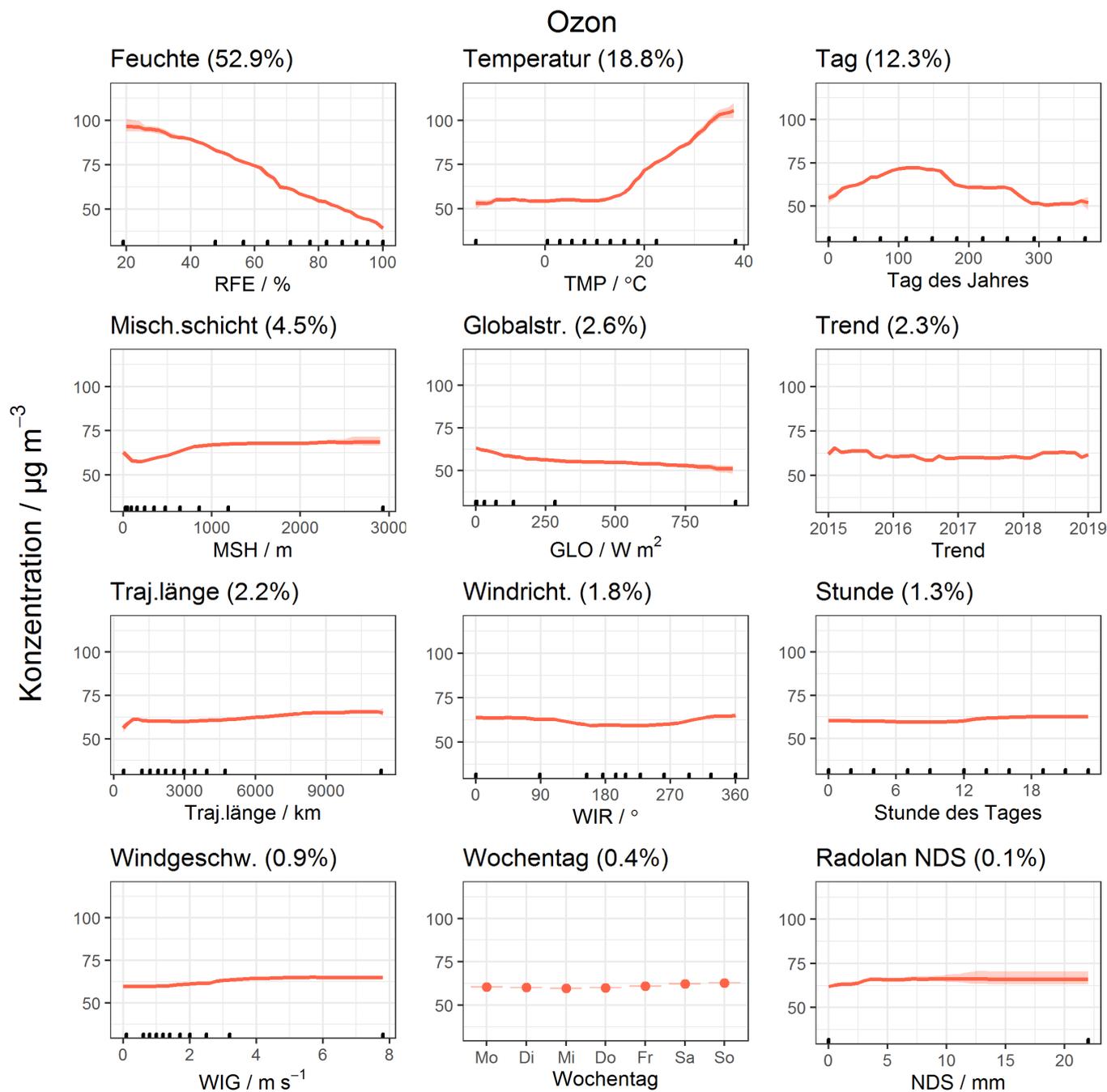


Abbildung 35: Partial-dependence Plot für O₃ in Collmberg aus dem Basismodell

Luftfeuchte ist hier mit großem Abstand die wichtigste Einflussgröße, gefolgt von der Temperatur, die v. a. ab ca. 15 °C aufwärts zu ansteigenden Ozonwerten führt. Mögliche Gründe hierfür wurden in Kapitel 3.4.1 und 3.4.3 schon diskutiert und gelten für den regionalen Hintergrund genauso wie für die Verkehrsstation Dresden – Bergstraße. Gleiches gilt für den Jahrgang mit Maximum in der frühen Vegetationsphase sowie den Einfluss der Mischungsschichthöhe.

3.4.8 Detaillierte Einflüsse für Schwartenberg

Für den Erzgebirgskamm sind in Abbildung 36 und Abbildung 37 die Ergebnisse für NO₂ und O₃ auf dem Schwartenberg aufgezeigt.

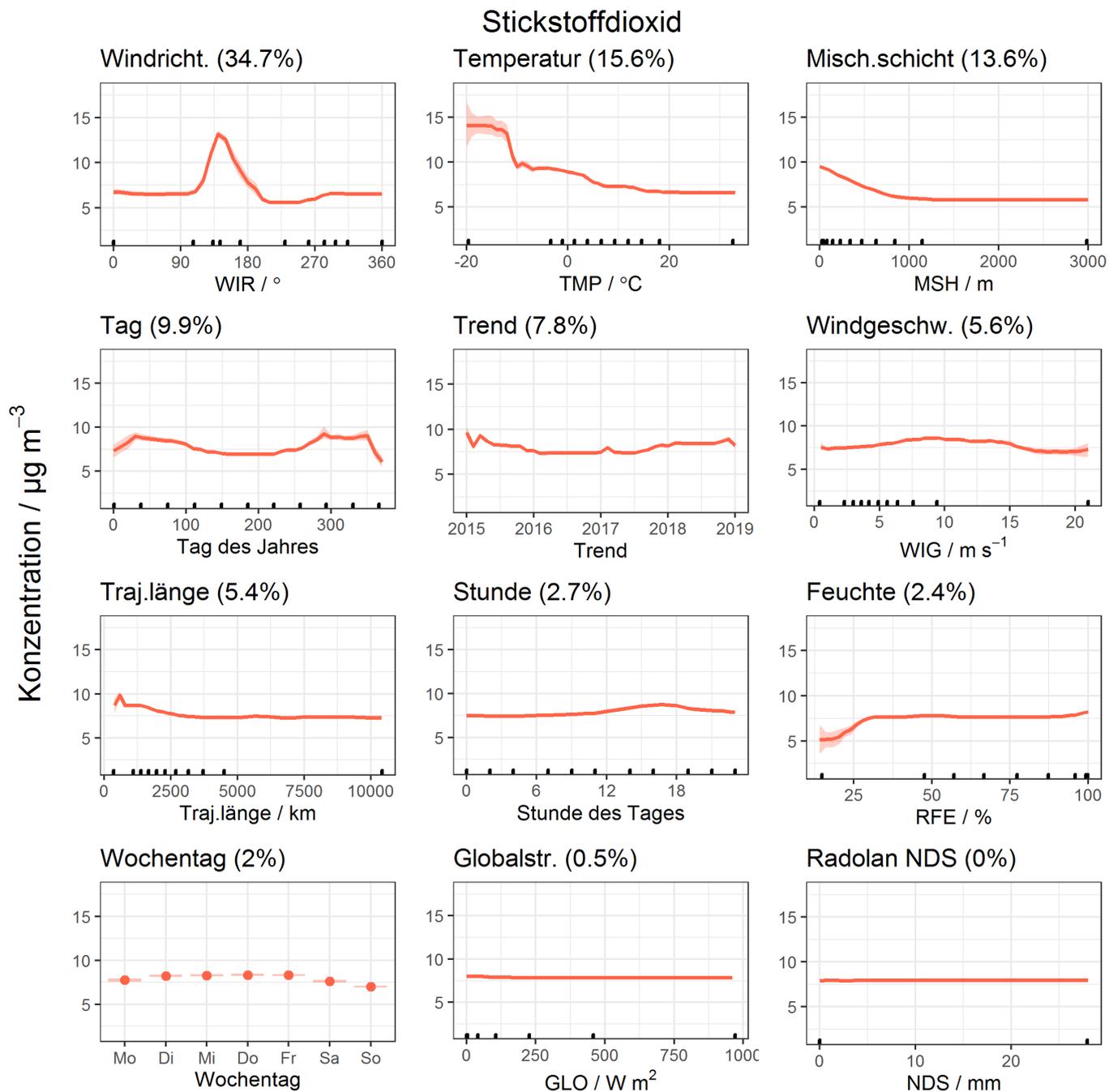


Abbildung 36: Partial-dependence Plot für NO₂ auf dem Schwartenberg aus dem Basismodell

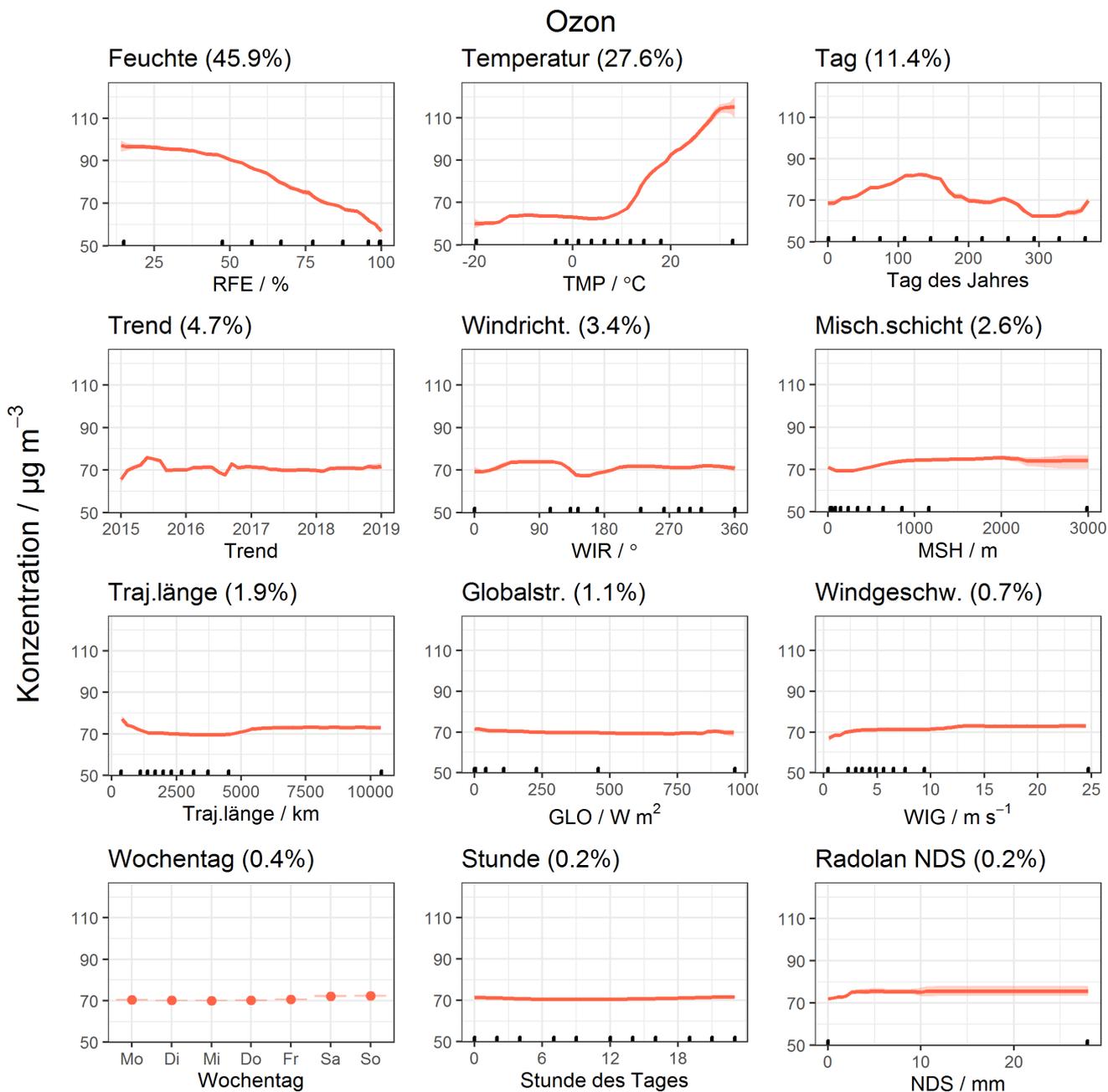


Abbildung 37: Partial-dependence Plot für O₃ auf dem Schwartenberg aus dem Basismodell

Aufgrund der entlegenen Lage und den daher sehr niedrigen Konzentrationen spielt hier die Windrichtung für NO₂ eine wichtige Rolle, die bei südöstlicher Anströmung höher verschmutzte Luftmassen aus dem böhmischen Becken zur Hintergrundstation transportiert. Die übrigen Einflüsse auf NO₂ und auch auf O₃ sind sehr ähnliche den oben für die anderen Stationen schon diskutierten und werden hier daher nicht nochmals wiederholt.

