



Ultrafeine Partikel in Kloten 2019 & 2020

Belastungssituation und Einfluss des Flugverkehrs

Impressum

- Kurztitel: Ultrafeine Partikel in Kloten 2019 & 2020
- Herausgeber: OSTLUFT – Die Luftqualitätsüberwachung der Ostschweizer Kantone und des Fürstentums Liechtenstein
- Projektteam: Jörg Sintermann, Urs Schaufelberger, Roy Eugster, Michael Götsch
- Titelbild: Kloten mit Flugverkehr, © Foto Jörg Sintermann
- Copyright: © OSTLUFT, Februar 2021, Abdruck mit Quellenangabe erwünscht
- Bezug und weitere Informationen: Download pdf: www.ostluft.ch (eine gedruckte Fassung liegt nicht vor)

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	2
1 Ausgangslage und Fragestellung	4
2 Standort	6
3 Ergebnisse und Diskussion	8
3.1 Windverteilung	8
3.2 Verkehrsaktivität	8
3.3 Partikelanzahl	10
3.3.1 Belastungssituation	10
3.3.2 Quellenzuweisung	12
3.3.3 Einfluss Verkehrsaktivität und Covid-19	15
3.3.4 UFP-Immissionsbeitrag des Flugverkehrs	18
3.3.5 Einfluss des Flugverkehrs in weiteren Untersuchungen	19
3.4 Anzahl-Grössenverteilungen	21
3.4.1 Allgemeines	21
3.4.2 Dynamik der Grössenverteilungen	22
3.4.3 Rückschlüsse auf den Einfluss der Art der Flugaktivität	23
3.4.4 Ausgangsverteilungen beschreiben die gemessenen UFP	24
3.4.5 Schlussfolgerungen zur Zusammensetzung der UFP	27
4 Schlussfolgerungen	28
5 Ausblick	30
Anhang	33
Witterungsverlauf	33
Korrelationen von UFP mit weiteren Messgrössen	33
Auswirkungen Verkehrsregime und Covid-19	35
Polarplots Ausgangsverteilungen	36
Methodendokumentation	37
Verzeichnisse	46

Zusammenfassung

Ultrafeine Partikel (UFP) umfassen die kleinste Partikelfraktion von Feinstaub mit Partikeldurchmessern (D_p) von weniger als 100 nm. In den letzten Jahren haben Untersuchungen im Umfeld von internationalen Flughäfen aufgezeigt, dass der Flugverkehr lokal eine wichtige Quelle für UFP sein kann. In Kloten, mit dem Flughafen Zürich/Kloten und hohem Strassenverkehrsaufkommen, gab es bisher keine längerfristigen UFP-Messungen. Weil der Zusammenhang von UFP mit der normalerweise gemessenen Luftqualität gering ist, lässt sich die UFP-Luftbelastung nicht indirekt ableiten. Das Vorkommen von UFP ist in Kloten somit unzureichend erfasst.

Erstmals UFP-Messungen in Kloten durch OSTLUFT

Seit Februar 2019 führt OSTLUFT in Kloten deshalb erstmals Messungen von UFP durch. Die Messungen finden in einem Wohnquartier in knapp einem Kilometer Entfernung zum Flughafen Zürich/Kloten statt. Der vorliegende Bericht fasst als Zwischenstand die Ergebnisse bis Ende 2020 zusammen. UFP wurden dabei als Anzahl ($PN_{[10-100nm]}$) und Grössenverteilung von Partikeln mit D_p zwischen 10 und 100 nm erfasst. Damit wurde die kurz- und langfristige Belastungssituation mit UFP in Kloten beschrieben und die Relevanz der Quellen Flug- und Strassenverkehr für die lokale UFP-Luftbelastung aufgezeigt. Die Covid-19 Pandemie hatte zudem seit März 2020 Auswirkungen auf die Zahlen des Strassen- und Flugverkehrs. Die Betrachtung der entsprechenden Auswirkungen auf UFP in Kloten macht die Quellenzuweisung eindeutig.

Starke Windrichtungsabhängigkeit der UFP-Belastung

Zwischen Februar 2019 und Februar 2020 betrug die UFP-Konzentration am Messort im Mittel rund 20'000 Partikel pro Kubikzentimeter Luft. Im Vergleich mit anderen Standorten lag die UFP-Luftbelastung damit im Bereich stärker strassenverkehrsbelasteter Situationen. In Kloten trat eine grosse Spannweite an UFP-Konzentrationen auf, je nach Windrichtung und -geschwindigkeit sowie Tageszeit. Episoden mit stark erhöhten UFP-Konzentrationen kamen normalerweise nur tagsüber vor. Es gab dabei keinen grundlegenden Unterschied zwischen Werktagen und Wochenenden, aber einen sehr starken Einfluss der Windrichtung. Alle Windsituationen hatten im Mittel Grössenverteilungen, in denen auch UFP mit $D_p < 20$ nm eine Rolle spielten. Diese kleinsten Partikel waren wahrscheinlich volatil/semivolatil, weil sich Partikel solch geringer Grössen vor allem aus gasförmigen Vorläufersubstanzen bilden. Je nach Windsektor gab es klare Unterschiede, wie stark der Anteil der kleinsten UFP die Grössenverteilung prägte. Vor allem bei West- bis Nordwestwind aus Richtung Flughafen und Autobahn dominierte dieser Einfluss und machte die entsprechende Konzentrationserhöhungen aus.

Flugverkehr als wichtige UFP-Quelle

Die gemessenen UFP-Konzentrationen weisen mit ihrer Wind- und Tageszeit-Abhängigkeit auf den Flugverkehr als eine wichtige UFP-Quelle in Kloten hin. Die Zusammensetzung der Grössenverteilungen und die Fachliteratur stützen diese Erkenntnis. Wenn der Wind aus West/Nordwest weht (d.h. aus Richtung Flughafen und Autobahn), werden Tagesverläufe der UFP in Kloten zwar auch durch den Strassenverkehr beeinflusst, aber weniger deutlich, als durch den Flugverkehr. Windverhältnisse mit direktem Flugverkehrseinfluss kamen am Messort vor Beginn der Covid-19 Massnahmen zu rund 25% der Zeit vor. Diese Situationen prägten die mittlere UFP-Konzentration allerdings überproportional zu rund 50%. Basierend auf dieser Verteilung wurde der Beitrag des Flugverkehrs auf grob 40% der mittleren UFP-Konzentration geschätzt. Zudem liegt die Messstation nah an der abendlichen

Landeanflugschneise. Je nach Windverhältnissen kam in den Messdaten deshalb abends kurzzeitig der Einfluss von UFP direkt aus Landeanflügen zur Geltung.

Verringerung der Flugverkehrszahlen und UFP-Konzentrationen durch Covid-19

Durch die Covid-19 Pandemie sind die Verkehrszahlen ab März 2020 teilweise eingebrochen. Dies betraf die Flugzahlen deutlich stärker als die des Strassenverkehrs. Seit Verringerung der Flugzahlen war am Messort auch die mittlere UFP-Konzentration niedriger als vorher und zwar grösstenteils unabhängig von den Strassenverkehrszahlen. Dadurch wurden die UFP-Konzentrationen eher vergleichbar mit denen anderer Standorte in vorstädtischen Quartieren. Auch nahmen in dieser Zeit die UFP-Konzentration bei Wind aus Richtung Flughafen stärker gegenüber den anderen Windsektoren ab. Die vorher beobachtete Windrichtungsabhängigkeit der UFP-Konzentrationen wurde somit abgeschwächt, was den Quelleneinfluss des Flugverkehrs verdeutlicht.

Fazit

OSTLUFT folgt mit dieser Messkampagne den Empfehlungen der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene, punktuell auch UFP zu messen und die wichtigsten Spitzenbelastungen zu erfassen. Dabei vollzieht OSTLUFT kantonal den gesetzlichen Auftrag, den Stand und die Entwicklung von Luftverunreinigungen zu messen, die Öffentlichkeit darüber zu informieren und die Wirkung von emissionsmindernden Massnahmen zu kontrollieren. Im Gegensatz zur Luftbelastung mit Feinstaub PM10/PM2.5 und NO₂, bei welcher der Flugverkehr für Wohngebiete in Kloten eine weniger prägende Rolle als der Strassenverkehr und weitere Quellen spielt, stellt der Flugverkehr in Kloten einen relevanten Beitrag zur lokalen Luftbelastung mit UFP dar. Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene hält UFP für wichtig, weil diese Partikel durch ihre geringe Grösse tief in den Körper eindringen können und deshalb das Potential haben, gesundheitsschädlich zu wirken. Die Epidemiologie kann aber momentan noch keine abschliessende Antwort auf die Frage liefern, inwieweit sich erhöhte UFP-Konzentrationen unter realen Bedingungen langfristig auf die Gesundheit auswirken. Es gibt in der Luftreinhalteverordnung keinen Immissions-Grenzwert für UFP (bzw. Partikelanzahl). Das gesetzlich verankerte Vorsorgeprinzip stellt aber den grundsätzlichen Auftrag, emissionsmindernde Massnahmen auch für UFP umzusetzen soweit es der Stand der Technik ermöglicht. Diesbezüglich gibt es seit kurzem für neue Flugzeugtriebwerke und auch Verbrennungsmotoren im Strassenverkehr Emissionsgrenzwerte für die Anzahl nicht-volatiler Partikel. Die vorliegenden UFP-Messungen helfen, die Auswirkung massgeblicher Quellen auf die UFP-Luftbelastung in Kloten zu beschreiben und sind eine Grundlage dafür, den Erfolg emissionsmindernder Massnahmen zu beobachten.

1 Ausgangslage und Fragestellung

Feinstaub wird meistens über die Massenkonzentration PM10 und PM2.5 aller Feinstaubpartikel grösser als 10 bzw. 2.5 Mikrometer (μm) im aerodynamischen Durchmesser (D_p) gemessen. Ultrafeine Partikel (UFP)¹⁻³ sind mit $D_p < 0.1 \mu\text{m}$ (d.h. $< 100 \text{ nm}$) Bestandteil von PM10/PM2.5. Sie sind allerdings so klein, dass sie zur Feinstaubmasse vernachlässigbar wenig beitragen. Im Gegensatz dazu dominieren UFP in den meisten Situationen die Anzahl (PN) aller Feinstaubpartikelⁱ. Bei den wenigen verfügbaren Messungen zählt man in der Aussenluft im Durchschnitt wenige 1'000 bis einige 10'000 UFP pro Kubikzentimeter Luft ($\#/ \text{cm}^3$), während in den grösseren Feinstaubfraktionen meist nur eine Handvoll bis einige 100 $\#/ \text{cm}^3$ enthalten sind. Die wichtigsten Quellen für menschengemachte UFP sind Verbrennungsprozesse, v.a. Strassenverkehr und Heizungen. Lokal stellen industrielle Emissionen sowie Schiffs- und Flugverkehr weitere wichtige Quellen dar. Ausserdem entstehen UFP durch chemische Reaktionen von gasförmigen Vorläufersubstanzen in der Luft. Dabei spielen sowohl menschengemachte Emissionen als auch natürliche Quellen eine Rolle^{2,4-10}.

Der Grossraum Zürich ist eine der am stärksten von Luftbelastung betroffenen Regionen in der Schweiz. In Kloten ist bei hoher Siedlungsdichte, mit starkem Verkehrsaufkommen, Industrie sowie dem grössten Schweizer Flughafen Zürich/Kloten eine erhöhte Luftbelastung mit UFP zu erwarten. Insbesondere haben internationale Messungen gezeigt, dass in der Abluffahrt von Flughäfen stark erhöhte UFP-Konzentrationen vorkommen können^{5,10-25}. Die Kantone vollziehen das [Umweltschutzgesetz \(USG\)](#) (Art. 10e) und die [Luftreinhalteverordnung \(LRV\)](#) (Art. 27), indem sie mit Messungen den Stand und die Entwicklung der Luftverunreinigung auf ihrem Gebiet ermitteln. Zudem ist es ihre Aufgabe, die Öffentlichkeit über den Stand der Umweltbelastung und Erfolg von emissionsmindernden Massnahmen zu informieren. Dafür ist es zentral, die wichtigsten Quellen und ihre Auswirkung auf die lokale lufthygienische Situation zu kennen. Solche werden für UFP in Kloten durch die wenigen, weit entfernten Stationen im Messnetz des Bundes ([NABEL](#)) nicht erfasst. Im [OSTLUFT](#)-Messnetz wird in Bezug auf Feinstaub normalerweise die Luftbelastung mit PM10 und PM2.5 gemessen³. Dementsprechend sind das Vorkommen und massgebliche lokale Quellen von UFP in Kloten bisher unzureichend ermittelt.

UFP können bis in die Lungenbläschen gelangen, sich in der Blutbahn und bis in das Gehirn hinein verteilen^{3,26-29}. Unter anderem deshalb könnten UFP ein hohes Potential für negative Gesundheitsauswirkungen haben⁴. Diese sind epidemiologisch bisher jedoch nicht ausreichend eindeutig bestimmt^{26,30,31}. Die [Eidgenössische Kommission für Lufthygiene \(EKL\)](#) hält UFP gemäss ihrem Statusbericht Feinstaub⁴ für relevant. Sie empfiehlt aber bisher keinen entsprechenden Immissionsgrenzwert in der LRVⁱⁱ. Es ist der EKL aber klar, dass der Zusammenhang von UFP mit den Leitschadstoffen NO_2 und PM10/PM2.5 unzureichend ist^{4,30}, so dass auf zusätzliche UFP- bzw. PN-Messungen nicht verzichtet werden kann. Um den Vollzug zu stärken und den Erfolg von emissionsmindernden Massnahmen zu kontrollieren, wird deshalb empfohlen, auch UFP-Messungen durchzuführen. Nicht zuletzt deshalb, weil Feinstaub allgemein von der [Weltgesundheitsorganisation \(WHO\)](#) als krebserzeugend eingestuft wird³² und UFP auch besonders gesundheitsschädliche Russpartikel beinhalten⁴.

ⁱ Es gibt neben Partikelmasse, -anzahl und -grössenverteilung noch weitere Kenngrössen um Feinstaub zu beschreiben, z.B. die Oberfläche der Partikel, ihre Form und ihre chemische Zusammensetzung.

ⁱⁱ Dies ist darin begründet, dass kein Referenzverfahren für UFP-Messungen existiert und aufgrund der lückenhaften Datenlage eine Dosis-Wirkungsbeziehung noch nicht eindeutig bestimmt ist.

In der Stadt Kloten, mit ihren rund 20'000 Einwohnern, führt OSTLUFT daher seit Anfang 2019 zwischen dem Zentrum und den Quartieren Hårdlen sowie Hohrainli (am Schulhaus Feld, nachfolgend wird die Gegend der Einfachheit halber «Feld» genannt) Luftqualitätsmessungen mit Berücksichtigung von UFP durch. Dabei wurden UFP durch die Messung von PN mit D_p zwischen 10 und 100 nm ($PN_{[10-100nm]}$) erfasstⁱⁱⁱ. Die Messkampagne ist eine erste Bestandsaufnahme zum Vorkommen von UFP in Kloten^{iv}. Es werden folgende Fragen erörtert:

1. *In welchen Anzahl-Konzentrationen kommen UFP kurzfristig und im Langzeitmittel vor?*
2. *Unter welchen Bedingungen sind UFP- Konzentrationen vor Ort erhöht?*
3. *Welche charakteristischen Anzahl-Grössenverteilungen haben die UFP?*
4. *Lässt sich aus den Messungen und der Fachliteratur ableiten, wie sich Flug- und Strassenverkehr in Kloten auf die UFP-Konzentrationen auswirken?*

Nachfolgend werden der Messstandort (Abschnitt 2) sowie die Messergebnisse beschrieben (Abschnitt 3). Die Thematik von UFP ist komplex. Daher werden die Messergebnisse vor dem Hintergrund der Fachliteratur eingeordnet. Methodische Aspekte sind im Anhang/Methodendokumentation aufgeführt^v. Dieser Bericht umfasst Daten aus den Jahren 2019 und 2020. Die Covid-19 Pandemie hat seit März 2020 drastische Auswirkungen auf die Wirtschaft, das öffentliche Leben und die Gesundheit vieler. Die damit einhergehenden Verringerungen der Verkehrsaktivitäten bewirkte vielerorts teils deutliche Verbesserungen der Luftqualität mit strassenverkehrsbezogenen Luftschadstoffen³³⁻³⁶. Der Zusammenhang wird hier für UFP in Kloten separat beleuchtet und hilft, eine bessere Quellenabgrenzung zwischen Flug- und Strassenverkehr vorzunehmen (Abschnitt 3.3.3). Für die allgemeine Beschreibung der UFP-Konzentrationen am Messort werden nur Messdaten aus Zeiten herangezogen, in denen die Verkehrsaktivitäten nah am Normalzustand («Alltag») ohne nennenswerte Beeinflussung durch die Pandemie stattfanden. In Abschnitt 4 werden Schlussfolgerungen zu den oben genannten Ausgangsfragen gezogen und es wird ein Ausblick auf zukünftige Entwicklungen gegeben.

ⁱⁱⁱ Wichtig dabei ist, dass somit messtechnisch die UFP, welche einen Grossteil der Partikelanzahl ausmachen, gut charakterisiert werden, allerdings nicht die gesamte Partikelanzahl wiedergegeben wird, sondern von der Partikelgrösse her nur der UFP Ausschnitt. Die Messungen am Standort Gerlisbergstrasse (Ende Januar 2019 bis Anfang Februar 2020) wurden mit einem SMPS 3034 (TSI, Jahrgang 2004, long DMA) vorgenommen, welches $D_p \geq 10$ nm misst. Die Messungen am Standort "Feld" ab März 2020 wurden mit einem SMPS 3938 (TSI, Jahrgang 2020, nanoDMA) durchgeführt, welches D_p ungefähr grösser als 5 nm misst. Um die Ergebnisse zu PN 2019 und 2020 vergleichbar zu machen, wurde für diesen Bericht immer $PN_{[10-100nm]}$ angegeben. In einem Folgebericht über die Messungen ab 2020 wird dieser Grössenbereich entsprechend dem dann ausschliesslich verwendeten, moderneren SMPS 3938 Messgerät angepasst – voraussichtlich auf den Grössenbereich von 5 bis 100 nm.

^{iv} Neben UFP wurden auch die im OSTLUFT Messnetz typischerweise gemessenen Luftschadstoffe erfasst. Eine kurze Zusammenfassung der entsprechenden Ergebnisse findet sich im [OSTLUFT Jahresbericht 2019](#).

^v Die SMPS-Messungen vor März 2020 an der Gerlisbergstrasse mit dem SMPS 3034 weisen mit einer vergleichsweise unsicheren «Diffusionsverlustkorrektur» messmethodisch aufgrund des verwendeten SMPS 3034 eine erhöhte Unsicherheit auf (siehe Anhang/Korrektur von Diffusionsverlusten). Daher betrachten wir die entsprechenden Messergebnisse hier als «sondierend». Die Messungen ab März 2020 mit dem SMPS 3938 haben eine besser abgestützte Diffusionsverlustkorrektur. Zukünftige Auswertungen werden daher die Situation mit grösserer Sicherheit abbilden können.

2 Standort

Die Luftqualitätsmessungen in Bezug auf UFP laufen in Kloten mit einer OSTLUFT Messstation seit Ende Januar 2019. Der Messort (Abbildung 1) befindet sich lufthygienisch im vorstädtischen Hintergrund³⁷. Damit unterliegt die Luftbelastung von der Standortlage her keinen direkten Einflüssen stärker Quellen im unmittelbaren Stationsumfeld (z.B. stark befahrene Strassen). Die Messergebnisse sind somit repräsentativ für die Luftqualität im Quartier. Die Belastungssituation mit den normalerweise gemessenen Luftschadstoffen ist im Langzeitbelastungsindex^{vi} „deutlich“ und typisch für Quartiere im (vor-)städtischen Hintergrund (siehe [OSTLUFT Jahresbericht 2019](#)).

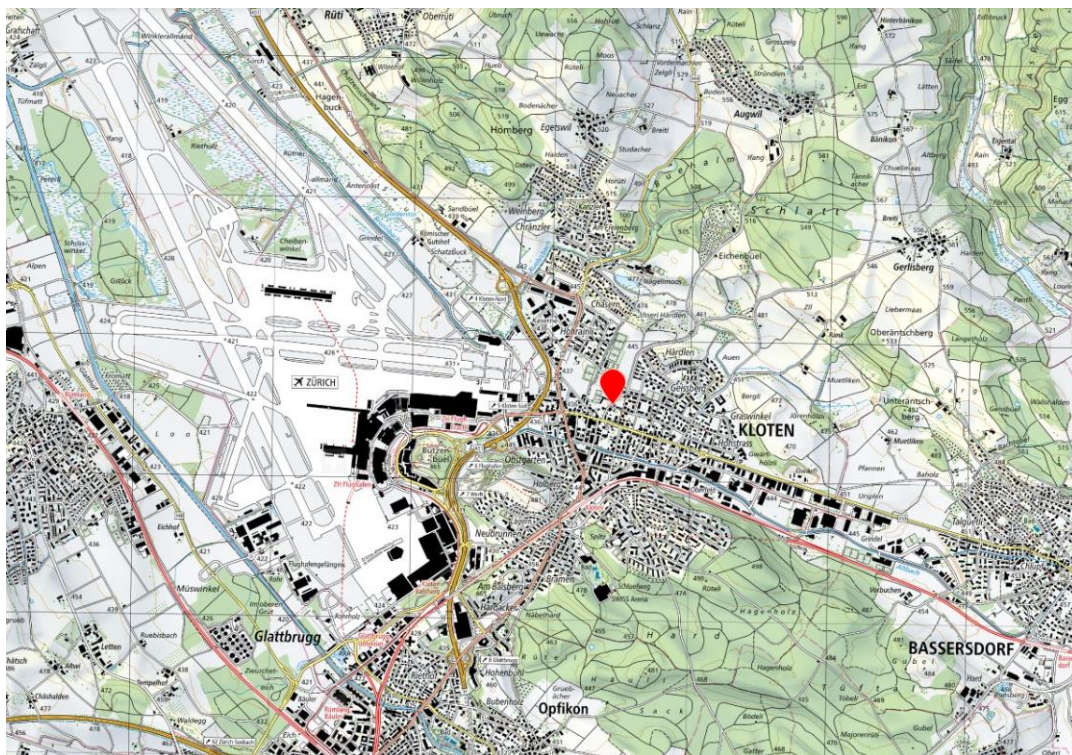


Abbildung 1: Übersicht Messstandort «Gerlisbergstrasse» (roter Marker) und Umgebung; der Standort «Feld» (ab März 2020) wurde der Übersichtlichkeit halber nicht dargestellt – er befindet sich 110 m nordwestlich des Standortes Gerlisbergstrasse, siehe Anhang Seite 37.

Eine Besonderheit der Lage des Standortes ist, dass Kloten zwischen stärkeren Emissionsquellen für UFP eingebettet ist, namentlich dem allgegenwärtigen Strassenverkehr mit der Autobahn 51 südwestlich bis nordwestlich des Messortes und den Klotener Hauptverkehrsadern um den „Wilden Mann“ (südwestlich), dem Klotener Industriegebiet (südöstlich) sowie dem Flughafen Zürich/Kloten (v.a. west-nordwestlich). Je nach Windrichtung kann die Luftqualität am Messort also durch unterschiedliche Luftschadstoffquellen aus dem weiter entfernten Stationsumfeld beeinflusst sein. Die Kreuzung „Wilder Mann“ ist mehr als 300 m vom Messort entfernt, die Autobahn mindestens 440 m, das Industriegebiet mehr als 700 m und der Flughafen (Ende Piste 28) rund 1

^{vi} Klassen gemäss Langzeitbelastungsindex: gering / mässig, deutlich / erheblich / hoch / sehr hoch. Der Index wurde für Kloten im Jahr 2019 mit den Jahresmittelwerten für PM_{2.5} und NO₂ sowie dem 98%-Perzentil für O₃ berechnet. Siehe auch [Beschreibung des Cerl'Air](#).

km. Daher ist zu erwarten: Weht der Wind aus Osten, so sind die Messungen für die durch andere lokale Quellen unbeeinflusste Luft im Quartier repräsentativ. Bei Wind aus Richtung Nord-Nordost wird lufthygienisch eher die regionale Hintergrundbelastung gemessen. Bei Südostwind könnte der Einfluss des Strassenverkehrs und der Industrie zur Geltung kommen, Süd- bis Südwestwinde sind wahrscheinlich durch den Einfluss des Strassenverkehrs dominiert und bei West bis Nordwestwind kommt der Flughafeneinfluss zu dem des Strassenverkehrs hinzu.

In der ersten Messperiode befand sich die Messstation an der „[Gerlisbergstrasse](#)“ neben dem Schulhaus Feld (Abbildung 1). Auf Ende Februar 2020 wurde die Messstation um rund 110 m nach Nordwesten neben den Sportplatz am Schulhaus Feld verschoben (neue Standortbezeichnung „[Feld](#)“, siehe Anhang/Standorte). Es ist davon auszugehen, dass die gemessenen Immissionen an beiden Standorten aufeinander übertragbar sind und Aussagen über die allgemeine Luftqualität im Quartier zulassen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Windverteilung

Der Messort in Kloten ist einerseits lufthygienisch repräsentativ für das umliegende Quartier, andererseits liegt er im Einzugsbereich möglicher starker UFP-Quellen (Strassenverkehr/Autobahn, Flughafen, Industrie). Daher spielt die Windrichtung für den Einfluss der verschiedenen Emissionsquellen am Messort eine entscheidende Rolle. In Abbildung 2 werden Windrosen am Messort dargestellt, d.h. die Häufigkeitsverteilung von Windgeschwindigkeitsklassen nach der Windrichtung. Dabei wird nach der Tageszeit (Tag = 06:00 bis 23:00 Uhr, Nacht = 23:00 bis 06:00 Uhr) unterschieden, da Windsituationen sich tags und nachts, genau wie Emissionsaktivitäten, oft deutlich voneinander unterscheiden. So ist ersichtlich, dass stärkere Windgeschwindigkeiten v.a. tagsüber während Südwest- bis Westwindlagen auftreten. Ausserdem weht tagsüber moderat kräftiger Wind häufig während Bisenlagen aus Ost bis Nordost. Nachts geschieht eher wenig Westwind und umso häufiger ist schwacher Südost- bis Nordostwind zu beobachten. Das Auftreten dieser Windregime bedeutet, dass alle wichtigen UFP-Quellen in der Windverteilung vertreten sind (Autobahn in Richtung Südwest bis Nordwest, Verkehr im Stadtzentrum von Kloten in Südwest, Flughafen in West bis Nordwest, lokales Quartier v.a. in Nord- bis Südost, Industriegebiet in Richtung Südost).



