



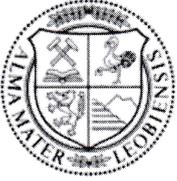
Lehrstuhl für Subsurface Engineering

Masterarbeit

Detektion von CO, CO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub> und  
Schwebestaub im Rahmen des IGNITE-  
Projektes

Philipp Sebastian Stocker, BSc

Februar 2024



**MONTANUNIVERSITÄT LEOBEN**

www.unileoben.ac.at

**EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG**

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt, den Einsatz von generativen Methoden und Modellen der künstlichen Intelligenz vollständig und wahrheitsgetreu ausgewiesen habe, und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfsmittel bedient habe.

Ich erkläre, dass ich den Satzungsteil „Gute wissenschaftliche Praxis“ der Montanuniversität Leoben gelesen, verstanden und befolgt habe.

Weiters erkläre ich, dass die elektronische und gedruckte Version der eingereichten wissenschaftlichen Abschlussarbeit formal und inhaltlich identisch sind.

Datum 06.02.2024

---

Unterschrift Verfasser/in  
Philipp Sebastian Stocker

## Danksagung

Mein Dank gilt allen voran meinem Betreuer Herrn Professor Galler vom Lehrstuhl Subsurface Engineering, welcher mir das richtige Maß an Kritik und Motivation vermittelt hat, damit diese Arbeit den wissenschaftlichen Standards entspricht und in ihrer Qualität dem Leser die Vorgänge und Ergebnisse des Projektes bestens veranschaulicht.

Darüber hinaus möchte ich mich bei Herrn Harald Vacik und Herrn Mortimer Müller der BOKU Wien bedanken, die mir ausführliche Informationen für diese Arbeit zur Verfügung stellten und stets aufgeschlossen gegenüber meinen Fragen waren.

Ein herzliches Dankeschön geht ebenfalls an Herrn Christian Ressler von der österreichischen Staubbekämpfungsstelle, der sich stets die Zeit genommen hat, sein Fachwissen über die einzelnen Messgeräte mit mir zu teilen.

Bedanken möchte ich mich auch bei meiner Familie, welche mir immer den Rücken freigehalten hat, um die notwendige Zeit für diese Arbeit aufbringen zu können, sowie bei meinen Freuden, die mir mit vielen Ratschlägen zur Seite gestanden sind.

## Zusammenfassung

Die Auswirkungen des Klimawandels sind global durch eine Zunahme und das Ausmaß von Naturkatastrophen zu beobachten. In Österreich kommt es im Zuge der Klimaerwärmung vermehrt zu Waldbränden, welche neben wirtschaftlichen auch weitreichende negative Folgen für die Tier- und Pflanzenwelt darstellen.

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des IGNITE Projektes, das darauf abzielt, die Abschätzung der Entstehungsgefahr von Waldbränden in Österreich zu verbessern. Im Zuge des Projektes wurde ein großflächiger Waldbrand Versuch durchgeführt und die daraus resultierenden gesundheitlichen Gefahren von Waldbränden auf Menschen analysiert.

Dazu wurden umfassende Messungen von Gasen (CO, CO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>) sowie vom für die Atemwege potenziell gefährlichen Schwebstaub vorgenommen. Diese Daten wurden zur Ermittlung der Gefährdung für den Menschen mit den jeweils zulässigen Grenzwerten abgeglichen.

Zusätzlich wurden die Einflussfaktoren, welche für einen Waldbrand und dessen Ausbreitung eine essenzielle Rolle spielen, ermittelt, da diese wiederum direkte Auswirkungen auf die gemessenen Werte der Gase und des Schwebstaubes haben.

Dabei zeigen die Auswertungen der Messergebnisse, dass vor allem die gesundheitlichen Grenzwerte von Kohlenmonoxid im unmittelbaren Umfeld des Brandes bei weitem überschritten wurden. Ebenfalls überschritten die gemessenen Werte der Schwebstaubkonzentrationen im Nahbereich des Brandes die zulässigen Schwellenwerte.

Über den gesamten Brandverlauf war zu beobachten, dass sich mit der Entfernung zum Brandherd die gemessene Schadstoffkonzentration durch die Verdünnung der Schadstoffe mit der Umgebungsluft verringerte und somit keine Grenzwerte überschritten wurden.

## Abstract

The effects of climate change can be observed globally through an increase in the number and scale of natural disasters. In Austria, forest fires are occurring more frequently as a result of global warming, which have far-reaching negative consequences for flora and fauna as well as economic consequences.

This thesis was written as part of the IGNITE project, which aims to improve the assessment of the risk of forest fires in Austria. As part of the project, a large-scale forest fire experiment was carried out and the resulting health risks of forest fires on humans were analyzed.

To this end, comprehensive measurements of gases (CO, CO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>) and particulate matter, which are potentially hazardous to the respiratory tract, were taken. These data were compared with the respective permissible limit values to determine the risk to humans.

In addition, the influencing factors that play an essential role in a forest fire and its spread were determined, as these in turn have a direct impact on the measured values of gases and suspended particulate matter.

The analysis of the measurement results shows that the health limits for carbon monoxide in particular were far exceeded in the immediate vicinity of the fire. The measured values for particulate matter concentrations in the vicinity of the fire also exceeded the permissible threshold values.

Over the entire course of the fire, it was observed that the measured pollutant concentration decreased with the distance from the fire due to the dilution of the pollutants with the ambient air and therefore no limit values were exceeded.

# Inhaltsverzeichnis

Ehrenwörtliche Erklärung .....	II
Danksagung .....	III
Zusammenfassung .....	IV
Abstract .....	V
Inhaltsverzeichnis .....	VI
Abkürzungsverzeichnis .....	IX
1. Einleitung .....	1
2. Grundlagen .....	2
2.1. Arten von Waldbränden .....	2
2.2. Entstehung von Waldbränden .....	2
2.3. Auswirkungen .....	3
2.4. Häufigkeit .....	3
2.5. Fire Weather Index .....	4
2.6. Grundlagen der Verbrennung .....	5
2.6.1. Brandverlauf .....	5
2.6.2. Brandrauch .....	6
2.6.3. Gasemissionen .....	6
2.6.4. Partikelemissionen .....	7
2.7. Grenzwerte: MAK-Werte .....	8
3. Versuchsvorbereitung .....	10
3.1. Versuchsaufbau .....	10
3.2. Abschätzung der meteorologischen Daten .....	12
3.3. Windlast .....	14
3.3.1. Basisgeschwindigkeit und Basisgeschwindigkeitsdruck .....	14
3.3.2. Geländekategorie .....	14
3.3.3. Böengeschwindigkeitsdruck (Spitzengeschwindigkeitsdruck) .....	15
3.3.4. Auflagerkräfte und Biegemomente .....	17
3.3.5. Entwurfszeichnung .....	18
4. Messtechnik .....	20
4.1. Gasmesstechnik .....	20

4.2.	Messung der Staubkonzentration .....	22
4.2.1.	Gravimetrische Messung .....	22
4.2.2.	Streulichtphotometer .....	24
4.3.	Messung der Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit und Temperatur .....	26
4.4.	Temperatursonden .....	27
4.5.	Feuchtigkeitsmessung Brennmaterial.....	28
4.6.	Übersicht der Messgeräte .....	29
4.7.	Aufbau der Messgeräte.....	31
5.	Versuchsdurchführung .....	31
6.	Darstellung der Ergebnisse.....	35
6.1.	Feuchtigkeitsmessungen.....	35
6.2.	Umgebungsbedingungen.....	35
6.2.1.	Einschätzung der Brandwahrscheinlichkeit.....	37
6.3.	Brandverhalten .....	38
6.4.	Temperaturverläufe .....	39
6.4.1.	Entstehungsphase .....	40
6.4.2.	Vollbrandphasen.....	40
6.4.3.	Räumlicher und zeitlicher Temperaturverlauf.....	41
6.4.4.	Umgebungseinflüsse auf das Brandverhalten.....	42
6.5.	Schadstoffkonzentrationen .....	43
6.5.1.	Zusammenfassung Gaskonzentrationen .....	43
6.5.2.	Zusammenfassung Staubkonzentrationen .....	44
6.5.3.	Schadstoffkonzentrationen Messstation Bagger.....	44
6.5.4.	Schadstoffkonzentrationen Messstation Portal.....	47
6.5.5.	Schadstoffkonzentrationen Messstation Etage Süd.....	49
6.5.6.	Schadstoffkonzentrationen Messstation Etage West.....	50
6.5.7.	Schadstoffkonzentrationen Messstation Süd.....	52
7.	Interpretation der Ergebnisse.....	53
7.1.	Kohlenstoffemissionen.....	53
7.1.1.	Verbrennungseffizienz .....	54
7.1.2.	Emissionen auf den Etagen .....	56
7.2.	Stickstoffemissionen .....	57

7.3. Staubpartikel.....	58
7.3.1. PM-Emissionen .....	59
8. Schlussfolgerungen und Aussicht.....	61
Abbildungsverzeichnis .....	63
Tabellenverzeichnis.....	65
Literaturverzeichnis.....	66

## Abkürzungsverzeichnis

CE.....	<i>Combustion Efficiency</i>
CH <sub>4</sub> .....	<i>Methan</i>
CO.....	<i>Kohlenstoffmonoxid</i>
CO <sub>2</sub> .....	<i>Kohlenstoffdioxid</i>
EN.....	<i>Europäische Norm</i>
FWI.....	<i>Fire Weather Index</i>
H <sub>2</sub> .....	<i>Wasserstoff</i>
KZW.....	<i>Kurzzeitwert</i>
MAK.....	<i>Maximale Arbeitsplatz - Konzentration</i>
MCE.....	<i>Modified Combustion Efficiency</i>
NH <sub>3</sub> .....	<i>Ammoniak</i>
NMVOC.....	<i>flüchtige organische Verbindungen ohne Methan</i>
NO.....	<i>Stickstoffmonoxid</i>
NO <sub>2</sub> .....	<i>Stickstoffdioxid</i>
NO <sub>x</sub> .....	<i>Stickstoffoxide</i>
ÖNORM.....	<i>Österreichische Norm</i>
ÖSBS.....	<i>Österreichische Staubbekämpfungsstelle</i>
PM.....	<i>Particulate Matter</i>
q <sub>b,0</sub> .....	<i>Basisgeschwindigkeitsdruck</i>
q <sub>p</sub> .....	<i>Böengeschwindigkeitsdruck</i>
TMW.....	<i>Tagesmittelwert</i>
v <sub>b,0</sub> .....	<i>Basisgeschwindigkeit</i>
v <sub>p</sub> .....	<i>Böengeschwindigkeit</i>
ZaB.....	<i>Zentrum am Berg</i>

# 1. Einleitung

Waldbrände sind eine zunehmende Gefahr in Europa. Besonders betroffen sind Länder wie Spanien, Portugal und Griechenland. In der Vergangenheit spielten Waldbrände in Österreich eine untergeordnete Rolle. Durch die Klimaerwärmung allerdings steigt das Risiko für Waldbrände auch hierzulande. Schneearme Winter und trockene, wärmere Sommer verstärken das Entstehungspotenzial für Brände. Waldbrände können große ökologische Schäden anrichten, besonders bei Natura2000 Projekten in Europa. In diesen Gebieten befinden sich schützenswerte und bedrohte Tier- und Pflanzenarten, deren Schädigung durch Brände einen großen Verlust darstellen. Neben den Umweltschäden führen Waldbrände auch zu erheblichen wirtschaftlichen Verlusten, einschließlich der Kosten für die Wiederherstellung [1].

Die Auswirkungen beschränken sich nicht nur auf den direkten Verlust von Lebensraum für Tier- und Pflanzenarten, sondern umfassen auch die Freisetzung großer Mengen schädlicher Schadstoffe in die Atmosphäre. Toxische Gase wie Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>), Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) sowie erhebliche Mengen an Schwebstaub können negative Auswirkungen auf die Gesundheit nach sich ziehen.

Eine Möglichkeit zur besseren Vorhersage von Waldbränden ist deshalb unerlässlich. Um die Entstehungsgefahr für Waldbrände in Österreich vorhersagen zu können, wird der kanadische Fire Weather Index (FWI) herangezogen. Allerdings liefert dieser zurzeit nur unzureichende Ergebnisse. Das INGITE-Projekt soll eine Verbesserung der Abschätzung der Entstehungsgefahr von Waldbränden in Österreich liefern. Dies umfasst Versuche zur Ermittlung der Streufeuchtigkeit und des Entzündungspotentials, die Erstellung eines Vegetationsindexes, die verbesserte Abschätzung meteorologischer Parameter für den FWI sowie Casual Machine Learning Ansätze für die Vorhersage von Waldbränden. Projektpartner sind dabei das Institut für Meteorologie und Klimatologie als auch das Institut für Geomatik der BOKU (Universität für Bodenkultur) Wien, die Montanuniversität Leoben mit der Tunnelforschungsanlage Zentrum am Berg, das Institut für Geodäsie der Technischen Uni Graz und die Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), die seit 1. Jänner 2023 unter GeoSphere firmiert.

Zur Ermittlung der Streufeuchtigkeit und des Entzündungspotentials wurde ein Großbrandversuch am Tunnelforschungszentrum Zentrum am Berg in Eisenerz durchgeführt. Ein Nachbau eines Fichtenwaldes sollte die Voraussetzungen für ein Kronenfeuer schaffen. Um das Ausmaß der Emissionen eines derartigen Experiments zu ermitteln, wurden Messungen von CO, CO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub> und Particulate Matter (PM), auch bekannt als Feinstaub, durchgeführt. Zusätzlich wurden Messgeräte für die Erfassung der meteorologischen Bedingungen und der Temperaturentwicklungen des Brandes zum Einsatz gebracht. Zur Bewertung der Schadstoffmessungen wurden die erfassten Werte mit den MAK (Maximale Arbeitsplatz-Konzentrationen) verglichen.

## 2. Grundlagen

Im folgenden Kapitel werden die verschiedenen Arten von Waldbränden, deren Ursachen und Möglichkeiten zur Einschätzung der Brandwahrscheinlichkeit von Wäldern behandelt. Zudem werden die Grundlagen der Verbrennung erläutert, einschließlich der bei Bränden freigesetzten Gase und Partikel, sowie der maximal zulässigen Grenzwerte dieser Emissionen, um gesundheitliche Beeinträchtigungen zu vermeiden.

Als Waldbrand bezeichnet man ein unkontrolliertes Feuer in einem bewaldeten Gebiet oder ein Feuer, welches Waldboden erfasst. Die Entstehung eines Waldbrandes hängt sehr von den meteorologischen Umgebungsbedingungen ab. Ausschlaggebend für die Entstehung ist die Feuchtigkeit des Materials. Das Brandverhalten unterscheidet sich je nach Topografie und Wind und bestimmt auch die Ausbreitung des Feuers. Im folgenden Kapitel wird ein Überblick über die verschiedenen Arten von Waldbränden sowie die chemischen Vorgänge des Feuers gegeben.

### 2.1. Arten von Waldbränden

Waldbrandarten unterscheiden sich nach der Art der Entstehung und der Ausbreitung. Häufig treten diese Waldbrandarten in Kombination auf. Grundsätzlich unterscheidet man nach Erd-, Boden- und Kronenfeuer:

- Erdfeuer bzw. Humusfeuer brennen meist unter der Erde. Als Brennmaterial dienen abgestorbene Pflanzenreste, verfaulte Wurzeln oder Humus. Diese Arten von Feuer breiten sich langsam aus, sind jedoch gefährlich, da sie durch geringe Rauchentwicklung lange unentdeckt bleiben können.
- Boden- oder Lauffeuer verbrennen oberflächennahe Vegetation, wie lose Nadeln, Flechten, Büsche, Kräuter, Blätter und Äste am Waldboden. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit ist höher als bei Erdfeuern. Vorwiegend treten diese Feuer bei trockenen Bedingungen bzw. hohen Windgeschwindigkeiten auf, welche eine schnelle Entzündung und Ausbreitung begünstigen.
- Kronenfeuer breiten sich vom Waldboden zu den Baumkronen aus. Kronenfeuer sind besonders gefährlich, da sie sich langsamer als Bodenfeuer ausbreiten aber auch, je nach Menge des Brennstoffmaterials, Wind und Feuchtigkeit, sehr rasch zur Krone aufsteigen können. Starke Winde begünstigen die Ausbreitung auf umliegende Bäume, was zu einem großflächigen Vollbrand führen kann [2].

### 2.2. Entstehung von Waldbränden

Nur die wenigsten Waldbrände haben eine natürliche Ursache. Dies kann unter anderem ein Gewitter nach einer längeren Trockenperiode sein. Einsetzende Blitzschläge entzünden dann die trockene Vegetation. 95 % der verursachten Brände in Europa werden durch menschliche Tätigkeiten ausgelöst [3]. Die häufigsten Ursachen sind unachtsam weggeworfene Zigaretten, nicht gelöschte oder unkontrollierte Lagerfeuer und deren Funkenflug sowie Feuerwerkskörper. Hinzu kommen Militärübungen und bewusste Brandstiftung. Ist das Feuer entfacht, breitet es sich zunächst in alle Richtungen aus. Danach hängt die weitere Ausbreitung vom Wind ab.

Ausschlaggebend für die Entstehung eines Brandes ist die Streufeuchtigkeit sowie die Zündquelle. Unter Streufeuchtigkeit versteht man den Wassergehalt des brennbaren Materials an der Bodenoberfläche [4]. Zündquellen können natürliche Auslöser sein, wie Blitzschläge, aber wahrscheinlicher sind dabei menschliche Tätigkeiten. Das Brandverhalten wird hauptsächlich durch das Brennmaterial, Topografie und Wind bestimmt.

Das Brennmaterial ist von der lokalen Vegetation abhängig. In Österreich besteht ein Großteil der Wälder aus der Gemeinen Fichte (*Picea abies*) [4]. Generell haben Nadelwälder meist eine höhere Brandintensität als Laubwälder, da ihre Nadeln ein leichter entflammbares Material bieten als Blätter. Die Topografie hat maßgeblichen Einfluss auf das Brandverhalten und auch auf das Entzündungspotential. Steile Hänge begünstigen die Ausbreitung eines Brandes, da es sich bergauf rascher ausbreitet. Besonders betroffen sind Südhänge, da diese für gewöhnlich heißer und trockener durch die Sonneneinstrahlung sind und daher einfacher entflammen [1]. Lokale Windbedingungen haben ebenso einen großen Einfluss auf das Brandverhalten. Ein bestehendes Feuer kann durch die erhöhte Luftzufuhr des Windes weiter angefacht werden und somit die Ausbreitung beschleunigen. Besonders Bergwinde können die Brandgefahr stark erhöhen, wenn diese durch enge Täler oder Bergpässe strömen [5]. In den Engpässen steigt nicht nur die Windgeschwindigkeit, sondern beginnt sich darüber hinaus die absteigende Luft zu erwärmen, was wiederum zu trockeneren Bedingungen führt und zu einer erhöhten Brandgefahr beiträgt.

### 2.3. Auswirkungen

Waldbrände verursachen nicht nur Schäden am Ökosystem durch die Zerstörung der Lebensräume unzähliger Tier- und Pflanzenarten, sondern haben auch Auswirkungen auf die Wasser- und Luftqualität. Der Verlust der Vegetation kann ein Ökosystem erheblich verändern. Die Schutzfunktion der Wälder geht verloren, weshalb es zu einem häufigeren Auftreten von Bodenerosionen und Naturgefahren kommen kann. Ein erhöhtes Aufkommen von Steinschlag, Muren und Lawinen sind die Folge. Ebenso steigt das Risiko für Schädlingsbefall und Krankheiten, welche wiederum die Wiederbewaldung verzögern [4]. Der verringerte Nährstoffgehalt im Boden sowie die Zerstörung der Vegetation verringert auch gleichzeitig die Nahrungsgrundlage der Tierwelt. Verunreinigungen im Wasser durch den erhöhten Kohlenstoffdioxid ausstoß beeinträchtigen den Nährstoffkreislauf der Tierwelt abermals.

Die Luftqualität wird durch die im Rauch vorhandenen Schadstoffe eingeschränkt. Große Mengen an Kohlenstoff- und Stickoxiden sowie Particulate Matter (PM) bzw. Feinstaub Emissionen werden freigesetzt. Besonders feine Partikel im Rauch mit Durchmesser kleiner  $2,5 \mu\text{m}$  können gesundheitliche Schäden verursachen, da diese Partikel fein genug sind, um in die kleinsten Verzweigungen der Lunge vorzudringen. Zudem absorbiert die Waldvegetation Kohlenstoffdioxid, weshalb es von entscheidender Bedeutung ist, einen der größten Kohlenstoffspeicher vor weiterer Zerstörung zu schützen.

### 2.4. Häufigkeit

Die Anzahl an Waldbränden hat in Österreich im vergangenen Jahrzehnt stark zugenommen. Besonders viele Waldbrände, bei denen mehr als 30 ha Fläche abgebrannt sind, wurden 2022 aufgezeichnet [6]. Mit 8 Bränden und einer verbrannten Fläche von 1034 ha war dies das intensivste Jahr seit einem Jahrzehnt [6]. Nahezu die gesamte betroffene Fläche von 1034 ha war auf Natura2000 Gebieten [6]. Die häufigsten Brände wurden im Frühjahr, in den Monaten Februar und März, und in den Sommermonaten, Juli und August, verzeichnet [6]. Im Frühjahr begünstigen trockene und stabile Wetterlagen zusammen

mit ausgedorrten Pflanzenresten des Vorjahres eine Brandentstehung [4]. Im Frühjahr 2022 war die Anzahl der Brände mit einer Brandfläche von mehr als 30 ha sogar höher als in den Sommermonaten. Durch den Klimawandel wird die Anzahl der Waldbrände aufgrund zunehmender Hitzewellen, Dürreperioden und trockener Föhnwinde voraussichtlich ansteigen, weshalb eine Möglichkeit zur korrekten Vorhersage umso wichtiger ist.

## 2.5. Fire Weather Index

Die Feuchtigkeit hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Entstehung und Ausbreitung von Waldbränden. Feuchtigkeitsmessungen über große Gebiete sind nicht praktikabel, weshalb der Feuchtigkeitsgehalt anhand von Wetterdaten modelliert wird [1]. Der in Kanada entwickelte Fire Weather Index (FWI) wird weltweit angewendet. Er wird aus meteorologischen Datensätzen wie Temperatur, relativer Luftfeuchte, Niederschlag und Windgeschwindigkeit ermittelt. Daraus werden numerische Werte der Brennstofffeuchte bestimmt, welche sich in drei Gruppen gliedern und schließlich zu einem einzigen Index zusammengefasst werden. Die Ausbreitung von Waldbränden hängt stark vom Feuchtigkeitsgehalt der Brennstoffe ab. Trockene Bedingungen begünstigen die Entstehung und Ausbreitung des Brandes. Im FWI gibt es drei Gruppen der Brennstofffeuchte, welche in Abbildung 1 dargestellt werden:

- Fine Fuel Moisture Code (FFMC) ist die Brennstofffeuchte von Waldstreu und anderen Feinbrennstoffen. Der FFMC entspricht einem Schätzwert für die Entflammbarkeit von Feinbrennstoffen.
- Duff Moisture Code (DMC) ist die Brennstofffeuchte von organisch zersetztem und locker gelagertem, mittelgroßem Material am Boden. Der Code kann Aufschluss über die Entzündbarkeit von lebenden Brennstoffen liefern.
- Drought Code (DC) ist verbunden mit der organischen Schicht und stellt den Feuchtigkeitsgehalt von dickeren Brennstoffen dar, die eine längere Trocknungszeit haben [1].

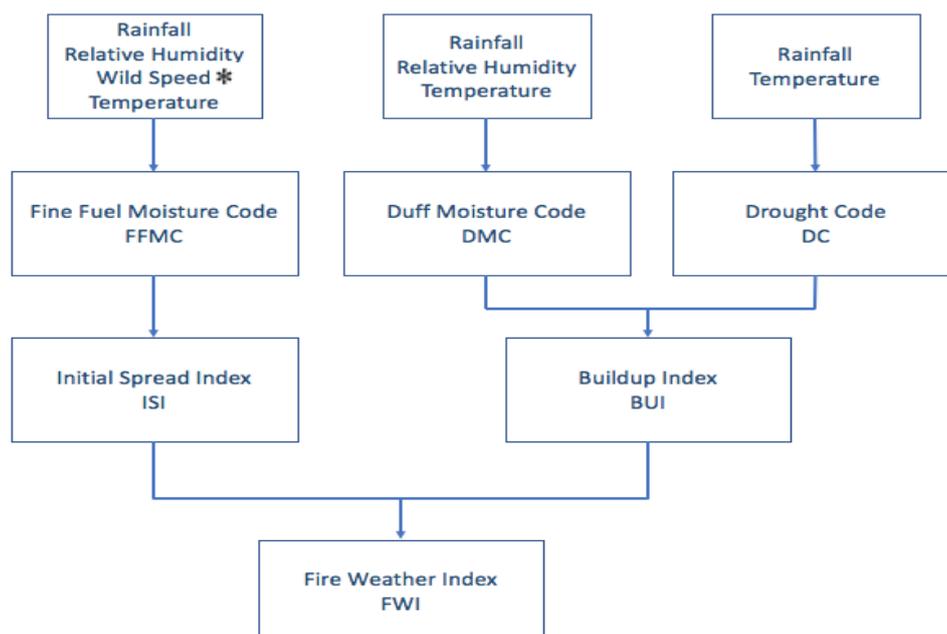


Abbildung 1. Fire Weather Index System [1]

\*Anmerkung: Vom Original übernommen, sollte Wind Speed heißen.

Die erhaltenen Ergebnisse bilden die Grundlage für die drei Indizes des Brandverhaltens. Der Initial Spread Index (ISI) kombiniert die Brennstofffeuchte des feinen Waldmaterials mit der Windgeschwindigkeit, um das Ausbreitungspotenzial abzuschätzen. Der Buildup Index (BUI) kombiniert den Feuchtigkeitsgehalt des organischen Materials mit den dickeren Materialien zur Abschätzung der potenziellen Wärmefreisetzung. Der FWI kombiniert die ISI- und BUI-Werte für das allgemeine Brandintensitätspotenzial. Das Resultat ergibt eine Index Zahl. Je höher der Wert des Index ist, desto wahrscheinlicher ist die Entstehung eines Brandes. Gemäß dem European Forest Fire Information System (EFFIS) teilen sich die Gefährdungsstufen des FWI in fünf Klassen (niedrig, mittel, hoch, sehr hoch und extrem) auf. Die FWI-Werte zu den Brandklassen teilen sich wie folgt auf: niedrig < 11,2; mittel 11,2-21,3; hoch 21,3-38,0; sehr hoch 38,0-50; extrem > 50.

## 2.6. Grundlagen der Verbrennung

Eine Verbrennung ist ein irreversibler, exothermer Oxidationsvorgang unter Freisetzung von Licht und Wärme. Damit ein Feuer bestehen kann, braucht es drei Komponenten: brennbares Material, Sauerstoff und Wärme. Wird dem Feuer eine der Komponenten entzogen, erlischt es. Als Brennstoff bezeichnet man einen chemischen Stoff, der entzündbar ist und dessen gespeicherte Energie durch den Verbrennungsvorgang freigesetzt werden kann. Als Oxidationsmittel fungiert Sauerstoff (Luft). Um die Verbrennungsreaktion einzuleiten, ist eine Mindestenergie (Zündenergie) notwendig. Ein Ungleichgewicht von Brennstoff und Sauerstoff führt zu einem Erliegen der Reaktion. Ein Übermaß an Brennstoff verdrängt den Sauerstoff [7].

### 2.6.1. Brandverlauf

Die Ausgangsbedingungen eines jeden Brandes sind unterschiedlich. Verschiedene Ausgangsbedingungen sorgen dafür, dass sich der exakte Verlauf von Brand zu Brand unterscheidet. Zu diesen Einflüssen zählen u.a.: die Art und Menge des Brandgutes, der Standort des Brandes, geschlossener oder offener Bereich, sowie das Vorhandensein einer Luftzufuhr durch Wind. Trotz unterschiedlichster Bedingungen kann der Brandverlauf vereinheitlicht in einer so genannten Brandverlaufskurve dargestellt werden. Diese Kurve gliedert sich dabei in mehrere Phasen, welche in Abbildung 2 dargestellt werden.

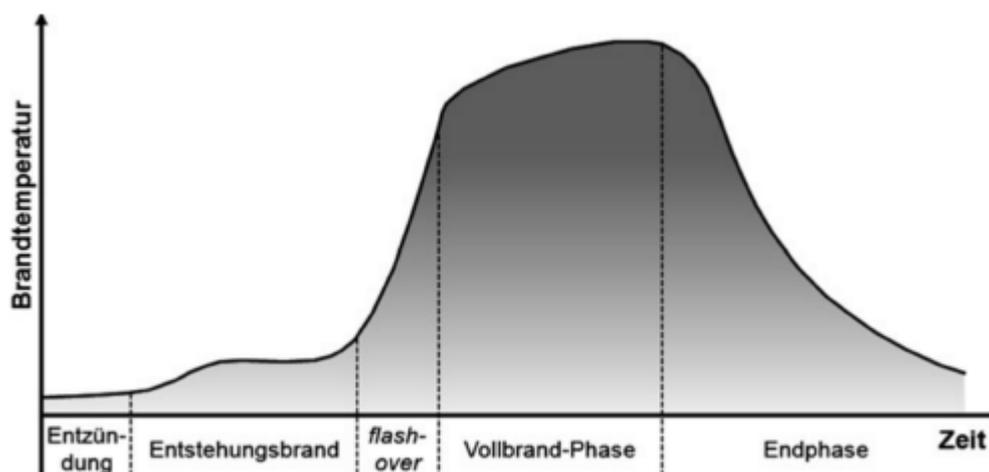


Abbildung 2. Brandverlaufskurve [7]

- **„Entzündungsphase:** Zufuhr der Mindestzündenergie durch geeignete Zündquellen
- **Entwicklungsphase:** Es liegt ein eng lokalisierter Brandherd vor, ein Entstehungsbrand. Die Brandtemperatur ist verhältnismäßig niedrig, steigt aber beständig an. Die Umgebung wird aufgeheizt und es kommt zur Pyrolyse umgebender Materialien. Schwelbrände werden meist dieser Brandphase zugeordnet.
- **Feuerübersprung (flash-over):** Es kommt zu einer schlagartigen Brandausbreitung auf nahezu alle brennbaren Stoffe eines Raums. Diese Phase wird nicht bei jedem Brand erreicht, tritt also auch nicht immer auf.
- **Vollbrand-Phase:** Ist der Brand voll entwickelt, erreichen Brandtemperatur und Energiefreisetzung ihr Maximum. Die Rauchgas- und Hitzeentwicklung ist jetzt am stärksten. Die Gefahr des Übergreifens auf andere Gebäudeteile bzw. des Versagens stützender Bauteile ist jetzt am größten.
- **Endphase des Brandes:** Die Temperaturen sinken, die Brandgeschwindigkeit nimmt ab – meist in Folge eines Brennstoffmangels.“ [7]

Eine Holzverbrennung lässt sich ebenso in mehrere Phasen unterteilen, die jenen der Brandverlaufskurve ähneln. Als erstes beginnt die Trocknungsphase. Das Wasser in den Holzzellen wird verdampft, die Temperatur des Holzes steigt bis dahin nicht über 100°C [8]. Erst nachdem das eingelagerte Wasser verdampft ist, steigt die Temperatur an. Bei 160°C beginnt die thermische Zersetzung, die Entgasungsphase. Die Abbaureaktionen nehmen zu und organische Abbauprodukte werden in Spuren freigesetzt [8]. Die Entgasungsphase dauert bis etwa 600°C an. Ab dieser Temperatur sind bereits der Großteil der Brennstoffmasse in Wasser, Kohlenstoffdioxid und gasförmige Produkte übergegangen [8]. Als Rest bleibt energiereiche Holzkohle.