Insgesamt lässt sich für die detaillierten Untersuchungen der Abhängigkeiten zusammenfassen, dass diese grundsätzlich die in den kombinierten Witterungskategorien ermittelten Einflüsse der meteorologischen Parameter widerspiegeln und bestätigen, die BRT-Modellierung allerdings ein sehr viel detaillierteres und quantitatives Bild der Zusammenhänge zeigen kann, als dies mit dem „manuellen“ Ansatz der Kategorisierung möglich ist.

Weitere partial dependence Plots für die übrigen Stationen des Messnetzes sind auf der Internetseite https://www.luft.sachsen.de/Inhalt_FuE_Projekt_Witterung_NOx_Ozon.html verfügbar.

3.5 Witterungsbereinigte Trends

Basierend auf dem BRT-Modell kann der in den partial dependence Plots schon enthaltene langfristige Trend nochmals auf eine etwas genauere Art und Weise berechnet werden. Dafür werden alle Werte der erklärenden Variablen des Modells randomisiert, d. h. zufällig neu über den 4-Jahreszeitraum verteilt. Mit dem BRT-Modell wird danach z. B. die NO₂-Konzentrationen für diesen randomisierten Datensatz berechnet. Dieser Prozess wird viele Male wiederholt (hier n = 200) und anschließend alle Modellvorhersagen zu einem Mittelwert zusammengefasst. Hierdurch wird erreicht, dass für jede einzelne Stunde im Untersuchungszeitraum alle erklärenden Variablen viele beliebige Werte annehmen (die allerdings alle aus der Grundgesamtheit der tatsächlichen Messwerte stammen) und somit zu vielen unterschiedlichen Modellvorhersagen führen. Durch die Mittelung dieser vielen Vorhersagen schließlich wird der Einfluss, den die Variablen auf den jeweiligen vom Modell berechneten Stundenwert haben, egalisiert. Das Ergebnis ist ein Trend, der bereinigt von den Einflüssen der zeitlichen, meteorologischen und ggf. weiteren Variablen die Schadstoffkonzentration angibt, die man für mittlere Werte aller Variablen erwarten würde. Wichtig ist hierbei zu berücksichtigen, dass sich diese „mittleren Werte“ immer auf den betrachteten Untersuchungszeitraum, in diesem Fall die Jahre 2015 – 2018, beziehen. Für andere, z. B. längere Bezugszeiträume kann der Trend andere Werte annehmen, da auch die „mittlere Meteorologie“ möglicherweise etwas anders ist.

Diese Simulation des witterungsbereinigten Trends wurde mit dem Basismodell für alle Stationen mit ausreichend vollständigen Datensätzen durchgeführt und die resultierenden Trends sind als Monatsmittelwerte in Abbildung 38 für NO₂, in Abbildung 39 für NO_x und in Abbildung 40 für O₃ wiedergegeben.

Für NO₂ ist an manchen der höher belasteten Verkehrsstationen ein leicht fallender Trend v. a. in den Jahren 2015 und 2016 zu erkennen, der möglicherweise auf die sich erneuernde Fahrzeugflotte und insbesondere für Diesel-PKW sinkende NO_x-Emissionen zurückzuführen ist. Dieser fallende Trend scheint sich aber in den Jahren 2017 und 2018 nicht fortzusetzen, was wiederum zumindest zum Teil mit einem höheren primären Anteil von NO₂ an den NO_x-Emissionen moderner Dieselfahrzeuge zusammenhängen könnte, dessen Ausmaß allerdings kontrovers diskutiert wird (GRANGE ET AL., 2017). Im Mittel über 8 der 9 Verkehrsstationen des sächsischen Luftgütemessnetzes zeigt sich im Untersuchungszeitraum eine witterungsbereinigte NO₂-Reduktion von ca. 35 auf ca. 30 µg m⁻³, wobei sich der fallende Trend v. a. 2018 nicht fortzusetzen scheint. Für Stationen der übrigen Stationstypen ist über die betrachteten vier Jahre eher kein Trend zu erkennen. Im städtischen Hintergrund schwanken die mittleren Monatswerte um ca. 12 µg m⁻³, im ländlichen Hintergrund um ca. 10 µg m⁻³ und auf dem Erzgebirgskamm um ca. 5 µg m⁻³.

Deutlicher zu erkennen ist ein fallender Trend für die Konzentrationen von NO_x an den Verkehrsstationen, die im Mittel der Stationen im Untersuchungszeitraum um ca. 10 µg m⁻³ von ca. 82 auf ca. 72 µg m⁻³ sanken. Im städtischen und ländlichen Hintergrund, sowie auf dem Erzgebirgskamm zeigt sich allerdings wiederum keine ausgeprägte Konzentrationsabnahme, NO_x schwankt an diesen Stationstypen um mittlere Werte von ca. 28, 12 und 9 µg m⁻³.

Für O₃ ist an keinem der Stationstypen eine Änderung des Trends zu erkennen. Die Konzentrationen schwanken um mittlere Werte von ca. 72 µg m⁻³ am Erzgebirgskamm, ca. 56 µg m⁻³ im ländlichen Hintergrund, ca. 49 µg m⁻³ im städtischen Hintergrund und ca. 43 µg m⁻³ an Verkehrsstationen.

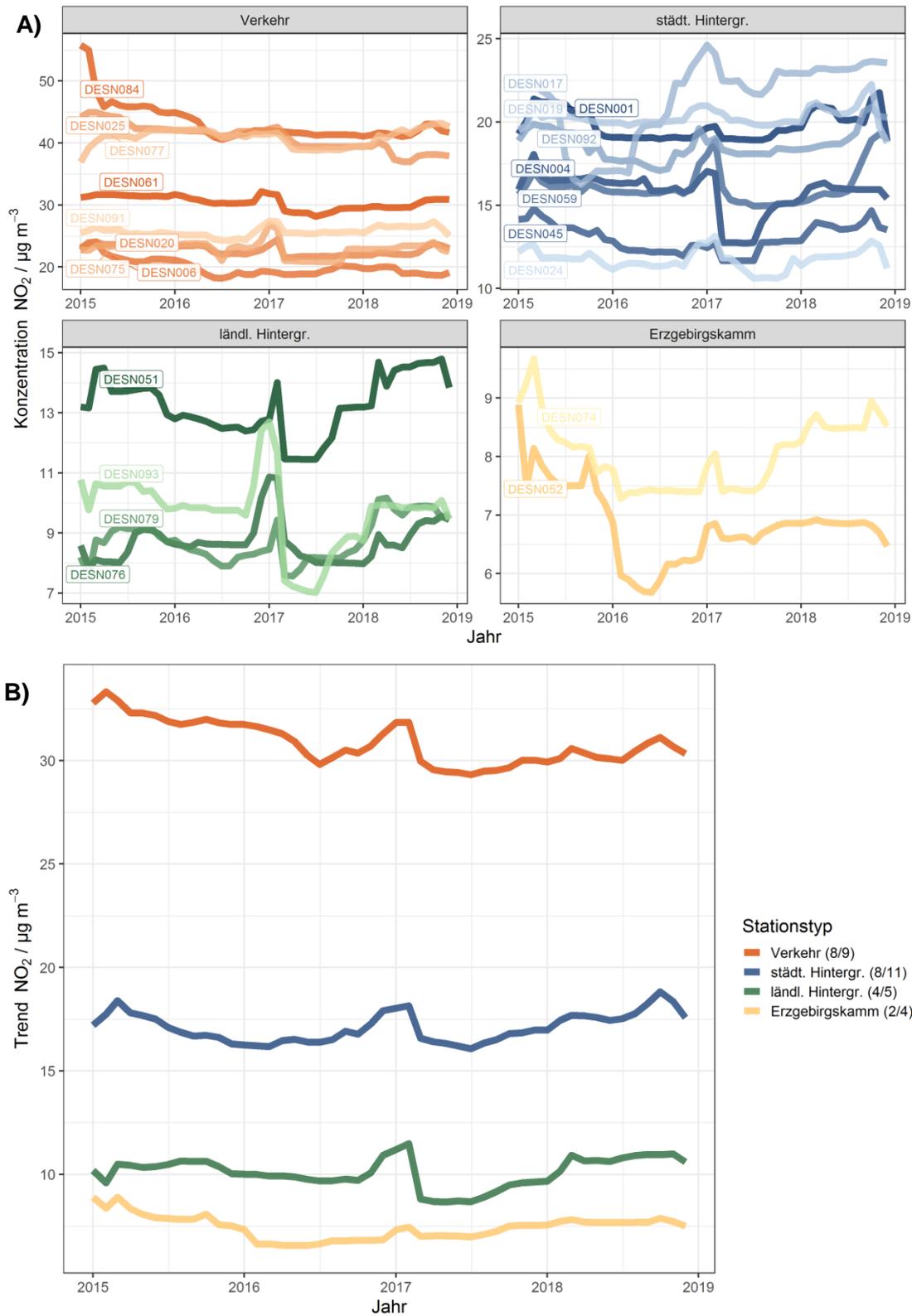


Abbildung 38: Witterungsbereinigter Trend der NO_2 -Konzentration aus dem Basismodell für A) alle Messstationen und B) gemittelt über die Stationstypen – Zahlen in der Legende geben an, wie viele der Stationen eines Typs in die Mittelung einfließen

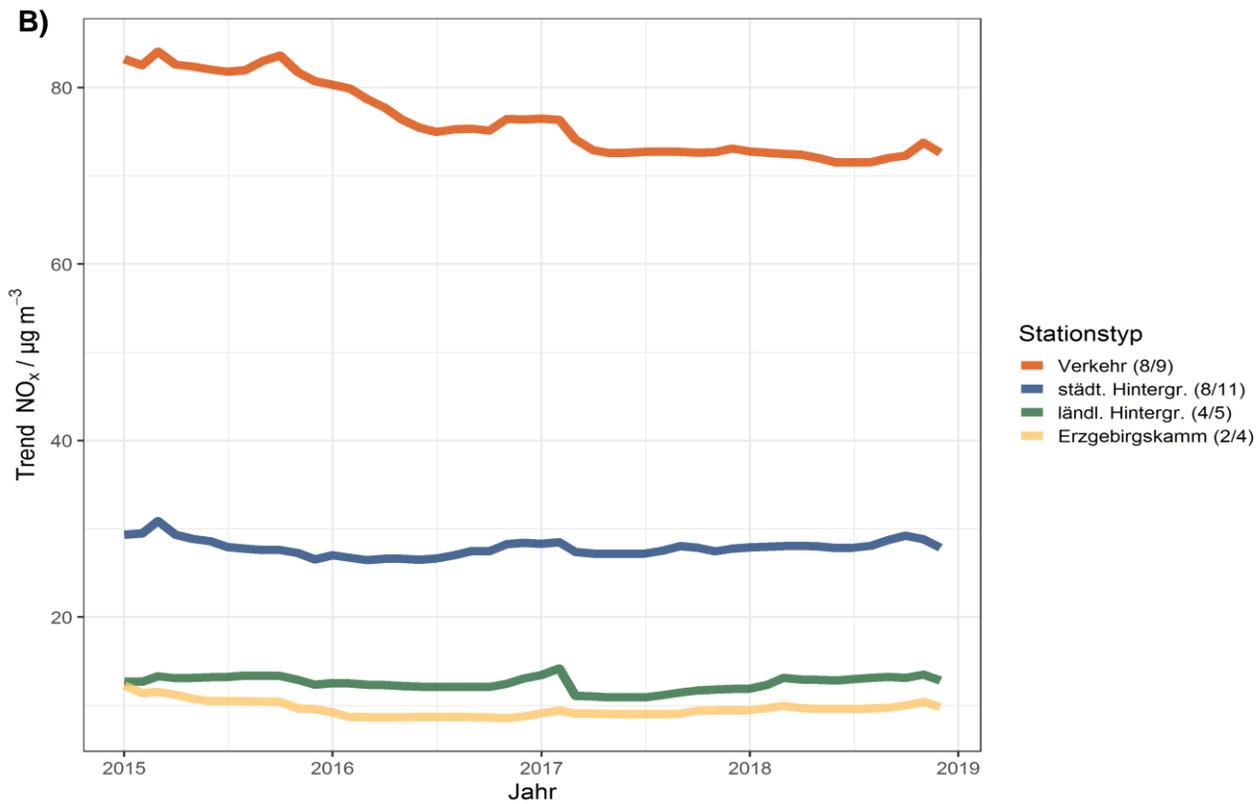
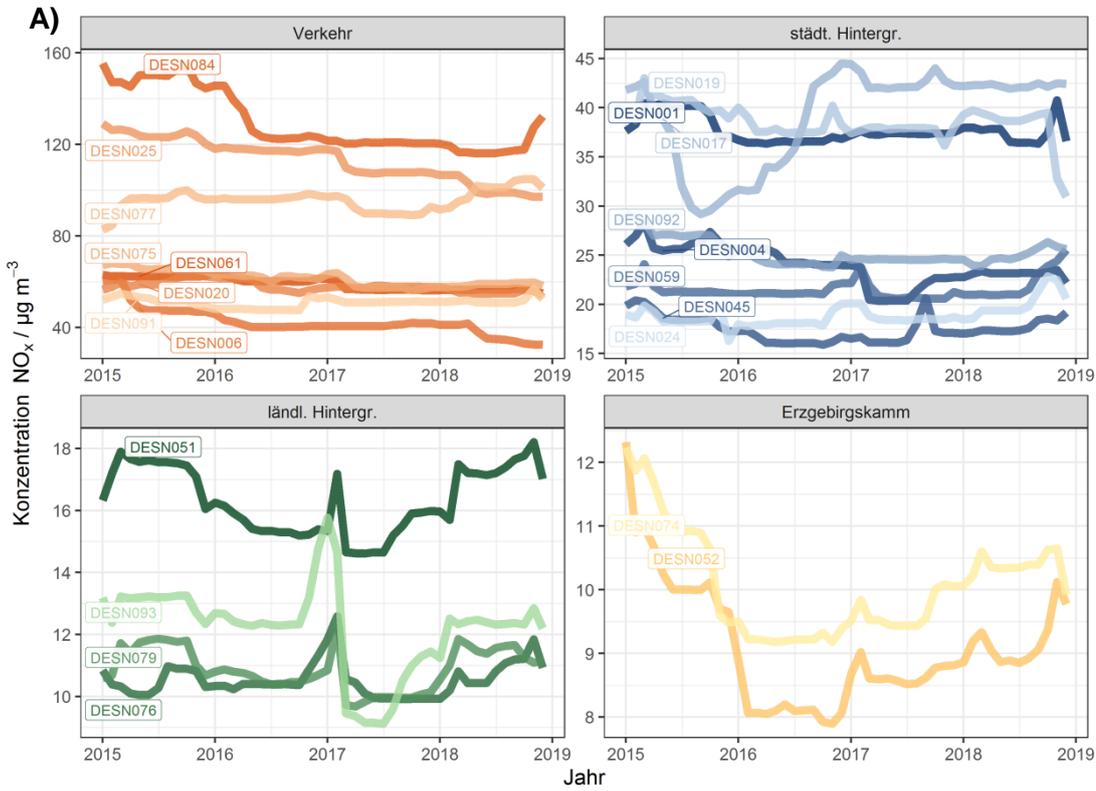