Abbildung 2: Windrosen in Kloten – Feld, unterteilt in Tagsituation (06:00 – 23:00 Uhr Lokalzeit) und Nachtsituation (23:00 – 06:00 Uhr Lokalzeit) während der Messperiode «Alltag» (siehe Abbildung 4); WVv = vektorielle Windgeschwindigkeit in m/s.

3.2 Verkehrsaktivität

Im Umfeld von Kloten gibt es mit Autobahn, Durchgangs- und Quartierstrasse sowie dem Flughafen ein relativ hohes Verkehrsaufkommen. Die Verbrennung von Benzin, Diesel und Kerosin (Jet A-1) ist eine Hauptquelle für Stickoxide (NO_x), flüchtige organische Verbindungen – ihrerseits Vorläufersubstanzen für sekundären Feinstaub und UFP – sowie gesundheitsschädliche Russpartikel (ein Bestandteil von Feinstaub und UFP). Zudem hat Kerosin

einen höheren Schwefelanteil als Benzin und Diesel, was lokale Emissionen von Schwefeldioxid (SO₂) verursacht. Schwefeldioxid ist eine wichtige Vorläufersubstanz für sekundären Feinstaub und UFP. Verkehrsaktivitäten sind ein Indikator für die entsprechenden Emissionen. Abbildung 3 verdeutlicht die Verkehrszahlen an der Autobahn A51 im Tagesgang, unterteilt nach Wochentagen und Wochenenden. Zudem sind analog die Verläufe der Flugaktivitäten auf dem Gelände des Flughafens dargestellt (Anzahl Starts- und Landungen auf verschiedenen Pisten). Es gibt zwischen Flug- und Strassenverkehr Parallelen, welche eine Quellenzuweisung erschweren: beide Quellen haben tagsüber hohe Aktivitäten, die ähnliche Verläufe haben. Es gibt aber auch Unterschiede, die eine Quellenzuweisung ermöglichen: Die Aktivitäten haben einen etwas unterschiedlichen Tagesverlauf und der Flugverkehr findet aufgrund des Nachtflugverbotes vor 06:00 Uhr und nach 23:00 Uhr praktisch nicht statt, während auf der A51 nachts die Verkehrszahlen zwar deutlich verringert sind, aber immer noch eine markante Anzahl an Fahrzeugen unterwegs ist. Zudem gibt es keinen Unterschied in der Flugaktivität an Werktagen gegenüber Wochenenden/Feiertagen, während der Strassenverkehr auf der A51 während Wochenenden/Feiertagen etwas reduziert ist. Aufgrund dieser Unterschiede wird die Partikelanzahl in den nachfolgenden Auswertungen meist für Werktage / Wochenenden sowie tagsüber (06:00 – 23:00) / nachts (23:00 – 06:00) getrennt dargestellt.

Die an dieser Stelle aufgeführten Verkehrszahlen beziehen sich auf den Normalzustand "Alltag" im Zeitraum von Februar 2019 bis Februar 2020, welcher nicht massgeblich durch Änderungen im Verkehrsregime aufgrund der Covid-19 Pandemie und entsprechenden Massnahmen beeinträchtigt wurde (vergleiche auch Abbildung 8).

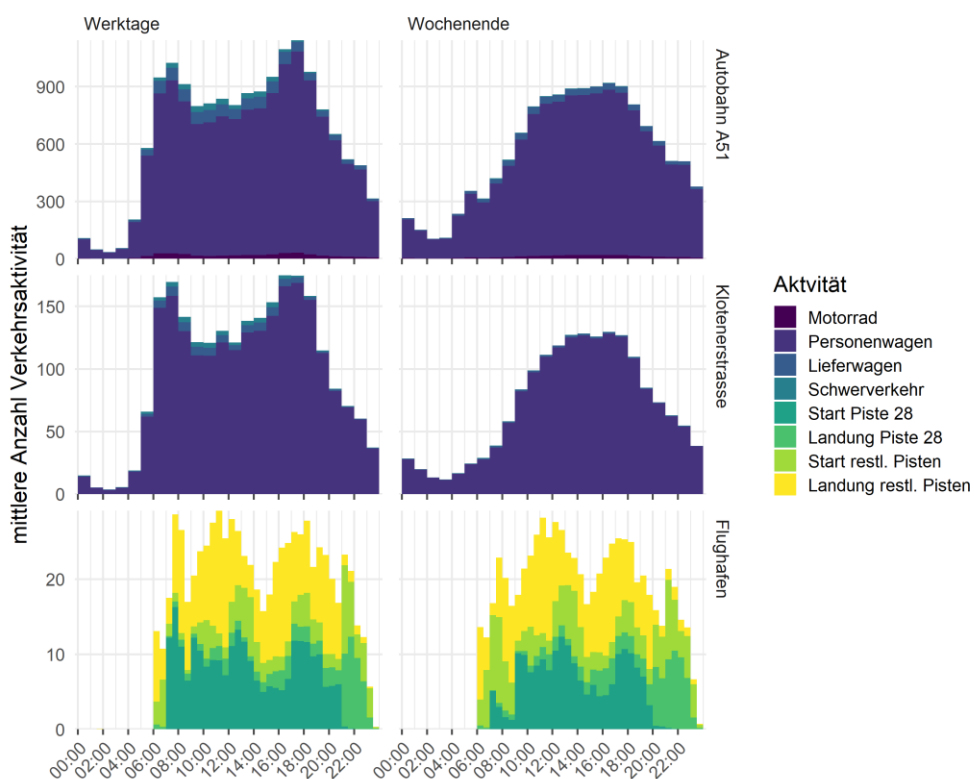


Abbildung 3: Verkehrszahlen im Strassen- und Flugverkehr in Kloten im mittleren Tagesgang (Lokalzeit), unterteilt nach Werktagen und Wochenenden (inkl. Feiertage) (Daten: [Bundesamt für Strassen ASTRA](#), [Tiefbauamt Kanton Zürich](#), [Flughafen Zürich AG](#)).

3.3 Partikelanzahl

3.3.1 Belastungssituation

Die gemessenen UFP-Konzentrationen ($PN_{[10-100nm]}$) bezifferten sich zwischen Februar 2019 bis Januar 2020 im Mittel auf rund 20'000 $\#/cm^3$ (Tabelle 1, Spalte "alle"; im Alltagszustand ohne Auswirkungen von Covid-19 auf das Verkehrsregime, vergleiche Abbildung 8). Dabei betrug der mittlere $D_{pmedian}$ -Partikeldurchmesser aller gemessenen Grössenverteilungen 21.4 nm. Zum Vergleich (siehe Tabelle 2): Messungen des Luftqualitätsmessnetzes des Bundes ([BAFU/NABEL](#)) ergaben im Jahr 2019 mittlere PN von rund 2'900 $\#/cm^3$ an einem ländlichen Hintergrundstandort, während Messungen an städtischen Hintergrundstandorten ca. 9'000 bis 13'000^{vii} $\#/cm^3$ aufwiesen. Städtische verkehrsbelastete Orte hatten 2019 typischerweise mittlere PN von ca. 14'000 bis 17'000 $\#/cm^3$ (Tabelle 2). Solche Werte sind typisch für städtische Belastungssituationen³⁸⁻⁴⁰. An einem ländlichen Messort in Härkingen, einer NABEL Messstation direkt neben der viel befahrenen Autobahn A1, wurden im Jahr 2019 PN von rund 23'000 $\#/cm^3$ gemessen.

Der Grössenbereich, über welchen bei solchen Messungen Partikel gezählt werden, unterscheidet sich häufig, was die direkte Vergleichbarkeit der Zahlen erschwert. Allerdings prägt die ultrafeine Partikelfraktion an städtischen und verkehrsbelasteten Standorten meist die Gesamt-Partikelanzahl⁴¹. Deshalb ist die untere Grenze des grössenbezogenen Messbereiches für die Vergleichbarkeit mit den Messungen in Kloten ausschlaggebend. Dabei deckt der Messbereich in Kloten einen kleineren Grössenbereich ab, als die NABEL Messungen. Als grobe Richtwerte dienen die mittleren PN Konzentrationen in Tabelle 2 allemal. Im Vergleich mit Schweizer Messungen im Jahr 2019 lag die mittlere UFP-Konzentration in Kloten dabei eher am oberen Ende typischer Belastungen, mit Werten, wie man sie direkt an stärker verkehrsbelasteten Standorten findet.

Betrachtet man die in Kloten gemessenen UFP-Konzentrationen im Jahresverlauf (Abbildung 4), so zeigen sich grundsätzlich ähnliche Konzentrationen über die Monate – mit geringfügig erhöhten mittleren $PN_{[10-100nm]}$ über die Wintermonate^{viii}. Eine Auffälligkeit bei den Kennzahlen zu den UFP-Konzentrationen am Messort (Tabelle 1 & Abbildung 4) sind häufig auftretende sehr hohe Konzentrationsspitzen (Vergleich von Extremwerten, Median vs. Mittelwert sowie hohen Perzentilen). Die Spitzen sind im Durchschnitt höher als beispielsweise im Jahr 2019 am verkehrsgeprägten städtischen Standort Bern-Bollwerk oder am ländlichen Autobahnstandort in Härkingen⁴². Diese sehr "schiefe" Konzentrationsverteilung in Kloten führt auch im Mittel zu einer erhöhten UFP-Belastung. Luftschadstoffkonzentrationen sind oftmals ungleichmässig verteilt. Typischerweise deuten solche Konzentrationsverteilungen allerdings auf einen stärkeren unmittelbaren Einfluss von Quellen in der Umgebung hin. Sowohl der Strassen- als auch Flugverkehr sind in Kloten solche möglichen Quellen. In Kloten befindet sich die Autobahn A51 sowie die Lufingerstrasse zwischen dem Messort und Flughafen Zürich/Kloten (siehe Abbildung 1). Es ist daher eine Herausforderung der vorliegenden Untersuchung, unter Berücksichtigung der Windverhältnisse eine eindeutige Abgrenzung zwischen dem möglichen Einfluss des Flugverkehrs und dem des Strassenverkehrs zu erkennen. Die folgenden Betrachtungen sollen helfen, dieses Bild in Kloten weiter zu verfeinern.

^{vii} Zürich-Kaserne nur Messungen im Jahr 2014. Allerdings gilt dieser Wert wahrscheinlich grob auch heute noch, siehe entsprechende Fussnote zu Tabelle 2.

^{viii} Ein typischer Jahresgang an durch Quellen im Umfeld geprägte Standorten, vergleiche NABEL Partikel-Bericht 2019⁴².

	PN _[10-100nm] (#/cm ³)						Dp _{median} (nm)					
	alle	Windsektor					alle	Windsektor				
		SO	SW	NO	NW1	NW2		SO	SW	NO	NW1	NW2
Mittelwert	20'192	13'912	17'717	14'021	32'810	72'122	21.4	23.0	15.9	23.8	19.4	13.9
Stabw.	23'525	11'909	13'656	18'484	32'401	40'657	7.9	7.5	2.9	9.0	7.6	3.8
Minimum	537	537	666	705	632	653	11.1	11.1	12.0	11.1	11.1	11.1
2%-Perzentil	1'780	2'054	1'981	1'577	1'711	1'250	12.0	12.9	12.9	12.0	12.0	11.9
5%-Perzentil	2'525	2'891	2'811	2'038	2'409	3'714	12.9	13.8	12.9	12.9	12.9	12.0
25%-Perzentil	5'854	6'182	8'606	4'010	7'615	44'376	16.0	17.2	13.8	17.2	14.9	12.0
Median	12'122	10'715	14'777	6'869	22'956	72'446	18.4	21.3	14.9	21.3	17.2	12.9
75%-Perzentil	23'979	17'759	22'491	15'120	46'235	96'937	24.6	26.4	16.9	28.4	21.3	13.8
95%-Perzentil	70'170	35'223	43'470	54'559	100'244	146'511	37.9	37.9	21.3	40.7	35.2	17.2
98%-Perzentil	97'708	48'498	56'365	76'509	125'982	164'165	43.7	43.7	26.4	47.0	43.7	29.7
Maximum	226'505	136'834	107'149	144'362	226'505	207'144	62.6	62.6	35.2	62.6	62.6	40.7
n	17'666	6'730	1'407	3'714	3'987	270	16'581	3'352	6'167	1'406	3'828	270

Tabelle 1: Kennzahlen der Partikelanzahl PN_[10-100nm] an der Messstation Gerlisbergstrasse (Basis: 30 Minuten Mittelungsintervall, Messperiode: 02/2019 – 01/2020, ohne Einfluss Covid-19 auf Verkehrszahlen) für «alle» Windsituationen sowie unterteilt nach Windsektoren für PN (siehe auch Abbildung 6).

Standort	Lufthygienischer Belastungstyp	Messperiode	PN Mittelwert (#/cm ³)	Messbereich Dp (min – max)	Dp _{median} Mittelwert (nm)	Referenz
Kloten - Gerlisbergstrasse	vorstädtischer Hintergrund	02/2019 - 01/2020	20'192	10 – 100 nm	21.4	vorliegender Bericht
Rigi-Seebodenalp	ländlich/Hintergrund	2019	2'871	4 nm – 3 µm	n.b.	Fischer und Hüglin (2020) ⁴²
Zürich-Kaserne	städtischer Hintergrund	2014	12'862 ^{ix}	4 nm – 3 µm	n.b.	Fischer und Hüglin (2015) ⁴³
Basel-Binningen	vorstädtischer Hintergrund	2019	8'793	4 nm – 3 µm	n.b.	Fischer und Hüglin (2020) ⁴²
Zürich - Stampfenbachstrasse	städtisch/verkehrsbelastet	2019	14'272 ^x	4 nm – 3 µm	n.b.	Stadt Zürich, UGZ
Zürich - Schimmelstrasse	städtisch/verkehrsbelastet	2019	14'953 ^{xi}	4 nm – 3 µm	n.b.	Stadt Zürich, UGZ
Bern-Bollwerk	städtisch/verkehrsbelastet	2019	16'897	4 nm – 3 µm	n.b.	Fischer und Hüglin (2020) ⁴²
Härkingen-A1	ländlich/verkehrsbelastet/Autobahn	2019	22'923	4 nm – 3 µm	n.b.	Fischer und Hüglin (2020) ⁴²
Flughafen - Terminal A	Flughafen/quellennah	2019	41'141 ^{xii}	7 – 470 nm	29 nm	Fleuti (2020) ⁴⁴

Tabelle 2: Mittlere UFP/PN-Konzentrationen an verschiedenen Standorten bzw. lufthygienischen Standorttypen.

^{ix} In Zürich-Kaserne wurden nur im Jahr 2014 PN Messungen durchgeführt. Seitdem hat sich an den anderen NABEL Messstationen mit Langzeitmessreihen aber der Abwärtstrend von PN stark abgeschwächt⁴², so dass man spekulieren könnte, dass die PN-Konzentration auch im Jahr 2019 in Zürich-Kaserne auf einem ähnlichen Niveau lag.

^x Datenreihe hat Messlücke(n) von weniger als 24 zusammenhängenden Tagen, aber ca. 93% Datenabdeckung über das Jahr; Messgerät: TSI CPC 3775.

^{xi} Datenreihe hat Messlücke(n) von weniger als 11 zusammenhängenden Tagen, aber ca. 95% Datenabdeckung über das Jahr; Messgerät: TSI CPC 3775.

^{xii} Dabei wurde ein Anteil nicht-volatiler Partikel von 26% ermittelt.

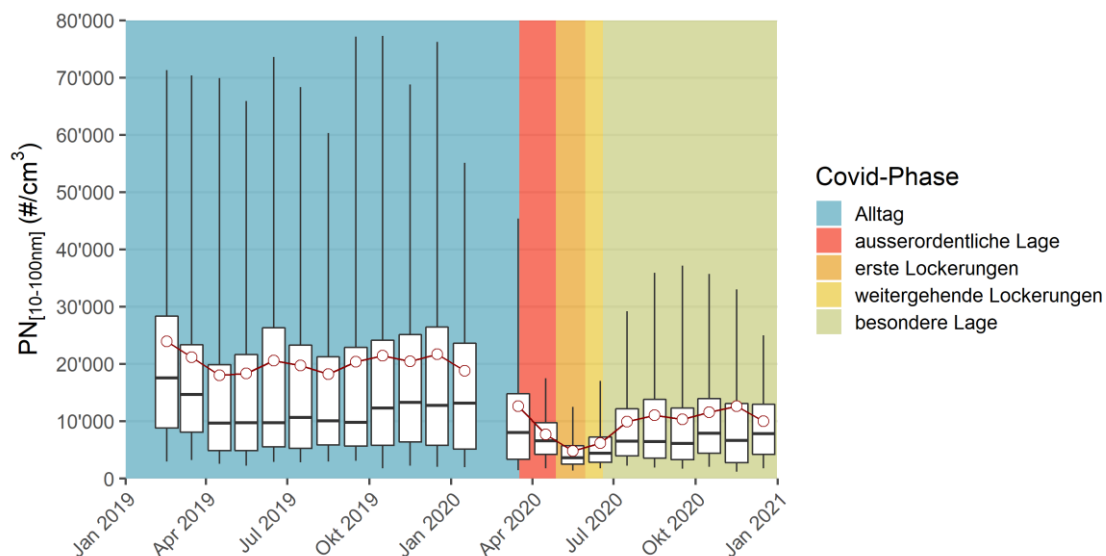


Abbildung 4: Langzeitverlauf von $PN_{[10-100nm]}$ in Kloten Gerlisbergstrasse (vor Februar 2020) / Feld (ab März 2020) auf Monatsbasis; Kreis = Mittelwert, Boxplots: unterer Whisker = 5%-Perzentil, untere Box = 25%-Perzentil, Strich = Median, obere Box = 75%-Perzentil, oberer Whisker = 95%-Perzentil); auf die Covid-Phasen und ihre UFP-Konzentrationsverläufe wird in Abschnitt 3.3.3 näher eingegangen; ansonsten werden ausschliesslich die Ergebnisse aus dem «Alltag» präsentiert.

3.3.2 Quellenzuweisung

Um die Bedingungen zu verdeutlichen, unter denen erhöhte UFP-Konzentrationen auftreten, sind in Abbildung 5 sogenannte Polarplots^{45–47} dargestellt. Dabei wird der Mittelwert von $PN_{[10-100nm]}$ sowie der mittlere Partikeldurchmesser der Grössenverteilung $D_{p_{median}}$ in einem Raster entlang von Windrichtung und Windgeschwindigkeit dargestellt. Ausgehend vom Zentrum der Grafik (dem Messort) nimmt die Windgeschwindigkeit von innen nach aussen zu. Die Richtung nach aussen entspricht dabei der Windrichtung. Durch Abbildung 5 wird deutlich, dass $PN_{[10-100nm]}$ im Mittel stark erhöht ist, wenn Wind aus Richtung West bis Nordwest weht. Die UFP-Konzentrationen sind dabei für Windgeschwindigkeiten von mehr als 2 m/s am stärksten erhöht, was auf den Einfluss einer nicht unmittelbar an der Messstation gelegenen Quelle hinweist. Dieser Sachverhalt tritt sowohl an Werktagen als auch an Wochenenden auf, nicht jedoch in der Nacht (bzw. zwischen 23:00 und 06:00 Uhr). Zudem ist auch bei schwächeren westlichen bis nördlichen Winden eine überdurchschnittliche Konzentrationserhöhung ersichtlich. Weht der Wind aus Süd bis Südwest, so ist $PN_{[10-100nm]}$ im Vergleich zum Hintergrundwert (aus Richtung Ost-Nordost) etwas erhöht, wenn auch deutlich geringer als bei West-Nordwestwind. In den Situationen mit stark erhöhten UFP-Konzentrationen aus West-Nordwest sind die UFP zudem mit einem mittleren $D_{p_{median}}$ um 13 nm am kleinsten. Allerdings sind sie insgesamt bei Südwest- bis Nordwestwind relativ klein ($D_{p_{median}} < 18$ nm).

Allgemein ausgedrückt, sind die UFP-Konzentrationen im Vergleich zum Hintergrundwert bei Wind aus West bis Nordwest (d.h. aus Richtung Flughafen + Autobahn A51) rund 8 bis über 12fach erhöht; weht der Wind aus Süd/Südwest (aus Richtung Stadtzentrum Kloten und A51 mit wenig Flughafen-Einfluss), so sind sie um 2.5 bis mehr als 4fach erhöht. Diese Windabhängigkeit deutet darauf hin, dass die Hauptquelle für die Episoden mit sehr hohen UFP-Konzentrationen im Flugverkehr liegt. Auch die in gleicher Richtung liegende Autobahn A51 sowie der

Stadtverkehr tragen hier zu den UFP bei. Im Vergleich zum Windsektor in südwestlicher Richtung, in der Strassenverkehrseinfluss inklusive der A51, jedoch weniger direkter Quelleneinfluss durch den Flughafen auftritt, scheint die Strassenverkehrsquelle am Messort aber einen weniger dominanten Einfluss auszuüben, als der Flugverkehr.

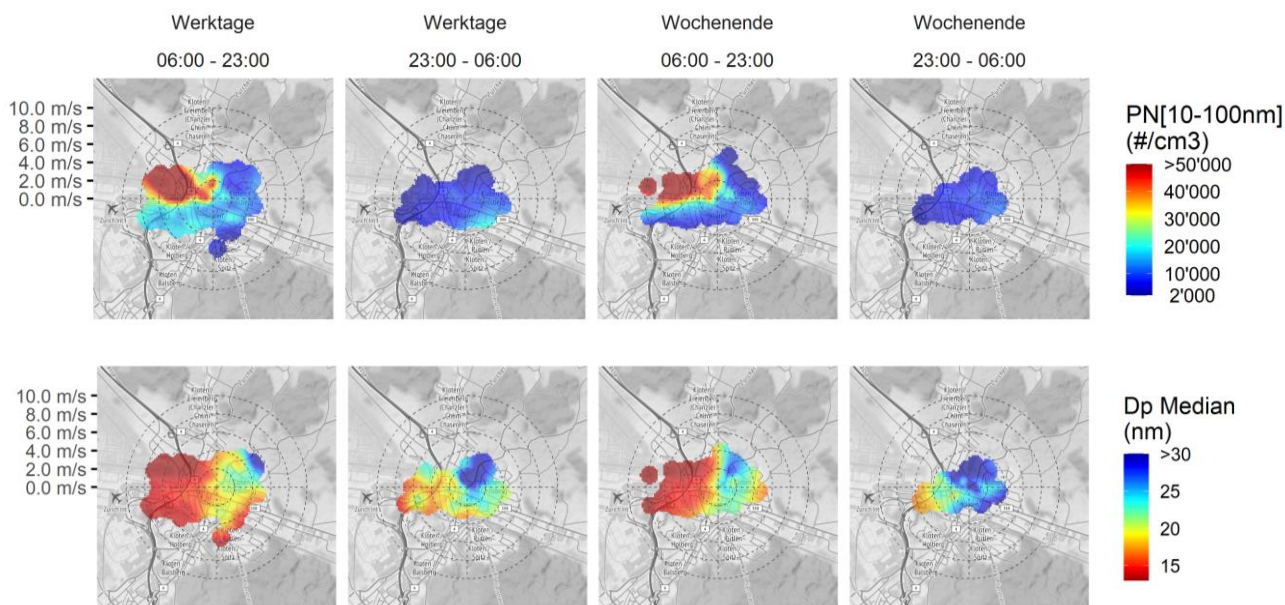


Abbildung 5: Mittlere Verteilung von $PN_{[10-100nm]}$ (obere Zeile) sowie Dp_{median} (untere Zeile) nach Windrichtung / Windgeschwindigkeit^{xiii}, unterteilt nach Tag / Nacht (06:00 – 23:00 / 23:00 – 06:00, Lokalzeit) sowie Werktagen / Wochenenden (letzteres inkl. Feiertage); der Messstandort befindet sich im Zentrum des Plots, konzentrisch nach aussen nimmt die Windgeschwindigkeit zu, der Winkel entspricht der Windrichtung; die hinterlegte Karte deutet an, aus welcher Richtung $PN_{[10-100nm]}$ heranweht, nicht jedoch die geografische Verteilung von Emissionen).

Die Konzentrationsverteilungen in Abbildung 5 verdeutlichen, dass es am Messort verschiedene typische Belastungsmuster für UFP gibt, die von Windgeschwindigkeit und -richtung abhängen. Diese Zusammenhänge lassen sich über die Windrichtung-/Windgeschwindigkeit klassifizieren (Abbildung 6), so dass sich jeder Messwert typischen Windsituationen (nachfolgend als Sektoren bezeichnet) zuweisen lässt, die sich in ihrem möglichen Quelleneinfluss voneinander unterscheiden:

- Sektor SO: Quartier + Durchgangsstrasse + Industriegebiet = Stadtverkehr & Industrie & Heizungen
- Sektor SW: Stadtzentrum + A51 (+ geringerer Flughafen Emissionseinfluss⁴⁸) = Strassenverkehr & Heizungen (& Flugverkehr)
- Sektor NO: Quartier = UFP Hintergrundkonzentrationen & Heizungen
- Sektor NW1 & NW2: Flughafen + A51 + Stadtverkehr = Flugverkehr & Strassenverkehr

Die Analyse ergibt ähnliche Ergebnisse, wenn sie für $PN_{[10-100nm]}$ sowie für Dp_{median} durchgeführt wird. Das verdeutlicht, dass nicht nur die Partikelanzahl in den Sektoren unterschiedlich sind, sondern auch, dass deren

^{xiii} Berechnungen gemäss Funktion "polarPlot" aus dem R-package [openair](#) v2.7.4

Anzahl-Grössenverteilungen als Ergebnis verschiedener Quellen, Umbildungs- und Verfrachtungsmechanismen sich voneinander unterscheiden (vergleiche Abschnitt 3.4).

Tabelle 1 zeigt die UFP-Konzentrationsstatistiken für alle Situationen zusammen ("alle") sowie für die jeweiligen Sektor einzeln auf. Im Folgenden werden weitere Auswertungen entlang der Sektoren für $PN_{[10-100nm]}$ strukturiert, um die Quellbezüge klarer aufzuzeigen.

