

# Detailliertes Konzept „Belastungsstudie Frankfurt Flughafen und Region“

31. März 2022

**Autoren:** Joachim Curtius<sup>1</sup>, Markus Hermann<sup>2\*</sup>, Matthias Karl<sup>3</sup>, Marvin Lauenburg<sup>3</sup>,  
Dominik van Pinxteren<sup>2</sup>, Tamara Schikowski<sup>4</sup>, Roel Schins<sup>4</sup>,  
Thomas Tuch<sup>2</sup>, und Alexander Vogel<sup>1</sup>

*1 Goethe-Universität Frankfurt (GUF), Frankfurt/Main*

*2 Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (TROPOS), Leipzig*

*3 Helmholtz-Zentrum hereon (HEREON), Geestacht*

*4 Leibniz-Institut für Umweltmedizinische Forschung (IUF), Düsseldorf*

*\* Kontakt: markus.hermann@tropos.de*

## Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung und Zielstellung
2. Stand der Forschung
3. Bisherige Messungen am Flughafen Frankfurt und in der Region
4. Konzept Belastungsstudie
5. Bestimmung der Emissionen  
(Modul I a)
6. Immissionsmessungen  
(Modul I b - d)
7. Immissionsmodellierung  
(Modul I b - d)
8. Anforderungen an den iterativen Prozess zur Entwicklung einer Wirkungsstudie  
(Modul II)
9. Datenmanagementkonzept  
(Modul III)
10. Abkürzungsverzeichnis
11. Literaturverzeichnis

## **1. Einleitung und Zielstellung**

„Ultrafeine Partikel“ (UFP) sind Aerosolpartikel mit Durchmessern kleiner als 100 nm. In der Atmosphäre spielen sie eine wichtige Rolle beim Klimawandel und für die Luftqualität. In den letzten Jahren sind die Gesundheitsaspekte dieser UFP in den wissenschaftlichen Fokus gerückt. Dabei spielen anthropogene, also vom Menschen verursachte UFP-Quellen wie z. B. der Verkehr eine wichtige Rolle. Deshalb hat sich das „Forum Flughafen und Region“ zum Ziel gesetzt den Einfluss der vom Flughafen Frankfurt/Main emittierten UFP auf die Bürger in der Region zu untersuchen. In einem ersten Schritt soll die Belastung der Bürger in der Region durch UFP untersucht und unterschiedlichen Quellen zugeordnet werden (1. Belastungsstudie). Darauf aufbauend könnte anschließend eine Wirkungsstudie die gesundheitlichen Auswirkungen der UFP untersuchen. Für die Wirkungsstudie, aber auch auf Grund offene Punkte der 1. Belastungsstudie, könnten zusätzliche Emissions- oder Immissionsmessungen notwendig sein (ergänzende 2. Belastungsstudie).

Das hier vorgelegte detaillierte Konzept beschreibt wie aus wissenschaftlicher Sicht die Belastungsstudie aussehen sollte. Dabei wird zwischen Basisaufgaben (Messungen oder Modellierung), die für die Belastungsstudie unabdingbar sind (Basismodul), und optionalen Aufgaben, die aus wissenschaftlicher Sicht sehr sinnvolle Ergänzungen darstellen (Ergänzungsmodul), unterschieden. Aus der Abfolge der Bearbeitungsschritte ergibt sich eine sinnvolle Projektdauer für die 1. Belastungsstudie von zweieinhalb Jahren (30 Projektmonaten (PrMo)).

Im Folgenden wird zunächst auf den Stand der Wissenschaft und die bereits vorhandenen Messdaten am Frankfurter Flughafen und in der Region eingegangen. Anschließend wird das Konzept der UFP-Belastungsstudie dargestellt. Daraus ergeben sich Anforderung sowohl an die zu verwendende Messtechnik und die Durchführung der Messungen, als auch an die benötigten Modellrechnungen. Eine potentielle Wirkungsstudie kann nicht separat von der Belastungsstudie gedacht werden, weil sonst wichtige Messungen für die spätere Wirkungsstudie fehlen könnten. Deshalb gibt es auch Anforderungen an den geforderten iterativen Prozess zur Entwicklung der Wirkungsstudie. Um auch zu späteren Zeitpunkten sinnvoll mit den Daten arbeiten zu können, muss es von Anfang an ein Datenmanagementkonzept geben, dessen Anforderungen abschließend vorgestellt werden.

## **2. Stand der Forschung**

UFP stehen aktuell im Fokus zahlreicher Untersuchungen zur urbanen Luftqualität. Im städtischen Umfeld sind Verbrennungsprozesse in den Sektoren Verkehr, Gebäude und Industrie die Hauptquellen von UFP (Pekkanen und Kulmala, 2004; Kelly und Fussell, 2012). Die Partikel werden entweder direkt (primär) emittiert, oder entstehen in der Atmosphäre durch sekundäre Partikelneubildung. Bei dem letzteren Prozess werden gasförmige Emissionen durch atmosphärische reaktive Spurenstoffe oxidiert, die entstehenden schwerflüchtigen Oxidationsprodukte kondensieren, und bilden somit neue, nur wenige Nanometer große Partikel (Seinfeld und Pandis, 2016). UFP dominieren in Quellennähe die Partikelanzahlkonzentration im Vergleich zu den größeren Partikeln, tragen aber nur zu einem sehr geringen Anteil zur Gesamtpartikelmasse bei. Im Folgenden sollen im Zusammenhang mit der Belastungsstudie wichtige Aspekte bzgl. UFP und Luftqualität im urbanen Raum kurz dargestellt werden.

### **2.1 Partikelanzahl- und -größenverteilung in der Umgebung internationaler Flughäfen**

In den letzten Jahren haben zahlreiche Studien Flughäfen als lokal dominante Quelle von UFP identifiziert (Westerdahl et al., 2008; Hu et al., 2009; Hudda et al., 2014; Keuken et al., 2015; Stafoggia

et al., 2016; Habre et al., 2018; Rivas et al., 2020). Ein besonderes Merkmal der Flughafen-originiären UFP ist ein mittlerer aerodynamischer Durchmesser der Größenverteilung kleiner als 20-30 Nanometer (Riley et al., 2016; Masiol und Harrison, 2014; Stacey, 2019; Pirhadi et al., 2020). UFP mit einem aerodynamischen Durchmesser größer als  $\sim 30$  nm hingegen sind vorwiegend dem Straßenverkehr als Quelle zuzuordnen, da diese sich sowohl auf zeitlicher Skala und hinsichtlich der räumlichen Ausbreitung zu Flughafen-UFP unterscheiden (Shirmohammadi et al., 2017; Austin et al., 2021). Partikelanzahlkonzentration in der unmittelbaren Nähe von Flughäfen können 100.000 Partikel pro Kubikzentimeter ( $\text{cm}^{-3}$ ) übersteigen, und sind im Schnitt um das Drei- bis Fünffache erhöht gegenüber der Konzentration an städtischen Schnellstraßen (Shirmohammadi et al., 2017; Riley et al., 2021; Keuken et al., 2015). Vereinzelt wurden Konzentrationen gemessen, die bis zu zwei Größenordnungen (Faktor 100) über der Hintergrundkonzentration liegen (Zhu et al., 2011; Brilke et al., 2020)

## **2.2 Atmosphärischer Transport von UFP und deren Infiltration in Gebäudeinnenräume**

UFP können über weite Entfernungen transportiert werden, da Partikel dieser Größe kaum sedimentieren oder durch Niederschlag ausgewaschen werden. Erst durch die Koagulation, d. h. das Aufeinandertreffen und Verklumpen mit anderen Partikeln, sinkt die Partikelanzahlkonzentration bei gleichzeitig zunehmendem Partikeldurchmesser. Die angewachsenen Partikel unterliegen dann wieder den oben genannten Senkenprozessen. Messungen in Los Angeles zeigen noch eine Vervielfachung der UFP-Anzahlkonzentration in 10 km Entfernung zum Flughafen Los Angeles International Airport (Hudda et al., 2014), bei 18 km eine Verdopplung (Hudda und Fruin, 2016). In Cabauw, 40 km südlich des Flughafens Schiphol, Amsterdam, konnte eine Zunahme um 20 % in der UFP-Anzahlkonzentration bei Windrichtung aus Norden beobachtet werden (Keuken et al., 2015). Eine Modellierung der Ausbreitung am Flughafen Zürich ergab eine signifikante Erhöhung der Partikelanzahlkonzentration um den Faktor 2-10 im Umkreis von 18 km, jedoch (erwartbar) keinen starken Beitrag der UFP zur Partikelmassekonzentration ( $\sim 0,5 \mu\text{g m}^{-3}$  am Standort Kloten, in 2 km Entfernung zum Flughafen) (Zhang et al., 2020). Weiter konnte gezeigt werden, dass die UFP-Emissionen der Flughäfen Barcelona, London, Helsinki und Zürich die Partikelanzahlkonzentration an städtischen Hintergrundmessstationen signifikant erhöhen, und sich diese Flughäfen als starke Punktquellen von UFP in der Region identifizieren lassen (Rivas et al., 2020). Die erhöhten Partikelanzahlkonzentrationen im Freien führen zu ebenfalls erhöhten UFP-Konzentrationen in Innenräumen in der Umgebung von Flughäfen (Hudda et al., 2018; Hudda et al., 2020). Die Infiltration in Innenräume durch UFPs ist damit im Vergleich zu  $\text{PM}_{2,5}$ - und  $\text{PM}_{10}$ -Partikeln deutlich relevanter (Chen et al., 2020).

## **2.3 Chemische Zusammensetzung von UFP**

Die UFP-Masse in Flughafennähe liegt in einem Konzentrationsbereich von bis zu einigen hundert Nanogramm pro Kubikmeter. Relativ zu der Gesamtpopulation der UFP ( $<100$  nm), liegt die Massekonzentration der typischen Flughafen-UFP ( $<20$  nm) nochmals um 1-2 Größenordnungen niedriger. Dies erschwert die chemische Analytik spezifischer Flughafen-UFP und erklärt weshalb erst wenige Studien zur chemischen Charakterisierung von UFP publiziert sind.

Prinzipiell sind neben den Strahltriebwerken von Flugzeugen weitere Quellen von UFP an Flughäfen wahrscheinlich, wie z. B. Fahrzeugverkehr, der Bodenbetrieb auf dem Vorfeld, Hilfstriebwerke (APU), flüchtige Kerosinemissionen während des Betankens, Gebäudeemissionen u. v. m. (Masiol und Harrison, 2014). Emissionen von Flugzeugtriebwerken in Abhängigkeit der Schubkraft sind für die vier Parameter Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (*engl.* hydrocarbons, HC), Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) und Ruß (*engl.* smoke number, SN) in der ICAO-Datenbank erfasst (ICAO, 2021). Die Betriebszustände

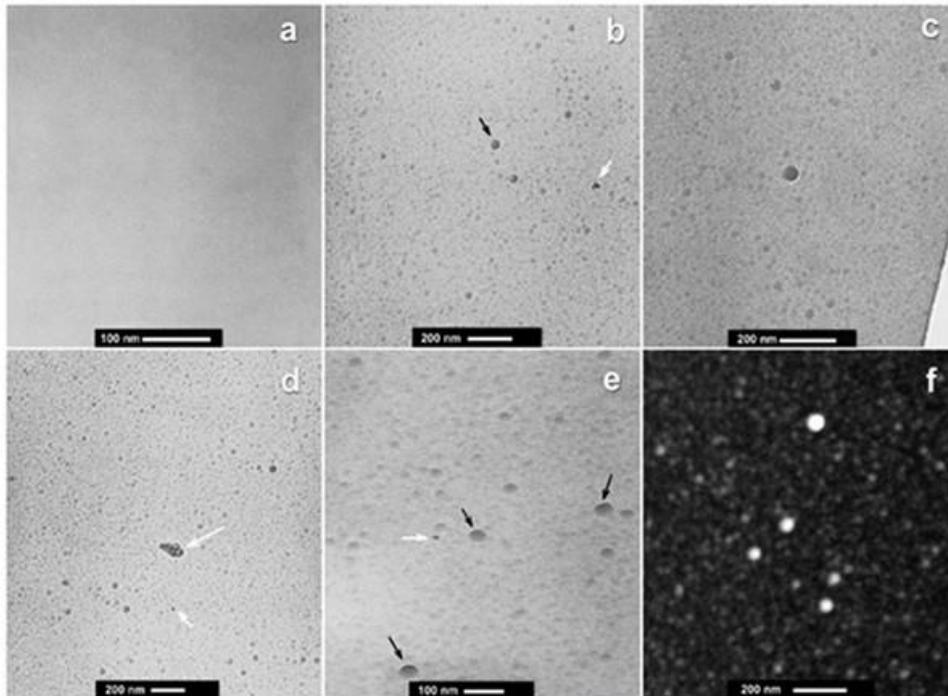
der Triebwerke zeigen einen großen Einfluss auf das Emissionsmuster: Bei geringem Schub verbrennt das Kerosin nicht vollständig – man beobachtet bei Leerlauf, relativ zu den anderen Betriebszuständen (Landeanflug, Steigflug und Start), die höchsten Emissionen von CO und HC, sowie die niedrigsten Emissionen von NO<sub>x</sub> und Ruß (siehe Abb. 7 in Masiol und Harrison (2014)). Ein neuer ICAO-Messstandard betrachtet seit 2020 auch die Anzahl und Masse von nicht-flüchtigen Partikeln (*engl.* non-volatile particulate matter, nvPM), da die SN kein geeigneter Messparameter für (Ruß)-Partikel in der UFP-Region ist (Rindlisbacher und Jacob, 2016). Man geht derzeit davon aus, dass Ruß die nicht-flüchtige Fraktion von UFP dominiert, jedoch können auch Metalle grundsätzlich in dieser Fraktion auftreten. Für flüchtige Partikel (volatile particulate matter, vPM) existieren vergleichbare Emissionsdaten in Datenbanken noch nicht.

Der Anteil von Ruß an der gesamten Anzahl und Masse von UFP ist derzeit noch sehr unsicher und variiert stark zwischen verschiedenen Triebwerken. Die Spannbreite des Emissionsindex (EI) für Ruß (nach Betriebszeit gewichtet) wurde von Kinsey et al. (2011) mit 21-275 mg pro kg Kerosin bestimmt. In einer neueren Studie berichten Durdina et al. (2017) einen geringeren EI der Rußmasse um Faktoren von bis zu 40. Die größte Unsicherheit der Emission erscheint dabei im Leerlauf und bei geringem Schub auf dem Vorfeld (taxi). Große Unsicherheit besteht in der Schätzung des Beitrags von Flughäfen gegenüber anderen Rußquellen. Dodson et al. (2009) ordneten bis zu einem Viertel der Rußkonzentration dem Flughafenbetrieb zu, Hu et al. (2009) konnten in der Umgebung des Flughafens Santa Monica, Kalifornien, keinen Beitrag des Flughafens identifizieren, jedoch in unmittelbarer Nähe zum Flughafen Konzentrationen bis zu 30 µg/m<sup>3</sup> messen. Die Untersuchung von Shirmohammadi et al. (2017) zeigt, dass die Rußkonzentration am Flughafen Los Angeles gleichauf mit der gemessenen Konzentration an Schnellstraßen ist. Es sei darauf hingewiesen, dass diese Messungen nicht die Rußmasse aus der Flughafen-typischen UFP-Fraktion von <20 nm darstellen, sondern die Gesamtrußkonzentration über alle Größen (auch größer als 100 nm). Messungen von Flugzeug-Rußpartikeln aus der Verbrennung von konventionellem Treibstoff (Jet A-1) gegenüber einem Blend (Jet A-1 mit 32 % Biotreibstoff verschnitten (HEFA)) zeigten die höchste Oberflächenreaktivität des Rußes für konventionellen Treibstoff im Leerlauf. Unter Vollastbedingungen hingegen (climb-out) zeigte der Ruß aus der Verbrennung des Blend-Treibstoffs eine höhere Oberflächenreaktivität (Liati et al, 2019).

Eine Untersuchung der elementaren Zusammensetzung von UFP-Partikeln am Flughafen Brisbane zeigt Kohlenstoff, Sauerstoff, Schwefel, und Chlor als Hauptbestandteile. Metalle fanden sich vermehrt in größeren Partikeln (Mazaheri et al., 2013). Auf den Aufnahmen von UFP mittels Transmissionselektronenmikroskopie wird ersichtlich, dass es sich um sphärische Partikel handelt (s. Abb. 1 unten). Mazaheri et al. beschreiben diese Partikel als flüchtig. Diese Partikelmorphologie kann durch sekundäre Partikel (gas-to-particle conversion) erklärt werden. Die Bildung sekundärer Partikel durch atmosphärische Oxidation der gasförmigen Emissionen aus Triebwerken wurde von Kılıç et al. (2018) untersucht. Auch hierbei zeigt sich eine Abhängigkeit der chemischen Zusammensetzung von der Schubkraft: bei niedrigem Schub (hohe Emission von unverbrannten HC) bestehen die sekundären Partikel zu 85 % aus organischen Oxidationsprodukten. Bei hohem Schub hingegen (effektive Verbrennung des Kerosins) dominiert der anorganische Anteil (Sulfat) die Zusammensetzung der sekundären Partikel.

Die Morphologie der Flugzeug-UFP <30 nm lässt sich ebenfalls durch Nukleation heißer Öldämpfe im Turbinenabgasstrom erklären. Triebwerksöle wurden bereits als Bestandteile von UFPs in Flughafennähe identifiziert (Yu et al., 2010; Timko et al., 2010; Yu et al., 2012; Fushimi et al., 2019). In einer neuen Studie wurden die Einzelsubstanzen von Triebwerksschmierölen in der Flughafen-

spezifischen Größenfraktion von 10-18 nm identifiziert (Ungeheuer et al., 2021). In größeren Größenfraktionen (18-56 nm) wurden diese Substanzen ebenfalls identifiziert, jedoch sinkt mit zunehmenden Größenfraktionen der relative Anteil der Schmieröle an der Partikelmasse (Ungeheuer et al., 2022, unveröffentlichte Ergebnisse der Goethe-Universität).



**Abbildung 1:** Aufnahmen von UFPs mittels Transmissionselektronenmikroskopie (TEM). Schwarze Pfeile zeigen auf runde UFPs, die weißen Pfeile zeigen diskrete feste Partikel. (a) unbeprobte Oberfläche; (b) Hintergrund-Partikel (BG); (c) Partikel eines landenden Flugzeugs; (d) Partikel, die von vier Flugzeug take-offs gesammelt wurden; (e) UFP-Probe um 21° geneigt; (f) ein Dunkelfeld-Scan-Transmissionsbild in welchem UFPs mit höherer Masse heller erscheinen. Abbildung entnommen aus Mazaheri et al. (2013).

## 2.4 Gesundheitseffekte von UFP

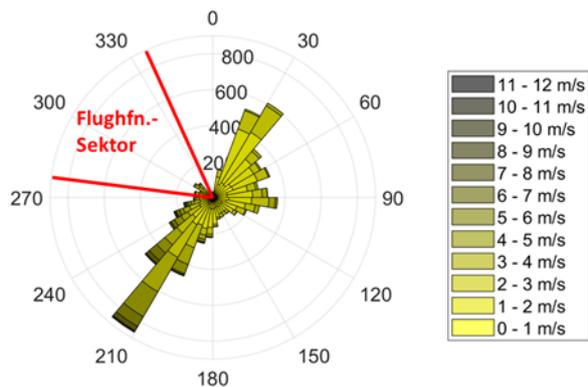
Obwohl die Auswirkungen von UFPs auf die menschliche Gesundheit noch nicht ausreichend verstanden sind, geben bereits einige Studien aus der Toxikologie und der Epidemiologie Aufschluss über mögliche gesundheitsschädigende Folgen einer Exposition. Eine Besonderheit von UFPs ist, dass selbst Stoffe ohne toxikologische Relevanz schädlich werden können, indem sie nanoskalige Strukturen bilden (Oberdörster et al., 2005; Nel et al., 2006). Die gesundheitlichen Auswirkungen von UFPs hängen insbesondere von der Partikelgröße und der Partikelanzahlkonzentration ab: pro Masseinheit haben UFPs demnach eine besonders große Oberfläche. Je nach chemischer Beschaffenheit der Oberfläche können unterschiedliche Effekte hervorgerufen werden. So können beispielsweise durch redox-aktive Metalle oder organische Verbindungen (Chinone) hochreaktive Sauerstoffspezies (*engl.* reactive oxygen species, ROS) katalytisch gebildet werden, welche zu oxidativem Stress, Entzündungsreaktionen und Atemwegserkrankungen führen können (Li et al., 2003; Delfino et al., 2005; Oberdörster et al., 2005; Nel et al., 2006; Leikauf et al., 2020). Die Oberflächeneigenschaften von UFPs spielen eine wichtige Rolle für die Aufnahme und Verbreitung im Organismus. Es konnte gezeigt werden, dass UFPs Zellmembranen passieren können, und im Zellinneren DNA schädigen oder toxische Chemikalien freisetzen können (Nel et al., 2006; Geiser und Kreyling, 2010; HEI, 2013). Auch die Schädigung von Mitochondrien durch UFPs wurde beobachtet (Li et al., 2003; Oberdörster et al., 2005).

Die geringe Größe von UFPs bedingt ein diffusionsgetriebenes Strömungsverhalten im Respirations-trakt, im Gegensatz zu feinen ( $< 1 \mu\text{m}$ ) und groben ( $1 - 10 \mu\text{m}$ ) Aerosolpartikeln, die auch durch Sedimentation und Trägheitsimpaktion beeinflusst werden (Oberdörster et al., 2005). UFPs können in den Alveolen das Lungenepithel durchdringen und somit in den Blutkreislauf gelangen (Geiser und Kreyling, 2010). UFPs gelangen jedoch nicht nur über die Lunge in den Körper: So wurde bereits in einer Vielzahl von Tierversuchen festgestellt, dass UFPs über den *Nervus olfactoris* (Riechnerv) in den *Bulbus olfactoris* (Riechkolben) und das zentrale Nervensystem gelangen können (Oberdörster et al., 2004; Elder et al., 2006). Cory-Slechta et al. (2019) beobachteten im Tierversuch an Mäusen neurologische Entwicklungsstörungen (neuropathologische und neurochemische Änderungen sowie Verhaltensstörungen) bei konzentrierter Exposition gegenüber UFP aus der städtischen Umgebungsluft. Miller et al. (2017) konnten in Studien am Menschen zeigen, dass eingeatmete Gold-Nanopartikel innerhalb von Minuten bis Stunden im Blut und Urin auftreten, und auch nach Monaten der Exposition noch nachweisbar sind. In Gewebeschnitten des menschlichen Gehirns konnten Maher et al. (2016) Magnetit-Partikel aus Verbrennungsprozessen nachweisen, welche wiederum lokal im Gehirn zur Bildung von reaktiven Sauerstoffspezies und somit zu oxidativem Stress führen können.

Die Auswirkung spezifischer Flughafen-UFPs auf die menschliche Gesundheit ist bisher nur wenig untersucht, dennoch gibt es *in vitro* und *in vivo* Studien sowie epidemiologische Untersuchungen: Jonsdottir et al. (2019) konnten mittels eines *in vitro* Modells die Wirkung von nicht-flüchtigen Partikeln aus einem gängigen Triebwerk auf bronchiale Epithelzellen untersuchen, und fanden dabei, dass insbesondere die Partikel welche bei Leerlauf (ground-idle) emittiert werden den größten Effekt zeigten. He et al. (2020) beobachteten *in vitro* ähnlich toxische Eigenschaften von UFP am Flughafen Schiphol und Verkehrs-stämmigen UFP. *In vivo* beobachteten Habre et al. (2018) eine Zunahme des Interleukin-6 (Marker für akute systemische Entzündung) in Asthmatikern nach einem zweistündigen Spaziergang in der Emissionsfahne des Flughafens in Los Angeles. Habre et al. konnten dabei Effekte durch die Flughafenemissionen von den Straßenverkehrs-induzierten Effekten unterscheiden, und schlussfolgern daher, dass die erhöhten Entzündungswerte durch Flughafen-UFP hervorgerufen werden. Lammers et al. (2020) fanden in einer *in vivo* Expositionsstudie am Flughafen Schiphol einen Zusammenhang zwischen der kurzzeitigen Exposition gegenüber hohen UFP-Konzentrationen ( $< 20 \text{ nm}$ ) und einer reduzierten forcierten Vitalkapazität der Lunge und einer verzögerten Repolarisation im Elektrokardiogramm (verlängertes QTc-Intervall). Diese Autoren bewerten die beobachteten Effekte als klein, jedoch signifikant, und nicht zu beobachten bei UFP aus dem Straßenverkehr ( $> 50 \text{ nm}$ ). In einer großen Kohortenstudie mit Arbeitern am Flughafen Kopenhagen wurde kein langfristiger Zusammenhang zwischen Herz-Kreislauf-Erkrankungen und einer UFP-Exposition gefunden (Møller et al., 2020). In einer kürzlich publizierten Kohortenstudie rund um den Flughafen Los Angeles beschreiben Wu et al. (2021) ein um 12 % erhöhtes Risiko an einem bösartigen Hirntumor zu erkranken pro durchschnittlicher Erhöhung der langfristigen UFP-Exposition um  $\sim 6.700 \text{ Partikel/cm}^3$ . Diese Beobachtung passt zu einer Studie in Toronto (Weichenthal et al., 2020), in welcher ein „Hazard Ratio“ von 1.11 (11 % erhöhtes Risiko) für das Auftreten bösartiger Hirntumore pro  $10.000 \text{ Partikel/cm}^3$  bestimmt wurde (nach Anpassung um soziodemografische Faktoren und unter Berücksichtigung anderer Luftschadstoffe). In einem kürzlich erschienenem Übersichtsartikel kamen Merzenich et al. (2021) zu dem Schluss, dass die wissenschaftlichen Erkenntnisse über Gesundheitsgefahren durch Flughafen-UFPs, insbesondere bei der höchst-exponierten Gruppe - den Arbeitern auf dem Flughafenvorfeld - noch spärlich sind, was die Notwendigkeit weiterer toxikologischer und epidemiologischer Studien zu den Flughafen-spezifischen UFPs unterstreicht.