Abbildung 39: Witterungsbereinigter Trend der NO_x -Konzentration aus dem Basismodell für A) alle Messstationen und B) gemittelt über die Stationstypen – Zahlen in der Legende geben an, wie viele der Stationen eines Typs in die Mittelung einfließen

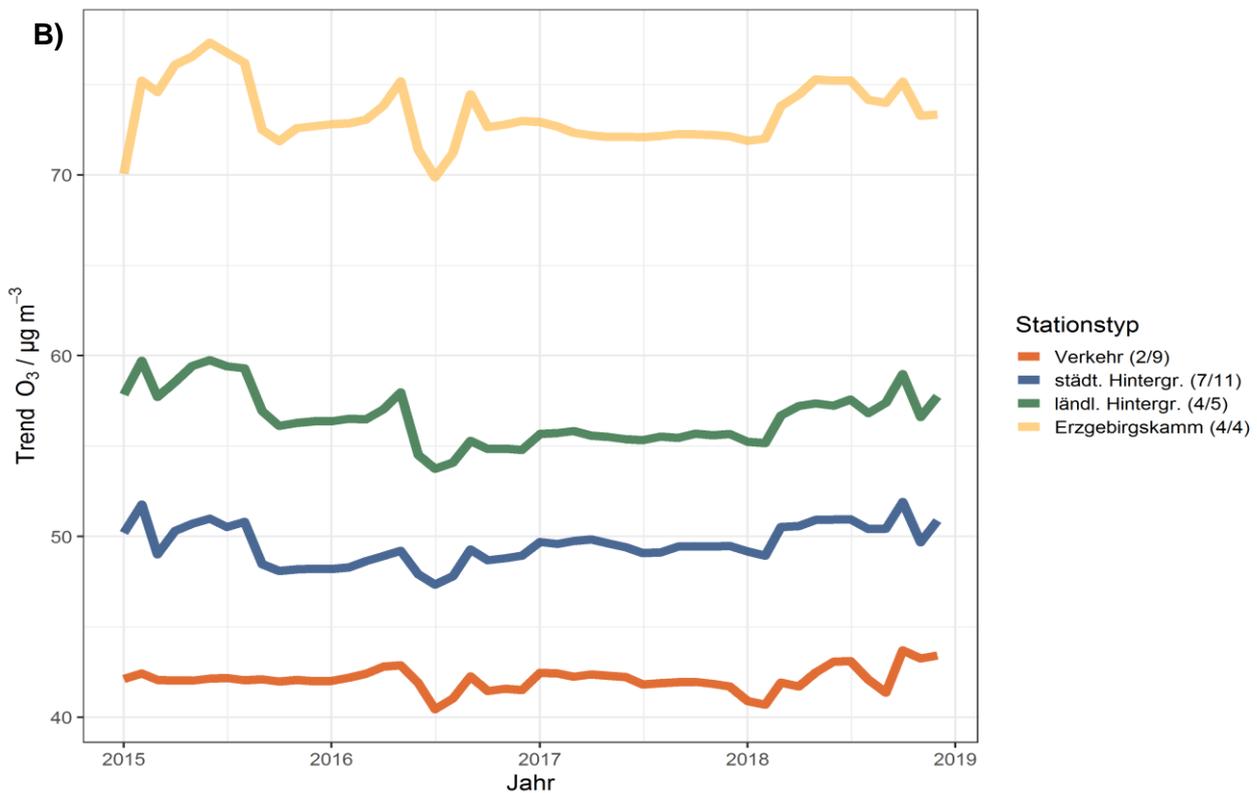
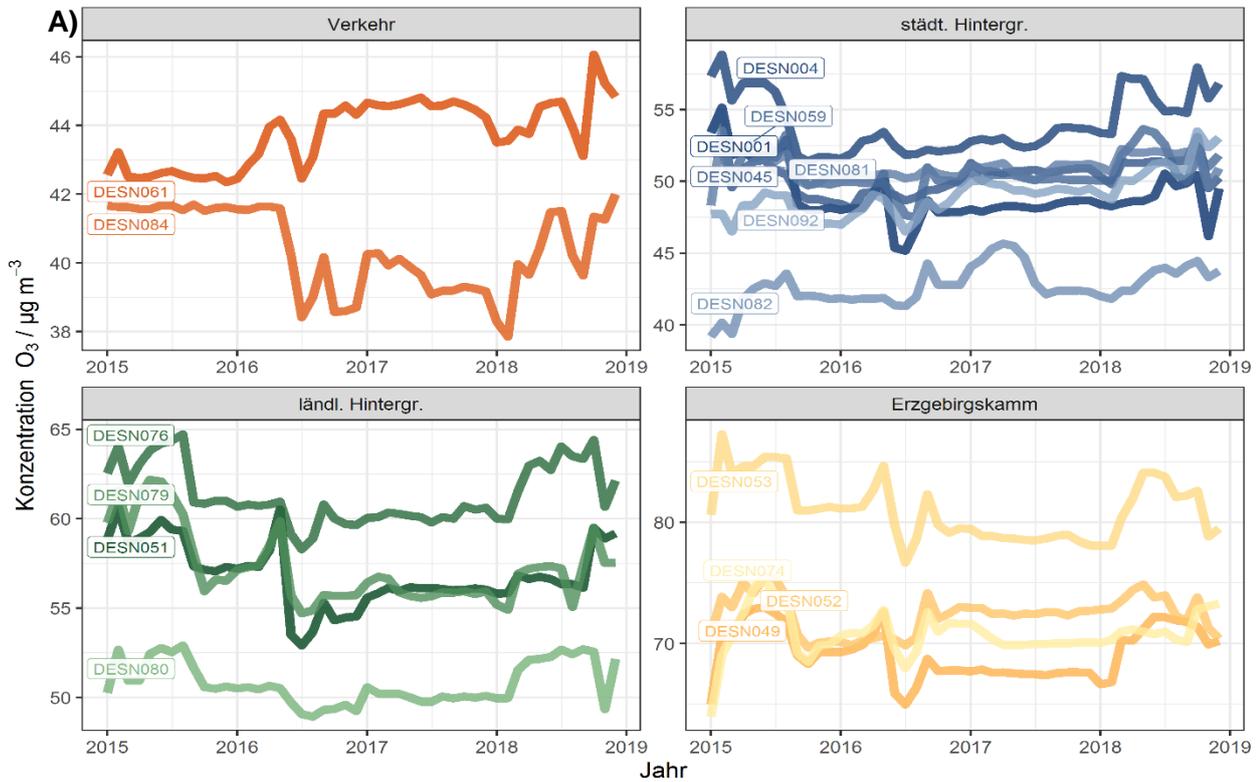


Abbildung 40: Witterungsbereinigter Trend der O_3 -Konzentration aus dem Basismodell für A) alle Messstationen und B) gemittelt über die Stationstypen – Zahlen in der Legende geben an, wie viele der Stationen eines Typs in die Mittelung einfließen

3.6 Quantifizierung des meteorologischen Einflusses

Basierend auf den witterungsbereinigten Trends kann der Einfluss der in einem betrachteten Zeitraum vorherrschenden Witterung auf die Schadstoffkonzentrationen im Vergleich zu typischen bzw. mittleren Witterungsbedingungen bestimmt werden.

Zur Quantifizierung des meteorologischen Einflusses wurden im Folgenden Jahresmittelwerte des bereinigten Trends berechnet und mit gemessenen und vom BRT-Modell basierend auf den realen Messwerten vorhergesagten Jahresmittelwerten verglichen. Ein solcher Vergleich ist in Abbildung 41 für das Basismodell, sowie das Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon in Dresden – Bergstr. dargestellt, d. h. aus dem bereinigten Trend ist neben der meteorologischen auch die Variabilität der Verkehrsdichte, sowie des Hintergrund- und lokalen Ozons „herausgerechnet“. Alle Variablen haben damit für alle Jahresmittelwerte im bereinigten Trend den gleichen Einfluss auf die NO_2 -Konzentration, so dass Unterschiede zu den gemessenen Jahreswerten als Einfluss der jeweils in diesem Jahr vorherrschenden meteorologischen Bedingungen interpretiert werden können.

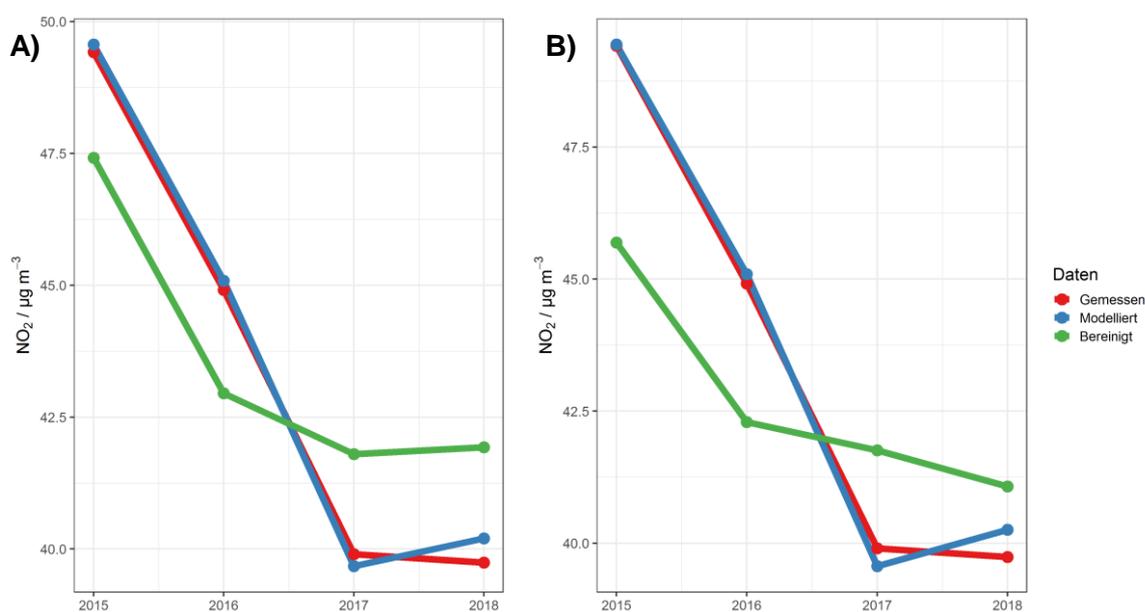


Abbildung 41: Vergleich der gemessenen, modellierten und witterungsbereinigten Jahresmittelwerte an Dresden – Bergstr. für A) Basismodell + Verkehrsdichte und B) Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon

Es zeigt sich, dass 2015 und 2016 die gemessenen NO_2 -Jahresmittelwerte höher waren, als sie basierend auf durchschnittlichen Witterungsbedingungen hätten erwartet werden können und für 2017 und 2018 waren die gemessenen Werte niedriger als der bereinigte Trend. Da die Verkehrsdichte an der Station im Wesentlichen unverändert über die vier Jahre war, kann der Unterschied vermutlich zumindest zum größten Teil auf die jeweiligen Witterungsbedingungen in den Jahren zurückgeführt werden. Der Unterschied wird für 2018 etwas geringer, wenn das Modell verwendet wird, in dem auch die O_3 -Einflüsse bereinigt wurden. Dies liegt vermutlich am Einfluss des Ozons, welches v. a. im Sommer 2018 hohe Konzentrationen zeigte.