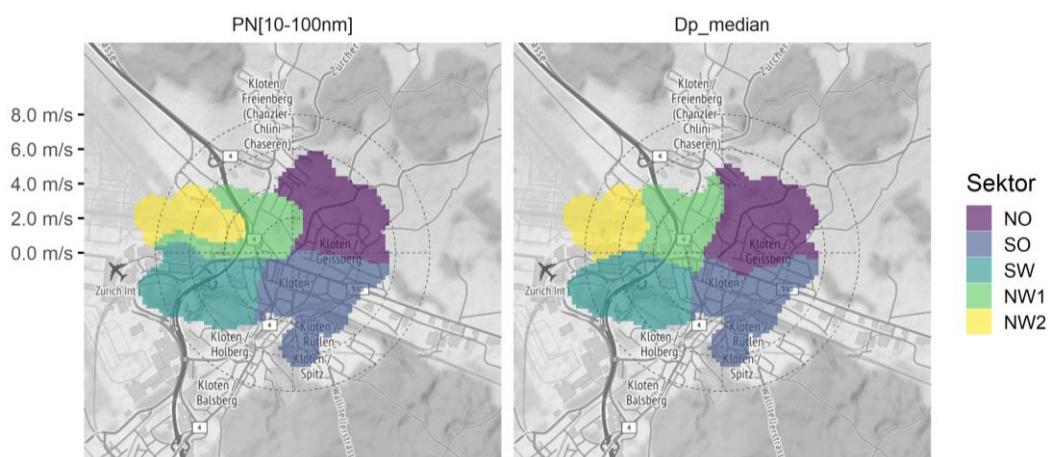


Abbildung 6: Polarplot von Windsektoren für UFP (Partikelanzahl $PN_{[10-100nm]}$ und Median-Partikeldurchmesser Dp_{median})^{xiv}; im Folgenden werden für die Auswertung die Windsektoren für $PN_{[10-100nm]}$ verwendet.

Tagesgänge der UFP-Konzentrationen (Abbildung 7) liefern dazu weitere Hinweise. Nachts, wenn weniger Strassen- und keine Flugverkehrsaktivität herrscht sowie die atmosphärische Durchmischung weniger stark als tagsüber ist und die Atmosphärenchemie weniger intensiv wirkt, sind die UFP-Konzentrationen gering. Zwischen 05:00 und 06:00 Uhr steigt die UFP-Konzentration in allen Sektoren deutlich. Sektor NW1 und NW2 erfahren dabei mit Abstand den stärksten und schnellsten Anstieg. Diese beiden Sektoren weisen auch zwei stärker ausgeprägte Konzentrationsspitzen im Tagesverlauf auf, mit etwas verringerten Konzentrationen zwischen ca. 12:00 und 15:00 Uhr. Vergleicht man die Tagesgänge der UFP-Konzentrationen mit denen der Verkehrsaktivitäten (Abbildung 3), so gleichen die Tagesgänge der Sektoren NW1 und NW2 eher denen des Flug- als denen des Strassenverkehrs. Sektoren NO und NW1 zeigen zudem einen ausgeprägten Anstieg der UFP-Konzentration am Abend zwischen 19:00 und 23:00 Uhr (auf diesen wird im Abschnitt 3.4 näher eingegangen). Es wurde bei der Betrachtung der mittleren Tagesgänge nur ein kleiner Unterschied zwischen Werktagen und Wochenenden/Feiertagen gefunden was ebenfalls darauf hindeutet, dass der direkte Einfluss des lokalen Strassenverkehrs am Messort im Vergleich zum Flugverkehr geringer ist. In städtischen Gebieten ist der Strassenverkehr im Allgemeinen unter den wichtigsten UFP-Quellen^{2,5,50}. Der Einfluss des Strassenverkehrs in Kloten äussert sich darin, dass die UFP-Konzentrationen der Sektor SO und SW tagsüber gegenüber Sektor NO etwas erhöht sind. Auch in Abbildung 5 zeigt sich bei Wind aus Südost bis Südwest (Sektor SO und SW), wenn eher der Strassenverkehr als der Flugverkehr eine Rolle spielt, am Wochenende ein kleiner Unterschied in den mittleren UFP-Konzentrationen (vergleiche zudem Abbildung 15).

^{xiv} abgeleitet mittels k-means Clustertechnik⁴⁹ (gemäss Funktion "polarCluster" aus dem R-package [openair](#) v2.7.4)

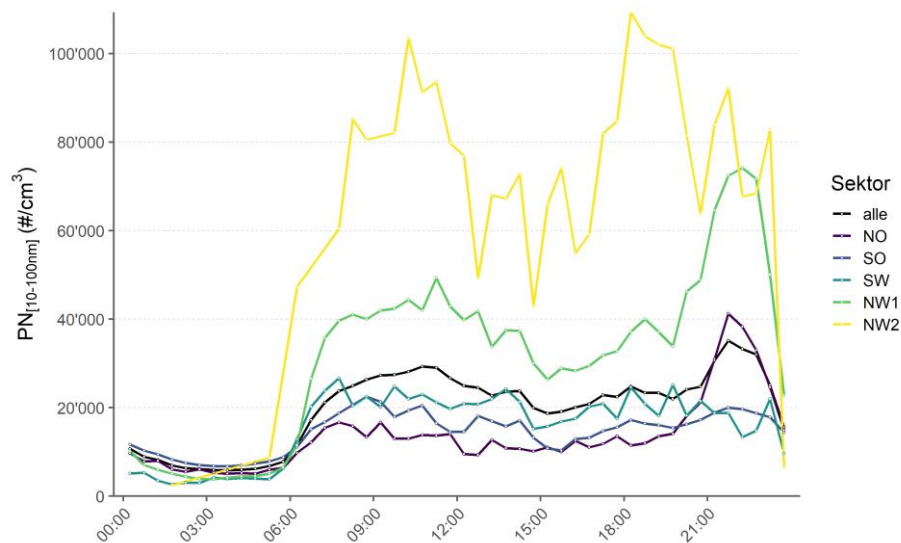


Abbildung 7: Mittlere UFP-Tagesgänge (Lokalzeit), unterteilt nach Sektor (siehe Abbildung 6) sowie für «alle» Windbedingungen gemeinsam (beim Vergleich zwischen Tagesgängen an Werktagen vs. Wochenenden/Feiertagen wurden keine grösseren Unterschiede gefunden, weshalb diese Unterteilung hier nicht dargestellt ist).

3.3.3 Einfluss Verkehrsaktivität und Covid-19

Abbildung 8 gibt eine Übersicht über die zeitliche Entwicklung der Verkehrszahlen im Umfeld von Kloten, die mit den Phasen verschiedener Covid-19 Massnahmen einhergingen. Der Einbruch der Verkehrszahlen ist für den Flugverkehr deutlich dramatischer ausgefallen als für den Strassenverkehr. Teilweise kam der Flugverkehr fast zum Erliegen⁴⁴. Im Verlauf der Pandemie haben sich die Strassenverkehrszahlen von rund 60% des Ausgangsniveaus im März bis in den Juli hinein wieder dem Normalzustand angenähert. Die Flugzahlen haben sich bisher noch nicht erholt und betragen Ende Dezember 2020 rund 15% des Ausgangsniveaus vor Covid-19.

Die Entwicklung der UFP-Konzentrationen seit Messbeginn Anfang 2019 über den Verlauf der Pandemie (Abbildung 4) zeigt, dass seit der ausserordentlichen Lage zusammen mit der Verringerung der Flug- und Strassenverkehrszahlen auch die UFP Belastung deutlich gesunken ist. Im Mittel über «alle» Windsektoren betrug die mittlere $PN_{[10-100nm]}$ Reduktion je nach Covid-Phase ca. -10'000 bis -15'000 $\#/cm^3$, bzw. 50 bis 75%. Sie hatte auch Bestand, während die Strassenverkehrszahlen bereits wieder hoch waren, die Flugzahlen aber noch tief blieben. Gleichzeitig war die Verminderung der UFP-Konzentrationen der flugverkehrsgeprägten Sektoren NW1 und NW2^{xv} weitaus am grössten (Abbildung 9) und passte von der Grössenordnung her ungefähr auch mit der Entwicklung der Flugzahlen zusammen (siehe auch Anhang/Abbildung 19). Auch aufgrund der Entwicklung der Strassenverkehrszahlen ist eine gewisse Verringerung der UFP zu erwarten – allerdings war die Strassenverkehrsreduktion deutlich weniger ausgeprägt und hatte einen anderen Zeitverlauf, als die der Flugaktivität.

^{xv} Die Windsituation des Sektors NW2 tritt nicht sehr häufig auf, weshalb speziell in diesem Sektor die Konzentrationsverteilung statistisch weniger gut abgestützt ist, als in den anderen Sektoren.

Die UFP-Konzentrationen haben sich während der Pandemie zwischen den verschiedenen Windsektoren einander angenähert. Auch quellennahe UFP-Messungen durch die Flughafen AG auf dem Flughafengelände bestätigen, dass die UFP-Konzentrationen 1:1 mit der Flugaktivität während Covid-19 gesunken ist⁴⁴. Ähnliche Beobachtungen wie in vorliegender Messkampagne am Flughafen Zürich/Kloten wurden während Covid-19 auch im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main gemacht. Dort führte die verringerte Flugaktivität zu einer deutlichen Abnahme der UFP-Konzentrationen⁵¹, v.a. wenn der Wind aus Richtung Flughafen wehte. Der Unterschied wurde vor allem durch weniger UFP mit $D_p < 30$ nm hervorgerufen und wirkte sich an Messstationen zwischen knapp 3 und 11 Kilometer Entfernung zum Flughafen in unterschiedlichem Umfang auch im Mittel auf die UFP-Konzentrationen aus.

Die Pandemie hat die Bandbreite an Verkehrsaktivität zwischen Flug- und Strassenverkehr in Kloten während der Messperiode aufgeweitet. In Abbildung 10 wurde daher die mittlere UFP-Konzentration pro Windsektor in direkte Beziehung zur Anzahl Starts + Landungen auf dem Flughafen sowie der Anzahl an Fahrzeugen auf der Klotenerstrasse gesetzt (die Verkehrszahlen auf der Klotenerstrasse laufen parallel zu denen auf der A51, siehe Abbildung 8, sind aber vollständiger; sie sind in dieser Betrachtung daher als allgemeiner Strassenverkehrs-Indikator zu verstehen). Geht man in Abbildung 10 vertikal nach oben, so nimmt der Strassenverkehr bei konstanten Flugzahlen zu, geht man horizontal nach rechts, so nimmt der Flugverkehr bei konstantem Strassenverkehr zu. Dabei wird deutlich, dass der Einfluss der Flugzahlen auf die mittlere UFP-Konzentration am Messort meistens grösser ist, als der der Strassenverkehrszahlen. Dies v.a. für die viel diskutierten Sektor NW1 und NW2 sowie zu einem schwächeren Grad auch für Sektor SW. Sind die Flugzahlen geringer, so ist z.B. in Sektor SW und geringfügiger in Sektor NW1 auch eine gewisse Zunahme der UFP-Konzentrationen mit einer Strassenverkehrszunahme zu verzeichnen. Diese ist vergleichsweise niedrig, was daran liegt, dass der Messort eine grössere Distanz zu den stark befahrenen Strassen hat und der Strassenverkehrseinfluss wahrscheinlich eher über die lokale Hintergrundkonzentration wirkt. Sektor NO ist ein Spezialfall. Hier ist die UFP-Konzentration unabhängig vom Strassenverkehr und niedrig, wenn keine Flugaktivität herrscht. In diesen Fällen wird die für Kloten typische Hintergrundkonzentration von rund 2'000 bis 3'000 $\#/cm^3$ gemessen. Mit zunehmenden Flugzahlen steigen die Konzentrationen leicht an. Allerdings findet sich lokal eine stärkere Konzentrationserhöhung bei etwas gestiegenen Strassenverkehrszahlen. Dieses Muster ist auch in Sektor NW1 ersichtlich. Das liegt wahrscheinlich an dem UFP «Abendpeak» in Sektor NO und NW1 (siehe auch Abbildung 7; Erklärung, siehe Abschnitt 3.4).

Zusammenfassend: Die Veränderungen der Strassen- und Flugverkehrszahlen durch die Covid-19 Pandemie ermöglicht eine genauere Betrachtung der Quelleneinflüsse von Strassen- und Flugverkehr auf die UFP am Messort. Wenn der Wind aus Richtung Flughafen weht, bzw. die Emissionen von Landeanflügen zur Ost-West verlaufenden Piste 28 (siehe Abbildung 1) an die Messstation heranträgt, überwiegt der Quelleneinfluss des Flugverkehrs den des Strassenverkehrs. Bei geringen Flugzahlen oder unbeeinflussten Windsektoren wird ein geringerer Strassenverkehrseinfluss sichtbar, weil UFP-Konzentrationen mit zunehmendem Abstand von der Strasse schnell abnehmen⁴ und die allgegenwärtige Strassenverkehrsquelle somit eher über den allgemeinen regionalen Hintergrund zur UFP-Konzentration am Messort beiträgt.

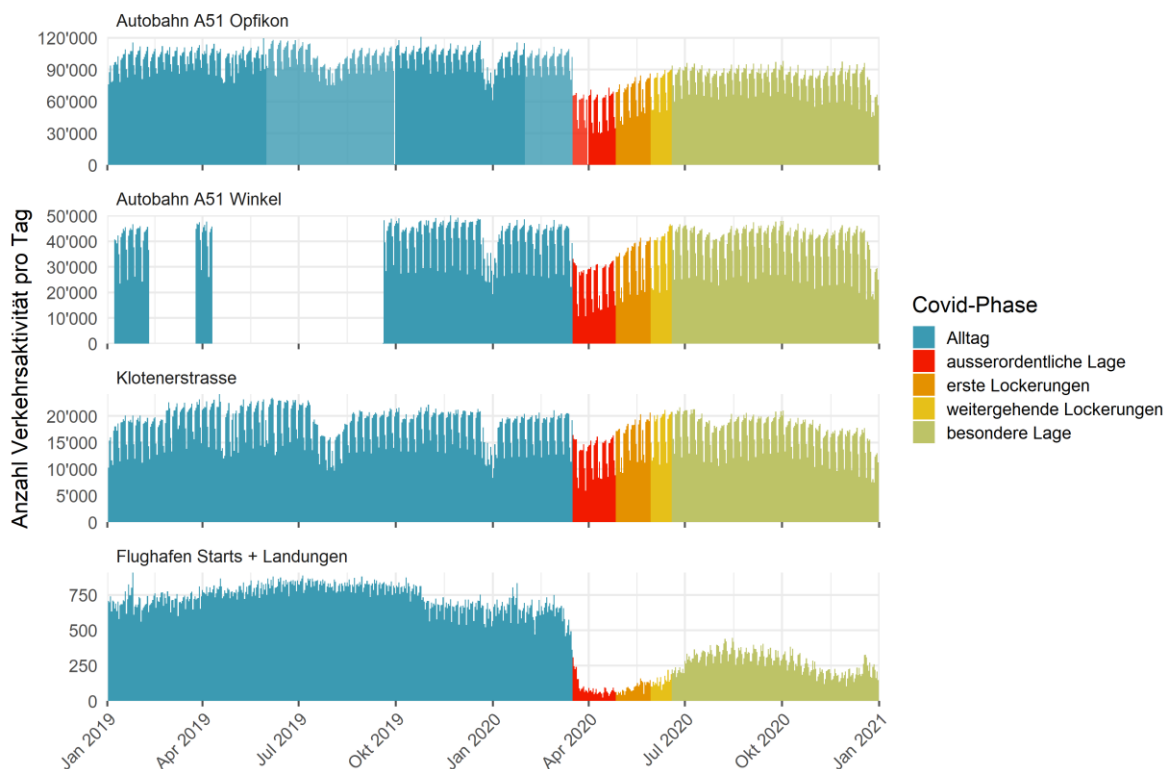


Abbildung 8: Entwicklung der täglichen Verkehrszahlen über die Messperiode auf der A51 (Opfikon und Winkel), der Klotenerstrasse (geht in Kloten in die Bassersdorferstrasse über) als Beispiel für den Klotener Durchgangsverkehr sowie tägliche Flugverkehrszahlen (Starts + Landungen) mit Bezug zu Covid-Phasen; die Datenlücken an den Verkehrsmessstellen auf der A51 sind aufgrund von Bauarbeiten entstanden; die Datenlücken an der A51 Opfikon wurden hier nachträglich mittels eines Regressionsmodells mit der Klotenerstrasse lückengefüllt, um eine durchgehende Messreihe darzustellen (entsprechende lückengefüllte Daten sind mit transparenter Füllung dargestellt) (Daten: [Bundesamt für Strassen ASTRA](#), [Tiefbauamt Kanton Zürich](#), [Flughafen Zürich AG](#)).

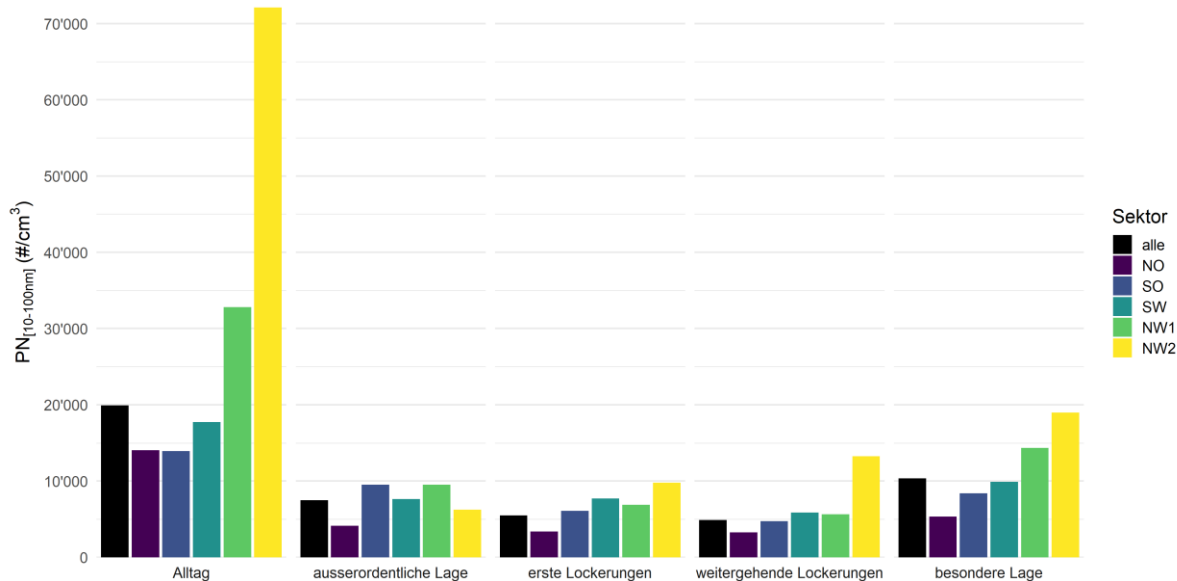


Abbildung 9: Entwicklung der mittleren UFP-Konzentrationen pro Sektor und «alle» Windsituationen gemeinsam, unterteilt nach Covid-Phase (siehe Abbildung 4 und Abbildung 10).

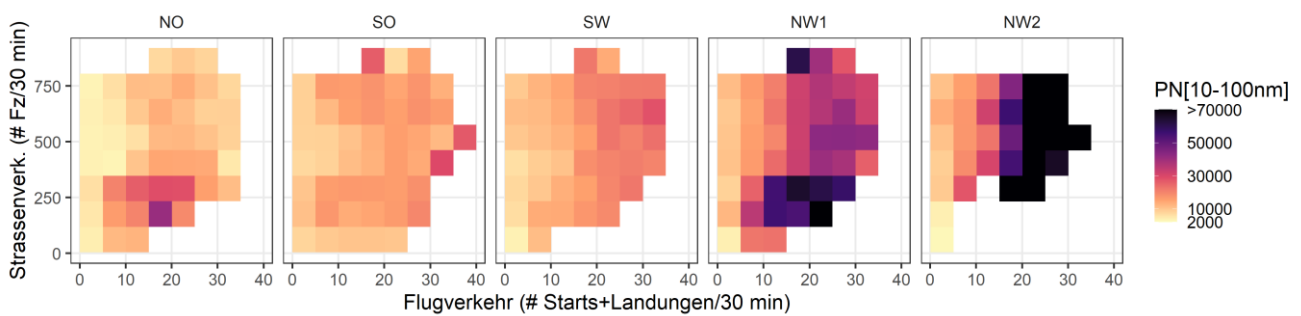


Abbildung 10: Mittlere UFP-Konzentrationen pro Sektor in Abhängigkeit der Anzahl Starts + Landungen auf dem Flughafen und den Verkehrszahlen auf der Klotenerstrasse (die Verkehrszahlen der Klotenerstrasse laufen parallel zu denen auf der A51, siehe Abbildung 8, und sind in dieser Analyse daher als allgemeiner Strassenverkehrs-Indikator zu verstehen); um die Quellenbezüge mit definierter Windrichtung besser zu verdeutlichen, wurden nur Messwerte während Windgeschwindigkeiten > 1 m/s für die Mittelwertbildung berücksichtigt; für eine andere Art der Darstellung mit relativen Verläufen vergleiche auch Abbildung 19 im Anhang.

3.3.4 UFP-Immissionsbeitrag des Flugverkehrs

Die Verteilung der verschiedenen UFP Belastungssituationen mit den jeweiligen Windsituationen/Sektoren lässt also auf den Einfluss unterschiedlicher Quellen für UFP schließen. Bei genauerer Betrachtung überwiegt der Einfluss des Flugverkehrs den des Strassenverkehrs, wenn der Wind aus Richtung Flugzeug-Emissionen weht. Diese Konzentrationsverteilung alleine sagt nur teilweise etwas darüber aus, wie sich die entsprechenden Quelleneinflüsse vor Ort auf die langfristige Luftbelastung mit UFP auswirken. Für eine solche Betrachtung muss zusätzlich die Häufigkeit berücksichtigt werden, mit der die verschiedenen Windsituationen, bzw. Sektoren, am Messort auftreten (Abbildung 11).

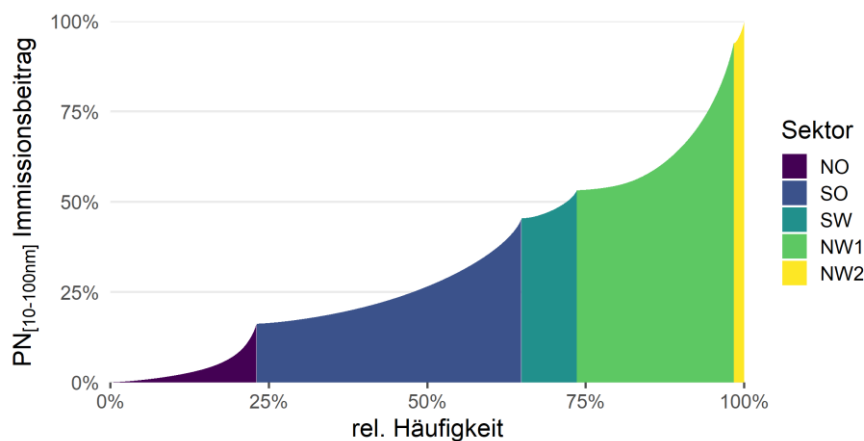


Abbildung 11: Relative Beiträge der UFP Konzentrationen im 30-Minuten-Mittel in den verschiedenen Sektoren (siehe Abbildung 6) zur langfristigen (mittleren) UFP-Immission; auf der x-Achse ist die relative Häufigkeit der Sektoren aufsummiert, die y-Achse zeigt den relativen Beitrag eines jeden entsprechenden Messwertes zur mittleren Immission.

Gemäss den Windrosen in Abbildung 2 weht der Wind einen kleineren Teil der Zeit aus der Richtung von Sektor NW1 und NW2, bzw. des Flughafens. Somit wird der Immissionsbeitrag der Messwerte in den verschiedenen Sektoren in Abbildung 11 durch die Häufigkeit ihres Auftretens gewichtet, um abzuschätzen, wie stark diese Situationen die mittlere UFP-Konzentration effektiv prägen. Dabei wird deutlich: Sektoren SO, SW und NE machen zusammen rund 73% der Zeit aus, prägen aber die mittlere UFP-Konzentration nur zu 50%. Sektor NW1 (ca. 24% der Zeit) macht hingegen rund 40% der mittleren Konzentration aus, Sektor NW2 (3% der Zeit) macht die restlichen 10% aus. Das heisst, Sektor NW1 und NW2 tragen aufgrund ihrer häufigen hohen UFP-Konzentrationspitzen überproportional zur mittleren UFP-Konzentration bei. Wären diese Situationen weniger durch hohe Belastungsspitzen gekennzeichnet, deren Ursache höchstwahrscheinlich der Flugverkehr ist, wäre die mittlere UFP-Konzentration am Messort, grob aus Abbildung 11 geschätzt, um rund 40% niedriger.

3.3.5 Einfluss des Flugverkehrs in weiteren Untersuchungen

Die bisher gezeigten Ergebnisse deuten aufgrund ihrer Windabhängigkeit, zeitlichen Verteilung und ihres Zusammenhangs mit Flug und Strassenverkehrszahlen darauf hin, dass am Messort teils hohe UFP-Konzentrationen, v.a. im Sektor NW1 und NW2, hauptsächlich durch den Flugverkehr verursacht werden. Dies ist kein Einzelfall. Im Folgenden werden ausgewählte Beispiele aus der Fachliteratur herangezogen, die die Interpretation der Messergebnisse in Kloten ergänzen.

Die meisten vorhandenen Studien zeigen auf, dass die Partikelanzahl und somit UFP-Konzentrationen windabwärts von Flughäfen, wie z.B. in Los Angeles, Boston, London, Amsterdam, Frankfurt am Main, Kopenhagen, Rom, Manchester deutlich erhöht sind^{5,10–25}. Die entsprechenden Konzentrationserhöhungen bei Wind aus Richtung Flughafen betragen in den internationalen Studien je nach Windverhältnissen, Position und Abstand zum Flughafen ungefähr den Faktor 2 bis 20 und liessen sich vor allem durch den Flugverkehr im sogenannten LTO «Landing & Takeoff» Zyklus, d.h. bodennah, erklären. Teilweise liessen sich erhöhte Konzentrationen kleinster UFP in deutlich mehr als 10 km Entfernung zum Flughafen noch nachweisen.

Im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main werden seit Herbst 2017 intensive PN Messungen durchgeführt^{12,51–53}. Dort sind die UFP-Konzentrationen an mehreren Messstationen, in verschiedenen Himmelsrichtungen und in unterschiedlichen Abständen um den Frankfurter Flughafen herum verteilt, systematisch jeweils dann erhöht, wenn der Wind aus Richtung Flughafen weht (im Mittel je nach Standort um den Faktor 2.5 bis 6.5). Dann ist in Frankfurt, wie in der vorliegenden Messreihe, auch der mittlere Partikeldurchmesser am geringsten ($D_{p,median} < 30$ nm). Ebenso wie in Zürich/Kloten, wird in den hessischen Messungen beobachtet, dass die entsprechenden UFP-Konzentrationen mit den Flugzeug-Aktivitäten auf dem Flughafen zusammenfallen, d.h. es gibt einen klaren Unterschied im Belastungsmuster tagsüber/nachts sowie mit der Windrichtung/-geschwindigkeit, nicht aber am Wochenende.

