

Recyclingmaterial für Aluminiumschaum und Wiederverwertung – ein Erfahrungsbericht

Aluminiumschaum: Nachhaltige Herstellung und Verwertung

J. Hohlfeld, C. Hannemann, N. Berndt, C. Lies, T. Hipke

ZUSAMMENFASSUNG Aluminiumschaum ist ein junger Leichtbauwerkstoff, dessen Herstellung energieintensiv ist. Um den Werkstoff erfolgreich zu etablieren und die Herstellung zukunftssicher zu gestalten, ist es nötig, den Energieeinsatz zu reduzieren und die Nachhaltigkeit zu verbessern. Das ist erreichbar, indem Kreislaufmaterial für die Aluminiumschaumherstellung genutzt und die Wiederverwertung von Aluminiumschaum ermöglicht wird. Ein Erfahrungsbericht vom Fraunhofer IWU zeigt Lösungsansätze auf.

STICHWÖRTER

Aluminiumschaum, Nachhaltigkeit, Recycling

Aluminum foam: sustainable manufacture and recycling – Recyclable material for aluminum foam and recycling: an experiential report

ABSTRACT Aluminum foam is a young lightweight structural material associated with energy-intensive production processes. To successfully establish the material and make its production future-proof, it is necessary to reduce energy consumption and improve sustainability. This is possible by using circular materials for aluminum foam production and enabling the reuse/recycling of aluminum foam. An experience report from Fraunhofer IWU outlines initial approaches to solve the problem.

1 Einleitung

Aluminiumschaum ist ein zellulärer Werkstoff mit sehr interessanten Eigenschaften. Mit einer Dichte von deutlich unter 1 g/cm^3 ist er sehr leicht und absorbiert durch seine zelluläre Struktur sehr gut Energie. Der Energieabsorptionskoeffizient ist hoch. Mikroporen und -risse in der Schaustuktur sind Ursache für ein hohes Schwingungsdämpfungsvermögen. Der Aluminiumschaum besitzt aufgrund seiner zellulären Struktur keine hohe Festigkeit und wird aus diesem Grund oft als schubsteifer Kern in Sandwiches mit Aluminium- oder Stahldeckblechen verwendet. Er hält die Decklagen auf Abstand und ist die Voraussetzung für das hohe Flächenträgheitsmoment der Sandwiches.

Aus dem Eigenschaftsportfolio ergeben sich eine große Zahl potenzieller Anwendungen für Aluminiumschaum und Sandwiches mit Aluminiumschaumkern. Dazu gehören:

- Automobilbau: Crashabsorber und Versteifungselemente [1, 2], Batteriegehäuse und Unterfahrschutz [3, 4]
- Schienenfahrzeugbau: Bodenplatten, Crashabsorber [2], Triebkopfkabinen [2, 5, 6]
- Bauwesen: Fassadenplatten [2, 7], Balkonplatten [7], EMV (elektromagnetische Verträglichkeit)-Schutz [8], Wärm- und Kühlelemente [8]
- Textilmaschinenbau: Tragbalken [1]
- Werkzeugmaschinenbau: Maschinenschlitten [1, 2], Gestellbaugruppen [9]
- Akustik: Wand- und Designelemente [2]

Aluminiumschäume lassen sich, wie noch gezeigt wird, nach verschiedenen Verfahren herstellen. Alle Verfahren sind durch eine große Zahl an Prozessschritten und einen hohen Energiebedarf,

der von der Quelle des Aluminiums (primär, sekundär) sowie dem Energieeinsatz in den einzelnen Fertigungsschritten abhängt, gekennzeichnet. Der Energieeinsatz unterscheidet sich erheblich: Sekundäraluminium benötigt etwa $0,5\text{--}1,5\text{ kWh/kg}$ Aluminium, während Primäraluminium etwa $13\text{--}15\text{ kWh/kg}$ Aluminium erfordert – also rund 95% mehr Energie [10, 11]. Aus wirtschaftlicher Sicht und im Sinne einer nachhaltigen Fertigung ist es daher unerlässlich, Kreislaufmaterial zu verwenden.

Wird der Aluminiumschaum auf dem schmelzmetallurgischen Weg gefertigt, kann Kreislaufmaterial zum Beispiel in Form von Schrott und Rezyklat als Zuschlag in die Schmelze gegeben werden oder als Ersatz für Teile der Primärschmelze dienen. Dadurch reduzieren sich der Bauxit-Bedarf sowie der Energieverbrauch der Primärproduktion, je nach Qualität des Recyclingmaterials, jedoch mit unterschiedlichen Auswirkungen auf Schmelzeigenschaften und Prozessstabilität, wie ausgewählte Untersuchungen zeigen [12, 13].

Bei der pulver-schmelzmetallurgischen Aluminiumschaumfertigung muss Kreislaufmaterial aus Rezyklat (Folien, Späne, Schrott, Aluminiumschaum) zunächst mechanisch erschlossen und in mehreren Verfahrensschritten so aufbereitet werden, dass es als Ersatz für verdüstertes Aluminiumpulver einsetzbar ist. Typische Aufbereitungsstufen umfassen Reinigen, Trennung, Zerkleinerung und Sieben. Durch diese Aufbereitung wird der Recyclinganteil erhöht, während gleichzeitig Anforderungen an Reinheit, Partikelgröße und Verteilungscharakter erfüllt werden müssen, um die Qualität der Endprodukte sicherzustellen [14, 15].

Im Beitrag konzentrieren sich die Autoren auf die pulver-schmelzmetallurgischen Verfahrensrouten und stützen sich dabei auf eigene Erfahrungen und Untersuchungen.

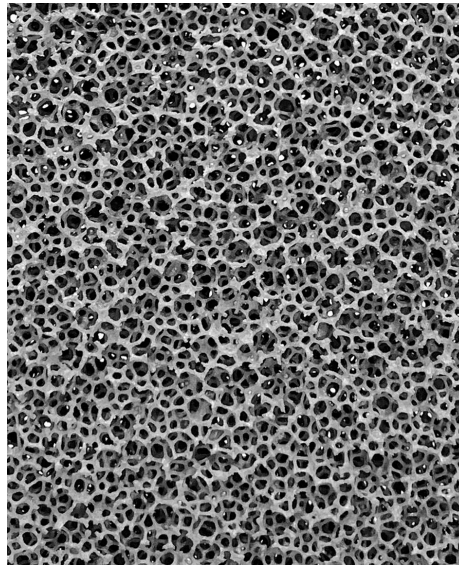
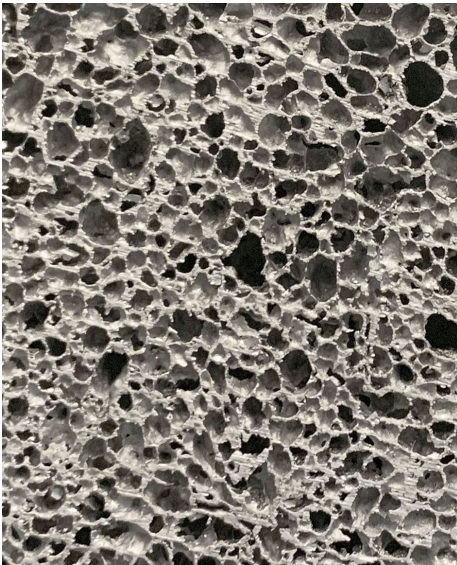


Bild 1 Geschlossen- (links) und offenzellige (rechts) Schaumstrukturen. Foto: Fraunhofer IWU

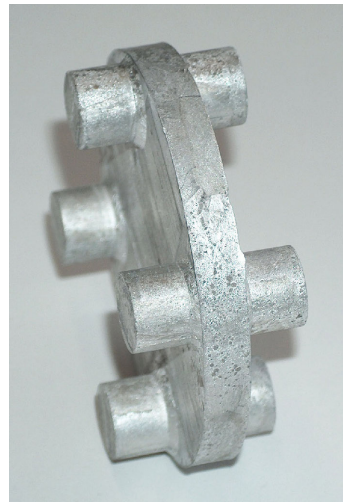
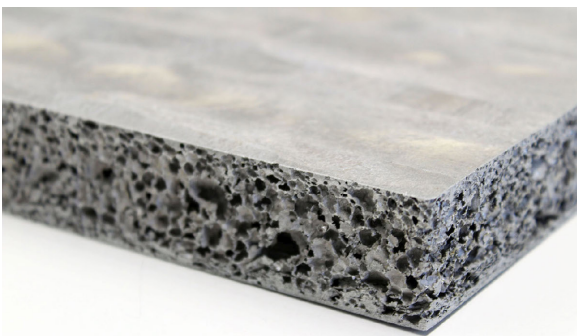


Bild 2 Links: Ausschnitt einer Aluminiumschaumplatte mit Schaumhaut auf Ober- und Unterseite, Höhe 30 mm. Rechts: Mitnehmerscheibe aus Aluminiumschaum mit Schaumhaut, Durchmesser 80 mm. Foto: Fraunhofer IWU

2 Aluminiumschaum

2.1 Einordnung des Werkstoffs und Eigenschaften von geschlossenzelligen Aluminiumschäumen

Metallschäume gehören zur Gruppe der zellularen Metalle [1, 2, 8, 16]. Aufgrund ihrer Struktur liegen die Dichten der Schäume wie bei allen anderen zellularen Werkstoffen deutlich unter den Dichten massiver Materialien. Metallschäume werden grob in geschlossen- und offenzellige Strukturen unterschieden. Auch wenn die offenzelligen Strukturen meist nicht geschäumt sind, so hat sich für diese Strukturen doch die Begrifflichkeit „offenzellige Schäume“ etabliert. Genau genommen handelt es sich um Schwämme. Geschlossen- und offenzellige Schäume (**Bild 1**) unterscheiden sich in ihrem Zellaufbau.

Geschlossenzellige Schäume sind dadurch charakterisiert, dass die einzelnen Zellen durch Wände voneinander getrennt sind. Damit sind sie nur bedingt durchlässig für Gase und Flüssigkeiten. Die Zellen offenzelliger Strukturen sind nur von Stegen begrenzt, das heißt die Zellräume sind untereinander verbunden. Die offenzelligen Strukturen sind damit per se durchlässig für Medien.

Metallschäume sind aus verschiedensten Metallen und Metalllegierungen herstellbar. Geschlossenzellige Aluminiumschäume,

welche in der Regel aus Aluminiumlegierungen gefertigt werden, haben sich in den letzten Jahren etabliert. In diesem Beitrag wird nur auf diese Schäume eingegangen.

Für die Auslegung der Aluminiumschaumteile gelten ähnliche Randbedingungen wie für Aluminiumussteile. Die Fertigung erfolgt in sogenannten Schäumformen aus Grafit oder Stahl, ähnlich den Gießformen für Aluminiumlegierungen. Sie ermöglichen sowohl einfache flächige wie auch komplexe Geometrien. Zwei Beispiele für Aluminiumschaumteile sind in **Bild 2** dargestellt.

Pulvermetallurgische, geschlossenzellige Aluminiumschäume weisen typischerweise Dichten im Bereich von etwa $0,4 \text{ g/cm}^3$ auf, wobei eine Dichte von $0,7 \text{ g/cm}^3$ technologisch gut einstellbar ist. Die Eigenschaften der Schäume sind von der Legierung, dem Wärmebehandlungszustand und der Dichte abhängig [1, 2, 8, 16, 17].

Da der Schaum aufgrund seiner zellularen Struktur keine hohe Festigkeit aufweist, wird er häufig im Verbund mit Stahl und Aluminium genutzt. Typische und vielverwendete Halbzeuge sind Sandwiches mit Aluminiumschaumkern und Deckblechen aus Stahl oder Aluminiumlegierungen (**Bild 3**). Diese Halbzeuge sind sehr biegesteif bei niedrigem Gewicht. Gleichzeitig zeichnet sich der Schaum durch ein hohes Schwingungsdämpfungsvermögen

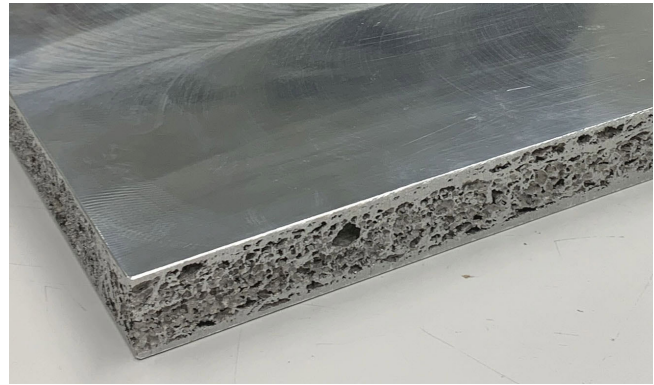
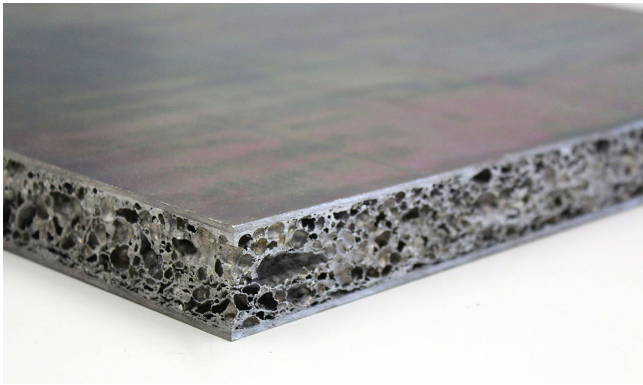


Bild 3 Ausschnitte von Sandwiches mit Aluminiumschaumkern, Höhe 30 mm. Links: Sandwich mit Stahldeckblechen, Rechts: Sandwich mit Aluminiumdeckblechen. Fotos: Fraunhofer IWU

aus. Aus diesem Grund werden Sandwiches bereits serienmäßig in bewegten Baugruppen verwendet, um eine hohe Bearbeitungsdynamik und -genauigkeit zu ermöglichen [1, 2].

2.2 Herstellung von Aluminiumschäumen

2.2.1 Schmelz- und pulvermetallurgische Verfahren

Die Einteilung der Herstellungsverfahren für geschlossenzellige Aluminiumschäume erfolgt häufig in Abhängigkeit von den verwendeten Einsatzstoffen. Grob unterscheidet man zwei Hauptprozessrouten: die schmelzmetallurgische und die pulverschmelzmetallurgische (kurz: pulvermetallurgische) Herstellung.

Bei der schmelzmetallurgischen Herstellung wird eine Aluminiumschmelze und bei der pulvermetallurgischen Herstellung (PM) ein kompaktiertes Halbzeug aus Aluminiumlegierungs- und Treibmittelpulver aufgeschäumt. Die Hauptprozessrouten enthalten zahlreiche Verfahrensvarianten, die in der Literatur [1, 2, 16, 17] detailliert beschrieben sind. Für beide Verfahrensvarianten hat sich die Verwendung des Treibmittels Titandihydrid (TiH_2) bewährt, um schmelzflüssiges Aluminium aufzuschäumen. Aufgrund der zufälligen Verteilung des Treibmittels im Grundwerkstoff und der ungleichmäßigen Beladung der Treibmittel mit Treibgas ist die Porenbildung bezüglich Porengröße und -verteilung wenig vorhersehbar. Dies führt zu einer Streuung der Materialeigenschaften. Meistens ist es nicht möglich, Parameter wie die relative Dichte und die durchschnittliche Porengröße voneinander getrennt einzustellen. Beim schmelzmetallurgischen Verfahren kann zur Porenbildung auch Gas in die Schmelze eingeblasen werden. Aber auch hier gilt, dass die Porenbildung zufallsgetrieben stattfindet [1, 2, 16].

Die pulvermetallurgische Verfahrensrouten besitzt gegenüber der schmelzmetallurgischen einige Vorteile:

- Die Dichte des Aluminiumschaums ist durch die Menge des schäumbaren Aluminiums definierbar.
- Im Schäumprozess sind Dichtegradienten im Bauteil einstellbar.
- Es ist ein metallischer Stoffschluss zu anderen Metallen im Schäumprozess einstellbar (siehe Bild 3), das heißt, für die Verbundfertigung ist kein Klebstoff nötig. Damit sind eine bessere Wiederverwertbarkeit und eine höhere thermische Beständigkeit dieser Verbunde gegeben.