### 2.6.2.Brandrauch

Brandrauch enthält neben festen Partikeln (Ruß und Asche) und verdampften Flüssigkeiten (Löschwasser und anderen flüssigen Produkte) vornehmlich gasförmige Stoffe [7]. Die Teilchengrößen der festen Partikel betragen zwischen 10 µm und 1 nm und sind damit teilweise lungengängig. Die gasförmigen Stoffe bestehen hauptsächlich aus Stickstoff, unverbrauchtem Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid, Kohlenmonoxid und Wasserdampf [7]. Die Farbe des Brandrauches ist je nach Material und Brandphase unterschiedlich. Heller, weißer Rauch deutet auf feuchten Brennstoff hin. Der Wassergehalt muss erst verdampft werden, ehe der Stoff selbst verbrennt und sich die Farbe des Rauches ändert. Schwarze Rauchwolken deuten auf unverbrannte Kohlenwasserstoffe und Ruß hin. Kunststoffe erzeugen meist einen grauen Rauch, während gelbe Rauchschwaden durch das Vorhandensein von Schwefel erzeugt werden.

### 2.6.3.Gasemissionen

Die freigesetzten Gase unterscheiden sich je nach der Verbrennungsphase und der Effizienz der Verbrennung. Dabei ist zwischen der vollständigen und unvollständigen Verbrennung zu differenzieren. Bei der unvollständigen Verbrennung ist nicht genügend Sauerstoff für die vollständige Oxidation der Verbrennungsprodukte vorhanden. Kohlenstoffmonoxid, Kohlenwasserstoffe (z.B. Methan), Teer, Ruß und unverbrannte Partikel sind die kennzeichnenden Emissionen. Ist genug Sauerstoff vorhanden, entstehen Kohlenstoffdioxid, Wasser und Stickstoffoxide.

Kohlenmonoxid entsteht während des Entgasungs- und Verbrennungsvorganges. Es ist ein geruch- und farbloses toxisches Gas. Da es den Sauerstofftransport im Blut unterbinden kann, ist es sehr gefährlich. In höheren Konzentrationen führt es zu gesundheitlichen Schäden und im schlimmsten Fall zum Tod.

Stickstoffoxide ( $\text{NO}_x$ ) sind der Oberbegriff für die beiden Oxide des Stickstoffes – Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ). Es gibt drei Arten, wie Stickstoffoxide gebildet werden. Thermisches- und Prompt- $\text{NO}_x$  spielen für Waldbrände keine praktische Rolle, werden aber der Vollständigkeit halber trotzdem angeführt.

- Thermisches  $\text{NO}_x$
- Chemisches  $\text{NO}_x$
- Prompt- $\text{NO}_x$

Thermisches  $\text{NO}_x$  bildet sich bei sehr hohen Temperaturen oberhalb  $1300^\circ\text{C}$ . Dabei reagieren der in der Luft vorhandene Stickstoff und Sauerstoff miteinander unter Bildung von NO. Diese Bildungsmöglichkeit wird aufgrund der hohen notwendigen Temperaturen bei Holzbränden nicht erreicht [8]. Chemisches  $\text{NO}_x$  entsteht aufgrund des natürlich gebundenen Stickstoffes im Holz. Bei der Verbrennung entsteht zunächst gasförmiges Ammoniak oder Cyanwasserstoff (HCN) [8]. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung erfolgt die Umwandlung von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) zu Stickstoffmonoxid (NO) und danach zu Stickstoffdioxid ( $\text{NO}_2$ ) [9]. Prompt- $\text{NO}_x$  entsteht durch die in der Verbrennung gebildeten Kohlenstoff-Radikale und Luftsauerstoff, welche die Oxidation der Sauerstoffradikale zu Prompt- $\text{NO}_x$  anregt [8].

#### 2.6.4. Partikelemissionen

Gefahrenstoffe in der Umgebungsluft während eines Brandes sind nicht nur gasförmige Stoffe, sondern auch feine Staubpartikel. Diese luftgetragenen Partikel sind ein komplexes und heterogenes Gemisch aus festen und flüssigen Teilchen [10]. Die Menge der Emissionen und mögliche gesundheitliche Auswirkungen sind dabei nicht zu vernachlässigen. Nach Rappold et al. (2017) und Kim et al. (2018) sind Waldbrände in den USA der größte Verursacher an Feinstaubbelastungen bzw.  $\text{PM}_{2,5}$  Emissionen und tragen damit maßgeblich zu Gesundheitsproblemen bei [11]. Allerdings gibt es Unterschiede bei der Definition im Bereich Arbeitsschutz und Umweltschutz. In Abbildung 3 sind die diversen Konventionen verschiedener Staubfraktionen des Arbeits- und Umweltschutzes abgebildet. Im Arbeitsschutz werden die Staubfraktionen nach dem E-Staub und Feinstaub unterteilt, während im Umweltschutz die Unterteilung nach der Particulate Matter (PM) erfolgt.

- Einatembarer Staub, auch bekannt unter E-Staub, umfasst alle Massenanteile von Schwebestoffen, welche durch Mund und Nase eingeatmet werden können. Der sogenannte E-Staub ist bei einem Abscheidegrad von 50% bei  $100\ \mu\text{m}$  definiert [10].
- Unter thorakalem Staub versteht man jenen Anteil aller Massenschwebestoffe, welcher über den Kehlkopf hinaus in den Atemtrakt vordringt. Dieser Massenanteil der gesamten Schwebestoffe spielt im Arbeitsschutz keine Rolle, allerdings im Umweltschutz als  $\text{PM}_{10}$ .  $\text{PM}_{10}$  ist definiert bei einem Abscheidegrad von 50% für einen aerodynamischen Durchmesser von  $50\ \mu\text{m}$  [10].

- Alveolengängiger Staub, kurz A-Staub, ist jener Teil des einatembaren Staubes, welcher bis in die Lungenbläschen (Alveolen) vordringen kann. Dieser ist nach dem Arbeitsschutz bei einem Abscheidegrad von 50 % bei 4  $\mu\text{m}$  festgelegt. Im Umweltschutz wird der A-Staub auch als  $\text{PM}_4$  bzw. Quarzfeinstaub bezeichnet [10].
- Der kleinste Massenanteil ist die  $\text{PM}_{2,5}$  Fraktion, welche nach Definition eine Abscheidewirksamkeit von 50% bei einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5  $\mu\text{m}$  aufweist. Dieser wird im Zusammenhang mit  $\text{PM}_{10}$  auch als Feinstaub bezeichnet [10].

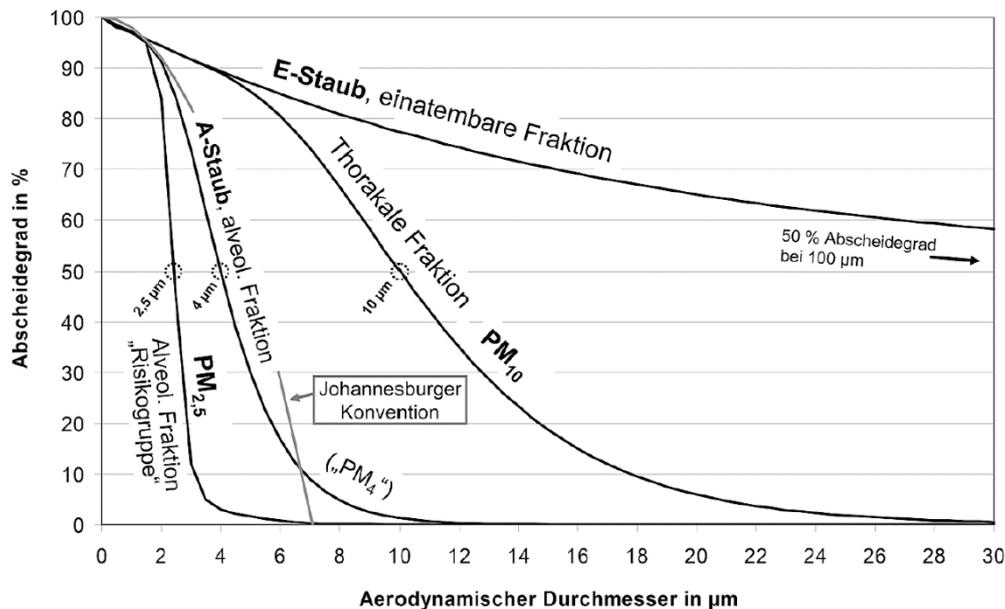


Abbildung 3. Einteilung der Staubfraktionen nach dem Partikeldurchmesser [10]

## 2.7. Grenzwerte: MAK-Werte

Die gemessenen Ergebnisse werden den MAK-Werten gegenübergestellt. Laut der Verordnung BGBl. II Nr. 156/2021 des Bundesministers für Arbeit vom 09. April 2021 über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende und fortpflanzungsgefährdende (reproduktionstoxische) Arbeitsstoffe (Grenzwerteverordnung 2021-GKV 2021), gelten für die untersuchten luftverunreinigenden Stoffe die Grenzwerte in Tabelle 1 für den Tagesmittelwert (TMW) und Kurzzeitwert (KZW). In der Grenzwerteverordnung GK V 2018, BGBl. II Nr.254/2018, wurden die Grenzwerte für Kohlenstoffmonoxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffmonoxid an die EU-Richtgrenze (2017/164/EU) für den Untertagebau mit einer Übergangsfrist bis zum 21.08.2023 geändert. Diese Frist sollte Zeit zur Implementierung geeigneter Maßnahmen geben, welche die Einhaltung der reduzierten Grenzwerte ermöglichten. Im Rahmen dieser Arbeit wird daher auf die neuen Richtwerte nach dem 21.08.2023 Bezug genommen. In der Tabelle 1 sind die Tagesmittelwerte und Kurzzeitwerte der Schadstoffe laut Grenzwertverordnung angegeben. Die  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen von 5000 ppm und 10.000 ppm in Tabelle 1 entsprechen in etwa 0,5 %Vol. für den TMW und 1,0 %Vol. für den KZW.

Als Tagesmittelwert gilt ein Beurteilungszeitraum einer achtstündigen Exposition. Bei Überschreitung des Tagesmittelwertes muss garantiert werden, dass zwischen den Expositionsspitzen mindestens ein Zeitabstand des Dreifachen der zulässigen Kurzzeitwertdauer liegt. Der Konzentrationswert des Tagesmittelwertes darf in der Dauer zwischen zwei Expositionsspitzen nicht überschritten werden.

Weiters darf der Kurzzeitwert als Mittelwert über den Beurteilungszeitraum (Miw) nicht überschritten werden [12].

Wenn der Grenzwert als Kurzzeitwert angegeben ist, gilt ein Beurteilungszeitraum von 15 Minuten. Der Kurzzeitwert darf innerhalb von 8 Stunden höchstens in der Häufigkeit überschritten werden, die für den jeweiligen Gefahrenstoff bestimmt ist [12].

Gefahrenstoff	Grenzwert					
	TMW		KZW		Dauer [min]	Häufigkeit in 8 Stunden Arbeitszeit
	[ppm]	[mg/m <sup>3</sup> ]	[ppm]	[mg/m <sup>3</sup> ]		
Kohlenstoffmonoxid (CO)	20	23	60	66	15 (Miw <sup>1</sup> )	4x
Kohlenstoffdioxid (CO <sub>2</sub> )	5000	9000	10.000	18.000	60 (Mow <sup>2</sup> )	3x
Stickstoffmonoxid (NO)	2	2,5	-	-	-	
Stickstoffdioxid (NO <sub>2</sub> )	0,5	0,96	1	1,91	5 (Mow)	8x
einatembare Fraktion der biologisch inerten Schwebestoffe		10		20	60	2x
alveolengängige Fraktion der biologisch inerten Schwebestoffe		5		10	60	2x

Tabelle 1. Übersicht über die TMW und KZW der gemessenen Stoffe [13]

<sup>1</sup> Miw = Mittelwert über den Beurteilungszeitraum

<sup>2</sup> Mow = Momentanwert

### 3. Versuchsvorbereitung

Dieses Kapitel beschreibt den Versuchsaufbau und das Ausmaß des Experimentes im Detail. Für den Versuch galt es, einen geeigneten Ort zu finden. Bisherige Experimente wurden meistens im kleinen Rahmen in Laboren durchgeführt. Waldbrandversuche in großem Maßstab wurden in Österreich bis dato noch nicht durchgeführt. Als geeigneter Ort erwies sich die Tunnelforschungsanlage Zentrum am Berg (ZaB) der Montanuniversität Leoben. Die dort vorhandene Versuchsfläche mit ca. 270 m<sup>2</sup> in der Nähe des Portals des Eisenbahntunnels verfügte über Wasserleitungen für die Zu- und Abfuhr des Löschwassers.

#### 3.1. Versuchsaufbau

Begonnen wurde mit der Auslegung des Versuchsfeldes und dem allgemeinen Aufbau. Die Bäume waren dabei alles Fichten (*Picea abies*), da diese zu den weitverbreitetsten Baumarten in Österreich gehören. Kleine, mittelgroße und große Fichten wurden in aufsteigender Reihenfolge in einem 7 x 8 Raster auf einer Versuchsfläche von 20 x 15 m aufgebaut. Abbildung 4 zeigt den Aufbau der Fichten vor dem Portal des Straßentunnels am ZaB. Die großen und mittelgroßen Fichten wurden in einem 2 x 2 m Raster aufgebaut, während die kleinen Fichten in einem 1,5 x 1,5 m Raster angeordnet wurden. Der Grundgedanke war, dass das Feuer bei den kleinen Fichten entzündet wird und sich danach in Richtung der höheren Bäume ausbreitet. Durch trockenes Material am Boden und tiefliegende Äste sollte sich das Feuer bis in die Kronen der Fichten ausbreiten. Um die Ausbreitung des Feuers in die Kronen zu variieren, wurden bei 6 großen Fichten die unteren Äste entfernt, sodass eine Ausbreitung des Feuers nur über den Stamm möglich war. Dabei handelte es sich um die ersten beiden östlichen Reihen bzw. in Abbildung 4 (rechts) die ersten beiden Reihen großer Fichten auf der rechten Seite. Die kleinen Fichten hatten eine Höhe von 1-2 m, die mittelgroßen Fichten 4-6 m und die großen Fichten waren 6-8 m hoch. Der Durchmesser der kleinen Fichten war im Durchschnitt 2 cm, der mittelgroßen Fichten 5 cm und der großen Fichten zwischen 5-20 cm. Insgesamt wurden 62 Fichten unterschiedlicher Größe aufgebaut, siehe Abbildung 5 für die genaue Aufteilung nach Höhe. Die Fichten kamen direkt vom Erzberg. Diese wurden davor von Mitarbeitern der BOKU ausgewählt und der Betreiber des Erzberges, VA Erzberg, übernahm die Rodung.



Abbildung 4. Anordnung der Fichten auf dem Versuchsfeld in Draufsicht und Vorderansicht

Die Grundlage des Bodens bildeten Schichten aus Sand, Hackschnitzel und Heu. Als unterste Schicht wurde 2-3 cm hoch Sand aufgeschüttet, um die darunter liegende Asphaltsschicht vor dem Feuer zu schützen. Auf die Sandschicht kamen Hackschnitzel mit etwa 10-15 cm Höhe. Diese sollten einen natürlichen Waldboden nachbilden und zur Ausbreitung des Feuers dienen. Die Hackschnitzel sollten möglichst trocken sein, um einen im Sommer ausgetrockneten Waldboden darzustellen. Angeliefert wurden sie vom nahegelegenen Biomasseheizwerk. Insgesamt wurden rund 40 m<sup>3</sup> Hackschnitzel aufgeschüttet. Als lose und oberste Schicht wurde Heu, als leicht entflammbares Material, verwendet. Dies sollte vor allem Pflanzenreste, Äste, Nadeln etc. darstellen. Das lose Material wurde im angrenzenden Straßentunnel zwischengelagert, damit es nicht vom Wind davongetragen wird und ausreichend trocken bleibt.

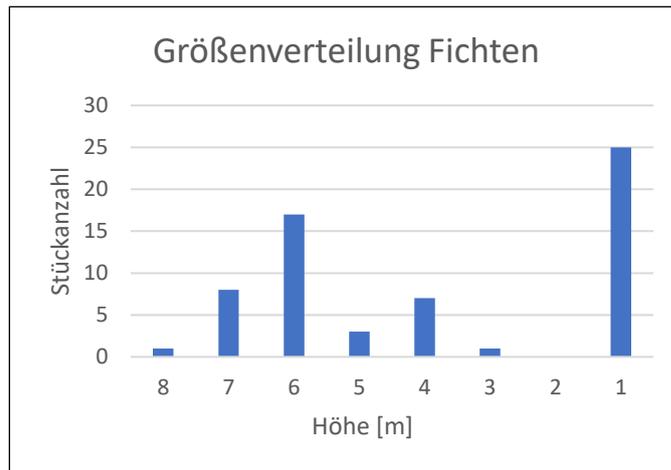


Abbildung 5. Anzahl der Fichten für den Brandversuch nach Höhe geordnet.

Um die großen Fichten halten zu können, wurden Stahlkreuze verwendet, welche bei einer nahegelegenen Stahlbaufirma in Auftrag gegeben wurden. Die Entwurfszeichnung ist in Abbildung 16 zu sehen. Die Berechnung der Windlasten, die diese Stahlständer standhalten mussten, ist in Kapitel 3.3 beschrieben. Vorgabe war, die Ständer so niedrig wie möglich zu halten, um möglichst wenig Äste im unteren Bereich abschneiden zu müssen, und diese so naturbelassen wie möglich zu halten. Aus diesem Grund war es unpraktikabel, die Fichten in eine große Stahlröhre zu stellen, da der Einschluss zu groß gewesen wäre und das Feuer kein Brennmaterial zur Verfügung gehabt hätte, um vom Boden auf die Fichten überzugehen. Überlegungen, die Fichten mittels Stahlseilen im Boden zu fixieren, waren aufgrund der potentiellen Beschädigung der Asphaltfläche ebenso nicht möglich. Deshalb wurden die Fichten auf zwei Seiten zwischen zwei U-Trägern eingespannt und mittels Gewindestangen verschraubt, erkennbar in Abbildung 6. Trotz der statischen Analyse wurden die Bäume während des Aufbaus vom Wind umgeworfen. Dies wurde durch kurze, starke Böen verursacht, die heftiger waren als angenommen. Aus diesem Grund wurden Holzverstrebungen diagonal zwischen den Bäumen angebracht, um diese zusätzlich zu stabilisieren. Für zukünftige Versuche wird empfohlen, Holzbretter während des Aufbaus anzubringen, oder die Halterungen am Boden mit Brettern zu verbinden, da sich durch das U-Profil der Träger Holzbretter einschieben lassen.



Abbildung 6. Aufbau und Einspannung der Fichten in den Halterungen

Angesichts der Größe des Brandversuches mussten auch die Feuerwehr, die Behörden, die Bevölkerung und die VA Erzberg informiert werden. Für eine vollständige Löschung des Brandes standen deshalb etwa 40 Mann der Feuerwehr mit 5 Fahrzeugen bereit. Im Idealfall sollten die Bäume niederbrennen, um den zeitlichen Brandverlauf feststellen zu können. Trotzdem musste man vom Ernstfall ausgehen, in dem der Brand unkontrollierbar geworden wäre. Die zuständige BH Leoben wurde nach § 3 des Bundesluftreinhaltegesetzes zeitgerecht über das genaue Datum für die Durchführung des Versuches in Kenntnis gesetzt. Mindestvoraussetzung war die Anwesenheit der Feuerwehr im Nahbereich. Das Versuchsfeld war vom Ort Eisenerz gut sichtbar, und um mögliche Fehlalarme bei der Feuerwehr zu vermeiden, wurde vorab auch der Bürgermeister von Eisenerz über den Versuch informiert.

### 3.2. Abschätzung der meteorologischen Daten

Wetter und Klima haben einen bedeutenden Einfluss auf Waldbrände. Das lokale Wetter beeinflusst das Entzündungspotential, das Brandverhalten und die Brandintensität. Sobald das Feuer entzündet ist, wird das Brandverhalten von Umgebungsbedingungen wie Wind und der lokalen Topografie bestimmt.

Für den Brandversuch wurde die maximale Windgeschwindigkeit mit 30 km/h bzw. 8 m/s festgelegt, damit der Versuch noch durchgeführt werden kann. Um eine Einschätzung der zu erwartenden Windgeschwindigkeiten vornehmen zu können, wurden Aufzeichnungen der vergangenen 5 Jahre ausgewertet. Dazu wurde die Datenbank von GeoSphere<sup>3</sup> Austria verwendet, welche Raster- und Gitterdaten von Österreich zur Verfügung stellt. Die maximalen Windgeschwindigkeiten am Zentrum am Berg in Eisenerz sind dabei für die Jahre 2018–2022 im Juli dargestellt. Die gewonnenen Daten sind in Abbildung 7 dargestellt. Die maximale Windgeschwindigkeit der vergangenen 5 Jahre lag bei 24 km/h bzw. 6,7 m/s aus nördlicher Richtung und die mittlere Windgeschwindigkeit bei 7,4 km/h bzw.

<sup>3</sup> <https://data.hub.geosphere.at/>, abgerufen 06.03.2023

2,1 m/s. Diese Werte dienen für die spätere Gegenüberstellung mit den Umgebungsbedingungen am Tag der Versuchsdurchführung.

Ergänzende Auswertungen wurden nach Datensätzen von GeoSphere für Luftfeuchtigkeit, Niederschlag und Lufttemperatur gemacht. Diese dienen ebenso als Vergleichsbasis für die späteren Auswertungen mit den Messgeräten bei der Versuchsdurchführung. Im Zeitraum von 2018 bis 2022 betrug die durchschnittliche Luftfeuchtigkeit im Monat Juli jedes Jahr 75 %. Deutlich erkennbar ist der Anstieg der Luftfeuchtigkeit nach erhöhtem Niederschlag und der Rückgang der Luftfeuchtigkeit bei ausbleibendem Regen.

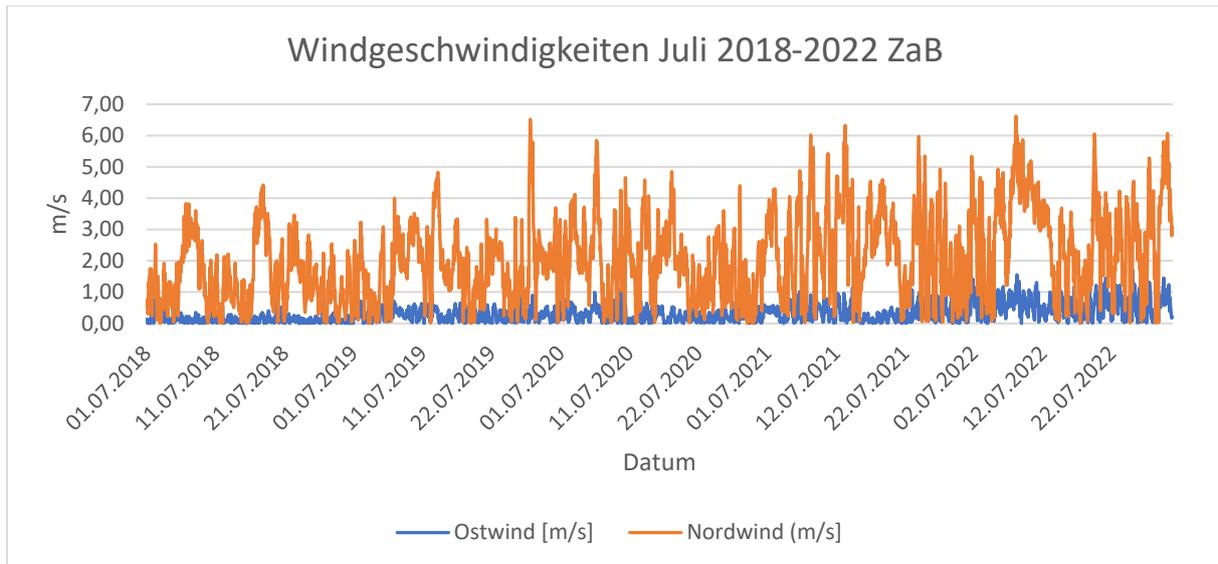


Abbildung 7. Windgeschwindigkeiten am Zentrum am Berg von 2018-2022 im Monat Juli

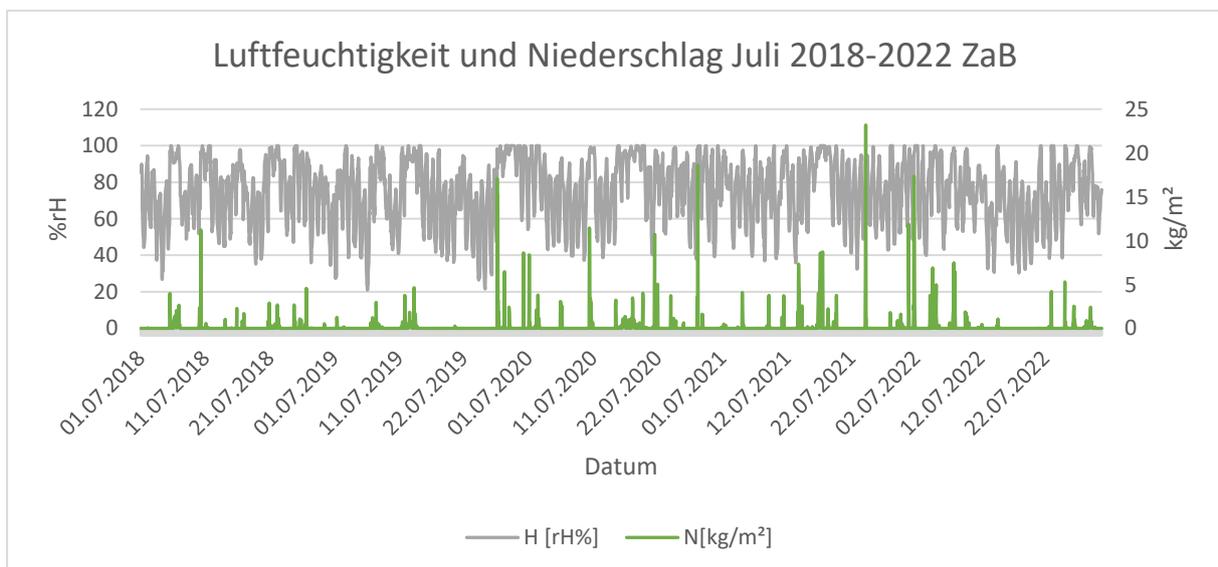


Abbildung 8. Relative Luftfeuchtigkeit (H) und Niederschlag am ZaB von 2018 – 2022 im Monat Juli

### 3.3. Windlast

Um die Einwirkungen des Windes auf die Bemessung der Halterungen der Bäume einschätzen zu können, wurde die ÖNORM EN 1991-1-4 [14] herangezogen. Diese liefert Regeln für die Bestimmung der Windlasten auf Gebäude und ingenieurtechnische Anlagen. Zusätzlich werden in der ÖNORM B 1991-1-3 und -4 nationale Parameter festgelegt. Damit ist sie für Österreich gemeinsam mit der ÖNORM EN 1991-1-3 und -4 anzuwenden.

#### 3.3.1. Basisgeschwindigkeit und Basisgeschwindigkeitsdruck

Die Basisgeschwindigkeit ist der charakteristische Wert der 10-Minuten Windgeschwindigkeit [14]. Die Bezugshöhe ist 10 m über Boden im offenen Gelände und ist unabhängig von Windrichtung und Jahreszeit. Die Ermittlung der Basisgeschwindigkeit  $v_{b,0}$  und des Basisgeschwindigkeitsdrucks  $q_{b,0}$  erfolgt anhand eines Ortsverzeichnisses gemäß Tabelle A.1 in der ÖNORM B 1991-1-4. Dabei ist der geographisch nächstgelegene Ort des Bauwerks aufzusuchen und der Grundwert zu übernehmen. Befindet sich der Standort des Bauwerkes mehr als 250 m Seehöhe über dem geographisch nächstgelegenen Ort, so sind die Grundwerte der Basisgeschwindigkeitsdruckes nach Tabelle A.2 zu nehmen.

Das Versuchsgelände am Zentrum am Berg befindet sich auf einer Seehöhe von etwa 1000 m und liegt damit mehr als 250 m höher als der nächstgelegene Ort Eisenerz mit Seehöhe 737 m. Für die Basisgeschwindigkeit  $v_{b,0}$  ergibt sich damit ein Wert nach Interpolation, von 29,8 m/s und ein Basisgeschwindigkeitsdruck  $q_{b,0}$  von 0,57 kN/m<sup>2</sup>.

Seehöhe	Grundwerte	
	Basiswindgeschwindigkeit	Basisgeschwindigkeitsdruck
	$v_{b,0}$	$q_{b,0}$
m	m/s	kPa = kN/m <sup>2</sup>
bis 800 m	27,4	0,47
1 800 m	39,6	0,98
3 000 m	50,6	1,60

Zwischenwerte dürfen linear interpoliert werden.

Abbildung 9. Basisgeschwindigkeit und Basisgeschwindigkeitsdruck für Lagen über 250 m Seehöhe zur nächstgelegenen Ortschaft [14]

#### 3.3.2. Geländekategorie

Nach dem Eurocode EN 1991-1-4 wird das Gelände in 5 Kategorien, wie in Abbildung 10 dargestellt, unterteilt. Die Kategorien unterscheiden sich in der Rauigkeitslänge  $z_0$  und der Mindesthöhe  $z_{\min}$ . Diese beiden Faktoren sind zur Kalkulation von Staudrücken über Geländeniveau und damit Windbelastungen in verschiedenen Höhen an Bauwerken anzuwenden. Die beiden ersten Geländekategorien, Kategorie 0 und 1, sind in Österreich nicht vorhanden. Für das Versuchsfeld am Zentrum am Berg wurde die Geländekategorie 2 gewählt. Die folgende Einteilung erfolgt nach dem Eurocode 1991-1-4.

Geländekategorie	$z_0$ [m]	$z_{\min}$ [m]
0 See, Küstengebiete, die der offenen See ausgesetzt sind	0,003	1
1 Seen oder Gebiete mit niedriger Vegetation und ohne Hindernisse	0,01	1
2 Gebiete mit niedriger Vegetation wie Gras und einzelne Hindernisse (Bäume, Gebäude) mit Abständen von min. 20-facher Hindernishöhe	0,05	2
3 Gebiete mit gleichmäßiger Vegetation oder Bebauung oder mit einzelnen Objekten mit Abständen von weniger als der 20-fachen Hindernishöhe (z.B. Dörfer, Industriegebiete, Waldgebiete)	0,3	5
4 Gebiete, in denen mindestens 15% der Oberfläche mit Gebäuden einer mittleren Höhe größer als 15 m bebaut sind	1,0	10

Abbildung 10. Geländekategorie und Geländeparameter [14]

### 3.3.3. Böengeschwindigkeitsdruck (Spitzengeschwindigkeitsdruck)

Der Böengeschwindigkeitsdruck  $q_p$  betrachtet die kurzzeitigen Geschwindigkeitsänderungen und stellt die maßgebende Windbeanspruchung auf ein Gebäude dar. Zur Ermittlung der Böengeschwindigkeit  $v_p$  werden die Geländekategorien mit Geländeparametern gegenübergestellt. Die Werte  $q_p/q_{b,0}$  und  $q_m/q_{b,0}$  der Geländekategorien II, III, IV sind aus der Abbildung 10 zu entnehmen. Für die Höhe über Grund  $z$  wird die Höhe der größten Fichten mit 8 m herangezogen.