In einer internationalen Analyse von Anzahl-Grössenverteilungen wurde nachgewiesen, dass in den untersuchten Städten London, Barcelona, Helsinki und auch Zürich der Einfluss der Flughafen- bzw. Flugzeugquelle für UFP auch noch in grösserer Entfernung nachweisbar ist⁵. Dabei waren an der [NABEL](#) Messstation Zürich – Kaserne, ebenso wie in den anderen Städten, die kleinsten Partikel im Durchschnitt immer dann erhöht, wenn der Wind aus Richtung Flughafen wehte (Entfernung zum Flughafen Zürich/Kloten rund 9 km; Strassenverkehr stellte an diesen Standorten aber immer noch die grösste lokale Quelle für Luftbelastung mit UFP dar).

Direkt in Kloten wurden im Frühjahr 2016 über fünf Wochen UFP Messungen durch die Flughafen Zürich AG durchgeführt⁵⁴. Dabei waren die UFP-Konzentrationen auf dem Flughafengelände stark erhöht, wenn Flugaktivität herrschte und der Wind aus der entsprechenden Richtung wehte (im Schnitt über alle Wettersituationen tagsüber auf dem Dach des Terminal A: im Mittel ca. $PN_{[10-300]} = 150'000 \text{ \#/cm}^3$, am Ostende der Piste 28: im Mittel ca. $PN_{[10-300]} = 70'000 \text{ \#/cm}^3$). Mit zunehmender Entfernung, am Friedhof nördlich vom Klotener Zentrum, fiel die mittlere UFP-Konzentration ab. Dort war $PN_{[10-300]}$ bei Wind aus Südwest (Flughafen + A51) im Vergleich zur Hintergrundkonzentration im Mittel über alle Windverhältnisse grob um den Faktor zwei erhöht. Die Messungen zeigten auf, dass die Flughafen-bezogene UFP-Quelle direkt auf die Flugzeugaktivität (v.a. am Boden, bzw. bodennah im LTO Zyklus) und weniger auf die Fahrzeugflotte des Flughafens zurückzuführen ist. Diese UFP aus den Flugzeugtriebwerken waren dann auch die UFP mit dem kleinsten Partikeldurchmesser.

Ergebnisse aus London ergänzen die vorangegangene Abschätzung des Immissionsbeitrags an der Messstation in Kloten durch den Flugverkehr (Abbildung 11 sowie Abbildung 14, siehe auch Abschnitt 3.4). In London wurde an einer Messstation in 1.2 km Entfernung des Flughafens Heathrow ein ähnlich hoher UFP-Konzentrationsanteil durch Flugzeug-Emissionen abgeleitet²⁴.

In Kloten ist am Messort aufgrund der gemeinsamen räumlichen Anordnung von Flughafen, Autobahn in Luv des Messortes ist eine klare Quellenzuweisung anspruchsvoll. Im Rahmen der Messungen des Hessischen Landesamtes HLNUG im Umfeld des Flughafens Frankfurt am Main wurde diese spezifische Frage in einer sehr ähnlichen Situation genauer untersucht. Dabei wurde eine Messstation direkt zwischen Flughafen und angrenzender Autobahn positioniert¹². Die Anordnung und Abstände beider Quellen zueinander waren ungefähr vergleichbar, wie in Kloten, als würden direkt zwischen Flughafengelände östlich der Piste 28 und der Autobahn A51 Messungen vorgenommen (siehe Abbildung 1). Die Messergebnisse in Frankfurt zeigten eindeutig auf, dass lokal die UFP-Quelle Flughafen im Vergleich zur UFP-Quelle Autobahn bei weitem dominiert.

Am Beispiel des Flughafens Zürich/Kloten wurde die Auswirkung der Flugzeug-Partikelemissionen auf PN in der Umgebung für das Jahr 2017 modelliert⁴⁸. Dabei erstreckt sich der Einflussbereich der PN-Emissionen durch den Flugverkehr (LTO Zyklus) im Jahresmittel über Distanzen bis in die Stadt Zürich und Winterthur hinein (was durch die oben genannte Studie von Rivas et al. (2020)⁵⁵, welche Flughafeneinfluss bei entsprechender Windrichtung u.a. in Zürich – Kaserne feststellte, qualitativ bestätigt wird). Allerdings fallen die entsprechenden mittleren Konzentrationen mit zunehmender Distanz zum Flughafen ab. Nennenswerte zusätzliche Beiträge zur jahresgemittelten $PN_{[7-500\text{nm}]}$ Konzentration zwischen rund 30'000 und 3'000 \#/cm^3 traten durch den Flugverkehr gemäss der Modellierung bis zu einem ungefähren Abstand von 2 bis 4 km zum Flughafengelände auf.

Kurzzeitig, bei einzelnen Abluffahnen, können Flugzeug-UFP bei gegebenen Windbedingungen auch sehr weit verfrachtet werden und z.B. noch in 10 bis über 20 km Entfernung zu einer Erhöhung von UFP führen^{10,25,48}. Dabei bleibt ihr Fingerabdruck mit kleinsten UFP in der Anzahl-Grössenverteilung ebenfalls nachweisbar^{10,24,55}.

3.4 Anzahl-Größenverteilungen

3.4.1 Allgemeines

Bisher wurde vor allem die Partikelanzahl $PN_{[10-100nm]}$ und der durchschnittliche Partikeldurchmesser Dp_{median} der UFP-Größenverteilungen in Kloten betrachtet. Anzahl-Größenverteilungen lassen noch genauere Rückschlüsse auf Quellen, Bildungs- und Umwandlungsprozesse von UFP zu. Die folgenden Grundlagen sind dabei für das Verständnis der nächsten Abschnitte wichtig: Größenverteilungen sind aus sich überlagernden Ausgangsverteilungen unterschiedlicher Partikelgrößenbereiche zusammengesetzt. Die Ausgangsverteilungen sind durch verschiedene Bildungs- und Umwandlungsmechanismen gekennzeichnet (Abbildung 12). Teilweise wirken solche Mechanismen während der Verfrachtung, so dass «gealterte» Partikel andere Größenverteilungen vorweisen, als frische, quellenaher Partikel^{5,41,50}. UFP setzen sich aus kleinsten Partikel in einem sogenannten «Nukleationsmode» (ca. $Dp < 20\text{ nm}$) und dem nächstgrösseren «Aitkenmode» (ca. $Dp 10\text{ bis }100\text{ nm}$) zusammen (Abbildung 12). Im Nukleationsmode sind die Partikel grösstenteils durch Partikelneubildung entstanden, d.h. wenn aus gasförmigen Vorläufersubstanzen unter bestimmten Bedingungen kleinste stabile Partikel entstehen⁵⁶⁻⁵⁸. UFP des Nukleationsmode machen einen wichtigen Anteil in der Aussenluft aus³, denn Partikelneubildung ist ein häufiger Prozess^{8,59,60}. Typischerweise werden solche Partikel als volatil oder semivolatil bezeichnet, weil sie sich in bestimmten Situationen wieder verflüchtigen könnten. In Bezug auf UFP aus Flugzeugtriebwerk-Abgasen können allerdings auch Nukleationspartikel entstehen, die unter typischen Aussenluft-Bedingungen stabil bleiben (auch diese UFP werden in vorliegendem Bericht als «volatil/semivolatil» bezeichnet¹⁰). Im Gegensatz dazu werden Partikel bei typischen Emissionsmessungen als «nicht-volatil» erfasst, die bei Temperaturen oberhalb von 350°C thermisch stabil bleiben⁶¹. Partikel des Aitkenmode sind hauptsächlich durch weitere Kondensation und Koagulation angewachsene (oder wieder geschrumpfte grössere) Partikel sowie primär emittierte, nicht-volatile Partikel, vor allem solche aus Russ.

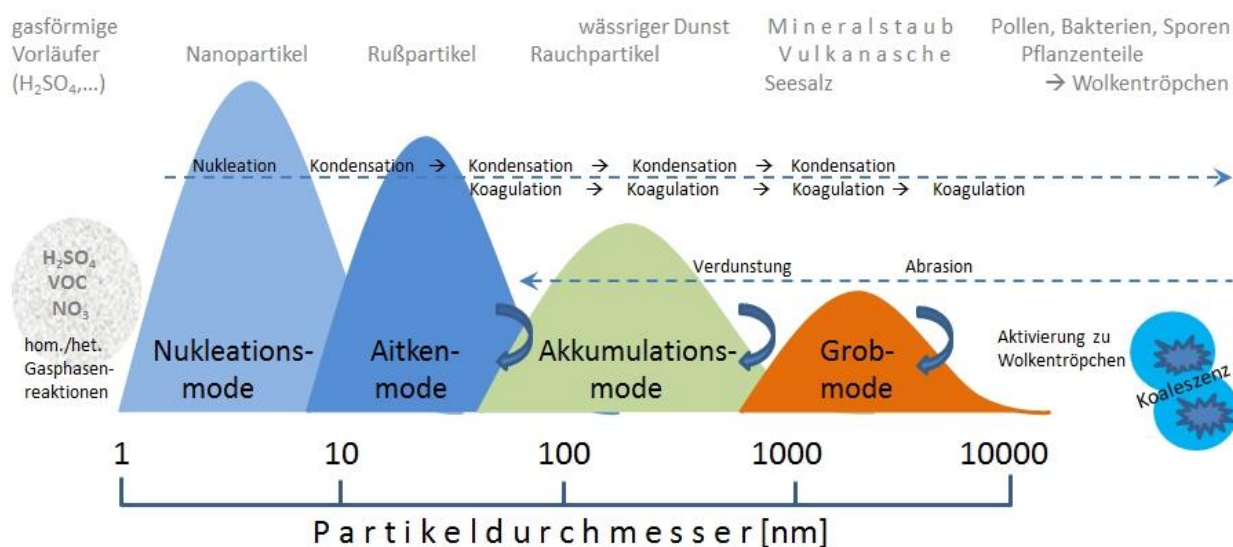


Abbildung 12: Schematische Partikel-Größenverteilungen, typische Partikelquellen und atmosphärische Umwandlungsprozesse (Quelle: [Deutscher Wetterdienst](#)).

3.4.2 Dynamik der Grössenverteilungen

Abbildung 13 stellt die gemessenen Grössenverteilungen pro Sektor im mittleren Tagesgang dar. Hier bildet sich, wie bei $PN_{[10-100nm]}$, ab, dass die meisten UFP tagsüber in Sektor NW1 und NW2 auftreten (vergleiche auch Abbildung 7). Immer dann, wenn sehr viele UFP vorkommen, sind diese Partikel v.a. in der kleinsten Grössenfraktion mit $D_p < 20$ nm (bis zum unteren Messbereich von $D_p = 10$ nm) enthalten. Diese treten somit hauptsächlich bei Windrichtungen aus West bis Nordwest zu Betriebszeiten des Flughafens tagsüber erhöhten Strassenverkehrszahlen auf. Nachts hingegen, wenn weniger UFP in der Luft vorkommen, sind die Grössenverteilungen in den verschiedenen Sektoren einander ähnlicher und weniger durch kleinste Partikel gekennzeichnet. Sektor SO und NW1 zeigen vor allem am Vormittag zusätzlich etwas mehr grössere UFP bis ca. 50 nm im Durchmesser.

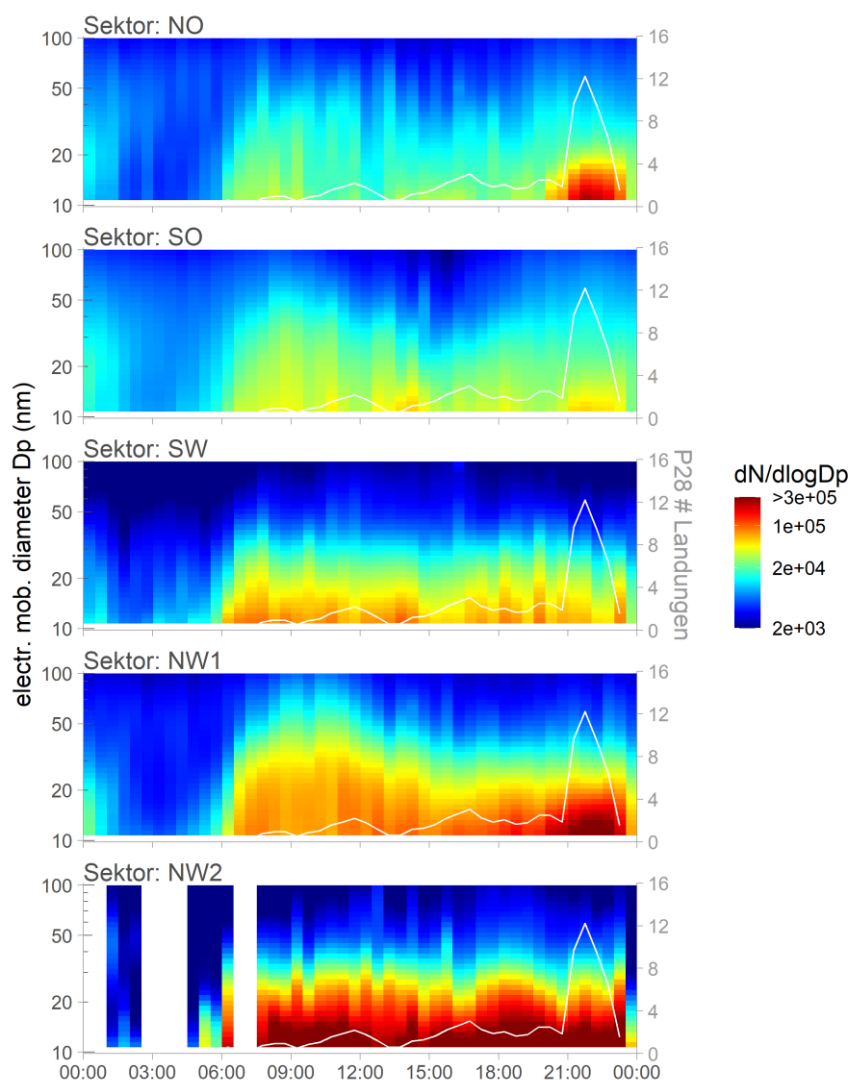


Abbildung 13: Mittlere Tagesgänge (Lokalzeit) der Anzahl-Grössenverteilung von UFP, unterteilt nach Windsektoren (siehe Abbildung 6); die Standard-Einheit der Anzahl-Grössenverteilung ist dabei « $dN/d\log D_p$ », d.h. eine auf Grössenklassenbreite normierte Partikelanzahl; auf der zweiten y-Achse ist die mittlere Anzahl der Landungen auf Piste 28 aufgetragen – Erläuterungen siehe Seite 23.

Man kann dies so interpretieren, dass sich v.a. in diesen Sektoren ein Einfluss des lokalen, Messstations-näheren Strassenverkehrs mit etwas grösseren UFP niederschlägt. Eine zweite Möglichkeit ist, dass bei geringeren Windgeschwindigkeiten die UFP etwas länger in der Luft «unterwegs» waren, das Aerosol bereits mehr gealtert ist und die Partikel bereits weiter durch Koagulation und Kondensation angewachsen sind. Grundsätzlich muss davon ausgegangen werden, dass sich in allen Sektoren verschiedene Emissionseinflüsse in den UFP-Konzentrationen und entsprechenden Grössenverteilungen überlagern. Die wichtigste Frage ist dabei, welche Quellen und Prozesse dominieren und somit auch die Luftbelastung mit UFP zusätzlich beeinflussen.

Eine weitere Auffälligkeit in Abbildung 13 findet sich mit einer kurzzeitigen abendlichen Konzentrationserhöhung in den Sektoren NO und NW1. Darauf wird auf im folgenden Abschnitt eingegangen.

3.4.3 Rückschlüsse auf den Einfluss der Art der Flugaktivität

Es ist davon auszugehen, dass erhöhte UFP-Konzentrationen durch Flugverkehr v.a. auf bodennahe Emissionen im LTO Zyklus zurückzuführen sind^{48,54}. Die Emissionsprofile der Flugzeuge sind neben dem Turbinentyp, Wartungszustand und verwendetem Kerosin von der Schublast abhängig¹⁰. Das heisst, Landeanflüge, Taxi-Betrieb und Starts verursachen unterschiedliche Emissionen an Partikeln und Gasen wie Kohlenwasserstoffen und SO₂ (welche zur UFP-Nukleation und Kondensation beitragen)^{10,62–65}. Man kann davon ausgehen, dass z.B. der Taxibetrieb und Landeanflüge, bei denen das Kerosin unvollständiger verbrannt wird, mehr UFP als Starts hervorrufen, weil der Anteil an volatilen/semivolatilen Nukleationspartikeln höher ist. Die Schublast beeinflusst auch die Zusammensetzung der Russpartikel mit elementarem und organisch gebundenem Kohlenstoff^{63,66}. Emissionen aus Starts bewirken einen stärkeren Anteil an Russpartikeln mit elementarem anstatt organisch gebundenem Kohlenstoff⁶⁷.

Neben den Emissionen auf dem Flughafengelände selber ist es auch eine Frage, ob lokal die Überflüge startender oder landender Flugzeuge sich in den bodennahen UFP-Konzentrationen niederschlagen. Dies kann durch grossräumige Verwirbelungen hinter den Flugzeugen – sogenannte Wirbelschleppen – verstärkt werden⁶⁸. Eine Untersuchung der Flughafen Zürich AG im Frühjahr 2019 im Nordwesten des Flughafens zeigt, dass die Auswirkungen landender Flugzeuge kurzzeitig bis in maximal 6 km Entfernung zum Landeort, bzw. bis zu maximal 300 m Flughöhe in den bodennahen UFP-Konzentrationen nachweisbar sind⁶⁹.

Der Messort der vorliegenden Untersuchung in Kloten liegt, leicht Richtung Süden versetzt, direkt in der Anflugschneise der Piste 28, welche abends ab ca. 20:00 Uhr vermehrt für Landeanflüge verwendet wird (siehe Abbildung 1 und Abbildung 3). Sektor NO und NW1 decken den Windrichtungsbereich ab, der in Verlängerung sowie je nach Windrichtung leicht seitlich versetzt zum Anflugpfad liegt (Abbildung 6). Die Tagesgänge von PN_[10-100nm] (Abbildung 7) sowie der Anzahl-Grössenverteilung (Abbildung 13) zeigen in den Sektoren NO und NW1 einen ausgeprägten Anstieg kleinster UFP zwischen ca. 20:00 und 23:00 Uhr. Dieser fällt mit der gestiegenen Anzahl an Landeanflügen auf der Piste 28 zusammen (siehe Abbildung 3; die entsprechenden Landeanflüge der Piste 28 sind auch direkt in Abbildung 13 eingetragen). Auch die scheinbare lokal erhöhte Abhängigkeit der UFP-Konzentrationen bei mittleren Strassenverkehrszahlen in Abbildung 10 bei Sektor NO und NW1 hat ihre Ursache vermutlich in den abendlichen Landeanflügen auf der Piste 28. Da die Tagesgänge des Strassenverkehrs weniger durch Covid-19 tangiert wurden, fällt der UFP-Abendpeak immer mit einer ähnlichen Strassenverkehrssituation

zusammen, so dass sich dieser zeitliche Zusammenhang in Abbildung 10 als lokaler Zusammenhang mit bestimmten Strassenverkehrszahlen äussert.

Das Phänomen, dass die Emissionen von Überflügen bodennah ankommen, ist räumlich-zeitlich sehr begrenzt und hängt auch von den Witterungsbedingungen ab^{12,53}. Mit der Messreihe in Kloten, die so nah am Landeanflugpfad liegt, kann man diesen Effekt für UFP jedoch zeitweilig gut aufzeigen.

3.4.4 Ausgangsverteilungen beschreiben die gemessenen UFP

Sowohl Fahrzeuge als auch Flugzeuge verursachen hohe UFP-Emissionen und gehören lokal zu den wichtigsten Quellen für nicht-volatile und volatile UFP^{2,10}. Beide Quellen erzeugen dabei sehr kleine UFP unterschiedlicher Grössenverteilungen, die sich in Kloten überlagern. Im Folgenden wurden die gemessenen Anzahl-Grössenverteilungen deshalb in die Summe von Ausgangs-Grössenverteilungen zerlegt (sogenannte PMF-Faktoren^{xvi}, Abbildung 14). Somit lassen sich auch die mittleren UFP-Konzentrationen (Abbildung 15) sowie Anzahl-Grössenverteilungen (Abbildung 16) mit Hilfe dieser Ausgangsverteilungen beschreiben. Die kleinsten Partikel gehören zu einer Ausgangsverteilung mit dem Maximum am unteren Messbereich von $D_p = 10$ nm (Abbildung 14), d.h. auch, es gibt nicht gemessene UFP-Beiträge unterhalb dieser Partikelgrösse. Partikel dieser Verteilung «**Nukleation**» sind insgesamt kleiner als 20 nm. Partikel der nächstgrösseren Verteilung «**Aitken1**» befinden sich ca. zwischen $D_p > 10$ nm und $D_p < 30$ nm mit einem Maximum der Verteilung bei knapp 20 nm. Darauf folgend umfasst die nächste Verteilung «**Aitken2**» den Grössenbereich zwischen grob 20 und 60 nm mit einem Maximum bei 30 nm. Die letzte Verteilung «**gemischt**» ist mit Durchmessern zwischen 30 nm und 300 nm breiter.

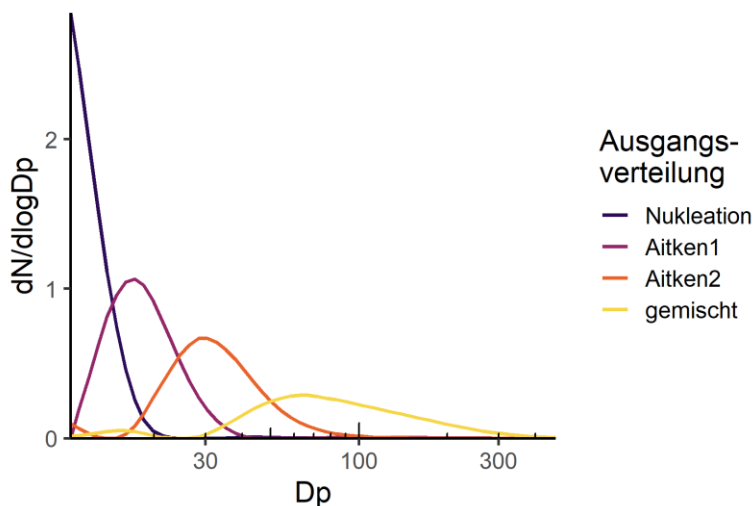


Abbildung 14: Ausgangs-Grössenverteilung der PMF Analyse; mit Hilfe dieser Verteilungen können die gemessenen Verteilungen in ihre «Einzelteile» zerlegt werden.

^{xvi} Mittels einer Methode namens "Positive Matrix Factorization" (PMF). In lufthygienischen Quellenzuweisungen wird oft die eigens dafür entwickelte [PMF Methode der EPA](#) angewendet. Im vorliegenden Bericht wurde – der Einfachheit halber – eine ähnliche Variante ("nicht-Negative Matrix Factorization") aus dem [R-package NMF](#) v0.23.0 für die Analyse benutzt, da viele zusätzliche Eigenschaften der EPA PMF für die Analyse der Anzahl-Grössenverteilung gar nicht ausgenutzt werden können und NMF in dieser Analyse einfacher anwendbar ist. Aus Gründen des Wiedererkennungswertes wird im vorliegenden Bericht trotzdem – etwas unscharf – weiterhin von "PMF" gesprochen.

Die Ausgangsverteilung «Nukleation» entspricht dem typischen Nukleationsmode (vergleiche Abbildung 12). Aufgrund der extrem kleinen D_p geht man davon aus, dass solche UFP durch Partikelneubildung aus gasförmigen Vorläufern gebildet wurden und deshalb als volatil oder semivolatil bezeichnet werden können. Es wurde auch an anderen Flughäfen beobachtet, dass der Nukleationsmode quellennah in Abgasfahnen von Flugzeugtriebwerken das Maximum der Grössenverteilung bei $D_p < 10$ nm aufweist^{70,71}. Die weiteren Verteilungen «Aitken1», «Aitken2» und «gemischt» machen eher den Aitkenmode aus. Gemäss der Literatur besteht dieser aus einem Gemisch von Partikeln verschiedener Zusammensetzung und Entstehungsprozesse, einschliesslich nicht-volatiler Russpartikel und ihrer Agglomerate.

In Abbildung 15 wurde nun pro Sektor sowie für «alle» Situationen zusammen die mittlere PN-Konzentration aufgetragen, unterteilt nach den Beiträgen der verschiedenen Ausgangsverteilungen. Dabei ähnelt sich die Zusammensetzung in Sektor SO und NO (südliche und nordöstliche Windrichtungen), wo UFP der Ausgangsverteilungen «Nukleation» und «Aitken1» zusammen ca. 50% der Konzentration ausmachen. Ausgangsverteilungen «Aitken2» und «gemischt» verteilen sich auf die restlichen 50%. In Sektor SW und NW2 sind die Beiträge von «Aitken2» + «gemischt» geringer, dafür sind dort «Nukleation» + «Aitken1» zu ungefähr gleichen Anteilen viel stärker vertreten. Die etwas erhöhte UFP-Konzentration in Sektor SW sowie deutlich erhöhte Konzentration in Sektor NW2 setzt sich also verstärkt durch sehr kleine Partikel des Nukleationsmode und kleinerer UFP des Aitkenmode zusammen.