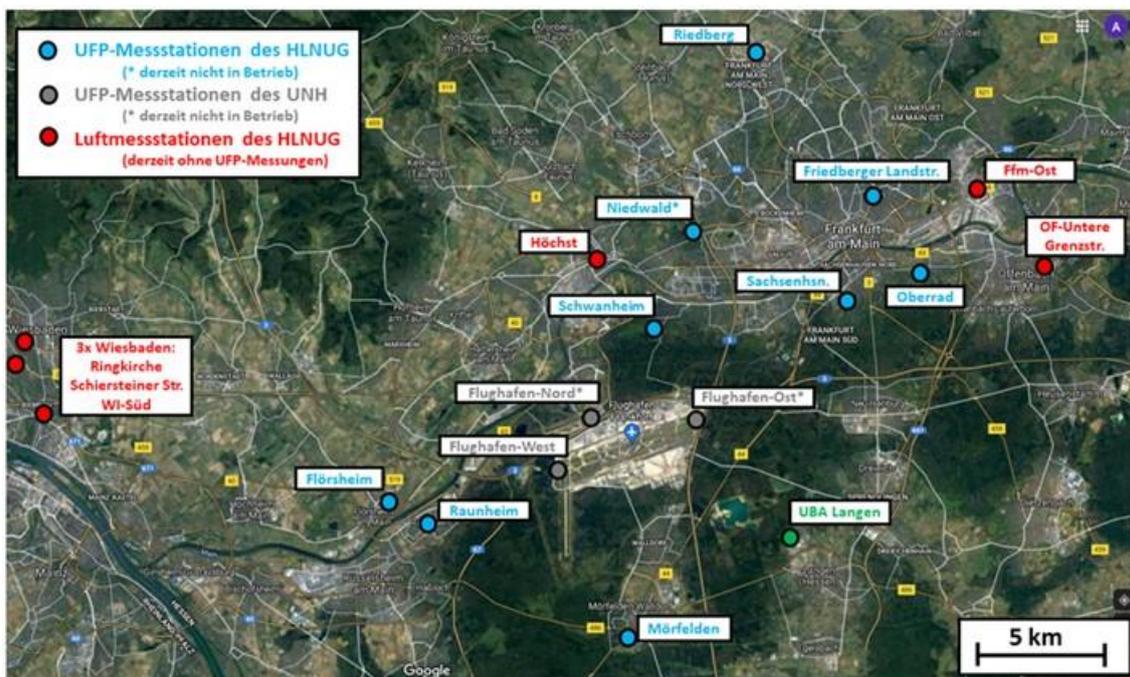
### 3. Bisherige Messungen am Flughafen Frankfurt und in der Region

Eine erhöhte Anzahlkonzentration ultrafeiner Partikel in der Nähe des Frankfurter Flughafens wurde erstmalig in Messungen des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) und des Umweltbundesamtes (UBA) festgestellt (Gerwig, 2016). An der Luftmessstation Raunheim wurde dazu ein Kondensationspartikelzähler betrieben, welcher die Summe aller Partikel zwischen 3 und 1000 nm Durchmesser misst. Es wurde über einen Zeitraum von mehreren Monaten eine mittlere Anzahlkonzentration von  $16.100 \text{ cm}^{-3}$  bestimmt, und ein Maximalwert von  $142.000 \text{ cm}^{-3}$ . Ein Vergleich mit anderen urbanen Hintergrundstationen zeigt, dass die Werte in Raunheim signifikant höher sind



im Vergleich zu Langen und Berlin (Langen Mittelwert:  $12.200 \text{ cm}^{-3}$ ; Langen Max.:  $67.000 \text{ cm}^{-3}$ ; Berlin Mittelwert:  $8.700 \text{ cm}^{-3}$ ; Berlin Max.:  $49.000 \text{ cm}^{-3}$ ). Obwohl Langen, wo bereits seit 2010 im Rahmen des German Ultrafine Aerosol Network (GUAN) die Anzahl-Größenverteilung gemessen wird (Sun et al., 2020), nur ca. 10 km vom Frankfurter Flughafen entfernt ist, liegt die Station äußerst selten in der Abluftfahne des Frankfurter Flughafens (s. Abb. 2 und 3).

**Abbildung 2:** Windrose der Luftmessstation des Umweltbundesamtes in Langen aus dem Jahr 2018, welche die Windbedingungen am Frankfurter Flughafen ebenfalls widerspiegelt (1h-Mittelwerte; die radiale Skala zeigt die Häufigkeit der jeweiligen Beobachtung bei entsprechender Windrichtung und Windgeschwindigkeit). Messdaten: Holger Gerwig, UBA, Abbildung: Alexander Vogel, GUF.

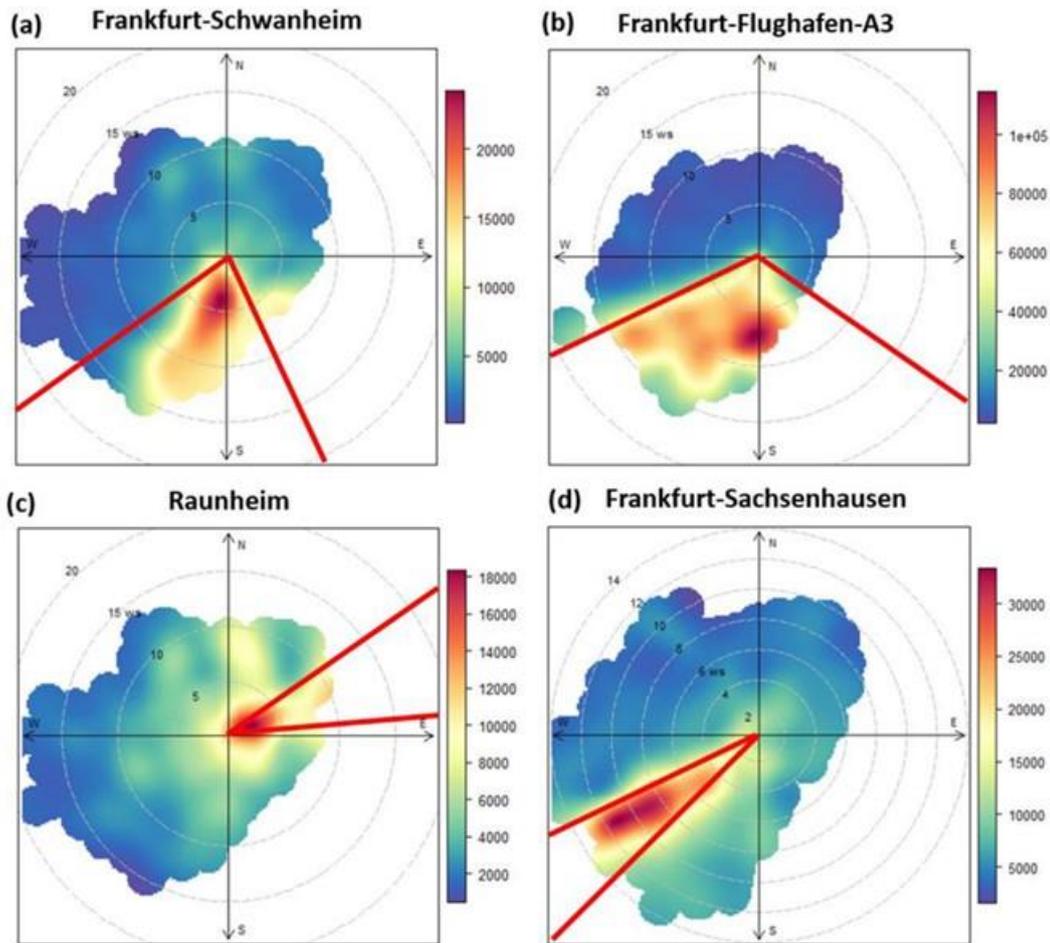


**Abbildung 3:** Luftmessstationen des HLNUG, des UNH und des UBA in Frankfurt und der Region. Daten der Messstationen sind auf <https://www.hlnug.de/messwerte/datenportal/ufponline> verfügbar. UFP-Messstationen sind mit Geräten zur Messung der Partikel-Anzahlgrößenverteilung bzw. der Partikel-Anzahlkonzentration ausgerüstet. Die Messstationen Raunheim Mönchhof und Flughafen-A3 sind nicht gezeigt (Rose und Jacobi, 2019). Kartendaten: Google Earth, 2021.

Die Messung in Raunheim ist nicht als eine reine UFP-Messung zu betrachten, da auch Partikel >100 nm gezählt wurden. Daher wird seit 2017 an den Luftmessstationen Raunheim und Schwanheim die Größenverteilung der Partikel durch das HLNUG untersucht. Basierend auf diesen Messungen zeigen Rose und Jacobi (2018), in Übereinstimmung mit der Literatur (s. Kap. 2), das Auftreten einer besonders kleinen UFP-Fraktion mit Durchmessern im Bereich von 10 bis 30 nm, sobald die Windrichtung im Sektor des Flughafens liegt. Diese Größenmode dominiert die Anzahlkonzentration der gesamten UFP-Fraktion. Vergleicht man die Stationen Schwanheim und Raunheim, zeigt sich eine höhere Anzahlkonzentration der Partikel <30 nm im Norden des Flughafens an der Station Schwanheim. Deutlich ist in der Zeit des Nachtflugverbots (23:00 - 05:00 Uhr, Ortszeit) bei Windrichtung Flughafen keine erhöhte Anzahlkonzentration messbar, ebenso ist kein Wochenendeffekt festzustellen (Rose und Jacobi, 2018). Wochenendeffekt bedeutet eine geringere Immission von den Schadstoffen Ruß und NO<sub>x</sub> an Wochenenden. Diese Schadstoffe sind typischerweise dem Straßenverkehr zuzuordnen. Insbesondere die Größe der UFPs (Modaldurchmesser von ca. 20 nm) in Flughafennähe passt zu den oben beschriebenen Beobachtungen an anderen internationalen Flughäfen. Rose und Jacobi (2018) schlussfolgern daher, dass der Flughafen eine maßgebliche Quelle der UFP <30 nm ist. Ein Vergleich der Partikelgrößenverteilung ergab, dass der Modalwert an der Station Raunheim mit 12-15 nm signifikant kleiner ist als an der Station Schwanheim (20 nm) (Kaminski und Asbach, 2019).

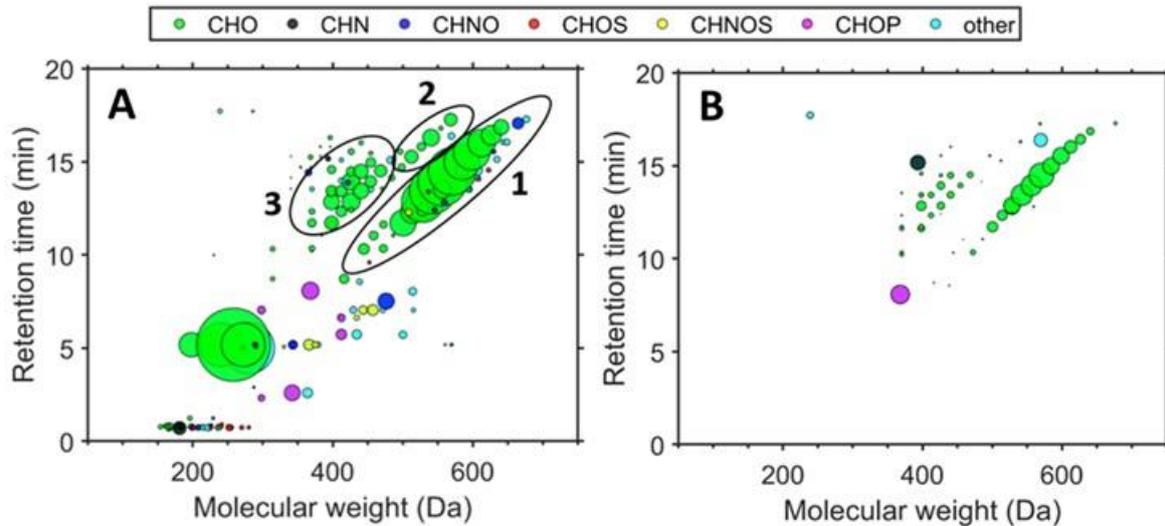
Der Fragestellung nachgehend, ob die Partikel durch bodennahen Transport vom Flughafen zu den Messstationen mit den Luftmassen transportiert werden, oder ob möglicherweise Überflüge und vertikaler Transport für die erhöhte Partikelanzahl verantwortlich sind, befasste sich in 2019 eine Masterarbeit an der Goethe-Universität. An sechs verschiedenen Messstandorten innerhalb einer Entfernung von sechs Kilometern zum Flughafen konnte mit einem portablen Partikelzähler im Großteil der Messungen kein kausaler Zusammenhang zwischen Überflügen (>300 m Flughöhe) und Partikelanzahl festgestellt werden. Bei einzelnen Flügen unterhalb von 300 m Flughöhe wurde eine erhöhte Partikelanzahlkonzentration nachgewiesen, jedoch konnte hierbei der bodennahe Transport auch nicht als Ursache ausgeschlossen werden (Freund, 2019).

Die Messungen des HLNUG wurden im Jahr 2018 um die Stationen Frankfurt-Sachsenhausen und Frankfurt-Flughafen-A3 erweitert, um insbesondere den Einfluss von Überflügen entlang von Ein- und Abflugschneisen (Sachsenhausen) und des Straßenverkehrs (Flughafen-A3) auf die UFP-Größenverteilung zu untersuchen. In Sachsenhausen zeigten erste Ergebnisse eine erhöhte Partikelanzahl in einem extrem engen Sektor der Windrichtung Flughafen. Bei geringen Abweichungen zeigt sich ein Abfallen der Anzahl auf das Niveau von städtischem Hintergrund (siehe Abb. 4d). Die Auswertung von Rose und Jacobi (2019) ergab, dass UFP-Konzentrationsspitzen in Frankfurt-Sachsenhausen nicht kausal mit Überflügen in Zusammenhang gebracht werden können. An der Station Flughafen-A3 ließ sich klar der Ursprung der UFP dem Flughafenbetrieb zuordnen, da eine erhöhte Partikelanzahl nur bei südlicher Windrichtung auftrat und die Bundesautobahn A3 im Norden der Station liegt (Rose und Jacobi, 2019). Bei entsprechender Windrichtung aus Norden (A3) ist keine Erhöhung der Partikelanzahlkonzentration gegenüber urbanem Hintergrund festzustellen (s. Abb. 4b).



**Abbildung 4:** Abhängigkeit der Partikelanzahlkonzentration ( $1/\text{cm}^3$ , Farbskala) von Windrichtung und Geschwindigkeit (Windstärke in  $\text{m/s}$ ) für die 05:00-23:00 Uhr (Betriebszeit des Flughafens). Die Anzahlkonzentration beschreibt die Gesamtzahl aller Partikel im Größenbereich  $10 - 500 \text{ nm}$  bzw.  $7 \text{ nm} - 2,2 \mu\text{m}$  für die Station Sachsenhausen. Der Flughafen-Sektor ist durch die roten Linien gekennzeichnet. Abbildung aus Rose und Jacobi (2019).

An der Station Frankfurt-Schwanheim wurde im Herbst 2019 mittels eines Kaskadenimpaktors die UFP-Fractionen von  $10-18 \text{ nm}$ ,  $18-32 \text{ nm}$  und  $32-56 \text{ nm}$  zur chemischen Analytik gesammelt. Die Probenahme fand ausschließlich bei südlicher Windrichtung statt, so dass die Abluftfahne des Flughafens für Zeiträume von 18-50 Stunden beprobt wurde. Diese lange Sammelzeit war nötig um genügend Masse für die chemische Analytik anzureichern. Mittels Flüssigchromatographie und hochauflösender Massenspektrometrie konnten Ungeheuer et al. (2021) in allen Größenfraktionen die Einzelkomponenten von Flugzeugschmierölen nachgewiesen werden (Abb. 5). Neben den Hauptkomponenten des Schmieröls (synthetische Ester des Pentaerythritol und Trimethylolpropan) konnten auch einzelne Additive (z. B. Tricresylphosphat) und ein thermisches Transformationsprodukt des Schmieröls (Trimethylolpropan-phosphat, Etbicyphat) nachgewiesen werden.



**Abbildung 5:** (A) Molekularer Fingerabdruck einer UFP-Probe (32-56 nm) aus Frankfurt-Schwanheim, und (B) eines gängigen Turbinenschmieröls (ExxonMobil, Mobil Jet Oil II). Moleküle in (1) sind Bestandteil einer homologen Reihe von Pentaerythritolestern, (2) sind Bestandteil einer homologen Reihe von Trimethylolpropanestern, (3) sind Fragmente von (1). Die Farbe der Punkte codiert die elementare Zusammensetzung der jeweiligen Moleküle (siehe Legende), die Fläche der Punkte repräsentiert die gemessene Signalintensität der einzelnen Moleküle. Aus Ungeheuer et al. (2021), abgeändert durch A. Vogel.

Die globale Covid-19 Pandemie führte zu einem starken Einbruch der Flugbewegungen in Frankfurt und weltweit. Bedingt durch den Rückgang des Flugbetriebs konnte die Reduktion der UFP im Größenbereich von 10-30 nm mit 52 % für Raunheim und 68 % für Frankfurt-Schwanheim bestimmt werden (Rose et al., 2020). Für den weiteren Messbereich von 7-2200 nm fällt der beobachtete Rückgang geringer aus (z. B. 25 % Rückgang in Frankfurt Oberrad), aufgrund von Quellen größerer Partikel, welche nicht im Zusammenhang mit dem Flughafenbetrieb stehen.

In einer Ausbreitungsmodellierung der nicht-flüchtigen UFP rund um den Frankfurter Flughafen bestimmten Lorentz et al. (2019) einen starken Konzentrationsgradienten der UFP mit zunehmender Entfernung zum Flughafen. So ist nach deren Berechnungen in einer Entfernung von 2,5 km nur noch mit einem Beitrag von weniger als 10 % der UFP-Anzahl durch den Flughafen zu erwarten. Diese Berechnung steht jedoch weder im Einklang mit den Beobachtungen an sämtlichen Stationen des HLNUG noch mit denen an anderen Flughäfen (s. Kap. 2).

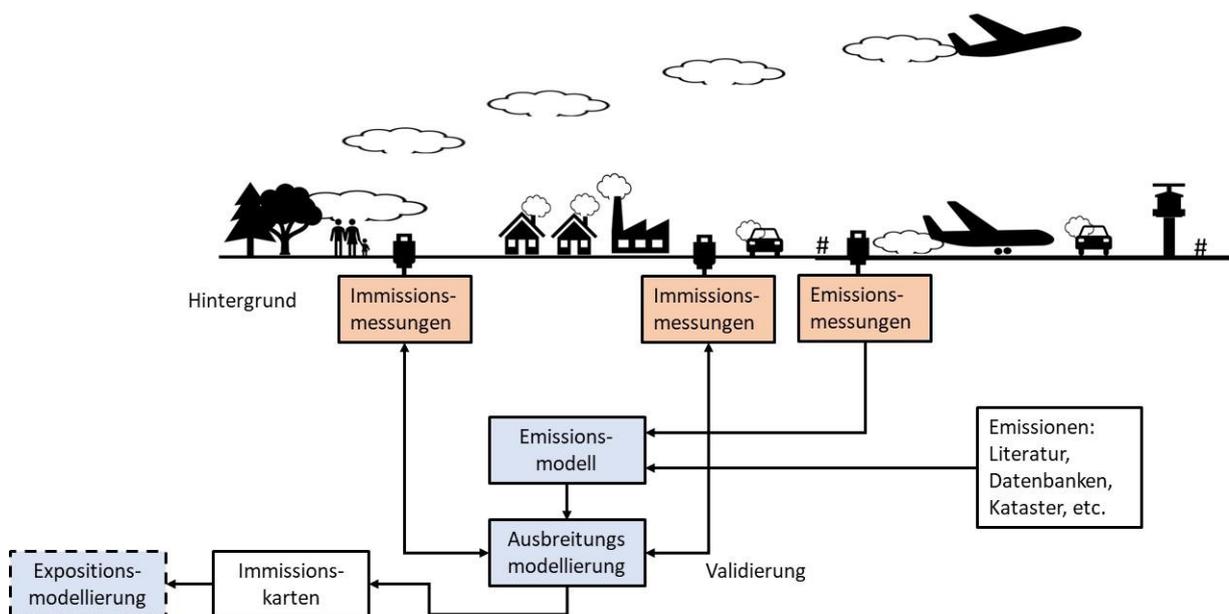
Ditas et al. (2022) haben die UFP-Ausbreitung mit Messungen der Partikelanzahl und -größenverteilung an diversen Standorten im Stadtgebiet Frankfurt untersucht. Hierbei ergab sich eine deutlich Zunahme der UFP in der Abluftfahne, welche selbst an der verkehrsbezogenen Messstation Friedberger Landstraße festgestellt werden konnte. Bei Windrichtung Süd-West konnten Ditas et al. an dieser Messstelle eine dem Kfz-Verkehr ähnlich hohe Belastung dem Flughafen zuordnen. Entlang der Achse der Hauptwindrichtung wurde die Partikelgrößenverteilung in Frankfurt-Schwanheim, -Niedwald und -Riedberg gleichzeitig gemessen. Hierbei wurde bis in den 14 km entfernten Stadtteil Riedberg eine deutliche Zunahme (~25% bei Windrichtung Flughafen) der Partikelanzahlkonzentration der Flughafen-typischen Partikelgröße nachgewiesen. Anzumerken ist, dass diese Messungen allesamt während der Covid-19 Pandemie stattfanden, und somit die Situation bei deutlich verringerten Flugbewegungen widerspiegelt. Es ist abzusehen, dass eine Erhöhung der Flugbewegungen in den kommenden Jahren wiederum zu einem Anstieg der UFP-Anzahlkonzentration führen wird.

#### 4. Konzept der Belastungsstudie

Aufbauend auf dem oben beschriebenen Stand des Wissens, sowie den bereits existierenden Messungen des HLNUG soll eine Studie im Rhein-Main-Gebiet die Belastung der Bevölkerung mit UFP umfassend untersuchen. Diese Belastungsstudie verfolgt dabei zwei übergeordnete Ziele:

1. Erlangung eines quantitativen Verständnisses der UFP-Immissionen in der Rhein-Main-Region hinsichtlich Anzahlkonzentrationen und Quellbeiträgen
2. Bereitstellung von Mess- und Modelldaten für eine potentielle UFP-Wirkungsstudie

Das quantitative Verständnis der UFP-Immissionen sollte hierbei über eine detaillierte Kartierung der UFP-Immissionen erreicht werden, in der räumlich aufgelöste mittlere Anzahlkonzentrationen in verschiedenen Partikelgrößenbereichen, sowie Beiträge unterschiedlicher UFP-Quellgruppen dargestellt werden. Die Erstellung dieser UFP-Immissionskarten bedarf einer Ausbreitungsmodellierung, in die neben existierenden Daten (aus der Literatur, Katastern oder Datenbanken) zu Emissionen verschiedener Quellgruppen (z. B. Autoverkehr oder Hausbrand) auch neu zu erhebende Messdaten zu Emissionen und Konzentrationen am Flughafen einfließen müssen. Auch die regionalen UFP-Hintergrundkonzentrationen müssen dabei berücksichtigt werden. Das Zusammenspiel von Messungen und Modellierungen ist in Abb. 6 schematisch dargestellt.



**Abbildung 6:** Schematische Darstellung des Belastungsstudienkonzepts. Orangene Kästchen stellen Messergebnisse von Parametern dar, blaue Kästchen modellierte Parameterwerte (für einzelne Sektoren und gesamt). Abbildung mit Änderungen übernommen aus „ICAO Environmental Report 2016“ (ICAO, 2016). Grafik erstellt von Marvin Lauenburg, Helmholtz-Zentrum Hereon, und Markus Hermann, TROPOS.

UFP-Messdaten werden dabei zum einen als Eingangsparameter, v. a. bezüglich der Flughafenemissionen, zum anderen auch als Validierungswerte, insbesondere hinsichtlich der modellierten lokalen und regionalen UFP-Konzentrationen dienen. Messungen im Nahfeld der Flugzeuge werden zur Bestimmung der Flugzeugemissionen verwendet. Durch Immissionsmessungen in der lokalen Umgebung des Flughafens und in der weiteren Region wird die Gesamtbelastung mit UFP ermittelt. Die Durchführung einer Ausbreitungsmodellierung ist im Rahmen des Konzepts notwendig, da die zu

erlangenden UFP-Immissionen nicht langfristig und in der Fläche, sondern nur zeitlich beschränkt oder räumlich punktuell gemessen werden können, und damit niemals repräsentativ für die Bevölkerung wären. Die Ergebnisse der Ausbreitungsmodellierung sollten für eine Kartierung der UFP-Immissionen in der gesamten Region, als modellierte Gesamt-UFP-Konzentrationen, sowie als Konzentrationsbeiträge des Flughafens, des Kfz-Verkehrs und des regionalen Hintergrunds in Immissionskarten dargestellt werden. Sektorspezifische Beiträge des Flughafens aus der Modellierung sollten durch Messungen chemischer Marker validiert werden. Da die durch die Ausbreitungsmodellierung gewonnenen Immissionswerte mit Messdaten an mehreren Standorten verglichen werden, lässt sich eine Aussage über die Verlässlichkeit der Immissionskarten treffen. Insbesondere falls größere Diskrepanzen auftauchen, deutet dies darauf hin, dass im Modell gewisse UFP-Quellen oder Prozesse fehlen oder unzureichend dargestellt sind. Gegebenenfalls müssten dann in der 2. Belastungsstudie diese Unzulänglichkeiten behoben werden, indem man z. B. Emissionsmessungen an weiteren, bisher nicht oder nur über Literaturwerte berücksichtigten Quellen durchführt und Parametrisierungen im Modell anpasst. Gegebenenfalls müsste bei großen Diskrepanzen zwischen Modell und Messungen das Ausbreitungsmodell im Rahmen der 2. Belastungsstudie auch um die Neubildung von Partikeln und das dynamische Wachstum sekundärer Partikel erweitert werden.

Die Immissionskarten sind die wichtigste Grundlage für eine Expositionsmodellierung der Bevölkerung, und diese Expositionsmodellierung ist wiederum elementar für eine UFP-Wirkungsstudie. Für diese sich potentiell anschließende 2. Belastungsstudie müssen aber neben den UFP auch weitere wichtige Luftschadstoffe und deren mögliche separaten oder synergistischen wirkenden Gesundheitseffekte mitberücksichtigt werden. Die Belastungsstudie umfasst daher neben UFP noch eine Reihe weiterer Messgrößen, die gleichfalls in den folgenden Kapiteln beschrieben werden. Es sei hier schon darauf hingewiesen, dass für eine potentielle Untersuchung von Kurzzeitgesundheitseffekten ein Teil der Messungen aus der Belastungsstudie, aber ggf. auch neue Messungen (z. B. an anderen Standorten), während der potentiellen Wirkungsstudie weitergeführt werden müssten.

Aus dem hier dargestellten Konzept einer UFP-Belastungsstudie ergeben sich drei Arbeitspakete: „Bestimmung der Emissionen“, „Immissionsmessungen“ und „Immissionsmodellierung“.

Eine Gesamtübersicht über alle durchzuführenden Messungen und deren Zeitpunkt ist in Tabelle 1 gegeben. Neben den aufgeführten Messgrößen sind grundsätzlich an allen Messstationen meteorologische Standardparameter zu erfassen. Nach Abschluss der Messungen nach ca. eineinhalb Jahren (PrMo 18), ist ein weiteres halbes Jahr für die Analytik der gesammelten Proben, die Analyse der Daten und die Interpretation der Daten eingeplant (PrMo 19-24). Danach folgt ein weiteres halbes Jahr für die Dokumentation und die Iteration mit dem FFR für den vorzusehenden Abschlussbericht (PrMo 25-30). Dieser Projektzeitraum von 2,5 Jahren sollte als minimaler Zeitraum angesehen werden, eine Ausdehnung auf drei Jahre wäre sicher auch denkbar.