Geländekategorie	$\frac{q_p}{q_{b,0}} = \left(\frac{v_p}{v_{b,0}}\right)^2$	$\frac{q_m}{q_{b,0}} = \left(\frac{v_m}{v_{b,0}}\right)^2$	$I_v(z)$	$z_{\min}$
				m
II	$2,1 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{0,24}$	$\left(\frac{z}{10}\right)^{0,3}$	$0,18 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{-0,15}$	5
III	$1,75 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{0,29}$	$0,593 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{0,42}$	$0,29 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{-0,21}$	10
IV	$1,2 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{0,38}$	$0,263 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{0,64}$	$0,46 \cdot \left(\frac{z}{10}\right)^{-0,32}$	15

Es bedeutet:

- $q_p$  Spitzengeschwindigkeitsdruck
- $q_m$  mittlerer Geschwindigkeitsdruck (10-min-Mittel)
- $q_{b,0}$  Referenzwert des Geschwindigkeitsdruckes (10-min-Mittel in 10 m Höhe, Gelände II)
- $I_v(z)$  Turbulenzintensität
- $v_p$  Spitzenwindgeschwindigkeit
- $v_m$  mittlere Windgeschwindigkeit (10-min-Mittel)
- $v_{b,0}$  Grundwert der Basiswindgeschwindigkeit (10-min-Mittel in 10 m Höhe, Gelände II)
- $z$  Höhe über Grund
- $z_{\min}$  minimale Höhe, bis zu der das jeweilige Profil gilt; darunter ist der Wert für  $z_{\min}$  zu nehmen.

Abbildung 11. Geländekategorie, Böengeschwindigkeitsdruck und Mindesthöhe  $z_{\min}$  [14]

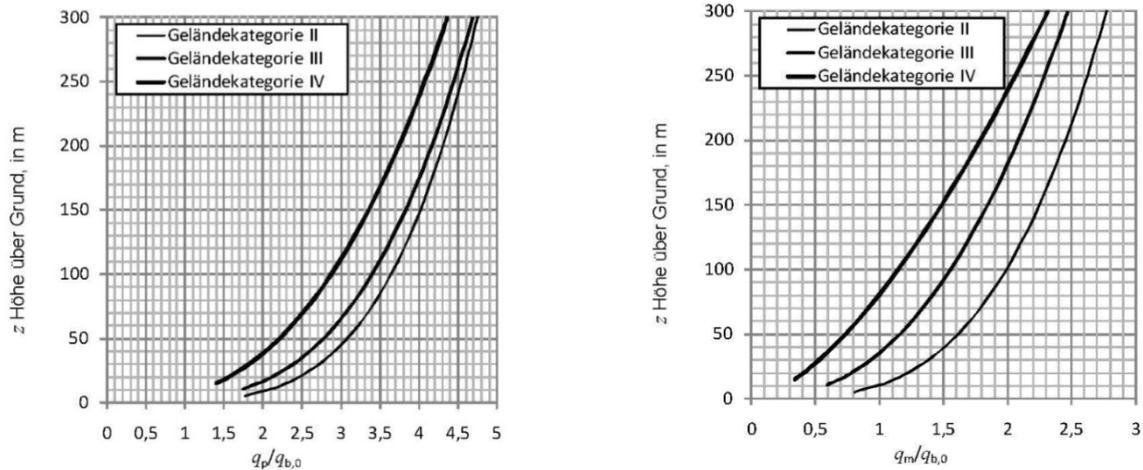


Abbildung 12. Profile des Spitzengeschwindigkeitsdrucks und mittlerem Geschwindigkeitsdruck [14].

Somit ergibt sich für eine Fichtenhöhe von maximal 8 m folgende Berechnung nach Gleichung (1) für den Böengeschwindigkeitsdruck:

- Geländekategorie II, -Basisgeschwindigkeitsdruck  $q_{b,0} = 0,57 \text{ kN/m}^2$
- Gebäudehöhe  $z = 8 \text{ m} \rightarrow z(8) > z_{\min}(5)$  ( $\rightarrow$  Berechnung erfolgt mit  $z = 8 \text{ m}$ )
- Profil  $q_p/q_{b,0} = 1,8$

$$q_p = 2,1 * \left(\frac{z}{10}\right)^{0,24} * q_{b,0} \tag{1}$$

$$2,1 * \left(\frac{8}{10}\right)^{0,24} * 0,57 = 1,13 \text{ kN/m}^2$$

Die Basisgeschwindigkeitsdrücke dürfen entsprechend der Seehöhe des Ortes mit dem Abminderungsfaktor  $f_s$  reduziert werden. Dieser beschreibt die Abnahme der Luftdichte mit zunehmender Höhe und darf damit auf die Basisgeschwindigkeitsdrücke angewendet werden, nicht aber auf die Basisgeschwindigkeit.

Durch den Abminderungsfaktor  $f_s$  ergibt sich bei 1000 m Seehöhe ein neuer Basisgeschwindigkeitsdruck von  $0,52 \text{ kN/m}^2$ . Der neue Böengeschwindigkeitsdruck liegt bei  $1,04 \text{ kN/m}^2$ . Für die weitere Berechnung wurde zur Vereinfachung ein Böengeschwindigkeitsdruck von  $1,00 \text{ kN/m}^2$  gewählt.

$H_s$	m	0	500	1 000	2 000	3 000	3 500
$f_s$	-	1,00	0,95	0,91	0,82	0,74	0,70
ANMERKUNG Zwischenwerte dürfen linear interpoliert werden.							

Abbildung 13. Abminderungsfaktoren  $f_s$  für Basisgeschwindigkeitsdrücke je nach Höhenlage [14]

### 3.3.4. Auflagerkräfte und Biegemomente

Der Ständer der Fichten, wurde zur Berechnung der statischen Kräfte als einseitiger, eingespannter Träger angenommen. In Abbildung 14<sup>4</sup> symbolisiert Punkt A die feste Einspannung der Halterung, während der Böengeschwindigkeitsdruck als Auflast  $q$  auf den Träger wirkt. Die Länge des Trägers wurde entsprechend der maximalen Höhe der Fichten mit 8 m gewählt. Punkt B stellt das freie Trägerende dar.

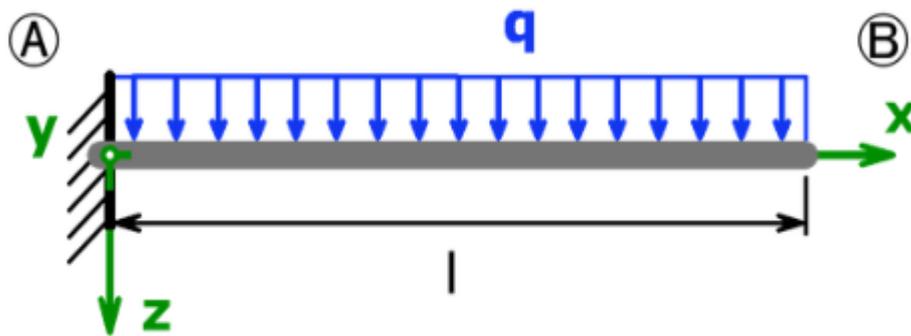


Abbildung 14. Eingespannter Träger mit Punkten A (Einspannung) und B (Freies Trägerende)

Das Kräftegleichgewicht wurde für die Ermittlung der Auflagerkräfte in den Gleichungen (2) bis (4) dargestellt. In der Einspannung A, auf der linken Seite, werden 3 Lagerreaktionen übertragen, die vertikal wirkende Kraft  $A_z$ , die horizontale Kraft  $A_x$  und das Moment  $M_A$ . Daraus wurden die Querkraft und das Biegemoment berechnet. Die maximale Querkraft belief sich auf 64 kN und das maximale Biegemoment auf 256 kNm direkt an der Einspannung. Der Querkraft- und Biegemomentenverlauf ist in Abbildung 15<sup>5</sup> dargestellt. Der Querkraftverlauf ist in Grün und der Biegemomentenverlauf in Rot dargestellt.

$$\sum F_x = 0 \rightarrow A_x = 0 \quad (2)$$

$$\sum F_z = 0 \rightarrow q * l + A_z = 0 \quad (3)$$

$$\sum M_A = 0 \rightarrow M_A + \frac{q * l^2}{2} = 0 \quad (4)$$

<sup>4</sup> <http://framedesign.letsconstruct.nl/>; abgerufen am 06.06.2023

<sup>5</sup> <https://www.johannes-strommer.com/rechner/balkenberechnung/>; abgerufen am 31.10.2023



Abbildung 15. Querkraft- (grün) und Biegemomentenverlauf (rot) der Halterung

### 3.3.5. Entwurfszeichnung

Um möglichst wenig Astwerk entfernen zu müssen, wurde die Höhe der Halterungen möglichst niedrig gehalten, konkret wurden 40 cm gewählt. Außerdem wurde auf eine runde, vollkommen umschließende Einspannung verzichtet, um den natürlichen Verlauf des Feuers nicht zu beeinträchtigen. Die Auflagerfläche wurde durch das Zusammenfügen von zwei U-Trägern mit einer Länge von je 1 Meter gebildet. Die vertikalen Stützen bestanden aus zwei weiteren U-Trägern, von denen jeder eine Höhe von 40 cm hatte und im Abstand von 20 cm zueinander angebracht wurden.

#### - Schnitt A-A

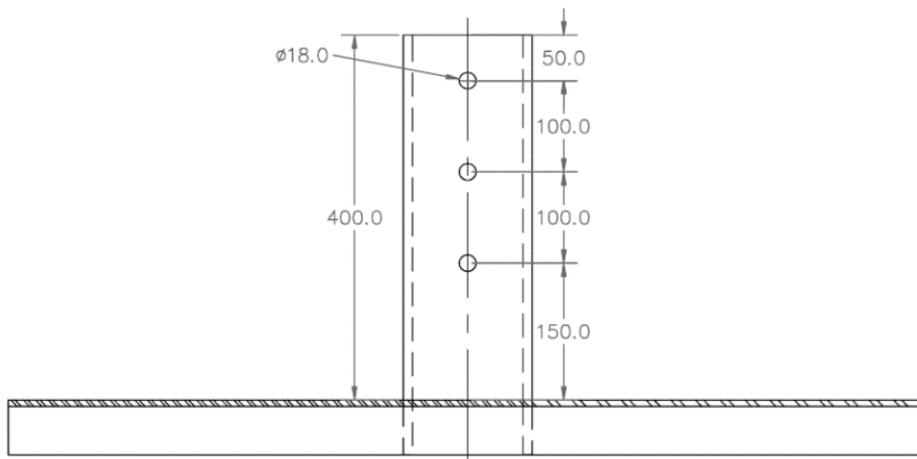


Abbildung 16. Entwurfszeichnung der Halterung Frontansicht (alle Angaben in mm)

Die Stützen wurden mit je 3 Bohrungen versehen, um die Bäume mittels Gewindestangen fest an der Halterung zu verschrauben, siehe Abbildung 16. Die Bohrungen wurden im Abstand von 10 cm angeordnet. Das Gesamtgewicht eines einzelnen Stahlständers belief sich auf etwa 40 kg.

Um die Verformungen unter der Windlast abschätzen zu können, wurde der Entwurf der Halterung weiters in einem CAD (Computer Aided Design) / CAM (Computer Aided Manufacturing) Programm simuliert. In diesem Fall wurde das Programm Siemens NX verwendet. Dies wurde gewählt, da sowohl die Konstruktionszeichnung als auch die Belastungen in einem Programm simuliert und dargestellt werden können.

Baum\_sim1 : Solution 1 Result  
 Subcase - Static Loads 1, Static Step 1  
 Displacement - Nodal, Magnitude  
 Min : 0.00, Max : 519.33, Units = mm  
 Deformation : Displacement - Nodal Magnitude

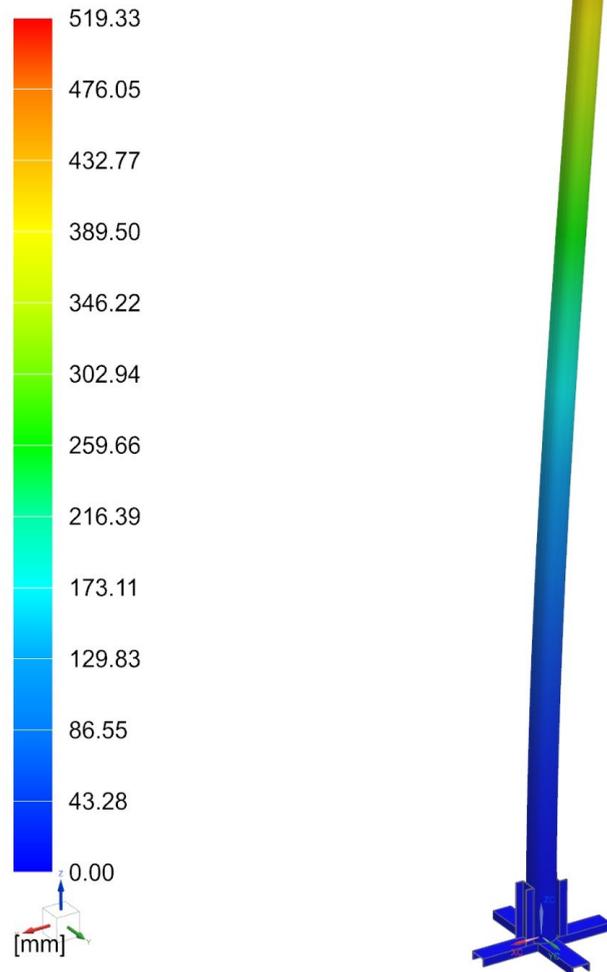


Abbildung 17. Darstellung der Verformungen durch die Windlast in Siemens FX

In Abbildung 17 ist die Stahlhalterung mit eingespannter Fichte mittels FEM-Analyse dargestellt. Zur Vereinfachung wurde die Fichte als großer Zylinder, ohne Astwerk, dargestellt. Die Höhe der Bäume wurde dabei mit 8 m Höhe und der Durchmesser auf 20 cm festgelegt, da diese die maximale Größe der eingesetzten Fichten und damit die maximale Belastung auf den Träger darstellen. Die Simulation ergab Verformungen von bis zu 519 mm bzw. 51,9 cm. Die Berechnung der Verformungen erfolgte elastisch, somit wurde nicht bis zum Bruch simuliert. Auffällig ist der Unterschied der Verformungen der Fichte gegenüber der Stahlständer. Dies liegt an der deutlich höheren Festigkeit des Stahls verglichen mit dem Fichtenholz.

## 4. Messtechnik

Zur genauen Erfassung der Waldbrandemissionen wurden eine Vielzahl von Messgeräten verwendet. Dieses Kapitel gibt einen Überblick über die eingesetzten Geräte, ihre Verwendung und Funktionsweise. Es gliedert sich in verschiedene Abschnitte, die sich mit Gasmesstechnik, der Erfassung von Staubkonzentrationen, Messgeräten zur Erfassung meteorologischer Umgebungsbedingungen, der Temperaturmessung und der Bestimmung des Feuchtigkeitsgehalts im Brennmaterial befassen. Die Messgeräte stammen einerseits von der Österreichischen Staubbekämpfungsstelle (ÖSBS) sowie vom Institut für Waldbau der BOKU Wien. Die ÖSBS führte sämtliche Messungen der Gas- und Staubkonzentrationen durch, wobei zusätzlich ein Teil der atmosphärischen Umgebungsbedingungen mitgemessen wurde. Temperatur- und Feuchtigkeitsmessungen wurden von der BOKU Wien durchgeführt.

### 4.1. Gasmesstechnik

Brandrauch enthält neben festen Partikeln (Ruß und Asche) und verdampften Flüssigkeiten (Löschwasser und flüssige Produkte) vornehmlich gasförmige Stoffe. Die Zusammensetzung des Brandrauchs und seiner Bestandteile variiert je nach Art der brennenden Materialien und der vorherrschenden Brandbedingungen. Wesentliche Einflussfaktoren sind die Sauerstoffzufuhr und die Brandtemperatur. Gasförmige Stoffe bestehen hauptsächlich aus Stickstoff, unverbrauchtem Sauerstoff, Kohlenstoffdioxid, Kohlenstoffmonoxid und Wasserdampf [7]. Die Messungen von  $\text{CO}_2$  erfolgten mittels NDIR-Sensoren (Nichtdispersive Infrarotsensoren) während elektrochemische Sensoren die  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}$  und  $\text{NO}_2$  Konzentrationen aufzeichneten.

Nichtdispersive Infrarotsensoren nutzen zur Messung die konzentrationsabhängige Absorption von elektromagnetischer Strahlung im IR (Infrarot)-Bereich. Im Gegensatz zu Spektrometern wird hierbei auf dispersive optische Elemente verzichtet. Stattdessen werden Farbfilter verwendet. Bei der NDIR-Analyse wird nicht das gesamte Spektrum, sondern nur einzelne oder ausgewählte Wellenlängen aufgezeichnet [15].

NDIR-Sensoren bestehen aus einer IR-Lampe, einer Probekammer, einem Wellenlängenfilter und einem Infrarotdetektor. Zur Messung wird das Gas in die Probekammer gepumpt. Die IR-Strahlung wird durch die Probekammer auf den Infrarotdetektor gerichtet. Der Detektor ist mit einem optischen Filter ausgestattet, der sämtliches Licht, außer derjenigen Wellenlänge, die von den ausgewählten Gasmolekülen absorbiert werden kann, herausfiltert. Die Absorption steht in direktem Verhältnis mit der Gaskonzentration in der Probekammer. Steigt die Gaskonzentration in der Kammer, sinkt die Intensität des Infrarotlichts [15].

Die Messung von Sauerstoff und toxischen Gasen ( $\text{CO}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ) erfolgt über elektrochemische Sensoren. Dabei nutzen die Sensoren die reaktive Wechselwirkung der Gase unter geeigneten Bedingungen. Bei Anwesenheit eines reaktiven Gases wird ein geringer, aber messbarer Strom erzeugt. Dieser Strom ist proportional zur Gaskonzentration. Bei der chemischen Umsetzung werden Elektronen produziert, was bedeutet, dass die Sensoren im Grunde keine Gaskonzentration messen, sondern eine Elektronenflussänderung [16,17].

Im Grunde bestehen elektrochemische Sensoren aus zwei Elektroden, die durch ein elektrisch leitendes Medium, nämlich einer Elektrolytlösung, die als Ionenleiter agiert, verbunden sind. Dieses System ist

mit einem äußeren elektrischen Stromkreis verbunden, der als Elektronenleiter fungiert. Die beiden Elektroden wirken als Mess- und Gegenelektrode. Zusätzlich bedeckt eine poröse, gasdurchlässige Membran die Sensorelektrode, um unerwünschte Partikel zu filtern und die Messung nicht zu beeinflussen [16].

Zur Messung von NO, NO<sub>2</sub>, CO und CO<sub>2</sub> während des Brandversuches wurden mehrere Gasmessgeräte des Typs X-am 8000 der Firma Dräger Safety AG und MultiRAE Lite von RAE-System, Inc. verwendet. Beide Geräte können im Pumpen- als auch Diffusionsbetrieb verwendet werden. Im Diffusionsmodus tritt Gas aus der Umgebung durch eine Öffnung ein und wird vom elektrochemischen Sensor detektiert [16,17]. Im Pumpenbetrieb wird ein langer Schlauch angeschlossen, welcher dann z.B. in einen Abwasserkanal abgesenkt werden kann, um die Schadstoffkonzentration vor dem Eintreten zu messen. Für den Brandversuch wurden beide Geräte im Diffusionsmodus betrieben.



Abbildung 18 MultiRAE (links) und X-am 8000 (rechts) während des Brandversuchs

Sowohl das X-am 8000 als auch das MultiRAE Lite sind tragbare Mehrgasmessgeräte. Dies bedeutet, dass je nach installiertem Sensor bis zu 7 toxische und brennbare Gase gemessen werden können. Tragbare Gasmessgeräte dienen dazu, den Träger vor Gasgefahren im unmittelbaren Arbeitsbereich zu warnen. Besonders eignen sich die Geräte für das Freimessen vor dem Eintritt in enge Räume, um mögliche Schadstoffkonzentrationen zu detektieren.

Wird eine erhöhte Schadstoffkonzentration festgestellt, gibt das Gerät eine optische oder auch eine hörbare Warnung aus. Die optischen Signale basieren auf einem Farbcode, wie in Abbildung 18 erkennbar, wobei das rote Licht eine zu hohe Kohlenstoffmonoxid Konzentration darstellt. Da es sich bei dem X-am 8000 und dem MultiRAE Lite um Personenmessgeräte für den Arbeitsplatz handelt, sind diese bei der maximal detektierbaren Gaskonzentration limitiert [18]. Diese Gasmessgeräte warnen den Benutzer, damit dieser den gefährdeten Bereich verlässt. Um eine höhere Konzentration in der Luft zu messen, wurde deshalb ein Emissionsmessgerät, das Testo 350 der Firma Testo GmbH & Co, verwendet.

Das Testo 350 besteht aus einer abnehmbaren Control Unit und einer Analysebox. Die Control Unit verfügt über ein Display, über welches die Messung gesteuert werden kann. Die Analysebox beinhaltet die komplette Sensorik und Elektronik. Bis zu 6 verschiedene elektrochemische Sensoren können angeschlossen werden, um unter anderem CO, CO<sub>2</sub>, NO und NO<sub>2</sub> zu messen. Eine Messbereichserweiterung ermöglicht die Durchführung der Messung auch bei hohen

Gaskonzentrationen. Dafür sorgt eine Frischluft- und Verdünnungspumpe, welche Frischluft ansaugt, um das Gasgemisch zu verdünnen und gleichzeitig die Sensorik zu schützen [19].



Abbildung 19. Testo 350 während des Versuches mit Analysebox und Control Unit

## 4.2. Messung der Staubkonzentration

Zur Messung der Konzentration der Staubpartikel während des Brandversuches wurden gravimetrische Messgeräte sowie Streulichtdetektoren verwendet. Bei Streulichtdetektoren wird das Streulicht an Einzelpartikeln gemessen. Die Gravimetrie bezeichnet die Messung von Stoffmengen über die Bestimmung der Masse. Beide Messverfahren erfolgten kontinuierlich über die Versuchsdauer.

### 4.2.1. Gravimetrische Messung

Als Messgeräte zur gravimetrischen Messung der Staubfraktion wurden die beiden Probenahmepumpen Gravikon PM4-2 und SG10-2 der Firma GSA Messgerätebau GmbH verwendet. Beide Geräte bieten die Option, wahlweise für die Probenahme der alveolaren Fraktion inerter Stäube (A-Staub, Feinstaub) und der einatembaren Fraktion (E-Staub, Feinstaub) eingesetzt zu werden.

Die gravimetrische Messung erfolgt über die Massendifferenz vor und nach der Messung. Dazu wird mit einem konstanten Volumenstrom Luft aus der Umgebung angesaugt. Die Staubfraktion wird abgeschieden und entweder auf einem Membran- oder Glasfaserfilter gesammelt. Für den A-Staub kam ein Membranfilter zum Einsatz, während für den E-Staub ein Glasfaserfilter verwendet wurde.

Zur Bestimmung der Staubkonzentration wurde das Gewicht der Partikelfilter vor und nach der Messung verglichen. Die Staubkonzentration  $S$  [mg/m<sup>3</sup>] ergibt sich aus dem Gewicht  $G$  [mg] des beaufschlagten Filters und dem Leergewicht  $L$  [mg] des Filters: [20]

$$S = \frac{G - L}{Q} \quad (5)$$

$Q$  ist während der Probenahmedauer die insgesamt durchgesaugte Luftmenge. Diese ergibt sich aus der Multiplikation des Volumenstromes  $V$  mit der Messzeit  $t$ :

$$Q = V * t \quad (6)$$

Der Volumenstrom ist je nach Probenahmegerät unterschiedlich. Die Bestimmung des Leergewichts  $L$  erfolgt vor der Versuchsdurchführung. Dazu wird der Filter 48 Stunden in einem Wägebereich bei einer relativen Luftfeuchte von 40% gelagert. Die Temperatur im Wägebereich liegt bei ca. 25°C. Diese Lagerung ist auch bekannt als Konditionierung. Nach 48 Stunden wird der Filter gewogen. Damit ergibt sich durch die Differenzwägung des konditionierten Filters vor und nach der Probenahme die Masse des A-Staubes bzw. E-Staubes.

Der Nennvolumenstrombereich des Probenahmegerätes SG10-2 liegt bei 3,5 bis 10 l/min bzw. 0,06 – 0,6 m<sup>3</sup>/h. Bei Verwendung des maximalen Volumenstroms, bei 0,6 m<sup>3</sup>/h, ist der Stromverbrauch deutlich höher und führt somit zu einer kürzeren Laufzeit während der Messung. Das Messgerät besteht aus 3 Drehschieberpumpen. Um einen konstanten Volumenstrom aufrecht zu erhalten, ist eine Volumenstromregelung verbaut. Diese gleicht Veränderungen des Volumenstroms aufgrund erhöhtem Strömungswiderstand (z.B. Filterwiderstand) oder erhöhtem Batterieverbrauch aus. Falls die Pumpen den Volumenstrom nicht mehr aufrechterhalten können, schaltet sich das Gerät ab. Vor der Messung ist eine luftdichte Verbindung mittels eines Silikonschlauches zwischen Probenahmegerät und Probenahmekopf herzustellen [21].

Der Nennvolumenstrom des Gravikon PM4-2 mit bis zu 4 m<sup>3</sup>/h ermöglicht eine Datenerfassung bei niedrigen Gefahrenstoffkonzentrationen. Durch die Erzeugung eines pulsationsfreien Luftvolumenstroms kann ein konstanter Volumenstrom von 4 m<sup>3</sup>/h aufrechterhalten werden, welcher unabhängig vom Umgebungsluftdruck, Umgebungstemperatur oder vom Grad der Filterbelegung ist. Der Volumenstrom bleibt konstant, solange der Druck von 7,5 kPa nicht überschritten wird. Integrierte Druck- und Temperaturkompensationen gleichen Höhendifferenzen und schwankende Wetterlagen aus [20].

Für den Brandversuch am Zentrum am Berg wurde das SG10-2 für die A- und E-Staub Messung sowie das PM4-2 für die E-Staub Erfassung verwendet. Bei zwei der Messstellen wurden zwei SG10-2 simultan, mit verschiedenen Filtern, verwendet. Einerseits um den alveolengängigen Staub und andererseits den einatembaren Staub zu messen. Ein Membranfilter M37 (Durchmesser 37 mm) erfasste den A-Staub und der Glasfaserfilter GF37 den E-Staub.



Abbildung 20. SG10 mit Ansaugschlauch während des Versuchs auf der Etage Süd (links), Gravikon PM4-2 im Labor Probenahmekopf (rechts)

#### 4.2.2. Streulichtphotometer

Streulichtphotometer wie das Grimm 1.108 und TM data der Firmen Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG und Helmut Hund GmbH, werden zur kontinuierlichen Messung von Staub in der Luft eingesetzt. Das Messprinzip bei Streulichtphotometern ist die Messung der Lichtstreuung an Einzelpartikeln. Die beiden Geräte unterscheiden sich dadurch, dass mit dem Grimm 1.108 die A-Staub und die E-Staub Konzentration gemessen werden kann, während mit dem TM Data nur die A-Staub Messung möglich ist. Des Weiteren ist im Grimm 1.108 ein gravimetrischer Filter verbaut, mit dem die photometrische Messung kontrolliert werden kann.

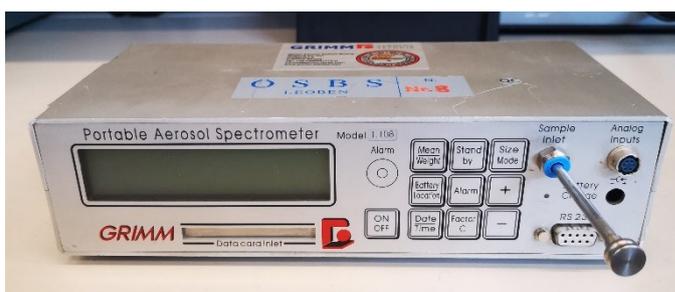


Abbildung 21. Tragbares Laser-Aerosol-Spektrometer und Staubmessgerät Modell 1.108

Das Grimm 1.108 ist ein kompaktes Gerät zur Messung der Staubkonzentration und der Verteilung der Partikelgrößen. Dazu wird die Umgebungsluft durch eine volumengeregelte Pumpe in die Messzelle gesaugt. Als Lichtquelle wird ein Halbleiterlaser verwendet. Im Inneren der Messzelle wird das Streulicht über einen Spiegel auf den Detektor geleitet. Der Detektor ist rechtwinkelig zum einfallenden Laserstrahl angeordnet. Die 90 Grad Anordnung verbessert die aufgefangene Streulichtmenge und optimiert gleichzeitig das Signal-Rausch-Verhältnis. Dies ermöglicht wiederum die Detektion von sehr kleinen Partikeln bis zu  $0,25\ \mu\text{m}$  bzw.  $0,3\ \mu\text{m}$  sowie die präzise Bestimmung der Partikelgröße. Wird ein Partikel vom Laserstrahl erfasst, erzeugt dieser einen Lichtimpuls. Je nach Intensität des Signals wird es in Größenkanäle eingeteilt. Die Streulichtintensität ist nicht nur von der Partikelgröße abhängig,

sondern auch vom Brechungsindex der Partikel, als auch von der Form und Ausrichtung der Teilchen. Anschließend wird das Signal der Diode verstärkt und in 15 verschiedene Größenkanäle klassifiziert. Auf diese Weise kann die Partikelgrößenverteilung erfasst werden. Das Grimm 1.108 misst in 6 Sekunden Intervallen und hat einen Probevolumenstrom von 1,2 l/min. Die gemessene Wellenlänge liegt bei 780 nm und besitzt eine Leistung von 40 mW [22].

In der Messzelle des Grimm 1.108 befindet sich auch ein gravimetrischer Filter, durch den die angesaugte Luft strömt. Dieser Filter dient als Staubsammler und gravimetrische Kontrolle der optischen Messergebnisse mit dem sogenannten Gravimetrie Faktor (C-Faktor). Der C-Faktor hängt von mehreren Faktoren ab, der Partikeldichte, der Form der Partikel und dem Brechungsindex. Er muss daher je nach vorliegender Art des Staubes bestimmt werden. Dies ist besonders bei Arbeitsplatzmessungen wichtig zu unterscheiden, da dort mehrere verschiedene Staubarten auftreten können [22]:

$$C - \text{Faktor} = \frac{\text{Gewogene Masse}}{\text{Kalkuliertes Filtergewicht}} \quad (7)$$

Das TM data funktioniert ebenso nach dem Streulichtprinzip wie das Grimm 1.108. Sie unterscheiden sich jedoch in einigen Aspekten. Der Einfallswinkel des Primärstrahles ist geringer als beim Grimm 1.108. Während beim Grimm 1.108 der Detektor rechtwinkelig auf den Laserstrahl angeordnet ist, beträgt der Einfallswinkel beim TM data 70 Grad. Die Messwellenlänge beträgt beim TM data 950 nm und beim Grimm 1.108 780 nm [23].

Das Messergebnis beim DM Data ist ein Streulichtintensitätswert  $I_{TM}$ . Dieser ist direkt proportional zur Staubkonzentration. Eine Umrechnung der erfassten relativen Staubkonzentration in absolute Werte erfordert daher eine Vergleichsmessung mit einem gravimetrischen Staubbmessgerät. Aus der gravimetrischen Vergleichsmessung lässt sich ein Umrechnungsfaktor bestimmen, mithilfe dessen die Bestimmung der Konzentration in  $\text{mg}/\text{m}^3$  erfolgen kann [23].