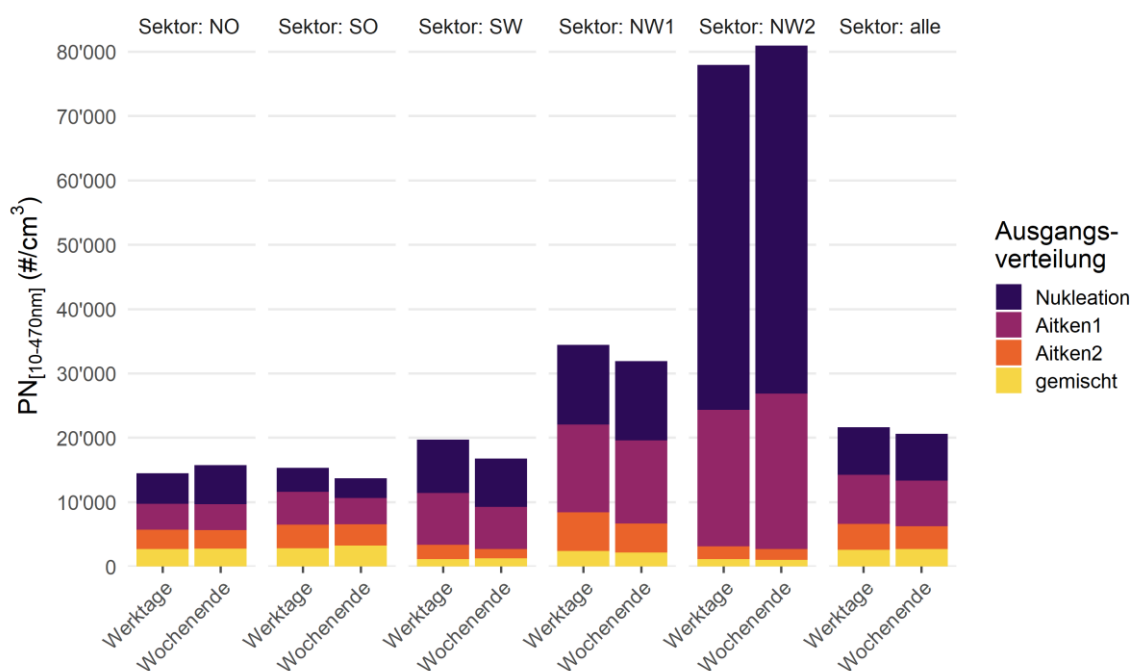


Abbildung 15: Mittlere PN-Konzentrationen pro Windsektor (siehe Abbildung 6) sowie für «alle» Windsituationen zusammen, gegliedert (aufsummiert) nach den Beiträgen der jeweiligen Ausgangs-Grössenverteilungen sowie Werktagen und Wochenenden+Feiertagen; beachte: die mittleren PN Konzentrationen sind geringfügig höher als die UFP-Konzentrationen in Tabelle 1, weil hier mit den Ausgangsverteilungen der gesamte grössenbezogene Messbereich und nicht die sonst in diesem Bericht verwendete UFP-Definition mit $D_p < 100$ nm verwendet wird.

Wahrscheinlich liegt dies u.a. daran, dass bei Windrichtungen aus Südwest (Sektor SW) sowie in Sektor NW2 öfter höhere Windgeschwindigkeiten als bei den anderen Sektoren auftreten (vergleiche Abbildung 2 und Abbildung 6). Somit rücken etwas entferntere Emissionen näher an den Messort heran, indem sich ihre atmosphärische Aufenthaltsdauer verkürzt. Dabei wäre das Aerosol weniger stark gealtert und die gemessenen Grössenverteilungen würden sich hin zu kleineren Partikeln verschieben. Zudem könnte die Konvektion des heissen Turbinenabgases bei solchen Windbedingungen stärker eingeschränkt sein und somit das Abgas effizienter an den Messort herantransportiert werden. Ausgangsverteilungen «Nukleation» + «Aitken1» prägen die UFP-Konzentration der Sektoren NW1 und NW2. In Sektor NW2 machen sie fast alleinig die starke Konzentrationserhöhung aus. Somit scheinen die Anteile von «Nukleation» + «Aitken1» je nach Windsituation mit zunehmendem Einfluss des bodennahen Flugverkehrs zusammenzuhängen. In Bezug auf «alle» Windsituationen (d.h. gewichtet nach ihrer Häufigkeit) prägen die Ausgangsverteilungen «Nukleation» + «Aitken1» die mittlere UFP-Konzentration zu ca. zwei Dritteln. Es gibt in den mittleren UFP-Konzentrationen nur kleinere Unterschiede zwischen Werktagen und Wochenenden (wenn der Strassenverkehr etwas reduziert ist). Tendenziell ist die UFP-Konzentration in den Sektoren SO, SW und NW1 am Wochenende etwas niedriger (Abbildung 15). Die Reduktion macht maximal ca. 3'000 #/cm³ in Sektor SW aus. Die Unterschiede werden hauptsächlich durch verringerte Beiträge von «Aitken1» und «Aitken2» bestimmt und wahrscheinlich gemäss der Windverteilung durch einen Wochenendeffekt des Strassenverkehrs verursacht. Die Grössenordnung der Reduktion ist in diesen Sektoren im Vergleich mit einer 2014 präsentierten Wochenendeffekt-Auswertung des NABEL Messnetzes plausibel⁴³.

Abbildung 16 zeigt die Aufteilung nach Ausgangsverteilungen für die mittleren Anzahl-Grössenverteilungen. Alle Grössenverteilungen haben ihr Maximum am unteren Messbereich von 10 nm, was daran liegt, dass am Messort in Kloten im Mittel immer ein gewisser Einfluss des Nukleationsmode («Nukleation») vorhanden ist. Je nach Windsituation und somit Flugverkehrseinfluss ist die Grössenverteilung sehr steil Richtung kleinste Partikel der Ausgangsverteilungen «Nukleation» + «Aitken1» geprägt.

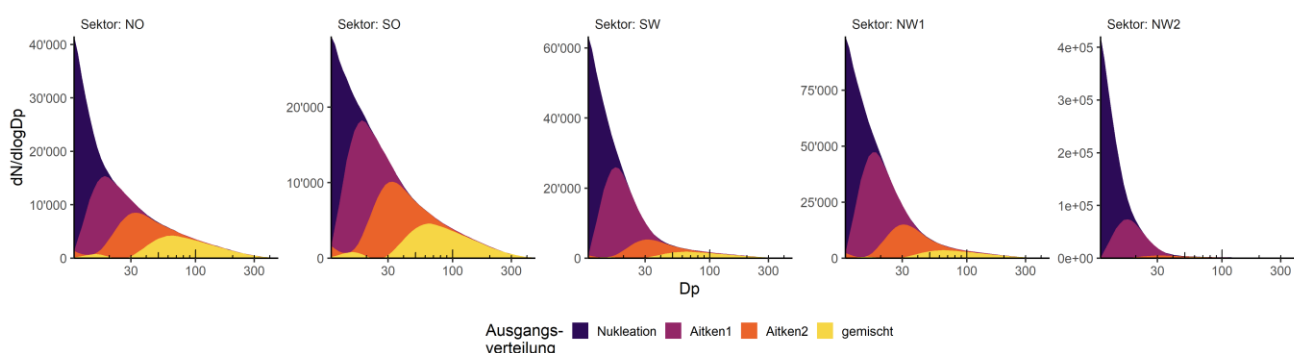


Abbildung 16: Mittlere Anzahl-Grössenverteilungen pro Windsektor (siehe Abbildung 6), gegliedert (aufsummiert) nach den Beiträgen der jeweiligen Ausgangs-Grössenverteilungen (siehe Abbildung 14).

3.4.5 Schlussfolgerungen zur Zusammensetzung der UFP

Aus Emissionsmessungen und Untersuchungen von Flugzeug-Abgasen in der Aussenluft ist bekannt, dass UFP aus dem Flugverkehr Russ⁷², bzw. elementaren und organischen Kohlenstoff, Metalle, Sulfat und kondensierte Kohlenwasserstoffe¹⁰ sowie feinste Schmieröl-Tröpfchen enthalten^{73–75}, die sich weiter verfrachten können⁷⁶. Abgase aus Flugzeugtriebwerken enthalten neben nicht-volatilen UFP auch eine Menge potentieller Vorläufergase für Nukleationspartikel (ebenso wie Benzin- und Dieselabgase^{77,78}), welche auch zu vielen volatilen/semivolatilen UFP führen^{10,64}. Die nicht-volatilen und volatilen/semivolatilen Partikel verändern sich bzw. entstehen bei der Verfrachtung der Emissionen durch Nukleation, Kondensation, Evaporation und Koagulation¹⁰. Sie kommen am Messort in Klotten bereits in einem «gemischten» Zustand an. Die Analyse der gemessenen Grössenverteilungen und der Fachliteratur lässt die Schlussfolgerung zu, dass der überwiegende Teil der UFP aus Windrichtung Flugverkehr wahrscheinlich semivolatil/volatil ist. Die Flughafen Zürich AG hat selber UFP Messungen auf dem Flughafengelände und im weiteren Umfeld durchgeführt^{44,54,69}. Dabei konnte auf dem Flughafengelände der Anteil nicht-volatiler Partikel an der Partikelanzahl abgeleitet werden. Bei diesen quellennahen Aussenluft-Messungen betrug er 21 bis 26%^{44,54}. UFP aus Flugzeugtriebwerken sind insgesamt etwas kleiner ($D_p < 40$ nm, mit den meisten UFP bei D_p ca. 15 nm), als aus dem Strassenverkehr (D_p ca. zwischen 30 – 50 nm)¹⁰. Dementsprechend wurde z.B. in London gezeigt, dass an einer 1.2 km entfernten Messstation der Einfluss des Flugverkehrs mit einem Beitrag im Nukleationsmode sehr hoch war²⁴. Zum gleichen Schluss kommt das hessische Landesamt am Flughafen Frankfurt am Main an Messstationen im Abstand von knapp 3 km und mehr⁵¹. Dabei lässt sich der Einfluss des Flugverkehrs auch noch in grösserer Entfernung im Nukleationsmode nachweisen^{10,51,55}.

4 Schlussfolgerungen

Seit Februar 2019 werden in Kloten/Feld UFP gemessen. Die Ergebnisse bis Ende 2020 zeigen auf, unter welchen Bedingungen mit welchen Quellenbezügen, insbesondere zum Flugverkehr, in Kloten UFP-Konzentration erhöht sind und wie die entsprechenden Grössenverteilungen geprägt werden. Die Messergebnisse passen zu den Ergebnissen anderer Untersuchungen am Flughafen Zürich/Kloten sowie im Umfeld internationaler Flughäfen. Folgende Schlussfolgerungen können gezogen werden:

1. *In welchen Anzahl-Konzentrationen kommen UFP kurzfristig und im Langzeitmittel vor?*

Im langfristigen Mittel betrug die UFP-Konzentration mit $PN_{[10-100nm]}$ rund 20'000 $\#/cm^3$ (von Februar 2019 bis Januar 2020, ohne Auswirkungen der Covid-19 Pandemie auf das Verkehrsregime). Im Vergleich mit Messungen an anderen Standorten lag die Luftbelastung mit UFP damit im oberen Bereich von strassenverkehrsbelasteten Situationen. Hohe 30-Minuten Mittelwerte in Kloten Feld betrug rund 98'000 $\#/cm^3$ (98%-Perzentil, d.h. 2% aller Messwerte waren höher). Niedrige Konzentrationen waren nah an typischen Hintergrundwerten (2%-Perzentil ca. 1'800 $\#/cm^3$).

2. *Unter welchen Bedingungen sind UFP-Konzentrationen vor Ort erhöht?*

Am Messort findet man eine grosse Bandbreite an UFP-Konzentrationen, je nach Windrichtung/-geschwindigkeit und Tageszeit. Wenn der Wind aus Richtung West bis Nordwest (Sektoren NW1 und NW2, d.h. aus Richtung Flughafen und Autobahn) weht, sind die UFP-Konzentrationen deutlich erhöht, v.a. im Sektor NW2, d.h. bei höheren Windgeschwindigkeiten. Aus dem südwestlichen Windsektor (SW) aus Richtung Stadtzentrum und Autobahn sind die Konzentrationen im Vergleich zu den restlichen Windrichtungen auch noch erhöht, allerdings im Vergleich zu Sektoren NW1 und NW2 deutlich geringer. Episoden mit stark erhöhten UFP treten normalerweise nur tagsüber auf, es gibt keinen grundlegenden Unterschied zwischen Werktagen und Wochenenden bzw. Feiertagen, aber einen sehr starken Einfluss der Windrichtung.

3. *Welche charakteristischen Anzahl-Grössenverteilungen haben die UFP?*

Alle betrachteten Windsituationen hatten im Mittel UFP Anzahl-Grössenverteilungen mit einem Maximum am unteren Grössenbereich der angewendeten Messtechnik von $D_p = 10$ nm. Damit prägen kleinste UFP des Nukleationsmode die Grössenverteilungen. Je nach betrachtetem Windsektor gibt es klare Unterschiede, wie stark der Anteil des Nukleationsmode die Grössenverteilung dominiert und somit die beobachteten mittleren Konzentrationserhöhungen ausmacht. Bei Wind aus Richtung West bis Nordwest (Sektoren NW1 und NW2) ist die Konzentrationserhöhung allein durch diese Nukleationspartikel und kleinste UFP des (nächstgrösseren) Aitkenmode bedingt.

4. *Lässt sich aus den Messungen und der Fachliteratur ableiten, wie sich Flug- und Strassenverkehr in Kloten auf die UFP-Konzentrationen auswirken?*

Messergebnisse weisen mit der Windverteilung auf den Flugverkehr als wichtige UFP-Quelle in Kloten hin. Untersuchungen an anderen, internationalen Flughäfen stützen diese Erkenntnis. Die entsprechenden

Tagesverläufe der UFP werden in Kloten zwar auch durch den lokalen Strassenverkehr geprägt, aber weniger deutlich, als durch den Flugverkehr, wenn der Wind aus den entsprechenden Richtungen weht. Unterschiede im Verkehrsregime zwischen Flug- und Strassenverkehr erlauben weiterführende Analysen: Die UFP-Konzentrationen unterliegen einem ausgeprägten Tagesgang, nicht jedoch einem Unterschied zwischen Wochenenden und Werktagen. Diese Verläufe spiegeln sich eher in den Verläufen der Flug- als denen der Strassenverkehrszahlen. In den Messdaten kommt aufgrund der Lage der Messstation nah an der Anflugschneise zur Piste 28 je nach Windverhältnissen abends der Einfluss von Emissionen direkt aus Landeanflügen zur Geltung.

Im Zuge der Covid-19 Pandemie sind die Verkehrszahlen zeitweilig eingebrochen. Dies betraf die Flugzahlen deutlich stärker als die des Strassenverkehrs. Seit Verringerung der Flugzahlen ist am Messort in Kloten auch die mittlere UFP-Konzentration niedriger als vorher. Die Belastungssituationen glichen sich in den verschiedenen Windsektoren stärker einander an. Entsprechend konnte gezeigt werden, dass der Flugverkehr die mittleren UFP-Konzentrationen stärker beeinflusst, als der Strassenverkehr, wenn der Wind aus Richtung Flughafen weht. Solche Windverhältnisse traten am Messort zu rund 25% der Zeit auf, während sie die entsprechende mittlere UFP-Konzentration überproportional zu 50% prägten. Der Beitrag des Flugverkehrs auf die mittlere UFP-Konzentration wurde daher im Jahr 2019 auf rund 40% geschätzt. Die Anzahl-Grössenverteilungen verdeutlichen, dass sich die gemessenen Flugverkehrs-UFP wahrscheinlich zu grossen Teilen aus kleinsten volatile/ semivolatile Partikel zusammensetzen. Emissionen des Flugverkehrs spielen für die langfristige Luftbelastung mit Feinstaub PM10 und PM2.5 sowie mit NO₂ in Wohngebieten in Kloten eine zweitrangige Rolle, während der Strassenverkehr und weitere Quellen dabei eher massgeblich sind. Wie die vorliegende Analyse aufgezeigt hat, stellt der Flugverkehr am Messort hingegen einen relevanten Beitrag zur Luftbelastung mit UFP dar.

Die Gesundheitseffekte von Luftbelastung mit UFP sind im Gegensatz zur Feinstaubmasse PM2.5/PM10 weniger gut erforscht. Neueren Erkenntnissen zufolge können UFP durch ihre geringe Grösse in die Lungenbläschen gelangen, die Blutbahn übergehen und somit in verschiedenen Organen gefunden werden, die Blut-Hirnschranke überwinden oder über den Riechnerv direkt ins Gehirn wandern^{3,26-29}. Die Wissenschaft liefert durch toxikologische Experimente und Probandenstudien Hinweise auf mögliche Gesundheitswirkungen von UFP⁷⁹⁻⁹⁰. Jedoch gibt es wenige epidemiologische Studien zu den Folgen erhöhter UFP-Luftbelastung unter realen Bedingungen. Die Ergebnisse dieser Studien sind uneinheitlich. Deshalb lässt sich die Gesundheitswirkung von UFP nach aktuellem Stand der Epidemiologie nicht abschliessend beurteilen²⁶. Aufgrund dieser Ausgangslage hält die EKL die Erfassung der Luftbelastung mit UFP für wichtig⁴. Es gibt in der LRV keinen Immissions-Grenzwert für UFP (bzw. Partikelanzahl). Die EKL verweist aber auch für UFP auf das im USG (Art. 11 Abs. 2) verankerte Vorsorgeprinzip als grundsätzlichen Auftrag zur Umsetzung emissionsmindernder Massnahmen, um hohe quellennahe Belastungen möglichst zu verringern soweit es der Stand der Technik zulässt. Die vorliegenden UFP-Messungen helfen, diese Entwicklung zu verfolgen.

5 Ausblick

Wie wird sich der Flugverkehr zukünftig auf UFP in Kloten auswirken? Die Trends bei den nicht-volatilen PN-Emissionen haben nach Einschätzung des Bundesamtes für Zivilluftfahrt (BAZL) in den Jahren vor 2020 als Folge von Flottenerneuerungen eine Stabilisierung gezeigt^{xvii}. Die internationale Zivilluftfahrtorganisation ICAO hat unter Federführung des BAZL im Jahr 2019 verbindliche Emissionsstandards für nicht-volatile Partikel bei neuen Flugzeugtriebwerken im LTO Zyklus beschlossen. Entsprechende Emissionsgrenzwerte für Partikelmasse und PN treten für neue und für in Produktion befindliche Triebwerke mit weltweiter Wirkung ab dem Jahr 2023 in Kraft^{61,91}. Langfristig dürften daher die nicht-volatilen PN-Emissionen aus dem Flugverkehr sinken. Vor der Covid-19 Pandemie wurden bis ins Jahr 2030 ansteigende Passagierzahlen und in geringerem Ausmass ansteigende Flugbewegungen am Flughafen Zürich/Kloten erwartet^{92,xviii}. Eine Erholung der Flugzahlen auf das Niveau der Jahre vor der Pandemie voraussichtlich frühestens ab dem Jahr 2023 zu erwarten^{xix}. Eine andauernde Verringerung der Luftbelastung mit UFP in Kloten wird damit bis dahin ebenfalls einhergehen. Die Entstehung volatiler/semivolatiler UFP aus SO₂, NO_x und Kohlenwasserstoffen im Triebwerkabgas hängt u.a. von der Triebwerktechnik sowie der Menge und Zusammensetzung des verbrannten Kerosins ab. In welchem Umfang sich die Aktivitäts- und Technologie-Entwicklung des Flugverkehrs langfristig in Kloten auf die Luftbelastung mit volatilen/semivolatilen UFP niederschlägt, scheint daher momentan unklar.

Auch der Strassenverkehr ist eine wichtige UFP-Quelle^{55,93}. Die neuesten Fahrzeug-Abgasnormen beinhalten einen Emissionsgrenzwert für nicht-volatile Partikel mit $D_p > 23 \text{ nm}$ ⁹⁴. Gleichzeitig verursachen z.B. Direkteinspritzer-Benzinfahrzeuge⁹⁵ aber auch Dieselfahrzeuge⁹⁶ volatile/semivolatile UFP⁹⁷. Insgesamt wird trotzdem erwartet, dass die Emissionen von UFP im Strassenverkehr langfristig zurückgehen, nicht zuletzt wegen fortschreitender Elektrifizierung der Fahrzeugflotte.

Die Ergebnisse der vorliegenden Messkampagne eröffnen Fragestellungen, welche durch die Wissenschaft untersucht werden sollten, um ein ausreichendes Verständnis der Luftbelastung mit UFP zu entwickeln. Ein solches Verständnis ist eine wichtige Voraussetzung für die gezieltere Verminderung von UFP. Zu untersuchende Fragestellungen umfassen z.B.: Die Charakterisierung der Zusammensetzung der UFP in Kloten, eine genauere Quellenzuweisung der Luftbelastung mit UFP, die massgebliche Prozesse bei der Verfrachtung der Flugzeug-Emissionen, deren räumlich-zeitliche Verteilung im Umfeld des Flughafens, die Rolle von UFP-Vorläufersubstanzen aus der (teilweise unvollständigen) Kerosinverbrennung für die UFP Bildung in der Aussenluft, die möglichen Emissionen von Turbinenschmieröl-Tröpfchen als UFP Bestandteil sowie die Anteile volatiler/semivolatiler vs. nicht-volatiler UFP aus dem Flugverkehr in der Aussenluft.

Die hier präsentierte Messreihe umfasst UFP des Grössenbereiches hinunter bis $D_p = 10 \text{ nm}$. Die untere Grenze war durch die Messtechnik begrenzt. Es gibt Hinweise darauf, dass für Abgasfahnen aus Flugzeugtriebwerken in der Aussenluft quellennah bei $D_p < 10 \text{ nm}$ noch weitere Beiträge zur UFP-Konzentration zu erwarten sind^{12,70,71}. Zudem weisen die Messungen vor März 2020 an der Gerlisbergstrasse mit dem SMPS 3034 messmethodisch eine erhöhte Unsicherheit auf (siehe Anhang/Korrektur von Diffusionsverlusten). Unter anderem deshalb wurde in Kloten

^{xvii} Gemäss mündlicher Auskunft T. Rindlisbacher, BAZL.

^{xviii} Vergleiche auch [Prognose der ICAO](#).

^{xix} Gemäss mündlicher Auskunft E. Fleuti, Flughafen Zürich AG, siehe auch [Eurocontrol](#) und [ICAO](#).

im März 2020 ein neues SMPS-Messgerät in Betrieb genommen, welches auch UFP hinunter bis D_p ca. 5 nm genauer erfassen kann. Daher wird OSTLUFT im Jahr 2021 an der Messstation in Kloten die UFP-Messungen fortführen und die Messreihe mit einheitlicher Methodik vervollständigen. Ein entsprechendes Aufdatieren des vorliegenden Berichtes ist für das Jahr 2023 geplant.

Verdankung

Verschiedene Personen ausserhalb von OSTLUFT/AWEL haben zum Gelingen dieses Berichtes beigetragen. Deshalb geht ein herzlicher Dank an: Daniel Martinelli und Mirco Winkenbach von der Stadtverwaltung Kloten (Standort-Organisation und Unterstützung vor Ort), Christoph Hüglin von der Empa (Ausleihe des SMPS 3034, Fachdiskussionen und Korrekturlesen), Benjamin Brem vom Paul-Scherrer-Institut (Unterstützung bei der Diffusionsverlustkorrektur des SMPS 3034, Fachdiskussionen und Korrekturlesen), Meltem Kutlar und Ron Kappeler des TPH Basel (Korrekturlesen), Theo Rindlisbacher vom BAZL (Angaben zur Entwicklung Flugverkehrszahlen und nvPN Emissionen) sowie Emanuel Fleuti und Silvio Maraini von der Flughafen AG (Flugverkehrszahlen und Angaben zu ihrer möglichen Entwicklung, fachlicher Austausch).

Anhang

Witterungsverlauf

Die Witterung, vor allem die Verläufe von Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit (Abbildung 17), sind oftmals entscheidend dafür, wie sich Emissionen von Luftschadstoffen auf die Konzentrationen von Luftschadstoffen in der Atmosphäre auswirken. Abbildung 17 zeigt die Jahresverläufe der Lufttemperatur und Windgeschwindigkeit am Messort auf Monatsbasis. Dabei wird klar: der Sommer 2019 war heisser als der Sommer 2020, während das Frühjahr 2020 wärmer als die gleiche Jahreszeit 2019 war. Der Februar war in beiden Jahren windig, wohingegen der Spätfrühling 2020 windiger als 2019 war.

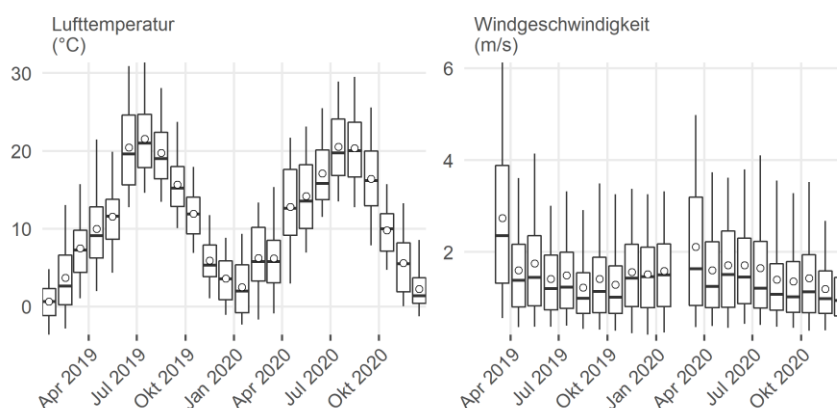


Abbildung 17: Jahresverläufe von Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit in Kloten – Feld (auf Monatsbasis; Kreis = Mittelwert, Boxplots: unterer Whisker = 5%-Perzentil, untere Box = 25%-Perzentil, Strich = Median, obere Box = 75%-Perzentil, oberer Whisker = 95%-Perzentil).

Korrelationen von UFP mit weiteren Messgrössen

UFP weisen generell nur einen sehr schwachen Zusammenhang mit den typischen gewichtsbasierten Feinstaub Messgrössen PM₁₀ und PM_{2.5} auf^{30,98,99}. So gibt es in Kloten praktisch keine Korrelation zwischen PN_[10-100nm] und PM_{2.5} (siehe Anhang/Korrelationen von UFP mit weiteren Messgrössen). UFP hängen an vielen Orten oft mit dem Strassenverkehr zusammen, weshalb sie sich zu einem gewissen Grad aus der entsprechenden NO_x Verteilung ableiten lassen^{99,100}. Dies ist für Flugzeug-bezogene UFP nicht so eindeutig. Generell hängen UFP in Kloten je nach Sektor sehr uneinheitlich mit anderen Luftschadstoffen zusammen. Sowohl der Grad der Korrelation als auch die Stärke des jeweiligen Zusammenhanges ist Windsektor-abhängig und damit geprägt von verschiedenen Hauptquellen und Verfrachtungsbedingungen. Allgemein sind in Kloten am Messort die Korrelationen von PN_[10-100nm] und anderen Schadstoffen eher schwach bis moderat – mit Ausnahme im Sektor NW2 mit Wind aus Richtung Flughafen bei höheren Windgeschwindigkeiten: dabei ergibt sich eine stärkere Korrelation mit SO₂. Schwefeldioxid ist ein für Turbinen-Emissionen typischer Bestandteil. Im Sektor NW1 und NW2 ist die Korrelation mit NO_x wenigstens moderat ausgeprägt. Hingegen gibt es keinen sehr klaren Zusammenhang zwischen Russ (EC_{2.5}) und PN_[10-100nm]. Russ ist zwar auch ein charakteristischer nicht-volatiler Bestandteil von Flugzeug-Emissionen¹⁰, jedoch wird Russ, ebenso wie PM_{2.5}, gewichtsbezogen bestimmt und ist nur eine der Zutaten des komplexen UFP Gemisches von nicht-volatilen und volatilen/semivolatilen Partikeln, welches immissionsseitig gemessen wird. Trotz

der uneinheitlichen Korrelationen: vor allem in Sektor NW1 und NW2 lässt sich im Durchschnitt beobachten, dass eine Erhöhung^{xx} von $PN_{[10-100nm]}$ um ca. 30'000 bzw. 100'000 $\#/cm^3$ mit einer Erhöhung von 1 $\mu g/m^3$ SO_2 bzw. $EC2.5$ einhergeht.