Die pulvermetallurgische Schaumherstellung umfasst mehrere Prozessschritte. Im Prozessverlauf ist ein mehrmaliges Erwärmen der Zwischenprodukte nötig. Häufig werden für die Herstellung

pulvermetallurgischer Schäume im Verdünnungsprozess gefertigte Aluminiumpulver verwendet. Aus den genannten Randbedingungen resultieren hohe Fertigungskosten. Forschungsarbeiten zielen darauf ab, durch die Verwendung alternativer Einsatzstoffe (zum Beispiel Metallspäne, TiH_2 -freie Treibmittel) und die Straffung der Prozesskette (Direkteinsatz von Pulvern beim Umformen) die Kosten zu senken [1, 2, 15].

2.2.2 Konventionelle pulvermetallurgische Verfahrensrouten

Die folgenden Abschnitte beschreiben das Prinzip sowie die Legierungen, Treibmittel, Zusätze und Vor- und Nachteile dieser Verfahrensrouten.

2.2.2.1 Pulvermetallurgische Aluminiumschaumherstellung

Die pulvermetallurgische Herstellung von Aluminiumschäumen umfasst einige Prozessschritte (Bild 4), die allen Verfahrensabweichungen zugrunde liegen.

In einem ersten Schritt wird ein Aluminiumlegierungspulver mit einem Treibmittelpulver und gegebenenfalls Zusatzstoffen wie Stabilisatoren homogen gemischt. Danach erfolgen die Vorverdichtung der Pulvermischung zu einem schäumbaren Halbzeug beziehungsweise Block und die finale Verdichtung des Materials mittels Strangpressens oder Walzens. Das zugeschnittene schäumbare Material wird in einer Schäumform beziehungsweise Hohlstruktur oberhalb der Solidustemperatur der Aluminiumlegierung aufgeschäumt. Im Schäumprozess zersetzt sich das Treibmittel. Das dabei freiwerdende Gas bewirkt die Porenbildung im schmelzflüssigen Aluminium [1, 2, 15, 17].

2.2.2.2 Aluminiumlegierungen für das Schäumen

Für die Herstellung von Metallschäumen auf Aluminiumbasis werden neben reinem Aluminium (zum Beispiel Al99) verschiedenste Aluminiumlegierungen genutzt. Typisch sind AlMg1Si0,5 sowie AlSi10 . Reines Aluminium weist mit etwa 660°C einen hohen Schmelzpunkt auf und besitzt verglichen mit den Legierungen keine hohe Festigkeit. Die Liquidustemperaturen der aufgeführten Aluminiumlegierungen sind niedriger. Die Festigkeiten übersteigen aufgrund der Zugabe von Legierungselementen die Festigkeit reinen Aluminiums deutlich.

Für die Auswahl der Aluminiumlegierung zum Schäumen spielen nicht nur die genannten Eigenschaften eine wichtige Rolle. So muss bei der Verbundfertigung (zum Beispiel Sandwich mit Aluminiumschaumkern) ein besonderes Augenmerk darauf gerichtet

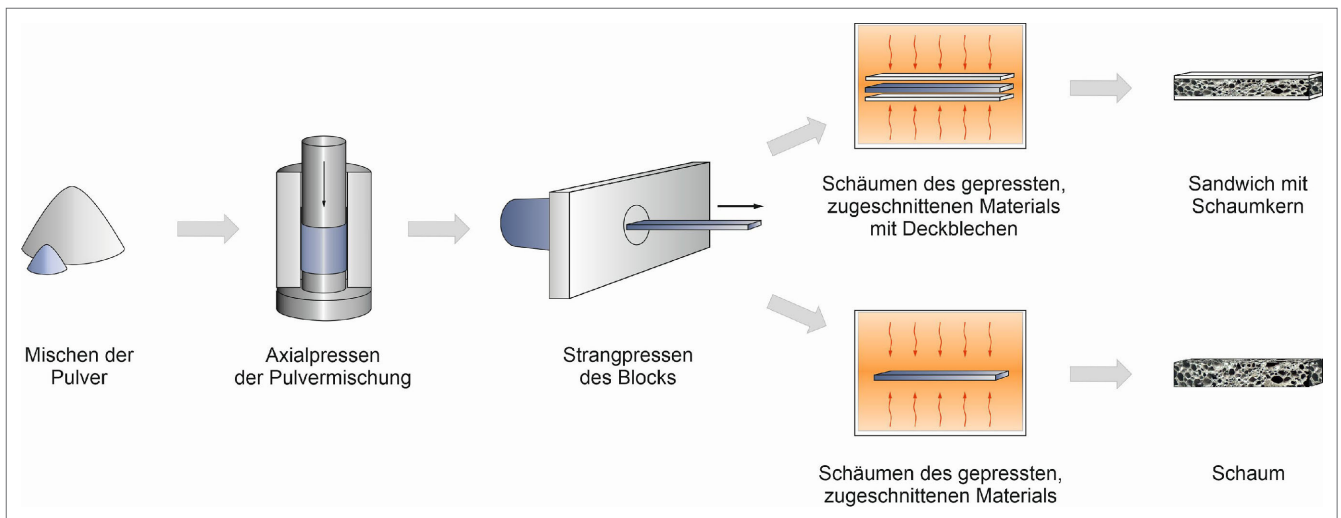


Bild 4 Pulvermetallurgische Herstellung von geschlossenzelligem Schaum und Sandwiches mit geschlossenzelligem Schaumkern. Grafik: Fraunhofer IWU

werden, welche Decklagen gewünscht sind. Werden Sandwiches mit Aluminiumschaumkern und Stahldecklagen (SAS) gefertigt, spielt der Schmelzbereich der Aluminiumlegierung eine untergeordnete Rolle. Hingegen muss die schäumbare Aluminiumlegierung einen niedrigen Schmelzbereich aufweisen, wenn Aluminiumumdecklagen (Aluminium-Aluminiumschaum-Sandwich, AAS) angeschäumt werden sollen. Die Schäumtemperatur muss so niedrig sein, dass die Deckbleche nicht aufschmelzen. Eine geeignete Schaumlegierung ist in diesem Fall AlSi10. Zudem muss die Legierungsauswahl von Schaum und Decklagen genau aufeinander abgestimmt werden, um einen guten Stoffschluss im Verbund zu erreichen [1, 18, 19].

Neben den genannten Punkten sind auch eine gute Verarbeitbarkeit im Misch- und Kompaktierungsprozess, eine hohe Verfügbarkeit als Pulver und ein niedriger Preis wichtig.

Nachfolgend sind die wesentlichen Punkte zusammengefasst, welche bei der Auswahl eines Aluminiumlegierungspulvers eine wichtige Rolle spielen. Letztlich stellt die Auswahl immer einen Kompromiss dar:

- Verfügbarkeit als preiswertes, spratziges Pulver mit einer günstigen Korngrößenverteilung (Misch- und Handhabbarkeit, Arbeitsschutz),
- gute Umformbarkeit und Verdichtung beim Kompaktieren (Walzen, Strangpressen),
- Schmelzbereich unterhalb der Solidustemperatur von Verbundpartnern (besonders wichtig bei der Herstellung von AAS),
- ausreichende Festigkeit der Legierung,
- breiter Schmelzbereich.

2.2.2.3 Treibmittel für das Schäumen von Aluminium

Als Treibmittel findet aus folgenden Gründen meist Titandihydrid (TiH_2) Verwendung:

- TiH_2 ist pulverförmig verfügbar und kann in seiner Korngrößenverteilung an das Metalllegierungspulver angepasst werden.
- Die Zersetzung des Treibmittels beginnt ab etwa 400°C [17]. Mit steigenden Temperaturen forciert sich die Zersetzung und ist bei etwa 800°C abgeschlossen (**Bild 5**). Die typischen Aluminiumschaumlegierungen (AlSi10, AlMg1Si0,5) beginnen bei etwa 600°C zu schmelzen [20]. Der unterhalb der Solidustem-

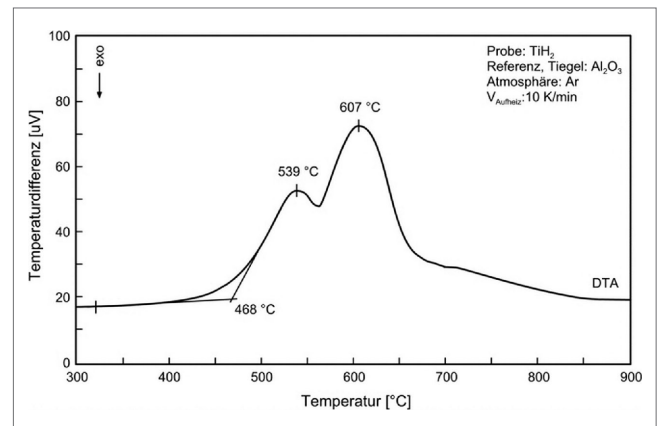


Bild 5 Zersetzungsverhalten von Titandihydrid (Differenz-Thermoanalyse). Grafik: [17]

peratur entstehende Wasserstoff wird erst frei, wenn die Aluminiumlegierung flüssig wird.

- Bei einer vollständigen Zersetzung des TiH_2 verbleiben nur kleine Titanpartikel in der Aluminiummatrix, die mehr oder weniger stark oxidiert sind. Die geringe Menge an Partikeln wird nicht als kritisch für den Stoffkreislauf angesehen, zumal Titan als Legierungselement für Aluminium genutzt wird. Die Legierungen EN AC-21000 und EN AC-41000 sind Beispiele dafür [20, 21].
- Bei der Zersetzung des TiH_2 wird Wasserstoff frei, der Sauerstoffverbindungen reduzieren beziehungsweise freien Sauerstoff binden kann. Für die Ausbildung einer stoffschlüssigen, metallischen Verbindung zwischen Aluminiumschaum und Stahl- beziehungsweise Aluminiumhalbzeugen ist eine reduzierende Atmosphäre grundlegend, die über das Treibmittel TiH_2 bereitgestellt werden kann.

Für das Schäumen von Aluminium sind auch andere gasabspaltende Verbindungen wie ZrH_2 , MgH_2 und CaCO_3 geeignet [1, 2, 15, 17, 22, 23]. Die Treibmittel sind jedoch nicht beliebig untereinander austauschbar, da sich die Mengen der gebundenen Gase, die Zersetzungsbereiche und die entstehende Atmosphäre unterscheiden [24, 25]. Letztere bestimmt nachhaltig, ob eine Anbin-

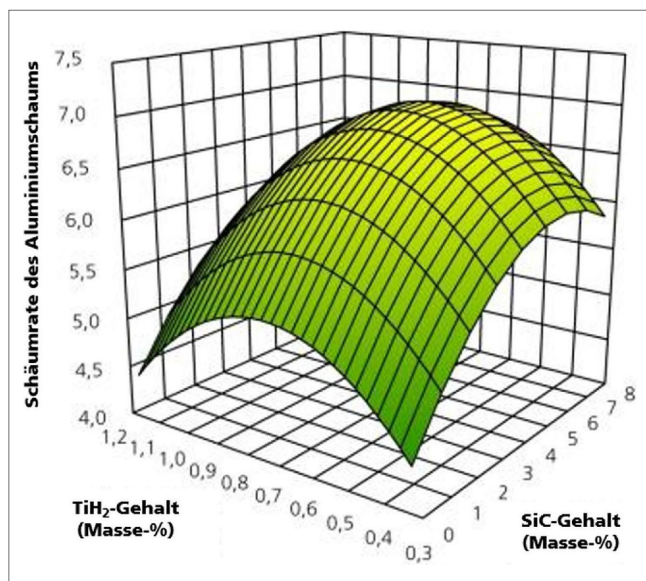


Bild 6 Erreichte Volumenzunahme (Schäumrate) von AlMg1Si0,5 in Abhängigkeit von Zugaben an TiH₂ und SiC. Grafik: Fraunhofer IWU

dung des Schaums an anderen Metallen wie Sandwichdecklagen möglich ist. Hydride wirken mit dem freiwerdenden Wasserstoff reduzierend und fördern den Stoffschluss zwischen Schaum und Decklagen. Bei der Zersetzung von Karbonaten wie CaCO₃ entsteht als Zersetzungsprodukt CO₂, welches oxidierend wirkt und den Stoffschluss behindert, wie institutsinterne Untersuchungen zeigten.

Mit oxidierend wirkenden Treibmitteln wie CaCO₃ ist eine deutliche Stabilisierung der Schaumstruktur im Schäumprozess möglich, die auch dazu führt, dass der Schaumkollaps maßgeblich verzögert werden kann. Dieser Effekt wird darauf zurückgeführt, dass das vom Kalziumkarbonat abgespaltene CO₂ mit der Schmelze reagiert und zu CO reduziert wird. Eine direkte Reaktion des CaCO₃ mit der Schmelze ist ebenfalls denkbar und würde neben Al₂O₃ auch CaO und CO bilden. Auf den Porenwänden kann durch die Reaktion theoretisch eine stabile und bis zu 80 nm dicke Al₂O₃- und MgO-Schicht aufwachsen und den Stabilisierungseffekt bewirken [14, 22, 26]. Auf keramische Stabilisatoren kann dann verzichtet werden.

2.2.2.4 Stabilisatoren für Aluminiumschäume

Metalle müssen in den schmelzflüssigen Zustand überführt werden, um diese schäumen zu können. Der Schäumvorgang läuft meist zügig ab. Entsprechend ist das Zeitfenster, in welchem der Schaum im Volumenmaximum gehalten werden kann, sehr klein. Daher muss der Übergang zum erstarrten Zustand des Schaums sehr schnell erfolgen, um die Schaumstruktur zu fixieren. Wird der Schaum zu lange in der schmelzflüssigen Phase gehalten, läuft aufgrund der Schwerkraft das schmelzflüssige Metall an den Porenwänden ab, die Poren koalieren und der Schaum fällt in sich zusammen. Für die Stabilisierung der Schaumstruktur werden deshalb manchmal Partikel wie SiC und Al₂O₃ zugegeben, die sich in den Porenwänden und Zwickeln der Poren festsetzen und das Abfließen der Schmelze verzögern sollen [17, 27]. **Bild 6** zeigt beispielhaft den Einfluss eines Stabilisators (SiC-Pulver, < 150 µm) auf die Volumenzunahme beim Schäumen. Bis etwa 6 % SiC wird eine Stabilisierung des Schaums erreicht. Darüber hinaus behindern Zugaben an SiC die Volumenzunahme [27].

3 Aluminiumpulver

Für die Herstellung von Aluminiumschäumen nach der pulvermetallurgische Verfahrensrouten werden üblicherweise Aluminiumlegierungspulver verwendet. Die Methoden zur Herstellung von Metallpulvern sind vielfältig. Typische Verfahren sind:

- mechanische Zerkleinerung ohne Phasenumwandlung,
- mechanische Zerkleinerung mit Phasenumwandlung (zum Beispiel Verdüsen und Dispergierung von Schmelzen),
- trockene Reduktion von Metallverbindungen,
- Pulvergewinnung durch Elektrolyse,
- nasse Reduktion von Metallverbindungen.

Das Verfahren beeinflusst die Eigenschaften und die Form der Pulver nachhaltig [28]. Besonders geeignete Verfahren für die Pulverherstellung sind Mahlen und Verdüsen.

3.1 Pulverherstellung durch Mahlen

Die mechanische Zerkleinerung erfolgt in Mahlaggregaten über fest eingebaute oder bewegliche Elemente, die das Mahlgut aufbrechen. Im Zerkleinerungsprozess wird die Bewegungsenergie der Mahlkörper in Form von mechanischen Spannungen in die Kristallite des Mahlguts induziert. Diese Spannungen führen entweder zum Sprödebruch oder nach Kaltverfestigung des Werkstoffs zum Verformungsbruch. Mit zunehmender Mahldauer erhöht sich der Grad der Dispersität. In Abhängigkeit von den Eigenschaften des Mahlguts bildet sich dabei eine typische Partikelgestalt aus. Der Zerkleinerungsprozess lässt sich nicht beliebig fortsetzen, da sich ein Mahlungsgleichgewicht einstellt. Die Partikelgröße kann nach dessen Erreichen nicht mehr unterschritten werden und liegt laut *Schatt et al.* [28] meist bei 10 bis 100 µm.

