

# **Bestimmung der Emissionsquellen auf Flughäfen mittels inverser Ausbreitungsmodellierung zur Untersuchung der Luftqualität**

Klaus Schäfer, Gregor Schürmann, Stefan Emeis, Carsten Jahn, Herbert Hoffmann  
Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung  
Forschungszentrum Karlsruhe, Kreuzeckbahnstr. 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen  
klaus.schaefer@imk.fzk.de

## **Abstract**

Die Luftqualität auf Flughäfen ist auf Grund des wachsenden Luftverkehrs trotz zahlreicher Emissionsreduktionsmaßnahmen ein Problem. Die Grundlage für eine Verbesserung der Luftqualität ist die genaue Kenntnis aller Emissionen bzw. ein Emissionskataster. Hier bestehen jedoch erhebliche Lücken, da Messungen vor Ort den operationellen Flughafenbetrieb nicht stören dürfen.

Messungen der Emissionsindizes der Abgaskomponenten der Flugzeuge erfolgten auf Flughäfen mit den berührungslosen optischen Messverfahren FTIR und DOAS.

Zur Bestimmung der Emissionen aller Quellen des Flughafens wurden Schadstoffkonzentrationsmessungen um das Emissionsgebiet herum durchgeführt. Mit Hilfe gleichzeitiger Windmessungen wurde auf die Emissionsquellstärken mittels inverser Ausbreitungsmodellierung zurückgerechnet. Dazu wurde das Lagrangesche Ausbreitungsmodell AUSTAL2000 verwendet. Für die Inversion wurden die Bayes'sche Methode sowie die pseudo-inverse Matrix eingesetzt und zur Anwendung in das Fortran-Programm EMIL umgesetzt.

Es werden Messergebnisse auf den Flughäfen Frankfurt/Main, London-Heathrow, Wien, Zürich und Budapest dargestellt sowie Genauigkeiten und Fehlereinflüsse diskutiert. Es wurden die Emissionsindizes der Triebwerke und APU (Auxiliary Power Unit) von mehr als 30 verschiedenen Flugzeugtypen untersucht. Die Messungen zeigen, dass die NO-Emissionen der APU auf Flughäfen wesentlich zur Luftbelastung beitragen. Die NO<sub>x</sub>-Emissionsindizes der Triebwerke während des Standlaufs sind teilweise deutlich geringer als die tabellierten ICAO-Werte, was die Wirksamkeit unterschiedlicher Emissionsreduktionsmaßnahmen für die Triebwerke belegt. Bestimmt wurden die Emissionen der Flugzeugabfertigungen und vom Verkehr auf Straßen und Parkplätzen mit der inversen Ausbreitungsmodellierung.

## **1. Einleitung**

Die Emissionen aus unzugänglichen Quellen sind häufig wichtige Eingangsgrößen für Emissionskataster und tragen zur lokalen Luftbelastung sowie zum globalen Konzentrationsanstieg der Treibhausgase bei. Diese Problemstellung liegt insbesondere auf Flughäfen vor. Auf Grund des wachsenden Luftverkehrs beeinflussen Flugzeuge trotz zahlreicher Emissionsreduktionsmaßnahmen die Luftqualität. Insbesondere ab 01.01.2010, wenn in der EU neue Grenzwerte für die Immissionen der Schadstoffe PM<sub>10</sub> und NO<sub>2</sub> gelten, können auch auf Flughäfen Probleme der Luftqualität bestehen. Jedoch nicht nur für die dann anstehenden Emissionsreduktionsmaßnahmen sondern auch beim Ausbau der Flughäfen ist die genaue Kenntnis der Quellstärken aller Emissionsquellen erforderlich.

Aktuelle Emissionsindizes von Flugzeugabgasen auf Flughäfen sind noch nicht ausreichend verfügbar. Bisher wird ein Datenmaterial verwendet, das aus Emissionsmessungen mit Probenahmetechniken bei der Zertifizierung neu entwickelter Triebwerke stammt (ICAO, 1993). Es werden vier Schubzustände der Triebwerke erfasst, die für Rollen, Landung, Start und Steigflug der Flugzeuge gelten.

Die heterogen verteilten und diffusen Emissionsquellen sind noch schwieriger zu bestimmen, da sie zum Teil durch Spezialmaschinen und -fahrzeuge verursacht werden, von denen nur selten Emissionsfaktoren gemessen werden.

Für die Bestimmung dieser Emissionen wurden spezielle Verfahren entwickelt, mit denen die Emissionsquellstärken ohne Installationen am Ort der Abgasfreisetzung auf dem Flughafen bestimmt wurden. Über diese Verfahren und die Ergebnisse von Messkampagnen auf einigen europäischen Flughäfen wird im Folgenden berichtet.

## **2. Untersuchungsmethoden**

### **2.1 Emissionsindizes von Flugzeugen**

Die Erfassung der aktuellen Emissionswerte von Flugzeugen erfordert die Durchführung von Messungen der wichtigsten Luftschadstoffe in deren Abgasfahnen. Diese Messungen sollen ohne Störungen des Flughafenbetriebs erfolgen. Solche Anforderungen können nur berührungslose bzw. Fernerkundungs-Messverfahren und in bestimmten Fällen in situ Messverfahren außerhalb des Flughafengeländes erfüllen.

