

TEXTE

117/2024

Abschlussbericht

Ökologische Bewertung textiler Fasern – von „klassischen“ Fasern über Recyclingfasern bis hin zu innovativen und wiederentdeckten Fasern

von:

Dr. Jenny Teufel, Viviana Lopez, Katja Moch, Lucía Gascón
Öko-Institut e.V., Freiburg

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 117/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3720 37 302 0

FB001317

Abschlussbericht

Ökologische Bewertung textiler Fasern – von „klassischen“ Fasern über Recyclingfasern bis hin zu innovativen und wiederentdeckten Fasern

von

Dr. Jenny Teufel, Viviana Lopez, Katja Moch, Lucía Gascón
Öko-Institut e.V., Freiburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Öko-Institut e.V.
Merzhauser Str. 173
79100 Freiburg

Abschlussdatum:

Juni 2023

Redaktion:

Fachgebiet III 1.3 "Ökodesign, Umweltkennzeichnung, Umweltfreundliche Beschaffung"
Dr. Kristin Stechemesser

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2024

Kurzbeschreibung: Ökologische Bewertung textiler Fasern – von „klassischen“ Fasern über Recyclingfasern bis hin zu innovativen und wiederentdeckten Fasern

In diesem Bericht sind die Umweltauswirkungen, ebenso wie die Optimierungsansätze der in der Textilindustrie herkömmlich eingesetzten Fasern (z. B. Baumwolle, Wolle, regenerierte Zellulosefasern, Polyester, etc.) auf Basis der Aufarbeitung des derzeitigen Standes des Wissens detailliert beschrieben. Diese Aufarbeitung des Wissenstandes hat das Projektteam genutzt, um die faserspezifischen Anforderungen des Blauen Engel für Textilien (DE-UZ 154) zu überarbeiten und zu ergänzen (siehe Teufel et al. im Erscheinen). Die Aufarbeitung des Wissenstandes zum Stand der Kreislaufwirtschaft im Textilsektors diente zudem dazu, die Anforderungen des Blauen Engel für Textilien (DE-UZ 154) zu Recyclingfasern anzupassen.

Da verschiedenste Anbieter mittlerweile textile Produkte aus wiederentdeckten Fasern (wie z. B. Brennnessel) oder neuen bzw. innovativen Fasern auf den Markt gebracht haben und bringen, hat das Projektteam auch für diese Fasern die verfügbaren Quellen ausgewertet und den Kenntnisstand in die Überarbeitung der Anforderungen des Blauen Engel eingebracht. So enthalten die überarbeiteten Vergabekriterien beispielsweise auch Anforderungen an die Nutzung von Resten aus der Agrar- und Lebensmittelproduktion oder an den Einsatz von biogenen anstelle von fossilen Ressourcen für die Herstellung von synthetischen Fasern.

Abstract: “Development and review of the Blue Angel award criteria for textiles”

This report describes in detail the environmental impacts as well as the optimisation approaches of the fibres conventionally used in the textile industry (e.g. cotton, wool, regenerated cellulose fibres, polyester, etc.) on the basis of a review of the current state of knowledge. The project team used this review of the state of knowledge to revise and supplement the fibre-specific requirements of the Blue Angel for textiles (DE-UZ 154) (see Teufel et al. in publication). The review of the state of knowledge on the status of the circular economy in the textile sector also served to adapt the requirements of the Blue Angel for textiles (DE-UZ 154) on recycled fibres.

Since a wide variety of suppliers have meanwhile launched and are launching textile products made of rediscovered fibres (such as stinging nettle) or new or innovative fibres, the project team also evaluated the available sources for these fibres and incorporated the state of knowledge into the revision of the Blue Angel requirements. For example, the revised award criteria also include requirements for the use of residues from agricultural and food production or the use of biogenic instead of fossil resources for the production of synthetic fibres.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis.....	9
Abkürzungsverzeichnis.....	10
Glossar.....	12
Zusammenfassung.....	13
Summary.....	25
1 Hintergrund.....	35
2 Zielsetzung.....	39
3 Methodische Herangehensweise und Aufbau des Berichtes.....	40
3.1 Methodische Herangehensweise.....	40
3.2 Aufbau des Berichtes.....	40
4 Textile Fasern: Marktdaten und -informationen.....	41
4.1 Überblick und Kategorisierung der herkömmlich in der Textilindustrie eingesetzten Fasern.....	41
4.2 Marktinformationen und -daten zu den in der Textilindustrie eingesetzten Fasern.....	41
4.2.1 Globale Faserproduktionsmengen und Marktanteile.....	43
4.2.2 Verarbeitungsmengen und Einsatzgebiete textiler Fasern in Deutschland.....	46
4.2.3 Häufige Gewebekombinationen und Mischgewebe.....	46
4.2.4 Polyester.....	47
4.2.5 Polyamid.....	48
4.2.6 Baumwolle.....	48
4.2.7 Andere pflanzliche Naturfasern.....	48
4.2.8 Wolle.....	49
4.2.9 Man-made Cellulose fibres (MMCFs) / Regenerierte Zellulosefasern.....	49
4.2.10 Informationen zur Verbreitung verschiedener Umweltzeichen im Textilsektor.....	50
5 Umweltauswirkungen der in der Textilindustrie herkömmlich eingesetzten Fasern.....	53
5.1 Naturfasern.....	54
5.1.1 Baumwolle.....	54
5.1.1.1 Anbau von Baumwolle.....	54
5.1.1.2 Garnerzeugung.....	59
5.1.1.3 Nutzungsphase.....	59
5.1.1.4 Optimierungspotenziale durch den Einsatz von Baumwolle aus kontrolliert biologischem Anbau.....	59

5.1.1.5	Optimierungspotenziale durch den Einsatz von rezyklierter Baumwolle	60
5.2	Wolle, Alpaka, Kaschmir.....	62
5.2.1	Wolle	62
5.2.2	Alpaka und Kaschmir.....	63
5.2.3	Optimierungsansätze beim Bezug von Wolle, Alpaka und Kaschmir	63
5.2.4	Recycling von Wolle	64
5.3	Flachfasern und andere Bastfasern.....	64
5.3.1	Anbau	64
5.3.2	Gewinnung der Fasern.....	65
5.3.3	Optimierungspotenziale	66
5.4	Regeneratfasern (man-made cellulosic fibres, MMCFs).....	66
5.4.1	Rohstoffgewinnung.....	66
5.4.2	Zellstoffherstellung	67
5.4.3	Herstellung der Zellstofffaser bzw. Regeneratfaser	67
5.4.4	Rezyklateinsatz bei der Herstellung von Regeneratfasern	68
5.5	Synthetische Fasern	69
5.5.1	Polyesterfasern (PES).....	70
5.5.1.1	Rezyklierte Polyesterfasern und Rezyklatquellen für rezyklierte Polyesterfasern.....	71
5.5.1.2	Biobasiertes Polyester	73
5.5.2	Polyamidfasern	75
5.5.2.1	Rezyklierte Polyamidfasern und Rezyklatquellen für rezyklierte Polyamidfasern	75
5.5.2.2	Biobasiertes Polyamid	76
5.5.3	Polyacrylfasern.....	77
5.5.4	Weitere synthetische Fasern: Elasthan, Polypropylen und Elastolefin	77
6	Stand der Kreislaufwirtschaft im Textilsektor	79
6.1	Stand des Recyclings im Textilsektor: Recyclingverfahren und Inputströme zur Herstellung von textilen Recyclingfasern.....	80
6.1.1	Mechanisches Recycling	83
6.1.2	Thermisches Recycling	84
6.1.3	(Bio-)Chemisches Recycling	86
6.1.4	Zusammenfassendes Kurzfazit.....	88
6.2	Inputströme von Recyclingfasern und damit verbundene Herausforderungen.....	90
6.2.1	Globale Materialströme der Bekleidungsindustrie.....	90
6.2.2	Sammelsysteme von Alttextilien in Europa: Stand & Herausforderungen.....	92

6.2.3	Herausforderungen auf dem Weg zu einem geschlossenen Recycling von Textilien	94
6.3	Kreislaufwirtschaft: übergeordnete produktbezogene Ziele und Ansatzpunkte	95
7	Weitere Entwicklungen im Textilsektor: Wiederentdeckte und innovative Fasern	96
7.1	Zielsetzung der Literaturrecherche und -auswertung	96
7.2	Überblick über wiederentdeckte und innovative Fasern.....	96
7.2.1	Wiederentdeckte Fasern.....	99
7.2.1.1	Brennnessel	99
7.2.1.2	Kapok	100
7.2.2	Chitin / Chitosan	100
7.2.3	Milchproteinfasern	101
7.2.4	Sojaproteinfasern.....	101
7.2.5	Innovative Fasern.....	101
7.2.5.1	Nutzung von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft als Rohstoff für die Gewinnung von Fasern oder für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern	101
7.2.6	Nutzung neuer Rohstoffquellen (inklusive Abfällen aus der Land- oder Lebensmittelwirtschaft) für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern.....	105
7.2.6.1	Zellulose aus Orangenschalen	105
7.2.6.2	Zellulose aus Reis- und Weizenstroh	106
7.2.6.3	Zellulose aus Reststoffen aus der Verarbeitung der Ingwerwurzel.....	106
7.2.6.4	Zellulose aus Bakterien	107
7.2.7	Innovative Proteinbasierte Fasern.....	107
7.2.7.1	Fasern aus Polylactic acid (PLA).....	107
7.2.7.2	Synthetische Spinnenseide	109
7.2.8	Fasern aus rezykliertem CO ₂	109
7.3	Fazit.....	110
8	Synoptische ökologische Bewertung textiler Fasern.....	112
9	Quellenverzeichnis	113