**Tabelle 1:** Übersicht über alle in den Basis- und Ergänzungsmodulen durchzuführenden Messungen.

| Modul                        | Messgröße  | Messtationen  | Anzahl Stationen | Messinstrumente  | Messzeitraum   | PrMo   |
|------------------------------|--|---|------------------|--|--|--------|
| <b>Basis Emissionen</b>      | UFP Anzahl, Anzahlgrößenverteilung flüchtig und nicht-flüchtig, Ruß, CO <sub>2</sub> , evtl. SO <sub>2</sub> | 3 x Nahfeld Flughafen und 1 x Referenz im Hintergrund                   | 4                | MPSS, CPC, Thermodenuder, Absorptionsphotometer, Gasmonitore                                   | 3 x Kampagne (insg. ca. 6 Monate), in mind. 2 Jahreszeiten | 1 – 10 |
| <b>Basis Immissionen</b>     | UFP Anzahl, Anzahlgrößenverteilungen, Ruß  | an existierenden HLNUG Stationen, ggf. aufgerüstet                      | 4-6              | MPSS, CPC, Absorptionsphotometer   | kontinuierlich, mind. 1 Jahr                               | 4 – 18 |
|                              | Anzahlgrößenverteilung flüchtig und nicht-flüchtig   | HLNUG Stationen oder andere Standorte                                   | 2-3              | MPSS, CPC, Thermodenuder   | pro Standort mind. 2 Monate                                | 4 – 18 |
|                              | UFP Anzahl, Anzahlgrößenverteilung, Ruß, Spurengase an temporären Stationen                                  | abgelegen von HLNUG Stationen   | 2                | MPSS, CPC, Absorptionsphotometer, Gasmonitore, in mobilem Container Anhänger oder Messfahrzeug | pro Standort mind. 2 Monate                                | 4 – 18 |
|                              | UFP Markersubstanzen   | Wohngebiete, Ein- und Abflugschneisen, urbaner Hintergrund              | 3                | Impaktor + offline-Analytik  | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
| <b>Ergänzung Immissionen</b> | UFP Anzahl, Spurengase, Ruß vertikal   | z. B. Frankfurt-Schwanheim  | 1-2              | UAV, CPC, Gassensoren  | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
|                              | UFP Anzahl und Ruß mobil   | Umfeld der stationären Stationen  | 2                | mobile Messgeräte mit Rucksack oder Fahrrad  | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
|                              | PM chemische Zusammensetzung, zeitintegriert   | Wohngebiete, Ein- und Abflugschneisen, urbaner & regionaler Hintergrund | 3-4              | Filtersammler + offline-Analytik   | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
|                              | PM chemische Zusammensetzung, zeitaufgelöst,   | Wohngebiete, Ein- und Abflugschneisen, urbaner & regionaler Hintergrund | 1-2              | TD-DMA-Massenspektrometer, Aerosolmassenspektrometer   | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
|                              | VOC, potentielle Aerosolpartikelmasse  | Wohngebiete, Ein- und Abflugschneisen, urbaner & regionaler Hintergrund | 1-2              | Massenspektrometer, Oxidationsflussreaktor   | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
|                              | PM toxikologische Eigenschaften, zeitintegriert  | Wohngebiete, Ein- und Abflugschneisen, urbaner & regionaler Hintergrund | 1-2              | Filtersammler + offline-Toxikologie  | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |
|                              | PM toxikologische Eigenschaften, zeitaufgelöst   | Wohngebiete, Ein- und Abflugschneisen, urbaner & regionaler Hintergrund | 1-2              | automatisierte Expositionsstation  | Kampagnen, mind. 2 x 4 Wochen, in 2 Jahreszeiten           | 4 – 18 |

Die jeweiligen Messansätze werden in den Kapiteln 5 und 6 ausführlich beschrieben, bevor in Kapitel 7 auf die Immissionsmodellierung näher eingegangen wird. Alle in der Belastungsstudie durchzuführenden Arbeiten sind unterteilt in verschiedene Module, von denen die Basismodule als zwingend notwendig erachtet werden und die Ergänzungsmodule weitere wertvolle und neuartige Erkenntnisse liefern könnten, die ein vertieftes Verständnis der UFP im Rhein-Main-Gebiet erlauben und die Belastungsstudie von früheren, an anderen Orten durchgeführten Studien qualitativ absetzen würden.

## **5. Bestimmung der Emissionen**

Die UFP-Emissionen des Flughafens müssen für die geplante Belastungsstudie mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfasst werden. Ebenso müssen UFP-Emissionen aus anderen Quellen in der Umgebung des Flughafens in der Untersuchungsregion inventarisiert werden. Bei den anderen UFP-Quellen stehen der Straßenverkehr und der Hausbrand im Vordergrund. UFP-Emissionen aus industriellen Verbrennungsprozessen (z. B. Industriepark Höchst) sind schwer zu charakterisieren, aber im Allgemeinen gering, im Vergleich zu den anderen genannten Sektoren, und können hier deshalb vernachlässigt werden. Insbesondere zeigt Abbildung 4, dass UFP-Emissionen des Industrieparks Höchst (Windrichtung aus NW) nur geringfügig zu den UFP-Immissionen am Standort Frankfurt-Schwanheim beitragen. Partikelemissionen aus Kraftwerken (Stromerzeugung, Heizkraftwerke, Wärmekraftwerke und Müllverbrennungsanlagen) im Untersuchungsgebiet sollen im Emissionsinventar berücksichtigt werden. Das Kohlekraftwerk Staudinger in Großkrotzenburg ist ca. 33 km (Luftlinie) vom Flughafen Frankfurt entfernt und liegt damit außerhalb der vorgesehenen Ausdehnung (Distanz 25 km vom Flughafen) des möglichen Modellgebietes für die Ausbreitungsrechnung (Kapitel 7.2). Die oben genannten Emissionen dienen als Eingabeparameter für die Ausbreitungsmodellierung (Kap. 7) und sollen in drei Schritten erfasst werden.

### **5.1 Datenbanken**

#### ***Basismodul***

##### **Ziele:**

1) Bestimmung von Emissionsfaktoren an Hand von existierenden Literaturwerten in Datenbanken

Für einzelne Partikelquellen liegen teilweise bereits Emissionsfaktoren vor. So können z. B. die Emissionen durch den Straßenverkehr gemäß dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA 4.2; HBEFA, 2022) bestimmt und für die spätere Ausbreitungsmodellierung genutzt werden. Bei der Bestimmung der Flugzeugemissionen können Flugtrajektorien, der Flugplan, und die ICAO Triebwerksdatenbank (ICAO, 2021) zugrunde gelegt werden. Für den Hausbrand sollten generische Emissionsfaktoren für unterschiedliche Brennstoffe (Heizöl, Gas, Biomasse, usw.) verwendet werden. Für alle diese Quellen soll die UFP-Emission in flüchtige und nicht-flüchtige Partikel unterteilt werden. Im Emissionsinventar für die Ausbreitungsmodellierung werden stationäre Quellen (z. B. Heizanlagen, Tankstellen und Tankanlagen) als Punktquellen repräsentiert, während mobile Quellen (fahrende Flugzeuge, Zubringerbusse, Tankfahrzeuge und Lasttransporte) als Linienquellen mit festgelegten Routen repräsentiert werden.

Neben dem Kfz-Verkehr am Flughafen gibt es noch spezielle Abfertigungsgeräte (Ground Power Units, Hubwagen, Enteisungsfahrzeuge, etc.) auf dem Flughafengelände. Für diese Gerätschaften müssen Emissionsfaktoren abgeschätzt werden. Die Ground Power Units (GPU) sichern bei fehlendem Bodenstrom die Stromversorgung der Flugzeuge während ihres Aufenthalts an der Abstellposition. Die Emissionen der Flugzeugabfertigung werden über die entsprechenden Positionsbereiche verteilt.

Die Emissionsinventare für Flugzeuge enthalten standardmäßig nur die emittierte Gesamtanzahl der nicht-flüchtigen Partikel. Eine Ergänzung der Inventare um flüchtige Partikel und schwer- bis mittel-flüchtige organische Substanzen, die aus eingesetzten Schmierölen und der unvollständigen Verbrennung von Kerosin stammen (z. B. Timko et al., 2014), ist daher notwendig (s. 5.2). Die flüchtigen Partikel können bereits in unmittelbarer Nähe zu den Flugzeugtriebwerken durch sekundäre Partikelneubildung, bedingt durch die Oxidation von Gasen ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ , VOCs), entstehen.

Da die tatsächlichen realen Emissionen durch Flugzeuge am Flughafen Frankfurt aufgrund von unterschiedlichem Startgewicht, Richtung der Landebahn, Wetterbedingungen, usw. unter Umständen erheblich von den unter Standardbedingungen erhobenen Flugzeugemissionen in den Datenbanken abweichen können, ist eine Überarbeitung des auf Grund von Datenbanken gewonnen Emissionsinventars nach der Durchführung der Nahfeld-Messungen (siehe Kapitel 5.2) erforderlich. Mit den Messungen im quellnahen Bereich werden Parameter für die Ermittlung von Emissionsfaktoren bestimmt.

## **5.2 Messungen**

### ***Basismodul***

#### **Ziele:**

- 1) Bestimmung von flüchtigen und nicht-flüchtigen UFP-Emissionen durch Flugzeuge für unterschiedlichen Betriebsphasen

Die UFP-Messungen am Frankfurter Flughafen dienen vor allem der Ableitung von UFP-Emissionsfaktoren, insbesondere flüchtiger UFP aus Triebwerken. Während für den Bodenverkehr und die Gebäude auf Werte aus Datenbanken zurückgegriffen werden kann (s. 5.1), liegen diese für reale Emissionen von Flugzeugen nur teilweise (für die nicht-flüchtigen Partikel) vor. Mittels der Bestimmung des  $\Delta\text{CO}_2$  (Peak  $\text{CO}_2$  in der Abgasfahne abzgl. Hintergrund  $\text{CO}_2$ ) lassen sich Emissionsfaktoren für flüchtigen Partikel bestimmen (Differenzbildung Gesamt-Partikelkonzentration minus nicht-flüchtige Partikelkonzentration) und für nicht-flüchtige Partikel die Emissionsfaktoren im Vergleich mit den Werten aus Datenbanken validieren. Dadurch können Abweichungen zu den Datenbankwerten bedingt durch andere Betriebsbedingungen berücksichtigt werden. Dieser  $\Delta\text{CO}_2$ -Ansatz wird u. a. zur Bestimmung von Schiffsemissionen verwendet, wurde aber auch schon an Flughäfen eingesetzt (Moore et al., 2017). Der Mehraufwand für die Messungen beider Partikelfraktionen liegt dabei weniger im Personal oder bei der Datenanalyse, was beides überschaubar ist, sondern in der Verfügbarkeit zusätzlicher Messgeräte. Diese Verfügbarkeit kann aber notfalls durch Einbindung weitere Projektpartner leicht erreicht werden.

Aus den quellnahen Messungen am Flughafen Frankfurt sollen Parametrisierungen abgeleitet werden, mit denen für verschiedene Umweltbedingungen realistischere Emissionsmengen für flüchtige und nicht-flüchtige Partikel abgeschätzt werden können. Das im ersten Schritt erstellte Emissionsinventar für den Flughafen wird basierend auf den UFP-Messungen aktualisiert und verbessert.

#### Anforderungen an die Emissionsmessungen:

Partikelemissionen von Linienquellen (Einheit: #/h/km) werden als stündliches Mittel der emittierten Partikelanzahl (gemittelt über verschiedene Flugzeuge im Start- bzw. Landeanflug) über die gesamte Länge der Landebahn ermittelt. Messungen von UFP auf dem Rollfeld und an den Lande- bzw. Startbahnen während des Starts oder der Landung ergeben daher im stündlichen Mittel, nach Abzug der Hintergrundkonzentration, die unter realen Bedingungen gemessenen Emissionen. Dabei werden die dominierenden Lastzustände der Flugzeuge (Taxi, Start, Landung) erfasst. Ergänzende Messungen von CO<sub>2</sub> sind erforderlich, um den UFP-Emissionsfaktor für die entsprechende Landebahn berechnen zu können. Durch die Messungen an der Landebahn wird die sekundäre Partikelbildung in unmittelbarer Nähe der Flugzeuge implizit miterfasst. Eine Bestimmung des Anteils flüchtiger Partikel an den Flugzeugemissionen soll durch gleichzeitige Messung der Partikelgrößenverteilungen und Partikelanzahlkonzentrationen von flüchtigen und gesamt Partikeln (flüchtige + nicht-flüchtige) erfolgen.

#### Potentielle Messstandorte:

##### Arealtyp 1: Nahfeld

Die Messstandorte müssen, in Absprache mit dem Flughafenbetreiber, so ausgewählt werden, dass der Flughafenbetrieb nicht durch die Messungen beeinträchtigt wird. An den ausgewählten Messstandorten sollen mindestens 3 Messkampagnen über einen Zeitraum vom mindestens 6 Monaten durchgeführt werden. Mögliche geeignete Messstandorte auf dem Flughafengelände sind in Abbildung 7 dargestellt. Mittels dieser Standorte sollte es möglich sein, zwischen dem Betrieb auf dem Rollfeld (taxi) Start- und Landung zu im Vergleich zur Grundbelastung zu unterscheiden.



**Abbildung 7:** Beispiele für geeignete Messstandorte auf dem Flughafengelände (Quelle Google Earth).

Die Standorte A und B am Ende der Start- und Landebahn dienen zur Quantifizierung der Flugzeugemissionen bei Start und Landung. Zur Bestimmung der Verdünnung der Triebwerks-emissionen beim Start nach dem Abheben dienen CO<sub>2</sub> Messungen. Die Messung an Standort B wären einfach zu realisieren, da bereits ein Messcontainer installiert ist. Dieser Messcontainer sollte mit allen kontinuierlich messenden Geräten bestückt sein. Zudem sollte darin ausreichend freie Platzkapazität für zusätzliche Messgeräte sein, die im Rahmen von Intensivkampagnen eingesetzt werden sollen. Ein entsprechender Messcontainer (bzw. Anhänger) sollte für den Zeitraum der Messungen im Westen installiert werden,

Am Standort B sollen die Emissionen im Taxibetrieb quantifiziert werden. An diesem Standort kann, um den Flughafenbetrieb geringstmöglich zu stören, nur ein kleiner Messcontainer oder autarke Geräte eingesetzt werden. Die Messgeräte an diesem Standort müssen zudem wenig wartungsintensiv sein um die Notwendigkeit zum Zugang zu den Geräten zu minimieren. Eine Fernzugriffsmöglichkeit auf die Geräte ist wünschenswert um deren fehlerfreien Betrieb zu gewährleisten. An diesen Standorten sollte dabei zu unterschiedlichen Jahreszeiten gemessen werden, um den Einfluss der Witterung auf die Emissionen quantifizieren zu können. Andere Flughafenquellen wie z. B. Autoverkehr, müssen nur dann gemessen werden, falls keine geeigneten Literaturdaten zur Verfügung stehen. Der Standort D dient im Luv des Flughafens als Referenzstation um die Hintergrundbelastung in der Umgebung des Flughafens zu erfassen.

Da die Anforderungen an die einzelnen Messparameter im Nahfeld sehr ähnlich sind wie bei den Immissionsmessungen (Kap. 6) werden diese erst dort dargestellt, um eine textliche Wiederholung zu vermeiden.

### **5.3 Emissionsmodellierung**

#### ***Basismodul***

##### **Ziele:**

1) Zusammenführung der UFP-Emissionen des Flughafens und aus anderen Quellen der Region in einem leistungsorientierten Emissionsmodell

Dem Ausbreitungsmodell sollte in der Belastungsstudie ein Emissionsmodell vorgeschaltet sein, mit dem UFP-Emissionen unterschiedlicher Quellen nach Sektoren getrennt berechnet werden können. Mit dem Emissionsmodell soll es möglich sein, mögliche Reduktionsstrategien u. a. für Flugzeuge durch Änderung von Emissionsfaktoren bzw. Treibstoffverbräuchen zu simulieren.

Ein Emissionsinventar für den Flughafen soll basierend auf Werten aus Datenbanken (s. 5.1) erstellt werden. Eine Aktualisierung des Emissionsinventars soll mit realen, messtechnisch ermittelten UFP-Emissionen von Flugzeugen am Flughafen Frankfurt erfolgen (s. 5.2). Dabei ist eine Ergänzung des Inventars um flüchtige Partikel und schwer- bis mittel-flüchtige organische Substanzen erforderlich.

##### **Anforderungen an das Emissionsinventar für die Modellierung:**

Für die Analyse der UFP-Immissionssituation ist die Erstellung des Emissionsmodells für den Flughafen basierend auf Standard-Emissionsfaktoren aus Datenbanken sowie UFP-Messungen am Flughafen Frankfurt und ggfs. anderen internationalen Flughäfen erforderlich. Es sollen die jeweils aktuellsten Versionen der Datenbanken (ICAO für Flugzeug-Triebwerke und HBEFA für den Kfz-Verkehr) für die Erstellung des Emissionsinventars verwendet werden.

Das Inventar muss zusätzlich zur emittierten Anzahl nicht-flüchtiger Partikel auch Informationen über die Emissionen von flüchtigen Partikeln und schwer- bis mittel-flüchtiger organischer Substanzen aus Flugzeugmotoren und andern Quellen des Flughafenbetriebs enthalten. Die Emissionen nicht-flüchtiger und flüchtiger Partikel aus verschiedenen Triebwerkstypen und Betriebszuständen sollen im Emissionsmodell leistungsorientiert ermittelt werden. Bei den Emissionen flüchtiger Partikel soll zumindest zwischen den beiden Betriebszuständen Taxi und APU (validiert durch Rollfeldmessungen) einerseits und Start- und Landungsvorgang andererseits unterschieden werden. Für andere Betriebszustände ist vermutlich keine messtechnische Validierung möglich, diese können daher durch Interpolation abgeschätzt werden.

## **6. Immissionsmessungen**

### **6.1 Messstandorte**

#### **Ziele:**

1) Bestimmung geeigneter Messstandorte zur Messung der lokalen und regionalen UFP-Immissionen

Basierend auf den Anforderungen für die Ausbreitungsmodellierung (Abb. 6 und Kap. 7) müssen die Messungen der Luftverschmutzungsparameter, vor allem der UFP, in mindestens zwei weiteren Arealtypen stattfinden: (2) in Wohngebieten in der Abluftfahne bzw. in Ein- und Abflugschneisen und (3) im regionalen und urbanen Hintergrund. Dabei sollte ein gewisser Satz an Grundparametern in allen Arealen erhoben werden, um später die Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Zusätzliche, arealspezifische Parameter sind sinnvoll und notwendig.

#### **Arealtyp 2: Wohngebiete + Ein- und Abflugschneisen**

Für die Exposition der Bevölkerung ist die Erfassung in Wohngebieten der tatsächlich vom Flughafen stammenden UFP von zentraler Bedeutung. Für die Wohngebiete sollen daher Areale ausgewählt werden, die potentiell durch die Flughafenemissionen stark belastet sind, z. B. Gebiete im Einflussbereich der Ein- und -abflugschneisen, aber auch Referenzgebiete, die bis auf die Flughafenemissionen eine möglichst ähnliche Belastung mit Luftschadstoffen haben.

#### **Potentielle Messstandorte:**

Das hessische Luftgütemessnetz des Hessischen Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie verfügt über ein umfangreiches Messnetz zur Bestimmung der Größenverteilung und/oder der Anzahlkonzentration von UFP (s. Kap. 3). Die Messungen an diesen Standorten sollten als Basis zur Bestimmung der UFP-Immissionen dienen. Im Rahmen dieser Studie sollten diese Messungen ergänzt werden um die spezifischen Belastungen durch den Betrieb des Flughafens detaillierter quantifizieren zu können. Zu diesem Zweck sollen bestehende HLNUG Stationen ohne UFP-Messungen möglichst mit weiteren UFP-Messgeräten aufgerüstet werden, die den Standardmessungen an den zusätzlichen Stationen entsprechen. Entlang der Achse der Hauptwindrichtung (Süd-Süd-West) sollte die maximale Ausbreitung von UFP messtechnisch erfasst werden. Wie in Ditas et al. (2022) beschrieben, ist die UFP-Partikelanzahlkonzentration in Frankfurt-Riedberg noch deutlich über dem Hintergrund bei entsprechender Windrichtung zu detektieren. Messungen in Verlängerung der Achse Flughafen - Riedberg sollen an einem Standort (z. B. in Bad Homburg) die maximale Ausbreitung messtechnisch erfassen, so dass die maximale UFP-Ausbreitung im Modell mit Messdaten validiert werden kann.

### Arealtyp 3: Regionaler Hintergrund

Die Belastung der Bürger einer Stadt mit Luftschadstoffen hat neben den durch lokale Quellen auch immer regionale Quellen. Luftschadstoffe können durch Ferntransport zu den Bürgern gelangen oder aber, wie im Falle von UFP, die durch Partikelneubildungsereignisse in der Fläche nahezu homogen aus Vorläufergasen gebildet werden können, auch regionale Quellen haben. Deshalb sind für die Bestimmung des regionalen Hintergrunds Messungen an Luv-gelegenen Messstandorten notwendig. Ein möglicher Standort zur Bestimmung der Hintergrundbelastung ist zum Beispiel der Messstandort D in Abbildung 7.

#### Potentielle Messstandorte:

Für die regionalen Hintergrundmessungen sollte idealerweise auf bereits existierende Stationen zurückgegriffen werden, die im Rahmen der Belastungsstudie durch zusätzliche Messgeräte erweitert werden sollten. Die Einrichtung einer gering durch den Flughafen beeinflussten Messstation als Referenzstation ist nötig, z. B. im Süden des Flughafens (HLNUG Station Mörfelden-Walldorf) oder in Wiesbaden als urbane Referenzstation, wo keine Immission Flughafen-spezifischer UFP zu erwarten ist. Des Weiteren ermöglichen Messungen an der nahe gelegenen ACTRIS-Messstation „Tanus Observatorium“ auf dem Kleinen Feldberg die Hintergrundbelastung fernab jeglicher Quellen anthropogener UFP zu erfassen. Falls Hintergrundmessstationen nicht ausreichend zur Verfügung stehen, sollten ergänzende stationäre Messungen (Container, Anhänger, etc.) über mehrere Monate an verschiedenen Standorten stattfinden, um den regionalen Hintergrund besser charakterisieren zu können.

#### Innenräume:

Abschließend soll hier noch mal auf den Aspekt der Innenraumkonzentrationen eingegangen werden. Ein Großteil der Bevölkerung hält sich tags über in Innenräumen auf. Um die Belastung der Bürger mit UFP zu bestimmen muss dies berücksichtigt werden. In einer Analyse von Messungen in und außerhalb von 40 Wohnungen in Deutschland konnten Zhao et al. (2021) zeigen, dass UFP aus der Außenluft im Winter nur zu 39 % der Innenbelastung beitragen, während im Sommer 70 % der UFP Konzentrationen aus der Außenluft gefunden worden sind. Messungen des Einflusses von UFP in der Außenluft auf Wohnungen und Gebäudeinnenräume sind wegen der komplexen und stark variablen Innenraumquellen und Lüftungsmethoden technisch und logistisch aber aufwändig (Zhao et al., 2018). Auf der anderen Seite wurden bereits Emissionsfaktoren und Infiltrationsparameter für typische deutsche Wohnungen bestimmt, die für eine Modellierung der Belastung in Wohnungen herangezogen werden können. Während die Innenraumbelastung in Wohnungen durch UFP aus der Außenluft im Rahmen der oben genannten Studie für Wohnungen in Deutschland gut charakterisiert ist, fehlen entsprechende Daten für Büro- und Funktionsgebäude.

Basierend auf der großen Komplexität und der damit verbundenen Kosten von Innenraummessungen wird vorgeschlagen für die spätere Berechnung der UFP-Belastung (Exposition) der Bürger mit existierenden Infiltrationsfaktoren zu arbeiten (Literaturwerte) und diese, falls gewünscht, im Rahmen der potentiellen Wirkungsstudie exemplarisch zu validieren.

## **6.2 Allgemeine Anforderungen an die Messungen**

### **Ziele:**

- 1) Gewährleistung der Vergleichbarkeit von Messungen untereinander, aber auch von Messung und Modellierung
- 2) Bestimmung weiterer Messwerte, die zur Interpretation oder Modellierung der UFP-Messungen notwendig sind

Alle Messungen der Belastungsstudie müssen den aktuellsten Qualitätsstandards genügen. Diese sind, was die Partikelmessungen anbetrifft u. a. in der DIN CEN/TS 17434:2020-06 und der DIN ISO 16000-42:2022-01 für die Partikelgrößenverteilung und die Partikelanzahlkonzentration festgelegt. Weitere Dokumente wie z. B. Standard Operation Procedures (SOPs) für die Durchführung der Messungen existieren und sollten Berücksichtigung finden. Beim Einsatz mehrerer Messgeräte für identische Parameter, insbesondere zur Bestimmung der Partikelgrößenverteilung, sollten diese Geräte entweder in einem Laborvergleich parallel verglichen werden oder aber periodisch vor Ort mit einem mobilen Referenz-gerät. Diese Vergleichsmessungen sollten mit Unterstützung von existierenden Kalibrierlaboren auf dem Gebiet der Partikelmesstechnik durchgeführt werden. Alle Qualitätssicherungsmaßnahmen müssen dokumentiert werden. Jeder Prozessschritt von den Rohdaten zum Datenprodukt muss nachvollziehbar sein. Die Rohdaten sind von der erhebenden Institution für mindestens 10 Jahre zu speichern, um gegebenenfalls eine spätere Re-Analyse zu ermöglichen.

Neben den Partikelmessungen sind eine Reihe weiterer Messgrößen für die Auswertung der erhaltenen UFP-Konzentrationen, sowie für ihre Ausbreitungsmodellierung wichtig. Es sollten an allen Messstationen die meteorologischen Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Temperatur, Feuchte und Globalstrahlung bestimmt werden. Ebenso wichtig sind Messungen der Spurengase NO, NO<sub>2</sub>, CO und SO<sub>2</sub>, für die in früheren Untersuchungen Korrelationen mit UFP aus Flugzeugemissionen beobachtet wurden und mit denen die Ausbreitung der Flughafenemissionen unterstützend betrachtet werden kann.

## **6.3 Flüchtige und nicht-flüchtige UFP-Anzahlkonzentration und Partikelgrößenverteilung**

### ***Basismodul***

### **Ziele:**

- 1) Bestimmung der Anzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung der flüchtigen UFP
- 2) Bestimmung der Anzahlkonzentration und Anzahlgrößenverteilung der nicht-flüchtigen UFP

### **Anforderungen an die UFP-Konzentrationsmessungen:**

In der Belastungsstudie sollten Partikelgrößenverteilungen und Partikelanzahlkonzentrationen von flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln im Größenbereich von mindestens 10 - 800 nm mit geeigneten Partikelgrößenspektrometern (s. 6.2) gemessen werden. Neben der eigentlichen Partikelgrößenverteilung müssen dabei auch alle relevanten Betriebsparameter der Größenspektrometer (z. B. Flüsse, Druck, Temperatur) aufgezeichnet werden, um im Nachgang potentielle Messfehler identifizieren zu können. Die Messungen müssen kontinuierlich mit einer Zeitauflösung von  $\leq 10$  Minuten erfolgen. Um die UFP-Immissionen an Standorten zu erfassen, welche bisher nicht

durch das HLNUG-Messnetzwerk abgedeckt sind, soll ein mobile Messeinheit an solchen Standorten temporär aufgestellt werden. Für eine ausreichende Statistik sollten Zeiträume von mind. 2-3 Monaten pro Standort erfasst werden. Diese Messeinheit sollte mit Instrumentierung zur Erfassung der UFP-Anzahl und Anzahlgrößenverteilung ausgestattet sein, sowie Basismessungen von Spurengasen, Meteorologie (Temperatur, Luftdruck, Feuchte, Windrichtung, Strahlung), und eine Option zur Sammlung der UFP für die chemische Analyse beinhalten. Mögliche Messstandorte sind die Orte Kelsterbach, Hattersheim, Neu-Isenburg oder bisher wenig erfasste Räume im Westen und Süden des Flughafens wie z. B. Rüsselsheim oder Groß-Gerau.

#### Wohngebiete + Ein- und Abflugschneisen (Arealtyp 2)

Die Partikelgrößenverteilung oder die Partikelanzahlkonzentration werden bereits seit mehreren Jahren an Stationen des HLNUG gemessen. Diese existierenden Messungen sollten als mehrjährige Basismessungen in die Studie eingebracht werden. Ergänzend sollten an weitere Standorte in Wohngebieten und Referenzgebieten mit einer mobilen, teilstationären Messstation über jeweils mehrere Monate gemessen werden.

#### Regionaler Hintergrund (Arealtyp 3)

Für Messungen der Partikelgrößenverteilung und Partikelanzahlkonzentration im regionalen und urbanen Hintergrund (Mörfelden-Walldorf, Wiesbaden) sollte auf existierende Messstationen zurückgegriffen werden, die ggf. zeitweise um weitere UFP-Messgeräte erweitert werden sollten.

