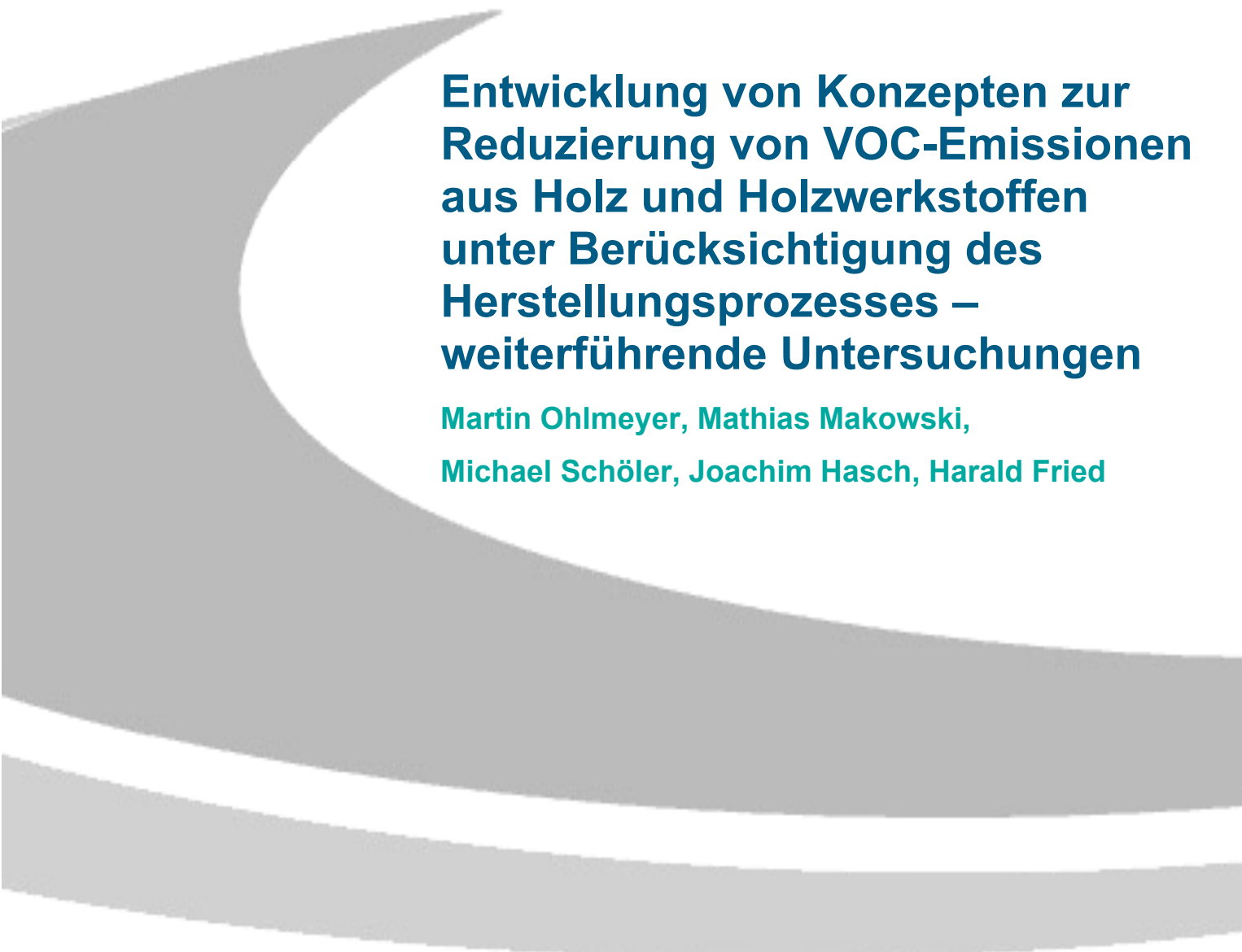


ARBEITSBERICHT

aus dem Institut für Holzbiologie und Holztechnologie

Nr. 2008/1



Entwicklung von Konzepten zur Reduzierung von VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen unter Berücksichtigung des Herstellungsprozesses – weiterführende Untersuchungen

Martin Ohlmeyer, Mathias Makowski,

Michael Schöler, Joachim Hasch, Harald Fried



ENTWICKLUNG VON KONZEPTEN ZUR REDUZIERUNG VON VOC- EMISSIONEN AUS HOLZ UND HOLZWERKSTOFFEN UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES HERSTELLUNGSPROZESSES

Teilvorhaben 2: Weiterführende Untersuchungen

– FKZs: 22016205, 22020905, 22027505 –

Abschlussbericht

Ausführende Institution Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Institut für Holzphysik und mechanische Technologie des Holzes
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg

seit 1.01.2008

Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)
Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Institut für Holztechnologie und Holzbiologie (HTB)

Projektleitung Dr. Martin Ohlmeyer
martin.ohlmeyer@vti.bund.de
Tel.: 040 / 739 62 635
Fax: 040 / 739 62 699

Projektbearbeitung Dr. Mathias Makowski

In Kooperation mit

Kronoply GmbH & Co. KG
Wittstocker Chaussee 1
16909 Heiligengrabe

Siempelkamp Maschinen- und
Anlagenbau GmbH & Co. KG
Siempelkampstrasse 75
47083 Krefeld

Pallmann Maschinenfabrik
GmbH & Co. KG
Wolfslochstrasse 51
66482 Zweibrücken

Prof. Dr. Joachim Hasch

Dr. Michael Schöler

Dipl.-Ing. Harald Fried

Hamburg, 29.08.2008

Inhalt

1	EINLEITUNG.....	1
2	ZIELSETZUNG DES VORHABENS	3
3	MATERIAL UND METHODEN	5
3.1	Material.....	5
3.1.1	OSB unterschiedlicher Dicke.....	5
3.1.2	Alternative Holzarten	6
3.1.3	Phenolische Bindemittel	10
3.1.4	Einfluss der Jahreszeiten	13
3.2	Methoden	14
3.2.1	Prüfkammeruntersuchungen	14
3.2.2	Thermoextraktion	17
3.2.3	Bestimmung der Emissionen.....	19
3.2.4	Ermittlung technologischer Eigenschaften	20
4	ERGEBNISSE.....	21
4.1	Alternative Holzarten	21
4.2	OSB aus alternativen Holzarten	24
4.2.1	Laubholz.....	24
4.2.2	Nadelholz	26
4.2.3	Technologischen Eigenschaften	28
4.2.4	Dreischichtige OSB	32
4.3	OSB mit unterschiedlicher Dicke	36

4.4	Phenolische Bindemittel	40
4.4.1	Versuch 1	40
4.4.2	Versuch 2	46
4.5	Jahreszeiten	51
5	SUBSTITUTION VON KIEFERNHOLZ	54
5.1	Herstellungsprozess	54
5.2	Eigenschaften und Verwendung von OSB	56
5.2.1	Holzwerkstoffmarkt	57
5.2.2	Rohstoffmarkt	59
5.3	Potenziale und Konsequenzen	67
6	SCHLUSSFOLGERUNG	71
7	ZUSAMMENFASSUNG	77
8	LITERATUR	79
	TABELLEN	82
	ABBILDUNGEN	84
	ABKÜRZUNGEN	86

1 EINLEITUNG

In der Innenraumluft finden sich eine Reihe unterschiedlicher flüchtiger organischer Verbindungen, so genannter VOCs (volatile organic compounds), die durch zahlreiche Emissionsquellen hervorgerufen werden können. Der Trend zu immer größerer Energieeffizienz bei Gebäuden hat dazu geführt, dass die durchschnittliche Luftwechselrate im Innenraum immer weiter gesunken ist und sich VOCs dadurch dort leichter anreichern können (Blomen und Burn 1993, Saarela *et al.* 2000). In jüngster Vergangenheit wurden deshalb verschiedene Konzepte entwickelt mit dem Ziel, die Belastungen von Gebäudenutzern durch Emissionen und Immissionen zu minimieren. Aufgrund ihrer zum Teil recht großen Oberflächen gilt den verwendeten Baumaterialien dabei ein besonderes Augenmerk. So werden bei der Umsetzung der EG-Bauproduktenrichtlinie (BPR) derzeit eine Reihe harmonisierter Normen und Zulassungen erarbeitet, die neben den konventionellen Anforderungen, wie Standsicherheit oder Brandverhalten, unter anderem solche hinsichtlich der Gesundheit berücksichtigen (Ehrensberger und Misch 2005). Gemäß den Empfehlungen des Deutschen Institutes für Bautechnik (DIBt) sollen Baumaterialien im Rahmen der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen auch unter raumlufthygienischen Aspekten beurteilt werden. Der Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (AgBB) hat hierzu ein Schema veröffentlicht, wonach eine Vielzahl von Anforderungen einzuhalten ist, die das Emissionsverhalten betreffen. Unter anderem werden beim AgBB-Schema die Emissionen flüchtiger wie schwerflüchtiger Verbindungen in ihrer Summe und ihren Einzelkonzentrationen bewertet. Künftig soll außerdem der von einem Bauprodukt ausgehende Geruch sensorisch bewertet werden (AgBB 2005). Neben diesen rechtlich relevanten Vorschriften setzen eine Reihe freiwilliger Umweltdeklarationen das Unterschreiten von Emissionsgrenzwerten voraus, zum Beispiel der Blaue Engel oder natureplus (AgBB 2005, natureplus 2003, RAL-UZ 1999).

Die Bemühungen um ein besseres Innenraumklima sind auch für Naturprodukte wie Holz von Bedeutung. Nadelholz, das häufig als Bauprodukt eingesetzt wird, kann beispielsweise relativ hohe Konzentrationen an VOCs freisetzen. Dabei enthält gerade Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) bzw. deren Harz vergleichsweise viel Terpene und Terpenoide, die infolge ihres niedrigen Siedepunktes bzw. hohen Dampfdruckes relativ leichtflüchtig sind. Holzprodukte können darüber hinaus auch unterschiedliche VOCs reaktiven Ursprungs emittieren, wie zum Beispiel Aldehyde oder organische Säuren. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass all diese Verbindungen häufig in der Luft von Innenräumen nachweisbar sind (Hott *et al.* 2004, Brown 2002, Lux *et al.* 2001).

Bei den Terpen-Emissionen von OSB handelt es sich vor allem um Monoterpene wie unter anderem α - und β -Pinen, 3-Caren sowie Limonen. Die gleichen Verbindungen werden auch von

Kiefernholz emittiert, das in Europa überwiegend als Rohstoff für die OSB verwendet wird. Während die Terpenkonzentration kontinuierlich sinkt, steigen die Aldehyd-Emissionsraten zunächst an, verbleiben anschließend auf einem relativ konstanten Niveau und beginnen erst nach einiger Zeit langsam abzuklingen. Freigesetzt werden hauptsächlich gesättigte Aldehyde, vor allem Hexanal und Pentanal und ungesättigte Verbindungen, unter anderem 2-Octenal und 2-Nonenal. Ursächlich hierfür ist die Autoxidation im Kiefernholz enthaltener ungesättigter Fettsäuren (Makowski *et al.* 2005).

Ziel des Forschungsvorhabens ist die Entwicklung von Konzepten zur Kontrolle und Reduzierung der VOC-Emissionen von Oriented Strand Board (OSB). Im ersten wurde überprüft, welchen Einfluss der Herstellungsprozess auf die Höhe und Zusammensetzung der Emissionen hat. Die Schwerpunkte der Untersuchungen lagen bei der Spantrocknung, dem Heißpressvorgang sowie der gewählten Partikelgröße. Dabei wirken sich alle betrachteten Parameter in unterschiedlicher Weise auf die VOC-Emissionen aus. Beispielsweise sinken die frei werdenden Terpen-Konzentrationen der OSB mit steigender Prozesstemperatur. Die Aldehyd-Emissionen dagegen werden durch den Herstellungsprozess vor allem in ihrem Verlauf beeinflusst: bei höherer Trocknungstemperatur der Strands werden die maximalen Aldehydkonzentrationen der OSB früher erreicht. Da sich die Aldehyd-Konzentrationen aller Proben im Laufe der Prüfzeit aneinander angleichen, ist allerdings keine Aussage darüber möglich, ob auch die absolute Menge gebildeter Aldehyde von den Trocknungsbedingungen abhängt (Makowski und Ohlmeyer 2006c). Eine Erhöhung der Presstemperatur hat zwar reduzierte Aldehyd-Emissionen zur Folge – dies ist jedoch vermutlich die Konsequenz einer Polymerisation von Fettsäuren bei Temperaturen oberhalb von 200 °C. Der größte Einfluss auf das Emissionsverhalten geht von der Partikelstruktur bzw. -größe aus. Ein Holzwerkstoff mit einer Deckschicht aus Spänen wies niedrigere Terpen-Emissionen sowie schneller ansteigende und abklingende Aldehydkonzentrationen auf als konventionelle OSB. Dies weist darauf hin, dass die vergleichsweise hohen Aldehyd-Emissionen von Holzwerkstoffen bzw. OSB vor allem eine Folge ihrer besonderen Span- bzw. Strandstruktur sind. Im Vergleich zur intakten Matrix von Vollholz können akzessorische Bestandteile leichter verflüchtigt werden bzw. mit Sauerstoff reagieren (Makowski und Ohlmeyer 2006d).

Im Hinblick auf die dargestellten Zusammenhänge erscheinen die Möglichkeiten einer Reduzierung der VOC-Emissionen durch verfahrenstechnische Maßnahmen nur sehr eingeschränkt und auf die Terpene beschränkt zu sein. Auf die Entstehung der Aldehyde, die aufgrund teilweise niedriger Geruchsschwellen maßgeblich die sensorische Wahrnehmung der Emissionen beeinflussen, kann technologisch kaum eingewirkt werden.

2 ZIELSETZUNG DES VORHABENS

Das zweiteilige Forschungsvorhaben „Entwicklung von Konzepten zur Reduzierung von VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen unter Berücksichtigung des Herstellungsprozesses“ soll einen Überblick darüber geben, welche relevanten Faktoren die Emissionen von OSB und Holzwerkstoffen beeinflussen und welche Möglichkeiten bestehen, sie zu reduzieren. Während dabei im ersten Teilvorhaben vor allem der Herstellungsprozess betrachtet wird, geht der vorliegende zweite Teil stärker auf darüber hinausgehende Zusammenhänge ein.

Im ersten Abschnitt dieses Teilvorhabens werden einige grundsätzliche Einflussfaktoren auf das Emissionsverhalten von OSB aus Kiefernholz betrachtet. Dabei wird zunächst untersucht, inwieweit die Emissionen von der Plattendicke abhängen. Da die von Nadelholzprodukten freiwerdende Terpene und Aldehyde direkt bzw. indirekt aus dem Holz stammen ist anzunehmen, dass dickere Holzwerkstoffe auch mehr VOCs emittieren. Für ihre Herstellung ist ein höherer Materialeinsatz notwendig. Unklar ist allerdings, in welchem Maße und in welchen Zeiträumen Komponenten aus der Mittelschicht einer Probe an die Oberfläche gelangen und sich von dort verflüchtigen. Daneben soll abgeschätzt werden, ob eventuelle chemische Manipulationen des Rohstoffs, die Emissionen – vor allem die reaktiv entstehenden Aldehyde – reduzieren kann. Technologisch ließe sich dies durch ein geeignetes Bindemittel realisieren. Neben Harnstoff-Formaldehyd-Harzen und Isocyanat werden phenolhaltige Harze zur Plattenherstellung eingesetzt. Letztere haben sich bereits in der industriellen Praxis bewährt und weisen unter Umständen ein antioxidatives Potenzial auf. Infolge des delokalisierten Elektronensystems im aromatischen Ring ist Phenol verhältnismäßig stabil und außerdem in der Lage radikalische Spezies, wie zum Beispiel oxidierte Fettsäuren, zu harmonisieren. Darüber hinaus verändern sich die Oxidationspotenziale in Gegenwart phenolischer Komponenten. Beide Eigenschaften könnten positiven Einfluss auf den Verlauf der Autoxidation und damit der Aldehydbildung ausüben.

Ebenso wie alle bisher publizierten Forschungsergebnisse auf diesem Gebiet unterstreichen die Ergebnisse des ersten Teilvorhabens die enge Abhängigkeit der VOC-Emissionen von Holzprodukten von den Eigenschaften der eingesetzten Holzart. So basieren die relativ hohen VOC-Emissionen der OSB aus Kiefer in erster Linie auf deren hohen Extraktstoffanteil. Es ist somit prinzipiell davon auszugehen, dass extraktstoffärmere Holzarten grundsätzlich ein geringeres Emissionspotenzial aufweisen. Unklar ist allerdings, welchen Einfluss der Produktionsprozess auf das Emissionsverhalten solcher Holzwerkstoffe hat. Der zweite Abschnitt des Vorhabens geht darauf ein und beschreibt das Emissionspotenzial und -verhalten verschiedener Laub- und Nadelhölzer sowie daraus gefertigter OSB. Zunächst wird das Emissionspotenzial mittels Thermoextraktion abgeschätzt. Anschließend werden aus den Holzarten im Labormaßstab OSB produziert und einer Prüfkammeruntersuchung unterzogen.

Auf Basis dieser Ergebnisse wird abschließend abgeschätzt durch welche Holzart sich die Kiefer sinnvoll substituieren ließe und welche technologischen Folgen dies mit sich brächte. Hierzu wird zunächst der europäische Markt für Holzwerkstoffe bzw. für Rohholz beschrieben und abgeschätzt, welche Mengen des Rohstoffs Holz momentan benötigt werden. Anhand der Daten der letzten Bundeswaldinventur wird gleichzeitig abgeleitet, welche Holzarten hierfür theoretisch zur Verfügung stünden.

3 MATERIAL UND METHODEN

Neben industriell hergestellten Holzwerkstoffen wurden die meisten Proben für dieses Vorhaben im Labor hergestellt. Dabei wurde darauf geachtet, so industrienah wie möglich zu arbeiten. Auf eine Orientierung der Strands wurde allerdings verzichtet, da den Festigkeitseigenschaften der Holzwerkstoffe in dieser Untersuchung eine untergeordnete Bedeutung beigemessen wird.

3.1 Material

Um Höhe und Zusammensetzung der VOC-Emissionen möglichst exakt abzubilden, wurden alle Holzwerkstoffe in einem Zeitraum von 24 Stunden nach ihrer Fertigung in der Industrie oder im Labor einer normgemäßen Emissionsprüfung unterzogen. Im Folgenden wird die Be- und Verarbeitung sowie die Herstellung der einzelnen Probeplatten detailliert beschrieben.

3.1.1 OSB unterschiedlicher Dicke

Um den Einfluss der Plattendicke auf Höhe und Verlauf der Emissionen zu untersuchen, wurden aus industriell zerspannten und getrockneten Kiefernstrands (*Pinus sylvestris* L.) im Labor OSB hergestellt. Das Material wurde mit 4 % PMDI beleimt und bei 220 °C für 12 s mm⁻¹ auf einer Einetagen-Laborpresse verpresst, Paraffin als Hydrophobierungsmittel wurde nicht eingesetzt. Als Solldicken wurden die in der Praxis üblichen Stärken 15 mm, 18 mm sowie 25 mm gewählt, woraus effektive Presszeiten von 180 s, 216 s bzw. 300 s resultieren. Die tatsächlichen Dicken betragen 15,8 mm, 18,9 mm und 25,8 mm, sodass im Folgenden die aufgerundeten Werte 16 mm, 19 mm und 26 mm als Bezeichnung verwendet werden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Eigenschaften der unterschiedlich dicken Proben

Eigenschaften	Plattendicke		
	16 mm	19 mm	26 mm
Feuchte der Strands in %	2 ... 3	2 ... 3	2 ... 3
Anteil PMDI in %	4	4	4
Heizplattentemperatur in °C	220	220	220
Presszeit in s	180	216	300
Dichte in kg m ⁻³	692	708	631
Gewicht in kg	0,47	0,54	0,74

Die Proben wurden 24 Stunden nach ihrer Herstellung in die Prüfkammern eingebracht und verblieben dort über einen Zeitraum von 35 Tagen. Sie wurden anschließend herausgenommen und bei normgerechten Klima (23 °C & 50 % r. Lf.) gelagert. Drei Tage vor den Probenahmen am 91. Tag wurden die OSB wieder in die Exsikkatoren eingebracht und blieben dort bis zum Ende der Untersuchung.

3.1.2 Alternative Holzarten

Um das Emissionsverhalten alternativer Holzarten allgemein beschreiben zu können, wurden kleine Probandimensionen zunächst mit Hilfe eines Thermoextraktors untersucht. Hierbei handelte es sich allerdings nicht um frisch eingeschlagenes und getrocknetes Holz, sondern um unterschiedlich alte Probenstücke aus der Holzsammlung des Instituts für Holzbiologie und Holzschutz der BFH. Die zu untersuchenden Holzarten für die Plattenherstellung wurden in Form von frisch geschlagenem Industrieholz von dem Holzwerkstoffhersteller Kronoply bezogen und manuell entrindeet. Das Material wurde daraufhin von der Firma Pallmann in einem Strander zerspant (vgl. Abbildung 1). Die Trocknung und Weiterverarbeitung der Strands erfolgte im Technikum der Firma Siempelkamp.

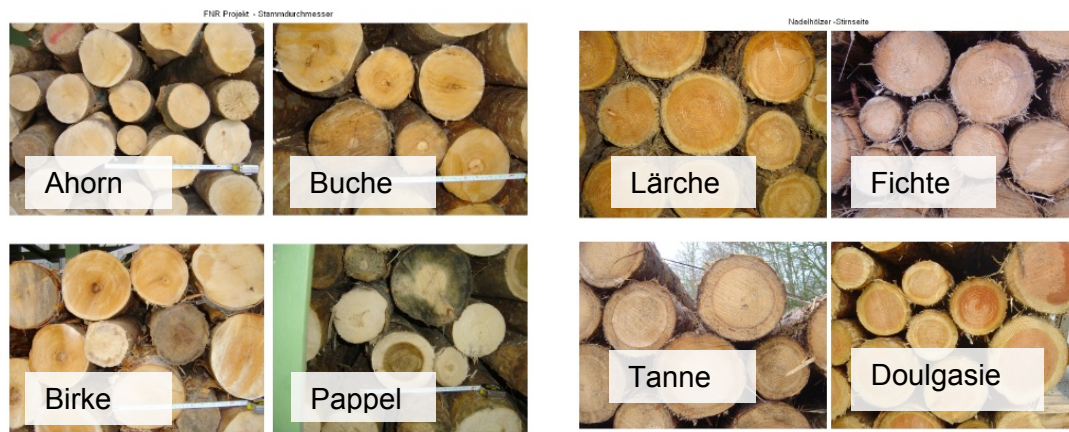


Abbildung 1: Laub- (links) und Nadelholz (rechts) für die Herstellung von OSB



Abbildung 2: Zerspanungsvorgang

Etwa eine Woche nach der Zerspanung wurde das Laubholz in einem indirekt beheizten Trommeltrockner und bei einer Temperatur von 150 °C auf eine Holzfeuchte von unter 3 % getrocknet. Bei dem Nadelholz betrug der Zeitraum zwischen Zerspanung und Trocknung auf-

grund organisatorischer Umstände zwei Monate. Abbildung 3 zeigt die getrockneten Strands aus den verschiedenen Laubhölzern. Abbildung 4 zeigt jene aus Nadelholz.

Die Rohdichten der eingesetzten Laubhölzer sind in Tabelle 2 zusammengefasst und reichen von 408 kg m^{-3} (Pappel) bis 572 kg m^{-3} (Buche). Die für die OSB-Herstellung vor allem genutzte Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) kann im darrtrocknen Zustand Rohdichten zwischen 300 kg m^{-3} und 860 kg m^{-3} aufweisen. Da meist noch relativ junges Durchforstungs- bzw. Industrieholz verarbeitet wird, liegen die Rohdichten allerdings eher im unteren Bereich. Dies gilt auch für die in Tabelle 2 gelisteten Literaturwerte.



Birke (*Betula sp.*)



Pappel (*Populus sp.*)



Ahorn (*Acer pseudoplatanus*)



Buche (*Fagus sylvatica*)

Abbildung 3: Getrocknete und unbeleimte Strands aus Laubholz

Tabelle 2: Darrdichten der eingesetzten Holzarten

Holzart	ρ in kg m^{-3}
Pappel (<i>Populus sp.</i>)	408
Birke (<i>Betula sp.</i>)	567
Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	572
Ahorn (<i>Acer pseudoplatanus</i>) ¹	480 ... 590 ... 750
Fichte (<i>Picea abies</i>) ¹	300 ... 430 ... 640
Lärche (<i>Larix decidua</i>) ¹	400 ... 550 ... 820
Tanne (<i>Abies alba</i>) ¹	320 ... 410 ... 710
Douglasie (<i>Pseudotsuga menziesii</i>) ¹	320 ... 470 ... 730



Tanne (*Abies alba*)



Fichte (*Picea abies*)



Lärche (*Larix decidua*)



Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*)

Abbildung 4: Getrocknete und unbeleimte Strands aus Nadelholz

Die Strands wurden mit 4% PMDI beleimt, außerdem wurde 1% Paraffin zugegeben. Auf einer Labor-Einetagenpresse wurden die Matten bei 220 °C und mit 12 s mm^{-1} zu einschichtigen OSB mit einer Zieldicke von 16 mm verpresst. Die Bedingungen bei der Herstellung von OSB aus den entsprechenden Holzarten finden sich in Tabelle 3. Neben den einschichtigen Platten

¹ Eine Bestimmung der Rohdichte dieser Hölzer wurde aus organisatorischen Gründen nicht vorgenommen, sodass Literaturwerte für Bergahorn, Fichte, Douglasie, Lärche und Tanne aus dem Holzatlas angegeben werden (Wagenführ und Scheiber 1989)

wurden zwei dreischichtige OSB mit unterschiedlichen Deckschichtanteilen aus Buche und einer Mittelschicht aus Kiefer gefertigt. Die verwendeten Kiefernstrands waren einige Wochen alt. Abweichend von den übrigen Proben wurden die Holzwerkstoffe mit UF-Harz verklebt (vgl. Tabelle 4); dieser wurde eingesetzt, da Vorversuche keinen Unterschied zum PMDI-Klebstoff hinsichtlich der Emissionscharakteristik aufzeigten und die Handhabung im Labor unter bestimmten Vorzeichen einfacher realisiert werden kann.

Tabelle 3: Bedingungen bei der Herstellung von OSB aus Laubhölzern

Parameter	Holzart			
	Birke	Pappel	Buche	Ahorn
Trocknungstemperatur in °C	150	150	150	150
Feuchte der Strands in %	2,5 ... 3,0	2,5 ... 3,0	2,5 ... 3,0	2,5 ... 3,0
Anteil PMDI in %	4	4	4	4
Anteil Paraffin in %	1	1	1	1
Heizplattentemperatur in °C	220	220	220	220
Presszeitfaktor in s mm ⁻¹	12	12	12	12
Mittlere Dicke in mm	16,2	16,4	16,6	16,7
Mittlere Rohdichte in kg m ⁻³	695	626	767	709

Tabelle 4: Bedingungen bei der Herstellung dreischichtiger OSB

Parameter	Probenkennung	
	OSB-Mix-1	OSB-Mix-2
Holzart Deckschichten	Buche	Buche
Holzart Mittelschicht	Kiefer	Kiefer
Deckschichtanteil in %	30	50
Feuchte der Strands in %	3	3
Festharzgehalt je atro Span in %	10	10
Härtermenge in %	3	3
max. spez. Pressdruck in N cm ⁻²	350	350
Heizplattentemperatur in °C	220	220
Presszeitfaktor in s mm ⁻¹	12	12
Nenndicke in mm	18	18

Tabelle 5: Bedingungen bei der Herstellung von OSB aus Nadelhölzern

Parameter	Holzart			
	Fichte	Tanne	Lärche	Douglasie
Trocknungstemperatur in °C	150	150	150	150
Feuchte der Strands in %	2,5 ... 3,0	2,5 ... 3,0	2,5 ... 3,0	2,5 ... 3,0
Anteil PMDI in %	4	4	4	4
Heizplattentemperatur in °C	220	220	220	220
Presszeitfaktor in s mm ⁻¹	12	12	12	12
Mittlere Dicke in mm	16,2	16,0	16,4	16,0
Mittlere Rohdichte in kg m ⁻³	670	669	665	696

3.1.3 Phenolische Bindemittel

Um den Einfluss alternativer Bindemittel zu untersuchen, wurden einschichtige OSB aus Kiefernholz mit unterschiedlichen phenolischen Klebstoffen hergestellt. Dies erfolgte etwa drei Tage nach der industriellen Zerspanung und Trocknung von Industrieholz. Neben konventionellem Phenol-Formaldehyd-Harz kamen hierbei auch Tannin-Formaldehyd-Harze und unterschiedliche Harzmischungen zum Einsatz. Dabei handelte es sich um Quebracho-Tannine vom Typ GT 5 der Firma Unitan. Verwendet wurde die von Hasener (2000) beschriebene Leimrezeptur. Im Vergleich zu der UF-gebundenen Referenzprobe wiesen die PF- und tanningebundenen OSB eine dunkle Färbung auf, die sowohl auf das Alkali wie auch auf die Farbe der Tannine zurückzuführen ist (vgl. Abbildung 5). Als Härter kamen Ammoniumnitrat für UF und Pottasche für PF zum Einsatz. Die Bedingungen und Parameter bei der Plattenherstellung für diese Versuchsreihe werden in Tabelle 6 miteinander verglichen. Neben den genutzten Klebstoffsystemen unterscheiden sich dabei vor allem die pH-Werte der Leimflotte sowie des Kaltwasserextraktes der Strands. Alle Phenol- sowie Tannin-Formaldehyd-Harze wiesen einen alkalischen pH-Wert zwischen 10 und 12 auf, der pH-Wert der beleimten Strands reichte von 8 bis 10. Im Gegensatz dazu härtet Harnstoff-Formaldehyd im saureren Milieu aus. Hierbei betrug der pH-Wert 6,5 (Harz) bzw. 5,0 (beleimte Strands).