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Entwicklung der globalen Faserproduktionsmengen.....	44
Abbildung 2:	Marktanteile verschiedener regenerierter Zellulosefasern in 2019	49
Abbildung 3:	Durchschnittliche Ernteerträge von Baumwolle aus den Erntejahren 2016/17 und 2018/19 (FAO 2021)	55
Abbildung 4:	Herstellungsprozess von biobasiertem Polyester	74
Abbildung 5:	Herstellungsprozess von biobasiertem Polyamid	76
Abbildung 6:	Schematische Darstellung der Wertschöpfungskette des Textilrecyclings.....	81
Abbildung 7:	Kategorisierung verschiedener Verfahren des Textilrecyclings	83
Abbildung 8:	Globale Materialströme für Kleidung im Jahr 2015	91
Abbildung 9:	Klassifizierung von Fasern	98
Abbildung 10:	PLA-Produktion durch Ring-öffnende Polymerisation	108

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Verfügbare Marktinformationen und -daten zum Einsatz verschiedener Fasern im Textilsektor	42
Tabelle 2:	Die globale Faserproduktion in 2019	43
Tabelle 3:	Marktanteile verschiedener Fasern auf dem Europäischen Bekleidungsmarkt in 2015.....	45
Tabelle 4:	Marktanteile verschiedener Fasern auf dem Europäischen Heimtextilienmarkt im Jahr 2007	45
Tabelle 5:	Die gängigsten Gewebekombinationen und ihre Einsatzgebiete	47
Tabelle 6:	Relevante Umweltzeichen für Textilprodukte: Fokus und Informationen zu ihrer Verbreitung.....	50
Tabelle 7:	Erträge (Saat und Faser) in kg/ha	55
Tabelle 8:	Vor- und Nachteile verschiedener recyclingverfahren.....	89
Tabelle 9:	Übersicht zur Anwendung von Recyclingverfahren für ausgewählte Fasern auf Basis von Literaturdaten.....	90

Abkürzungsverzeichnis

AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
bzw.	beziehungsweise
CO₂e	CO ₂ -Äquivalente
C2C	Cradle to Cradle
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DMT	Dimethylene Terephthalate (= ein PET-Vorprodukt)
EPR	extended producer responsibility (dt. erweiterte Herstellerverantwortung)
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (dt. Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)
FSC	Forest Stewardship Council
GCS	Good Cashmere Standard® (ein Zertifizierungsstandard für nachhaltigen Kaschmir, die Edelhaare der Kaschmir-Ziege)
ggfs.	gegebenenfalls
ggü.	gegenüber
GRS	Global Recycled Standard
GV	gentechnisch verändert
GVO	gentechnisch veränderte Organismen
Hg.	Herausgeber
ICAC	International Cotton Advisory Committee
iLUC	indirect Land Use Change (dt. indirekte Landnutzungsänderung)
ISAAA	International Service for the Acquisition of Agri-biotech Applications (dt. Internationaler Service für die Erfassung von Anwendungen der Agrarbiotechnologie)
ISCC	International Sustainability & Carbon Certification (=ein internationales Zertifizierungssystem für nachhaltige Bioenergien und Biomasse)
JRC	Joint Research Centre
k. A.	keine Angabe(n)
k.b.A.	kontrolliert biologischer Anbau
k.b.T.	kontrolliert biologische Tierhaltung
LCA	Life Cycle Analysis (dt. Lebenszyklusanalyse)

MEG	Monoethylene Glycol (dt. Monoethylenglykol, = ein PET-Vorprodukt)
Mio	Millionen
MMCFs	man-made cellulosic fibres (dt. Synthefasern hergestellt auf Basis von Zellulose)
Mrd.	Milliarden
NFC	Nettle Fibre Company
NGO	Non-governmental organisations (dt. Nichtregierungsorganisationen)
o. J.	ohne Jahr
PA 10.10	Polyamid 10.10 - ein Polymer aus der Gruppe der Polyamide
PA 11	Polyamid 11 - ein Polymer aus der Gruppe der Polyamide
PA 6	Polycaprolactam oder Polyamid 6 - ein Polymer aus der Gruppe der Polyamide
PA 6.6	Polyamid 6.6 - ein Polymer aus der Gruppe der Polyamide
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PALF	Pineapple leave fibre (dt. Ananasblatt-Fasern)
PEF	Product Environmental Footprint (dt. Produktumweltfußabdruck)
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes
PEFCR	Product Environmental Footprint Category Rules (dt. Produktumweltfußabdruck Kategorienregeln)
PES	Polyesterfasern (Polyesterfasern bestehen aus Polyethylenterephthalat, Abkürzung: PET)
PET	Polyethylenterephthalat
PLA	Polylactide, auch Polymilchsäuren genannt, sind synthetische Polymere, die zu den Polyestern zählen
PTA	Purified Terephthalic Acid (dt. reine Terephthalsäure, = ein PET-Vorprodukt)
PTT	Polytrimethylenterephthalat
RSB	Roundtable for Sustainable Biofuels (dt. Runder Tisch zu nachhaltigen Biokraftstoffen)
t	Tonne
u. a.	unter anderem
UBA	Umweltbundesamt
UK	United Kingdom (dt. Vereinigtes Königreich)
USA	United States of America (dt. Vereinigte Staaten von Amerika)
USDA	United States Department of Agriculture (dt. Landwirtschaftsministerium der Vereinigten Staaten)
usw.	und so weiter
v. H.	von Hundert
VerpackV	Verpackungsverordnung
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung
z. B.	zum Beispiel

Glossar

Frischfaser (engl. virgin fibre): Frischfasern werden aus Primärrohstoffen, wie Baumwolle, Schurwolle, aus Holz oder anderen Zellstoffquellen gewonnener Zellstoff etc., hergestellt. Der Begriff wird im Unterschied zu rezyklierten Fasern verwendet.

Hotspots der Biodiversität: So werden Regionen der Erde bezeichnet, in denen eine große Zahl an endemischen Pflanzen- und Tierarten vorkommt und deren Natur in besonderem Maße bedroht ist. Um sich als Hotspot der biologischen Vielfalt zu qualifizieren, muss eine Region zwei Kriterien erfüllen. Sie muss mindestens 1.500 endemische Gefäßpflanzen aufweisen, d. h. einen hohen Prozentsatz an Pflanzen, die nirgendwo sonst auf der Erde vorkommen. Sie muss außerdem 30 % oder weniger seiner ursprünglichen natürlichen Vegetation aufweisen.¹

Closed-Loop-Recycling: Geschlossene Kreislaufwirtschaft, die darauf abzielt, die in Produkten enthaltenen Rohstoffe nach deren Nutzung dem Rohstoffkreislauf zur Herstellung neuer Produkte der gleichen Art wieder zuzuführen. Das heißt, es handelt sich dabei um Verfahren, bei denen Abfälle gesammelt, recycelt und anschließend wieder zur Herstellung desselben Produkts verwendet werden, aus dem sie stammen.

Mulesing: Hautentfernung rund um den Schwanz von Schafen, wobei keine schmerzstillenden Mittel verabreicht werden. Ziel des Mulesing ist die Vermeidung eines Fliegenmadenbefalls.

Open-Loop-Recycling: Offene Kreislaufwirtschaft, die im Unterschied zur geschlossenen Kreislaufwirtschaft Verfahren beschreibt, bei den Abfallstoffe aus anderen Stoffkreisläufen eingesetzt werden, um neue Produkte herzustellen. So werden beispielsweise Verpackungen aus dem Lebensmittelbereich recycelt und die rezyklierten Materialien werden zur Herstellung von rezyklierten Textilfasern eingesetzt.

Pre-Consumer-Abfälle: Unter dem Begriff „Abfall vor Gebrauch (= Pre-Consumer Waste oder auch Pre-Consumer Material)“ wird Material definiert, das beim Herstellungsverfahren aus dem Abfallstrom abgetrennt wird. Nicht enthalten ist die Wiederverwendung von Materialien aus Nachbearbeitung, Nachschliff oder Schrott, die im Verlauf eines technischen Verfahrens entstehen und im selben Prozess wiederverwendet werden können.