Die Messungen der Emissionsindizes von CO und NO der Abgase der Flugzeuge erfolgten auf Flughäfen mit der passiven FTIR (Fourier-Transformations-Infrarot)-Spektrometrie. Weitere Abgaskomponenten wie NO<sub>2</sub> und einige VOC konnten hinter dem Flugzeug erfasst werden, indem die Absorptionsspektrometrie FTIR und DOAS (Differentielle Optische Absorptionsspektrometrie) auf offenen Pfaden quer über die Rollbahn installiert wurden. Für die Untersuchungen wurden mobile Messsysteme eingesetzt, die auch für andere Zwecke wie Schornsteinüberwachung, Messung von Fackelemissionen, Erfassung von Schadstoff-Immissionen oder die Bestimmung der Quellstärken heterogener und schwer zugänglicher Emissionen genutzt wurden (Haus et al., 1994; Schäfer et al., 1996; Haus et al., 1998; Schäfer et al., 1999).

Das passive Verfahren basiert auf der FTIR-Emissionsspektrometrie, die für Untersuchungen der Abgasemissionen von Turbinen am stehenden Flugzeug (Heland, Schäfer, 1997; Heland, Schäfer, 1998) und in Prüfständen (Schäfer et al., 2000) weiterentwickelt und erfolgreich angewendet wurde. Das FTIR-System wird in einem senkrechten Abstand von wenigen bis 100 m zum Abgasstrahl positioniert. Die Wärmestrahlung des Abgases wird direkt hinter dem Düsenausgang erfasst und mit einem spektral hoch auflösenden FTIR-Spektrometer gemessen. Der Abgasstrahl befindet sich nach Möglichkeit in einem senkrechten Blickwinkel und füllt das gesamte Blickfeld des Teleskops aus, das mit dem FTIR-Spektrometer gekoppelt ist. Die Messkonfiguration ist in Abbildung 1 dargestellt.

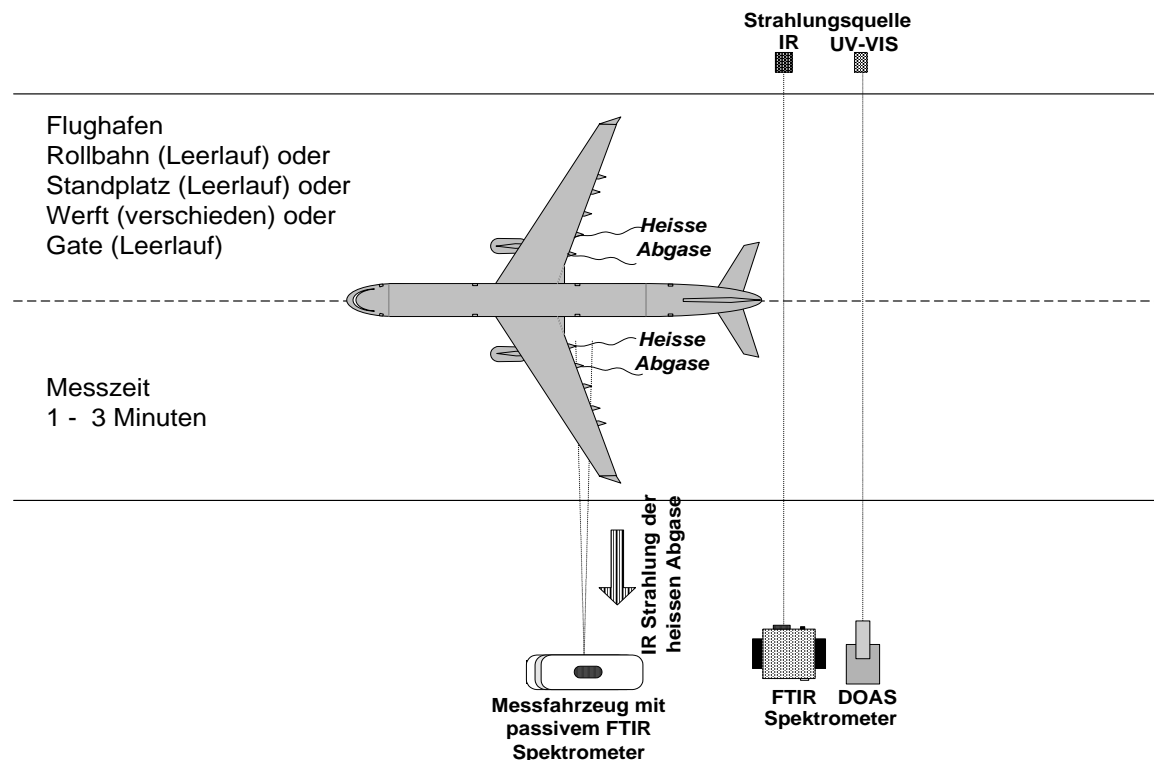


Abbildung 1: Messanordnung für die Fernerkundungsmessung von Flugzeugabgasen auf Flughäfen: FTIR-Emissionspektrometrie am Turbinenausgang, Offen-Pfad-Messungen hinter dem Flugzeug mit FTIR-Absorptionsspektrometrie und DOAS.