Es ist möglich, dass sehr feine Partikel entsprechend dem Mahlungsgleichgewicht zu größeren Sekundärteilchen verschweißen. Tendenziell entstehen kugelförmige Partikelformen nach dem Mahlen, besonders bei Kugelmahlverfahren. Trotz der Tendenz zur Kugelform bleiben die Partikel durch das mechanische Zerkleinern oft unregelmäßig geformt. Daraus resultieren ein vorteilhaftes Press- und Sinterverhalten, jedoch schlechte Fließ-eigenschaften, zum Beispiel beim Mischen und Schütten [28].

3.2 Pulverherstellung durch Verdüsen

Beim Verdüsen wird meist eine Schmelze durch mindestens einen Wasserstrahl mechanisch zerlegt. Die entstehenden Partikel kühlen sehr schnell ab, sodass diese meist nicht kugelförmig, sondern mit unregelmäßiger Gestalt erstarren. Über den Wasserdruck und die Überhitzung der Schmelze wird die Partikelgröße beeinflusst. Alternativ werden für das Verdüsen von Metallschmelzen Gase wie Stickstoff und Argon genutzt. In diesem Prozess entstehen sehr sauerstoffarme Pulver, die im weiteren Verarbeitungsprozess nicht mit Feuchtigkeit oder Luftsauerstoff in Kontakt kommen dürfen.

Auch unter Verwendung von Luft kann Schmelze verdüst werden. Da die Schmelze dabei im Kontakt mit dem Luftsauerstoff steht, bildet sich bei einigen Metallen, besonders bei Aluminium, Zink und zinkhaltigen Kupferlegierungen, sehr schnell eine feste Oxidschale um jedes Partikel. Die Oberflächenspannung genügt meist nicht, um die oxidierten Partikel kugelig einzuformen, sodass Pulver mit spratziger Gestalt entstehen. Für Aluminium-

pulver erweist sich dies als großer Vorteil, da sich die unregelmäßige Pulvermorphologie beim späteren Verarbeiten durch Pressen positiv auf die Grünfestigkeit auswirkt. Zudem vermindert die im Verdüsungprozess entstandene Oxidhaut die Reaktionsfähigkeit des Aluminiumpulvers [28, 29].

3.3 Mechanisches Legieren von Pulvern

Sinterlegierungen können aus fertig legiertem Pulver hergestellt werden, wenn die Komponenten füreinander löslich sind. Es muss aber damit gerechnet werden, dass einlegierte Elemente eine Erhöhung der Grundhärte bewirken können, was mit einer deutlichen Verschlechterung der Verdichtbarkeit einhergeht. Werden die Legierungspartner hingegen mechanisch gemischt, wird in der Regel eine gute Verdichtung erreicht. Auch lassen sich die Grünlinge dann besser sintern. Das mechanische Legieren wird mit einem hohen Energieeintrag in die Pulver erreicht. Diese intensive mechanische Behandlung bewirkt eine Homogenisierung bis in den atomaren Bereich der Partikel. Voraussetzung für das mechanische Legieren ist, dass zumindest eine duktile Komponente beteiligt ist. Vor allem in Hochenergie-Mahlprozessen können die erforderlichen Energieeinträge erzielt werden. Die Mahlkörper verformen die Pulver stark und es kommt in steter Folge zu Aufbruch- und Verschweißvorgängen.

Von Nachteil ist, dass beim mechanischen Legieren von fertig legierten Pulvern keine hundertprozentige Homogenisierung erreicht wird. Außerdem kann es in Weiterverarbeitungsprozessen zu Entmischungen kommen. Durch eine Wärmebehandlung (Glühen) kann dieser Entmischungsneigung der mechanisch gemischten Legierungspartner entgegengewirkt werden. Prozessschritte wie Anlegieren oder Beschichten der Pulverpartikel sind weitere Maßnahmen, um die Entmischung wirksam aufzuhalten [28].

3.4 Pulver für die Aluminiumschaumherstellung

Die Wahl des Verfahrens und der Verfahrensparameter beeinflussen die Eigenschaften und die Formen der Pulverpartikel nachhaltig [28]. Für die Aluminiumschaumherstellung werden luftverdünste Pulver bevorzugt, da diese eine spratzige Form aufweisen und sich damit gut kompaktieren lassen. Zudem werden die Pulver mit einer definierten chemischen Zusammensetzung und Partikelgrößenverteilung gefertigt und können somit gut auf die einzelnen Prozessschritte abgestimmt werden. Eine Partikelgrößenverteilung im Bereich von wenigen Mikrometern bis hin zu etwa einem halben Millimeter eignet sich gut für die Aluminiumschaumherstellung.

Legierungspulver sind preisintensiv. Daher werden Aluminiumschaumlegierungen auch aus Einzelkomponentenpulvern aufgebaut, etwa AlMgSi0,5-Pulver aus den reinen Metallpulvern Al, Si und Mg. Beim Verdichten der Pulver durch Strangpressen oder Walzen wird ein dem mechanischen Legieren vergleichbarer Zustand erreicht, sodass ein Schaum aus einer Aluminiumlegierung entsteht.

Aus wirtschaftlichen Gründen werden auch pulverförmiger Einsatzstoffe, die zum Beispiel über Mahlprozesse hergestellt werden, anstelle verdünster Pulver für die Aluminiumschaumherstellung genutzt [14, 15]. Betrachtungen dazu erfolgen im nächsten Kapitel.

4 Nutzung von Kreislaufmaterial für die Herstellung von Aluminiumschäumen und Verwertung von Aluminiumschaum im Herstellungsprozess

Ziel von Forschungsarbeiten ist es, die Kosten der Aluminiumschaumherstellung zu senken und sowohl den Herstellungsprozess sowie die Produkte nachhaltiger zu gestalten. Zahlreiche Untersuchungen konzentrieren sich auf den schmelzmetallurgischen Prozess der Aluminiumschaumherstellung, [zum Beispiel 13, 30]. Das Fraunhofer IWU richtet den Fokus auf das pulvermetallurgische Verfahren und folgt damit der Idee des Solid-State-Recycling [31]. Folgende Ansätze wurden praktisch untersucht:

1. Rohstoffeinsparung durch Nutzung von Kreislaufmaterial wie Aluminiumschrott.
 2. Wiederverwertung von Abfällen aus der Aluminiumschaumherstellung sowie von End-of-Life-Aluminiumschaumprodukten.
 3. Straffung des Herstellungsprozesses durch Weglassen oder Zusammenlegen von Prozessschritten. Ein Beispiel ist das direkte Strangpressen von Pulvern ohne Vorkompaktieren.
- Nachfolgend werden ausschließlich die Ansätze der Punkte 1 und 2 betrachtet, da sie dem thematischen Fokus des Artikels folgen.

Bei beiden Ansätzen ist die Zielsetzung, Aluminiumabfälle zu sortenreinem, pulverförmigem Material aufzubereiten, um kostenintensive verdünste Aluminiumpulver ersetzen zu können. Die angestrebte Partikelgrößenverteilung liegt unter 500 μm .

4.1 Aufbereitung von Aluminiumschrott und Aluminiumschaumhalbzeugen zu pulverförmigem Material

Die Möglichkeiten zur Nutzung von Kreislaufmaterial für die Herstellung von Aluminiumschäumen und die Verwertung von Aluminiumschaum und Prozessabfällen im Herstellungsprozess sind komplex. **Bild 7** enthält eine Matrix zu Verwertungsmöglichkeiten mit Fokus auf die mechanische Aufbereitung, angelehnt an Arbeiten von *Pereira, Khaireez* und *Lieberwirth* [11, 32, 33], wobei kein Anspruch auf Vollständigkeit erhoben wird.

In praxisnahen Arbeiten am Fraunhofer IWU wurden bisher folgende Ansätze untersucht:

- Nutzung sortenreiner Materialien für die Herstellung pulverförmiger Einsatzstoffe zur Aluminiumschaumherstellung anstelle verdünster Aluminiumpulver:
 - Mahlen von sortenreinen Spänen
 - Aufbereitung massiver, sortenreiner Aluminiumabfälle (wie Coils, Felgen) durch Schneiden und Mahlen (Schlagen und Reiben)
- Verwertung von Abfällen aus dem PM-Prozess und von Aluminiumschaumhalbzeugen durch Schneiden und Mahlen (Schlagen und Reiben).

Bild 8 zeigt die Aufbereitungsschritte verschiedener Ausgangsmaterialien bis zum pulverförmigen Endprodukt. Die im Bild aufgeführten Anlagen (ADuro-Reihe) der Andritz AG [34] wurden in den Untersuchungen für die Zerkleinerung von Aluminiumschrott und Spänen verwendet.

Die erreichten Ergebnisse und die damit verbundenen Herausforderungen werden in den Abschnitten a) bis c) diskutiert.

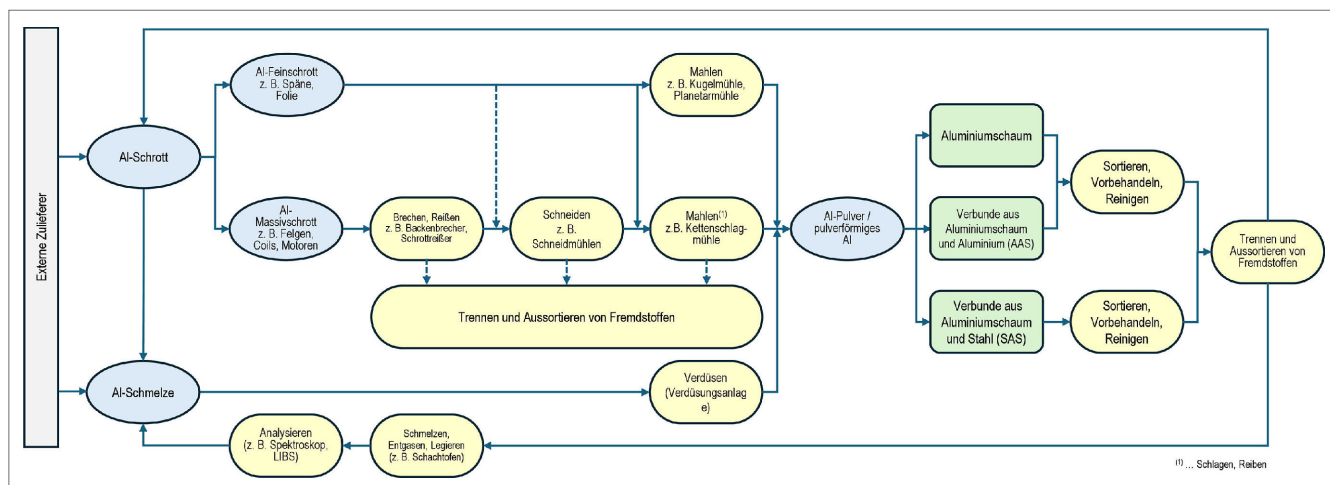


Bild 7 Möglichkeiten zur Nutzung von Kreislaufmaterial für die Herstellung von Aluminiumschäumen und Verwertung von Aluminiumschaum und Prozessabfällen im Herstellungsprozess. Grafik: Fraunhofer IWU

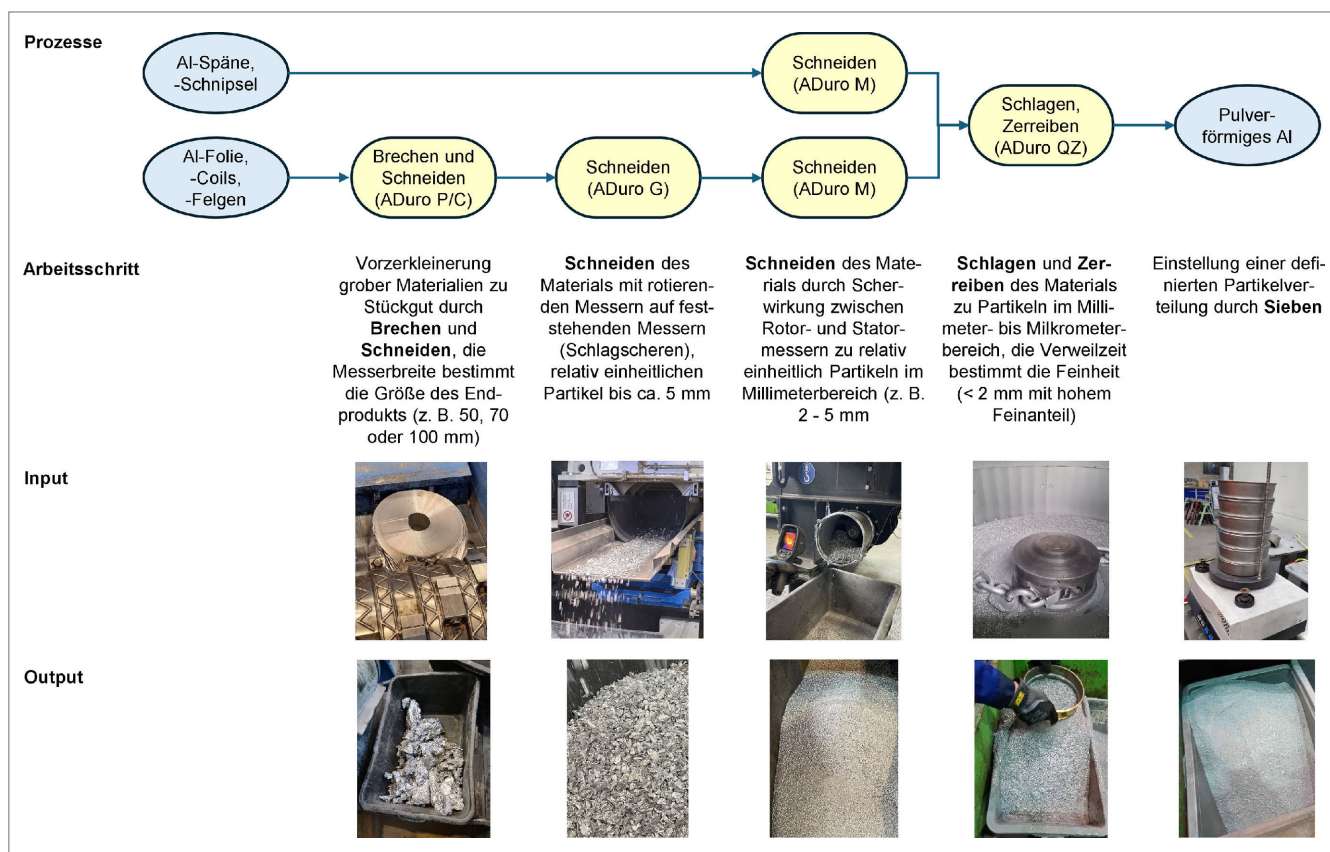


Bild 8 Lösungsansätze und Ergebnisse eigener Untersuchungen zur Nutzung mechanisch aufbereiteten Aluminiumschrotts für die Herstellung pulverförmiger Ausgangsstoffe für die Aluminiumschaumherstellung. Grafik: Fraunhofer IWU

a) Späne für die Herstellung pulverförmiger Einsatzstoffe als Ersatz für verdünte Pulver

Ein Hemmnis für eine breite Anwendung von Aluminiumschaum sind vor allem die hohen Kosten für die Treibmittel und verdünnten Aluminiumpulver. Von *Hohlfeld et al.* [15] wurde vorgeschlagen, verdünnte Aluminiumpulver durch preiswertere sortenreine Aluminiumspäne zu ersetzen und auf diese Weise Kosten zu sparen. Die Autoren nannten Preise von 8 €/kg für verdünnten Aluminiumpulver und weniger als 1 €/kg für sortenreine Alumi-

niumspäne. In den Untersuchungen wurden sortenreine Aluminiumspäne (**Bild 9**) in einer Kettenschlagmühle, auch Querstromzerspaner oder Chipbreaker genannt und ähnlich dem ADuro QZ in Bild 8, unter inertisierter Atmosphäre zerkleinert. Eine Vorzerkleinerung war in den Untersuchungen nicht nötig, ist aber unter Umständen sinnvoll, wie in Bild 8 mit dem ADuro M angedeutet.