Welche der meteorologischen Parameter für die beobachteten Unterschiede vor allem verantwortlich waren ist allerdings den Modellwerten nicht zu entnehmen. Der Versuch, statt aller Variablen jeweils nur einzelne zu randomisieren und anhand dieser „teilbereinigten“ Trends den Einfluss einzelner Variablen bzgl. des Unterschiedes zwischen Trend und realem Jahresmittelwert zu ermitteln, ergab keine plausiblen Ergebnisse. Es zeigte sich, dass die so erhaltenen quantitativen Einflüsse nicht additiv sind, d. h. in Summe über alle einzeln randomisierten Variablen

ergaben sich Werte, die sehr verschieden von der Simulation mit allen gleichzeitig randomisierten Variablen waren. Die Gründe hierfür könnten in Interaktionen höherer Ordnung zwischen den Variablen liegen, die durch Randomisierung nur einer Variablen die Ergebnisse möglicherweise verzerren. Sie könnten auch in einer nicht sinnvollen Extrapolation des Modells in nicht-plausible Bereiche des Datenraumes begründet sein (DAVID CARSLAW, persönliche Mitteilung Juli 2019), wenn z. B. sehr hohe Windgeschwindigkeiten mit sehr niedrigen Temperaturen kombiniert werden, die in der Realität so nie auftreten. Solche Verzerrungen bleiben möglicherweise z. T. in den teilbereinigten Ergebnissen enthalten, wohingegen sie in den vollständig bereinigten Ergebnissen durch die Mittelung wieder herausgerechnet sind. Somit kann der Einfluss der Variablen immer nur insgesamt aus dem Trend herausgemittelt werden und nicht auf einzelne Variablen heruntergebrochen werden.

Dieser Gesamteinfluss aller Modellvariablen wurde als Unterschied zwischen den modellierten Konzentrationen, die in der Regel nahe den gemessenen lagen und denen des witterungs bereinigten Trends, für verschiedene Stationen berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Unterschiede in den Jahresmittelwerten zwischen modellierten Konzentrationen und witterungs bereinigtem Trend

Station	Schadstoff	Modellversion	2015	2016	2017	2018
Dresden – Bergstr.	NO	Basis	2,8 µg m ⁻³ (4,1 %)	5,5 µg m ⁻³ (9,7 %)	-4,4 µg m ⁻³ (-8,7 %)	-7,9 µg m ⁻³ (-15,7 %)
		+ Verkehr + O ₃	12,5 µg m ⁻³ (21,6 %)	7 µg m ⁻³ (12,8 %)	-4,9 µg m ⁻³ (-9,4 %)	-6,4 µg m ⁻³ (-13 %)
	NO ₂	Basis	2,1 µg m ⁻³ (4,4 %)	2,6 µg m ⁻³ (6 %)	-2 µg m ⁻³ (-4,9 %)	-1,5 µg m ⁻³ (-3,6 %)
		+ Verkehr + O ₃	3,8 µg m ⁻³ (8,2 %)	2,8 µg m ⁻³ (6,6 %)	-2,2 µg m ⁻³ (-5,3 %)	-0,8 µg m ⁻³ (-2 %)
	NO _x	Basis	7,3 µg m ⁻³ (4,9 %)	10,3 µg m ⁻³ (8 %)	-9,4 µg m ⁻³ (-7,8 %)	-14,4 µg m ⁻³ (-12 %)
		+ Verkehr + O ₃	23,5 µg m ⁻³ (17,5 %)	15,1 µg m ⁻³ (12,2 %)	-6,8 µg m ⁻³ (-5,8 %)	-7,8 µg m ⁻³ (-6,9 %)
O ₃	Basis	0 µg m ⁻³ (0 %)	-5,2 µg m ⁻³ (-13,1 %)	0,9 µg m ⁻³ (2,2 %)	3,7 µg m ⁻³ (9,1 %)	
Leipzig – Lützner Str.	NO	Basis	0,9 µg m ⁻³ (2,7 %)	0,5 µg m ⁻³ (1,3 %)	-3 µg m ⁻³ (-8,6 %)	-0,5 µg m ⁻³ (-1,4 %)
	NO ₂	Basis	-0,5 µg m ⁻³ (-1,1 %)	0,2 µg m ⁻³ (0,6 %)	-2,3 µg m ⁻³ (-5,8 %)	0,4 µg m ⁻³ (1 %)
	NO _x	Basis	-0,7 µg m ⁻³ (-0,7 %)	1,1 µg m ⁻³ (1,2 %)	-6,5 µg m ⁻³ (-7,1 %)	-4,9 µg m ⁻³ (-4,9 %)
Leipzig-Mitte	NO	Basis	-0,9 µg m ⁻³ (-1,6 %)	1,1 µg m ⁻³ (2,2 %)	1,1 µg m ⁻³ (2,4 %)	-2,7 µg m ⁻³ (-6,7 %)
	NO ₂	Basis	-0,6 µg m ⁻³ (-1,4 %)	0,1 µg m ⁻³ (0,2 %)	0 µg m ⁻³ (0 %)	0,2 µg m ⁻³ (0,5 %)
	NO _x	Basis	-0,5 µg m ⁻³ (-0,4 %)	1,5 µg m ⁻³ (1,3 %)	1,4 µg m ⁻³ (1,3 %)	-3,9 µg m ⁻³ (-3,9 %)
Collnberg	NO	Basis	-0,2 µg m ⁻³ (-13,6 %)	0 µg m ⁻³ (3,1 %)	0 µg m ⁻³ (0,4 %)	-0,1 µg m ⁻³ (-10,5 %)
	NO ₂	Basis	-0,3 µg m ⁻³ (-3,6 %)	0,5 µg m ⁻³ (6,2 %)	0,1 µg m ⁻³ (1,3 %)	-0,5 µg m ⁻³ (-5,6 %)
	NO _x	Basis	-0,4 µg m ⁻³ (-4,1 %)	0,6 µg m ⁻³ (6,2 %)	0,2 µg m ⁻³ (2,4 %)	-0,6 µg m ⁻³ (-5,6 %)
	O ₃	Basis	-1,2 µg m ⁻³ (-1,9 %)	-2,6 µg m ⁻³ (-4,3 %)	-2 µg m ⁻³ (-3,4 %)	4,5 µg m ⁻³ (7,3 %)

Positive Werte = die reale Witterung führte im jeweiligen Jahr zu höheren Konzentrationen als für mittlere meteorologische Bedingungen zu erwarten wäre. Prozentuale Abweichungen beziehen sich auf den Jahresmittelwert des bereinigten Trends.

In Dresden – Bergstr. ergibt sich aus dem Basismodell für 2017 ein um 2 µg m⁻³ oder 5 % niedrigerer und für 2018 ein um 1,5 µg m⁻³ oder ca. 3,5 % niedrigerer Jahresmittelwert, als für mittlere Witterungsbedingungen hätte erwar-

ten können. Die entscheidenden Einflussgrößen hierfür können, wie oben diskutiert, nicht aus dem Modell abgeleitet werden. Allerdings liegt die Vermutung nahe, dass die Windgeschwindigkeit hier zumindest zum Teil eine Rolle spielen dürfte, da diese an der Station im Jahresmittel 2017 und 2018 höher war als in den beiden Vorjahren (0,82 m s⁻¹ 2018 und 2017 zu 0,69 m s⁻¹ 2016 und 0,76 m s⁻¹ 2015) und in den oben diskutierten Teilabhängigkeiten eine wichtige Rolle für die schnelle Dispersion der Emissionen spielte.

Wird auch der Einfluss des Ozons herausgerechnet, indem der Trend aus Basismodell + Verkehrsdichte + Ozon ermittelt wird, so verringert sich der Unterschied 2018 auf 0,8 µg m⁻³, d. h. der witterungs- und ozonbereinigte Jahresmittelwert liegt niedriger als der nur witterungsbereinigte und somit näher am gemessenen Jahresmittelwert. Dies kann als Hinweis auf den Einfluss des Ozons interpretiert werden. Das Ozon-Jahresmittel war 2018 um 3,5 µg m⁻³ bzw. knapp 10 % höher als 2017. Dies könnte zu einer NO₂-Erhöhung im ausschliesslich witterungsbereinigten Trend im Vergleich zum witterungs- und ozonbereinigten Trend geführt haben.

In Tabelle 11 sind weitere Unterschiede angegeben, die sich sowohl für NO₂ als auch für andere Schadstoffe allerdings je nach Station in Richtung und Höhe unterscheiden können. Für einen Gesamteindruck sind daher in Tabelle 12 die mittleren relativen Abweichungen vom bereinigten Trend für jeden Stationstyp angegeben.

Tabelle 12: Relative Unterschiede in den mittleren Jahresmittelwerten je Stationstyp zwischen modellierten Konzentrationen und witterungsbereinigtem Trend

Stationstyp	Schadstoff	2015	2016	2017	2018
Verkehr	NO	0,5%	5,2%	-2,7%	-8%
Verkehr	NO ₂	-0,2%	2,1%	-2,1%	-1%
Verkehr	NO _x	0,3%	3,8%	-2,5%	-6,2%
Verkehr	O ₃	0,2%	-10,4%	-0,4%	8,4%
städt. Hintergr.	NO	-5,4%	6,9%	-0,3%	-9%
städt. Hintergr.	NO ₂	-2,7%	3,8%	-0,3%	-1,9%
städt. Hintergr.	NO _x	-4,1%	5,4%	-0,5%	-4,2%
städt. Hintergr.	O ₃	0,5%	-6,2%	-2,8%	6,4%
ländl. Hintergr.	NO	-20,9%	3,7%	2,6%	-7,3%
ländl. Hintergr.	NO ₂	-5,8%	5,3%	1,5%	-5,6%
ländl. Hintergr.	NO _x	-6,6%	5,2%	1,4%	-4,2%
ländl. Hintergr.	O ₃	-0,8%	-5,3%	-2,6%	7%
Erzgebirgskamm	NO	-15,7%	2,3%	0,1%	-4,5%
Erzgebirgskamm	NO ₂	-3,9%	1,1%	-0,9%	-1,2%
Erzgebirgskamm	NO _x	-9,7%	2%	-1,1%	-1,4%
Erzgebirgskamm	O ₃	0%	-2,5%	-2%	3,2%

Insgesamt über alle Verkehrsstationen waren die NO₂-Konzentrationen 2017 2,1 % niedriger als sie bei mittleren Witterungsbedingungen gewesen wären. 2018 verringerte die tatsächliche Witterung NO₂ an den Verkehrsstationen um 1 % des bereinigten Jahresmittelwertes. Die im Projekt zu prüfende Hypothese, dass 2017 günstige Bedingungen für Ausbreitung und Verdünnung der Emissionen herrschten, kann also bestätigt werden, wobei der Unterschied zum witterungsbereinigten Erwartungswert nicht allzu hoch war. Für 2018 kann die Hypothese von besonders hohen NO₂-Immissionen durch hohe Temperaturen und Strahlungswerte teilweise bestätigt werden. In Abbildung 38 sind im witterungsbereinigten Trend einiger Verkehrsstationen sowie auch im Mittelwert der Verkehrsstationen, höhere Monatsmittelwerte v. a. in der zweiten Jahreshälfte 2018 zu erkennen, die

wahrscheinlich mit den in diesem Zeitraum gemessenen höheren Ozonkonzentrationen zusammenhängen. Für das ganze Jahr überwiegen aber weitere meteorologische Einflüsse, die insgesamt einen niedrigeren gemessenen Jahresmittelwert als bei mittleren Witterungsbedingungen erwartet verursachten.

Besser zu erkennen ist der Einfluss des O₃ am NO, dessen Jahresmittelwerte 2018 an allen Stationstypen um 4,5 bis 9 % niedriger als der witterungsbereinigte Jahresmittelwert waren, was durch verstärkten Abbau des NO durch die erhöhten Ozonwerte gut zu erklären ist.

Die Ozonjahresmittelwerte selbst lagen 2018 um 3,2 % am Erzgebirgskamm, bis 8,4 % im Mittel an den Verkehrsstationen höher als im witterungsbereinigten Trend.