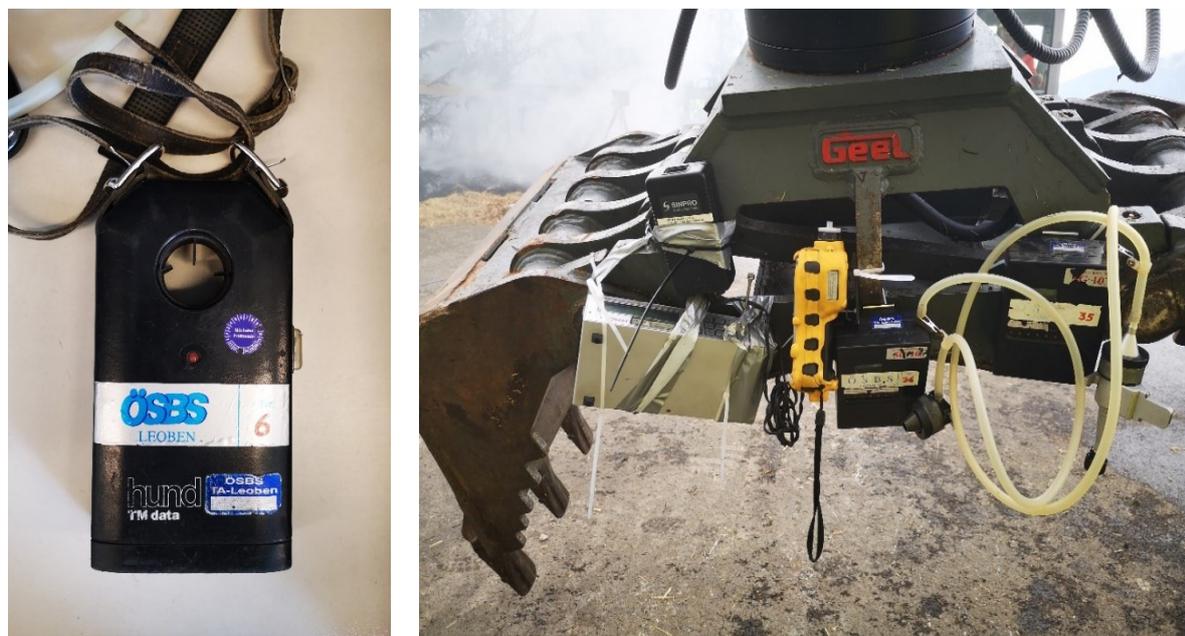


Abbildung 22. TM data der Firma Helmut Hund (links), Grimm 1.108, SG10-2 und MultiRAE auf der Messstation Bagger (rechts)

### 4.3. Messung der Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit und Temperatur

Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit und Temperatur haben großen Einfluss auf das Brandverhalten. Zur Aufzeichnung dieser Daten wurden ein Testo 440 dP der Firma Testo, ein VelociCalc von TSI Incorporated und ein Kestrel 5500 der Firma Nielsen-Kellermann eingesetzt. Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit und Temperatur erfolgt beim Testo 440 dP und VelociCalc über eine Thermoanemometersonde, auch bekannt als Hitzedrahtanemometer. Bei dem Kestrel 5500 wird die Windgeschwindigkeit über eine Flügelradsonde erfasst.

Die Flügelradsonde des Kestrel 5500 besteht aus einem kleinen Rotor, welcher vom Wind angetrieben wird. Die Bewegung wird in elektrische Signale umgewandelt. Ein Zählwerk erfasst die Umdrehungen des Flügelrades und liefert eine Impulsfolge, welche als Geschwindigkeitswert am Gerät angezeigt wird [24].

Das Testo 440 dP und VelociCalc funktionieren mit einem Hitzedrahtanemometer. Bei diesem wird elektrischer Strom durch den Draht gesendet. Dadurch wird der Draht auf eine konstante Temperatur erhitzt. Kommt die Sonde in Kontakt mit einem Gas oder Flüssigkeit, kühlt dies den Draht ab. Die Zeit, die benötigt wird, um den Draht abzukühlen, ermöglicht die Bestimmung der Geschwindigkeit des Windes oder anderer Strömungen. Zusätzlich ist ein Temperatursensor verbaut, welcher die Umgebungstemperatur aufzeichnet [25,26].

Durch die Aufteilung aller drei Messgeräte an vier verschiedenen Messpunkten, sowohl im direkten Umfeld des Brandes als auch in weiterer Entfernung auf den Etagen, konnten die Umgebungsbedingungen mittels der verschiedenen Messprinzipien erfasst werden.



Abbildung 23. Testo 440 dP(links), VelociCalc auf der Etage Süd (rechts)

#### 4.4. Temperatursonden

Für die Temperaturmessung wurden speziell angefertigte Thermosonden der Firma TC Mess- und Regeltechnik verwendet. Die Sonden haben eine Mantelrohrlänge von 300 mm und sind aus hitzebeständigem Edelstahl gefertigt. Die maximale Betriebstemperatur beträgt 1100°C. Die Messung der Temperatur erfolgt über das Thermoelement Typ K, bestehend aus Nickel-Chrom-Nickel.

Die Funktionsweise des Thermoelements basiert auf dem Seebeck-Effekt. Dieser Effekt besagt, dass der Stromfluss bei zwei unterschiedlichen metallischen Leitern geringer ist, wenn zwischen den beiden Leitern ein Temperaturunterschied vorliegt. Bei dem Thermoelement sind die zwei Leiter an beiden Seiten miteinander verbunden. Bei Erwärmung an einer der beiden Seiten fließt in diesem Bereich ein Strom. Dies erzeugt eine Spannungsdifferenz vom warmen zum kalten Ende. Die angelegte Spannung ist eine Funktion der Temperatur womit die Temperatur gemessen werden kann [27].



Abbildung 24. Datenlogger (links) und Temperatursonden (rechts)

Insgesamt wurden 12 Temperatursonden im Versuchsfeld angeordnet, je drei Sonden wurden zu einem Datenlogger zusammengefasst, welcher den Temperaturverlauf aufzeichnete. Zusätzlich zu den Sonden im Versuchsfeld wurde ein Fernthermometer der Firma Conrad Electronics SE verwendet. Dieses Gerät wurde per Hand bedient und sollte somit die Temperaturen an spezifischen Punkten im Versuchsfeld messen. Dabei wurden die Temperaturen der brennenden Äste, des Heus und des Boden- und Kronenfeuers gemessen.

#### 4.5. Feuchtigkeitsmessung Brennmaterial

Um Aufschlüsse über die Brandintensität und die mögliche Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhalten, wurde der Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials bestimmt. Dabei handelt es sich hauptsächlich um oberflächliche Waldabfälle wie Äste, Blätter, Rindenreste, Gräser und andere organische Reststoffe. Dieses Material ist der Feinbrennstoff und einer der wichtigsten Faktoren für die Bestimmung der Brandintensität und der Ausbreitungsgeschwindigkeit.

Für die Bestimmung der Feuchtigkeit vor dem Brandversuch wurde ein ME2000A Gerät der Firma Wiltronics verwendet. Dieses ermöglicht die Messung vor Ort, ohne die Proben zuerst im Labor trocknen zu müssen. Das Funktionsprinzip des Gerätes basiert auf elektrischer Widerstandsmessung. Das ME2000A kann Widerstände bis zu 10 Teraohm ( $10 \times 10^{12} \Omega$ ) messen. Dies entspricht einer Feuchtigkeit des Brennstoffes von nur 2 % des Trockengewichtes (der Einsatzbereich liegt zwischen 2 und 200 % des Trockengewichtes). Aufgrund der Tatsache, dass der Widerstand ein indirektes Maß für den Feuchtigkeitsgehalt ist, müssen einige Annahmen für die Umrechnung des Widerstandes in den Feuchtigkeitsgehalt getroffen werden [28].



Abbildung 25. Messung des Feuchtigkeitsgehaltes der Nadeln mit dem ME2000A

Erstens wird die Leitfähigkeit vom Mineralstoffgehalt im Feinbrennstoff beeinflusst. Da der Anteil an Mineralstoffen in verschiedenen Pflanzen- und Baumarten variiert, wird eine Kalibrierfunktion des Gerätes genutzt. Dabei wird die zu messende Pflanzenart am Gerät ausgewählt, um den passenden Mineralstoffgehalt einzustellen.

Zweitens ist der elektrische Widerstand proportional zur Länge der Probe. Daher sind die Elektroden für die Widerstandsmessung auf einen festen Abstand eingestellt und durch eine Isolierschicht getrennt. Dabei muss darauf geachtet werden, dass kein Schmutz oder andere Materialien auf der Testfläche aufliegen, um die Messwerte nicht zu beeinflussen [28].

## 4.6. Übersicht der Messgeräte

Messgerät	Hersteller	Messgröße [Einheit]	Messprinzip	Messbereich
<b>Gravikon PM4-2</b>	GSA Messgerätebau GmbH	Probenahmegerät	Probenahmekopf für A-Staub	Volumenstrom: 4 [m³/h]
<b>SG10-2</b>	GSA Messgerätebau GmbH	Probenahmegerät	Probenahmekopf für E-Staub	Volumenstrom: 0,6 [m³/h]
<b>Grimm 1.108</b>	Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG	A- und E-Staub Konzentration [mg/m³]	Streulichtphotometer	0,1 bis 100.000 [µg/m³]
<b>TM data</b>	Helmut Hund GmbH	A-Staub Konzentration [mg/m³]	Streulichtphotometer	0 bis 100 mg/m³
<b>X-am 8000</b>	Dräger Safety AG	NO-Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 200 [ppm]
		NO <sub>2</sub> -Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 50 [ppm]
		CO-Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 2.000 [ppm]
		CO <sub>2</sub> -Konzentration [ppm]	NDIR-Sensor	0 bis 5 [Vol.-%]
<b>MultiRAE Lite</b>	RAE Systems by Honeywell (RAE Systems, Inc.)	NO-Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 250 [ppm]
		NO <sub>2</sub> -Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 20 [ppm]
		CO-Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 2.000 [ppm]
		CO <sub>2</sub> -Konzentration [ppm]	NDIR-Sensor	0 bis 5 [Vol.-%]
<b>Testo 350</b>	Testo GmbH & Co.	NO-Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 4000 [ppm]
		NO <sub>2</sub> -Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 500 [ppm]
		CO-Konzentration [ppm]	Elektrochemischer Sensor	0 bis 10.000 [ppm]
		CO <sub>2</sub> -Konzentration [ppm]	NDIR-Sensor	0 bis 50 [Vol.-%]
<b>Testo 440</b>	Testo GmbH & Co.	Windgeschwindigkeit [m/s] Temperatur [°C] relative Luftfeuchtigkeit [%]	Thermoanemometersonde	0 bis 50 [m/s] -20 bis 70 [°C] 5 bis 95 [%]
		Luftdruck [hPa]	Luftdrucksonde	700 bis 1100 [hPa]
<b>VelociCalc Modell 9565</b>	TSI Incorporated	Windgeschwindigkeit [m/s] Temperatur [°C] relative Luftfeuchtigkeit [%]	Thermoanemometersonde	0 bis 50 [m/s] -18 bis 60 [°C] 5 bis 95 [%]
		Luftdruck [hPa]	Luftdrucksonde	689,5 bis 1241,1 [hPa]

Tabelle 2. Übersicht der eingesetzten Messgeräte der ÖSBS zur Gas- und Staubmessung sowie der Umgebungsbedingungen

<b>Kestrel 5500</b>	Nielsen-Kellermann Co.	Temperatur[°C]	Temperatursensor	-29 bis 70 [°C]
		Luftdruck [hPa]	Piezoresistiver Sensor	700 bis 1100 [hPa]
		Windgeschwindigkeit [m/s]	Flügelradsonde	0,6 bis 40 [m/s]
		relative Luftfeuchtigkeit [%]	Feuchtesensor	5 bis 95 [%]
<b>ME2000A</b>	Wiltronics Research PTY Limited	Feuchtigkeitsgehalt Material [%]	Elektrische Widerstandsmessung	$5 \times 10^2$ bis $10 \times 10^{12}$ [ $\Omega$ ]
<b>Volcraft IR 1201-50D Fernthermometer</b>	Conrad Electronics SE	Temperatur [°C]	Infrarotsensor	-50 bis 1200 [°C]
<b>Thermosonden</b>	TC Mess- & Regeltechnik GmbH	Temperatur [°C]	Temperatursensor	Bis 1100 [°C]

Tabelle 3. Übersicht der eingesetzten Messgeräte der BOKU zur Messung der Umweltbedingungen, Temperatur und Brennstofffeuchtigkeit

#### 4.7. Aufbau der Messgeräte

Die Positionierung der Messgeräte erfolgte in verschiedenen Abständen rund um das Versuchsfeld. Aufgrund der Tatsache, dass der Versuch im Freien durchgeführt wurde, musste man mögliche wechselnde Windrichtungen miteinbeziehen. Es wurde aufgrund der Wetterdaten in Kapitel 3.2 angenommen, dass die Hauptwindrichtung von Norden und Osten kommen wird. Aufgrund dieser Annahme wurden zwei Messstellen auf der Böschung südlich und westlich des Versuchsfeldes aufgebaut. Dort wurde erwartet, dass der Rauch über die Böschung und somit direkt zu den Messgeräten zieht.

Die Messpunkte auf den Etagen waren in etwa 50 m Luftlinie vom Brandfeld entfernt. Um den Brandrauch auch bei einem Westwind erfassen zu können, entschied man sich für die Montage einer Messstation am Greifer des Tunnelbaggers. Dies ermöglichte es, mit ausgefahrenem Arm die Messgeräte in eine höhere Position zu bringen und somit den Brandrauch besser erfassen zu können. Darüber hinaus war man damit in der Lage, die Position auch jederzeit zu wechseln, um bei wechselnder Windrichtung die Geräte wieder in die Richtung des Brandrauches zu stellen. In der Tabelle 4 sind die Messstationen mit den jeweiligen Messgeräten angeführt. Das Testo 350 der Firma Testo GmbH & Co. wurde nicht zu Versuchsbeginn aufgestellt, da sich das Gerät sehr nahe am Brand befinden musste. Da die Brandentwicklung schwer einzuschätzen war, wurde beschlossen erst abzuwarten, bevor das Gerät aufgebaut werden sollte.

Messstation	Messgerät			
<b>Bagger</b>	Grimm 1.108	SG10-2	MultiRAE	
<b>Portal</b>	Grimm 1.108	SG10-2	PM4-2	X-am 8000
<b>Etage West</b>	Grimm 1.108	SG10-2	VelociCalc	MultiRAE
<b>Etage Süd</b>	TM Data	SG10-2	PM4-2	X-am 8000
<b>Umgebungsbed. Plattform</b>	Kestrel 5500			
<b>Umgebungsbed. Nord</b>	Testo 440			
<b>Umgebungsbed. Süd</b>	Testo 440			
<b>Süd</b>	Testo 350			

Tabelle 4. Überblick der Messstationen mit zugeordnetem Messgerät

Im Versuchsfeld wurden 12 Sonden zur Temperaturmessung aufgestellt. Zur Temperaturlaufzeichnung wurden je drei Messsonden an einen Datenlogger angeschlossen, welche mit den Bezeichnungen A bis D gekennzeichnet wurden. Jeweils drei Sonden im Bereich der kleinen (D) und mittleren Fichten (C) und jeweils weitere drei Sonden für die großen, südlichen (A) und die höchsten Fichten (B), siehe Abbildung 26.

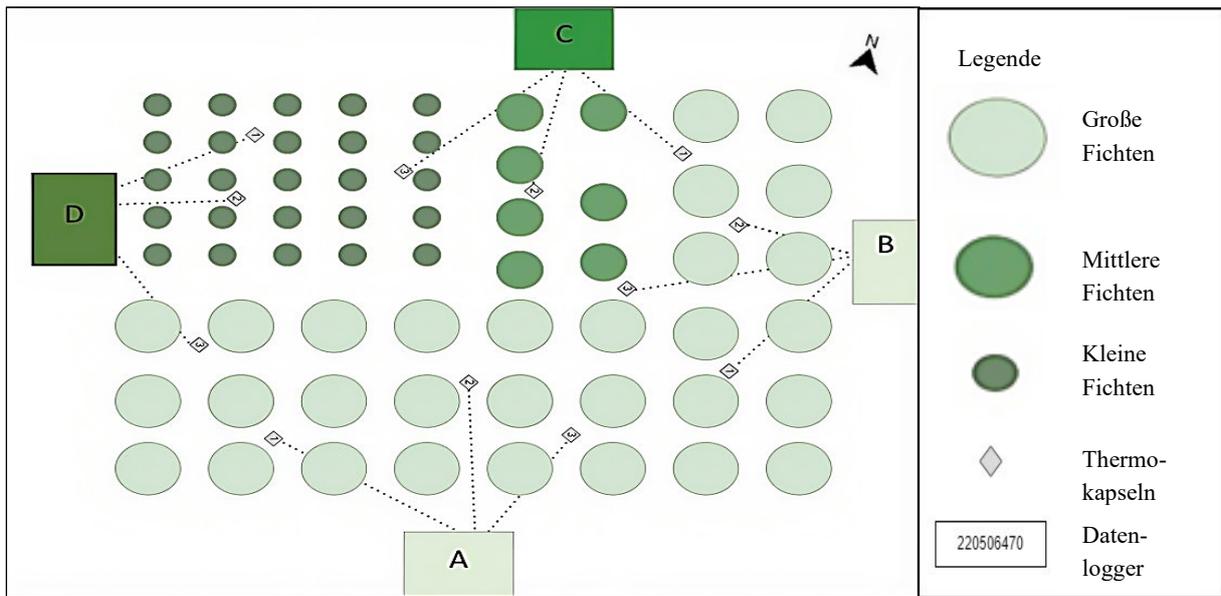


Abbildung 26. Aufteilung der Temperatursonden [29]

## 5. Versuchsdurchführung

Der Versuchsbeginn war am 01. Juli 2023 zur Mittagszeit vorgesehen. Am Abend des 30. Juni 2023, einen Tag vor Versuchsbeginn, setzten starke Regenfälle ein, welche zu einer starken Durchnässung des Versuchsfeldes führten. Gleichzeitig kippten starke Winde den Großteil der Fichten um. Aufgrund des anhaltenden Regens vom Vortag verzögerte sich der ursprüngliche Plan. Nach den Wetterprognosen der GeoSphere sollte der Regen ab 14 Uhr aufhören. Kurze, starke Böen traten bis zur Mittagszeit auf.

Nach dem Eintreffen des ZaB Personals gegen 8 Uhr wurden zuallererst die umgestürzten Fichten vom Vortag wieder aufgestellt. Als zusätzliche Stützung wurden Holzbretter diagonal zwischen den Bäumen angebracht, was sich als ausreichende Stützung erwies. Anschließend wurde mit dem Aufbau der Messstationen an den jeweiligen Messpunkten begonnen. Der genaue Standort um das Versuchsfeld ist in Abbildung 27 zu sehen.

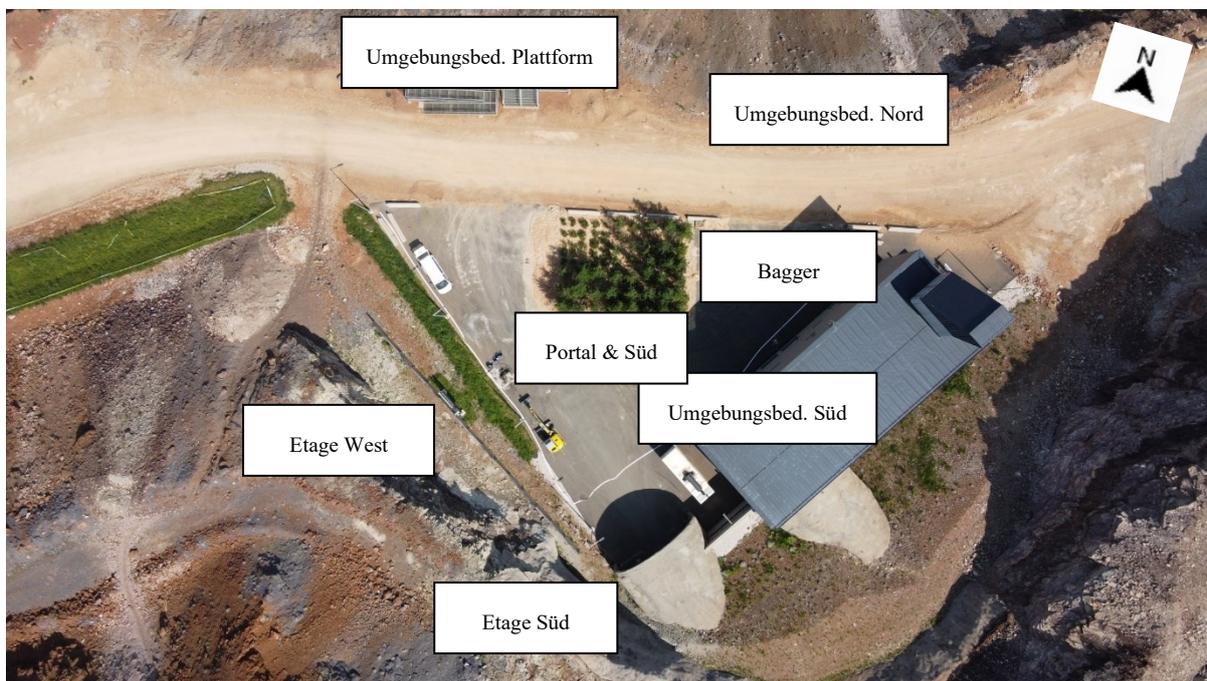


Abbildung 27. Versuchsaufbau mit Stationierung der Messgeräte am Tag vor der Versuchsdurchführung

Die Feuchtigkeitsmessungen an den Fichten, Ästen und dem Heu wurden sowohl unter trockenen Bedingungen am Tag vor dem Versuch als auch am Versuchstag selbst durchgeführt. Deutlich zu erkennen war ein Anstieg des Feuchtigkeitsgehaltes im Brennmaterial um teilweise 20%.

Als gegen 14 Uhr der Regen aufhörte, wurden das trockene Heu und die Äste aus dem Straßentunnel geholt, wo sie am Vortag zwischengelagert wurden. Um 16:10 Uhr erfolgte die Entzündung des Versuchsfeldes bei den kleinen Fichten. Um 16:30 Uhr wurde bei der zweiten Reihe der kleinen Fichten Benzin als Brandbeschleuniger zugegeben. Um 17:00 Uhr erfolgte eine weitere Zugabe von Benzin zwischen den kleinen und den mittelgroßen Fichten. Gegen 17:30 Uhr begann eine starke Brandentwicklung im Bereich der größeren Fichten. Die Messstationen Portal und Bagger wurden je nach Windrichtung bis 17:45 Uhr bzw. Minute 105 jeweils umgestellt. Ab 17:45 Uhr wurden beide an dem jeweiligen Standort in Abbildung 27 belassen, da sich ein Kronenfeuer in den großen Fichten entwickelte. Die Messstation Süd wurde ab 18:30 Uhr neben der Station Portal aufgebaut um mit dem

Emissionsmessgerät Testo 350 die höchstmöglichen Gaskonzentrationen zu messen. Um 19:00 Uhr wurde der Versuch beendet und das Feuer durch die anwesende Feuerwehr gelöscht.



Abbildung 28. Links oben: Entzündung des Brandes mit Messstationen Bagger und Portal direkt im Rauch; Rechts oben: Ausbreitung des Brandes zu den großen Fichten; Unten: Große Brandentwicklung und Abbrand der großen Fichten

## 6. Darstellung der Ergebnisse

Im folgenden Abschnitt werden die Messergebnisse der Feuchtigkeitsmessungen, meteorologischen Umgebungsbedingungen, Temperaturverläufe, Gas- und Staubkonzentrationen zusammengefasst. Um eine einheitliche Vergleichsbasis für die Vielzahl der verschiedenen Datensätze zu schaffen, wurden alle Messaufzeichnungen standardisiert. Der Messbeginn wurde dabei auf 16:00 Uhr festgelegt, was bedeutet, dass Minute null gleich 16:00 Uhr ist. Diese Vorgehensweise erleichtert einen präzisen und effektiven Vergleich der Daten.

### 6.1. Feuchtigkeitsmessungen

Die Feuchtigkeitsmessungen der Brennmaterialien wurden mit dem ME2000A durchgeführt. Die Messungen wurden an allen verschiedenen Größen der Fichten vorgenommen, sowie dem losen Material wie Heu und Nadeln. Die Werte des losen Materials (Heu und Nadeln) in Abbildung 29 dienen als Referenzwerte für die Fichten, da der Feuchtigkeitsgehalt von Heu und Nadeln nur einmal gemessen wurde. Diese Messungen fanden am Tag vor dem Versuch, dem 30. Juni, unter noch trockenen Bedingungen statt. Ebenso wurde am Versuchstag, dem 1. Juli, um 11:30 Uhr sowie kurz vor der Entzündung um 15:00 Uhr gemessen. Deutlich erkennbar ist der Anstieg des Feuchtigkeitsgehalts bei den Fichten zwischen dem 30. Juni und dem 1. Juli aufgrund des Regens. Die Feuchtigkeitswerte stiegen teilweise um 20 %, von 15 % auf 35 %.

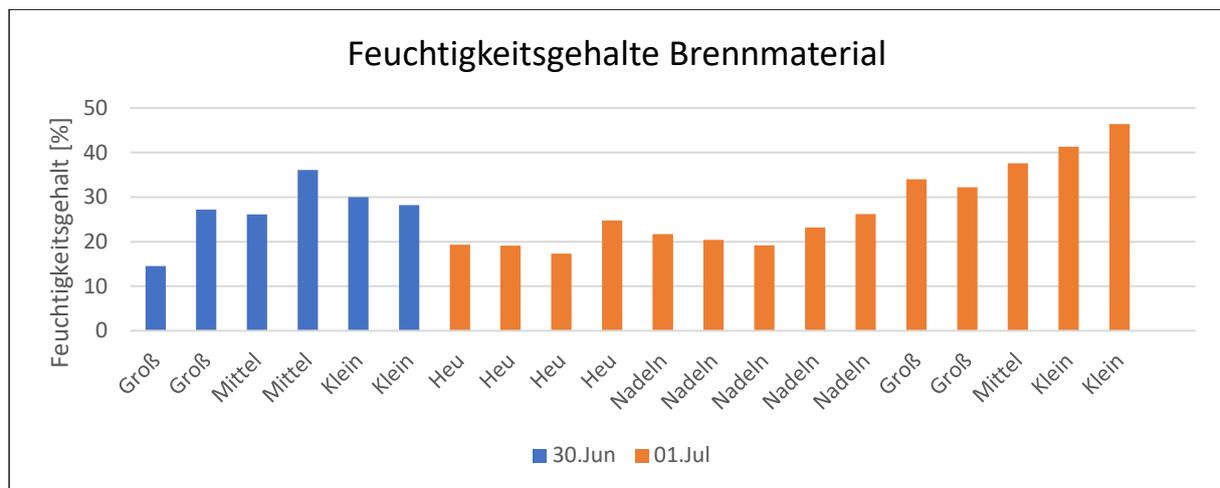


Abbildung 29. Ergebnisse der Feuchtigkeitsmessungen des ME2000A der großen, mittleren, kleinen Fichten, Heu und Äste am Vor- und Versuchstag

### 6.2. Umgebungsbedingungen

Die Ergebnisse der Temperatur, der relativen Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit sind in Abbildung 30 und Abbildung 31 veranschaulicht. Zu beachten ist die doppelte Beschriftung der vertikalen Achsen. Der graue Graph repräsentiert die relative Luftfeuchtigkeit, der orangefarbene Graph die Temperatur und der blaue Graph die Windgeschwindigkeit. Die durchschnittlich gemessene Temperatur lag bei 14,6 °C, die relative Luftfeuchte bei 76,1 % und die mittlere gemessene Windgeschwindigkeit betrug 0,54 m/s bzw. 2 km/h. Dies bedeutete überwiegend schwachen Wind oder gar Windstille. Dies war besonders deutlich am Brandrauch erkennbar, der oft gerade nach oben

stieg. Die gemessenen Windgeschwindigkeiten standen im starken Kontrast zum Vormittag bis zum Beginn des Versuches. Windmessungen um die Mittagszeit zeigten punktuelle Geschwindigkeiten von 8 m/s bzw. knapp 30 km/h, während zu Versuchsbeginn die Geschwindigkeiten wieder stark absanken.

Vergleicht man die Durchschnittswerte der Messergebnisse mit den empirischen Daten von GeoSphere, Kapitel 3.2, ist die relative Luftfeuchte mit 76 % fast ident mit den 75 % von GeoSphere. Eine größere Abweichung findet sich bei der Windgeschwindigkeit mit 0,54 m/s zu 2 m/s. Allerdings ist dies auf den großen empirischen Datensatz der letzten 5 Jahre zurückzuführen, in dem einzelne lokale Abweichungen nicht auffallen.