Der Zerkleinerungseffekt im Querstromzerspaner beruht auf dem Schlagen rotierender Kettenglieder auf die Späne und Partikel, der Reibung der Partikel untereinander sowie mit der Kette und der Behälterwand. Über ein in der Anlage integriertes Loch-



Bild 9 Aluminiumlegierungsspäne für die Zerkleinerung im Querstromzersetzer, Bildbreite 12 cm. Foto: Fraunhofer IWU

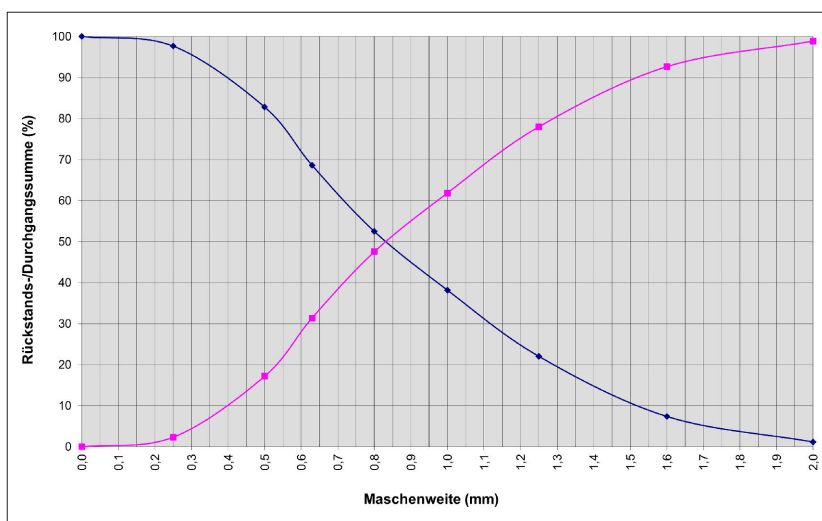


Bild 10 Links: Siebanalyse von im Querstromzersetzer gemahlene Spänen. Rechts: Im Querstromzersetzer gemahlene Späne, größte Partikel circa 2 mm Durchmesser. Grafik und Foto: Fraunhofer IWU



sieb wurden Partikel kleiner 2 mm ausgetragen. Größere Partikel verblieben im Zerkleinerungsprozess. Die über das Sieb ausgetragenen Partikel wiesen eine d_{50} -Verteilung von unter 1,0 mm (**Bild 10**) auf. Über den Austausch der Siebe und die Änderun-

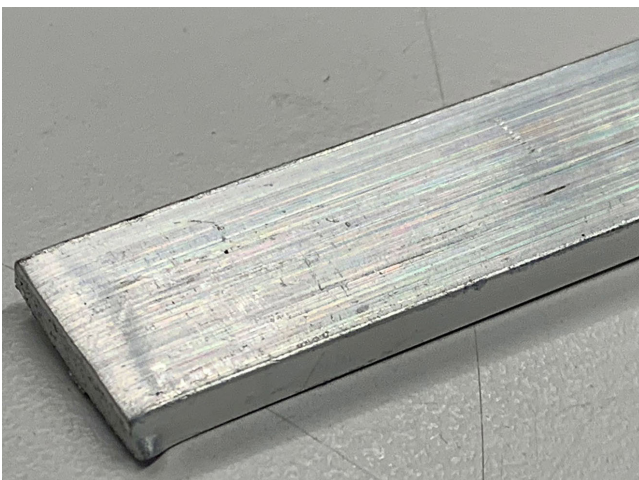


Bild 11 Stranggepresstes, schäumbares Aluminiumhalbzeug aus Aluminiumlegierungsspänen, Querschnitt 20 mm x 5 mm. Foto: Fraunhofer IWU

gen der Rotationsgeschwindigkeit der Kette wäre eine Beeinflussung der Partikelgrößenverteilung möglich gewesen.

Die gemahlene Späne (**Bild 10**) wurden anstelle des verdühten Aluminiumpulvers verwendet, mit 0,8 Gew.-% TiH_2 vermischt, anschließend axial verdichtet und zu schäumbarem Halbzeug stranggepresst (**Bild 11**).

In Schäumversuchen wurden reproduzierbar Volumenzunahmen mit einem Faktor größer 3 ermittelt. Dies entspricht einer Aluminiumschaumdichte von etwa $0,7 \text{ g/cm}^3$, die für Aluminiumschäume auf Pulverbasis typisch ist. Die beiden Schliffe von Aluminiumschäumen auf Basis von Spänen und Pulver (**Bild 12**) zeigen keine drastischen Unterschiede in der Struktur, was darauf hindeutet, dass gemahlene Späne einen geeigneten Ersatz für verdühtes Pulver in der PM-Schaumfertigung darstellen.

b) Aufbereitung massiver, sortenreiner Aluminiumabfälle durch Schneiden und Mahlen

Massive, grobe Aluminiumschrotte werden durch Brechen, Reißen und Schneiden vorzerkleinert, bevor diese im Querstromzersetzer zu pulverförmigen Einsatzstoffen gemahlen werden können. In Untersuchungen des Fraunhofer IWU in Kooperation mit der Andritz AG zeigte sich, dass ein mehrstufiges Schneiden von grob zu fein ausreichend ist (**Bild 8**, Anlagen ADuro P, C, G und M). Das Brechen und Schneiden erfolgte in den Anlagen durch gegeneinander rotierende Werkzeuge oder Werkzeuge, die gegen feststehende Werkzeuge laufen. Die Breiten der Schneidwerkzeuge bestimmten die Größe des Schnittguts.

In den Untersuchungen wurden Folie-Coils (Al99) im ADuro P zu handgroßen Brocken aufbereitet, diese im ADuro C, G und M zu spanartigem Material zerkleinert und im ADuro QZ zu Pulver gemahlen. Das pulverförmige Aluminium wurde mit 10 Gew.-% Si-Pulver zu AlSi10 angereichert und mit 0,8 Gew.-% TiH_2 vermischt, sodann stranggepresst und damit in den Zustand einer mechanischen Legierung überführt. Das stranggepresste Material ließ sich erfolgreich aufschäumen. Die in einem Schäumexpandometer gemessenen Volumenzunahmen lagen für alle Proben über dem Faktor 5, das heißt es wurden Schaumdichten von circa $0,5 \text{ g/cm}^3$ erreicht

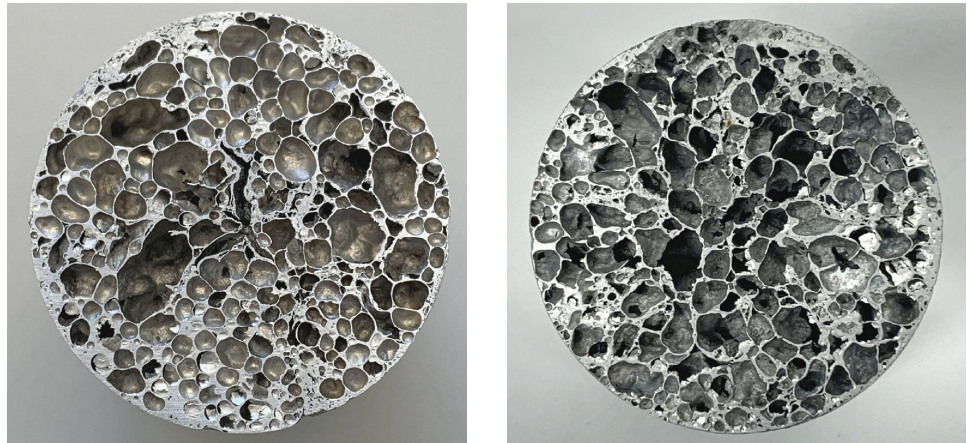


Bild 12 Querschliffe von Aluminiumschaumzylindern. Links: Basis sind verdüστε Pulver, Durchmesser 50 mm. Rechts: Basis sind gemahlene Späne, Durchmesser 65 mm. Foto: Fraunhofer IWU

c) Verwertung von Abfällen aus dem PM-Prozess und von Aluminiumschaum durch Schneiden und Mahlen

Die Zerkleinerung und Wiederverwertung von Aluminiumschaum und Halbzeugen daraus wurde am Fraunhofer IWU bislang nur in Stichversuchen untersucht. Beim alleinigen Mahlen im Querstromzerspaner kugelte der Aluminiumschaum ein und formte sich zu grobem Granulat. Eine Mahlung zu Pulver war nicht möglich. Es wird angenommen, dass die Porenwände des Schaums aufgrund ihrer guten plastischen Verformbarkeit zusammengedrückt und der Schaum zu massivem Granulat verdichtet wird. Das vorherige Schneiden des Schaums im ADuro M ermöglichte das spätere Mahlen zu Pulver im Querstromzerspaner.

Für die Herstellung von Aluminiumschaum und Decklagen werden typischerweise folgende Legierungen genutzt, wobei auch andere Legierungen möglich sind:

- Aluminiumschaum: AlSi10, AlMgSi0,5
- Aluminiumbleche: AlMgSi0,5, AlMgSi1
- Stahlbleche: S235

Die drei Halbzeuge erfordern unterschiedliche Strategien zur Wiederverwertung. Reiner Aluminiumschaum kann in Schneid- und Schlagmühlen zu pulverförmigem Material verarbeitet und wieder in den PM-Prozess überführt werden. Grundsätzlich erfolgt die Verarbeitung analog zu Punkt a), wobei das Schneiden vorgeschaltet wird.

Aluminiumverbunde wie AAS können ebenfalls mechanisch zerkleinert werden. Zu beachten ist, dass ein Legierungsmix (zum Beispiel AlSi10 und AlMg1Si0,5) verarbeitet wird, der für eine erfolgreiche Weiterverarbeitung sortiert und analytisch begleitet werden muss. Theoretisch ist es möglich, die Legierungsanteile aus den eingesetzten Mengen an Schaum und Deckblechen vor der Zerkleinerung grob zu schätzen. Das ist allerdings aufwändig. Mittels Diagnostik (wie etwa Infrarotlaserspektroskopie) ist aber das sortenreine Sortieren der Materialien großserientechnisch möglich. In beiden Fällen muss durch Legierungszugaben die Ziellegierung eingestellt werden. Alternativ zum mechanischen Zerkleinern ist das Einschmelzen der Aluminiumverbunde mit einer anschließenden Legierungsanpassung vermutlich einfacher, aber energetisch aufwändiger.

Die Wiederverwertung von Aluminiumschaum-Stahlverbunden wie SAS ähnelt der von Aluminiumverbunden, nur dass hier zusätzlich nach oder während der mechanischen Aufbereitung eine Trennung von Stahl und Aluminium durch physikalische,

thermische und mechanische Methoden erfolgen muss (zum Beispiel Magnetabscheider).

4.2 Anmerkungen zur Wiederverwertung von Aluminiumschaumhalbzeugen

Bei der Verwertung von Aluminiumschaumhalbzeugen ist zu beachten, dass dem Material ein Treibmittel, typischerweise TiH_2 , zugesetzt wurde. Die Zersetzung des Treibmittels TiH_2 ist, wie bereits geschrieben, bei etwa $800\text{ }^\circ\text{C}$ abgeschlossen. Da das Schäumen von Aluminium üblicherweise bei niedrigeren Temperaturen erfolgt, ist davon auszugehen, dass noch zersetzungsfähiges Treibmittel im geschäumten Halbzeug enthalten ist. Im Aufbereitungsprozess muss deshalb der Treibmittelgehalt geprüft werden, um die Menge des schäumfähigen Treibmittels im Kreislauf konstant zu halten und eine Falschdosierung zu verhindern. Nur so lassen sich die Schäumbedingungen reproduzierbar gestalten.

Häufig sind Materialien, die wieder einem Stoffkreislauf zugeführt werden, mit unerwünschten Stoffen (zum Beispiel Stahl, Kunststoff) sowie Schmier- und Kühlmitteln kontaminiert. Diese Fremdstoffe müssen vor oder während der Zerkleinerung durch angemessene Trennmethode aussortiert werden. Kleinere Mengen Schmier- und Kühlmittel störten in den eigenen Untersuchungen den Herstellungs- und Schäumprozess kaum, da diese bei höheren Temperaturen (Strangpressen, Schäumen) oxidierten oder sich zersetzten. Restfeuchte verdunstete in den thermischen Prozessen der Aluminiumschaumherstellung.

Aluminium und Aluminiumlegierungen bilden bei Kontakt mit Luft oder Wasser eine dünne, festhaftende Oxidschicht (Al_2O_3) an der Oberfläche und schützen das darunterliegende Metall vor einer weiteren Korrosion [17, 20, 21]. Bei mechanischer Beanspruchung wie dem Zerkleinern reißen die Oxidschichten auf. Frisch entstandene Oberflächen werden der Umgebungsluft ausgesetzt und oxidieren erneut. Oxide können beim Zerkleinern wieder in das Material eingearbeitet werden. Bei hohen Temperaturen, wie sie im Herstellungsprozess von Schäumen auftreten, ist es wahrscheinlich, dass die Oxidschichten dichter werden und wachsen. Letztlich muss damit gerechnet werden, dass bei immer wiederkehrender mechanischer Zerkleinerung und Verarbeitung zu Aluminiumschaum der Oxidanteil im Aluminium stetig steigt. Das ist bis zu einem bestimmten Oxidgehalt kein Problem, da die Oxidhäute die Porenwände bei der Schaumgenese stabilisieren und damit Garant für eine ausreichend hohe Volumenzunahme im Schäumprozess sind. Weigand [17] fand in seinen Unter-

suchungen eine Obergrenze von etwa 0,8 Gew.-%. Ab diesem Oxidanteil erscheint das Schmelzrecycling sinnvoll.

5 Fazit und Ausblick

Aktuelle politische und ökologische Zielsetzungen verlangen eine nachhaltigere Produktion von Aluminiumschaum und den verstärkten Einsatz von Kreislaufmaterialien. Hintergrund sind der Bedarf an Energie- und Ressourceneffizienz, die Reduktion von Treibhausgasemissionen sowie die Minimierung von Abfallströmen und Primärrohstoffeinsatz. Die Nutzung von Aluminiumschrott als Sekundärrohstoff bietet dabei sowohl ökologische Vorteile (geringerer Energiebedarf, reduzierte Umweltbelastung) als auch ökonomische Potenziale (Kostensenkung durch reduzierte Material- und Entsorgungsaufwendungen).

Das Einschmelzen von Schrott bildet bei der Herstellung von Aluminiumschaum nach dem schmelzmetallurgischen Verfahren den primären Ansatz. Bei der pulvermetallurgischen Fertigung stellt das Solid-State-Recycling die bevorzugte Route dar. Hierbei wird Schrott zum Beispiel in Form von Spänen, Felgen oder Coils mechanisch durch Brechen, Schneiden und Mahlen zu Pulver verarbeitet. Dieses Pulver wird anschließend mit einem Treibmittel vermischt und durch Strangpressen oder Walzen zu schäumbarem Halbzeug kompaktiert. Ziel ist es, ein Pulver mit Partikelgrößenverteilung und Eigenschaften zu erzeugen, das verdüstem Aluminiumpulver so nahekommen, dass dieses vollständig substituiert werden kann. So sollen signifikante Energie- und Kosteneinsparungen erschlossen werden, ohne die Materialperformance zu beeinträchtigen.

Die bisherigen Untersuchungen belegen, dass sich Aluminiumschrott erfolgreich zu pulverförmigem Vormaterial aufbereiten lässt und dieses eine technisch gleichwertige Alternative zu konventionell verdüstem Pulver darstellt. Die daraus erzeugten Aluminiumschäume weisen in Bezug auf Struktur, Dichte und damit verbundenen funktionalen Eigenschaften eine hohe Übereinstimmung mit etablierten Schäumen auf und bestätigen die prinzipielle Eignung schrottbasierter Pulver für hochwertige Anwendungen im Leichtbau und im Funktionswerkstoffbereich.