3.7 Analyse von Interventionen

Im Folgenden werden die Ergebnisse zum Einfluss örtlicher Veränderungen auf die gemessenen Schadstoffkonzentrationen dargestellt. Hierbei geht es um die Änderung der Einlasshöhe zur Probenahme von NO_x und O₃ in Dresden – Bergstraße, um die Installation einer Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstraße, sowie um den Einfluss von Baustellen in Leipzig – Lützner Str. Es werden zunächst die Messdaten in zeitlicher Nähe zur Intervention gezeigt, bei denen sich allerdings Änderungen der Immissionen, die möglicherweise durch die örtliche Veränderung verursacht wurden, überlagern mit Einflüssen geänderter Verkehrsdichten und Einflüsse der Witterung. Eine genauere Untersuchung des Einflusses der Intervention erfolgt daher anschließend anhand des verkehrsdichte- und witterungsbereinigten Trends, der sich aus der statistischen Modellierung ergibt (siehe Kap. 3.4.33.5 und 3.4.3 3.4.4).

3.7.1 Veränderung der Einlasshöhe in Dresden – Bergstraße

An der Bergstraße in Dresden stand ursprünglich ein Mini-Messcontainer, der keine optimalen Bedingungen für die Arbeit des Personals und die regelmäßige Prüfung und Kontrolle der Messsysteme bot. Er wurde deshalb durch einen größeren und vor allem begehbaren Messcontainer ersetzt. Dabei erhöhte sich am 20. Mai 2016 die Einlasshöhe zur Probenahme der Luftschadstoffe von 1,8 auf 3,6 m. Im Projekt sollte untersucht werden, ob dies Auswirkungen auf die gemessenen Immissionen hatte. In Abbildung 42 sind die Messreihen von NO_x und meteorologischen Parametern vor und nach einer Woche sowie vor und nach einem Monat um den 20.05.16 dargestellt.

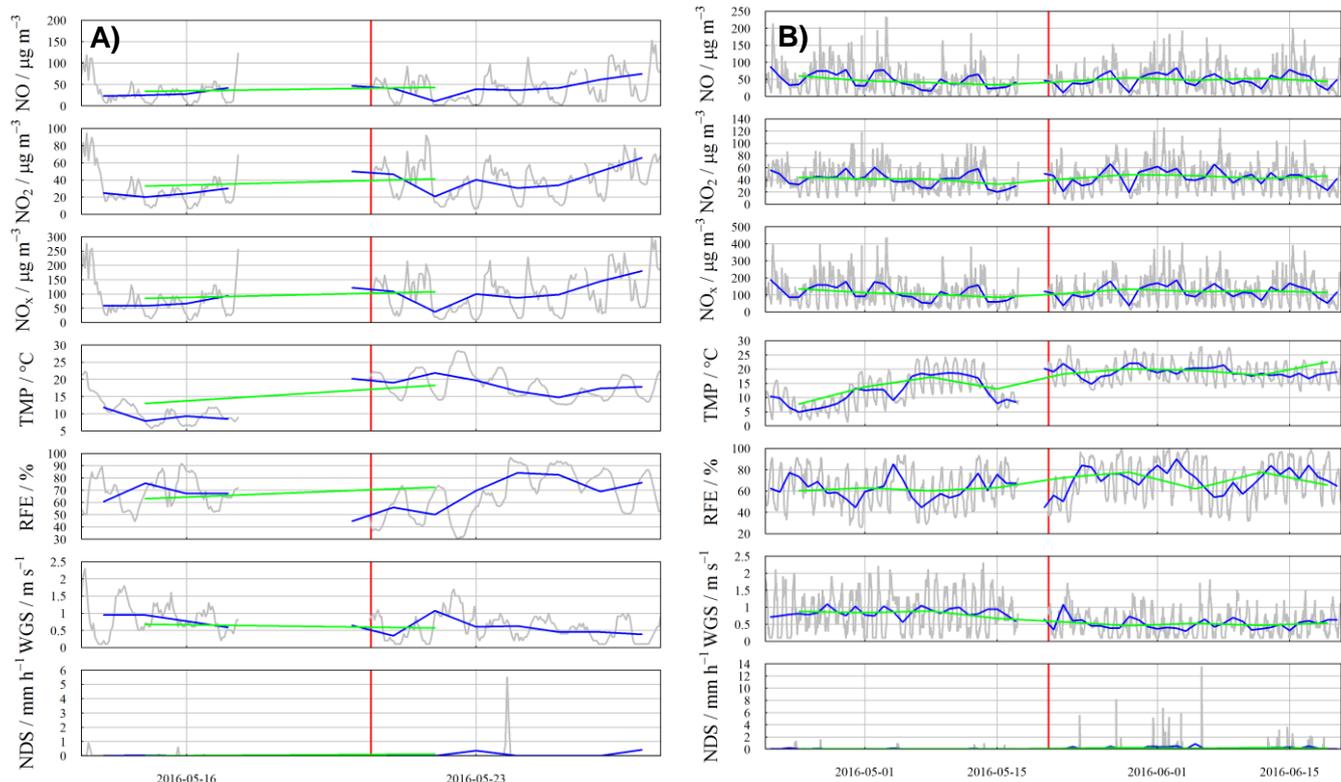


Abbildung 42: Messdaten von NO, NO₂, NO_x und ausgewählten meteorologischen Parametern A) +/- 1 Woche und b) +/- 1 Monat um den Zeitpunkt der Einlasshöhenänderung mit zwei verschiedenen Glättungen

An den Messdaten ist nicht direkt ein Effekt abzulesen, da Bedingungen wie Verkehrsdichte und Witterung in den Betrachtungszeiträumen vor und nach der Intervention nicht identisch sind. Gut zu erkennen ist dies auch in Abbildung 43. Hier wird ersichtlich, dass sich je nach Länge des Mittelungszeitraumes vor und nach der Änderung unterschiedliche Differenzen in den Mittelwerten der Luftschadstoffe ergeben, die sich mit zunehmender Mittelungslänge zudem im Vorzeichen unterscheiden, da sich die Witterungsbedingungen zunehmend unterscheiden (hier nicht gezeigt).

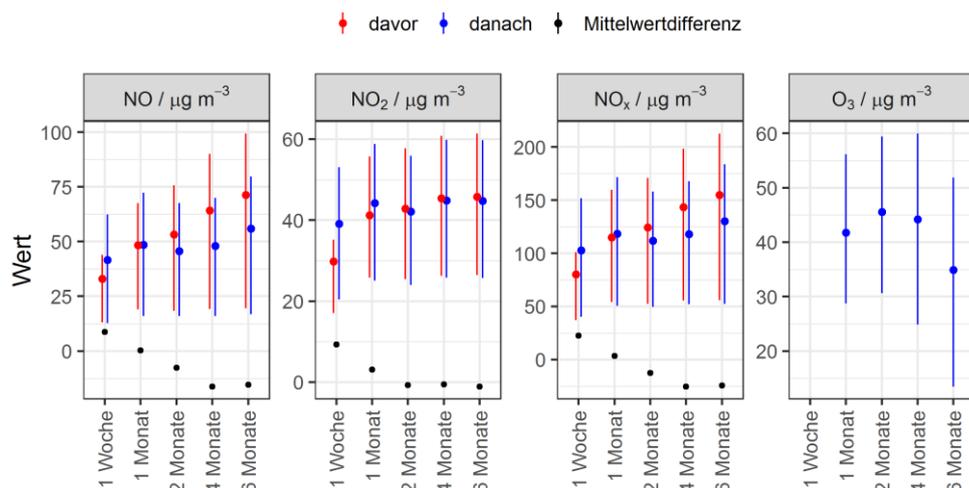


Abbildung 43: Mittelwerte der Luftschadstoffe vor und nach der Änderung der Einlasshöhe in Dresden – Bergstraße für verschiedene Mittelungszeiträume und den Termin der Änderung herum – Linien geben den Bereich zwischen 1. und 3. Quartil der Messwerte an

Um mögliche Einflüsse der Interventionen genauer zu untersuchen, ist in Abbildung 44 der aus dem BRT-Modell berechnete Trend von NO, NO₂ und NO_x an Dresden-Bergstr. gezeigt, der die Konzentrations-Zeitreihe bereinigt um die Einflüsse von Witterung, Trajektorienparametern, Verkehrsdichte und Ozon darstellt.

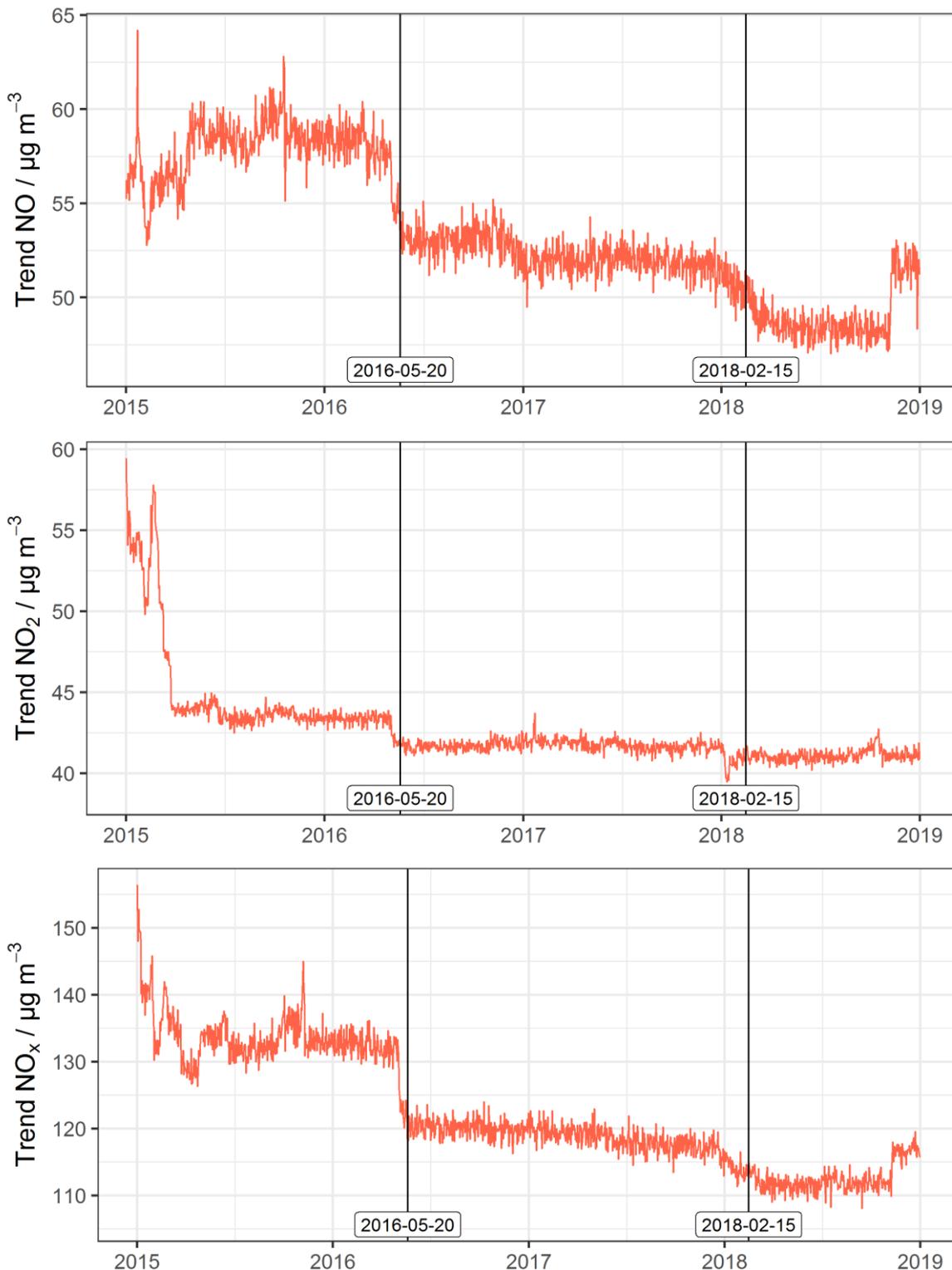


Abbildung 44: Modellierter Trend der witterungs-, verkehrsdichte- und ozonbereinigten Konzentrationen von NO, NO₂ und NO_x an Dresden – Bergstr. – schwarze Linien kennzeichnen die Änderung der Einlasshöhe am 20.05.2016 und die Einrichtung einer permanenten Geschwindigkeitskontrolle im Februar 2018 (s. Kapitel 3.7.2)

Für NO, NO₂ und NO_x zeigt sich in zeitlicher Nähe zur Änderung der Einlasshöhe eine deutliche Stufe im Trend, die allerdings nicht exakt mit der Intervention zusammenfällt, sondern ca. 20 Tage vor dem 20.5.16 liegt. Da die Variablen Globalstrahlung, Windrichtung und Ozon an dieser Messstation erst ab Mitte-Ende 2016 zur Verfügung standen, wurde geprüft, ob die zeitliche Abweichung der Stufe im Trend möglicherweise mit der Nicht-Verfügbarkeit dieser Einflussgrößen zusammenhängt. Dafür wurden separate BRT-Modelle ohne diese Variablen trainiert und deren bereinigte Trends simuliert. Es zeigten sich ähnliche Verläufe, insbesondere lag die Stufe im Trend in diesen Simulationen ebenfalls ähnlich früher als die eigentliche Einlasshöhenänderung, so dass dies als Ursache ausgeschlossen werden kann.