Tabelle 6: Bedingungen bei der Herstellung von OSB mit phenolischen Bindemitteln (1. Versuchsreihe)

Parameter	Probenkennung					
	UF	PF1	PF2	T	TPF1	TPF2
Festharzgehalt UF je atro in %	10	-	-	-	-	-
Festharzgehalt PF je atro in %	-	10	14	-	7	10
Festharzgehalt T je atro in %	-	-	-	10	7	4
Ammoniumnitratgehalt in %	3	-	-	-	-	-
Pottaschezugabe in %	-	3	5	-	5	5
Paraformaldehyd Zugabe in %	-	-	-	5	5	5
Harnstoffzugabe in %	-	-	-	2	2	2
pH-Wert Leimflotte	7	12	12	10	10	11
pH-Wert Kaltwasserextrakt beleimte Strands	5	9	10	8	8	-
Feuchte der Strands in %	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Heizplattentemperatur in °C	220	220	220	220	220	220
Presszeitfaktor in s mm ⁻¹	12	12	12	12	12	12
Nenn Dicke in mm	16	16	16	16	16	16



OSB-UF



OSB-T



OSB-PF1



OSB-PF2



OSB-TPF1



OSB-TPF2

Abbildung 5: Oberflächen der unterschiedlichen OSB

Über diese Holzwerkstoffe hinaus wurden noch drei weitere OSB gepresst. Zwei davon waren phenolisch mit konventionellem Phenol-Formaldehyd-Harz gebunden sowie mit pulverförmigen Phenolharz (PF und Novo), so genanntem Novolak. Im Gegensatz zu PF-Harz härtet letzteres im neutralen bis sauren Milieu aus. Als Referenzplatte diente hierbei eine mit UF-Harz verklebte OSB (UF). In Tabelle 7 sind Herstellungsbedingungen der OSB angegeben. Die pulverförmig gebundene Probe musste länger als die anderen beiden Platten gepresst werden. Damit das Harz bei der Beleimung an den Strands haften blieb, wurde eine verhältnismäßig hohe Mattenfeuchte von 11 % gewählt, was durch eine längere Presszeit kompensiert werden sollte. Die Permeabilität einer OSB-Matte ist im Vergleich zu anderen Holzwerkstoffen eher niedriger, sodass der Wasserdampf während des Heißpressens nur schlecht entweicht. Der Dampfdruck in der Matte stieg stark an und die Mittelschicht dieser Probe war nur begrenzt gebunden. Da die Deckschichten allen Anforderungen genügen und es in diesem Versuch lediglich um orientierende Messungen ging, wurde die Probe nicht verworfen. Allerdings ist der Einfluss einer verlängerten Presszeit bei der Beschreibung der Ergebnisse zu berücksichtigen (vgl. Tabelle 7).

Tabelle 7: Bedingungen bei der Herstellung unterschiedlich gebundener OSB (2. Versuchsreihe)

Parameter	Probenkennung		
	UF	PF	Novo
Festharzgehalt je atro in %	10	11	11
Ammoniumnitratzugabe in %	3	-	-
Pottaschezugabe in %	-	5	-
Hexamethylentetramin in %	-	-	10
pH-Wert Kaltwasserextrakt Strands	4	9	6
Feuchte der Strands in %	2	2	2
Heizplattentemperatur in °C	200	200	200
Presszeitfaktor in s mm ⁻¹	12	12	20
Nenndicke in mm	18	18	18

3.1.4 Einfluss der Jahreszeiten

Beide von OSB aus *Pinus sylvestris* L. freiwerdenden Hauptkomponenten – Terpene und Aldehyde – gehen direkt oder indirekt auf die akzessorischen Bestandteile der Holzart, deren Höhe bzw. Zusammensetzung zurück. Da diese unter anderem jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen, ist auch ein Einfluss auf die Emissionen nicht grundsätzlich auszuschließen. Um herauszufinden, ob und wie stark die VOC-Emissionen von OSB im Laufe eines Jahres schwanken, wurden Proben zu verschiedenen Jahreszeiten dem industriellen Prozess entnommen und geprüft. Tabelle 8 fasst die Eigenschaften der betrachteten Holzwerkstoffe zusammen. Aufgrund des bereits im Zwischenbericht dargestellten Mangels an Helium als Trägergas für das GC-MS sowie den damit verbunden Schwierigkeiten bei der Ausführung von Analysen, konnte im Sommer 2006 eine nur sehr eingeschränkte Anzahl an Prüfkammeruntersuchungen durchgeführt werden. Daher wurde statt der im ursprünglichen Projektantrag vorgesehenen Sommer-Probe eine im Frühjahr 2007 produzierte OSB untersucht.

Tabelle 8: Eigenschaften der zu verschiedenen Jahreszeiten industriell gefertigten OSB

Parameter	Probenkennung		
	Herbst	Frühjahr 1	Frühjahr 2
Produktionszeitraum	Oktober 2006	März 2006	März 2007
Nenndicke in mm	12	12	15

3.2 Methoden

Um das Emissionsverhalten eines Stoffes zu bewerten, müssen die Konzentrationen freigesetzter Verbindungen unter definierten Bedingungen ermittelt werden. Hierzu wird ein dem Einsatzort des Produktes – zum Beispiel dem Innenraum – entsprechendes Klima eingestellt. Neben Raumbeladung und Luftwechselrate sind die klimatischen Bedingungen (Temperatur, Luftfeuchte) hierbei die wichtigsten Parameter. Da die freiwerdenden Konzentrationen meist zu niedrig für direktanzeigende Messgeräte sind, wird die Prüfkammerabluft normgemäß an einem Adsorbens angereichert und im GC-MS qualitativ und quantitativ ausgewertet.

3.2.1 Prüfkammeruntersuchungen

Die Bestimmung der Emissionen erfolgte in Prüfkammern aus Glasexsikkatoren mit einem Volumen von 23 L, gemäß der DIN EN ISO 16000-9:2006. Die grundsätzliche Eignung eines solchen Prüfkammervolumens für Messungen von VOC- und SVOC-Emissionen von Bauprodukten haben Jann *et al.* (1999) bestätigt. Die darin bestimmten Emissionen aus Holzprodukten auf Messungen entsprechen denen, die in einer 1 m³ großen Kammer bestimmt werden (Makowski und Ohlmeyer 2006a).

Für eine ausreichend reine Prüfkammeratmosphäre wurde Druckluft mit Hilfe eines Adsorptionstrockners und Aktivkohlefilters (oilfreepac 2000, Donaldson AG, Haan, Deutschland) von Kondensaten, Partikeln sowie organischen Verbindungen befreit. Durch Manteltemperierung sowie Mischung unterschiedlich stark wassergesättigter Luftströme wurde die Prüfkammerluft auf $23 \pm 0,5$ °C und 50 ± 3 % r. Lf. eingestellt. Gemessen wurde das Klima am Lufteingang der Kammer. Durch jeden Exsikkator wurde ein Luftstrom von 1200 mL min^{-1} geleitet, eingestellt durch ein Schwebekörper-Strömungsmesser. Ein im Deckel des Exsikkators angebrachtes Rührwerk durchmischte die Prüfkammerluft und beschleunigte sie an der Probenoberfläche auf $0,3 \text{ m s}^{-1}$. Schematisch dargestellt ist der Aufbau der Prüfkammer in Abbildung 6.

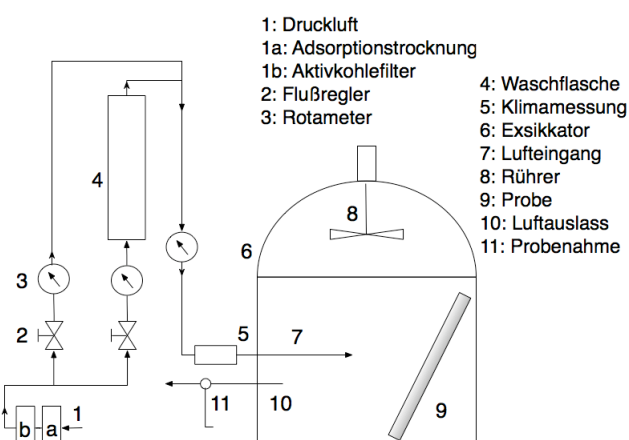


Abbildung 6: Schematische Darstellung des Prüfkammeraufbaus



Abbildung 7: Prüfkammer mit einem Volumen von 1 m³

Um vergleichbare Bedingungen herstellen zu können, hatten alle Proben die gleiche Fläche von 21 × 21 cm². Die Kantenflächen wurden mit selbstklebender und nicht-emittierender Aluminiumfolie so abgeklebt, dass eine Oberfläche von 722 cm² frei blieb. Daraus resultierte eine Raumbeladung von 3,1 m²m⁻³ und eine flächenspezifische Lüftungsrate von 1 m³m⁻²h⁻¹.

Ferner kam eine 1 m³ fassende Prüfkammer (Swedish National Testing and Research Institute, Borås, Schweden) aus Edelstahl zum Einsatz (vgl. Abbildung 7). Die Regelung des Luftstroms erfolgte hierbei durch einen elektronischen Flussregler. Eine elektronisch geregelte Verdampfung destillierten Wassers diente zum Einstellen der erforderlichen Luftfeuchte. Die Kammer wurde mit einem Luftwechsel pro Stunde betrieben. Aus der Probenoberfläche von 1 m² resultiert ein q von 1 m³m⁻²h⁻¹. Lediglich beim Vergleich der VOC-Emissionen unterschiedlich dicker OSB müssen neben den flächenspezifischen Faktoren auch solche betrachtet werden, die die verschiedenen Dicken bzw. Massen der Probenkörper berücksichtigen. Hierzu wurden die in Tabelle 9 zusammengefassten gewichtsspezifischen Faktoren gebildet und bei der Berechnung der Emissionsraten verwendet.

Tabelle 9: Prüfkammerbedingungen bei der Emissionsmessung unterschiedlich dicker OSB, bezogen auf das Probengewicht

Probendicke in mm	Gewicht in kg	Kammer-volumen in m ⁻³	Beladung in kg m ⁻³	Luftwechsel-rate in h ⁻¹	Gew. spez. Lüftungsrate in m ³ kg ⁻¹ h ⁻¹
16	0,47	0,023	20,4	3,1	0,15
18	0,54	0,023	23,5	3,1	0,13
25	0,74	0,023	32,2	3,1	0,10

Zur Luftprobennahme kam eine Pumpe mit elektronischer Flusskontrolle zum Einsatz. Damit wurden Luftproben mit einem Luftstrom von 100 mLmin⁻¹ über ein Probenahmeröhrchen gesaugt, das mit einem Adsorbens (Tenax TA (60/80 mesh)) gefüllt war. Je nach Probenalter bzw. zu erwartender Konzentration wurden 0,5 L bis 4 L Luft aus der Prüfkammer über das Adsorbens gezogen. Vor jeder Probenahme wurden 200 ng Toluol bzw. Toluol_{ds} in Methanol gelöst als interner Standard auf das Adsorbens gespritzt. Im Gegensatz zum Toluol wird das leichtflüchtige Methanol nicht zurückgehalten und verflüchtigt sich.

Anschließend wurden die verwendeten Röhrchen in einem GC-MS mit Thermodesorption und Kühlfalle gemäß der DIN ISO 16000-6:2004 analysiert. Um aus den so ermittelten Raum-

luftkonzentrationen die Emissionsraten bestimmen zu können, wurde ein doppeltes Exponentialmodell verwendet. Der gewöhnlich angenommene Zusammenhang

$$E(t) = \frac{n \times C(t)}{L} \quad (1)$$

$E(t)$ = Emissionsrate zur Zeit t in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
 n = Luftwechselrate in h^{-1}
 L = Raumbeladung in $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$

gilt nach ECA (1998) nur bei sich sehr langsam ändernden Emissionsraten und Konzentrationen bzw. unter Einhaltung folgender Bedingungen:

$$\left| \frac{dc}{dt} \right| \ll n \times C \quad (2)$$

Alle bisher untersuchten OSB aus Kiefernholz weisen allerdings gerade zu Beginn der Untersuchungen ein sehr starkes Abklingverhalten auf, sodass der in Formel (2) dargestellte Zusammenhang nicht grundsätzlich angenommen werden kann. Um die Raten nicht-konstanter bzw. dynamischer Emissionsverläufe zu bestimmen, muss daher auf mathematische Modelle zurückgegriffen werden. Neben so genannten „mass-transfer“-Modellen, die verschiedene Materialeigenschaften berücksichtigen, lassen sich die Emissionsraten auch empirisch und mit Hilfe einer nicht-linearen Regressionsanalyse abschätzen (Guo und Murray 2000). Hierfür wird in der vorliegenden Studie ein doppeltes Exponentialmodell herangezogen, das zusätzlich verdampfungs- und diffusionskontrollierte Emissionsvorgänge einbezieht. Nach Guo *et al.* (2000) ist das Modell gut geeignet für die Bestimmung und Modellierung der VOC-Emissionen verschiedener Bauprodukte. Es gilt:

$$E(t) = E_1 + E_2 = E_{10} \times e^{-k_1 \times t} + E_{20} \times e^{-k_2 \times t} \quad (3)$$

$E(t)$ = Emissionsrate zur Zeit t in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
 E_1 = Emissionsrate Phase 1 (verdampfungskontrolliert) in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
 E_2 = Emissionsrate Phase 2 (diffusionskontrolliert) in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
 E_{10} = Anfängliche Emissionsrate Phase 1 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
 E_{20} = Anfängliche Emissionsrate Phase 2 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
 k_1 = Abklingkonstante Phase 1 in h^{-1}
 k_2 = Abklingkonstante Phase 2 in h^{-1}

Um die entsprechenden Abklingkonstanten zu ermitteln, wurden die gemessenen Raumluftkonzentrationen durch eine nicht-lineare Analyse-Routine-Software (Maple 2005) iterativ bestimmt. Hierfür wurde eine Abweichung von $\pm 30\%$ angenommen, vor allem infolge zufälliger und systematischer Fehler bei der Probenahme und der Quantifizierung. Damit können aller-

dings nur die Emissionsraten kontinuierlich abklingender VOCs ermittelt werden. Handelt es sich um reaktiv gebildete Verbindungen, die erst während der Prüfkammeruntersuchung entstehen, muss der durch Formel (1) ausgedrückte Zusammenhang angenommen werden. Die Qualität der iterativ abgeschätzten Funktion wurde anhand der Standardabweichung des quadratischen Mittelwertes (RMSD, residual mean square) bestimmt. Die Größe ermöglicht eine Aussage über die Abweichung von beobachteten und modellierten Werten und wird wie folgt bestimmt:

$$RMSD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n [y_i - y(x_i)]^2}{n - p}} \quad (4)$$

- y_i = Beobachteter Wert
- $y(x_i)$ = Modellierter Wert
- n = Anzahl der Beobachtungen
- p = Anzahl der abgeschätzten Parameter

3.2.2 Thermoextraktion

Neben den Untersuchungen in Prüfkammern wurde das Emissionsverhalten verschiedener Holzarten mit einem so genannten Thermoextraktor (TE1, Gerstel, Mülheim a. d. Ruhr, Deutschland) charakterisiert. Die grundsätzliche Eignung des Verfahrens zur beschleunigten Untersuchung von Emissionen aus Nadelholz wurde bereits von Ohlmeyer *et al.* (2006) dargestellt. Dabei handelt es sich um ein Glasröhrchen mit verhältnismäßig kleinen Raumvolumen von circa 25,9 cm³, das sich in dem Thermoextraktor befindet. Durch das gesamte System wird ein kontinuierlicher Stickstofffluss (100 ml min⁻¹) geleitet, der – wie bei den konventionellen Prüfkammertests – zu regelmäßigen Zeitpunkten über ein Adsorbens geleitet wird. Gemäß DIN ISO 16000-6:2004 wurden diese in einem GC-MS mit Thermodesorption und Kühlfalle analysiert. Das ganze System wurde mit einer erhöhten Temperatur (60 °C) betrieben, um so das Abklingen der Emissionen zu beschleunigen bzw. ein Alterungsverhalten der Werkstoffe zu simulieren. Beschrieben wurde die Methode von Scherer *et al.* (2006). Um immer gleiche und damit reproduzierbare Bedingungen zu erreichen, wurde ein Probenhalter aus Stahl verwendet, der eine potenziell emittierende Probenoberfläche von etwa 7,1 cm² freilässt. In Abbildung 8 sind Thermoextraktor, Probenhalter und die Probendimensionen dargestellt. Die Bedingungen bei der Thermoextraktion sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

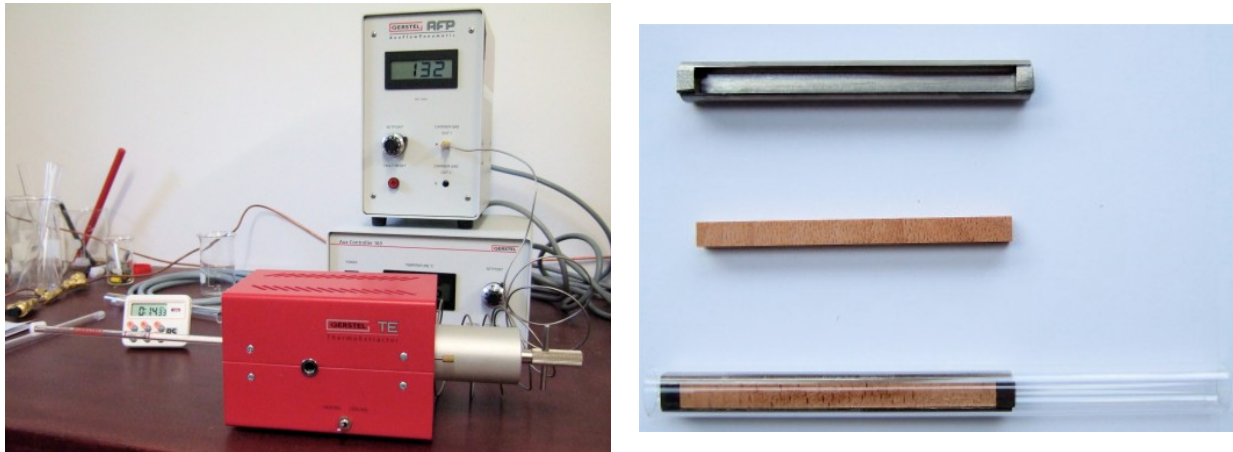


Abbildung 8: Thermoextraktor (links), verwendeter Probenhalter und Probendimension

Tabelle 10: Bedingungen bei der Thermoextraktion

Parameter	Eigenschaft
Temperatur in °C	60 und RT
Massenfluss in ml min ⁻¹	100
Raumvolumen in m ³	0,00002586
Luftwechselrate in h ⁻¹	232,0
Probenoberfläche in m ²	0,00075
Raumbeladung in m ² m ⁻³	29,1
Flächenspezifische Durchlüftungsrate in m ³ m ⁻² h ⁻¹	8,0
Trärgas	Stickstoff

3.2.3 Bestimmung der Emissionen

Im Anschluss an die Probenahme wurden die Röhren mit den Adsorbentien thermodesorbiert und gaschromatographisch getrennt. Mit Hilfe eines Massenspektrometers wurde das Stoffgemisch qualitativ beschrieben und quantifiziert. Es galten die in Tabelle 11 aufgeführten Bedingungen.

Tabelle 11: Konfiguration des GC-MS-Systems

Parameter	Eigenschaft
Thermodesorption	TDS 3 (Gerstel, Mülheim a.d. Ruhr, Deutschland) 20 °C → 280 °C (60 °C min ⁻¹ , 4 min halten)
Kühlfalle	KAS 4 (Gerstel, Mülheim a.d. Ruhr, Deutschland) Liner mit Tenax TA gefüllt -30 °C → 290 °C (720 °C min ⁻¹ , 3 min halten)
Split	1:20
Gaschromatograph	Agilent 6895
Trennsäule	Zebtron ZB1701 30 m, 0,25 mm, 0,25 µm 14% Cyanopropylphenyl-methylpolysiloxan
Detektor	Agilent 5973N inert 29-400 amu 3,8 scans s ⁻¹
Trägergas	Helium 5.0

Das Temperaturprogramm im Gaschromatographen ist in Abbildung 9 dargestellt. Die Quantifizierung erfolgte durch Mehrpunktkalibrierung mit Reinsubstanzen sowie dem relativen Responsefaktor des internen Standards (Toluol_{dB}). Verbindungen, für die kein entsprechender Standard verfügbar war, wurden auf Basis von Responsefaktoren ähnlicher Substanzen quantifiziert (vgl. Tabelle 5).

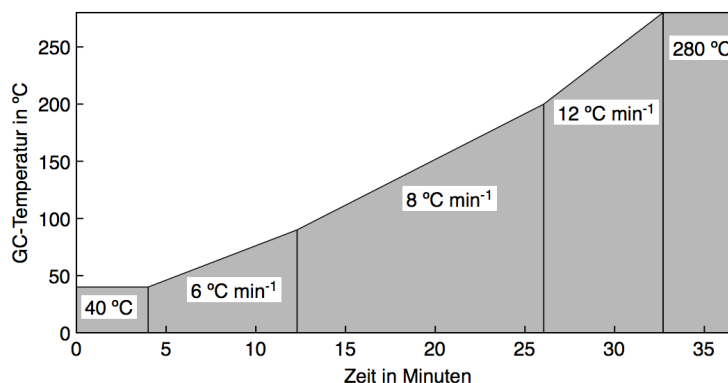


Abbildung 9: Temperaturprogramm im Gaschromatograph

Tabelle 12: Alternativstandards zur Quantifizierung

Substanzgruppe	Referenzsubstanz
Terpene	α -Pinen
Gesättigte Aldehyde	Pentanal, Hexanal
Ungesättigte Aldehyde	1-Heptenal
Alkohole	1-Pentanol
Sonstige Verbindungen	Toluol _{d8}

3.2.4 Ermittlung technologischer Eigenschaften

Es wurden die technologischen Eigenschaften der Platten mit alternativen Holzarten (vgl. Abschnitt 3.1.3) geprüft, um neben den Emissionen gleichzeitig auch das technologische Potenzial der jeweiligen Holzartenwahl berücksichtigen zu können: Die Querszugfestigkeit wurde gemäß DIN EN 319:1993, die Querszugfestigkeit nach Kochtest nach DIN 1087-1:1995 in Verbindung mit DIN EN 300:2006, die Dickenquellung nach DIN EN317:1993 sowie der Biege-Elastizitätsmodul und die Biegefestigkeit nach DIN EN 310:1993 ermittelt.

4 ERGEBNISSE

In den nachfolgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der verschiedenen Untersuchungen dargestellt. Dabei werden zunächst die Thermoextraktionsversuche beschrieben und anschließend die Ergebnisse der diversen Prüfkammeruntersuchungen zur Charakterisierung des Emissionsverhaltens von OSB unter verschiedenen Voraussetzungen zusammengefasst.

4.1 Alternative Holzarten

Abbildung 10 zeigt die im Thermoextraktor bestimmte Höhe der VOC-Emissionen verschiedener Nadel- und Laubholzarten bei einer Umgebungstemperatur von 23 °C. Ihre prozentuale Zusammensetzung geht aus der Darstellung in Abbildung 11 hervor. Dabei wird deutlich, dass die Emissionen der Nadelhölzer die der Laubhölzer deutlich überschreiten. Angeführt von Kiefernholz reichen die Nadelholzemissionen von 8 µg m⁻³ (Tanne) bis gut 58 mg m⁻³ (Kiefern). Bei den freiwerdenden Verbindungen handelt es sich dabei vor allem um Monoterpene, die zu den akzessorischen Bestandteilen des Nadelholzes zählen (Primäremittenten). Außerdem kommen noch Essigsäure sowie Aldehyde in den Emissionen vor. Beides zählt zu den reaktiv gebildeten VOCs (Sekundäremittenten), wobei Essigsäure aus dem Abbau der Hemicellulosen resultiert und Aldehyde dagegen autoxidativ aus denen im Holz enthaltenen Fettsäuren gebildet werden.

Die Laubhölzer emittieren VOC-Konzentrationen zwischen 4 µg m⁻³ (Pappel) und 55 µg m⁻³ (Ahorn). Hierbei handelt es sich um sehr niedrige Konzentrationen an Aldehyden sowie im Fall des Ahorns um Essigsäure (vgl. Abbildung 11). Diese Ergebnisse stimmen grundsätzlich mit der Feststellung von Risholm-Sundman *et al.* (1998) überein, wonach Nadelholz höhere VOC-Emissionen aufweist als Laubholz.

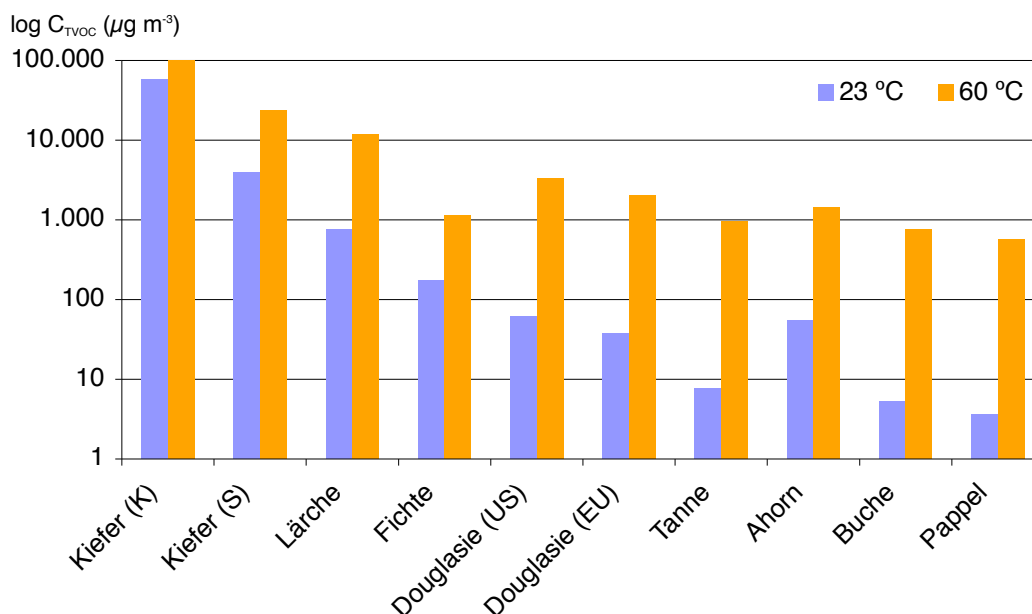


Abbildung 10: VOC-Konzentrationen der Holzarten nach 20 Minuten und bei 23 °C bzw. 60 °C im Thermoextraktor (logarithmierte Darstellung)

Mit Erhöhung der Temperatur steigen die Emissionen aller Proben (vgl. Abbildung 10). Am meisten VOCs emittieren unter diesen Bedingungen ebenfalls die Kiefer und insbesondere deren Kernholz. Insgesamt reicht die Menge der freiwerdenden Emissionen der Nadelhölzer von circa 100 mg m^{-3} (Kiefernkerneholz) bis etwa 1 mg m^{-3} (Fichte). Es handelt sich dabei überwiegend um Terpene mit nur verhältnismäßig geringen Anteilen reaktiv entstandener VOCs. Bei höherer Temperatur steigen auch die Emissionen der Laubhölzer so stark an, dass bei 60 °C die klare Unterscheidung zwischen Emissionshöhe und Laub- bzw. Nadelholz nicht mehr möglich ist. Unter diesen Bedingungen schwanken die Konzentrationen zwischen knapp $0,6 \text{ mg m}^{-3}$ (Pappel) und etwa $1,5 \text{ mg m}^{-3}$ (Ahorn) und bestehen fast ausschließlich aus Essigsäure. Dies zeigt, dass die – unter normalen Bedingungen emissionsarmen – Laubhölzer infolge moderater Temperatureinwirkung relevante Mengen VOCs freisetzen können. Vorstellbar ist vor diesem Hintergrund auch, dass bei höherer oder längerer Temperatureinwirkung noch mehr Essigsäure entsteht (vgl. Abbildung 12). So steigt die TVOC-Konzentration bei den Laubhölzern durch die Temperaturerhöhung bis um das 120-fache, während der Faktor bei den Nadelhölzern zwischen dem zwei- und 15-fachen schwankt – je nach Holzart. Dies erscheint vor allem daher plausibel, da die Essigsäure wahrscheinlich vor allem aus den Acetylgruppen der Hemicellulosen entsteht, von welchen im Laubholz im Allgemeinen mehr enthalten sind als im Nadelholz. Dabei handelt es sich vor allem um Xylan, das vergleichsweise die meisten Acetyl-Seitenketten enthält (Fengel und Wegener 1989).

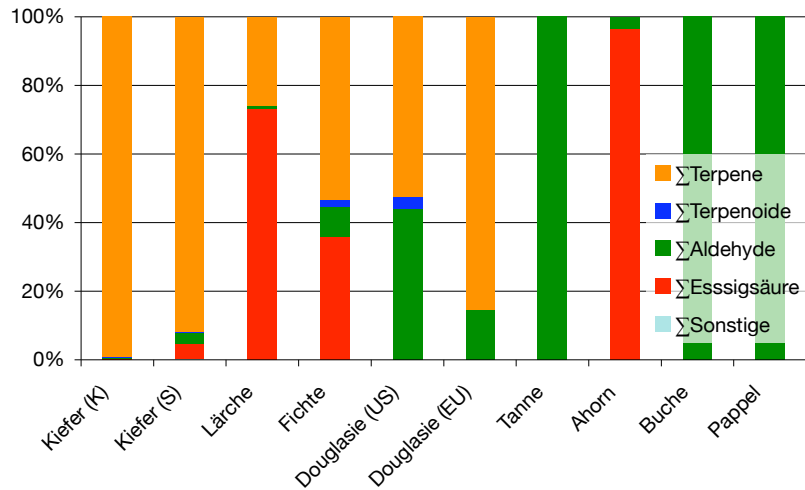


Abbildung 11: Zusammensetzung der VOC-Emissionen verschiedener Holzarten nach 20 Minuten und bei 23 °C im Thermoextraktor

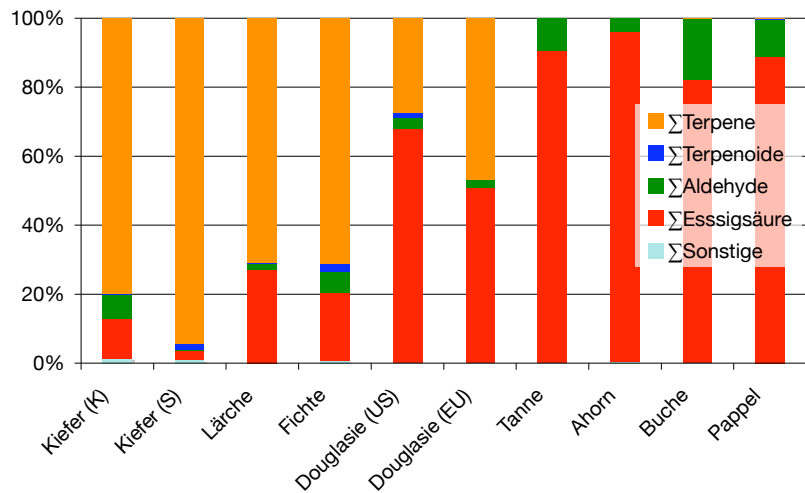


Abbildung 12: Zusammensetzung der VOC-Emissionen verschiedener Holzarten nach 20 Minuten und bei 60 °C im Thermoextraktor

4.2 OSB aus alternativen Holzarten

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Prüfkammeruntersuchungen von OSB aus alternativen Holzarten dargestellt. Aus unterschiedlichen Laub- und Nadelholzarten, wurden einschichtige Platten hergestellt und untersucht. Um abschätzen zu können, inwieweit es ausreicht Deckschichten aus anderem, emissionsarmen Holz herzustellen, wurden außerdem zwei dreischichtige Platten mit einer Mittelschicht aus Kiefernholz und Deckschichten aus Buche gefertigt und untersucht.

