

ARBEITSBERICHT

aus dem Institut für Holztechnologie und Holzbiologie

Nr. 2012/2

Untersuchungen über den Einfluss der Prüfbedingungen auf Höhe und Zusammensetzung der Emissionen flüchtiger organischer Bestandteile (VOCs) aus Holzprodukten und Transporteigenschaften von VOCs in Holzprodukten

Martin Ohlmeyer und Vera Steckel



Zentrum Holzwirtschaft
Universität Hamburg

SCHLUSSBERICHT

Untersuchungen über den Einfluss der Prüfbedingungen auf Höhe und Zusammensetzung der Emissionen flüchtiger organischer Bestandteile (VOCs) aus Holzprodukten und Transporteigenschaften von VOCs in Holzprodukten

**Johann Heinrich von Thünen – Institut
Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Holztechnologie und Holzbiologie**



Akronym:	BETRA-VOC
Förderkennzeichen:	22005908
 Laufzeit des Vorhabens:	 01.10.2008 – 31.07.2011
Projektleitung:	Dr. Martin Ohlmeyer
Projektbearbeitung:	Dr. Vera Steckel

Inhaltsverzeichnis

1	Ausgangslage	1
2	Ziele	4
3	Aufgabenstellung	5
4	Kenntnisstand	7
5	Ergebnisse Teil 1	13
5.1	Probenmaterial	13
5.2	Durchführung der Emissionsmessungen	16
5.3	Produktemissionsmessungen an Kiefernvollholz	19
5.3.1	Variation von Temperatur, rel. Luftfeuchte und Luftgeschwindigkeit	19
5.3.2	Variation von Beladungsgrad, Luftwechselrate und Luftgeschwindigkeit	42
5.3.3	Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte	51
5.4	Produktemissionsmessungen an OSB aus Kiefer	60
5.5	Produktemissionsmessungen an Buche	74
6	Ergebnisse Teil 2	82
6.1	Versuchsaufbau	82
6.2	Diffusionsmessungen	86
7	Verwertung	96
8	Zusammenfassung	97
9	Literaturverzeichnis	98
10	Abbildungsverzeichnis	102
11	Tabellenverzeichnis	106

1 Ausgangslage

Die Luftqualität in Innenräumen ist seit langem Gegenstand hygienischer Betrachtungen, wobei in den letzten Jahrzehnten der Fokus unter anderem auf flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOCs) gerichtet wurde. Bauprodukten bzw. deren Emissionen kommt dabei besondere Aufmerksamkeit zu, weil diese Produkte typischerweise lange im Gebäude verbleiben, die Einflussnahme durch den Nutzer beschränkt oder unmöglich ist und sich im Schadensfall ein Austausch aufwändig und kostspielig gestaltet. Darüberhinaus kann es durch die im Zuge von Energieeinsparmaßnahmen zunehmend luftdichter werdenden Gebäudehüllen aufgrund des geringen Luftwechsels zu einer Anreicherung von VOCs in Innenräumen kommen.

Es bestehen auf verschiedenen Ebenen Ansätze zur Begrenzung der Freisetzung flüchtiger Substanzen. In der EU wird ab Mitte 2012 die Bauproduktenrichtlinie (BPR, 89/106/EEC) durch die Bauproduktenverordnung (BPV, EU-Verordnung Nr. 305/2011), ersetzt. Die Ziele, d. h. den freien Verkehr mit Bauprodukten und ihre uneingeschränkte Verwendung auf dem EU-Binnenmarkt zu ermöglichen, bleiben dieselben, jedoch sollen sie mit der neuen Verordnung effizienter und transparenter erreicht werden. Die Anforderungen der BPR bzw. BPV umfassen sowohl Standsicherheit und Brandschutz als auch Anforderungen zu Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz (Basisanforderung Nr. 3); darunter fällt unter anderem die Abgabe flüchtiger organischer Verbindungen. Als neue Aspekte sind eine gemeinsame technische Fachsprache und klare Bedingungen für die CE-Kennzeichnung zu nennen (UBA 2011). Bisher wurde Basisanforderung Nr. 3 nicht umgesetzt, in erster Linie weil noch keine harmonisierten Prüfnormen verfügbar waren. Momentan erfolgt die Ausarbeitung derartiger Standards durch das technische Komitee CEN/TC 351 „Bewertung der Freisetzung gefährlicher Stoffe aus Bauprodukten“ des Europäischen Komitees für Normung (CEN), damit Emissionen im Rahmen der Anforderungen der BPV zukünftig EU-weit einheitlich ermittelt werden können. Dabei dienen u. a. die Normen der ISO 16000-Reihe als Ausgangsbasis. Es ist davon auszugehen, dass mit Abschluss der Normungsarbeit Emissionstests ein Pflichtbestandteil der CE-Kennzeichnung (Nachweis der Konformität mit EU-Richtlinien) für Bauprodukte werden (Woolfenden 2009).

Auf nationaler Ebene bestehen in Europa zahlreiche auf freiwilliger Basis vergebene Güte- und Umweltzeichen, z. B. der Blaue Engel (Der Blaue Engel 2011) und natureplus (natureplus 2006) in Deutschland, das Nordic Ecolabel in Skandinavien und Finnland (Nordic Ecolabelling 2011) oder das Umweltzeichen in Österreich (Lebensministerium 2011) mit denen einem Produkt die Einhaltung bestimmter Grenzwerte und ggf. anderer gesundheit-

licher und ökologischer Anforderungen bescheinigt werden kann. In Frankreich und Deutschland besteht daneben eine bindende Bewertung der Emissionen aus Bauprodukten. In Deutschland erfolgt dies innerhalb der bauaufsichtlichen Zulassung durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) mithilfe eines Bewertungsschemas, das vom Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten entwickelt wurde (Umweltbundesamt 2010). Unter die Zulassungspflicht fallen seit kurzem auch Parkett und andere Bodenbeläge aus Holz (DIBt 2011). Insgesamt ist somit festzustellen, dass die Emissionen von Bauprodukten eine Produkteigenschaft von zunehmender Relevanz darstellen.

Holz und Holzprodukte können hohe Emissionen von VOCs aufweisen, so dass die Anforderungen z. B. des AgBB-Schemas nicht zwangsläufig eingehalten werden. Insbesondere Kiefernprodukte können erhebliche Konzentrationen v. a. an Terpenen und Aldehyden abgeben (Risholm-Sundman *et al.* 1998, Englund 1999, Larsen *et al.* 2000, Makowski und Ohlmeyer 2006a, Makowski und Ohlmeyer 2006b), während Buchen- und andere Laubholzprodukte relevante Mengen an Essigsäure emittieren können (Risholm-Sundman *et al.* 1998). Kiefer ist neben Fichte die bedeutendste Nadelholzart in Deutschland bzw. Mitteleuropa und wird für Bauprodukte sowie für Möbel eingesetzt. Ein Ersatz durch andere Holzarten ist insbesondere für Holzwerkstoffe wie Oriented Strand Boards (OSB) und Konstruktionsvollholz unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nicht durchführbar. Buche ist neben Eiche das wichtigste heimische Laubholz und wird vielfältig im Innenbereich eingesetzt, zum Beispiel für Bodenbeläge und Möbel. Kiefer und Buche machen jeweils rund 20 % der in Deutschland eingeschlagenen Holzmenge mit ca. 10 Mio m³ bzw. 9,3 Mio m³, jeweils ohne Rinde, aus (BMELV 2010a).

Produktemissionen werden in der Regel durch Kammerprüfungen bestimmt. Beispielsweise wird im Rahmen des AgBB-Schemas nach ISO 16000-9 (2008) vorgegangen, dabei wird mit einer Temperatur von 23 °C und einer relativen Luftfeuchte von 50 % geprüft, weil diese Werte durchschnittlich in Wohnräumen Mitteleuropas vorkommen. In der Praxis können jedoch davon deutlich abweichende Umgebungsbedingungen herrschen, hervorgerufen z. B. durch starke Erwärmung bei Sonneneinstrahlung oder Fußbodenheizung oder niedrige relative Luftfeuchten während der Heizperiode. Nach Jann *et al.* (1999) liegt in modernen Gebäuden in der Regel der Luftwechsel unter 1 h⁻¹, und die Raumbeladungen (Fläche der Bauprodukte oder Einrichtungsgegenstände bezogen auf das Raum- bzw. Prüfkammervolumen) sind häufig größer als 1 m² m⁻³. Beide Werte werden aber in dieser Höhe oft für Prüfkammeruntersuchungen zugrunde gelegt. Die in der Norm vorgegebene Luftgeschwindigkeit von 0,1 bis 0,3 m s⁻¹ an den Prüfteiloberflächen ist in realen Umge-

bungen oftmals deutlich geringer, Messungen von Zhang and Haghighat (1997) in kanadischen Wohnräumen ergaben einen Medianwert von $0,05 \text{ m s}^{-1}$.

Es ist bekannt, dass die Prüf- bzw. Umgebungsbedingungen einen deutlichen Einfluss auf Höhe und Zusammensetzung von Produktmissionen haben, und dass auch aus diesen Gründen nicht unmittelbar von normgerechten Prüfkammerergebnissen auf die zu erwartenden Emissionen der betreffenden Produkte in realen Räumen geschlossen werden kann (Jann *et al.* 1999). Der Einfluss variierter Prüfparameter auf die Emissionen wurde bereits für unterschiedliche Bauprodukte beschrieben, jedoch nur vereinzelt und in geringem Umfang für Holzprodukte. Daher stellt eine systematische Untersuchung des Einflusses verschiedener Temperaturen, relativer Luftfeuchten, Luftgeschwindigkeiten, Beladungsgrade und Luftwechselraten bzw. verschiedener Kombinationen dieser Prüfparameter einen wichtigen Schritt in Richtung der Vervollständigung des Wissens über Emissionen aus Holzprodukten dar.

Die Freisetzung flüchtiger Substanzen aus Holz oder anderen Materialien ist u. a. durch Diffusion und Sorption, die zusammenfassend als Transporteigenschaften bezeichnet werden können, bestimmt. Mittels Versuchen, bei denen flüchtige Substanzen kontrolliert durch Vollholz oder Holzwerkstoffe diffundieren, können Diffusionskoeffizienten berechnet und Sorptionskapazitäten abgeschätzt werden. Beides sind wichtige Materialkenngrößen für die Modellierung von Emissionen, z. B. für die Simulation von Innenraumkonzentrationen. Während Diffusionskoeffizienten Berechnungen über die Geschwindigkeit der Freisetzung von VOCs aus Holzprodukten ermöglichen, können mit der Sorptionskapazität Aussagen über so genannte Senkeneffekte gemacht werden. Als Senkeneffekt wird bezeichnet, wenn freigesetzte VOCs sorptiv an Materialien gebunden werden. Dadurch sinkt einerseits die maximale Raumluftkonzentration dieser VOCs, andererseits werden die gebundenen Substanzen zeitverzögert abgegeben, wodurch sie länger in der Raumluft nachweisbar sind (Meininghaus *et al.* 2000). Sowohl Sorptionskapazitäten als auch Diffusionskoeffizienten wurden bisher nicht für Vollholzprodukte und nur in geringem Umfang für Holzprodukte und ihre spezifischen Emittenten, wie Terpene und Aldehyde, bestimmt.

Durch die Regulierung von Produktmissionen sind Wettbewerbsnachteile von Holz insbesondere gegenüber geringemittierenden mineralischen Konkurrenzmaterialien möglich. Das Projekt soll einen Beitrag dazu leisten, den Rohstoff Holz aus einheimischer, nachhaltiger Produktion auch in Zukunft in möglichst ähnlich großer Breite wie bisher einsetzen zu können.

2 Ziele

Ziel des Forschungsvorhabens ist die Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Prüfbedingungen auf die Höhe und Zusammensetzung von Emissionen aus Kiefern- und Buchenvollholz sowie Oriented Strand Board (OSB) aus Kiefer. Dabei dient die Norm ISO 16000 Teil 9 (2004) als Ausgangsbasis. Variiert werden die Parameter Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftgeschwindigkeit, Beladungsgrad und Luftwechselrate in Anlehnung an Werte, die in realen Innenräumen auftreten können. Daraus sollen Anhaltspunkte abgeleitet werden, inwieweit Ergebnisse aus Prüfkammertests an den genannten Materialien auf Innenräume übertragbar sind und in welcher Weise von Normbedingungen abweichende Umgebungsparameter Emissionen beeinflussen können.

Des Weiteren sollen durch Diffusionsversuche Erkenntnisse über die Diffusion und Sorption holztypischer Emittenten in Vollholz und Holzwerkstoffen gewonnen werden, um das theoretische Verständnis der Freisetzung und insbesondere der Abklinggeschwindigkeit von holztypischen Emissionen zu erweitern.

3 Aufgabenstellung

Arbeitsziele Teil 1)

Probenaufbereitung: Einschnitt, Sortierung, Trocknung und Homogenisierung des Probenmaterials Kiefernvollholz

Durchführung von Produktemissionsmessungen in Prüfkammern unter verschiedenen Bedingungen, Mindestprüfdauer 28 Tage:

- Kiefernvollholz, getrennt nach Kern und Splint; Prüfungen in drei Blöcken:
 1. Variation von Temperatur, relativer Luftfeuchte und Luftgeschwindigkeit über der Probenoberfläche, z. T. Kombination der variierten Parameter
 2. Variation von Beladungsgrad, Luftwechselrate und Luftgeschwindigkeit über der Probenoberfläche, z. T. Kombination der variierten Parameter
 3. Kombination von variiertem Temperatur und variiertem relativer LuftfeuchteSowie als Nebenversuch Emissionsprüfungen an Kiefernspaltholz unter Standardbedingungen mit UV-Bestrahlung.
- Oriented Strand Board (OSB) aus Kiefer:

Variation von Temperatur, relativer Luftfeuchte, Luftwechsel und Beladungsgrad (jeweils einer der genannten Parameter wurde geändert, alle übrigen entsprachen den Standardanforderungen)
- Buchenvollholz:

Variation der Prüfparameter Temperatur, relative Luftfeuchte und Beladungsgrad; Analytik von Essigsäure als Hauptemittent mittels Thermodesorption-Gaschromatographie-Massenspektrometrie (TD-GC-MS) und Ionenchromatographie (IC)

Arbeitsziele Teil 2)

- Konzeption und Aufbau einer Doppelkammer zur Durchführung von Emissionsmessungen an Vollholz und Holzwerkstoffen
- Aufbau einer stabilen, kontinuierlichen Zudosierung ausgewählter flüchtiger Substanzen
- Durchführung von Diffusionsmessungen unter Normklima und variierten Bedingungen

4 Kenntnisstand

Holz besteht neben den Strukturelementen Cellulose, Lignin und Hemicellulose aus einer Vielzahl von Inhaltsstoffen, auch akzessorische Bestandteile genannt. Darunter befinden sich Substanzen, die aufgrund ihres hohen Dampfdrucks unter Umgebungsbedingungen flüchtig sind und damit zu den VOCs zählen. In Kiefernholz dominiert die Substanzklasse der Terpene, genauer die der aus zwei Isopreneinheiten zusammengesetzten Monoterpene ($C_{10}H_{16}$), darunter insbesondere α - und β -Pinen, 3-Caren, Limonen, Myrcen und β -Phellandren (Fengel und Wegener 1989). Außerdem können Aldehyde emittiert werden, bei denen es sich um reaktiv aus der Oxidation von Fettsäuren entstandene Verbindungen handelt. Die Umsetzung von Fettsäuren zu Aldehyden wird durch hohe Temperaturen und andere Bedingungen beschleunigt, die bei der industriellen Holzbearbeitung auftreten. Insbesondere des fettreiche Kiefernholz bzw. dessen Produkte können erhebliche Aldehydmengen abgeben (Makowski *et al.* 2005a). Neben gesättigten Aldehyden wie Hexanal und Pentanal entstehen auch ungesättigte Aldehyde, z. B. 2-Heptenal. Von allen Holzarten können kurzkettige Carbonsäuren freigesetzt werden, dabei handelt es sich in erster Linie um Essigsäure (Risholm-Sundman *et al.* 1998). Unter dem Einfluss von Temperatur und Feuchte, z. B. bei Trocknungsprozessen, werden Acetylgruppen von Hemicellulosen abgespalten, wodurch Essigsäure gebildet wird. Laubhölzer wie z. B. Buche weisen einen relativ hohen Anteil an Hemicellulosen mit vielen Acetylgruppen (Xylan) auf (Fengel und Wegener 1989) und können daher, in Abhängigkeit von den Herstellungsbedingungen, höhere Essigsäuremengen emittieren als Nadelhölzer.

Die quantitative und qualitative Analytik erfolgt für VOCs aus Holzprodukten üblicherweise durch Adsorption der in die Luft abgegebenen Substanzen auf Tenax TA[®], gefolgt von der Überführung durch Thermodesorption (TD) in einen Gaschromatographen gekoppelt mit Massenspektrometer (GC-MS) (DIN ISO 16000-6:2004). TD-GC-MS ermöglicht die Detektion von VOCs aus Holzprodukten in Konzentrationen, wie sie in Prüfkammern bzw. Innenräumen vorliegen. Es ist bekannt, dass die Bestimmung von Essigsäure mittels TD-GC-MS problematisch sein kann; ein etabliertes Verfahren zur Detektion von Essigsäure stellt die Ionenchromatographie dar (Risholm-Sundman *et al.* 1998).

Einfluss unterschiedlicher Umgebungsbedingungen auf die Höhe und Zusammensetzung von Emissionen aus Holzprodukten

Die Bestimmung von Emissionen findet typischerweise in Prüfkammern statt, in die Prüfkörper mit definierter emittierender Fläche eingebracht und über einen bestimmten Zeitraum konstanten und definierten Konditionen ausgesetzt werden. Innerhalb des Prüfzeitraums wird zu vorgegebenen Zeitpunkten ein Teil der Prüfkammerluft entnommen und die enthaltenen flüchtigen Substanzen qualitativ und quantitativ bestimmt. Damit liefert eine Emissionsprüfung Informationen über den zeitlichen Verlauf der Konzentration der freigesetzten Stoffe.

Bedingungen für die Emissionsprüfung von Bauprodukten, Möbeln und Einrichtungsgegenständen gibt ISO 16000 Teil 9 (2008) vor, während die Analytik der Luftproben durch ISO 16000 Teil 6 (2004) definiert wird. Die genannten Normen dienen im vorliegenden Projekt als Arbeitsgrundlage. Demnach sind eine Temperatur und relative Luftfeuchte von 23 °C bzw. 50 % vorgegeben, diese Werte orientieren sich am durchschnittlichen Innenraumklima in gemäßigten Breiten. Die Luftgeschwindigkeit über der Probenoberfläche ist auf 0,1 - 0,3 m s⁻¹ festgesetzt und liegt damit deutlich über Werten, die in realen Innenräumen auftreten und bei rund 0,05 m s⁻¹ liegen (Zhang und Haghighat 1997). Der höhere Normwert ergibt sich aus der Anforderung, dass die Prüfkammerluft idealerweise komplett durchmischt sein sollte. Die Parameter Luftwechselrate n (in h⁻¹), d.h. wie oft pro Stunde die Prüfkammerluft ausgetauscht wird, und Beladungsfaktor L (in m² m⁻³), d. h. der Quotient emittierende Probenoberfläche zu Prüfkammervolumen, werden vom Anwender definiert und gehen als flächenspezifische Luftdurchflussrate q (Quotient n/L in m³ m⁻² h⁻¹) unmittelbar in die Berechnung der flächenspezifischen Emissionsrate als Zielgröße ein.

Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass z. T. ein erheblicher Einfluss der Umgebungsbedingungen auf Höhe und Zusammensetzung der aus Holzprodukten abgegebenen Emissionen besteht. Fechter *et al.* (2006) untersuchten Kindermöbel aus Nadelholzprodukten in einer 12 m³-Prüfkammer. Neben den Standardbedingungen 23 °C und 50 % relativer Luftfeuchte wurden auch bei 17 °C und 28 °C sowie bei 30 % und 80 % relativer Luftfeuchte Emissionsmessungen durchgeführt. Die Raumluftkonzentration von Hexanal stieg proportional sowohl mit der Erhöhung der Prüfkammertemperatur als auch mit Erhöhung der relativen Luftfeuchte in der Kammer. Bei den detektierten Terpenen (α -Pinen, β -Pinen, 3-Caren und Limonen) wurde eine proportional erhöhte Raumluftkonzentration nur bei erhöhter Temperatur gemessen, nicht aber bei erhöhter Luftfeuchte. Fechter *et al.* (2006) führen diese Beobachtung auf die Polarität der betrachteten Substanzen zu-

rück. Demnach interagieren polare Substanzen wie Hexanal mit den polaren Wassermolekülen in der Luft und entweichen daher bei erhöhter Luftfeuchte in größerer Menge aus dem Material als unpolare Substanzen wie z. B. Terpene, auf die die Wassermoleküle in der Luft keine Kräfte ausüben. Huang *et al.* (2006) untersuchten die Adsorption von verschiedenen VOCs (Methanol, Toluol, Isopropylalkohol, Ethylacetat, Cyclohexan) an Dämmplatten aus Cellulose- und Glasfasern bei variierten Luftfeuchten (0 % / 35 % / 75 %). Außer auf Methanol hatte eine Variation der relativen Luftfeuchte keinen Einfluss auf die Höhe der adsorbierten VOCs. Die Adsorption von Methanol verringerte sich deutlich mit erhöhter Luftfeuchte. Die Autoren bringen dies mit der hohen Polarität von Methanol in Verbindung. Methanol interagiert stark mit den Wassermolekülen in der Luft, dadurch werden die Kräfte, mit denen das Methanol auf der Feststoffoberfläche adsorbiert ist, geschwächt.

Für ein UV-härtendes Lacksystem auf BU-furnierter Spanplatte stellten Jann *et al.* (1999) gesetzmäßige Abhängigkeiten der VOC-Prüfkammerkonzentration von Temperatur, relativer Luftfeuchte und Luftwechsel fest. Die Materialsysteme wurden geprüft, nachdem der Lack getrocknet war. Die in den größten Mengen detektierten Substanzen (n-Butylacetat, Cyclohexanon und Benzophenon) entstammten dem Lack und nicht dem Trägermaterial. Ein Vergleich der Prüfkammerkonzentrationen bei 18 °C, 23 °C und 28 °C ergab eine proportionale Erhöhung der n-Butylacetatkonzentration mit steigender Temperatur. Ebenfalls ein proportionaler Anstieg der Prüfkammerkonzentration von n-Butylacetat und Benzophenon wurde bei Erhöhung der relativen Luftfeuchte von 33 % auf 65 % beobachtet. Eine Verringerung des Luftwechsels hatte eine Konzentrationserhöhung zur Folge, wobei in der Regel eine negative, direkte Proportionalität festgestellt wurde. Damit hatte eine Senkung des Luftwechsels auf ein Fünftel eine Konzentrationserhöhung um einen Faktor von rund 5 zur Folge. In Anlehnung an reale Bedingungen in Innenräumen wurden außerdem Emissionsmessungen mit niedriger flächenspezifischer Luftdurchflussrate $q = 0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durchgeführt und mit Messungen bei $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (weitere Prüfbedingungen konstant) verglichen. Nach jeweils gleicher Prüfdauer ergab sich für $q = 0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ gegenüber der Messung mit $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ eine direkte proportionale Erhöhung der Prüfkammerkonzentrationen um den Faktor 5 für n-Butylacetat und Cyclohexanol. Somit blieb der Konzentrationsänderungsfaktor über die Prüfdauer konstant. Eine Ausnahme bildete das schwerflüchtige Benzophenon, das bei gesenktem q deutlich langsamer abklang. Für die Parameterkombination von 28 °C, 50 % relativer Luftfeuchte und einem Luftwechsel von $n = 0 \text{ h}^{-1}$ ergab sich eine knapp 50-fach erhöhte Konzentration von n-Butylacetat gegenüber den Standardbedingungen. Jann *et al.* (1999) weisen darauf hin,

dass dieser Fall in realen Wohnung unwahrscheinlich ist, allerdings liegt in modernen Gebäuden der Luftwechsel unter 1 h^{-1} und die Raumbeladungen sind größer als $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$.

In einem Lagerversuch von Jann *et al.* (1999) wurden die Proben 27 Tage lang unter definierten Bedingungen gelagert, am 28. Tag in die Prüfkammer eingebracht und dort bei $23 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 45 % relativer Luftfeuchte, Luftgeschwindigkeit $0,1 - 0,3 \text{ m s}^{-1}$, und $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ emissionsgeprüft. Material, das bei $28 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 70 % relativer Luftfeuchte und $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ gelagert wurde, wies nur relativ geringe VOC-Emissionen auf, d. h. während der Lagerung konnte eine große Substanzmenge entweichen. Demgegenüber wurde nach einer Lagerung bei $18 \text{ }^{\circ}\text{C}$, 30 % relativer Luftfeuchte und $q = 3,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ eine mehr als doppelt so große VOC-Konzentration ermittelt, d. h. es konnten deutlich weniger Substanzen emittieren. Das untersuchte Material war in beiden Fällen UV-härtender Lack auf BU-furnierter Spanplatte.

Gunnarsen (1997) untersuchte den Einfluss der flächenspezifischen Luftwechselrate auf die Höhe der Emissionen von Nylonteppichboden und Acrylfarbe. Beobachtet wurde, dass in einem Bereich geringer Luftwechselraten die Höhe der Emissionen nahezu proportional mit den Luftwechselraten anstieg. Ab einem bestimmten Level war kein Einfluss mehr zu beobachten, d. h. die Höhe der Emissionen blieb trotz steigender Luftwechselrate gleich. Ähnliche Beobachtungen wurden für abtrocknende Oberflächenbeschichtungen gemacht (Tichenor und Guo 1991). Gunnarsen (1997) zieht die Schlussfolgerung, dass auch für Produkte mit „trockener“ Oberfläche die Emissionen sowohl von Evaporation als auch von Diffusion bestimmt werden. Dabei dominiert die Evaporation die Höhe der Emissionen bei sehr geringen Luftwechselraten, während bei höheren Luftwechselraten die Diffusion zunehmend an Einfluss gewinnt.

Makowski und Ohlmeyer (2006c) ermittelten für Proben von OSB aus Kiefer, die aus derselben industriell gefertigten Platte entnommen und bei $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ mit verschiedenen Beladungen bzw. Luftwechselraten getestet wurden, jeweils nur geringfügig voneinander abweichende Prüfkammerkonzentrationen für Terpene bzw. Aldehyde. Geprüft wurde in einer 23-Liter-Kammer mit einem Beladungsgrad von $3,1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ und einer Luftwechselrate von $3,1 \text{ h}^{-1}$ sowie in einer 1-Kubikmeterkammer mit einem Beladungsgrad von $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$ und einer Luftwechselrate von 1 h^{-1} . Die OSB wurde aus einer Mischung von Kiefernkern- und Kiefernspiltholz hergestellt.

Wolkoff (1998) untersuchte Bauprodukte, u. a. Nylonteppichboden und PVC-Bodenbelag bei variierten Prüfparametern. Die detektierten VOCs decken sich nicht mit Substanzen, die aus Holzprodukten emittieren. Zum Teil wurden erhöhte Konzentrationen von reaktiv

entstehenden VOCs bei erhöhter Luftgeschwindigkeit sowie dem Einsatz von gereinigter, synthetischer Luft im Vergleich zu Stickstoff beobachtet. Der Autor führt dies auf Oxidationsprozesse zurück.

Transport von flüchtigen organischen Substanzen in Holzprodukten

Haghighat und Bellis (1998) beschreiben Emissionen aus Materialien als Resultat von Massentransportprozessen. Zu unterscheiden sind Diffusion im Material, Emissionen von der Materialoberfläche als Folge von Evaporation und Konvektion sowie Adsorptions- und Desorptionsvorgänge. Nach Haghighat *et al.* (2002) ist der Diffusionskoeffizient ein wichtiger Eingangsparameter für die Modellierung von Emissionsverläufen, da für feste Stoffe die Diffusion durch das Material für den Stofftransport entscheidend ist.

In der Literatur werden verschiedene Methoden zur Bestimmung von effektiven Diffusionskoeffizienten (diese beinhalten Evaporations- und Sorptionserscheinungen) beschreiben, u. a. die Zwei-Kammer-Methode bei der zwei gleich aufgebaute Prüfkammern durch eine Materialprobe getrennt werden (Meininghaus und Uhde 2002). Während in einer der beiden Kammern ein kontinuierlicher Luftwechsel mit definierter, zudosierter VOC-Konzentration stattfindet, erfolgt in der anderen Kammer der Luftwechsel mit Reinstluft. Somit stellt sich nach einer gewissen Zeit durch Diffusion der zudosierten Substanz durch die Probe eine Gleichgewichtskonzentration auf der anderen Seite ein. Durch regelmäßige Luftprobenahme wird der Verlauf der Diffusion verfolgt und aus den Daten der Diffusionskoeffizient berechnet. Im Unterscheid zu einseitigen Versuchsaufbauten, bei denen lediglich auf einer Probenseite eine mit der gewählten Substanz gesättigte Atmosphäre ohne Luftwechsel erzeugt wird, sind Vorteile der Zwei-Kammer-Methode, dass die Konzentration der zudosierten Substanz verändert werden kann und im Gleichgewichtszustande Effekte durch Sorption oder Lösung der Substanz in der Materialfeuchte vernachlässigt werden können (Meininghaus und Uhde 2002).

Hansson (2003) untersuchte mit der Zwei-Kammer-Methode Sorption und Diffusion von Toluol in Gipskarton, MDF (8 mm) und Spanplatte (10 mm). Die Umgebungsbedingungen wurden dabei weitgehend konstant gehalten. Folgende effektive Diffusionskoeffizienten D wurden ermittelt:

- Spanplatte $D = 41 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
- MDF $D = 420 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
- Gipskarton $D = 1500 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$

Der Wert für die Spanplatte ist fraglich, da keine stabilen Gleichgewichtsbedingungen vorlagen, weil eine große Menge Toluol in der Platte adsorbiert wurde. Im Gegensatz dazu war die Adsorption von Toluol in MDF und Gipskarton deutlich geringer. Messungen mit der Zwei-Kammer-Methode ergaben Diffusionskoeffizienten für Toluol in MDF von $420 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ bzw. für Spanplatte von $44 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (Haghighat *et al.* 2002). Meininghaus *et al.* (1999) prüften verschiedene Materialien auf ihre Sorptionskapazität gegenüber einer Mischung aus VOCs (u. a. α - und β -Pinen) mittels Zwei-Kammer-Methode. Die untersuchte Spanplatte besaß insgesamt eine geringere Sorptionskapazität als ein Teppichbodenbelag und eine Gipskartonplatte sowie eine größere Sorptionskapazität als ein PVC-Bodenbelag und verschiedene Tapeten. α - und β -Pinen wurden nur in geringem Maße in der Spanplatte sorptiv gebunden. Die Autoren führen die starke Retention bestimmter VOCs auf deren Polarität, die Bildung von Wasserstoffbrücken sowie einen relativ niedrigen Dampfdruck zurück. Meininghaus und Uhde (2002) untersuchten die Diffusion und Sorption eines VOC-Gemisches von chlorierten Substanzen in Gipskartonplatten mithilfe einer bzw. zweier FLECs. Sie weisen darauf hin, dass die Diffusion schnell verläuft, und dass in weiteren Untersuchungen der Einfluss von Luftfeuchte, Temperatur und Luftgeschwindigkeit über dem Material bestimmt werden sollte. Insbesondere den Einfluss der Luftfeuchte schätzen die Autoren hoch ein, da Kondensation von Wasser in den Poren des Materials zur Lösung von VOCs führen kann und Orte, an denen VOCs sorptiv gebunden sind, von Wassermolekülen besetzt werden können und damit nicht mehr für VOCs verfügbar sind.

Insgesamt ist festzustellen, dass für Holzprodukte und insbesondere für Vollholz eine systematische und umfassende Untersuchung des Einflusses der Prüfbedingungen auf die VOC-Emissionen sowie die Ermittlung der Transporteigenschaften von VOC bisher nicht durchgeführt wurde. Da sich das Spektrum der VOCs aus Holzprodukten nur sehr bedingt mit dem anderer Produkte deckt, die im Bau- und Innenbereich eingesetzt werden, und Holz zudem stark porös, anisotrop sowie hygroskopisch ist, kann von anderen Materialien nicht oder nur bedingt auf Holzprodukte geschlossen werden.

5 Ergebnisse Teil 1

5.1 Probenmaterial

Einschnitt, Sortierung, technische Trocknung und Homogenisierung des Probenmaterials Kiefer

Der Gehalt an Terpenen und Fettsäuren kann zwischen einzelnen Bäumen, auch desselben Standorts, erheblich schwanken, was sowohl auf genetische als auch auf umweltbezogene Einflüsse zurückzuführen ist (Hiltunen *et al.* 1975, Piispanen und Saranpää 2002). Zudem sind bei Kiefer Kern- und Splintholz von großen Unterschieden sowohl in der Menge als auch der Zusammensetzung der Inhaltstoffe geprägt (Ekman und Holmbom 2000), was eine getrennte Prüfung erforderlich macht. Hinsichtlich des Terpengehalts treten zudem in der Längsachse des Stammes deutliche Unterschiede auf (Back und Ekman 2000b). Außerdem bestimmen Parameter der Verarbeitung wie Lagerdauer der Stämme oder Trocknungstemperaturen die Höhe und Zusammensetzung der Emissionen der fertigen Produkte (Larsen *et al.* 2000). Im vorliegenden Projekt war es daher notwendig, möglichst homogenes Probenmaterial bereitzustellen. Dadurch sollte gesichert sein, dass Einflüsse auf die Emissionen, die durch variierte Prüfparameter hervorgerufen wurden, nicht durch probeneigene Einflüsse, wie z. B. unterschiedliche Terpengehalte, überlagert werden. Dieser Anforderung wurde durch verschiedene Maßnahmen nachgekommen. Zunächst wurde für jeden Versuchsteil ausschließlich Material von jeweils einem Stamm verwendet. Daraus ergibt sich eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Ergebnisse nur innerhalb eines Versuchsteils bzw. die Referenzmessungen unter Standardbedingungen mussten für jeden Versuchsteil gesondert durchgeführt werden. Wünschenswert wäre die Verwendung von Material eines einzigen Stamms für alle Versuchsteile. Dies ist jedoch durch die erforderliche Materialmenge nicht machbar.