Post-Consumer-Abfälle: Unter dem Begriff „Abfall nach Gebrauch (= Post-Consumer Waste oder auch Post-Consumer Material)“ wird Material definiert, das aus Haushalten, gewerblichen und industriellen Einrichtungen oder Instituten (die Endverbraucher des Produktes sind) stammt und das nicht mehr länger für den vorgesehenen Zweck verwendet werden kann. Darin enthalten ist zurückgeführtes Material aus der Lieferkette.

¹ Quelle: <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>; zuletzt abgerufen am 27.04.2023

Zusammenfassung

Betrachtet man die verschiedenen Bedürfnisfelder des privaten Konsums, wie Wohnraum, Mobilität oder Ernährung, und listet diese in einer absteigenden Rangfolge hinsichtlich ihrer negativen Umweltauswirkungen auf; dann steht der Konsum von Textilien in Europa an vierter Stelle. Betrachtet man nur den Wasserfußabdruck oder den Flächenbedarf so rückt der Konsum von Textilien in Europa sogar auf den dritten Platz auf (Duhoux et al. 2022).

Rund 80 % der Umweltauswirkung von textilen Bekleidungsprodukten werden durch die Herstellung verursacht (Sandin et al. 2019b). Angesichts der Umweltherausforderungen, vor denen unsere Gesellschaft steht, werden im Textilsektor deshalb von verschiedenen Akteur*innen Alternativen vorangetrieben. Hier sind insbesondere die Entwicklung von Geschäftsmodellen nach dem Vorbild einer Kreislaufwirtschaft mit der Entwicklung und Weiterentwicklung von verschiedenen Recyclingansätzen, die Wiederentdeckung und Neuentwicklung von alternativen Fasern sowie der Entwicklung von energie- und/oder ressourceneffizienten Herstellungsprozessen zu nennen. Vor diesem Hintergrund war es für eine fundierte Überarbeitung der Vergabekriterien des Blauen Engel für Textilien (DE-UZ 154)² notwendig, den aktuellen Wissensstands zu ökologisch vorteilhafteren Faseralternativen (inklusive dem Wissensstand zu wiederentdeckten und innovativen Fasern) und zur ökologischen Bewertung des Einsatzes von Recyclingfasern aufzuarbeiten. Um außerdem die Relevanz verschiedener Fasern besser beurteilen zu können, sind darüber hinaus verfügbare Marktinformationen zu verschiedenen Fasern und Gewebekombinationen recherchiert und aufbereitet worden.³

In diesem Bericht sind die Umweltauswirkungen, ebenso wie die Optimierungsansätze der in der Textilindustrie herkömmlich eingesetzten Fasern (z. B. Baumwolle, Wolle, regenerierte Zellulosefasern, Polyester, etc.), detailliert beschrieben. Auf Basis der Aufarbeitung des Wissensstandes hat das Projektteam die faserspezifischen Anforderungen des Blauen Engel überarbeitet und ergänzt (siehe Teufel et al. im Erscheinen). Die Aufarbeitung des Wissensstandes zum Stand der Kreislaufwirtschaft im Textilsektors diente dazu, die Anforderungen des Blauen Engel für Textilien zu Recyclingfasern anzupassen.

Da verschiedenste Anbieter mittlerweile textile Produkte aus wiederentdeckten Fasern (wie z. B. Brennnessel) oder neuen bzw. innovativen Fasern auf den Markt gebracht haben und bringen, hat das Projektteam auch für diese Fasern die verfügbaren Quellen ausgewertet und den Kenntnisstand in die Überarbeitung der Anforderungen des Blauen Engel eingebracht. So enthalten die überarbeiteten Vergabekriterien beispielsweise auch Anforderungen an die Nutzung von Resten aus der Agrar- und Lebensmittelproduktion oder an den Einsatz von biogenen anstelle von fossilen Ressourcen für die Herstellung von synthetischen Fasern.

Das in den meisten Industrieländern herrschende hohe Konsumniveau an Bekleidung und Heimtextilien ist eine der Hauptursachen für die hohen Umweltauswirkungen, die der Textilsektor nach sich zieht. In der EU betrug der durchschnittliche Textilkonsum in 2020 6 kg Bekleidungstextilien, 6,1 kg Heimtextilien und 2,7 kg Schuhe pro Person (Duhoux et al. 2022). Zum Vergleich: im Jahr 2003 betrug der durchschnittliche Konsum an Bekleidungs- und Heimtextilien 10,1 kg/Person. Das entspricht einem Wachstum um 20 %. In die gleiche Richtung weist die Tatsache, dass obwohl die Bekleidungspreise in der EU deutlich gesunken sind (Duhoux et al. 2022), die Ausgaben der Haushalte für Bekleidung zugenommen haben (Köhler et al. 2021).

² <https://www.blauer-engel.de/UZ154-2023>

³ <https://www.blauer-engel.de/UZ154-2023>

Es gibt Schätzungen, dass die durchschnittliche Anzahl der Male, die ein Kleidungsstück getragen wird, bevor es nicht mehr verwendet wird - im Vergleich zu vor 15 Jahren - um 36 % zurückgegangen ist. Dies ist insofern insbesondere relevant, dass schätzungsweise weniger als 1 % des für die Herstellung von Kleidung verwendeten Materials rezykliert wird, um es wieder in der Produktion von Textilien einzusetzen (Ellen McArthur Foundation 2017).

Die Faserproduktion hat sich in den letzten 20 Jahren mehr als verdoppelt und es wird erwartet, dass sie weiter deutlich ansteigt. Die dominierende Faser ist mit einem Marktanteil im Jahr 2019 von rund 52 % Polyester, gefolgt von Baumwolle (rund 25 % Marktanteil). Außerdem hat in den letzten Jahren die Bedeutung von regenerativen Zellulosefasern (Marktanteil 6,4 %) stetig zugenommen. (TextileExchange 2020b)

Die Herstellung textiler Fasern trägt zu einem erheblichen Teil zum Treibhausgaspotenzial eines textilen Produktes bei. Nach Angaben der Charta der Modeindustrie zum Klimaschutz (UNFCCC 2020) machen die Rohstoffe schätzungsweise 15 bis 50 % der Treibhausgasemissionen eines Modeunternehmens aus. Neben dem Ausstoß von klimaschädlichen Treibhausgasen geht die Gewinnung bzw. Herstellung textiler Fasern außerdem mit weiteren negativen Umweltauswirkungen einher. Die Umwelt-Hotspots und Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen sind im Folgenden faserspezifisch kurz zusammengefasst:

Baumwolle

- ▶ Die größten Umweltbelastungen in der Herstellung von Baumwollgarnen liegen im Anbau der Baumwolle (Moreira Cardoso 2013). Die Baumwollpflanze ist gegen Trockenheit und Hitze relativ tolerant. Es bedarf aber eine ausreichende Wasserversorgung, um gute Erträge und eine gute Qualität zu erzielen (Grahl 2019). So basiert ein Großteil des Baumwollanbaus auf Bewässerung. Vier der fünf Hauptbaumwollanbauländer liegen jedoch in Gebieten, die ein sehr hohes bis hohes Risiko hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit bis 2040 aufweisen. Dieser Aspekt sowie die Tatsache, dass im Baumwollanbau in der Regel wenig effiziente Bewässerungsmethoden zum Einsatz kommen, schlagen sich in einem hohen Wasserfußabdruck von textilen Produkten auf Baumwollbasis nieder. Konventionell angebaute Baumwolle weist außerdem im Vergleich zu Baumwolle aus ökologischem Anbau deutlich erhöhte Öko- und Humantoxizitätspotenziale und ein erhöhtes Eutrophierungspotenzial auf (Singh et al. 2018; Cotton Incorporated 2012). Der hohe Wasserverbrauch im Anbau in Regionen, die an Wasserknappheit leiden, ebenso wie Emissionen, die eutrophierend oder ökotoxisch wirken, führen außerdem zu einem Verlust an Biodiversität in den an die Baumwollplantagen angrenzenden Ökosysteme.
- ▶ Laut Suresh et al. (2021) ist der entscheidende Faktor für die Höhe des Treibhausgasemissionspotentials von Baumwolle der Ertrag. Die Erträge variieren jedoch von Land zu Land, aber auch innerhalb eines Landes von Region zu Region und von Erzeuger zu Erzeuger. Sie sind von den angewandten Anbaumethoden (Düngemittelausbringung, Umgang mit Ernterückständen, Bodenbearbeitungsmethoden, Fruchtfolge oder Dauerkultur, etc.), den klimatischen Bedingungen, der Wasserverfügbarkeit, der Bodenqualität und dem Schädlingsdruck beeinflusst (ebd. 2021). Tatsächlich zeigt eine andere Studie, dass beim Vergleich verschiedener Anbausysteme (konventionell, Better Cotton, ökologischer Anbau) sich keine deutlichen Unterschiede im Ernteertrag ergeben, wenn man den gewichteten Mittelwert pro Anbausystem betrachtet. Das bedeutet jedoch, dass wenn betriebsspezifische Daten herangezogen werden, keine Vor- oder Nachteile eines Anbausystems gegenüber Anbaualternativen hinsichtlich des Treibhausgasemissionspotenzials ausgemacht werden können.