4.2.1 Laubholz

Die Prüfkammernmessungen stützen die in Kapitel 3.2.2 dargestellten Beobachtungen über das Emissionsverhalten der Laubhölzer. Die Holzwerkstoffe emittieren überwiegend Essigsäure sowie geringe Konzentrationen an anderen Verbindungen. In Tabelle 13 sind die VOC- und Essigsäurekonzentrationen am ersten und 28. Tag der Probenahme zusammengefasst. Die TVOC-Emissionen schwanken am ersten Tag zwischen $177 \mu\text{g m}^{-3}$ (Birke) und $307 \mu\text{g m}^{-3}$ (Buche); im Verlauf der Untersuchung klingen sie ab auf Konzentrationen von $28 \mu\text{g m}^{-3}$ (Pappel) bis $42 \mu\text{g m}^{-3}$ (Buche). Essigsäure ist dabei die mit Abstand bedeutsamste Verbindung in den Emissionen aller betrachteten OSB aus Laubholz. Ihr Anteil reicht von 74 % (Pappel) bis 95 % (Buche und Ahorn) nach 28 Tagen Prüfdauer (vgl. Tabelle 13). Wie in Abbildung 13 gezeigt, klingen auch die Essigsäure-Emissionen aller Proben während der Untersuchung mehr oder weniger kontinuierlich ab.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass auch Holzarten, die naturgemäß keine flüchtigen akzesorischen Bestandteile enthalten, VOCs reaktiven Ursprungs freisetzen können. Essigsäure entsteht aus der Abspaltung acetoylierter Seitenketten der Hemicellulosen. Ihr Anteil kann von 2,9 % bis 3,1 % bei Pappel bis zu 6,0 % bis 7,1 % bei Buche reichen. Im Vergleich dazu enthalten die Hemicellulosen von *Pinus sylvestris* L. nur etwa 1,4 % (Wagenführ und Scheiber 1989).

Tabelle 13: TVOC- und Essigsäurekonzentrationen der OSB aus Laubholz nach einem und 28 Tagen Prüfdauer

Holzart	C_{TVOC} in $\mu\text{g m}^{-3}$	$C_{\text{Essigs.}}$ in $\mu\text{g m}^{-3}$	C_{TVOC} in $\mu\text{g m}^{-3}$	$C_{\text{Essigs.}}$ in $\mu\text{g m}^{-3}$
	1 Tag	1 Tag	28 Tage	28 Tage
Buche	307	291	47	42
Birke	177	152	42	31
Ahorn	228	209	38	36
Pappel	295	263	35	28

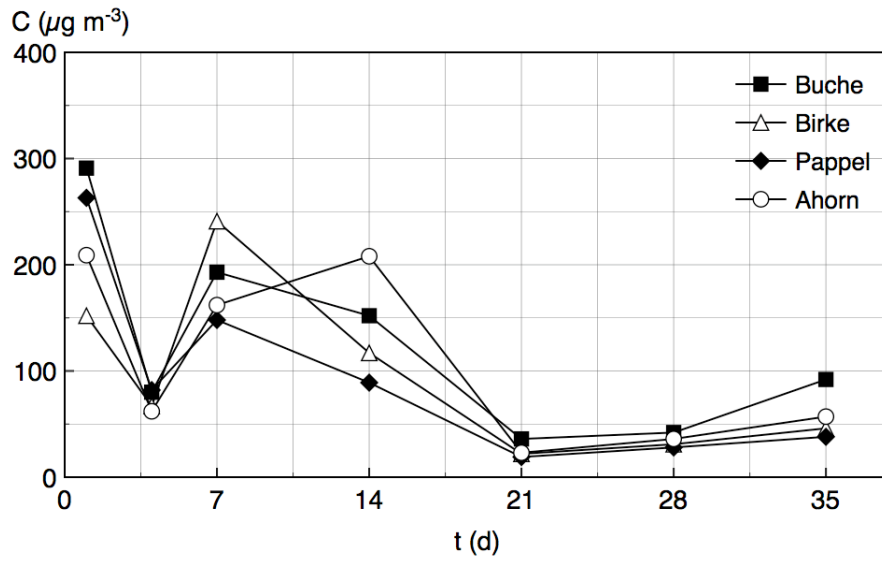


Abbildung 13: Essigsäureemissionen der OSB aus Laubholz

4.2.2 Nadelholz

Die VOC-Emissionen der OSB aus Nadelhölzern bestehen fast allein aus Terpenen und Essigsäure (vgl. Abbildung 14). Lediglich die Platten, bei denen Tanne eingesetzt wurde, emittieren nur Essigsäure. Tannenholz weist normalerweise keine Harzkanäle auf und enthält deshalb nur sehr geringe Mengen an Monoterpenen, die im Parenchym vorliegen. Lediglich bei Vorhandensein traumatischer Harzkanäle wären darstellbare Terpen-Emissionen von Tanne möglich. Aldehyde, wenn auch nur in äußerst geringen Konzentrationen, konnten nur in den Emissionen der Probe aus Fichtenholz nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 14).

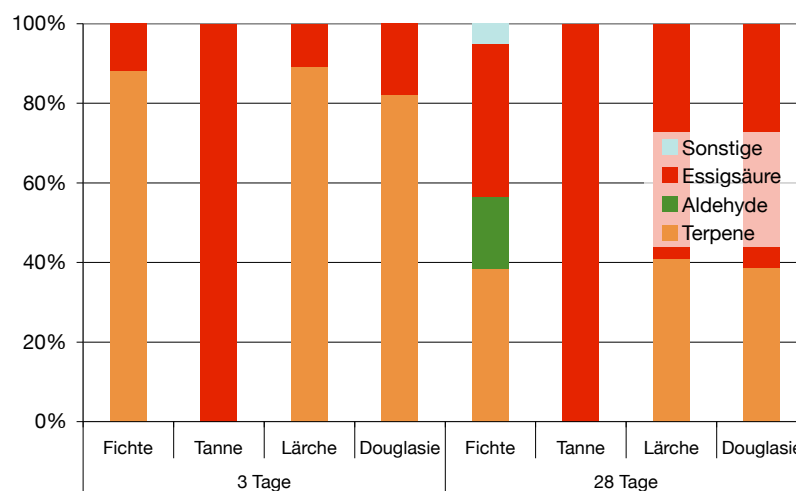


Abbildung 14: Zusammensetzung der VOC-Emissionen von OSB aus unterschiedlichen Nadelhölzern nach 3 und 28 Tagen

Auf die iterative Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate wird in diesem Fall verzichtet, da hierfür nicht ausreichend Messwerte vorliegen und die Konzentrationen nach vier Wochen bereits verhältnismäßig niedrig sind. Am dritten Tag in der Prüfkammer schwanken die Terpen-Emissionen zwischen $117 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Lärche) und $201 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Fichte). Nach 28 Tagen sind sie auf Werte zwischen $15 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Fichte) und $26 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Douglasie) abgeklungen. Im Vergleich zu solchen Konzentrationen fallen die VOC-Emissionen von OSB aus Kiefernholz einige Größenordnungen höher aus. Die Unterschiede in den Terpen-Emissionen aller Proben fallen relativ gering aus, sodass kaum eine Reihenfolge erkennbar ist. Während zu Beginn der Messzeit, die OSB aus Fichtenholz die höchsten Konzentrationen freisetzt, gehen diese am Ende der Untersuchung von den Proben aus Lärche bzw. Douglasie aus (vgl. Abbildung 15).

Alle Proben emittierten relativ unregelmäßig verlaufende und kaum abklingende Konzentrationen an Essigsäure (vgl. Abbildung 16). Im Vergleich zu den Emissionen von Holzwerkstoffen aus Laubholz handelt es sich hierbei um niedrigere Konzentrationen (vgl. Kapitel 4.2.1 und Abbildung 13).

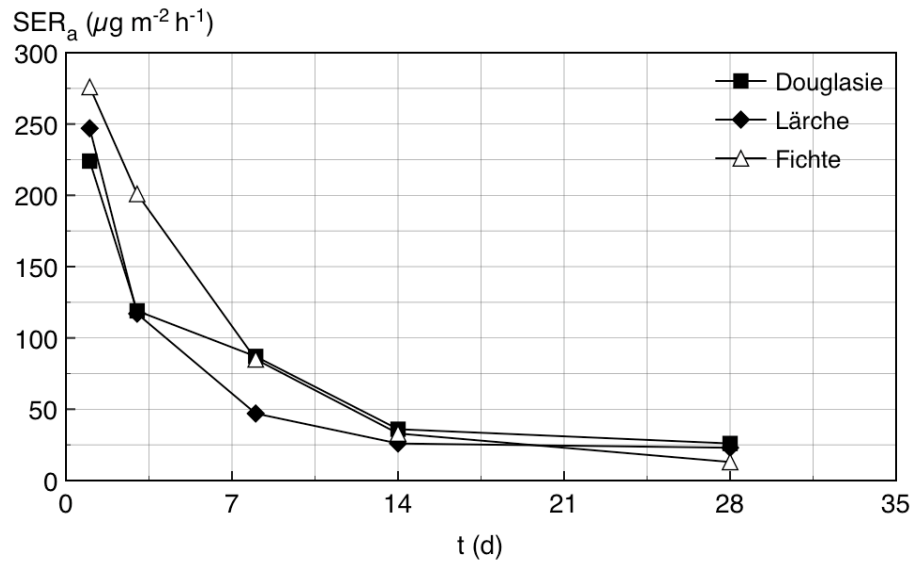


Abbildung 15: Terpen-Emissionen der OSB aus verschiedenen Nadelholzarten

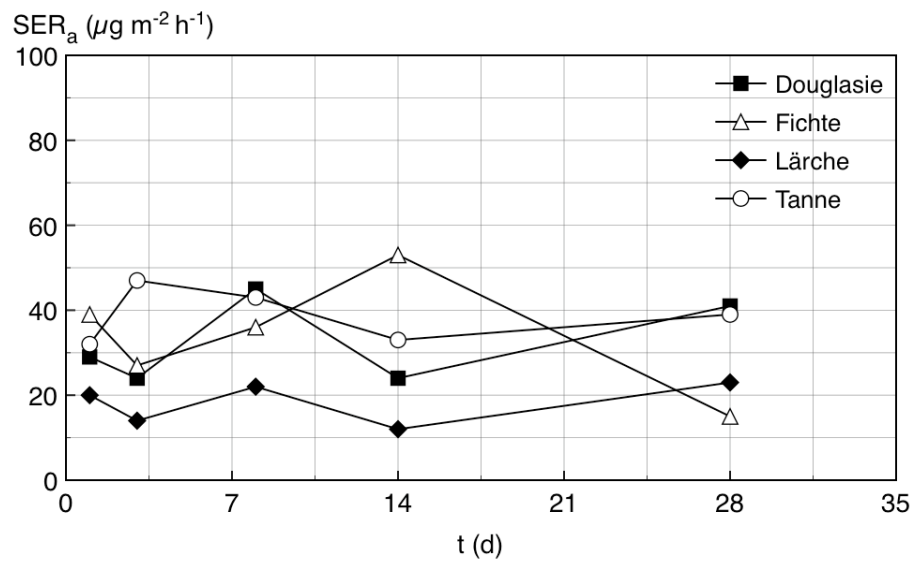


Abbildung 16: Essigsäure-Emissionen der OSB aus verschiedenen Nadelholzarten

4.2.3 Technologischen Eigenschaften

Erfahrungen in der Praxis haben bereits grundsätzlich aufgezeigt, dass die Produktion von Holzwerkstoffen mit verschiedenen Holzarten als Rohstoff möglich ist. In den nördlichen Staaten der USA werden beispielsweise OSB vornehmlich aus Pappel-Arten hergestellt. Ein wichtiger Weiser, ob eine geeignete Verklebung unter üblichen Verfahrensbedingungen und mit verfügbaren Klebstoffen möglich ist, liefert die Querkzugfestigkeit; die Querkzugfestigkeit nach Kochprüfung und die Dickenquellung nach 24 Stunden Wasserlagerung lassen einen Rückschluss auf die Feuchtebeständigkeit der Verklebung bzw. der Proben zu. Diese Eigenschaften sind neben der Biegefestigkeit und Biege-Elastizitätsmodul mit einem Anforderungswert belegt, der für die entsprechende Plattendicke in der Norm DIN EN 300:2006 festgeschrieben ist. Es wird im baurelevanten Rahmen zwischen „Platten für tragende Zwecke zur Verwendung im Feuchtbereich“ (OSB/3) und „hochbelastbare Platten für tragende Zwecke zur Verwendung im Feuchtbereich“ (OSB/4) unterschieden. Die Anforderungen müssen von 5 %-Quantil-Werten (95 %-Quantil-Werten im Falle der Dickenquellung) erreicht werden, die aus Mittelwerten von einzelnen Platten nach DIN EN 326-1:1994 berechnet worden sind. Daher werden die Anforderungswerte im Folgenden lediglich zur Orientierung angegeben.

In Abbildung 17 ist die Querkzugfestigkeit und die Querkzugfestigkeit nach Kochprüfung für die OSB aus den unterschiedlichen Holzarten dargestellt. Mit Ausnahme der Holzart Lärche ist die Querkzugfestigkeit der OSB aus den gewählten Nadelhölzern auf einem guten bis sehr guten Niveau. Auch die geringe Streuung der Einzelwerte (Tabelle 15) lässt auf eine gute Verarbeitung dieser Rohstoffe in Holzwerkstoffen schließen. Eine Optimierung oder eine Analyse, warum die Lärche im Hinblick auf die Verklebung relativ schlecht abschneidet, konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht durchgeführt werden.

Anforderung an OSB/3 gemäß DIN EN 300
Anforderung an OSB/4 gemäß DIN EN 300

Abbildung 17: Querkzugfestigkeit (links) und Querkzugfestigkeit nach Kochprüfung der OSB aus unterschiedlichen Holzarten

Bei den Laubhölzern sind lediglich Ahorn und Pappel problemlos zu verarbeiten, wobei die relativ große Streuung der Einzelwerte in Höhe von 22,5 % bzw. 24,1 % (Tabelle 14) bei einer gleichzeitig homogenen Dichteverteilung der Platten noch auf Probleme bei der Verklebung hindeuten.

Diese Erkenntnisse werden auch durch die Ergebnisse der Dickenquellung nach 24 Stunden Wasserlagerung bestätigt (Abbildung 18). Die Platten mit den Nadelhölzern als Rohstoff weisen durchweg eine gute Dickenquellung auf, während bis auf Ahorn die Laubhölzer schlecht abschneiden. Ein entscheidender Einfluss ist hierbei die Dichte des Rohstoffs: Die Rohdichte der Laubhölzer ist durchweg höher als die der Nadelhölzer. Um eine geeignete Verklebungsfestigkeit zu erreichen, ist neben den chemischen Eigenschaften und der Oberflächenstruktur der Verdichtungsgrad des Holzes in der fertigen Platte bedeutsam. Wird ein Holz mit höherer Dichte zu einer Platte gleicher Dichte verpresst wie ein Holz mit geringerer Rohdichte, so ist der Grad der Verdichtung niedriger. Damit nehmen im Normalfall auch die mechanischen Eigenschaften ab. Somit müsste das Laubholz stärker verdichtet werden, um gleiche Eigenschaften zu erreichen, wie die Platten aus Nadelholz; damit nehmen aber auch der Rohstoffeinsatz, -kosten und die Dichte des Produktes zu.

Anforderung an OSB/3 gemäß DIN EN 300
Anforderung an OSB/4 gemäß DIN EN 300

Abbildung 18: Dickenquellung der OSB aus unterschiedlichen Holzarten

In Abbildung 19 sind die Biegefestigkeit und Biege-Elastizitätsmodul der Platten aus Nadelholz dargestellt. Hierzu ist in Analogie zur Querkzugfestigkeit ein gutes Eigenschaftsniveau für die Nadelhölzer mit Ausnahme der Lärche festzuhalten.

Anforderung an OSB/3 gemäß DIN EN 300
Anforderung an OSB/4 gemäß DIN EN 300

Abbildung 19: Biegefestigkeit (links) und Biege-Elastizitätsmodul der OSB aus unterschiedlichen Nadelholzarten

Tabelle 14: Technologische Eigenschaften der OSB aus unterschiedlichen Laubholzarten

		Ahorn	Birke	Buche	Pappel
Dichte	Anzahl	96	96	96	96
	Min ... Mittel ... Max in kg/m ³	617 ... 709 ... 810	530 ... 695 ... 838	617 ... 766 ... 923	539 ... 626 ... 723
	Var.koeff.	5,5%	11,2%	9,8%	6,9%
Dicke	Anzahl	96	96	96	96
	Min ... Mittel ... Max in mm	16,4 ... 16,7 ... 17,3	15,2 ... 16,2 ... 17,4	15,4 ... 16,6 ... 17,8	16,1 ... 16,4 ... 17,2
	Var.koeff.	0,8%	4,7%	4,9%	1,0%
Querzug- festigkeit	Anzahl	27	28	28	28
	Min ... Mittel ... Max in N/mm ²	0,71 ... 1,32 ... 1,83	0,07 ... 0,51 ... 1,22	0,13 ... 0,68 ... 1,69	0,56 ... 0,80 ... 1,29
	Var.koeff.	22,5 %	72,1%	65,4%	24,1%
Querzug- festigkeit n. Kochtest	Anzahl	28	22	23	28
	Min ... Mittel ... Max in N/mm ²	0,15 ... 0,35 ... 0,58	0,01 ... 0,11 ... 0,35	0,00 ... 0,06 ... 0,12	0,12 ... 0,33 ... 0,59
	Var.koeff.	31,9%	81,5%	64,9%	41,3%
Dicken- quellung	Anzahl	28	28	28	28
	Min ... Mittel ... Max in %	3,0 ... 7,6 ... 9,2	16,7 ... 22,4 ... 28,4	10,3 ... 13,1 ... 17,4	19,1 ... 26,3 ... 33,3
	Var.koeff.	15,0%	12,8%	15,5%	12,7%

Min: Minimum
Mittel: Mittelwert
Max: Maximum
Var.koeff.: Variationskoeffizient

Tabelle 15: Technologische Eigenschaften der OSB aus unterschiedlichen Nadelholzarten

		Douglasie	Fichte	Lärche	Tanne
Dichte	Anzahl	37	50	44	49
	Min ... Mittel ... Max in kg/m ³	607 ... 694 ... 757	601 ... 670 ... 729	585 ... 664 ... 740	617 ... 672 ... 764
	Var.koeff.	5,2%	4,6%	5,0%	5,4%
Querzug- festigkeit	Anzahl	8	10	5	10
	Min ... Mittel ... Max in N/mm ²	0,67 ... 0,79 ... 0,93	0,60 ... 0,72 ... 0,90	0,36 ... 0,41 ... 0,47	0,54 ... 0,69 ... 0,88
	Var.koeff.	11,3%	13,5%	12,1%	16,0%
Querzug- festigkeit n. Kochtest	Anzahl	9	10	10	9
	Min ... Mittel ... Max in N/mm ²	0,07 ... 0,14 ... 0,19	0,21 ... 0,33 ... 0,43	0,01 ... 0,03 ... 0,06	0,10 ... 0,23 ... 0,33
	Var.koeff.	32,0%	23,8%	51,5%	33,3%
Dicken- quellung	Anzahl	10	10	9	10
	Min ... Mittel ... Max in %	5,6 ... 7,3 ... 8,6	6,7 ... 10,8 ... 14,0	9,0 ... 12,0 ... 18,3	7,5 ... 10,1 ... 12,7
	Var.koeff.	15,4%	18,8%	22,6%	15,8%
MOR	Anzahl	5	10	10	10
	Min ... Mittel ... Max in N/mm ²	43,6 ... 48,5 ... 51,7	34,8 ... 50,5 ... 69,2	19,1 ... 28,3 ... 42,9	27,7 ... 42,7 ... 59,1
	Var.koeff.	7,2%	23,6%	26,4%	22,4%
MOE	Anzahl	5	10	10	10
	Min ... Mittel ... Max in kN/mm ²	7,3 ... 7,5 ... 7,6	5,3 ... 6,6 ... 8,1	3,2 ... 4,3 ... 5,7	4,6 ... 6,1 ... 7,8
	Var.koeff.	1,7%	16,0%	21,4%	21,0%

Min: Minimum
Mittel: Mittelwert
Max: Maximum
Var.koeff.: Variationskoeffizient

4.2.4 Dreischichtige OSB

Die OSB mit der Mittelschicht aus Kiefer und Deckschichten aus Buche emittiert einen Mix aus VOCs wie ein ebensolcher Holzwerkstoff, der allein aus Kiefer besteht (vgl. Kapitel 3.1.1). Neben organischen Säuren bestimmen vor allem Terpene und Aldehyde das Emissionsbild (vgl. Abbildung 20). Beide Verbindungen sind charakteristisch für die VOC-Emissionen von Kiefernholz und stammen deshalb wahrscheinlich nicht von der Buche in den Deckschichten der OSB (vgl. Kapitel 4.2.1).

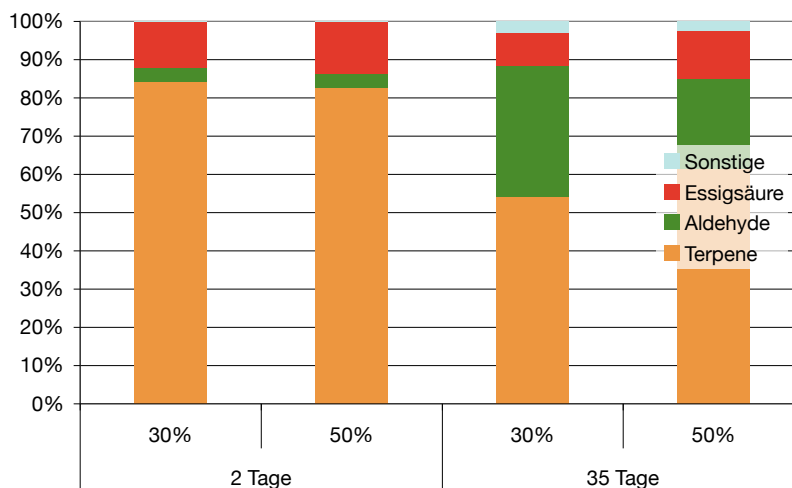


Abbildung 20: Zusammensetzung der Emissionen der dreischichtigen OSB mit unterschiedlichen Buchenanteilen nach 3 und 28 Tagen

Abbildung 21 zeigt den gemessenen und berechneten Verlauf der Terpen-Emissionen, die deutlich niedriger ausfallen als bei OSB, die rein aus Kiefer bestehen. Es ist deutlich erkennbar, dass der Holzwerkstoff mit dünnerer Buchendeckschicht (30 %) anfänglich mehr Terpene freisetzt, als die Probe, die zu 50 % aus Laubholz besteht. Im Laufe der Prüfung nähern sich die Emissionen beider Proben aneinander an, sodass vom 14. Tag an kaum mehr ein Unterschied erkennbar ist (vgl. Abbildung 21). Die anfänglichen Terpen-Emissionen von $2.092 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (30 % Buche) bzw. $1.495 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (50 % Buche) klingen während der Prüfkammeruntersuchung ab auf $85 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (30 % Buche) bzw. $98 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (50 % Buche). Dies entspricht einer Reduktion auf 4,1 % (30 % Buche) und 6,5 % (50 % Buche) der Anfangskonzentration. Diese Zusammenhänge spiegeln sich auch in den berechneten Parametern zur Ermittlung der flächenspezifischen Emissionsrate wider (vgl. Tabelle 16). Beide Proben unterscheiden sich vor allem in der Emissionsrate (E1) der ersten und verdampfungskontrollierten Phase. In der diffusionsbestimmten zweiten Phase liegen die Emissionsraten dichter beieinander (vgl. Kapitel 3.2.3).

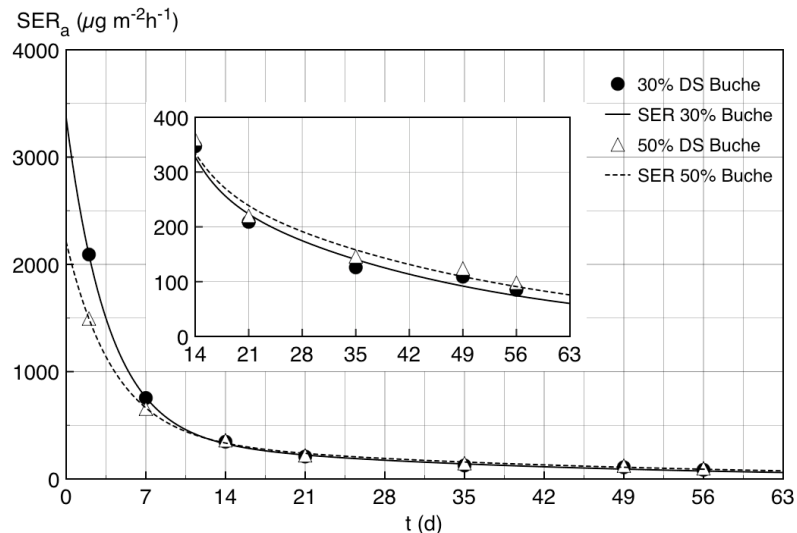


Abbildung 21: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten der dreischichtigen OSB mit Deckschichten aus Buchenholz

Tabelle 16: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate von OSB mit unterschiedlichen Anteilen Buche in der Deckschicht

DS-Anteil in %	E_1 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_1 in h^{-1}	E_2 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_2 in h^{-1}	RMSD
30	2963	0,274	403,8	0,030	13,5
50	1815	0,242	394,0	0,026	15,4

Auch die detektierten Aldehyd-Emissionen stimmen in ihrer Zusammensetzung mit denen von Holzwerkstoffen aus Kiefer überein, sind allerdings niedriger. Zu Beginn der Untersuchung ist ein – für Aldehyde typischer – leichter Konzentrationsanstieg zu beobachten. Erst nach zwei Wochen beginnen die Emissionen beider Proben langsam abzuklingen (vgl. Abbildung 22). Ebenso wie die Terpen-Emissionen unterscheiden sich die Aldehyd-Emissionen beider OSB. Die Probe mit niedrigerem Buchenanteil setzt mehr Aldehyde frei. Die Differenz bleibt jedoch den gesamten Betrachtungszeitraum über relativ konstant und es ist keine Annäherung wie bei den Terpenen zu beobachten. Maximal werden am 14. Tag $112 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (30 % Buche) sowie $83 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (50 % Buche) emittiert. Am Ende der Untersuchung, nach 56 Tagen, sind die Konzentrationen auf Werte in Höhe von $81 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (30 % Buche) und $48 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (50 % Buche) abgeklungen.

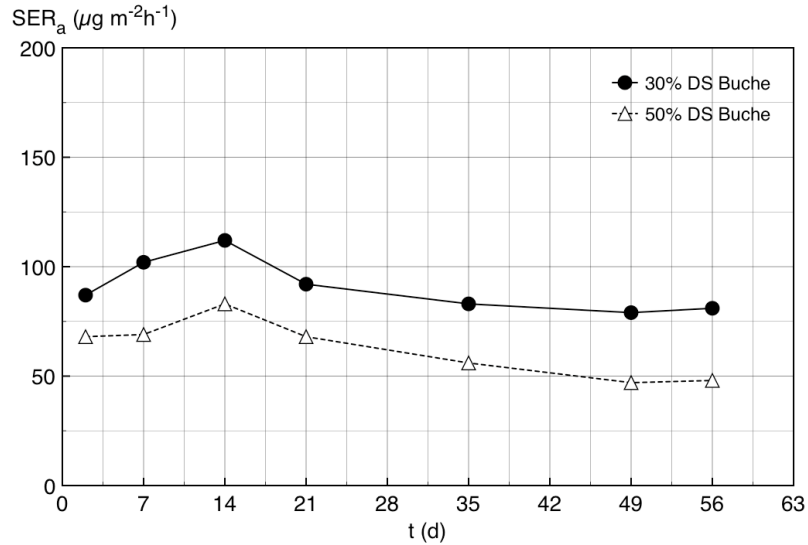


Abbildung 22: Aldehyd-Raumluftkonzentrationen der dreischichtigen OSB mit Deckschichten aus Buchenholz

Neben den für die Kiefernholzprodukte typischen Verbindungen emittieren beide Buchen-Kiefer-OSB Essigsäure. Obschon diese Verbindung auch in den Emissionen von Kiefernholzprodukten vorkommt, sind die in dieser Untersuchung nachgewiesenen Konzentrationen höher und vor allem auf das Buchenholz zurückzuführen. Darüber hinaus ist kaum ein Unterschied feststellbar zwischen den Emissionsverläufen der OSB mit unterschiedlichen Buchenanteilen. Die einzig nennenswerte Abweichung am 49. Tag ist vermutlich auf einen Messfehler zurückzuführen. Die freiwerdenden Konzentrationen an Essigsäure entsprechen in Höhe und Verlauf etwa der OSB aus 100 % Buche. Dies weist darauf hin, dass die in Abbildung 13 gezeigten Emissionen vor allem aus den Laubholz-Deckschichten der OSB stammen und dass die Essigsäure demnach vor allem beim Heißpressen des Holzwerkstoffs entsteht.