Gleichwohl ist die Datendichte der vorliegenden Studien noch begrenzt, sodass die Absicherung und Verallgemeinerung der Ergebnisse weitere Forschung erfordert. Zukünftige Arbeiten sollten vor allem auf eine reproduzierbare Gestaltung der Aufbereitung abzielen, um konstante Pulver- und Schaumkennwerte zu gewährleisten – unabhängig von Schwankungen in der Schrottqualität. Ergänzend sind umfassende Lebenszyklusanalysen, wie sie vereinzelt schon existieren [35] sowie wirtschaftliche Bewertungen nötig, um die tatsächlichen ökologischen und ökonomischen Effekte der Substitution verdüster Pulver durch schrottbasierte Pulver systematisch zu quantifizieren und die Technologie für einen breiten industriellen Einsatz zu bewerten.

Literatur

- [1] Hipke, T.; Lange, G.; Poss, R.: Taschenbuch für Aluminiumschäume. Düsseldorf: Aluminium-Verlag 2007
- [2] García-Moreno, F.: Commercial Applications of Metal Foams: Their Properties and Production. *Materials* 85 (2016) 9, pp. 1–27
- [3] Havel metal foam GmbH: Produktlösungen. Internet: www.havel-mf.com/produkte/ Zugriff am 24.03.2026
- [4] Schmerler, R.; Gebken, T.; Kalka, S. et al.: Funktionsintegriertes Batteriegehäuse für Elektrofahrzeuge. *Lightweight Design* 10 (2017), 5, S. 32–37
- [5] Hohlfeld, J.; Ketzsch, R.; Drebenstedt, C. et al.: Entwicklung einer Triebkopfzelle aus Aluminiumschaum-Verbund für Hochgeschwindigkeitszüge. *Landshuter Leichtbau-Colloquium*, Landshut, 2015, S. 162–170
- [6] Viehweger, B.; Sviridov, A.: Technologies for Forming and Foaming of Aluminium Foam Sandwich. In: Tekkaya, A.; Homberg, W.; Brosius, A. (eds.): *60 Excellent Inventions in Metal Forming*. Heidelberg: Springer Vieweg 2015, pp. 409–414
- [7] Rybandt, S.; Lies, C.; Hohlfeld, J. et al.: Aluminiumschaum – Ein Werkstoff für das Bauwesen? Teil 2: Anwendungsmöglichkeiten für Aluminiumschaum sowie Aluminiumschaum-Verbunde. *Bauingenieur* 86 (2011) 10, S. 425–432
- [8] Rybandt, S.; Hohlfeld, J.; Andersen, O. et al.: Multifunktionale Leichtbauelemente aus zellularen Werkstoffen für innovatives Bauen. *Bauingenieur* 88 (2013) 10, S. 420–434
- [9] Hohlfeld, J.; Schneider, F.; Siebeck, S. et al.: Rekorddämpfung für Werkzeugmaschinen. *Industrieanzeiger* (2025) 1, S. 44–48
- [10] International Aluminium: Facts About Aluminium. Internet: international-aluminium.org/landing/aluminium-facts/. Zugriff am 24.03.2026
- [11] Pereira, A. C.; dos Santos, J. R.: Aluminum scrap recycling: from waste pickers to smelters – a comprehensive review of processes, challenges, and opportunities. *Studies in Engineering and Exact Sciences* 6 (2015) 2, pp. 1–41
- [12] Friedrich, B.; Jessen, K.; Rombach, G.: Aluminium foam – Production, Properties and Recycling Possibilities. *Erzmetall* 56 (2003) 11, pp. 656–660
- [13] Martínez, V. P.; Torres, J. T.; Valdes, A. F.: Recycling of aluminum beverage cans for metallic foams manufacturing. *Journal Porous Materials* (2017) 24, pp. 707–712
- [14] Grgic, K.; Lela, B.; Jozik, S. et al.: Aluminium foams made of various aluminium alloys scrap and various foaming agents. *International Conference Mechanical Technologies and Structural Materials*, Split, 2022, pp. 37–42
- [15] Hohlfeld, J.; Hannemann, C.; Vogel, R. et al.: Alternative starting materials for the production of aluminum foam by the powder metallurgical process. *Production Engineering Research and Development* (2011) 5, pp. 25–30, doi.org/10.1007/s11740-010-0271-0
- [16] GDA – Gesamtverband der Aluminiumindustrie e. V. [Hrsg.]: *Aluminiumschäume – Herstellung, Anwendung, Recycling*. Düsseldorf: Aluminium-Zentrale 2007
- [17] Weigand, P.: Untersuchung der Einflussfaktoren auf die pulvermetallurgische Herstellung von Aluminiumschäumen. Dissertation, RWTH Aachen, 1999
- [18] Hohlfeld, J.; Hipke, T.; Schuller, F. et al.: Herstellung von Sandwiches mit Aluminiumdeckblechen und Aluminiumschaumkern ohne Walzverdichten. *Metall* 71 (2017), 1–2, S. 25–29
- [19] Neu, T. R.; Heim, K.; Seeliger, W. et al.: Aluminum Foam Sandwiches: A Lighter Future for Car Bodies. *JOM* 76 (2024) 5, pp. 2619–2630
- [20] Kammer, C.: *Aluminium-Taschenbuch*. Düsseldorf: Aluminium-Verlag 2002
- [21] Banhart, J.: Manufacture, Characterisation and Application of Cellular Metals and Metals foams. *Progress in Materials Science* 46 (2001) 6, pp. 559–632
- [22] Byakova, A. V.; Gnyloskurenko, S.; Sirko, A. et al.: The Role of Foaming Agent in Structure and Mechanical Performance of Al Based Foams. *Materials Transactions* 47 (2006) 9, pp. 2131–2136
- [23] Kováčik, J.; Jerz, J.; Šimančík, F. et al.: Interplay between shape and composition in the Compressive Response of Aluminum foams. *The Romanian Journal of Technical Sciences. Applied Mechanics* 70 (2025) 1–3, pp. 115–131
- [24] Von Zeppelin, F.; Hirscher, M.; Stanzick, H. et al.: Desorption of hydrogen from blowing agents used for foaming metals. *Composites Science and Technology* 63 (2003) 16, pp. 2293–2300
- [25] Haesche, M.; Lehms, D.; Weise, J. et al.: Carbonates as Foaming Agent in Chip-based Aluminium Foam Precursor. *Journal of Materials Science & Technology* 26 (2010) 9, pp. 845–850
- [26] Gergely, V.; Curran, D. C.; Clyne, T. W.: The Foamcarp process: foaming of aluminium MMCs by the chalk-aluminium reaction in precursors. *Composites Science and Technology* 63 (2003) 16, pp. 2301–2310
- [27] Neugebauer, R.; Hipke, T.; Hohlfeld, J.: Analysis of selected parameters of powder metallurgical metal foam process. *International Symposium CellMet, Dresden 2005*, pp. 276–283
- [28] Schatt, W.; Wieters, K.-P.: *Pulvermetallurgie: Technologie und Werkstoffe*. Berlin: Springer Verlag 2007
- [29] Beiss, P.: *Pulvermetallurgische Fertigungstechnik*. Heidelberg: Springer Vieweg Verlag 2013
- [30] Osman, H. O. A.; Omran, A. M.; Atlam, A. A. et al.: Fabrication of aluminium foam from aluminum scrap. *International Journal of Engineering Research and Applications* 5 (2015) 5, pp. 109–115


- [31] Shamsudin, S.; Lajis, M. A.; Zhong, Z. W.: Solid-state recycling of light metals: A review. *Advances in Mechanical Engineering* 8 (2016) 8, pp. 1–28
- [32] Khaireez, H.; Yusuf, N. N.; Ariffin, H. et al.: Sustainable Aluminum Recycling Method. *Journal of Multi-Disciplinary Engineering Reviews* 1 (2024) 1, pp. 8–19
- [33] Lieberwirth, H.; Krampitz, T.; Hecker, C. et al.: Demontage, Recycling, Stoffkreisläufe. Online-Content zum Whitepaper KORESIL. Internet: http://plattform-forel.de/whitepaper/wp-content/uploads/sites/34/2024/10/KORESIL_WP-Demontage_Recycling_Stoffkreislaeu-fe.pdf. Zugriff am 24.03.2026
- [34] Andritz AG: Recycling ADuro Shredder – Leistung trifft auf Langlebigkeit. Firmenbroschüre. Stand: 2026. Internet: <https://www.andritz.com/resource/blob/553784/444be8c9c693a60fa4adaacfe929a7f6/aduro-productfamily-de-03-2024-lowres-data.pdf>. Zugriff am 24.03.2026
- [35] Frühholz, N.; Stange, M.; Büttner, M. et al.: Environmental Impact Analysis of Primary and Secondary Aluminum Foam Components. *Procedia CIRP* 135 (2025), pp. 313–318


Dr.-Ing. Jörg Hohlfeld 
joerg.hohlfeld@iwu.fraunhofer.de

Dipl.-Ing. Christian Hannemann, MBA 
christian.hannemann@iwu.fraunhofer.de

Dr.-Ing. Nadja Berndt 
nadja.berndt@iwu.fraunhofer.de

Dipl.-Ing. Carsten Lies 
carsten.lies@iwu.fraunhofer.de

Dr.-Ing. Thomas Hipke 
thomas.hipke@iwu.fraunhofer.de

Fraunhofer-Institut für Werkzeugmaschinen und Umformtechnik IWU 
Reichenhainer Str. 88, 09126 Chemnitz
www.iwu.fraunhofer.de

LIZENZ



Dieser Fachaufsatz steht unter der Lizenz Creative Commons
Namensnennung 4.0 International (CC BY 4.0)

doi.org/
Datum der Einreichung: 28.01.2026
Datum der Annahme: 14.04.2026
Datum der Veröffentlichung:

Microbial strategies for BPA removal from recycling and wastewater streams

BPA Bioremediation for Circular Economy Strategies

N. Silber, J. Scheurich, S. Eigner, K. Zhang, J. Renz, R. Miehe

ABSTRACT Micropollutants such as BPA hinder plastic recycling and pose serious risks to ecosystems and human health. In the context of a circular economy, bioremediation was investigated as a recycling/upcycling approach, leveraging microbial BPA removal by diverse bacteria and the fungus *Pleurotus ostreatus*. Microbiological and chromatographic methods were used to assess BPA tolerance and quantify BPA removal, highlighting the potential of these processes for future applications.

STICHWÖRTER/KEYWORDS

Bioremediation, Re/Upcycling, Bisphenol A

BPA Bioremediation für die zirkuläre Bioökonomie - Mikrobielle Strategien zur Entfernung von BPA aus Recycling- und Abwasserströmen

ZUSAMMENFASSUNG Mikroverunreinigungen wie BPA behindern das Kunststoffrecycling und gefährden Ökosysteme und Gesundheit. Im Kontext der Kreislaufwirtschaft wird die Bioremediation als Recycling-/Upcycling-Ansatz untersucht, der den mikrobiellen BPA-Abbau nutzt. Mittels mikrobiologischer und chromatografischer Methoden wird die BPA-Toleranz ausgewählter Mikroorganismen bewertet und die BPA-Entfernung quantifiziert (speziell für den Pilz *Pleurotus ostreatus*), um das Potenzial dieser Prozesse für künftige Anwendungen aufzuzeigen.

1 Introduction

Circular economy is understood as the central paradigm for sustainable production, aiming to decouple growth from the consumption of finite natural resources while maintaining material value within closed-loop systems. By recycling materials, minimizing waste generation, and reducing environmental pressures through strategies such as product life extension and reduced reliance on primary raw materials, it provides a foundational framework for environmentally compatible production and consumption systems. In this context, the concept of a circular bioeconomy integrates biological resources and processes to further enhance resource efficiency by valorizing biomass and biological waste streams within systemic value chains [1]. Biotechnologies constitute major enablers of circularity, as they facilitate the conversion of biological feedstocks and wastes into valuable products, energy, and materials, while supporting recycling, reuse and regeneration at multiple scales [2].

However, recycling efficiency is increasingly compromised by micropollutants. These are trace contaminants at nanogram to microgram per liter concentrations, including pharmaceuticals, pesticides, heavy metals, microplastics, and endocrine-active substances. Due to their chemical stability and inadequate removal in conventional treatment systems, micropollutants are a concern not only in mixed waste destined for recycling facilities but also in wastewater, industrial effluents, and agricultural runoff [3, 4]. They accumulate in ecosystems and contribute to endocrine disruption, microbial imbalance and the development of antimicrobial resistance, posing significant risks to both environmental and human health [3, 5, 6]. In the context of wastewater recycling,

micropollutants represent a critical barrier to safe water reuse. Conventional wastewater treatment processes are primarily designed for organic matter and nutrient removal and therefore show limited effectiveness against many micropollutants. As a result, micropollutants pass through wastewater treatment plants and are detected in reclaimed water, sludge, and receiving waters [6]. Their presence compromises the quality of recycled wastewater intended for agricultural irrigation, industrial reuse, or indirect potable applications, raising concerns regarding long-term exposure, bioaccumulation, and regulatory compliance.

Bisphenol A (BPA) is one such micropollutant and a key monomer for polycarbonate and epoxy resins, which yield materials that are mechanically robust, heat-resistant, chemically stable, and transparent. Its versatility explains widespread use across packaging, electronics, coatings and construction, contributing to a multimillion-ton global market. However, the same properties that make BPA useful also pose enduring challenges. Residual monomers and additive fragments can leach under thermal, mechanical or pH stress, leading to pervasive environmental contamination. Because BPA exhibits estrogenic- and endocrine-disrupting activity with links to reproductive, metabolic and immune disorders, it is designated in the European Union as a Substance of Very High Concern (SVHC) and is restricted in food contact contexts [4, 7].

BPA therefore poses a dual challenge for a circular economy. First, it creates environmental and health risks as an endocrine-disrupting substance, raising concerns about the safety of water reuse due to incomplete removal in treated effluents. Conventional wastewater treatment plants often fail to fully remove BPA, leaving residues that contaminate the environment and recycled

water streams [8]. The persistence of BPA and other organic compounds in treated effluents and sewage sludge can result in environmental accumulation, depending on the disposal pathway. Chronic exposure has been linked to disruptions in reproductive hormones and lower total sperm count in men, highlighting potential implications for male fertility [9]. Second, BPA complicates plastic recycling. Post-consumer streams containing BPA are unsuitable for most food-contact applications, blocking high-value reuse, forcing downcycling, and undermining the economic viability of recycled plastics. In effect, BPA acts as a value-limiting impurity that reduces the range of applications for recycled products [10].

As plastics are among the most widely used materials in modern economies, removing BPA from these streams is essential to enable high-quality recycling that conserves resources and reduces environmental impacts. Plastics are synthetic polymers derived largely from fossil hydrocarbon feedstocks, and global production now exceeds 400 million tons per year, reflecting continuous growth since the mid twentieth century [11]. In Germany, plastics are extensively used in packaging, construction, the automotive sector, and electronics, generating several million tons of waste annually. However, the recycling rate for plastic packaging was only about 50 % in 2022 [12].

Following collection, waste plastics are sorted into fractions such as polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE), polypropylene (PP), and residual mixed streams using near infrared optical sorting, air jet separation, and density-based classification. Mechanical recycling converts these fractions into secondary raw materials via shredding, washing, melt filtration, and pelletizing [13]. However, contamination (e.g. BPA), mixed-plastics, and thermomechanical degradation reduce material quality and limit high-value applications [13]. Plastics that are difficult to process are increasingly directed to chemical recycling pathways (e.g. pyrolysis), although these processes remain limited by scalability, energy demand and economic feasibility [14]. In this context, the development of innovative next-generation recycling as well as upcycling methods and approaches is essential to build a sustainable circular economy.

Biological technologies offer a promising pathway towards a circular economy by addressing the constraints outlined above. To strengthen circular material flows, microbes can be integrated into recycling processes via two principal approaches. First, they can break down contaminants that compromise recycling streams. Second, they can generate valuable compounds using waste or side streams (e.g. agricultural biomass) as substrates, creating added value within circular systems [15]. For example, enzymatic PET depolymerization to terephthalic acid enables engineered *Escherichia coli* to produce vanillin, and mixed microbial consortia convert PET and polyurethane monomers into polyhydroxyalkanoates and biosurfactants [16]. A prominent industrial example is Carbios, whose patented enzymatic PET depolymerization technology can efficiently break down complex, colored and soiled PET plastics into monomers suitable for repolymerization into new high-grade PET [17].