- ▶ Ein weiteres Umweltrisiko, das mit dem konventionellen Baumwollanbau verbunden ist, ist, dass überwiegend gentechnisch veränderte Baumwollsorten angebaut werden. Mittlerweile ist nachgewiesen worden, dass eine Auskreuzung der eingebrachten Transgene in eine nahverwandte Wildart stattgefunden hat. Wegier et al. (2011) konnten nachweisen, dass vier verschiedene Transgene in wilde Baumwolle (*Gossypium hirsutum*) in Mexiko eingekreuzt wurden. Die Wissenschaftler*innen fanden außerdem Exemplare der Wild-Baumwollpflanze, die vier verschiedene transgene Konstrukte enthielten. Da ein solches Mehrfach-Konstrukt in keiner auf dem Markt verfügbaren Linie bis dato existierte, vermuten die Forscher*innen, dass es sich nicht um ein primäres Einkreuzungsprodukt handeln kann. Vielmehr nehmen die Forscher*innen an, dass sich die transgenen Konstrukte innerhalb der Vorkommen von Wildbaumwolle ausbreiten. Generell ist damit zu rechnen, dass derartige Auskreuzungsprozesse Auswirkungen auf die Populationsdynamik von Arten und ggf. einen negativen Einfluss auf die Artenzusammensetzung ganzer Ökosysteme haben.
- ▶ Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen in der Herstellung von Baumwollgarnen: Ein Großteil der Umweltauswirkungen im Baumwollanbau können durch die Anwendung alternativer Anbaumethoden deutlich reduziert werden. Der kontrolliert biologische Anbau von Baumwolle bei dem auf den Einsatz von Mineraldünger, Pestizide und andere chemische Hilfsmittel verzichtet wird und den Anbau von gentechnisch veränderten Organismen (GVO)-Sorten verbietet, ist mit geringeren Auswirkungen auf die angrenzenden Ökosysteme verbunden (Senthil Kumar und Saravanan 2019; Nordic Ecolabelling 2020). Hinsichtlich der Klimaauswirkungen von Bio-Baumwolle im Vergleich zu konventioneller Baumwolle kann bislang keine Aussage getroffen werden, dass eines der beiden Anbausysteme vorteilhafter ist. Hedayati et al. (2019) konnten für Australien zeigen, dass verschiedene Anbaumaßnahmen, wie der Wechsel von Baumwolldauerkultur zu einer Fruchtfolge oder eine sehr bedarfsspezifische Düngung und der Einsatz von weniger schnell zersetzenden Stickstoffdüngern, die Treibhausgasemissionen, die durch den Baumwollanbau entstehen, um bis zu 25 % reduzieren können. Mit Blick auf den Wasser-Fußabdruck von Baumwolle ist darauf hinzuweisen, dass der kontrolliert biologische Anbau nicht per se bedeutet, dass die Anbaumethoden ein effektives Wassermanagement beinhalten. Nur wenige Standards für den ökologischen Anbau, wie beispielsweise der Naturland-Standard beinhalten Kriterien, die das Wassermanagement adressieren. Auch der Einsatz von rezyklierten Baumwollgarn kann die Umweltbelastungen eines Baumwolltextilproduktes minimieren (Moazzem et al. 2021; Munasinghe et al. 2021; Roy et al. 2022; Duhoux et al. 2022). Für die Herstellung von rezyklierten Baumwollgarnen können sowohl Textilreste oder Spinnabfälle verwendet werden, die während des Produktionsprozesses von Textilien anfallen, als auch Alttextilien.

(Schaf-)Wolle, Alpaka und Kaschmir

- ▶ Die Produktion von Wolle bzw. Schaf- oder Schurwolle ist mit einem hohem Treibhausgaspotenzial verbunden (Sajn 2019; Sandin et al. 2019a). In der konventionellen Schafzucht werden Schafbehandlungsmittel zur Bekämpfung von Läusen, Zecken und Milben eingesetzt. Pestizide auf der Basis von chlororganischen Verbindungen (z. B. DDT, Lindan) sind aufgrund ihrer toxischen, bioakkumulierenden und persistenten Eigenschaften in den Hauptproduktionsländern von Schurwolle verboten. Allerdings gibt es Hinweise, dass Lindan immer noch in Schurwolle gefunden wird, die aus Ländern stammt, die ehemals der Sowjetunion angehörten, und aus südamerikanischen Ländern (Roth et al. 2023). Außerdem stellen die fehlende Einhaltung von Tierschutzaspekten (z. B. die Anwendung der Methode des Mulesings oder Lebendtransporte über große Distanzen) ein Problem in der Produktion von Wolle dar. Im Garnherstellungsprozess von Wollgarnen ziehen Praktiken mit mangelnder

oder fehlender Abwasserbehandlung sowie der Einsatz von Antischumpfbehandlungsverfahren auf Basis von Chlor große Umweltprobleme nach sich. Die Produktion von Alpaka und Kaschmir ist mit Überweidung und Bodenerosion sowie Tierschutzproblemen verbunden

- ▶ Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen bzw. zur Vermeidung von Tierschutzproblemen bei (Schaf-)Wolle, Alpaka und Kaschmir: Anspruchsvolle Standards, wie beispielsweise der „Responsible Alpaca Standard“ von TextileExchange und der „Good Cashmere Standard®“ sowie die kontrolliert biologische Tierhaltung (k.b.T.) stellen Anforderungen, die die genannten Umwelt- und Tierschutzprobleme adressieren. Anspruchsvolle Textilstandard, wie beispielsweise GOTS, EU-Umweltzeichen für Textilerzeugnisse, Nordic Swan für Textilien, bluesign® oder der Blaue Engel für Textilien (DE-UZ 154), haben Anforderungen, die die Umweltprobleme des Garnherstellungsprozesses adressieren. Einzelne Textilstandards, wie beispielsweise der Blaue Engel, haben zusätzlich Anforderungen an die Tierhaltung formuliert. Der Einsatz von Fasern in der Garnherstellung reduziert ebenfalls die Umweltbelastungen entlang des Lebenszyklus von textilen Produkten aus Wolle bzw. Alpaka oder Kaschmir. Produktionsabfälle, sowie Alttextilien aus Wolle können mechanisch rezykliert und mit Frischfasern zur Herstellung von Garnen gemischt werden.

Bastfasern (u.a. Flachs, Hanf, Nessel)

- ▶ Der Anbau von verschiedenen Bastfasern erzeugt im Vergleich zum konventionellen Baumwolle-Anbau niedrigen Umweltauswirkungen. Allerdings geht die Aufbereitung der Fasern mit einer Reihe von Umweltauswirkungen einher. Um die Fasern vom inneren Stängel und der äußeren Schale zu trennen, ist ein Aufschlussverfahren notwendig. Dieser Aufschluss erfolgt mechanisch, chemisch, biologisch oder mit Dampf. Hierbei kann Abwasser mit hohen CSB- und BSB-Werten entstehen (Roth et al. 2023; Nordic Ecolabelling 2020). Für die Anwendung von Hanf in Bekleidungsprodukten müssen die Fasern entschleimt werden. Dieser Prozess verursacht einen hohen Energieverbrauch und führt bei einem Vergleich von konventionell angebauter Baumwolle zu Hanf dazu, dass Hanf - mit Ausnahme der Wirkungskategorien marine Eutrophierung und terrestrische Ökotoxizität - ein höheres Umweltbelastungspotenzial als Baumwolle aus konventionellem Anbau hat (van Eynde 2015).
- ▶ Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen von Bastfasern: Die Umweltbelastungen können zum einen reduziert werden, in dem auf Fasern aus kontrolliert ökologischem Anbau zurückgegriffen wird. Zum anderen garantiert der Rückgriff auf Fasern, die mit einem anspruchsvollen Textilstandard, wie beispielsweise GOTS, EU-Umweltzeichen für Textilerzeugnisse, Nordic Swan für Textilien, bluesign® oder dem Blauen Engel für Textilien, zertifiziert sind, dass die Abwasserbelastungen, die beim Aufschließen der Fasern auftreten können, vermieden werden.