### **6.4 Ruß**

#### ***Basismodul***

##### **Ziele:**

- 1) Bestimmung der Massenkonzentration von Ruß in der Luft

##### **Anforderungen an die Rußmessungen:**

Die Massenkonzentration von Ruß sollte in allen drei Arealtypen mit Absorptionsphotometern (e.g. MAAP, Aethalometer, Photoakustik) mit einer Zeitauflösung von 1 Minute gemessen werden, da Ruß ein Träger von toxischen Substanzen ist. Hierbei sollten qualitätsgesicherte Standardmessgeräte verwendet und bei der Durchführung der Rußmessungen entsprechende Normen und SOPs berücksichtigt werden.

### **6.5 Chemische UFP-Charakterisierung**

#### ***Basismodul***

##### **Ziele:**

- 1) Bestimmung einzelner Markersubstanzen in den UFP zur Quellidentifizierung

Die chemische Zusammensetzung von Partikeln kann helfen, ihre Quellen zu bestimmen (Belis et al., 2013), sowie, zusammen mit toxikologischen und epidemiologischen Untersuchungen, ihre Wirkung besser zu verstehen (Cassee et al., 2013). Eine Übersicht über mögliche Messverfahren mit ihren spezifischen Vor- und Nachteilen ist in Tabelle 2 gegeben.

Alle in der Tabelle gezeigten Messverfahren müssen jedoch bzgl. UFP als eher experimentell angesehen werden. Aufgrund der äußerst niedrigen Masse der UFP und damit extrem niedrigen Konzentrationen ihrer Inhaltsstoffe einhergehend, existieren keine kommerziell erhältlichen Messgeräte, die die chemische Zusammensetzung von UFP mit einer Zeitauflösung ähnlich der Anzahlkonzentrationsmessungen bestimmen könnten. Um dennoch chemische Informationen zu Partikelzusammensetzungen zu erhalten, muss entweder ein größerer Partikelgrößenbereich, wie z. B. PM<sub>1</sub>, gemessen werden oder es muss mit sehr langen Sammelzeiten gearbeitet werden.

**Table 2:** Gegenüberstellung möglicher Techniken der chemischen Partikelcharakterisierung. Alle Techniken haben einen experimentellen Charakter, es gibt keine standardisierten Verfahrensvorschriften.

| Messmethode  | PM-Bereich   | Chemische Information / Vor- und Nachteile   | Zeitauflösung | Aufwand / Automatisierbarkeit |
|--|--|--|---------------|-------------------------------|
| Filterprobenahme (z. B. nano-MOUDI, o.ä.)<br><br>Anschl. Messung im Labor (z. B. mittels Flüssigchromatographie/Massenspektrometrie) | Fraktionen im UFP-Bereich (z. B. im nano-MOUDI: 10-18 nm, 18-32 nm, 32-56 nm, 56-100 nm).<br><br>PM <sub>1</sub> , PM <sub>2.5</sub> und PM <sub>10</sub> ebenfalls möglich. | Eindeutige Identifizierung einzelner organischer Spurenstoffe (z. B. Schmieröle) möglich (s. Ungeheuer et al., 2021).<br><br>Evtl. Messung von Metallen und sekundären organischen Molekülen realisierbar.<br><br>Quantifizierung schwierig. | ~6-48 h       | hoch / nein                   |
| Aerosolmassenspektrometer (AMS)  | PM <sub>1</sub> ,<br><br>Cut-off bei ~50 nm, d.h. 20 nm Partikel ergeben quasi kein Signal   | Quantitative Messung von Sulfat, Nitrat, Ammonium, Organik.<br><br>Keine eindeutige Identifizierung organischer Spurenstoffe.<br><br>Partikel müssen bei ~600 °C verdampfbar sein.   | ~ 10 sec      | mittel / ja                   |
| TD-DMA gekoppelt mit einem Flugzeitmassenspektrometer  | UFP im Bereich von ~10 - 50 nm   | Quantitative Messung von Sulfat, spezifische organische Spurenstoffe messbar.<br><br>Keine eindeutige Identifizierung organischer Spurenstoffe.  | ~10-60 min    | hoch / ja                     |
| VIA-VOCUS gekoppelt mit einem Flugzeitmassenspektrometer   | PM <sub>1</sub><br><br>Spezifische Messung von UFP denkbar, jedoch schwierig, da geringe Masse.  | Messung einzelner organischer Spurenstoffe in Partikel- und Gasphase, eindeutige Identifizierung fraglich.<br><br>Partikel müssen bei ~350 °C verdampfbar sein.  | ~ 1 sec       | mittel / ja                   |

Am etabliertesten ist hierbei noch die UFP-Probenahme mit gröÙenselektierenden Kaskadenimpaktoren und anschließende Bestimmung charakteristischer Markerverbindungen (s. folgender Absatz). Dies sollte in der Belastungsstudie mindestens durchgeführt werden, um den Einfluss der Flughafenemissionen auf die UFP in der Region eindeutig belegen zu können. Sehr sinnvoll wäre auch die chemische Charakterisierung der gesamten PM<sub>2.5</sub> oder PM<sub>10</sub>-Fraktion, die unten als ergänzendes Modul beschrieben wird.

#### Impaktor + Markerverbindungen

Direkte Messungen von UFP-Inhaltsstoffen sind bedingt durch gröÙenfraktionierte Sammlung von Partikeln mit Kaskadenimpaktoren und anschließende offline-Bestimmung einzelner Bestandteile des gesammelten Partikelmaterials möglich. Es existieren verschiedene Arten von Kaskadenimpaktoren, die Partikel innerhalb oder nahe des UFP Größensbereiches abscheiden können. Um ausreichend Masse für die chemische Analyse zu sammeln, müssen diese in der Regel viele Stunden am Stück betrieben werden. Dabei gilt grundsätzlich, dass die Sammelzeit umso länger sein muss, je kleiner die Partikel sind, deren Zusammensetzung bestimmt werden soll. Typischerweise dauert eine UFP- Probenahme mit Kaskadenimpaktor zwischen 12 und 96 Stunden, wobei auch die Flussrate des konkreten Impaktors und die Quellnähe des Messstandortes einen Einfluss auf die benötigte Sammeldauer haben. Trotz der langen Sammelzeiten werden Impaktoren regelmäßig zur Charakterisierung von UFP eingesetzt, da durch die detaillierte chemische Analyse mit chromatographischen oder spektroskopischen Methoden eine zweifelsfreie Identifizierung und Quantifizierung bestimmter Inhaltsstoffe möglich ist. Im oberen UFP-Größensbereich (50 – 140 nm) können eine Reihe von Inhaltsstoffen bestimmt werden, die im städtischen Bereich eine detaillierte Quellzuordnung der Partikel erlauben (van Pinxteren et al., 2016). Für kleinere Partikel werden bestimmte Sammel- und Messartefakte zunehmend relevanter, so dass sich chemische Analysen hier i. d. R. auf spezielle Inhaltsstoffe konzentrieren. Im Zusammenhang mit Flughafenemissionen wurden z. B. eine Reihe von Turbinenölbestandteile in Partikeln um 30 nm zweifelsfrei nachgewiesen (Fushimi et al., 2019, Ungeheuer et al., 2021). Über diese Markerverbindungen ist ein direkter Nachweis von UFP-Immissionen und deren Attribution zum Flughafenbetrieb möglich und sinnvoll.

Neben der chemischen Analyse können UFP-Proben auch mittels Transmissionselektronenmikroskopie auf ihre Morphologie und elementare Zusammensetzung hin analysiert werden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die eigentliche Messung unter Vakuum stattfindet, und somit nur die nicht-flüchtigen Substanzen analysiert werden können (Mazaheri et al., 2013).

#### Anforderungen an die chemische UFP-Charakterisierung:

Die Bestimmung charakteristischer Markerverbindungen sollten an mind. 3 Standorten in der Region durchgeführt werden. Da die Probenahme und die anschließenden Messungen sehr aufwendig sind, sollten diese offline-Messungen zumindest während Intensivmessphasen stattfinden, idealerweise an den verschiedenen Standorten parallel.

## **6.6 Vertikale Messungen**

### ***Ergänzungsmodul***

#### **Ziele:**

1) Bestimmung der Vertikalverteilung der Partikel in Abluftfahne des Flughafens

## 2) Validierung der Immissionsmodellierung

### 3) Bestimmung der Höhe bis zu der der direkte Eintrag von Flugzeug-UFPs am Boden noch sichtbar ist

In Absprache mit der DFS sollen vertikale Messungen mit leichten, unbemannten Flugkörpern (UAVs) durchgeführt werden. Entlang der Ein- und Abflugschneisen sind diese Messungen aufgrund der Flugsicherheit nicht realisierbar, dort könnten evtl. Messungen an Türmen zum Einsatz kommen. Nördlich des Flughafens im Frankfurter Stadtwald, parallel zu den Start- und Landebahnen, sind vertikale Messungen mit UAVs aber realisierbar. Als Messstandort bietet sich z. B. die Station Frankfurt-Schwanheim an, welche in der Abluffahne des Flughafens bei Windrichtung Süd-Süd-West liegt. Überflüge finden an dieser Station in der Regel nicht statt, dennoch müssen die Messungen auf Zeiträume und Höhen beschränkt sein, die von der Flugsicherung zugelassen werden. An diesem Standort soll die vertikale Verteilung der Partikelanzahlkonzentration mit UAVs gemessen werden. Zur Bestimmung des Einflusses durch Überflüge können zwei tragbare Partikelzähler verwendet werden die unterschiedliche untere Nachweisgrenzen der Partikelgröße haben. Insbesondere eignen sich hierfür Partikelzähler mit einer unteren Nachweisgrenze von 10 nm und 30 nm da hiermit die Konzentration typischer Partikel aus Flugzeugemissionen durch Differenzbildung beider Messwerte bestimmt werden kann. Parallel dazu könnte CO<sub>2</sub> oder andere Spurengase erfasst werden, je nach realisierbarer Last und Akkuleistung der Drohne. Die Vertikalmessungen ermöglichen die messtechnische Erfassung der Ausbreitung in der Höhe (atmosphärische Durchmischung durch Konvektion) der Emissionsfahne des Flughafens. Im Idealfall lässt sich ein Konzentrationsprofil bei Windrichtung Süd-Süd-West innerhalb der bodennahen Grenzschicht zu verschiedenen Tageszeit erfassen. Diese Messungen sollen der stichprobenartigen Validierung der modellierten Vertikalverteilungen innerhalb vorgegebener Meteorologie ermöglichen. Da auf Grund der Flugsicherheit nicht direkt in den Ein- und Abflugschneisen gemessen werden kann, muss eine Aussage über die relevanten Höhe bis zu der der direkte Eintrag von Flugzeug-UFPs am Boden noch sichtbar ist dann hauptsächlich über die validierte Immissionsmodellierung getroffen werden kann. Aber es sind auch Messungen in einem Park in Frankfurt denkbar, um an Hand von Gradienten zu untersuchen, ob UFP von oben eingemischt werden.

Für Messungen bei denen Gewicht oder Stromverbrauch relevant ist (z. B. Rucksackmessungen, Messungen mit UAVs) müssen diese Messgeräte vor jedem Einsatz (gegebenenfalls durch Testmessungen in der Nähe stationärer Messstationen) überprüft werden. Am Standort Schwanheim wäre dies gewährleistet aufgrund der vorhandenen Messstation des HLNUG.

## 6.7 Mobile Messungen im Umfeld der Messstationen

### *Ergänzungsmodul*

#### Ziele:

- 1) Erfassung der lokalen Variabilität der Partikelanzahlkonzentration
- 2) Validierung der Immissionsmodellierung
- 3) Klärung von potentiellen Diskrepanzen zwischen Modellergebnissen und Stationsmessungen

Die Repräsentativität der stationären Stationen für die Belastung in den Wohngebieten und ggfs. im Hintergrund, sollte im Rahmen dieser Studie durch mobile Messungen verifiziert werden, um eine potentielle Verzerrung der Messdaten durch eventuelle UFP-Quellen nahe den Messstationen zu

identifizieren. Dazu werden Partikelanzahlkonzentrationen mittels mobiler Messtechniken (Messfahrzeuge bzw. Messrucksäcke) im Umfeld der stationären Stationen erfasst. Dabei ist zu gewährleisten, dass zu Beginn und Ende jeder Tour ein Abgleich der mobilen Messdaten mit den qualitätsgesicherten Messungen der stationären Stationen stattfindet. Durch wiederholte Messungen entlang gleicher Routen kann die räumliche und zeitliche Variabilität der Immissionen im Umfeld der stationären Stationen erfasst werden. Diese Messungen können damit sowohl der Validierung der Immissionsmodellierung dienen als auch um potentielle Diskrepanzen zwischen Modellergebnissen und Messergebnissen an einzelnen Stationen aufzulösen.

## **6.8 Chemische PM-Charakterisierung**

### ***Ergänzungsmodul***

#### **Ziel:**

1) Bestimmung der chemischen Zusammensetzung von PM zur quantitativen Quellzuordnung der Gesamtpartikelmasse in der Region.

#### **Quellzuordnung PM**

Einfacher als für UFP ist die umfassende chemische Charakterisierung von PM<sub>2.5</sub> oder PM<sub>10</sub> über Filterproben zu realisieren. Die Bestimmung von Hauptkomponenten wie Sulfat, Nitrat, Ammonium, OC und EC, sowie Spurenbestandteilen Schwermetalle und organische Einzelsubstanzen wie z. B. Alkane, PAK, Hopane, Anhydromonosaccharide, Terpensäuren, kann aufgrund der automatisierten Sammlung und wegen höherer Konzentrationen weniger anspruchsvollen offline Analyse für einen größeren Probensatz durchgeführt werden. Die Informationen zur chemischen Zusammensetzung können für detaillierte Quellzuordnung über Rezeptormodellierung (PMF) verwendet werden.

#### **Anforderungen an die Quellzuordnung PM:**

PM<sub>2.5</sub> oder PM<sub>10</sub> sollte in mindestens 2 Intensivmesskampagnen über jeweils mind. 4 Wochen Zeitraum gesammelt und auf seine chemische Zusammensetzung hin analysiert werden. Idealerweise findet die Sammlung getrennt während und außerhalb der Flughafenbetriebszeiten, sowie an mehreren Standorten in Flughafennähe und in der Region statt. Basierend auf der chemischen Zusammensetzung sollten mittels geeigneter Rezeptormodellierung Quellbeiträge der wichtigsten PM-Quellen quantifiziert werden, die als mögliche Störfaktoren in der Wirkungsstudie Verwendung finden können. Da die chemische Zusammensetzung auch für die toxikologischen Messungen relevant ist, sollte sie parallel zu diesen durchgeführt werden.

## **6.9 Hochzeitaufgelöste chemische Partikelcharakterisierung**

### ***Ergänzungsmodul***

#### **Ziele:**

- 1) Erfassung der chemischen Partikelzusammensetzung in Echtzeit.
- 2) Identifizierung starker UFP-Quellen im Nahfeld durch Echtzeitmessung von chemischen Markern.
- 3) Unterscheidung von Flugzeug- bzw. Kraftstofftypen in Bezug auf UFP-Zusammensetzung.

Für zeitaufgelöste Messungen von PM<sub>1</sub> können online Massenspektrometer wie das Aerosol Massenspektrometer (AMS) verwendet werden, die mit bis zu minütlicher Auflösung wichtige Hauptbestandteile wie Sulfat, Nitrat, Ammonium und die Summe des gesamten organischen Materials quantitativ erfassen können (Canagaratna et al., 2007). Allerdings sind deren Konzentrationen sehr stark dominiert von größeren Partikeln. Insbesondere sind die Beiträge flughafenspezifischer UFPs (<30 nm) mittels eines AMS kaum zu ermitteln, da solche kleine Partikel in der aerodynamischen Linse des Instruments verloren gehen. Auch können mittels des AMS in der wichtigen Fraktion des organischen Materials keine Einzelsubstanzen bestimmt werden, da diese bedingt durch das Messprinzip sehr stark fragmentiert werden (Canagaratna et al., 2007). Es wurden in der wissenschaftlichen Literatur allerdings vereinzelt Ansätze beschrieben, über spezifische Molekülfragmente dennoch Informationen zu bestimmten organischen Bestandteilen zu erhalten. Konkret wurde dies z. B. auch für bestimmte Inhaltsstoffe von Schmierölen gezeigt, die als chemische Markerverbindungen für UFP-Emissionen aus Flugzeugturbinen verwendet werden können (Yu et al., 2010). Eine Anwendung dieser Messmethode in der Belastungsstudie erscheint daher als hilfreich und vielversprechend. Über die hohe Zeitauflösung der online Massenspektrometrie und die spezifischen Fragmente der Schmierölinhaltsstoffe könnten wertvolle Informationen zur raumzeitlichen Verteilung dieser bekanntermaßen relevanten UFP-Emissionen (Yu et al., 2012) zugänglich sein.

Zur Messung spezifischer Markerverbindungen ist die Anwendung neuer Techniken der *in situ* Massenspektrometrie denkbar, mittels derer die zeitlichen Verläufe einzelner organischer Marker-moleküle oder Sulfat bei hoher Zeitauflösung (Sekunden bis Minuten) gemessen werden können. Die Anwendung solcher Techniken (z. B. TD-DMA-LTOF, Goethe-Universität Frankfurt; VIA-VOCUS-LTOF, Aerodyne Inc.) ist von experimentellem Charakter und hat das Potenzial neue Einblicke der molekularen Emissionsprofile einzelner Flugzeuge (bzw. deren Triebwerkstyp, Betriebszustand) zu erlangen. Weiter könnten die Emissionen von Flugzeugen, welche mit neuen Treibstoffen (*engl.* sustainable aviation fuel) betrieben werden, mit solchen Messmethoden untersucht werden. Jedoch, eine zentrale und nicht-triviale Herausforderung dieser Techniken ist die Selektion der UFPs bzw. die Abscheidung der größeren Partikel vor der massenspektrometrischen Detektion. Hingegen eine Messung von PM<sub>1</sub> (was per Definition die UFPs mit umfasst) mittels der o.g. Techniken ist realisierbar.

#### Anforderungen an die Online-Messungen:

Aufgrund des noch explorativen Charakters solcher Messungen, die zudem betreuungsintensiv sind, sollten sie nicht kontinuierlich, sondern in Intensivmessperioden durchgeführt werden, mind. 2 x 4 Wochen in verschiedenen Jahreszeiten, vorzugsweise parallel zu den online toxikologischen Messungen (s. u.). Sie sollten an mind. 1-2 Standorten in der Region stattfinden. Eine räumliche Abdeckung durch Messfahrzeuge wäre sinnvoll und der untersuchte Partikelgrößenbereich (z. B. PM<sub>1</sub>) sollte möglichst konsistent mit dem der ggf. parallel durchgeführten online toxikologischen Messungen sein.

### **6.10 Messungen von VOC und potenzieller Aerosolpartikelmasse**

#### ***Ergänzungsmodul***

#### **Ziele:**

- 1) Bestimmung der Masse sekundärer UFP durch vollständige Oxidation aller UFP-Vorläufergase.
- 2) Bestimmung der chemischen Zusammensetzung sekundärer UFP (siehe Kap. 6.9).

Das Potential von flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen, sekundäre UFP zu bilden, soll in diesem Ergänzungsmodul untersucht werden. Grundsätzlich kann die Oxidation von flüchtigen anorganischen und organischen Stoffen zu einem erheblichen Anteil der UFP beitragen, und ist insbesondere von der Schubkraft von Triebwerken abhängig (Kılıç et al., 2018). Bezogen auf die Emissionen eines Flughafens sind insbesondere SO<sub>2</sub> und nicht vollständig verbranntes Kerosin als wichtige „UFP-Vorläufergase“ zu nennen. Durch die atmosphärische Oxidation dieser Gase entstehen schwerflüchtige Stoffe (Schwefelsäure und oxidierte Kohlenwasserstoffe), welche aufgrund des reduzierten Dampfdruckes in der Abgasfahne neue UFP bilden (Nukleation) bzw. an bestehenden UFP anhaften können (Kondensation). Im Hinblick auf die Partikelneubildung und des Partikelwachstums wäre die Bestimmung des Schwefelgehaltes des Kerosins eine sinnvolle Ergänzung zur Ableitung von Minderungsmaßnahmen.

Zur Ermittlung der potentiellen Aerosolmasse (die Aerosolpartikelmasse, welche durch vollständige Oxidation aller UFP-Vorläufergase gebildet wird) gibt es ein etabliertes experimentelles Verfahren. Hierzu wird die Umgebungsluft durch einen Oxidationsflussreaktor (OFR) geleitet, welcher innerhalb von wenigen Minuten die atmosphärische Oxidation mehrerer Stunden bis Tage simuliert. Es wird alternierend die Partikelmasse in der Umgebungsluft, sowie nach dem OFR gemessen. Aus der Differenz dieser Messungen lässt sich die potentielle Aerosolmasse eines Luftpaketes bestimmen. Es ist zu empfehlen dieses Verfahren zusammen mit einem Aerosolmassenspektrometer (s. 6.9) einzusetzen, da durch diese Messung der Anteil von Sulfat und organischen Aerosolkomponenten der sekundären UFP bestimmt werden kann. Diese Messungen können, zusätzlich zu den Basismessungen der primären Emissionen, quantitative Einsichten über wichtige Quellen und Bildungsprozesse von sekundären UFP liefern, und ermöglichen die Identifizierung von wirksamen UFP-Minderungsmaßnahmen.

## **6.11 Toxikologische Messungen**

### **Ergänzungsmodul**

#### **Ziele:**

- 1) Bestimmung der Toxizität von gesammelten PM-Proben (offline)
- 2) Erfassung der Toxizität luftgetragener Partikel durch kontinuierliche Messverfahren (online)

Für toxikologische in-vitro-Studien zur Untersuchung der Gesundheitsrisiken von feinen und ultrafeinen Partikeln stehen gut etablierte und robuste Lungenzellmodelle zur Verfügung. Mit diesen Modellen ist die Testung eine Vielzahl an Proben inklusive Referenzstandards möglich. Durch parallele Analyse von Effekten auf die Expression und den Gehalt von Biomarkern für Lungenkrankheiten können somit quantitative Aussagen zum toxischen Potential der Proben getroffen werden. Das Material für diese Studien wird mit PM-Sammlern auf Filtern gesammelt und unter kontrollierten Bedingungen transportiert und gelagert. Nach einem anschließenden standardisierten Extraktionsverfahren können die Zellmodelle mit PM-Gemischen belastet werden. Dazu können zum einen herkömmliche Modelle verwendet werden, in denen das PM-Gemisch in einer geeigneten Pufferlösung suspendiert und die Suspension auf die Zellen gegeben wird. Zum anderen können sogenannte ALI-Modelle, in denen Zellen im direkten Kontakt mit der Luft kultiviert sind, mit vernebelten PM-Gemischen exponiert werden. Neben diesen „Offline“-Experimenten, besteht mit Hilfe automatisierter Expositionsstationen (AES) die Möglichkeit „Online“-Toxizitätsanalysen durchzuführen, bei denen eine direkte vor Ort Belastung der Lungenzellmodelle mit Aerosolen

erfolgen kann. Für beide toxikologischen Methoden ist es wichtig, die Standorte und Zeiträume der Probennahme bzw. der „Online“-Untersuchungen so zu wählen, dass die resultierenden toxikologischen Daten optimal mit den Ergebnissen der anschließenden Wirkungsstudie verknüpft werden können. Für die Toxikologische Studien sollen beide Verfahren genutzt werden. Der Vorteil des Offline-Ansatzes besteht darin, dass er die Generierung toxikologische Daten für eine große Anzahl von Proben erlaubt. Diese Daten können mit physikalisch-chemischen Eigenschaften korreliert werden und zusätzlich in Modellierungen einfließen. Außerdem können sie mit den Ergebnissen späterer epidemiologischer Studien verknüpft werden. Die Stärke des Online-Ansatzes ist, dass Daten von Lungenzellmodellen stammen, die vor Ort realistischeren Gemischen verschmutzter Luft ausgesetzt werden. Auch flüchtige Stoffe und Gase, die ansonsten verloren würden, gelangen auf die Zellen. Darüber hinaus werden potentielle Artefakte vermieden, die bei der Sammlung und Extraktion der PM-Gemische auftreten können. Da AES-Systeme jedoch nicht für Hochdurchsatzanalysen anwendbar sind, dienen ausgewählte parallele Toxizitätsanalysen unter Verwendung von Offline- und Online-Ansatz zur Verknüpfung und Validierung beider Methoden.

#### Anforderungen an die toxikologischen Analysen:

Online: Da für die online toxikologischen Messungen ein eigener Messcontainer benötigt wird und diese Messungen betreuungsintensiv sind, sollten diese in Intensivmessperioden durchgeführt werden, mind. 2 x 4 Wochen in verschiedenen Jahreszeiten, möglichst kombiniert mit den Intensivkampagnen der chemischen Analysen, s. 6.9).

Offline: Diese Messungen sind weniger aufwendig, erfordern aber eine detaillierte Planungsstrategie hinsichtlich Sammlung, Lagerung und Transport der PM-Proben. Sie sollten ebenfalls in den Intensivmesskampagnen, parallel zur offline PM Zusammensetzung (s. 6.8) durchgeführt werden.

## **7. Immissionsmodellierung**

### Ziele:

1) Erstellung von validierten Immissionskarten für das Beobachtungsgebiet

2) Bestimmung der Anteile von unterschiedlichen UFP-Emissionsquellen an den Immissionen

Atmosphärische Ausbreitungsvorgänge werden im Wesentlichen durch advective und diffusive Transportprozesse bestimmt. Chemische Umwandlungen, aerosoldynamische Umwandlungen (Partikelneubildung, Partikelwachstum durch Kondensation, Koagulation durch Brownsche Molekularbewegung oder Turbulenz), Deposition, Sedimentation und ähnliche Verlustprozesse können die Immissionskonzentrationen längs des Ausbreitungspfad zusätzlich verändern. Diese Mechanismen sind dem Transport jedoch weitgehend überlagert. Ausbreitungsmodelle für Luftschadstoffe sind derzeit in der Praxis der gängigste Weg zur Bestimmung der Belastung durch den Luftverkehr und anderen anthropogenen Emissionsquellen. Für die unterschiedlichen räumlichen Skalen (Flughafenbereich, Flughafenumgebung, umliegende Region) wird ein oder mehrere geeignete Modelle zur Ausbreitung und Kartierung von UFP für die Belastungsstudie ausgewählt. Im Hinblick auf die Wirkungsstudie ist es von entscheidender Bedeutung, die exponierte Bevölkerung zu lokalisieren und die Anzahl der betroffenen Personen mit hoher Genauigkeit zu bestimmen. Die Modellierung der Exposition ist eine herausfordernde Aufgabe, zum einen aufgrund der komplexen räumlichen Verteilung der UFP in der Region und zum anderen aufgrund der üblicherweise geringen räumlichen Auflösung von Bevölkerungsdaten.

Im Folgenden wird dargestellt, welche Methoden nach derzeitigem Stand der Wissenschaft für die Erstellung, Weiterverarbeitung und Visualisierung von räumlichen und zeitlichen Modelldaten und deren Genauigkeit geeignet sind.

Für die Immissionskartierung der UFP-Ausbreitung kommen grundsätzlich vier unterschiedliche Methoden in Frage:

- Interpolation von Messwerten
- Statistische Modellierung
- Einfache Ausbreitungsmodellierung von Partikeln als passive Marker
- Komplexe Modellierung nicht-flüchtiger und flüchtiger Partikel

Die vier Methoden und ihre Vor- und Nachteile werden im Folgenden kurz beschrieben. Die Anwendbarkeit und Nutzen dieser Methoden für die Belastungsstudie werden in Tabelle 3 gegenübergestellt.