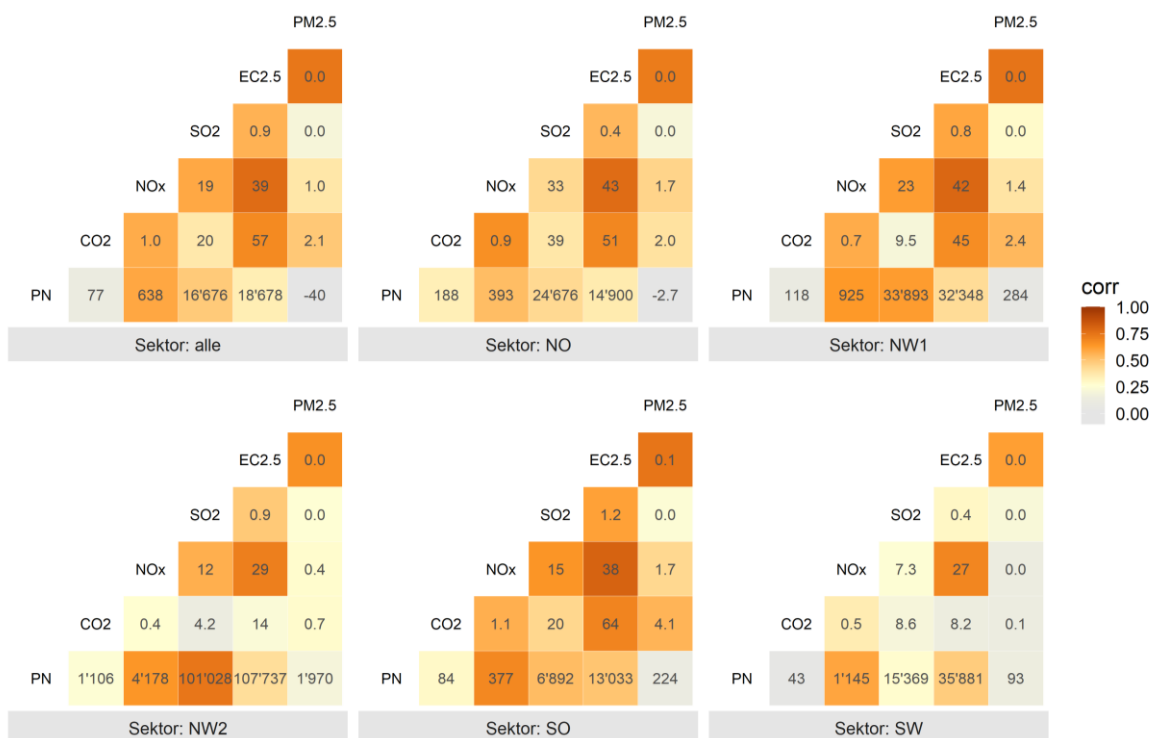


Abbildung 18: Spearman's Korrelations-Koeffizient zwischen Messgrößen (farblich dargestellt), Zusätzlich ist die Steigung der Regressionsgeraden des Zusammenhanges eingetragen, d.h. unter der Annahme, dass der Zusammenhang linear ist; Messgrößen sind gruppiert nach Windsektor, bzw. «alle» Daten gemeinsam.

Lesebeispiel: Spearman's Korrelationen sind ein nicht-parametrisches statistisches Verfahren um die Stärke eines monotonen Zusammenhanges (ansteigend, absteigend) zu untersuchen. Das heisst, der Korrelationskoeffizient (farblich dargestellt) drückt aus, wie stark die paarweise betrachteten Messgrößen ansteigend/absteigend zusammenhängen, ohne Aussage darüber, mit welcher Funktion sie zusammenhängen. Zusätzlich ist die Steigung der Regressionsgeraden des Zusammenhanges eingetragen, d.h. unter der Annahme, dass der Zusammenhang linear ist. Um diese Steigung in der Abbildung abzulesen, geht man von der Messgröße des Interesses horizontal bis zum Schnittpunkt der jeweilig vertikal angeordneten Größe in der Matrix aus (die Steigungen sind damit also nicht für jede mögliche Kombination angegeben). Im Fall von PN (unterste Zeile) ist somit die PN-Veränderung pro Einheit Veränderung der vertikal darüber liegenden Messgrößen angegeben. Somit zeigt z.B. bei Sektor NW2 für PN vs. SO_2 ein hoher positiver Korrelationskoeffizient an, dass ein starker Zusammenhang für steigende PN Konzentrationen bei steigenden SO_2 Konzentrationen besteht, und dass, im Falle einer linearen Regression, pro Anstieg 1 $\mu g/m^3$ SO_2 mit zusätzlichen $PN_{[10-100nm]}$ von rund 100'000 $\#/cm^3$ zu rechnen ist.

^{xx} Hier als Steigung eines linearen Zusammenhangs ausgedrückt.

Auswirkungen Verkehrsregime und Covid-19

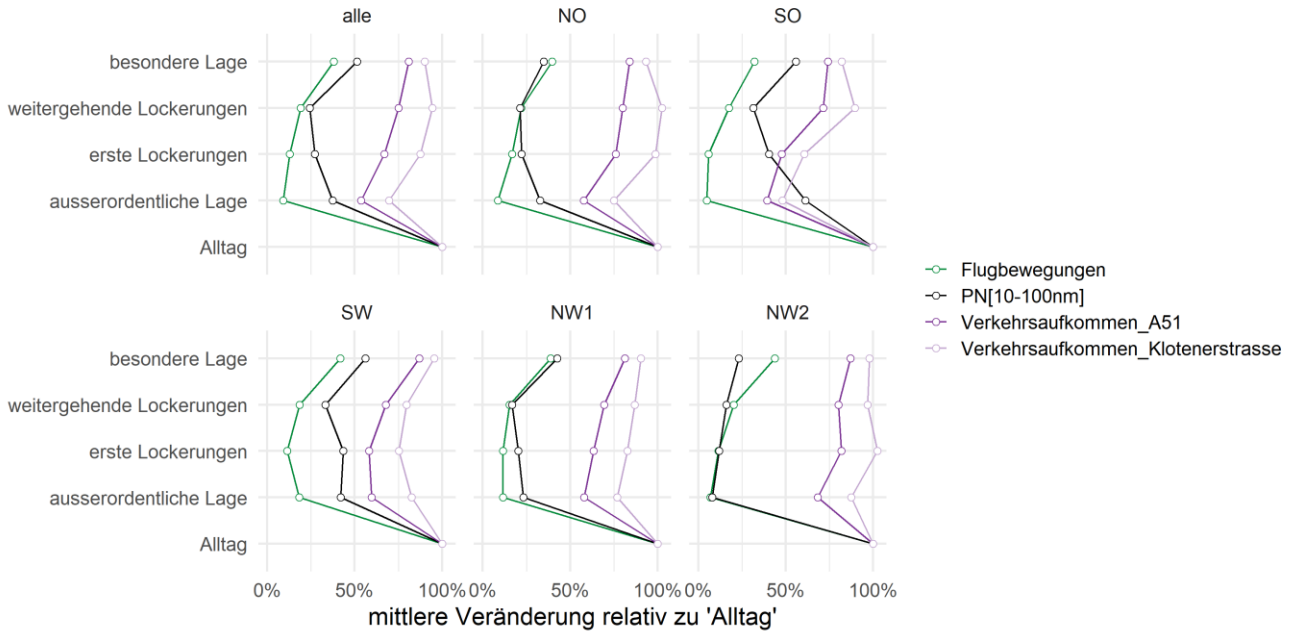


Abbildung 19: Relative Entwicklung von Strassenverkehrszahlen und Flugbewegungen zusammen mit $PN_{[10-100nm]}$ im Zuge verschiedener Covid-19 Phasen, unterteilt nach Windsektor und «alle» Situationen zusammen; die Verkehrszahlen in den verschiedenen Sektoren reflektieren die effektiven Verkehrszahlen während die Windsituation dem jeweiligen Sektor entsprach – daher sind die Verläufe der Verkehrszahlen zwischen den Sektoren geringfügig unterschiedlich.



Abbildung 20: Mittlere $PN_{[10-100nm]}\text{-Fracht}$ (Produkt von $PN_{[10-100nm]}$ und Windgeschwindigkeit) nach Windrichtung, Tageszeit (Lokalzeit) und Covid-Phasen.

Polarplots Ausgangsverteilungen

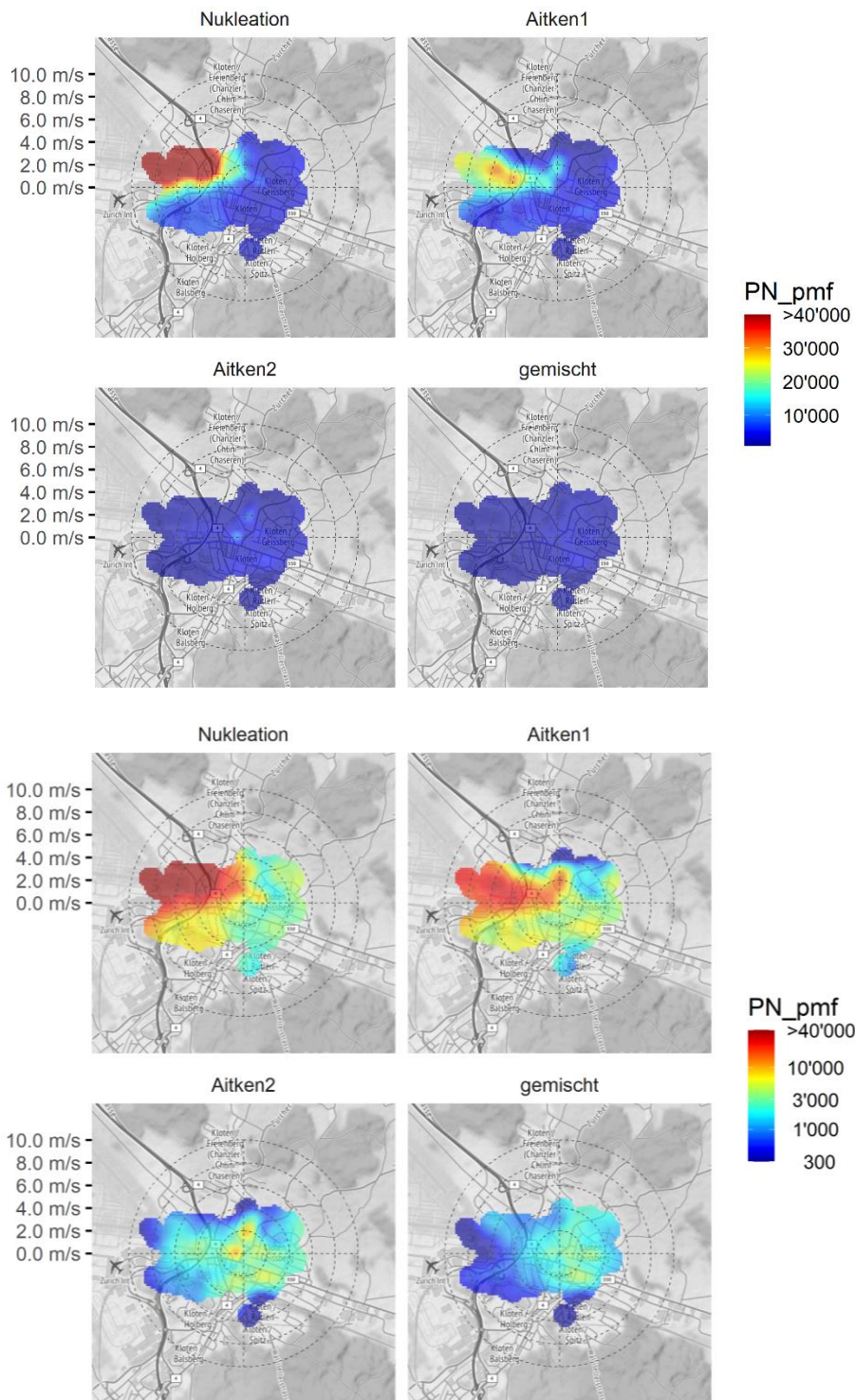


Abbildung 21: PolarPlots der mittleren Beiträge der Ausgangsverteilungen (PMF-Faktoren) während durch Covid-19 unbeeinflusstem «Alltag» (**oben:** lineare Farbskala, **unten:** logarithmische Farbskala), vergleiche Abschnitt 3.4 und Abbildung 14.

Methodendokumentation

Messprogramm

Neben Messungen zu UFP und Meteorologie, wurden in dieser Messkampagne weitere Feinstaub-bezogene sowie gasförmige Luftschadstoffe gemessen, mit denen die allgemeine lufthygienische Situation in Kloten/Feld beschrieben werden kann. Abbildung 22 zeigt die zeitliche Abdeckung aller verfügbaren Messparameter über die Dauer der Messkampagne.

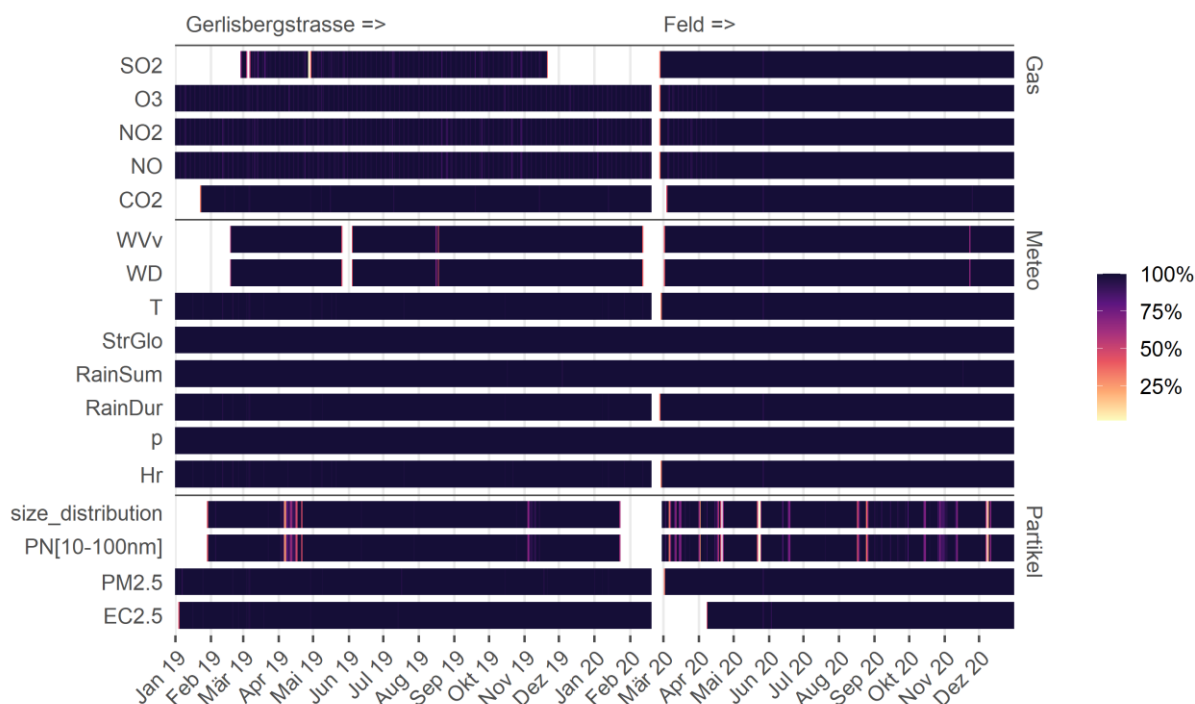




Abbildung 22: Zeitliche Datenabdeckung aller im 30 Minuten Mittelungsintervall verfügbaren Messparameter (Darstellung auf Tagesbasis; die Farbskala zeigt die Datenabdeckung innerhalb eines Tages an); Daten [OSTLUFT](#): WVv = vektorielle Windgeschwindigkeit, WD = Windrichtung, T = Lufttemperatur, Hr = relative Luftfeuchte, RainDur = Regendauer, size_distribution = Anzahl-Grössenverteilung, EC_{2.5} = elementarer Kohlenstoff im PM_{2.5}; Daten [MeteoSchweiz \(Zürich/Kloten\)](#): RainSum = Niederschlagssumme, p = Luftdruck, StrGlo = Solarstrahlung.

Standorte

Standort ^{xxi}	Kloten - Gerlisbergstrasse	Kloten - Feld
Messdauer	01.01.2019 – 23.02.2020	Seit 01.03.2020
Kartenausschnitt		
Koordinaten (LV95)	2'686'433 / 1'256'535	2'686'374 / 1'256'635
Höhe über Meer	439.4 m	439.8 m
Ansaughöhe Gas	4 m über Boden	4.3 m über Boden
Ansaughöhe UFP	3.8 m über Boden	4.1 m über Boden
Ansaughöhe PM/EC	3.7 m / -- m über Boden	4 m / 4.15 über Boden
Höhe Windmessung	7 m über Boden	10.2 m über Boden
Lufthygienischer Standorttyp	<ul style="list-style-type: none"> - nächstgelegene Hauptverkehrsachse (DTV_S 27'500 Fz. pro Tag, MIV2016) - Stadt oder Agglomeration (20'000 - 150'000 Ew.) - Wohngebiete - Kategorisierung: S0 B2 O1 Z3 A2 - Klasse: S0 H13 A2 	<ul style="list-style-type: none"> - nächstgelegene Hauptverkehrsachse (DTV_S 27'500 Fz. pro Tag, MIV2016) - Stadt oder Agglomeration (20'000 - 150'000 Ew.) - Wohngebiete - Kategorisierung: S0 B2 O1 Z3 A2 - Klasse: S0 H13 A2

^{xxi} Grund für die Standortverschiebung war, dass die ersten Messergebnisse eine starke Windrichtungsabhängigkeit aufwiesen. Der Standort Gerlisbergstrasse befindet sich im Einflussbereich umliegender Gebäude, so dass die Windmessung, welche für eine UFP-Quellenzuweisung zentral ist, eine erhöhte Unsicherheit aufwies (aus diesem Grund wurde ein separater Windsensor für die Interpretation der Messungen Gerlisbergstrasse an einem frei angeströmten Leuchtmast unweit des späteren Standortes Feld betrieben, siehe Anhang/Standorte). Der neue Standort Feld ist nah am Standort Gerlisbergstrasse und repräsentiert das gleiche „Einzugsgebiet“. Er hat den Vorteil, aus nahezu allen Windrichtungen frei angeströmt zu sein.

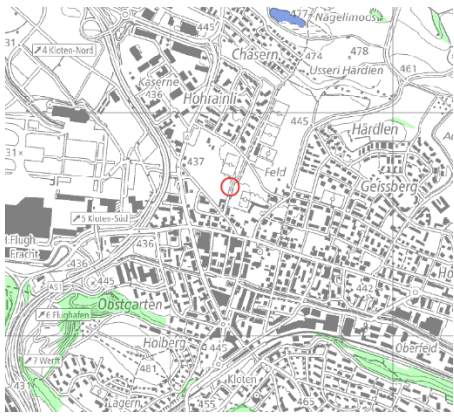
Standort	Kloten Stighagweg, Windmessung 2019
Messdauer	11.02.2019 - 30.01.2020
Kartenausschnitt	
Koordinaten (LV95)	2'686'268 / 1'256'668
Höhe über Meer	438.9 m
Höhe Windmessung	4.5 m über Boden
Messzweck	Die Messung im offenen Feld dient der Erfassung der durch Hindernisse (Gebäude, Bäume, etc.) unbeeinflussten Windrichtung und -geschwindigkeit.

Tabelle 3: Detailübersicht über Messstandorte.

UFP Messtechnik

Zur besseren Einschätzung der Ergebnisse in Kapitel 3 bedarf es einiger methodischer Erläuterungen zu den UFP Messungen. UFP werden meist über ihre Anzahl (PN) und ihr Grössenspektrum ("Anzahl-Grössenverteilung") beschrieben. Bei der Angabe von PN ist es aus Gründen der Vergleichbarkeit und Nachvollziehbarkeit wichtig, mit anzugeben, auf welchen Partikel-Grössenbereich sich PN bezieht. Im vorliegenden Bericht bezieht sich PN auf den Grössenbereich von Durchmessern D_p zwischen 10 bis 100 nm ($PN_{[10-100nm]}$). Die untere Grenze des D_p -Bereichs ist durch messtechnische Einschränkungen gegeben^{xxii}, die obere Grenze durch die gängige UFP Definition.

An den 2 Messstandorten wurden unterschiedliche Generationen eines Messgerätes für PN und Anzahl-Grössenverteilung (SMPS, [TSI](#)) verwendet. Wir betrachten die UFP Messungen an der Gerlisbergstrasse mit dem SMPS 3034 aufgrund der unsicheren Diffusionsverlustkorrektur dieses Messgerätes (siehe Anhang/Korrektur von Diffusionsverlusten) als sondierende Messungen mit einer erhöhten Messunsicherheit. Dies hat zur Folge, dass der Vergleich der Messreihen an den beiden Standorten mit den unterschiedlichen SMPS Geräten ebenfalls eine höhere Unsicherheit hat (als unabhängiger Plausibilitätstest wurden jedoch an beiden Geräten mit einem weiteren Messgerät, einem Partector2, [Naneos](#) 2018, Parallelmessungen durchgeführt, welche jeweils sehr gute Übereinstimmung zwischen SMPS und Partector2 ergaben, siehe Anhang/UFP Vergleichsmessungen). Die

^{xxii} Die Messungen am Standort Gerlisbergstrasse (Ende Januar 2019 bis Anfang Februar 2020) wurden mit einem SMPS 3034 (TSI, Jahrgang 2004, long DMA) vorgenommen, welches $D_p \geq 10$ nm misst. Die Messungen am Standort "Feld" ab März 2020 wurden mit einem SMPS 3938 (TSI, Jahrgang 2020, nanoDMA) durchgeführt, welches D_p ungefähr grösser als 4 nm misst. Um die Ergebnisse zu PN 2019 und 2020 vergleichbar zu machen, wurde für diesen Bericht immer $PN_{[10-100nm]}$ angegeben. In einem Folgebericht über die Messungen ab 2020 wird dieser Grössenbereich entsprechend dem dann ausschliesslich verwendeten, moderneren SMPS 3938 Messgerät angepasst – voraussichtlich auf den Grössenbereich von 5 bis 100 nm.

vorliegende Auswertung bezieht sich auf Messwerte gemittelt auf Halbstundenintervalle. Nachfolgend findet sich eine Übersicht zur verwendeten Messtechnik.

Teilsystem	Spezifikation	Kloten Feld 2020	Kloten Gerlisbergst. 2019
SMPS - Komponenten			
	Modell	TSI 3938N89	TSI 3034
	Seriennummer	Classifier: 3082001949001, CPC: 3789194901	30340423002
	Neutralisator Modell	3077A	3077A
	DMA Modell	3085A	k.A.
	CPC Modell	3789 ^{xxiii}	k.A.
	Scandauer	44 s	180 s
	Dauer purge	15 s	k.A.
	Jahrgang	2020, Januar	2004, Juni

Neutralisator			
	Strahlenquelle	Kr85	Kr85
	Jahrgang	15.12.2019	01.12.2018

DMA			
	Sample air flow	0.6 lit/min	1 lit/min
	Sheath air flow	4.5 lit/min	4 lit/min
	DMA Spannung min - max	10 - 10'000 V	10 - 10'000 V

CPC			
	Kondensationsmedium	Wasser	Butanol
	Inlet flow	0.6 lit/min	k.A.
	Dp cutoff lower limit	2 nm	10 nm

Aerosol Sample Inlet			
	Modell^{xxiv}	TSI Model – 3772200, CEN/TS 16976 konform	TSI Model – 3772200, CEN/TS 16976 konform
	Jahrgang	2019	2019
	Verdünnung	Nein	Nein
	Trocknung	Ja, Nafion Typ CEN Sampling System 3772200	Ja, Nafion Typ CEN Sampling System 3772200
	PM Probenahmekopf	PM10, Sigma-2	PM10, Sigma-2
	Zyklon nach Impaktor	PM1	PM1
	Inlet-Rohr: Länge / inner diameter / Material	1.7 m / 28 mm / Alu ematalliert	1.7 m / 28 mm / Alu ematalliert
	Übergangsstück Inlet-Rohr zu Dryer: Länge / Innendurchmesser / Material	7.5 cm / ca.18 mm / Edelstahl	7.5 cm / ca.18 mm / Edelstahl

^{xxiii} CPC aufgrund Reparatur von 03.03.2020 bis 07.04.2020 durch Butanol-CPC Modell 375200 substituiert.

^{xxiv} Modifikation durch TSI: Um eine Verstopfung der kritischen Düse vorzubeugen, wurde ein Bypass-flow Filter zwischen dem Nafion-Dryer und der kritischen Düse montiert.

	Dryer: Länge / Innendurchmesser / Material	0.914 m	0.914 m
	Schlauch Dryer zu Classifier (DMA): Länge / Innendurchmesser / Material	24 cm / 4.8 mm / Silikon leitend	24 cm / 4.8 mm / Silikon leitend
	Schlauch Classifier zu CPC: Länge / Innendurchmesser / Material	13 cm / 4.8 mm / Silikon leitend	k.A.
	Bypass-flow	5 lit/min	5 lit/min
	Sample flow	16.67 lit/min	16.67 lit/min
	Maximale rel. Feuchte Sample air	<40%	<40%

Datenverarbeitung			
	Software Datenerfassung	AIM: TSI Aerosol Instrument manager Version 11.0.1	AIM: TSI Aerosol Instrument manager Version 6
	Korrektur Ladungsverteilung	Ja, TSI via AIM	Ja, TSI via AIM
	Korrektur Multiple Charge Distribution	Ja, TSI via AIM	Ja, TSI via AIM
	Korrektur SMPS Diffusionsverluste	Ja, TSI via AIM	Ja, nachträglich; CEN/TS 17434:2020-06 folgend mit zusätzlicher empirischer Korrektur auf Partector2-Parallelmessungen; siehe Anhang/Korrektur von Diffusionsverlusten
	Korrektur Sample Inlet Diffusionsverluste	Ja, nachträglich gemäss CEN/TC 264	Ja, nachträglich gemäss CEN/TC 264
	Zeitliche Aggregation	30 Minuten Intervalle	30 Minuten Intervalle

Tabelle 4: Detail-Liste verwendeter UFP Messtechnik und Prozessschritte bei der Datenverarbeitung.