Regeneratfasern (man-made cellulosic fibres, MMCFs)

- ▶ Eine der größten Umweltauswirkungen der Herstellung von Regeneratfasern ist die Rohstoffgewinnung. Die Zellulose, die das Ausgangsmaterial darstellt, wird vor allem aus Holz gewonnen. Nach Angaben von (Canopy 2020) stammt etwa die Hälfte der 6,5 Millionen t Viskosezellstoff, die jährlich produziert werden, aus alten und gefährdeten Wäldern, wie den kohlenstoffreichen Waldmoorgebieten Indonesiens und den borealen Primärwäldern Kanadas. Die mit der Zellulosegewinnung verbundene Rodung dieser Wälder ist mit einem sehr hohen Treibhausgasemissionspotenzial und massiven Auswirkungen auf die Biodiversität und dem Verlust an Ökosystemdienstleistungen verbunden. Im Zeitraum von 1990 bis

2017 hat sich die weltweite Produktion von Regeneratfasern mehr als verdoppelt, so dass die nachhaltige Beschaffung von Zellulose eine große Herausforderung darstellt (Sajn 2019; Pesnel und Payet 2019; Beton et al. 2014; Shen und Patel 2010; Seisl und Hengstmann 2021). Weitere Umwelt-Hotspots in der Herstellung von Regeneratfasern sind die Isolierung der Zellulose aus dem Rohstoff Holz sowie der eigentliche Faserherstellungsprozess. Die Isolation der Zellulose ist mit einem hohen Einsatz von Wasser und Energie verbunden. Des Weiteren ist der Einsatz von Chemikalien notwendig, die Abwasser und Abluft belasten. Zum Teil wird auch immer noch Chlor zum Bleichen des Zellstoffs eingesetzt. Der eigentliche Faserherstellungsprozess ist ebenfalls mit dem Einsatz von Chemikalien verbunden, die Abwasser und Abluft belasten können. Für die Herstellung der Regeneratfasern kommen mittlerweile mehrere Verfahren zum Einsatz, die sich deutlich in ihren Umweltauswirkungen unterscheiden.

- ▶ Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen von Regeneratfasern (man-made cellulosic fibres, MMCFs): Mit Blick auf den Erhalt von wertvollen Primärwäldern stellt die Verwendung von Holz als Rohstoff für die Zellstoffgewinnung, das nach den Grundsätzen der nachhaltigen Forstwirtschaft gemäß der Definition der Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) angebaut wurde, eine Alternative dar. Zum anderen trägt potenziell der Einsatz von Abfällen und Reststoffen für die Zellstoffherstellung zur Ressourcenschonung bei und ist ein Beitrag gegen die Entwaldung. Theoretisch stellen Reststoffe aus der Land- und Lebensmittelwirtschaft oder Baumwollabfälle eine alternative Zellulosequelle dar. Technisch ausgereift sind hier aber bislang nur einzelne Verfahren, wie die Nutzung von Baumwollabfällen (Pre- und Post-Consumer-Abfälle) aus der Textilwirtschaft und der Einsatz von Resten aus der Orangensaftproduktion. Bei der Gewinnung von Zellulose können chlorfreie Verfahren eingesetzt werden. Außerdem stehen mittlerweile auch energie- und wassersparende Produktionstechniken zur Verfügung. Auch der Einsatz von regenerativen Energiequellen mindert hier die Umweltbelastungen. Für die eigentliche Faserherstellung stehen ebenfalls mittlerweile umweltfreundlichere Alternativen zur Verfügung. Das Lyocell-Verfahren zeichnet sich beispielsweise durch seine geschlossene Kreislaufführung der Chemikalien aus. Auch im eigentlichen Faserherstellungsprozess können der Einsatz von erneuerbaren Energieträgern und Wärmerückgewinnung die Umweltauswirkungen der Herstellung deutlich reduzieren (Sandin et al. 2019a; Shen et al. 2012).

Polyester

- ▶ Die wesentlichen Umweltauswirkungen von synthetischen Fasern allgemein und auch von Polyester werden zum einen durch den Energieverbrauch und zum anderen durch die Nutzung fossiler Ressourcen⁴ als Ausgangsmaterial für die Produktion bestimmt. Vergleicht man verschiedene synthetische Fasern, so weisen Acryl- und Nylonfasern den höchsten Energiebedarf in der Herstellung auf (European Environmental Agency 2019). Ein weiteres Umweltproblem im Zusammenhang mit synthetischen Fasern – und aufgrund des hohen Marktanteils speziell auch von Polyester – ist ihr großer Beitrag zur Verschmutzung durch Mikroplastik, dessen langfristige Folgen für die aquatische Umwelt und die Arten sowie die menschliche Gesundheit noch unklar sind (Manshoven et al. 2021). Textilien sind eine der 10 wichtigsten Quellen für den Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt (Bertling et al. 2018; Boucher und Friot 2017; Changing Markets Foundation 2021). In der Herstellung von Polyester stellt neben dem hohen Energiebedarf auch der hohe Wasserverbrauch eine der

⁴ Auch schlechte Managementverfahren in der Ölexploration und beim Transport von Rohöl, ziehen die Emission von verschiedenen umweltbelastenden Schadstoffen in angrenzende Ökosysteme nach sich. Sie stellen deshalb prinzipiell auch für die Herstellung von synthetischen Fasern ein großes Umweltproblem dar, auch wenn der größte Teil des geförderten Rohöls für andere Prozesse und Produkte verwendet wird.

größten Umweltbelastungen dar. Je nach Produktionsstandort und eingesetzter Energiequelle kann die Herstellung von Polyester folglich auch mit einem hohen Wasser- und Klimafußabdruck verbunden sein. Nach Angaben von Shen und Patel (2010) weisen Polyestergerne außerdem aufgrund der Emission von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) bei der Herstellung von amorphem PET ein sehr hohes Humantoxizitätspotenzial auf.

- ▶ Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen von Polyesterfasern: Verschiedene Studien kommen zu dem Schluss, dass der Einsatz von rezyklierten Polyesterfasern dazu beiträgt, das Treibhausgasemissionspotenzial von Textilien, die aus Polyestergerne hergestellt werden, zu reduzieren (Suresh et al. 2021; Duhoux et al. 2022; Nordic Ecolabelling 2020; Sandin und Peters 2018). Es gibt verschiedene Verfahren für das Recycling von Polyester. Das gängige und am Markt etablierte Verfahren ist das mechanische Recycling, bei dem unterschiedliche PET-Inputströme zerkleinert, geschmolzen und zu Fasern verarbeitet werden (Hemkhaus et al. 2019). Alttextilien oder Textilabfälle aus der Herstellung, die zu 100 % aus Polyester bestehen, können ebenfalls mechanisch recycelt werden. Allerdings ist der Marktanteil von rezyklierten Polyesterfasern, die aus Alttextilien gewonnen wurden, verschwindend gering. Die Haupt-Inputströme für rezykliertes Polyestergerne sind PET-Flaschen und Lebensmittelverpackungen (Hemkhaus et al. 2019; ChemSec 2020). Laut Einschätzungen von Duhoux et al. (2021) aus dem Jahr 2021 erreicht das chemische Recycling in diesem Jahr (2023) den Technologiereifegrad 9. Beim chemischen oder Monomer-Recycling von Polyester werden die Polymerketten mit Hilfe eines Depolymerisationsverfahrens in Monomere zerlegt. Chemisches Monomer-Recycling ist aufgrund der erforderlichen Bedingungen für die Depolymerisationsreaktion energieaufwändig, da sie bei hohen Temperaturen und Drücken durchgeführt wird. Die Effizienz des chemischen Recyclings von Kunstfasern hängt stark von der Reinheit des Ausgangsmaterials ab. Aus wirtschaftlichen Gründen sollte der PET- Gehalt des Ausgangsmaterials etwa 80 – 90 % betragen. In der Praxis werden auch im chemischen Recycling vor allem PET-Verpackungsabfälle und PET-Industrieabfälle genutzt (Duhoux et al. 2021). Neben dem Einsatz von rezyklierten Polyester wird von verschiedenen Akteur*innen der Einsatz biogener Rohstoffe für die Produktion von synthetischen Fasern als Ersatz von fossilen Ressourcen als nachhaltige Alternative angesehen. Als Ausgangsstoffe wird hierfür zucker- und/oder stärkehaltige Biomasse (z. B. Mais, Zuckerrohr etc.) benötigt. Da der Anbau biogener Ressourcen mit einer Reihe von Umweltauswirkungen (Pestizideinsatz, Einsatz von synthetisch hergestellten Düngemitteln, Belastung von Grund- und Oberflächengewässern, Wasserverbrauch, Flächenbedarf, Verlust von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen, etc.) verbunden ist, sollte der Einsatz von biogenen Ressourcen bzw. Biomasse nur auf Basis definierter Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse erfolgen.