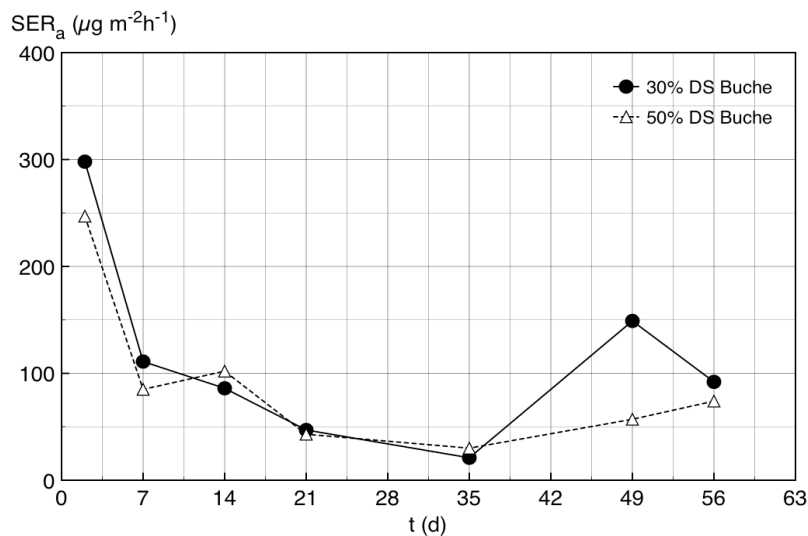


Abbildung 23: Essigsäure-Raumluftkonzentration der dreischichtigen OSB mit Deckschichten aus Buchenholz

Die Ergebnisse zeigen, dass eine Deckschicht aus „emissionsarmen“ Laubholz-Strands die Verbindungen aus der Mittelschicht nicht daran hindert, an die Oberfläche zu gelangen. Von dort verflüchtigen sich diese VOCs und sind über einen Zeitraum von 56 Tagen in nennenswerten Konzentrationen nachweisbar. Ursache für diesen Effekt ist sehr wahrscheinlich die Diffusion der Verbindungen vom Platteninneren an die Oberflächen. Von Haas (1998) hat zwar festgestellt, dass gerade OSB im Vergleich zu anderen Holzwerkstoffen wenig permeabel ist. Da die Kantenflächen während der Emissionsprüfung jedoch abgeklebt waren, kommt kein anderer Weg und Transportmechanismus in Frage. Begünstigt wird die Diffusionsbewegung vermutlich außerdem sowohl durch das Konzentrationsgefälle in der Matte (terpenfreie Buche gegenüber terpenreiche Kiefer) wie auch durch die unterschiedlichen Abkühlbedingungen unterschiedlicher Mattenschichten. So kühlen die Deckschichten nach dem Heißpressvorgang zunächst vergleichsweise zügig ab, wohingegen die Mittelschicht dafür deutlich mehr Zeit benötigt. Dieser Temperaturgradient nimmt Einfluss auf den Diffusionskoeffizienten und begünstigt dadurch möglicherweise den Diffusionsstrom von VOCs an die Oberfläche, weswegen zu Beginn der Prüfung verhältnismäßig hohe Terpen-Emissionen zu beobachten sind. Bei den Aldehyden fällt dies nicht so stark auf, da diese nach Makowski *et al.* (2005) zunächst gebildet werden müssen, bevor sie freiwerden können. Auffällig ist jedoch der über den gesamten Betrachtungszeitraum nahezu konstante Unterschied in den Aldehyd-Emissionen beider OSB. Dieser steht im Gegensatz zu den sich annähernden Terpen-Konzentrationen. Eine Ursache hierfür sind eventuell verschiedene Diffusionskoeffizienten für Terpene und Aldehyde.

Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass es sich bei den eingesetzten Kiefernstrands nicht um frisch zerspanntes und getrocknetes Material handelte. Die Verwendung frischeren Materials hätte im Vergleich dazu sicherlich höhere Terpen- und Aldehyd-Emissionen zur Folge. Dennoch ist davon auszugehen, dass die Emissionen geringer ausfallen würden als bei einem Holzwerkstoff, der allein aus Kiefer- oder Nadelholz besteht.

4.3 OSB mit unterschiedlicher Dicke

Die Emissionen der unterschiedlich dicken OSB sind so zusammengesetzt, wie es für Holzwerkstoffe aus Kiefer üblich ist und bestehen fast ausschließlich aus Terpenen und Aldehyden. Dabei klingen die anfänglich sehr hohen Terpenkonzentrationen relativ schnell und kontinuierlich ab. Gleichzeitig steigen die Aldehyd-Emissionen an und erreichen nach etwa 21 Tagen ihr Maximum (vgl. Abbildung 25 und 26). Infolgedessen erhöht sich, wie in Abbildung 24 gezeigt, der relative Anteil der Aldehyde im Verlauf der Prüfkammeruntersuchung.

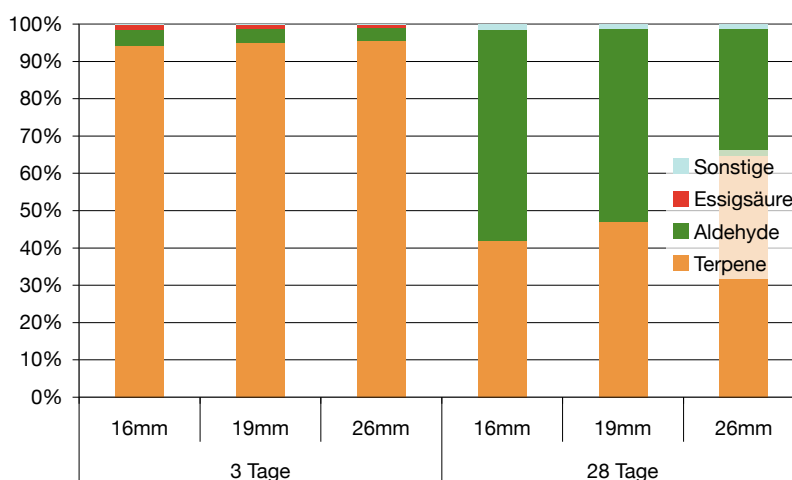


Abbildung 24: Zusammensetzung der unterschiedlich dicken OSB nach 3 und 28 Tagen

In Tabelle 17 sind die Unterschiede in Probengewicht und -dicke relativ zur 16 mm dicken OSB dargestellt. Die Ergebnisse der iterativen Regressionsanalyse sind in den Tabelle 18 und 19 zusammengefasst.

Tabelle 17: Absolute und relative Unterschiede der verschiedenen dicken OSB – bezogen auf die 16 mm dicke Probe

Probendicke in mm	Δ_d in %	Gewicht in kg	Δ_m in %
16	0	0,47	0
19	+19 %	0,54	+15 %
26	+56 %	0,74	+57 %

Tabelle 18: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate unterschiedlich dicker OSB

Dicke in mm	E_1 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_1 in h^{-1}	E_2 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_2 in h^{-1}	RMSD
16	5903	0,00930	589	0,00077	13,2
19	7470	0,00960	802	0,00085	13,1
26	8166	0,00740	1371	0,00100	26,6

Tabelle 19: Berechnete Parameter zur Bestimmung der gewichtsspezifischen Emissionsrate unterschiedlich dicker OSB

Dicke in mm	E_1 in $\mu\text{g k}^{-1} \text{h}^{-1}$	k_1 in h^{-1}	E_2 in $\mu\text{g k}^{-1} \text{h}^{-1}$	k_2 in h^{-1}	RMSD
16	886	0,00930	88	0,00077	18,6
19	988	0,00943	103	0,00081	20,6
26	794	0,00746	135	0,00100	22,0

Die in Abbildung 25 dargestellten flächenspezifischen Emissionsraten zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Dicke der OSB und ihren Terpen-Emissionen. So setzt die 26 mm dicke Probe über den gesamten Untersuchungszeitraum von 120 Tagen die höchsten Terpenkonzentrationen frei und die 16 mm dicke Platte die niedrigsten. Die Emissionsraten der 19 mm dicken OSB liegen erwartungsgemäß dazwischen. Die gemessenen Raumluftkonzentrationen reichen von $3579 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (16 mm) bis $6.075 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (26 mm) nach drei Tagen. Nach 28 Tagen klingen sie ab auf Konzentrationen zwischen $359 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (16 mm) und $740 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (26 mm). Am dritten Tag der Untersuchung entspricht dies circa 26 % mehr Terpen-Emissionen von der OSB mit 19 mm Dicke und etwa 78 % mehr von der 25 mm dicken Probe, relativ zur dünnsten Probe. Nach 28 Tagen ist der Unterschied noch etwas größer und beträgt 32 % (19 mm) bzw. 106 % (26 mm).

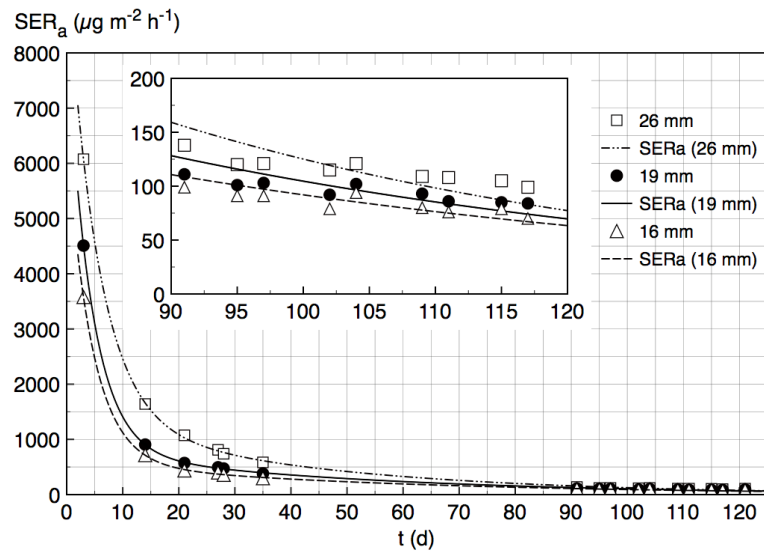


Abbildung 25: Flächenspezifische Emissionsraten (Terpene) unterschiedlich dicker OSB aus Kiefernholz

Wird auf Basis der in Tabelle 9 angegebenen Faktoren statt der flächenspezifischen die gewichtsspezifische Emissionsrate SE_{R_m} ermittelt, fallen die Unterschiede in den Terpen-Emissionen sehr viel geringer aus. So wurde am dritten Tag ein SE_{R_m} von $537 \mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (16 mm), $598 \mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (19 mm) und $590 \mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (26 mm) ermittelt. Nach 28 Tagen betragen die gewichtsspezifischen Emissionsraten noch $54 \mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (16 mm), $63 \mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (19 mm) sowie $72 \mu\text{g kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ (26 mm) (vgl. Abbildung 26). Dies entspricht einer relativen Erhöhung der Emissionen in Höhe von 11 % (19 mm) bzw. 10 % (26 mm) am dritten Tag sowie 17 % (19 mm) und 33 % (26 mm) am 28. Tag – bezogen auf die 16 mm dicke OSB. Diese Differenzen sind verhältnismäßig gut vergleichbar zur relativen Erhöhung des Probengewichtes (vgl. Tabelle 17). Zu berücksichtigen ist hierbei allerdings, dass alle Proben mit einem Presszeitfaktor von 12 s mm^{-1} gepresst wurden. Daraus resultieren entsprechende Unterschiede in der absoluten Presszeit, die wiederum einen sehr deutlichen Einfluss auf die freiwerdenden Terpene haben können. So sinken nach Makowski und Ohlmeyer (2006c) die Terpen-Emissionen der OSB mit zunehmender Presszeit.

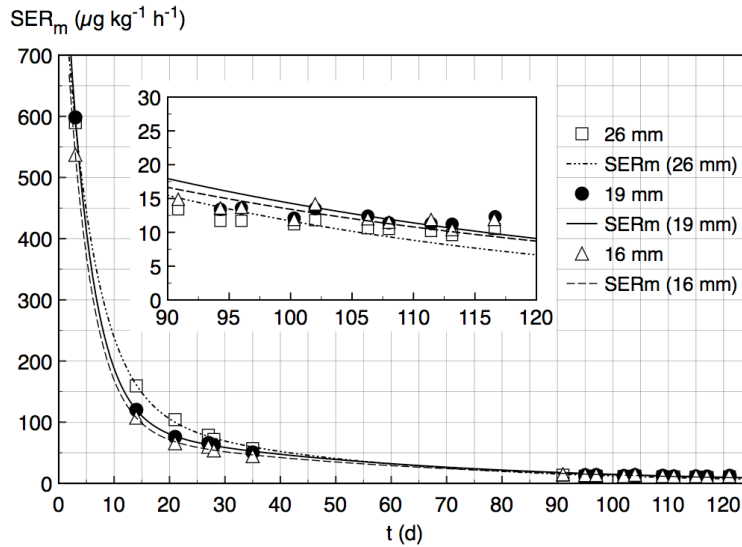


Abbildung 26: Gewichtsspezifische Emissionsraten (Aldehyde) unterschiedlich dicker OSB aus Kiefernholz

Neben den Terpen-Emissionen weisen die Proben auch unterschiedlich hohe Aldehyd-Emissionen auf. In Abbildung 27 ist ersichtlich, dass die dickste OSB innerhalb der ersten 28 Tage die niedrigsten Aldehydkonzentrationen freisetzt. Erst nachdem die Proben am 90. Tag wieder in die Prüfkammern eingebracht wurden übersteigen die Aldehyd-Emissionen der 25 mm-Probe die der anderen OSB. Alle Platten weisen am 28. Tag maximale Emissionsraten in Höhe von $516 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (16 mm), $483 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (19 mm) und $390 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (26 mm) auf. Nach 111 Tagen sind die Aldehyd-Emissionen auf $246 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (16 mm), $277 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (19 mm) und $320 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (26 mm) abgeklungen.

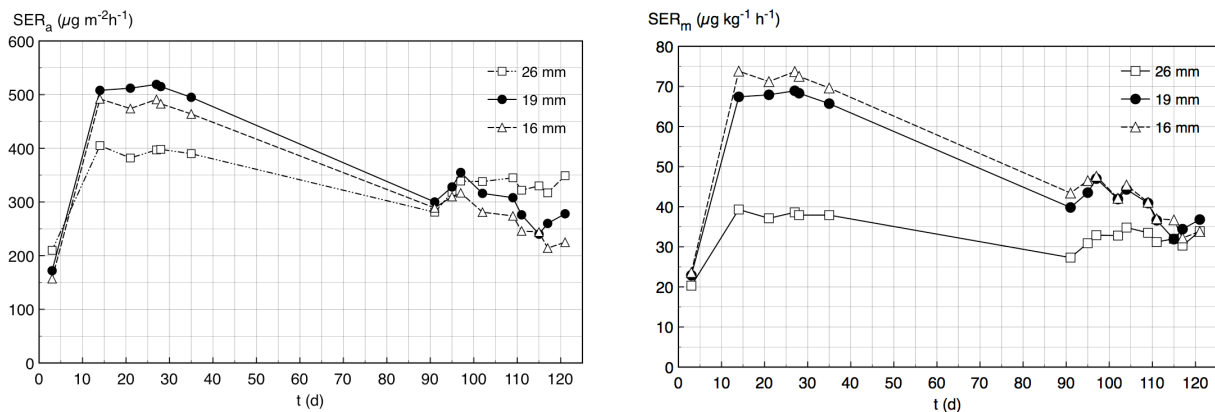


Abbildung 27: Flächenspezifische (links) und gewichtsspezifische Emissionsraten (Aldehyde) unterschiedlich dicker OSB aus Kiefernholz

4.4 Phenolische Bindemittel

4.4.1 Versuch 1

Durch diesen Versuch sollte geklärt werden, ob und wie phenolische Bindemittel den Verlauf der Emissionen, insbesondere der Aldehyde, beeinflussen. Dabei können Phenole sowohl als Radikalfänger als auch als Antioxidantien wirken (Yeomans 2002). Da nach Shahidi und Wanasundara (1992) Phenol erst durch eine Substitution mit Hydroxy- oder Alkylgruppen eine antioxidative Wirkung erreicht, ist vermutlich vor allem der Mechanismus als Radikalfänger für die Autoxidation von Bedeutung. Dabei greifen nach Rice-Evans *et al.* (1996) phenolische Antioxidantien in die Lipidperoxidation ein, indem sie Elektronen oder Wasserstoffatome an Lipidradikale abgeben. Das bei der Reaktion zwischen einem Lipidradikal und einem Phenol entstandene Phenoxyradikal wird durch die Wanderung eines ungepaarten Elektrons im aromatischen Ring stabilisiert (Yeomans 2002). Vor diesem Hintergrund ist es vorstellbar, dass die Verwendung phenolischer Harze den Verlauf der Aldehyd-Emissionen verändert bzw. dazu führt, dass weniger Fettsäuren aus dem Kiefernholz autoxidativ gespalten bzw. weniger Aldehyde gebildet werden.

Die in der Prüfkammer bestimmten VOC-Emissionen bestehen im Wesentlichen aus Terpenen, Aldehyden sowie geringen Konzentrationen an Essigsäure. Die relativen Anteile einzelner Verbindungsklassen sind in Abbildung 28 dargestellt. Darin fällt auf, dass vor allem die im neutralen bzw. sauren Milieu gebundene UF-Probe die höchsten Konzentrationen an Essigsäure freisetzt. Diese Tendenz ist über den gesamten Untersuchungszeitraum erkennbar (vgl. Abbildung 31).

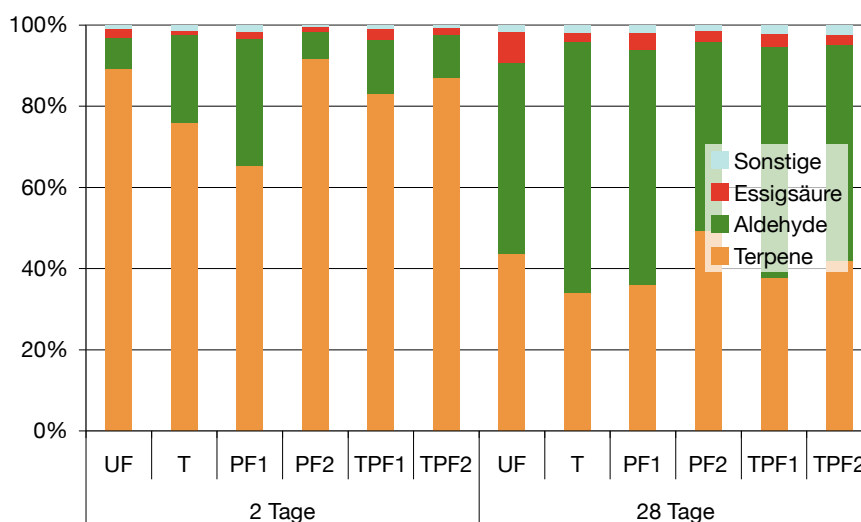


Abbildung 28: Zusammensetzung der VOC-Emissionen phenolisch gebundener OSB nach zwei und 28 Tagen (Versuch 1)

In Abbildung 29 ist der Verlauf der Terpen-Emissionen der unterschiedlich phenolisch gebundenen OSB über einen Zeitraum von 100 Tagen dargestellt. Als Vergleichsprobe dient die in rot gekennzeichnete OSB, bei der ein konventionelles Harnstoff-Formaldehyd-Harz verwendet wurde. Nach einer Woche schwanken die Terpen-Konzentrationen der verschiedenen Proben zwischen $1.196 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF1) und $2.330 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF2). Erwartungsgemäß klingen diese auf $347 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF1) bzw. $457 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF2) ab. Naturgemäß spiegeln sich solche Schwankungen auch in der Berechnung der flächenspezifischen Emissionsrate wider (vgl. Tabelle 20).

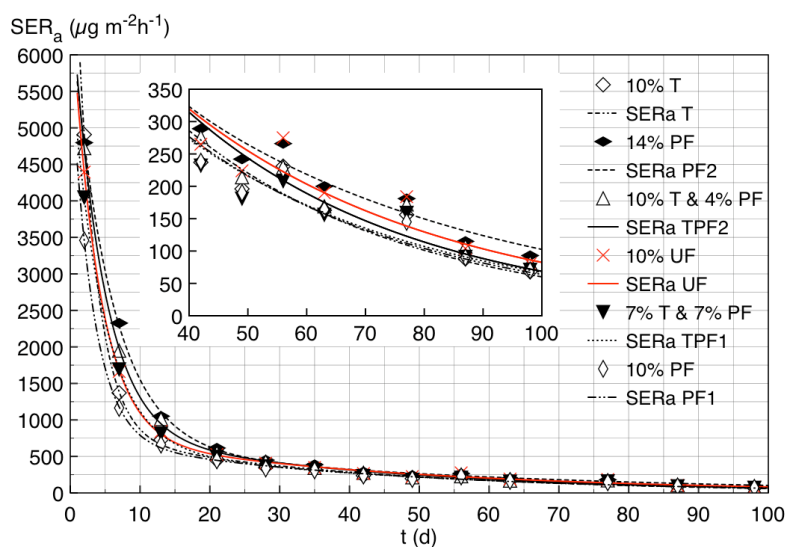


Abbildung 29: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 1)

Inwieweit die schwankenden Terpen-Konzentrationen auf die eingesetzten Bindemittel zurückzuführen sind, kann auf Basis der vorliegenden Ergebnisse nicht eindeutig beantwortet werden. Terpene kommen originär im Kiefernholz vor, sodass durch das Phenol kein Einfluss auf ihre Entstehung oder Bildungen genommen werden kann. Vor diesem Hintergrund erscheint es plausibel, dass verschiedene weitere Faktoren für die anfänglich stark schwankenden Terpen-Konzentrationen ursächlich sind. Neben natürlichen Schwankungen zählen hierzu auch die pH-Werte der Leimflotte bzw. der Kaltwasserextrakte oder Unterschiede im Bindemittelgehalt (vgl. Tabelle 6). So haben Schneider und Dix (2006) beobachtet, dass Terpen-Emissionen von Kiefernstrands infolge einer Behandlung mit Natriumhydroxid und der daraus resultierenden Verschiebung des pH-Wertes ins Alkalische sinken. Warum es allerdings dazu kommt, erklären die Autoren nicht.

Tabelle 20: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Terpen-Emissionsraten der phenolisch gebundenen OSB (Versuch 1)

Probe	Klebstoff	E_1 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_1 in h^{-1}	E_2 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_2 in h^{-1}	RMSD
UF	10 % UF	6079	0,26	788	0,0226	27,7
T	10 % T	8362	0,35	809	0,0260	31,3
PF1	10 % PF	5222	0,32	735	0,0244	24,7
PF2	14 % PF	5938	0,18	679	0,0190	26,6
TPF1	7 % T & 7 % PF	5282	0,22	694	0,0234	20,5
TPF2	10 % T & 4 % PF	6116	0,23	865	0,0253	29,0

Offensichtlicher als bei den Terpenen ist der Unterschied zwischen den Aldehyd-Emissionen der verschiedenen phenolisch gebundenen Holzwerkstoffe (vgl. Abbildung 30). Die zu Beginn mit Abstand höchsten Aldehyd-Konzentrationen werden von den OSB mit 10 % PF- und 10 % Tannin-Anteil emittiert. Während diese beiden Proben nach sieben Tagen Aldehyde in Höhe von $1.540 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF1) sowie $1.593 \mu\text{g m}^{-3}$ (T) freisetzen, reichen die Emissionen der weiteren Platten von $613 \mu\text{g m}^{-3}$ (UF) bis $941 \mu\text{g m}^{-3}$ (TPF1). Im Verlauf der Prüfkammeruntersuchung nähern sich die Emissionen aller Proben aneinander an, sodass bereits nach 28 Tagen nur noch Aldehyd-Konzentrationen zwischen $429 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF2) und $657 \mu\text{g m}^{-3}$ (T) nachweisbar sind. Während der Faktor zwischen der niedrigsten und der höchsten gemessenen Konzentration am 7. Tag etwa das 2,6 fache beträgt, sinkt dieser am 28. Tag auf etwa das 1,5 fache. Bis zum Ende der Untersuchung nach 100 Tagen sinkt dieses Verhältnis noch weiter. Die in Abbildung 30 dargestellten Kurven zeigen dabei deutlich, dass nicht alle eingesetzten phenolischen Klebstoffe die gleichen Wirkungen auf das Emissionsverhalten ausüben. Mit Ausnahme einer Probe (PF2) übersteigen die Aldehyd-Konzentrationen aller phenolischer OSB die der Referenzprobe. Innerhalb der ersten drei Wochen emittieren darüber hinaus die Proben mit geringerem Phenol-Anteil (10%) mehr Aldehyde als solche, bei denen 14 % Phenol eingesetzt wurde. Und selbst nachdem es circa nach 42 Tagen zu einer Annäherung der Emissionen aller Proben kommt, bleibt ein geringer Unterschied erkennbar (vgl. Abbildung 30).

Die dargestellten Emissionsverläufe stehen teilweise im Gegensatz zu den von Schneider und Dix (2006) beschriebenen Zusammenhängen. Die Autoren beschreiben deutlich verringerte Emissionen an Terpenen und Aldehyden PF-gebundener OSB aus Kiefernholz, insbesondere nach Zugabe von NaOH. Auffällig sind dabei die – im Vergleich zu den in dieser Arbeit gemessenen Emissionen – niedrigen TVOC-Konzentrationen, die nach einem Tag in der Prüfkammer zwischen $121 \mu\text{g m}^{-3}$ und $1.284 \mu\text{g m}^{-3}$ schwanken (Schneider und Dix 2006).

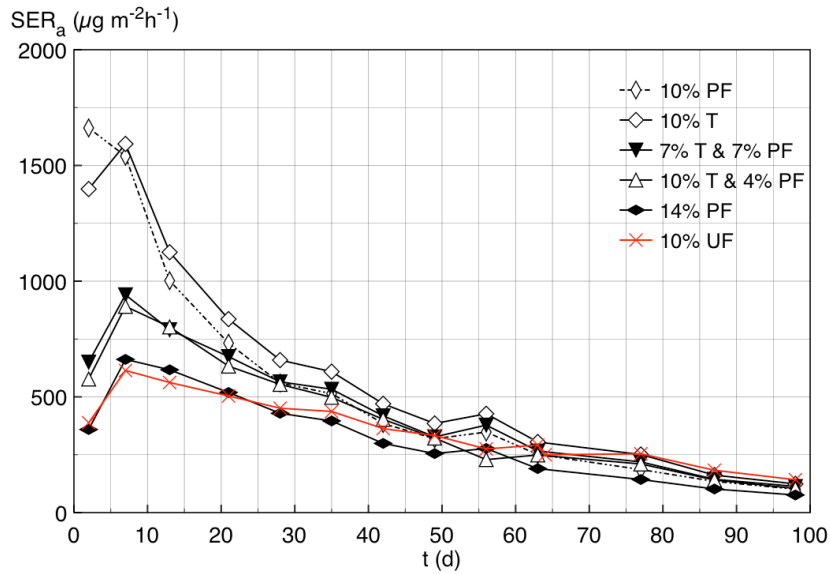


Abbildung 30: Flächenspezifische Aldehyd-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 1)

Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass Schneider und Dix (2006) die Platten nach dem Heißpressen für 24 Stunden einer Temperung unterzogen haben. Wenngleich die dazu eingesetzte Temperatur unbekannt ist, kann davon ausgegangen werden, dass sich dabei bereits ein Großteil der Emissionen verflüchtigt. Ähnliche Zusammenhänge haben auch Ohlmeyer *et al.* (2006) beobachtet.

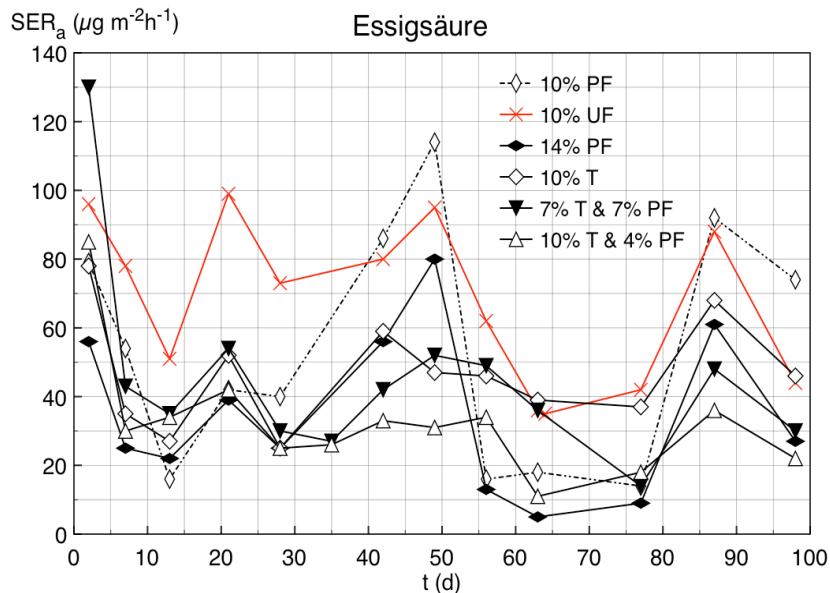


Abbildung 31: Essigsäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 1)

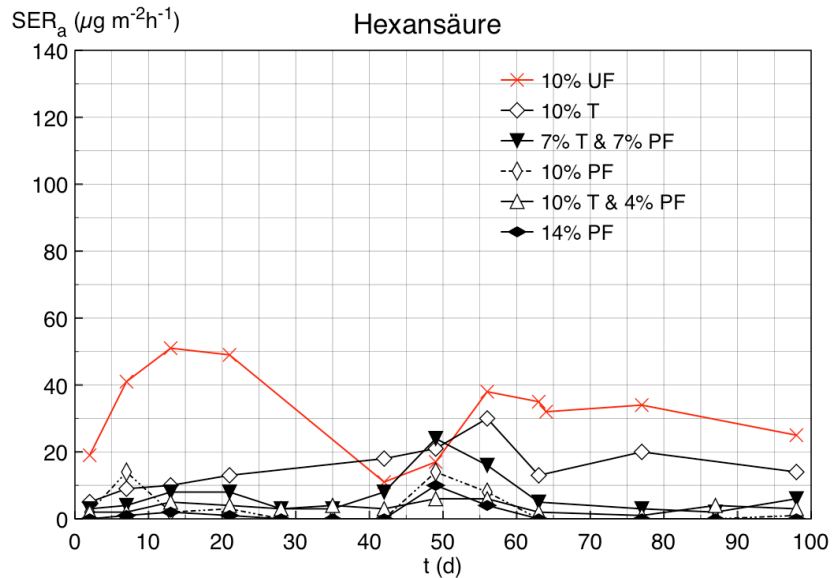


Abbildung 32: Hexansäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 1)

Neben Terpenen und Aldehyden emittieren alle untersuchten Proben Essig- sowie Hexansäure. Dabei wird vor allem Essigsäure freigesetzt, die, ähnlich wie bei den OSB aus Laubholz bzw. mit einer Deckschicht aus Laubholz (vgl. Kapitel 4.2.4 bzw. Abbildung 13 und Abbildung 23), aus den Acetyl-Seitenketten der Hemicellulosen entsteht. Die UF-Harz gebundene OSB emittiert zwar zu fast allen Zeitpunkten die höchsten Mengen an Essigsäure. Darüber hinausgehende Zusammenhänge zwischen verwendetem Bindemittel und den Emissionen an Essigsäure sind aufgrund der großen Konzentrationsschwankungen allerdings nicht erkennbar (vgl. Abbildung 31). Etwas eindeutiger fallen die Unterschiede bei den in Abbildung 32 dargestellten Hexansäure-Emissionen aus; diese werden vor allem von der Referenzprobe freigesetzt. Hexansäure kann aus der Oxidation von Hexanal entstehenden. Es ist ebenso denkbar, dass Formaldehyd mit den Aldehyden zu Hexansäure und Methanol reagiert (gekreuzte Cannizzaro-Reaktion). Dies wäre insofern plausibel, da UF-Harze im Produkt üblicherweise mehr Formaldehyd freisetzen als PF-Harze: Die mit PF-Harz gebundenen Platten emittieren nämlich nur geringe Mengen Hexansäure, im Vergleich zu der tanningebundenen OSB. Das deutet entweder auf das Antioxidationspotenzial des PF-Harzes hin oder auf die Möglichkeit durch einen erhöhten Formaldehydanteil (wie beim UF-Harz) Aldehyde weiter reagieren zu lassen. Eine nähere Klärung dieses Sachverhaltes bleibt zukünftigen Arbeiten überlassen.