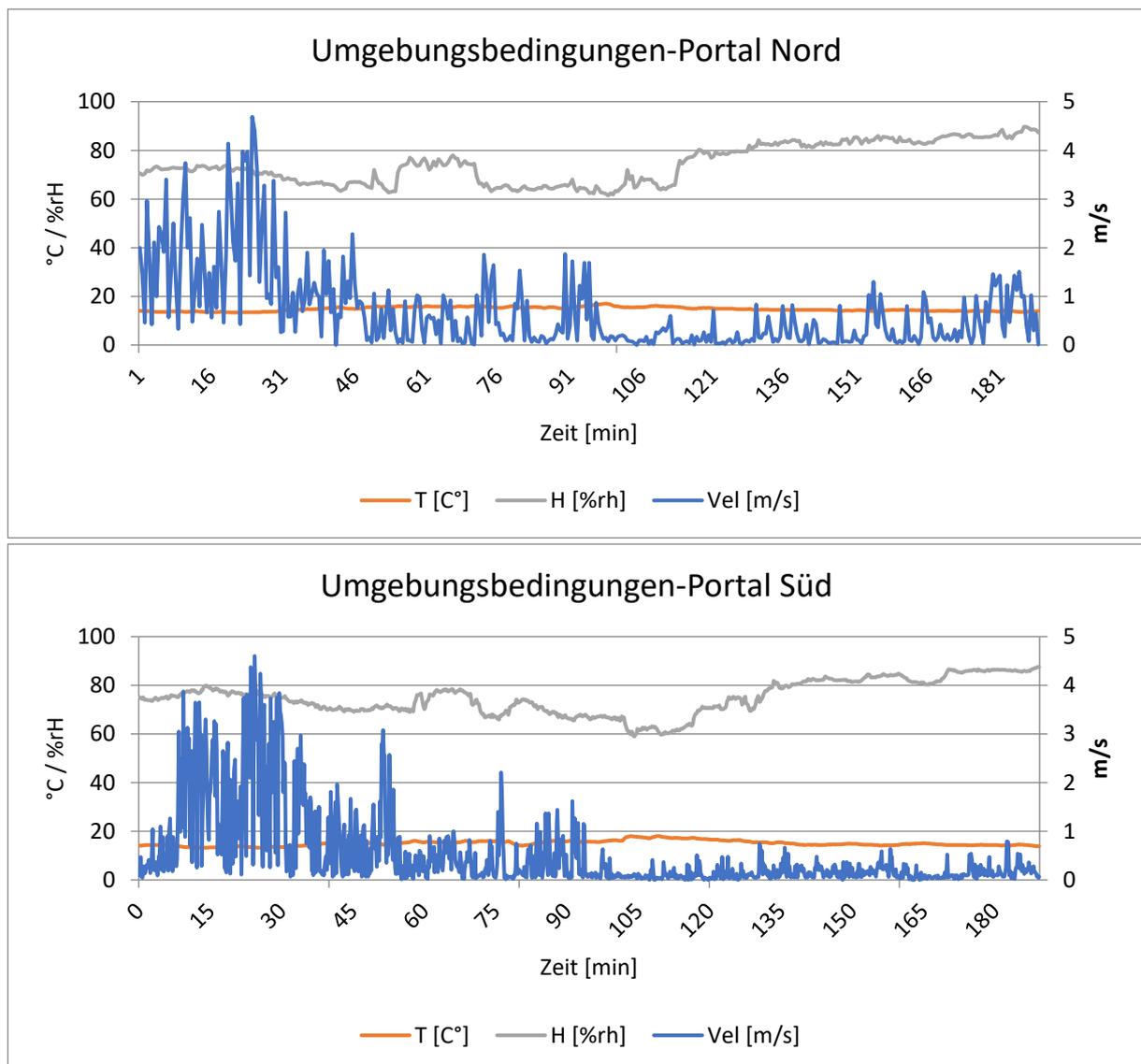


Abbildung 30. Temperatur (T), relative Luftfeuchte (H) und Windgeschwindigkeit (Vel) der Messstationen der ÖSBS

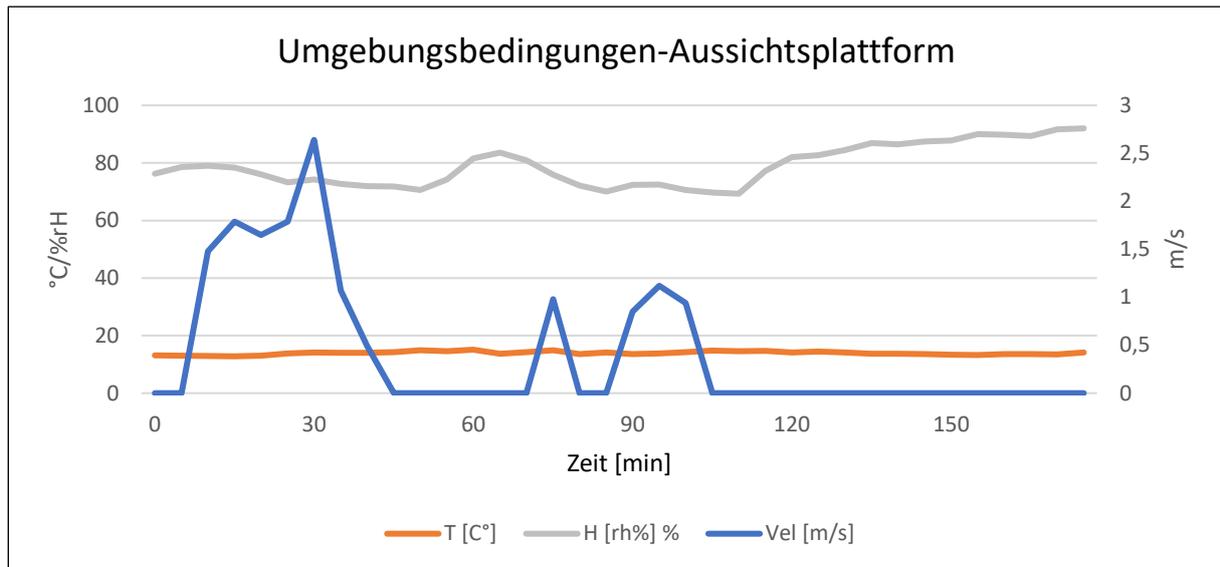


Abbildung 31. Temperatur (T), relative Luftfeuchte (H) und Windgeschwindigkeit (Vel) der Messstationen der BOKU

### 6.2.1. Einschätzung der Brandwahrscheinlichkeit

Zur Vorhersage der Brandwahrscheinlichkeit anhand des Fire Weather Index wurden die meteorologischen Datensätze herangezogen. Dazu wurden die vorherrschende Umgebungstemperatur, relative Luftfeuchtigkeit und Windgeschwindigkeit verwendet. Die Auswertung des FWI, zusammen mit dem Fine Fuel Moisture Code (FFMC) erfolgte über das Portal des European Forest Fire Information System (EFFIS)<sup>6</sup>. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 dargestellt.

Dabei ist zu erkennen, dass die Entstehungsgefahr eines Waldbrandes sehr gering war. Auch in den Tagen vor dem Versuch war die Wahrscheinlichkeit gering, obwohl es durchgehend sonnige Tage mit hohen Temperaturen waren. Daraus lässt sich schließen, dass eine Entzündung nur durch menschliche Einwirkungen entstehen konnte und nicht auf natürliche Weise.

Datum	FWI	FWI-Stufe	FFMC	FFMC-Stufe
26.06.2023	5,6	Sehr gering	83,8	Gering
27.06.2023	3,5	Sehr gering	76,6	Sehr gering
28.06.2023	0,6	Sehr gering	57,3	Sehr gering
29.06.2023	2,0	Sehr gering	79,8	Sehr gering
30.06.2023	0,2	Sehr gering	53,2	Sehr gering
01.07.2023	0,0	Sehr gering	31,0	Sehr gering

Tabelle 5. Einschätzung der Brandwahrscheinlichkeit anhand des FWI [29]

<sup>6</sup> <https://effis.jrc.ec.europa.eu/>; abgerufen 27.12.2023

### 6.3. Brandverhalten

Neben dem Entzündungspotential war auch die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Brandes von besonderem Interesse. Aus diesem Grund wurde das Brandverhalten genauestens dokumentiert. In Abbildung 32 ist die Vollständigkeit des Verbrennungsprozesses der Fichten dargestellt. Dabei ist der Verbrennungsgrad der Bäume ersichtlich.

Die kleinen Fichten im Bereich der Entzündung sind dabei fast vollständig abgebrannt. Weiters auch die kleinen Bäume, wo ein Brandbeschleuniger hinzugefügt wurde. Die angrenzenden südlichen, entasteten Fichten wurden kaum vom Feuer erfasst. Nur der bodennahe Bereich mit Heu und Hackschnitzeln verbrannte. Daraus lässt sich schließen, dass einerseits das Feuer durch das Fehlen der Äste keine ausreichende Möglichkeit hatte, sich über den Baumstamm zu den Kronen auszubreiten. Andererseits bedeutet dies, dass die Ausbreitung des Feuers in diesem Bereich zu schnell war, als dass der Baumstamm in Brand geraten konnte. Das lose Material am Boden verbrannte zu schnell. Die großen Fichten am östlichen Rand verbrannten nahezu vollständig. In diesem Bereich war auch die intensivste Brandentwicklung zu beobachten. Die tiefhängenden Äste und loses Material ermöglichten das Ausbreiten des Feuers bis zum Kronenbereich.

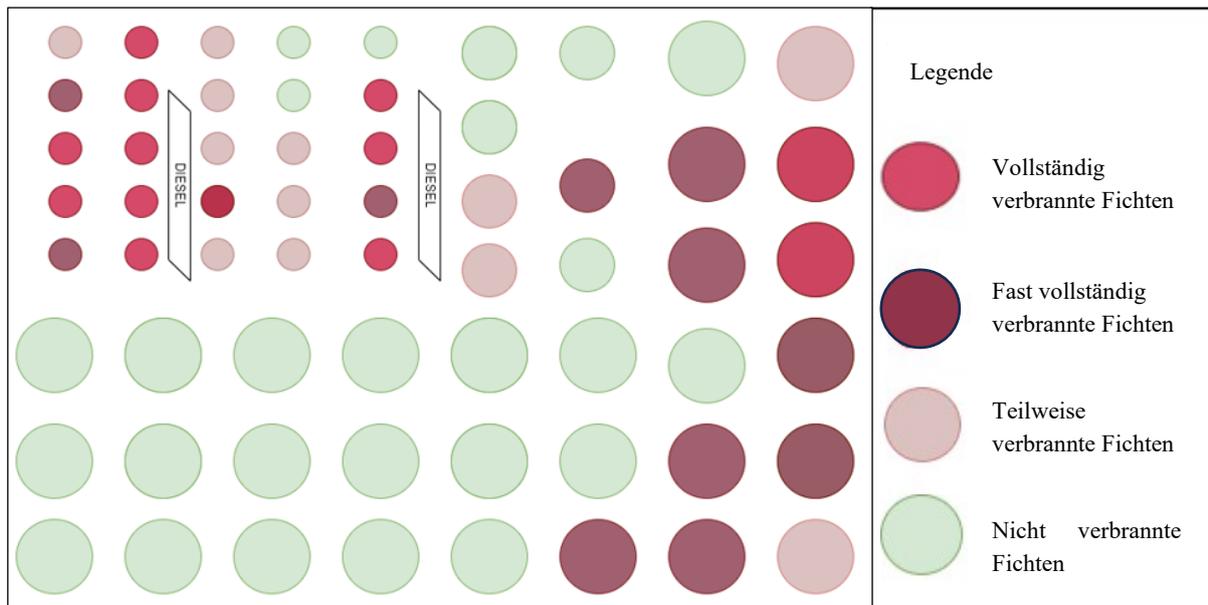


Abbildung 32. Vollständigkeit der Verbrennung der Fichten [29]

## 6.4. Temperaturverläufe

Der gemessene Temperaturverlauf der TC Mess- und Regeltechnik Thermosonden ist in Abbildung 33 dargestellt. Die genaue Anordnung der Temperatursonden ist in Abbildung 34 erneut dargestellt. Das Feuer breitete sich von Westen von den kleinen Fichten (D), zu den entästeten (A) und mittleren Fichten (C) hin zu den großen Fichten (B) am östlichen Rand des Versuchsfeldes aus. Die zu Beginn gemessene Temperatur entsprach dabei der Umgebungstemperatur von etwa 14°C. Zur besseren Unterteilung wird der Brandverlauf in zwei ersichtliche Vollbrandphasen unterteilt.

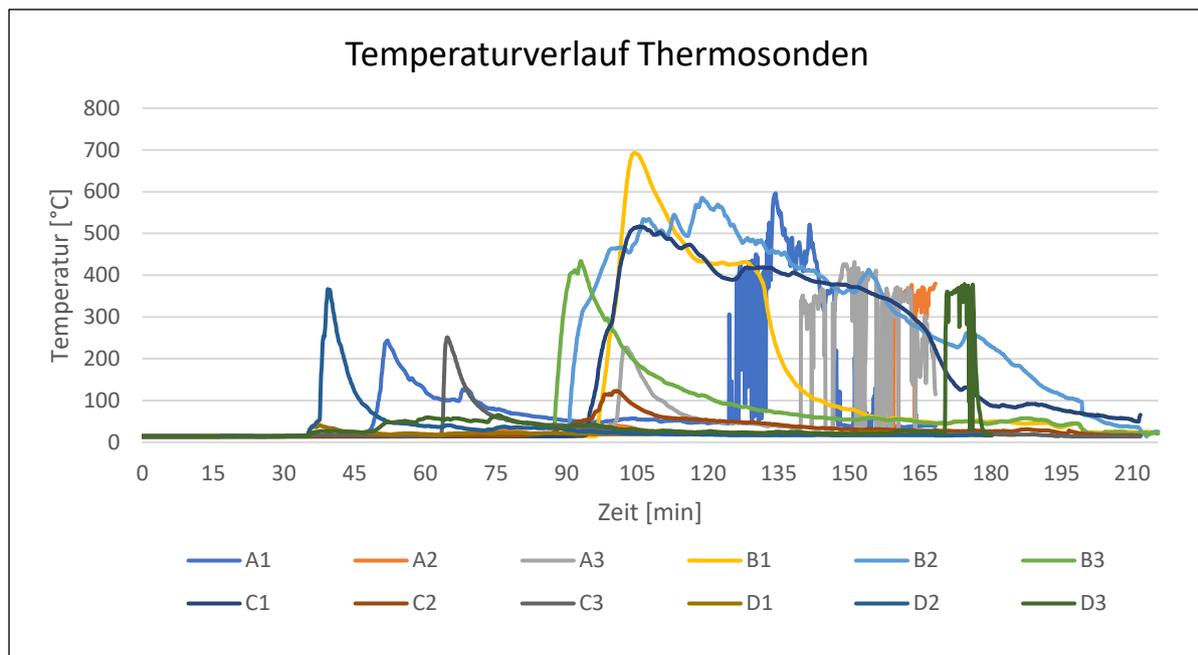


Abbildung 33. Temperaturverlauf des Brandes

Die erste Vollbrandphase erstreckte sich über den Zeitraum von Minute 30 bis 75 und betrifft die kleinen Fichten. Die zweite Phase trat bei den großen Fichten am östlichen Rand des Versuches auf und erstreckte sich von Minute 90 bis 180.

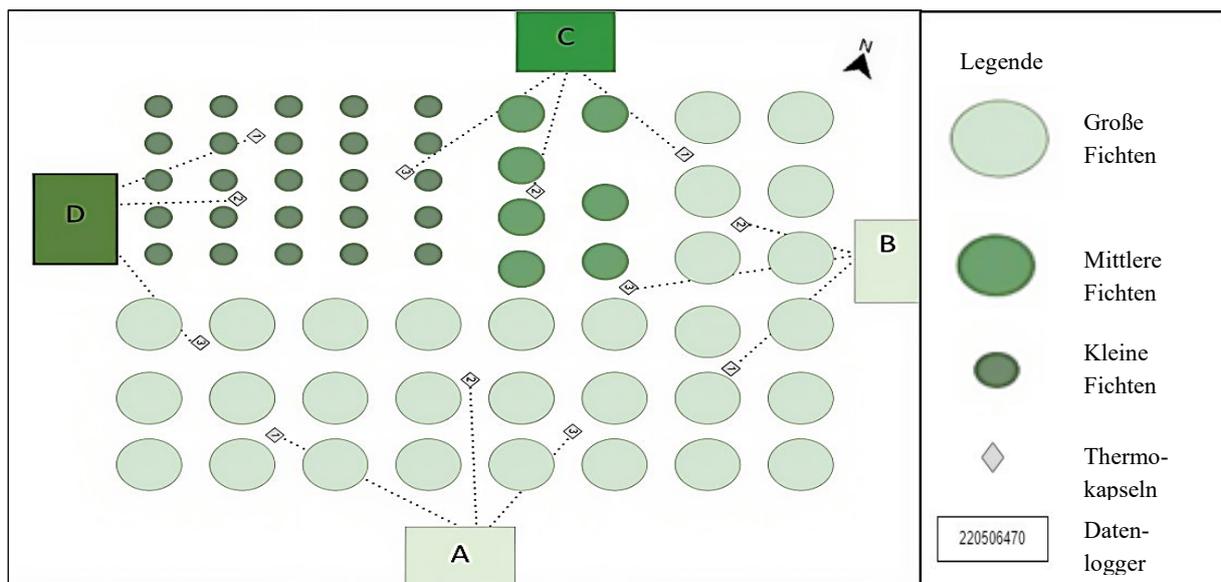


Abbildung 34. Aufteilung der Temperatursonden im Versuchsfeld [29]

#### 6.4.1. Entstehungsphase

Sowohl in der ersten als auch in der zweiten Vollbrandphase wurde nur eine schwache Entstehungsphase des Brandes gemessen. Die hohe Feuchtigkeit im Brennmaterial verlängerte die Entstehung des Brandes erheblich. Ebenso wenig wurde eine kontinuierliche Brandtemperatur bis 100 °C verzeichnet, in welcher das gebundene Wasser hätte verdampfen können. Stattdessen wurde meist ein plötzlicher, rapider Temperaturanstieg verzeichnet, typisch für einen Feuerübersprung (Flash-Over). In der ersten Vollbrandphase von Minute 60 bis 75 ist der plötzliche Temperaturanstieg durch den Brandbeschleuniger hervorgerufen worden, welcher die Entstehungsphase erheblich verkürzte.

Während der zweiten Vollbrandphase führten die losen Äste und das Heu zu einem schnellen Temperaturanstieg. Diese leicht entflammaren Materialien verbrannten schnell und setzten dabei große Hitze frei. Wenn ausreichend brennbares Material in der Nähe vorhanden war, bestand die Möglichkeit, dass das Feuer auf dieses übergreift. In diesem Fall waren dies die Baumkronen der Fichten.

Eine sehr lange Entstehungsphase des Brandes wurde bei Sonde D3 verzeichnet. Dort kam es erst zur Vollbrandphase bei Minute 156. Dies könnte an einer Auflockerung des Brennmaterials liegen, da die sehr kompakte Lagerung der Hackschnitzel mit großen Mengen an Heu die Sauerstoffzufuhr reduzierte.

#### 6.4.2. Vollbrandphasen

Am Temperaturverlauf in Abbildung 33 sind deutliche Vollbrandphasen erkennbar: Die erste Phase erstreckt sich über den Zeitraum von Minute 60 bis 75 und die zweite Phase von Minute 90 bis 180. Während der ersten Phase ist ein abrupter und signifikanter Temperaturanstieg zu erkennen, ersichtlich an den Sonden A1, C3 und D2. Die höchste gemessene Temperatur lag bei 353 °C. Die Zugabe von Benzin als Brandbeschleuniger führte zu einem Feuerübersprung (Flash-Over) und schließlich zur Vollbrandphase. Die Vollbrandphase hatte aber nur eine kurze Dauer, da die kleinen Fichten rasch verbrannten und das in den Hackschnitzeln gebundene Wasser nicht ausreichend verdampfen konnte. Eine längere Brandphase wurde bei Sonde A1 verzeichnet, in welcher die Endphase länger andauerte und es zu einer erneuten Entzündung des Materials ab Minute 125 kam. Allerdings entstand trotz der erneuten Entfachung und hohen Temperaturen kein Kronenfeuer. Vermutlich war die Beseitigung der niedrig hängenden Äste der Grund dafür, dass sich das Feuer nicht am Stamm entlang bis zu den Kronen ausbreiten konnte.

In der zweiten Vollbrandphase ist eine kontinuierliche Brandentwicklung ab Minute 90 zu beobachten. Die höchste gemessene Temperatur verzeichnete Sonde B1 und betrug 693 °C. Eine konstante und andauernde Brandentwicklung war bei den Sonden B1 bis B3 zu beobachten. In diesem Bereich konnte sich ein Kronenfeuer entwickeln, wodurch der Anteil an abgebrannten Fichten hier am höchsten war. Das ausgestreute Heu, welches sich beim Auslegen auch an den niedrig hängenden Ästen ablegte, begünstigte die Ausbreitung des Feuers bis zu den Kronen. Im Allgemeinen nahmen die Temperaturen weniger schnell ab als in der ersten Phase, was die Dauer der Endphasen verlängerte.

### 6.4.3. Räumlicher und zeitlicher Temperaturverlauf

Zur besseren Veranschaulichung wurde der Temperaturverlauf räumlich und zeitlich auf dem Versuchsfeld interpoliert. Somit konnte die Temperaturentwicklung jeder einzelnen Sonde, bezogen auf ihren Standort im Feld, dargestellt werden, siehe Abbildung 35.

Dazu wurde der Zeitraum zunächst in Intervalle von 30 Minuten unterteilt. Der Beginn wurde dabei allerdings auf 16:15 Uhr festgelegt, anstatt wie üblich auf 16:00 Uhr, da gegen 16:15 Uhr die ersten Temperaturerhöhungen vermerkt wurden. In jedem Intervall wurde dazu die Durchschnittstemperatur der 12 Thermosonden berechnet. Zur räumlichen Bestimmung wurde QGIS verwendet. Dabei handelt es sich um eine Geoinformationssoftware, die zur Bearbeitung, Erfassung und Analyse von räumlichen Daten verwendet wird. Mittels QGIS wurde die Standortinformation der Thermosonden mit den Temperaturen der Messung kombiniert. Durch IDW-Interpolation bzw. Inverse Distanzwichtung, wurden die Temperaturwerte für das gesamte Gebiet extrapoliert, um die Temperaturverteilung im angegebenen Zeitraum besser darzustellen. Bei der Inversen Distanzwichtung handelt es sich um ein Interpolationsverfahren zur räumlichen Abhängigkeit von georeferenzierten Daten.

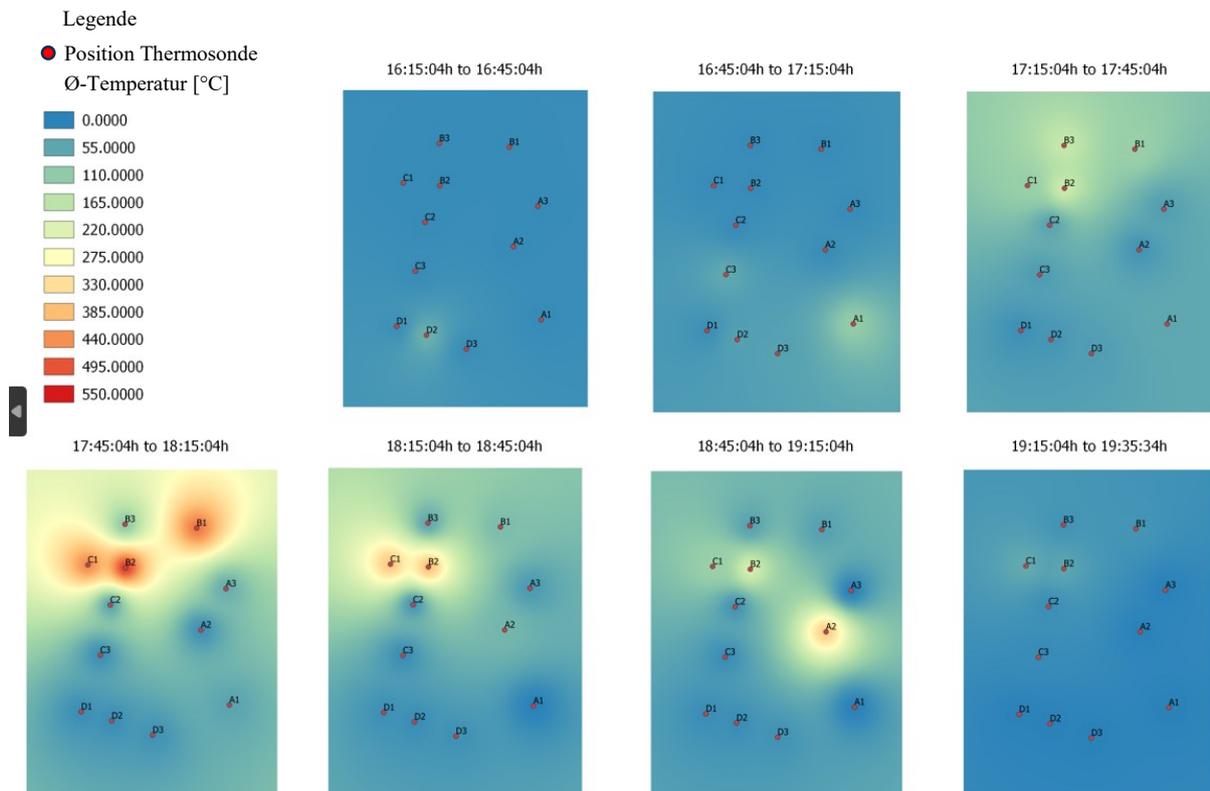


Abbildung 35. Darstellung der durchschnittlichen Temperaturentwicklung des Brandes bezogen auf den Standort und Zeit [29]

#### 6.4.4. Umgebungseinflüsse auf das Brandverhalten

Um zu ermitteln, ob eine Kausalität zwischen der Windgeschwindigkeit und dem Brandverlauf bestand, wurde die gemessene Windgeschwindigkeit der Station Portal Nord mit dem Temperaturverlauf der Sonden kombiniert. Allgemein sorgt eine Zufuhr von zusätzlichem Sauerstoff durch Wind zu einer verstärkten Entfacherung des Brandes. Anstiege der Windgeschwindigkeit und gleichzeitigen Erhöhung der Brandtemperatur waren bei Sonde B3 (Minute 90) und Sonde B1 (Minute 100) zu erkennen. Allerdings war die Windgeschwindigkeit in diesem Bereich mit 2 m/s sehr gering, weshalb davon auszugehen ist, dass der Wind, bis auf eine Richtungsänderung der Rauchschwaden, keinen nennenswerten Einfluss auf das Brandverhalten hatte.

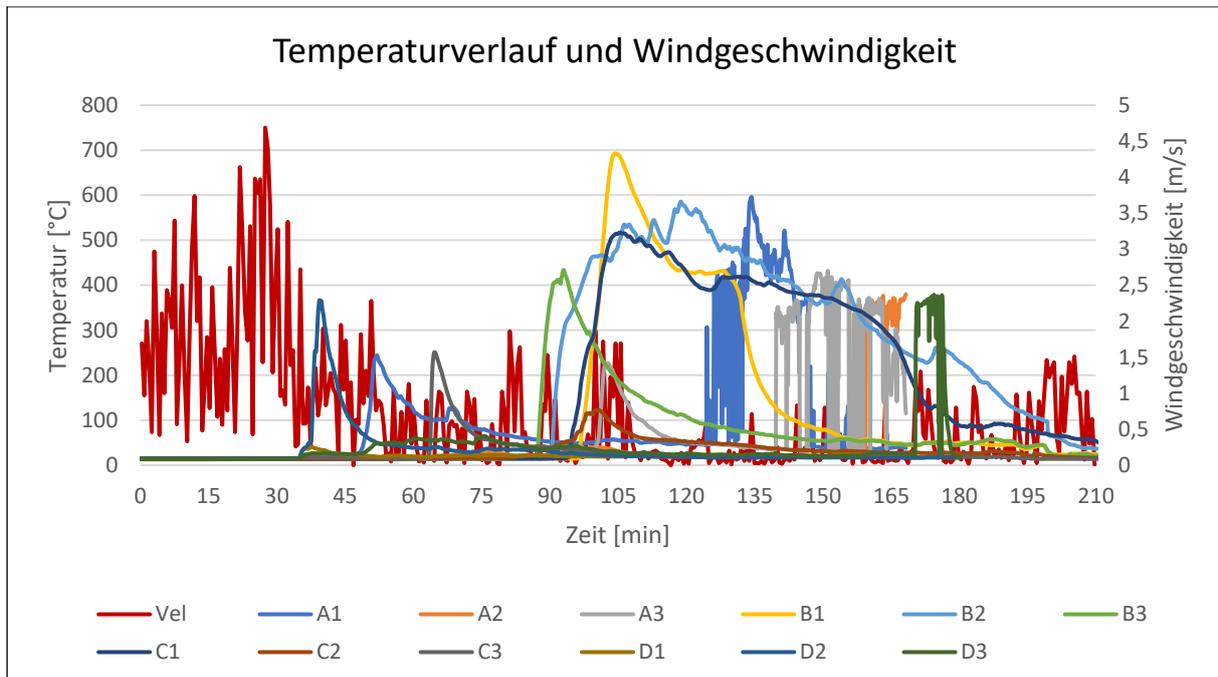


Abbildung 36. Windgeschwindigkeit der Umgebungsbedingungen Nord mit Temperaturverlauf

## 6.5. Schadstoffkonzentrationen

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Gas- und Staubkonzentrationen sowie die Größenverteilung der Partikel zusammengefasst. Bei den Staubkonzentrationen werden Korrekturfaktoren für die Streulichtphotometer berechnet. Der Korrekturfaktor ergibt sich aus dem Vergleich der durchschnittlichen Staubkonzentration der gravimetrischen und streulichtphotometrischen Messungen. Der Durchschnittswert der gravimetrischen Messungen  $\overline{C_G}$  wird durch den Durchschnittswert der Streulichtmessungen  $\overline{C_{Ph}}$  dividiert.

$$F_K = \frac{\overline{C_G}}{\overline{C_{Ph}}} \quad (8)$$

Alle Messwerte der Streulichtphotometer wurden mit dem Korrekturfaktor multipliziert, um die korrekten Konzentrationen des A- und E-Staubes in einem Diagramm darstellen zu können. Dieser Faktor ist spezifisch für jede Station und ist bei jedem Messpunkt unterschiedlich.

### 6.5.1. Zusammenfassung Gaskonzentrationen

In Tabelle 6 sind die Ergebnisse der CO, CO<sub>2</sub>, NO und NO<sub>2</sub> Konzentrationen der Messstationen aufgelistet. Fettdruck bedeutet dabei eine Überschreitung des Tagesmittel- bzw. Kurzzeitwertes laut der Verordnung BGBl. II Nr. 156/2021. Die Abkürzung *MW* stellt den Mittelwert über die Versuchsdauer dar und ist eine Referenz für eine Über- oder Unterschreitung des TMW. Die Bezeichnung *Max* steht für den maximal gemessenen Wert. Für Stickstoffmonoxid gibt es keinen Kurzzeitwert, trotzdem ist die maximale Konzentration zu Zwecken der Übersicht angegeben.

Messstation	CO [ppm]		CO <sub>2</sub> [ppm]		NO [ppm]		NO <sub>2</sub> [ppm]	
	MW	Max	MW	Max	MW	Max	MW	Max
Bagger	<b>33</b>	<b>445</b>	500	2600	0,7	5	0,02	0,3
Portal	<b>29</b>	<b>870</b>	600	3750	0,23	1,1	0,03	0,16
Etage Süd	5	24	500	500	0	0	0	0
Etage West	1	5	500	500	0	0	0	0
Süd	<b>279</b>	<b>949</b>	1100	6700	2	4	0	0

Tabelle 6. Ergebnisse der Gaskonzentrationen aller Messstationen. Fettdruck zeigt eine Überschreitung der MAK-Werte

Die Messstationen Bagger und Portal wurden zu Beginn des Versuchs je nach Windrichtung umpositioniert. Dies geschah bis zur Vollbrandphase der großen Fichten ab Minute 105. Für die Diagramme ist anzumerken, dass die hohe CO<sub>2</sub> Konzentration zu Beginn kein gemessener Wert ist, sondern hinzugefügt wurde, um die Skalierung des Diagramms besser darzustellen. Zu beachten ist die Doppelbeschriftung der vertikalen Achsen.

### 6.5.2. Zusammenfassung Staubkonzentrationen

In Tabelle 7 sind die Ergebnisse der Staubkonzentrationen dargestellt. Fettdruck bedeutet eine Überschreitung des Tagesmittel- bzw. Kurzzeitwertes laut der Verordnung BGBl. II Nr. 156/2021. Die Abkürzungen *MW* und *Max* repräsentieren wieder den Mittelwert und die maximal gemessenen Konzentrationen.

Messstation	Untersuchter Gefahrenstoff	Grenzwert	Konzentration [mg/m <sup>3</sup> ]		Messunsicherheit +/- [mg/m <sup>3</sup> ]
			MW	Max	
Bagger	E-Staub	5	<b>12,3</b>	<b>233</b>	3,69
	A-Staub	10	<b>12,5</b>	<b>196</b>	3,75
Portal	E-Staub	5	1,82	<b>106</b>	0,91
	A-Staub	10	1,96	<b>93</b>	0,98
Etage Süd	E-Staub	5	<0,14	-	-
	A-Staub	10	0,13	4	-
Etage West	E-Staub	5	<0,14	8	-
	A-Staub	10	0,15	10	-

Tabelle 7. Ergebnisse der gravimetrischen und streulichtphotometrischen Messungen

Gemäß ÖNORM EN 482 ergibt sich die Messunsicherheit (+/-) aus der Probenahme der Gesamtheit des Prüfobjektes bzw. der Gewinnung einer Analysenprobe als repräsentative Teilprobe, der Vorbereitung der Analysenprobe zur Messprobe sowie der Bestimmung des Messwertes aus der Messprobe. Bei Messwerten unterhalb der Bestimmungs- / Nachweisgrenze bzw. unter einem Zehntel des Grenzwertes oder über dem doppelten Grenzwert werden keine Messunsicherheiten angegeben.

In den folgenden Kapiteln werden die Messergebnisse der einzelnen Messstationen der Gas- und Staubkonzentration sowie der Partikelgrößenverteilung erläutert. Eine Interpretation der Ergebnisse erfolgt im Kapitel 7.3.

### 6.5.3. Schadstoffkonzentrationen Messstation Bagger

Die Gaskonzentrationen wurden an der Messstation Bagger mit dem MultiRAE erfasst. Die Abbildung 37 zeigt die Gaskonzentration in Abhängigkeit der Zeit. Eine Überschreitung der Tagesmittel- und Kurzzeitwerte wurde bei der Kohlenstoffmonoxid Konzentration erreicht. CO<sub>2</sub>, NO und NO<sub>2</sub> waren unter den Grenzwerten.