Der Einschnitt der Stämme wurde beaufsichtigt, um die Zuordnung der anfallenden Bretter zum jeweiligen Stamm sowie die Lage der Bretter hinsichtlich Stammfuß oder -zopf zu dokumentieren. Es wurden ausschließlich Stämme verwendet, deren Einschlag nur wenige Wochen zurücklag. Der Einschnitt wurde im Frühjahr bei niedrigen Temperaturen durchgeführt. Das Einschnittmuster wurde so gewählt, dass alle Brettflächen eine tangentielle Orientierung aufwiesen, um Unterschiede in der Permeabilität zwischen verschiedenen Prüfkörpern mit möglichen Effekten auf die Emissionen auszuschließen. Die technische Trocknung erfolgte nach einem Standardprogramm in der institutseigenen Trockenkammer (Frischlufte-Ablufttrocknung, Maximaltemperatur 65 °C, Holzfeuchte nach

Trocknung für Kern 12 %, für Splint 10 %), dabei wurden alle Probenbretter in derselben Charge getrocknet. Unmittelbar nach Abschluss der Trocknung wurden die Probenbretter bei -20 °C tiefgefroren. Die Aufarbeitung zu Proben erfolgte jeweils für einen Versuchsteil. Die Proben wurden bis zur Emissionsprüfung bei -20 °C gelagert. Durch die Tiefkühl Lagerung kann ein Entweichen bzw. ein Abbau der Inhaltstoffe weitgehend unterbunden bzw. verlangsamt werden. Die Probenbretter wurden in kleine Abschnitte (2 cm x 10 cm x Brettdicke von 25 mm) unterteilt (siehe Abbildung 1), dabei wurden Äste, Harzgallen und Risse entfernt. Ferner kam kein Material aus unmittelbarer Nähe (ca. 20 cm) der Kopfenenden der Bretter zur Verwendung. Es wurden 18 Abschnitte zu einer Probe (für Standardbeladungsgrad der Prüfkammer) kombiniert, wobei die Kombination derart erfolgte, dass je Probe anteilig die gleiche Anzahl von Stücken aus dem oberen, mittleren und unteren Stammbereich enthalten war. Die Kanten der einzelnen Stücke wurden mit niedrig emittierendem, selbstklebendem Aluminiumband versiegelt, um ausschließlich Emissionen aus den Flächen zuzulassen. Die Stücke wurden mit Draht zusammen gebunden, um flächig in die Prüfkammern eingebracht werden zu können (siehe Abbildung 2).



Abbildung 1: Abschnitte aus Probebrettern zur Herstellung homogener Proben



Abbildung 2: Aus 18 Abschnitten zusammengesetzte Probe für einen Emissionstest

Im Ergebnis zeigten sowohl die bei Standardparametern als auch die bei variierten Bedingungen durchgeführten Doppelbestimmungen nur geringe Abweichungen in der Höhe der Terpen- und Aldehydemissionen. Daraus kann geschlossen werden, dass durch die Probenzusammenstellung eine hinreichende Homogenisierung des Materials erzielt wurde. Zu beachten ist der erhebliche Aufwand, der mit der Probenaufarbeitung einhergeht.

Probenmaterial OSB aus Kiefer

Als Probenmaterial kamen zwei Verlegeplatten OSB 3 aus Kiefer mit den Abmessungen Länge x Breite x Dicke = 160 x 63 x 22 cm³ zur Verwendung. Beide Platten wurden im Baumarkt erworben und jeweils aus der Mitte des Stapels entnommen. Alle Proben einer Versuchsserie wurden aus jeweils derselben Platte entnommen, wobei die Plattenränder verworfen wurden. Die Kanten der Proben wurden mit selbstklebender Aluminiumfolie abgeklebt, um Emissionen ausschließlich aus der Fläche zu erhalten. Die emittierende Fläche betrug je Probe insgesamt ca. 720 cm².

Probenmaterial Buche

Verwendet wurde Material von einer ca. 3 Jahre lang in einem ungeheizten Raum gelagerten Buchenbohle mit einer Feuchte von 12 %. Das Holz wurde in Stücke von Länge x

Breite x Dicke = 200 x 25 x 60 mm³ zugerichtet, wobei jeweils 3 Stücke zu einer Emissionsprobe (für Standardbeladungsgrad mit ca. 720 cm² emittierender Fläche) zusammengefasst wurden. Dabei wurden systematisch Stücke aus verschiedenen Positionen in der Bohle zusammengestellt, um homogene Proben zu erhalten. Material unmittelbar vom Kopfe wurde verworfen. Inhomogenitäten in der Verteilung der Essigsäure innerhalb der Bohle können insbesondere bedingt sein durch die Feuchtebewegung während der technischen Trocknung. Die Probenkanten wurden mit selbstklebender Aluminiumfolie versiegelt um eine Substanzfreisetzung ausschließlich aus den Flächen zu ermöglichen.

5.2 Durchführung der Emissionsmessungen

Alle im Projektteil 1 durchgeführten Emissionsmessungen erfolgten in Prüfkammern aus Glasexsikkatoren mit einem Volumen von 23,5 Litern. Die Prüfungen fanden auf Grundlage von ISO 16 000 Teil 9 (2008) statt. Standardbedingungen waren demnach eine Temperatur von 23 °C, eine relative Luftfeuchte von 50 % und eine Luftgeschwindigkeit nahe der Probenoberfläche von 0,1 - 0,3 m s⁻². Die Standardbeladung betrug rund 720 cm² emittierende Fläche, d. h. der Beladungsgrad der Kammer betrug 3,1 m² m⁻³; der Luftaustausch mit hochreiner synthetischer Luft in der Prüfkammer erfolgte 3,1 mal pro Stunde. Daraus ergab sich eine standardmäßige flächenspezifische Luftwechselrate von 1 m³ m⁻² h⁻¹. Als Parametervariationen wurden Temperaturen von 15 °C bzw. 30 °C (siehe Abbildung 3: beheizte Prüfkammer in Einhausung) und relative Luftfeuchten von 25 % bzw. 75 % gewählt. Dabei handelt es um Grenzbereiche der in Innenräumen auftretenden Bedingungen (Salthammer *et al.* 1995), es sollte jedoch sichergestellt sein, dass deutliche Effekte erzielt werden. Die Luftgeschwindigkeit wurde mit 0,05 m s⁻² gegenüber 0,1 bis 0,3 m s⁻² nach DIN EN ISO 16 000 Teil 9 (2008) gesenkt und damit an Verhältnisse in realen Räumen angepasst (Zhang und Haghighat 1997). Neben dem als Standard verwendeten Wert von 3,1 h⁻¹ (n-Std) kamen folgende Luftwechselraten zur Verwendung: 4,6 h⁻¹ (n-hoch) oder 0,46 h⁻¹ (n-niedrig). Diese Werte ergaben sich einerseits aus der Forderung, vom Standardwert deutlich verschiedene Luftwechselraten zu realisieren, andererseits bestanden Beschränkungen durch die zur Verfügung stehende Ausstattung. Als Beladungsgrade wurden neben dem Standardbeladungsgrad von 3,1 m² m⁻³ (L-Std) ein hoher Beladungsgrad von 4,6 m² m⁻³ (L-hoch) sowie ein niedriger Beladungsgrad von 0,46 m² m⁻³ (L-niedrig) verwendet.



Abbildung 3: Prüfkammer mit Heizband und (teilweise geöffnet) Einhausung

Die Mindestprüfdauer betrug 28 Tage, wobei die Luftprobenahme nach einem und drei Tagen nach Probeneinbringung und im weiteren Verlauf wöchentlich erfolgte. Die Be-
probung erfolgte nach ISO 16 000 Teil 6 (2004) mittels einer Pumpe und mit dem Adsor-
bens Tenax TA[®] gefüllten Röhrchen. Das jeweilige Probenahmenvolumen betrug 0,1 bis
maximal 8 Liter Prüfkammerluft. Die mit Tenax TA gefüllten Röhrchen wurden vor jeder
Luftprobenahme thermisch gereinigt und mit 200 ng deuterisiertem Toluol als internem
Standard beaufschlagt. Zur Identifizierung und Quantifizierung der in der Probenluft ent-
haltenen VOCs wurde das beprobte Tenax TA thermisch desorbiert (TD) und die Sub-
stanzen über eine Kryofokussiereinheit in einen Gaschromatographen (GC), gekoppelt mit
einem Massenspektrometer (MS), überführt. Als Säule wurde eine DB-1701 (30 m Länge,
0,25 mm Innendurchmesser und 0,25 µm Filmdicke, Agilent) verwendet und als Träger-
gas Helium 5.0.

Für die Analyse der Emissionsproben von Kiefernvollholz in Teil 5.3.1 und 5.3.2 wurde
eine Thermodesorptionsheinheit (TD3) und ein Kaltaufgabesystem (KAS 3) der Fa. Gers-
tel, ein GC der Fa. Agilent (6895) und ein MS der Fa. Agilent 5973N (inert) verwendet.
Folgende Parameter kamen zur Anwendung: Thermodesorption: 280 °C über 10 Minuten

gehalten; KAS 3: 3 Minuten Adsorption bei -30 °C; GC Ofenprogramm: 40 °C für 4 Minuten gehalten, mit 6 °C min⁻¹ auf 90 °C und mit 8 °C min⁻¹ auf 200 °C, Halten von 280 °C über 5 Minuten; MS: 2,2 (3,8) Scans s⁻¹ (28 - 400 amu). Für die Analysen der Emissionsproben von Kiefernvollholz Teil 5.3.3 sowie von Kiefern-OSB und Buche wurden mit einer Thermodesorptions- und Kryofokussiereinheit der Fa. Markes International (Unity 2), einem GC der Fa. Agilent (7890 A) und einem MS der Fa. Agilent (5975 C) durchgeführt. Die Parameter waren für die Thermodesorption 280 °C für 7 Minuten, Kryofokussierung bei 15 °C; Ofenprogramm GC: s. o.; MS: 5 Scans s⁻¹ (22-300 amu).

Grundlage der Quantifizierung war eine Fünfpunkt-Kalibrierung unter Verwendung von Reinsubstanzen und dem bei allen Messungen verwendeten internen Standard zur Berechnung relativer Responsefaktoren. Zur Quantifizierung von Verbindungen ohne Standardsubstanz wurde der relative Responsefaktor einer ähnlichen Verbindung verwendet.

Die Angabe der Substanzkonzentrationen in Prüfkammerluft erfolgt in µg m⁻³. Zur kompakten Darstellung der Ergebnisse werden die je Prüftag detektierten Konzentrationen nach den beiden wichtigsten Substanzklassen, d. h. Terpenen und Aldehyden zusammengefasst. Aus der Addition aller Einzelkonzentrationen einer Messung berechnet sich ein Summenwert, der im Folgenden als Gesamt-VOC-Wert bezeichnet wird. Gegebenenfalls detektierte Essigsäurekonzentrationen sind im Falle der Emissionsmessungen an Kiefernvollholz im Gesamt-VOC-Wert nicht enthalten, da Essigsäure mittels TD-GC-MS mit der Gerätekombination Gerstel-Agilent nicht zufriedenstellend quantifiziert werden konnte. Mit der Gerätekombination Markes-Agilent war hingegen die Quantifizierung von Essigsäure möglich. Da bekannt ist, dass die gaschromatographische Bestimmung von Essigsäure problematisch sein kann (Risholm-Sundman *et al.* 1998) wurden für die Emissionsprüfungen an Buche, bei denen Essigsäure der Hauptemittent ist, parallel Messungen mit Ionenchromatographie (IC) durchgeführt, um einen Vergleich der Methoden zu ermöglichen. Für die Detektion von Essigsäure wurden je Probenahme 24 L Prüfkammerluft durch 6 ml 0,001 molare NaOH geleitet. Zur Analyse wurde ein IC mit elektrolytischer Suppression und konduktivem Detektor verwendet (Dionex ICS-2000 mit ASRS 300). Als Säule kam eine IonPac AS11-HC (Dionex, 2x250 mm) mit Vorsäule (IonPac AG211, 2 x 50 mm, Dionex) und KOH als Eluent zum Einsatz. Die Flussrate betrug 0,38 ml min⁻¹ bei 30 °C. Folgendes Gradientenprogramm wurde angewendet: 1 mmol L⁻¹ für 5 min gehalten, Anstieg auf 5 mmol L⁻¹ in 8 min, Anstieg auf 70 mmol L⁻¹ in 7 min gehalten für 23,9 min, Abfall auf 1 mmol L⁻¹ in 0,1 min, gehalten für 6,5 min. Zur Quantifizierung wurde eine Mehrpunktkalibrierung mit Standardlösungen verwendet.

Zum Vergleich des Einflusses der variierten Parameter auf die Emissionen wurden neben der graphischen Darstellung der Prüfkammerkonzentrationen über die Prüfdauer auch Konzentrationsänderungsfaktoren nach Jann *et al.* (1999) ermittelt. Die Faktoren bestimmen sich je Prüftag nach der folgenden Formel:

$$Faktor = \frac{C_{variierterTest}}{C_{Standardtest}}$$

wobei die Prüfkammerkonzentrationen C in $\mu\text{g m}^{-3}$ angegeben sind.

Im Fall von Doppelbestimmungen wurde für die Bildung der Faktoren mit dem Mittelwert gerechnet. Um die Abweichung zwischen Doppelbestimmungen zu beurteilen, wurden ebenfalls je Prüftag Faktoren bestimmt:

$$Faktor_{Doppelbestimmung} = \frac{C_{Test1}}{C_{Test2}}$$

wobei die Prüfkammerkonzentrationen C in $\mu\text{g m}^{-3}$ angegeben sind.

5.3 Produktemissionsmessungen an Kiefernvollholz

Neben den Tests bei Standardwerten wurde bei einer Temperatur von 15 °C bzw. 30 °C, bei relativen Luftfeuchten von 25 % bzw. 75 % oder bei niedriger Luftgeschwindigkeit von 0,05 m s⁻² emissionsgetestet. Es wurde jeweils nur ein Parameter abgeändert, während die übrigen Einstellungen der Standardvorgaben entsprachen. Außerdem wurde bei Kombination von variiertem Temperatur oder relativer Luftfeuchte mit verringerter Luftgeschwindigkeit emissionsgetestet, auch hier blieben die übrigen Parameter unverändert. Ferner wurden Nebenversuche bei Standardparametern und Bestrahlung mit UV-Licht durchgeführt.

5.3.1 Variation von Temperatur, relativer Luftfeuchte und Luftgeschwindigkeit

Terpenemissionen des Kernholzes

Abbildung 4 zeigt die Terpenemissionen der Kernholzproben, die bei 15 °C bzw. 30 °C, bei niedriger Luftgeschwindigkeit bzw. einer Kombination dieser Parameter getestet wurden. In Abbildung 5 sind die Kernholzterpenemissionen dargestellt, die bei 25 % bzw. 75 % relativer Luftfeuchte, bei niedriger Luftgeschwindigkeit sowie unter Kombination dieser Bedingungen geprüft wurden. Die Terpenemissionen der beiden unter Standardbe-

dingungen getesteten Kernproben sind als Mittelwerte zum Vergleich ebenfalls in beiden Abbildungen dargestellt.

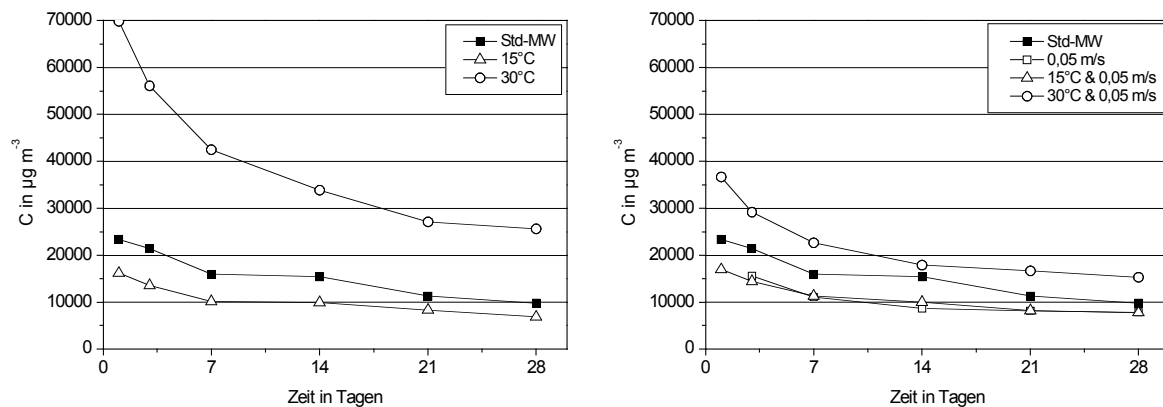


Abbildung 4: Terpenemissionen von Kernholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)

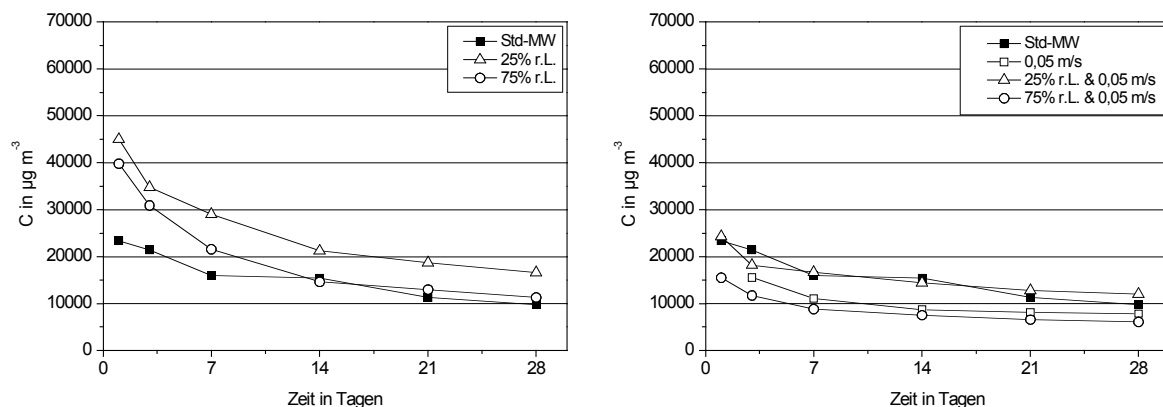


Abbildung 5: Terpenemissionen von Kernholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)

Die Konzentrationen der unter Standardbedingungen freigesetzten Terpene waren sehr hoch mit im Mittel $23400 \mu\text{g m}^{-3}$ an Prüftag 1. In anderen Untersuchungen wurden zu Prüfbeginn Terpenemissionsraten von maximal $12210 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Englund 1999) bzw. rund $10000 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Larsen *et al.* 2000) für überwiegend aus Kernholz bestehenden Proben ermittelt. Damit lagen die Ergebnisse der Kernproben aus der vorliegenden Studie über diesen Literaturwerten, es muss jedoch berücksichtigt werden, dass das eigene Probenmaterial aus reinem Kernholz bestand und die zeitlichen Abstände zwischen Einschlag, Einschnitt und Trocknung sehr kurz waren. Zudem wurde das Material unmittelbar

nach der Trocknung bis zur Aufarbeitung und nach der Aufarbeitung bis zur Durchführung der Emissionstests bei -20 °C konserviert, um die Freisetzung von Terpenen soweit wie möglich zu unterbinden. In beiden Literaturstellen werden keine Angaben zum Probenalter gemacht.

Tabelle 1 zeigt die Faktoren zum Vergleich der unter verschiedenen Prüfbedingungen ermittelten Kernholz-Terpenemissionen. Die Faktoren wurden je Prüftag berechnet und sind die Quotienten aus der Kammerkonzentration der variierten Prüfung und dem Mittelwert der Kammerkonzentrationen der Standardprüfungen. Außerdem wurden Quotienten aus den Kammerkonzentrationen der beiden Standardprüfungen berechnet, um ein Maß für die Abweichung der Ergebnisse untereinander zu erhalten. Diese Faktoren lagen zwischen 1,0 bis 1,2. Daraus ergibt sich, dass die von beiden Proben abgegebenen Terpenkonzentrationen vergleichbar groß sind, d. h. durch die Probenzusammenstellung wurde eine hinreichende Homogenisierung des Materials erzielt.

Tabelle 1: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus Kernholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C	30 °C	0,05 m/s	15 °C & 0,05 m/s	30 °C & 0,05 m/s
1	1,2	0,7	3,0	-	0,7	1,6
3	1,2	0,6	2,6	0,7	0,7	1,4
7	1,1	0,6	2,7	0,7	0,7	1,4
14	1,1	0,6	2,2	0,6	0,6	1,2
21	1,0	0,7	2,4	0,7	0,7	1,5
28	1,0	0,7	2,6	0,8	0,8	1,6

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L.	75 % r. L.	0,05 m/s	25 % r. L. & 0,05 m/s	75 % r. L. & 0,05 m/s
1	1,2	1,9	1,7	-	1,0	0,7
3	1,2	1,6	1,4	0,7	0,8	0,5
7	1,1	1,8	1,3	0,7	1,0	0,6
14	1,1	1,4	0,9	0,6	0,9	0,5
21	1,0	1,7	1,1	0,7	1,1	0,6
28	1,0	1,7	1,2	0,8	1,2	0,6

- keine Messung

Im Vergleich zur Prüfung unter Standardbedingungen emittierte die bei 15 °C geprüfte Kernprobe um den Faktor 0,6 bis 0,7 geringere Terpenemissionen, während die bei 30 °C getestete Kernprobe um den Faktor 2,2 bis 3 höhere Terpenemissionen abgab (siehe Abbildung 4, links und Tabelle 1). Bei höheren Temperaturen werden größere Mengen

einer Substanz verflüchtigt als bei niedrigeren Temperaturen, da Dampfdruck und Diffusionskoeffizient von der Temperatur der Substanz abhängen (Zellweger *et al.* 1997, ECA 1997). Jedoch wurden bei 30 °C im Vergleich zu 23 °C deutlich größere Terpenmengen freigesetzt als bei 23 °C im Vergleich zu 15 °C, trotz nahezu gleicher absoluter Temperaturdifferenz. Möglicherweise deutet dies auf einen exponentiellen Zusammenhang zwischen der Temperaturerhöhung und der Freisetzung von Terpenen ab (vgl. Fechter *et al.* 2006).

Die bei einer Luftgeschwindigkeit von $0,05 \text{ m s}^{-1}$ und bei einer Kombination von 15 °C und $0,05 \text{ m s}^{-1}$ geprüften Proben wiesen gleich hohe Terpenemissionen auf, die wie diejenigen der 15 °C-Probe mit Faktoren von 0,6 bis 0,8 unter den Terpenemissionen der Standardprüfung lagen (Abbildung 4, rechts und Tabelle 1). Damit ergaben sich für Kernholz gleiche Resultate in der Höhe der Terpenemissionen, unabhängig davon, ob bei 15 °C oder $0,05 \text{ m s}^{-1}$ bzw. einer Kombination beider Parameter getestet wurde. Die bei 30 °C und $0,05 \text{ m s}^{-1}$ getestete Kernprobe gab um den Faktor 1,2 bis 1,6 höhere Terpenkonzentrationen im Vergleich zur Standardprobe ab. Die absolute Höhe der Emissionen lag um rund die Hälfte niedriger als bei der mit 30 °C geprüften Kernprobe. Es ergab sich ein emissionsenkender Effekt durch geringe Luftgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Temperatur: Bei einer Luftgeschwindigkeit von $0,05 \text{ m s}^{-1}$ und 30 °C wurden nur rund halb so hohe Terpenemissionen wie bei 30 °C und Standardluftgeschwindigkeit ermittelt. Bei 23 °C waren die Terpenemissionen um den Faktor 0,7 niedriger, falls mit geringer Luftgeschwindigkeit statt normaler Luftgeschwindigkeit getestet wurde, und bei 15 °C ergaben sich keine Unterschiede.

Die Emissionsrate eines Materials wird durch Evaporation der flüchtigen Verbindungen von der Materialoberfläche, durch Diffusion der flüchtigen Stoffe aus dem Materialinneren bzw. durch eine Kombination dieser Mechanismen, deren Anteile sich im Prüfverlauf ändern können, bestimmt (Wolkoff 1998). Während evaporationskontrollierte Emissionen mit steigender Luftgeschwindigkeit zunehmen, sind diffusionskontrollierte Emissionen kaum bzw. nicht durch diese Parameter beeinflusst (Knudsen *et al.* 1999, Topp *et al.* 2001, Woolfenden 2009). Insbesondere für poröse Bauprodukte wird angenommen, dass die Emissionen in erster Linie diffusionskontrolliert sind und damit kein bedeutender Einfluss der Luftgeschwindigkeit auf die Konzentration an freigesetzten Verbindungen besteht (Wolkoff 1998, Topp *et al.* 2001, Lee *et al.* 2005). Ein Beispiel für überwiegend evaporationskontrollierte Emissionsquellen sind trocknende Farben. Dabei stellt der Transport durch die Grenzschicht an der Materialoberfläche den begrenzenden Faktor dar; durch

hohe Luftgeschwindigkeiten verringert sich die Dicke der Grenzschicht und der Transport wird beschleunigt (Topp *et al.* 2001). Vermutlich fand die Terpenfreisetzung des untersuchten Kernholzes vorwiegend evaporationskontrolliert war, da ein deutlicher Einfluss der Luftgeschwindigkeit beobachtet wurde. Fechter *et al.* (2006) gehen ebenfalls davon aus, dass die Emissionen von Terpenen aus Nadelhölzern eher evaporations- als diffusionskontrolliert sind, da der Terpengehalt im Vergleich zur Evaporationsrate groß ist und auch im Lauf der Prüfung nicht wesentlich abnimmt.

Sowohl bei 25 % als auch 75 % relativer Luftfeuchte wurden höhere Terpenkonzentrationen als unter Standardbedingungen ermittelt (siehe Abbildung 5, links). Bei 25 % relativer Luftfeuchte waren die Emissionen während der gesamten Prüfdauer um einen Faktor von durchschnittlich 1,7 erhöht. Die bei 75 % relativer Luftfeuchte getestete Probe gab gegenüber Standardbedingungen am ersten Prüftag 1,7 mal mehr Terpene ab, im weiteren Verlauf der Prüfung sank die Höhe der Terpenemissionen jedoch auf das Standardniveau. Ein Einfluss der Luftfeuchte auf die Emissionshöhe wurde für polare Substanzen beobachtet, nicht jedoch für überwiegend unpolare Moleküle wie Terpene. Möglicherweise lagen im Probenmaterial durch versteckte Harzgallen bereits höhere Terpengehalte als in den unter Standardbedingungen getesteten Proben vor.

Die Emissionsprüfungen bei variierten relativen Luftfeuchten in Kombination mit verringerter Luftgeschwindigkeit (siehe Abbildung 5, rechts) zeigten, dass bei 25 % relativer Luftfeuchte und einer Luftgeschwindigkeit von $0,05 \text{ m s}^{-1}$ vergleichbare Terpenkonzentrationen wie unter Standardbedingungen abgegeben wurden. Hingegen setzte die bei 75 % relativer Luftfeuchte und einer Luftgeschwindigkeit von $0,05 \text{ m s}^{-1}$ getestete Probe um den Faktor 0,5 bis 0,7 (siehe Tabelle 21) geringere Terpenemissionen frei. Die Senkung der Emissionen bei verminderter Luftgeschwindigkeit und 75 % relativer Luftfeuchte bestätigt die oben diskutierte Vermutung, dass Terpenemissionen von Kernholz eher evaporationskontrolliert als diffusionskontrolliert ablaufen. Für eine relative Luftfeuchte von 25 % wurde hingegen kein Einfluss der Luftgeschwindigkeit beobachtet.

Terpenemissionen des Splintholzes

Die Terpenemissionen von Splintholzproben bei variierten Temperaturen und in Kombination mit gesenkter Luftgeschwindigkeit sowie bei variierten Luftfeuchten und in Kombination mit gesenkter Luftgeschwindigkeit sind in Abbildung 6 bzw. Abbildung 7 dargestellt.

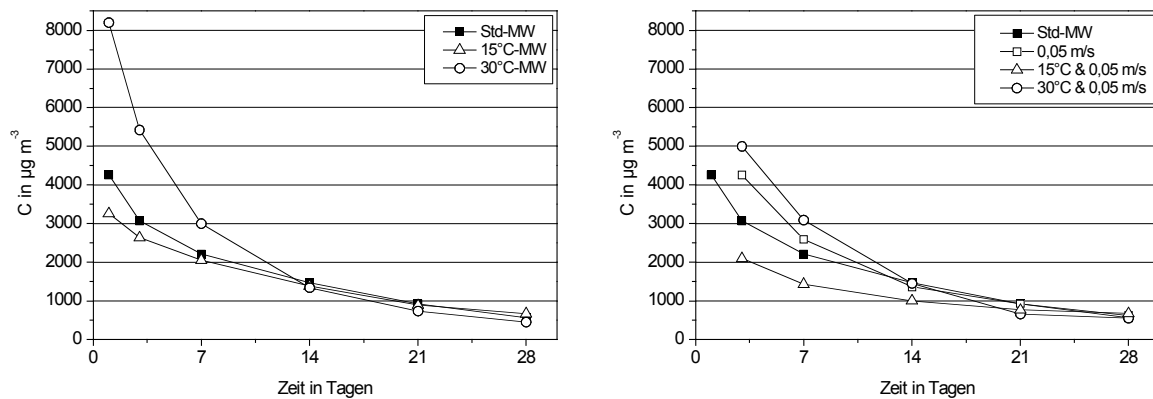


Abbildung 6: Terpenemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)

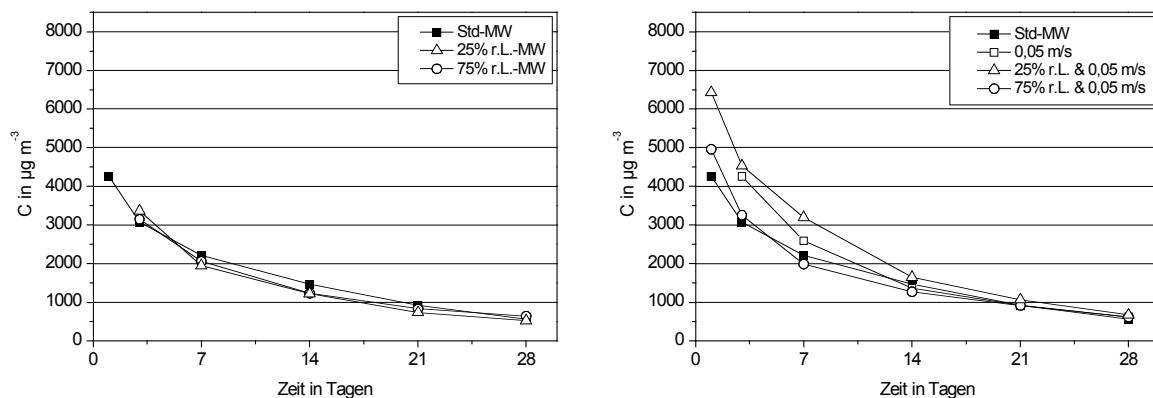


Abbildung 7: Terpenemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)

Die Konzentration der freigesetzten Terpene war bei Splintproben generell um etwa das 10-fache geringer als bei Kernproben, was deutlich den geringen Harzgehalt und den damit einhergehenden geringeren Gehalt an Terpenen von Splint im Vergleich zu Kern widerspiegelt. Die Höhe der Terpenemissionen aus Splint bei Standardbedingungen betrug zu Prüfbeginn rund $4270 \mu\text{g m}^{-3}$ und lag damit in einem vergleichbaren Bereich wie bereits von Larsen *et al.* (2000) für Splintholz ermittelt ($5000 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ zu Prüfbeginn). Ferner klangen die Terpenemissionen des Splintholzes deutlich schneller ab als die des Kernholzes, was möglicherweise mit der höheren Durchlässigkeit zusammenhängt des Splints (Polaczek 1980).

Tabelle 2 zeigt die Faktoren für den Vergleich der unter verschiedenen Prüfbedingungen ermittelten Terpenemissionen aus Splintholz. Der Faktor der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen lag bei 0,9 und 1,0, d. h. die abgegebenen Terpenkonzentrationen der beiden Proben waren nahezu gleich groß. Weitere Doppelbestimmungen, die bei Temperaturen oder relativen Luftfeuchten durchgeführt wurden, die vom Standard abwichen, zeigten untereinander etwas größere Abweichungen mit einem Faktor von maximal 1,4.

Tabelle 2: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C (Doppelb.)	30 °C (Doppelb.)	0,05 m/s	15 °C & 0,05 m/s	30 °C & 0,05 m/s
1	1,0	0,8 (1,2)	1,9 (1,1)	-	-	-
3	1,0	0,9 (1,3)	1,8 (1,3)	1,4	0,7	1,6
7	1,0	0,9 (1,4)	1,4 (1,1)	1,2	0,6	1,4
14	1,0	0,9 (*)	0,9 (1,1)	0,9	0,7	1,0
21	0,9	1,0 (1,2)	0,8 (1,2)	1,0	0,8	0,7
28	1,0	1,2 (1,3)	0,8 (1,2)	1,1	1,2	1,0

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L. (Doppelb.)	75 % r. L. (Doppelb.)	0,05 m/s	25 % r. L. & 0,05 m/s	75 % r. L. & 0,05 m/s
1	1,0	1,1 (*)	1,0 (*)	-	1,5	1,2
3	1,0	1,1 (1,2)	1,0 (1,1)	1,4	1,5	1,1
7	1,0	0,9 (1,1)	0,9 (1,2)	1,2	1,4	0,9
14	1,0	0,8 (1,1)	0,8 (1,1)	0,9	1,1	0,9
21	0,9	0,8 (0,9)	0,9 (1,0)	1,0	1,2	1,0
28	1,0	0,9 (1,1)	1,1 (1,0)	1,1	1,2	1,1

- keine Messung * nur ein Wert vorhanden

Zu Prüfbeginn setzten die bei 30 °C getesteten Splintproben 1,9-fach höhere Terpenkonzentrationen frei als die Standardproben, während die bei 15 °C getesteten Splintproben nur um den Faktor 0,8 geringere Terpenemissionen aufwiesen. Damit hatte die Variation der Temperatur auf Splintproben zu Prüfbeginn den gleichen Effekt wie auf Kernproben, jedoch glich sich im Prüfungsverlauf die Höhe der Terpenemissionen von allen Proben an, so dass ab Tag 14 vergleichbare Konzentrationen freigesetzt wurden (siehe Abbildung 6, links und Tabelle 2). Möglicherweise spielt die höhere Permeabilität des Splints eine Rolle. Die bei einer Kombination von hoher Temperatur und geringer Luftgeschwindigkeit getesteten Proben setzten zu Prüfbeginn 1,6-fach höhere Terpenkonzentra-

tionen frei als die Standardproben, während die bei niedriger Temperatur und geringer Luftgeschwindigkeit geprüften Proben um den Faktor 0,7 niedrigere Terpenemissionen abgaben (siehe Abbildung 6, rechts und Tabelle 2). Damit lagen die absoluten Konzentrationen zu Prüfbeginn geringfügig unter denen der bei 30 °C bzw. 15 °C und Standardluftgeschwindigkeit getesteten Proben. Auch hier glich sich im Prüfungsverlauf die Höhe der Terpenemissionen an die der bei Standardluftgeschwindigkeit getesteten Proben an.