#### Interpolation von Messwerten:

Eine gängige Methode zur Ermittlung der Bevölkerungsexposition und damit zusammenhängender Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit ist die räumliche Interpolation (zwischen den Messstellen) bzw. räumliche Interpolation (auf das umgebende Gebiet) von an Luftqualitäts-Messstellen gemessenen Konzentrationen. Im Zusammenhang mit UFP ist jedoch anzumerken, dass die an den Messstellen ermittelte Gesamtpartikelzahl die Summe der flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikel aus dem Flughafenbetrieb und anderen anthropogenen und natürlichen Quellen darstellt. Relevant für die möglichen Gesundheitsfolgen sind hauptsächlich die nicht-flüchtigen Rußpartikel und ihre Beschichtung. Die über Zeiträume von Monaten (mindestens einem Jahr) gemessenen Zeitverläufe der Gesamtpartikelzahl und Größenverteilungen an den Messstellen können mithilfe von Rezeptormodellierung („source-receptor modelling“) den Quellen zugeordnet werden, jedoch nur mit hohen Unsicherheiten bezüglich der sekundären (nicht direkt emittierten) Partikelquellen. Beim Interpolationsverfahren kann die Exposition der Bevölkerung in dicht besiedelten (urbanen) Gebieten nur unzureichend erfolgen, da aufgrund der hohen räumlichen Variabilität keine ausreichende Abdeckung mit Messungen erreicht werden kann. Eine Möglichkeit dies zu umgehen, ist der Einsatz von zahlreichen leichten, kleinen UFP-Sensoren. Der damit verbundene Aufwand ist jedoch sehr hoch und die Genauigkeit dieser Sensoren ist noch unzureichend untersucht. Der gesamte Beitrag des Flughafens zu den gemessenen Konzentrationen kann durch Interpolation von Messdaten nur mit geringer Genauigkeit ermittelt werden. Eine Analyse der Immissionssituation im Zusammenhang mit zukünftigen Änderungen der Flugzeugemissionen ist mit dem Interpolationsverfahren nicht möglich. Die Abschätzung der Bevölkerungsexposition durch Interpolation von Messdaten wird aufgrund der mangelnden räumlichen Repräsentativität der Messstellen in bevölkerungsreichen Gebieten für die geplante Studie nicht empfohlen.

#### Statistische Modellierung:

Statistische Modellierung wird beispielsweise in epidemiologischen Untersuchungen genutzt um die räumliche und zeitliche Variation von Luftschadstoffkonzentrationen mittels Landnutzungs-Regressionen vorherzusagen (Hoek 2017). Es gibt bereits einige Studien, die statistische Modelle für die Modellierung von UFP-Immissionen verwendet haben. In einer Studie von Gerling et al. (2021)

wurden zwei nicht-parametrische statistische Modelle verwendet um die zeitliche und räumliche Variation von Größenverteilungen an urbanen Messstationen vorherzusagen. In der Praxis erfordert die Entwicklung von statistischen Modellen neben den qualitätsgesicherten Messdaten der Stationen in der Region (Partikelanzahl und Größenverteilungen) auch Daten über mögliche Einflussfaktoren, z. B. Landnutzungsinformation, Aerosol Optische Dichte (AOD) für den regionalen Hintergrund, sowie meteorologische Parameter wie Temperatur, Windrichtung und -geschwindigkeit, sowie Globalstrahlung. Neben den offensichtlichen Vorteilen, keine Daten von zeitaufwendigen Ausbreitungsmodellen zu benötigen und der hohen Genauigkeit bei Verwendung von zutreffenden erklärenden Variablen (Einflussfaktoren), gibt es eine Reihe von Nachteilen. Ein Nachteil ist die begrenzte Vorhersagequalität der räumlichen Variabilität von UFP-Immissionen. Mit statistischen Modellen ist es nicht möglich den Flughafenbeitrag zu den UFP-Immissionen zu ermitteln, es sei denn eine Referenzperiode ohne Flughafenbetrieb kann hinzugezogen werden. Zudem können keine Prognosen über zu erwartende Veränderung bei zukünftiger Reduzierung der Flugzeugemissionen erstellt werden.

**Tabelle 3:** Gegenüberstellung möglicher Methoden zur Immissionskartierung.  
Vorteile und Nachteile in Bezug auf die Anforderungen an die Belastungsstudie.

| <b>Anforderung</b>                                      | <b>Interpolation von Messungen</b>          | <b>Statistische Modellierung</b>                    | <b>Einfache Modellierung</b>                    | <b>Komplexe Modellierung</b>                     |
|---|---|---|---|--|
| <i>Hohe räumliche Auflösung der Flughafenumgebung</i>   | Begrenzt durch die Anzahl der Messpunkte    | Begrenzt durch die Anzahl der Messpunkte            | Hohe räumliche Auflösung                        | Hohe räumliche Auflösung                         |
| <i>Abdeckung der gesamten Region</i>                    | Einschränkung durch Dichte des Messnetzes   | Keine Einschränkung                                 | Mehr Rechenzeit f. großes Gebiet                | Mehr Rechenzeit f. großes Gebiet                 |
| <i>Zeitaufwand für Immissionsanalyse</i>                | Gering                                      | Mittel  | Mittel  | Hoch   |
| <i>Exposition der Bevölkerung</i>                       | Berücksichtigt nicht räumliche Variabilität | Begrenzte räumliche Genauigkeit                     | Begrenzte räumliche Genauigkeit                 | Hohe räumliche Genauigkeit                       |
| <i>Bestimmung des Flughafeneinflusses</i>               | Nur als ungefähres räumliches Inkrement     | Nur durch Vergleich mit Periode ohne Flugbetrieb    | Ja, aber nur nicht-flüchtige Partikel           | Ja, umfasst alle Partikeltypen                   |
| Unterscheidung nicht-flüchtiger und flüchtiger Partikel | Nein  | Nein  | Nur nicht-flüchtige                             | Ja   |
| Genauigkeit und Validität                               | Hohe Genauigkeit im Bereich der Stationen   | Hohe zeitliche aber begrenzte räumliche Genauigkeit | Moderate Genauigkeit aufgrund von Modellfehlern | Hat höhere Genauigkeit als einfache Modellierung |
| Szenarien zu Reduktionsmaßnahmen                        | keine Prognose möglich                      | keine Prognose möglich                              | Prognose möglich                                | Prognose möglich                                 |

### Einfache Ausbreitungsmodellierung von Partikeln als passive Marker:

Es gibt nur eine begrenzte Zahl von Ausbreitungsmodellen, welche in der Lage sind die Ausbreitung von UFP sowie deren Größenverteilung und Gesamtanzahl berechnen zu können. Häufig werden UFP in Modellstudien als passive Marker behandelt, die durch atmosphärische Turbulenz und Transportprozesse verteilt werden, ohne dabei Aerosolbildungs- und -umwandlungsprozesse zu berücksichtigen (z. B. Kukkonen et al., 2016). Für die Bestimmung der Bevölkerungsexposition sollte die räumliche Auflösung der modellierten UFP Konzentrationen im Untersuchungsgebiet 1 km x 1 km oder feiner sein (Santiago et al., 2021). Eine gröbere Auflösung führt im Allgemeinen zu einer Verringerung der Maximalwerte der modellierten UFP-Konzentrationen im Vergleich zur Modellierung mit feinerer Auflösung, da die Emissionen in ein größeres Luftvolumen eingetragen werden. Da mit dem einfachen Modellansatz alle Partikel als nicht-flüchtig repräsentiert werden, werden die Emissionen des Flughafens, die teils aus flüchtigen Partikeln bestehen, unterschätzt. Das wiederum führt zu einer systematischen Unterschätzung der gemessenen Gesamtzahl der Partikel. Die Vernachlässigung von Aerosolbildungsprozessen führt zu einem systematischen Fehler bei der Vorhersage von Größenverteilungen. Die Vernachlässigung von atmosphärischen Partikelsenken (Deposition, Koagulation) kann zu einer Überschätzung der Gesamtanzahl im Bereich von 10-20 % führen (Karl et al. 2016; Gidhagen et al. 2005). Der Beitrag der Flughafenemissionen zu UFP-Immissionen kann mit einfachen Ausbreitungsmodellen aufgrund der zuvor genannten Modellfehler nur mit moderater Genauigkeit ermittelt werden.

### Komplexe Modellierung flüchtiger und nicht-flüchtiger Partikel:

Zur genauen Ermittlung der Bevölkerungsexposition ist numerische Modellierung der UFP-Immissionen mit einer hohen räumlichen und zeitlichen Auflösung erforderlich. Mit einer groben Auflösung kann die Variation im Nahbereich des Flughafens nicht erfasst werden. Die Vorhersage der Größenverteilung von Partikeln erfordert die Berücksichtigung partikeldynamischer Prozesse, weil die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Aerosols von der Größe der Partikel abhängen (Kumar et al. 2011). Abgesehen vom höheren Rechenaufwand sind komplexe Ausbreitungsmodelle am besten geeignet um die Bevölkerungsexposition mit ausreichend hoher Genauigkeit vorherzusagen.

Das Arbeitspaket Ausbreitungsmodellierung ist in Basismodule und Ergänzungsmodule aufgeteilt. Das Basismodul ist unbedingt zur Durchführung der Belastungsstudie notwendig. Die Belastungsstudie ist aufgeteilt in 1. Belastungsstudie und eine spätere 2. Belastungsstudie, zeitlich parallel zur Wirkungsstudie.

#### **Module für 1. Belastungsstudie:**

Basismodul:

- 7.1 Auswahl des Ausbreitungsmodells
- 7.2 Ausdehnung des Untersuchungsgebiets
- 7.3 Erstellung von UFP-Immissionskarten
- 7.4 Bestimmung des Flughafenbeitrags

## **Module für 2. Belastungsstudie:**

Sinnvolle Ergänzung zur Belastungsstudie:

7.5 Modellentwicklung sekundäre Partikelbildung

Sinnvolle Ergänzung im Hinblick auf eine Wirkungsstudie:

7.6 Expositionsmodellierung

### **7.1 Auswahl des Ausbreitungsmodells**

#### ***Basismodul***

In diesem Kapitel wird eine Übersicht der Anforderungen an mögliche Ausbreitungsmodelle in der Belastungsstudie gegeben.

Im Basismodul wird entweder ein „einfaches Modell“ oder ein „komplexes Modell“ verwendet. Für die Anwendung der Modelle in der Belastungsstudie wird es für erforderlich erachtet, ein Ergänzungsmodul zur Modellentwicklung zu wählen, um mit den Modellen eine bessere Genauigkeit bei der Berechnung der Belastung zu erzielen.

Tabelle 4 gibt eine Liste möglicher Ausbreitungsmodelle zur Simulation von UFP Konzentrationen (Partikelanzahl), die im deutschsprachigen Raum eingesetzt werden. Zudem ist in der Tabelle der geschätzte Aufwand angegeben, der benötigt wird zur Integration sekundärer Partikelbildung (Ergänzungsmodul 7.5) in das jeweilige Modell.

In der 1. Belastungsstudie sollen die Emissionen nichtflüchtiger und flüchtiger UFP im Ausbreitungsmodell berücksichtigt werden. Der Einbau von Markern für flüchtige Partikel im Ausbreitungsmodell stellt keinen erheblichen Aufwand für die Implementierung dar, da es sich lediglich um Duplikate der Marker für nichtflüchtige Partikel handelt. Die flüchtigen Partikel als Modellkomponente sollen die flüchtigen Schmierölpartikel der Flugzeugtriebwerke, sowie flüchtige Partikel aus anderen Quellen wie Straßenverkehr und evtl. Hausbrand, soweit dies aus der Literatur bekannt ist, repräsentieren. Bei den emittierten flüchtigen Partikeln wird angenommen, dass diese über größere Distanzen lediglich verdampfen. Dies kann in den Modellen als Verlustprozess erster Ordnung behandelt werden.

#### Einfache Modelle:

Einfache Modelle werden häufig für die lokale und urbane Skala (Mesoskala bis zu ~80 km) eingesetzt. Zu den einfachen Modellen gehören Gauss-Fahnenmodelle und Lagrangesche Partikelmodelle. Gauss Fahnenmodelle beruhen auf einer analytischen Lösung der Diffusionsgleichung unter vereinfachten Bedingungen, z. B. unveränderten meteorologischen Bedingungen während einer Stunde. Lagrangesche Partikelmodelle beruhen auf einer expliziten Modellierung des Ausbreitungsprozesses unter Freisetzung einer großen Zahl kleiner Luftpakete („Partikel“). Bei bisherigen Untersuchungen der Belastung an internationalen Flughäfen wurden einfache Modelle oder Modellsysteme verwendet. Beispiele in Tabelle 4 sind SRM3 (Gauss; Flughafen Schiphol), GRAL (Lagrange; Flughafen Zürich) und LASPORT (Lagrange; Flughafen Frankfurt). Ein Vorteil dieser Modelle ist, dass für diese bereits vorgeschalteten Emissionsmodelle für Flughafenemissionen entwickelt worden sind. Diese Modelle simulieren die Ausbreitung von nicht-flüchtigen Partikeln als passive Marker. Unabhängig vom

Ergänzungsmodul muss bei den einfachen Modellen die partikelgrößenabhängige Emission und die Ausgabe von Größenverteilungen implementiert werden, sowie eine Schnittstelle für UFP-Konzentrationen des regionalen Hintergrunds.

#### Komplexe Modelle:

Zu den komplexen Ausbreitungsmodellen gehören Eulersche Gittermodelle (Mesoskala) sowie turbulenzauflösende Modelle der Mikroskala. Eulersche Gittermodelle beruhen auf einer numerischen Lösung der Diffusionsgleichung in einem räumlichen 3-dimensionalen Gitter. Chemietransportmodelle (CTM) sind Eulersche Gittermodelle, die auf der Annahme beruhen, dass die Massenerhaltung für chemische Spezies unabhängig von der Navier-Stokes- und Energiebilanz-Gleichung im zeitlichen und räumlichen Mittel erfüllt wird. Unter der gleichen Annahme kann auch die Dynamik der Partikeltransformation in diesen Modellen gelöst werden.

Chemietransportmodelle und hybride Eulersche Modelle sind für die Ausbreitung von UFP in der Region geeignet. Um der hohen zeitlichen und räumlichen Variation der Flughafenemissionen Rechnung zu tragen, kann entweder ein „Nesting“ Verfahren (innere Modelldomain mit höherer Auflösung) oder ein hybrides Verfahren (Kombination mesoskaliger Dispersion mit Nahfeld-Dispersion) zur Anwendung kommen. Bei den hybriden Modellierungsverfahren kann entweder die Abluftfahne der Flugzeuge im Subgitter („Plume-in-Grid“) behandelt werden oder eine emissionsbasierte Nachverarbeitung („Downscaling“) verwendet werden, um die quellnahe Ausbreitung abzubilden.

Turbulenzauflösende Ausbreitungsmodelle, die Gebäude als Hindernisse im Strömungsfeld berücksichtigen, kommen wegen des damit verbundenen hohen Rechenaufwands nur für den engeren Bereich des Flughafens (einige Kilometer) für die Belastungsstudie in Frage. Zu diesen Ausbreitungsmodellen gehören Reynold-gemittelte Navier-Stokes (RANS) Modelle wie zum Beispiel MITRAS (Salim et al. 2018) und Large Eddy Simulation (LES) Modelle wie zum Beispiel das PALM Modellsystem (Maronga et al. 2020). Der Rechenaufwand wird um ein Vielfaches zusätzlich erhöht, wenn die Größenverteilung der Partikel und partikeldynamische Prozesse in turbulenzauflösenden Modellen berücksichtigt wird (Kurppa et al. 2019). Für die Verwendung des PALM Modellsystems ist es erforderlich, dieses mit einem Modell der Mesoskala, z. B. WRF-Chem zu koppeln, da erstens wegen des hohen Rechenaufwands nur ein kleiner Bereich (Flughafen) simuliert werden kann und zweitens Randbedingungen für die Partikel- und die Turbulenzprofile erforderlich sind (Kahn et al., 2021).

**Table 4:** Existierende lokale Ausbreitungsmodelle für UFP und geschätzter Entwicklungsaufwand für die Integration partikeldynamischer Prozesse. Die geschätzte Rechenzeit ist für eine horizontale Auflösung von 100 m und eine Gebietsausdehnung von 40 x 40 km<sup>2</sup>.

| Modell (Referenz)  | Räumliche Auflösung/ typische Ausdehnung          | Modeloutput Partikel        | Partikeldynamik/ Randbedingungen für Partikel                | Rechenzeit für 1 Monat (geschätzt) | Geschätzter Entwicklungsaufwand (siehe Kap. 7.5)           |
|--|---|-----------------------------|--|------------------------------------|--|
| TNO SRM3 Gauss Dispersionsmodell (Keuken et al., 2015)                   | 500 m / 20x20 km <sup>2</sup>                     | Gesamtanzahl nicht-flüchtig | Nicht vorhanden / keine                                      | < 4 Tage                           | Hoch<br>Partikel als passiver Marker                       |
| GRAL Lagrange Dispersionsmodell (Zhang et al., 2020)                     | 20 m / 20x20 km <sup>2</sup>                      | Gesamtanzahl nicht-flüchtig | Offline Kopplung mit MAFOR / keine                           | < 4 Tage                           | Hoch<br>Partikel als passiver Marker                       |
| LASPORT Lagrange Dispersionsmodell (Lorentz et al., 2019)                | 100 m / 20x20 km <sup>2</sup>                     | Gesamtanzahl nicht-flüchtig | Nicht vorhanden / Kopplung mit EURAD, regionaler Hintergrund | < 4 Tage                           | Hoch<br>Partikel als passiver Marker                       |
| WRF-Chem regionales CTM (Schwittala et al., 2021)                        | 25 – 1000m, mit Nesting / 100x100 km <sup>2</sup> | Gesamtanzahl u. Größenvert. | Sektionales Aerosolmodul MOSAIC / Nesting                    | ca. 15-20 Tage                     | Mittel<br>Nur 2 Sektionen für Partikel < 150 nm            |
| EPISODE-CityChem urbanes CTM (Karl et al., 2019; Lauenburg et al., 2021) | 100 – 1000m / 30x30 km <sup>2</sup>               | Gesamtanzahl u. Größenvert. | Einbau MAFOR geplant (Karl et al., 2021) / Messungen         | < 4 Tage                           | Mittel<br>Einbau eines sektionalen Aerosolmodells          |
| PALM4U urbanes LES Modell (Kurppa et al., 2019)                          | 20 m / 1x1 km <sup>2</sup>                        | Gesamtanzahl u. Größenvert. | Sektionales Aerosolmodul SALSA / zyklische Randbedingungen   | ca. 30 Tage, Nesting erforderlich  | Mittel<br>Kopplung an ein mesoskaliges Modell erforderlich |

Zusammenfassung der Anforderungen an das Ausbreitungsmodell im Basismodul:

Für das Basismodul soll das gewählte Ausbreitungsmodell in der Lage sein, die Ausbreitung flüchtiger Partikel, die aus dem Flugverkehr und anderen UFP-Quellen stammen, simulieren zu können. Es ist anzunehmen, dass nicht-flüchtige und flüchtige Partikel tendenziell unterschiedlich auf die Gesundheit wirken. Aus unterschiedlichen Quellen können nicht-flüchtige und flüchtige Partikel in unterschiedlichen Anteilen freigesetzt werden. Dies führt dazu, dass die Bewohner in unterschiedlichen Stadtgebieten von einer Belastung durch unterschiedlich zusammengesetzten Partikeln betroffen sind. Dieses Ergebnis könnte für eine Wirkungsstudie relevant sein.

Das Ausbreitungsmodell soll geeignet sein, die Ausbreitung von UFP als Gesamtanzahl sowie deren Größenverteilung mit hoher räumlicher Auflösung zu berechnen. Das Ausbreitungsmodell soll zwischen nicht-flüchtigen und flüchtigen Partikeln unterscheiden können, da die Anzahl der nicht-flüchtigen Partikel (meist Rußpartikel) aus gesundheitlicher Sicht von besonderem Interesse ist. Die Gesamtpartikelzahl ist die Summe der flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikel.

Emissionen von flüchtigen Partikel aus den Flugzeugemissionen (z. B. Triebwerk-Schmierölpartikel oder sekundäres Aerosol) und aus anderen Quellen (Straßenverkehr, Hausbrand) sollen im Ausbreitungsmodell des Basismoduls berücksichtigt werden. Dies kann im Ausbreitungsmodell durch die Einführung weiterer passiver Marker für flüchtige Partikel der jeweiligen Partikelgröße (Größenklasse) erfolgen. Darüber hinaus wäre es sinnvoll, die Verdunstungs- und Wachstumsprozesse der flüchtigen Partikel mit einem einfachen kinetischen Ansatz zu simulieren.

Der Zeitaufwand für Modellentwicklung für das Ausbreitungsmodell im Rahmen des Basismoduls wird als relativ gering abgeschätzt. Bei dieser Implementierung wird ein weiteres Set von Tracern für die flüchtigen Partikel und der entsprechenden Schnittstelle für das Einlesen dieser Emissionen in das Modell eingebaut. Optional kann zusätzlich ein einfacher Algorithmus zur Simulation der Verdunstungs- und Wachstumsprozesse der flüchtigen Partikel eingebaut werden.

Die Anforderungen an das Ausbreitungsmodell zur Verwendung im Basismodul sind die folgenden:

- Simulation und Ausgabe der Gesamtkonzentrationen nicht-flüchtiger und flüchtiger Partikel als Partikelanzahl und als Größenverteilung.
- Ausgabe der Größenverteilung der Partikel mit mindestens drei Größenklassen (Sektionen) für ultrafeine Partikel < 100 nm.
- Horizontale Auflösung im Bereich des Flughafens von mindestens 100 m.
- Horizontale Auflösung im übrigen Untersuchungsgebiet (Definition s. 7.2) von mindestens 1000 m.
- Ausgabe von Partikelkonzentrationen mit stündlicher Auflösung.
- Schnittstelle für vorgeschaltetes Emissionsmodell (siehe Kap. 5) zum Einlesen stündlicher Partikelemissionen und gasförmiger Emissionen.
- Schnittstelle zum Einlesen stündlicher Randbedingungen für Partikelkonzentrationen verschiedener Größenbereiche des regionalen Hintergrunds.
- Simulationen längerer Zeiträume (Monate bis Jahre) sollen mit vertretbarem rechnerischem Aufwand (z. B. < 8 Wochen Rechenzeit für ein Jahr) durchführbar sein.

#### Kosten-Nutzen Verhältnis für das Ausbreitungsmodell

Das Verhältnis von Kosten zu Nutzen für die Hauptfragestellung der Belastungsstudie, also die Bestimmung der Belastung der Bürger und Bürgerinnen gegenüber UFP in der Region ist stark von der zu erwartenden gesundheitlichen Wirkungen der UFP auf die Menschen der Region abhängig. Von besonderem gesundheitlichen Interesse sind die Anzahlkonzentrationen der nicht-flüchtigen Partikel, aber auch die flüchtigen Partikel können möglicherweise eine negative Auswirkung auf die Gesundheit haben. Um jedoch überhaupt in der Lage zu sein, die gesundheitlich bedenklichen Partikel von den potentiell unbedenklicheren abzutrennen, sind die eventuell höheren Kosten für die Berücksichtigung

der flüchtigen Partikel im Modellansatz berechtigt. Der Zeitaufwand für die Implementierung flüchtiger Partikel im Ausbreitungsmodell (unter der Annahme, dass diese in größerer Entfernung zur Quelle lediglich verdampfen) ist relativ gering.

### Weitergehende Modellentwicklung

Es wird davon ausgegangen, dass eine Aufteilung in nichtflüchtige und flüchtige Partikel ausreichend ist für die Analyse der Immissionssituation. Dies ist verbunden mit der Annahme, dass die Partikelneubildung außerhalb des Nahfelds im Vergleich zu Wachstumsprozessen von untergeordneter Bedeutung ist. Es ist auch zu bedenken, dass mit der möglichen Berücksichtigung von Partikelneubildung im Ausbreitungsmodell einige neue Unsicherheiten in die Simulation propagiert werden, zum Beispiel durch nicht genau bekannte Nukleationsraten und Vorläufergase.

Lorentz et al. (2019) zeigen in ihrem Bericht zur zeitlichen und räumlichen Verteilung der UFP-Immissionen in der Umgebung des Flughafens Frankfurt, dass Ergebnisse des Ausbreitungsmodells ein im Vergleich zu den Messungen gegensätzliches jahreszeitliches Muster zeigen. Dieser Befund legt nahe, dass die Bildung sekundärer Partikel beim luftgetragenen Transport der partikel- und gasförmigen Flughafenemissionen eine nicht vernachlässigbare Rolle spielt. In dieser Studie wurden jedoch nur die Emissionen nichtflüchtiger Partikel betrachtet.

Eine Weiterentwicklung des eingesetzten Ausbreitungsmodells zur Berücksichtigung flüchtiger Partikel und sekundärer Partikelneubildung (Ergänzungsmodul in Kapitel 7.5) sollte dann vorgenommen werden, wenn die Ergebnisse aus der Belastungsstudie auf deutliche Diskrepanzen zwischen modellierten bodennahen UFP-Konzentrationen und den Messungen hinweisen. Unter deutlichen Diskrepanzen sind folgende Abweichungen zwischen Modell und Messungen zu verstehen:

- Messung von Partikelpeaks zu Zeiten, wenn diese nicht in der Modellsimulation auftreten
- Abweichende durchschnittliche Tagesgänge
- Abweichende jahreszeitliche Muster
- Abweichungen zwischen modellierten und gemessenen Größenverteilungen

Dahingegen sind gleichbleibende Unter- oder Überschätzung der Messungen zumeist auf zu niedrige oder zu hohe Emissionen zurückzuführen.

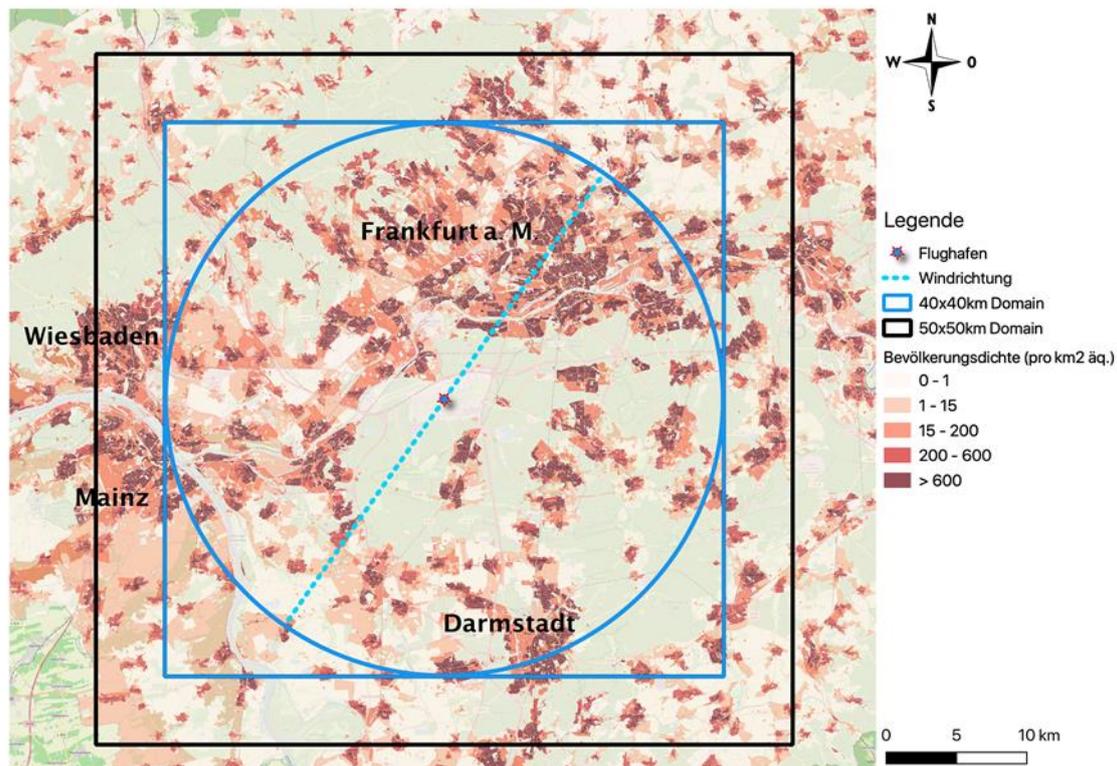
Im Rahmen des iterativen Prozesses zur Wirkungsstudie soll über eine mögliche Weiterentwicklung des Modells entschieden werden. Eine erweiterte Berücksichtigung flüchtiger Partikel und schwerflüchtiger gasförmiger Verbindungen aus den Emissionen des Flughafens und der damit verbundenen sekundären Partikelneubildung (Chemie und Aerosoldynamik) erfordert eine Weiterentwicklung der existierenden Ausbreitungsmodelle. Mit dem weiterentwickelten Modell soll in der 2. Belastungsstudie dann erneut eine Berechnung der Belastungssituation, also UFP als Gesamtanzahl sowie deren Größenverteilung mit hoher räumlicher Auflösung erfolgen.