Polyamid

- ▶ Polyamid ist nach Polyester die zweitwichtigste Faser unter den in der Textilindustrie eingesetzten synthetischen Fasern. Die Herstellung von Polyamid ist energieintensiver als die von Polyester (European Environmental Agency 2019; Jungmichel et al. 2019). Außerdem wird nach Aussagen von (Manshoven et al. 2021) Distickstoffoxid freigesetzt. Distickstoffoxid hat einen um fast 300-mal stärkeren Beitrag zum Klimawandel als Kohlendioxid (Manshoven et al. 2021).
- ▶ Optimierungsansätze zur Reduktion der Umweltbelastungen von Polyamidfasern: Um die Distickstoffoxid-Emissionen bei der Herstellung von Polyamid zu senken, müssen Minder-

ungstechniken bei der Caprolactam- und Adipinsäureherstellung eingesetzt werden (Roth et al. 2023). Ein weiterer Optimierungsansatz ist der Einsatz von rezyklierten Polyamidfasern. (Duhoux et al. 2021) konnten in ihrer Studie zwei verschiedene Recyclingtechniken für das Recycling von Polyamid identifizieren. Es finden zum einen das mechanische Recycling und zum anderen das monomere oder chemische Recycling durch (saure) Hydrolyse, Glykolyse oder Methanolyse im Recycling von Polyamid Anwendung. Allerdings ist das chemische Recyclingverfahren derzeit nur für das Polyamid PA6 praktikabel. Das werkstoffliche Recycling von Polyamid erfolgt in der Regel mit Polyamid aus Post-Consumer-Abfällen (z. B. entsorgte und gebrauchte Teppichböden, Fischereinetze und textile Abfälle). Wie bei Polyester werden mittlerweile auch für die Herstellung von Polyamidfasern biogene Ressourcen (überwiegend lipid- bzw. ölbasierte Rohstoffe, wie Rizinusöl) eingesetzt. Auch hier gilt, dass der Einsatz von biogenen Ressourcen bzw. Biomasse nur auf Basis definierter Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse erfolgen sollte. Bislang fehlt es an belastbaren Studien, die die Umweltauswirkungen von synthetischen Fasern, die auf fossilen und biogenen Ressourcen beruhen, vergleichend ermittelt haben. Fehrenbach et al. (2019) haben die potenziellen Umweltauswirkungen von Hydraulikölen, die auf fossilen Ressourcen beruhen, mit biobasierten Hydraulikölen (unter anderem auf Rizinus-Basis) im Rahmen einer Ökobilanz verglichen. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass bei Einbeziehung von Landnutzungsänderung, Hydrauliköle auf Basis von Palmkernöl, Palmöl und Rizinusöl pro kg Produkt eine um bis zu 2,5 kg CO_{2e}. schlechtere Bilanz aufweisen als die mineralölbasierten Referenzen. Bei den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung sind die Pflanzenöle durchgängig deutlich im Nachteil gegenüber der fossilen Referenz. (Fehrenbach et al. 2019)

Polyacryl

- ▶ Nach Angaben von Beton et al. (2014) sind Polyacrylfasern im Vergleich zu anderen Textilfasern mit dem höchsten Humantoxizitätspotenzial verbunden. Ursache für dieses hohe Humantoxizitätspotenzial ist der hohe Einsatz an gesundheitsgefährdenden Chemikalien in der Herstellung von Polyacrylfasern (Yacout et al. 2016; Beton et al. 2014). Außerdem zeichnen sich Polyacrylfasern aufgrund des hohen Energiebedarfes in der Herstellung durch ein hohes Treibhausgasemissionspotenzial aus. (European Environmental Agency 2019; Yacout et al. 2016).

Recyclingfasern

- ▶ Aufgrund der oben beschriebenen hohen Umweltbelastungen, die mit der Herstellung bzw. Produktion von Fasern für die Herstellung von textilen Garnen einhergehen, haben sich am Textilmarkt in den letzten Jahren eine Reihe von Technologien zur Herstellung von Recyclingfasern etabliert. Mittlerweile sind auf dem Markt auch Textilprodukte auf Basis von rezyklierten Fasern erhältlich. Allerdings muss darauf hingewiesen werden, dass ein Faser-zu-Faser-Recycling bislang nur in sehr geringem Umfang stattfindet. Nach Angaben der (Ellen McArthur Foundation 2017) sind 2015 53 Millionen t Textilfasern für die Produktion von Bekleidung hergestellt worden. Über 97 % dieser Fasern stammten aus primären Rohstoffquellen. Nur rund 3 % stammten aus Abfallströmen. Ca. 2 % der 2015 für die Herstellung von Bekleidung verwendeten Fasern sind aus Abfällen hergestellt worden, die aus anderen Industrien anfielen, und weniger als 1 % entstammten einem „Closed-Loop-Recycling“ bzw. sind aus textilen Abfällen produziert worden. Im Rahmen der Produktion von Bekleidung gehen außerdem entlang der Wertschöpfungskette schätzungsweise ca. 12 % der produzierten Fasern (z. B. in Form von Spinnabfällen, Schnittverlusten, etc.) verloren (Ellen McArthur Foundation 2017).

Der Textilsektor steht derzeit vor verschiedenen großen Herausforderungen, die es zu überwinden gilt, um die eingesetzten Stoffströme im eigenen Sektor im Rahmen einer Kreislaufwirtschaft zu reduzieren und zu zirkulieren. Hierzu zählen folgende Fakten:

- ▶ Bislang mangelt es vielerorts an der erforderlichen Infrastruktur für die Rücknahme, Sortierung und Bündelung von Textilien vor dem Recycling. Hinzu kommt jedoch die Tatsache, dass eine solide Datenbasis über die anfallenden Abfallmengen und -qualitäten für deren Bedarfsplanung und ggfs. Erarbeitung zielführender Förderprogramme bislang nicht vorhanden ist.
- ▶ Es besteht eine große Heterogenität der Abfälle (unterschiedliche Qualitäten, unterschiedliche Farben, Mischgewebe etc.). Diese müssen sortiert werden, u.a. um qualitativ hochwertige rezyklierte Fasern zu produzieren.
- ▶ Neuware ist aufgrund der Nachfrage und ausgereifter Geschäftsmodelle oft billiger als ihr recyceltes Gegenstück. Die Logistik und die Kosten der Sammlung, der Sortierung und des Recyclings sowie die noch niedrigen Kosten von Frischfaser stellen die wirtschaftliche Rentabilität von Recyclingansätzen häufig in Frage. Somit besteht häufig auch kein Anreiz, Investitionen in entsprechende Recyclingansätze zu tätigen.
- ▶ Mechanisch recycelte Textilien sind im Vergleich zu neuen Textilien qualitativ minderwertig, da durch den Zerreißvorgang die Materialien stark beschädigt werden können. Mechanisch rezyklierte Fasern können daher auch nicht endlos in den Recycling-Kreislauf eingeschleust werden.
- ▶ Gesundheitsgefährdende Chemikalien, mit denen die Textilabfälle belastet sein können, können beim mechanischen Recycling nicht entfernt werden. Das bedeutet, dass hier geeignete Maßnahmen ergriffen werden müssen, um eine potenzielle Schadstoffbelastung rezyklierter Fasern zu vermeiden.
- ▶ Das chemische Recycling ist derzeit nur für bestimmte technologische Verfahren praxisreif.

Duhoux et al. (2021) unterscheiden und beschreiben drei übergeordnete Verfahren im Recycling von Textilien:

- ▶ das mechanische Recycling,
- ▶ das chemische Recycling und
- ▶ das thermische Recycling.

Innerhalb dieser übergeordneten Verfahren können weitere Untervarianten unterschieden werden, wie beispielsweise das biochemische Verfahren, das dem chemischen Recycling zugeordnet werden kann.

Mechanische Recyclingverfahren zeichnen sich im Vergleich zum chemischen und thermischen Recycling durch einen niedrigen Energie- und Wasserverbrauch sowie einen geringen Chemikalieneinsatz aus. Sie sind im Vergleich zu den anderen Verfahren ausgereift und dominieren derzeit am Markt. Außerdem sind sie die einzigen Verfahren, mit denen rezyklierte Naturfasern hergestellt werden können. Naturtextilprodukte können zwar auch mit Hilfe chemischer Recyclingverfahren rezykliert werden, dabei werden die Naturfasern jedoch in ihre Ausgangsmomere zerlegt. Im Falle von Baumwolle wird folglich Zellulose gewonnen. Diese Ausgangsmomere können zur Herstellung „neuer“ Fasern verwendet werden, die aber komplett andere

Eigenschaften aufweisen. Ein Beispiel ist die Refibra®-Technologie der Firma Lenzing in Österreich.

Auch bei der Herstellung von rezyklierten synthetischen Fasern dominieren derzeit noch mechanische Recyclingverfahren. Allerdings stammen die Inputströme hierfür bislang aus anderen Sektoren. Die Hauptinputströme für rezykliertes Polyestergarn sind gebrauchte PET-Flaschen und Lebensmittelverpackungen. Zur Herstellung von rezyklierten Polyamid werden vor allem Fischernetze und Teppiche eingesetzt.