Probenahmeluft-Konditionierung

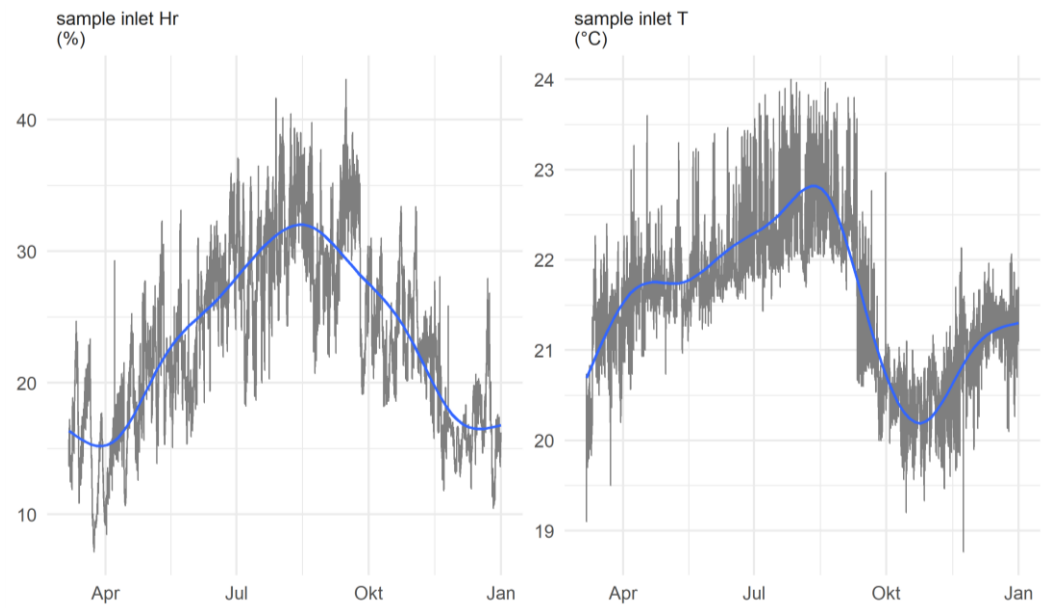


Abbildung 23: Zeitverlauf (ab März 2020) von relativer Luftfeuchte (Hr) und Lufttemperatur (T) des Luftstroms in dem in Gerlisbergstrasse und Feld eingesetzten Aerosol Sample Inlet TSI Model 3772200.

Korrektur von Diffusionsverlusten

Das SMPS 3034, welches an der Gerlisbergstrasse eingesetzt wurde, hat gegenüber der neuen Generation (SMPS 3938), welche in Feld betrieben wurde, unter anderem den Nachteil, keine werksseitig definierte Korrektur von Wandverlusten der Partikel an Oberflächen im Messgerät («Diffusionsverluste») implementiert zu haben. Solche Verluste sind u.a. abhängig von der Partikelgrösse und können die Messergebnisse stark verfälschen, wenn sie nicht korrigiert werden. Für die vorliegenden Auswertungen an der Gerlisbergstrasse wurden solche Diffusionsverluste nachträglich korrigiert (Abbildung 24). Dabei wurde grundsätzlich ein Verfahren, basierend auf äquivalenten Längen der Einzelkomponenten gemäss CEN/TS 17434:2020-06, angewendet (für konstante Probenahmeluft-Temperatur von 295 K und –Druck von 98 kPa), wobei für den CPC abweichend eine Berechnung der CPC-Effizienzkurve, von Benjamin Brem, Paul-Scherrer-Institut zur Verfügung gestellt, verwendet wurde. Weil nicht alle Angaben und experimentellen Daten zur Berechnung der Diffusionsverlustkorrektur für das SMPS 3034 verfügbar waren, wurden äquivalente Längen empirisch angenommen, deren (relativ grosser) Beitrag so angepasst wurde, dass die Gesamtpartikelanzahl, berechnet aus der Grössenverteilung, über einen grossen Konzentrationsbereich und mit verschiedenen $D_{p,median}$ der Grössenverteilung möglichst gut zu den Parallelmessungen mit dem Partector2 passten (siehe Anhang/UFP Vergleichsmessungen). Weitere, alternative Abschätzungen der entsprechenden Funktion für das SMPS 3034 werden zur Verdeutlichung des Unsicherheitsbereiches der Korrektur in Abbildung 25 dargestellt. Es ist daher davon auszugehen, dass die UFP Messungen an der Gerlisbergstrasse (Ende Januar 2019 bis Ende Januar 2020 mit SMPS 3034) im Vergleich zu denen am Standort Feld (ab März 2020 mit SMPS 3938) eine deutlich erhöhte Messunsicherheit aufweisen. Nicht zuletzt aufgrund dieses Sachverhaltes werden die Messungen mit dem SMPS 3938 fortgesetzt, um eine möglichst homogene und abgesicherte Messreihe zu erzeugen.

Zusätzlich zu den Diffusionsverlusten direkt im SMPS Messgerät wurden nachträglich auch die Verluste im Probenahme-Einlass (TSI Model 3772200, CEN/TS 16976 konform) für beide SMPS Messgeräte korrigiert. Die Korrekturfunktionen für Diffusionsverluste für den Probenahme-Einlass, das SMPS 3034 sowie SMPS 3039 sind in Abbildung 24 dargestellt.

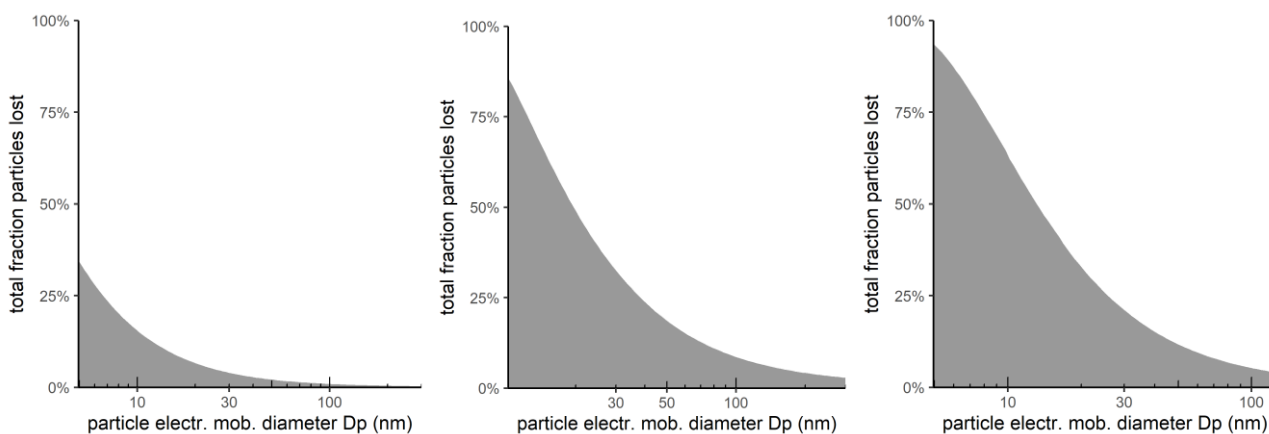


Abbildung 24: Korrekturen für Diffusionsverluste an Oberflächen für Aerosol Probenahme-Einlass (**links**, Standort Gerlisbergstrasse und Feld, angenommene äquivalente Längen nach CEN/TS 17434:2020-06 für PM2.5-Impaktor / Primärinlet1 / Primärinlet2-Nafion / 90° Kurve / Sekundärinlet1 / Sekundärinlet2 = 0.5 / 1 / 2.5 / 0.15 / 0.1 / 0.3 m bei Durchflüssen von 16.67 / 16.67 / 5 / 5 / 5 / 1 l/min), SMPS 3034 (**mittig**, Standort

Gerlisbergstrasse, siehe auch Abbildung 25) und SMPS 3938 (**rechts**, Standort Feld; für Messungen am Standort Feld mit SMPS 3938 wurde für das SMPS die werksseitige TSI Diffusionsverlust-Korrektur via AIM Software angewendet und die Darstellung in dieser Abbildung dient dem Vergleich der Grössenordnung der Korrekturen).

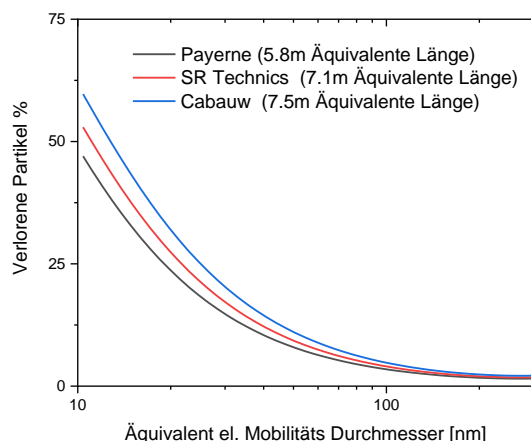


Abbildung 25: Korrekturen für Diffusionsverluste im SMPS 3034, basierend auf verschiedenen alternativen äquivalenten Längen für die DMA-Komponente inkl. CPC Effizienz, zum Vergleich mit Abbildung 24, mittig; die Berechnungen und Daten wurden von Benjamin Brem, Paul-Scherrer-Institut, zur Verfügung gestellt.

UFP Vergleichsmessungen

Sowohl am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) als auch am Standort Feld (SMPS 3938) wurden im Sinne eines Konsistenzchecks für einige Tage Parallelmessungen mit einem Partector2 (Jahrgang 2018, Naneos, jeweils maximal 3 Monate vor Parallelmessung serviciert) Messgerät gemacht. Dabei sammelten alle Geräte aus dem gleichen Probenahme-Einlass. Der Probenahmefluss wurde direkt vor dem SMPS aufgeteilt und beiden Geräten zugeführt. Die nachfolgende Auswertung basiert auf 30 min Mittelwerten der SMPS scans (3 Minuten Scandauer für SMPS 3034 und 1 Minuten Scandauer für SMPS 3938) und der Partector2 Messungen (Daten sekundlich aufgezeichnet). Eine gewisse Abweichung der Messergebnisse ist also aufgrund der unterschiedlichen Zeitauflösung und Datenerhebung (sequentielle Scans Grössenklassen vs. Messung Gesamtpartikelanzahl) zu erwarten, v.a. in Gegenwart kurzzeitig hoher Konzentrationsspitzen, wie sie am Messort auftreten können. Der Partector2 erfasst die Anzahl von Partikeln des D_p -Grössenbereichs von 10 nm bis 300 nm bis zu Konzentrationen von 1'000'000 $\#/cm^3$. Dementsprechend wurden die PN Konzentrationen der SMPS Messgeräte für $D_p \geq 10$ nm berechnet, und zwar bis zur oberen Grenzen des D_p -Messbereiches. Somit sind die Ergebnisse des SMPS 3034 vom D_p Messbereich her relativ gut mit denen des Partector2 vergleichbar. Das SMPS 3938 misst hier «nur» Partikel bis $D_p = 131$ nm. Die meisten Partikel treten unterhalb dieser Grösse auf, aber eine gewisse zusätzliche Abweichung zum Partector2 liesse sich aufgrund des engeren Messbereiches erwarten. Beide SMPS Messgeräte wurden um Diffusionsverluste korrigiert, gemäss der Beschreibung in Anhang/Korrektur von Diffusionsverlusten (nicht aber um Verluste im Probenahme-Einlass, da diese für den Quervergleich keine Rolle spielen). D.h., in den folgenden Darstellungen wurde das SMPS 3034 über die Diffusionsverlustkorrektur bereits auf die Partector2 Ergebnisse «optimiert». Die Ergebnisse des SMPS 3938 hingegen wurden völlig unabhängig vom Partector2

erhalten. Abbildung 26, Abbildung 27 und Abbildung 28 stellen die Vergleichsmessungen auf unterschiedliche Weise dar. Grundsätzlich stimmen die Messgeräte sehr gut miteinander über einen grossen Konzentrationsbereich überein. Vereinzelt Abweichungen, die bei hohen Konzentrationen systematisch etwas grösser werden, lassen sich problemlos mit den oben benannten Unterschieden in Zeitauflösung, Datenerhebung und D_p -Messbereich der unterschiedlichen Messgeräte erklären.

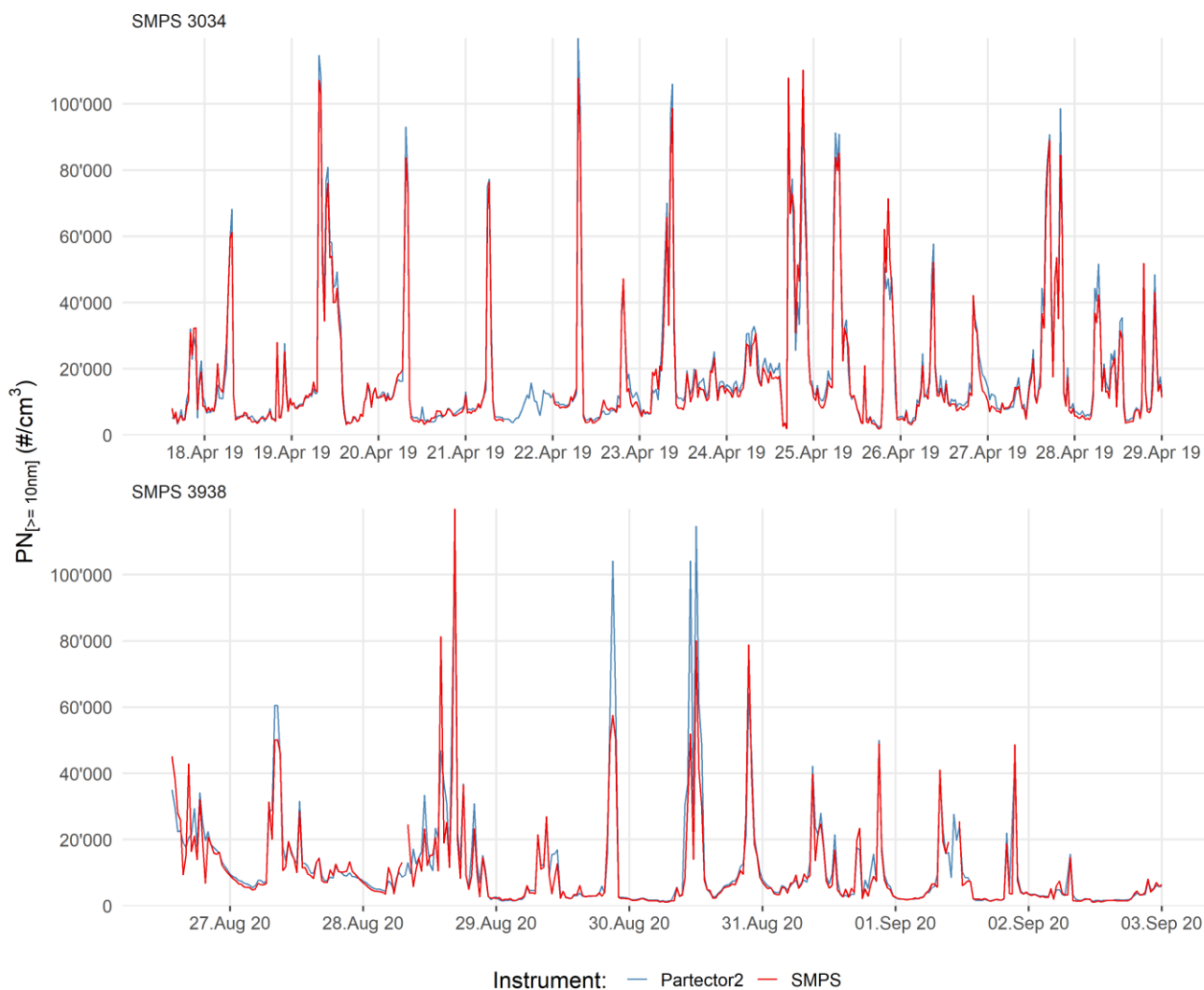


Abbildung 26: Zeitreihe Parallelmessungen SMPS vs. Partector2 am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) und Feld (SMPS 3938); beachte nicht 1:1 vergleichbare D_p -Messbereiche Partector2 und SMPS 3938.

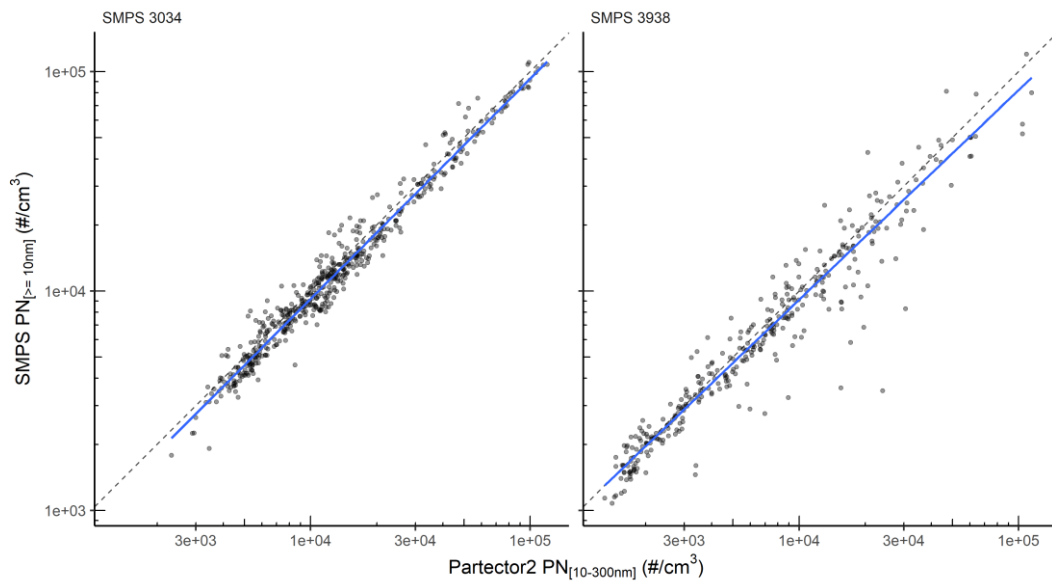


Abbildung 27: Scatterplots Parallelmessungen SMPS vs. Partector2 am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) und Feld (SMPS 3938); beachte nicht 1:1 vergleichbare D_p -Messbereiche Partector2 und SMPS 3938.

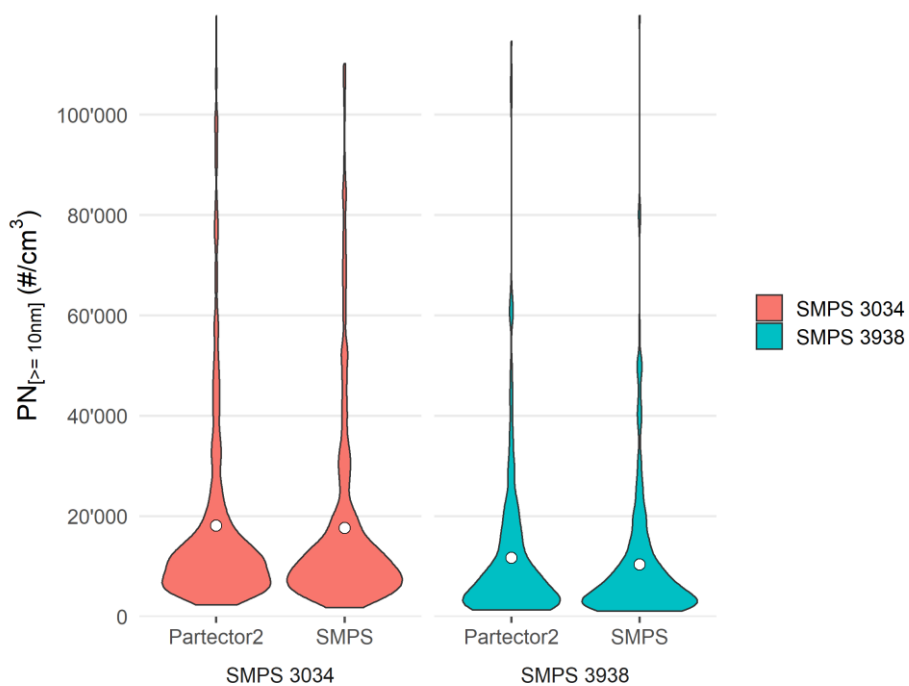


Abbildung 28: Konzentrationsverteilungen Parallelmessungen SMPS vs. Partector2 am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) und Feld (SMPS 3938); Punkt = Mittelwert, Form der Fläche deutet die Verteilung («density», an Vertikalachse gespiegelt) der Messwerte an.

Verzeichnisse

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Übersicht Messstandort «Gerlisbergstrasse» (schwarzer Punkt) und Umgebung; der Standort «Feld» (ab März 2020) wurde der Übersichtlichkeit halber nicht dargestellt – er befindet sich 110 m nordwestlich des Standortes Gerlisbergstrasse, siehe Anhang Seite 37. 6
- Abbildung 2: Windrosen in Kloten – Feld, unterteilt in Tagsituation (06:00 – 23:00 Uhr Lokalzeit) und Nachtsituation (23:00 – 06:00 Uhr Lokalzeit) während der Messperiode «Alltag» (siehe Abbildung 4); WVv = vektorielle Windgeschwindigkeit in m/s. 8
- Abbildung 3: Verkehrszahlen im Strassen- und Flugverkehr in Kloten im mittleren Tagesgang (Lokalzeit), unterteilt nach Werktagen und Wochenenden (inkl. Feiertage) (Daten: Bundesamt für Strassen ASTRA, Tiefbauamt Kanton Zürich, Flughafen Zürich AG). 9
- Abbildung 4: Langzeitverlauf von $PN_{[10-100nm]}$ in Kloten Gerlisbergstrasse (vor Februar 2020) / Feld (ab März 2020) auf Monatsbasis; Kreis = Mittelwert, Boxplots: unterer Whisker = 5%-Perzentil, untere Box = 25%-Perzentil, Strich = Median, obere Box = 75%-Perzentil, oberer Whisker = 95%-Perzentil); auf die Covid-Phasen und ihre UFP-Konzentrationsverläufe wird in Abschnitt 3.3.3 näher eingegangen; ansonsten werden ausschliesslich die Ergebnisse aus dem «Alltag» präsentiert. 12
- Abbildung 5: Mittlere Verteilung von $PN_{[10-100nm]}$ (obere Zeile) sowie Dp_{median} (untere Zeile) nach Windrichtung / Windgeschwindigkeit, unterteilt nach Tag / Nacht (06:00 – 23:00 / 23:00 – 06:00, Lokalzeit) sowie Werktagen / Wochenenden (letzteres inkl. Feiertage); der Messstandort befindet sich im Zentrum des Plots, konzentrisch nach aussen nimmt die Windgeschwindigkeit zu, der Winkel entspricht der Windrichtung; die hinterlegte Karte deutet an, aus welcher Richtung $PN_{[10-100nm]}$ heranweht, nicht jedoch die geografische Verteilung von Emissionen). 13
- Abbildung 6: Polarplot von Windsektoren für UFP (Partikelanzahl $PN_{[10-100nm]}$ und Median-Partikeldurchmesser Dp_{median}); im Folgenden werden für die Auswertung die Windsektoren für $PN_{[10-100nm]}$ verwendet. 14
- Abbildung 7: Mittlere UFP-Tagesgänge (Lokalzeit), unterteilt nach Sektor (siehe Abbildung 6) sowie für «alle» Windbedingungen gemeinsam (beim Vergleich zwischen Tagesgängen an Werktagen vs. Wochenenden/Feiertagen wurden keine grösseren Unterschiede gefunden, weshalb diese Unterteilung hier nicht dargestellt ist). 15
- Abbildung 8: Entwicklung der täglichen Verkehrszahlen über die Messperiode auf der A51 (Opfikon und Winkel), der Klotenerstrasse (geht in Kloten in die Bassersdorferstrasse über) als Beispiel für den Klotener Durchgangsverkehr sowie tägliche Flugverkehrszahlen (Starts + Landungen) mit Bezug zu Covid-Phasen; die Datenlücken an den Verkehrsmessstellen auf der A51 sind aufgrund von Bauarbeiten entstanden; die Datenlücken an der A51 Opfikon wurden hier nachträglich mittels eines Regressionsmodells mit der Klotenerstrasse lückengefüllt, um eine durchgehende Messreihe darzustellen (entsprechende lückengefüllte Daten sind mit Transparenter Füllung dargestellt) (Daten: Bundesamt für Strassen ASTRA, Tiefbauamt Kanton Zürich, Flughafen Zürich AG). 17
- Abbildung 9: Entwicklung der mittleren UFP-Konzentrationen pro Sektor und «alle» Windsituationen gemeinsam, unterteilt nach Covid-Phase (siehe Abbildung 4 und Abbildung 10). 17
- Abbildung 10: Mittlere UFP-Konzentrationen pro Sektor in Abhängigkeit der Anzahl Starts + Landungen auf dem Flughafen und den Verkehrszahlen auf der Klotenerstrasse (die Verkehrszahlen der Klotenerstrasse laufen parallel zu denen auf der A51, siehe Abbildung 8, und sind in dieser Analyse daher als allgemeiner Strassenverkehrs-Indikator zu verstehen); um die Quellenbezüge mit definierter Windrichtung besser zu verdeutlichen, wurden nur Messwerte während Windgeschwindigkeiten > 1 m/s für die Mittelwertbildung berücksichtigt; für eine andere Art der Darstellung mit relativen Verläufen vergleiche auch Abbildung 19 im Anhang. 18
- Abbildung 11: Relative Beiträge der UFP Konzentrationen im 30-Minuten-Mittel in den verschiedenen Sektoren (siehe Abbildung 6) zur langfristigen (mittleren) UFP-Immission; auf der x-Achse ist die relative Häufigkeit der Sektoren aufsummiert, die y-Achse zeigt den relativen Beitrag eines jeden entsprechenden Messwertes zur mittleren Immission. 18
- Abbildung 12: Schematische Partikel-Grössenverteilungen, typische Partikelquellen und atmosphärische Umwandlungsprozesse (Quelle: Deutscher Wetterdienst). 21