Zu beachten ist die Doppelbeschriftung der vertikalen Achsen. Die linke Seite stellt die ppm Konzentrationen für NO, NO<sub>2</sub> und CO dar, während die rechte Seite den CO<sub>2</sub> Gehalt in Volumenprozent angibt. Diese Anordnung wurde aus Gründen der Skalierung vorgenommen, wobei 1 Volumenprozent 10.000 ppm entspricht.

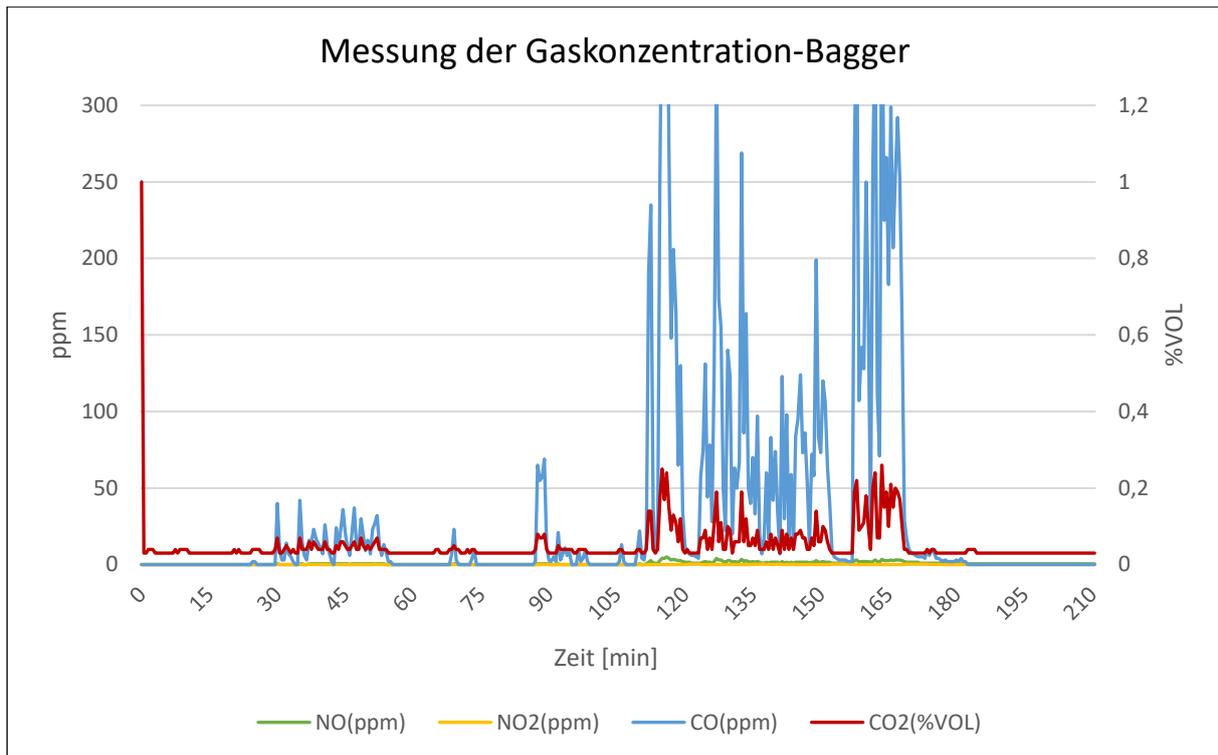


Abbildung 37. Verlauf der Gaskonzentrationen bei Messstation Bagger

Die gravimetrischen Staubmessungen wurden mithilfe des SG10-2 durchgeführt, während das Grimm 1.108 für die Streulichtmessungen verwendet wurde. Mit dem Abgleich der durchschnittlichen A- und E-Staub Konzentration wurden folgende Korrekturfaktoren für Werte des Streulichtphotometers berechnet:

Korrekturfaktor $F_K$ [-]	A-Staub	E-Staub
Grimm 1.108	1,36	1,09

Tabelle 8. Korrekturfaktor für die Messstation Bagger

Mit den korrigierten Messdaten des Grimm 1.108 wurden anschließend die korrigierten Verläufe der Staubkonzentrationen erstellt.

Abbildung 38 zeigt die A- und E-Staub Verläufe sowie die Größenverteilung der Partikel. Dabei kommt es zu einem Anstieg der Feinstaub Konzentrationen während der Vollbrandphase der kleinen Fichten und einer deutlichen Erhöhung in der Vollbrandphase der großen Fichten. Die Tagesmittelwerte werden dabei deutlich überschritten. Der häufigste Partikeldurchmesser hat eine Größe von 2,5  $\mu\text{m}$ . Der Anteil des alveolengängigen Staubes an der Gesamtkonzentration des Staubes ist demnach sehr hoch.

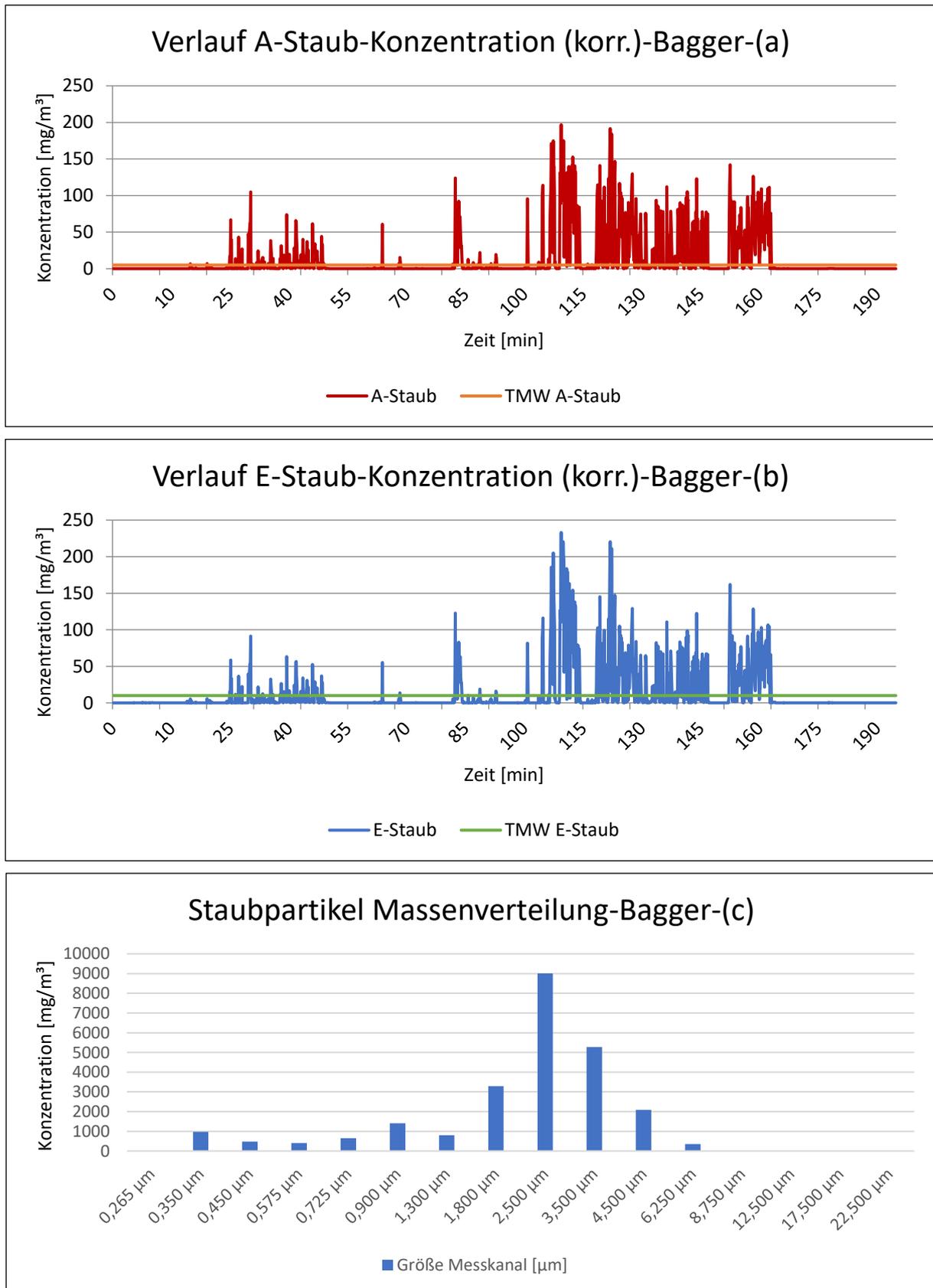


Abbildung 38. (a) Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration. (b) Verlauf der korrigierten E-Staub-Konzentration. (c) Gesamtkonzentrationen der Staubpartikel

#### 6.5.4. Schadstoffkonzentrationen Messstation Portal

Abbildung 39 zeigt die Gaskonzentrationen über die Zeit. Der Verlauf zeigt deutlich höhere CO-Konzentrationen als die Messstation Bagger. Allerdings ist der Mittelwert über die Versuchsdauer geringer. Die Grenzwerte von 20 ppm (TMW) und 60 ppm (KZW) wurden überschritten. Die Datenerfassung erfolgte an dieser Messstation mit dem X-am 8000.

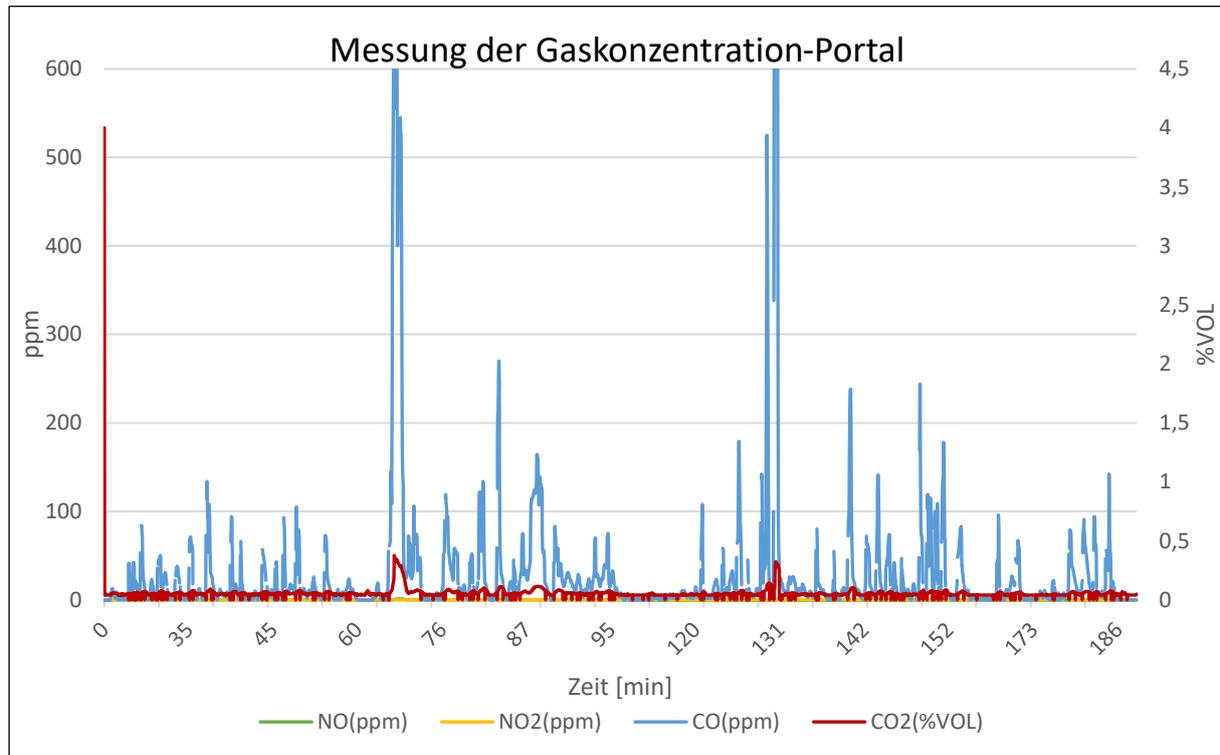


Abbildung 39. Verlauf der Gaskonzentrationen der Station Portal

Die gravimetrischen Staubmessungen wurden mit dem PM4-2 und dem SG10-2 durchgeführt. Das PM4-2 wurde für die Messung des A-Staubes und das SG10-2 für die Messung des E-Staubes herangezogen. Mit dem Abgleich der durchschnittlichen A- und E-Staub Konzentration wurden folgende Korrekturfaktoren für Werte des Streulichtphotometers berechnet:

Korrekturfaktor $F_K$ [-]	A-Staub	E-Staub
Grimm 1.108	0,81	0,67

Tabelle 9. Korrekturfaktor für die Messstation Portal

Abbildung 40 zeigt die korrigierten A- und E-Staub Verläufe. Die Konzentrationen sind um ein Vielfaches geringer als bei der Station Bagger. Es gab Überschreitungen des Kurzzeitwertes, während der Tagesmittelwert innerhalb des Grenzbereiches blieb. Während der Vollbrandphase der großen Fichten wurden zudem Abschnitte identifiziert, in denen kaum Staubkonzentrationen gemessen wurden. Der weitverbreitetste Partikeldurchmesser ist wieder bei 2,5  $\mu\text{m}$ . Wie bei der Station Bagger ist der überwiegende Teil der Staubkonzentration der feinere A-Staub.

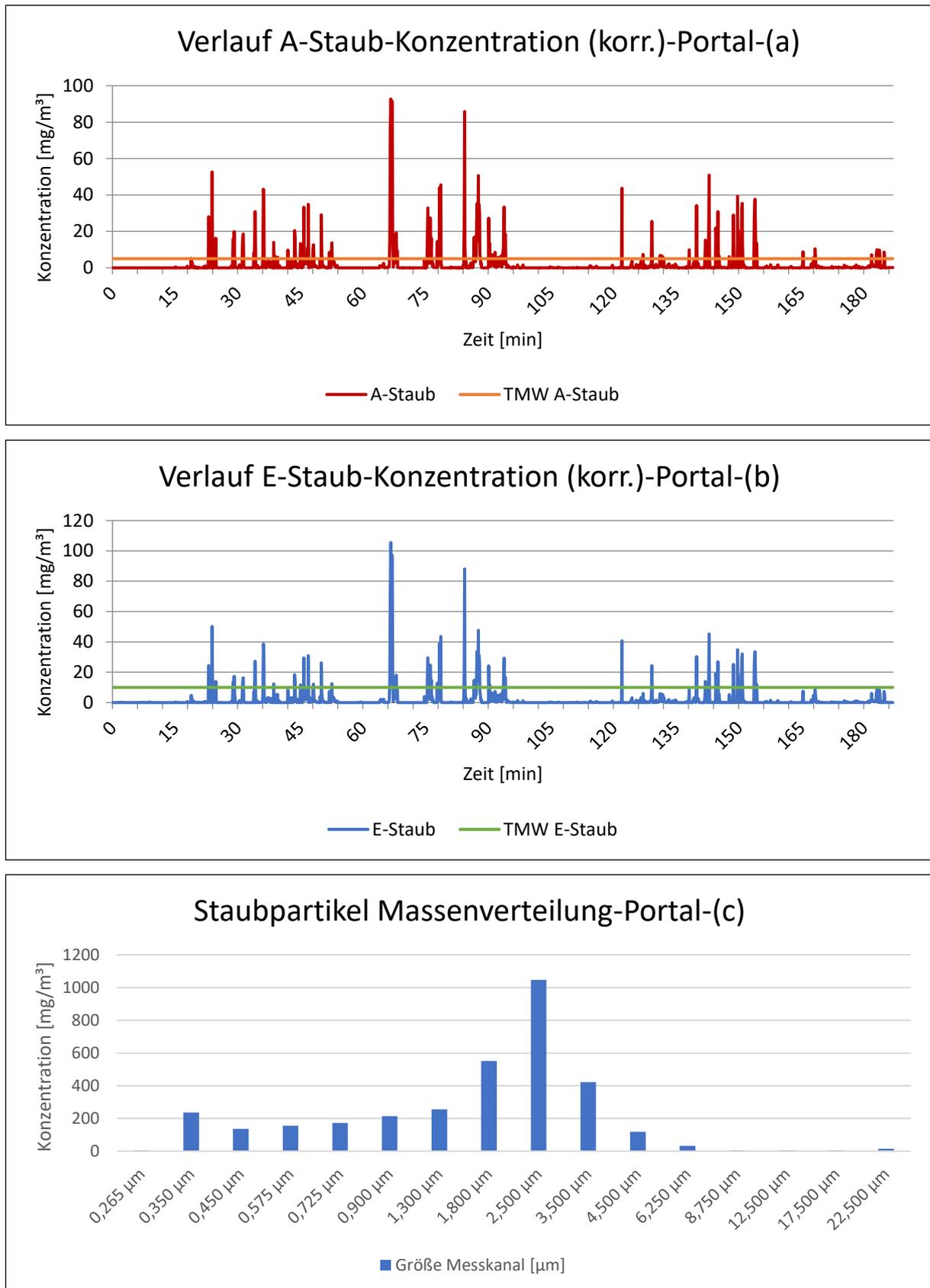


Abbildung 40. (a) Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration. (b) Verlauf der korrigierten E-Staub-Konzentration. (c) Gesamtkonzentrationen der Staubpartikel

### 6.5.5. Schadstoffkonzentrationen Messstation Etage Süd

Die Gaskonzentrationen auf der Etage Süd wurden mit dem X-am 8000 gemessen. In Abbildung 41 sind Lücken zu erkennen. Diese sind auf einen Systemfehler zurückzuführen, da zu diesem Zeitpunkt eine Warnmeldung ausgegeben wurde und aus diesem Grund keine Speicherung eines Messwertes erfolgte. Auf der Etage Süd gab es keine Überschreitungen der Tagesmittel- bzw. Kurzzeitwerte. Die NO und NO<sub>2</sub> Konzentrationen waren so gering, dass keine Änderungen zur Umgebung gemessen wurden.

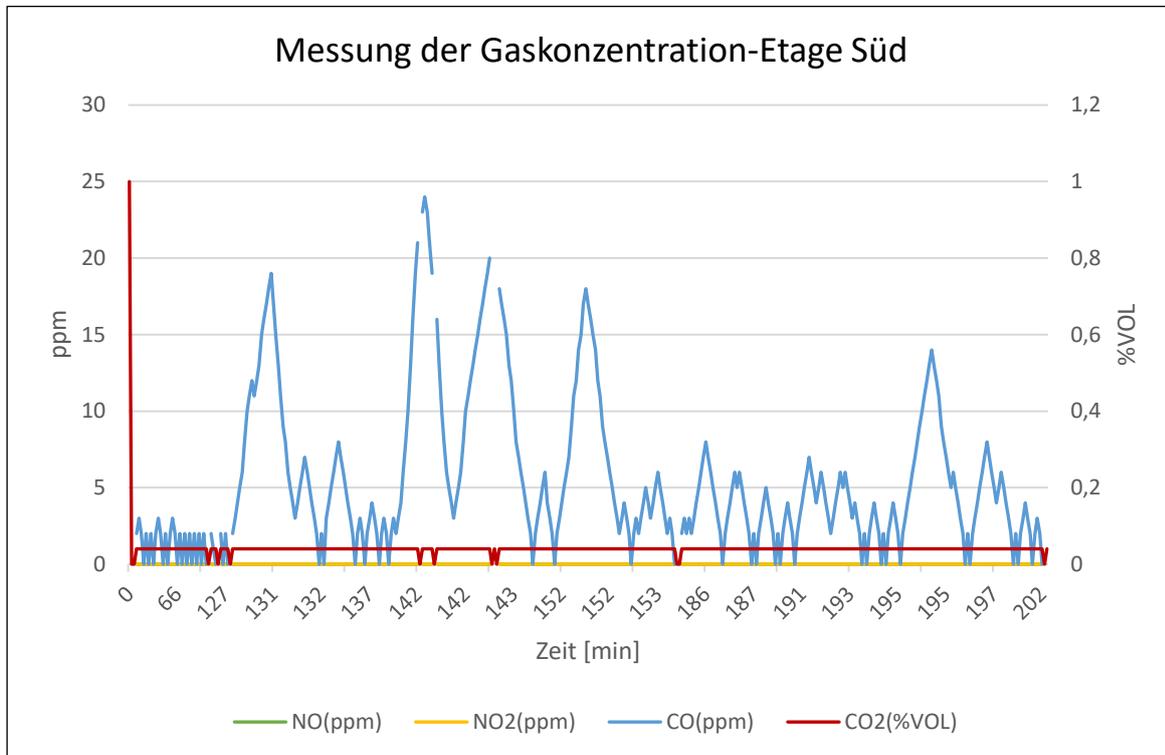


Abbildung 41. Verlauf der Gaskonzentration auf Etage Süd

Auf der Station Etage Süd wurde die Staubkonzentration mit dem TM data gemessen. Da dieses Gerät nur die A-Staub Konzentration erfassen kann, gibt es somit auch keinen Korrekturfaktor für den E-Staub. Mit dem Abgleich der durchschnittlichen A-Staub-Konzentration wurde folgender Korrekturfaktor für Werte des Streulichtphotometers berechnet:

Korrekturfaktor $F_K$ [-]	A-Staub	E-Staub
TM Data	1,35	Keine Auswertung!

Tabelle 10. Korrekturfaktor für die Messstation Etage Süd

Die Staubkonzentrationen in Abbildung 42 haben den Tagesmittel- und Kurzzeitwert nicht überschritten. Auffällig in Abbildung 42 sind mehrere Bereiche, in denen keine Anstiege der Messwerte aufgezeichnet wurden. Dies ist zum einen auf die Entfernung von 50 Metern Luftlinie zum Versuchsfeld und zum anderen auf die jeweilige Windrichtung zurückzuführen.

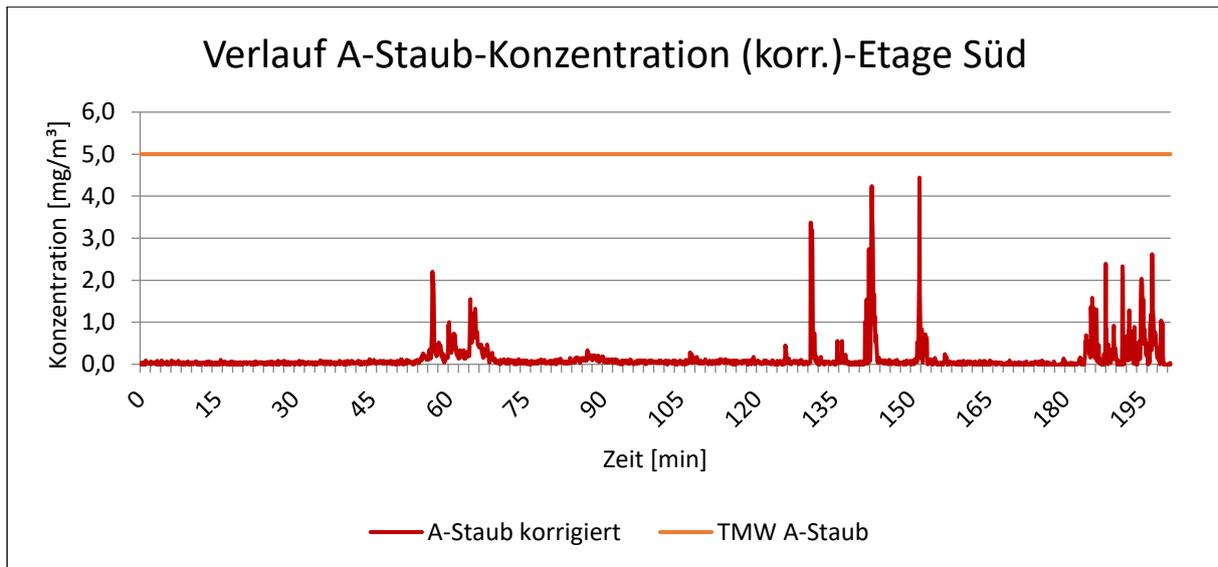


Abbildung 42. Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration

### 6.5.6. Schadstoffkonzentrationen Messstation Etage West

Abbildung 43 zeigt den Verlauf der Gaskonzentrationen auf der Etage West. Die Gaskonzentrationen sind geringer als auf der Etage Süd und es gab keine Überschreitung der Grenzwerte. Genauso wie bei der Etage Süd wurden keine NO und NO<sub>2</sub> Erhöhungen zur Umgebung gemessen.

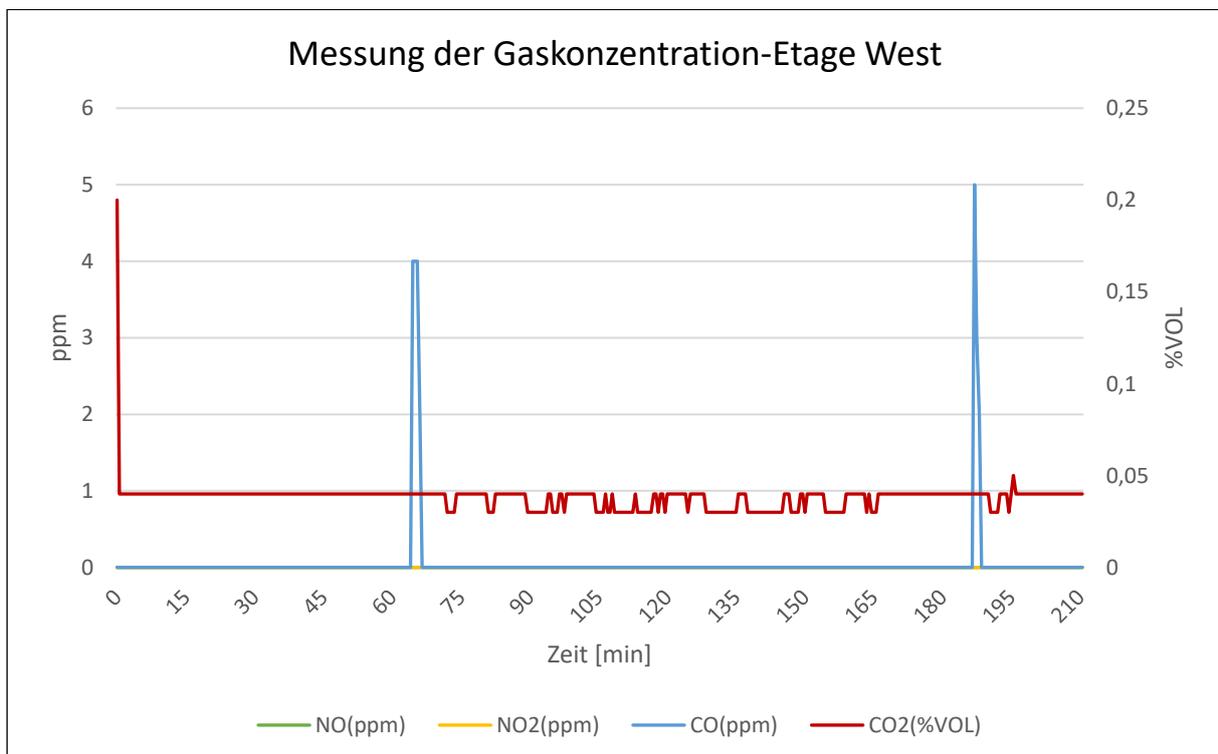


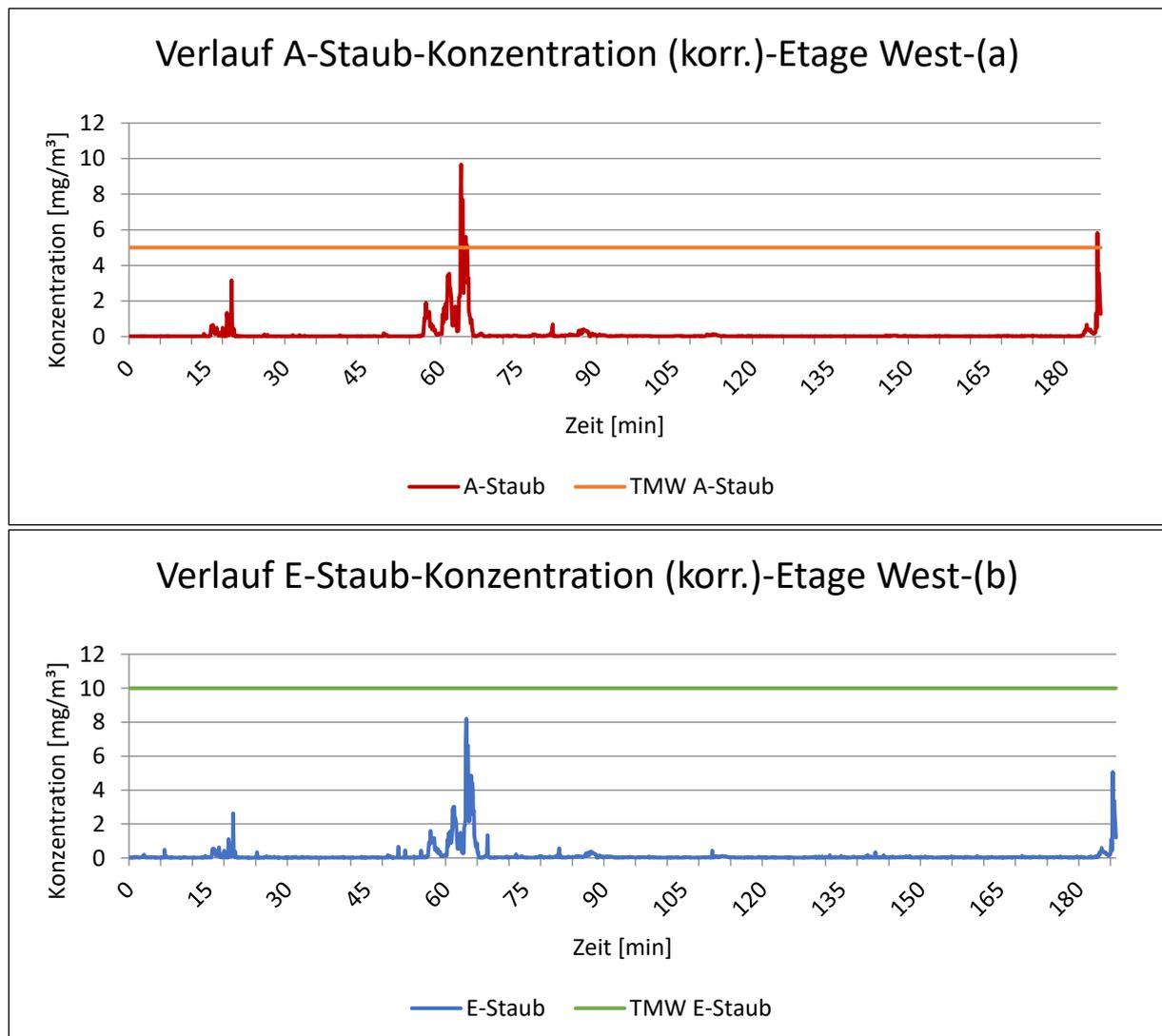
Abbildung 43. Verlauf der Gaskonzentrationen auf der Etage West

Auf der Etage West wurden der A- und E-Staub mittels dem SG10-2 gemessen. Mit dem Abgleich der durchschnittlichen A- und E-Staub Konzentration wurden folgende Korrekturfaktoren für die Werte des Streulichtphotometers berechnet:

Korrekturfaktor $F_K$ [-]	A-Staub	E-Staub
Grimm 1.1.08	2,33	1,89

Tabelle 11. Korrekturfaktor für die Messstation Etage West

Die Grenzwerte des A-Staubes (5 mg/m<sup>3</sup>-TMW; 10 mg/m<sup>3</sup>-KZW) und E-Staubes (10 mg/m<sup>3</sup>-TMW; 20 mg/m<sup>3</sup>-KZW) wurden nach der Verordnung BGBl. II Nr. 156/2021 nicht überschritten. Wie bei der Station Etage Süd sieht man in Abbildung 44 (a), (b) die Abhängigkeit der Messergebnisse von der Windrichtung. Bei ungünstiger Windrichtung gab es keine Detektion des A-Staubes. Nur leichte Änderungen des E-Staubes aus der Umgebungsluft wurden verzeichnet. Hier wird auch, im Vergleich zu den Stationen im Nahbereich zum Versuchsfeld, eine starke Änderung der Massenverteilung ersichtlich. Der häufigste Partikeldurchmesser wurde bei einer Größe von 0,35 µm detektiert.