Zur schnellen Erfassung der Emissionsquelle wird ein PC-gesteuertes Drehspiegelsystem eingesetzt, das mit einem Videosystem oder einer Infrarot-Kamera gekoppelt ist. Die Messzeit beträgt einschließlich Datenspeicherung ca. eine Minute. Aus dieser Strahlungsmessung werden mit dem Datenauswerteverfahren MAPS die Konzentrationen der Abgaskomponenten  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}$  und  $\text{H}_2\text{O}$  sowie die Temperatur gleichzeitig bestimmt (Goody, Yung, 1989; Haus et al., 1994; Heland, Schäfer, 1997; Heland, Schäfer, 1998). Die Nachweisgrenzen des Verfahrens betragen 0,1 % für  $\text{CO}_2$ , 5 ppmv für  $\text{CO}$  und 8 ppmv für  $\text{NO}$  in Strahltriebwerken (Abgasdurchmesser 60 cm, Abstand ca. 30 m). Für weitere Gaskomponenten ist die Nachweisempfindlichkeit nicht ausreichend.

Weitere Abgaskomponenten werden auf offenen Pfaden quer über die Rollbahn (typische Absorptionswege von 100 m) direkt hinter dem Flugzeug in der Abgasfahne gemessen (Schäfer et al., 2003; Schürmann et al., 2007), siehe Abbildung 1.

Die Messgenauigkeit der FTIR-Emissionspektrometrie liegt bei  $\pm 20$  bis  $\pm 30$  % und für die Absorptionmessverfahren FTIR und DOAS bei  $\pm 5$  bis  $\pm 10$  % (Schäfer et al., 2003; Schäfer et al., 2005).

Nach der Bestimmung der Gaskonzentrationen wird der Emissionsindex EI jeder Komponente X in g pro kg Treibstoff berechnet mit

$$EI(X) = EI(\text{CO}_2) \times \frac{M(X)}{M(\text{CO}_2)} \times \frac{Q(X)}{Q(\text{CO}_2)}, \quad (1)$$

wo  $M$  das Molekulargewicht und  $Q$  die Konzentration (bzw. Mischungsverhältnis, Säulendichte usw.) jeder Komponente ist. Der theoretische Emissionsindex von  $\text{CO}_2$  wird aus der stöchiometrisch vollständigen Verbrennung des Kerosin bzw. des Fackel-Verbrennungsgases errechnet, d.h.  $\text{EI}(\text{CO}_2)$  ist 3159 g/kg für Kerosin. Der Emissionsindex  $\text{EI}(\text{NO} + \text{NO}_2)$  bzw.  $\text{EI}(\text{NO}_x)$  wird von der ICAO auf die Masse von  $\text{NO}_2$  bezogen. Wenn  $\text{NO}_2$  nicht gemessen worden ist, kann mit dem Molekulargewichtsverhältnis  $\text{NO}_2/\text{NO}$  bzw.  $\text{EI}(\text{NO}) \times 46/30$  der minimale Wert von  $\text{EI}(\text{NO}_x)$  abgeschätzt werden (kein  $\text{NO}_2$  vorhanden).

## **2.2 Emissionen von Flughäfen**

Um die Emissionen mehrerer Quellen des Flughafens zu bestimmen, müssen zahlreiche in situ und Offenpfad-Messungen eingesetzt werden, sozusagen als Zaun um das Emissionsgebiet. Durch Messungen über mehrere Tage können Hintergrund- und Abluftkonzentrationen (Luv- und Lee-Bedingungen) sowie unterschiedliche operationelle Zustände erfasst werden. Mit Hilfe gleichzeitiger Windmessungen wird auf die Emissionsquellstärken zurückgerechnet. Es wird dazu die Dispersion in einer turbulenten Atmosphäre zurückverfolgt, d.h. invertiert (Tarantola, 1987). Zur Reduzierung der Einflüsse der Fluktuationen des Windes bzw. der Abluffahnen sind die Offenpfad-Messungen FTIR und DOAS von Vorteil. Da das Flughafengelände teilweise nicht zugänglich ist, kann mit diesen Messverfahren auch ein angepasster Messaufbau realisiert werden. Die Ausbreitung der gemessenen Stoffe vom Freisetzungsbis zum Messort wird mit dem Lagrangeschen Ausbreitungsmodell AUSTAL2000, das die Umströmung von Hindernis erfasst, simuliert. Die heterogene Emissionsquellverteilung auf Flughäfen erfordert eine Inversion, die dem Problem der höheren Anzahl von Quellen gegenüber Messstandorten gerecht wird (Schürmann et al., 2007). Dazu wird die Bayes'sche Methode eingesetzt, die davon ausgeht, dass bereits ein Vorwissen über die Stärke der Quellen existiert. Die Information über die Quellstärken wird dann mit den Messungen angepasst. Diese Methode wie auch die der pseudo-inversen Matrix wurden in dem Fortran-Programm EMiL umgesetzt (Schürmann, 2006).