Chemische Recyclingverfahren beinhalten im Vergleich zu mechanischen Recyclingverfahren energieintensive Prozessschritte und zeichnen sich durch einen hohen Wasserverbrauch und Chemikalieneinsatz aus. Bedingt durch den erforderlichen Chemikalieneinsatz können Abluft-, Abwasser- und Abfallströme mit Emissionen belastet sein. Ein großer Vorteil chemischer Recyclingverfahren ist die Tatsache, dass toxische Verunreinigungen aus dem Abfallmaterial entfernt werden können.

Am Markt etabliert ist das Verfahren für das Recycling von Polyamid-Abfällen oder für das Recycling von Baumwolle. Es wird erwartet, dass weitere Verfahren (u. a. chemisches Recycling von Polyester oder Polycotton) in den nächsten 1 bis 3 Jahren Technologie-Reifegrad 9 erreichen.

Neben dem mechanischen und chemischen Recycling unterscheiden Duhoux et al. (2021) als dritte Kategorie thermische Recyclingverfahren. Darunter verstehen sie Verfahren, die auf Erhitzen basieren. Der Einsatz von Hitze wird mit mechanischen oder chemischen Prozessschritten kombiniert.

Thermo-mechanische Verfahren sind in Relation zu anderen Verfahren kostengünstig und effizient. Sie werden zum Recycling von thermoplastischen Textilien, wie z. B. Polyester, Polyamid oder Polypropylen, angewendet. In ein bis zwei Jahren könnte die Technologie für den kommerziellen Einsatz zur Verfügung stehen.

Mit thermo-chemischen Verfahren lassen sich komplexere, heterogene Abfallströme (auch aus anderen Industrien) verarbeiten, einschließlich Fasern und Fasermischungen, die mit keiner anderen Technologie recycelt werden können. Als Produkt entsteht ein Synthesegas, das theoretisch wieder zur Herstellung von Ausgangsstoffen für Textilfasern umgewandelt werden kann. In der Praxis wird aber vermutlich ein großer Teil des Einsatzmaterials in die Kraftstoffproduktion statt in die chemische Industrie fließen. Das heißt, dass das Verfahren voraussichtlich nicht im großen Stil im Sinne eines „Closed-Loop-Recycling“ eingesetzt werden wird. Aufgrund der hohen Temperaturen ist der Prozess des thermo-chemischen Recyclings sehr energieaufwendig und zusammen mit den erforderlichen Trenn- und Reinigungsschritten sind die Umweltauswirkungen im Vergleich zum mechanischen und thermo-mechanischen Recycling voraussichtlich höher.

Neben den Bemühungen die Herstellungsprozesse von herkömmlich eingesetzten Fasern zu optimieren und die Stoffströme im Textilsektor zu schließen, gibt es auch Forschungs- und Entwicklungsinitiativen, die den Einsatz von alternativen Fasern untersuchen bzw. vorantreiben. Nicht immer handelt es sich dabei um völlig neue, innovative Fasern. Teilweise haben verschiedene Akteur*innen in der Branche Fasern auf der Basis von nachwachsenden Rohstoffen wiederentdeckt, die in früheren Zeiten zur Herstellung von Textilien genutzt wurden. Vereinzelt sind auch schon Produkte auf der Basis alternativer Faserquellen auf dem Markt. Die verschiedenen Entwicklungsansätze, die im vorliegenden Bericht auf Basis der verfügbaren Literatur beschrieben sind, lassen sich übergeordnet folgenden verschiedenen Strategien zuordnen:

Nutzung wiederentdeckter Fasern

- ▶ Nutzung bereits bekannter Faserpflanzen (z. B. Nessel),
- ▶ Wiederentdeckung von alternativen Rohstoffquellen (anstelle von Holz) für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern (z. B. Bambus),
- ▶ Wiederentdeckung der Nutzung von Proteinen (pflanzlichen oder tierischen Ursprungs) für die Herstellung von Chemiefasern (z. B. Milch für die Herstellung von Kasein-Fasern).

Nutzung neuer bzw. „innovativer“ Rohstoffquellen für die Gewinnung von Fasern

- ▶ Nutzung von Abfällen aus der Land- oder Lebensmittelwirtschaft als Rohstoffquelle für die Gewinnung von Fasern (z. B. Bagasse aus der Zuckerrohr-Verarbeitung, PALF),
- ▶ Nutzung neuer bzw. innovativer Rohstoffquellen (anstelle von Holz) für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern (z. B. Zellulose aus Bakterien),
- ▶ Nutzung von Abfällen aus der Land- oder Lebensmittelwirtschaft als Rohstoff für die Gewinnung von Zellulose (z. B. Orangenschalen),
- ▶ Nutzung von Zellulose aus Bakterien,
- ▶ Nutzung von „neuen“ Proteinen (pflanzlichen oder tierischen Ursprungs) für die Herstellung von Chemiefasern (z. B. synthetische Spinnenseide),
- ▶ Nutzung von biogenen Ressourcen zur Herstellung von biogenen Kunststoffen für die Herstellung synthetischer Fasern.

Es gibt kaum Informationen, die es erlauben zu beurteilen, ob innovative oder wiederentdeckte Fasern aus ökologischen Gründen vorzuziehen sind. In der Regel stehen keine quantitativen Daten zu den Inputs, die für die Herstellung dieser Fasern erforderlich sind, zur Verfügung.

Zum Teil lässt sich nur aufgrund von Angaben über den Fasergehalt mutmaßen, dass die Gewinnung der Fasern mit einem hohen Aufwand verbunden sein muss. Auch für die Nutzung von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft stehen keine Daten über die notwendigen Energieaufwände für den Transport der Reststoffe zum Verarbeitungsort und für den Herstellungsprozess zur Verfügung.

Generell lässt sich aus den verfügbaren Informationen schließen, dass wiederentdeckte Fasern, wie Nessel oder Hanf, aufgrund des großen Aufwands, der für die Aufbereitung der Faserpflanzen erforderlich ist, mit hohen Produktionskosten verbunden sind. Auch ist der Flächenbedarf für den Anbau dieser Fasern nicht zu unterschätzen.

Eine nachhaltige Alternative zur Nutzung von Holz für die Gewinnung von Zellulose zur Herstellung von Regeneratfasern könnte die Nutzung von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft darstellen. Allerdings ist eines der Probleme, die hier zu lösen sind, dass große Mengen an geeigneten Reststoffen zur Verfügung stehen müssen. Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob der Herstellungsprozess der Fasern ähnlich optimiert werden kann, wie die Herstellungsprozesse von Regeneratfasern auf Basis von Zellulose, die aus Holz gewonnen wird (vergleiche Abschnitt 7.2.6). Die Lenzing AG kooperiert mit dem Unternehmen Orange Fiber, um die erste Lyocellfaser der Marke TENCEL™ aus Orangen- und Holzzellstoff herzustellen. Voraussichtlich Ende 2023 ist mit weiteren Ergebnissen aus laufenden Forschungsprojekten zum Potenzial der Nutzung von Reststoffen für die Herstellung von textilen Fasern, bzw. zur Nutzung von Algen oder Dung als Zellulose-Quelle zu rechnen.

Im Pilotstadium ist mit der Faser Nullarbor Fibre von Nanollose mittlerweile eine Regenerat-faser auf der Basis von bakteriell gewonnener Zellulose auf dem Markt.⁵ Allerdings kann die Umweltverträglichkeit dieser Faser aufgrund der verfügbaren vorhandenen Informationen nicht eingeschätzt werden.

Ebenfalls im Pilotstadium bzw. in der kommerziellen Anwendung schon etwas weiter ist die Nutzung von biotechnologisch hergestellter Spinnenseide. Dieses Biotech-Produkt ist teilweise schon zur Herstellung von Laufschuh-Serien verwendet worden. Ob sich diese Anwendung allerdings etabliert, kann bislang aufgrund der verfügbaren Informationen nicht eingeschätzt werden. Auch stehen keine öffentlich verfügbaren Informationen zur Abschätzung der potenziellen Umweltauswirkungen des Herstellungsverfahrens zur Verfügung.

Von verschiedenen Unternehmen werden Entwicklungen zum Recycling von CO₂ als Ausgangs-quelle zur Herstellung von Ausgangsstoffen für Kunststoffe, wie Polyester oder Polyurethan, vorangetrieben. Die Entwicklungen befinden sich aber im besten Fall im Stadium des Betriebs einer Pilotanlage. Aussagen zum Umweltentlastungspotenzial können anhand der verfügbaren Datenbasis nicht getroffen werden.

Der häufig zitierte Verweis der Bioabbaubarkeit von synthetischen Fasern auf Basis von Polymilchsäure ist irreführend (TextileExchange 2018). PLA kann nur bei industriellen Kompos-tierungstemperaturen abgebaut werden. Der Prozess beansprucht außerdem mehrere Monate. (Jem und Tan 2020).