Die Konzentrationsabnahme durch die Stufe im Trend beträgt ca. 5 µg m⁻³ für NO, ca. 2 µg m⁻³ für NO₂ und ca. 10 µg m⁻³ für NO_x, und bedeutet damit eine relative Abnahme um ca. 4 – 8 % im Vergleich zum ursprünglichen Niveau. Eine Abnahme der NO_x-Konzentrationen in dieser Größenordnung durch Erhöhung des Einlasses von 1,8 auf 3,6 m erscheint plausibel und liegt im Bereich dessen, was man basierend auf an anderen Stationen durchgeführten zeitgleichen Messungen in verschiedenen Einlasshöhen erwarten kann (BERGER ET AL., 2000).

Da in den Monaten vor und nach der Konzentrationsstufe im Trend keinerlei weitere deutliche Ausschläge zu erkennen sind, liegt die Vermutung nahe, dass es sich bei dem zeitlichen Versatz von etwa drei Wochen um Modellsicherheit handelt. Eine Rücksprache mit dem Autor des „deweather“ Paketes, mit dem die Trendberechnung erfolgte, ergab, dass sich diese Frage bislang nicht abschließend beantworten lässt, da die Verbreitung des BRT-Modells im Bereich Luftqualität und Atmosphärenwissenschaft sehr niedrig ist und hier noch Forschungsbedarf besteht.

Insgesamt erscheint es aber wahrscheinlich, dass die Abnahme der NO_x-Konzentrationen um 4 – 8 % ursächlich auf die Änderung der Einlasshöhe zurückzuführen ist.

3.7.2 Einrichtung einer Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstr.

Im Februar 2018 wurde kurz hinter der Luftmessstation eine permanent installierte Geschwindigkeitskontrolle von der Stadtverwaltung Dresden eingerichtet, wobei das genaue Datum der Einrichtung unbekannt ist. Hinsichtlich der Verkehrsintensität hatte dies keinen Einfluss (nicht gezeigt), könnte aber möglicherweise zu im Mittel niedrigeren Geschwindigkeiten an der Messstation und damit zu niedrigeren NO_x-Emissionen geführt haben.

Auch hier ist, wie in Abbildung 45 gezeigt, basierend auf den direkten Messdaten kein Effekt ableitbar, da bedingt durch unterschiedliche Witterungsbedingungen ein Vergleich der mittleren Konzentrationen vor und nach der Installation nicht sinnvoll möglich ist.

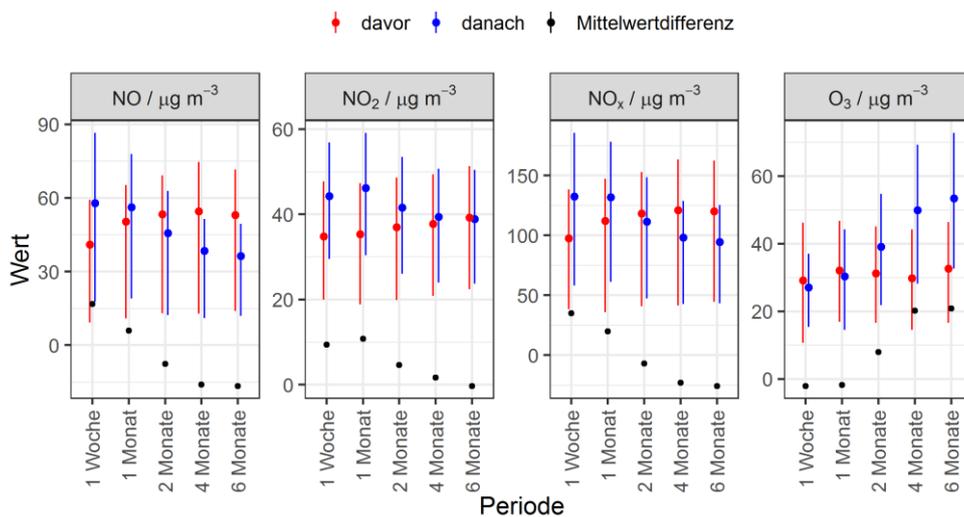


Abbildung 45: Mittelwerte der Luftschadstoffe vor und nach der Einrichtung einer permanenten Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstraße für verschiedene Mittelungszeiträume und den angenommenen Termin 01.02.2018 herum – Linien geben den Bereich zwischen 1. und 3. Quartil der Messwerte an

Die Beurteilung eines möglichen Einflusses auf die NO_x -Immissionen erfolgt daher wieder anhand der in Abbildung 44 gezeigten Trends. Im Gegensatz zur Einlasshöhenänderung am 20.5.16 sind im Februar 2018 keine sehr deutlichen Konzentrationsstufen zu erkennen. Für NO_2 ist der Trend in diesem Zeitraum sehr stabil auf gleichem Niveau, für NO ist er fallend, allerdings schon ab etwa Anfang 2018 und nicht erst im Februar. Für NO_x lässt sich etwas später als zum gekennzeichneten Datum am 15.2.18 eine geringfügige Abnahme um ca. $2 \mu\text{g m}^{-3}$ erkennen.

Zum Vergleich und zur weiteren Untersuchung wurden die NO_x -Trends mit einem BRT-Modell berechnet, in dem Witterung, Trajektorienparameter und Verkehrsdichte, nicht aber der Einfluss des Ozons berücksichtigt wurden. Für NO_2 und NO_x ergaben sich sehr ähnliche Trends zu den in Abbildung 44 gezeigten. Für NO wird in diesen Berechnungen eine deutlichere Stufenbildung kurz nach dem 15.2.18 sichtbar, die in Abbildung 46 dargestellt ist.

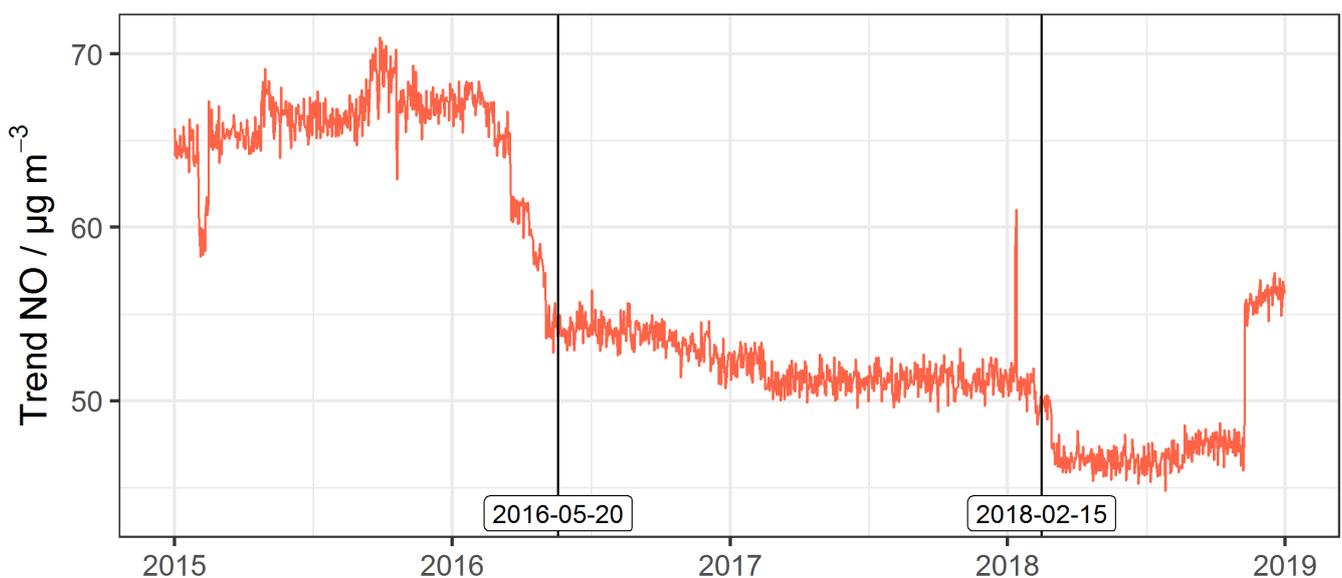


Abbildung 46: Modellierter Trend der witterungs- und verkehrsdichtebereinigten Konzentrationen von NO an Dresden – Bergstr.

Die beobachtete Konzentrationsabnahme beträgt auch in Dresden – Bergstraße ca. $2 \mu\text{g m}^{-3}$, was ca. 4 % des ursprünglichen NO-Niveaus und knapp 2 % des NO_x-Niveaus sind.

Ob diese Konzentrationsabnahmen im NO- und NO_x-Trend tatsächlich auf reduzierte Geschwindigkeiten und dadurch reduzierte Motorlast und Emissionen zurückzuführen sind, lässt sich allerdings auch hier nicht zweifelsfrei belegen. Durch den geringeren Unterschied im Vergleich zur Stufe bei der Einlasshöhenänderung und der Tatsache, dass die Reduktion nur im NO- und nicht im NO₂-Trend beobachtet wird, bleiben hier große Unsicherheiten. Was sich jedoch feststellen lässt, ist, dass durch die Errichtung der permanenten Geschwindigkeitskontrolle die Gesamt-NO_x-Immissionen an der Messstation maximal um 2 % verringert wurden.

3.7.3 Auswirkungen von Baustellen in Leipzig – Lützner Str.

Im Jahr 2018 wurden im Umfeld der Luftgütemessstation Leipzig – Lützner-Straße verschiedene Baumaßnahmen durchgeführt, die nach Informationen der Stadtverwaltung Leipzig zu Auswirkungen auf die Verkehrsdichte und damit die Emissionen in der Lützner Str. geführt haben könnten. Die Baustellen mit ihren jeweiligen Zeiten und möglichen Auswirkungen sind in Tabelle 13 wiedergegeben.

Tabelle 13: Baustellen im Umfeld der Lützner Str. 2018 und mögliche Auswirkungen auf Verkehr nach Aussage der Stadtverwaltung Leipzig

	Beginn	Ende	Mögliche Auswirkungen auf Verkehr in Lützner Str.
Baustelle #1	15/01/2018	30/11/2018	Keine Beeinträchtigung
Baustelle #2	26/02/2018	30/03/2018	Möglicherweise Mehrverkehr
Baustelle #3	02/05/2018	07/07/2018	Mehrverkehr, einschließlich Bussen (Schienenersatzverkehr)
Baustelle #4	07/05/2018	31/12/2018	Möglicherweise Mehrverkehr
Baustelle #5	24/09/2018	21/12/2018	Fahrspurreduzierung in stadtwärtiger Richtung

Messbare Auswirkungen auf die an der Verkehrszählstelle beobachtete Verkehrsdichte hatte dabei nur die Baustelle #5 am Ende des Jahres 2018, durch die, wie in Abbildung 12 zu erkennen ist, der stadtwärtige Verkehr um ca. 33 % reduziert wurde, von ca. 420 auf 280 Leichtfahrzeugen h⁻¹, bzw. von ca. 15 auf ca. 10 Schwerfahrzeuge h⁻¹.

Ähnlich wie bei den oben diskutierten Interventionen in Dresden – Bergstraße ist ein Vergleich der NO_x-Belastung vor, während und nach den jeweiligen Baustellen basierend auf den direkten Messdaten nicht zielführend, da zu viele andere Einflüsse mögliche veränderte Immissionsmuster überdecken. Daher wird auch hier auf den modellierten Trend zurückgegriffen, der in Abbildung 47A bereinigt um Einflüsse der Witterung, der Trajektorienvariablen, sowie der Tages- und Jahreszeit-Variablen gezeigt wird. In Abbildung 47B wird zum Vergleich der modellierte Trend von NO_x gezeigt, der sich unter Berücksichtigung der Verkehrszählenden, also Herausrechnen des Einflusses der konkreten Verkehrsdichte, ergibt.

Grau hinterlegt sind in der Abbildung 47 die Zeiträume der kürzeren Baustellen #2, #3 und #5. Die Baustelle #1 im Umfeld der Lützner Str. dauerte fast das ganze Jahr 2018 an und sollte keine Auswirkungen auf die Lützner Str. haben (Tabelle 13). Die Baustelle #4 war mit knapp acht Monaten auch sehr lange eingerichtet und wurde daher ebenfalls nicht in der Abbildung 47 markiert.