## **3. Ergebnisse**

### **3.1 Emissionsindizes von Flugzeugen**

Auf den Flughäfen Frankfurt/Main, London-Heathrow, Wien, Zürich und Budapest wurden die Emissionsindizes der Triebwerke und APU (Auxiliary Power Unit) von mehr als 30 verschiedenen Flugzeugtypen untersucht. Als Beispiel sind in Tabelle 1 die Ergebnisse von ca. 160 Einzelmessungen verschiedener APU-Typen angegeben. Diese Flugzeugemissionen sind bisher nicht öffentlich zugänglich. Die Tabelle enthält die Mittelwerte und Extremwerte (Minimum und Maximum) der Messdaten. Die große Schwankungsbreite der Daten gleicher APU-Typen wird durch die unterschiedlichen Lastzustände der angetriebenen Generatoren und Kompressoren für die Bordversorgung des Flugzeuges (Beleuchtung, Klimatisierung, Anlassen der Triebwerke) verursacht. Die Messungen zeigen, dass der  $\text{NO}$ -Emissionsindex der APU häufig von der gleichen Größenordnung wie der  $\text{NO}$ -Emissionsindex der Triebwerke ist (Schäfer et al., 2003). Obwohl der Treibstoffverbrauch der APU geringer als der der

Triebwerke ist, stellt die NO-Emission der APU auf Flughäfen durch deren wesentlich längere Betriebszeit eine ernst zu nehmende Luftbelastung dar.

Tabelle 1: Emissionsindizes (EI) von CO, NO und NO<sub>x</sub> der APU verschiedener Flugzeugtypen aus Messungen auf Flughäfen. Die Bezeichnung udN bedeutet, dass der Wert unterhalb der Nachweisgrenze liegt oder dass keine auswertbare Signatur in den gemessenen Spektren vorhanden ist. Es sind die Mittelwerte und Extremwerte (Minimum und Maximum) der Messdaten angegeben.

Flugzeugtyp	Anzahl Flugzeuge	APU-Typ	EI CO [g/kg]	EI NO [g/kg]	EI NO <sub>x</sub> [g/kg]
B 737	1	GTCP85-98DHF	13,9 (12,4 - 15,1)	0,8 (0,7 - 0,8)	1,2 (1,0 - 1,3)
B737	1	APS2000	2,7 (2,5 - 3,1)	1,7 (1,4 - 2,2)	2,5 (2,3 - 3,3)
B 747	11	PW901A	12,0 (0,5 - 31,3)	0,8 (udN bis 2,7)	1,3 (udN bis 4,2)
B 747	1	GTCP660-4	11,4 (1,9 - 21,0)	0,1 (udN bis 0,3)	0,1 (udN bis 0,4)
B 757	3	GTCP331-200/250	1,0 (0,2 - 1,7)	2,2 (0,4 - 3,6)	3,3 (0,6 - 5,5)
B 777	3	GTCP331-500	1,3 (0,5 - 2,2)	3,0 (udN bis 4,5)	4,6 (udN bis 6,9)
A 320	1	APS3200	2,9 (2,5 - 3,1)	0,3 (udN bis 0,8)	0,4 (udN bis 1,3)

Die quantitativen Messergebnisse der Abgasemissionen der Triebwerke wurden für unterschiedliche Drehzahlen mit den Angaben der ICAO-Datenbank (ICAO, 1993) verglichen. Die Abweichungen zwischen den Messungen und der ICAO-Datenbank betragen beim CO-Emissionsindex maximal 30 %. Generell sind die Messergebnisse für den Emissionsindex von NO<sub>x</sub> geringer als die Werte in der ICAO-Datenbank, was dadurch bedingt ist, dass unterschiedliche Emissionsreduktionsmaßnahmen für die Triebwerke (u. a. niedrigere Drehzahlen) wirksam geworden sind (Schäfer et al., 2003; Schürmann et al., 2007).

Alle diese Untersuchungen setzen eine sehr enge Zusammenarbeit mit Flughafenverwaltungen und Fluggesellschaften voraus.

### 3.2 Emissionen von Flughäfen

Das inverse Dispersionsmodell EMiL wurde angewendet, um die Emissionsraten verschiedener diffuser Quellen auf den Flughäfen Zürich und Budapest zu bestimmen.

Während der Zeit der Messkampagne auf dem Flughafen Zürich wurden im Untersuchungsgebiet im Schnitt pro Tag und Standplatz etwa 4 bis 5 Flugzeuge abgefertigt. Der Messaufbau ist in Abbildung 2 dargestellt (Schürmann et al., 2007). Es wurden an vier verschiedenen Standorten Messungen von Spurenstoffen vorgenommen. An einem weiteren Standort wurden meteorologische Größen ermittelt.

Die Emissionen von Flugzeugen auf dem Rollweg des Flughafens Zürich variierten für CO zwischen 0,4 und 7,5 g/s und für NO<sub>x</sub> zwischen 28,6 und 520,8 mg/s. Für die gleiche Messkampagne wurden die Emissionsindizes (in g Spurenstoff pro kg Treibstoff) für Flugzeuge mit der Verhältnismethode nach Gleichung (1) bestimmt. Ein Vergleich dieser Resultate mit den Ergebnissen der inversen Ausbreitungsmodellierung zeigt befriedigende Ergebnisse innerhalb einer Fehlerspanne von ±30 %.