Abbildung 13:	Mittlere Tagesgänge (Lokalzeit) der Anzahl-Grössenverteilung von UFP, unterteilt nach Windsektoren (siehe Abbildung 6); die Standard-Einheit der Anzahl-Grössenverteilung ist dabei «dN/dlogDp», d.h. eine auf Grössenklassenbreite normierte Partikelanzahl; auf der zweiten y-Achse ist die mittlere Anzahl der Landungen auf Piste 28 aufgetragen – Erläuterungen siehe Seite 23.	22
Abbildung 14:	Ausgangs-Grössenverteilung der PMF Analyse; mit Hilfe dieser Verteilungen können die gemessenen Verteilungen in ihre «Einzelteile» zerlegt werden.	24
Abbildung 15:	Mittlere PN-Konzentrationen pro Windsektor (siehe Abbildung 6) sowie für «alle» Windsituationen zusammen, gegliedert (aufsummiert) nach den Beiträgen der jeweiligen Ausgangs-Grössenverteilungen sowie Werktagen und Wochenenden+Feiertagen; beachte: die mittleren PN Konzentrationen sind geringfügig höher als die UFP-Konzentrationen in Tabelle 1, weil hier mit den Ausgangsverteilungen der gesamte grössenbezogene Messbereich und nicht die sonst in diesem Bericht verwendete UFP-Definition mit $D_p < 100$ nm verwendet wird.	25
Abbildung 16:	Mittlere Anzahl-Grössenverteilungen pro Windsektor (siehe Abbildung 6), gegliedert (aufsummiert) nach den Beiträgen der jeweiligen Ausgangs-Grössenverteilungen (siehe Abbildung 14).	26
Abbildung 17:	Jahresverläufe von Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit in Kloten – Feld (auf Monatsbasis; Kreis = Mittelwert, Boxplots: unterer Whisker = 5%-Perzentil, untere Box = 25%-Perzentil, Strich = Median, obere Box = 75%-Perzentil, oberer Whisker = 95%-Perzentil).	33
Abbildung 18:	Spearman's Korrelations-Koeffizient zwischen Messgrössen (farblich dargestellt), Zusätzlich ist die Steigung der Regressionsgeraden des Zusammenhanges eingetragen, d.h. unter der Annahme, dass der Zusammenhang linear ist; Messgrössen sind gruppiert nach Windsektor, bzw. «alle» Daten gemeinsam.	34
Abbildung 19:	Relative Entwicklung von Strassenverkehrszahlen und Flugbewegungen zusammen mit $PN_{[10-100nm]}$ im Zuge verschiedener Covid-19 Phasen, unterteilt nach Windsektor und «alle» Situationen zusammen; die Verkehrszahlen in den verschiedenen Sektoren reflektieren die effektiven Verkehrszahlen während die Windsituation dem jeweiligen Sektor entsprach – daher sind die Verläufe der Verkehrszahlen zwischen den Sektoren geringfügig unterschiedlich.	35
Abbildung 20:	Mittlere $PN_{[10-100nm]}$ -Fracht (Produkt von $PN_{[10-100nm]}$ und Windgeschwindigkeit) nach Windrichtung, Tageszeit (Lokalzeit) und Covid-Phasen.	35
Abbildung 21:	PolarPlots der mittleren Beiträge der Ausgangsverteilungen (PMF-Faktoren) während durch Covid-19 unbeeinflusstem «Alltag» (oben : lineare Farbskala, unten : logarithmische Farbskala), vergleiche Abschnitt 3.4 und Abbildung 14.	36
Abbildung 22:	Zeitliche Datenabdeckung aller im 30 Minuten Mittelungsintervall verfügbaren Messparameter (Darstellung auf Tagesbasis; die Farbskala zeigt die Datenabdeckung innerhalb eines Tages an); Daten OSTLUFT: WVv = vektorielle Windgeschwindigkeit, WD = Windrichtung, T = Lufttemperatur, Hr = relative Luftfeuchte, RainDur = Regendauer, size_distribution = Anzahl-Grössenverteilung, EC2.5 = elementarer Kohlenstoff im PM2.5; Daten MeteoSchweiz (Zürich/Kloten): RainSum = Niederschlagssumme, p = Luftdruck, StrGlo = Solarstrahlung.	37
Abbildung 23:	Zeitverlauf (ab März 2020) von relativer Luftfeuchte (Hr) und Lufttemperatur (T) des Luftstroms in dem in Gerlisbergstrasse und Feld eingesetzten Aerosol Sample Inlet TSI Model 3772200.	41
Abbildung 24:	Korrekturen für Diffusionsverluste an Oberflächen für Aerosol Probenahme-Einlass (links , Standort Gerlisbergstrasse und Feld, angenommene äquivalente Längen nach CEN/TS 17434:2020-06 für PM2.5-Impaktor / Primärinlet1 / Primärinlet2-Nafion / 90° Kurve / Sekundärinlet1 / Sekundärinlet2 = 0.5 / 1 / 2.5 / 0.15 / 0.1 / 0.3 m bei Durchflüssen von 16.67 / 16.67 / 5 / 5 / 5 / 1 l/min), SMPS 3034 (mittig , Standort Gerlisbergstrasse, siehe auch Abbildung 25) und SMPS 3938 (rechts , Standort Feld; für Messungen am Standort Feld mit SMPS 3938 wurde für das SMPS die werksseitige TSI Diffusionsverlust-Korrektur via AIM Software angewendet und die Darstellung in dieser Abbildung dient dem Vergleich der Grössenordnung der Korrekturen).	42
Abbildung 25:	Korrekturen für Diffusionsverluste im SMPS 3034, basierend auf verschiedenen alternativen äquivalenten Längen für die DMA-Komponente inkl. CPC Effizienz, zum Vergleich mit Abbildung 24, mittig; die Berechnungen und Daten wurden von Benjamin Brem, Paul-Scherrer-Institut, zur Verfügung gestellt.	43
Abbildung 26:	Zeitreihe Parallelmessungen SMPS vs. Partector2 am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) und Feld (SMPS 3938); beachte nicht 1:1 vergleichbare D_p -Messbereiche Partector2 und SMPS 3938.	44

Abbildung 27:	Scatterplots Parallelmessungen SMPS vs. Partector2 am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) und Feld (SMPS 3938); beachte nicht 1:1 vergleichbare Dp-Messbereiche Partector2 und SMPS 3938.	45
Abbildung 28:	Konzentrationsverteilungen Parallelmessungen SMPS vs. Partector2 am Standort Gerlisbergstrasse (SMPS 3034) und Feld (SMPS 3938); Punkt = Mittelwert, Form der Fläche deutet die Verteilung («density», an Vertikalachse gespiegelt) der Messwerte an.	45

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kennzahlen der Partikelanzahl $PN_{10-100nm}$ an der Messstation Gerlisbergstrasse (Basis: 30 Minuten Mittelungsintervall, Messperiode: 02/2019 – 01/2020, ohne Einfluss Covid-19 auf Verkehrszahlen) für «alle» Windsituationen sowie unterteilt nach Windsektoren für PN (siehe auch Abbildung 6).	11
Tabelle 2:	Mittlere UFP/PN-Konzentrationen an verschiedenen Standorten bzw. lufthygienischen Standorttypen.	11
Tabelle 3:	Detailübersicht über Messstandorte.	39
Tabelle 4:	Detail-Liste verwendeter UFP Messtechnik und Prozessschritte bei der Datenverarbeitung.	41

Literaturverzeichnis

- Baldauf, R. *et al.* Ultrafine Particle Metrics and Research Considerations: Review of the 2015 UFP Workshop. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13, 1054 (2016).
- Kumar, P. *et al.* Ultrafine particles in cities. *Environment International* 66, 1–10 (2014).
- Kwon, H.-S., Ryu, M. H. & Carlsten, C. Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease. *Experimental & Molecular Medicine* 52, 318–328 (2020).
- Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL). *Feinstaub in der Schweiz 2013 - Statusbericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene*. 63 (2013).
- Rivas, I. *et al.* Source apportionment of particle number size distribution in urban background and traffic stations in four European cities. *Environment International* 135, 105345 (2020).
- Leoni, C. *et al.* Source apportionment of aerosol particles at a European air pollution hot spot using particle number size distributions and chemical composition. *Environmental Pollution* 234, 145–154 (2018).
- Birmili, W. *et al.* Vorkommen und Quellen ultrafeiner im Innenraum und in der Aussenluft - Aktueller Kenntnisstand. *Gefahrenstoffe Reinhaltung der Luft* 80, 33–41 (2020).
- Kerminen, V.-M. *et al.* Atmospheric new particle formation and growth: review of field observations. *Environ. Res. Lett.* 13, 103003 (2018).
- Riccobono, F. *et al.* Oxidation Products of Biogenic Emissions Contribute to Nucleation of Atmospheric Particles. *Science* 344, 717–721 (2014).
- Stacey, B. Measurement of ultrafine particles at airports: A review. *Atmospheric Environment* 198, 463–477 (2019).
- Hudda, N. & Fruin, S. A. International Airport Impacts to Air Quality: Size and Related Properties of Large Increases in Ultrafine Particle Number Concentrations. *Environmental Science & Technology* 50, 3362–3370 (2016).
- Rose, D. & Jakobi, S. 2. *Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt*. 53 (2019).
- Ren, J. *et al.* A study of ambient fine particles at Tianjin International Airport, China. *Science of The Total Environment* 556, 126–135 (2016).

14. Hu, S. *et al.* Aircraft Emission Impacts in a Neighborhood Adjacent to a General Aviation Airport in Southern California. *Environmental Science & Technology* 43, 8039–8045 (2009).
15. Alvarado, E. L. Aircraft Operations and Their Influence on UFP Concentrations In Communities Surrounding Two Airports. (UCLA, 2018).
16. Hudda, N., Simon, M. C., Zamore, W., Brugge, D. & Durant, J. L. Aviation Emissions Impact Ambient Ultrafine Particle Concentrations in the Greater Boston Area. *Environmental Science & Technology* 50, 8514–8521 (2016).
17. Hudda, N., Gould, T., Hartin, K., Larson, T. V. & Fruin, S. A. Emissions from an International Airport Increase Particle Number Concentrations 4-fold at 10 km Downwind. *Environmental Science & Technology* 48, 6628–6635 (2014).
18. Hudda, N., Durant, L. W., Fruin, S. A. & Durant, J. L. Impacts of Aviation Emissions on Near-Airport Residential Air Quality. *Environ. Sci. Technol.* (2020) doi:10.1021/acs.est.0c01859.
19. Frenzel, W. & Kohnert, B. Beiträge des Flugverkehrs zur Ultrafeinstaubbelastung - Ein Review. *Gefahrenstoffe Reinhaltung der Luft* 80, 7–18 (2020).
20. Lopes, M., Russo, A., Monjardino, J., Gouveia, C. & Ferreira, F. Monitoring of ultrafine particles in the surrounding urban area of a civilian airport. *Atmospheric Pollution Research* S1309104218307591 (2019) doi:10.1016/j.apr.2019.04.002.
21. Stafoggia, M. *et al.* Particle number concentrations near the Rome-Ciampino city airport. *Atmospheric Environment* 147, 264–273 (2016).
22. Psanis, C. *et al.* Particulate matter pollution from aviation-related activity at a small airport of the Aegean Sea Insular Region. *Science of The Total Environment* 596–597, 187–193 (2017).
23. Pirhadi, M. *et al.* Relative contributions of a major international airport activities and other urban sources to the particle number concentrations (PNCs) at a nearby monitoring site. *Environmental Pollution* 260, 114027 (2020).
24. Masiol, M., Harrison, R. M., Vu, T. V. & Beddows, D. C. S. Sources of sub-micrometre particles near a major international airport. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17, 12379–12403 (2017).
25. Keuken, M. P., Moerman, M., Zandveld, P., Henzing, J. S. & Hoek, G. Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands). *Atmospheric Environment* 104, 132–142 (2015).
26. Ohlwein, S., Kappeler, R., Kutlar Joss, M., Künzli, N. & Hoffmann, B. Health effects of ultrafine particles: a systematic literature review update of epidemiological evidence. *Int J Public Health* 64, 547–559 (2019).
27. Peters, A. *et al.* Translocation and potential neurological effects of fine and ultrafine particles a critical update. *Part Fibre Toxicol* 3, 13 (2006).
28. Cipriani, G., Danti, S., Carlesi, C. & Borin, G. Danger in the Air: Air Pollution and Cognitive Dysfunction. *Am J Alzheimers Dis Other Demen* 33, 333–341 (2018).
29. Lu, D. *et al.* Chemical multi-fingerprinting of exogenous ultrafine particles in human serum and pleural effusion. *Nature Communications* 11, 1–8 (2020).
30. Cassee, F. R., Morawska, L., Peters, A. & *et al.* *Ambient ultrafine particles: evidence for policy makers.* 23 (2019).
31. Schraufnagel, D. E. The health effects of ultrafine particles. *Exp Mol Med* 52, 311–317 (2020).
32. *Air pollution and cancer.* (International Agency for Research on Cancer, 2013).
33. Sintermann, J. *Auswirkungen der verringerten Aktivitäten durch die Sars-CoV-2 Pandemie auf die Luftqualität.* https://www.ostluft.ch/fileadmin/intern/LZ_Information/Publikationen/Fachberichte/Auswirkungen_Corona_Luftqualitaet.html (2020).
34. Grange, S.-K., Hüglin, C. & Emmenegger, L. *Influence of COVID-19 lockdowns on Switzerland's air quality.* https://empa-interim.github.io/empa.interim/swiss_air_quality_and_covid_19.html (2020).
35. Virghileanu, M., Săvulescu, I., Mihai, B.-A., Nistor, C. & Dobre, R. Nitrogen Dioxide (NO₂) Pollution Monitoring with Sentinel-5P Satellite Imagery over Europe during the Coronavirus Pandemic Outbreak. *Remote Sensing* 12, 3575 (2020).

36. Hudda, N., Simon, M. C., Patton, A. P. & Durant, J. L. Reductions in traffic-related black carbon and ultrafine particle number concentrations in an urban neighborhood during the COVID-19 pandemic. *Science of The Total Environment* 140931 (2020) doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140931.
37. BAFU. *Immissionsmessung von Luftfremdstoffen - Messempfehlungen*. 49 (2004).
38. Meier, R. *et al.* Ambient Ultrafine Particle Levels at Residential and Reference Sites in Urban and Rural Switzerland. *Environmental Science & Technology* 49, 2709–2715 (2015).
39. Eeftens, M. *et al.* Spatial and temporal variability of ultrafine particles, NO₂, PM_{2.5}, PM_{2.5} absorbance, PM₁₀ and PM_{coarse} in Swiss study areas. *Atmospheric Environment* 111, 60–70 (2015).
40. Fischer, A. & Hüglin, C. *Zusätzliche Partikelmessungen im NABEL Bericht über die Messungen 2018*. 36 (2019).
41. Sun, J. *et al.* Variability of black carbon mass concentrations, sub-micrometer particle number concentrations and size distributions: results of the German Ultrafine Aerosol Network ranging from city street to High Alpine locations. *Atmospheric Environment* 202, 256–268 (2019).
42. Fischer, A. & Hüglin, C. *Zusätzliche Partikelmessungen im NABEL - Bericht über die Messungen 2019*. 34 (2020).
43. Fischer, A. & Hüglin, C. *Zusätzliche Partikelmessungen im NABEL Bericht über die Messungen 2014*. 23 (2015).
44. Fleuti, E. Effects of COVID-19-related air traffic restrictions on local air quality at Zurich airport. *Journal of Airport Management* 15, 59–70 (2020).
45. Carslaw, D., Beevers, S., Ropkins, K. & Bell, M. Detecting and quantifying aircraft and other on-airport contributions to ambient nitrogen oxides in the vicinity of a large international airport. *Atmospheric Environment* 40, 5424–5434 (2006).
46. Grange, S. K., Lewis, A. C. & Carslaw, D. C. Source apportionment advances using polar plots of bivariate correlation and regression statistics. *Atmospheric Environment* 145, 128–134 (2016).
47. Carslaw, D. C. Section 8 Polar plots | The openair book. https://bookdown.org/david_carslaw/openair/sec-polarPlot.html#ref-Carslaw2006a (2020).
48. Zhang, X., Chen, X., Zhang, L. & Wang, J. A number-based inventory of particle emissions by civil aviation and the influences on the particle number concentration near Zurich airport. in 109–100 doi:10.29007/ftq3.
49. Carslaw, D. C. & Beevers, S. D. Characterising and understanding emission sources using bivariate polar plots and k-means clustering. *Environmental Modelling & Software* 40, 325–329 (2013).
50. Hofman, J. *et al.* Ultrafine particles in four European urban environments: Results from a new continuous long-term monitoring network. *Atmospheric Environment* 136, 68–81 (2016).
51. Rose, D., Ditas, F. & Jakobi, S. 3. *Bericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt - Auswirkungen des reduzierten Flugbetriebs während der COVID-19-Pandemie*. 30 (2020).
52. Rose, D. & Jakobi, S. 1. *Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt*. 24 (2018).
53. Freund, J. *Einfluss von Flugzeugemissionen auf die bodennahe Konzentration von Ultrafeinstaubpartikeln*. (2019).
54. Zürich Airport. *Ultrafine Particle Measurements At Zurich Airport*. (2017).
55. Rivas, I. *et al.* Source apportionment of particle number size distribution in urban background and traffic stations in four European cities. *Environment International* 135, 105345 (2020).
56. Dunne, E. M. *et al.* Global atmospheric particle formation from CERN CLOUD measurements. *Science* 354, 1119–1124 (2016).
57. Kulmala, M. *et al.* Direct Observations of Atmospheric Aerosol Nucleation. *Science* 339, 943–946 (2013).
58. Kulmala, M. *et al.* Chemistry of Atmospheric Nucleation: On the Recent Advances on Precursor Characterization and Atmospheric Cluster Composition in Connection with Atmospheric New Particle Formation. *Annual Review of Physical Chemistry* 65, 21–37 (2014).

59. Bousiotis, D. *et al.* The Effect of Meteorological Conditions and Atmospheric Composition in the Occurrence and Development of New Particle Formation (NPF) Events in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 1–72 (2020) doi:<https://doi.org/10.5194/acp-2020-555>.
60. Lee, S.-H. *et al.* New Particle Formation in the Atmosphere: From Molecular Clusters to Global Climate. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 124, 7098–7146 (2019).
61. Jacob, S. D. & Rindlisbacher, T. The Landing and Take-Off Particulate Matter Standards for Aircraft Gas Turbine Engines. in *2019 Environmental Report* (ed. ICAO) 6 (2019).
62. Presto, A. A. *et al.* Fine particle and organic vapor emissions from staged tests of an in-use aircraft engine. *Atmospheric Environment* 45, 3603–3612 (2011).
63. Delhaye, D. *et al.* The MERMOSE project: Characterization of particulate matter emissions of a commercial aircraft engine. *Journal of Aerosol Science* 105, 48–63 (2017).
64. Kilic, D. Characterization of gaseous and particulate emissions from aircraft turbine engines: emission, atmospheric aging and implications. (ETH Zürich, 2017).
65. Kilic, D. *et al.* Characterization of Gas-Phase Organics Using Proton Transfer Reaction Time-of-Flight Mass Spectrometry: Aircraft Turbine Engines. *Environ. Sci. Technol.* 51, 3621–3629 (2017).
66. Elser, M. *et al.* Chemical composition and radiative properties of nascent particulate matter emitted by an aircraft turbofan burning conventional and alternative fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19, 6809–6820 (2019).
67. Liati, A. *et al.* Electron Microscopic Study of Soot Particulate Matter Emissions from Aircraft Turbine Engines. *Environ. Sci. Technol.* 48, 10975–10983 (2014).
68. Maron, C. & Schönfeld, F. Zusammenhang von Ultrafeinstaubkonzentration und Flugverkehr - Auswertung von Langzeitmessungen in Raunheim, nahe des Flughafens Frankfurt am Main. *Gefahrst. Reinhalt. L.* 405–414 (2020).
69. Zürich Airport. *Ultrafine Particle Concentrations Zurich Approach Runway 14.* 24 (2019).
70. Takegawa, N. *et al.* Characteristics of sub-10nm particle emissions from in-use commercial aircraft observed at Narita International Airport. *Atmospheric Chemistry and Physics* 21, 1085–1104 (2021).
71. Stacey, B., Harrison, R. M. & Pope, F. D. Evaluation of Aircraft Emissions at London Heathrow Airport. *Atmospheric Environment* 118226 (2021) doi:[10.1016/j.atmosenv.2021.118226](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118226).
72. Durdina, L. *et al.* Assessment of Particle Pollution from Jetliners: from Smoke Visibility to Nanoparticle Counting. *Environ. Sci. Technol.* 51, 3534–3541 (2017).
73. Fushimi, A., Saitoh, K., Fujitani, Y. & Takegawa, N. Identification of jet lubrication oil as a major component of aircraft exhaust nanoparticles. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19, 6389–6399 (2019).
74. Yu, Z. *et al.* Characterization of Lubrication Oil Emissions from Aircraft Engines. *Environ. Sci. Technol.* 44, 9530–9534 (2010).
75. Yu, Z. *et al.* Mode-specific, semi-volatile chemical composition of particulate matter emissions from a commercial gas turbine aircraft engine. *Atmospheric Environment* (2019) doi:[10.1016/j.atmosenv.2019.116974](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116974).
76. Ungeheuer, F., van Pinxteren, D. & Vogel, A.-L. Identification and Source Attribution of Organic Compounds in Ultrafine Particles near Frankfurt International Airport. *Atmos. Chem. Phys.* (2020) doi:<https://doi.org/10.5194/acp-2020-1091>.
77. Yadav, S. K., Mishra, R. K. & Gurjar, B. R. Ultrafine Particles in Concern of Vehicular Exhaust—An Overview. in *Engine Exhaust Particulates* (eds. Agarwal, A. K., Dhar, A., Sharma, N. & Shukla, P. C.) 7–38 (Springer Singapore, 2019). doi:[10.1007/978-981-13-3299-9_2](https://doi.org/10.1007/978-981-13-3299-9_2).
78. Lv, Y. *et al.* Sources, concentrations, and transport models of ultrafine particles near highways: a Literature Review. *Building and Environment* 186, 107325 (2020).
79. Jonsdottir, H. R. *et al.* Non-volatile particle emissions from aircraft turbine engines at ground-idle induce oxidative stress in bronchial cells. *Communications Biology* 2, 90 (2019).

80. Leni, Z. *et al.* Oxidative stress-induced inflammation in susceptible airways by anthropogenic aerosol. *PLoS ONE* 15, e0233425 (2020).
81. Leikauf, G. D., Kim, S.-H. & Jang, A.-S. Mechanisms of ultrafine particle-induced respiratory health effects. *Experimental & Molecular Medicine* 52, 329–337 (2020).
82. He, R.-W. *et al.* Comparative toxicity of ultrafine particles around a major airport in human bronchial epithelial (Calu-3) cell model at the air–liquid interface. *Toxicology in Vitro* 68, 104950 (2020).
83. Park, M. *et al.* Differential toxicities of fine particulate matters from various sources. *Scientific Reports* 8, 17007 (2018).
84. Bendtsen, K. M. *et al.* Airport emission particles: exposure characterization and toxicity following intratracheal instillation in mice. *Part Fibre Toxicol* 16, 23 (2019).
85. Bai, L. *et al.* Exposure to Ambient Ultrafine Particles and Nitrogen Dioxide and Incident Hypertension and Diabetes: *Epidemiology* 29, 323–332 (2018).
86. Lucht, S. *et al.* Air pollution and diabetes-related biomarkers in non-diabetic adults: A pathway to impaired glucose metabolism? *Environment International* 124, 370–392 (2019).
87. Elbarbary, M. *et al.* Ambient air pollution exposure association with diabetes prevalence and glycosylated hemoglobin (HbA1c) levels in China. Cross-sectional analysis from the WHO study of AGEing and adult health wave 1. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 55, 1149–1162 (2020).
88. de Bont, J. *et al.* Ambient air pollution and overweight and obesity in school-aged children in Barcelona, Spain. *Environment International* 125, 58–64 (2019).
89. X, L. *et al.* Association between long-term exposure to ambient air pollution and obesity in a Chinese rural population: The Henan Rural Cohort Study. *Environmental Pollution* 260:114077, (2020).
90. Bendtsen, K. M., Bengtsen, E., Saber, A. T. & Vogel, U. A review of health effects associated with exposure to jet engine emissions in and around airports. *Environmental Health* 20, 10 (2021).
91. Empa. Feinstaub aus Flugzeugtriebwerken hat Auswirkungen auf die Atemwege. (2019).
92. Intraplan. *Entwicklung des Luftverkehrs in der Schweiz bis 2030 - Nachfrageprognose* -. https://www.bazl.admin.ch/dam/bazl/fr/dokumente/Das_BAZL/Studien_Berichte_und_Projekte/entwicklung_des_luftverkehrsinderschweizbis2030-nachfrageprognos.pdf.download.pdf/evolution_du_traficaerienensuissealhorizon2030-previsiondeladema.pdf (2015).
93. Rönkkö, T. *et al.* Traffic is a major source of atmospheric nanocluster aerosol. *PNAS* 114, 7549–7554 (2017).
94. European Commission. Commission Regulation (EU) 2016/646 of 20 April 2016 amending Regulation (EC) No 692/2008 as regards emissions from light passenger and commercial vehicles (Euro 6). (2019).
95. Raza, M., Chen, L., Leach, F. & Ding, S. A Review of Particulate Number (PN) Emissions from Gasoline Direct Injection (GDI) Engines and Their Control Techniques. *Energies* 11, 1417 (2018).
96. Harrison, R. M. *et al.* Diesel exhaust nanoparticles and their behaviour in the atmosphere. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 474, 20180492 (2018).
97. Wang, J. M. *et al.* Real-World Emission of Particles from Vehicles: Volatility and the Effects of Ambient Temperature. *Environmental Science & Technology* 51, 4081–4090 (2017).
98. de Jesus, A. L. *et al.* Ultrafine particles and PM2.5 in the air of cities around the world: Are they representative of each other? *Environment International* 129, 118–135 (2019).
99. Müller, M. & Hüglin, C. *Analyse der im NABEL gemessenen Anzahlkonzentrationen von Feinstaubpartikeln*. 38 (2014).
100. Wolf, K. *et al.* Land use regression modeling of ultrafine particles, ozone, nitrogen oxides and markers of particulate matter pollution in Augsburg, Germany. *Science of The Total Environment* 579, 1531–1540 (2017).