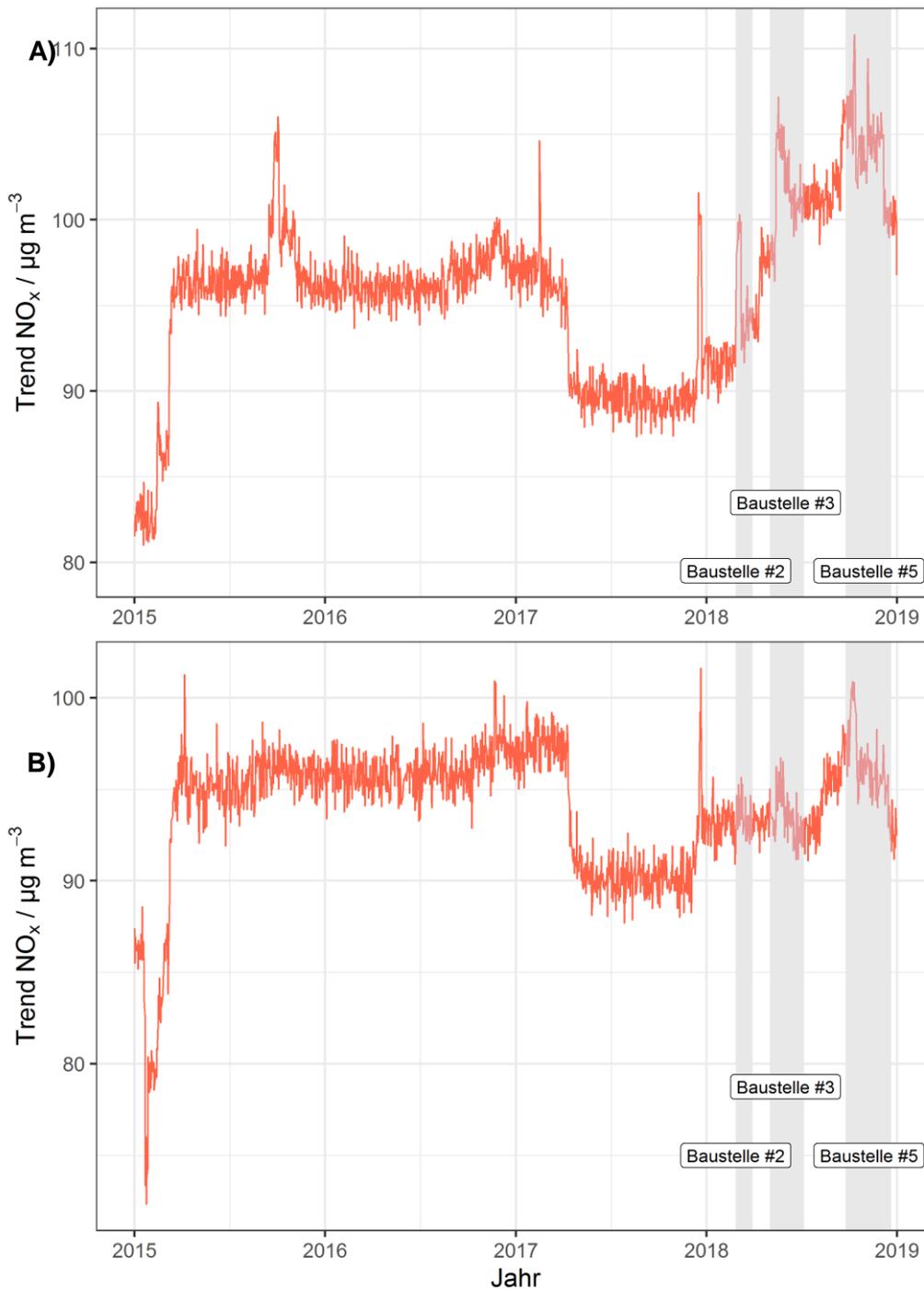


Abbildung 47: Modellierter Trend der NO_x-Konzentrationen in Leipzig – Lützner Str. für A) witterungs- und zeitvariablenbereinigtes Modell und B) Modell mit zusätzlicher Bereinigung um Verkehrszähltdaten – grau hinterlegt sind die in Tabelle 13 genannten Baustellen #2, #3 und #5

Im witterungsbereinigten NO_x-Trend ist in Abbildung 47A für 2018 ein genereller Anstieg zu erkennen, dessen Ursachen wahrscheinlich mit Einflüssen wie konkreter Verkehrsdichte, die in diesem Modell nicht abgebildet sind, zusammenhängen. Diesem Anstieg überlagert sind innerhalb der grau markierten Baustellenzeiten Spitzen von ca. 7-8 µg m⁻³ zusätzlichem NO_x zu erkennen, die mit den Baustellenaktivitäten in Zusammenhang stehen könnten. Allerdings sind diese NO_x-Zunahmen für Baustelle #2 und #3 nicht über den gesamten Baustellenzeitraum zu erkennen und für Baustelle #5 zeitlich nicht exakt übereinstimmend mit dem berichteten Baustellentermin.

Im zusätzlich um die gemessene Verkehrsdichte bereinigten Trend in Abbildung 47B sind diese NO_x-Spitzen nicht mehr oder nur noch sehr reduziert zu erkennen, was als Hinweis gedeutet werden kann, dass sie durch veränderte Verkehrsmuster verursacht sein könnten. In Frage kommen hier erhöhte Emissionen durch Mehrverkehr, zusätzliche Emissionen durch Baufahrzeuge im Umfeld der Lützner Str. oder auch erhöhte Verkehrsemissionen durch Staubildung und stockenden Verkehr. Staubildung und stockender Verkehr werden durch die Verkehrszählstelle nicht erfasst, was ein Grund dafür sein könnte, dass trotz reduzierter Fahrspur und dadurch reduzierter Verkehrsdichte während der Baustelle #5 die NO_x-Emissionen nicht niedriger, sondern eher erhöht waren.

Insgesamt ergeben sich aus diesen Betrachtungen Hinweise für eine zumindest zeitweilige NO_x-Mehrbelastung durch die drei Baustellen in der Größenordnung von einigen $\mu\text{g m}^{-3}$, wobei für eine zweifelsfreie ursächliche Zuordnung der beobachteten NO_x-Spitzen zu den jeweiligen Baustellen weitere Informationen zu Einflussgrößen wie z. B. Verkehrsfluss notwendig wären.

4 Zusammenfassung

Im Projekt „Einfluss von Wetterlagen und Witterung auf die Stickstoffdioxid-Konzentrationen in der Außenluft 2015 - 2018“ wurden die Abhängigkeiten zwischen meteorologischen und weiteren Einflussgrößen und den Konzentrationen der Luftschadstoffe NO_2 , NO , NO_x und O_3 untersucht. Die grundsätzlichen Schwierigkeiten hierbei sind die gleichzeitigen Einflüsse von veränderlicher Meteorologie sowie Trends in den Verkehrsdichten und in den Stickoxidemissionen der Fahrzeugflotte.

Um die verschiedenen Einflüsse besser zu trennen, wurden im Projekt zwei Ansätze verfolgt. Für einen ersten Überblick wurden ähnlich wie in einem früheren Projekt die Messtage im Projektzeitraum in kombinierte meteorologische Kategorien eingeteilt, die für unterschiedlich stark ausgeprägte Einflüsse auf Verdünnung oder Anreicherung der Schadstoffe stehen. Durch Vergleich der jeweils zusammengehörenden Kategorien kann so der Einfluss eines einzelnen meteorologischen Parameters unter ansonsten gleichen oder ähnlichen Ausprägungen der übrigen meteorologischen Parameter untersucht werden.

Zum anderen wurde der Einfluss der Meteorologie aus den Zeitreihen der Schadstoffkonzentrationen mittels einer neuartigen Auswertemethode der statistischen Modellierung aus dem Bereich des maschinellen Lernens herausgerechnet, um somit den Trend der witterungsbereinigten Immissionen untersuchen zu können.

Die witterungsbereinigten Trends wurden verwendet, um den Einfluss der Meteorologie auf die Jahresmittelwerte im Untersuchungszeitraum zu quantifizieren, sowie Auswirkungen verschiedener Interventionen an den Stationen Dresden – Bergstr. und Leipzig – Lützner Str. detailliert zu untersuchen.

Darüber hinaus wurde ein einfacher Bilanzierungsansatz getestet, über den NO_2 -Immissionen an einer Verkehrsstation in die Quellkategorien „Direktemission“, „Sekundärbildung durch lokalen Ozonabbau“ und „städtischer Hintergrund“ unterschieden werden können.

Die sich aus diesen Untersuchungen ergebenden Hauptbefunde sind im Folgenden zusammengefasst.

- Die statistische Modellierung mittels „boosted regression trees“ ermöglichte eine sehr detaillierte Beschreibung der Zusammenhänge zwischen meteorologischen Parametern und Schadstoffkonzentrationen. Grundsätzlich sind die sich ergebenden Einflüsse plausibel und qualitativ konsistent mit denen aus dem einfacheren Ansatz der kombinierten Witterungskategorien, können darüber hinaus aber auch umfassend quantitativ beschrieben werden. Da es sich um eine neuartige, im Bereich der Luftqualität noch wenig verbreitete Auswertemethode handelt, wäre ein Vergleich der erhaltenen Ergebnisse mit denen anderer komplexer Methoden, z. B. detaillierte Chemie-Transport-Modellierung, interessant.
- Neben der Verkehrsdichte, die an allen Verkehrsstationen maßgeblich für die NO_x -Immissionen verantwortlich ist, zeigten sich v. a. die Windgeschwindigkeit und z. T. auch die Mischungsschichthöhe als wichtige meteorologische Einflussgrößen, die in hohem Maße die Dispersion oder Anreicherung der lokalen Emissionen bestimmen. Bei ansonsten gleichen, mittleren Witterungsbedingungen verringerte sich in Dresden – Bergstr. die NO_2 -Konzentration im Bereich zwischen Windstille und 1 m s^{-1} stündlicher Windgeschwindigkeit annähernd linear um $25 \mu\text{g m}^{-3}$ und darüber bis 3 m s^{-1} um weitere $15 \mu\text{g m}^{-3}$. Die aus global aufgelösten Reanalysedaten berechnete Mischungsschichthöhe führte im niedrigen Bereich zwischen 0 und 500 m an dieser Station zu einer mittleren NO_2 -Reduktion um $10 \mu\text{g m}^{-3}$. Da die verwendete Mischungsschichthöhe nicht unbedingt realen Werten entsprechen muss, wären genauere Untersuchungen zu diesem quantitativen Einfluss basierend auf höher aufgelösten Reanalysedaten oder gar Messdaten empfehlenswert.

- Nur an den Verkehrsstationen zeigte sich ein deutlicher Einfluss hoher Temperaturen mit ab ca. 20 bis 40 °C um bis zu $20 \mu\text{g m}^{-3}$ steigenden NO_2 -Immissionen. Die genaue Ursache hierfür bleibt unklar und sollte weiter untersucht werden.
- Ebenfalls interessant ist der beobachtete Einfluss der relativen Luftfeuchte, die in Dresden – Bergstr. die NO_2 -Immissionen unter sehr feuchten im Vergleich zu sehr trockenen Bedingungen, bei ansonsten gleichem Einfluss der übrigen Variablen, um ca. $15 \mu\text{g m}^{-3}$ reduziert. Ursachen hierfür könnten eine erhöhte trockene Deposition an feuchten Oberflächen, aber möglicherweise auch noch andere Prozesse wie feuchteabhängige Motoremissionen sein.
- Niederschlag hatte in allen statistischen Modellen keinen Einfluss auf NO_2 -Konzentrationen. Allerdings wurde gezeigt, dass das verwendete RADOLAN-Produkt die Anzahl und Intensität tatsächlicher Regenereignisse unterschätzt und zudem an DWD-unabhängigen Messstationen eine hohe Streuung im Vergleich zu bodengebundenen Messdaten zeigt. Längerfristige Messungen des Niederschlags zumindest an ausgewählten Stationen des Messnetzes wären daher empfehlenswert, um den Einfluss von Regen auf die Schadstoffkonzentrationen genauer untersuchen zu können.
- Die Globalstrahlung zeigte an keinem Stationstyp ausgeprägte Einflüsse auf die NO_2 - oder O_3 -Konzentrationen. Für genauere Untersuchungen wären Messungen der Photolyseraten von NO_2 und O_3 hilfreich, die durch die Globalstrahlung nicht unbedingt abgebildet werden können.
- Die Einflüsse des Ozons auf NO_2 und NO_x sind komplex. Einerseits zeigte sich aus dem Modell zunehmendes NO_2 an Verkehrsstationen mit zunehmendem O_3 im regionalen Hintergrund, was durch zunehmende Oxidation von NO erklärt werden kann. Andererseits ergibt sich für lokal gemessenes Ozon eine starke Antikorrelation mit NO_2 , was daran liegen könnte, dass Ozon zum einen in der Nacht eine chemische Senke für NO_2 ist und zum anderen am Tag im Modell ein Proxy für OH sein könnte, welches die wichtigste chemische Tag-Senke für NO_2 ist.
- Die Konzentrationen von Ozon selbst zeigen in den durch das Modell beschriebenen Abhängigkeiten oft zum NO_2 entgegengesetzte Abhängigkeiten, z. B. höheres Ozon mit zunehmender Mischungsschichthöhe und zunehmender Windgeschwindigkeit sowie an allen Stationstypen höhere Konzentrationen mit zunehmender Temperatur. Die wichtigste meteorologische Einflussgröße war jedoch die relative Luftfeuchte, für die Ozon mit zunehmenden Feuchten stark abnimmt, was vermutlich auf erhöhte trockene Deposition, v. a. auch an Pflanzenoberflächen zurückzuführen ist.
- Über die statistische Modellierung konnte der variable Einfluss der Meteorologie aus den Zeitreihen der Schadstoffkonzentrationen herausgerechnet werden. Die sich ergebenden witterungsbereinigten Trends zeigen im Untersuchungszeitraum 2015 bis 2018 einen um insgesamt $10 \mu\text{g m}^{-3}$ fallenden Trend für NO_x im Mittel der Verkehrsstationen. Im städtischen und ländlichen Hintergrund sowie auf dem Erzgebirgskamm halten sich die NO_x -Konzentrationen jedoch eher auf gleichbleibendem Niveau. Auch für NO_2 ist ein fallender Trend an den Verkehrsstationen zu beobachten, der sich in den witterungsbereinigten Modellergebnissen allerdings zumindest 2018 nicht fortzusetzen schien.
- Der Einfluss der Witterung führte 2017 und 2018 zu einem um 2 bzw. $1,5 \mu\text{g m}^{-3}$ niedrigeren Jahresmittelwert für NO_2 in Dresden – Bergstr. als dies für mittlere meteorologische Bedingungen hätte erwartet werden können. Eine wichtige Ursache hierfür könnten die in diesen beiden Jahren höheren mittleren Windgeschwindigkeiten gewesen sein. Wird auch der Einfluss des Ozons aus dem bereinigten Trend herausgerechnet, ergibt sich für 2018 ein nur um $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ niedrigerer NO_2 -Jahresmittelwert, was als Einfluss der v. a. im Sommer 2018 höheren Ozonkonzentrationen interpretiert werden kann. Im Mittel über alle Verkehrsstationen führten die hohen Ozonkonzentrationen 2018 zu deutlich niedrigeren NO -Immissionen, aber nicht zu höheren NO_2 -Immissionen als dies bei für den Vierjahreszeitraum typischer Witterung der Fall gewesen wäre. 2017 führten günstige meteorologische Bedin-

gungen für Ausbreitung und Dispersion ebenfalls zu etwas niedrigeren NO- und NO₂-Immissionen an Verkehrsstationen.