Grundsätzlich kann aus den Ergebnissen geschlossen werden, dass das eingesetzte Bindemittel bzw. dessen chemische Eigenschaften die VOC-Emissionen von OSB beeinflussen. Davon betroffen sind insbesondere die reaktiv gebildeten Aldehyde. Allerdings muss auch in diesem Fall konstatiert werden, dass neben der möglichen antioxidativen Wirkung des reinen Phenols offenbar verschiedene Effekte und Phänomene parallel auftreten, die zum Teil auch antagonistischen Charakter haben. Dabei ist davon auszugehen, dass das in der verwendeten Leimflotte vorkommende Alkali bzw. der dadurch erhöhte pH-Wert einen Einfluss auf die Emis-

sionen hat. Gardner (1987) beschreibt beispielsweise eine Verseifung der für die Autoxidation von Fettsäuren relevanten Hydroperoxide durch vorhandene OH^- -Ionen. Da diese dann vermutlich nicht mehr weiter gespalten werden können, würde die Autoxidation bzw. Umwandlung zu Fettsäuren dadurch jedoch eher behindert. Darüber hinaus kann aber auch ein direkter Einfluss des Alkalis auf die Fettsäuren nicht ausgeschlossen werden. Daneben wirkt sich der pH-Wert allerdings auch auf die Holzmatrix aus. Zum Beispiel wird der alkalische Abbau von Holz für die Produktion von Zellstoff genutzt (Fengel und Wegener 1989). Die aus erhöhten pH-Werten zunächst resultierende Quellung des Holzes wird dabei ebenso genutzt wie der bei erhöhten Temperaturen ($>100\text{ }^\circ\text{C}$) stattfindende Abbau der Gerüstsubstanzen. Hinsichtlich eines eventuellen Einflusses auf das Emissionsverhalten ist daher denkbar, dass Extraktstoffe durch die stattfindende Quellung leichter zugänglich werden und so leichter bzw. zügiger umgewandelt und emittiert werden können. Dies würde zum Beispiel die von Schneider und Dix (2006) beobachtete Reduzierung der Terpen-Emissionen von Kiefernstrands nach einer Behandlung mit NaOH erklären. Neben dem pH-Wert müssen aber offenbar auch der Leimanteil sowie Art und Menge der darin vorkommenden Phenole berücksichtigt werden bei der Frage nach einem Einfluss auf das Emissionsverhalten. So sind die in Abbildung 30 erkennbaren Unterschiede in den Aldehyd-Emissionen möglicherweise darauf zurückzuführen, dass ein höherer Leimanteil auch mehr phenolische Bestandteile enthält, die antioxidativ bzw. als Radikalfänger wirken und die Autoxidation behindern können. Die auffällig niedrigen Aldehyd-Konzentrationen der PF2-Probe resultieren möglicherweise daraus, dass reines Phenol-Formaldehyd-Harz mehr reaktive phenolische Bestandteile enthält, als das Tannin-Formaldehyd-Harz. Bei den niedrigeren Leimanteilen scheint es vor allem einen Einfluss des hohen pH-Wertes zu geben, der die Autoxidation beschleunigt.

4.4.2 Versuch 2

Der Folgeversuch soll den Einfluss phenolischer Bindemittel sowie des pH-Wertes auf die VOC-Emissionen klären. Wie in Versuch 1 wird eine UF-gebundene OSB als Referenz verwendet. Die Anteile der unterschiedlichen Verbindungen an den VOC-Emissionen ist in Abbildung 33 dargestellt. Auch dieser Versuch bestätigt die in Kapitel 4.4.1 gemachte Beobachtung, dass alkalisch gebundenen Holzwerkstoffe weniger Essigsäure emittieren als solche, die in neutraler bzw. saurer Umgebung verarbeitet werden, wie zum Beispiel in diesem Fall die UF- sowie Novolak-Probe.

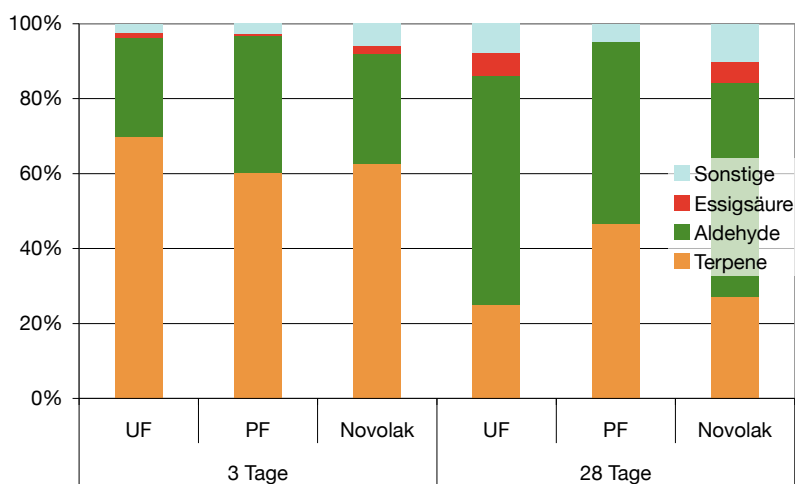


Abbildung 33: Zusammensetzung der VOC-Emissionen unterschiedlich phenolisch gebundener OSB nach drei und 28 Tagen (Versuch 2)

Die flächenspezifischen Terpen-Konzentrationen der drei Proben sind in Abbildung 34 dargestellt und betragen nach 72 Stunden $4.186 \mu\text{g m}^{-3}$ (UF), $4.217 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF) bzw. $2.242 \mu\text{g m}^{-3}$ (Novolak). Wie für die Terpene üblich, klingen diese Konzentrationen kontinuierlich ab und betragen nach 28 Tagen in der Prüfkammer $423 \mu\text{g m}^{-3}$ (UF), $422 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF) bzw. $203 \mu\text{g m}^{-3}$ (Novolak) – dies entspricht circa 9 % bis 10 % des anfänglichen Wertes. Während die PF- und UF-gebundenen Holzwerkstoffe Terpen-Konzentrationen in ungefähr gleicher Höhe aufweisen, emittiert die mit pulverförmigem Novolak verklebte OSB zu jedem Zeitpunkt deutlich weniger Terpene (vgl. Abbildung 34). Der Grund hierfür ist allerdings vermutlich weniger in einem Einfluss des Bindemittels zu suchen, als vielmehr in der längeren Presszeit dieser Probe (vgl. Tabelle 7). Die war aufgrund der zu hohen Mattenfeuchte erforderlich und hat zur Folge, dass sich bereits während des Heißpressens mehr Terpene verflüchtigen als bei den anderen beiden Platten. Einen vergleichbaren Zusammenhang haben schon Makowski und Ohlmeyer (2006a) dargestellt.

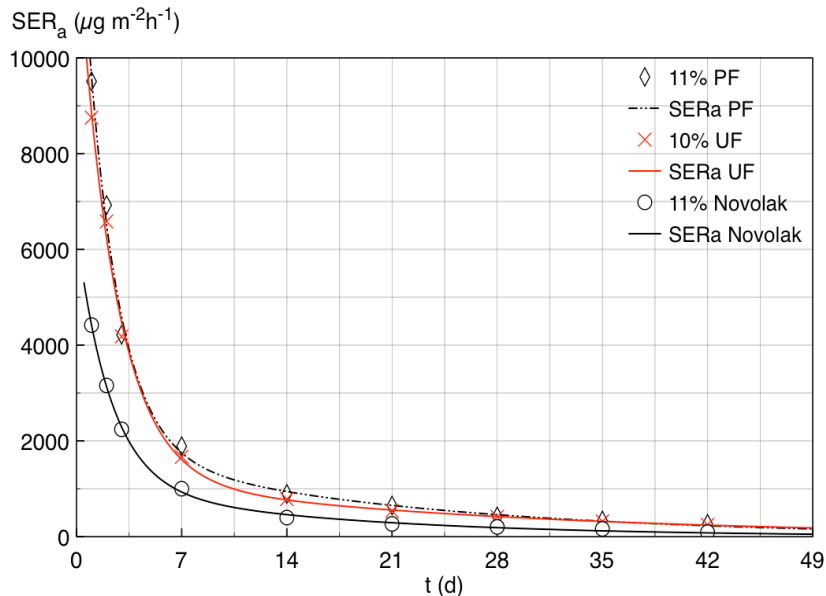


Abbildung 34: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 2)

Naturgemäß drücken sich die deutlich niedrigeren Raumlufkonzentrationen auch in den berechneten Faktoren zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsraten aus. Insbesondere in der ersten Phase (E_1) fällt die niedrige Emissionsrate der mit Novolak gebundenen OSB auf (vgl. Tabelle 21). Im Vergleich zu den in Versuch 1 abgeschätzten Faktoren fallen darüber hinaus die Unterschiede in den Faktoren im zweiten, diffusionsbestimmten Abschnitt auf. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die in Tabelle 21 dargestellten Kennzahlen auf einer 42-tägigen Beobachtung basieren. Die im ersten Versuch berechneten und in Tabelle 20 zusammengefassten Werte hingegen basieren auf einer mehr als doppelt so langen Betrachtungsdauer von 100 Tagen. Die in Kapitel 4.3 beschriebenen Erkenntnisse weisen jedoch auf einen erst jenseits der 48 Tage relevanten Einfluss der Diffusion hin. Eine weitere Annäherung der Terpen-Emissionen aller drei Proben kann vor diesem Hintergrund angenommen werden. Vermutlich sinkt der Einfluss der Deckschichten, die insbesondere durch das Heißpressen betroffen sind, während gleichzeitig immer mehr VOCs aus den Mittelschichten das Emissionsbild bestimmen. Auffällig ist überdies der deutlich niedrigere RMSD der Novolak-Platte. Dieser ist vermutlich aber weniger die Folge einer besonders hohen Güte der abgeschätzten Funktion, sondern ist vielmehr auf die recht niedrigen Terpen-Emissionen dieser Probe zurückzuführen.

Tabelle 21: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate der phenolisch gebundenen OSB (Versuch 2)

Probe	Bindemittel	E_1 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_1 in h^{-1}	E_2 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_2 in h^{-1}	RMSD
UF	10 % UF	12.693	0,48	1.873	0,050	193,4
PF	11 % PF	11.526	0,41	1.275	0,039	158,3
Novolak	11 % Novolak	5.315	0,45	1.077	0,062	39,9

Deutlicher und nicht alleine auf die unterschiedliche Presszeit zurückführbar ist der Verlauf der Aldehyd-Emissionen. Auffällig sind dabei verschieden hohe Maximalkonzentrationen sowie ungleiche Emissionsverläufe (vgl. Abbildung 35). Naturgemäß steigen die Aldehyd-Emissionen zwar in jedem Fall zunächst an. Doch während die mit UF-Harz und Novolak gebundenen Proben erst nach sieben Tagen in der Prüfkammer maximale Aldehyd-Emissionen aufweisen, erreicht die PF-harzgebundene Probe diese schon am dritten Tag. Als maximale Aldehyd-Konzentrationen werden $2.572 \mu\text{g m}^{-3}$ (PF), $2.128 \mu\text{g m}^{-3}$ (UF) sowie $1.122 \mu\text{g m}^{-3}$ (Novolak) gemessen. Anschließend klingen die Aldehyd-Emissionen der drei Proben mehr oder weniger schnell ab. Dabei gilt scheinbar, dass die am schnellsten entstandenen höchsten Konzentrationen der PF-OSB auch am stärksten abklingen und die niedrigsten Konzentrationen der mit Pulverharz gebundenen OSB am langsamsten (vgl. Abbildung 35).

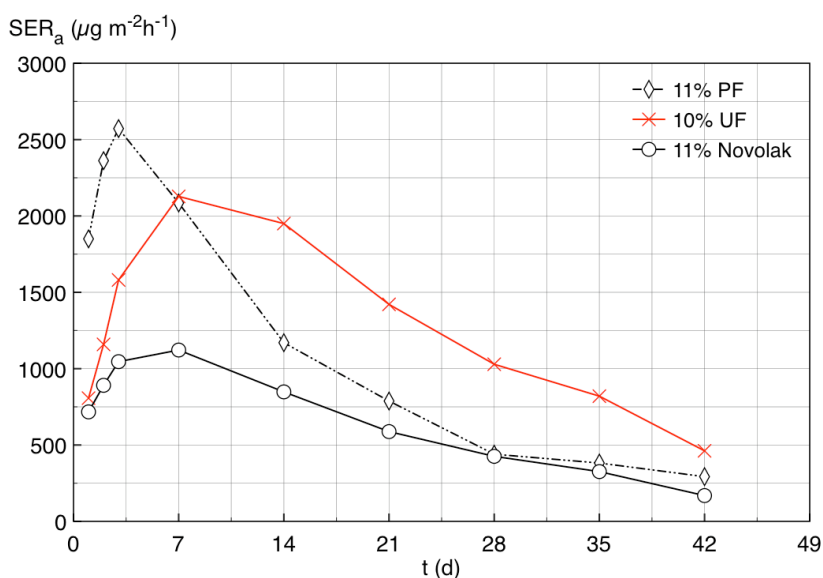


Abbildung 35: Flächenspezifische Aldehyd-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 2)

Die Ergebnisse bestätigen die in Versuch 1 getätigten Annahmen, dass sowohl Bindemittel als auch der pH-Wert die Emissionen an Aldehyden beeinflussen. Die mit 11 % PF-Harz gebundene Probe emittiert ebenso wie in Versuch 1 bereits verhältnismäßig frühe und hohe Aldehyd-Emissionen im Vergleich zur UF-Harz gebundenen Referenzprobe (vgl. Abbildung 30 und

Abbildung 35). Dies ist wahrscheinlich auf den pH-Wert der Leimflotte zurückzuführen. Ebenso wie in Versuch 1 wurde am Kaltwasserextrakt der Strands ein pH-Wert in Höhe von 9 gemessen (vgl. Tabelle 6 und Tabelle 7). Dass der pH-Wert sich auf die Reaktionen bzw. Autoxidation der Fettsäuren auswirkt, wurde bereit in Kapitel 4.4.1 ausgeführt und gilt offenbar auch für die vorliegenden Untersuchungen. Dabei scheint es so, dass die Autoxidation im alkalischen Medium deutlich beschleunigt verläuft und die Fettsäuren dadurch schneller zu Aldehyden umgewandelt werden. Im Gegensatz dazu können die deutlich niedrigeren Aldehyd-Emissionen der Novolak-Platte als Indiz dafür gewertet werden, dass das Phenol in einem nicht-alkalischen Milieu eine antioxidative Wirkung hat und die Aldehydbildung dadurch verzögert wird. Auch die in Abbildung 30 dargestellte Beobachtung, dass ein höherer Anteil PF-Harz die Aldehyd-Emissionen reduziert, deutet auf eine antioxidative und damit positive Wirkung des Phenols hin. Nicht ganz auszuschließen ist in diesem Zusammenhang ein entsprechender Einfluss der verlängerten Presszeit für die Novolak-Platten. Nach Makowski und Ohlmeyer (2006b) kommt es bei Presstemperaturen über 200 °C zu reduzierten Aldehyd-Emissionen, vermutlich durch eine unter diesen Bedingungen stattfindende Polymerisation von Fettsäuren. Eine Verlängerung des Presszeitfaktors von 8 s mm⁻¹ auf 12 s mm⁻¹ hat allerdings nicht den gleichen Effekt, Makowski und Ohlmeyer (2006b) zufolge erhöhen sich die Emissionen dadurch leicht.

Neben Terpenen und Aldehyden setzten alle Proben zum Teil erhebliche Mengen an organischen Säuren frei, vor allem Essig- und Hexansäure. Beide Substanzen stammen, wie bereits dargestellt, von unterschiedlichen Quellen. Ebenso wie in Versuch 1 emittiert die UF-gebundene Referenzprobe die höchsten Konzentrationen organischer Säuren. Während die gemessenen Konzentrationen an Essigsäure allerdings vergleichbar hoch sind wie im vorherigen Versuch, sind vor allem die deutlich höheren aber ähnlich verlaufenden Hexansäure-Emissionen auffällig. Nach einer circa 35 Tage (Versuch 2) bis 40 Tage (Versuch 1) dauernden Phase des Konzentrationsanstieges klingen die Hexansäure-Emissionen in beiden Versuchen mehr oder weniger kontinuierlich ab. Ursächlich für dieses Verhalten ist, dass die Säure durch Oxidation von Hexanal entsteht und dass auch letztere Verbindung zunächst gebildet werden muss. Daher korrespondieren die insgesamt höheren Hexansäure-Konzentrationen mit den höheren Aldehyd-Emissionen in Versuch 2. Ebenso sind die im Vergleich niedrigen Emissionen der phenolisch gebundenen Proben als ein weiteres Indiz für eine mögliche antioxidative Wirkung des Phenols zu werten.

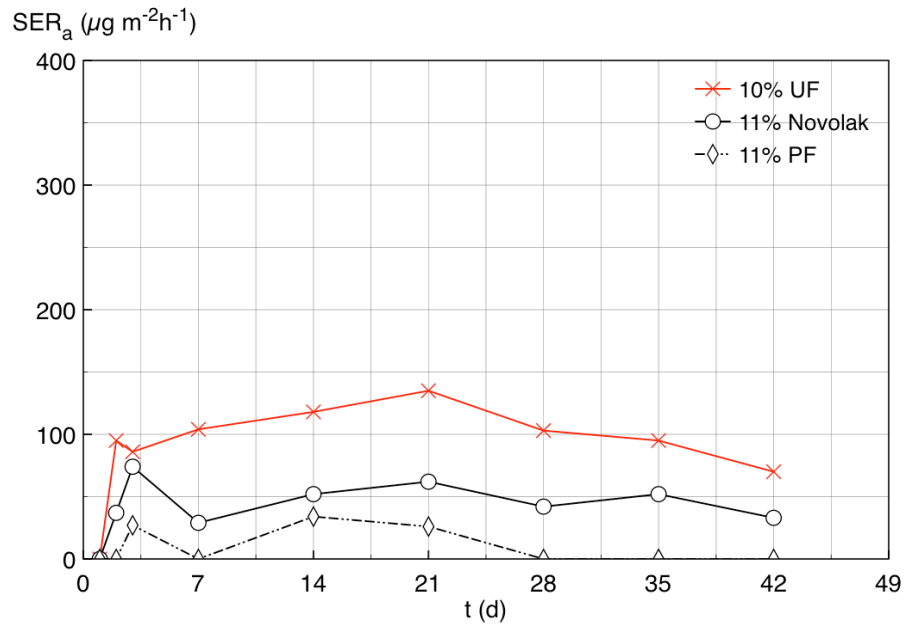


Abbildung 36: Essigsäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 2)

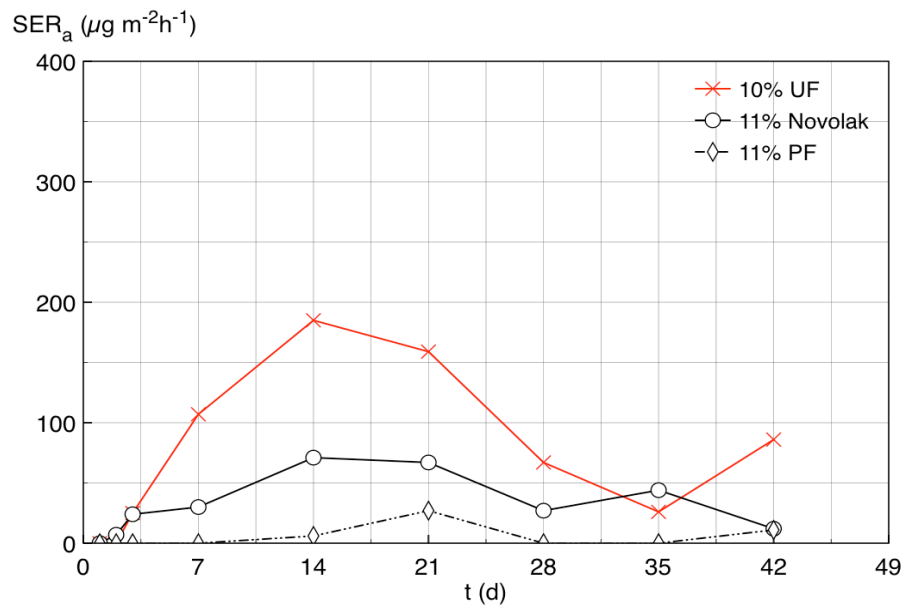


Abbildung 37: Hexansäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 2)

4.5 Jahreszeiten

Die drei betrachteten OSB aus industrieller Fertigung und aus verschiedenen Jahreszeiten unterscheiden sich sowohl in der Höhe als auch im Verlauf ihrer Terpen- und Aldehyd-Emissionen (vgl. Abbildung 39 und Abbildung 40). Die Zusammensetzung der Emissionen, die vor allem aus Terpenen und Aldehyden besteht, ist in Abbildung 38 dargestellt.

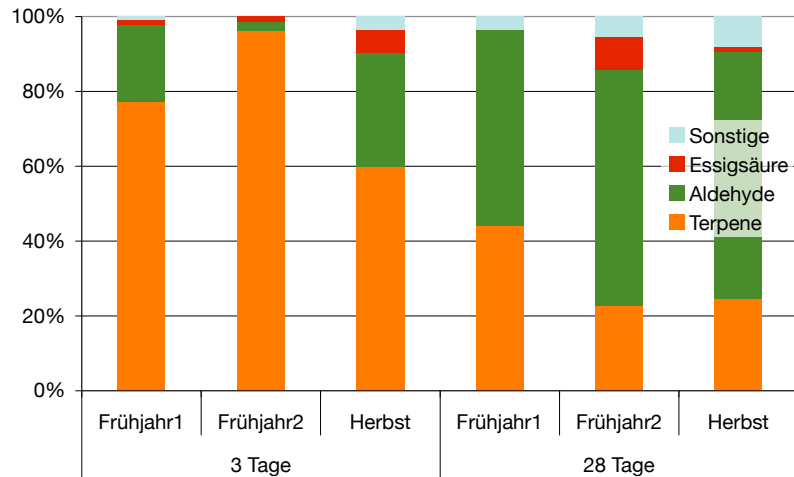


Abbildung 38: Zusammensetzung der VOC-Emissionen von industriell hergestellten OSB in unterschiedlichen Jahreszeiten nach drei und 28 Tagen

Die beiden im Frühjahr hergestellten OSB weisen anfänglich sehr hohe Terpen-Emissionen auf, die stark abklingen. Die Herbst-Probe zeichnet sich dagegen durch anfangs verhältnismäßig niedrige Terpen-Emissionen aus. Die flächenspezifischen Terpen-Emissionsraten betragen nach drei Tagen $3.779 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Frühjahr 1), $6.982 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Frühjahr 2) bzw. $1.220 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Herbst) und klingen nach 28 Tagen ab auf $477 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Frühjahr 1), $391 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Frühjahr 2) bzw. $168 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Herbst).

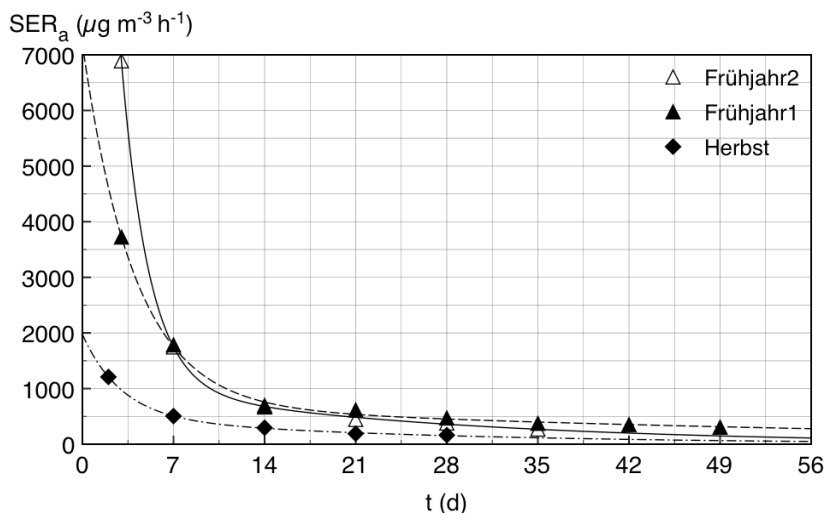


Abbildung 39: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten industriell gefertigter OSB in verschiedenen Jahreszeiten

Inwieweit die abweichenden Terpen-Emissionen auf unterschiedliche Jahreszeiten zurückzuführen sind, kann auf Basis der vorliegenden Ergebnisse nicht eindeutig beantwortet werden. Die untersuchten Platten unterscheiden sich zwar leicht in ihrer Dicke (vgl. Tabelle 8). Dieser Unterschied ist jedoch zu gering, um solche Abweichungen in den Terpen-Emissionen zu erklären, die sich selbstverständlich auch in den berechneten Emissionsfaktoren widerspiegeln (vgl. Tabelle 22). Auffällig ist die unterschiedliche Qualität der Funktion bzw. die Schwankung des RMSD; diese hängt allerdings sehr wahrscheinlich mit der unterschiedlichen Anzahl an Messpunkten zusammen. Während bei der Frühjahr 1 Probe achtmal Luftproben analysiert wurden, existieren bei Frühjahr 2 und Herbst lediglich sechs bzw. fünf Datenpunkte. Naturgemäß steigt die berechnete Qualität der Kurve bei weniger beobachteten Werten.

Tabelle 22: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsraten industriell gefertigter OSB in verschiedenen Jahreszeiten

Probe	E_1 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_1 in h^{-1}	E_2 in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$	k_2 in h^{-1}	RMSD
Frühjahr 1	6.478	0,251	718	0,0169	45,3
Frühjahr 2	24.286	0,473	1.163	0,0420	19,1
Herbst	1.490	0,335	485	0,0411	9,1

Plausibler als ein Einfluss von Jahreszeiten sind in diesem Zusammenhang die Thesen, dass die Proben nicht die gleiche Vorgeschichte haben oder verschiedenen Alters sind. Gestützt wird diese Vermutung durch den Verlauf der Aldehyd-Emissionen. Allein die Frühjahr 2-Probe weist das für gerade hergestellte OSB typische Verhalten auf – mit zunächst an- und erst dann abklingenden Emissionen. Im Gegensatz dazu klingen die Konzentrationen der zwei anderen kontinuierlich ab (vgl. Abbildung 40). Hierfür müssen die Aldehyde bereits gebildet worden sein, zum Beispiel während der Plattenlagerung im Stapel. Dass durch eine Stapellagerung

sowohl die Verflüchtigung der Terpene als auch die Entstehung der Aldehyde forciert werden, wurde schon im ersten Teil des Forschungsvorhabens dargestellt (Makowski und Ohlmeyer 2005).

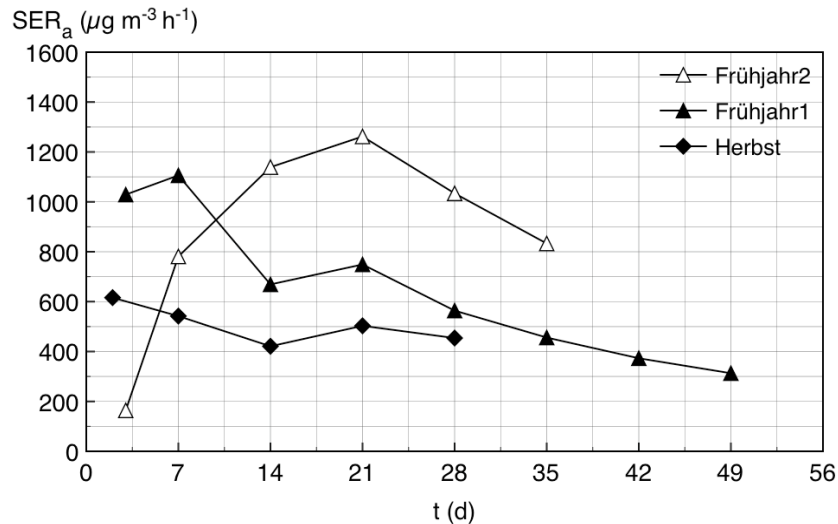


Abbildung 40: Flächenspezifische Aldehyd-Emissionsraten industriell gefertigter OSB in verschiedenen Jahreszeiten

Vor diesem Hintergrund erscheint es statthaft, davon auszugehen, dass die hier beobachteten Unterschiede in dem Emissionsverhalten der betrachteten Proben vor allem auf ungleiche Bedingungen im Vorfeld der Prüfkammeruntersuchung zurückzuführen sind. Wenngleich diese Erkenntnisse keinen Rückschluss auf einen Zusammenhang zwischen jahreszeitlichen Schwankungen im Extraktstoffgehalt der Kiefer und den Emissionen zulassen, unterstreichen sie nochmals die Relevanz der Probenvorgeschichte. Nur wenn diese gleich bzw. vergleichbar ist, können reproduzierbare und angreifbare Ergebnisse hervorgebracht werden.