Die Standplatzemissionen während der Abfertigung der Flugzeuge für CO waren etwa um einen Faktor 20 geringer als die Flugzeugemissionen auf dem Rollweg und variierten zwischen 0,01 und 0,36 g/s. Die

NO<sub>x</sub>-Emissionen der Standplätze waren im Mittel ebenfalls etwas geringer als die Flugzeugemissionen (etwa Faktor 2 - 3), erreichten aber ähnliche Maxima wie jene (Variation innerhalb 2,9 und 547,3 mg/s). Auch wenn die Emissionsraten auf den Standplätzen geringer sind als die Flugzeugemissionen auf den Rollwegen, so treten diese bedeutend länger auf. Die CO-Emissionen auf den Standplätzen wurden in 29 und NO<sub>x</sub>-Emissionen für 51 Fälle beobachtet. Diese höhere Häufigkeit der Standplatzemissionen ist dadurch bedingt, dass eine Abfertigung länger dauert als das Wegrollen eines Flugzeuges, weswegen dieselbe Abfertigung während mehreren Mittelungsintervallen beobachtet werden konnte. Oftmals waren aber trotz Standplatzbelegung kaum Emissionsaktivitäten zu beobachten. Dies führt zu sehr geringen Emissionen und in der Statistik zu einer Verlagerung des Medians zu niedrigen Werten.

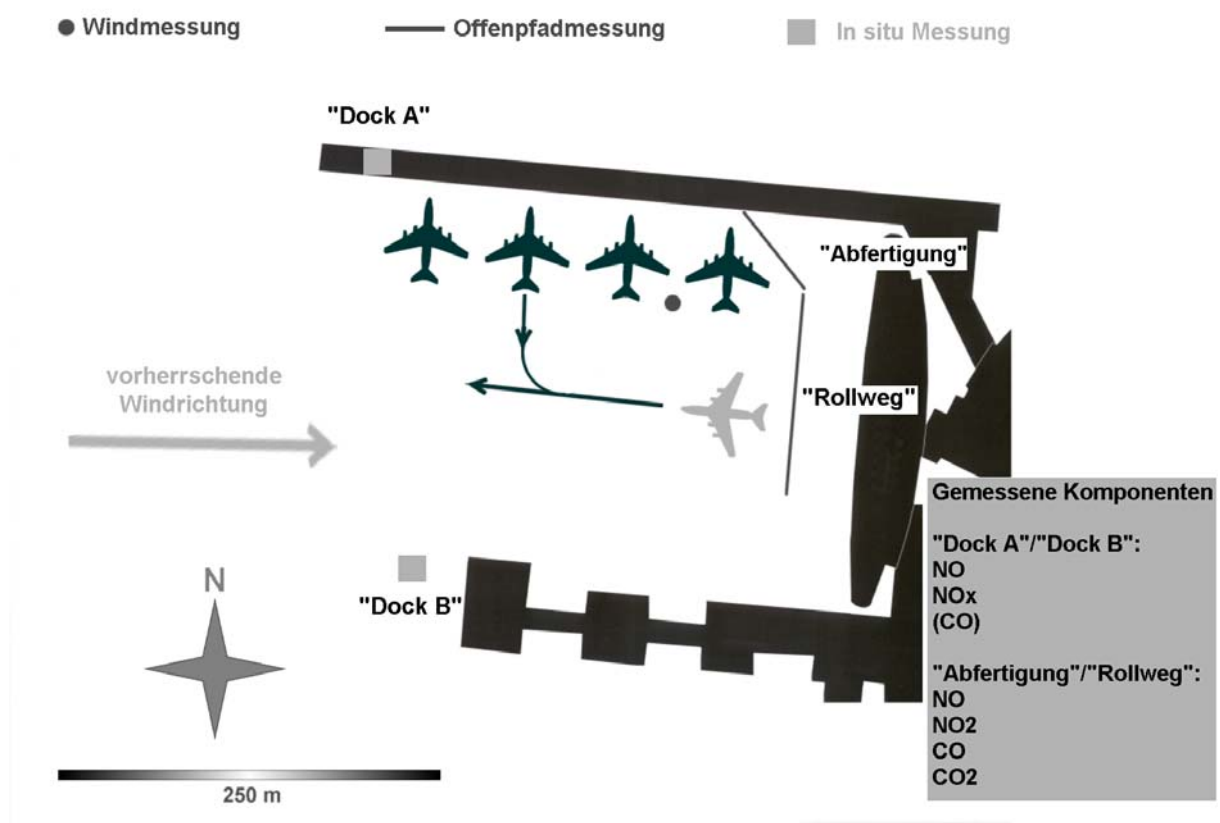


Abbildung 2: Anordnung der Messgeräte auf dem Flughafen Zürich während der Messkampagne im Juli 2005. Die schwarzen Flugzeuge stehen auf den vier Standplätzen, während sich das graue Flugzeug auf dem Weg zur Rollbahn befindet. Nach der Abfertigung werden die Flugzeuge von einem Spezialfahrzeug rückwärts auf die Rollbahn geschoben. Während dieses Vorgangs startet der Pilot die Triebwerke des Flugzeuges. Auf der Rollbahn angekommen wird das Hilfsfahrzeug abgekoppelt und nach den letzten Funktionsprüfungen verlässt das Flugzeug das Untersuchungsgebiet mit eigenem Antrieb.