## **7.2 Ausdehnung des Untersuchungsgebiets**

### ***Basismodul***

Frühere Belastungsstudien (Rissman et al. 2013; Hudda und Fruin 2016; Hudda et al. 2018; Zhang et al. 2020) zeigen, dass UFP-Immissionen in der Umgebung von Flughäfen auch in mehreren Kilometern Entfernung (typischerweise 10-20 km) gegenüber dem regionalen Hintergrund deutlich bis stark

erhöht sein können. Unter günstigen Bedingungen für die Ausbreitung (flaches Terrain, stabile Schichtung, hohe Windgeschwindigkeiten) können UFP von Flughäfen auch noch bis in 40 km Entfernung nachgewiesen werden (Keuken et al. 2015). Bedingt durch lokale Windsysteme oder topographisch bedingte Kanalisierung kann es kleinräumig zu Abweichungen von der großräumigen Strömung kommen. Um solche lokalen Windsysteme, z. B. durch den Einfluss des Taunus, in Ausbreitungsmodellen abbilden zu können, muss die gewählte Ausdehnung der modellierten Region entsprechend gewählt werden. Hinzu kommen demographische Betrachtungen hinsichtlich der zu erwarteten Exposition in der Flughafenregion (Abb. 8).



**Abbildung 8:** Karte der Bevölkerungsdichte (Bevölkerungszahl pro km<sup>2</sup>) in der Rhein-Main Region zusammen mit möglichen Modellgebieten für die Ausbreitung mit dem Flughafen im Mittelpunkt. Grafik erstellt von Marvin Lauenburg, Helmholtz-Zentrum Hereon.

Folgende Abgrenzungskriterien zur Definition des Modellgebiets sind maßgeblich für die Untersuchung der UFP-Belastung mit Ausbreitungsmodellen und der Immissionskartierung:

- Die Ausbreitung von Emissionen des Flughafenbereichs wird in erster Linie durch die Hauptwindrichtung (und der Windgeschwindigkeit aus dieser Richtung) bestimmt. Für die Region sind die beiden Hauptwindrichtungen Südwest (ca. 210°) und Nordost (ca. 40°). Eine begradigte Achse der Hauptwindrichtung, mit dem Flughafen als Mittelpunkt, ist in Abb. 8 als hellblaue Linie gezeigt.
- Die Länge der Achse für die Hauptausbreitung entspricht dem maximalen Ausbreitungsdurchmesser, wobei anhand früherer Studien (s. o.) davon ausgegangen wird, dass der maximale Ausbreitungsradius 20 km (in jede Richtung) beträgt. Daraus ergibt sich der blaue Umkreis mit Durchmesser 40 km (Abb. 8).

- Ein Kriterium dafür, dass die bodennahen UFP-Immissionen nicht mehr vom Flughafen beeinflusst sind ist, wenn diese im Jahresmittel nicht mehr als 5 % (im Rahmen der Messunsicherheiten kann ein höherer Wert angesetzt werden) über der UFP Hintergrundkonzentration der Region liegen (also z. B. im Jahresmittel nicht mehr als 350 #/cm<sup>3</sup> über einem Hintergrundwert von 7000 #/cm<sup>3</sup>).
- Ein Modellgebiet mit 40 km x 40 km (blauer Rahmen in Abb. 8) ist mit hoher Wahrscheinlichkeit für die Untersuchung der UFP Belastung ausreichend. Diese Umrahmung ist die geforderte Mindestausdehnung des Modellgebiets.
- Im Hinblick auf die Wirkungsstudie ergibt sich als weiteres Kriterium, dass Gebiete mit hohen Bevölkerungsdichten im Untersuchungsgebiet enthalten sein sollten, d. h. die großen Städte der Region (Wiesbaden, Mainz, Frankfurt und Offenbach) sollten weitgehend durch das Modellgebiet abgedeckt werden. Es sollten mindestens 90 % der Fläche mit einer Bevölkerungsdichte von mehr als 600 Personen pro Quadratkilometer in der Region enthalten sein. Das in Abb. 8 schwarz umrahmte Gebiet mit einer Ausdehnung von 50 x 50 km<sup>2</sup> erfüllt diese Bedingungen. Diese Abdeckung kann aber auch mit einem 30 km x 50 km großen diagonalen Rechteck in Hauptrichtung der Windfahne erreicht werden.

#### Zusammenfassung der Anforderungen an das Modellgebiet:

Die Definition des Modellgebiets um den Flughafen soll unter Berücksichtigung von Geländeform, bevorzugter Windrichtung, lokaler Windfelder und der Bevölkerungsverteilung erfolgen. Eine Mindestanforderung an die Ausbreitungsmodellierung ist ein Modellgebiet mit mindestens 40 km Ausdehnung in SW-NO Richtung, um die Abdeckung aller potentiell von UFP-Emissionen des Flughafens betroffenen Bewohner zu ermöglichen. Zwar könnte man das Gebiet in Richtung der Hauptwindrichtungen größer und in die anderen dafür kleiner wählen, es ist jedoch beabsichtigt, auch unbelastete Gebiete als Referenz für die Wirkungsstudie im Modellgebiet zu belassen. Die geforderte Mindestgröße des Modellgebietes beträgt somit 40 km x 40 km mit dem Flughafen im Mittelpunkt.

Die tatsächlich notwendige Ausdehnung des Modellgebiets soll während der 1. Belastungsstudie festgelegt werden. Wichtigstes Kriterium für die notwendige Ausdehnung ist die maximale Ausbreitung der Flughafenemissionen ins Umland. Die maximale Ausbreitung ist dann erreicht, wenn die modellierten bodennahen UFP-Immissionen im Jahresmittel nicht mehr als 5 % über der UFP Hintergrundkonzentration der Region liegen. Während die Mindestgröße des Modellgebietes mit 40 km x 40 km vorgegeben ist, soll die tatsächlich notwendige Gebietsausdehnung im Rahmen der 1. Belastungsstudie (schrittweise) ermittelt werden.

Die über die Mindestgröße hinaus erforderliche Gebietsausdehnung ist durch das Kriterium definiert, dass die modellierten bodennahen UFP-Immissionen am Rand des Modellgebietes im Jahresmittel nicht mehr als 5 % über der UFP Hintergrundkonzentration der Region liegen. Der regionale Hintergrund von UFP-Immissionen basiert auf Messdaten der GUAN Station in Langen.

### **7.3 Erstellung von UFP-Immissionskarten**

#### ***Basismodul***

Um eine Analyse der Immissionssituation durchführen zu können muss neben den Kenngrößen der Emission (freigesetzte Menge, Austrittsbedingungen) vor allem das Strömungs- und Turbulenzfeld bekannt sein. Aus Messungen von meteorologischen Variablen wie Windrichtung und -

geschwindigkeit sollen dreidimensionale Strömungsfelder mittels meteorologischer Präprozessoren abgeleitet werden. Temperaturmessungen in verschiedenen Höhen über Grund können Aufschluss über die atmosphärische Schichtung und Stabilität geben. Meteorologische Messdaten müssen so aufbereitet werden, dass diese als Eingangsdaten in der Ausbreitungsmodellierung verwendet werden können.

UFP-Emissionen des Flughafens und in der Umgebung des Flughafens müssen für die Belastungsstudie mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfasst werden. Dies wird mit einem dem Ausbreitungsmodell vorgeschalteten Emissionsmodell erreicht (s. 5.3).

Die UFP-Immissionen des regionalen Hintergrunds sind nicht nur durch andere Emissionsquellen bestimmt, sondern auch durch atmosphärischen Kurzstreckentransport sowie regionale (großflächige) Partikelbildungs-Ereignisse. Aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität dieser Ereignisse ist es für die Analyse der Immissionsituation erforderlich, den regionalen Hintergrund am Rand des Modellgebiets basierend auf Messungen festzulegen. Es wird empfohlen, dem lokalen Ausbreitungsmodell (s. 7.1) zeitlich variable UFP Konzentrationen des regionalen Hintergrunds basierend auf Messungen an der GUAN Station in Langen als stündliche veränderliche Randbedingungen vorzugeben.

Mit dem gewählten Ausbreitungsmodell werden die Immissionskonzentrationen für die definierte Region berechnet. Hierfür werden die erstellten Emissionen, sowie die berechneten Strömungsfelder, regionalen Hintergrundkonzentrationen und meteorologischen Eingangsdaten verwendet. Berechnungen werden für den Zeitraum der UFP Messungen am Flughafen angestellt. Es empfiehlt sich, die Simulationsperiode über den Messzeitraum hinaus auszudehnen, um möglichst unterschiedliche Wettersituationen mit der Modellierung abzudecken. In der Belastungsstudie sollen charakteristische Wetterlagen für die Region identifiziert werden. Mit Hilfe der charakteristischen Wetterlagen können verschiedene Szenarien für die UFP-Belastung abgeleitet werden.

Die Mikroskala, im unmittelbaren Nahfeld der Flugzeuge ist nicht für das Untersuchungsziel relevant. Gegebenenfalls können jedoch für den Flughafenbereich (Nahfeld) zusätzlich Simulationen mit einem mikroskaligen Modell durchgeführt werden, wobei die Randbedingungen der Partikelkonzentrationen und der Meteorologie durch das großräumige Ausbreitungsmodell bestimmt werden. In einer derartigen Modellstudie ist die Fahnenabsenkung durch Wirbelschleppen zu untersuchen, wodurch Flugzeuge im Sink- oder Steigflug auch in größeren Höhen einen Einfluss auf die bodennahen Konzentrationen haben können (Hudda and Fruin, 2016). Der Einfluss von Emissionen in größerer Höhe auf die bodennahen Konzentrationen kann zusätzlich durch Messungen in verschiedenen Höhen untersucht werden (Ergänzungsmodul „vertikale Messungen“, Kapitel 6.6).

Für die Kartierung der UFP-Immissionen sollen die räumliche Verteilung der modellierten Konzentrationen als zeitliche Mittelwerte (Messkampagnenmittel, Monatsmittel, Jahresmittel) und die zugehörige Standardabweichung berechnet und auf geographischen Karten dargestellt werden. Neben der gesamten Partikelanzahl sind verschiedene Größenbereiche der Partikel gesondert in Karten darzustellen, wobei eine Unterteilung in Nukleationsmode ( $< 10$  nm), Hauptbereich der Flugzeugemissionen (10-30 nm), größere UFP (30-100 nm) und größere Partikel ( $> 100$  nm) sinnvoll ist. Eine sinnvolle Aufteilung kann auch von Messungen der Größenverteilung abgeleitet werden.

#### Zusammenfassung der Anforderungen an die Erstellung der UFP-Immissionskarten:

Emissionen nicht-flüchtiger Partikel (und eventuell anderer Partikelbestandteile bzw. gasförmige Substanzen) des Flughafens Frankfurts sowie Emissionen aus anderen Quellsektoren (Straßenverkehr,

Hausbrand, industrielle Verbrennungsprozesse, Kraftwerke, etc.) werden in einem vorgeschalteten Emissionsmodell berechnet und als stündliche Emissionen vom Ausbreitungsmodell eingelesen. Die Berücksichtigung der vertikalen Ausbreitung von Emissionen bei Anflügen und Starts in verschiedenen Höhen im Ausbreitungsmodell ist erforderlich, um mögliche Einflüsse von Flugzeugen in Überflughöhen von <300 m auf bodennahen UFP Konzentrationen zu erfassen. Die genannte Höhenangabe ist keine feste Obergrenze, sondern es sollte mit Ausbreitungsmodell untersucht werden, ab welcher Überflughöhe keine Beeinflussung der bodennahen Konzentrationen zu erwarten ist.

Der Regionale Hintergrund von UFP-Immissionen soll in der Ausbreitungsmodellierung basierend auf Messdaten der GUAN Station in Langen definiert werden, da nur so die zeitliche Variation des Hintergrunds und insbesondere der Einfluss regionaler Partikelbildungs-Ereignisse im Modell abgebildet werden können.

In der Belastungsstudie sollen charakteristische Wetterlagen für die Region identifiziert werden. Zur Wetterlagenklassifikation sollen mindestens Messdaten aus zwei Jahren herangezogen werden. Die Beobachtungsdaten aus diesen zwei Jahren sollen mit einer dekadischen oder längeren (30 Jahre entspricht dem klimatologischen Mittel) Berechnungen eines meteorologischen Modells verglichen werden, um diese besser einordnen zu können. Wenn es sich um untypische Jahre handelt, sollten andere gewählt werden, die eher dem klimatologischen Mittel entsprechen.

Die im verwendeten Ausbreitungsmodell berechneten meteorologischen Größen sollten mit einem etablierten Wettermodell evaluiert werden, basierend auf stündlichen Mittelwerten der meteorologischen Eingangsdaten.

Die Eingangsdaten (Emissionen, Meteorologie und Randbedingungen) sollen eine ausreichend hohe räumliche Auflösung haben. Bei den Emissionen des Flughafens bedeutet dies eine Zuordnung zu den Emissionsquellen im Bereich von 10 m Genauigkeit. Bei der Meteorologie und den Randbedingungen soll die Auflösung der des räumlichen Modellgitters entsprechen, wie diese in 7.1 vorgegeben sind.

Als konkretes Produkt der 1. Belastungsstudie ist zwei Jahre nach geplanter Vergabe der Belastungsstudie ein Satz von UFP-Immissionskarten mit modellierten zeitlich gemittelten Anzahlkonzentrationen für einzelne Größenbereiche sowie deren Standardabweichungen zu erstellen.

Die Validität und Genauigkeit der Vorhersageergebnisse des Ausbreitungsmodells soll durch den Vergleich mit kontinuierlichen Punktmessungen an den HLNUG Messstation und den zeitlich begrenzten mobilen Messungen im Flughafenbereich bestimmt werden. Der Vergleich von Modellergebnissen mit den verfügbaren Messdaten wird mittels einer statistische Leistungsanalyse mit definierten statistischen Indikatoren durchgeführt. Zudem kann in einer Fehleranalyse die Unsicherheit einzelner Modellprozesse (Emissionen, Meteorologie, Aerosolprozesse) untersucht werden, um die bessere Einordnung der Modellergebnisse zu ermöglichen.

Sollte sich beim Vergleich der Modelldaten mit den Messungen deutliche Diskrepanzen (zum Beispiel beim Jahresverlauf) zeigen, wird die Weiterentwicklung des Modells empfohlen. Die Weiterentwicklung des Modells beinhaltet die erweiterte Berücksichtigung flüchtiger Partikel und schwerflüchtiger gasförmiger Verbindungen aus den Emissionen des Flughafens und der damit verbundenen sekundären Partikelneubildung, wie in Kapitel 7.5 beschrieben wird. Der zeitliche Aufwand für die Weiterentwicklung im Ergänzungsmodul (sekundäre Partikelbildung) der 2. Belastungsstudie beträgt bis zu einem Jahr. Es wird daher empfohlen, mit der Weiterentwicklung des

Ausbreitungsmodells zu beginnen, sobald hohe Abweichungen zwischen modellierten und gemessenen UFP-Konzentrationen erkannt werden. Mit dem weiterentwickelten Modell werden in 2. Belastungsstudie erneut Immissionskarten erstellt und ein statistischer Vergleich zwischen Modelldaten und Messdaten durchgeführt.

#### **7.4 Bestimmung des Flughafenbeitrags**

##### ***Basismodul***

Für die modellbasierte Bestimmung der Beiträge zu den UFP-Immissionen aus dem Flugbetrieb und aus anderen Quellen wie dem Kfz-Verkehr gibt es verschiedene Methoden: (1) Tagging-Methode mit der UFP aus einzelnen Quellen markiert (bzw. etikettiert) werden, (2) die Variation der Emissionen (Perturbation) und (3) die "Zero-out" Methode, bei der einzelne Emissionssektoren im Modell abgeschaltet werden. Bei der Tagging-Methode (Etikettieren chemischer Spezies) ist es erforderlich, weitere Variablen ins Ausbreitungsmodell zu implementieren, mit denen die Ausbreitung von UFP aus den jeweiligen Emissionsquellen verfolgt werden kann. Das Etikettieren von primären Emissionen (aus verschiedenen Sektoren) ist unproblematisch, während das Etikettieren sekundär gebildeter Partikel einer Analyse der limitierenden chemischen Reaktanten bedarf. Die Perturbation von Quellstärken verschiedener Emissionen ist ein einfaches Verfahren zur Feststellung der Empfindlichkeit gegenüber einzelnen Emissionen. Dieses Verfahren wird hauptsächlich verwendet, um die Auswirkungen von Maßnahmen zur Emissionsminderung zu quantifizieren. Mit diesem Verfahren können auch nichtlineare Zusammenhänge zwischen Emissionen und Immissionen erkannt werden. Bei der „Zero-out“ Methode wird die Differenz der Immissionen aus einem Modelllauf ohne Emissionen eines bestimmten Sektors und einem Modelllauf mit allen Emissionen und berechnet. Die „Zero-out“ Methode erfordert den geringsten Vorbereitungs- und Rechenaufwand. Nachteil ist unter Umständen bei nichtlinearen Systemen, dass es zu einer Verschiebung der Gleichgewichte (z. B. bei der sekundären Partikelbildung) kommen kann (Collet et al. 2014).

##### Zusammenfassung der Anforderungen an die Bestimmung des Flughafenbeitrags:

Zur modellbasierten Bestimmung der Beiträge zu den UFP-Immissionen aus dem Flugbetrieb und aus anderen Quellen wie dem Kfz-Verkehr kann eine der folgenden Methoden verwendet werden: (1) Tagging-Methode mit der UFP aus einzelnen Quellen etikettiert werden, (2) die Variation der Emissionen ("Perturbation") und (3) die "Zero-out" Methode, bei der einzelne Emissionssektoren im Modell abgeschaltet werden. Die modellbasierten Beiträge zu den regionalen UFP-Immissionen aus dem Flugbetrieb, aus dem Kfz-Verkehr sowie aus dem regionalen Hintergrund sollen in weiteren Immissionskarten dargestellt werden.

Die Validierung der Immissionsmodellierung, insbesondere im Hinblick auf die Unterscheidung zwischen Gesamt- und Flughafen-spezifischer UFP-Immissionen soll mittels physikalischer und chemischer UFP-Messungen an verschiedenen Standorten erfolgen. Diese Messungen der chemischen Charakterisierung inklusive der Identifizierung und Quantifizierung spezifischer chemischer Marker aus dem Luftverkehr mit Kaskadenimpaktoren erfolgen im Basismodul „Chemische UFP-Charakterisierung“ (Kapitel 6.5) und sind somit zum Zeitpunkt der modellbasierten Bestimmung des Flughafenbeitrags verfügbar.

## 7.5 Modellentwicklung sekundäre Partikelneubildung

### Ergänzungsmodul

Das gewählte Ausbreitungsmodell des Basismoduls soll in der Lage sein, zwischen nicht-flüchtigen und flüchtigen Partikeln zu unterscheiden. Ein wichtiges Kriterium für den Vergleich mit Messungen von UFP und anderen physikalisch-chemischen Eigenschaften der Partikel ist die Unterscheidung zwischen emittierten nicht-flüchtigen Primärpartikeln (häufig Rußpartikel), emittierten flüchtigen Partikel (Schmierölpartikel der Triebwerke), sowie sekundäre (flüchtige) Partikel die beim atmosphärischen Transport durch den Gasphasen-Partikel Transfer entstehen. Dafür muss im Ausbreitungsmodell der nichtlineare Prozess der Bildung sekundärer Partikel berücksichtigt werden. Die Weiterentwicklung existierender Modelle muss in Betracht gezogen werden, um die Simulation sekundärer Partikelbildung zu ermöglichen. Eine erweiterte Berücksichtigung flüchtiger Partikel und schwerflüchtiger gasförmiger Verbindungen aus den Emissionen des Flughafens und der damit verbundenen sekundären Partikelbildung (Chemie und Aerosoldynamik) erfordert eine Weiterentwicklung der existierenden Ausbreitungsmodelle.

Der Aufwand der Modellentwicklung umfasst die Implementierung eines Aerosolmoduls, mit dem das Modell in die Lage versetzt wird, die Prozesse der Kondensation und Verdunstung von schwer- und mittelflüchtigen Gasen (aus den Flughafenemissionen) für das Partikelwachstum unter Einhaltung der Massenbilanz zu simulieren. Der dafür notwendige Aufwand ist bei verschiedenen Ausbreitungsmodellen unterschiedlich.

### Einfache Modelle

Für einfache Ausbreitungsmodelle wie Gauss-Fahnenmodelle und Lagrangesche Partikelmodelle wird der Aufwand für die Implementierung eines Moduls zur Bildung sekundärer Partikel als hoch eingeschätzt (Tabelle 4). Gauss-Fahnenmodelle beruhen auf der Annahme eines Fließgleichgewichts („steady-state“). Der Einbau von dynamischen nichtlinearen Partikelprozessen stößt bei Gauss-Modellen daher auf konzeptuellen Schwierigkeiten. Es gibt zwar Gauss-Modelle mit einfacher Chemie, zum Beispiel ADMS-5 von CERC (<http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-model.html>), jedoch beschränkt sich dies auf eine vereinfachte Chemie, die nur in den Rezeptorpunkten der Bodenoberfläche abläuft. Das Lagrangesche Modell löst die Ausbreitungsprozess explizit und setzt kein Fließgleichgewicht voraus. Das Lagrangesche Modell CALPUFF von Exponent (<http://www.src.com/>) berücksichtigt chemische Umwandlungen sowie die Bildung von anorganischen und organischen sekundären Partikeln allerdings basierend auf Partikelmasse und nicht -anzahl. Bei einem Lagrangesche Modell bedeutet der Einbau eines anzahlbasierten Aerosolmoduls keine konzeptuelle Schwierigkeit, jedoch würde die Rechenzeit dadurch drastisch erhöht. Insgesamt sind einfache Ausbreitungsmodelle wenig oder nicht für das Ergänzungsmodul geeignet.

### Komplexe Modelle

Komplexe Modelle beruhen auf einer numerischen Lösung der Diffusionsgleichung in einem räumlichen 3-dimensionalen Gitter. Folglich kann die Dynamik der sekundären Partikelbildung in Chemietransportmodellen ohne konzeptuelle Schwierigkeiten eingebaut werden. Der Aufwand für die Implementierung ist im mittleren Bereich, da inzwischen einige anzahlbasierte Aerosolmodule zur Verfügung stehen. In WRF-Chem steht das sektionale Aerosolmodul MOSAIC bereits als Option zur Verfügung. MOSAIC hat in dieser Implementierung jedoch nur zwei Größenklassen mit Partikeldurchmesser unter 150 nm und müsste für die Anwendung in der Belastungsstudie auf eine

größere Anzahl von Größenklassen erweitert werden. In EPISODE-CityChem ist der Einbau des open source Aerosolmodells MAFOR für Anfang 2022 geplant. In PALM4U gibt es bereits eine Kopplung mit dem sektionalen Aerosolmodell SALSA, weshalb der Entwicklungsaufwand bei PALM4U insgesamt gering ist. Das Modell ist jedoch eher für die Mikroskala geeignet (Ausdehnung von wenigen Kilometern) und müsste für die Belastungsstudie mit einem mesoskaligen Chemietransportmodell gekoppelt werden.

#### Zusammenfassung der Anforderungen an das weiterentwickelte Ausbreitungsmodell:

Das Ausbreitungsmodell des Ergänzungsmoduls soll nach Weiterentwicklung geeignet sein, die Ausbreitung von UFP als Gesamtanzahl sowie deren Größenverteilung mit hoher räumlicher Auflösung zu berechnen. Das Ausbreitungsmodell soll zwischen nicht-flüchtigen und flüchtigen Partikeln unterscheiden können, da die Anzahl der nicht-flüchtigen Partikel (meist Rußpartikel) aus gesundheitlicher Sicht von besonderem Interesse ist. Das Ausbreitungsmodell soll zudem in der Lage sein das dynamische Wachstum sekundärer Partikel zu simulieren, die aus dem Zusammenwirken von emittierten schwerflüchtigen organischen Gasen und emittierten (festen) Partikeln des Flughafens entstehen.

Emissionen von nicht-flüchtigen und flüchtigen Partikel, schwerflüchtiger organische Gasen und SO<sub>2</sub> aus Flugzeugemissionen und aus anderen Quellen (Straßenverkehr, Hausbrand) sollen im Ausbreitungsmodell des Ergänzungsmoduls berücksichtigt werden. Neue Erkenntnisse aus Emissionsmessungen an weiteren, bisher nicht oder nur über Literaturwerte berücksichtigten Quellen, sollten in der zweiten Ausbreitungsmodellierung berücksichtigt werden.

Die Anforderungen an das weiterentwickelte Ausbreitungsmodell, welche über die Anforderungen des Basismoduls hinausgehen:

- Berücksichtigung partikeldynamischer Prozesse, insbesondere temperaturabhängige Kondensation und Verdunstung, aber auch die Partikelneubildung durch Nukleation.
- Ausgabe der Konzentration schwerflüchtiger organischer Gase mit stündlicher Auflösung.
- Das weiterentwickelte Ausbreitungsmodell soll für mehrere standardisierte Ausbreitungssituationen (Wetterlagen) getestet werden.
- Simulationen längerer Zeiträume (Monate bis Jahre) sollen mit vertretbarem rechnerischem Aufwand (z. B. < 3 Monate Rechenzeit für ein Jahr) durchführbar sein.

#### Zeitaufwand und zeitliche Einordnung:

In der 2. Belastungsstudie ist eine ausführlichen Testung des weiterentwickelten Modells vorgesehen. Für das Testen des weiterentwickelten Modells wird ein Zeitraum von 0,5 Jahren veranschlagt. Die Aufnahme des Ergänzungsmoduls in die 2. Belastungsstudie, die parallel zur Wirkungsstudie läuft, hat die endgültige Erstellung der Immissionskarten und der Karten des Flughafenbeitrags zum Ziel. Dieses Ziel soll im Zeitraum von einem Jahr erreicht werden. Alle Eingangsdaten für die Ausbreitungsmodellierung in der 1. Belastungsstudie sollen an die Modellierung in der 2. Belastungsstudie übergeben werden, so dass sowohl die Emissionen als auch die Meteorologie nicht erneut berechnet werden müssen. Eine Anpassung der Emissionen bzw. Erweiterung der Emissionen um weitere Schadstoffe kann ggf. erforderlich sein.