These approaches illustrate pollutant-to-product biosynthesis that couples environmental cleanup with economic incentives. This concept, known as bioremediation, leverages biological systems to degrade, adsorb, or accumulate pollutants and transform contaminants under ambient conditions, thereby coupling pollutant removal with opportunities for resource recovery. Microbial

bioremediation employs bacteria, fungi, and algae to degrade persistent pollutants through enzymatic cascades, providing a cost effective and environmentally friendly contrast to physicochemical methods. It reduces dependence on fossil raw materials and promotes ecological and economic sustainability through low-energy and low-emission processes [18, 19].

In this study, BPA bioremediation mediated by various bacteria as well as a fungal strain is investigated as a strategy contributing to circular economy concepts. Literature-derived Gram-negative (*Escherichia coli*, *Pseudomonas monteilii*, *Ochrobactrum* sp.) and Gram-positive (*Lactococcus lactis*, *Bacillus subtilis*, *Priestia flexa*, *Rhodococcus rhodochrous*) bacteria, which differ in cell-envelope architecture, were evaluated alongside the white-rot fungi *Pleurotus ostreatus* for BPA tolerance and degradation efficiency using chromatographic analyses.

This study demonstrates the ability of various microorganisms to degrade BPA. It provides a basis for further research and for developing scalable processes that address BPA contamination across industries, enable food-grade recycling and support regenerative material cycles within a circular economy.

2. Material and methods

2.1 Bacterial and fungal strains

Chemicals and media components used in this study, including their purity and supplier, are summarized in **table 1**. Bacterial and fungal strains used in this study are listed in **table 2** together with their respective growth media and incubation temperature. All strains were obtained from the German Collection of Microorganisms and Cell Cultures (DSMZ). Media were prepared according to the specifications provided by the DSMZ [20].

For agar plates, 1.5 % (w/v) agar was added to the corresponding medium. Cultivation in a minimal Medium (MM) was performed with the following composition: 1 g/L KH_2PO_4 , 1 g/L $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, 0.1 g/L MgSO_4 , 0.05 g/L NaCl , 0.05 g/L CaCl_2 , and 0.01 g/L FeSO_4 . For the preparation of MM agar plates, a higher agar concentration of 3 % (w/v) was used.

2.2 BPA tolerance test on agar plates

To assess the effect of BPA on colony-forming unit (CFU) counts of selected bacteria, agar plates with different concentrations of BPA were prepared. BPA (2,2Bis(4hydroxyphenyl)propane) was dissolved in ddH_2O to prepare an aqueous stock solution with a concentration of 0.2989 g/L. The microorganism test panel comprised Gram-negative *E. coli*, *O. sp.*, and *P. monteilii*, as well as Gram-positive *L. lactis*, *P. flexa*, *B. subtilis*, and *R. rhodochrous*. Based on preliminary assays (conducted within this study), it was observed that Gram-negative bacteria were more sensitive to BPA. For this purpose, a BPA concentration of 0.15 g/L was used for the Gram-negative strains, while a concentration of 0.26 g/L was applied for the Gram-positive strains. Overnight cultures were adjusted to an OD_{600} of 0.1, serially diluted, and spreadplated (100 μL per plate for each dilution). For each dilution and strain, BPA-free controls and plates containing the respective BPA concentration were prepared and analyzed in duplicate ($n=2$). Incubation parameters for each organism are listed in table 1. Colonies on plates were counted after 24 hours of incubation. For the slower-growing or-

Table 1 Chemicals and media components used in this study, including purity, specification, and supplier.

Chemical	Purity and Specification	Supplier
2,2 Bis(4 hydroxyphenyl)propane (BPA)	≥99%	Sigma-Aldrich
Agar-Agar	Kobe I, powdered, for microbiology	Carl Roth
Ammonium sulfate ((NH ₄) ₂ SO ₄)	≥99 %, cryst.	Carl Roth
Calcium chloride (CaCl ₂)	93 %, granular, anhydrous	Merck KGaA
Ethylacetat	≥99.5%, HPLC grade	Fisher Scientific
Iron(II) sulfate Heptahydrat (FeSO ₄)	≥ 99 %, pPh.Eur., USP	Carl Roth
Magnesium sulphate (MgSO ₄)	≥99 %, p.a., anhydrous	Carl Roth
Malt extract	powdered, for culture media	Carl Roth
Meat extract	powdered, for culture media	Carl Roth
Monopotassium phosphate (KH ₂ PO ₄)	≥ 99 %, p.a., ACS	Carl Roth
Peptone ex casein	tryptically digested, for microbiology	Carl Roth
Peptone ex soya	papainic digested, animal-free, GVO-free, for microbiology	Carl Roth
Sodium chloride (NaCl)	≥ 99 %	Carl Roth
Yeast extract	micro-granulated, for bacteriology	Carl Roth

Table 2 Bacterial strains used in this study, including the corresponding cultivation media.

Bacterial Strains					
	Abbreviation	Gramstaining	DSM-Number	Medium	Incubation Temp. [°C]
<i>Escherichia coli</i>	<i>E. coli</i>	Gram-negative	1116	M1	37°C
<i>Pseudomonas monteilii</i>	<i>P. monteilii</i>	Gram-negative	11388	M1	28°C
<i>Ochrobactrum</i> sp.	<i>O. sp.</i>	Gram-negative	717	M1	30°C
<i>Lactococcus lactis</i>	<i>L. lactis</i>	Gram-positive	20175	M92	30°C
<i>Bacillus subtilis</i>	<i>B. subtilis</i>	Gram-positive	10	M1	30°C
<i>Priestia flexa</i>	<i>P. flexa</i>	Gram-positive	1316	M1	30°C
<i>Rhodococcus rhodochrous</i>	<i>R. rhodochrous</i>	Gram-positive	363	M535	28°C
Fungal Strain					
<i>Pleurotus ostreatus</i>	<i>P. ostreatus</i>	n/a	1020	M90	25°C

ganisms *L. lactis* and *Ochrobactrum* sp., counts were performed after 48 hours.

Growth of *P. ostreatus* on M90 agar supplemented with BPA (0, 0.1, and 0.2 g/L) was monitored for seven days. An agar plug with a diameter of 5 mm from an actively growing, BPA-free culture on agar was placed centrally on each plate to allow radial expansion. Mycelial growth was recorded at defined intervals by measuring colony diameter.

2.3 Gas chromatography – flame ionization detector (GC-FID)

To evaluate the potential for BPA-degradation of the selected microorganisms in liquid, cultures were incubated with BPA and

culture supernatants were sampled at distinct time points and analyzed via a gas chromatography – flame ionization detector (GC-FID) to monitor decreases in detectable BPA. Fresh medium containing the respective BPA concentration was inoculated with overnight cultures to a starting OD₆₀₀ of 0.25 and incubated with shaking at 180 rpm at organism-specific temperatures. For preparation of the overnight co-culture of *R. rhodochrous* and *Ochrobactrum* sp., single colonies of each strain were picked from agar plates and inoculated together into liquid medium. This mixed overnight culture was then used to inoculate the main experimental cultures in M1 for subsequent GC-FID analyses. Initial experiments in section 3.3 were performed using the respective culture media (indicated in table 1) alongside with MM at 144 h, 50 mL samples were collected, centrifuged (3,000×g, 10 min, 4°C), and

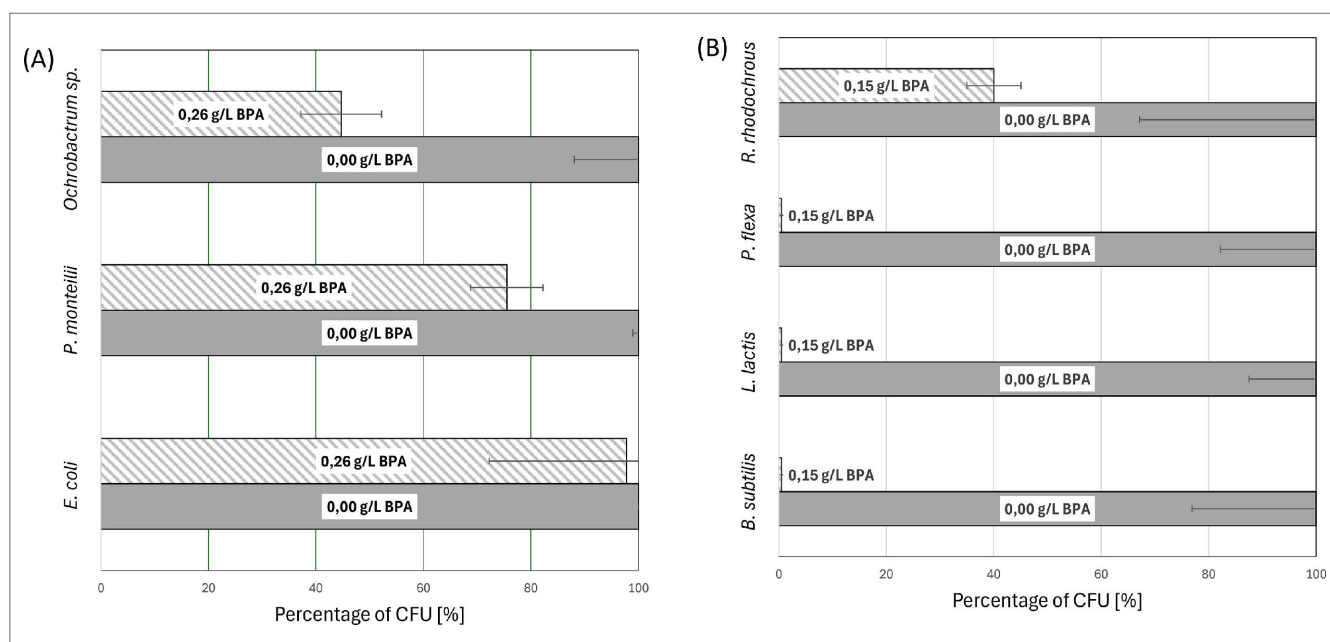


Fig. 1 Effects of BPA (Bisphenol A) on bacterial growth, quantified as CFU (colony-forming unit) relative to BPA-free controls. Gram-negative (A) and Gram-positive (B) strains were tested at indicated BPA concentrations. Source: University of Stuttgart

the supernatants were sterile-filtered through 0.22 μm filters prior to GC-FID analysis.

For *P. ostreatus*, mycelial plugs were pre-cultured in M90 for five days until spherical mycelial aggregates formed. Individual aggregates were then inoculated into fresh medium for incubation with and without BPA in MM and M90 under the same conditions. For experiments with *P. ostreatus* (see results in section 3.4), multiple aggregates (40 mL of culture containing numerous (at least 50) small aggregates, not individually counted) were used to inoculate the test culture to increase the degradation rate. On days 8, 16, and 34, 50 mL samples were collected. Mycelium was removed by filtration through Whatman filter paper, followed by centrifugation of the filtrates (3,000 \times g, 10 min, 4 $^{\circ}$ C) and sterile filtration (0.22 μm) prior to GC-FID analysis.

To prepare collected samples for GC-FID analysis, cell-free culture supernatants were extracted by mixing equal volumes of sample and ethyl acetate, vortexing for 15 s, and centrifuging at 4000 \times g for 2 min. BPA partitioned into the upper organic phase, which was transferred into GC vials with 250 μL glass inserts. GC-FID analyses were performed using a Shimadzu "GC-2010" equipped with an FID detector and a ZB-1 (Phenomenex, 30 m \times 250 μm \times 0.25 μm) column. Hydrogen was used as the carrier gas at a constant linear velocity of 30 cm/s. Injections of 1 μL were analyzed in split mode (5:1). For each biological sample, three technical replicates were measured by GC-FID (three independent extractions). The GC oven was programmed to hold at 150 $^{\circ}$ C for 1 min, then ramp to 300 $^{\circ}$ C at a rate of 20 $^{\circ}$ C/min, and finally hold at 300 $^{\circ}$ C for 3 min.

Prior to analysis, a standard curve was generated. For this purpose, medium supplemented with 0.05 g/L BPA was used as the stock solution. Serial dilutions were performed using BPA-free medium as the diluent to generate a concentration gradient. The diluted samples were extracted and analyzed using GC-FID for quantification. Each concentration was prepared in triplicate, and the areas of the peaks were used to construct the calibration curve.

3 Results

To mitigate BPA, a value-limiting impurity in waste streams, microbial bioremediation was evaluated as an enabling step for its removal from recycling-relevant streams. BPA tolerance and degradation capacity of selected, promising microorganisms, including Gram-negative and Gram-positive bacteria as well as the fungus *P. ostreatus*, were examined. The combination of agar-based tolerance tests with GC-FID measurements of liquid cultures over time enabled the identification of strain-specific responses to BPA, providing an initial basis for prospective use in bioremediation and innovative future technologies.

3.1 Tolerance of microbial strains to BPA

Initially, toxicity assays on agar plates were conducted to determine the tolerance of selected organisms to BPA. As described in section 2.2, strains were plated on BPA-containing and BPA-free agar plates. After incubation, colony-forming units (CFU) were quantified to evaluate growth inhibition relative to BPA-free controls. The results are depicted in **figure 1**.

Gram-negative strains (figure 1 (A)) maintained substantial growth at 0.26 g/L BPA. This was the highest concentration that could be applied in agar plates, as it is limited by the maximal solubility of BPA in water. In contrast, Gram-positive bacteria (figure 1 (B)) exhibited growth inhibition already at 0.15 g/L (for Gram-positive strains, only the concentration of 0.15 g/L is shown, as strains displayed little to no growth already at this lower concentration). For Gram-negative strains (*O. sp.*, *P. monteilii*, *E. coli*), 100 μL of a 10^{-5} dilution of an $\text{OD}_{600} = 0.1$ culture was plated on agar containing 0.26 g/L BPA and on BPA-free control agar. For Gram-positive strains, 100 μL of a 10^{-5} dilution (*B. subtilis*, *L. lactis*) or 10^{-4} dilution (*P. flexa*, *R. rhodochrous*) of an $\text{OD}_{600} = 0.1$ culture was plated on agar with/without 0.15 g/L BPA. All conditions were analyzed in duplicate. CFU on BPA-free controls were set to 100 %, and CFU on BPA plates are expressed

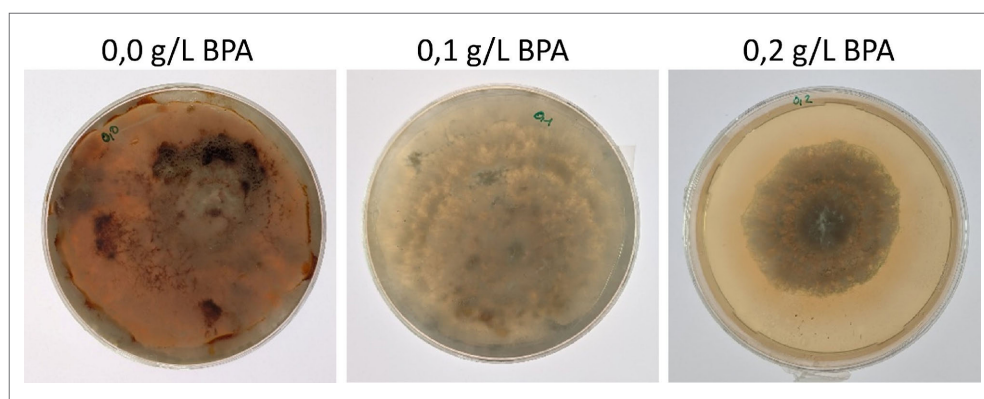


Fig. 2 Growth of *Pleurotus ostreatus* on agar plates containing increasing BPA concentrations. Source: University of Stuttgart

as a percentage of this value. Bars show the mean percentage of CFU relative to BPA-free controls; error bars indicate the range across replicates.

The results (see figure 1) show that Gram-positive bacteria are more sensitive to BPA, with growth inhibition at concentrations of 0.15 g/L BPA, whereas the tested Gram-negative strains maintained substantial growth at 0.26 g/L BPA. Results for Gram-negative and -positive strains are shown in figure 1 (A) and (B), respectively.