5 SUBSTITUTION VON KIEFERNHOLZ

Die Ursache für die verhältnismäßig hohen Emissionen der OSB liegt vor allem in den Eigenschaften des in Europa vor allem für die Herstellung eingesetzten Kiefernholzes. Dabei zeigen die Ergebnisse, dass die Emissionen durch die Verwendung alternativer Holzarten deutlich gesenkt werden könnten. Im Folgenden soll geklärt werden, welche Folgen ein Austausch der Holzart Kiefer hat. Hierzu wird zunächst der Produktionsprozess dargestellt und anschließend erläutert, welche Holzarten in Deutschland als potenzielle Austauschhölzer in Frage kommen.

5.1 Herstellungsprozess

Die Herstellung von Holzwerkstoffen basiert auf der Zerkleinerung und dem anschließendem Zusammenfügen einzelner Strukturelemente des Holzes. Ihre Größe und Geometrie bestimmen dabei im Wesentlichen die Eigenschaften des Holzwerkstoffs. Durch die Fragmentierung verringern sich zwar Festigkeiten, andere Eigenschaften – zum Beispiel die Wärmedämmung, die Homogenität oder die Isotropie – verbessern sich hingegen und können gezielt beeinflusst werden. Je nach Strukturelement wird unter anderem zwischen Furnier-, Span-, Faser- oder Verbundwerkstoff unterschieden. In diesem Zusammenhang zählt OSB zu den Spanwerkstoffen und außerdem zu so genannten Engineered Wood Products (Dunky und Niemz 2002). Die OSB-Fertigung ähnelt dem Prozess zur Herstellung von Spanplatten und lässt sich in drei Stufen unterteilen: 1. Rohstoffaufbereitung und Zerspannung, 2. Trocknung und Beleimung sowie 3. Mattenformung und Heißpressen.

Rohstoffaufbereitung und Zerspannung

Zu Beginn des Prozesses steht die Entrindung und Zerspannung – meist mittels Messerringzerspanner – des eingesetzten Rundholzes. Für die Deckschicht einer OSB wird nach Pichelin (2002) versucht, Strands mit einer Länge von 150 mm und einer Dicke von 0,5 mm herzustellen. Das Längen-Breiten-Verhältnis der Strands beträgt Idealerweise 10:1 (Deppe und Ernst 2000).

Trocknung und Beleimung

Das Spanmaterial wird anschließend auf eine Holzfeuchte von circa 2 % getrocknet. Die hierfür eingesetzten Temperaturen reichen von bis zu 250 °C (Trocknereingang) bis zu 100 °C (Trocknerausgang). Meist kommen Einzug-Trommeltrockner zum Einsatz, die nach Pichelin (2002) eine besonders genaue Trocknung ermöglichen. Nach einem weiteren

Siebschritt – um zu feine Partikel zu entfernen – werden die Strands beleimt und gegebenenfalls mit Hydrophobierungsmitteln (zum Beispiel Paraffin) beaufschlagt. Als Bindemittel kommen neben Harnstoff-, Melamin- und Phenol-Formaldehyd-Harze auch Polyurethane, zum Beispiel Isocyanate, in Frage.

Mattenformung und Heißpressvorgang

Aus den getrockneten und beleimten Strands wird eine Matte geformt, die üblicherweise aus zwei Deckschichten und einer Mittelschicht besteht. Während die Deckschichtstrands in Produktionsrichtung gestreut werden, wird die Mittelschicht senkrecht dazu ausgerichtet. Die Heißpressung erfolgt in Europa in kontinuierlichen Bandpressen. Bei Presstemperaturen um die 250 °C wird die Matte auf Rohdichten zwischen 650 kg m^{-3} und 680 kg m^{-3} verdichtet. Nach der Konfektionierung und Abkühlung werden die fertigen Holzwerkstoffe in Stapeln gelagert und transportiert.

5.2 Eigenschaften und Verwendung von OSB

Besonders charakteristisch für OSB ist ihre Spangeometrie und -anordnung. Aus Tabelle 23 geht hervor, dass die daraus resultierenden technologischen Eigenschaften (E-Modul, Festigkeiten und Dickenquellung) eher denen des Sperrholzes als denen einer konventionellen Spanplatte entsprechen.

Tabelle 23: Technologische Eigenschaften von OSB, Sperrholz und Spanplatten aus verschiedenen Holzarten nach Woestheinrich und Caesar (1999)

Eigenschaften	Holzwerkstofftyp (Holzart)				
	Sperrholz (Buche)	Sperrholz (Kiefer)	OSB (Kiefer)	OSB (Pappel)	Spanplatte (NH & LH)
Dichte in kg m ⁻³	750	560	660	630	660
Dicke in mm	18	9,5	18	18	16
Klebstoff	PF	PF	MUPF/PMDI	PF	UF
Biegefestigkeit in MPa	85	50	45	26	15,8
Biegefestigkeit ⊥ in MPa	70	15	23	14	15,8
E-Modul in MPa	9.000	8.000	7.500	5.000	2.600
E-Modul ⊥ in MPa	6.500	1.200	3.200	1.850	2.600
Zugfestigkeit in MPa	6	0,85	0,7	0,28	1,0
Dickenquellung nach 24 Stunden in %	10	7,6	10	17	4,9

||: parallel / ⊥: senkrecht

Aufgrund ihrer Eigenschaften werden OSB vor allem für konstruktive Zwecke eingesetzt, zum Beispiel für Wand- und Bodenaufbauten sowie im Holzrahmenbau. Verwendet werden diese Holzwerkstoffe darüber hinaus im so genannten Do-it-yourself-Bereich (DIY) und für Renovierungen (vgl. Abbildung 41) (2006).

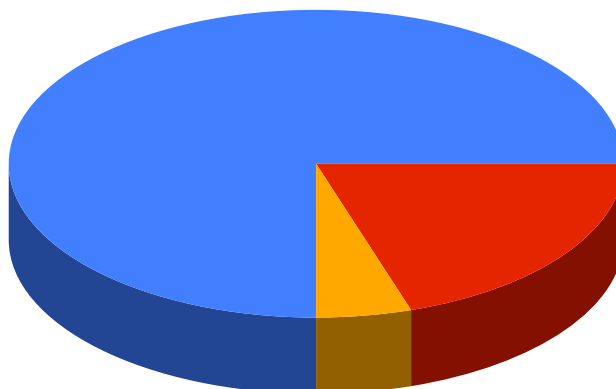


Abbildung 41: Verwendung von OSB in Europa (EPF 2006)

5.2.1 Holzwerkstoffmarkt

Seit den 1960er Jahren werden OSB in den USA produziert, in Europa ist jene Platte dagegen ein noch verhältnismäßig junges Produkt. Hier entstanden erst Ende der 1980er Jahre die ersten Produktionsstätten, ein nennenswerter Anstieg der Kapazitäten ist erst seit Mitte der 1990er Jahre zu beobachten. Dabei ist die Produktionskapazität von 0,3 Mio. m³ (1994) auf etwa 3,7 Mio. m³ (2006) angestiegen (vgl. Abbildung 42). Heute existieren in Europa 13 Hersteller in zehn Ländern. In Deutschland wird OSB an drei Standorten produziert, die im Jahr 2006 vermutlich eine Kapazität von etwa 1,2 Mio. m³ aufgewiesen haben. Dies entspricht in etwa einer Steigerung um das 3,4 fache seit Beginn der OSB-Produktion in Deutschland im Jahr 2000. Wie in Abbildung 43 dargestellt, befinden sich alle drei Werke im nordöstlichen Teil Deutschlands, in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg bzw. Sachsen-Anhalt. Da nach Mantau (2005) die mittlere Transportentfernung für das eingesetzte Waldholz etwa 80 km beträgt, ist davon auszugehen, dass die eingesetzten Rohstoffe derzeit ferner aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein bezogen werden. Im Folgenden werden diese Bundesländer als OSB-relevante Bundesländer (BL) bezeichnet.

Obschon die OSB-Produktion in den vergangenen Jahren ein sehr starkes Wachstum aufwies, liegen die Produktionskapazitäten nach wie vor unter denen von Span- und Faserplatten. Diese betragen 2005 circa 8,6 Mio. m³ (Spanplatte) bzw. 3,8 Mio. m³ (Faserplatte) (vgl. Abbildung 42). In ihrem Jahresbericht 2005-2006 weist die EPF überdies darauf hin, dass in Europa zunächst keine Investitionen zur Kapazitätserweiterung geplant seien. Solange sich die Nachfragesituation in Europa nicht deutlich ändert, ist vermutlich davon auszugehen, dass auch die hier dargestellten Angaben bis auf weiteres Gültigkeit behalten (vgl. Abbildung 43).

Abbildung 42: Produktionskapazitäten von Holzwerkstoffen in Europa und Deutschland nach EPF (2006)



- a) Fritz Egger GmbH Co. & KG, Wismar
- b) Kronotex GmbH (Wittstock), Heiligengrabe
- c) Glunz Sonae Industries, Nettgau

Abbildung 43: Standorte deutscher OSB-Werke aus EPF (2006)

5.2.2 Rohstoffmarkt

Im Folgenden wird beschrieben, welche Holzsortimente für die Herstellung von Holzwerkstoffen bzw. OSB verwendet werden und verfügbar sind. Auch dargestellt wird dabei, wie sich der Rohstoffmarkt in der jüngsten Vergangenheit entwickelt hat und welche Folgen dies für die OSB-Produktion hat. Dabei soll die Frage beantwortet werden, durch welche Sortimente die derzeit überwiegend eingesetzte Kiefer substituiert werden könnte.

5.2.2.1 Eingesetzte Rohstoffe

Je nach Holzwerkstoff werden unterschiedliche Rohstoff- bzw. Holzsortimente eingesetzt. In diesem Zusammenhang ist zwischen Sägerest-, Gebraucht- und Waldholz zu differenzieren. Sägereste fallen als Kuppelprodukt bei der Schnittholzherstellung überwiegend in Form von Hackschnitzeln, Schwarten und Spreißeln an. Vor allem Spanplatten bestehen heute größtenteils aus diesem Sortiment (vgl. Abbildung 44). Nach Mantau (2004) wird darüber hinaus Durchforstungsholz direkt aus dem Wald sowie recyceltes Material eingesetzt. Für die Produktion von Faserplatten ist letzteres Sortiment allerdings nicht geeignet. Hierfür kommen fast ausschließlich Wald- und Sägerestholz zum Einsatz. Die Anforderungen an die Holzqualität sind für die OSB-Herstellung zwar nicht so hoch wie bei der Fertigung von Sperrholz. Sie sind allerdings höher als bei der Fertigung von Span- oder Faserplatten (Woestheinrich und Caesar 1999). Aus diesem Grund kommt als Rohstoff für OSB ausschließlich Durchforstungsholz aus dem Wald in Frage (vgl. Tabelle 24 und Abbildung 44).

Tabelle 24: Rohstoffverbrauch der Holzwerkstoffindustrie im Jahr 2003 (Mantau 2004)

Sortiment	Rohstoffeinsatz in t atro für			
	Spanplatte	MDF	OSB	Gesamt
Waldholz	1.252.713	1.702.730	514.678	3.470.121
Sägerestholz	2.697.108	1.008.681	0	3.705.789
Gebrauchtholz	1.087.961	18.914	0	1.106.875
sonstige Rohstoffe	103.938	0	0	103.938
<i>Summe</i>	<i>5.141.720</i>	<i>2.730.325</i>	<i>514.678</i>	<i>8.386.723</i>

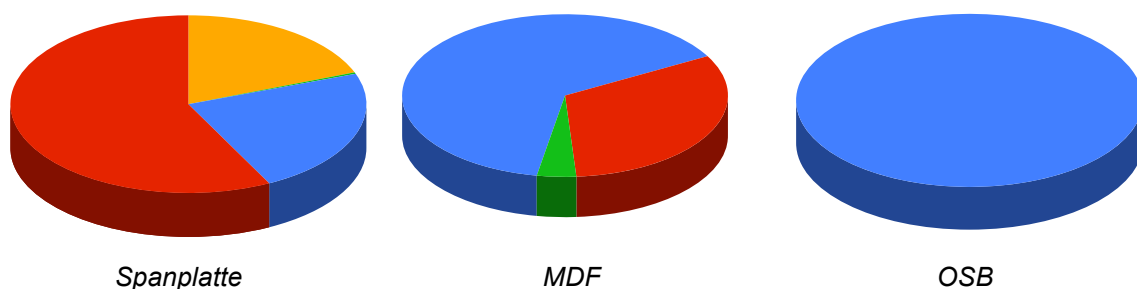


Abbildung 44: Eingesetzte Holzsortimente für die Produktion verschiedener Holzwerkstoffe in Deutschland nach Mantau (2006)

OSB kann sowohl mit Laub- als auch aus Nadelholzarten hergestellt werden (vgl. Tabelle 23). Während in Nordamerika überwiegen Pappel (*Populus grandidentata* oder *P. tremuloides*) eingesetzt wird, bestehen diese Holzwerkstoffe in Europa fast ausschließlich aus Kiefernholz (*Pinus sylvestris* L.). Darüber hinaus werden geringe Mengen Fichte (*Picea abies*), Lärche (*Larix sp.*) sowie Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) genutzt (Wöstheinrich und Caesar 1999, Pichelin 2002).

Für einen Kubikmeter OSB aus Kiefernholz, mit einer Rohdicht von circa 650 kg m^{-3} , sind durchschnittlich etwa $800 \text{ kg}_{\text{atro}}$ Holz ab Holzplatz erforderlich. Für die im Jahr 2005 in etwa produzierte Menge von 1 Mio. m^3 OSB (vgl. Kapitel 5.2.1) wurden gut 800.000 t Kiefernholz verbraucht. Dies übersteigt den von Mantau für das Jahr 2003 ermittelten Wert (vgl. Tabelle 24), was vermutlich auf eine niedrigere Auslastung der Produktionskapazität zu der Zeit zurückzuführen ist. Gemäß den in folgender Tabelle 25 zusammengefassten Faktoren entspricht dies $1,7 \text{ Mio. m}^3$ Holz ohne Rinde.

Tabelle 25: Umrechnungsfaktoren für Rohholz von Tonne in Kubikmeter (Festmaß) nach BMELV (1993, zit. In Holz-Lexikon)

Holzart / Holzartengruppe	t atro m.R.	m ³ o.R. (Festmaß)	t lutro m.R.	m ³ o.R. (Festmaß)
Eiche/Roteiche	1	1,4	1	0,9
Buche	1	1,5	-	-
sonst. Hartlaubholz	1	1,6	-	-
Buche u. sonst.	-	-	1	0,9
Pappel	1	2,4	1	1,3
sonst. Weichlaubholz	1	1,9	1	1,0
Fichte/Tanne	1	2,2	-	-
Douglasie	1	2,1	-	-
Fi/Ta/Douglasie	-	-	1	1,2
Kiefer/Lärche	1	2,1	1	1,2

Je nach Sortiment schwankt die durchschnittliche Transportentfernung nach Mantau (2005) zwischen 77 km und 109 km. Das für die OSB-Herstellung allein in Frage kommende Waldholz wird dabei fast ausschließlich direkt von der Forstwirtschaft bezogen. Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Transportentfernung ist daraus zu schlussfolgern, dass die deutschen Produktionsstandorte derzeit von den regional verfügbaren Holzsortimenten abhängig sind.

Naturgemäß werden die verschiedenen Eigenschaften der OSB durch die Wahl der eingesetzten Holzarten beeinflusst. So ist unter Annahme gleicher verfahrenstechnischer Parameter davon auszugehen, dass der Einsatz von Kiefernholz bessere mechanische Eigenschaften zur Folge hat als die Verwendung von Pappelholz (vgl. Tabelle 23). Allerdings emittieren OSB aus Nadelholz und insbesondere solche aus Kiefer erheblich mehr VOCs als Platten aus Laubholz. Belegt wird diese Tatsache nicht alleine durch die im Rahmen dieses Projektes gewonnen Ergebnisse (vgl. Kapitel 4.2). Auch ein Vergleich der verschiedenen Literaturquellen verdeutlicht

die Abhängigkeit der Emissionen von der eingesetzten Holzart (Barry und Corneau 1999, Bartekova *et al.* 2006, Makowski und Ohlmeyer 2006b, 2006c, 2006d). Vor diesem Hintergrund soll im Folgenden geklärt werden, inwieweit eine Substitution des Rohstoffs Kiefer für die OSB-Produktion in Deutschland möglich und realisierbar ist und welche Folgen dies hätte.

5.2.2.2 Verfügbare Rohstoffe

In Deutschland gibt es insgesamt 10.320.601 ha bestockten Boden. Wie in Tabelle 26 dargestellt, entfällt der größte Teil (circa 59 %) davon auf Nadelholz und 41 % Laubholz (BWI 2004). Aufgrund ihrer Anteile sind davon lediglich Fichte, Kiefer und Buche aus holzwirtschaftlicher Sicht relevant. Der Anteil aller anderen Baumarten schwankt zwischen 1,6 % und 10,1 % und macht in der Summe nur etwa 30 % aller Holzarten aus (vgl. Tabelle 26).

Tabelle 26: Aufteilung der bundesdeutschen Waldfläche nach BWI (2004)

59 % Nadelholz (6.084.411 ha)	41 % Laubholz (4.236.190 ha)
○ 28,9 % Fichte (48,9%)	○ 15,2% Buche (37,0%)
○ 23,9% Kiefer (40,5%)	○ 10,1% ALN ² (24,6%)
○ 2,9% Lärche (4,9%)	○ 9,8% Eiche (23,9%)
○ 1,7% Douglasie (2,8%)	○ 6,0% ALH ³ (14,6%)
○ 1,6% Tanne (2,7%)	

In den folgenden Tabellen ist das potenzielle Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode bis zum Jahr 2042 zusammengefasst. Betrachtet werden dabei ausschließlich die Holzarten Fichte (vgl. Tabelle 27), Kiefer (vgl. Tabelle 28) und Buche (vgl. Tabelle 29) in den OSB-relevanten Bundesländern. Dabei kann zusammengefasst werden, dass das Potenzial an Buche und Kiefer vermutlich etwas sinken wird, während zukünftig etwas mehr Fichtenholz verfügbar sein dürfte.

Bei Beurteilung dieser Angaben ist zu beachten, dass es sich bei den berechneten Reserven bzw. Potenzialen um technisch aktivierbare Größen handelt. Inwieweit diese auch ökonomisch nutzbar sind, hängt vor allem von den Preisen ab sowie von der Bereitschaft der Marktteilnehmer, das Potenzial zu nutzen (Mantau 2004).

² andere Laubholzarten mit niedriger Lebensdauer: Ahornarten, Ahornblättrige Platane, Edelkastanie, Esche, Lindenarten, Nussbaumarten, Robinie, Rosskastanie, Speierling, Stechpalme, Ulme, Weißesche

³ andere Laubholzarten mit hoher Lebensdauer: Birkenarten, Elsbeere, Erlenarten, Pappelarten, Traubenkirsche-Arten, Vogelkirsche, Wildobst und alle weiteren Laubbaumarten, sofern sie nicht gesondert genannt sind.

Tabelle 27: Kalkuliertes potenzielles Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode für Holzartengruppe Fichte (BWI 2004)

Bundesland (BL)	Potenziell nutzbares Erntefestmaß ⁴ in 1.000m ³ /a der Jahre							
	2003-2007	2008-2012	2013-2017	2018-2022	2023-2027	2028-2032	2033-2037	2038-2042
Schleswig-Holstein	238	204	233	326	299	338	324	355
Niedersachsen	1.953	2.007	2.145	2.124	2.242	2.266	2.303	2.188
Meck.-Vorpommern	410	522	560	714	513	615	547	712
Brandenburg	134	168	204	233	319	264	302	357
Sachsen-Anhalt	317	498	435	475	675	761	553	689
∑Deutschland	27.524	33.261	34.592	37.849	38.547	40.099	40.306	40.103
∑OSB relevante BL	3.052	3.399	3.577	3.872	4.048	4.244	4.029	4.301

Tabelle 28: Kalkuliertes potenzielles Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode für Holzartengruppe Kiefer (BWI 2004)

Bundesland (BL)	Potenziell nutzbares Erntefestmaß in 1.000m ³ /a der Jahre							
	2003-2007	2008-2012	2013-2017	2018-2022	2023-2027	2028-2032	2033-2037	2038-2042
Schleswig-Holstein	136	118	115	118	135	127	134	125
Niedersachsen	1.937	1.922	1.621	1.462	1.526	1.572	1.599	1.567
Meck.-Vorpommern	1.278	1.135	1.193	1.102	1.127	1.235	1.183	1.347
Brandenburg	3.795	3.576	3.339	3.174	3.208	3.416	3.476	3.461
Sachsen-Anhalt	984	988	1.022	987	1.028	1.032	1.093	1.145
∑Deutschland	15.064	15.190	14.109	13.645	13.439	14.243	14.463	15.003
∑OSB relevante BL	8.130	7.739	7.290	6.843	7.024	7.382	7.485	7.645

Tabelle 29: Kalkuliertes potenzielles Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode für Holzartengruppe Buche (BWI 2004)

Bundesland (BL)	Potenziell nutzbares Erntefestmaß in 1.000m ³ /a der Jahre							
	2003-2007	2008-2012	2013-2017	2018-2022	2023-2027	2028-2032	2033-2037	2038-2042
Schleswig-Holstein	619	651	538	494	529	454	439	456
Niedersachsen	2.030	2.163	2.021	2.076	1.979	1.759	1.961	2.060
Meck.-Vorpommern	1.894	1.602	1.257	1.196	1.259	1.310	1.182	1.170
Brandenburg	1.394	1.277	958	810	754	823	635	622
Sachsen-Anhalt	763	685	576	630	768	632	558	561
∑Deutschland	23.401	24.104	22.027	21.965	21.939	21.240	21.071	20.642
∑OSB relevante BL	6.700	6.378	5.350	5.206	5.289	4.978	4.775	4.869

Dabei ist zu berücksichtigen, dass diese Angaben sowohl Stamm- als auch Industrieholz beinhalten und dass es einen nicht nutzbaren Biomasseanteil gibt (vgl. Tabelle 30). Ursächlich dafür ist die verschiedene Wuchsform von Laub- und Nadelbäumen, vor allem die unterschiedliche Kronenausprägung bzw. der höhere Kronenanteil von Laubbäumen. Die Angaben über die

⁴ Mengenbezeichnung für den Holzvorrat abzüglich Rinde und Ernteverluste. Einbezogen ist das oberirdische Holzvolumen ab 7 cm Durchmesser (Derbholz). Bäume unter 7 cm Brusthöhendurchmesser mit Rinde werden nicht berücksichtigt.

durchschnittliche Verteilung beziehen sich allerdings auf die gesamtdeutsche Waldfläche. Sie sind nicht ohne weiteres auf die einzelnen Bundesländer übertragbar und dienen lediglich der Orientierung.

Tabelle 30: Durchschnittliche Verteilung des potenziellen Rohholzaufkommens in Deutschland nach BWI (2004)

Sorte	Anteil der Holzarten in %		
	Buche	Fichte	Kiefer
Industrieholz	23	4	9
Stammholz	56	88	77
Nicht verwertbar	21	10	13

Um abschätzen zu können, durch welches Holz die Kiefer eventuell substituiert werden kann, ist zudem der tatsächlich erfolgte Einschlag zu berücksichtigen. Die im Folgenden aufgeführten Tabellen fassen den Einschlag an Industrieholz entsprechender Holzarten in Deutschland zusammen. Als Datenbasis dient der aktuelle ZMP-Bericht des Jahres 2006 (ZMP 2006).

Tabelle 31: Einschlag von Fichtenindustrieholz in Deutschland sowie in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern nach ZMP (2006)

Bundesland	Einschlag von Fichtenindustrieholz in 1000 m ³			
	2002	2003	2004	2005
Schleswig-Holstein	108	103	136	112
Niedersachsen	413	591	791	576
Mecklenburg-Vorpommern	84	110	121	111
Brandenburg	14	14	22	24
Sachsen-Anhalt	95	114	82	222
∑ Deutschland	7.028	8.779	9.890	9.701
∑ OSB relevante BL	714	932	1.152	1.045

Tabelle 32: Einschlag von Kiefernindustrieholz in Deutschland sowie in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern nach ZMP (2006)

Bundesland	Einschlag von Kiefernindustrieholz in 1000 m ³			
	2002	2003	2004	2005
Schleswig-Holstein	48	48	67	65
Niedersachsen	949	1.014	1.207	1.125
Mecklenburg-Vorpommern	427	460	426	442
Brandenburg	1.356	699	938	1.081
Sachsen-Anhalt	375	261	427	566
∑ Deutschland	5.041	4.565	5.177	5.335
∑ OSB relevante BL	3.155	2.482	3.065	3.279

Tabelle 33: Einschlag von Buchenindustrieholz in Deutschland sowie in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern nach ZMP (2006)

Bundesland	Einschlag von Buchenindustrieholz in 1000 m ³			
	2002	2003	2004	2005
Schleswig-Holstein	80	94	113	103
Niedersachsen	405	467	555	526
Mecklenburg-Vorpommern	203	271	284	278
Brandenburg	100	79	91	102
Sachsen-Anhalt	132	186	111	144
Σ Deutschland	4.960	5.958	6.003	6.192
Σ OSB relevante BL	920	1.097	1.154	1.153

5.2.2.3 Situation des Rohstoffmarktes

Der Rohstoff Holz wird von verschiedenen Industrien genutzt, dabei ist grundsätzlich zwischen der stofflichen und energetischen Verwendung zu unterscheiden. Die wichtigsten stofflichen Verwerter sind die Sägeindustrie sowie die Zellstoff- und Holzwerkstoffproduzenten. Tabelle 34 zeigt die aktuelle Bilanz für den Rohstoff Holz für die Jahre 2002 und 2005 nach Mantau (2007). Daraus geht hervor, dass im Jahr 2006 etwa 20,5 Mio. m³ Holz für die Produktion von Holzschliff, Sulfat- und Sulfitzellstoff verwendet wurden. In die Herstellung von Span- und Faserplatten sind zum gleichen Zeitpunkt circa 9,8 Mio. m³ Holz geflossen (vgl. Tabelle 34). Beide Industrien konkurrieren dabei um die Sortimente Industrie- bzw. Waldholz sowie Industrierestholz. Recyceltes Material wird fast ausschließlich für die Herstellung von Spanplatten genutzt und in verhältnismäßig geringen Mengen auch zur Faserplattenproduktion (Mantau 2007, 2004).

Tabelle 34: Holzrohstoffbilanz Deutschland der Jahre 2002 und 2005 in Mio. m³ (Mantau 2007)

Sortiment	Aufkommen in Mio. m ³ in		Δ in Mio m ³	Δ in Mio m ³	Verwendung in Mio. m ³ in		Produkt
	2002	2005			2005	2002	
Stammholz	30,3	62,4	14,9	6,9	37,2	30,3	Sägeindustrie
Industrieholz	17,2			3,3	20,5	17,2	Holzwerkstoffindustrie
Waldrestholz	7,6	9,9	2,3	3,4	9,8	6,4	Holzschliff & Zellstoff
Sägenebenprod.	10,4	13,0	2,6	-0,2	2,7	2,9	Sonst. stoffl. Verw.
Rinde	2,2	2,6	0,4	5,7	15,5	9,8	Energetisch >1 MW
Sonst. Ind.-Restholz	4,1	4,1	-	0,2	3,6	3,4	Energetisch <1 MW
Altholz	10,0	11,0	1,0		20,7	12,3	Hausbrand
Landschaftspflegem.	0,6	2,8	2,2	4,2	-4,2		Hausbrand n. bilanziert
Summe	82	106	23	23	106	82	Summe

Eine größere Dynamik weist der Markt für eine energetische Verwendung von Biomasse bzw. Holz zur Gewinnung von Strom und Wärme auf. Insgesamt ist der Holzanteil für die Erzeugung von Energie von 31 % (2002) auf 38 % (2005) angestiegen (vgl. Tabelle 34).

Der Bedarf an Biomassebrennstoffen steigt vor allem infolge der geregelten Vergütung für Strom aus erneuerbaren Energien im Sinne des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) aus dem Jahr 2000 stetig an. Neben verhältnismäßig preisgünstigen Sortimenten wie Altholz oder Grünschnitt sind dadurch auch Nebenprodukte der Holzverarbeitenden Industrie sowie Waldholz in den Fokus der Energieanlagenbetreiber gerückt. Je nach Leistung der Anlage ist nach Mantau (2004) zwischen großen (>1 MW) und kleinen Energieanlagen (>15 kW bis <1 MW) sowie dem Hausbrand zu differenzieren. Die erfassten großen Anlagen benötigen eine Brennstoff- bzw. Holzmenge in Höhe von etwa 15 Mio. m³. Diese wird zu ca. 63 % durch Altholz gedeckt, der Rest setzt sich aus allen möglichen Holzsortimenten zusammen. Aufgrund der Anzahl kleiner Anlagen basiert der angegebene Holzverbrauch von circa 4 Mio. m³ Holz lediglich auf einer Hochrechnung, die nach Mantau (2004) vermutlich noch etwas zu niedrig ausfällt. Gedeckt wird dieser Bedarf vor allem durch Waldrestholz. Für den Hausbrand wurden im Jahr 2000 knapp 21 Mio. m³ Holz verbraucht. Es handelte sich dabei vor allem um Scheitholz, das aus Wäldern und Gärten stammt (Mantau 2006).

Neben den aufgeführten Rohstoffströmen sind in der jüngeren Vergangenheit neue Marktteilnehmer aufgetreten. So ist es seit Einführung eines gesetzlichen Marktanreizprogramms für Kleinstfeueranlagen auf Biomassebasis zu einem deutlichen Wachstum des Pelletmarktes gekommen. Nach Angaben des Deutschen Energie-Pellet-Verbands (DEPV) hat sich die Anzahl der Pelletheizungen von 3.000 (2000) auf 44.000 (2005) erhöht. Für 2006 prognostiziert der Verband 70.000 Anlagen (DEPV 2007). Nach Mantau (2006) werden für die Pelletproduktion derzeit noch überwiegend Sägeresthölzer eingesetzt. Im Jahr 2005 wurde in Deutschland an 20 Standorten Pellets produziert. Die installierten Kapazitäten betragen 385.000 t. Gemäß den Planungen steigen die Kapazitäten bis zum Jahr 2007 um 700.000 t bis 800.000 t an und würden so den prognostizierten Verbrauch von 450.000 t bis 500.000 t deutlich übersteigen (Mantau 2006). Neben der direkten energetischen Verwertung kann Biomasse auch zur Produktion chemischer Rohstoffe eingesetzt werden, zum Beispiel in Form von Biomass-To-Liquid (BTL). Schätzungen zum Substitutionspotenzial der BTL-Kraftstoffe schwanken momentan zwischen 10 % und 25 % des gesamten Kraftstoffbedarfs in Deutschland (Mantau 2006). Unberücksichtigt von der Bilanz bleibt derzeit auch noch, inwieweit Holz aus Kurzumtriebsplantagen zur Deckung des künftig wohl ansteigenden Biomassebedarfs eingesetzt werden kann. Nach Mantau (2006) ist mit einer hierfür mittelfristig nutzbaren Fläche von maximal 2 Mio. ha und einem Ertragspotenzial von 9 t Trockenmasse pro Hektar und Jahr zu rechnen.