- Die Quellzuordnung der NO₂-Immissionen an zwei Dresdner Verkehrsstationen ergab einen Beitrag von 20 % aus dem lokalen Ozonabbau, 17 bis 34 % aus Direktmissionen und 46 bis 66 % aus der städtischen Hintergrundbelastung. Inwieweit die Ergebnisse des verwendeten einfachen Bilanzierungsansatzes belastbar sind, sollte durch Vergleiche mit anderen Methoden geprüft werden.
- Die Änderung der Einlasshöhe zur Probenahme der Luftschadstoffe in Dresden – Bergstr. führte vermutlich zu einer Abnahme der gemessenen NO_x-Immissionen von ca. 4 – 8 %.
- Die Einrichtung einer permanenten Geschwindigkeitskontrolle in Dresden – Bergstr. führte zu einer NO_x-Reduktion von höchstens 2 %, wobei dieser Effekt nicht sicher festgestellt werden konnte.
- Die Einrichtung von Baustellen im Umfeld der Lützner Str. führten 2018 vermutlich zu einer zeitweiligen NO_x-Mehrbelastung von einigen µg m⁻³, wobei auch hier für eine zweifelsfreie Zuordnung der im bereinigten Trend beobachteten Konzentrationsspitzen weitere Daten notwendig wären.

Literaturverzeichnis

- BERGER, F., JACOB, J., LÖSCHAU, G., WOLF, U., CONRADT, S., KUß, H., DRÜEKE, M.: Jahresbericht zur Immissionssituation 1999. Materialien zur Luftreinhaltung, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2000)
- CAMALIER, L., COX, W., DOLWICK, P.: The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmospheric Environment* 41 (2007), S. 7127-7137
- CARSLAW, D.: dweather: Remove the influence of weather on air quality data. R package version 0.5, (2018), <http://github.com/davidcarslaw/dweather>
- CARSLAW, D.C., BEEVERS, S.D.: Estimations of road vehicle primary NO₂ exhaust emission fractions using monitoring data in London. *Atmospheric Environment* 39 (2005), S. 167-177
- CARSLAW, D.C., TAYLOR, P.J.: Analysis of air pollution data at a mixed source location using boosted regression trees. *Atmospheric Environment* 43 (2009), S. 3563-3570
- CHANG, Y., MENDREA, B., STERNIAK, J., BOHAC, S.V.: Effect of Ambient Temperature and Humidity on Combustion and Emissions of a Spark-Assisted Compression Ignition Engine. *Journal of Engineering for Gas Turbines and Power* 139 (2017)
- CLAPP, L.J., JENKIN, M.E.: Analysis of the relationship between ambient levels of O₃, NO₂ and NO as a function of NO_x in the UK. *Atmospheric Environment* 35 (2001), S. 6391-6405
- DÜRING, I., BÄCHLIN, W., KETZEL, M., BAUM, A., FRIEDRICH, U., WURZLER, S.: A new simplified NO/NO₂ conversion model under consideration of direct NO₂-emissions. *Meteorologische Zeitschrift* 20 (2011), S. 67-73
- DWD: Datensatzbeschreibung: Historische stündliche RADOLAN-Raster der Niederschlagshöhe (GIS-lesbar). (2018), https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/hourly/radolan/historical/asc/BESCHREIBUNG_gridsgermany_hourly_radolan_historical_asc_de.pdf
- ELITH, J., LEATHWICK, J.R., HASTIE, T.: A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77 (2008), S. 802-813
- FOWLER, D., PILEGAARD, K., SUTTON, M.A., AMBUS, P., RAIVONEN, M., DUYZER, J., SIMPSON, D., FAGERLI, H., FUZZI, S., SCHJOERRING, J.K., GRANIER, C., NEFTEL, A., ISAKSEN, I.S.A., LAJ, P., MAIONE, M., MONKS, P.S., BURKHARDT, J., DAEMMGEN, U., NEIRYNCK, J., PERSONNE, E., WICHINK-KRUIT, R., BUTTERBACH-BAHL, K., FLECHARD, C., TUOVINEN, J.P., COYLE, M., GEROSA, G., LOUBET, B., ALTIMIR, N., GRUENHAGE, L., AMMANN, C., CIESLIK, S., PAOLETTI, E., MIKKELSEN, T.N., RO-POULSEN, H., CELLIER, P., CAPE, J.N., HORVATH, L., LORETO, F., NIINEMETS, U., PALMER, P.I., RINNE, J., MISZTAL, P., NEMITZ, E., NILSSON, D., PRYOR, S., GALLAGHER, M.W., VESALA, T., SKIBA, U., BRUEGGEMANN, N., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., WILLIAMS, J., O'DOWD, C., FACCHINI, M.C., DE LEEUW, G., FLOSSMAN, A., CHAUMERLIAC, N., ERISMAN, J.W.: Atmospheric composition change: Ecosystems-Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment* 43 (2009), S. 5193-5267
- FRIEDMAN, J. H.: Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics* 29 (2001), S. 1189-1232
- GRANGE, S.K., LEWIS, A.C., MOLLER, S.J., CARSLAW, D.C.: Lower vehicular primary emissions of NO₂ in Europe than assumed in policy projections. *Nature Geoscience* 10 (2017), S. 914-918
- GREENWELL, B., BOEHMKE, B., CUNNINGHAM, J.: gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.1.5, (2019), <https://CRAN.R-project.org/package=gbm>
- BARTELS, H., WEIGL, E., REICH, T., LANG, P., WAGNER, A., KOHLER, O., GERLACH, N.: Projekt RADOLAN Routineverfahren zur Online-Aneicherung der Radarniederschlagsdaten mit Hilfe von automatischen Bodenniederschlagsstationen (Ombrometer). Deutscher Wetterdienst (2004)
- JACOB, D.J., WINNER, D.A.: Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment* 43 (2009), S. 51-63

- JAMES, G., WITTEN, D., HASTIE, T., TIBSHIRANI, R. (2013). An Introduction to Statistical Learning. Springer, New York
- KAVASSALIS, S.C., MURPHY, J.G.: Understanding ozone-meteorology correlations: A role for dry deposition. *Geophysical Research Letters* 44 (2017), S. 2922-2931
- KUHN, M., JOHNSON, K. 2013. Applied Predictive Modeling. Springer, New York.
- LFU: Untersuchung der räumlichen Verteilung der NO_x-Belastung im Umfeld von vorhandenen, hochbelasteten Luftmessstationen. Bayerisches Landesamt für Umwelt, LfU (2015)
- MONKS, P.S., ARCHIBALD, A.T., COLETTE, A., COOPER, O., COYLE, M., DERWENT, R., FOWLER, D., GRANIER, C., LAW, K.S., MILLS, G.E., STEVENSON, D.S., TARASOVA, O., THOURET, V., VON SCHNEIDEMESSER, E., SOMMARIVA, R., WILD, O., WILLIAMS, M.L.: Tropospheric ozone and its precursors from the urban to the global scale from air quality to short-lived climate forcer. *Atmospheric Chemistry and Physics* 15 (2015), S. 8889-8973
- MUTKE, G., ROß, T., PAUSCH, A., HAUSMANN, A., WOLF, U., DIETZ, V.: NO_x-Emissionen von PKW und schweren Nutzfahrzeugen an Steigungsstrecken. *Schriftenreihe LfULG, Heft 14/2017*, (2017)
- OIKAWA, P.Y., GE, C., WANG, J., EBERWEIN, J.R., LIANG, L.L., ALLSMAN, L.A., GRANTZ, D.A., JENERETTE, G.D.: Unusually high soil nitrogen oxide emissions influence air quality in a high-temperature agricultural region. *Nature Communications* 6 (2015)
- PAUSCH, A., FRANKE, J., LÖSCHAU, G., MÜHLNER, M., STRAKOVÁ, M., MANNEWITZ, A.: Luftqualität in Sachsen - Jahresbericht 2018. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) (2019)
- R CORE TEAM: R: A language and environment for statistical computing. (2018), <https://www.R-project.org>
- RIDGEWAY, G.: Generalized Boosted Models: A guide to the gbm package. (2019), <https://cran.r-project.org/web/packages/gbm/vignettes/gbm.pdf>
- ROMER, P.S., DUFFEY, K.C., WOOLDRIDGE, P.J., EDGERTON, E., BAUMANN, K., FEINER, P.A., MILLER, D.O., BRUNE, W.H., KOSS, A.R., DE GOUW, J.A., MISZTAL, P.K., GOLDSTEIN, A.H., COHEN, R.C.: Effects of temperature-dependent NO_x emissions on continental ozone production. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18 (2018), S. 2601-2614
- SEINFELD, J.H., PANDIS, S.N. 2006. Atmospheric chemistry and physics : From air pollution to climate change -2nd edition. Wiley, New York.
- STEIN, A.F., DRAXLER, R.R., ROLPH, G.D., STUNDER, B.J.B., COHEN, M.D., NGAN, F.: NOAA's HYSPLIT Atmospheric Transport and Dispersion Modeling System. *Bulletin of the American Meteorological Society* 96 (2015), S. 2059-2077
- SUAREZ-BERTOIA, R., ASTORGA, C.: Impact of cold temperature on Euro 6 passenger car emissions. *Environmental Pollution* 234 (2018), S. 318-329
- TAWFIK, A.B., STEINER, A.L.: A proposed physical mechanism for ozone-meteorology correlations using land-atmosphere coupling regimes. *Atmospheric Environment* 72 (2013), S. 50-59
- VAN PINXTEREN, D., MOTHES, F., SPINDLER, G., FOMBA, K.W., HERRMANN, H.: Auswertung der gravimetrischen PM10-Messungen in Sachsen, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Berlin zur Identifikation des Anteils verschiedener Quellen an der Feinstaubbelastung anhand der Inhaltsstoffe und anhand von Rezeptormodellierung (PM-Ost). *Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt –IX C 57 Berlin; Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie; Landesamt für Umwelt Brandenburg; Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern* (2017)
- VAN PINXTEREN, D., SPINDLER, G., MÜLLER, K., FOMBA, K.W., IINUMA, Y., RASCH, F., WEINHOLD, K., BIRMILI, W., WIEDENSOHLER, A., HERRMANN, H.: Aerosole zur Indikation der Luftqualität im Raum Leipzig. *Schriftenreihe, Heft 7/2016, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)* (2016)

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.lfulg.sachsen.de

Autoren:

Dr. Dominik van Pinxteren, Sebastian Düsing, Prof. Dr. Alfred Wiedensohler,
Prof. Dr. Hartmut Herrmann
Leibniz-Institut für Troposphärenforschung
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig
Telefon: + 49 341 2717-7024
Telefax: + 49 341 2717-997024
E-Mail: dominik@tropos.de

Redaktion:

Dr. Andrea Hausmann
Abteilung 5/Referat Klima, Luftqualität
Söbrigener Str. 3a, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-5100
Telefax: + 49 351 2612-5099
E-Mail: andrea.hausmann@smul.sachsen.de

Fotos:

Titelbild Burkhard Lehmann, LfULG

Redaktionsschluss:

22.01.2020

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben.

Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung.

*Täglich für
ein gutes Leben.*

www.lfulg.sachsen.de