Damit wurde im Gegensatz zu den Kernholzproben auch bei 30 °C kein deutlicher Effekt der verminderten Luftgeschwindigkeit auf Höhe und Verlauf der Terpenemissionen ermittelt. Ein Grund könnte der geringere Terpengehalt von Splint- gegenüber Kernholz sein, der bewirkt, dass die Diffusion der Terpene aus dem Material auch bei hoher Temperatur die Freisetzung limitiert und daher wie von Wolkoff (1998), Knudsen *et al.* 1999, Topp *et al.* (2001) und Lee *et al.* (2005) beschrieben die Luftgeschwindigkeit keinen deutlichen Einfluss auf die Höhe der Emissionen zeigt.

Abbildung 7 (links) stellt die Terpenemissionen von Splintholzproben aus Prüfungen bei 25 % und 75 % relativer Luftfeuchte dar. Die Prüfungen bei variierten relativen Luftfeuchten wurden wiederholt, die aus diesen Doppelbestimmungen errechneten Faktoren betrugen 0,9 bis 1,2 bzw. 1,0 bis 1,2 (siehe Tabelle 2). Damit ergeben sich jeweils vergleichbare Werte, deren Abweichung untereinander nur geringfügig höher liegt als die der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen. Es wurden weder für die bei 25 % noch für die bei 75 % relativer Luftfeuchte getesteten Proben Unterschiede in der Höhe der Terpenkonzentrationen im Vergleich zur Standardprüfung ermittelt. Für die Prüfung von variiert relativer Luftfeuchte in Kombination mit verringerter Luftgeschwindigkeit ergaben sich zu Prüfbeginn zum Teil erhöhte Terpenemissionen gegenüber Standardbedingungen. Nach 14 bis 21 Tagen hatte sich die Höhe der Emissionen aller getesteten Proben den Standardproben angeglichen (Abbildung 7, rechts).

Aldehydemissionen des Kernholzes

Abbildung 8 zeigt die Aldehydemissionen von Kernholzproben, die bei erhöhter bzw. gesenkter Temperatur (links) und bei erhöhter bzw. gesenkter relativer Luftfeuchte (rechts) ermittelt wurden. Zum Vergleich sind die Mittelwerte der bei Standardbedingungen getesteten Proben dargestellt. Bei den Versuchen mit verringerter Luftgeschwindigkeit wurden keine Aldehyde detektiert.

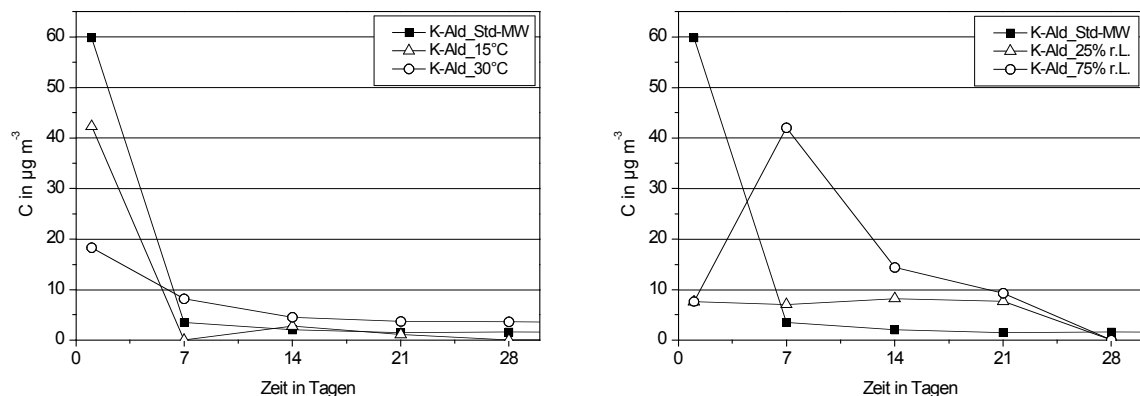


Abbildung 8: Aldehydemissionen von Kernholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. unterschiedlicher relativer Luftfeuchte (rechts)

Im Vergleich mit der Literatur liegen die unter Standardbedingungen detektierten Aldehydkonzentrationen im unteren Bereich. Englund (1999) ermittelte für Kiefernproben mit 65 % Kernanteil $182 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ Aldehyde an Prüftag 3 und $82 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ an Tag 28. Larsen *et al.* (2000) bestimmten für Kiefer mit 84 % Kernanteil $100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ an Tag 4 und unter $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ an Tag 27.

Tabelle 3 zeigt die Faktoren zum Vergleich der bei variierten Prüfbedingungen ermittelten Kernholz-Aldehydemissionen. Als Maß der Abweichung zwischen den beiden bei Standardbedingungen durchgeführten Emissionsprüfungen wurden Faktoren von 1,0 bis 0,7 ermittelt. Damit ist die Abweichung etwas höher als für Terpenemissionen aus den Standarddoppelbestimmungen.

Tabelle 3: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus Kernholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C	30 °C
1	1,0	0,7	0,3
7	0,7	0,8	1,3
14	0,8	0,5	1,8
21	0,7	...	2,4
28	0,7	...	...

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L.	75 % r. L.
1	1,0	0,1	0,1
7	0,7	2,0	12,0
14	0,8	4,1	7,2
21	0,7	5,3	6,3
28	0,7	...	...

keine Messung der Standardproben an Tag 3

... keine Aldehyde detektiert

Nach spätestens 7 Prüftagen waren die von den Kernholzproben abgegebenen Aldehydemissionen auf weniger als $10 \mu\text{g m}^{-3}$ gesunken, unabhängig von den Testbedingungen (siehe Abbildung 8). Eine Ausnahme bildete die unter 75 % relativer Luftfeuchte getestete Probe, deren Aldehydemissionen erst nach 21 Tagen unter $10 \mu\text{g m}^{-3}$ lagen.

Die bei 30 °C geprüfte Probe gab im Prüfungsverlauf um 1,3- bis 2,4-fach höhere Aldehydkonzentrationen ab als die Standardproben (siehe Tabelle 3), was auf eine Erhöhung von Dampfdruck und Diffusionskoeffizient durch Temperaturerhöhung zurückzuführen ist. Entsprechend dazu gab die bei 15 °C getestete Probe geringfügig niedrigere Aldehydemissionen als die Standardprobe ab. Die tendenziell höhere Aldehydabgabe der bei 75 % relativer Luftfeuchte geprüften Kernprobe stimmt mit den Ergebnissen von Fechter *et al.* (2006) überein, die für polare Substanzen erhöhte Emissionen mit Erhöhung der relativen Luftfeuchte beobachteten. Jedoch wurden ebenfalls, wenn auch in geringerem Ausmaß, erhöhte Aldehydkonzentrationen bei einer relativen Luftfeuchte von 25 % festgestellt. Zu beachten ist generell, dass die in Kernholzemissionen detektierten Aldehydkonzentrationen sehr gering sind und daher mit relativ großen Schwankungen behaftet sein können. Bei verringerter Luftgeschwindigkeit wurden im überwiegenden Teil der Luftproben keine Aldehyde gefunden. Möglicherweise wurde durch die geringe Luftgeschwindigkeit die Verfügbarkeit von Luftsauerstoff durch eine dicke Grenzfläche an der Materialoberfläche gemindert und dadurch der oxidative Abbau der Fettsäuren zu Aldehyden gehemmt (vgl. Wolkoff (1998) und Knudsen *et al.* (1999)).

Aldehydemissionen des Splintholzes

In Abbildung 9 sind die Aldehydemissionen von Splintholzproben dargestellt, die bei unterschiedlichen Temperaturen (links) bzw. bei einer Kombination von variierten Temperaturen und verringerter Luftgeschwindigkeit (rechts) detektiert wurden. Abbildung 10 zeigt die Splintholzaldehydemissionen aus Tests unter verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. einer Kombination von unterschiedlichen Luftfeuchten und verringerter Luftgeschwindigkeit (rechts). Zum Vergleich sind die bei Standardbedingungen ermittelten Aldehydemissionen ebenfalls dargestellt.

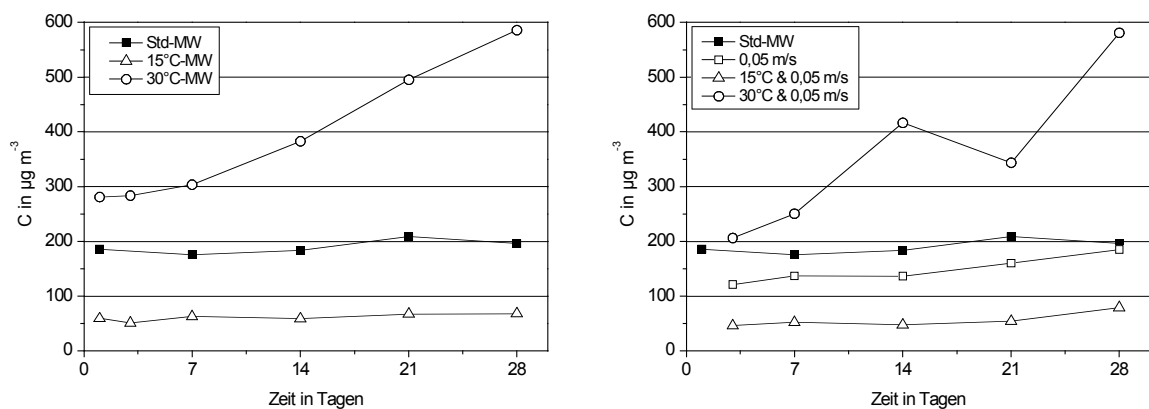


Abbildung 9: Aldehydemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)

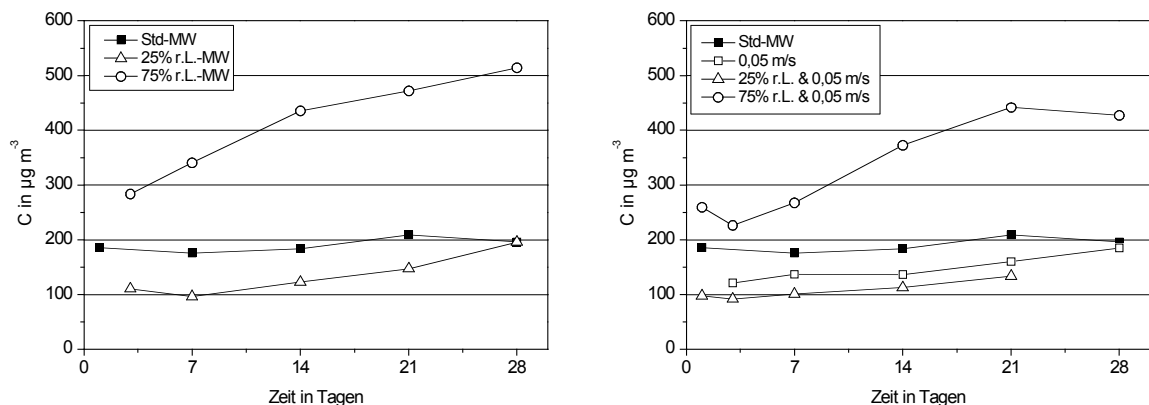


Abbildung 10: Aldehydemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)

Die Aldehydemissionen des unter Standardparametern getesteten Splintholzes sind vergleichbar denen aus der Literatur. Larsen *et al.* (2000) bestimmten für verschiedene Splintholzproben an Prüftag 4 rund $1100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ bis unter $100 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ und an Prüftag 27 maximal $200 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ und minimal weniger als $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Auffällig ist, dass die Proben im Prüfungszeitraum von 28 Tagen stetig steigende Aldehydemissionen aufwiesen. Um den weiteren Verlauf zu untersuchen, wurden einige der Prüfungen über die Dauer von 28 Tagen hinaus fortgesetzt. Die Ergebnisse werden unten dargestellt und diskutiert.

Die Faktoren für den Vergleich der bei variiertem Temperatur, relativer Luftfeuchte und Luftgeschwindigkeit ermittelten Aldehydemissionen aus Splintholz sind in Tabelle 4 aufgeführt. Der Quotient aus den Ergebnissen der beiden Standardprüfungen zeigte mit Faktoren von 1,2 bis 1,5 im Vergleich zu den Doppelbestimmungen für Terpenemissionen unter Standardbedingungen relativ hohe Abweichungen. Die für die Doppelbestimmungen bei 15°C und 30°C ermittelten Faktoren lagen bei 0,9 bis 1,2 bzw. 1,0 bis 1,3. Die Faktoren der Doppelbestimmungen bei 25 % und 75 % relativer Luftfeuchte wiesen mit Werten von 1,1 bis 1,5 vergleichbare Abweichungen auf wie die Doppelbestimmung unter Standardbedingungen.

Die tendenziell höhere Abweichung zwischen Doppelbestimmungen von Aldehydemissionen im Vergleich zu Terpendoppelbestimmungen ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass es sich bei Terpenen um primäre, bei Aldehyden dagegen um sekundäre Emissionen handelt. Während Terpene inherent in Kiefernholz als Inhaltsstoffe vorkommen, werden Aldehyde über mehrere Reaktionsschritte aus Fettsäuren gebildet, so dass es hierbei vermutlich eher zu Abweichungen in der Menge der entstehenden Aldehyde kommen kann.

Tabelle 4: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C (Doppelb.)	30 °C (Doppelb.)	0,05 m/s	15 °C & 0,05 m/s	30 °C & 0,05 m/s
1	1,2	0,3 (1,2)	1,5 (1,0)	-	-	-
7	1,5	0,4 (1,1)	1,7 (1,1)	0,8	0,3	1,4
14	1,4	0,3 (*)	2,1 (1,1)	0,7	0,3	2,3
21	1,3	0,3 (0,9)	2,4 (1,3)	0,8	0,3	1,6
28	1,3	0,3 (0,9)	3,0 (1,3)	0,9	0,4	3,0

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L. (Doppelb.)	75 % r. L. (Doppelb.)	0,05 m/s	25 % r. L. & 0,05 m/s	75 % r. L. & 0,05 m/s
1	1,2	0,5 (*)	1,3 (*)	-	0,5	1,4
7	1,5	0,5 (1,4)	1,9 (1,2)	0,8	0,6	1,5
14	1,4	0,7 (1,1)	2,4 (1,1)	0,7	0,6	2,0
21	1,3	0,7 (1,3)	2,3 (1,5)	0,8	0,6	2,1
28	1,3	1,0 (1,1)	2,6 (1,4)	0,9	#	2,2

keine Messung der Standardproben an Tag 3

* nur ein Wert vorhanden

- keine Messung

Fehlmessung

Die bei Standardbedingungen getesteten Proben setzten relativ konstant rund $200 \mu\text{g m}^{-3}$ Aldehyde frei. Im Vergleich dazu wurden bei 30 °C um den Faktor 1,5 (zu Prüfbeginn) bzw. 3,0 (Tag 28) erhöhte Aldehydemissionen detektiert. Neben einer größeren Freisetzung vorhandener Aldehyde aufgrund höherer Diffusionskoeffizienten ist zudem vermutlich von einer beschleunigten Aldehydbildung durch die erhöhte Temperatur auszugehen (Frankel 1984, Belitz *et al.* 2001, Svedberg *et al.* 2004, Arshadi und Gref 2005, Nielsen *et al.* 2008). Laut Wolkoff (1998) hat eine Temperaturerhöhung generell eine Steigerung von sekundären Emissionen zur Folge. Entsprechend waren die Aldehydemissionen der bei 15 °C geprüften Proben um rund zwei Drittel niedriger als die der Standardproben und zeigten keinen Anstieg über den dargestellten Prüfzeitraum.

Bei niedriger Luftgeschwindigkeit (Abbildung 9, rechts) wurden zunächst geringere Aldehydekonzentrationen als unter Standardbedingungen beobachtet. Jedoch näherte sich bis Prüftag 28 die Emissionshöhe derjenigen bei Standardluftgeschwindigkeit an. Die bei 15 °C und verringerter Luftgeschwindigkeit abgegebenen Aldehydmengen lagen um den Faktor 0,3 unter dem Mittelwert der Standardproben und unterschieden sich damit nicht von denen bei 15 °C und Standardluftgeschwindigkeit freigesetzten Mengen. Bei 30 °C und niedriger Luftgeschwindigkeit wurden zunächst nur geringfügig höhere Aldehydemissionen, an Prüftag 28 jedoch dreifach höhere Aldehydkonzentrationen als bei Stan-

dardbedingungen detektiert, d. h. eine vergleichbare Menge wie für die Prüfung bei 30 °C und Standardluftgeschwindigkeit. Für oxidativ entstehende flüchtige Abbauprodukte aus PVC-Fußbodenbelägen wurde eine erhöhte Freisetzung bei erhöhter Luftgeschwindigkeit beobachtet, was darauf zurückgeführt wurde, dass durch eine höhere Luftgeschwindigkeit die Dicke der Grenzschicht an der Probenoberfläche verringert wird und der dadurch erhöhte Frischluftzutritt den oxidativen Abbau beschleunigt (Wolkoff 1998, Knudsen *et al.* 1999). Im Projekt wurde nur bei Standardtemperatur eine Senkung der Aldehydemissionen durch verminderte Luftgeschwindigkeit beobachtet. Für die Prüfung bei 30 °C ist denkbar, dass der emissionsverstärkende Effekt einer hohen Temperatur die emissionsdämpfende Wirkung der verringerten Luftgeschwindigkeit überlagert.

Abbildung 10 (links) bzw. Tabelle 4 zeigen, dass bei einer relativen Luftfeuchte von 75 % um 1,3-fach höhere (Prüfbeginn) bzw. 2,6-fach höhere (Tag 28) Aldehydemissionen festgestellt wurden als unter Standardbedingungen. Umgekehrt gaben die bei 25 % relativer Luftfeuchte geprüften Proben zu Beginn des Tests nur die Hälfte der von den Standardproben freigesetzten Aldehydemenge ab. Nach 28 Tagen wurden jedoch gleich hohe Aldehydkonzentrationen freigesetzt. Der Effekt der Luftfeuchte beruht mutmaßlich auf einer Wechselwirkung der polaren Wassermoleküle in der Prüfkammerluft mit den ebenfalls polaren Aldehydmolekülen im Holz (Meininghaus und Uhde 2002, Fechter *et al.* 2006, Huang *et al.* 2006, Lin *et al.* 2009).

Bei Tests mit 25 % bzw. 75 % relativer Luftfeuchte in Kombination mit verringerter Luftgeschwindigkeit (siehe Abbildung 10, rechts) wurden prinzipiell gleiche Effekte und ähnliche Konzentrationen wie bei den Tests mit 25 % bzw. 75 % relativer Luftfeuchte und Standardluftgeschwindigkeit beobachtet. Vergleichbar den Prüfungen bei variierten Temperaturen konnte auch bei variierten relativen Luftfeuchten kein deutlicher Einfluss der verminderten Luftgeschwindigkeit festgestellt werden. Möglicherweise dominiert die Wirkung der relativen Luftfeuchte auf die Aldehydemissionen über den Effekt der verringerten Luftgeschwindigkeit.

Langzeituntersuchungen der Aldehydemissionen aus Splintholz

Wie bereits geschildert wurden einige der Splintholzprüfungen über 28 Tage hinaus bis maximal 210 Tagen fortgesetzt, um die steigenden Aldehydemissionen weiter beobachten zu können. Im Fall von Tests bei veränderten Prüfparametern wurden die Messungen kontinuierlich über 28 Tage hinaus verlängert, bei Prüfungen unter Standardbedingungen wurden die Proben aufgrund begrenzter Prüfkammeranzahl nicht durchgängig getestet, sondern in einer Klimakammer zwischengelagert. In der Kammer herrschten Standardparameter hinsichtlich Temperaturen und relativer Luftfeuchte, jedoch eine geringere Luftdurchflussrate und Luftgeschwindigkeit.

Ansteigende bzw. ein Maximum durchlaufende Aldehydemissionen ergeben sich daraus, dass Aldehyde als Abbauprodukte aus den holzeigenen Fettsäuren entstehen. Der Abbau erfolgt als Kettenreaktion und verläuft zunächst langsam. Nach (Back *et al.* 2000) sind Höhe und Zeitpunkt der maximalen Aldehydkonzentration insbesondere abhängig von Fällzeitpunkt, Lagerdauer und -bedingungen sowie den verschiedenen Bearbeitungsschritten. Makowski (2005a) sowie Makowski und Ohlmeyer (2006a, 2006b) konnten für OSB aus Kiefer einen Einfluss von Prozessparametern wie Trocknungstemperatur der Strands, Heißpresstemperatur sowie Presszeitfaktor auf Höhe und Zeitpunkt des Aldehydmaximums zeigen. Für Vollholzprodukte wurde weder in der Literatur noch in eigenen Versuchen bisher eine derartige Entwicklung der Aldehydemissionen gefunden. Vermutliche war bei Start der Emissionsprüfungen das Maximum der Aldehydkonzentrationen bereits überschritten, da in der Regel nicht wie bei der vorliegenden Untersuchung eine unmittelbare Abfolge der einzelnen Prozessschritte ohne Lagerzeiten besteht. Der verwendete Stamm zeichnete sich neben ansteigenden bzw. ein Maximum durchlaufenden Aldehydemissionen auch durch sehr hohe Terpenemissionen aus. Beides weist möglicherweise auf eine sehr kurze Lagerdauer bei geringen Temperaturen nach dem Einschlag hin. Da der Stamm zusammen mit weiteren Stämmen als kommerzielle Ware durch ein Sägewerk erworben wurde, konnten die individuellen Lagerbedingungen und -zeiträume vor dem Transport in das Sägewerk nicht mehr zurückverfolgt werden.

Abbildung 11 zeigt, dass die Aldehydemissionen der bei 30 °C geprüften Probe schneller anstiegen und mit rund 650 µg m⁻³ ein höheres Maximum um den Prüftag 35 erreichten als die anderen Proben. Nach 147 Tagen waren die Emissionen auf 240 µg m⁻³ abgeklungen und lagen damit unter den Aldehydemissionen der Standardproben (Std-1 und Std-2) an Tag 171 (ca. 300 µg m⁻³). Dieser Verlauf bestätigt, dass durch erhöhte Temperatur der oxidative Abbau der Fettsäuren beschleunigt wird (Back *et al.* 2000, Belitz *et al.*

2001) und in erhöhten Aldehydemissionen resultiert (Svedberg et al. 2004, Arshadi und Gref 2005, Nielsen *et al.* 2008). Zudem kann wegen der erhöhten Temperatur von einer erhöhten Flüchtigkeit der vorhandenen Aldehyde ausgegangen werden.

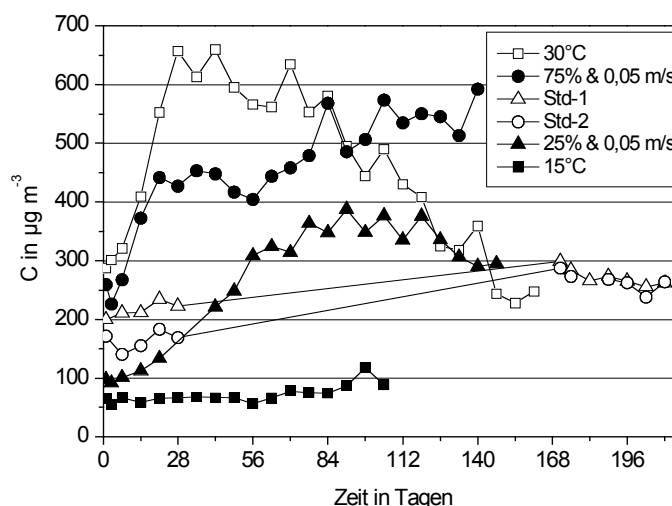


Abbildung 11: Langzeit-Aldehydemissionen von Splintholzproben bei unterschiedlichen Prüfparametern (angegeben sind die jeweils variierten Parameter)

Die bei 75 % relativer Luftfeuchte und $0,05 \text{ m s}^{-1}$ geprüfte Probe zeigte bis 21 Tagen einen ähnlich verlaufenden Anstieg wie die 30 °C-Probe, jedoch stiegen die Aldehydkonzentrationen danach langsamer an, ohne im Messzeitraum wieder abzuklingen. Die höchste freigesetzte Aldehydkonzentration betrug dabei ca. $600 \mu\text{g m}^{-3}$ an Tag 140. Auch Fechter *et al.* (2006) und Lin *et al.* (2009) beobachteten höhere Emissionen von Aldehyden und anderen polaren Verbindungen bei erhöhter relativer Luftfeuchte bzw. eine geringere Abgabe bei niedriger relativer Luftfeuchte. Der Effekt der Luftfeuchte auf die Kammerkonzentration von Aldehyden, Alkoholen, Ketonen und organischen Säuren beruht vermutlich auf deren Polarität und der damit einhergehenden Interaktion mit den ebenfalls polaren Wassermolekülen in der Luft. Unter Prüfbedingungen von 25 % relativer Luftfeuchte in Kombination mit einer Luftgeschwindigkeit von $0,05 \text{ m s}^{-1}$ verlief der Anstieg der Aldehydemissionen schneller als bei den unter Standardbedingungen getesteten Proben, jedoch lag die Ausgangskonzentration mit rund $100 \mu\text{g m}^{-3}$ um die Hälfte niedriger als die der Standardproben. Maximal wurden $380 \mu\text{g m}^{-3}$ Aldehyde an Tag 91 abgegeben, danach sank die Konzentration auf $290 \mu\text{g m}^{-3}$ an Tag 147 (letzter Prüftag). Die niedrigsten Aldehydkonzentrationen setzte die bei 15 °C geprüfte Probe frei. Beobachtet wurden bis

Tag 56 relativ konstante Werte von im Mittel $65 \mu\text{g m}^{-3}$, die im weiteren Verlauf langsam auf $90 \mu\text{g m}^{-3}$ an Tag 105 (letzter Prüftag) anstiegen. Die beiden Standardproben wiesen einen langsamen Anstieg und Abfall der Aldehydemissionen auf, wobei das Maximum aufgrund der zwischenzeitlichen Auslagerung der Proben aus den Prüfkammern nicht beobachtet wurde. Die höchste ermittelte Konzentration lag bei rund $290 \mu\text{g m}^{-3}$ an Tag 171. Im Bereich der Maxima wurden für alle Proben Schwankungen der Aldehydkonzentrationen beobachtet, deren Ursachen nicht klar sind.

Gesamt-VOC-Emissionen von Kern- und Splintholz

Abbildung 12 zeigt die Gesamt-VOC-Emissionen von Kernholz- (links) bzw. Splintholzproben (rechts), die unter Standardbedingungen getestet wurden.

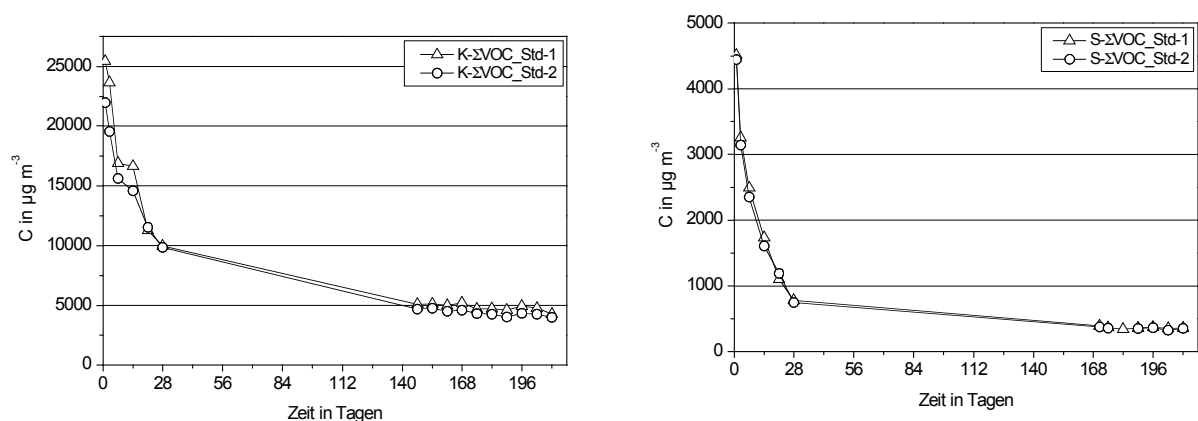


Abbildung 12: Gesamt-VOC-Emissionen der Kernholzproben (links) bzw. Splintholzproben (rechts) bei Standardprüfbedingungen.

Die Zusammensetzung sowohl der Kern- als auch der Splintholzemissionen entsprach im Wesentlichen den Verbindungen, die von Englund (1999) und Larsen *et al.* (2000) in den Emissionen von Kiefernproben detektiert wurden. In den Terpenemissionen von Kern- als auch Splintholz nahmen α -Pinen, 3-Caren und β -Pinen (in dieser Reihenfolge) die größten Anteile ein.

Die Emissionen der Kernholzproben bestanden fast ausnahmslos zu 99 % aus Terpenen, unabhängig von den Prüfbedingungen. Während der Prüfung änderte sich dieser Anteil nicht, woraus sich ein nahezu gleiche Werte für die Summe der detektierten Terpene und

die Gesamt-VOC-Emissionen ergaben. Neben zahlreichen Monoterpenen wurden in den Kernemissionen Sesquiterpene und Terpenoide in deutlich geringeren Mengen gefunden. Ferner wurden Aldehyde (in erster Linie Hexanal) sowie Spuren von Alkoholen, Ketonen und Alkanen detektiert.

Die Splintholzemissionen setzten sich zu Prüfbeginn aus 94 % bis 98 % Terpenen zusammen. Im Unterschied zu den Kernholzproben sank der Terpenanteil der Splintholzemissionen im Verlauf aller Prüfungen und betrug nach 28 Tagen noch 38 % bis 88 %. Demgegenüber stieg der Aldehydanteil von 2 % bis maximal 10 % an Prüftag 1 auf 10 % bis 51 % an Prüftag 28. Dieser Effekt war vor allem auf die im Prüfungsverlauf steigenden Konzentrationen der abgegebenen Aldehyde zurückzuführen. Für alle Splintproben war Hexanal mit einem Anteil an den gesamten Aldehydemissionen (je Prüftag) von rund 75 % bis 85 % der hauptsächlich emittierte Aldehyd. Der Anteil von Pentanal lag bei rund 20 %. In deutlich niedrigeren Konzentrationen wurden weitere Aldehyde freigesetzt: Butanal, Heptanal, Octanal, Nonanal, 2-Heptenal, 2-Hexenal, 2-Octenal, 2-Decenal und 2-Undecenal. Ferner emittierten die Splintproben Alkohole, Alkane, Ketone und Hexansäure.

Da sich für die Splintholzemissionen sowohl die Terpen- als auch die Aldehydanteile im Prüfungsverlauf deutlich veränderten, werden im Folgenden die Gesamt-VOC-Emissionen der Splintholzproben gezeigt. Die Gesamt-VOC-Emissionen der Kernholzproben werden nicht dargestellt, da sie weitgehend den Terpenemissionen entsprachen. In Abbildung 13 und Abbildung 14 sind die Gesamt-VOC-Emissionen aus den Tests bei variierter Temperatur, Luftfeuchte und Luftgeschwindigkeit dargestellt.

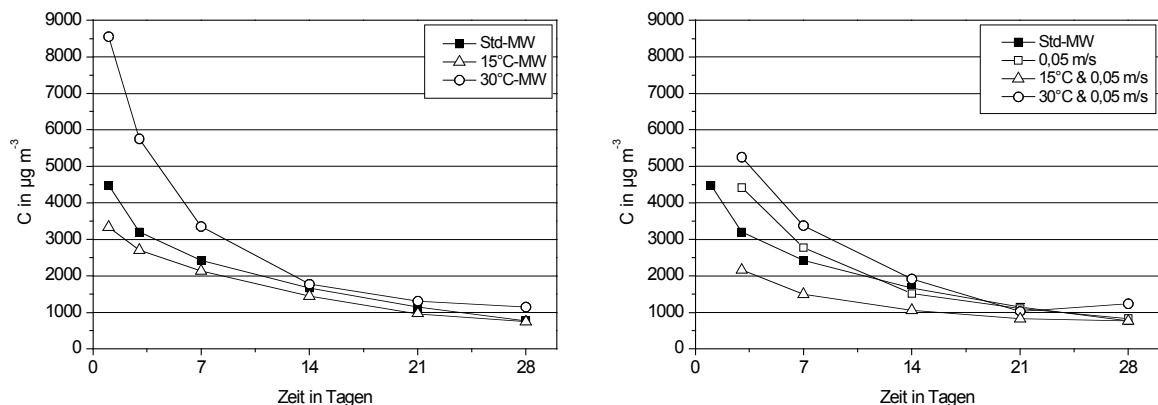


Abbildung 13: Gesamt-VOC-Emissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)

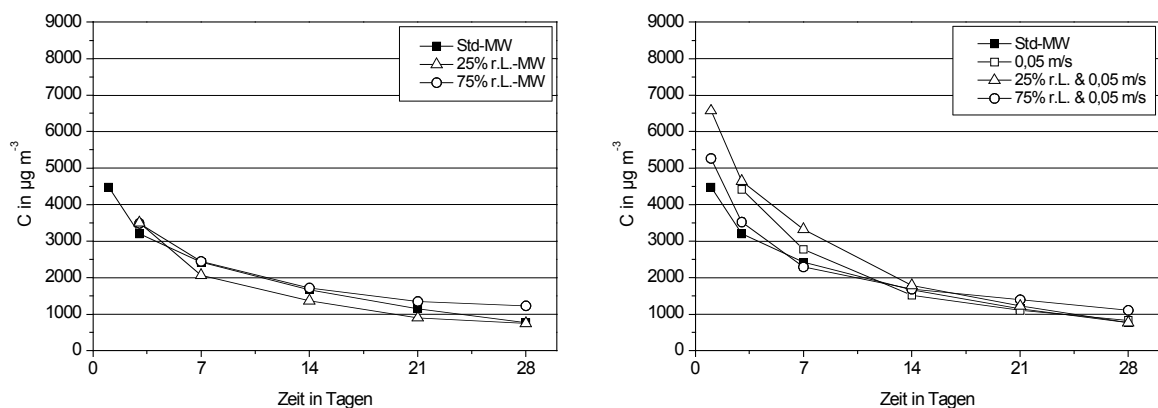


Abbildung 14: Gesamt-VOC-Emissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)

Die Kurven verlaufen vergleichbar denen der Terpenemissionen aus Splint, durch die ansteigenden Aldehydemissionen ergeben sich jedoch höhere absolute Gesamt-VOC-Konzentrationen zum Prüfungssende.

Tabelle 5 zeigt die Faktoren für den Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus Splintholz bei unterschiedlichen Testbedingungen. Die Gesamt-VOC-Emissionen der Splintproben setzen sich hauptsächlich aus Terpen- und Aldehydemissionen zusammen, da jedoch die absolute Höhe der emittierten Terpene die der freigesetzten Aldehyde deutlich übersteigt, ergeben sich in der Summe abklingende Gesamt-VOC-Emissionen und Faktoren, die nur geringfügig von denen der Terpenemissionen abweichen.