Zusammenfassend ist davon auszugehen, dass der Rohstoff Holz mittelfristig zu einem mehr oder weniger knappen Gut wird. Die Reaktion des Marktes darauf findet ihren Ausdruck in steigenden Preisen, woraus wiederum veränderte Warenströme resultieren (Mantau 2006). Die Frage, inwieweit eine Holzknappheit vorliegt oder zu erwarten ist, ist jedoch wissenschaftlich

nicht zu beantworten. Hierfür müsste zunächst sicher geklärt werden, wie viel Waldholz tatsächlich und ökonomisch aktivierbar ist (vgl. Kapitel 5.2.2.2). Dies hängt von vielen Faktoren ab, zum Beispiel von der Waldeigentumsverteilung. So geht aus der letzten Bundeswaldinventur hervor, dass ein Großteil der verfügbaren Reserven auf den Kleinstprivatwald entfällt. Eine Mobilisierung dieser Kapazitäten scheint derzeit nur unter größten Anstrengungen möglich und wird nach Mantau (2006) vermutlich nie vollständig gelingen. Unklar ist in diesem Zusammenhang auch, wie sich die Kapazitäten für eine stoffliche Verwertung, zum Beispiel die Produktionskapazitäten der Holzwerkstoffindustrie, künftig entwickeln werden. Sicher angenommen werden kann auf Basis der dargestellten Zusammenhänge ein mittelfristig ansteigender Holzpreis.

5.3 Potenziale und Konsequenzen

Die im Rahmen der Studie gewonnenen Ergebnisse zeigen deutlich, dass OSB, die vollständig oder teilweise aus Laubholz hergestellt wurden, weniger VOCs in niedrigeren Konzentrationen freisetzen als solche, die allein aus Kiefernholz bestehen (vgl. Kapitel 4.2.1). Nach Ohlmeyer *et al.* (2006) ist es nur begrenzt möglich, die VOC-Emissionen von OSB allein durch Anpassung des Herstellungsprozesses zu beeinflussen bzw. zu reduzieren. Ein Ersetzen des Kiefernholzes ist daher vermutlich ein Erfolg versprechender Ansatz, um emissionsarme Holzwerkstoffe herstellen zu können. Darüber hinaus kann aber auch die in Kapitel 5.2.2 dargestellte Situation des Rohstoffmarktes mittelfristig dazu führen, dass der Einsatz alternativer Holzarten auch aus ökonomischer Sicht vorteilhaft werden könnte.

Auf Basis der in Kapitel 5.2.2.2 zusammengefassten Zusammenhänge kommt als potenzielles Austauschholz vor allem Buche in Frage. Im Gegensatz zu den anderen in dieser Arbeit betrachteten Holzarten ist sie in ausreichender Menge nachhaltig nutzbar – auch in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern (vgl. Tabelle 29). Vorstellbar ist dabei sowohl die vollständige wie teilweise Substitution der Kiefer. Bereits ein Anteil von 30 % Buche in den Deckschichten reduziert die VOC-Emissionen der OSB deutlich und führt dazu, dass diese nach 28 Tagen den Anforderungen der verschiedenen Umweltzeichen genügen (vgl. Kapitel 4.2.4). Es soll daher im Folgenden diskutiert werden, welche Konsequenzen ein Austausch der Holzart Kiefer hätte. Dabei wird auch auf die Fragestellung eingegangen, welche Substitution, vollständig oder partiell, aus technologischer sowie ökonomischer Sicht empfehlenswert ist.

Derzeit werden OSB in Europa hauptsächlich aus Nadel- und insbesondere aus Kiefernholz hergestellt. Um diese Holzart teilweise oder ganz durch extraktstoff- und somit VOC-ärmeres Laubholz zu substituieren, müssen verschiedene Zusammenhänge berücksichtigt und einige verfahrenstechnische Anpassungen vorgenommen werden. Die Produktion von OSB lässt sich in die drei Abschnitte Spanaufbereitung, Trocknung und Heißpressung gliedern. Unabhängig davon, ob Nadel- oder Laubholz zu Holzwerkstoffen verarbeitet wird, sind hierfür grundsätzlich die gleichen Maschinen und Anlagen einsetzbar. Da eine OSB zu über 90 % aus Holz besteht, korrelieren ihre Eigenschaften eng mit jenen der eingesetzten Holzart. Um aus unterschiedlichen Holzarten ähnliche Holzwerkstoffe herstellen zu können, ist demnach der gesamte Prozess entsprechend anzupassen. So sinkt zum Beispiel der Holzverbrauch mit steigender Rohdichte der verwendeten Holzart. Nach Kehr (1976) müssen für einen Kubikmeter Spanplatte ($\rho = 640 \dots 650 \text{ kg m}^{-3}$) etwa $2,0 \text{ m}^3$ bis $2,2 \text{ m}^3$ Pappel, $1,5 \text{ m}^3$ bis $1,7 \text{ m}^3$ Kiefer, $1,2 \text{ m}^3$ bis $1,4 \text{ m}^3$ Birke oder $1,1 \text{ m}^3$ bis $1,3 \text{ m}^3$ Rotbuche eingesetzt werden. Im Folgenden wird dargestellt, mit welchen speziellen verfahrenstechnischen Konsequenzen zu rechnen ist, sollte die Kiefer durch die im Rahmen dieser Studie untersuchten Laubhölzer ersetzt werden.

Die zum Teil stark voneinander abweichenden Eigenschaften sind den kompletten Herstellungsprozess über zu berücksichtigen und spielen schon bei der Entrindung des Holzes eine wichtige Rolle. So bestimmen diese maßgeblich, wie gut eine Holzart entrindet werden kann

und welche Anlagen bzw. welche Technologien hierzu eingesetzt werden müssen. Im Allgemeinen wird von den OSB-Produzenten ein Entrindungsgrad von 85 % bis 90 % gefordert. Dies kann entweder durch die Entrindung einzelner oder mehrerer Stämme gleichzeitig erfolgen. Die optimale Strategie richtet sich dabei nach verschiedenen Kriterien, die nur schwer generalisierbar sind. Neben den Eigenschaften der Holzart bzw. der jeweiligen Rinde bestimmen unter anderem das Alter des Baumes, die Provenienz sowie die Jahreszeit und Lagerungsdauer die Entrindbarkeit. Da in Europa bzw. Deutschland allerdings vor allem Nadelholz eingesetzt wird, sind die Produktionsstätten bisher darauf spezialisiert, die Rinde mehrere Stämme dünnerer Durchmesser zu entfernen. In Nordamerika, wo überwiegend Laubholz mit stärkeren Dimensionen verarbeitet wird, werden die Stämme meist einzeln entrindet. Sollte sich das eingesetzte Sortiment ändern, sind an dieser Stelle im Prozess Anpassungen bei der Anlagentechnik erforderlich. Die parallele Verarbeitung verschiedener Holzarten – zum Beispiel für eine dreischichtige OSB – hätte darüber hinaus zur Folge, dass zwei getrennte Zerspanungslinien mit eigener Entrindung zu installieren wären.

Die Span- bzw. Strandherstellung kann in Messerwellen-, Messerscheiben oder Messerkopferzspanern erfolgen. Nach Deppe und Ernst (2000) hängt die Ausbeute an verwendbaren Gutspan bei der Zerspanung unter anderem von der Gesundheit des Holzes, dem mittleren Durchmesser, der Rohdichte und Jahrringbreite sowie der Holzfeuchte ab. Darüber hinaus beeinflussen selbstverständlich Zustand und Einstellungen der Werkzeuge das Resultat bei der Zerspanung. Im Allgemeinen ist davon auszugehen, dass die mengenmäßige Ausbeute in t pro Kubikmeter durch den Einsatz von Hölzern höherer Rohdichte ansteigt. Die im Rahmen dieser Studie betrachteten Laubhölzer haben dabei alle eine durchschnittlich höhere Rohdichte als die Nadelhölzer. Günstig auf die Ausgabemenge wirkt sich außerdem aus, dass die meisten Laubhölzer schneller als Kiefernholz zerspannt werden können. Der Aubeutezuwachs schwankt je nach Holzart schätzungsweise zwischen 10 % (Birke) und 35 % (Pappel). Begrenzt wird der Zugewinn hierbei vor allem durch verringerte Messerstandzeiten, vor allem infolge höherer Rohdichten. Am niedrigsten sind die Messerstandzeiten allerdings bei der Birke – einer eher leichten Holzart. Der hohe Extraktstoffgehalt führt dazu, dass sich die Messer zusetzen und höhere Schnittkräfte erforderlich werden. Nach Wagenführ und Scheiber (1989) enthält Birke bis zu 2 % Fett und bis zu 1 % Stärke. Bei der Verarbeitung ebenfalls zu berücksichtigen ist das charakteristische Einrollen einiger Laubholzstrands, vor allem solcher aus Buche und Ahorn (vgl. Abbildung 3). Der Grund hierfür sind die breiten Holzstrahlen der Buche bzw. der hohe Anteil an Speicher- oder Parenchymzellen der beiden Holzarten. Laut Wagenführ und Scheiber (1989) besteht Buchenholz aus 3,5 % bis 7,0 % Längsparenchym und 11,2 % bis 21,2 % Holzstrahlen; bei Ahorn beträgt der Anteil an Holzstrahlen 16,2 % bis 18,5 %. Birke und Pappel enthalten lediglich bis zu 2 % Längsparenchym (Wagenführ und Scheiber 1989). Der relativ hohe Parenchymanteil führt zu einer starken Anisotropie, wodurch sich die dünnen Strands schnell zusammenrollen. Um solche Strands beleimen zu können, müssen sie durch Mühlen oder so genannte Spanbrecher zerkleinert werden.

Aus technologischer Perspektive überwiegen bei der Spanaufbereitung allerdings die positiven Eigenschaften von Laubhölzern im Vergleich zu Nadel- bzw. Kiefernholz. Neben der erhöhten Ausgabemenge ist der etwa halb so große Feinanteil im Vergleich zu Kiefernholz bei der Strandherstellung eine äußerst wünschenswerte Eigenschaft. Kiefernstrands brechen vorzugsweise an den Jahrringgrenzen, vor allem aufgrund der dort vorherrschenden Rohdichteunterschiede. Je nach betrachteter Fraktion ist bei Kiefernholz mit einem Feinanteil von bis zu 25 % zu rechnen. Bei Pappel beträgt dieser nur knapp 12 %. Deutlich erkennbar ist dieses unterschiedliche Zerspanungsverhalten von Laub- und Nadelholz auf den in Abbildung 3 und Abbildung 4 fotografierten Strands. Neben einem erhöhten Leimbedarf infolge der größeren spezifischen Oberfläche kleiner Partikel haben diese außerdem eine negative Wirkung auf die mechanischen Eigenschaften der OSB. Unter Umständen sind kleine und kleinste Partikel daher für die Herstellung ungeeignet und müssen durch Sieben aus dem Prozess ausgesiebt werden.

Strukturelle Unterschiede zwischen Laub- und Nadelholz haben vermutlich auch Einfluss auf die Strandtrocknung. Aufgrund derer Anatomie weist Laubholz bei gleicher Dichte einen geringeren Feuchtegehalt auf als Nadelhölzer. Letztere bestehen bis zu 90 % aus Tracheiden, die sowohl für die Festigkeit als auch für die Wasserleitung verantwortlich sind. Die erfolgt bei Laubhölzern in unterschiedlich großen Gefäßen. Infolge der durchschnittlich niedrigeren Dichte ist davon auszugehen, dass weniger Energie für die Holz- bzw. Strandtrocknung aufgewendet werden muss, und diese vermutlich schneller abläuft als bei Kiefernholz.

Bei der sich anschließenden Beleimung können die chemischen Eigenschaften, zum Beispiel der pH-Wert oder bestimmte Holzinhaltsstoffe, zu Problemen führen. So kann der schwankende und zum Teil recht hohe Fettgehalt der Birke dazu führen, dass sich auf der Oberfläche der getrockneten Strands eine hydrophobe Schicht aus Fetten anreichert und so ihre Benetzbarkeit sinkt (Dunky und Niemz 2002). Eine möglichst gute Benetzbarkeit ist jedoch die Voraussetzung dafür, dass in der Grenzschicht zwischen Leim und Oberfläche hohe Adhäsionskräfte wirken.

Nach den hier beschriebenen Prozessschritten erfolgt die Heißpressung der Matte aus Spänen bzw. Strands. Im Gegensatz zu der im Labormaßstab verwendeten Einetagenpresse kommen in Europa im industriellen Maßstab nur kontinuierlich arbeitende Bandpressen zum Einsatz. Im Gegensatz zur Kiefer weisen alle betrachteten Laubhölzer höhere Dichten auf. Um eine daraus bestehende Matte entsprechend zu verdichten, sind bei gleicher Plattendicke längere Heizzeitfaktoren notwendig. Um dies zu erreichen, muss der Vorschub der Presse gesenkt werden, was wiederum mit einer Reduzierung der Anlagenkapazität einhergeht.

Die im Rahmen der vorliegenden Studie gewonnenen Erkenntnisse weisen darauf hin, dass es möglich ist und sinnvoll sein kann, Laubholzarten für die Produktion von OSB zu verwenden. Sie enthalten meist weniger Extraktstoffe und damit auch weniger potenziell flüchtige Bestandteile als Nadelhölzer. Infolgedessen weisen auch die daraus hergestellten Holzwerkstoffe niedrigere Emissionen auf. Technologisch steht dem grundsätzlich nichts im Weg, in Nordamerika

werden OSB bereits seit langem und fast ausschließlich aus Laubholz gefertigt. Im Gegensatz dazu kommt in Europa überwiegend Nadelholz zum Einsatz, sodass der Holzart entsprechende Anpassungen notwendig sind. Naturgemäß hängen diese eng mit der Frage zusammen, ob ausschließlich Laubholz eingesetzt wird oder der Holzwerkstoff aus zwei Schichten zusammengesetzt ist. Bereits eine solche Platte aus Buche (Deckschichten) und Kiefer (Mittelschicht) emittiert deutlich niedrigere VOC-Konzentrationen. Da Deck- und Mittelschichten unterschiedlich getrocknet und beleimt werden, wäre auch eine dreischichtige Platte aus zwei Holzarten verfahrenstechnisch realisierbar. In jedem Fall müssen die Holzwerkstoffe so gefertigt bzw. der Prozess so angepasst werden, dass die in der europäischen Norm dokumentierten mechanischen Anforderungen erfüllt werden.

Die Analyse der Rohstoffsituation zeigt, dass in den relevanten Bundesländern neben dem verwendeten Nadelholz vor allem Buche zur Verfügung steht. Alle weiteren Holzarten sind dort einzeln nicht ausreichend verfügbar. Zwar kann eine OSB theoretisch auch aus einem Mix verschiedener Laubhölzer hergestellt werden. Gleichmäßige bzw. -bleibende Plattenqualitäten sind so allerdings nur schwer sicherzustellen, hierzu sind die Unterschiede zwischen den Holzarten zu groß. Wird das Kiefernholz durch Buche substituiert, müssen die bereits ausgeführten holzartenspezifischen Unterschiede beachtet werden. Für die Zerspanung ist infolge der höheren Dichte des Holzes ein stärkerer Motor erforderlich. Zudem müssen die Späne zerkleinert werden, da sie aufgrund des höheren Anteils an Parenchymgewebe zum Rollen neigen. Zwar führt die höhere Rohdichte zu einer größeren mengenbezogenen Zerspanungsleistung. Es wird aber gleichzeitig ein höherer Heizzeitfaktor benötigt, wodurch die Kapazität der Heiß-presse sinkt und damit gleichzeitig die gesamte Produktionskapazität.

Die Emissionsmessungen haben gezeigt, dass OSB aus Buchenholz deutlich weniger VOCs freisetzen als Holzwerkstoffe aus Kiefer. Auffällig sind jedoch die vergleichsweise hohen Emissionen an Essigsäure (vgl. Kapitel 4.2.1). Diese resultieren aus den Acetyl-Seitenketten der Hemicellulosen, die durch Einwirkung erhöhter Temperaturen abgespalten werden. Laut Wagenführ und Scheiber (1989) weist Buche einen Gehalt an Acetylgruppen zwischen 6 % und 7 % auf, der den der anderen Hölzer deutlich übersteigt. Es ist daher nicht grundsätzlich auszuschließen, dass die industrielle Holzwerkstofffertigung auch höhere Essigsäure-Emissionen hervorrufen kann.

Neben den Anforderungen an das Emissionsverhalten von Baustoffen könnte auch der in Kapitel 5.2.2.3 dargestellte Wettbewerb um die Rohstoffe aus dem Wald dazu führen, dass langfristig Holzwerkstoffe und damit auch OSB aus alternativen Holzarten gefertigt werden. Vor diesem Hintergrund erscheint es sinnvoll, die in diesem Abschnitt angestellten Überlegungen fortzusetzen.

6 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurde eine Reihe an Faktoren ermittelt, die einen mehr oder weniger deutlichen Einfluss auf das Emissionsverhalten von Holzwerkstoffen bzw. OSB ausüben. Da diese meist zu über 95 % aus Holz bestehen, sind die spezifischen Eigenschaften der eingesetzten Holzart zweifellos von größter Bedeutung – für die Produkt-Emissionen ebenso wie für die mechanischen Kennwerte. Im ersten Schritt des Projektes wurden die VOC-Emissionen verschiedener Laub- und Nadelhölzer im Thermoextraktor charakterisiert. Vor allem die Möglichkeit, darin größere Probendimensionen als im ersten Teilvorhaben thermisch zu extrahieren wirkt sich sehr vorteilhaft auf die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse aus. Auf Basis der im Vergleich zu konventionellen Prüfkammeruntersuchungen verhältnismäßig einfachen und schnelleren Methode ließ sich gut abschätzen, welche Verbindungen in welcher Höhe von den Holzproben freigesetzt werden. Durch Erhöhung der Extraktionstemperatur wurde eine Alterung der Proben simuliert. Ermöglicht wurden so außerdem Aussagen über das potenzielle Auftreten reaktiv gebildeter Emissionen, zum Beispiel organische Säuren oder Aldehyde. Nach wie vor schwierig ist es allerdings, mit Untersuchungen auf Basis von Thermoextraktionsversuchen auf das Abklingverhalten der Emissionen in der Prüfkammer schließen zu wollen. Zu unterschiedlich sind hierzu vermutlich die für das Emissionsverhalten so relevanten Bedingungen, wie zum Beispiel Probendimensionen, Raumbeladung oder das Klima. Zwar ist auch bei dieser Methode ein Abklingen der einzelnen Konzentrationen erkennbar, das – vermutlich infolge der erhöhten Temperaturen – auch deutlich schneller als in der Prüfkammer abläuft. Trotzdem unterscheiden sich die durch die beiden Methoden bestimmten Konzentrationsniveaus sehr stark, sodass lediglich das relative Abklingen betrachtet werden könnte. Da jedoch keine Prüfkammernmessungen an den alternativen Vollhölzern durchgeführt wurden, sondern nur an daraus hergestellten Holzwerkstoffen, ist ein Vergleich zwischen Prüfkammer und Thermoextraktor im Rahmen dieses Projektes ohnehin nur eingeschränkt möglich.

Die Ergebnisse der Prüfkammeruntersuchungen an OSB aus alternativen Holzarten unterstreichen den – bereits anhand der Thermoextraktion festgestellten – engen Zusammenhang zwischen Holzart und Emissionen organischer Verbindungen. Sowohl Höhe wie Zusammensetzung der freiwerdenden Stoffgemische hängen stark von der eingesetzten Holzart bzw. deren Eigenschaften ab. Aufgrund des höheren Extraktstoffgehalts von Nadelholz emittieren diese im Allgemeinen mehr VOCs in höheren Konzentrationen. Eine Ausnahme hiervon bildet nur die Tanne, die nach Fengel und Wegener (1989) üblicherweise keine Harzkanäle und somit auch keine höheren Terpene aufweist; geringe Mengen an Monoterpenen liegen dennoch im Parenchymgewebe vor und können emittieren. Im Vergleich zu konventionellen OSB aus Kiefer setzen die in dieser Untersuchung betrachteten Proben deutlich geringere Terpenkonzentrationen frei. Ursächlich hierfür ist vor allem der niedrigere Terpengehalt der Holzarten. Darüber hinaus

ist es aber sehr wahrscheinlich, dass Verbindungen bereits während der verhältnismäßig langen Lagerdauer vor der Weiterverarbeitung zu OSB im Labor freigesetzt wurden (vgl. Kapitel 3.1.2). Als reaktiv gebildete Emission ist bei Proben aus allen Holzarten Essigsäure nachweisbar. Diese bildet sich vermutlich durch thermohydrolytische Abspaltung von Acetyl-Seitenketten der Polyosen. Laubholz weist im Allgemeinen einen höheren Anteil an Acetylgruppen als Nadelholz auf, weshalb auch die freiwerdenden Essigsäurekonzentrationen deutlich höher ausfallen. Da keine der untersuchten Holzarten so viel ungesättigte Fettsäuren enthält wie die Kiefer, ist es plausibel, dass keine autoxidativ gebildeten Verbindungen, wie zum Beispiel Aldehyde, nachweisbar sind. Aus diesen Ergebnissen ist festzuhalten, dass verschiedene Reaktionen die Quellen von VOCs sein können, die nicht originär im Holz vorkommen: Sowohl Gerüstsubstanzen (Hemicellulosen) wie auch Extraktstoffe können zu flüchtigen Verbindungen abgebaut werden. Folglich führt die Verwendung emissionsarmen Holzes nicht in jedem Fall zu emissionsarmen Holzwerkstoffen. Dieser Zusammenhang zeigt sich unter anderem im Kontrast zwischen den relativ niedrigen VOC-Emissionen bei 23 °C im und deren starken Anstieg infolge einer Erhöhung der Thermoextraktionstemperatur auf 60 °C (vgl. Kapitel 4.1). In diesem Zusammenhang sei darauf hingewiesen, dass die Terpen-Emissionen der Nadelhölzer zwar kurzfristig mit der Temperatur ansteigen; langfristig führen höhere Temperaturen aber zu geringeren Emissionen an Terpenen. Monoterpene kommen originär im Holz (Primäremittenten) vor, werden nicht neu gebildet und klingen deshalb kontinuierlich ab. Hohe Temperaturen begünstigen diesen Vorgang lediglich. Hinsichtlich der Emissionen an Essigsäure – insbesondere bei den Laubhölzern – muss dagegen ein signifikanter Einfluss des Herstellungsprozesses und den darin herrschenden Temperaturbedingungen angenommen werden. Der Untersuchung einer dreischichtigen Platte aus Buche in den Deckschichten und Kiefer in den Mittelschichten hat gezeigt, dass von Beginn an Terpene aus den Mittelschichten emittiert werden. Sehr wahrscheinlich ist dies auf die Diffusion von Verbindungen aus dem Platteninneren an die Oberflächen.

Dieser Effekt ist vermutlich auch die Ursache dafür, dass die Emissionen mit der Plattendicke ansteigen. Der Vergleich von drei unterschiedlich dicken OSB aus Kiefernholz hat gezeigt, dass die Terpen-Emissionen mit der Dicke zunehmen. Die Aldehyd-Emissionen dagegen sinken mit steigender Probendicke. Dies könnte daran liegen, dass diese Verbindungen unterschiedlich schnell an Deck- bzw. Mittelschichten entstehen. Wahrscheinlicher ist in diesem Zusammenhang allerdings, dass die längere Presszeit, bei gleichem Presszeitfaktor und Temperaturen über 200 °C, eine Polymerisation der Fettsäuren und dadurch verringerte Aldehyd-Konzentrationen zur Folge hat. Einen ähnlichen Effekt konnten Makowski und Ohlmeyer (2006c) bei steigenden Presstemperaturen beobachten. Von Bedeutung sind diese Beobachtungen, da alle derzeit angewendeten Schemata zur Prüfung und gesundheitlichen Bewertung der Emissionen ausschließlich die flächenspezifische Emissionsrate bzw. die flächenspezifische Durchlüftungsrate betrachten. Die Ergebnisse zeigen aber ganz deutlich, dass gleiche Oberflächen allein nicht ausreichend sind, um reproduzierbare und belastbare Ergebnisse zu

erzielen. Neben der Probendicke müssten hierfür außerdem das Alter und die genauen Bedingungen der Lagerung definiert und wenn möglich vergleichbar sein.

Neben den bereits aufgeführten Zusammenhängen wurde im Rahmen des Forschungsvorhabens untersucht, welche Wirkung das Bindemittel auf die VOC-Emissionen von OSB aus *Pinus sylvestris* hat. Die Ergebnisse aus Versuchen mit phenolischen Bindemitteln weisen dabei auf unterschiedlichen Einflussfaktoren hin, die direkt und indirekt mit den Eigenschaften des Klebstoffs in Verbindung stehen. Es kann daher von einem multikausalen Geschehen ausgegangen werden, dass vermutlich sowohl von dem Klebstoffanteil bzw. der verfügbaren Menge an phenolischen Bestandteilen wie auch dem pH-Wert beeinflusst wird. Betroffen davon sind in erster Linie die sekundär gebildete VOCs, da deren Entstehung offenbar durch verschiedenste chemische Reaktionen beeinträchtigt werden kann. So deuten die Ergebnisse zum Beispiel auf eine deutliche Beschleunigung der Autoxidation im alkalischen Milieu hin. Die Aldehyd-Emissionen einer mit neutralem Novolak gebundenen OSB steigen langsamer an als die der PF-harzgebundenen Probe, die unter alkalischen Bedingungen aushärtet (vgl. Abbildung 35). Die Konzentration an detektierter Essigsäure sinkt dagegen mit steigendem pH-Wert. Die Substanz entsteht vor allem durch saure Hydrolyse der Acetylgruppen der Hemicellulosen. Möglicherweise läuft diese Reaktion nur eingeschränkt im alkalischen Milieu ab. Neben dem pH-Wert beeinflussen die phenolischen Bestandteile die Reaktionen und inhibiert die Autoxidation offensichtlich. Mit steigendem Harzanteil sinken die Aldehyd-Emissionen der OSB. Die Proben, die einen phenolischen Klebstoffanteil in Höhe von 10 % aufweisen, weisen zu Beginn der Messung deutlich höhere Emissionen auf, als solche, die 14 % Klebstoff enthalten (vgl. Abbildung 30). Das Phenol-Molekül besitzt ein delokalisiertes Elektronensystem, was theoretisch in der Lage ist radikalischen Spezies zu harmonisieren. Die Autoxidation wird vor allem von Hydroperoxyd-Radikalen getragen wird, sodass sich ebendiese Eigenschaft des Moleküls positiv auf die Aldehydentstehung auswirken kann. Offen ist aber, welchen Einfluss Formaldehyd bzw. freier Formaldehyd des Bindemittels auf die Umsetzung höherer Aldehyde hat (Cannizzaro-Reaktion). Ein solcher Effekt konnte andiskutiert werden, eine abschließende Bewertung konnte anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht vorgenommen werden.

Ein Einfluss der Jahreszeiten auf die VOC-Emissionen industriell produzierter OSB konnte nicht nachgewiesen werden. Vermutlich infolge ungleicher Lagerungs- und Transportbedingungen im Vorfeld der Prüfkammeruntersuchung unterschieden sich die Emissionen der betrachteten Proben zu stark. Da die Emissionen allerdings direkt oder indirekt vom Extraktstoffgehalt der Kiefer abhängen und dieser jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt, muss ein mindestens geringer Einfluss angenommen werden. Zu einem ähnlichen Schluss sind bereits *Connors et al.* (2001) gekommen.

Im Rahmen der beiden Teile des Forschungsvorhabens konnte dargestellt werden, dass alle von den OSB emittierten VOCs direkt oder indirekt aus dem Holz stammen. Auch Höhe und Zusammensetzung der Emissionen werden maßgeblich durch die verarbeitete Holzart beeinflusst. Dennoch konnte eine Vielzahl weiterer Einflussfaktoren identifiziert werden, die zum Teil

ganz unterschiedlich auf das Emissionsverhalten einwirken. Allerdings resultieren aus den Ergebnissen verschiedene Fragestellungen, die im Rahmen weiterer Forschungsarbeiten zu beantworten sind. Es ist zu klären, ob und wie sich die Bedingungen bei der Thermoextraktion weiter anpassen lassen, sodass die Vergleichbarkeit mit Messungen von Holzprodukten in Emissionsprüfkammern verbessert wird. Da die im ersten Teilvorhaben gewonnenen Erkenntnisse auf einen engen Zusammenhang zwischen Reproduzierbarkeit und Probengröße hinweisen, ist beispielsweise zu klären, ob größere Proben nicht vorteilhafter wären. Daneben können vermutlich auch die Extraktionsbedingungen (Temperatur und Dauer) noch weiter optimiert werden. Prinzipiell ermöglicht die Thermoextraktion Aussagen über das Emissionsverhalten von Produkten. Aufgrund der Möglichkeit, zum Beispiel die Temperatur leicht zu variieren, erscheint die Methode ideal, um genauer auf die reaktive VOC-Entstehung einzugehen. Da diese – mit unterschiedlichen Ursachen – sowohl bei Laub- wie bei Nadelholzprodukten nennenswerten Anteil an den Gesamtemissionen haben, ist ihre weitere Untersuchung in jedem Fall bedeutsam für die Bewertung des Emissionsverhaltens. Es ist nach wie vor unbekannt, welche Faktoren genau die autoxidative Entstehung von Aldehyden beeinflussen und wie diese genutzt werden könnten, um die Aldehyd-Konzentrationen zu minimieren. Die hier gewonnenen Ergebnisse weisen beispielsweise auf einen Einfluss des pH-Wertes hin und gleichzeitig eine antioxidative Wirkung von Phenol. Um die Aldehydbildung besser zu verstehen ist es daher unerlässlich, beide Phänomene getrennt voneinander zu betrachten. Darüber hinaus ist die Frage zu beantworten, unter welchen Bedingungen genau Essigsäure entsteht. Essigsäure entsteht infolge der thermohydrolytischen Abspaltung von Acetyl-Seitengruppen der Hemicellulosen. Ein direkter Einfluss der Prozesstemperatur ist in diesem Fall deshalb sehr viel wahrscheinlicher als bei der Autoxidation bzw. Aldehydbildung und ist bei weiterführenden Forschungen zu betrachten. Allerdings wird hierfür zunächst eine alternative Methode benötigt. Die Probenahme auf Tenax mit anschließender Thermodesorption ist nur eingeschränkt für so leichtflüchtige Verbindungen geeignet ist. Neben Faktoren, die auf die Bildung sekundärer Emissionen einwirken, gibt es solche, die das gesamte Emissionsverhalten betreffen. Beispielsweise wurden mit der Plattendicke steigende Emissionen nachgewiesen. Dies muss auf eine Diffusion von VOCs aus dem Platteninneren an die Oberfläche zurückgeführt werden. Plausibel ist diese These, da Holz und insbesondere Holzwerkstoffe kapillarporöse Materialien sind, was den Stofftransport zusätzlich begünstigen dürfte. Da sich die verschiedenen Holzprodukte in ihrer Struktur zum Teil deutlich voneinander unterscheiden, könnten – anhand eines Vergleichs des Abklingverhaltens – die Transportmechanismen untersucht und so auf die dem zugrunde liegenden Diffusionskoeffizienten geschlossen werden.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Abhängigkeit der Emissionen von der Plattendicke bisher weder bei konventionellen Untersuchungen noch bei der gesundheitlichen Bewertung des Emissionsverhaltens von Bauprodukten Berücksichtigung findet. Für reproduzierbare und angreifbare Ergebnisse ist die Beachtung der Probendicke allerdings uner-

lässlich. Nachfolgende Untersuchungen sollten daher klären, welche Schwankungen aus dem Ignorieren dieser offensichtlichen Einflussgröße resultieren können.