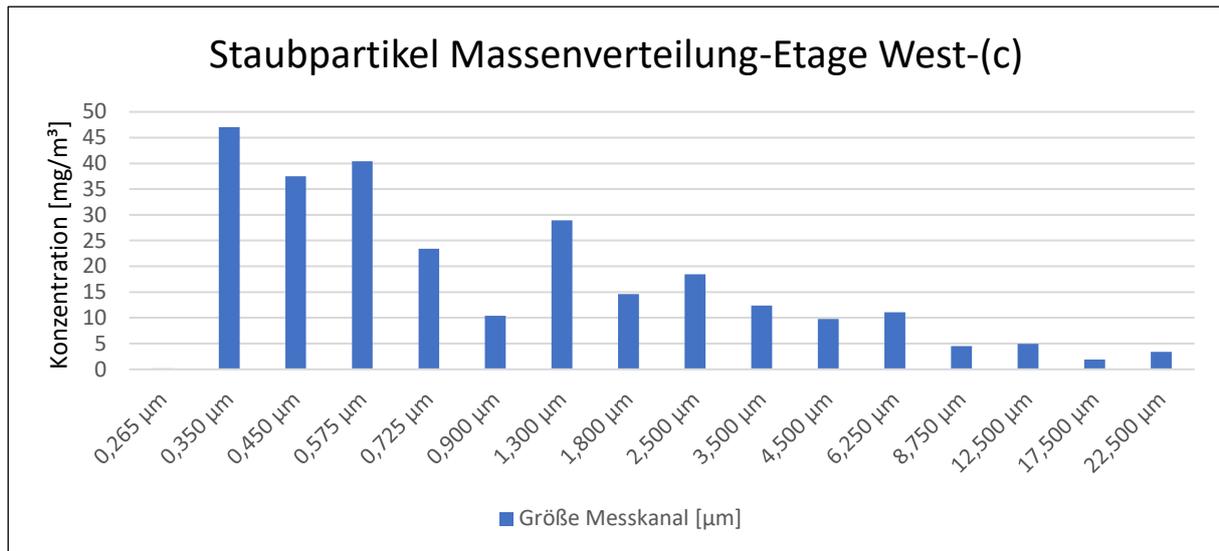


Abbildung 44. Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration. (b) Verlauf der korrigierten E-Staub-Konzentration. (c) Gesamtkonzentrationen der Staubpartikel

#### 6.5.7. Schadstoffkonzentrationen Messstation Süd

Bei der Messstation Süd wurden die Gaskonzentrationen mit dem Testo 350 aufgezeichnet. Der Aufzeichnungsbeginn startete um 18:28 Uhr bzw. Minute 148. Da es sich bei dem Testo 350 um ein Emissionsmessgerät und nicht, wie beim X-am 8000 und MultiRAE, um ein Personenwarngerät handelt, wurden hiermit auch die höchsten Konzentrationen gemessen. Der Tagesmittel- und Kurzzeitwert der Kohlenmonoxid Gehalte wurde deutlich überschritten. Es ist auch die einzige Messstation, die eine deutliche Erhöhung des NO-Grenzwertes verzeichnete. Es ist jedoch zu beachten, dass das Testo 350 erst während der Vollbrandphase der Fichten, ab Minute 148, aufgebaut wurde. Daher liegt nur eine kurze Messdauer vor, was wiederum zu einem hohen Mittelwert in Bezug über die Messdauer führt.

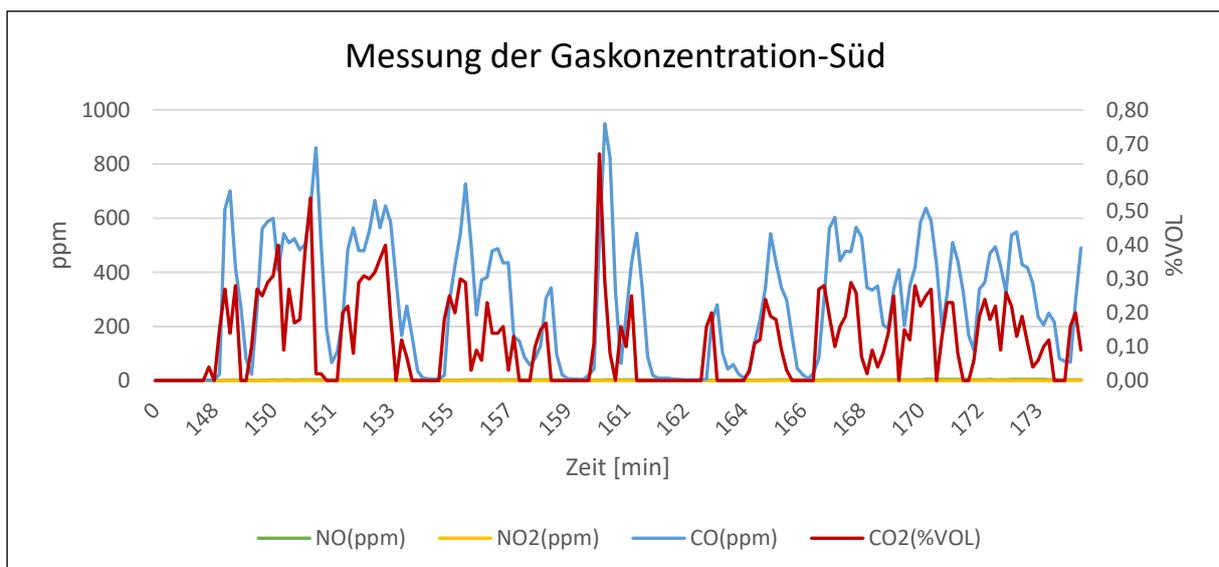


Abbildung 45. Verlauf der Gaskonzentrationen der Messstation Süd

## 7. Interpretation der Ergebnisse

Im folgenden Kapitel wird auf eine mögliche Erklärung der Messergebnisse eingegangen. Dabei wird genauer auf die Kohlenstoff- und Stickstoffemissionen sowie die Staubpartikel Bezug genommen. Vergleiche mit anderen Waldbränden bzw. Brandversuchen aus der Literatur zeigen oft Zusammenhänge aber auch Gegensätze. Da die Wetterbedingungen beim Brandversuch am ZaB nicht optimal waren, spielten viele Faktoren eine Rolle, die bei einem Waldbrand unter normalen Bedingungen nicht vorhanden wären. Dementsprechend ist es nicht immer möglich, sich auf eine einzige Erklärung festzulegen.

### 7.1. Kohlenstoffemissionen

Die höchsten gemessenen Schadstoffkonzentrationen traten während der Vollbrandphase der großen Fichten von Minute 90 bis 180 auf. Dabei war ein deutlicher Anstieg der CO und CO<sub>2</sub> Emissionen zu erkennen. Besonders der CO-Anteil überstieg die zugelassenen Grenzwerte in der direkten Umgebung des Versuchsfeldes mehrmals. Die Konzentrationen von Kohlenstoff variierten im unmittelbaren Umfeld des Brandes von 29 ppm bis 949 ppm und von 1 ppm bis 24 ppm auf den Etagen. Die Mittelwerte über die Versuchsdauer lagen bei 29 ppm, 33 ppm und 279 ppm nahe dem Brandherd.

Um diese Werte in eine andere Perspektive zu bringen, wurden sie mit den gesundheitlichen Auswirkungen einer Kohlenstoffmonoxidintoxikation verglichen. Werte von etwa 30 ppm führen bei einer Dauerbelastung von 8 Stunden zu Kopfschmerzen und Schwindelgefühl. Bei einer Exposition von mehr als 2 Stunden bei 200 ppm treten Kopfschmerzen und Verlust des Urteilsvermögens auf. Ab 800 ppm folgen Krämpfe, Übelkeit und Schwindel nach 45 Minuten und Ohnmacht bei Exposition von länger als 2 Stunden [30].

Andere Autoren verzeichneten für die CO-Messungen Gehalte von 17 ppm bis 44 ppm während des Kronenfeuers und 23 ppm bis 37 ppm während der schwelenden Verbrennung [31]. Diese Werte stammen von Probenahmen aus der Luft über dem Brand und sind daher nicht direkt mit den Werten aus unmittelbarer Nähe des Brandversuchs vergleichbar. Dennoch stimmen sie gut mit den Messungen auf den verschiedenen Etagen überein, wo bereits der Abstand zum Brandherd und die damit verbundene Verdünnung der Konzentrationen in der Luft erkennbar sind.

Besonders interessant ist die Abhängigkeit der Messungen vom Standort der Stationen. Wie in Tabelle 6 ersichtlich ist, wurden die Grenzwerte auf den Etagen nie überschritten. Bei den Stationen Portal und Bagger sind jedoch sehr unterschiedliche Verläufe, besonders in der Vollbrandphase der großen Fichten, zu erkennen. Die Stationen waren südlich und östlich des Versuchsfeldes angeordnet. Der durchschnittliche CO-Wert bei den Stationen Portal und Bagger lag von Minute 90 bis 180 bei 26 ppm und 70 ppm. Der CO<sub>2</sub>-Gehalt betrug im gleichen Zeitraum 533 ppm und 664 ppm. Trotz der höheren, absoluten Konzentrationen beim Portal waren diese hohen Konzentrationen nur kurzzeitig vorhanden und stellen damit nur Überschreitungen des Kurzzeitwertes dar, nicht jedoch des Tagesmittelwertes. Allerdings wurden laut der Verordnung BGBl. II Nr. 156/2021 die CO-Grenzwerte öfters als die erlaubten 4-mal überschritten und sind somit gesundheitlich nicht ohne Risiko. Die Werte am Bagger haben mit 70 ppm sowohl den Tagesmittelwert als auch den Kurzzeitwert überschritten. Diese Werte beziehen sich alle auf den Zeitraum von Minute 90 bis 180. Somit war man auf der südlichen Seite des Versuchsfeldes weniger Schadstoffkonzentrationen ausgesetzt als auf der östlichen Seite.

Die erhöhten Kohlenstoffanteile im direkten Umfeld des Brandes sowie die mehrfachen Überschreitungen der Grenzwerte erfordern eine genauere Analyse der Ursache. Hohe Anteile an CO können von mehreren Faktoren abhängig sein. Dazu zählen die jeweilige vorherrschende Brandphase, der Feuchtigkeitsgehalt im Brennmaterial und der natürlich gebundene Kohlenstoffanteil im Brennmaterial.

Zur Analyse der freigesetzten Emissionen eines Waldbrandes wird das Verhalten des Brandes am Vorhandensein oder Nichtvorhandensein einer offener Flamme beschrieben, als flammende oder glühende (schwelende) Verbrennung [32]. Im Verlauf dieser Interpretation werden diese Phasen auch oft als Brand- und Glimmerphase bezeichnet. Bei größeren Bränden sind oft beide Phasen gleichzeitig vorhanden, was eine genaue Zuordnung erschwert. Deshalb ist diese Einteilung nicht perfekt, liefert aber zumindest die Grundlage für eine objektive Beschreibung des Brandverhaltens und der Emissionsfreisetzung. Die Zuordnung dieser Phasen hängt mit der Freisetzung von CO und CO<sub>2</sub> zusammen. Die Menge an freigesetztem CO variiert je nach Phase des Brandes. In der hochtemperierten Brandphase ist die Verbrennung des Brennstoffes effizienter, was zur Freisetzung großer CO<sub>2</sub> (Endprodukt der vollständigen Verbrennung) Mengen führt. In der niedrigtemperierten Glimmerphase steigt die Emission von CO und Hydrokarbonaten und die Verbrennungseffizienz sinkt [9].

#### 7.1.1. Verbrennungseffizienz

Das Verhältnis von CO zu CO<sub>2</sub> gibt Aufschluss über die Brandphase. Dies wird auch als *Combustion Efficiency* (CE) bzw. als Verbrennungseffizienz oder Verbrennungswirkungsgrad bezeichnet. Der Verbrennungswirkungsgrad kann als Indikator für die relative Häufigkeit von flammender und schwelender Verbrennung verwendet werden [33]. Ein hoher CO/CO<sub>2</sub> Wert weist somit auf eine unvollständige Verbrennung hin, da nicht genügend Sauerstoff für die Umsetzung von CO zu CO<sub>2</sub> vorhanden war. Ein niedriger CE-Wert deutet auf eine vollständige Verbrennung hin, da genügend Sauerstoff vorhanden war und somit größere Mengen von CO<sub>2</sub> freigesetzt wurden [9]. Nach Laborversuchen von Chand et al. (2005) zur Freisetzung von Partikeln an nördlichen Nadelwäldern liegen die CO/CO<sub>2</sub> Werte für die vollständige Verbrennung von Fichtenholz bei 5-6% [34].

Da das direkte CO/CO<sub>2</sub> Verhältnis teilweise nicht klar zu messen ist, wird häufig der Wert der *Modified Combustion Efficiency* (MCE) bzw. modifizierte Verbrennungseffizienz herangezogen:

$$MCE = \frac{\Delta CO_2}{\Delta CO_2 + \Delta CO} \quad (9)$$

$$\Delta CO_2 = [CO_2]_{\text{Messung}} - [CO_2]_{\text{Hintergrund}} \quad (10)$$

$$\Delta CO = [CO]_{\text{Messung}} - [CO]_{\text{Hintergrund}} \quad (11)$$

Eine flammende Verbrennung hat für gewöhnlich einen Wert nahe 1.0, während der Wert der schwelenden Verbrennung über einen Bereich von 0,65 – 0,85 schwankt [33]. In der Regel liegt der MCE-Wert für schwelende Verbrennungen bei etwa 0,8. Ein Wert von etwa 0,9 deutet darauf hin, dass sowohl flammende als auch schwelende Verbrennungen gleichzeitig stattfinden [33]. Ein MCE-Wert von weniger als 0,919 wird im Allgemeinen festgestellt, wenn der Feuchtigkeitsgehalt höher als 30% ist [35].

Auf den einzelnen Etagen ist keine Unterscheidung der Brandphase mittels CE oder MCE möglich da die CO<sub>2</sub> Werte nicht über die Hintergrundkonzentrationen hinausgehen. Es konnten dort nur Anstiege an CO festgestellt werden, aber keine Erhöhungen von CO<sub>2</sub>, siehe Kapitel 6.5.5 und 6.5.6 bei Abbildung 41 und Abbildung 43.

In der Abbildung 46 sind die MCE-Werte über die Branddauer der Stationen Bagger und Portal dargestellt. Es lässt sich erkennen, dass der MCE-Wert oft unter 0,9 liegt. Dies deutet auf sowohl schwelende als auch flammende Verbrennung hin, aber auch gleichzeitig auf einen erhöhten Feuchtigkeitsgehalt im Material. Liegt der Wert unter 0,919, deutet dies auf einen hohen Feuchtigkeitsgehalt hin, da eine Erhöhung der CO-Emissionen zu verzeichnen war [35]. Mit einer Feuchte von 32-46 % beim Brandversuch am ZaB ist dieser Wert nachvollziehbar.

Der durchschnittliche MCE liegt bei 0,91 und 0,94. Bei den sehr niedrigen Werten von unter 0,4 dürfte es sich um Messfehler der Geräte handeln, da diese auch jeweils nur einzeln auftreten. Betrachtet man den MCE wieder im Zeitrahmen des Vollbrandes der großen Fichten von Minute 90 bis 180, liegen die Mittelwerte bei 0,91 (Portal) und 0,83 (Bagger). Das bedeutet, dass über die Branddauer sehr viele Mischformen von schwelender und flammender Verbrennung auftraten. Während das Stroh und die Äste vollständig verbrannten, verbrannte der Baumstamm nicht vollständig und die Hackschnitzel, aufgrund der hohen Feuchte, fast gar nicht. Besonders bei der Station Bagger war mit einem MCE-Wert 0,83 vorrangig eine schwelende Verbrennung und damit eine erhöhte Emission von CO zu beobachten.

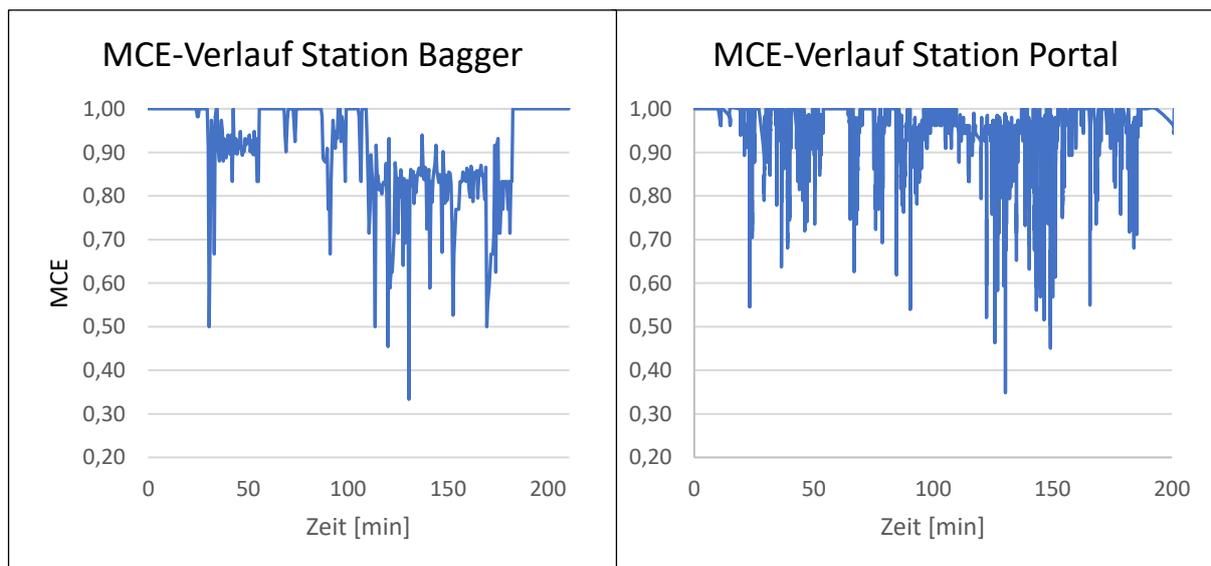


Abbildung 46. Modified Combustion Efficiency im direkten Umfeld des Brandes

Der natürlich gebundene Kohlenstoffanteil im Material hat ebenso einen Einfluss auf den Ausstoß von CO. In einem Waldbrandexperiment zur Emissionsmessung der Kronenfeuer von borealen Nadelwäldern im Norden Kanadas von Cofer et al. (1998) wurde ein Anstieg von Kohlenmonoxid während der Kronenfeuer festgestellt [31]. Dies liegt einerseits an der schnellen Verbrennung der Nadeln und kleineren Brennstoffe, welche durch die hohe Abbrandgeschwindigkeit einen geringeren Verbrennungswirkungsgrad aufweisen und somit mehr CO ausstoßen. Andererseits liegt dies auch an den unterschiedlichen Kohlenstoffgehalten der Äste, Nadeln und des Stammes. Bei Fichten ist der höchste Kohlenstoffgehalt in den Ästen [36]. Der nächsthöchste Gehalt findet sich im Baumstamm und der

drithöchste Gehalt in den leicht entflammaren Nadeln. Somit sorgt ein Kronenfeuer für eine erhöhte Menge an CO-Ausstoß.

### 7.1.2. Emissionen auf den Etagen

Die Messungen auf den Etagen waren sehr von den Windbedingungen abhängig. Durch die wechselnden Windrichtungen und auch der geringen Windgeschwindigkeiten wurden weniger Änderungen der Gaskonzentrationen detektiert. Um dies zu verdeutlichen, wurden die Datenreihen der Gasmessungen mit jenen der Windgeschwindigkeiten übereinandergelegt, siehe Abbildung 47 von der Etage West. Allerdings ist es schwer, nur anhand der Windgeschwindigkeit eine Korrelation für die Anstiege der Gaskonzentrationen festzustellen. Die geringen Geschwindigkeiten zeigen keinen nennenswerten Anstieg zeitgleich mit dem Anstieg von Kohlenstoffmonoxid. Da die Windmessungen allerdings nur die Geschwindigkeit und nicht die Richtung aufzeichnen konnten, wurden die Daten zusätzlich mit der händischen Dokumentation der Windrichtungen verglichen.

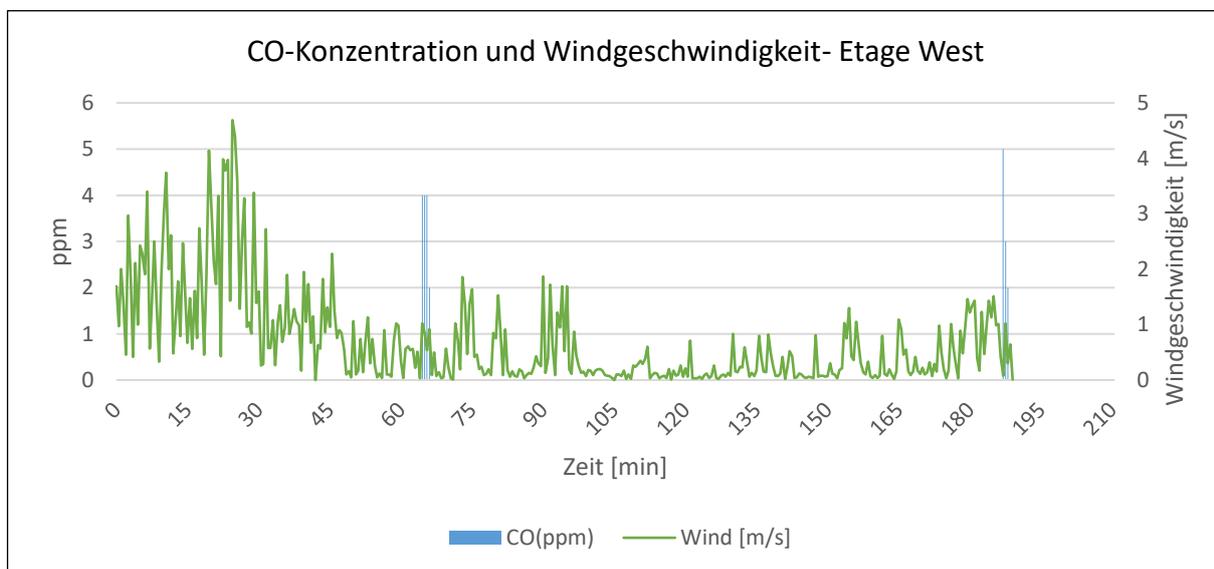


Abbildung 47. Kohlenstoffmonoxid Konzentration im Zusammenhang mit der Windgeschwindigkeit der Station Nord

Auf der Etage West, Abbildung 43, gab es zwei Anstiege der Gaskonzentrationen von Kohlenmonoxid. Jedoch überschritten die Werte nicht den Grenzwert von 5 ppm. Der erste Anstieg erfolgte nach 66 Minuten. Dies hängt mit der stärkeren Rauchbildung, der Zugabe des zweiten Brandbeschleunigers 60 Minuten nach Versuchsbeginn sowie mit einem kurzen Windstoß aus Osten zusammen. Der zweite Anstieg der CO-Konzentration geschah bereits bei Einsetzen der Löscharbeiten, was wiederum zu starker Rauchbildung führte. Im Gesamten wurden auf der Etage West wenig Erhöhungen zu den allgemeinen Umgebungskonzentrationen detektiert. Einerseits durch die Windbedingungen, da hauptsächlich Ostwinde vermerkt wurden, andererseits auch, weil die Konzentrationen sich in der Luft bereits verteilt hatten.

Die Etage Süd, Abbildung 41, war aufgrund der häufigen Nordwinde vorteilhafter aufgebaut und verzeichnete mehrere Änderungen der Gaskonzentrationen als die Etage West. Wie bei der Etage West wurden hier ebenso keine Überschreitungen der Grenzwerte ausgemacht. Die CO<sub>2</sub>-Werte entsprachen überwiegend den normalen atmosphärischen Bedingungen. Die Kohlenmonoxid Konzentrationen waren mit weniger als 5 ppm bis zum Übergreifen des Feuers auf die großen Fichten nach 90 Minuten

gering. Trotz der hohen CO-Konzentrationen im direkten Bereich des Brandes war die Entfernung von 50 m zur Etage ausreichend, dass der Kohlenmonoxid Gehalt sich bereits in der Luft ausreichend verdünnte, um keine Überschreitungen der Grenzwerte zu verursachen.

## 7.2. Stickstoffemissionen

Die Stickstoffkonzentrationen des Brandversuches sind im Allgemeinen gering. Die einzige Ausnahme bildet die Vollbrandphase der großen Fichten direkt am Versuchsfeld. Auf den Etagen wurden keine Erhöhungen der Stickstoffkonzentrationen gemessen, was darauf schließen lässt, dass sich die Konzentrationen bereits in der Luft verdünnt hatten. Die Zunahme der Stickstoffemissionen in der Vollbrandphase kann mit dem Wirkungsgrad der Verbrennung zusammenhängen und der Umsetzung von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) zu den Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ) [9]. Bei unvollständigen Verbrennungen wird  $\text{NH}_3$  freigesetzt. Das Verhältnis von CO zu  $\text{CO}_2$  ist in positiver Korrelation mit der  $\text{NH}_3$  Emission [9]. Bei ansteigendem CO/ $\text{CO}_2$  steigt auch die  $\text{NH}_3$  Emission. Bei ausreichender Sauerstoffversorgung wird  $\text{NH}_3$  zu NO und anderen Stickoxiden oxidiert [9]. Nach Lobert et al (1991) ist die Emission von Stickoxiden während der Flammphase am höchsten. Mit fortschreitender Dauer eines Brandes, beim Übertritt der Vollbrandphase in die Endphase, nimmt die Verbrennungseffizienz jedoch wieder ab und somit steigt auch wieder der  $\text{NH}_3$ -Gehalt. Damit sinkt auch wieder die Bildung der Stickoxide. Dies bedeutet, dass ein Anstieg der  $\text{NO}_x$  Emissionen eine Abnahme der CO Mengen verursachen sollte. Ebenso wird die Bildung von Stickoxiden bei der Biomasseverbrennung vom Stickstoffgehalt der Brennstoffe beeinflusst [9].

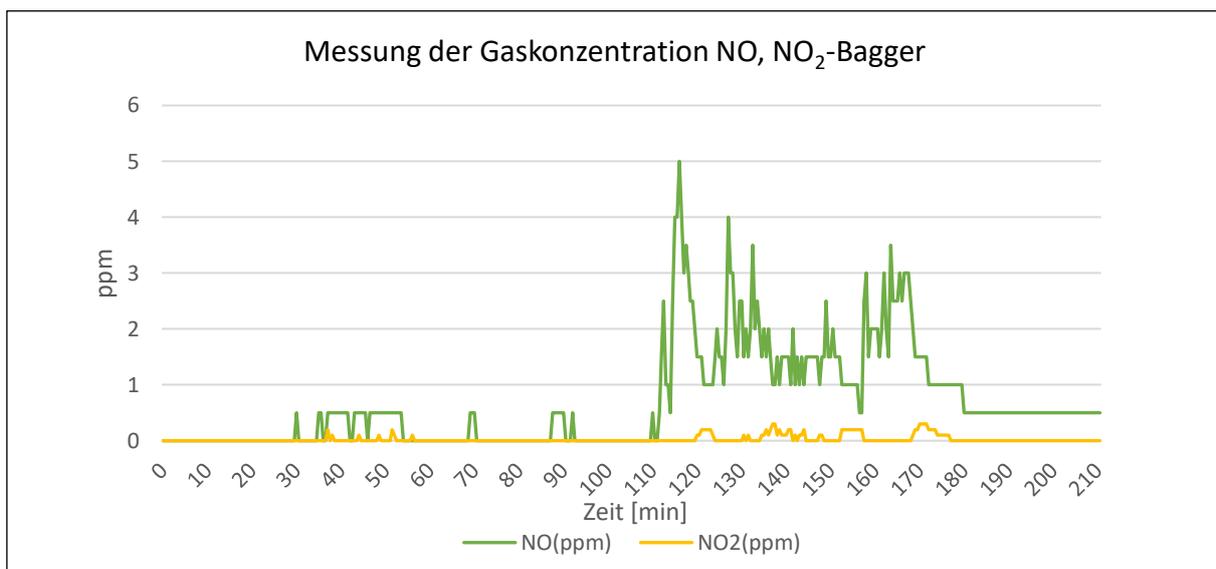


Abbildung 48. Verlauf der Gaskonzentration von NO und  $\text{NO}_2$  der Station Bagger

Die  $\text{NH}_3$  Konzentrationen wurden beim Fichtenbrand nicht erfasst. Aus diesem Grund können Rückschlüsse auf den Verbrennungswirkungsgrad nur anhand der Freisetzung von  $\text{NO}_x$  gemacht werden. Am deutlichsten wurden die Stickoxide der Messstation Bagger aufgezeichnet, weswegen im Folgenden darauf Bezug genommen wird (Abbildung 48). Die erste Emission von NO und  $\text{NO}_2$  wurde ab Minute 38 gemessen. Dies ist auf die rasche Verbrennung der kleinen Fichten, insbesondere durch die Zugabe der Brandbeschleuniger zurückzuführen. Die Emission der Stickoxide und die Umwandlung von  $\text{NH}_3$  zu  $\text{NO}_x$ , deutet auf eine flammende Verbrennung hin. Dies deckt sich mit dem niedrigen

Verhältnis von CO/CO<sub>2</sub> im gleichen Zeitraum. Um das genauer zu überprüfen, wurden zusätzlich noch die Emissionen der Vollbrandphase betrachtet.

Die Stickstoffkonzentrationen waren während der Vollbrandphase, Minute 110 bis 180, am höchsten. Das Kronenfeuer emittierte hohe CO Mengen und das CO/CO<sub>2</sub> Verhältnis nahm zu. Gleichzeitig stiegen die NO-Emissionen auf einen Maximalwert von 5 ppm und einen Mittelwert von etwa 2 ppm. Die NO-Bildung ist über die gesamte Vollbrandphase zu verzeichnen. In diesem Fall ist ein gleichzeitiger Anstieg der CO Mengen und der Stickoxide zu verzeichnen. Somit ist kein klarer Zusammenhang gegeben, dass eine Abnahme von CO/CO<sub>2</sub> gleichzeitig eine Zunahme von NO<sub>x</sub> bedeutet, da sowohl CO als auch NO<sub>x</sub> zunehmen. Allerdings ist eine direkte Zuordnung aufgrund der gleichzeitig stattfindenden vollständigen und unvollständigen Verbrennungen nur erschwert möglich. Einen Grund für die merkliche Zunahme des Stickstoffes könnte der chemisch gebundene Anteil der Fichten sein. Die höchsten Stickstoffwerte in Fichten sind in den Ästen und Nadeln [36]. Folglich führt ein Kronenfeuer zu mehr NO-Emissionen.

In der Vollbrandphase ist keine Anti-Korrelation zwischen den Stickoxiden und den Kohlenstoffoxiden gegeben. Diese Erkenntnis spiegelt sich in Brandversuchen in Nordamerika wider. Dort erkannte man, dass neben dem Wirkungsgrad der Verbrennung auch andere Variablen, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub> und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), die Emission von Stickoxiden beeinflussen müssen. Insbesondere hängen die Mengen an NO<sub>x</sub> vom Stickstoffgehalt des Brennstoffes ab und erhöhen sich mit dessen Zunahme [37].