Tabelle 5: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C (Doppelb.)	30 °C (Doppelb.)	0,05 m/s	15 °C & 0,05 m/s	30 °C & 0,05 m/s
1	1,0	0,7 (1,2)	1,9 (1,1)	-	-	-
3	1,0	0,8 (1,3)	1,8 (1,2)	1,4	0,7	1,6
7	1,1	0,9 (1,4)	1,4 (1,1)	1,1	0,6	1,4
14	1,1	0,9 (*)	1,1 (1,1)	0,9	0,6	1,1
21	0,9	0,8 (1,2)	1,1 (1,3)	1,0	0,7	0,9
28	1,0	1,0 (1,3)	1,5 (1,3)	1,1	1,0	1,6

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L. (Doppelb.)	75 % r. L. (Doppelb.)	0,05 m/s	25 % r. L. & 0,05 m/s	75 % r. L. & 0,05 m/s
1	1,0	1,1 (*)	1,0 (*)		1,5	1,2
3	1,0	1,1 (1,2)	1,1 (1,1)	1,4	1,5	1,1
7	1,1	0,9 (1,0)	1,0 (1,1)	1,1	1,4	0,9
14	1,1	0,8 (1,1)	1,0 (1,1)	0,9	1,1	1,0
21	0,9	0,8 (0,9)	1,2 (0,9)	1,0	1,1	1,2
28	1,0	1,0 (1,0)	1,6 (0,8)	1,1	1,0	1,4

- keine Messung

* nur ein Wert vorhanden

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass von allen in Teil 5.3.1 getesteten Parametern die Temperatur die Terpenemissionen sowohl von Kern als auch Splint am stärksten beeinflusste. Die relative Luftfeuchte hatte keinen Einfluss auf die Terpenemissionen des Splintholzes, für Kernholz blieb der Einfluss unklar. Die Freisetzung von Terpenemissionen aus Kernholz verlief wahrscheinlich evaporationsdominiert, da die Luftgeschwindigkeit (in Abhängigkeit von der Temperatur) die Höhe der Prüfkammerkonzentration stark beeinflusste. Die Aldehydemissionen der Splintholzproben wurden stark und jeweils in ähnlichem Umfang durch Temperatur und relative Luftfeuchte beeinflusst. Bei hoher Temperatur oder hoher Luftfeuchte wurden erheblich größere Mengen an Aldehyden freigesetzt als bei niedriger Temperatur bzw. relativer Luftfeuchte. Der Effekt der Temperatur beruht neben der Erhöhung von Dampfdruck und Diffusionskoeffizient vermutlich auch auf der beschleunigten Bildung von Aldehyden. Der Einfluss der relativen Luftfeuchte ist mutmaßlich auf Wechselwirkungen zwischen den Wasser- und den Aldehydmolekülen zurückzuführen. Eine Verringerung der Luftgeschwindigkeit führte zu niedrigeren Aldehydemissionen des Splints verglichen mit Standardmessungen. Möglicherweise besteht ein Zusammenhang mit der Zufuhr von Luftsauerstoff auf die Bildung der Aldehyde.

Produktmissionen unter Standardbedingungen und UV-Bestrahlung

An Kiefernspiltholzproben aus der Materialcharge, die für die in 5.3.1 beschriebenen Versuche zur Verwendung kam, wurden Emissionsmessungen unter Standardbedingungen und Bestrahlung mit UV-Licht durchgeführt. Dabei wurden zwei Proben für täglich 12 Stunden jeweils dem Licht einer 26 Watt starken Kompaktleuchtstoffröhre mit hohem UVB-Anteil ausgesetzt. Die Lampe wurde dazu unmittelbar über dem als Prüfkammer dienenden Glasexsikkator angebracht. Die übrigen Prüfparameter entsprachen den Standardbedingungen. Eine einzelne Probe wurde als Referenz unter Normalbedingungen, d. h. unter Standardprüfbedingungen im meistens unbeleuchteten Labor getestet. Die Abbildungen 15, 16 und 17 zeigen die Terpen-, Aldehyd- und Gesamt-VOC-Emissionen der Proben.

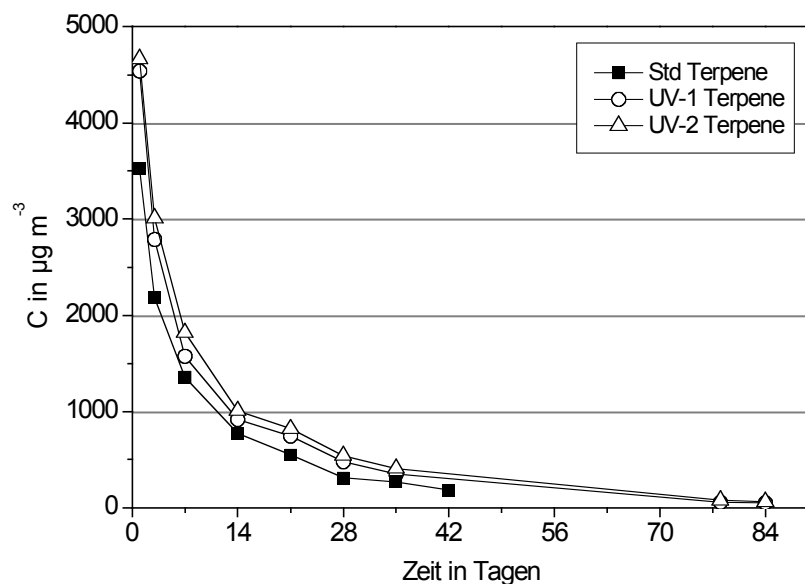


Abbildung 15: Terpenemissionen von Kiefernspiltholz, getestet unter Standardbedingungen sowie bei zusätzlicher UV-Bestrahlung

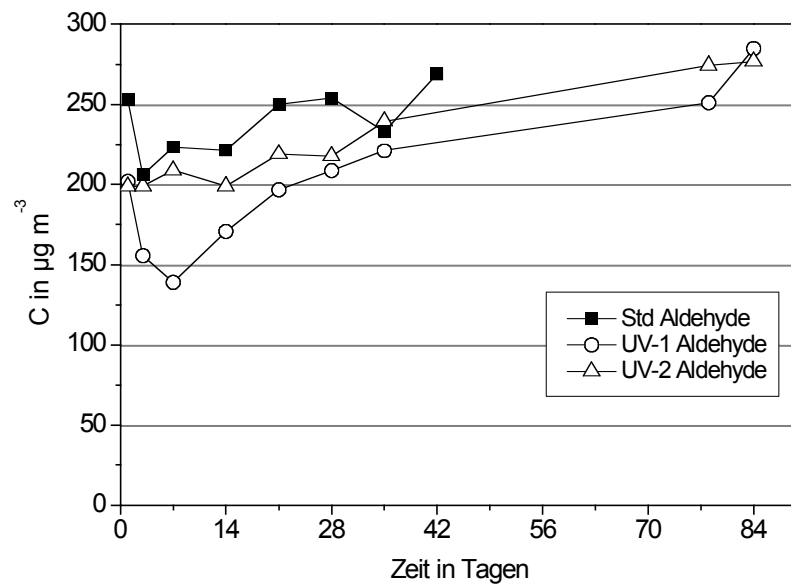


Abbildung 16: Aldehydemissionen von Kiefernspinhholz, getestet unter Standardbedingungen sowie bei zusätzlicher UV-Bestrahlung

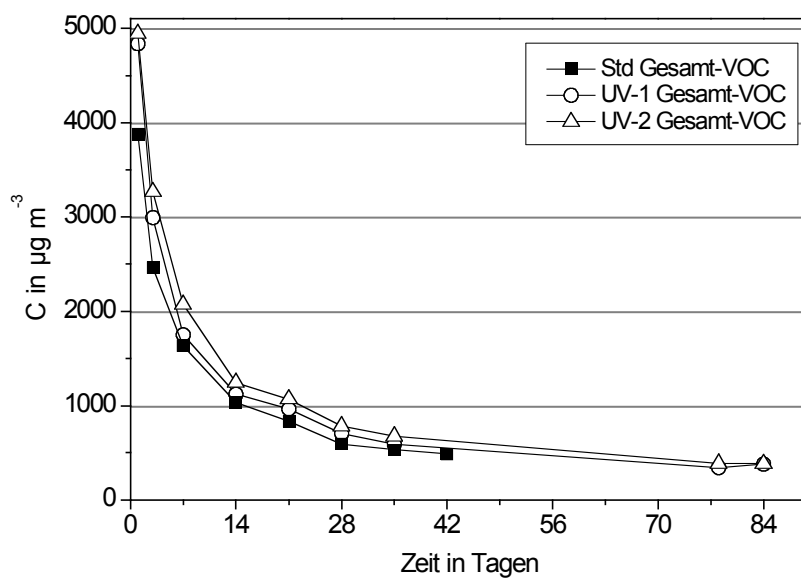


Abbildung 17: Gesamt-VOC-Emissionen von Kiefernspinhholz, getestet unter Standardbedingungen sowie bei zusätzlicher UV-Bestrahlung

Die Höhe der Terpenemissionen der UV-Proben und der unter Standardbedingungen unter 5.3.1. getesteten Proben stimmt gut miteinander überein; die unter Standardbedingungen getestete Referenzprobe für die UV-Proben liegt aber darunter, obwohl die Vergleichbarkeit der Referenzproben für die übrigen Messungen gegeben war.

Die Höhe der Aldehydemissionen stimmt (im Rahmen der Schwankungen, die vermutlich durch die reaktive Entstehung der Aldehyde bedingt sind) für alle Proben gut miteinander überein. Daher kann ein Einfluss durch UV-Bestrahlung nicht erkannt werden.

5.3.2 Variation von Beladungsgrad, Luftwechselrate und Luftgeschwindigkeit

Variiert wurden Beladungsgrad, Luftwechselrate und Luftgeschwindigkeit über der Probenoberfläche, während Temperatur und relative Luftfeuchte unverändert 23 °C bzw. 50 % betragen. Durch Kombination von unterschiedlichen Beladungsgraden (L in $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$, emittierende Fläche zu Prüfkammervolumen) mit unterschiedlichen Luftwechselraten (n in h^{-1} , Luftwechsel in der Prüfkammer pro Stunde) wurde mit verschiedenen flächenspezifischen Luftdurchflussraten (q in $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, Quotient Luftwechselrate zu Beladungsfaktor) geprüft. Außerdem wurden Emissionsprüfungen mit $q = 1 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, realisiert durch unterschiedliche Anordnungen, durchgeführt.

Folgende Variationen wurden mit Kern- bzw. Splintholzproben getestet (L-Std = Standardbeladungsgrad, n-Std = Standardluftwechselrate):

Flächenspezifische Luftwechselrate $q = 1 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ mit

- L-Std = $3,1 \text{ m}^2 \text{m}^{-3}$ und n-Std = $3,1 \text{ h}^{-1}$
- L-hoch = $4,6 \text{ m}^2 \text{m}^{-3}$ und n-hoch = $4,6 \text{ h}^{-1}$
- L-niedrig = $0,46 \text{ m}^2 \text{m}^{-3}$ und n-niedrig = $0,046 \text{ h}^{-1}$

Niedrige Luftwechselrate: n-niedrig = $0,46 \text{ h}^{-1}$

- L-Std = $3,1 \text{ m}^2 \text{m}^{-3}$, resultierendes $q = 0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$

Hohe Luftwechselrate: n-hoch = $4,6 \text{ h}^{-1}$

- L-Std = $3,1 \text{ m}^2 \text{m}^{-3}$, resultierendes $q = 1,5 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$
- L-niedrig = $0,46 \text{ m}^2 \text{m}^{-3}$, resultierendes $q = 10 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$

Neben der Ermittlung des Einflusses verschiedener Luftdurchflussraten und Beladungsgrade auf die Höhe und Zusammensetzung der Produktemissionen können aus den Ergebnissen Rückschlüsse gezogen werden, inwiefern die beobachteten Emissionen diffusions- oder evaporationskontrolliert aus Kiefern schnittholz freigesetzt werden.

Emissionen von Kernholz

Abbildung 18 zeigt die Emissionen von Terpenen (links) bzw. Aldehyden (rechts) aus Kiefernholz, das bei einer flächenspezifischen Luftwechselrate von $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ geprüft wurde. Dabei kamen unterschiedliche Beladungsgrade und Luftwechselraten zur Anwendung.

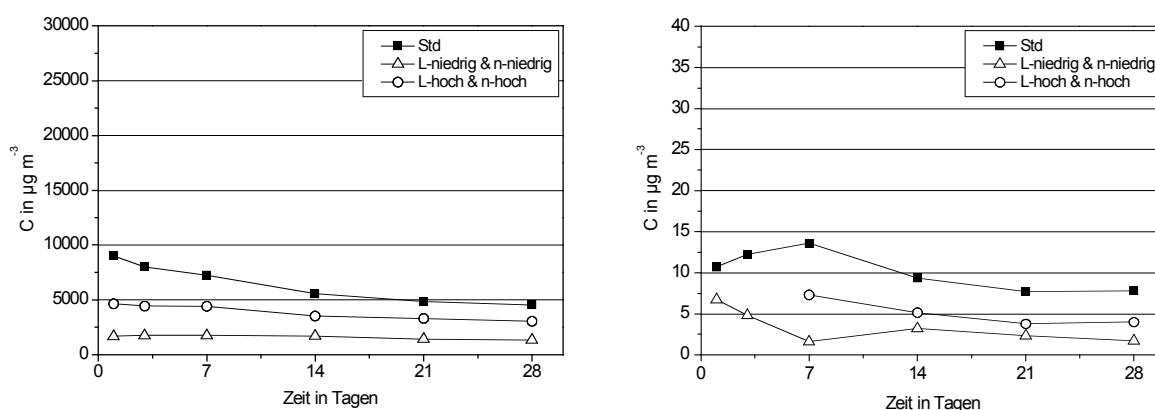


Abbildung 18: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Kernholz, getestet bei Standardbedingungen sowie bei Kombination von niedrigem Beladungsgrad und niedriger Luftwechselrate bzw. hohem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate; $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ für alle drei Prüfungen

Tabelle 6 führt die Faktoren zum Vergleich der unter verschiedenen Beladungsgraden und Luftwechselraten ermittelten Terpen- und Aldehydemissionen von Kernholz auf. Für Emissionsprüfungen mit $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, die bei Kombinationen von Beladungsgrad und Luftwechsel durchgeführt wurden, die nicht den Standardbedingungen entsprachen, ergaben sich Unterschiede im Vergleich zur ebenfalls bei $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ geprüften Standardprobe. Dabei emittierten die bei niedrigem Beladungsgrad und niedrigem Luftwechsel getesteten Proben um den Faktor 0,2 bis 0,3 und die bei hohem Beladungsgrad und hohem Luftwechsel geprüften Proben um den Faktor 0,5 bis 0,7 geringere Terpenemissionen als die Standardproben (siehe Abbildung 18, links). Die Aldehydemissionen lagen mit mittleren Faktoren von 0,3 bzw. 0,5 für niedrigen Beladungsgrad gekoppelt mit niedrigem Luftwechsel bzw. hohem Beladungsgrad gekoppelt mit hohem Luftwechsel ebenfalls niedriger als unter Standardbedingungen (siehe Abbildung 18, rechts). Jedoch waren die detektierten Aldehydkonzentrationen sehr gering und können daher mit relativ großen Abweichungen behaftet sein. Im Verlauf der Prüfungen blieben die Unterschiede zwischen den verschiedenen Proben weitgehend konstant.

Tabelle 6: Faktoren zum Vergleich der Terpen- und Aldehydemissionen aus Kernholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Beladungsgrad und Luftwechselrate

TERPENE					
Tag	L-niedrig & n-niedrig (q = 1)	L-hoch & n-hoch (q = 1)	L-Std & n-niedrig (q = 0,15)	L-Std & n-hoch (q = 1,5)	L-niedrig & n-hoch (q = 10)
1	0,2	0,5	3,2	0,5	0,03
3	0,2	0,6	3,2	0,5	0,03
7	0,2	0,6	3,2	0,5	0,03
14	0,3	0,6	3,2	0,5	0,03
21	0,3	0,7	3,5	0,5	0,03
28	0,3	0,7	3,7	0,5	0,03
ALDEHYDE					
Tag	L-niedrig & n-niedrig (q = 1)	L-hoch & n-hoch (q = 1)	L-Std & n-niedrig (q = 0,15)	L-Std & n-hoch (q = 1,5)	L-niedrig & n-hoch (q = 10)
1	0,6	#	3,7	0,9	#
3	0,4	#	2,7	0,8	0,5
7	0,1	0,5	2,1	0,6	0,5
14	0,3	0,6	2,5	0,7	0,6
21	0,3	0,5	2,5	0,7	0,6
28	0,2	0,5	2,1	0,6	0,6

Fehlmessung

Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu dem in der Regel für trockene Bauprodukte angenommenen Zusammenhang, dass sich bei gleichem q die Kammerkonzentration nicht ändert, da diese proportional zur emittierenden Probenoberfläche und umgekehrt proportional zur Luftwechselrate ist (ECA 1997, Jann *et al.* 1999). Unterschiedlich hohe Prüfkammerkonzentrationen können unabhängig von den Prüfbedingungen durch Abweichungen in den Extraktstoffgehalten (z. B. durch verdeckte Harzeinschlüsse) der verschiedenen Proben bedingt sein. Wird von einer hinreichenden Homogenisierung des Probenmaterials ausgegangen, können die Ergebnisse ein Hinweis darauf sein, dass insbesondere Terpene von Kiefernkerneholz vorrangig evaporations- statt diffusionskontrolliert freigesetzt werden. Die Ergebnisse einer Studie von Fechter *et al.* (2006) und die im vorliegenden Projekt gewonnenen Ergebnisse zu Terpenemissionen von Kernholz, das bei unterschiedlichen Luftgeschwindigkeiten getestet wurde (siehe 5.3.2) deuten ebenfalls auf eine vorwiegend evaporationskontrollierte Terpenfreisetzung bei Kernholz hin.

Abbildung 19 zeigt die Emissionen von Terpenen (links) und Aldehyden (rechts), die von Kernproben unter Variation von Beladungsgrad und Luftwechselrate abgegeben wurden. Beladungsgrad und Luftwechselrate wurden so kombiniert, dass sich flächenspezifische Luftwechselraten von 0,15; 1,5 und 10 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ergaben.

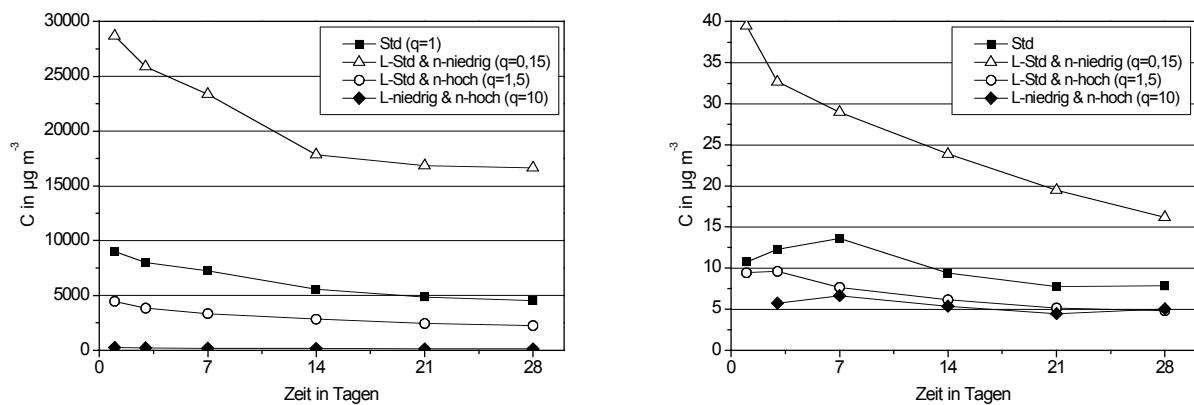


Abbildung 19: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Kernholz, getestet bei Standardbedingungen ($q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) sowie bei Kombination von Standardbeladung und niedriger Luftwechselrate ($q = 0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), bei Kombination von Standardbeladung und hoher Luftwechselrate ($q = 1,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) und bei niedrigem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate ($q = 10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

Für trockene Bauprodukte wird im allgemeinen davon ausgegangen, dass bei Variation von q durch Senkung der Luftwechselrate die Prüfkammerkonzentration umgekehrt und direkt proportional steigt bzw. dass sich allgemein die Kammerkonzentration umgekehrt proportional zur Luftwechselrate verhält (ECA 1997, Jann *et al.* 1999). Demnach war für die Emissionsprüfungen bei $q = 0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Standardbeladungsgrad und niedriger Luftwechselrate) bzw. $q = 1,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Standardbeladungsgrad mit hoher Luftwechselrate) mit Kammerkonzentrationen zu rechnen, die mit einem Faktor von 6,7 über bzw. 0,67 unter den Konzentrationen liegen, die bei Standardbedingungen ($q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ mit Standardbeladungsgrad und -luftwechselrate) ermittelt wurden. Beobachtet wurden jedoch bei $q = 0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nur maximal halb so große Faktoren von rund 3,3 für die Terpenemissionen und 2,6 für die Aldehydemissionen. Für die Versuche bei $q = 1,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ lagen die Faktoren bei 0,5 (Terpene) bzw. rund 0,7 (Aldehyde) und wichen somit im Fall der Terpene ebenfalls vom erwarteten Wert ab. Dabei blieben die Unterschiede in den Prüfkammerkonzentrationen insbesondere für Terpene im Prüfungsverlauf relativ konstant. Für die Versuche mit $q = 10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ist durch die hohe Luftwechselrate ein Faktor von 0,67 und durch den geringen Beladungsgrad ein Faktor von 0,15 zu erwarten, um den die Kammerkonzentration gegenüber Standardbedingungen abnimmt. Einen multiplikativen Effekt vorausgesetzt, ergibt sich ein Gesamtfaktor von 0,1. Jedoch waren die gemessenen Terpenemissionen in deutlich stärkerem Maße (Faktor 0,03) und die Aldehydemissionen in wesentlich geringerem Maße (Faktor 0,5 bis 0,6) reduziert. Wie bereits für die

Versuche mit verschiedenen Beladungsgraden und Luftwechselraten bei konstantem $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ diskutiert wurde, deuten auch diese Ergebnisse darauf hin, dass die Emissionen des Kernholzes nicht diffusionskontrolliert abgegeben werden, sondern überwiegend eine evaporationskontrollierte Freisetzung stattfindet.

Unklar ist, warum auch die sehr niedrigen Aldehydemissionen von den proportionalen Zusammenhängen abweichen. Da die Bildung von Aldehyden beim sehr undurchlässigen Kernholz vermutlich hauptsächlich auf der dem Luftsauerstoff ausgesetzten Probenoberfläche stattfindet, kann unter Umständen auch für diese Verbindungen eine evaporativ dominierte Freisetzung angenommen werden, da fast keine Diffusion aus dem Probeninneren erfolgt. Ferner können prüfparameterunabhängig durch Unterschiede der Extraktstoffkonzentrationen zwischen verschiedenen Proben unterschiedlich hohe Produktmissionen hervorgerufen werden.

Emissionen von Splintholz

Abbildung 20 zeigt die Emissionen von Terpenen (links) bzw. Aldehyden (rechts) aus Kiefern-splintholz. Die Tests wurden bei einer flächenspezifischen Luftwechselrate von $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ durchgeführt, wobei unterschiedliche Beladungsgrade und Luftwechselraten zur Anwendung kamen.

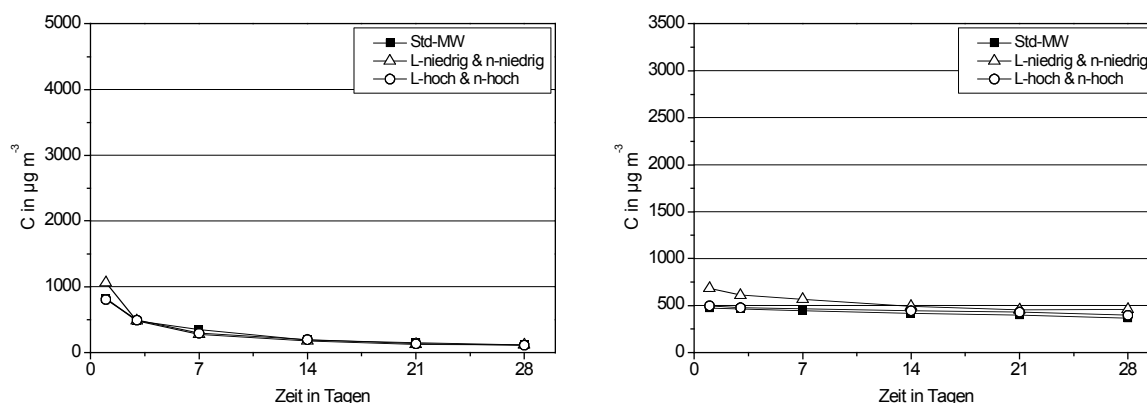


Abbildung 20: Terpene- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Splintholz, getestet bei Standardbedingungen sowie bei Kombination von niedrigem Beladungsgrad und niedriger Luftwechselrate bzw. hohem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate; $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ für alle drei Prüfungen

Tabelle 7 zeigt die Faktoren für den Vergleich der von Splintholz freigesetzten Terpen- und Aldehydemissionen bei Tests mit verschiedenen Beladungsgraden und Luftwechselraten. Die unter Standardbedingungen durchgeführte Doppelbestimmung ergab Faktoren von gemittelt 1,4 als Maß für die Abweichung sowohl für die Terpen- als auch die Aldehydemissionen. Für Emissionstests bei $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (siehe Abbildung 20) unter Kombination von niedrigem Beladungsgrad und niedriger Luftwechselrate bzw. hohem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate ergaben sich Faktoren von rund 1 für die Terpen- als auch die Aldehydemissionen. Dabei wichen die Faktoren der Aldehydemissionen bei niedrigem Beladungsgrad und niedrigem Luftwechsel mit rund 1,3 am stärksten vom erwarteten Faktor 1 ab, lagen aber innerhalb der aus der Doppelbestimmung ermittelten Abweichung von 1,4. Somit veränderten sich bei den Splintholzproben die Prüfkammerkonzentrationen sowohl der Terpene als auch der Aldehyde proportional zur emittierenden Probenoberfläche und umgekehrt proportional zur Luftwechselrate.

Tabelle 7: Faktoren zum Vergleich der Terpen- und Aldehydemissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Beladungsgrad und Luftwechselrate sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

TERPENE

Tag	Doppelb. Std.	L-niedrig & n-niedrig (q = 1)	L-hoch & n-hoch (q = 1)	L-Std & n-niedrig (q = 0,15)	L-Std & n-hoch (q = 1,5)	L-niedrig & n-hoch (q = 10)
1	1,3	1,3	1,0	5,9	0,6	0,1
3	1,2	1,0	1,0	7,6	0,7	0,1
7	1,5	0,8	0,8	7,0	0,6	0,1
14	1,6	0,9	1,0	6,9	0,6	0,1
21	1,3	0,8	0,9	6,6	0,5	0,1
28	1,4	1,0	0,9	7,0	0,5	0,1

ALDEHYDE

Tag	Doppelb. Std.	L-niedrig & n-niedrig (q = 1)	L-hoch & n-hoch (q = 1)	L-Std & n-niedrig (q = 0,15)	L-Std & n-hoch (q = 1,5)	L-niedrig & n-hoch (q = 10)
1	1,2	1,4	1,0	6,4	0,7	0,1
3	1,0	1,3	1,0	6,6	0,7	0,1
7	*	1,3	#	6,6	0,8	0,1
14	1,4	1,2	1,1	7,1	0,7	0,1
21	1,4	1,1	1,1	#	0,6	0,1
28	1,4	1,3	1,1	#	0,6	0,1

* nur ein Wert vorhanden

Fehlmessung

Abbildung 21 zeigt die Emissionen von Terpenen (links) und Aldehyden (rechts), die von Splintproben unter Variation von Beladungsgrad und Luftwechselrate abgegeben wurden. Durch die verschiedenen Kombinationen von Beladungsgrad und Luftwechselrate ergaben sich flächenspezifische Luftwechselraten von 0,15; 1,5 und 10 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

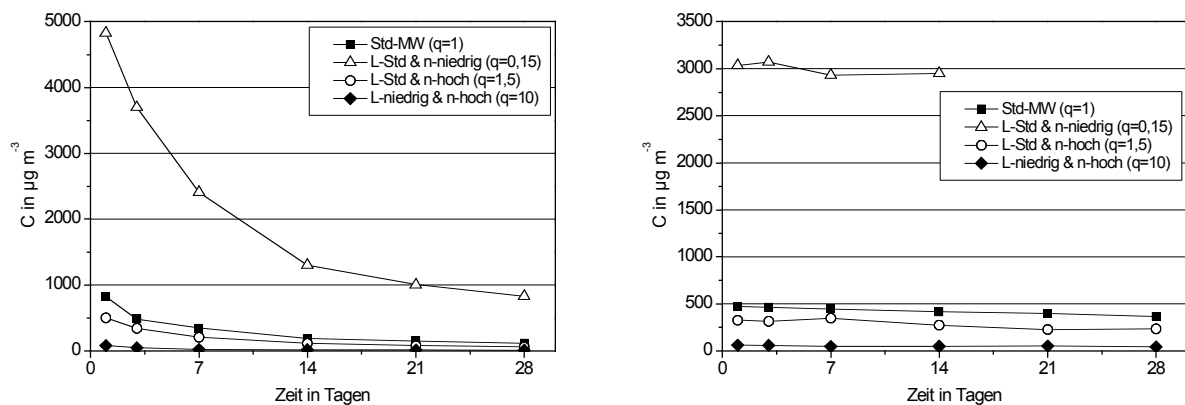


Abbildung 21: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Splintholz, getestet bei Standardbedingungen ($q = 1 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$) sowie bei Kombination von Standardbeladung und niedriger Luftwechselrate ($q = 0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$), bei Kombination von Standardbeladung und hoher Luftwechselrate ($q = 1,5 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$) und bei niedrigem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate ($q = 10 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

Für die Emissionsprüfungen bei $q = 0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Standardbeladungsgrad und niedriger Luftwechselrate) bzw. $q = 1,5 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Standardbeladungsgrad mit hoher Luftwechselrate) war unter Annahme proportionaler Verhältnisse mit Kammerkonzentrationen zu rechnen, die mit einem Faktor von 6,7 über bzw. 0,67 unter den Konzentrationen liegen, die bei Standardbedingungen auftraten. Für die Prüfungen bei $q = 0,15 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ wurden gemittelte Faktoren von 6,8 bzw. 6,7 für die Terpen- bzw. die Aldehydemissionen ermittelt; für die Prüfungen bei $q = 1,5 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ lagen die Faktoren im Mittel bei 0,6 bzw. 0,7 für die Terpen- bzw. Aldehydemissionen (siehe Tabelle 7). Damit bestätigen auch diese Ergebnisse direkt-proportionale Zusammenhänge zwischen Beladungsgrad bzw. Luftwechselrate einerseits und der Prüfkammerkonzentration andererseits. Für die Tests bei $q = 10 \text{ m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ mit hohem Luftwechsel und geringem Beladungsgrad wurde sowohl für die Terpen- als auch die Aldehydemissionen ein Faktor von 0,1 ermittelt. Demnach ist von einer Senkung der Prüfkammerkonzentrationen gegenüber Standardbedingungen um den Faktor 0,67 durch die hohe Luftwechselrate und um den Faktor 0,15 durch die geringe Beladung auszugehen. Wird von einem multiplikativen Effekt der Prüfparameter ausge-

gangen, ergibt sich der in den Untersuchungen gefundene Faktor von insgesamt 0,1. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass direkt proportional auf die Prüfkammerkonzentration wirkende Parameter bei gleichzeitiger Veränderung ihre Wirkung multiplikativ verstärken.

Gesamt-VOC-Emissionen von Kern- und Splintholz

Die unter Standardbedingungen ermittelten Prüfkammerkonzentrationen der von Kernholz bzw. Splintholz freigesetzten Gesamt-VOC-Konzentrationen sind in Abbildung 22 dargestellt. Die Terpenemissionen der getesteten Kernholzproben machten mit 98 % bis 99 % den weitaus größten Anteil der Gesamt-VOC-Emissionen aus. Der Terpenoidanteil betrug 1 % oder weniger. Aldehyde wurden in etwas geringeren Mengen abgegeben als Terpene, Verbindungen anderer Substanzklassen traten in der Regel nicht auf. Die Zusammensetzung der Kernholzemissionen blieb im Prüfungsverlauf konstant. Der Terpenanteil der Splintholzemissionen betrug zu Prüfbeginn im Mittel rund 60 % und sank nach 28 Tagen auf ca. 20 % der Gesamt-VOC-Emissionen. Der Aldehydanteil stieg dagegen von rund 40 % an Tag 1 auf knapp 70 % an Tag 28. Terpene machten relativ konstant maximal 1 % der Gesamt-VOC-Emissionen aus. Der Anteil der detektierten Alkohole, Ketone, Alkane sowie der Hexansäure lag zusammen bei maximal 10 %. Die detektierten Einzelsubstanzen stimmten in Art und anteiliger Menge mit den in Versuchs- teil 5.3.1 ermittelten Stoffen überein.

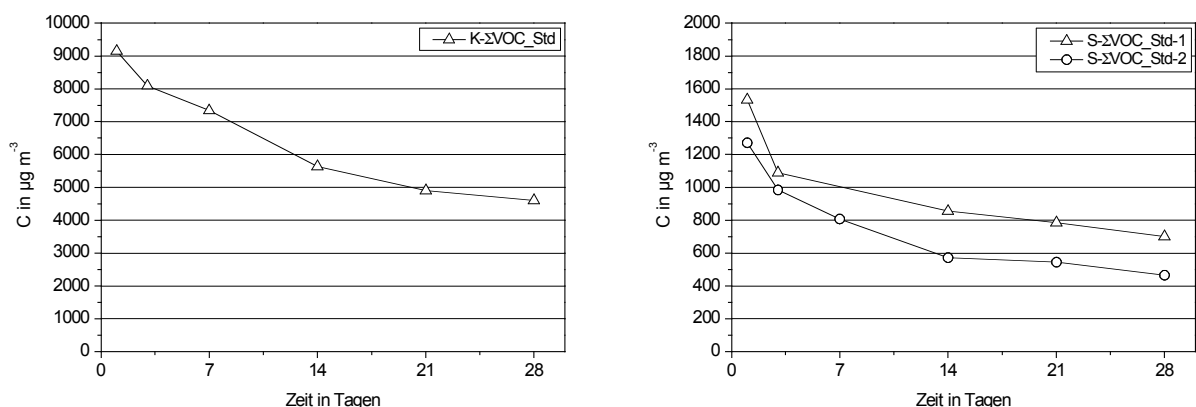


Abbildung 22: Gesamt-VOC-Emissionen von Kernholzproben (links) und Splintholzproben (rechts, Doppelbestimmung) unter Standardprüfbedingungen

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich Veränderungen von Beladungsgrad und Luftwechselrate bei Splintholzproben direkt proportional sowohl auf die Höhe der Terpen- als auch der Aldehydemissionen auswirkten, d. h. die ermittelten Prüfkammerkonzentrationen folgten sehr genau den erwarteten Werten. Für die Emissionen der Kernholzproben hingegen traf dies überwiegend nicht zu. Damit kann nach Woolfenden (2009) davon ausgegangen werden, dass die Freisetzung von Terpenen und Aldehyden aus Splintholz diffusionskontrolliert verläuft, während Terpene als auch Aldehyde aus Kernholzproben hauptsächlich evaporationskontrolliert abgegeben wurden. Somit konnten durch die Versuche Kenntnisse über die Freisetzungsmechanismen flüchtiger Verbindungen aus Kern- und Splintholz von Kiefer gewonnen werden.