Following the bacterial tolerance assays, the tolerance of the fungus *P. ostreatus* on BPA supplemented M90 agar plates was evaluated. Since CFU enumeration is not applicable to this organism, mycelial growth was monitored over seven days on plates containing 0.0, 0.1, or 0.2 g/L BPA (figure 2), each tested in duplicate ($n=2$). For this purpose, a 5 mm agar plug from an actively growing culture was placed centrally on each plate, and radial expansion was recorded as colony diameter. As shown in figure 2, cultures on 0.0 and 0.1 g/L BPA reached full plate coverage by day 7, whereas growth at 0.2 g/L BPA covered only about half of the plate, indicating BPA-mediated growth inhibition.

3.2 Selection of organisms

Based on agar plate tolerance tests (shown in the previous section), a subset of microorganisms was selected for further investigation. Assuming that growth tolerance in the presence of BPA correlates with degradative potential, more tolerant strains were prioritized for further analysis. Specifically, the Gram-negative bacteria *P. monteilii* and *E. coli*, as well as the white-rot fungus *P. ostreatus* were selected. The latter showed robust growth at 0.1 g/L BPA and diminished but sustained growth at 0.2 g/L (see figure 2). For downstream assays, Gram-positive strains were excluded due to poor or no growth at low BPA concentrations (see figure 1 (B)). The Gram-negative organism *Ochrobactrum* sp. was not investigated further in monoculture, as its BPA tolerance was markedly lower compared to *P. monteilii* and *E. coli*. However, it was retained in co-culture with the Gram-positive *R. rhodochrous* for further experiments, as previous studies have reported promising synergistic effects [21].

This strain selection was further examined in liquid culture assays monitoring BPA depletion in culture medium versus MM over time using gas chromatography.

3.3 BPA degradation using GC-FID analyses

The potential of bacterial and fungal strains for degrading BPA was investigated by GC-FID, enabling time-resolved monitoring of BPA in cell-free supernatants. The bars illustrated in figure 3 provide insight into the signal intensity associated with BPA in the supernatant, which was evaluated by integrating the corresponding peaks.

BPA was added at 0.05 g/L and decreases in BPA concentration in the supernatants were quantified relative to the initial level. For each organism, the BPA signal at $t=0$ h was set to 100%, so subsequent measurements represent the percentage of BPA remaining relative to this baseline. Samples from bacterial cultures (*E. coli*, *P. monteilii*, and the co-culture of *O. sp.* and *R. rhodochrous*) were analyzed after 144 h, while samples from the fungal culture (*P. ostreatus*) were taken after 192 h and 480 h. Cultures were grown in both the respective culture medium (shaded bars) and MM (solid bars) to evaluate potential nutrient-dependent effects. Error bars indicate the standard deviation of three technical replicates ($n=3$; independent extractions). The initial BPA concentrations (at $t=0$) did not differ significantly from those in the corresponding controls without microorganisms after the incubation time (medium + BPA; identical incubation and shaking) and remained stable throughout the incubation period.

Since BPA concentrations remained unchanged over time in control samples (data not shown in figure 3), it was concluded that BPA was stable under the tested conditions. The GC-FID limit of detection for BPA was determined to be approximately 4.9×10^{-5} g/L. Therefore, if BPA was not detectable in culture supernatants with the method used here, its concentration was below this limit of detection. As shown in figure 3, BPA reduction in supernatants was consistently poorer in MM (solid bars) than in the respective culture medium (shaded bars) and no clear decrease of BPA was detectable in MM for all strains. This was likely due to significantly slower and poorer growth of the organisms in MM, which lacks an additional carbon source. The initial hypothesis that BPA degradation might be enhanced in MM, where BPA serves as the sole carbon source, could not be confirmed. Over a period of 144 h, *E. coli* showed no notable decrease in BPA concentration in either the culture medium or MM. In contrast, *P. monteilii* exhibited approximately 30% reduction at 144 h and the co-culture of *Ochrobactrum* sp. and *R. rhodochrous* showed a reduction of approximately 40% at the same time point. *P. ostreatus* showed approximately 50% reduction after 192 h. By 480 h, BPA in the supernatant of the *P. ostreatus* culture had further fallen below the GC-FID limit of detection.

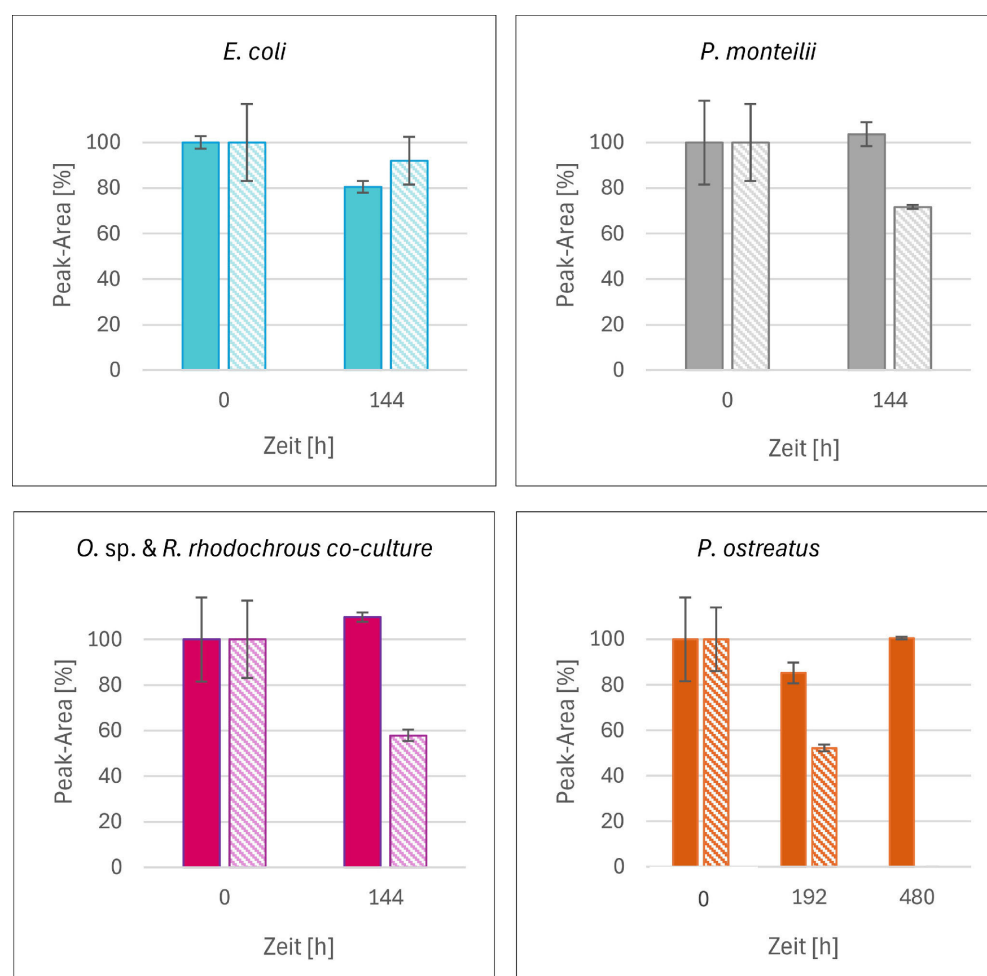


Fig. 3 Evaluation of BPA reduction in liquid media mediated by microorganisms. Source: University of Stuttgart

3.4 *Pleurotus ostreatus*-mediated BPA degradation

Based on the preceding results, subsequent analyses focused on *P. ostreatus*. This choice was motivated by (i) complete BPA removal in M90 after prolonged incubation (below the GC-FID limit of detection), (ii) robust growth at a moderate 25 °C, both demonstrated in this study. Additional considerations included (iii) the ability to grow on diverse lignocellulosic side streams (e.g. agricultural residues) that align with circular-economy integration, and (iv) the safety and practicality of an edible, non-pathogenic fungus for industrial bioremediation [22, 23].

By contrast, *E. coli* as well as *P. monteilii* did not exhibit promising BPA degradation, and the planned co-culture of *O. sp.* with *R. rhodochrous* is operationally challenging since co-cultures readily destabilize. In addition, *Pleurotus* species have a broad temperature optimum for growth, combining strong growth at around 20–25 °C with a strain-dependent tolerance to higher temperatures, which improves their applicability in different environments and makes the fungus particularly promising for industrial applications [24].

To further investigate and optimize BPA removal by *P. ostreatus* in liquid, BPA load, inoculum density, and medium composition were varied. Compared to the preliminary experiments described above, in which only one spherical mycelium aggregate was used for inoculation, the experiments described here were conducted at two BPA concentrations (0.05 and 0.1 g/L) and with a substantially increased inoculum density of *P. ostreatus* to enhance

BPA removal (details see section 2.3). Furthermore, in order to resolve BPA degradation kinetics and assess medium effects, the time course was expanded with shorter sampling intervals and medium composition was systematically varied. In this context, the M90 medium was prepared according to DSMZ specifications (30 g/L malt extract, 3 g/L soy peptone). For experiments conducted in this section, M90 was additionally modified by replacing half of the malt extract (15 g/L) with glucose (15 g/L), hereafter referred to as M90-Glc.

Figure 4 summarizes BPA removal by *P. ostreatus* at two initial concentrations (0.05 and 0.1 g/L) in culture medium M90 (grey bars) and M90Glc (blue bars).

The BPA level at day 0 was set to 100 % and subsequent values represent the percentage of BPA remaining in the culture supernatant. Across all tested conditions, BPA was not detectable (n.d.) in supernatants by day 7. A notable difference was only observed at the higher BPA concentration of 0.1 g/L in M90 after four days. Under these conditions, the BPA level was not reduced, indicating slower degradation capability, compared to the other tested conditions. Of note, these data were obtained from a single experiment (with three technical replicates) and should be repeated. However, these initial experiments suggest that a higher inoculum density of *P. ostreatus* accelerates BPA depletion and indicate that, at elevated BPA concentrations, glucose supplementation of the medium may further support BPA removal.

These findings provide a first optimization step for process conditions. Further work should systematically probe carbon-

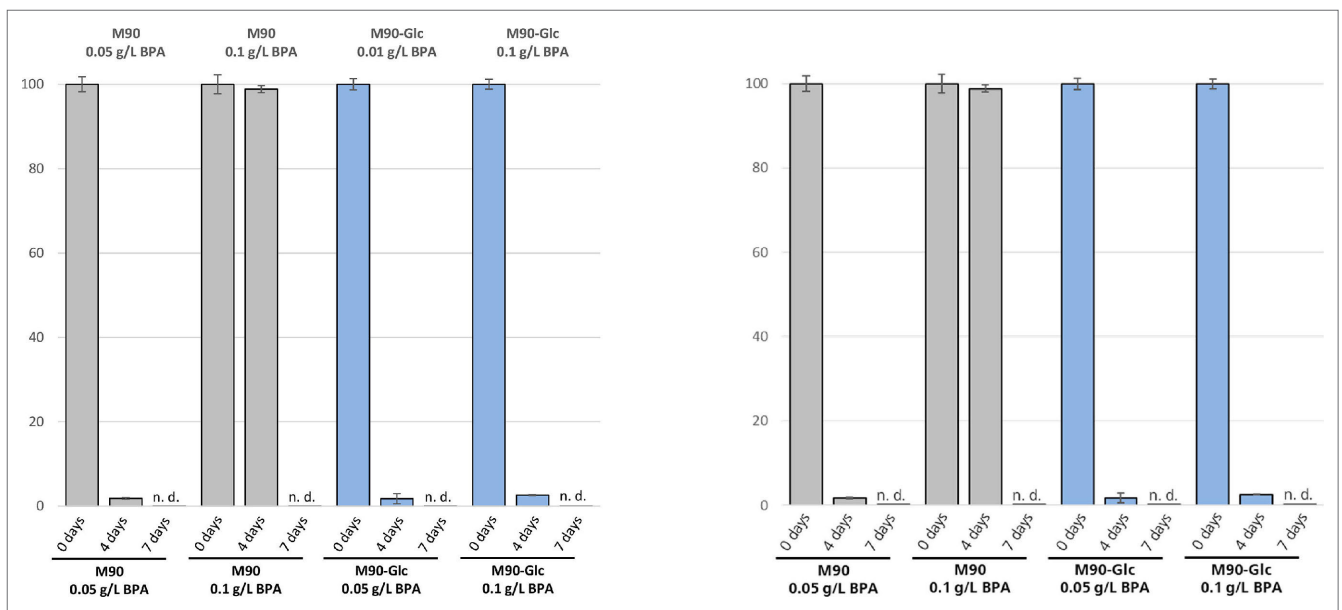


Fig. 4 Effect of medium composition and initial BPA load on degradation capacity by *Pleurotus ostreatus*. Source: University of Stuttgart

source effects (e.g. alternative sugar sources) and evaluate ligno-cellulosic side streams as substrates to align bioremediation with circulareconomy integration.

4 Discussion

In the context of a biotechnology-driven circular economy, these results address a central bottleneck: the persistent contamination of recycling streams and the environment by endocrine-active compounds such as BPA, which hinder recycling or have long-term ecological impacts. By integrating tolerance profiles with time-resolved analyses of BPA degradation in bacterial and fungal systems, initial mechanistic and performance-oriented insights into microbially mediated BPA degradation are provided.

The observed results provide the basis for the development of biotechnological strategies, from tailored biological remediation approaches to bio-catalytic recovery processes, that could be integrated into recycling plants, wastewater treatment, and downstream material recovery. The following discussion places these findings in the context of taxon- and group-specific tolerance differences, medium effects, and the path towards scalable, sustainable solutions for BPA removal within circular recycling technologies.

4.1 Microbial BPA tolerance and degradation

The diversity in cell envelope architecture and physiology of different bacterial groups suggests significant differences in their resistance and tolerance to pollutants. The presented results indicate that BPA tolerance varies among different microorganisms, thereby probably affecting their potential degradation capacities. Our plate assays (section 3.1) reveal a difference in BPA tolerance across the here tested bacteria: Gram-positive strains showed reduced growth or no growth at the applied BPA concentrations (i.e. they are more sensitive), whereas tested Gram-negative strains continued to grow under the same conditions, albeit with reduced growth in the presence of BPA, indicating that BPA also causes damage in these bacteria. This pattern indicates that, for the strains and experimental conditions used here, Gram-negati-

ves are comparatively more tolerant to BPA exposure than the Gram-positives.

A number of structural and physiological features plausibly underlie this divergence. Gram-negative bacteria have an outer membrane that contains lipopolysaccharides and selective porins. This outer layer can act as diffusion and chemical barriers, limiting the passive uptake of toxins or antimicrobial compounds, and it encloses a periplasmic space where detoxification enzymes and efflux systems can act before damage to the cell occurs [25]. These same features also contribute to antibiotic resistance of Gram-negative bacteria and could similarly reduce the penetration of BPA and its toxicity.

In contrast, Gram-positive bacteria lack an outer membrane and instead have a thick peptidoglycan cell wall with teichoic acids. In Gram-positives, BPA has been shown to disturb cell wall biosynthesis and thereby cell growth [26], likely contributing to their higher sensitivity to BPA exposure. Consequently, BPA (a moderately hydrophobic phenol) may reach the cytoplasmic membrane of Gram-positives more readily or interact differently with essential envelope components, increasing cell disruption, metabolic stress or intracellular toxicity and causing earlier growth arrest or death.

The structure of the fungal cell wall is different: it is multi-layered and composed mainly of chitin, β -glucans, and mannoproteins, which confer mechanical robustness and create a large, reactive surface that can sorb hydrophobic organics, thereby lowering the freely bioavailable fraction of contaminants such as BPA. The filamentous mycelium formed by fungi provides a very large surface area, further enhancing such sorption. Prior studies have demonstrated both BPA sorption and biodegradation across multiple fungal species [27, 28]. In line with these reports, a decrease in BPA in the culture supernatant was observed for the *Pleurotus* species examined here. However, further experiments are required to explicitly distinguish whether this decrease reflects biodegradation, sorption, or a combination of both.

Fungal bioremediation, also referred to as mycoremediation, has gained increasing attention in recent years, in part because white-rot fungi produce high activities of extracellular oxidative

enzymes, such as laccases and manganese peroxidases, which can oxidize and transform phenolic pollutants including BPA. These enzymes are known to mediate the transformation of phenolic compounds, as demonstrated in various studies using qualitative assays such as the Remazol Brilliant Blue R (RBBR) test, which indicates the presence of extracellular phenol-oxidizing activities [29]. Therefore, we assume that in our experiments, phenol-oxidizing enzymes secreted by the microorganisms are responsible for the degradation of BPA in culture supernatants.