### 7.3. Staubpartikel

Die höchsten gravimetrischen Staubkonzentrationen wurden an der Messstation Bagger mit 12,3 und 12,5 mg/m<sup>3</sup> für den E- und A-Staub gemessen, siehe dazu Tabelle 7. Die Maximalwerte lagen bei 233 mg/m<sup>3</sup> und 196 mg/m<sup>3</sup>. Die höchstzulässigen MAK-Grenzwerte wurden sowohl für den Tagesmittelwert als auch den Kurzzeitwert überschritten. Die nächsthöheren Werte der gravimetrischen Messungen wurden bei der Station Portal mit 1,82 mg/m<sup>3</sup> und 1,96 mg/m<sup>3</sup> ermittelt. Überschreitungen gab es nur bei dem Kurzzeitwert mit bis zu 106 mg/m<sup>3</sup> und 93 mg/m<sup>3</sup>. Auf den Etagen lagen die gravimetrischen Ergebnisse unter 0,14 mg/m<sup>3</sup> des einatembaren Staubes. Der alveolengängige Staub lag bei 0,13 mg/m<sup>3</sup> auf der Etage Süd und 0,15 mg/m<sup>3</sup> auf der Etage West. Auf den Etagen gab es keine Überschreitungen der Grenzwerte. Außerdem lässt sich, wie schon bei den Gasmessungen, die Abhängigkeit der Messergebnisse von der Windrichtung erkennen. Dies ist zu erkennen, da der Messverlauf von Phasen mit Konzentrationsspitzen und Konzentrationstiefs über die Zeit geprägt ist.

Bei den gravimetrischen Ergebnissen fällt eine Unstimmigkeit in den A- und E-Staubkonzentrationen auf. Die Konzentration des A-Staubes ist dabei größer als die des E-Staubes. Da dies ausschließlich bei den gravimetrischen Ergebnissen und nicht bei den Streulichtphotometern zu sehen ist, liegt die Ursache wahrscheinlich in den gravimetrischen Messgeräten selbst. Laut ÖSBS könnte dies an den unterschiedlichen Filtern liegen. Für die Messung des A-Staubes wurde ein Membranfilter und für den E-Staub ein Glasfaserfilter verwendet. Möglich wäre, dass das Rückhaltevermögen auf dem Membranfilter besser ist und sich somit mehr Staubmasse am Filter anlagerte. Da die durchschnittlichen Werte der streulichtphotometrischen Messungen des A- und E-Staubes nahe beieinander liegen, führt der Korrekturfaktor für die Konzentrationsverläufe nur zu geringen Abweichungen, was sich in der angegebenen Messunsicherheit widerspiegelt.

Die Position der Messstation während der Vollbrandphase der großen Fichten spielte bei den Staubkonzentrationen eine signifikante Rolle. Während auf der östlichen Seite (Bagger) des Versuchsfeldes ein nahezu konstantes Konzentrationshoch von Minute 100 bis 165 aufgezeichnet wurde (Abbildung 38), gab es auf der südlichen Seite wieder öfters einen Einbruch des Verlaufs (Abbildung 40). Die gemessenen Werte überschritten die MAK-Werte für den TMW und KZW auf der Ostseite, während auf der Südseite, beim Portal, nur der KZW-Wert überschritten wurde. Dies spiegelte sich bereits bei den Gasmessungen wieder, wo auf der Südseite weniger Grenzwerte überschritten wurden. Vermutlich ist dies durch die erhöhte Position der Messgeräte auf der Baggerschaufel zurückzuführen. Die Anbringung in 2 Meter Höhe lieferte signifikant größere Unterschiede der Staubkonzentrationen als die Gasmessung.

### 7.3.1. PM-Emissionen

An allen Stationen stellt der A-Staub den Hauptanteil der Gesamtstaubkonzentration dar. Dieser machte mehr als 80% der gesamten Staubemissionen aus; bis zu 88,8 %, 85,5 % und 83,4 % bei den Stationen Portal, Etage West und Bagger. Hohe alveolengängige Emissionen deuten auf unvollständige Verbrennungen hin, welche wiederum auf einen signifikanten Feuchtigkeitsgehalt im Brennmaterial zurückzuführen sind. Einige Verbrennungsversuche von Holz mit verschiedenen Feuchtigkeitsgehalten haben gezeigt, dass bei einer Erhöhung der Feuchtigkeit ein signifikanter Anstieg der CO und PM<sub>2,5</sub> Emissionen zu verzeichnen ist [35]. Hohe anfängliche Feuchtigkeit führt dazu, dass sich der Brennstoff nur schwer entzünden lässt, was zu einem niedrigen Verbrennungswirkungsgrad und hohen Schadstoffemissionen führt [37]. So führte ein sinkender Feuchtigkeitswert zu einer Erhöhung der Verbrennungstemperatur, einer Verbesserung des Verbrennungswirkungsgrades und damit geringen CO und PM<sub>2,5</sub> Emissionen [38]. Da CO und PM<sub>2,5</sub> Produkte der unvollständigen Verbrennung sind hängen die Emissionslevel von den Verbrennungsbedingungen ab [38]. Der häufigste Partikeldurchmesser liegt bei den brandnahen Messstationen bei 2,5 µm. Zusammen mit den markanten CO-Emissionen und den beachtlichen Feuchtigkeitsgehalten der Fichten von 32 – 46 % am Tag der Versuchsdurchführung, scheint überwiegend ein niedriger Verbrennungswirkungsgrad während des Brandverlaufs aufgetreten zu sein.

Im Sommer 2009 wurden in Portugal Messungen der Gas- und Partikelemissionen bei mehreren Waldbränden unternommen [39]. Die dabei genommenen Proben wurden auf ihre Zusammensetzung wie flüchtige Metallverbindungen, wasserlösliche Ionen und organische Kohlenstoffverbindungen untersucht. Die Messungen erfolgten während der Vollbrandphase des Waldbrandes vom Boden aus. Die Massenkonzentrationen von PM<sub>2,5</sub> lagen zwischen 0,69 bis 25 mg/m<sup>3</sup>. Die PM<sub>2,5</sub> Konzentrationen beim Brandversuch am ZaB lagen bei 0,0033-57,06 mg/m<sup>3</sup>, 0,0036-56,08 mg/m<sup>3</sup> und 0,0034 bis 3,95 mg/m<sup>3</sup> für die Stationen Bagger, Portal und Etage West. Diese Konzentrationen stammen von der Aerosolverteilung des Streulichtphotometers und haben keinen gravimetrischen Korrekturfaktor, da die gravimetrischen Messungen auf den A- und E-Staub ausgelegt waren. Durch die relativ gute Übereinstimmung der gravimetrischen und photometrischen Messungen ist es möglich, die Konzentrationen ohne den Korrekturfaktor zu betrachten; kleine Abweichungen sind anzunehmen. Die Konzentrationen der bodennahen Stationen waren dabei doppelt so hoch wie bei den natürlichen Waldbränden, während die Konzentration auf der Etage deutlich darunter lag.

Die Waldbrände in Portugal verzeichneten einen sehr hohen Anteil der  $PM_{2,5}$  Fraktion.  $PM_{2,5}$  Partikel machten  $91 \pm 5,7$  % der  $PM_{10}$  Masse aus [39]. Im Vergleich zum Versuch liegen die Anteile von  $PM_{2,5}/PM_{10}$  bei 54,4 % (Bagger), 71,1 % (Portal) und 83,7 % (Etag West). Bisher konnte keine Erklärung dafür gefunden werden, warum der  $PM_{2,5}/PM_{10}$ -Wert bei den Waldbränden in Portugal deutlich höher ist als beim Brandversuch. In der Regel sollten hohe Feuchtigkeitsgehalte im Material zu höheren  $PM_{2,5}$  Emissionen führen [35]. Eine Möglichkeit wären die unterschiedlichen Messmethoden. Bei den Waldbränden wurden Luftproben genommen, welche später im Labor analysiert wurden. Die Messungen am ZaB erfolgten kontinuierlich mittels Gravimetrie und Streulichtphotometern. Eine andere Erklärung wäre der Einfluss von  $PM_{10}$  in der Umgebungsluft am ZaB, da es sich inmitten eines Bergbaugebietes befindet. Somit könnten Staubpartikel des Bergbaus den  $PM_{10}$ -Anteil erhöhen und somit das Verhältnis von  $PM_{2,5}/PM_{10}$  senken.

Auf den Etagen wurden signifikant geringere Konzentrationen als bei den Stationen direkt am Versuchsfeld gemessen. Die maximalen Staubkonzentrationen der Etagen lagen nur noch bei 8 % ( $8 \text{ mg/m}^3$ ) zu den direkt am Feld gemessenen Wert ( $106 \text{ mg/m}^3$ ). Solch große Unterschiede wurden bereits bei einem Waldbrand im Süden der USA entdeckt [40]. Die dabei mit dem Flugzeug gemessenen Staubemissionen entsprachen nur noch 18 % der am Boden gemessenen Werten [40]. Durch den Abstand der Etagen von 50 m zum Versuchsfeld und der Größe des Brandes erscheint der erhebliche Unterschied von 8 % plausibel. Die Verteilung der flüchtigen Teilchen in der Rauchwolke sorgte dementsprechend für eine starke Verdünnung in der Luft, wobei nur feine Partikel mit Durchmesser kleiner als  $4 \mu\text{m}$  (Abbildung 44) leicht genug zu sein schienen, um bis auf die Etagen hinaufzuziehen. Auf den Etagen wurde auch der höchste  $PM_1$ -Anteil von 55,8% an der Gesamtkonzentration gemessen.

## 8. Schlussfolgerungen und Aussicht

Der Waldbrandversuch am Zentrum am Berg stellte bis dato den ersten Großbrandversuch in derartigem Ausmaß in Österreich dar. Trotz der vielen Herausforderungen, die ein solcher Versuch mit sich brachte, erwies sich das Konzept des Versuchsaufbaus als valide. Ungeachtet der nicht optimalen Brandbedingungen durch den Regen konnte der Versuch als Erfolg eingestuft werden. Die Ausbreitung der Feuerfront im Versuchsfeld, Temperaturmessungen und die meteorologischen Datensätze erwiesen sich als wertvoll für die weitere Entwicklung im IGNITE-Projekt.

Bei vorangegangenen, kleineren Brandversuchen des IGNITE-Projekts konnte die maximale Brandtemperatur nicht genau erfasst werden, da die Ausbreitung der Feuerfront zu schnell und die Reaktionszeit der Sonden zu langsam war. Beim Brandversuch am Zentrum am Berg erfassten die Thermosonden die maximalen Brandtemperaturen erfolgreich. Damit können die Sonden für zukünftige Versuche kalibriert werden. Eine Kombination mit den meteorologischen Daten ermöglicht eine Abschätzung der absoluten Brenntemperatur unter den vorherrschenden Witterungsbedingungen.

Weiters dienen diese Daten als Anpassung und Verbesserung der Waldbrandindexe, wie den FWI. Obwohl eine größere Anzahl an Versuchen notwendig sein wird, dient der Brandversuch als Referenzmodell für zukünftige Messungen. Das Ziel wäre, 5 Versuche in einem ähnlichen Umfang durchzuführen, um ein Regressionsmodell unter den jeweiligen Witterungsbedingungen erstellen zu können.

Die Ausbreitung der Feuerfront wird auch als Möglichkeit zum Waldschutz herangezogen. Die großen, entästeten Fichten, welche am südlichen Rand des Versuchsfeldes aufgestellt wurden, wurden kaum verbrannt, da das Feuer wenig Möglichkeit hatte, bis in die Kronen aufzusteigen. In Fichtenwäldern, wo nicht auf diese Baumart verzichtet werden möchte, stellt dies eine Möglichkeit zum Brandschutz dar.

Das Verständnis der Verbrennungseffizienz ermöglichte eine genauere Bewertung der Emissionen von toxischen Verbindungen und eine Unterscheidung der Phasen. Während der schwelenden Verbrennung kam es zu einer erhöhten Umwandlung von Brennstoffkomponenten in toxische Verbindungen wie CO im Vergleich zur flammenden Verbrennung. Hohe Feuchtigkeitsgehalte im Brennstoff und die Ausbreitung des Brandes in die kohlenstoffreichen Kronen begünstigten die Emission von Kohlenstoffmonoxid zusätzlich. Während des Kronenfeuers hatten die Kohlenstoffmonoxid Emissionen ihren Höchstwert.

In direkter Nähe zum Brand wurden die MAK-Werte von Kohlenmonoxid, sowohl für den Tagesmittelwert als auch den Kurzzeitwert überschritten. Bei längerer Exposition sind gesundheitliche Beeinträchtigungen zu befürchten. Die Positionierung der Messtechnik am Brand spielte bei der Intensität der CO-Detektion ebenso eine Rolle. Auf der südlichen Seite wurden geringere Werte gemessen als an der östlichen Seite des Waldbrandversuchs. Die Schwellenwerte für CO<sub>2</sub>, NO und NO<sub>2</sub> wurden während des gesamten Versuchs nicht überschritten.

Mit zunehmender Distanz zum Feuer nahmen die Schadstoffkonzentrationen in der Luft stetig ab. Auf den Etagen, in 50 m Entfernung, war die Verdünnung der Schadstoffe in der Luft bereits so gering, dass keine Überschreitungen der MAK-Werte mehr festgestellt wurden. Auf den Etagen wurde auch die Abhängigkeit des Standortes von den Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen festgestellt.

Drehende Winde sorgten für kurze Konzentrationshöhepunkte, gefolgt von Phasen, in welchen keine Änderung zu den Umgebungsintensitäten festgestellt wurde.

In der Vollbrandphase wurde keine Anti-Korrelation zwischen den Stickoxiden und den Kohlenstoffoxiden deutlich. Ein Anstieg der CO-Werte führte nicht direkt zu einer Senkung der Stickstoffemissionen. Am deutlichsten zu erkennen war der Anstieg der Stickoxide während des Kronenfeuers aufgrund des höheren Stickstoffgehaltes in den Ästen und Nadeln der Fichten.

Neben dem Stickstoffgehalt des Brennmaterials müssen noch andere gasförmige Verbindungen Einfluss auf dessen Emission haben. Für zukünftige Versuche wäre zur besseren Korrelation und Vergleichbarkeit der Werte eine Messung der CH<sub>4</sub>, NMVOC, H<sub>2</sub> und NH<sub>3</sub> Emissionen von Vorteil. Besonders eine direkte Probennahme und nachfolgende Analyse der Zusammensetzung im Labor würde es ermöglichen, alle vorhandenen Gase in der Luft zu analysieren und eine Korrelationen zu den gemessenen Stoffen von CO, CO<sub>2</sub>, NO und NO<sub>2</sub> darzustellen. Bei diversen Waldbrandmessungen wurden Verbindungen, wie CH<sub>4</sub> und NMVOC häufig mittels Gaschromatographie analysiert. Darüber hinaus wäre eine genaue Zuordnung der Gase zu den Staubemissionen möglich. Probennahmen aus der Luft mittels Drohnen wären am flexibelsten, da somit drehende Windrichtungen keinen Einfluss mehr hätten.

Die Staubpartikel überstiegen die MAK-Werte direkt am Bagger für den Tagesmittel- und Kurzzeitwert. Auf der Südseite des Versuchsfeldes, beim Portal, wurde nur der Kurzzeitwert überschritten. Auf den Etagen war die Aerosolverteilung in der Luft bereits so stark verdünnt, dass keine MAK-Werte überschritten wurden. Den Großteil der Partikel auf der Etage bildeten Partikel mit < 4 µm Durchmesser. Auf der Etage West wurde auch der höchste PM<sub>1</sub>-Anteil an der Gesamtstaubkonzentration detektiert.

Ein Großteil des Schwebstaubes bestand aus feinen, alveolengängigen Partikeln. Ein hoher Feuchtigkeitsgehalt führte zu einem Anstieg der PM<sub>2,5</sub> Emissionen. Dies spiegelte sich in der Verteilung der Partikeldurchmesser wider. Der häufigste Durchmesser in der direkten Umgebung des Versuchsfeldes lag bei 2,5 µm. Die PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub>-Anteile lagen an allen Messstationen über 50 %, aber waren geringer als bei natürlichen Waldbränden.

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Fire Weather Index System [1] *Anmerkung: Vom Original übernommen, sollte Wind Speed heißen. ....	4
Abbildung 2. Brandverlaufskurve [7].....	5
Abbildung 3. Einteilung der Staubfraktionen nach dem Partikeldurchmesser [10].....	8
Abbildung 4. Anordnung der Fichten auf dem Versuchsfeld in Draufsicht und Vorderansicht .....	10
Abbildung 5. Anzahl der Fichten für den Brandversuch nach Höhe geordnet.....	11
Abbildung 6. Aufbau und Einspannung der Fichten in den Halterungen .....	12
Abbildung 7. Windgeschwindigkeiten am Zentrum am Berg von 2018-2022 im Monat Juli .....	13
Abbildung 8. Relative Luftfeuchtigkeit (H) und Niederschlag am ZaB von 2018 – 2022 im Monat Juli .....	13
Abbildung 9. Basisgeschwindigkeit und Basisgeschwindigkeitsdruck für Lagen über 250 m Seehöhe zur nächstgelegenen Ortschaft [14].....	14
Abbildung 10. Geländekategorie und Geländeparameter [14].....	15
Abbildung 11. Geländekategorie, Böengeschwindigkeitsdruck und Mindesthöhe $z_{min}$ [14] .....	15
Abbildung 12. Profile des Spitzengeschwindigkeitsdrucks und mittlerem Geschwindigkeitsdruck [14]. .....	16
Abbildung 13. Abminderungsfaktoren $f_s$ für Basisgeschwindigkeitsdrücke je nach Höhenlage [14]..	16
Abbildung 14. Eingespannter Träger mit Punkten A (Einspannung) und B (Freies Trägerende) .....	17
Abbildung 15. Querkraft- (grün) und Biegemomentenverlauf (rot) der Halterung.....	18
Abbildung 16. Entwurfszeichnung der Halterung Frontansicht (alle Angaben in mm).....	18
Abbildung 17. Darstellung der Verformungen durch die Windlast in Siemens FX.....	19
Abbildung 18 MultiRAE (links) und. X-am 8000 (rechts) während des Brandversuchs.....	21
Abbildung 19. Testo 350 während des Versuches mit Analysebox und Control Unit.....	22
Abbildung 20. SG10 mit Ansaugschlauch während des Versuchs auf der Etage Süd (links), Gravikon PM4-2 im Labor Probenahmekopf (rechts).....	24
Abbildung 21. Tragbares Laser-Aerosol-Spektrometer und Staubmessgerät Modell 1.108.....	24
Abbildung 22. TM data der Firma Helmut Hund (links), Grimm 1.108, SG10-2 und MultiRAE auf der Messstation Bagger (rechts) .....	25
Abbildung 23. Testo 440 dP(links), VelociCalc auf der Etage Süd (rechts).....	26
Abbildung 24. Datenlogger (links) und Temperatursonden (rechts).....	27
Abbildung 25. Messung des Feuchtigkeitsgehaltes der Nadeln mit dem ME2000A .....	28
Abbildung 26. Aufteilung der Temperatursonden [29].....	32

Abbildung 27. Versuchsaufbau mit Stationierung der Messgeräte am Tag vor der Versuchsdurchführung .....	33
Abbildung 28. Links oben: Entzündung des Brandes mit Messstationen Bagger und Portal direkt im Rauch; Rechts oben: Ausbreitung des Brandes zu den großen Fichten; Unten: Große Brandentwicklung und Abbrand der großen Fichten.....	34
Abbildung 29. Ergebnisse der Feuchtigkeitsmessungen des ME2000A der großen, mittleren, kleinen Fichten, Heu und Äste am Vor- und Versuchstag.....	35
Abbildung 30. Temperatur (T), relative Luftfeuchte (H) und Windgeschwindigkeit (Vel) der Messstationen der ÖSBS.....	36
Abbildung 31. Temperatur (T), relative Luftfeuchte (H) und Windgeschwindigkeit (Vel) der Messstationen der BOKU.....	37
Abbildung 32. Vollständigkeit der Verbrennung der Fichten [29] .....	38
Abbildung 33. Temperaturverlauf des Brandes.....	39
Abbildung 34. Aufteilung der Temperatursonden im Versuchsfeld [29].....	39
Abbildung 35. Darstellung der durchschnittlichen Temperaturentwicklung des Brandes bezogen auf den Standort und Zeit [29] .....	41
Abbildung 36. Windgeschwindigkeit der Umgebungsbedingungen Nord mit Temperaturverlauf.....	42
Abbildung 37. Verlauf der Gaskonzentrationen bei Messstation Bagger .....	45
Abbildung 38. (a) Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration. (b) Verlauf der korrigierten E-Staub-Konzentration. (c) Gesamtkonzentrationen der Staubpartikel .....	46
Abbildung 39. Verlauf der Gaskonzentrationen der Station Portal.....	47
Abbildung 40. (a) Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration. (b) Verlauf der korrigierten E-Staub-Konzentration. (c) Gesamtkonzentrationen der Staubpartikel .....	48
Abbildung 41. Verlauf der Gaskonzentration auf Etage Süd.....	49
Abbildung 42. Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration .....	50
Abbildung 43. Verlauf der Gaskonzentrationen auf der Etage West .....	50
Abbildung 44. Verlauf der korrigierten A-Staub-Konzentration. (b) Verlauf der korrigierten E-Staub-Konzentration. (c) Gesamtkonzentrationen der Staubpartikel .....	52
Abbildung 45. Verlauf der Gaskonzentrationen der Messstation Süd .....	52
Abbildung 46. Modified Combustion Efficiency im direkten Umfeld des Brandes .....	55
Abbildung 47. Kohlenstoffmonoxid Konzentration im Zusammenhang mit der Windgeschwindigkeit der Station Nord .....	56
Abbildung 48. Verlauf der Gaskonzentration von NO und NO <sub>2</sub> der Station Bagger.....	57

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Übersicht über die TMW und KZW der gemessenen Stoffe [13] .....	9
Tabelle 2. Übersicht der eingesetzten Messgeräte der ÖSBS zur Gas- und Staubbmessung sowie der Umgebungsbedingungen.....	29
Tabelle 3. Übersicht der eingesetzten Messgeräte der BOKU zur Messung der Umweltbedingungen, Temperatur und Brennstofffeuchtigkeit .....	30
Tabelle 4. Überblick der Messstationen mit zugeordnetem Messgerät.....	31
Tabelle 5. Einschätzung der Brandwahrscheinlichkeit anhand des FWI [29].....	37
Tabelle 6. Ergebnisse der Gaskonzentrationen aller Messstationen. Fettdruck zeigt eine Überschreitung der MAK-Werte .....	43
Tabelle 7. Ergebnisse der gravimetrischen und streulichtphotometrischen Messungen .....	44
Tabelle 8. Korrekturfaktor für die Messstation Bagger.....	45
Tabelle 9. Korrekturfaktor für die Messstation Portal.....	47
Tabelle 10. Korrekturfaktor für die Messstation Etage Süd.....	49
Tabelle 11. Korrekturfaktor für die Messstation Etage West.....	51

## Literaturverzeichnis

- [1] *San-Miguel-Ayanz J; Costa H; De Rigo D et al.*: Basic criteria to assess wildfire risk at the pan-European level. In: 1831-9424 (2018), KJ-NA-29500-EN-N (online),KJ-NA-29500-EN-C (print). <https://doi.org/10.2760/052345>.
- [2] *Scott, J.H.; Reinhardt, E.D.*: Assessing crown fire potential by linking models of surface and crown fire behavior Ausgabe 2001.
- [3] *Ganteaume, A.; Camia, A.; Jappiot, M. et al.*: A review of the main driving factors of forest fire ignition over Europe. In: Environmental management, Vol. 51 (2013), Iss. 3, pp. 651-662. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9961-z>.
- [4] *Müller M.M; Vila-Vilardell L.; Vacik H.*: Waldbrände in den Alpen - Stand des Wissens, zukünftige Herausforderungen und Optionen für ein integriertes Waldbrandmanagement Ausgabe 2020.
- [5] *Benson, R.P.; Roads, J.O.; Weise, D.R.*: Chapter 2 Climatic and Weather Factors Affecting Fire Occurrence and Behavior. In: *Bytnerowicz, A.; Arbaugh, M.J.; Riebau, A.R. et al.* (Hrsg.): Developments in Environmental Science : Wildland Fires and Air Pollution. Elsevier, 2008, S. 37-59.
- [6] *San-Miguel-Ayanz, J.; Durrant, T.; Boca, R. et al.*: Advance report on forest fires in Europe, Middle East and North Africa 2022, EUR Heft 31479, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023.
- [7] Das Chemiewissen für die Feuerwehr. Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 2019.
- [8] *Lasselsberger, L.*: Grundlagen der Verbrennungstechnik und technische Umsetzung. Bundesanstalt für Landtechnik Wieselburg - Österreichischer Biomasseverband Ausgabe 2001.
- [9] *Laursen, K.K.; Hobbs, P.V.; Radke, L.F. et al.*: Some trace gas emissions from North American biomass fires with an assessment of regional and global fluxes from biomass burning. In: Journal of Geophysical Research: Atmospheres 97 (1992), D18, S. 20687-20701. <https://doi.org/10.1029/92JD02168>.
- [10] *Mattenklott M., H.N.*: Stäube an Arbeitsplätzen und in der Umwelt - Vergleich der Begriffsbestimmungen. In: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft (69), Artikel Nr.4 Ausgabe 2009.
- [11] *Aurell, J.; Gullett, B.; Holder, A. et al.*: Wildland fire emission sampling at Fishlake National Forest, Utah using an unmanned aircraft system. In: Atmospheric Environment 247 (2021), S. 118193. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118193>.
- [12] *Bundesministerium für Arbeit*: Verordnung des Bundesministers für Arbeit über Grenzwerte für Arbeitsstoffe sowie über krebserzeugende und fortpflanzungsgefährdende (reproduktionstoxische) Arbeitsstoffe. Grenzwerteverordnung 2021 – GKV. Bundesministerium für Arbeit, 2021.
- [13] *Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich*: 156. Verordnung, mit der die Grenzwerteverordnung 2020 und die Verordnung biologische Arbeitsstoffe geändert werden. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 2021.
- [14] ÖNORM EN 1991-1-4: Eurocode 1: Einwirkungen auf Tragwerke Teil 1-4: Allgemeine Einwirkungen - Windlasten. ÖNORM EN, Ausgabe Mai 2011.

- [15] Zosel, J.; Oelßner, W.; Decker, M. et al.: The measurement of dissolved and gaseous carbon dioxide concentration. In: Measurement Science and Technology 22 (2011), S. 72001. <https://doi.org/10.1088/0957-0233/22/7/072001>.
- [16] Dräger Safety AG & Co. KGaA: Handbuch zur Einführung in die Gasmesstechnik, Lübeck, 1. Ausgabe 2015.
- [17] Dräger Safety AG & Co. KGaA: DrägerSensor® - & Gasmessgeräte - Handbuch, Lübeck, 6. Ausgabe 2022.
- [18] Honeywell International Inc.: MultiRAE Lite. Kabelloses, portables Multi-Gas Überwachungsgerät mit Funkübertragung. Ausgabe 2018.
- [19] Testo GmbH & Co.: Testo 350 Bedienungsanleitung, Wien Ausgabe 2018.
- [20] GSA Messgerätebau GmbH: Bedienungsanleitung Gravikon PM4-2, Neuss Ausgabe Oktober 2009.
- [21] GSA Messgerätebau GmbH: Bedienungsanleitung SG10-2, Neuss-Norf Ausgabe August 1999.
- [22] Grimm Aerosol Technik GmbH & Co. KG: Portable Laser Aerosolspectrometer and Dust Monitor – Model 1.108/1.109, Ainring Ausgabe 2010.
- [23] Helmut Hund GmbH: Bedienungsanleitung TM data, Wetzlar, 17.02.1989.
- [24] Nielsen-Kellerman Co.: Product Specifications for Kestrel 5 Series Weather/Environmental Meters, Boothwyn Ausgabe 2020.
- [25] TSI Incorporated: VelociCalc Air Velocity Meter. Model 9565 Series. Operation and Service Manual. Shoreview, USA Ausgabe 2012.
- [26] Testo GmbH & Co.: Datenblatt testo 440/440 dP, Wien Ausgabe 2019.
- [27] Nau, M.: Elektrische Temperaturmessung – Mit Thermoelementen und Widerstandsthermometern, messen - regeln - registrieren, JUMO, Fulda, 2007.
- [28] Wiltronics Research PTY Limited: ME200A Fine Fuel Moisture Meter – User Manual, Alfredton Ausgabe 2018.
- [29] Universität für Bodenkultur -Department für Wald- und Bodenwissenschaften - Institut für Waldbau.
- [30] Goldstein, M.: Carbon Monoxide Poisoning. In: Journal of Emergency Nursing 34 (2008), Heft 6, S. 538-542. <https://doi.org/10.1016/j.jen.2007.11.014>.
- [31] Cofer, W.R.; Winstead, E.L.; Stocks, B.J. et al.: Crown fire emissions of CO<sub>2</sub>, CO, H<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and TNMHC from a dense Jack pine boreal forest fire. In: Geophysical Research Letters 25 (1998), Heft 21, S. 3919-3922. <https://doi.org/10.1029/1998GL900042>.
- [32] Urbanski, S.P.; Hao, W.M.; Baker, S.: Chapter 4 Chemical Composition of Wildland Fire Emissions. In: Bytnerowicz, A.; Arbaugh, M.J.; Riebau, A.R. et al. (Hrsg.): Developments in Environmental Science : Wildland Fires and Air Pollution. Elsevier, 2008, S. 79-107.
- [33] Akagi, S.K.; Yokelson, R.J.; Wiedinmyer, C. et al.: Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. In: Atmospheric Chemistry and Physics 11 (2011), Heft 9, S. 4039-4072. <https://doi.org/10.5194/acp-11-4039-2011>.

- [34] *Chand, D.; Schmid, O.; Gwaze, P. et al.*: Laboratory measurements of smoke optical properties from the burning of Indonesian peat and other types of biomass. *In: Geophysical Research Letters*, v.32 (2005) 32 (2005). <https://doi.org/10.1029/2005GL022678>.
- [35] *Grandesso, E.; Gullett, B.; Touati, A. et al.*: Effect of Moisture, Charge Size, and Chlorine Concentration on PCDD/F Emissions from Simulated Open Burning of Forest Biomass. *In: Environmental Science & Technology* 45 (2011), Heft 9, S. 3887-3894. <https://doi.org/10.1021/es103686t>.
- [36] *Palacka, M.; Vician, P.; Holubčík, M. et al.*: The Energy Characteristics of Different Parts of the Tree. *In: Procedia Engineering* 192 (2017), S. 654-658. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.06.113>.
- [37] *Hao, W.M.; Scharffe, D.; Lobert, J.M. et al.*: Emissions of N<sub>2</sub>O from the burning of biomass in an experimental system. *In: Geophysical Research Letters*, Vol. 18 (1991), Iss. 6, pp. 999-1002. <https://doi.org/10.1029/90GL02583>.
- [38] *Williams, A.; Jones, J.M.; Ma, L. et al.*: Pollutants from the combustion of solid biomass fuels. *In: Progress in Energy and Combustion Science* 38 (2012), Heft 2, S. 113-137. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2011.10.001>.
- [39] *Vicente, A.; Alves, C.; Calvo, A.I. et al.*: Emission factors and detailed chemical composition of smoke particles from the 2010 wildfire season. *In: Atmospheric Environment* 71 (2013), S. 295-303. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.062>.
- [40] *Holder, A.L.; Hagler, G.S.W.; Aurell, J. et al.*: Particulate matter and black carbon optical properties and emission factors from prescribed fires in the southeastern United States. *In: Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 121 (2016), Heft 7, S. 3465-3483. <https://doi.org/10.1002/2015JD024321>.