5.3.3 Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte

In diesem Versuchsteil wurden Emissionstests bei Kombination von variiertem Temperatur und variiertem relativer Luftfeuchte durchgeführt, wobei die weiteren Parameter den Standardeinstellungen entsprachen. Zum Teil ergaben sich gleiche Prüfbedingungen wie für einige der Proben aus Teil 5.3.1. Eine Wiederholung war erforderlich, weil für die beiden Prüfreihe Material von unterschiedlichen Stämmen verwendet wurde (vgl. 5.1), woraus sich Unterschiede in der absoluten Höhe der Emissionen ergaben. Folgende Kombinationen wurden getestet:

- 23 °C & 25 % relative Luftfeuchte (r. L.)
- 23 °C & 75 % r. L.
- 15 °C & 25 % r. L.
- 15 °C & 50 % r. L.
- 15 °C & 75 % r. L.
- 30 °C & 25 % r. L.
- 30 °C & 50 % r. L.
- 30 °C & 75 % r. L.

Unter Standardbedingungen wurden Doppelbestimmungen an Kern- und an Splintholz durchgeführt. Diese Messungen wurden bis 84 Tage (Kern) bzw. 63 (Splint) ausgeführt. Alle übrigen Emissionsprüfungen hatten eine Dauer von 28 Tagen. Die Prüfungen unter variierten Parametern wurden ausschließlich an Splintholz vorgenommen, da sich die zur Verfügung stehende Prüfzeit durch einen Ausfall des GC-MS-Systems deutlich verringerte.

Abbildung 23 zeigt die Langzeiterpenemissionen von Kern- und Splintproben, die unter Standardbedingungen getestet wurden. Dargestellt sind die Einzelwerte der jeweils durchgeführten Doppelbestimmungen.

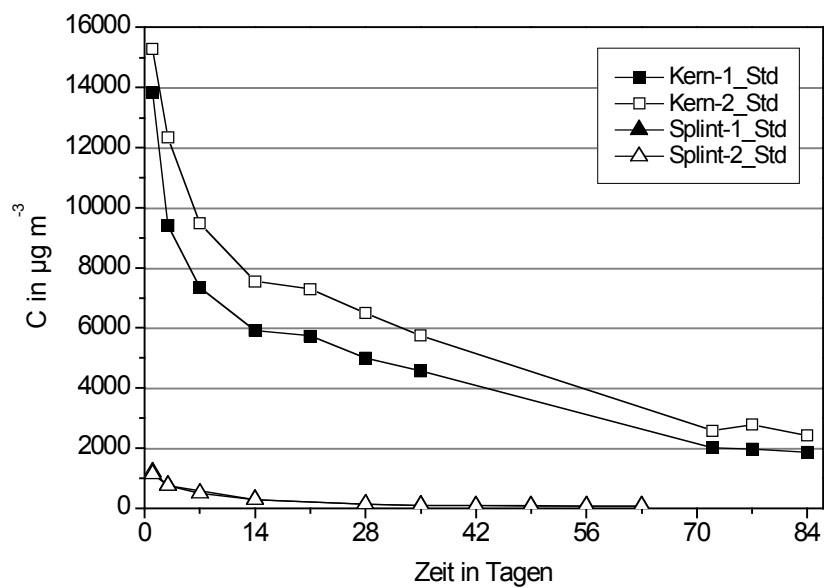


Abbildung 23: Terpenemissionen von Kern- und Splintproben unter Standardbedingungen

In Abbildung 24 sind die Langzeit-Aldehydemissionen von Kern- und Splintproben, die unter Standardbedingungen getestet wurden dargestellt, und zwar als Einzelwerte der jeweiligen Doppelbestimmungen.

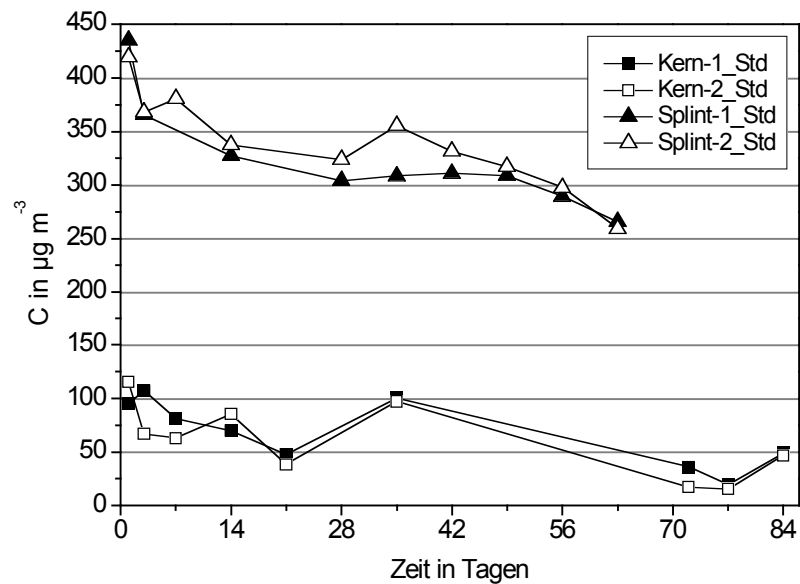


Abbildung 24: Aldehydemissionen von Kern- u. Splintproben unter Standardbedingungen

Tabelle 8 führt die Faktoren zur Bewertung der Güte der Doppelbestimmungen von Kern- bzw. Splintholzprüfungen unter Standardbedingungen auf. Dargestellt werden die Faktoren für Terpen- und Aldehydemissionen.

Tabelle 8: Faktoren zur Bewertung der Doppelbestimmungen an Kiefern Kern- bzw. Kiefern Splintholz für Terpen- und Aldehydemissionen, Langzeittests unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std. Kern - Terpene	Doppelb. Std. Splint - Terpene	Doppelb. Std. Kern - Aldehyde	Doppelb. Std. Splint - Aldehyde
1	0,9	1,0	0,8	1,0
3	0,8	1,0	1,6	1,0
7	0,8	-	1,3	-
14	0,8	1,0	0,8	1,0
21	0,8	-	1,2	-
28	0,8	0,9	1,6	0,9
35	0,8	1,0	1,0	0,9
42	-	1,0	-	0,9
49	-	0,9	-	1,0
56	-	1,1	-	1,0
63	-	1,0	-	1,0
72	0,8	-	2,1	-
77	0,7	-	1,2	-
84	0,8	-	1,0	-

- keine Messung

Die aus den Ergebnissen der Doppelbestimmungen der Standardprüfungen ermittelten Faktoren zeigen eine generell schlechtere Übereinstimmung für die Kernproben im Vergleich zu den Splintproben. Im Fall der Terpenemissionen ist dies vermutlich durch unterschiedliche Terpengehalte bedingt, da Probe 2 konstant höhere Terpenmengen abgibt als Probe 1. Unterschiede im Terpengehalt können trotz der Homogenisierung des Probenmaterials (siehe 5.1) bedingt sein durch Harztaschen oder verkiente Bereiche im Probeninneren, die in Kernholz häufiger als in Splintholz vorkommen. Die Doppelbestimmung an Splintproben zeigt entsprechend eine sehr gute Übereinstimmung. Im Unterschied zum Terpengehalt variiert der Fettsäuregehalt innerhalb des Splintholzes bzw. des Kernholzes eines Stammes relativ wenig (Saranpää und Piispanen 1994, Piispanen und Saranpää

2002). Daher ist davon auszugehen, dass die Aldehydemissionen ebenfalls geringe Variation zeigen, was sich in der sehr guten Übereinstimmung der Splint-Doppelbestimmung widerspiegelt. Für die Kernproben wurden hingegen größere Abweichungen beobachtet, auffällig sind zudem die relativ hohen Aldehydemissionen von Kernholz, die mit zum Teil über $100 \mu\text{g m}^{-3}$ (Probe 2) deutlich über denen in 5.3.1 und 5.3.2 ermittelten Werten liegen.

Abbildung 25 zeigt die Terpenemissionen von Splintproben, die bei den verschiedenen Kombinationen von variiert Temperatur und relativer Luftfeuchte geprüft wurden. Sofern Doppelbestimmungen durchgeführt wurden (alle Prüfungen bei 23 °C und bei 30 °C), sind die Mittelwerte daraus dargestellt.

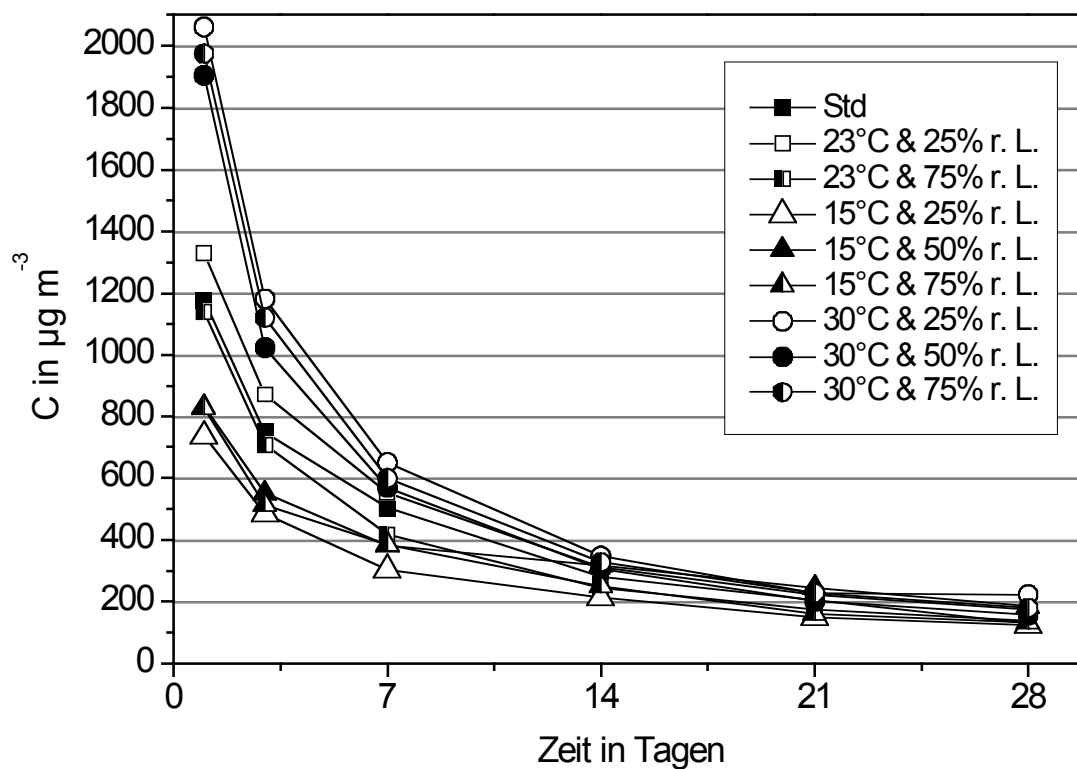


Abbildung 25: Terpenemissionen von KiefernSplintholz, getestet bei verschiedenen Kombinationen von Temperatur und relativer Luftfeuchte.

In Tabelle 9 sind die Faktoren zum Vergleich der aus Standardprüfungen und der aus Prüfungen unter variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte ermittelten Terpenemissionen von Kiefernslint dargestellt. Ferner werden die Faktoren zur Bewertung der Doppelbestimmungen aufgeführt.

Tabelle 9: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus Kiefernslint bei Standardbedingungen und bei Kombination von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte, sowie Faktoren der Doppelbestimmungen

Tag	Doppelb. Std.	23 °C & 25 % r. L. (Doppelb.)	23 °C & 75 % r. L. (Doppelb.)	15 °C & 25 % r. L.	15 °C & 50 % r. L.	15 °C & 75 % r. L.
1	1,0	1,0 (1,0)	1,1 (0,9)	0,6	0,7	0,7
3	1,0	0,9 (1,0)	1,2 (0,9)	0,6	0,7	0,7
7	*	0,8 (1,1)	1,1 (0,9)	0,6	0,8	0,8
14	1,0	0,9 (1,1)	1,1 (1,0)	0,8	1,1	0,9
21	#	# (1,0)	# (0,9)	#	#	#
28	0,9	1,1 (1,1)	1,4 (0,8)	0,9	1,4	1,0

Tag	Doppelb. Std.	30 °C & 25 % r. L. (Doppelb.)	30 °C & 50 % r. L. (Doppelb.)	30 °C & 75 % r. L. (Doppelb.)
1	1,0	1,8 (1,0)	1,6 (0,8)	1,7 (1,1)
3	1,0	1,6 (1,2)	1,4 (0,9)	1,5 (1,1)
7	*	1,3 (1,3)	1,1 (1,0)	1,2 (1,0)
14	1,0	1,2 (1,2)	1,1 (1,0)	1,2 (1,1)
21	#	# (1,0)	# (1,0)	# (1,2)
28	0,9	1,7 (0,7)	1,2 (0,9)	1,4 (1,1)

* nur ein Wert vorhanden

keine 21-Tages-Werte für Standardproben

Festgestellt wurde ein deutlicher Einfluss der Temperatur auf die Höhe der Terpenemissionen aus Kiefernslint, während bei allen drei getesteten Temperaturstufen kein eindeutiger Effekt der relativen Luftfeuchte auf die Höhe der Terpenemissionen beobachtet wurde. In den in Abschnitt 5.3.1 vorgestellten Versuchsreihen wurden ebenfalls Emissionsprüfungen bei 23 °C und 25 % bzw. 75 % relativer Luftfeuchte durchgeführt und ebenfalls kein klarer Effekt auf die Höhe der Terpenemissionen beobachtet. Auch der Einfluss der Temperatur verhielt sich in den vorliegenden Versuchen ähnlich wie in den Untersuchungen in 5.3.1. Dabei wurden zu Prüfbeginn im Vergleich mit den Standardprüfungen um rund 1,7-fach höhere Terpenemissionen bei den 30 °C-Messungen und um den Faktor 0,7 niedrigere Terpenemissionen bei den 15 °C-Messungen beobachtet. Im weiteren Ver-

lauf der Prüfungen erfolgte jedoch eine Angleichung an die Standardproben, insbesondere bei den Tests bei 15 °C.

Abbildung 26 zeigt die Aldehydemissionen von Splintproben, die bei den verschiedenen Kombinationen von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte geprüft wurden. Im Fall von Doppelbestimmungen (alle Prüfungen bei 23 °C und bei 30 °C) sind die Mittelwerte daraus dargestellt.

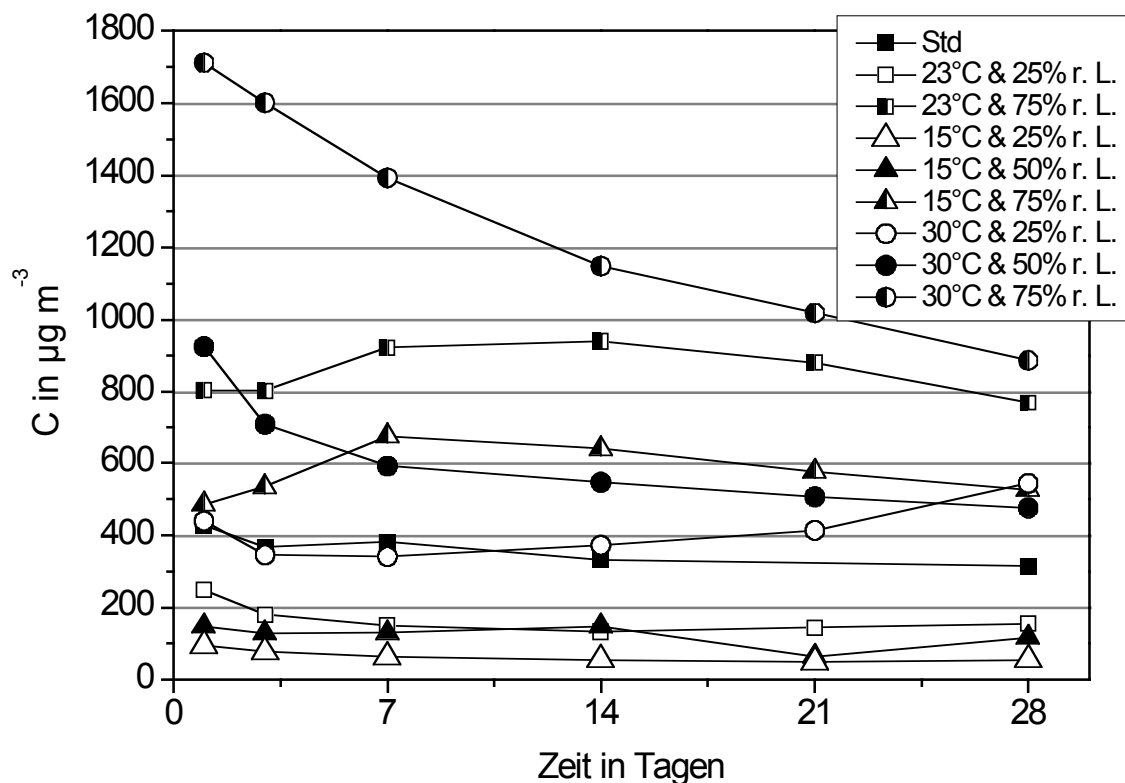


Abbildung 26: Aldehydemissionen von KiefernSplintholz, getestet bei verschiedenen Kombinationen von Temperatur und relativer Luftfeuchte.

Tabelle 10 zeigt die Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen von KiefernSplint, die bei Standardprüfungen und bei Prüfungen unter variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte ermittelt wurden. Außerdem werden die Faktoren zur Bewertung der Doppelbestimmungen aufgeführt.

Tabelle 10: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus Kiefernslint bei Standardbedingungen und bei Kombination von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte, sowie Faktoren der Doppelbestimmungen

Tag	Doppelb. Std.	23 °C & 25 % r. L. (Doppelb.)	23 °C & 75 % r. L. (Doppelb.)	15 °C & 25 % r. L.	15 °C & 50 % r. L.	15 °C & 75 % r. L.
1	1,0	0,6 (1,2)	1,9 (1,0)	0,2	0,3	1,1
3	1,0	0,5 (1,1)	2,2 (1,1)	0,2	0,3	1,5
7	*	0,4 (1,0)	2,4 (1,1)	0,2	0,3	1,8
14	1,0	0,4 (1,0)	2,8 (1,0)	0,2	0,4	1,9
21	#	# (0,9)	# (1,0)	#	#	#
28	0,9	0,5 (1,0)	2,5 (1,0)	0,2	0,4	1,7

Tag	Doppelb. Std.	30 °C & 25 % r. L. (Doppelb.)	30 °C & 50 % r. L. (Doppelb.)	30 °C & 75 % r. L. (Doppelb.)
1	1,0	1,0 (0,9)	2,2 (0,8)	4,0 (1,1)
3	1,0	0,9 (1,0)	1,9 (0,9)	4,4 (1,0)
7	*	0,9 (1,0)	1,6 (0,9)	3,7 (1,0)
14	1,0	1,1 (1,0)	1,6 (0,9)	3,5 (1,1)
21	#	# (1,0)	# (1,0)	# (1,1)
28	0,9	1,7 (0,7)	1,5 (0,9)	2,8 (1,0)

* nur ein Wert vorhanden

keine 21-Tages-Werte für Standardproben

Im Unterschied zu den Terpenemissionen wurden für die Aldehydemissionen sowohl ein Einfluss der Temperatur als auch der relativen Luftfeuchte beobachtet. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus 5.3.1 wurde bei Prüfbedingungen von 15 °C und 50 % relativer Luftfeuchte um den Faktor 0,3 bis 0,4 geringere Prüfkammerkonzentrationen und bei 30 °C und 50 % relativer Luftfeuchte ungefähr verdoppelte Prüfkammerkonzentrationen im Vergleich zu Standardbedingungen ermittelt. Ebenso wurden wie in 5.3.1 bei geringerer Luftfeuchte niedrigere Aldehydkonzentrationen als bei höherer relativer Luftfeuchte gemessen.

Während für die Terpenemissionen keine kombinierten Effekte beobachtet wurden, ergab sich für die Aldehydemissionen bei 15 °C und 75 % relativer Luftfeuchte eine Erhöhung um den Faktor 4 gegenüber den Tests bei 15 °C und 50 % relativer Luftfeuchte, während bei 30 °C und 75 % relativer Luftfeuchte die Aldehydemissionen nur um den Faktor 2 gegenüber 30 °C und 50 % relativer Luftfeuchte erhöht waren. Der Grund hierfür ist unklar. Bei einer relativen Luftfeuchte von 25 % hingegen wurden unabhängig von der Tempera-

turstufe (d. h. 15 °C oder 30 °C) um den Faktor 0,5 bis 0,7 geringere Aldehydemissionen gegenüber 50 % relativer Luftfeuchte ermittelt.

In Abbildung 27 sind die Gesamt-VOC-Emissionen von Splintproben, die bei verschiedenen Kombinationen von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte geprüft wurden dargestellt. Im Fall von Doppelbestimmungen (alle Prüfungen bei 23 °C und bei 30 °C) werden die Mittelwerte gezeigt.

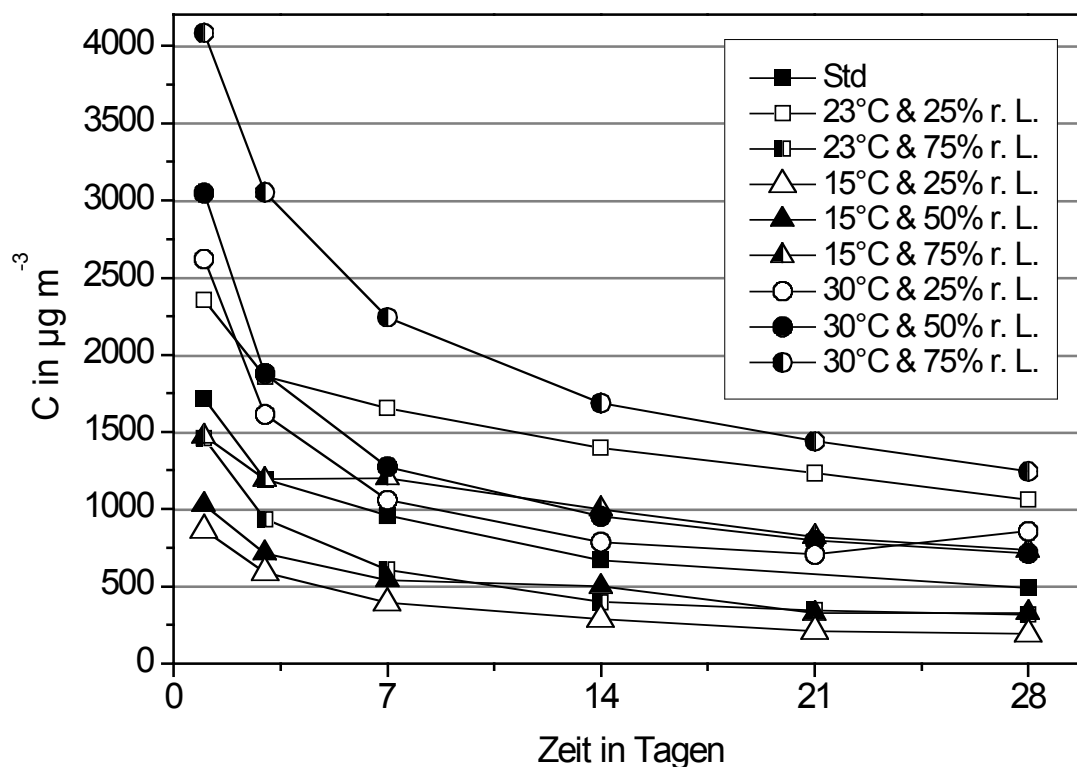


Abbildung 27: Gesamt-VOC-Emissionen von Kiefern-splintholz, getestet bei verschiedenen Kombinationen von Temperatur und relativer Luftfeuchte.

In Tabelle 11 sind die Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen von Kiefern-splint, die bei Standardprüfungen und bei Prüfungen unter variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte ermittelt wurden aufgeführt. Außerdem werden die Faktoren zur Bewertung der Doppelbestimmungen dargestellt.

Tabelle 11: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus Kiefernslint bei Standardbedingungen und bei Kombination von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte, sowie Faktoren der Doppelbestimmungen

Tag	Doppelb. Std.	23 °C & 25 % r. L. (Doppelb.)	23 °C & 75 % r. L. (Doppelb.)	15 °C & 25 % r. L.	15 °C & 50 % r. L.	15 °C & 75 % r. L.
1	1,0	0,9 (1,0)	1,4 (1,0)	0,5	0,6	0,9
3	1,0	0,8 (1,0)	1,6 (1,0)	0,5	0,6	1,0
7	*	0,6 (1,0)	1,7 (1,1)	0,4	0,6	1,3
14	1,0	0,6 (1,1)	2,1 (1,0)	0,4	0,7	1,5
21	#	# (1,0)	# (1,0)	#	#	#
28	0,9	0,6 (1,0)	2,2 (0,9)	0,4	0,7	1,5

Tag	Doppelb. Std.	30 °C & 25 % r. L. (Doppelb.)	30 °C & 50 % r. L. (Doppelb.)	30 °C & 75 % r. L. (Doppelb.)
1	1,0	1,5 (1,0)	1,8 (0,8)	2,4 (1,1)
3	1,0	1,4 (1,1)	1,6 (0,9)	2,6 (1,1)
7	*	1,1 (1,2)	1,3 (0,9)	2,3 (1,0)
14	1,0	1,2 (1,1)	1,4 (0,9)	2,5 (1,1)
21	#	# (1,1)	# (1,0)	# (1,1)
28	0,9	1,7 (0,7)	1,4 (0,9)	2,5 einf (1,1)

* nur ein Wert vorhanden

keine 21-Tages-Werte für Standardproben

Die Hauptkomponenten Terpene und Aldehyde hatten zu Prüfstart Anteile an den Gesamt-VOC-Emissionen von 50 bis 85 % bzw. von 10 bis 40 %. An Prüftag 28 lag der Terpenanteil bei 20 bis 65 % und der Aldehydanteil bei 30 bis 70 %. Außerdem wurden Terpenoide mit einem Anteil von weniger als 1 % detektiert sowie Alkohole, Ketone, Alkane und Hexansäure, deren Anteil an den Gesamt-VOC-Emissionen zusammen bei 4 bis 12 % lag. Die detektierten Einzelsubstanzen stimmten prinzipiell in Art und anteiliger Menge mit den in Versuchsteil 5.3.1 ermittelten Stoffen überein.

5.4 Produktemissionsmessungen an OSB aus Kiefer

Bei den Emissionsprüfungen an industriell gefertigter OSB aus Kiefer wurden zunächst folgende Parameter variiert:

- Temperatur: 15 °C bzw. 30 °C
- relative Luftfeuchte: 25 % bzw. 75 %
- Beladungsgrad: $6,2 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$
(Verdopplung ggü. Standard, resultierendes $q = 0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)
- Luftwechselrate: $1,6 \text{ h}^{-1}$
(Halbierung ggü. Standard, resultierendes $q = 0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

In einer weiteren Versuchsreihe wurden die folgenden Einstellungen verändert:

- Beladungsgrad: $1,6 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$
(Halbierung ggü. Standard, resultierendes $q = 2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)
- Luftwechselrate: $0,6 \text{ h}^{-1}$
(um Faktor 5,2 geringer als ggü. Standard, resultierendes $q = 0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

Es wurde jeweils nur ein Parameter abgeändert, während die übrigen Einstellungen den Standardvorgaben entsprachen. Die Prüfdauer betrug 42 Tage.

Versuchsreihe I

Abbildung 28 zeigt die detektierten Terpenemissionen von OSB-Proben, die bei Variation von Temperatur, relativer Luftfeuchte, erhöhtem Beladungsgrad, gesenktem Luftwechsel sowie bei Standardbedingungen geprüft wurden.

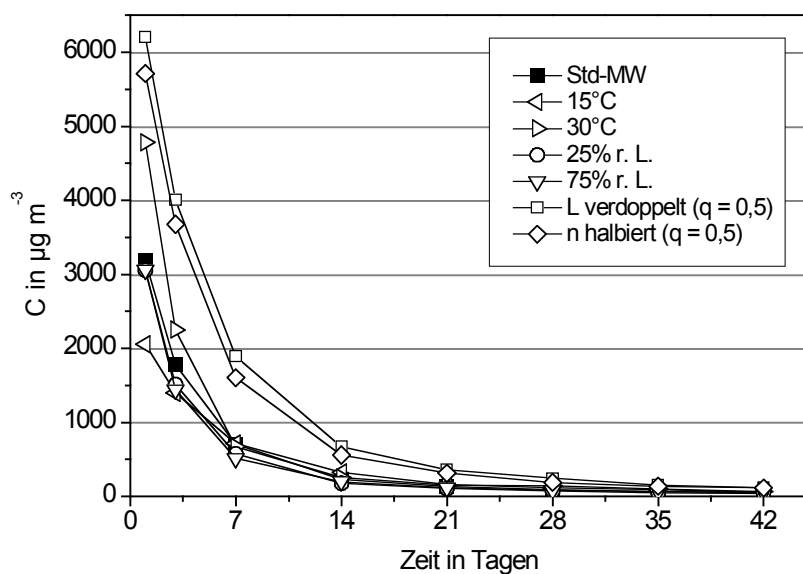


Abbildung 28: Terpenemissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel

Tabelle 12 zeigt die Faktoren zum Vergleich des Einflusses der unterschiedlichen Prüfbedingungen auf die Terpenemissionen von OSB.

Tabelle 12: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C	30 °C	25 % r. L.	75 % r. L.	L verdoppelt (q = 0,5)	n halbiert (q = 0,5)
1	1,0	0,6	1,5	1,0	1,0	1,9	1,8
3	0,9	0,8	1,3	0,9	0,8	2,3	2,1
7	0,9	1,0	0,9	0,8	0,7	2,7	2,3
14	0,8	1,4	1,1	0,8	0,8	2,9	2,4
21	1,0	1,2	1,1	0,8	0,9	2,7	2,3
28	1,0	1,3	1,6	0,8	1,0	2,8	2,2
35	1,0	1,4	1,6	0,8	1,0	2,5	2,2
42	1,0	1,2	1,4	0,9	1,2	2,5	2,5

Die Terpenemissionen der unter Standardbedingungen getesteten Proben lagen im Mittel bei $3200 \mu\text{g m}^{-3}$ an Prüftag 1. Makowski und Ohlmeyer testeten unter vergleichbaren Bedingungen ebenfalls industriell gefertigte OSB aus Kiefer und ermittelten Prüfkammerkonzentrationen an Tag 1 von rund $6500 \mu\text{g m}^{-3}$ bis $7000 \mu\text{g m}^{-3}$ (Makowski und Ohlmeyer 2006c) bzw. $8600 \mu\text{g m}^{-3}$ (Makowski *et al.* 2005a). Die deutlich höheren Werte ergaben sich daraus, dass die Emissionsprüfungen bereits 24 h nach Fertigung begonnen wurden. Hingegen war der Produktionszeitpunkt der im Projekt getesteten Platten unbekannt, lag jedoch mutmaßlich bereits mehrere Wochen, in denen die Platten im Stapel lagerten, zurück.

Die Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen zeigten eine gute Übereinstimmung der Einzelbestimmungen, was auf die Homogenisierung des Materials durch den Herstellungsprozess als auch auf die Entnahme der Proben aus angrenzenden Bereichen derselben Platte zurückzuführen ist. Der Einfluss von variiertem Temperatur auf die Terpenemissionen verlief in erwarteter Richtung, war jedoch insgesamt gering. Im Vergleich zu Standardbedingungen wurden bei einer Prüftemperatur von 30°C geringfügig höhere Terpenemissionen beobachtet während bei einer Temperatur von 15°C ausschließlich zu Prüfbeginn etwas niedrigere Terpenemissionen detektiert wurden. Eine relative Luftfeuchte von 75 % hatte keinen Einfluss auf die Höhe der Terpenkonzentration, bei einer relativen Luftfeuchte von 25 % wurden minimal niedrigere Terpenkonzentrationen als bei Standardluftfeuchte beobachtet. Dies stimmt mit dem Ergebnis verschiedener Untersuchungen überein, dass ein Effekt der relativen Luftfeuchte nur auf polare Verbindungen besteht, während überwiegend unpolare Substanzen wie Terpene nicht beeinflusst werden. Für die mit doppeltem Beladungsgrad oder halbiertem Luftwechsel getesteten Proben wurde jeweils eine verdoppelte Prüfkammerkonzentration an Terpenen im Vergleich zu den Standardproben ermittelt. Aus diesem proportionalen Zusammenhang folgt, dass Terpene aus den getesteten OSB-Proben diffusionsdominiert freigesetzt wurden.

Abbildung 29 zeigt die Aldehydemissionen von OSB-Proben, die bei Variation von Temperatur, relativer Luftfeuchte, erhöhtem Beladungsgrad, gesenktem Luftwechsel sowie bei Standardbedingungen ermittelt wurden.

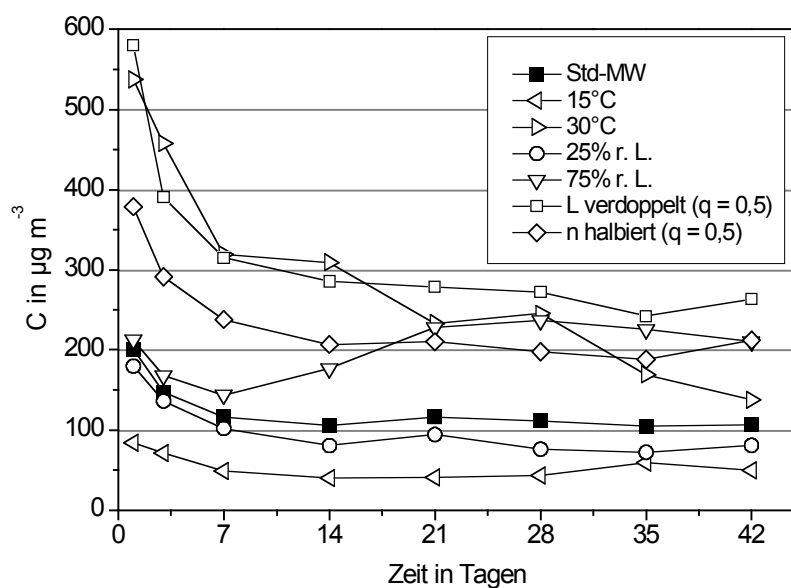


Abbildung 29: Aldehydemissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel

Tabelle 13 zeigt die Faktoren zum Vergleich des Einflusses der unterschiedlichen Prüfbedingungen auf die Aldehydemissionen der getesteten OSB-Proben.