Die im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens gewonnenen Erkenntnisse machen deutlich, dass eine Reduzierung der VOC-Emissionen von OSB durch eine vollständige oder teilweise Substituierung der Kiefer erreicht werden kann. Als Rohstoffalternative kommt dabei vor allem Buche in Frage. Das Holz ist, jedenfalls theoretisch, in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern verfügbar und lässt sich zu OSB verarbeiten. Notwendig hierfür sind jedoch eine Reihe verfahrenstechnischer Anpassungen, die naturgemäß zunächst einen Kostenanstieg mit sich brächten. Solange noch nicht abschließend geklärt ist, welche Grenzwerte tatsächlich einzuhalten sind und welche Produkte davon betroffen sind, wäre ein solcher Schritt sicherlich verfrüht. Im Hinblick auf einen längerfristigen Zeitraum ist allerdings von einem größer werdenden Wettbewerb um den Rohstoff Holz auszugehen, da vermutlich die energetische Nutzung regenerativer Rohstoffe immer weiter an Bedeutung gewinnen wird. Vor diesem Hintergrund wird der Einsatz alternativer Holzarten möglicherweise wirtschaftlicher sein als heute. Zu berücksichtigen ist dabei jedoch, dass auch die OSB aus Buchenholz zum Teil relevante Konzentrationen an VOCs emittieren. Dabei handelt es sich insbesondere um Essigsäure, die durch eine Thermohydrolyse reaktiv gebildet wird. Da im industriellen Prozess „schärfere“ Bedingungen auf das Holz wirken, das heißt höhere Temperaturen, ist mit höheren Essigsäure-Emissionen so hergestellter Holzwerkstoffe zu rechnen. Im Gegensatz zu den Aldehyden, die erst im Anschluss an den Prozess und vor allem infolge der veränderten bzw. vergrößerten Oberflächenstruktur durch Autoxidation gebildet werden, besteht vermutlich ein direkter Zusammenhang zwischen Prozesstemperatur und Essigsäurekonzentration. Um diesen Faktor besser abschätzen zu können, wäre es sinnvoll, OSB unter industriellen Bedingungen zu fertigen und deren Emissionen zu messen.

7 ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Studie wird eine Vielzahl an Faktoren identifiziert, die mehr oder weniger Einfluss auf das Emissionsverhalten von Holzwerkstoffen bzw. OSB ausüben. In diesem Zusammenhang am bedeutsamsten ist die Holzart bzw. deren Eigenschaften. Im Vergleich zu den hier betrachteten Laub- (Buche, Birke, Ahorn und Pappel) und Nadelhölzern (Fichte, Tanne, Lärche und Douglasie) wirkt sich vor allem der hohe Extraktstoffgehalt von *Pinus sylvestris* L. auf das Emissionsniveau aus. Neben Terpenen enthält Kiefer signifikante Mengen ungesättigter Fettsäuren, die autoxidativ zu Aldehyden umgewandelt werden können. Die untersuchten OSB aus alternativen Nadelholzarten sind durch vergleichsweise niedrige Konzentrationen an Terpenen charakterisiert. Eine Ausnahme hiervon ist allerdings die Tanne. Sie weist nur in Einzelfällen – traumatische – Harzkanäle auf und emittiert daher im Normalfall keine oder extrem wenig Terpene. Darüber hinaus setzten alle untersuchten Proben Essigsäure frei. Sie kann durch thermohydrolytische Abspaltung von Acetyl-Seitenketten der Hemicellulosen entstehen und ist daher auch als reaktiv gebildete Verbindung (Sekundäremittent) zu bezeichnen. Da Laubhölzer meist etwas mehr Hemicellulosen mit höherem Anteil an Acetylgruppen enthalten, besteht bei ihnen auch ein höheres Potenzial der Essigsäurebildung als bei den Nadelhölzern. Diese Annahme wird durch die Ergebnisse der Emissionsprüfung bestätigt.

Einfluss auf das Emissionsverhalten von Holzwerkstoffen übt aber nicht allein die eingesetzte Holzart aus. Beispielsweise stehen Probendicke und Höhe der Emissionen in einem direkten Zusammenhang, wobei die Emissionen mit der Dicke ansteigen. Folglich reicht es beim Vergleich und der Bewertung von Emissionen verschiedener Proben nicht aus, die gleiche flächenspezifische Durchlüftungsrate anzuwenden. Flüchtige Verbindungen stammen nicht nur von den Plattenoberflächen, sondern kommen auch aus der Mittelschicht. Gestützt wird diese These durch die Emissionsmessungen an einer dreischichtigen Probe mit Deckschichten aus Buche und einer Mittelschicht aus Kiefernholz. Dabei waren über den gesamten Betrachtungszeitraum signifikante Terpen- und Aldehyd-Konzentrationen detektierbar, die ausschließlich vom Kiefernholz in der Mittelschicht stammen können.

Es wurden OSB mit verschiedenen phenolischen Bindemitteln hergestellt und anschließend Prüfkammertests unterzogen. Erkennbar war dabei lediglich ein Einfluss auf die Aldehyd-Emissionen – Höhe und Abklingen der Terpene blieben unberührt. Sehr wahrscheinlich ist die Einwirkung verschiedener Faktoren gleichzeitig. Neben einem antioxidativen und damit die Autoxidation behindernden Einfluss des Phenols hat offenbar das erforderliche alkalische Milieu einen die Spaltung der Fettsäuren fördernden Effekt. Gestützt wurde diese Theorie in einem Folgeversuch, in dem sauer aushärtendes und phenolisches Novolak eingesetzt wurde. Diese Probe setzte – im Vergleich zur konventionellen PF- bzw. UF-gebundenen OSB – niedrigere Aldehyd-Konzentrationen frei. Dies weist darauf hin, dass sich die gebildeten Aldehyd-

Emissionen möglicherweise auf chemischem Wege günstig beeinflussen lassen. Der Aspekt ist in weiteren Folgeuntersuchungen abschließend zu klären.

Aufgrund einer zu geringen Datenbasis und vermutlich infolge von Fehlern bei der Probenbehandlung im Vorfeld der Prüfkammeruntersuchung können keine Aussagen über den Einfluss der Jahreszeit auf die Emissionen getroffen werden. Die Unterschiede in Höhe und Abklingverhalten sind hierfür zu groß und unterstreichen ein weiteres Mal die Relevanz klar definierter Ausgangsbedingungen für die reproduzierbare Messung und angreifbare gesundheitsbezogene Bewertung der Emissionen von Bauprodukten.

Die Abschätzung der Potenziale und Folgen einer Substitution des Kiefernholzes zur Herstellung von OSB hat ergeben, dass als einzige verfügbare Holzart hierfür Buche in Frage kommt. Sie ist in den entsprechenden Bundesländern in ausreichender Menge verfügbar und die daraus hergestellten OSB emittieren weniger und vermutlich auch niedrigere Konzentrationen an VOCs. Abschließend zu klären ist allerdings, welche Größenordnung die sehr wahrscheinlich auftretenden Essigsäure-Emissionen haben werden. Im Rahmen dieses Vorhabens konnten lediglich Laborplatten untersucht werden. Infolge höherer Temperaturen (im Trockner) ist davon auszugehen, dass industriell gefertigte Holzwerkstoffe höhere Konzentrationen freisetzen werden. Der Austausch einer Holzart macht daher verschiedene Anpassungen in der Verfahrenstechnik der OSB-Herstellung notwendig. Hierbei ist offen, mit welchen Veränderungen der Kostenstruktur dies verbunden sein würde und inwieweit dies aus betriebswirtschaftlichen Aspekten empfehlenswert wäre. Zur Beantwortung dieser Frage muss auch die mittel- und langfristige Entwicklung auf dem Rohstoffmarkt berücksichtigt werden.

8 LITERATUR

- AgBB (2005): Vorgehensweise bei der gesundheitlichen Bewertung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) aus Bauprodukten - mit aktualisierten NIK-Werten. Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten, <http://www.umweltbundesamt.de/bauprodukte/voc.htm>, zuletzt besucht: März 2006
- Barry A. O., Corneau D. (1999): Volatile Organic Chemicals Emissions from OSB as a Function of Processing Parameters. *Holzforschung* 53(4): 441-446
- Bartekova A., Lungu C., Shmulsky R., Huelman, P, Park J. Y. (2006): Laboratory evaluation of volatile organic compounds emissions from coated and uncoated oriented strandboard. *Forest Products Journal* 56(2): 85-90
- Bloemen H. J. T., Burn J. - Chemistry and Analysis of Volatile Organic Compounds in the Environment. Blackie Academic & Professional, 1993. pp. 2-24
- Brown S. K. (2002): Volatile organic pollutants in new and established buildings in Melbourne, Australia. *Indoor air* 12(1): 55-63
- BWI (2004): Die zweite Bundeswaldinventur. www.bundeswaldinventur.de, zuletzt besucht: März 2007
- Connors T., Ingram L., Su W., Yan H., Banerjee S., Dalton A., Tempelton M., Diehl S. (2001): Seasonal variation of southern pine terpenes. *Forest Products Journal* 51(6): 89-94
- Deppe H.-J., Ernst K. - Taschenbuch der Spanplattentechnik. 4. überarbeitete und erweiterte Auflage. DRW-Verlag, Leinfelden-Echterdingen, 2000. pp. 97-110
- DEPV (2007): Deutscher Energie-Pellet-Verband. Entwicklungen Pelletheizungen in Deutschland. <http://www.depv.de>, zuletzt besucht: März 2007
- DIN 1087-1:1995 Spanplatten - Bestimmung der Feuchtebeständigkeit - Teil 1: Kochprüfung
- DIN EN 300:2006 Platten aus langen, flachen, ausgerichteten Spänen (OSB) - Definitionen, Klassifizierung und Anforderungen
- DIN EN 310:1993 Holzwerkstoffe; Bestimmung des Biege-Elastizitätsmoduls und der Biegefestigkeit
- DIN EN317:1993 Spanplatten und Faserplatten; Bestimmung der Dickenquellung nach Wasserlagerung
- DIN EN 319:1993 Spanplatten und Faserplatten; Bestimmung der Zugfestigkeit senkrecht zur Plattenebene
- DIN EN 326-1:1994 Holzwerkstoffe - Probenahme, Zuschnitt und Überwachung - Teil 1: Probenahme und Zuschnitt der Prüfkörper sowie Angabe der Prüfergebnisse
- DIN ISO 16000-6:2004 Innenraumluftverunreinigungen - Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf TENAX TA[®], thermische Desorption und Gaschromatographie mit MS/FID
- DIN EN ISO 16000-9:2006 Innenraumluftverunreinigungen - Teil 9: Bestimmung der Emission von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten und Einrichtungsgegenständen - Emissionsprüfkammer-Verfahren
- Dunky M., Niemz P. - Holzwerkstoffe und Leime. Technologien und Einflussfaktoren. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 2002. pp. 5-15, 249-372, 682ff

- ECA (1998): European Collaborative Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man": VOC-Emissions from Building Products - Solid Flooring Materials. Report No. 18, EUR 16284 EN. European Commission, Joint Research Centre, Environment Institute. pp. 1-48
- Ehrensberger R., Misch W. - Gesundheits- und Umweltkriterien bei der Umsetzung der EG-Bauprodukten-Richtlinie (BPR). Texte des Umweltbundesamtes Nr. 06, 2005. p. 1-10
- EPF (2006): European Panel Federation (EPF) – Annual Report 2005-2006. pp. 38-57, 72f
- Fengel D., Wegener G. - Wood Chemistry, Ultrastructure, Reactions. Walter de Gruyter, Berlin, New York, 1989. pp. 182-222, 296ff
- Gardner H. W. (1987): Reactions of Hydroperoxides – Products of High Molecular Weight. *In: Autoxidation of Unsaturated Lipids*, Chan H. W.-S. (Ed.), Academic Press, London, pp. 51-90
- Guo H., Murray F. (2000): Modelling of Emissions of Total Volatile Organic Compounds in an Australian House. *Indoor Built Environ* 9:171-181
- Guo H., Murray F., Wilkinson S. (2000): Evaluation of Total Volatile Organic Compound Emissions from Adhesives Based on Chamber Tests. *J Air & Waste Manage Assoc* 50:199-206
- Hasener J. (2000): Verbesserung und Beschleunigung flüssiger Phenolharze durch Querbrachotannine zur Herstellung von Oriented Strand Boards. Diplomarbeit Universität Hamburg, Fachbereich Biologie. pp. 5-20
- Hott U., Schleibinger H., Marchl D., Braun P. (2004): Konzentrationsänderungen von VOC in Innenräumen im Zeitraum von 1983 - 2003 - Konsequenzen für statistisch basierte Bewertungsmodelle. *Umwelt, Gebäude & Gesundheit: Innenraumhygiene, Raumluftqualität und Energieeinsparung*, München. AGÖF. pp. 69-80
- Jann O., Wilke O., Brödner D. - Entwicklung eines Prüfverfahrens zur Ermittlung der Emissionen flüchtiger organischer Verbindungen aus beschichteten Holzwerkstoffen und Möbeln. Texte des Umweltbundesamtes Nr. 74, 1999.
- Kehr (1976): *In: Taschenbuch der Holztechnologie*, Autorenkollektiv (Ed.), Fachbuchverlag, Leipzig,
- Lux W., Mohr S., Heinzow B., Ostendorp G. (2001): Belastung der Raumluft privater Neubauten mit flüchtigen organischen Verbindungen. *Bundesgesundheitsblatt* 44(6): 619–624
- Makowski M., Ohlmeyer M. (2005): Influences on VOC Emissions from Wood-Based-Panels. Ninth Panel Products Symposium, Llandudno, Wales. The BioComposites Centre. pp. 106-115
- Makowski M., Ohlmeyer M. (2006a): 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(6): 469-472
- Makowski M., Ohlmeyer M. (2006b): Herausforderungen für Holzprodukte im Hinblick auf die Bewertung ihrer Emissionen. 3 Fachtagung Umweltschutz in der Holzwerkstoffindustrie, Göttingen. pp. 131-138
- Makowski M., Ohlmeyer M. (2006c): Impact of drying temperature and pressing time factor on VOC emissions from OSB made of Scots pine. *Holzforschung* 60(4): 417-422
- Makowski M., Ohlmeyer M. (2006d): Influences of hot pressing temperature and surface structure on VOC emissions from OSB made of Scots pine. *Holzforschung* 60(5): 533-538
- Makowski M., Ohlmeyer M., Meier D. (2005): Long-term development of VOC emissions from OSB after hot-pressing. *Holzforschung* 59(4): 519-523
- Mantau U. (2005): Unterlagen zur Vorlesung "Holzmärkte, Folgemärkte, Globalisierung" am Zentrum Holzwirtschaft der Universität Hamburg.
- Mantau U. (2006): Holzrohstoffbilanz Deutschland. Bestandsaufnahme 2004. Ergebnisbericht, Hamburg. Zentrum Holzwirtschaft. Arbeitsbereich: Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft.

- Maple - Maple, Version 10.02. Waterloo Maple Inc. 1981 - 2005, 2005.
- Natureplus (2003): Emissionen aus Bauprodukten – Erarbeitung eines Schemas zur Bewertung flüchtiger organischer Verbindungen im Rahmen der Produktbewertung für das Qualitätszeichen natureplus. <http://natureplus.org/data/download/NPGListe.pdf>, zuletzt besucht: Juni 2005
- Ohlmeyer M., Makowski M., Schöler M., Hasch J., Ulrich C. (2006): Entwicklung von Konzepten zur Reduzierung von VOC-Emissionen aus Holz und Holzwerkstoffen unter Berücksichtigung des Herstellungsprozesses – Grundlagenuntersuchungen –. Institut für Holzphysik und mechanische Technologie des Holzes. pp. 1-67
- Pichelin F. (2002): OSB. In: COST Action E13 Wood Adhesion and glued products. WC 2: glued wood products. State-of-the-art-report. Vol. 2, Johansson C.-J., Pizzi T., Van Leemput M. (Eds.), European Commission EUR 20610, pp. 36-37
- RAL-UZ (1999): RAL-UZ 38: Grundlage für Umweltzeichenvergabe. Emissionsarme Produkte aus Holz und Holzwerkstoffen. <http://blauer-engel.de/>, zuletzt besucht: Juni 2005
- Rice-Evans C., Miller J., Pagana G. (1996): Structure-Antioxidant Activity Relationships of Flavonoids and Phenolic Acids. *Free Radic Biol Med* 20(7): 933-956
- Risholm-Sundman M., Herder P., Lundgren M., Vestin E. (1998): Emissions of acetic acid and other volatile organic compounds from different species of solid wood. *Holz als Roh- und Werkstoff* 56, 125–129
- Saarela K., Villberg K., Lukkarinen T. (2000): Emissions From Materials and Structures. *Healthy Buildings 2000*, Espoo, Finland. pp. 35-50
- Scherer C., Schmohl A., Breuer K., Sedlbauer K., Salthammer T., Schripp T., Uhde E., Wensing M. (2006): Praktische Erfahrung mit Thermoextraktion als Schnelltestmethode für die Emissionsuntersuchung von Bauprodukten und Kunststoffmaterialien. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 66(3): 87-93
- Schneider T., Dix B. (2006): Möglichkeiten zur Reduzierung der flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) von Oriented Strand Boards (OSB). 3. Fachtagung Umweltschutz in der Holzwerkstoffindustrie, pp. 155-168
- Shahidi F., Wanasundara P. K. (1992): Phenolic antioxidants. *Crit Rev Food Sci Nutr* 32(1): 67-103
- von Haas G. (1998): Untersuchungen zur Heißpressung von Holzwerkstoffmatten unter besonderer Berücksichtigung des Verdichtungsverhaltens, der Permeabilität, der Temperaturleitfähigkeit und der Sorptionsgeschwindigkeit. Hamburg, Fachbereich Biologie. pp. 127-136
- Wagenführ R., Scheiber C. - Holzatlas. 3. Auflage. VEB Fachbuchverlag, Leipzig, 1989. pp. 242ff, 266ff, 428ff, 572ff, 651-668
- Woestheinrich A., Caesar C. (1999): Experiences with OSB produced on controllable systems. Third European Panel Products Symposium, Llandudno, Wales. pp. 145-154
- Yeomans V. (2002): Einfluss von Antioxidantien auf die Oxidation von Low Density Lipoproteinen (LDL). Technische Universität München, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. p. 101
- ZMP - ZMP-Marktbilanz. Forst- und Holz 2006. ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle GmbH, Bonn, 2006. pp. 36-39

TABELLEN

Tabelle 1: Eigenschaften der unterschiedlich dicken Proben	5
Tabelle 2: Darrdichten der eingesetzten Holzarten	8
Tabelle 3: Bedingungen bei der Herstellung von OSB aus Laubhölzern	9
Tabelle 4: Bedingungen bei der Herstellung dreischichtiger OSB	9
Tabelle 5: Bedingungen bei der Herstellung von OSB aus Nadelhölzern	9
Tabelle 6: Bedingungen bei der Herstellung von OSB mit phenolischen Bindemitteln	10
Tabelle 7: Bedingungen bei der Herstellung unterschiedlich gebundener OSB (2. Versuchsreihe)	12
Tabelle 8: Eigenschaften der zu verschiedenen Jahreszeiten industriell gefertigten OSB	13
Tabelle 9: Prüfkammerbedingungen bei der Emissionsmessung unterschiedlich dicker OSB, bezogen auf das Probengewicht	15
Tabelle 10: Bedingungen bei der Thermoextraktion	18
Tabelle 11: Konfiguration des GC-MS-Systems	19
Tabelle 12: Alternativstandards zur Quantifizierung	20
Tabelle 13: TVOC- und Essigsäurekonzentrationen der OSB aus Laubholz nach einem und 28 Tagen Prüfdauer	24
Tabelle 14: Technologische Eigenschaften der OSB aus unterschiedlichen Laubholzarten	30
Tabelle 15: Technologische Eigenschaften der OSB aus unterschiedlichen Nadelholzarten	31
Tabelle 16: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate von OSB mit unterschiedlichen Anteilen Buche in der Deckschicht	33
Tabelle 17: Absolute und relative Unterschiede der verschieden dicken OSB – bezogen auf die 16 mm dicke Probe	36
Tabelle 18: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate unterschiedlich dicker OSB	37
Tabelle 19: Berechnete Parameter zur Bestimmung der gewichtsspezifischen Emissionsrate unterschiedlich dicker OSB	37
Tabelle 20: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Terpen-Emissionsraten der phenolisch gebundenen OSB (Versuch 1)	42
Tabelle 21: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsrate der phenolisch gebundenen OSB (Versuch 2)	48
Tabelle 22: Berechnete Parameter zur Bestimmung der flächenspezifischen Emissionsraten industriell gefertigter OSB in verschiedenen Jahreszeiten	52
Tabelle 23: Technologische Eigenschaften von OSB, Sperrholz und Spanplatten aus verschiedenen Holzarten nach Woestheinrich und Caesar (1999)	56

Tabelle 24: Rohstoffverbrauch der Holzwerkstoffindustrie im Jahr 2003 (Mantau 2004)	59
Tabelle 25: Umrechnungsfaktoren für Rohholz von Tonne in Kubikmeter (Festmaß) nach BMELV (1993, zit. In Holz-Lexikon)	60
Tabelle 26: Aufteilung der bundesdeutschen Waldfläche nach BWI (2004)	61
Tabelle 27: Kalkuliertes potenzielles Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode für Holzartengruppe Fichte (BWI 2004)	62
Tabelle 28: Kalkuliertes potenzielles Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode für Holzartengruppe Kiefer (BWI 2004)	62
Tabelle 29: Kalkuliertes potenzielles Rohholzaufkommen nach Bundesland und Prognoseperiode für Holzartengruppe Buche (BWI 2004)	62
Tabelle 30: Durchschnittliche Verteilung des potenziellen Rohholzaufkommens in Deutschland nach BWI (2004)	63
Tabelle 31: Einschlag von Fichtenindustrieholz in Deutschland sowie in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern nach ZMP (2006)	63
Tabelle 32: Einschlag von Kiefernindustrieholz in Deutschland sowie in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern nach ZMP (2006)	63
Tabelle 33: Einschlag von Buchenindustrieholz in Deutschland sowie in den für die OSB-Produktion relevanten Bundesländern nach ZMP (2006)	64
Tabelle 34: Holzrohstoffbilanz Deutschland der Jahre 2002 und 2005 in Mio. m ³ (Mantau 2007)	64

ABBILDUNGEN

Abbildung 1: Laub- (links) und Nadelholz (rechts) für die Herstellung von OSB _____	6
Abbildung 2: Zerspanungsvorgang _____	6
Abbildung 3: Getrocknete und unbeleimte Strands aus Laubholz _____	7
Abbildung 4: Getrocknete und unbeleimte Strands aus Nadelholz _____	8
Abbildung 5: Oberflächen der unterschiedlichen OSB _____	11
Abbildung 6: Schematische Darstellung des Prüfkammeraufbaus _____	14
Abbildung 7: Prüfkammer mit einem Volumen von 1 m ³ _____	15
Abbildung 8: Thermoextraktor (links), verwendeter Probenhalter und Probendimension _____	18
Abbildung 9: Temperaturprogramm im Gaschromatograph _____	19
Abbildung 10: VOC-Konzentrationen der Holzarten nach 20 Minuten und bei 23 °C bzw. 60 °C im Thermoextraktor (logarithmierte Darstellung) _____	22
Abbildung 11: Zusammensetzung der VOC-Emissionen verschiedener Holzarten nach 20 Minuten und bei 23 °C im Thermoextraktor _____	23
Abbildung 12: Zusammensetzung der VOC-Emissionen verschiedener Holzarten nach 20 Minuten und bei 60 °C im Thermoextraktor _____	23
Abbildung 13: Essigsäureemissionen der OSB aus Laubholz _____	25
Abbildung 14: Zusammensetzung der VOC-Emissionen von OSB aus unterschiedlichen Nadelhölzern nach drei und 28 Tagen _____	26
Abbildung 15: Terpen-Emissionen der OSB aus verschiedenen Nadelholzarten _____	27
Abbildung 16: Essigsäure-Emissionen der OSB aus verschiedenen Nadelholzarten _____	27
Abbildung 17: Querzugfestigkeit (links) und Querzugfestigkeit nach Kochprüfung der OSB aus unterschiedlichen Holzarten _____	28
Abbildung 18: Dickenquellung der OSB aus unterschiedlichen Holzarten _____	29
Abbildung 19: Biegefestigkeit (links) und Biege-Elastizitätsmodul der OSB aus unterschiedlichen Nadelholzarten _____	30
Abbildung 20: Zusammensetzung der Emissionen der dreischichtigen OSB mit unterschiedlichen Buchenanteilen nach drei und 28 Tagen _____	32
Abbildung 21: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten der dreischichtigen OSB mit Deckschichten aus Buchenholz _____	33
Abbildung 22: Aldehyd-Raumluftkonzentrationen der dreischichtigen OSB mit Deckschichten aus Buchenholz _____	34
Abbildung 23: Essigsäure-Raumluftkonzentration der dreischichtigen OSB mit Deckschichten aus Buchenholz _____	34

Abbildung 24: Zusammensetzung der unterschiedlich dicken OSB nach drei und 28 Tagen _____	36
Abbildung 25: Flächenspezifische Emissionsraten (Terpene) unterschiedlich dicker OSB aus Kiefernholz _____	38
Abbildung 26: Gewichtsspezifische Emissionsraten (Aldehyde) unterschiedlich dicker OSB aus Kiefernholz _____	39
Abbildung 27: Flächenspezifische (links) und gewichtsspezifische Emissionsraten (Aldehyde) unterschiedlich dicker OSB aus Kiefernholz _____	39
Abbildung 28: Zusammensetzung der VOC-Emissionen phenolisch gebundener OSB nach zwei und 28 Tagen (Versuch 1) _____	40
Abbildung 29: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 1) _____	41
Abbildung 30: Flächenspezifische Aldehyd-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 1) _____	43
Abbildung 31: Essigsäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 1) _____	43
Abbildung 32: Hexansäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 1) _____	44
Abbildung 33: Zusammensetzung der VOC-Emissionen unterschiedlich phenolisch gebundener OSB nach drei und 28 Tagen (Versuch 2) _____	46
Abbildung 34: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 2) _____	47
Abbildung 35: Flächenspezifische Aldehyd-Emissionsraten phenolisch gebundener OSB aus Kiefernholz (Versuch 2) _____	48
Abbildung 36: Essigsäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 2) _____	50
Abbildung 37: Hexansäure-Emissionen phenolisch gebundener OSB (Versuch 2) _____	50
Abbildung 38: Zusammensetzung der VOC-Emissionen von industriell hergestellten OSB in unterschiedlichen Jahreszeiten nach drei und 28 Tagen _____	51
Abbildung 39: Flächenspezifische Terpen-Emissionsraten industriell gefertigter OSB in verschiedenen Jahreszeiten _____	52
Abbildung 40: Flächenspezifische Aldehyd-Emissionsraten industriell gefertigter OSB in verschiedenen Jahreszeiten _____	53
Abbildung 41: Verwendung von OSB in Europa (EPF 2006) _____	56
Abbildung 42: Produktionskapazitäten von Holzwerkstoffen in Europa und Deutschland nach EPF (2006) _____	57
Abbildung 43: Standorte deutscher OSB-Werke aus EPF (2006) _____	58
Abbildung 44: Eingesetzte Holzsortimente für die Produktion verschiedener Holzwerkstoffe in Deutschland nach Mantau (2006) _____	59

ABKÜRZUNGEN

AgBB	Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten
BL	Bundesland
BTL	Biomass to Liquid
BPR	Bauprodukten Richtlinie
BWI	Bundeswaldinventur
C	Raumluftkonzentration
DEPV	Deutscher-Energie-Pellet-Verband e. V.
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
EPF	European Panel Federation
GC	Gaschromatograph
ISO	International Organization for Standardization
L	Raumbeladung in $\text{m}^2 \text{m}^{-3}$
MDF	Mitteldichte Faserplatte
MS	Massenspektrometer
n	Luftwechselrate in h^{-1}
OSB	Oriented Strand Board
PF	Phenol-Formaldehyd
PMDI	Polymeres Diphenylmethandiisocyanat
q	Flächenspezifische Lüftungsrate in $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$
r. Lf.	Relative Luftfeuchtigkeit in %
RMSD	Root mean square deviation
SER_a	Flächenspezifische Emissionsrate in $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$
SVOC	Semi Volatile Organic Compounds (Schwerflüchtige organische Verbindungen)
T	Temperatur in °C
TE	Thermoextraktor
TIC	Total Ionen Chromatogramm
TVOC	Total Volatile Organic Compounds
u	Holzfeuchtigkeit in %
UF	Urea-Formaldehyd
V	Volumen der Prüfkammer in m^3
VOC	Volatile Organic Compounds (Flüchtige organische Verbindungen)
VVOC	Very Volatile Organic Compounds (Leichtflüchtige organische Verbindungen)