Während der Messkampagne auf dem Flughafen Budapest wurden die Messgeräte an vier verschiedenen Standorten betrieben (siehe Abbildung 3) und mit den gemessenen Konzentrationen die inverse Dispersionsmodellierung durchgeführt. Die Station "Feuerwehr" misst bei Nord-West- bis Süd-West-Winden die Hintergrundkonzentration, während an den Messorten "Fracht", "Parkplatz" und "Museum" in der belasteten Luft gemessen wurde.

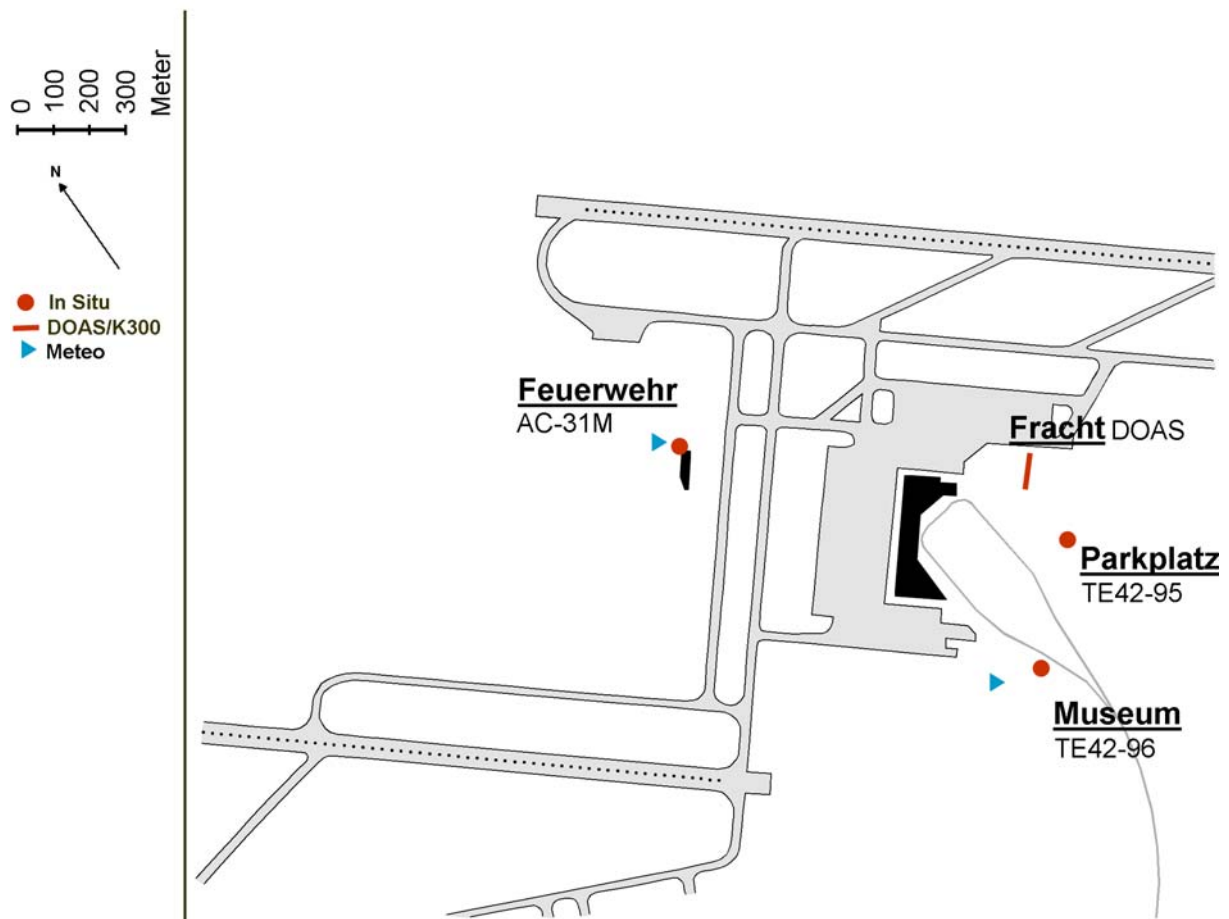


Abbildung 3: Terminal 2 des Flughafens Budapest und räumliche Anordnung der Messgeräte während der Messkampagne im April 2005. Neben der Namensgebung der Messstandorte ist auch das dort eingesetzte Messgerät angegeben.