Tabelle 13: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	15 °C	30 °C	25 % r. L.	75 % r. L.	L verdoppelt (q = 0,5)	n halbiert (q = 0,5)
1	1,1	0,4	2,7	0,9	1,1	2,9	1,9
3	1,1	0,5	3,1	0,9	1,1	2,7	2,0
7	1,0	0,4	2,7	0,9	1,2	2,7	2,0
14	0,9	0,4	2,9	0,8	1,7	2,7	2,0
21	1,2	0,4	2,0	0,8	2,0	2,4	1,8
28	1,0	0,4	2,2	0,7	2,1	2,4	1,8
35	1,1	0,6	1,6	0,7	2,2	2,3	1,8
42	1,1	0,5	1,3	0,8	2,0	2,5	2,0

Die maximal unter Standardbedingungen detektierten Aldehydkonzentrationen lagen bei rund $200 \mu\text{g m}^{-3}$ an Prüftag 1. In anderen Studien wurden im Verlauf der Prüfungen Aldehydemissionen von 70 bis 900 (Makowski *et al.* 2005a) bzw. 200 bis 800 (Makowski und Ohlmeyer 2006c) festgestellt. Damit liegt der beobachtete Wert in der gleichen Größenordnung, wie für die Emissionen von Terpenen ist jedoch zu beachten, dass der Prüfzeitpunkt einen erheblichen Einfluss auf die Höhe der Aldehydemissionen hat.

Die Abweichungen der beiden Einzelbestimmungen bei Standardbedingungen untereinander waren geringfügig größer als für die Terpenemissionen, was vermutlich auf die reaktive Bildung der Aldehyde zurückzuführen ist. Die Prüftemperatur hatte einen deutlichen Einfluss auf die Höhe der Aldehydemissionen. Während bei 15°C die Prüfkammerkonzentration nur halb so hoch wie unter Standardbedingungen lag, wurden bei 30°C zunächst um das Dreifache erhöhte Aldehydkonzentrationen beobachtet. Im Prüfungsverlauf sank dieser Faktor, d. h. die Aldehydemissionen lagen zu Prüfende auf einem vergleichbaren Level wie bei den Standardprüfungen. Die Wirkung der Temperatur ergibt sich aus ihrem Einfluss auf den Dampfdruck und den Diffusionskoeffizienten der flüchtigen Stoffe (Zellweger *et al.* 1997).

Bei einer relativen Luftfeuchte von 25 % wurde eine geringfügig niedrigere Aldehydkonzentration als unter Standardbedinungen ermittelt, dagegen ergaben sich bei einer relativen Luftfeuchte von 75 % ab Prüftag 14 rund um das Doppelte erhöhte Aldehydemissionen. Dies stimmt mit den Ergebnissen anderer Studien überein, wonach eine hohe relative Luftfeuchte die Freisetzung von polaren Verbindungen beschleunigt. Unklar ist, warum dies nicht bereits ab Prüfstart der Fall war. Bei Verdoppelung des Beladungsgrads ergaben sich um einen Faktor von rund 2,5 erhöhte Aldehydemissionen. Bei Halbierung der Luftwechselrate verdoppelte sich die Prüfkammerkonzentration der Aldehyde. Damit wurden im Wesentlichen proportionale Zusammenhänge beobachtet, was wie für die Terpenemissionen auf eine überwiegend diffusionskontrollierte Abgabe der Aldehyde hindeutet.

Für Kiefernvollholzproben weisen im Fall von Kernholz die Ergebnisse auf eine vorwiegend evaporationskontrollierte Freisetzung der flüchtigen Substanzen hin, während für Splintholz eine diffusionskontrollierte Abgabe beobachtet wurde (siehe 5.3.1 und 5.3.2). Die Ergebnisse der Emissionstests an OSB-Proben aus Kiefer legen ebenfalls eine diffusionskontrollierte VOC-Abgabe nahe. Bestätigt wird dies durch die Untersuchungen von Makowski und Ohlmeyer (2006c), die OSB-Proben in Prüfkammern mit unterschiedlichen Volumina testeten und im Falle eines konstanten Beladungsgrads gleich hohe Konzentra-

tionen an freigesetzten Terpenen und Aldehyden detektierten. Die überwiegend diffusionskontrollierte Abgabe flüchtiger Stoffe kann in einem hohen Splintholzanteil der OSB-Proben begründet sein oder auch durch den Verlust von Terpenen bei der Strandtrocknung und der Heißpressung im Rahmen der Herstellung. Im Vergleich zu Kiefernvollholz ergaben sich für Prüfungen an OSB unter variierten Bedingungen generell geringere Abweichungen von den Messungen unter Standardbedingungen, dies wurde sowohl für Terpen- als auch Aldehydemissionen festgestellt. Hier besteht mutmaßlich ebenfalls ein Zusammenhang mit dem Herstellungsprozess von OSB, bei dem durch Zerkleinerung, Trocknung und Heißpressung insbesondere aus den oberflächennahen Schichten des Materials relativ große Mengen flüchtiger Komponenten entfernt werden.

In Abbildung 30 sind die Gesamt-VOC-Emissionen von OSB-Proben, die bei Variation von Temperatur, relativer Luftfeuchte, erhöhtem Beladungsgrad, gesenktem Luftwechsel sowie bei Standardbedingungen beobachtet wurden dargestellt.

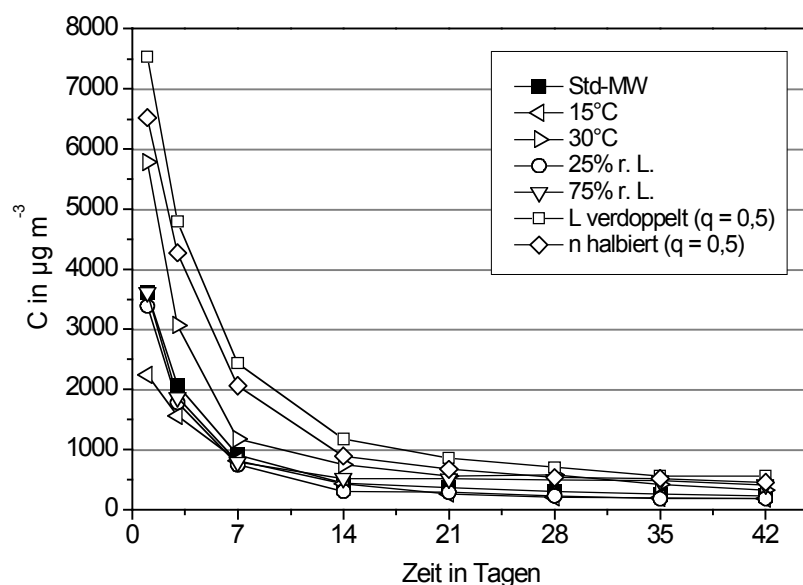


Abbildung 30: Gesamt-VOC-Emissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel

Die Faktoren zum Vergleich des Einflusses der unterschiedlichen Prüfbedingungen auf die Gesamt-VOC-Emissionen der geprüften OSB-Proben zeigt Tabelle 14.

Tabelle 14: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	<i>Doppelb. Std.</i>	15 °C	30 °C	25 % r. L.	75 % r. L.	L verdoppelt (q = 0,5)	n halbiert (q = 0,5)
1	1,0	0,6	1,6	0,9	1,0	2,1	1,8
3	0,9	0,8	1,5	0,9	0,9	2,3	2,1
7	0,9	0,9	1,3	0,8	0,9	2,7	2,3
14	1,0	1,0	1,7	0,7	1,2	2,7	2,0
21	1,1	0,7	1,5	0,8	1,4	2,3	1,8
28	1,1	0,7	1,9	0,8	1,7	2,3	1,8
35	1,1	0,7	1,6	0,7	1,9	2,2	2,0
42	1,1	0,8	1,4	0,8	1,8	2,4	2,0

Die Gesamt-VOC-Emissionen setzten sich zu Prüfbeginn in der Regel zu rund 90 % aus Terpenen und zu weniger als 10 % aus Aldehyden zusammen. Im Verlauf der Prüfung sank der Terpenanteil während der Aldehydanteil stieg. Neben Terpenen und Aldehyden wurden Säuren, Alkohole, Ketone und Alkane detektiert. Die emittierten Substanzen deckten sich mit denen, die von den Kiefernvollholzproben (siehe 5.3.1) freigesetzt wurden.

Die Säureemissionen setzten sich aus Essigsäure und Hexansäure zusammen. Dabei trat Hexansäure in der Regel zu Prüfbeginn in maximal halb so hohen Konzentrationen wie Essigsäure auf und konnte in den meisten Fällen bereits vor Prüfende nicht mehr detektiert werden. Im Unterschied zu Essigsäure als Abspaltungsprodukt von Hemicellulosen entsteht Hexansäure aus der weiteren Oxidation der Aldehyde (Back *et al.* 2000). Maximal wurde zu Prüfbeginn eine Säurekonzentration in der Prüfkammerluft von rund $220 \mu\text{g m}^{-3}$ ermittelt. Nach maximal 7 Tagen emittierte keine der Proben mehr als $100 \mu\text{g m}^{-3}$, dieser Wert wurde auch im weiteren Prüfungsverlauf im Wesentlichen nicht überschritten. Eine Ausnahme bildete die mit doppeltem Beladungsgrad geprüfte Probe an Prüftag 1 mit einer Prüfkammerkonzentration von rund $450 \mu\text{g m}^{-3}$. Tendenziell wurden bei 30 °C bzw. 75 % relativer Luftfeuchte höhere Säuremengen und bei 15 °C bzw. 25 % relativer Luftfeuchte niedrigere Säuremengen abgegeben als bei Standardbedingungen. Für die Probe mit doppeltem Beladungsgrad wurden ab Prüftag 3 ungefähr doppelt so

hohe Säurekonzentrationen wie unter Standardparametern detektiert, während bei halbiertem Luftwechsel nur zum Teil höhere Konzentrationen als für die Standardproben ermittelt wurden. Insgesamt ergeben sich damit für die Säureemissionen prinzipiell die gleichen Effekte variierteter Prüfparameter wie für die Substanzklassen Terpene und Aldehyde. Durch relativ große Schwankungen kommt es jedoch oft zu Überschneidungen der Kurven, was darauf hindeutet, dass hier in Bereichen nahe der Bestimmungsgrenze gemessen wurde.

Versuchsreihe II

In einer zweiten Messreihe wurden erneut Beladungsgrad und Luftwechsel variiert, um zu bestätigen, dass die Freisetzung von VOC aus den geprüften OSB-Proben überwiegend diffusionskontrolliert verläuft. Neben einer Halbierung des Beladungsgrads wurde mit einem deutlich reduzierten Luftwechsel von $0,6 \text{ h}^{-1}$ (resultierendes $q = 0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) ein Wert gewählt, der Verhältnisse in realen Räumen widerspiegelt (Jann *et al.* 1999). Die von Versuchsteil I abweichenden Ergebnisse der Standardproben ergeben sich daraus, dass die Proben für Versuchsteil II aus einer anderen OSB-Platte gefertigt wurden. Auch bei dieser Platte handelte es sich um ein im Baumarkt kommerziell erworbenes Produkt (OSB-3, Dicke 22 mm, siehe 5.1). Abbildung 31 zeigt die Terpenemissionen von OSB-Proben (Mittelwerte von Doppelbestimmungen) unter Standardbedingungen und halbiertem Beladungsgrad bzw. um den Faktor 5,2 gesenkten Luftwechsel.

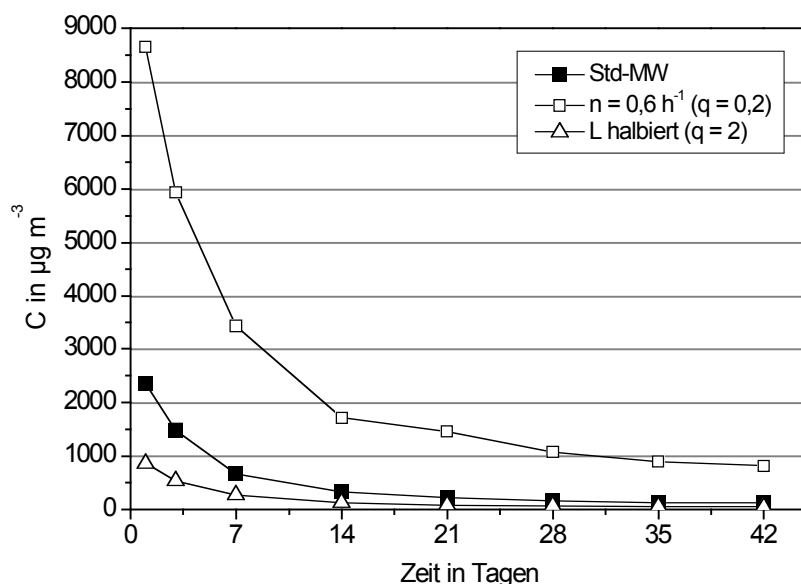


Abbildung 31: Terpenemissionen von OSB, getestet bei Standardbedingungen sowie bei um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel bzw. halbiertem Beladungsgrad

In Tabelle 15 sind die Faktoren zum Vergleich der unter variierten Parametern und unter Standardbedingungen detektierten Terpenemissionen aus OSB aufgeführt. Ebenfalls aufgelistet sind die Faktoren zur Bewertung der Güte der Doppelbestimmungen.

Tabelle 15: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	<i>Doppelb. Std.</i>	L halbiert ($q = 2$) (<i>Doppelb.</i>)	$n = 0,6 \text{ h}^{-1}$ ($q = 0,2$) (<i>Doppelb.</i>)
1	1,0	0,4 (0,7)	3,7 (1,0)
3	1,0	0,4 (0,9)	4,0 (0,9)
7	1,2	0,4 (1,0)	5,1 (0,9)
14	1,2	0,4 (1,1)	5,2 (0,8)
21	1,1	0,4 (1,0)	6,7 (0,7)
28	1,3	0,4 (1,0)	6,8 (0,6)
35	1,0	0,4 (1,0)	7,0 (0,6)
42	1,1	0,4 (0,9)	6,9 (0,6)

Unter der Annahme, dass sich bei Veränderung von Luftwechselrate oder Beladungsgrad die Prüfkammerkonzentration proportional verändert, sind bei halbiertem Beladungsgrad um den Faktor 0,5 reduzierte und bei einem von $3,1 \text{ h}^{-1}$ auf $0,6 \text{ h}^{-1}$ reduzierten Luftwechsel um den Faktor 5,2 erhöhte Prüfkammerkonzentrationen zu erwarten. Gemessen wurden hinsichtlich der Terpenkonzentrationen ein Faktor von konstant 0,4 bzw. von gemittelt 5,7. Auffällig für die Tests bei $q = 0,2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ist der im Prüfungsverlauf ansteigende Faktor und die einhergehenden ansteigenden Abweichungen zwischen den beiden Einzelbestimmungen. Ein Grund sind möglicherweise Inhomogenitäten zwischen den beiden Proben.

In Abbildung 32 sind die Aldehydemissionen von OSB-Proben (Mittelwerte von Doppelbestimmungen) unter Standardbedingungen und bei halbiertem Beladungsgrad bzw. um Faktor 5,2 gesenkten Luftwechsel dargestellt.

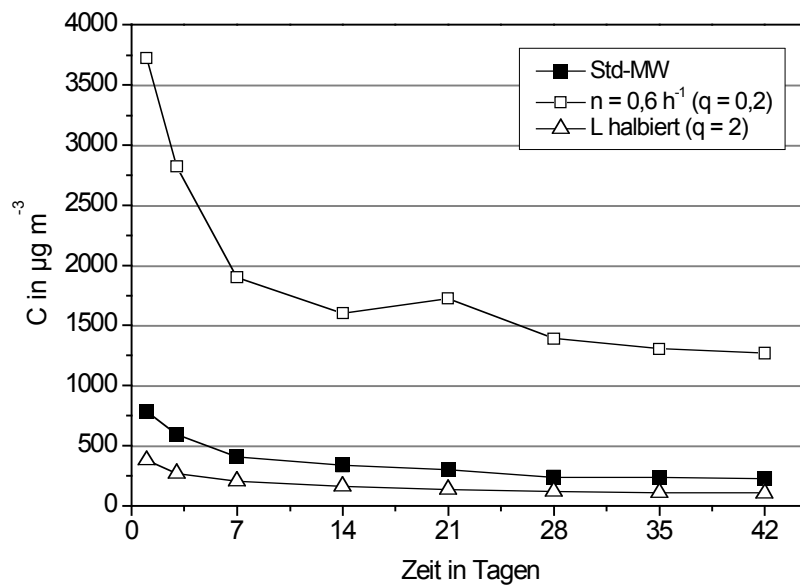


Abbildung 32: Aldehydemissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad

Die Faktoren zum Vergleich der bei halbiertem Beladungsgrad und bei einem Luftwechsel von $0,6 \text{ h}^{-1}$ sowie unter Standardbedingungen detektierten Aldehydemissionen aus OSB zeigt Tabelle 16. Ebenfalls aufgeführt sind die Faktoren zur Bewertung der Güte der Doppelbestimmungen.

Tabelle 16: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	<i>Doppelb. Std.</i>	L halbiert (q = 2) (<i>Doppelb.</i>)	n = 0,6 h ⁻¹ (q = 0,2) (<i>Doppelb.</i>)
1	1,0	0,5 (0,7)	4,8 (0,9)
3	1,0	0,5 (0,7)	4,8 (0,9)
7	1,1	0,5 (0,8)	4,7 (1,0)
14	1,1	0,5 (0,8)	4,7 (1,0)
21	1,1	0,4 (0,8)	5,7 (0,8)
28	1,2	0,5 (0,8)	5,8 (0,7)
35	1,0	0,5 (0,8)	5,5 (0,8)
42	1,1	0,5 (0,8)	5,6 (0,8)

Wie für die Terpenemissionen wird auch für die Aldehydemissionen im Falle einer diffusionskontrollierten Abgabe von proportionalen Veränderungen der Prüfkammerkonzentration in Abhängigkeit von den variierten Parametern ausgegangen. Die erwarteten Werte von um den Faktor 0,5 reduzierten bzw. um den Faktor 5,2 erhöhten Prüfkammerkonzentrationen bei halbiertem Beladungsgrad bzw. bei einem von 3,1 h⁻¹ auf 0,6 h⁻¹ reduzierten Luftwechsel wurden experimentell bestätigt.

Abbildung 33 zeigt die Gesamt-VOC-Emissionen von OSB-Proben (Mittelwerte von Doppelbestimmungen) unter Standardbedingungen und bei halbiertem Beladungsgrad bzw. um Faktor 5,2 gesenktem Luftwechsel.

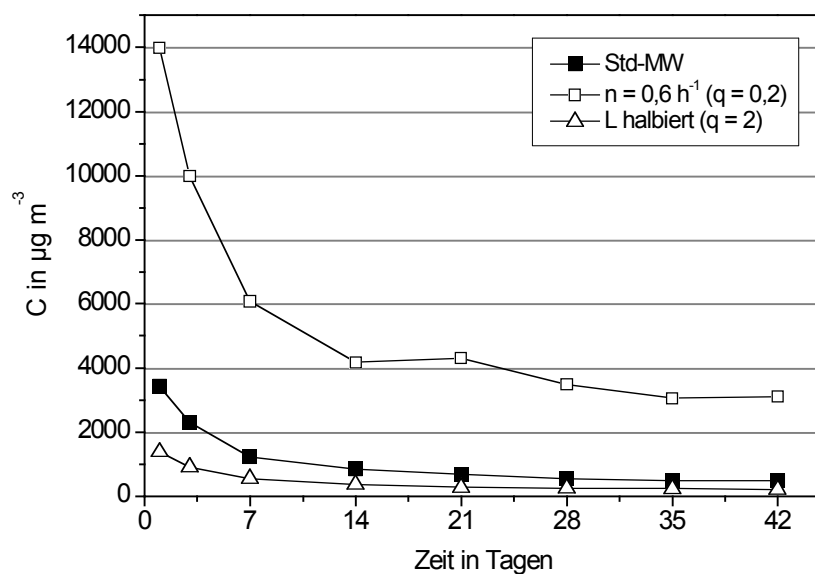


Abbildung 33: Gesamt-VOC-Emissionen von OSB, getestet bei Standardbedingungen sowie um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad

In Tabelle 17 sind die Faktoren zum Vergleich der bei halbiertem Beladungsgrad und bei einem Luftwechsel von $0,6 \text{ h}^{-1}$ sowie unter Standardbedingungen detektierten Aldehydemissionen aus OSB aufgeführt, ebenso wie die Faktoren zur Bewertung der Güte der Doppelbestimmungen.

Tabelle 17: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus OSB bei Standardbedingungen und um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen

Tag	Doppelb. Std.	L halbiert (q = 2) (Doppelb.)	n = 0,6 h ⁻¹ (q = 0,2) (Doppelb.)
1	1,0	0,4 (0,7)	4,1 (0,9)
3	1,0	0,4 (0,8)	4,3 (0,9)
7	1,1	0,5 (0,9)	4,9 (0,9)
14	1,2	0,4 (0,8)	4,9 (0,9)
21	1,1	0,4 (0,8)	6,4 (0,8)
28	1,2	0,5 (0,8)	6,3 (0,7)
35	1,0	0,5 (0,8)	6,2 (0,7)
42	1,1	0,4 (0,8)	6,4 (0,7)

Bei Versuchsreihe II machten Terpene zu Prüfbeginn den Hauptanteil der Gesamt-VOC-Emissionen aus, jedoch in der Regel zu einem geringeren Prozentsatz als bei den in der ersten Versuchsreihe getesteten OSB-Proben. Stattdessen lag der Aldehydanteil höher. Auch für die Tests in Versuchsreihe II wurde beobachtet, dass im Prüfungsverlauf der Terpenanteil sank, während der Aldehydanteil stieg. Diese Unterschiede als auch die Unterschiede in der absoluten Höhe der Emissionen zwischen Versuchsreihe I und II ergeben sich wahrscheinlich aus unterschiedlichem Probenalter und einem anderen Mischungsverhältnis von Kern- zu Splintholz, das bei der Produktion zum Einsatz kam. Die Proben der Versuchsreihe II emittierten neben Terpenen und Aldehyden ebenfalls die für Kiefernvollholz typischen Verbindungen aus den Substanzklassen Säuren, Alkoholen, Ketonen und Alkanen.

Die Säureemissionen setzten sich aus Essigsäure und Hexansäure zusammen, wobei Hexansäure in ähnlich hohen bzw. höheren Konzentrationen wie Essigsäure auftrat. Da Hexansäure als Oxidationsprodukt aus Aldehyden entsteht, resultierte das große Aufkommen vermutlich aus den relativ hohen Aldehydemissionen, die die Proben dieser Versuchsreihe aufwiesen. An Prüftag 1 wurde für die unter Standardbedingungen getesteten Proben eine Prüfkammerkonzentration von rund $160 \mu\text{g m}^{-3}$ Säuren ermittelt. Die unter halbiertem Beladungsgrad geprüften Proben wiesen wie erwartet eine rund halb so hohe Säurekonzentration auf, dieser Faktor blieb, mit Schwankungen, über den weiteren Prüfungsverlauf relativ konstant. Die bei einem Luftwechsel von $0,6 \text{ h}^{-1}$ getesteten Proben wiesen hingegen um den Faktor 8 erhöhte Werte auf. Im weiteren Verlauf wurden jedoch zum Teil starke Schwankungen der abgegebenen Essig- als auch Hexansäurekonzentration beobachtet, die Ursachen hierfür sind unklar.

Zusammenfassend wurden für die aus Kiefer hergestellten OSB-Proben prinzipiell ähnliche Effekte beobachtet wie an Kiefernvollholz, d. h. erhöhte Abgabe von Terpenen und Aldehyden bei erhöhter Temperatur sowie erhöhte Freisetzung von Aldehyden bei erhöhter relativer Luftfeuchte, wobei die Effekte nicht so stark ausgeprägt waren wie für Kiefernvollholz. Die Ergebnisse der Emissionstests unter variierten Beladungsgraden und Luftwechselraten wiesen, wie für Kiefernspint, auf eine diffusionskontrollierte VOC-Abgabe hin.

5.5 Produktemissionsmessungen an Buche

In zwei Versuchsteilen wurden zum einen die Prüfparameter Temperatur und relative Luftfeuchte und zum anderen der Beladungsgrad gegenüber Standardmessungen verändert. Dabei wurde jeweils ausschließlich ein Parameter variiert, alle weiteren Einstellungen entsprachen den Standardwerten. Folgende Variationen kamen zu Anwendung:

- Temperatur: 15 °C bzw. 30 °C
- relative Luftfeuchte: 25 % bzw. 75 %
- Beladungsgrad: halbiert ggü. Standardbedingungen,
d. h. 361 cm^2 emittierende Fläche ($q = 2 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)

Neben Essigsäure wurden von den Buchenproben in Spuren Alkohole und Alkane freigesetzt.

Abbildung 34 zeigt die Essigsäureemissionen von Buchenproben unter Standardbedingungen sowie bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, bestimmt mittels TD-GC-MS. Dargestellt sind die Mittelwerte der für alle Variationen durchgeführten Doppelbestimmungen.

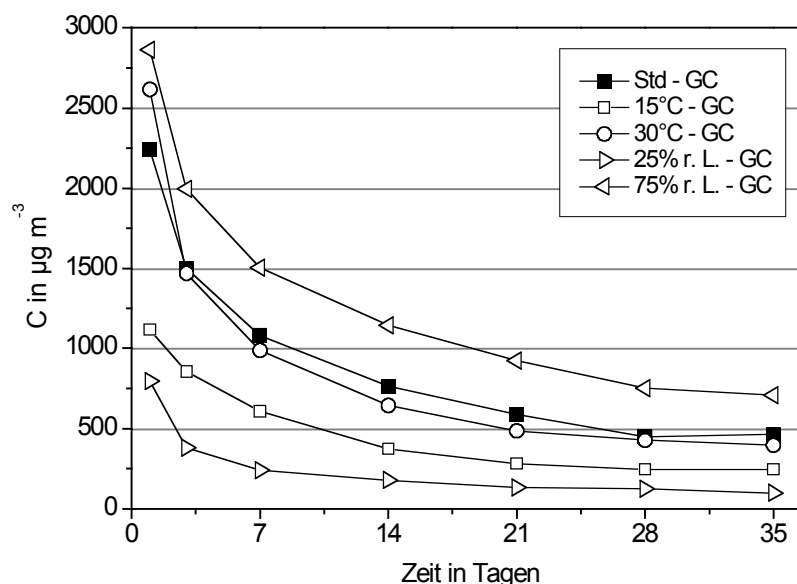


Abbildung 34: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, ermittelt mittels GC-MS

In Tabelle 18 sind die Faktoren zum Vergleich der Essigsäureabgabe unter Standardbedingungen und unter variierten Bedingungen dargestellt. Ferner sind die aus den Doppelbestimmungen errechneten Faktoren zur Beurteilung der Abweichungen der Doppelbestimmungen untereinander aufgeführt.

Tabelle 18: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit GC

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L. (Doppelb.)	75 % r. L. (Doppelb.)	15 °C (Doppelb.)	30 °C (Doppelb.)
1	1,1	0,4 (1,0)	1,3 (0,9)	0,5 (1,1)	1,2 (1,4)
3	1,0	0,3 (1,3)	1,3 (0,9)	0,6 (0,8)	1,0 (1,1)
7	1,1	0,2 (1,3)	1,4 (1,0)	0,6 (0,9)	0,9 (1,1)
14	1,1	0,2 (*)	1,5 (0,8)	0,5 (1,0)	0,8 (1,4)
21	1,1	0,2 (1,0)	1,6 (0,9)	0,5 (1,2)	0,8 (1,6)
28	1,0	0,3 (1,1)	1,7 (0,9)	0,5 (1,3)	1,0 (1,4)
35	1,2	0,2 (1,0)	1,5 (1,1)	0,5 (1,4)	0,9 (1,6)

* nur ein Wert vorhanden

Erkennbar ist sowohl ein Effekt der relativen Luftfeuchte als auch der Temperatur auf die Höhe der Essigsäureemissionen von Buche. Dabei setzten die bei 75 % relativer Luftfeuchte getesteten Proben die höchsten Essigsäuremengen frei mit maximal 1,7-fach höheren Konzentrationen als unter Standardbedingungen. Die niedrigsten Essigsäuremengen gaben die bei 25 % relativer Luftfeuchte getesteten Proben ab mit minimal dem 0,2-fachen der bei Standardparametern ermittelten Werte. Dieser Effekt der relativen Luftfeuchte wird durch andere Untersuchungen prinzipiell bestätigt (Packman 1960, Gibson und Watt 2010) und basiert vermutlich auf der Krafteinwirkung durch die polaren Wassermoleküle in der feuchten Luft auf die ebenfalls polaren Essigsäuremoleküle (Fechter *et al.* 2006) bzw. der möglicherweise bevorzugten Besetzung von Sorptionsplätzen im Holz mit den stark polaren Wassermolekülen, wodurch die weniger polaren Essigsäuremoleküle verdrängt werden (vgl. Meininghaus und Uhde 2002).

Im Vergleich zu den Standardmessungen ergaben Tests bei 15 °C ca. um die Hälfte reduzierte Prüfkammerkonzentrationen während die bei 30 °C getesteten Proben nur zu Prüfbeginn geringfügig höhere Mengen Essigsäure freisetzten, im weiteren Prüfungsverlauf jedoch vergleichbare bzw. minimal geringere Mengen abgaben. In der Literatur finden

sich zahlreiche Hinweise auf eine erhöhte Freisetzung von Essigsäure aus Buche und anderen Hölzern bei Temperaturerhöhung (Packman 1960, Roffael 1989, Gibson und Watt 2010). Unklar ist, warum in der vorliegenden Untersuchung ausschließlich eine Emissionserhöhung bei 23 °C im Vergleich zu 15 °C, nicht aber bei 30 °C im Vergleich zu 23 °C ermittelt wurde.

Erhöhte Temperatur und relative Luftfeuchte beeinflussen die Abgabe von Essigsäure in mehrfacher Hinsicht. Zum einen wirken sie beschleunigend auf die Freisetzung von bereits in der Probe vorhandener Essigsäure (die z. B. bei der technischen Trocknung gebildet wurde), zum anderen fördern beide die weitere Abspaltung von Essigsäure während der Emissionsprüfung (Packman 1960).

Die Abweichungen zwischen der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen sind gering mit Faktoren zwischen 1,0 und 1,2. Für die jeweiligen Doppelbestimmungen unter variierten Parametern wurden z. T. höhere Abweichungen gefunden mit Faktoren von minimal 0,8 und maximal 1,6. Die detektierten Werte befinden sich einer vergleichbaren Größenordnung wie Angaben aus der Literatur. Gibson und Watt (2010) ermittelten Essigsäurekonzentrationen an Buche von $1500 \mu\text{g m}^{-3}$ bei 54 % relativer Luftfeuchte an Prüftag 7, wobei jedoch unter statischen Bedingungen und mit einem Beladungsgrad getestet wurde, der von den eigenen Tests abwich.

In Abbildung 35 werden die Prüfkammerkonzentrationen von Essigsäure aus Buchenproben unter Standardbedingungen sowie bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten dargestellt, die mittels IC bestimmt wurden. Gezeigt werden die Mittelwerte der für alle Variationen durchgeführten Doppelbestimmungen.

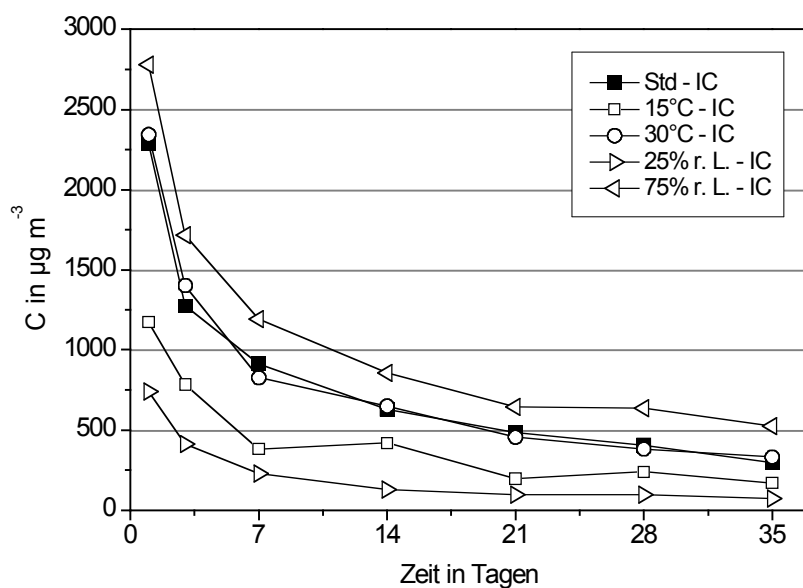


Abbildung 35: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, ermittelt mittels IC

Tabelle 19 führt die Faktoren zum Vergleich der Essigsäureabgabe unter Standardbedingungen und unter variierten Bedingungen auf. Ferner sind die aus den Doppelbestimmungen errechneten Faktoren zur Beurteilung der Abweichungen der Doppelbestimmungen untereinander dargestellt.

Tabelle 19: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit IC

Tag	Doppelb. Std.	25 % r. L. (Doppelb.)	75 % r. L. (Doppelb.)	15 °C (Doppelb.)	30 °C (Doppelb.)
1	1,1	0,3 (1,1)	1,2 (0,9)	0,5 (2,3)	1,0 (1,1)
3	1,4	0,3 (1,2)	1,3 (0,9)	0,6 (0,9)	1,1 (1,0)
7	1,0	0,3 (0,9)	1,3 (0,9)	0,4 (0,4)	0,9 (1,1)
14	1,2	0,2 (1,3)	1,4 (1,0)	0,7 (0,5)	1,0 (0,8)
21	1,0	0,2 (1,7)	1,3 (1,1)	0,4 (0,5)	0,9 (1,1)
28	1,1	0,2 (1,3)	1,6 (1,0)	0,6 (1,1)	0,9 (1,4)
35	1,3	0,2 (*)	1,8 (0,9)	0,6 (0,7)	1,1 (1,1)

* nur ein Wert vorhanden

Die mit IC ermittelten Ergebnisse stimmten in ihrer Aussage mit denen durch GC-MS bestimmten Ergebnisse überein, jedoch lagen die IC-Werte durchschnittlich um 15 % niedriger als die GC-MS-Werte. Vermutlich ergibt sich diese Abweichung aus Verlusten während der Luftprobenahme. Zur Durchleitung der Prüfkammerluft durch zwei mit NaOH-Lösung gefüllte Waschflaschen sind längere Schläuche und mehr Anschlussstücke nötig als bei Durchleitung der Luft durch zwei hintereinander geschaltete Tenax-Röhrchen. Durch Absorption an den Schlauchwänden, die mutmaßlich nicht vollständig durch Ausspülen kompensiert wird sowie geringfügige Leckagen an den Anschlüssen kann es zu Verlusten kommen. Möglicherweise liegt darin auch der Grund für die gegenüber den Ergebnissen aus GC-Messungen größeren Abweichungen innerhalb der Doppelbestimmungen.