Die erneute Erstellung der Immissionskarten soll mit dem iterativen Prozess zur Wirkungsstudie abgeglichen werden. Die Veränderung der modellierten UFP-Immissionen und die Veränderung des

Flughafenbeitrags sollen an die gleichzeitig in 2. Belastungsstudie stattfindende Expositionsmodellierung zeitnah übermittelt werden.

## 7.6 Expositionsmodellierung

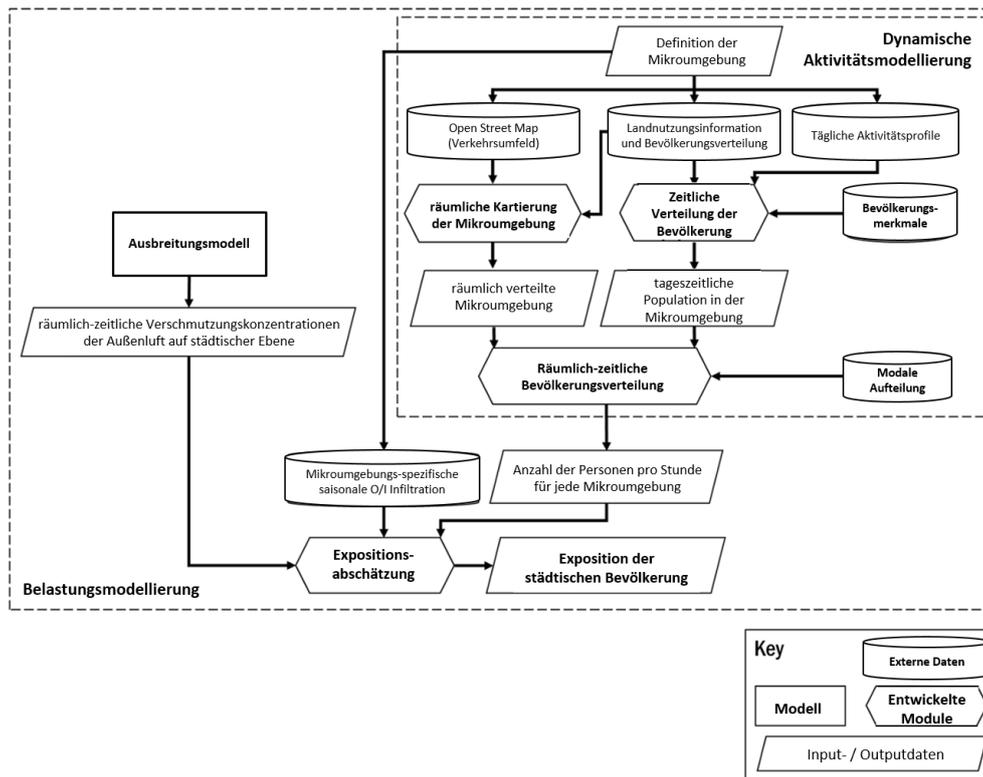
### *Sinnvolle Ergänzung im Hinblick auf die Wirkungsstudie*

Basierend auf der Kartierung der UFP Belastung sollen die Voraussetzungen für weitergehende Modellberechnungen zur Abschätzung der UFP Exposition in der Bevölkerung geklärt werden. Die modellbasierte Abschätzung der Exposition kann im Hinblick auf die Entwicklung der Wirkungsstudie wichtige Hinweise zu räumlichen oder zeitlichen Hotspots für die Gesundheitswirkung geben. Entsprechend der Dauer der Exposition spricht man von Kurzzeit-Exposition (bis zu 14 Tage), mittelfristiger Exposition (zwischen 14 Tagen und einem Jahr) und Langzeit-Exposition (ein Jahr oder länger). Es ist bekannt, dass die Langzeit-Exposition zu UFP negative Folgen für das Herz-Kreislaufsystem und das Atmungssystem beim Menschen haben kann. Bei der Kurzzeit-Exposition zu UFP sind Gesundheitseffekte weniger gut abgesichert und Gegenstand anhaltender wissenschaftlicher Diskussion. Bei der Expositionsabschätzung müssen nicht nur die Immissionen eines Wirkstoffs berücksichtigt werden, sondern auch die Faktoren, die sich auf das Verhalten des Menschen beziehen und damit die Exposition einer Person oder einer Bevölkerungsgruppe gegenüber einem Wirkstoff bestimmen (Vallero, 2014). Im einfachsten Fall kann die Exposition als Produkt der mittleren UFP Konzentration in der bodennahen Luft und dem Zeitraum den die betreffende Bevölkerungsgruppe in der entsprechenden Umgebung verbringt, beschrieben werden.

Ein sehr gebräuchliches Konzept in Expositionsstudien ist die Unterteilung der Aktivität in verschiedene *Mikroumwelten* (Soares et al. 2014; Ramacher et al. 2019), für die jeweils eine homogene Belastung angenommen wird. *Mikroumwelten* sind z. B. Wohnung, Arbeitsplatz, Outdoor-Aktivitäten und Verkehr. Mittels dieses Konzepts kann die mittlere Personen- oder Bevölkerungsexposition als lineare Kombination der Konzentrationen in den verschiedenen *Mikroumwelten*, gewichtet mit der Aufenthaltsdauer in diesen berechnet werden. Darüber hinaus ermöglicht das Konzept die Berücksichtigung der Infiltration von Außenluft in verschiedene Innenraum-Umgebungen. Neben den räumlich hochaufgelösten Immissionskonzentrationen ist für die Abschätzung der Bevölkerungsexposition sowohl die Häufigkeit und Dauer der Exposition von betreffenden Personen als auch die Anzahl, Dichte und Verhaltensweisen der betroffenen Bevölkerung zu berücksichtigen (s. Abb. 9).

Statistische Daten zur räumlichen Bevölkerungsdichte und der durchschnittlichen Aktivität (zeitlicher Aufenthalt in der Wohnung, am Arbeitsplatz, im Verkehr und Freizeitverhalten), sowie eventuell Daten zur Altersstruktur, müssen für die Expositionsabschätzung erhoben werden.

Dynamische Aktivität und Aufenthaltsdauer der Population (Populationskarten) basierend auf Karten der Bevölkerungsstatistik (lokale Bevölkerungsdaten oder Copernicus Urban Atlas, <https://land.copernicus.eu/local/urban-atlas/population-estimates-by-urban-atlas-polygon>). Im Gegensatz zur statischen Expositionsberechnung wird bei der dynamischen Expositionsberechnung keine ortsfeste Bevölkerung (100 % Aufenthaltsdauer an der Meldeadresse) angenommen, sondern die Bewegung der Bevölkerung zwischen verschiedenen Mikroumgebungen (Wohnung, Arbeit, Flughafen, Auto, etc.) während des Tagesverlaufs wird anhand lokaler oder generischer Aktivitätsprofile simuliert. Mit dieser Definition können die dynamischen Expositionsmodelle besser von einer klassischen (in der Epidemiologie üblichen) statischen Exposition sowie auch von sogenannten „Agenten-basierten Modellen“ abgegrenzt werden.



**Abbildung 9:** Arbeitsablauf für die Modellierung der Bevölkerungsexposition.  
 Grafik von Dr. Martin Ramacher, Helmholtz-Zentrum Hereon.

Zusammenfassung der Anforderungen an die Expositionsmodellierung:

Im Hinblick auf die Wirkungsstudie sollte in der Endphase der Belastungsstudie eine Abschätzung der Bevölkerungsexposition basierend auf der UFP-Immissionskartierung durchgeführt werden. Für die Expositionsmodellierung werden gerasterte Daten (bzw. Polygone) der Bevölkerungsdichte in der gleichen räumlichen Auflösung wie die Modellausgabe benötigt, also Bevölkerungsdaten mit 100 m Auflösung. Die Anforderung an die Expositionsabschätzung in der Flughafenregion ist die Verwendung eines dynamischen Expositionsmodells, um die Bevölkerungsexposition unter Berücksichtigung des Aufenthalts in verschiedenen Mikroumgebungen (Wohnung, Arbeitsplatz, Outdoor-Aktivitäten und Verkehr) und der entsprechenden Aufenthaltsdauer in diesen Umgebungen zu bestimmen. Darüber hinaus ermöglicht dieser Ansatz die Berücksichtigung der Infiltration von Außenluft in verschiedene Innenraum-Umgebungen, falls dies als notwendig erachtet werden sollte.

Einordnung der Expositionsmodellierung mit LUR-Ansätzen:

Landnutzungs-Regressions-Modelle (kurz: LUR-Modelle) sind für den Einsatz in der Wirkungsstudie grundsätzlich geeignet, vor allem wenn es um die Langzeitfolgen der UFP für die Gesundheit geht. LUR-Modelle haben sich zu einem etablierten Ansatz zur Abschätzung der räumlichen Variabilität der Luftverschmutzung entwickelt, beispielsweise bei der Expositionsabschätzung in epidemiologischen Studien. Verschiedene Studien haben untersucht, wie gut LUR-Modelle die räumliche Variabilität von Schadstoffkonzentrationen innerhalb einer Stadt abschätzen kann (z. B. Hoek et al., 2008). In Luftqualitätsstudien sind die abhängigen Variablen in einem LUR-Modell die (meist gemessenen) Umgebungskonzentrationen, während die unabhängigen Variablen Geodaten aus Geographischen Informationssystemen (GIS) wie Landnutzungsinformationen, Bevölkerungsdaten, Verkehrsnetz und Topographie umfassen. LUR-Ansätze zur Luftqualität beinhalten typischerweise GIS-abgeleitete

Landnutzung, topografische Daten, Bevölkerungsdaten und Schätzungen von Bodenkonzentrationen (dies können bodengestützte Messungen oder Modelldaten sein). LUR-Ansätze (multiple Regressionsmodelle) und neuronale Netze (Machine Learning Systeme) benötigen nicht unbedingt meteorologische Felder und Emissionsdaten, da in diesen ihre Wirkung auf die Ausbreitung und Häufigkeit von Schadstoffen in atmosphärischen Konzentrationsfeldern der Umgebung bereits abgebildet wird. Jedoch wäre es sinnvoll, meteorologische Größen wie Oberflächentemperatur und Sonneneinstrahlung als Proxydaten in solchen Datenfusionssystemen zu verwenden. LUR-Modelle verwenden dabei zumeist lange Zeitreihen von Messungen an einigen wenigen Punkten und interpolieren dann relativ zum räumlichen Zusammenhang. Schwachpunkt der LUR-Ansätze ist hierbei die geringe Repräsentativität der ausgewählten Messpunkte für die jeweilige Landnutzungs-kategorie. Zum Beispiel sind die Messungen an einer Verkehrsstation nicht repräsentativ für ein ganzes Stadtviertel. Für eine Validierung sollte das auf den Messungen basierte LUR mit der dynamischen Expositionsmodellierung, die auf den modellierten hochaufgelösten Daten des Ausbreitungsmodells basiert, verglichen werden.

## **8. Iterativer Prozess zur Entwicklung einer Wirkungsstudie**

### **Ziel:**

1) Definition eines iterativen Prozesses für die Entwicklung einer UFP-Wirkungsstudie im Großraum um den Frankfurter Flughafen, unter Einbindung aller relevanten Akteure

Der iterative Prozess zur Entwicklung einer UFP-Wirkungsstudie soll parallel zur Belastungsstudie stattfinden und dient dazu am Ende ein UFP-Wirkungsstudienkonzept zu haben, welches von allen Beteiligten akzeptiert wird. Ziele einer solchen Wirkungsstudie sollte es sein, ein möglichst genaues und ganzheitliches Bild von den gesundheitlichen Auswirkungen durch eine durch den Flughafen Frankfurt verursachte UFP-Belastung zu geben.

### **Anforderungen an den iterativen Prozess:**

Um am Ende ein Konzept für eine UFP-Wirkungsstudie zu haben, ist es wichtig am Anfang eine klare Definition der Ziele einer solchen Wirkungsstudie durch den Auftraggeber zu haben, damit entsprechende Expertise in den Prozess mit eingebunden werden kann. Die einzubindenden Experten sollten sowohl aus dem medizinischen, als auch aus dem toxikologischen Bereich kommen. Die Einbindung von Toxikologen ermöglicht die gesundheitlichen Auswirkungen von chemischen Verbindungen in den UFP auf biologische Systeme zu untersuchen.

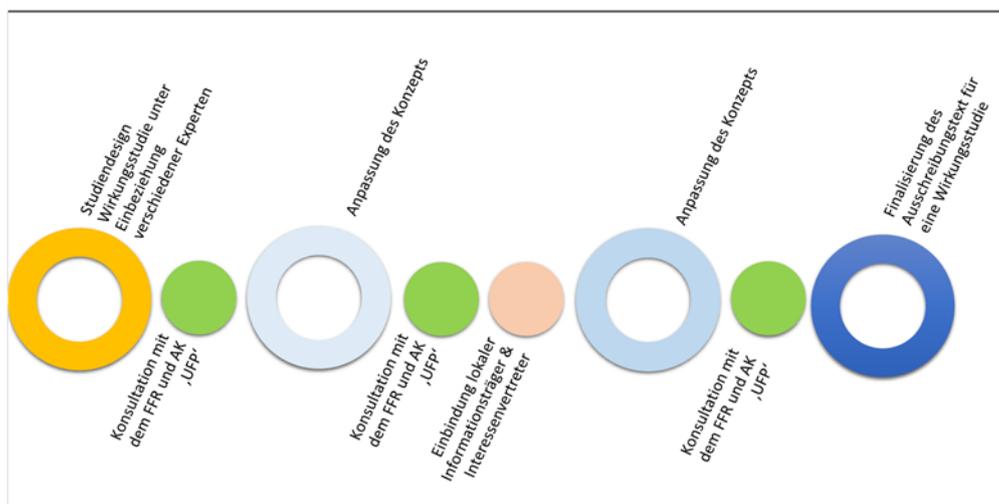
Im Vorfeld der Wirkungsstudie sollten die genaue Definition der zu untersuchenden Krankheitsbilder und entsprechender zu erhebendem medizinischem Parameter formuliert werden, um möglichst Kurzzeit- und Langzeiteffekte auf die Gesundheit untersuchen zu können und eine bessere Abschätzung der Kosten zu haben. Einige Erkrankungen, die durch Belastung mit Luftschadstoffen entstehen, sind erst nach wiederholten Untersuchungen festzustellen. Die toxikologische Untersuchungen können das Verständnis der potenziellen Gesundheitsrisiken für den Menschen, die in epidemiologischen Studien untersucht werden, verbessern und somit einen direkten Zusammenhang herausfinden. Insofern sollten die toxikologischen Studien als Bindeglied zwischen der Belastungsstudie und der Wirkungsstudie betrachtet werden.



**Abbildung 10:** Schematische Darstellung der zu untersuchenden Personengruppen und der Target-Organen.

Gleichzeitig mit der Wahl der zu untersuchenden Krankheitsbilder sollten im iterativen Prozess die zu untersuchenden Personengruppen definiert werden (Abb. 10). Dabei bieten sich insbesondere die vulnerablen Gruppen wie z. B. Kinder oder Senioren an, da sie besonders sensitiv auf Luftverschmutzung reagieren.

Um eine geeignete Studie für den Raum Frankfurt zu konzeptionieren, die alle Aspekte abdeckt, ist eine enge Zusammenarbeit mit allen Partnern durch regelmäßige Treffen und Workshops, sowie eine Dokumentation der jeweiligen Sitzungsergebnisse notwendig. Letztere sollten in geeigneter Weise auch veröffentlicht werden, um Transparenz zu schaffen. Durch regelmäßige Treffen mit dem FFR und dem AK ‚UFP‘ sollte ein enger Austausch zwischen den unterschiedlichen Akteuren gewährleistet werden, um die Konzeptionierung der Studie in regelmäßigen Abständen anzupassen.



**Abbildung 11:** Iterativer Prozess zur Entwicklung einer Wirkungsstudie.

Damit die Akzeptanz in der Bevölkerung für eine solche Studie erhöht wird und Missverständnisse vermieden werden, sollten die später zu untersuchenden Probandengruppen möglichst früh in diesen Prozess eingebunden werden (Abb. 11 und 12). Auch die Beteiligung der lokale medizinische Institute, wie z. B. die Uniklinik Frankfurt, an der Entwicklung und später auch an der Durchführung der Wirkungsstudie dient der späteren Erhöhung der Akzeptanz in der Bevölkerung, und ist auch aus

logistischer Sicht sinnvoll, da die Mitwirkenden direkt in Frankfurt untersucht werden könnten. Ein weiteres Mittel zur Erhöhung der Akzeptanz einer solchen Studie ist die Einbindung von lokalen Informationsträgern oder Interessenvertretern z. B. Gesundheitsämter und Bezirksvertreter.



**Abbildung 12:** Akteure die in den iterativen Prozess eingebunden werden sollten mit Gewichtung auf die Konsultation mit dem FFR und AK ,UFP'.

## 9. Datenmanagementkonzept

### Ziele:

- 1) Die Speicherung und Sicherung der in den beiden Studien gewonnen Mess- und Modellergebnisse
- 2) Den Schutz und Sicherung von personenbezogener Daten um den Datenschutz und Ethischen Richtlinien einzuhalten
- 3) Den sicheren Austausch von Informationen zwischen allen Beteiligten zu garantieren
- 4) Das Data Sharing und den Wissenstransfer zu gewährleisten

### Anforderungen an die Speicherung und Sicherung der in den Studien gewonnen Mess- und Modellergebnisse:

Die in den jeweiligen Studien gewonnen Mess- und Modellergebnisse sollten zentral gesammelt, gespeichert und gesichert werden. Dabei sollte, um den Aufwand und die Kosten in einem überschaubaren Rahmen zu halten, nur die Ergebnisse und entsprechende Metadaten (wer, wann, womit, etc.) zentral gespeichert werden und für jeden zugänglich gemacht werden. Die Rohdaten und verwendete Auswerteroutinen sollten bei den jeweiligen die Daten generierenden Instituten verbleiben, mit der Auflage sie mindestens 10 Jahre bis nach dem Ende der letzten Studie in diesem Prozess aufzubewahren und verfügbar zu halten. Bei Anfrage durch den Auftraggeber können diese Daten zur Verfügung gestellt werden.

*Anforderungen an den Schutz und Sicherung von personenbezogener Daten um den Datenschutz und Ethischen Richtlinien einzuhalten:*

Die Ethik muss Teil des übergreifenden Konzepts sein und sollte während des gesamten Projektes kontinuierlich überwacht werden, um sicherzustellen, dass der wichtige Nutzen für die Bevölkerung, der von dieser Forschung erwartet wird, auch erreicht werden kann. Dazu müssen die an der Wirkungsstudie beteiligten Forscher u. a. ein Ethikvotum bei ihrer zuständigen Ethikkommission einholen und sicherstellen, dass die Daten sicher gelagert werden. Ein weiterer Schwerpunkt liegt auf dem Schutz personenbezogener Daten, der jeweils von den die Daten erhebenden Institutionen, d. h. den Auftragnehmern, zu gewährleisten ist. Dazu müssen für die einzelnen Datensätze Zugriffsrechte definiert und verwaltet werden.

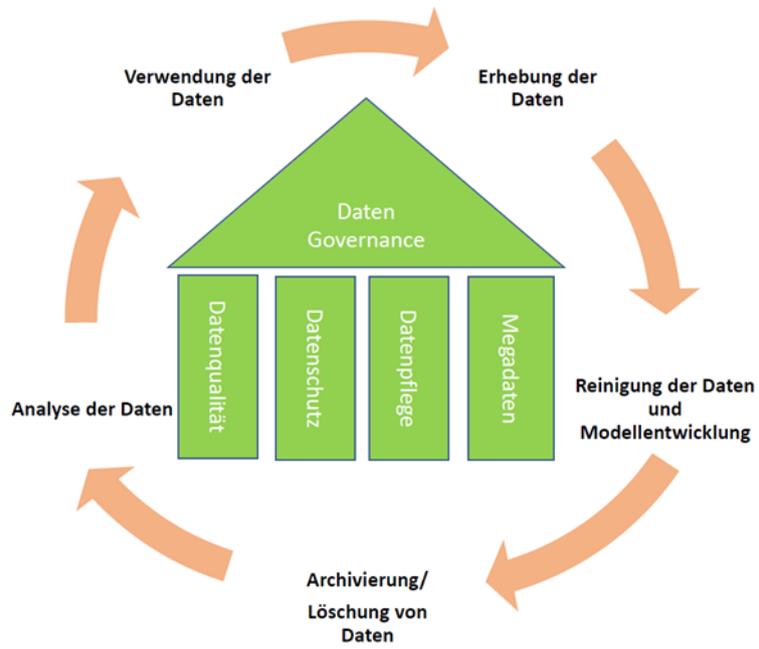
*Anforderungen an den sicheren Austausch von Informationen zwischen allen Beteiligten:*

Grundlagen für den Erfolg eines ganzheitlichen Studienkonzeptes ist der möglichst reibungslose Austausch aller Beteiligten. Für diesen Austausch wird eine Plattform nötig sein, die die unterschiedlichen Interessen und Expertisen der Beteiligten berücksichtigt. Dies umfasst u. a. die rechtzeitigen Erkennung, Analyse und Dokumentation von Herausforderungen, die Maximierung des Nutzens für die öffentliche Gesundheit unter vollständiger Einhaltung der relevanten ethischen Belange, einschließlich, aber nicht beschränkt auf Transparenz, Fairness und Schutz der Privatsphäre. Jeglicher Datenzugriff auf eine gemeinsame Plattform sollte eine Authentifizierung mindestens mittels Nutzernamen und Passwörtern erfordern, um die Sicherheit der erhobenen Daten zu gewährleisten. Die Datenübermittlung außerhalb abgeschlossener Netze sollte in verschlüsselter Form erfolgen.

*Anforderungen an das Data Sharing und den Wissenstransfer:*

Zum Wissenstransfer gehört die Weitergabe bestehender Protokolle und die Bereitstellung von Analyseplänen, die Überwachung von Einwilligungs- und Informationsverfahren in Bezug auf menschliche Teilnehmer, sowie Empfehlungen für die künftige Erhebung von Individualdaten. Die Datenerhebung und -verbreitung sollte möglichst unter Berücksichtigung der FAIR-Prinzipien (Findability, Accessibility, Inter-operability, Reusability) und unter Berücksichtigung der EU-Datenschutzgrundverordnung erfolgen.

Alle Daten, die aus der Studie und ihren ergänzenden ökologischen und medizinischen Bewertungen resultieren, unterliegen einer strengen Qualitätskontrolle und Datenschutzstandards müssen eingehalten werden. Die Ergebnisse eines Projektes sollten öffentlich zugänglich sein, ohne dabei jedoch den Datenschutz zu verletzen. Die entwickelten Leitlinien und Instrumente sollten frei verfügbar sein, um einen Einfluss auf die Maßnahmen, die Gesundheit und das Gesundheitswesen zu haben. Metadaten, die aus solchen Projekten resultieren, stammen aus unterschiedlichen Quellen und der Zugang zu ihnen sollte im Rahmen eines detaillierten Datenmanagementplans geregelt werden, damit alle Beteiligten Zugang zu diesen Daten erhalten.



**Abbildung 13:** Schematische Darstellung des Datenmanagementkonzept.

## 10. Abkürzungsverzeichnis

|        |   |
|--------|---|
| AES    | Automatisierte Expositionsstation                         |
| AMS    | Aerosolmassenspektrometer                                 |
| AOD    | Aerosol Optical Depth                                     |
| CTM    | Chemietransportmodell                                     |
| EC     | Elemental Carbon  |
| FFR    | Forum Flughafen und Region                                |
| GUAN   | German Ultrafine Aerosol Network                          |
| HC     | Hydrocarbons  |
| HEFA   | Hydroprocessed Esters and Fatty Acids                     |
| HLNUG  | Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie |
| ICAO   | International Civil Aviation Organization                 |
| LES    | Large Eddy Simulation                                     |
| LTOF   | Long Time-of-Flight (Mass Spectrometer)                   |
| MAAP   | Multi-Angle Absorption Photometry                         |
| MOUDI  | Microorifice Uniform Deposition Impactor                  |
| MPSS   | Mobility Particle size Spectrometer                       |
| nvPM   | non-volatile Particulate Matter                           |
| OC     | Organic Carbon  |
| OFR    | Oxidationsflussreaktor                                    |
| PAK    | Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe              |
| PM     | Particulate Matter  |
| PM1    | Particulate Matter < 1 µm                                 |
| PM10   | Particulate Matter < 10 µm                                |
| PM2.5  | Particulate Matter < 2,5 µm                               |
| PMF    | Positive Matrix Factorization                             |
| PrMo   | Projektmonat  |
| RANS   | Reynolds averaged Navier Stokes                           |
| ROS    | Reactive Oxygen Species                                   |
| SN     | Smoke number  |
| SOP    | Standard Operating Procedure                              |
| TD-DMA | Thermal-Desorption Differential Mobility Analyzer         |
| UAV    | Unmanned Aerial Vehicle                                   |
| UBA    | Umweltbundesamt   |
| UFP    | Ultrafeine Partikel                                       |
| VOC    | Volatile Organic Compounds                                |
| vPM    | volatile Particulate Matter                               |

## 11. Literaturverzeichnis

- Austin, E., Xiang, J., Gould, T. R., Shirai, J. H., Yun, S., Yost, M. G., Larson, T. V. und Seto, E.: Distinct Ultrafine Particle Profiles Associated with Aircraft and Roadway Traffic, *Environ. Sci. Technol.* **55**, 2847–2858, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05933>, 2021.
- Belis, C. A., Karagulian, F., Larsen, B. R. und Hopke, P. K.: Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe, *Atmos. Environ.* **69**, 94–108, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.009>, 2013.
- Brilke, S., Fölker, N., Müller, T., Kandler, K., Gong, X., Peischl, J., Weinzierl, B. und Winkler, P. M.: New particle formation and sub-10 nm size distribution measurements during the A-LIFE field experiment in Paphos, Cyprus, *Atmos. Chem. Phys.* **20**, 5645–5656, <https://doi.org/10.5194/acp-20-5645-2020>, 2020.
- Canagaratna, M. R., Jayne, J. T., Jimenez, J. L., Allan, J. D., Alfarra, M. R., Zhang, Q., Onasch, T. B., Drewnick, F., Coe, H., Middlebrook, A., Delia, A., Williams, L. R., Trimborn, A. M., Northway, M. J., DeCarlo, P. F., Kolb, C. E., Davidovits, P. und Worsnop, D. R.: Chemical and microphysical characterization of ambient aerosols with the aerodyne aerosol mass spectrometer, *Mass Spectrom. Rev.* **26**, 185–222, <https://doi.org/10.1002/mas.20115>, 2007.
- Cassee, F. R., Héroux, M.-E., Gerlofs-Nijland, M. E. und Kelly, F. J.: Particulate matter beyond mass: recent health evidence on the role of fractions, chemical constituents and sources of emission, *Inhal. Toxicol.* **25**, 802–812, <https://doi.org/10.3109/08958378.2013.850127>, 2013.
- Chen, C., Yao, M., Luo, X., Zhu, Y., Liu, Z., Zhuo, H. und Zhao, B.: Outdoor-to-indoor transport of ultrafine particles: Measurement and model development of infiltration factor, *Environ. Pollut.* **267**, 115402, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115402>, 2020.
- Collet, S., Minoura, H., Kidokoro, T., Sonoda, Y., Kinugasa, Y., Karamchandani, P., Johnson, J., Shah, T., Jung, J. und DenBleyker, A.: Future year ozone source attribution modeling studies for the eastern and western United States, *J. Air Waste Manage.* **64**, 1174–1185, <https://doi.org/10.1080/10962247.2014.936629>, 2014.
- Cory-Slechta, D. A., Sobolewski, M., Marvin, E., Conrad, K., Merrill, A., Anderson, T., Jackson, B. P. und Oberdorster, G.: The Impact of Inhaled Ambient Ultrafine Particulate Matter on Developing Brain: Potential Importance of Elemental Contaminants, *Toxicol. Pathol.* **47**, 976–992, <https://doi.org/10.1177/0192623319878400>, 2019.
- Delfino, R. J., Sioutas, C. und Malik, S.: Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health, *Environ. Health Perspect.* **113**, 934–946, <https://doi.org/10.1289/ehp.7938>, 2005.
- Dodson, R. E., Andres Houseman, E., Morin, B. und Levy, J. I.: An analysis of continuous black carbon concentrations in proximity to an airport and major roadways, *Atmos. Environ.* **43**, 3764–3773, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.014>, 2009.
- Ditas, F., Rose, D. und Jacobi, S.: 4. Bericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt: Überblick über die bisherigen Messungen zu ultrafeinen Partikeln in der Region, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 34 S., 2022.
- Durdina, L., Brem, B. T., Setyan, A., Siegerist, F., Rindlisbacher, T. und Wang, J.: Assessment of Particle Pollution from Jetliners: from Smoke Visibility to Nanoparticle Counting, *Environ. Sci. Technol.* **51**, 3534–3541, <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05801>, 2017.
- Elder, A., Gelein, R., Silva, V., Feikert, T., Opanashuk, L., Carter, J., Potter, R., Maynard, A., Ito, Y., Finkelstein, J. und Oberdorster, G.: Translocation of inhaled ultrafine manganese oxide particles to the central nervous system, *Environ. Health Perspect.* **114**, 1172–1178, <https://doi.org/10.1289/ehp.9030>, 2006.