In Budapest waren mehr unbekannte Quellen als Messungen vorhanden. Insgesamt wurden 13 Quellregionen (siehe Abbildung 4) definiert: Drei Rollbahnen (Quelle 1 bis 3), sieben Abfertigungsgebiete (Quelle 4 bis 10), eine Zubringerstraße zum Terminal 2 (Quelle 12), ein Parkplatz am Terminal 2 (Quelle 11) und ein Frachtgebiet (Quelle 13) nordöstlich des Terminals. Andere Quellen (insbesondere die Start- und Landebahnen) wurden nicht berücksichtigt, da sie alle relativ weit vom Terminal 2 entfernt sind. Für  $\text{NO}_x$  sind die Start- und Landebahnen die größten Emissionsquelle.

Zur Bestimmung der Quellstärken wurde ein einfaches Emissionsinventar als a-priori Wissen definiert. Damit wurde eine Bestimmung der Emissionen des Flughafens Budapest mit inversen Methoden möglich. Die  $\text{NO}_x$ -Rollwegemissionen erreichen Werte zwischen  $95 \pm 39 \text{ mg/s}$  und  $732 \pm 142 \text{ mg/s}$ . Pro Flugzeug ergibt dies Emissionen zwischen 27 und 38 mg/s. Emissionen für den Parkplatz wurden zwischen  $54 \pm 176 \text{ mg/s}$  und  $982 \pm 153 \text{ mg/s}$  bestimmt. Die Emissionen für den Frachtbereich erreichten Werte zwischen  $236 \pm 67 \text{ mg/s}$  und  $796 \pm 263 \text{ mg/s}$  mit einem Maximum von bis zu  $1355 \pm 373 \text{ mg/s}$ . Die Abfertigungsemissionen wurden als Summe über alle Standplätze mit  $258 \pm 175 \text{ mg/s}$  bis  $904 \pm 335 \text{ mg/s}$  bestimmt. Die Rollwegemissionen sind zu 75 % dieser Emissionen zwischen 2,5 und 3,5 mal größer als die Abfertigungsemissionen.

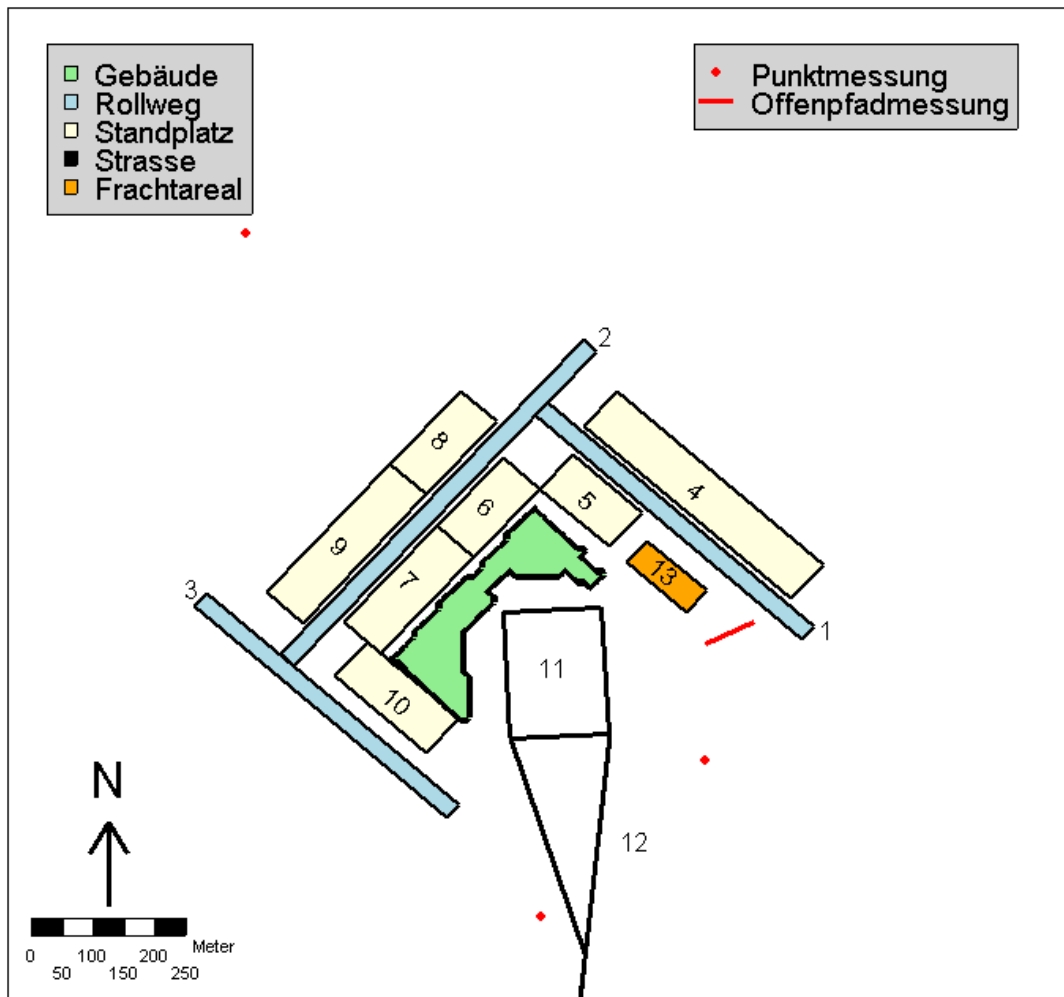


Abbildung 4: Darstellung des Untersuchungsgebietes im Modell AUSTAL2000.