Abbildung 36 zeigt die mit TD-GC-MS bestimmten Essigsäureemissionen von Buchenproben unter Standardbedingungen sowie bei halbiertem Beladungsgrad, d. h. rund 360 cm^2 emittierender Probenfläche. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte. Für die Prüftage 14, 21 und 28 konnten aufgrund eines Ausfalls des GC-MS-Systems keine Werte ermittelt werden.

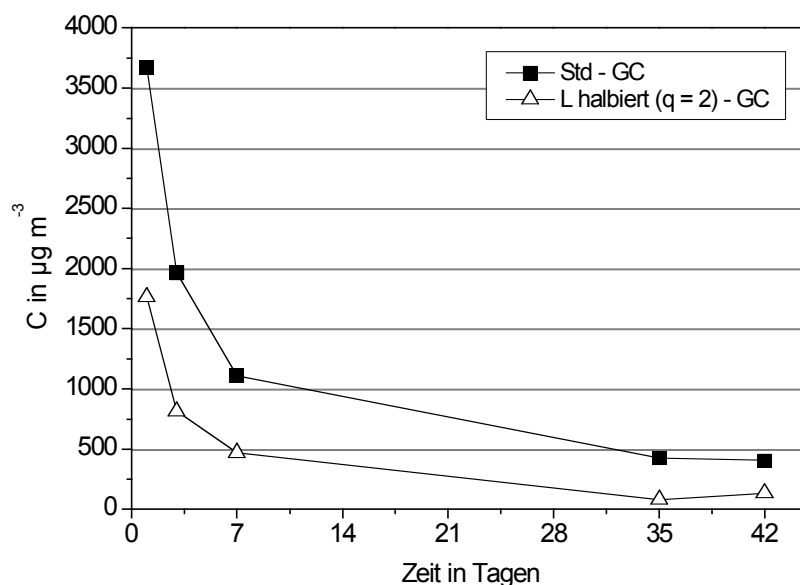


Abbildung 36: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei halbiertem Beladungsgrad, ermittelt mit GC

In Tabelle 20 sind die Faktoren zum Vergleich der Essigsäureabgabe unter Standardbedingungen und unter halbiertem Beladungsgrad aufgeführt. Ferner sind die aus den Doppelbestimmungen errechneten Faktoren zur Beurteilung der Abweichungen der Doppelbestimmungen dargestellt.

Tabelle 20: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei halbiertem Beladungsgrad sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit GC

Tag	Doppelb. Std.	L halbiert (q = 2) (Doppelb.)
1	1,0	0,5 (1,4)
3	1,0	0,4 (1,7)
7	1,1	0,4 (1,6)
14	-	-
21	-	-
28	-	-
35	1,0	0,2 (1,4)
42	1,0	0,3 (1,8)

- keine Messung

Bei Halbierung des Beladungsgrades kann bei proportionalen Zusammenhängen von einer Halbierung der Prüfkammerkonzentration ausgegangen werden, sofern die weiteren Parameter konstant bleiben (ECA 1997, Jann *et al.* 1999). Für Essigsäureemissionen aus Buche konnte dieser Zusammenhang durch die vorliegenden Untersuchungen bestätigt werden. Dabei wurden bei halbiertem Beladungsgrad z. T. um mehr als die Hälfte verringerte Essigsäurekonzentration detektiert, jedoch waren ebenfalls die Abweichungen zwischen der Doppelbestimmung mit halbiertem Beladungsgrad groß.

In Abbildung 37 sind die mit GC-MS bestimmten Essigsäureemissionen von Buchenproben unter Standardbedingungen sowie bei halbiertem Beladungsgrad, d. h. mit 360 cm² emittierender Probenfläche, als Mittelwerte dargestellt.

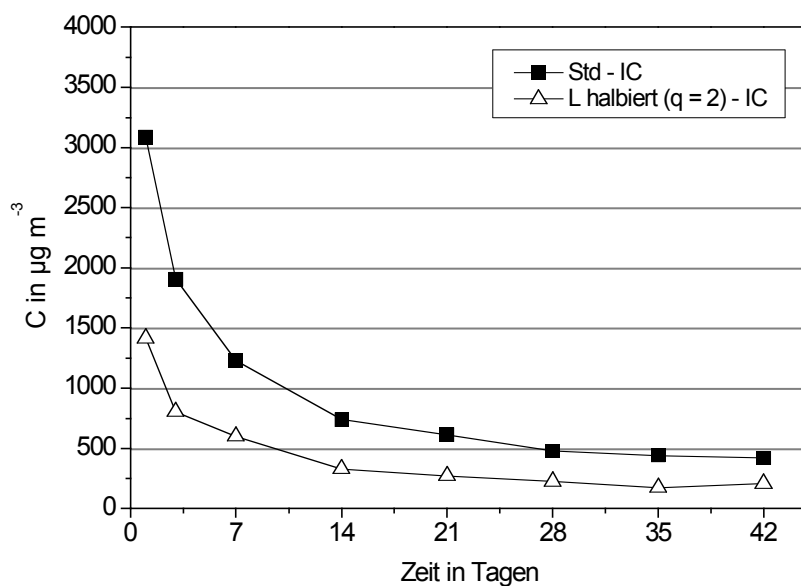


Abbildung 37: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei halbiertem Beladungsgrad, ermittelt mit IC

Tabelle 21 zeigt die Faktoren zum Vergleich der Essigsäureabgabe unter Standardbedingungen und unter halbiertem Beladungsgrad. Außerdem werden die aus den Doppelbestimmungen errechneten Faktoren zur Beurteilung der Abweichungen unter gleichen Bedingungen aufgeführt.

Tabelle 21: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei halbiertem Beladungsgrad sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit IC

Tag	Doppelb. Std.	L halbiert (q = 2) (Doppelb.)
1	1,1	0,5 (1,5)
3	1,0	0,4 (1,3)
7	1,0	0,5 (1,6)
14	0,9	0,4 (1,7)
21	1,0	0,4 (1,4)
28	1,0	0,5 (1,3)
35	0,9	0,4 (1,4)
42	1,1	0,5 (1,5)

Die Ergebnisse der IC-Messungen decken sich im Wesentlichen mit denen der GC-Messungen, d. h. bei halbiertem Beladungsgrad ergeben sich halbierte Prüfkammerkonzentrationen von Essigsäure. Auch bei Detektion mittels IC sind die Abweichungen zwischen den Werten der Doppelbestimmung bei halbiertem Beladungsgrad relativ hoch. Möglicherweise wird hier für beide Methoden bereits ein Messbereich nahe der Bestimmungsgrenze erreicht. Der Vergleich der absoluten Prüfkammerkonzentrationen die mit GC bzw. IC ermittelt wurden zeigt gleich zu Prüfbeginn eine ähnliche Abweichung wie in Versuchsteil 1, d. h. um ca. 15 % geringere IC- als GC-Werte, im weiteren Prüfungsverlauf jedoch gleich hohe bzw. deutlich höhere IC-Werte. Dies wird z. T. auf Verbesserungen der Luftprobenahme für die IC-Analyse (insbesondere eine Verkürzung der Schläuche) zurückgeführt, ferner können Abweichungen durch Leckagen des TD-GC-MS-Systems entstanden sein.

Zusammenfassend wurde festgestellt, dass die relative Luftfeuchte die Höhe der Essigsäureemissionen stärker beeinflusste als die Temperatur, wobei eine höhere relative Luftfeuchte und, bedingt, eine höhere Temperatur höhere Prüfkammerkonzentrationen nach sich zogen. Der Einfluss der relativen Luftfeuchte ist möglicherweise auf Wechselwirkungen zwischen den polaren Wasser- und Essigsäuremolekülen zurückzuführen. Der Effekt der Temperatur beruht auf der Erhöhung von Dampfdruck und Diffusionskoeffizient. Bei Halbierung des Beladungsgrads wurde eine halb so hohe Prüfkammerkonzentration an Essigsäure im Vergleich zu Standardbedingungen detektiert, d. h. es ergab sich eine proportionale Veränderung. Damit verlief die Freisetzung von Essigsäure aus den Buchenproben vermutlich diffusionskontrolliert (Woolfenden 2009). Der Methodenvergleich zwischen GC und IC ergab im wesentlichen gleiche Ergebnisse bzw. auftretende Abweichungen sind vermutlich in erster Linie durch das Luftprobenahmesystem bedingt.

6 Ergebnisse Teil 2

6.1 Versuchsaufbau

Zur Ermittlung von Diffusionskoeffizienten holzeigener flüchtiger Substanzen in Vollholz und Holzwerkstoffen wurde die Doppelkammermethode gewählt. Bei diesem Versuchsaufbau werden zwei Kammern durch das zu testende Material getrennt und in eine der Kammern die gewünschte flüchtige Substanz zudosiert. In beiden Kammern herrschen definierter Luftwechsel, Temperatur und relative Luftfeuchte. Über die Zeit wird die Konzentration des diffundierten Stoffes in der entsprechenden Kammer durch Luftprobenahmen ermittelt und daraus der effektive Diffusionskoeffizient errechnet. Ferner können aus den Ergebnissen Aussagen über die Sorptionseigenschaften des Materials und damit über Senkeneffekte bzw. die Dauer der Abgabe der Substanz getroffen werden (Meinighaus und Uhde 2002).

Abbildung 38 zeigt den Versuchsaufbau. Verwendet wurden zwei Exsikkatorunterteile mit einem Volumen von jeweils ca. 6 L, in denen jeweils ein Luftwechsel von 13 h^{-1} oder 15 h^{-1} bei 23°C und 50 % relativer Luftfeuchte herrschte. Die Luftgeschwindigkeit über der Probenoberfläche betrug ca. $0,5 \text{ m s}^{-2}$. Das Probenmaterial wurde mittels zwei Glasplatten (Dicke je 18 mm) mit drei Ausschnitten zwischen die beiden Kammern eingebracht (siehe Abbildung 39). Zur Abdichtung kamen zwei Silikonplatten mit einer Dicke von je 2 mm zum Einsatz, die mit drei Ausschnitten versehen wurden und jeweils zwischen Probenmaterial und Glasplatte platziert wurden (Abbildung 40). Zur besseren Abdichtung wurden die Probenkörper mit Silikonpaste zwischen die Silikonmatten geklebt. Nach Einbringen der beiden Glasplatten mit den Silikonmatten und den drei Probenkörpern zwischen die Exsikkatorunterteile wurden diese mittels einer Schraubvorrichtung und weiteren Zwingen (nicht abgebildet) zusammengepresst (Abbildung 41).

Es wurden drei kleinere Probenkörper statt eines einzigen großen Probenkörpers – dessen Fläche die gesamte Öffnung der beiden Exsikkatorunterteile abdeckt – gewählt, weil vorrangig Kiefernvollholz getestet werden sollte. Eine Vollholzprobe mit einem Durchmesser von 26 cm (22 cm Innendurchmesser der Exsikkatorunterteile sowie je 2 cm für eine hinreichende Überlappung des Rands durch die Probe) kann sich stark werfen und damit zu Undichtigkeiten führen. Außerdem kann mit drei kleineren Probenkörpern eine spezifischere Holzauswahl getroffen werden, d. h. neben dem Ausschluss von Fehlern wie Ästen, Rissen oder Harztaschen kann ausschließlich Splintholz und dabei relativ gleichartiges Material getestet werden. Bei einem einzigen Probenkörper mit großem Durchmesser

müsste Material aus einem Stamm mit großem Durchmesser verwendet werden, da die Markröhre mit dem umgebenden juvenilen Holz eine geringere Dichte und z. T. Risse aufweist, so dass nur Material mit hinreichendem Abstand zum Stammzentrum verwendet werden kann. Dabei würde es sich zum größten Teil um Kernholz handeln, das einen hohen Terpengehalt aufweist, der zudem nicht homogen über den Querschnitt verteilt ist (Back und Ekman 2000b). Daraus ergeben sich hohe Terpenemissionen, die die Ermittlung des Diffusionskoeffizienten z. B. von α -Pinen (dem Terpen mit dem größten Anteil in heimischer Kiefer) verhindern. Aus diesem Grund sollten die Diffusionsmessungen an Kiefernspilnholz durchgeführt werden, das über einen langen Zeitraum gut belüftet gelagert worden war. Kiefernspilnholz weist in der Regel deutlich niedrigere Terpenemissionen als das zugehörige Kernholz auf, ferner haben eigene Untersuchungen gezeigt, dass mutmaßlich durch die höhere Durchlässigkeit des Splints im Vergleich zu Kern bei langer Lagerdauer im aufgetrennten Zustand ein Großteil der Terpene entweicht.



Abbildung 38: Doppelkammeraufbau zu Messung der Diffusion flüchtiger Substanzen durch Vollholz und Holzwerkstoffe



Abbildung 39: Glasplatten mit Ausschnitten zur Einbringung der Probenkörper in die Doppelkammer



Abbildung 40: Silikonmatten mit Ausschnitten und eingeklebten Probenkörpern

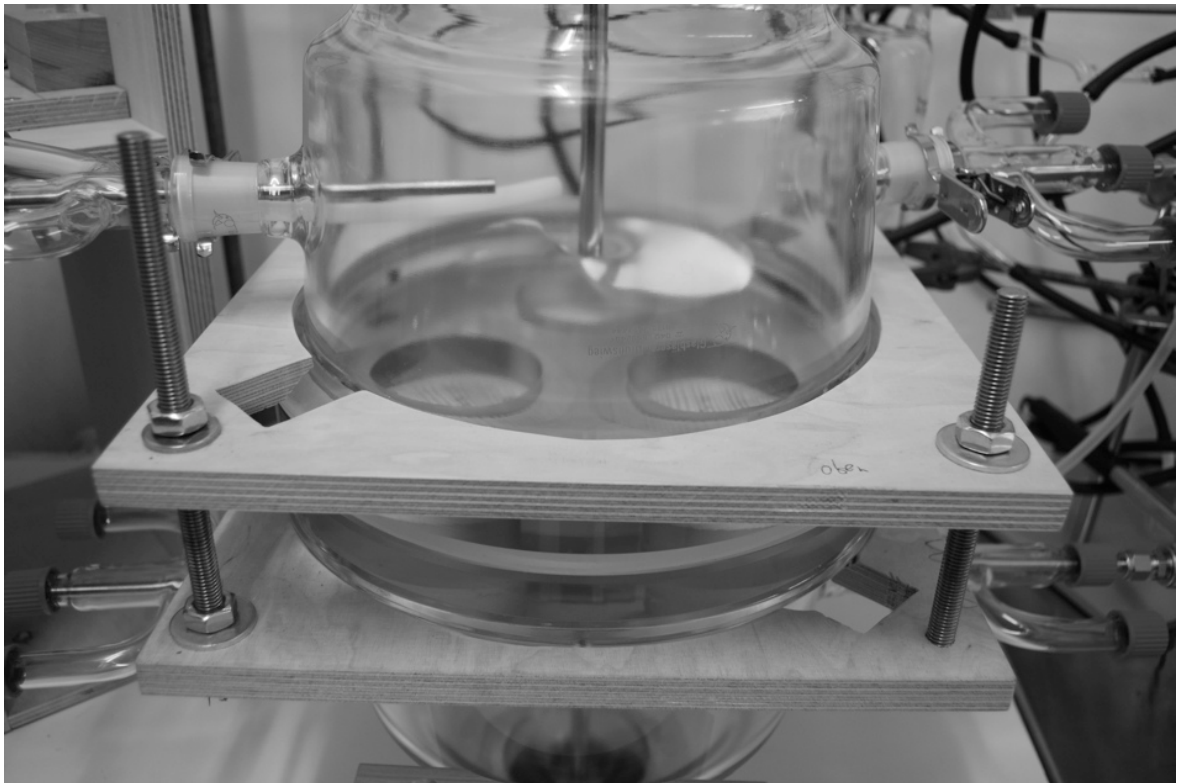


Abbildung 41: Position der Probenkörper zwischen Silikonmatten und Glasplatten zwischen den Kammern

Um möglichst homogenes Vollholzprobenmaterial zu erhalten, wurden die Proben aus eng benachbarten Bereichen eines Brettes gefertigt, um Unterschiede in der Rohdichte und im verbliebenden Extraktstoffgehalt möglichst gering zu halten. Außerdem wurde ausschließlich Material mit stehenden Jahrringen, d. h. von Brettern mit radialer Ausrichtung im Stamm, verwendet, da bekannt ist, dass die Ausrichtung der Jahrringe einen deutlichen Einfluss auf die Durchlässigkeit des Holzes hat (Polaczek 1980). Aus der Verwendung von Splintholz mit stehenden Jahrringen ergibt sich eine Probenbreite, die auf die maximale Splintbreite von Kiefer begrenzt ist und damit rund 15 cm beträgt. Durch Verwendung von Material mit tangentialer Jahrringausrichtung ist prinzipiell ein größerer Probendurchmesser als bei Material mit stehenden Jahrringen möglich. Jedoch ist davon auszugehen, dass durch Abweichungen im Faserverlauf, die konische Stammform und die Krümmung der Jahrringe der Anteil und die Ausrichtung von Früh- und Spätholz zwischen einzelnen Probenstücken deutlich variiert, so dass die Bereitstellung von homoge-

nem Probenmaterial erheblich schwieriger ist als bei Verwendung von Holz mit stehenden Jahrringen.

Die Zudosierung der flüchtigen Substanzen erfolgte in die obere Kammer. In Anlehnung an Uhde (1998) wurde die Zuführung über einen durch verschiedene Durchflussmesser und Feinregelventile dosierten Fluss von hochreinem Stickstoff durch die entsprechende Substanz (α -Pinen) in einem Vial mit definiertem Füllstand realisiert. Das im Headspace angereicherte Gasgemisch aus α -Pinen und Stickstoff wurde mit dem befeuchteten Luftstrom zur Durchspülung der oberen Kammer in diese eingebracht. Der gesamte Aufbau befand sich in einem klimatisierten Labor. Zur unmittelbaren kontinuierlichen Kontrolle der Zudosierung wurde ein Flammionisationsdetektor (FID, Testa 2000 MP) verwendet, dessen Messbereich im unteren ppm-Bereich lag. Die angestrebte Substanzkonzentration in der oberen Kammer lag im Bereich von mehreren $1000 \mu\text{g m}^{-3}$. Neben der Übereinstimmung mit dem Messbereich des FID wurde auch deshalb ein relativ hoher Wert gewählt, um ein ausreichend hohes Konzentrationsgefälle aufzubauen und damit Diffusion insbesondere durch Proben mit Restgehalten an Terpenen bzw. mit Dicken von 1 bis 2 cm zu forcieren. Ferner sollte der Aufwand für die kontinuierliche Zudosierung flüchtiger Substanzen verhältnismäßig niedrig gehalten werden. Neben der kontinuierlichen Messung mittels FID wurden im zeitlichen Verlauf der Prüfung sowohl aus der oberen als auch der unteren Kammer so weit wie möglich zeitgleich aktiv Luftproben entnommen, die auf Tenax adsorbiert und mit TD-GC-MS analysiert wurden. Für die untere Kammer erfolgte dadurch die Bestimmung der Kammerkonzentration der bereits migrierten Substanz, während für die obere Kammer ein genauerer Wert der Substanzkonzentration als mittels FID ermittelt werden konnte.

6.2 Diffusionsmessungen

Probenmaterial

Verwendet wurde Kiefernspaltholz und Mitteldichte Faserplatte (MDF) aus Nadelholz. Es wurden Kiefern Bretter mit stehenden Jahrringen gewählt, die nach der technischen Trocknung mehrere Jahre bei hoher Luftzirkulation in einem unbeheizten Raum gelagert worden waren. In gehobeltem Zustand erfolgte erneut eine mehrmonatige Lagerung bei guter Durchlüftung. Um ein Werfen bzw. Verziehen der Proben zu vermeiden, wurden die Bretter erst kurz vor der weiteren Verwendung auf eine Dicke von 4 mm gehobelt und daraus drei kreisförmige Probenstücke mit einem Durchmesser von 9,5 bis 10 cm ausgeschnit-

ten. Die Rohdichte betrug $0,52 \text{ g cm}^{-3}$. Neben der Prüfung dünner Probenstücke sollten auch Proben mit einer Dicke von 1 bis 2 cm geprüft werden. Dies wurde nicht durchgeführt, da bereits die Abdichtung der dünnen Proben mit einer Dicke von 4 mm Probleme bereitete. Die Ränder der Proben wurden mit selbstklebendem Aluminiumband versiegelt, um ein seitliches Entweichen der diffundierenden Substanz zu verhindern. Die Probenkörper wurden mit Silikonpaste zwischen die Silikonmatten geklebt und dieser Verbund zwischen den Glasplatten platziert. Der Aufbau wurde mit Zwingen zusammengepresst und für mindestens eine Woche in einer Klimakammer bei $23 \text{ }^{\circ}\text{C}$ und 50 % relativer Luftfeuchte gelagert, bevor ein Einbringen in die Doppelkammer erfolgte. Durch die Lagerung wurde der Großteil der von der Silikonpaste abgegebenen flüchtigen Substanzen vor dem Einbringen in die Doppelkammer entfernt.

Bei der verwendeten MDF handelte es sich um ein industriell gefertigtes Produkt mit einer Dicke von 4 mm und einer Rohdichte von rund $0,83 \text{ g cm}^{-3}$. Die Platte lagerte vor ihrer Verwendung zunächst mehrere Monate bei hoher Luftzirkulation in einem unbeheizten Raum und wurde dann für rund 3 Wochen bei $23 \text{ }^{\circ}\text{C}$ und 50 % relativer Luftfeuchte gelagert, bevor das Einbringen in die Doppelkammer erfolgte. Im Unterschied zu den Kiefernvollholzproben wurde auf die Verwendung der ausgeschnittenen Glasplatten und Silikonmatten verzichtet und eine einzelne MDF-Probe mit einem Durchmesser von 26 cm direkt zwischen den Kammern eingebracht. Die Plattenkante wurde mit selbstklebendem Aluminiumband versiegelt.

Zudosierung

Bei der Zudosierung zeigten sich insbesondere im längerfristigen Verlauf z. T. starke Konzentrationsschwankungen, die nur durch manuelle Korrekturen eingeschränkt werden konnten. Damit konnte mit den vorhandenen Mitteln keine stabil funktionierende Zudosierung flüchtiger Substanzen realisiert werden. In den durchgeführten Versuchen wurde aus Kostengründen soweit wie möglich durch manuelle Eingriffe versucht, die zugeführte Konzentration in bestimmten Grenzen konstant zu halten.

Messungen der Diffusion von α -Pinen durch Kiefernvollholz

Nach Einbringen der Glasplatten mit den Probenstücken aus Kiefernspint und Verschluss der Doppelkammer wurden zunächst bei abgekoppelter Substanzzuführung Luftproben aus der oberen als auch der unteren Kammer entnommen. Damit sollte überprüft werden, dass keine bzw. nur aus den Proben stammende Spuren von α -Pinen in der Kammerluft vorlagen. Die Messungen ergaben Werte von rund $5 \mu\text{g m}^{-3}$ für die obere bzw. die untere Kammer.

Abbildung 42 zeigt für Versuch I die Prüfkammerkonzentration des zudosierten α -Pins in der oberen Kammer, ermittelt durch Luftprobennahmen auf Tenax mit anschließender Analyse mittels TD-GC-MS. Die Zielkonzentration betrug ca. $2000 \mu\text{g m}^{-3}$ bei einem Luftwechsel von rund 13 h^{-1} .

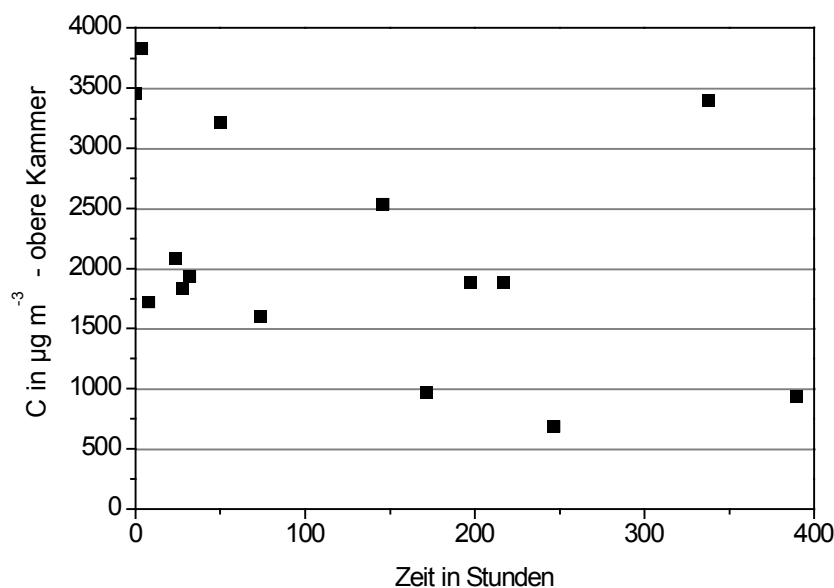


Abbildung 42: Konzentration des zudosierten α -Pins in oberer Kammer, Versuch I

Erkennbar sind die z. T. erheblichen Schwankungen in der zudosierten Konzentration. In Abbildung 43 ist die im gleichen Zeitraum für Versuch I ermittelte α -Pinen-Konzentration in der unteren Kammer dargestellt.

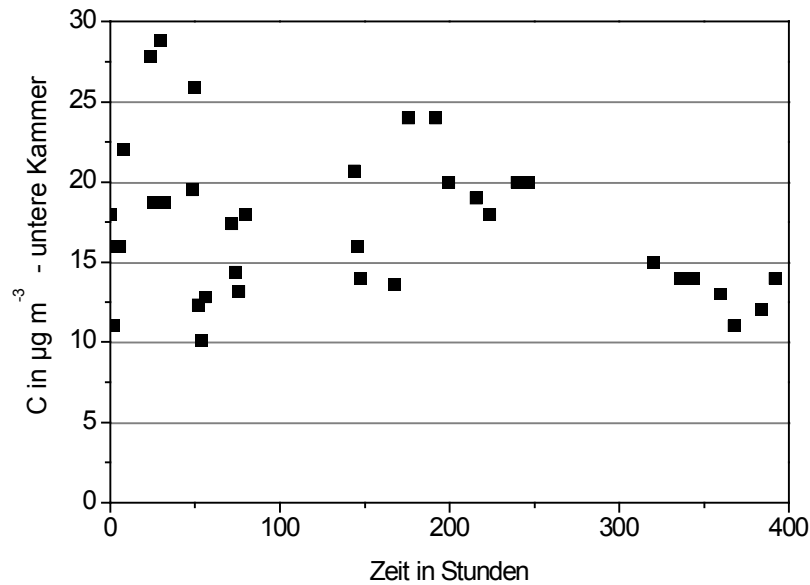


Abbildung 43: Konzentration von α -Pinen in unterer Kammer, Versuch I

Nach Versuchsstart wurde nicht wie erwartet zunächst ein langsamer Anstieg der α -Pinen-Konzentration in der Kammer beobachtet, sondern bereits ein relativ konstanter Wert ermittelt. Dies kann auf sehr rasche Diffusion oder Leckagen hindeuten. Um den Diffusionskoeffizienten zu berechnen, wurde davon ausgegangen, dass sich das System im stationären Zustand befindet und Mittelwerte aus den in der oberen bzw. der unteren Kammer gemessenen α -Pinen-Konzentrationen gebildet. Nach Meininghaus (1999) und Meininghaus und Uhde (2002) wurde folgende Formel zur Berechnung des effektiven Diffusionskoeffizienten verwendet:

$$D_{eff} = -\frac{\dot{v}_{unten} \cdot \Delta x}{A} \cdot \frac{C_{unten}}{C_{unten} - C_{oben}}$$

wobei

D_{eff} effektiver Diffusionskoeffizient (für poröse Medien) in $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$

$\dot{v}_{unten}$ Luftdurchfluss in unterer Kammer in $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$

Δx Probendicke in m

A Probenfläche in m^2

C_{unten} Konzentration in unterer Kammer in $\mu\text{g m}^{-3}$

C_{oben} Konzentration in oberer Kammer in $\mu\text{g m}^{-3}$

Damit ergibt sich ein Diffusionskoeffizient von $3854 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Ein Vergleich mit anderen Untersuchungen ist nicht unmittelbar möglich, da keine entsprechenden Messungen gefunden werden konnten. In ihrem Review führen (Haghighat *et al.* 2002) Diffusionskoeffizienten auf, die für verschiedene Materialien mit unterschiedlichen Methoden und Substanzen ermittelt wurden. Die Autoren betonen, dass ein direkter Vergleich nur sinnvoll ist, wenn Material und Methode sowie Substanz übereinstimmen, weisen jedoch auch darauf hin, dass ein Plausibilitätscheck hinsichtlich der Größenordnung eines Werts durchaus möglich ist. Für Sperrholz wurden Diffusionskoeffizienten z. B. für Decan oder Cyclohexan ermittelt, die um zwei Größenordnungen niedriger liegen als der im Projekt ermittelte Wert. Neben Undichtigkeiten kann dies auch aus der größeren Durchlässigkeit von Vollholz im Vergleich zu Sperrholz resultieren. Für MDF und Spanplatte wurden ebenfalls mit überwiegend unpolaren Substanzen Diffusionskoeffizienten gemessen, die um eine Größenordnung niedriger bzw. in der gleichen Größenordnung liegen wie der eigene Wert. Lee *et al.* (2005) geben einen Wert von $1454 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ für Aceton in Spanplatte an. Salonvaara *et al.* (2006) ermittelten ebenfalls mit der Doppelkammermethode einen Diffusionskoeffizienten von $110 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ für Decan in OSB.

In Abbildung 44 ist die Prüfkammerkonzentration des zudosierten α -Pinens in der oberen Kammer für Versuch II dargestellt, ermittelt durch Luftprobennahmen auf Tenax mit anschließender Analyse mittels TD-GC-MS. Die Zielkonzentration betrug ca. $5000 \mu\text{g m}^{-3}$ bei einem Luftwechsel von rund 15 h^{-1} .

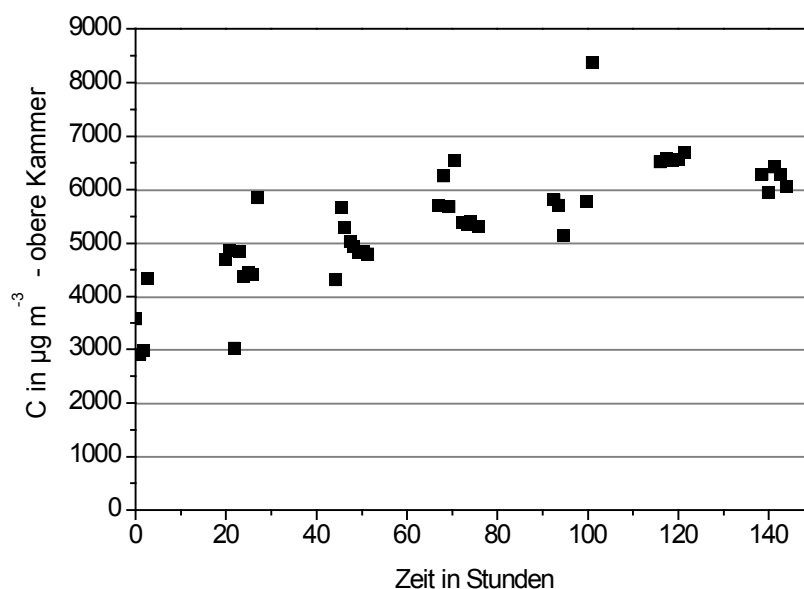


Abbildung 44: Konzentration des zudosierten α -Pinens in oberer Kammer, Versuch II

Neben Schwankungen um die Zielkonzentration zeigt sich ein über den Versuchszeitraum ansteigender Wert der zudosierten Konzentration. Abbildung 45 zeigt die für Versuch II gemessene α -Pinen-Konzentration in der unteren Kammer.

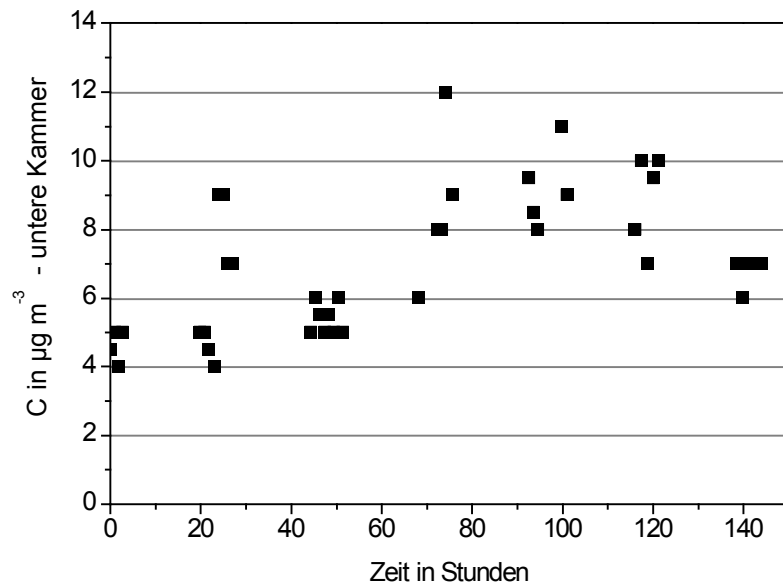


Abbildung 45: Konzentration von α -Pinen in unterer Kammer, Versuch II

Der in Versuch II beobachtete leichte Anstieg der α -Pinen-Konzentration in der unteren Kammer ist vermutlich auf den im gleichen Zeitraum stattfindenden Anstieg der zudosierten Konzentration in der oberen Kammer zurückzuführen. Wie für Versuch I wurden die Mittelwerte der Kammerkonzentration oben bzw. unten gebildet und der Diffusionskoeffizient berechnet, wobei sich ein Wert von $711 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ergab. Damit liegt dieses Ergebnis um eine Größenordnung unter dem von Versuch I. Da vergleichbares Probenmaterial verwendet wurde, kann die Abweichung möglicherweise durch eine dichtere Verklebung und Einpassung der Proben in die Doppelkammer bedingt sein.

Messungen von α -Pinen durch MDF (große Einzelprobe ohne Glasplatten)

Analysen der Prüfkammerluft nach Einbringen der MDF in die Doppelkammer bei abgekoppelter Substanzzuführung ergaben Werte von jeweils ca. $2 \mu\text{g m}^{-3}$ für die obere bzw. die untere Kammer.