- Freund, J.: Einfluss von Flugzeugemissionen auf die bodennahe Konzentration von Ultrafeinstaubpartikeln, Abschlussarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Master of Science (M.Sc.), Institut für Atmosphäre und Umwelt, Goethe-Universität Frankfurt am Main, Frankfurt am Main, 92 S., 2019.
- Fushimi, A., Saitoh, K., Fujitani, Y. und Takegawa, N.: Identification of jet lubrication oil as a major component of aircraft exhaust nanoparticles, *Atmos. Chem. Phys.* **19**, 6389–6399, <https://doi.org/10.5194/acp-19-6389-2019>, 2019.
- Geiser, M. und Kreyling, W.: Deposition and biokinetics of inhaled nanoparticles, *Part. Fibre Toxicol.* **7**, 2010.
- Gerling, L., Wiedensohler, A. und Weber, S.: Statistical modelling of spatial and temporal variation in urban particle number size distribution at traffic and background sites, *Atmos. Environ.* **244**, 117925, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117925>, 2021.
- Gerwig, H.: Messung ultrafeiner Partikel im Umfeld eines Großflughafens, Potsdam, 3 S., 2016.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J. und Foltescu, V.: Urban scale modeling of particle number concentration in Stockholm, *Atmos. Environ.*, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.11.042>, 2005.
- Habre, R., Zhou, H., Eckel, S. P., Enebish, T., Fruin, S., Bastain, T., Rappaport, E. und Gilliland, F.: Short-term effects of airport-associated ultrafine particle exposure on lung function and inflammation in adults with asthma, *Environ. Int.* **118**, 48–59, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.05.031>, 2018.
- He, R.-W., Gerlofs-Nijland, M. E., Boere, J., Fokkens, P., Leseman, D., Janssen, N. A. H. und Cassee, F. R.: Comparative toxicity of ultrafine particles around a major airport in human bronchial epithelial (Calu-3) cell model at the air-liquid interface, *Toxicol. In Vitro* **68**, 104950, <https://doi.org/10.1016/j.tiv.2020.104950>, 2020.
- HBEFA: Handbook Emission Factors for Road Transport. HBEFA 4.2 Update Documentation, 24. Januar 2022, [https://www.hbefa.net/d/documents/HBEFA42\\_Update\\_Documentation.pdf](https://www.hbefa.net/d/documents/HBEFA42_Update_Documentation.pdf), 2022.
- HEI: Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles, *HEI Perspectives* **3**, 2013.
- Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P. und Briggs, D. A.: Review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution, *Atmos. Environ.*, **42** (33), 7561-7578, 2008.
- Hoek, G.: Methods for Assessing Long-Term Exposures to Outdoor Air Pollutants, *Curr. Environ. Health Rep.* **4**, 450–462, <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0169-5>, 2017.
- Hu, S., Fruin, S., Kozawa, K., Mara, S., Winer, A. M. und Paulson, S. E.: Aircraft emission impacts in a neighborhood adjacent to a general aviation airport in southern California, *Environ. Sci. Technol.* **43**, 8039–8045, <https://doi.org/10.1021/es900975f>, 2009.
- Hudda, N. und Fruin, S. A.: International Airport Impacts to Air Quality: Size and Related Properties of Large Increases in Ultrafine Particle Number Concentrations, *Environ. Sci. Technol.* **50**, 3362–3370, <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05313>, 2016.
- Hudda, N., Simon, M. C., Zamore, W. und Durant, J. L.: Aviation-Related Impacts on Ultrafine Particle Number Concentrations Outside and Inside Residences near an Airport, *Environ. Sci. Technol.* **52**, 1765–1772, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05593>, 2018.
- Hudda, N., Durant, L. W., Fruin, S. A. und Durant, J. L.: Impacts of Aviation Emissions on Near-Airport Residential Air Quality, *Environ. Sci. Technol.* **54**, 8580–8588, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01859>, 2020.

- Hudda, N., Gould, T., Hartin, K., Larson, T. V. und Fruin, S. A.: Emissions from an international airport increase particle number concentrations 4-fold at 10 km downwind, *Environ. Sci. Technol.* **48**, 6628–6635, <https://doi.org/10.1021/es5001566>, 2014.
- ICAO: ICAO Aircraft Engine Emissions Databank: ICAO Annex 16, Volume II, EASA, <https://www.easa.europa.eu/domains/environment/icao-aircraft-engine-emissions-databank>, letzter Zugriff: 14. Oktober 2021, 2021.
- ICAO: Environmental Report 2016: On Board a Sustainable Future, Montreal, 250 S., 2016.
- Jonsdottir, H. R., Delaval, M., Leni, Z., Keller, A., Brem, B. T., Siegerist, F., Schönenberger, D., Durdina, L., Elser, M., Burtscher, H., Liati, A. und Geiser, M.: Non-volatile particle emissions from aircraft turbine engines at ground-idle induce oxidative stress in bronchial cells, *Commun. Biol.* **2**, 90, <https://doi.org/10.1038/s42003-019-0332-7>, 2019.
- Khan, B., Banzhaf, S., Chan, E. C., Forkel, R., Kanani-Sühring, F., Ketelsen, K., Kurppa, M., Maronga, B., Mauder, M., Raasch, S., Russo, E., Schaap, M. und Sühring, M.: Development of an atmospheric chemistry model coupled to the PALM model system 6.0: implementation and first applications, *Geosci. Model. Dev.*, **14**, 1171–1193, <https://doi.org/10.5194/gmd-14-1171-2021>, 2021.
- Kaminski, H. und Asbach, C.: Durchführung von Messungen der Größenverteilung von Partikeln sowie Wissenstransfer zur Gerätetechnik und zur Auswertung/Interpretation der Daten: Berichtszeitraum: 01.01.-31.12.2018, Angebot Nr. UN1/UN2\_QuaAsb\_2016, Institut für Energie- und Umwelttechnik e. V., Duisburg, 23 S., 2019.
- Karl, M., Kukkonen, J., Keuken, M. P., Lützenkirchen, S., Pirjola, L. und Hussein, T.: Modeling and measurements of urban aerosol processes on the neighborhood scale in Rotterdam, Oslo and Helsinki, *Atmos. Chem. Phys.* **16**, 4817–4835, <https://doi.org/10.5194/acp-16-4817-2016>, 2016.
- Karl, M., Walker, S.-E., Solberg, S. und Ramacher, M. O. P.: The Eulerian urban dispersion model EPISODE. Part II: Extensions to the source dispersion and photochemistry 5 for EPISODE-CityChem v1.2 and its application to the city of Hamburg, *Geosci. Model Dev.*, **12**, 3357–3399, <https://doi.org/10.5194/gmd-12-3357-2019>, 2019.
- Karl, M., Pirjola, L., Grönholm, T., Kurppa, M., Anand, S., Zhang, X., Held, A., Sander, R., Dal Maso, M., Topping, D., Jiang, S., Kangas, L. und Kukkonen, J.: Description and evaluation of the community aerosol dynamics model MAFOR v2.0, *Geosci. Model Dev. Discuss.*, Preprint, <https://doi.org/10.5194/gmd-2021-397>, in review, 2021.
- Kelly, F. J. und Fussell, J. C.: Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter, *Atmos. Environ.* **60**, 504–526, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039>, 2012.
- Keuken, M. P., Moerman, M., Zandveld, P., Henzing, J. S. und Hoek, G.: Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands), *Atmos. Environ.* **104**, 132–142, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.015>, 2015.
- Kılıç, D., El Haddad, I., Brem, B. T., Bruns, E., Bozetti, C., Corbin, J., Durdina, L., Huang, R.-J., Jiang, J., Klein, F., Lavi, A., Pieber, S. M., Rindlisbacher, T., Rudich, Y., Slowik, J. G., Wang, J., Baltensperger, U. und Prévôt, A. S. H.: Identification of secondary aerosol precursors emitted by an aircraft turbofan, *Atmos. Chem. Phys.* **18**, 7379–7391, <https://doi.org/10.5194/acp-18-7379-2018>, 2018.
- Kinsey, J. S., Hays, M. D., Dong, Y., Williams, D. C. und Logan, R.: Chemical characterization of the fine particle emissions from commercial aircraft engines during the Aircraft Particle Emissions eXperiment (APEX) 1 to 3, *Environ. Sci. Technol.* **45**, 3415–3421, <https://doi.org/10.1021/es103880d>, 2011.

- Kukkonen, J., Karl, M., Keuken, M. P., van der Denier Gon, H. A. C., Denby, B. R., Singh, V., Douros, J., Manders, A., Samaras, Z., Moussiopoulos, N., Jonkers, S., Aarnio, M., Karppinen, A., Kangas, L., Lützenkirchen, S., Petäjä, T., Vouitsis, I. und Sokhi, R. S.: Modelling the dispersion of particle numbers in five European cities, *Geosci. Model Dev.* **9**, 451–478, <https://doi.org/10.5194/gmd-9-451-2016>, 2016.
- Kumar, P., Ketzler, M., Vardoulakis, S., Pirjola, L. und Britter, R.: Dynamics and dispersion modelling of nanoparticles from road traffic in the urban atmospheric environment—A review, *J. Aerosol Sci.* **42**, 580–603, <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2011.06.001>, 2011.
- Kurppa, M., Hellsten, A., Roldin, P., Kokkola, H., Tonttila, J., Auvinen, M., Kent, C., Kumar, P., Maronga, B. und Järvi, L.: Implementation of the sectional aerosol module SALSA2.0 into the PALM model system 6.0: model development and first evaluation, *Geosci. Model Dev.* **12**, 1403–1422, <https://doi.org/10.5194/gmd-12-1403-2019>, 2019.
- Lammers, A., Janssen, N. A. H., Boere, A. J. F., Berger, M., Longo, C., Vijverberg, S. J. H., Neerinx, A. H., Maitland-van der Zee, A. H. und Cassee, F. R.: Effects of short-term exposures to ultrafine particles near an airport in healthy subjects, *Environ. Int.* **141**, 105779, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105779>, 2020.
- Lauenburg, M., Karl, M., Matthias, V., Quante, M. und Ramacher, M. O. P.: City scale modeling of ultrafine particles in urban areas with special focus on passenger ferryboat emission impact, *Toxics*, accepted, 2021.
- Leikauf, G. D., Kim, S.-H. und Jang, A.-S.: Mechanisms of ultrafine particle-induced respiratory health effects, *Exp. Mol. Med.* **52**, 329–337, <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0394-0>, 2020.
- Li, N., Sioutas, C., Cho, A., Schmitz, D., Misra, C., Sempf, J., Wang, M., Oberley, T., Froines, J. und Nel, A.: Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage, *Environ. Health Perspect.* **111**, 455–460, <https://doi.org/10.1289/ehp.6000>, 2003.
- Liat, A., Schreiber, D., Alpert, P. A., Liao, Y., Brem, B. T., Corral Arroyo, P., Hu, J., Jonsdottir, H. R., Ammann, M. und Dimopoulos Eggenschwiler, P.: Aircraft soot from conventional fuels and biofuels during ground idle and climb-out conditions: Electron microscopy and X-ray micro-spectroscopy, *Environ. Pollut.* **247**, 658–667, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.078>, 2019.
- Lorentz, H., Schmidt, W., Hellebrandt, P., Ketzler, M., Jakobs, H. und Janicke, U.: Einfluss eines Großflughafens auf zeitliche und räumliche Verteilungen der Außenluft-konzentrationen von Ultrafeinstaub < 100 nm, um die potentielle Belastung in der Nähe zu beschreiben - unter Einbeziehung weiterer Luftschadstoffe (Ruß, Stickoxide und Feinstaub (PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>)), Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul, Forschungskennzahl 3716 52 200 0, 145 S., 2019.
- Maher, B. A., Ahmed, I. A. M., Karloukovski, V., MacLaren, D. A., Foulds, P. G., Allsop, D., Mann, D. M. A., Torres-Jardón, R. und Calderon-Garciduenas, L.: Magnetite pollution nanoparticles in the human brain, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **113**, 10797–10801, <https://doi.org/10.1073/pnas.1605941113>, 2016.
- Maronga, B., Banzhaf, S., Burmeister, C., Esch, T., Forkel, R., Fröhlich, D., Fuka, V., Gehrke, K. F., Geletič, J., Giersch, S., Gronemeier, T., Groß, G., Heldens, W., Hellsten, A., Hoffmann, F., Inagaki, A., Kadasch, E., Kanani-Sühring, F., Ketelsen, K., Khan, B. A., Knigge, C., Knoop, H., Krč, P., Kurppa, M., Maamari, H., Matzarakis, A., Mauder, M., Pallasch, M., Pavlik, D., Pfafferott, J., Resler, J., Rissmann, S., Russo, E., Salim, M., Schrenpf, M., Schwenkel, J., Seckmeyer, G., Schubert, S., Sühring, M., Tils, R. von, Vollmer, L., Ward, S., Witha, B., Wurps, H., Zeidler, J. und Raasch, S.: Overview of the PALM model system 6.0, *Geosci. Model Dev.* **13**, 1335–1372, <https://doi.org/10.5194/gmd-13-1335-2020>, 2020.
- Masiol, M. und Harrison, R. M.: Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review, *Atmos. Environ.* **95**, 409–455, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.070>, 2014.

- Mazaheri, M., Bostrom, T. E., Johnson, G. R. und Morawska, L.: Composition and morphology of particle emissions from in-use aircraft during takeoff and landing, *Environ. Sci. Technol.* **47**, 5235–5242, <https://doi.org/10.1021/es3046058>, 2013.
- Merzenich, H., Riccetti, N., Hoffmann, B., Blettner, M., Forastiere, F. und Gianicolo, E.: Air pollution and airport apron workers: A neglected occupational setting in epidemiological research, *Int. J. Hyg. Environ. Health* **231**, 113649, <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113649>, 2021.
- Miller, M. R., Raftis, J. B., Langrish, J. P., McLean, S. G., Samutrtai, P., Connell, S. P., Wilson, S., Vesey, A. T., Fokkens, P. H. B., Boere, A. J. F., Krystek, P., Campbell, C. J., Hadoke, P. W. F., Donaldson, K., Cassee, F. R., Newby, D. E., Duffin, R. und Mills, N. L.: Inhaled Nanoparticles Accumulate at Sites of Vascular Disease, *ACS Nano* **11**, 4542–4552, <https://doi.org/10.1021/acsnano.6b08551>, 2017.
- Møller, K. L., Brauer, C., Mikkelsen, S., Bonde, J. P., Loft, S., Helweg-Larsen, K. und Thygesen, L. C.: Cardiovascular disease and long-term occupational exposure to ultrafine particles: A cohort study of airport workers, *Int. J. Hyg. Environ. Health* **223**, 214–219, <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.08.010>, 2020.
- Moore, R. H. et al. Take-off engine particle emission indices for in-service aircraft at Los Angeles International Airport. *Sci. Data* 4:170198 doi: 10.1038/sdata.2017.198 (198), 2017.
- Nel, A., Xia, T., Mädler, L. und Li, N.: Toxic Potential of Materials at the Nanolevel, *Science* **311**, 622–627, 2006.
- Oberdörster, G., Sharp, Z., Atudorei, V., Elder, A., Gelein, R., Kreyling, W. und Cox, C.: Translocation of inhaled ultrafine particles to the brain, *Inhal. Toxicol.* **16**, 437–445, <https://doi.org/10.1080/08958370490439597>, 2004.
- Oberdörster, G., Oberdörster, E. und Oberdörster, J.: Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles, *Environ. Health Perspect.* **113**, 823–839, <https://doi.org/10.1289/ehp.7339>, 2005.
- Pekkanen, J. und Kulmala, M.: Exposure assessment of ultrafine particles in epidemiologic time-series studies, *Scand. J. Work Environ. Health* **30**, 9–18, 2004.
- Pirhadi, M., Mousavi, A., Sowlat, M. H., Janssen, N. A. H., Cassee, F. R. und Sioutas, C.: Relative contributions of a major international airport activities and other urban sources to the particle number concentrations (PNCs) at a nearby monitoring site, *Environ. Pollut.* **260**, 114027, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114027>, 2020.
- Ramacher, M. O. P., Karl, M., Bieser, J., Jalkanen, J.-P. und Johansson, L.: Urban population exposure to NO<sub>x</sub> emissions from local shipping in three Baltic Sea harbour cities – a generic approach, *Atmos. Chem. Phys.* **19**, 9153–9179, <https://doi.org/10.5194/acp-19-9153-2019>, 2019.
- Riley, E. A., Gould, T., Hartin, K., Fruin, S. A., Simpson, C. D., Yost, M. G. und Larson, T.: Ultrafine particle size as a tracer for aircraft turbine emissions, *Atmos. Environ.* **139**, 20–29, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.016>, 2016.
- Riley, K., Cook, R., Carr, E. und Manning, B.: A Systematic Review of The Impact of Commercial Aircraft Activity on Air Quality Near Airports, *City Environ. Interact.* **11**, <https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100066>, 2021.
- Rindlisbacher, T. und Jacob, D.: New Particulate Matter Standard for Aircraft Gas Turbine Engines, *ICAO Environmental Report*, 85–88, 2016.
- Rissman, J., Arunachalam, S., Woody, M., West, J. J., BenDor, T. und Binkowski, F. S.: A plume-in-grid approach to characterize air quality impacts of aircraft emissions at the Hartsfield–Jackson Atlanta International Airport, *Atmos. Chem. Phys.* **13**, 9285–9302, <https://doi.org/10.5194/acp-13-9285-2013>, 2013.

- Rivas, I., Beddows, D. C. S., Amato, F., Green, D. C., Järvi, L., Hueglin, C., Reche, C., Timonen, H., Fuller, G. W., Niemi, J. V., Pérez, N., Aurela, M., Hopke, P. K., Alastuey, A., Kulmala, M., Harrison, R. M., Querol, X. und Kelly, F. J.: Source apportionment of particle number size distribution in urban background and traffic stations in four European cities, *Environ. Int.* **135**, 105345, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105345>, 2020.
- Rose, D. und Jacobi, S.: 2. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 53 S., 2019.
- Rose, D. und Jacobi, S.: 1. Zwischenbericht zur Untersuchung der regionalen Luftqualität auf ultrafeine Partikel im Bereich des Flughafens Frankfurt, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 24 S., 2018.
- Rose, D., Ditas, F. und Jacobi, 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, Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 30 S., 2020.
- Salim, M. H., Schlünzen, K. H., Grawe, D., Boettcher, M., Gierisch, A. M. U. und Fock, B. H.: The microscale obstacle-resolving meteorological model MITRAS v2.0: model theory, *Geosci. Model Dev.* **11**, 3427–3445, <https://doi.org/10.5194/gmd-11-3427-2018>, 2018.
- Santiago, J. L., Rivas, E., Gamarra, A.R., Vivanco, M. G., Buccolieri, R., Martilli, A., Lechón, Y. und Martín, F.: Estimates of population exposure to atmospheric pollution and health-related externalities in a real city: The impact of spatial resolution on the accuracy of results, *Sci. Tot. Environ.*, in press, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152062>, 2021.
- Schwittala, T., Bauer, H.-S., Warrach-Sagi, K., Bönisch, T. und Wulfmeyer, V.: Turbulence-permitting air pollution simulation for Stuttgart metropolitan area, *Atmos. Chem. Phys.*, **21**, 4575–4597, <https://doi.org/10.5194/acp-21-4575-2021>, 2021.
- Seinfeld, J. H. und Pandis, S. N.: Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, 3. Auflage, John Wiley & Sons, New York, NY, 944 Seiten, 2016.
- Shirmohammadi, F., Sowlat, M. H., Hasheminassab, S., Saffari, A., Ban-Weiss, G. und Sioutas, C.: Emission rates of particle number, mass and black carbon by the Los Angeles International Airport (LAX) and its impact on air quality in Los Angeles, *Atmos. Environ.* **151**, 82–93, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.005>, 2017.
- Soares, J., Kousa, A., Kukkonen, J., Matilainen, L., Kangas, L., Kauhaniemi, M., Riikonen, K., Jalkanen, J.-P., Rasila, T., Hänninen, O., Koskentalo, T., Aarnio, M., Hendriks, C. und Karppinen, A.: Refinement of a model for evaluating the population exposure in an urban area, *Geosci. Model Dev.* **7**, 1855–1872, <https://doi.org/10.5194/gmd-7-1855-2014>, 2014.
- Stacey, B.: Measurement of ultrafine particles at airports: A review, *Atmos. Environ.* **198**, 463–477, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.10.041>, 2019.
- Stafoggia, M., Cattani, G., Forastiere, F., Di Menno Bucchianico, A., Gaeta, A. und Ancona, C.: Particle number concentrations near the Rome-Ciampino city airport, *Atmos. Environ.* **147**, 264–273, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.062>, 2016.
- Sun, J., Birmili, W., Hermann, M., Tuch, T., Weinhold, K., Merkel, M., Rasch, F., Müller, T., Schladitz, A., Bastian, S., Löschau, G., Cyrus, J., Gu, J., Flentje, H., Briel, B., Asbach, C., Kaminski, H., Ries, L., Sohmer, R., Gerwig, H., Wirtz, K., Meinhardt, F., Schwerin, A., Bath, O., Ma, N. und Wiedensohler, A.: Decreasing trends of particle number and black carbon mass concentrations at 16 observational sites in Germany from 2009 to 2018, *Atmos. Chem. Phys.* **20**, 7049–7068, <https://doi.org/10.5194/acp-20-7049-2020>, 2020.

- Timko, M. T., Yu, Z., Onasch, T. B., Wong, H.-W., Miake-Lye, R. C., Beyersdorf, A. J., Anderson, B. E., Thornhill, K. L., Winstead, E. L., Corporan, E., DeWitt, M. J., Klingshirn, C. D., Wey, C., Tacina, K., Liscinsky, D. S., Howard, R. und Bhargava, A.: Particulate Emissions of Gas Turbine Engine Combustion of a Fischer–Tropsch Synthetic Fuel, *Energy Fuels* **24**, 5883–5896, <https://doi.org/10.1021/ef100727t>, 2010.
- Timko, M. T., Albo, S. E., Onasch, T. B., Fortner, E. C., Yu, Z., Miake-Lye, R. C., Canagaratna, M. R., Ng, N. L. und Worsnop, D. R.: Composition and Sources of the Organic Particle Emissions from Aircraft Engines, *Aerosol Sci. Tech.* **48**, 61–73, <https://doi.org/10.1080/02786826.2013.857758>, 2014.
- Ungeheuer, F., van Pinxteren, D. und Vogel, A. L.: Identification and source attribution of organic compounds in ultrafine particles near Frankfurt International Airport, *Atmos. Chem. Phys.* **21**, 3763–3775, <https://doi.org/10.5194/acp-21-3763-2021>, 2021.
- Vallero, D. A.: Fundamentals of air pollution, Fifth edition, Amsterdam, Netherlands, Elsevier, Academic Press, 996 Seiten, 2014.
- van Pinxteren, D., Fomba, K. W., Spindler, G., Müller, K., Poulain, L., Iinuma, Y., Löschau, G., Hausmann, A. und Herrmann, H.: Regional air quality in Leipzig, Germany: detailed source apportionment of size-resolved aerosol particles and comparison with the year 2000, *Faraday Discuss.* **189**, 291–315, <https://doi.org/10.1039/c5fd00228a>, 2016.
- Weichenthal, S., Olaniyan, T., Christidis, T., Lavigne, E., Hatzopoulou, M., van Ryswyk, K., Tjepkema, M. und Burnett, R.: Within-city Spatial Variations in Ambient Ultrafine Particle Concentrations and Incident Brain Tumors in Adults, *Epidemiology* **31**, 177–183, <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000001137>, 2020.
- Westerdahl, D., Fruin, S. A., Fine, P. und Sioutas, C.: The Los Angeles International Airport as a source of ultrafine particles and other pollutants to nearby communities, *Atmos. Environ.* **42**, 3143–3155, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.006>, 2008.
- Wu, A. H., Fruin, S., Larson, T. V., Tseng, C.-C., Wu, J., Yang, J., Jain, J., Shariff-Marco, S., Inamdhar, P. P., Setiawan, V. W., Porcel, J., Stram, D. O., Le Marchand, L., Ritz, B. und Cheng, I.: Association between Airport-Related Ultrafine Particles and Risk of Malignant Brain Cancer: A Multiethnic Cohort Study, *Cancer Res.* **81**, 4360–4369, <https://doi.org/10.1158/0008-5472.CAN-21-1138>, 2021.
- Yu, Z., Herndon, S. C., Ziemba, L. D., Timko, M. T., Liscinsky, D. S., Anderson, B. E. und Miake-Lye, R. C.: Identification of lubrication oil in the particulate matter emissions from engine exhaust of in-service commercial aircraft, *Environ. Sci. Technol.* **46**, 9630–9637, <https://doi.org/10.1021/es301692t>, 2012.
- Yu, Z., Liscinsky, D. S., Winstead, E. L., True, B. S., Timko, M. T., Bhargava, A., Herndon, S. C., Miake-Lye, R. C. und Anderson, B. E.: Characterization of lubrication oil emissions from aircraft engines, *Environ. Sci. Technol.* **44**, 9530–9534, <https://doi.org/10.1021/es102145z>, 2010.
- Zhang, X., Karl, M., Zhang, L. und Wang, J.: Influence of Aviation Emission on the Particle Number Concentration near Zurich Airport, *Environ. Sci. Technol.* **54**, 14161–14171, <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02249>, 2020.
- Zhao, J., Weinhold, K., Merkel, M., Kecorius, S., Schmidt, A., Schlecht, S., Tuch, T., Wehner, B., Birmili, W. und Wiedensohler, A.: Concept of high quality simultaneous measurements of the indoor and outdoor aerosol to determine the exposure to fine and ultrafine particles in private homes, *Gefahrst. Reinhalt. L 3*, 73-78, 2018.
- Zhao, J., Birmili, W., Hussein, T., Wehner, B. und Wiedensohler, A.: Particle Number Emission Rates of Aerosol Sources in 40 German Households and Their Contributions to Ultrafine and Fine Particle Exposure. *Indoor Air.* **31**, 818–831, 2021.
- Zhu, Y., Fanning, E., Yu, R. C., Zhang, Q. und Froines, J. R.: Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport, *Atmos. Environ.* **45**, 6526–6533, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.062>, 2011.