The present findings provide an initial hint toward industry-relevant bioremediation processes. However, further investigations are needed to elucidate the exact BPA degradation pathways and to identify the enzymes involved. In addition to quantifying BPA degradation, future studies should investigate potential degradation intermediates and products. This is essential to determine whether the degradation of BPA leads to less toxic compounds or whether other potentially harmful intermediates are formed. Moreover, degradation efficiency can likely be enhanced through medium engineering and supplementation with enzyme inducers. For example, Cu^{2+} is known to upregulate laccase production in some white-rot fungi [30]. Consistent with this, our preliminary experiments in this study showed that BPA removal varied with medium composition, underscoring medium optimization as a practical lever to improve degradation performance.

In our experiments, we compared degradation in culture medium and MM to assess whether restricting the carbon source would enhance BPA degradation. However, the results showed that BPA removal was generally poorer in MM, most likely due to reduced growth rates and biomass formation in the absence of an additional carbon source. This suggests that sufficient nutrient supply is crucial for effective microbial bioremediation of BPA. In addition to optimizing culture conditions, genetic engineering approaches, such as using stronger promoters for laccase gene overexpression or introducing additional gene copies, can further enhance laccase production.

4.2 Perspectives and challenges for implementation

Within a circular economy framework, the microbial degradation of BPA reported here represents a fundamental step toward integrating biotechnological solutions into recycling and wastewater treatment systems. Coupling microbial BPA or micropollutant degradation with microbially enabled recycling and upcycling processes can support robust, low-energy, bio-based treatment stages that complement or substitute physicochemical and mechanical methods. Establishing such process systems requires detailed characterization of the organisms, enzymatic mechanisms, and matrix- and medium-specific kinetics to enable optimal process design tailored to the matrix, co-substrate, and operating conditions.

Among the organisms examined, *P. ostreatus* emerges as a particularly attractive candidate for further research and scale-up. It is non-pathogenic and Generally Regarded As Safe (GRAS status) [22], which can simplify risk assessment and regulatory review for environmental applications. This edible basidiomycete grows on diverse carbon sources, including lignocellulosic and agricultural side streams, and produces high activities of extracellular oxidative enzymes such as laccases and manganese peroxidases. Its ability to grow and maintain enzyme activity at ambient tempera-

tures and pH values typical of many industrial effluents enhances practicality, while its responsiveness to medium composition enables optimization of degradation kinetics through process adjustments [22, 31].

Translating these capabilities into robust, large-scale processes remains challenging due to several physicochemical and biological constraints that reduce efficacy under real-world conditions. First, the bioavailability of many contaminants is limited, as hydrophobic compounds sorb to soils or organic matter, restricting microbial access [32]. Second, bioremediation systems are sensitive to pH and temperature, as many enzymes operate within narrow ranges and lose activity under fluctuating environmental conditions [6, 33]. Third, incomplete degradation can yield toxic or more persistent intermediates that raise environmental and regulatory concerns. Therefore, comprehensive identification and characterization of all degradation products is essential [6].

Moreover, scale-up constraints including oxygen transfer, reactor design, nutrient delivery, and maintenance of stable microbial growth and activity remain major bottlenecks when moving from laboratory to industrial volumes [33]. Current advances address these limitations through microbial consortia of fungi and bacteria that broaden substrate scope and complete degradation pathways due to synergistic effects [34, 35]. Additionally, cell immobilization techniques such as encapsulation, carrier-based biofilms or support matrices enhance microbial stability, protect cells from environmental fluctuations and increase pollutant contact efficiency [36, 37]. Finally, process optimization, including controlled aeration, nutrient modulation, co-substrate addition, and reactor engineering, is increasingly applied to enable complete and sustained pollutant removal at industrially relevant scales [33].

Taken together, these insights pave the way for bioremediation workflows that couple the removal of BPA and other micropollutants with resource recovery technologies ranging from material recycling to wastewater treatment, enabling safer, higher-quality recycled plastics and cleaner effluent and biosolids. They also support the use of robust, energy-saving bioprocesses that promote a technology-based circular economy.

5 Conclusion

This study demonstrates the potential of microbial bioremediation, particularly using the white-rot fungus *P. ostreatus*, for the efficient removal of BPA from recycling-relevant streams. Among the tested strains, *P. ostreatus* showed the most promising BPA degradation capacity under various conditions, highlighting its suitability for integration into biotechnological processes within a circular economy framework. The results emphasize that both inoculum density and medium composition are critical parameters for optimizing BPA removal, with nutrient-rich media supporting more effective degradation than MM.

Our findings underline the importance of selecting robust, safe, and versatile microorganisms for future large-scale applications. The ability of *P. ostreatus* to grow on diverse, lignocellulosic side streams further supports its practical use in sustainable recycling and wastewater treatment processes. However, challenges remain regarding process scale-up, the influence of environmental conditions, and the need for comprehensive characterization of degradation pathways and products.

Overall, implementing such biotechnological approaches can make a significant contribution to safer, more sustainable recycling and wastewater treatment, supporting the transition to a resource-efficient, circular bioeconomy.

ACKNOWLEDGEMENTS


The authors would like to thank the ministry of Science, Research and Arts of the Federal State of Baden-Württemberg for the financial support of the projects within the Innovation-Campus Future Mobility.

Literatur

- [1] Leong, H. Y.; Chang, C.-K.; Khoo, K. S. et al.: Waste biorefinery towards a sustainable circular bioeconomy: a solution to global issues. *Biotechnology for Biofuels* 14 (2021) 1, #87
- [2] Carmona Marques, P.; Fernandes, P. C. B.; Sampaio, P. et al.: Advances in Biotechnology in the Circular Economy: A Path to the Sustainable Use of Resources. *Sustainability* 17 (2025) 14, #6391
- [3] Hussain, A.; Wu, S. C.; Le, T.-H. et al.: Enhanced biodegradation of endocrine disruptor bisphenol A by food waste composting without bioaugmentation: Analysis of bacterial communities and their relative abundances. *Journal of Hazardous Materials* 460 (2023), #132345
- [4] Palsania, P.; Singhal, K.; Dar, M. A. et al.: Food grade plastics and Bisphenol A: Associated risks, toxicity, and bioremediation approaches. *Journal of Hazardous Materials* 466 (2024), #133474
- [5] Wang, S.; Zhang, S.; Wang, H.: Overview of Research on Bisphenol A Removal from mine Water. *Frontiers in Humanities and Social Sciences* 5 (2025) 9, pp. 253–259
- [6] Ganla, R. K.; Sriramakrishnan, J.; Gulati, K. A. et al.: Reviewing bioremediation technologies for micropollutant mitigation. *Environmental Pollutants and Bioavailability* 37 (2025) 1, #2546440
- [7] ECHA European Chemicals Agency: One new substance added to the Candidate List, several entries updated. Internet: echa.europa.eu/-/one-new-substance-added-to-the-candidate-list. Zugriff am 16.04.2026
- [8] Ighalo, J. O.; Kurniawan, S. B.; Khongthaw, B. et al.: Bisphenol A (BPA) toxicity assessment and insights into current remediation strategies. *RSC Advances* 14 (2024) 47, pp. 35128–35162
- [9] Lü, L.; Liu, Y.; Yang, Y. et al.: Bisphenol A Exposure Interferes with Reproductive Hormones and Decreases Sperm Counts: A Systematic Review and Meta-Analysis of Epidemiological Studies. *Toxics* 12 (2024) 4, doi.org/10.3390/toxics12040294
- [10] Núñez, S. S.; Ortuño, N.; Fernández-Durán, S. et al.: Analysis and removal of bisphenols in recycled plastics using polyethylene glycol. *Scientific Reports* 14 (2024) 1, #12824
- [11] Roy, D.; Dey, A. K.; Mandal, A. et al.: A comprehensive review on the sustainable approach of fossil-based polymers toward bio-based polymers. *Polymer Bulletin* 82 (2025) 17, pp. 11625–11696
- [12] European Environment Agency: Waste management country profile: Germany. Stand: 2025. Internet: www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/waste-and-recycling/municipal-and-packaging-waste-management-country-profiles-2025/de-municipal-waste-factsheet.pdf/@download/file. Zugriff am 17.04.2026
- [13] Müller, T.; Ibañez, J. M.; Schneider, J. et al.: Mechanical Recycling: Processing Challenges. In: Buettner, A.; Weidner, E. (eds.): *Springer Handbook of Circular Plastics Economy*. Cham: Springer Nature Switzerland 2025, pp. 407–417
- [14] Alrazen, H. A.; Aminossadati, S. M.; Mahmood, H. A. et al.: A review of the pathways, limitations, and perspectives of plastic waste recycling. *Materials for Renewable and Sustainable Energy* 14 (2025) 3, #50
- [15] Mubayi, V.; Ahern, C. B.; Calusinska, M. et al.: Toward a Circular Bioeconomy: Designing Microbes and Polymers for Biodegradation. *ACS Synthetic Biology* 13 (2024) 7, pp. 1978–1993
- [16] Sadler, J. C.; Wallace, S.: Microbial synthesis of vanillin from waste poly(ethylene terephthalate). *Green Chemistry* 23 (2021) 13, pp. 4665–4672
- [17] Carbios: Homepage. Internet: www.carbios.com/fr/. Zugriff am 17.04.2026
- [18] Ayilara, M. S.; Babalola, O. O.: Bioremediation of environmental wastes: the role of microorganisms. *Frontiers in Agronomy* 5 (2023), doi.org/10.3389/fagro.2023.1183691
- [19] Ghosh, S.; Patra, S.; Jha, P.: Bioremediation Strategies Against Hydrocarbon Wastes and Synthesis of Novel Recycled Products. In: Behera, I. D.; Das, A. P. (eds.): *Environmental Hydrocarbon Pollution and Zero Waste Approach Towards a Sustainable Waste Management*. Cham: Springer Nature Switzerland 2025, pp. 255–304
- [20] Leibniz Institute DSMZ: List of recommended media for microorganisms. Internet: www.dsmz.de/collection/catalogue/microorganisms/culture-technology/list-of-media-for-microorganisms. Zugriff am 16.04.2026
- [21] Eliaz, N.; Ron, E. Z.; Gozin, M. et al.: Microbial Degradation of Epoxy. *Materials (Basel, Switzerland)* 11 (2018) 11, doi.org/10.3390/ma11112123
- [22] El Enshasy, H.; Agouillat, F.; Mat, Z. et al.: *Pleurotus ostreatus*: A Biofactory for Lignin-Degrading Enzymes of Diverse Industrial Applications. In: Yadav, A. N.; Singh, S.; Mishra, S. et al. (eds.): *Recent Advancement in White Biotechnology Through Fungi: Volume 3: Perspective for Sustainable Environments*. Cham: Springer International Publishing 2019, pp. 101–152
- [23] Hadar, Y.; Kerem, Z.; Gorodecki, B.: Biodegradation of lignocellulosic agricultural wastes by *Pleurotus ostreatus*. *Journal of Biotechnology* 30 (1993) 1, pp. 133–139
- [24] Hu, Y.; Xue, F.; Chen, Y. et al.: Effects and Mechanism of the Mycelial Culture Temperature on the Growth and Development of *Pleurotus ostreatus* (Jacq.) P. Kumm. *Horticulturae* 9 (2023) 1, #95
- [25] Krishnamoorthy Ganesh; Leus Inga V.; Weeks Jon W. et al.: Synergy between Active Efflux and Outer Membrane Diffusion Defines Rules of Antibiotic Permeation into Gram-Negative Bacteria. *mBio* 8 (2017) 5, doi.org/10.1128/mbio.01172–17
- [26] Cao, H.; Li, Z.; Chen, B. et al.: From Environmental Toxicants to Antibacterial Agents: BPA Analogues Selectively Inhibit the Growth of Gram-Positive Bacteria by Disturbing Biosynthesis of the Cell Wall. *Environment & Health* 1 (2023) 4, pp. 291–299
- [27] Krakowska, A.; Suchanek, M.; Piech, R. et al.: Accumulation of Bisphenol A[®] by *Pleurotus* spp. – Flow Injection Analysis. *Molecules* 29 (2024) 11, #2520
- [28] Freitas, E. N. de; Bubna, G. A.; Brugnari, T. et al.: Removal of bisphenol A by laccases from *Pleurotus ostreatus* and *Pleurotus pulmonarius* and evaluation of ecotoxicity of degradation products. *Chemical Engineering Journal* 330 (2017), pp. 1361–1369
- [29] Pype, R.; Flahaut, S.; Debaste, F.: On the importance of mechanisms analysis in the degradation of micropollutants by laccases: The case of Remazol Brilliant Blue R. *Environmental Technology & Innovation* 14 (2019), #100324
- [30] Fonseca, M. I.; Shimizu, E.; Zapata, P. D. et al.: Copper inducing effect on laccase production of white rot fungi native from Misiones (Argentina). *Enzyme and Microbial Technology* 46 (2010) 6, pp. 534–539
- [31] Lozada-Martinez, L. M.; Reyes-Duque, J. D.; Marin-Hamburger, Y. et al.: *Pleurotus ostreatus* for Environmental Remediation and Sustainable Bioprocesses: An Evidence-Mapped Review of Research Gaps and Opportunities. *Journal of Fungi* 12 (2026) 1, #54
- [32] Umeh, A. C.; Naidu, R.; Owojori, O. J. et al.: Bioavailability and Bioaccessibility of Hydrophobic Organic Contaminants in Soil and Associated Desorption-Based Measurements. In: Ortega-Calvo, J. J.; Parsons, J. R. (eds.): *Bioavailability of Organic Chemicals in Soil and Sediment*. Cham: Springer International Publishing 2020, pp. 293–350
- [33] Tekere, M.: Microbial Bioremediation and Different Bioreactors Designs Applied. In: Jacob-Lopes, E.; Queiroz Zepka, L. (eds.): *Biotechnology and Bioengineering*. London: IntechOpen 2019
- [34] Fan, H.; Wang, Q.; Bai, J. et al.: Review on the metabolic synergistic mechanisms in fungal-bacterial co-culture systems for VOCs biodegradation: from a microscopic perspective. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 24 (2025) 3, pp. 733–752
- [35] Cao, Z.; Yan, W.; Ding, M. et al.: Construction of microbial consortia for microbial degradation of complex compounds. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 10 (2022), doi.org/10.3389/fbioe.2022.1051233
- [36] Valdivia-Rivera, S.; Ayora-Talavera, T.; Lizardi-Jiménez, M. A. et al.: Encapsulation of microorganisms for bioremediation: Techniques and carriers. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 20 (2021) 3, pp. 815–838
- [37] Armanu, E. G.; Bertoldi, S.; Chrzanowski, Ł. et al.: Benefits of Immobilized Bacteria in Bioremediation of Sites Contaminated with Toxic Organic Compounds. *Microorganisms* 13 (2025) 1, #155

Dr. rer. nat. Nadine Silber 
nadine.silber@iff.uni-stuttgart.de

Johanna Scheurich, M.Sc.


Stephanie Eigner, M.Sc. 
stephanie.eigner@iff.uni-stuttgart.de

University of Stuttgart
Institute of Industrial Manufacturing and Management
Allmandring 35, 70569 Stuttgart
www.iff.uni-stuttgart.de/

Kexin Zhang, M.Sc.
kexin.zhang@ibt.uni-stuttgart.de

University of Stuttgart
Institute of Biochemistry and Technical Biochemistry
Allmandring 31, 70569 Stuttgart
www.ibc.uni-stuttgart.de/en/

Jana Renz, M.Sc.
jana.renz@ipa.fraunhofer.de

Dr.-Ing. Robert Miede 
robert.miede@ipa.fraunhofer.de

Fraunhofer-Institut für Produktionstechnik
und Automatisierung IPA
Nobelstr. 12, 70569 Stuttgart
www.ipa.fraunhofer.de

LIZENZ



Dieser Fachaufsatz steht unter der Lizenz Creative Commons
Namensnennung 4.0 International (CC BY 4.0)