Abbildung 46 zeigt die Prüfkammerkonzentration des zudosierten α -Pinens in der oberen Kammer, ermittelt durch Luftprobennahmen auf Tenax mit anschließender Analyse mittels TD-GC-MS. Die Zielkonzentration betrug ca. $4500 \mu\text{g m}^{-3}$ bei einem Luftwechsel von rund 15 h^{-1} .

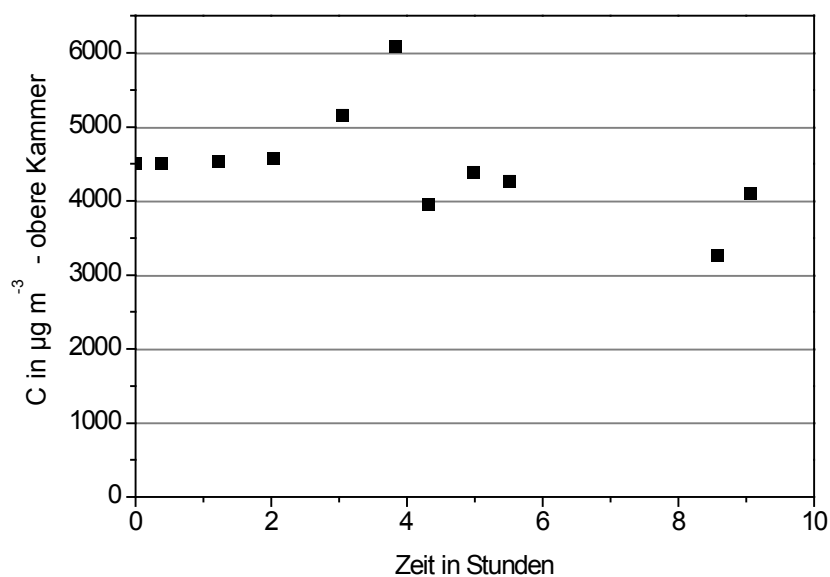


Abbildung 46: Konzentration des zudosierten α -Pinens in oberer Kammer, MDF ohne Glasplatte

Die im Verlauf der Prüfung in der unteren Kammer gemessenen α -Pinen-Konzentrationen zeigt Abbildung 47.

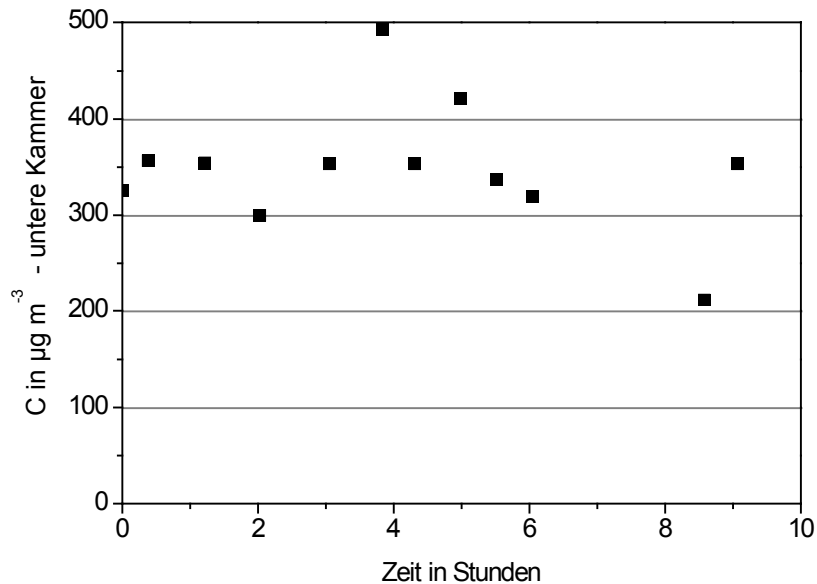


Abbildung 47: Konzentration von α -Pinen in unterer Kammer, MDF ohne Glasplatte

Vergleichbar mit den Messungen an Kiefernvollholzproben konnte auch bei der Prüfung der MDF-Probe kein Anstieg der α -Pinen-Konzentration in der unteren Kammer beobachtet werden. Die Berechnung des Diffusionskoeffizienten erfolgte wie für die Vollholzproben und ergab einen Wert von $12864 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Dieser Koeffizient lag um zwei Größenordnungen über den von Haghighat *et al.* (2002) angegebenen Werten für die Diffusion von Toluol in MDF, gemessen mit der Cup-Methode bzw. einem one-flow system (siehe unten). Da die verwendete MDF-Probe den Zwischenraum zwischen oberer und unterer Kammer vollständig bedeckte, kann kein Leck aufgetreten sein, das beide Kammern unmittelbar verbunden hat. Möglich ist ein seitliches Entweichen der Substanz, sofern Undichtigkeiten zwischen der Oberfläche der MDF und dem Rand des Exsikkatorunterteils auftraten. Die Substanzmigration könnte jedoch durch Druckunterschiede zwischen den beiden Kammern beschleunigt worden sein. Meininghaus und Uhde (2002) weisen darauf hin, dass Druckunterschiede zu vermeiden sind, weil dadurch die Testergebnisse beeinflusst werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass zur Messung der Diffusion von VOCs durch Vollholzproben weitere Arbeiten notwendig sind. Die langfristig konstante Zudosierung flüchtiger Substanzen ist anspruchsvoll und kostspielig, aber mit entsprechender Ausstattung realisierbar. Problematisch ist hingegen die hinreichende Abdichtung insbesondere von Vollholzproben, um Diffusion ausschließlich durch den Probenkörper, nicht aber zwischen Oberfläche des Probenkörpers und Kammerwand zuzulassen. Ein Problem ist dabei die Gefahr der Probenverformung und die Bildung von Rissen durch Quellen bzw. Schwinden des Holzes bei Änderungen des Umgebungsklimas. Ein Vorteil der Doppelkammermethode besteht darin, dass auf beiden Seiten des Prüfkörpers die gleichen klimatischen Parameter eingestellt werden können, so dass Undichtigkeiten durch ein Verziehen des Probenmaterials vermeidbar sind. Dennoch ergaben sich im vorliegenden Projekt erhebliche Probleme bei der Probenabdichtung, vermutlich bedingt durch die relativ rauhe und aufgrund der Jahrringstruktur ungleichmäßige Oberfläche des Holzes. Zur Überprüfung wurden drei Edelstahlplättchen als Probenkörper zwischen die Silikonmatten und die Glasplatten gelegt und der Aufbau in die Doppelkammer eingebracht. Bei der anschließenden Zuführung von α -Pinen in Höhe von ca. $4000 \mu\text{g m}^{-3}$ die obere Kammer wurden in der unteren Kammer α -Pinen-Konzentrationen von weniger als $5 \mu\text{g m}^{-3}$ detektiert, d. h. die Kammern wurden effektiv gegeneinander abgedichtet.

Ein Lösungsansatz besteht möglicherweise in der Fertigung einer Doppelkammer aus Edelstahl mit einer speziellen Einrichtung zur Aufnahme eines einzelnen Probekörpers, der durch eine Anpressvorrichtung abgedichtet wird. Nachteile sind neben erheblichen Kosten, dass die Prüfung einer einzelnen Probe mit einem zur Diffusion verfügbaren Durchmesser von rund 10 cm weniger repräsentativ ist als die simultane Prüfung mehrerer Probenkörper, d. h. einer größeren Probenfläche, so dass die Anzahl der Diffusionsprüfungen erhöht werden muss. Neben der Dichtigkeit muss ferner sichergestellt werden, dass keine Druckunterschiede zwischen den beiden Kammern auftreten.

Wie oben erläutert ist die Größe der Probenstücke, wenn sinnvollerweise homogenes Material getestet werden soll, begrenzt, so dass z. B. die von Meininghaus und Uhde (2002) vorgestellte Version der mittels Field and Laboratory Emission Cell (FLEC) und einseitiger Kammer realisierte Einkammermethode („one-flow system“) aufgrund des FLEC-Durchmessers von 20 cm nicht ohne weiteres durchführbar ist. Bei dieser Methode wird auf einer Probenseite eine mit der gewählten flüchtigen Verbindung gesättigte Atmosphäre ohne Luftwechsel und Klimatisierung hergestellt, während auf der anderen Probenseite mittels FLEC kontrollierter Luftwechsel und relative Luftfeuchte erzeugt werden

sowie die Möglichkeit der Probennahme zu Detektion der diffundierten Substanzmenge gegeben ist. Eine Möglichkeit zur Nutzung des von Meininghaus und Uhde (2002) beschriebenen Einkammersystems besteht eventuell in der Anfertigung einer Klemmvorrichtung, die unter hohem Anpressdruck zwei Holzteile zu einer Probe zusammenfügt. Dafür müssen jedoch relativ dicke Probenstücke gewählt werden, was die Versuchsdauer verlängert, ferner muss auch bei diesem Aufbau die Abdichtung der Probe zur Kammer und zur FLEC sichergestellt werden. Prüfungen nach dem Prinzip der one-flow Methode sind ferner möglich mit einer μ -Chamber der Fa. Markes, die neben der Durchführung von Emissionsmessungen auch für Diffusionsversuche umgerüstet werden kann und deren Probenaufnahmevorrichtung für die im Projekt verwendete Probenkörpergröße geeignet ist.

Bei der Beurteilung der unterschiedlichen Methoden zur Bestimmung von Diffusionskoeffizienten ist zu beachten, dass die Substanzkonzentrationen in realen Innenräumen in der Regel erheblich geringer sind als z. B. die im vorliegenden Projekt angestrebte Zielkonzentration oder die bei der one-flow-Methode verwendete Sättigungskonzentration. Hieraus ergeben sich Abweichungen, da die Höhe des Diffusionskoeffizienten oft (und insbesondere wenn die Diffusion von Sorptionserscheinungen begleitet ist) von der Substanzkonzentration abhängt (Crank und Park 1968). Ferner ergeben sich Abweichungen durch Unterschiede in der Luftgeschwindigkeit über der Materialoberfläche, die in Prüfungen meist deutlich höher liegt als in Innenräumen (Haghighat *et al.* 2002). Meininghaus und Uhde (2002) weisen außerdem darauf hin, dass sich Diffusionskoeffizienten, die aus Daten im Gleichgewichtszustand der Diffusion berechnet wurden, von Diffusionskoeffizienten unterscheiden können, die aus Daten im nicht-stationären Zustand gewonnen wurden, u. a. aufgrund von Sorptionserscheinungen. Nach den Autoren spielen zudem Temperatur und relative Luftfeuchte eine wichtige Rolle, da Wassermoleküle im Material Positionen besetzen können, die dann ggf. nicht mehr für die Adsorption von diffundierenden Substanzen zur Verfügung stehen.

7 Verwertung

Die im Projekt erarbeiteten Ergebnisse erlauben Aussagen darüber, inwieweit Veränderungen der Prüfparameter zu Änderungen der Ergebnisse von Emissionstests an Holzprodukten führen. Dadurch können die in realen Innenräumen auftretenden Emissionen von Holzprodukten besser abgeschätzt werden.

Die Ergebnisse sind zudem relevant im Hinblick auf die Bewertung von Prüfkammertests. Es konnte gezeigt werden, dass die Emissionen aus bestimmten Holzprodukten u. U. nicht immer den für trockene Bauprodukte erwarteten proportionalen Zusammenhängen folgen. Daraus ergeben sich neben der Gefahr von deutlichen Abweichungen in den Ergebnissen verschiedener Prüflabore ggf. auch Einschränkungen hinsichtlich der Umrechnung von Prüfkammerergebnissen auf Modellräume bei bestimmten Produkten. Die Erkenntnisse sind damit insbesondere relevant für die Einschätzung von Kiefernholzprodukten im Rahmen der gegenwärtig stattfindenden Erarbeitung einer harmonisierten Prüfnorm durch CEN/TC 351 zur Bestimmung von VOC-Emissionen. Im Zuge der Normentwicklung sind sogenannte robustness tests geplant, in denen die Störanfälligkeit der Prüfprozedur auf Einflüsse wie beispielsweise abweichende klimatische Parameter ermittelt wird.

Daneben wurde durch einen Methodenvergleich ermittelt, dass die Bestimmung von Essigsäure in Prüfkammerluft in den beobachteten Konzentrationen prinzipiell gleichermaßen mit TD-GC-MC und IC durchführbar ist.

8 Zusammenfassung

Ziel des Forschungsvorhabens war die Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Prüfbedingungen auf die Höhe und Zusammensetzung von Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus Kiefern- und Buchenvollholz sowie Oriented Strand Board (OSB) aus Kiefer. Hierzu diente die Norm ISO 16000 Teil 9 als Ausgangsbasis. Variiert wurden die Parameter Temperatur, relative Luftfeuchte, Luftgeschwindigkeit, Beladungsgrad und Luftwechselrate in Anlehnung an Werte, die in realen Innenräumen auftreten können. Daraus sollten Anhaltspunkte abgeleitet werden, in welcher Weise von Normbedingungen abweichende Umgebungsparameter Emissionen beeinflussen können. Des Weiteren sollten durch Diffusionsversuche Erkenntnisse über die Diffusion und Sorption holztypischer Emittenten in Vollholz und Holzwerkstoffen gewonnen werden, um das theoretische Verständnis der Freisetzung und insbesondere der Abklinggeschwindigkeit von holztypischen Emissionen zu erweitern.

Es konnte im Rahmen dieses Projektes festgestellt werden, dass die Emittenten des untersuchten Holzes sich im Bezug auf Beladungsgrad und Luftwechselgradrate weitgehend linear verhielten, lediglich für in hohen Konzentrationen emittierenden Terpenen aus Kiefernkernholz zeigte sich keine Proportionalität. Die Messergebnisse der Kammerprüfung nach ISO 16000 können daher bedingt auf Szenarien unterschiedlicher Anwendungsfälle angewendet werden (gilt nicht für hochemittierendes Kiefern-Kernholz). Die relative Luftfeuchte hatte keinen einheitlichen Einfluss auf die verschiedenen Emittenten. So muss beispielsweise die Polarität der Substanz und auch ggf. deren Affinität zum Wasser(-dampf) berücksichtigt werden. Die Emissionsprozesse bei Kiefernslint liefen vermutlich hauptsächlich diffusionskontrolliert ab, darauf lassen die bei variiertem flächenspezifischer Durchflussrate sich proportional ändernden Emissionen schließen. Für die Terpenemissionen aus Kiefernkernholz wurden keine proportionalen Zusammenhänge beobachtet, was auf eine vorwiegend evaporationskontrollierte Freisetzung hindeutet. Es konnte gezeigt werden, dass bei geeigneter Probenauswahl sich die Emissionscharakteristik von Holzprodukten sicher bestimmen lässt. Erste orientierende Untersuchungen der Diffusion holzeigener Substanzen durch Holzproben wurden erfolgreich durchgeführt. Es konnten weitgehend plausible Ergebnisse erzielt werden, die jedoch in weiterführenden Untersuchungen präzisiert werden müssen.

9 Literaturverzeichnis

- Arshadi, M. und Gref, R., 2005. Emission of volatile organic compounds from softwood pellets during storage. *Forest Products Journal*, 55(12): 132-135
- Back, E.L. und Ekman, R., 2000b. Preface B - The Variability of Wood Resin. In: E.L. Back and L.H. Allen (Hrsg.), *Pitch Control, Wood Resin and Deresination*. Atlanta: TAPPI Press, S. xii-xiii.
- Back, E.L., Johansson, I., Nussbaum, R. und Östman, B., 2000. Effect of wood resin on timber and building boards. In: E.L. Back and L.H. Allen (Hrsg.), *Pitch Control, Wood Resin and Deresination*. Atlanta: TAPPI Press, S. 363-382.
- Belitz, H.-D., Grosch, W. und Schieberle, P., 2001. *Lehrbuch der Lebensmittelchemie*, 5. Auflage. Berlin, Heidelberg: Springer, 1059 S.
- BMELV, 2010a. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz -Zweite Bundeswaldinventur.
<http://www.bundeswaldinventur.de/enid/bdea3adddf9aa40d4efd7d5ebfc15c22,ded0a305f7472636964092d09323130/4u.html> Stand: Juni 2011.
- Crank, J. und Park, G.S., 1968. *Diffusion in Polymers*. London, New York: Academic Press, 452 S.
- Der Blaue Engel, 2011. Der Blaue Engel - Umweltzeichen mit Markenwirkung.
http://www.blauer-engel.de/de/blauer_engel/index.php Stand: Juni 2011.
- DIBt, 2011. Referat II 4: Zulassungsverfahren für die gesundheitliche Bewertung von Bauprodukten - FAQ/Allgemeines.
http://www.dibt.de/de/Data/FAQ_Ref_II_4_Allgemeines.pdf Stand: Juni 2011.
- DIN EN ISO 16000 - 9, 2008. Innenraumluftverunreinigungen - Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen - Emissionsprüfkammer-Verfahren.
- DIN ISO 16000 - 6, 2004. Innenraumluftverunreinigungen - Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probennahme auf Tenax TA, thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS/FID.
- ECA, 1997. Report No. 18 - Evaluation of VOC Emissions from Building Products. Solid Flooring Materials, EUR 17334 EN. European Collaborative Action - Indoor Air Quality & Its Impact On Man (ECA-IAQ), European Commission, Joint Research Centre - Environment Institute. 121 S.
- Ekman, R. und Holmbom, B., 2000. The chemistry of wood resin. In: E.L. Back and L.H. Allen (Hrsg.), *Pitch Control, Wood Resin and Deresination*. Atlanta: TAPPI Press, S. 37-65.
- Englund, F., 1999. Emissions of volatile organic compounds (VOC) from wood. Trätec - Swedish Institute for Wood Technology Research Stockholm. 44 S.
- Fechter, J.-O., Englund, F. und Lundin, A., 2006. Association between temperature, relative humidity and concentration of volatile organic compounds from wooden furniture in a model room *Wood Material Science and Engineering*, 1: 69-75
- Fengel, D. und Wegener, G., 1989. *Wood - Chemistry, Ultrastructure, Reactions*. Berlin, New York: Walter de Gruyter, 613 S.
- Frankel, E.N., 1984. Lipid Oxidation: Mechanisms, Products and Biological Significance. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 61(12): 1908-1917
- Gibson, L.T. und Watt, C.M., 2010. Acetic and formic acids emitted from wood samples and their effect on selected materials in museum environments. *Corrosion Science*, 52: 172-178

- Gunnarsen, L., 1997. The Influence of Area-Specific Ventilation Rate on the Emissions from Construction Products. *Indoor Air*, 7: 116-129
- Haghighat, F. und Bellis, L.D., 1998. Material emission rates: Literature review, and the impact of indoor air temperature and relative humidity. *Building and Environment*, 33(5): 261-277
- Haghighat, F., Lee, C.S. und Ghaly, W.S., 2002. Measurement of diffusion coefficients of VOCs for building materials: review and development of a calculation procedure. *Indoor Air*, 12(2): 81-91
- Hansson, P., 2003. The sink-effect in indoor materials: Mathematical Modelling and experimental studies. Dissertation, KTH Stockholm, Civil and Architectural Engineering, 176 S.
- Hiltunen, R., Juvonen, S. und Tigerstedt, P.M.A., 1975. Geographical variation in some monoterpenes in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Finland. *Farmaseuttinen aikakauslehti*, 84: 73-82
- Huang, H., Haghighat, F. und Blondeau, P., 2006. Volatile organic compound (VOC) adsorption on material: influence of gas phase concentration, relative humidity and VOC type. *Indoor Air*, 16: 236-247
- Jann, O., Wilke, O. und Brödner, D., 1999. Entwicklung eines Prüfverfahrens zur Ermittlung der Emission flüchtiger organischer Verbindungen aus beschichteten Holzwerkstoffen und Möbeln - Texte des Umweltbundesamtes Nr. 74. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hrsg.), Berlin. 159 S.
- Knudsen, H.N., Kjaer, U.D., Nielsen, P.A. und Wolkoff, P., 1999. Sensory and chemical characterization of VOC emissions from building products: Impact of concentration and air velocity. *Atmospheric Environment*, 33(8): 1217-1230
- Larsen, A., Frost, L. und Funch, L.W., 2000. Emission of Volatile Organic Compounds from Wood and Wood-based Materials - Working Report No. 15. Danish Technological Institute - Wood Technology. 77 S.
- Lebensministerium, 2011. Das Österreichische Umweltzeichen.
<http://www.umweltzeichen.at/cms/home/umweltzeichen/content.html>
Stand: Juni 2011.
- Lee, C.-S., Haghighat, F. und Ghaly, W.S., 2005. A study on VOC source and sink behavior in porous building materials - analytical model development and assessment. *Indoor Air*, 15: 183-196
- Lin, C.-C., Yu, K.-P., Zhao, P. und Lee, G.W.-M., 2009. Evaluation of impact factors on VOC emissions and concentrations from wooden flooring based on chamber tests. *Building and Environment*, 44: 525-533
- Makowski, M. und Ohlmeyer, M., 2006a. Influences of hot pressing temperature and surface structure on VOC emissions from OSB made of Scots pine. *Holzforschung*, 60(5): 533-538
- Makowski, M. und Ohlmeyer, M., 2006b. Impact of drying temperature and pressing time factor on VOC emissions from OSB made of Scots pine. *Holzforschung*, 60(4): 417-422
- Makowski, M. und Ohlmeyer, M., 2006c. Comparison of small and large environmental test chambers for measuring VOC emissions from OSB made of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Holz als Roh- und Werkstoff*, 64: 469-472
- Makowski, M., Ohlmeyer, M. und Meier, D., 2005a. Long-term development of VOC emissions from OSB after hot-pressing. *Holzforschung*, 59(4): 519-523

- Meininghaus, R., 1999. Experimental Studies on Transport and Uptake/Release of Volatile Organic Compounds in and by Indoor Materials. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Gemeinsame Naturwissenschaftliche Fakultät, 134 S.
- Meininghaus, R., Gunnarsen, L. und Knudsen, H.N., 2000. Diffusion and Sorption of Volatile Organic Compounds in Building Materials - Impact on Indoor Air Quality. *Environmental Science and Technology*, 34: 3101-3108
- Meininghaus, R., Salthammer, T. und Knöppel, H., 1999. Interaction of volatile organic compounds with materials - a small-scale screening method. *Atmospheric Environment*, 33: 2395-2401
- Meininghaus, R. und Uhde, E., 2002. Diffusion studies of VOC mixtures in a building material. *Indoor Air*, 12: 215-222
- natureplus, 2006. Internationaler Verein für zukunftsfähiges Bauen und Wohnen natureplus e.V. <http://www.natureplus.org/natureplus/> Stand: Juni 2011.
- Nielsen, N.P.K., Nørgaard, L., Strobel, B.W. und Felby, C., 2008. Effect of storage on extractives from particle surfaces of softwood and hardwood raw materials for wood pellets. *European Journal of Wood and Wood Products (Holz als Roh- und Werkstoff)*, 67: 19-26
- Nordic Ecolabelling, 2011. The Nordic Ecolabel - the official Ecolabel in the Nordic countries. <http://www.nordic-ecolabel.org/> Stand: Juni 2011.
- Packman, D.F., 1960. The Acidity of Wood. *Holzforschung*, 14(6): 178-183
- Piispanen, R. und Saranpää, P., 2002. Neutral lipids and phospholipids in Scots pine (*Pinus sylvestris*) sapwood and heartwood. *Tree Physiology*, 22: 661-666
- Polaczek, P., 1980. Untersuchungen über die Luftdurchlässigkeit von Holz. Diplomarbeit, Universität Hamburg, Fachbereich Biologie, 85 S.
- Risholm-Sundman, M., Lundgren, M., Vestin, E. und Herder, P., 1998. Emissions of acetic acid and other volatile organic compounds from different species of solid wood. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 56: 125-129
- Roffael, E., 1989. Abgabe von flüchtigen organischen Säuren aus Holzspänen und Holzspanplatten. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 47: 447-452
- Salonvaara, M.H., Yang, M. und Zhang, J.S., 2006. A Study of Air, Water and VOC Transport through building Materials with the Dual Chamber System. *Proceedings of International Specialty Conferences - Indoor environmental quality: problems, research and solutions*, Pittsburgh, Air & Waste Management Association
- Saranpää, P. und Piispanen, R., 1994. Variation in the amount of triacylglycerols and sterol esters in the outer sapwood of *Pinus sylvestris* L. *Trees - Structure and Function*, 8(5): 228-231
- Svedberg, U.R.A., Högberg, H.-E., Högberg, J. und Galle, B., 2004. Emission of Hexanal and Carbon Monoxid from Storage of Wood Pellets, a Potential Occupational and Domestic Health Hazard. *The Annals of Occupational Hygiene*, 48(4): 339-349
- Tichenor, B.A. und Guo, Z.S., 1991. The Effect of Ventilation on Emission Rates of Wood Finishing Materials. *Environment International*, 17(4): 317-323
- Topp, C., Nielsen, P.V. und Heisenberg, P., 2001. Influence of Local Airflow on the Pollutant Emission from Indoor Building Surfaces. *Indoor Air*, 11: 162-170
- UBA, 2011. From Construction Products Directive to Construction Products Regulation: up to date environmental requirements in sight <http://www.umweltbundesamt.de/produkte-e/bauprodukte/von-rl-zu-vo.htm> Stand: Juni 2011.

- Uhde, E., 1998. Vergleich von Emissionsprüfkammern: Untersuchungen unter dynamischen Bedingungen. Dissertation, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Gemeinsame Naturwissenschaftliche Fakultät, 169 S.
- Umweltbundesamt, 2010. Vorgehensweise bei der gesundheitlichen Bewertung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC und SVOC) aus Bauprodukten. <http://www.umweltbundesamt.de/bauprodukte/agbb.htm> Stand: Juni 2011.
- Wolkoff, P., 1998. Impact of air velocity, temperature, humidity, and air on long-term VOC emissions from building products Atmospheric Environment, 32(14/15): 2659-2668
- Woolfenden, E., 2009. Standardized Methods for Testing Emissions of Organic Vapors from Building Products to Indoor Air. In: T. Salthammer and E. Uhde (Hrsg.), Organic Indoor Air Pollutants. Weinheim: Wiley-VCH, S. 119-144.
- Zellweger, C., Hill, M., Gehrig, R. und Hofer, P., 1997. Schadstoffemissionsverhalten von Baustoffen - Methodik und Resultate. EMPA Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik. 202 S.
- Zhang, Y. und Haghighat, F., 1997. The impact of surface air movement on material emissions. Building and Environment, 32(6): 551-556

10 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Abschnitte aus Prohebrettern zur Herstellung homogener Proben	14
Abbildung 2: Aus 18 Abschnitten zusammengesetzte Probe für einen Emissionstest.....	15
Abbildung 3: Prüfkammer mit Heizband und (teilweise geöffneter) Einhausung	17
Abbildung 4: Terpenemissionen von Kernholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)	20
Abbildung 5: Terpenemissionen von Kernholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)	20
Abbildung 6: Terpenemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)	24
Abbildung 7: Terpenemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)	24
Abbildung 8: Aldehydemissionen von Kernholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. unterschiedlicher relativer Luftfeuchte (rechts).....	27
Abbildung 9: Aldehydemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)	29
Abbildung 10: Aldehydemissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerter Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts)	29
Abbildung 11: Langzeit-Aldehydemissionen von Splintholzproben bei unterschiedlichen Prüfparametern (angegeben sind die jeweils variierten Parameter)	34
Abbildung 12: Gesamt-VOC-Emissionen der Kernholzproben (links) bzw. Splintholzproben (rechts) bei Standardprüfbedingungen.	35
Abbildung 13: Gesamt-VOC-Emissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen (links) bzw. verringerte Luftgeschwindigkeit und verschiedenen Temperaturen (rechts)....	37
Abbildung 14: Gesamt-VOC-Emissionen von Splintholz, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen relativen Luftfeuchten (links) bzw. verringerte Luftgeschwindigkeit und verschiedenen relativen Luftfeuchten (rechts).....	37

Abbildung 15: Terpenemissionen von Kiefernspinhholz, getestet unter Standardbedingungen sowie bei zusätzlicher UV-Bestrahlung	39
Abbildung 16: Aldehydemissionen von Kiefernspinhholz, getestet unter Standardbedingungen sowie bei zusätzlicher UV-Bestrahlung	40
Abbildung 17: Gesamt-VOC-Emissionen von Kiefernspinhholz, getestet unter Standardbedingungen sowie bei zusätzlicher UV-Bestrahlung	40
Abbildung 18: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Kernholz, getestet bei Standardbedingungen sowie bei Kombination von niedrigem Beladungsgrad und niedriger Luftwechselrate bzw. hohem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate; $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ für alle drei Prüfungen	43
Abbildung 19: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Kernholz, getestet bei Standardbedingungen ($q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) sowie bei Kombination von Standardbeladung und niedriger Luftwechselrate ($q = 0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), bei Kombination von Standardbeladung und hoher Luftwechselrate ($q = 1,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) und bei niedrigem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate ($q = 10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).....	45
Abbildung 20: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Spinhholz, getestet bei Standardbedingungen sowie bei Kombination von niedrigem Beladungsgrad und niedriger Luftwechselrate bzw. hohem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate; $q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ für alle drei Prüfungen	46
Abbildung 21: Terpen- (links) und Aldehydemissionen (rechts) von Spinhholz, getestet bei Standardbedingungen ($q = 1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) sowie bei Kombination von Standardbeladung und niedriger Luftwechselrate ($q = 0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), bei Kombination von Standardbeladung und hoher Luftwechselrate ($q = 1,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) und bei niedrigem Beladungsgrad und hoher Luftwechselrate ($q = 10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).....	48
Abbildung 22: Gesamt-VOC-Emissionen von Kernholzproben (links) und Spinhholzproben (rechts, Doppelbestimmung) unter Standardprüfbedingungen	49
Abbildung 23: Terpenemissionen von Kern- und Splintproben unter Standardbedingungen	52
Abbildung 24: Aldehydemissionen von Kern- u. Splintproben unter Standardbedingungen	52
Abbildung 25: Terpenemissionen von Kiefernspinhholz, getestet bei verschiedenen Kombinationen von Temperatur und relativer Luftfeuchte.	54
Abbildung 26: Aldehydemissionen von Kiefernspinhholz, getestet bei verschiedenen Kombinationen von Temperatur und relativer Luftfeuchte.	56
Abbildung 27: Gesamt-VOC-Emissionen von Kiefernspinhholz, getestet bei verschiedenen Kombinationen von Temperatur und relativer Luftfeuchte.	58

Abbildung 28: Terpenemissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel.....	61
Abbildung 29: Aldehydemissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel.....	63
Abbildung 30: Gesamt-VOC-Emissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel.....	65
Abbildung 31: Terpenemissionen von OSB, getestet bei Standardbedingungen sowie bei um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel bzw. halbiertem Beladungsgrad	68
Abbildung 32: Aldehydemissionen von OSB, getestet unter Standardbedingungen sowie um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad	70
Abbildung 33: Gesamt-VOC-Emissionen von OSB, getestet bei Standardbedingungen sowie um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad	72
Abbildung 34: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, ermittelt mittels GC-MS.....	74
Abbildung 35: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, ermittelt mittels IC	77
Abbildung 36: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei halbiertem Beladungsgrad, ermittelt mit GC	78
Abbildung 37: Essigsäureemissionen von Buchenvollholz (Mittelwerte) getestet unter Standardbedingungen sowie bei halbiertem Beladungsgrad, ermittelt mit IC	80
Abbildung 38: Doppelkammeraufbau zu Messung der Diffusion flüchtiger Substanzen durch Vollholz und Holzwerkstoffe	83
Abbildung 39: Glasplatten mit Ausschnitten zur Einbringung der Probenkörper in die Doppelkammer	84
Abbildung 40: Silikonmatten mit Ausschnitten und eingeklebten Probenkörpern.....	84
Abbildung 41: Position der Probenkörper zwischen Silikonmatten und Glasplatten zwischen den Kammern	85
Abbildung 42: Konzentration des zudosierten α -Pinens in oberer Kammer, Versuch I	88
Abbildung 43: Konzentration von α -Pinen in unterer Kammer, Versuch I	89
Abbildung 44: Konzentration des zudosierten α -Pinens in oberer Kammer, Versuch II	90

Abbildung 45: Konzentration von α -Pinen in unterer Kammer, Versuch II	91
Abbildung 46: Konzentration des zudosierten α -Pinens in oberer Kammer, MDF ohne Glasplatte	92
Abbildung 47: Konzentration von α -Pinen in unterer Kammer, MDF ohne Glasplatte	93

11 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus Kernholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	21
Tabelle 2: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	25
Tabelle 3: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus Kernholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	28
Tabelle 4: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	31
Tabelle 5: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur / relativer Luftfeuchte / Luftgeschwindigkeit sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	38
Tabelle 6: Faktoren zum Vergleich der Terpen- und Aldehydemissionen aus Kernholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Beladungsgrad und Luftwechselrate	44
Tabelle 7: Faktoren zum Vergleich der Terpen- und Aldehydemissionen aus Splintholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Beladungsgrad und Luftwechselrate sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	47
Tabelle 8: Faktoren zur Bewertung der Doppelbestimmungen an Kiefern-kern- bzw. Kiefern-splintholz für Terpen- und Aldehydemissionen, Langzeittests unter Standardbedingungen	53
Tabelle 9: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus Kiefern-splint bei Standardbedingungen und bei Kombination von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte, sowie Faktoren der Doppelbestimmungen	55
Tabelle 10: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus Kiefern-splint bei Standardbedingungen und bei Kombination von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte, sowie Faktoren der Doppelbestimmungen	57
Tabelle 11: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus Kiefern-splint bei Standardbedingungen und bei Kombination von variiertem Temperatur und relativer Luftfeuchte, sowie Faktoren der Doppelbestimmungen	59

Tabelle 12: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen.....	61
Tabelle 13: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen.....	63
Tabelle 14: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei verschiedenen Temperaturen und relativen Luftfeuchten, verdoppeltem Beladungsgrad und halbiertem Luftwechsel sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen.....	66
Tabelle 15: Faktoren zum Vergleich der Terpenemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	69
Tabelle 16: Faktoren zum Vergleich der Aldehydemissionen aus OSB bei Standardbedingungen und bei um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	71
Tabelle 17: Faktoren zum Vergleich der Gesamt-VOC-Emissionen aus OSB bei Standardbedingungen und um Faktor 5,2 vermindertem Luftwechsel und halbiertem Beladungsgrad sowie Faktoren der Doppelbestimmung unter Standardbedingungen	72
Tabelle 18: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit GC	75
Tabelle 19: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei Variation von Temperatur und relativer Luftfeuchte sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit IC	77
Tabelle 20: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei halbiertem Beladungsgrad sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit GC.....	79
Tabelle 21: Faktoren zum Vergleich der Essigsäureemissionen aus Buchenvollholz bei Standardbedingungen und bei halbiertem Beladungsgrad sowie zum Vergleich der Doppelbestimmungen, ermittelt mit IC	80