#### 4. Zusammenfassung

Rollende Flugzeuge waren auf den Flughäfen die stärkste Quelle für  $\text{NO}_x$ , aber bodengebundene Abfertigungsemissionen und Straßenemissionen erreichten ähnliche Quellstärken.  $\text{CO}$ -Emissionen in der Nähe von Standplätzen für Flugzeuge wurden klar von rollenden Flugzeugen dominiert.

Diese Anwendung der inversen Ausbreitungsmodellierung auf Flughäfen zeigt das Potential dieser Methode, Emissionsinventare zu überprüfen und zu verbessern und somit einen wesentlichen Beitrag zu Luftqualitätsuntersuchungen zu leisten.

#### 5. Danksagung

Wir danken vor allem der EU für die Förderung im Rahmen des Projektes ARTEMIS (1999-RD.10429).



## 6. Literatur

Goody, R.M., Yung, Y.L.: Atmospheric Radiation: Theoretical Basis, 2. Edition. Oxford University Press, New York, 1989.

Haus, R., Schäfer, K., Bautzer, W., Heland, J., Mosebach, H., Bittner, H., Eisenmann, T.: Mobile FTIS-Monitoring of Air Pollution. Applied Optics 33, (1994), Nr. 24, 5682-5689.

Haus, R., Wilkinson, R., Heland, J., Schäfer, K.: Remote Sensing of Gas Emissions on Natural Gas Flares. Pure and Applied Optics 7, (1998), Nr. 4, 853-862.

Heland, J., Schäfer, K.: Analysis of aircraft exhausts using FTIR-emission-spectroscopy. Applied Optics 36, (1997), Nr. 21, 4922-4931.

Heland, J., Schäfer, K.: Determination of major combustion products in aircraft exhausts by FTIR emission spectroscopy. Atmospheric Environment 32, (1998), Nr. 18, 3067-3072.

ICAO, Annex 16, Vol. II, Aircraft Engine Emissions, 2<sup>nd</sup> edition. International Civil Aviation Organization, Environmental Protection (ICAO) Document Sales Unit, 1000 Sherbrooke Street West, Suite 400, Montreal, Quebec H3A 2R2, Canada, 1993.

Schäfer, K., Heland, J., Sussmann, R., Haus, R., Mosebach, H., Eisenmann, T., Gronauer, A., Depta, G., Werner, C.: FTIR-Spektroskopie zur Bestimmung der Emissionsquellen von atmosphärischen Spurengasen: Beispiele von Messungen an Schornsteinen und Flugzeugturbinen, bei der Gülleausbringung, an Ställen und Kompostanlagen. In: Aktuelle Aufgaben der Meßtechnik in der Luftreinhaltung. VDI-Berichte, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf Bd. 1257, (1996), 257-289.

Schäfer, K., Heland, J., Emeis, S., Hoffmann, H., Reitebuch, O., Sedlmaier, A., Stockhause, M.: Berührungslose Bestimmung von Emissionsquellstärken mit bodengebundener Fernerkundung: neue Ergebnisse und Validierungen. In: Neuere Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität, VDI-Berichte, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf Bd. 1443, (1999), 707-718.

Schäfer, K., Heland, J., Burrows, R., Black, J., Bernard, M., Legras, O., Bishop, G., Clarke, R., Workman, R., Geatches, R., Coala, M., Lindermeir, E., Birk, M., Wagner, G., Haschberger, P., Lister, D.H., Wilson, C.W., Falk, R.S., Howes, R.J., Wiesen, P., Kurtenbach, R., Brockmann, K., Kriesche, V., Hilton, M., Herve, P., Vally, J.: Non-intrusive optical measurements of aircraft engine exhaust emissions and comparison with standard intrusive techniques. Applied Optics 39, (2000), Nr. 3, 441-455.

Schäfer, K., Jahn, C., Sturm, P., Lechner, B., Bacher, M.: Aircraft emission measurements by remote sensing methodologies at airports. Atmospheric Environment 37, 37 (2003), 5261-5271.

Schäfer, K., Brockmann, K., Heland, J., Wiesen, P., Jahn, C., Legras, O.: Multi-Pass Open-Path FTIR Measurements for Non-Intrusive Monitoring of Gas Turbine Exhausts Composition. *Applied Optics*, 44, 11 (2005), 2189-2201.

Schürmann, G.: Inverse Ausbreitungsmodellierung zur Emissionsratenbestimmung heterogener Flächenquellen. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) der Fakultät für Angewandte Informatik, Universität Augsburg, 2006.

Schürmann, G., Schäfer, K., Jahn, C., Hoffmann, H., Bauerfeind, M., Fleuti, E., Rappenglück, B.: The impact of NO<sub>x</sub>, CO and VOC emissions on the air quality of the airport Zurich. *Atmospheric Environment* 41 (2007), 103-118.

Tarantola, A.: *Inverse Problem Theory*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, 1987.