Die häufig gestellte Frage, welche Faser aus Umweltsicht zu bevorzugen ist, lässt sich nicht mit einer einfachen Antwort beantworten. Vergleichende quantitative Auswirkungen zu den Umweltauswirkungen verschiedener Fasern sind bislang nicht möglich. Das hat folgende Gründe:

- ▶ Es gibt nur eine geringe Anzahl von Veröffentlichungen, die einen „peer-reviewed“-Prozess durchlaufen haben, die die Umweltauswirkungen von verschiedenen Fasern vergleichen. Die Rückschlüsse, die aus diesen Studien gezogen werden können, sind aber zum großen Teil nicht geeignet, um Aussagen zu treffen, die eine Allgemeingültigkeit besitzen. So sind bei-spielsweise zum Teil sehr spezifische Produktionsverfahren, die von einem Unternehmen angewendet werden, verglichen worden (Shen et al. 2010) oder die Studie hat nur eine oder zwei Umweltauswirkungen betrachtet (Shen et al. 2012). Ein Großteil der Studien ist auch veraltet (siehe z. B. Shen und Patel 2010).
- ▶ Die Ergebnisse verschiedener Ökobilanz-Studien, auch wenn sie ein und dieselbe Faserart adressieren, können in der Regel nur sehr bedingt miteinander verglichen werden. Dieser Aspekt ist in Abschnitt 5 erläutert und begründet; für Baumwolle und Polyester im Speziellen sind die Gründe in den Abschnitten 5.1.1 und 5.5.1 dargestellt.

Im Grunde genommen ist es auch wenig zielführend, die Umweltauswirkungen von verschie-denen Fasern zu vergleichen. Verschiedene Fasern besitzen verschiedene Eigenschaften, wie z. B. einen unterschiedlichen Tragekomfort, und werden vor diesem Hintergrund auch unter-schiedlich eingesetzt. Selbst wenn eine Faser umweltfreundlicher als eine andere wäre, könnte diese die weniger umweltfreundliche Variante aufgrund der verschiedenen Eigenschaften nicht zwingend 1:1 ersetzen.

Letztendlich konnten für fast alle Fasern außerdem Optimierungsansätze identifiziert werden (vergleiche hierzu die Abschnitt 5.1.1.4, 5.1.1.5, 5.2.3, 5.2.4, 5.3.3, 5.4.4, 5.5.1.1, 5.5.1.2, 5.5.2.1, 5.5.2.2). Sandin et al. (2019a) haben sogar auf Basis der Ergebnisse ihrer Studie zu den Umwelt-

⁵ Siehe <https://nanollose.com/products/nullarbor-fibre/>; zuletzt abgerufen am 25.04.2022

auswirkungen verschiedener Fasern, den Schluss gezogen, dass fast alle Fasern das Potenzial haben, Teil einer zukunftsfähigen und nachhaltigen Textilproduktion zu sein, wenn sie unter den entsprechenden Bedingungen produziert werden.

Summary

If we look at the various areas of private consumption, such as housing, mobility or food, and list them in descending order of their negative environmental impact, the consumption of textiles in Europe is in fourth place. If only the water footprint or land requirements are considered, the consumption of textiles in Europe even moves up to third place (Duhoux et al. 2022).

Around 80 % of the environmental impact of textile clothing products is caused by manufacturing (Sandin et al. 2019b). In view of the environmental challenges facing our society, alternatives are therefore being promoted in the textile sector by various actors. In particular, the development of business models along the lines of a circular economy with the development and further development of various recycling approaches, the rediscovery and new development of alternative fibres; as well as the development of energy- and/or resource-efficient manufacturing processes should be mentioned here. Against this background, it was necessary for a well-founded revision of the Blue Angel award criteria for textiles (DE-UZ 154)⁶ to review the current state of knowledge on ecologically more advantageous fibre alternatives (including the state of knowledge on rediscovered and innovative fibres) and on the ecological assessment of the use of recycled fibres. In order to better assess the relevance of different fibres, available market information on various fibres and fabric combinations was also researched and processed.

This report describes in detail the environmental impacts as well as the optimisation approaches of the fibres conventionally used in the textile industry (e.g. cotton, wool, regenerated cellulose fibres, polyester, etc.). Based on the review of the state of knowledge, the project team revised and supplemented the fibre-specific requirements of the Blue Angel (see Teufel et al. im Erscheinen). The review of the state of knowledge on the circular economy in the textile sector served to adapt the Blue Angel requirements for textiles to recycled fibres.

Since a wide variety of suppliers have meanwhile launched and are launching textile products made of rediscovered fibres (such as stinging nettle) or new or innovative fibres, the project team also evaluated the available sources for these fibres and incorporated the state of knowledge into the revision of the Blue Angel requirements. For example, the revised award criteria also include requirements for the use of residues from agricultural and food production or for the use of biogenic instead of fossil resources for the production of synthetic fibres.

The high level of consumption of clothing and home textiles that prevails in most industrialised countries is one of the main causes of the high environmental impact that the textile sector entails. In the EU, average textile consumption in 2020 was 6 kg of clothing textiles, 6.1 kg of home textiles and 2.7 kg of footwear per person (Duhoux et al. 2022). For comparison: in 2003, the average consumption of clothing and home textiles was 10.1 kg/person. This corresponds to a growth of 20 %. The fact that, although clothing prices in the EU have fallen significantly (Duhoux et al. 2022), household expenditure on clothing has increased (Köhler et al. 2021), points in the same direction.

There are estimates that the average number of times a garment is worn before it is no longer used – compared to 15 years ago – has decreased by 36%. This is particularly relevant in that it is estimated that less than 1% of the material used to make clothing is recycled to be used again in the production of textiles (Ellen McArthur Foundation 2017).

Fibre production has more than doubled in the last 20 years and is expected to continue to increase significantly. The dominant fibre is polyester, with a market share in 2019 of around 52%, followed by cotton (around 25% market share). In addition, the importance of regenera-

⁶ <https://www.blauer-engel.de/UZ154-2023>

tive cellulose fibres (market share 6.4%) has steadily increased in recent years. (TextileExchange 2020b)

The production of textile fibres contributes to a considerable extent to the greenhouse gas potential of a textile product. According to the Fashion Industry Charter on Climate Change (UNFCCC 2020), raw materials account for an estimated 15-50% of a fashion company's greenhouse gas emissions. In addition to the emission of climate-damaging greenhouse gases, the extraction or production of textile fibres is also associated with other negative environmental impacts. The environmental hotspots and optimisation approaches for reducing the environmental impact are briefly summarised below for each specific fibre:

Cotton

- ▶ The greatest environmental impact in the production of cotton yarns lies in the cultivation of cotton (Moreira Cardoso 2013). The cotton plant is relatively tolerant of drought and heat. However, it requires an adequate water supply to produce good yields and quality (Grahl 2019). Thus, much of cotton cultivation is based on irrigation. However, four of the five main cotton growing countries are located in areas that have a very high to high risk of water availability by 2040. This aspect, together with the fact that cotton cultivation generally uses less efficient irrigation methods, is reflected in a high-water footprint of cotton-based textile products. Conventionally grown cotton also has significantly increased eco- and human toxicity potentials and eutrophication potential compared to organically grown cotton (Singh et al. 2018; Cotton Incorporated 2012). The high water consumption in cultivation in regions suffering from water scarcity, as well as emissions that have a eutrophic or ecotoxic effect, also lead to a loss of biodiversity in the ecosystems adjacent to cotton plantations.
- ▶ According to Suresh et al. (2021), the decisive factor for the level of greenhouse gas emission potential of cotton is the yield. However, yields vary from country to country, but also within a country from region to region and from producer to producer. They are influenced by the cultivation methods used (fertiliser application, handling of crop residues, tillage methods, crop rotation or permanent crop, etc.), climatic conditions, water availability, soil quality and pest pressure (ibid. 2021). In fact, another study shows that when comparing different farming systems (conventional, Better Cotton, organic), there are no clear differences in crop yield when looking at the weighted average per farming system. However, this means that when farm-specific data are used, no advantages or disadvantages of one cropping system over cropping alternatives can be identified in terms of GHG emission potential.
- ▶ Another environmental risk associated with conventional cotton cultivation is that predominantly genetically modified cotton varieties are grown. It has now been proven that outcrossing of the introduced transgenes into a closely related wild species has taken place. Wegier et al. (2011) were able to show that four different transgenes had been crossed into wild cotton (*Gossypium hirsutum*) in Mexico. The scientists also found specimens of the wild cotton plant that contained four different transgenic constructs. Since such a multiple construct has never existed in any line available on the market, researchers assume that it cannot be a primary cross-breeding product. Rather, researchers assume that the transgenic constructs are spreading within the occurrences of wild cotton. In general, such outcrossing processes can be expected to have an impact on the population dynamics of species and possibly a negative influence on the species composition of entire ecosystems.
- ▶ Optimisation approaches to reduce environmental impacts in the production of cotton yarns: A large part of the environmental impacts in cotton cultivation can be significantly reduced by using alternative cultivation methods. Controlled organic cotton cultivation, which avoids

the use of mineral fertilisers, pesticides and other chemical inputs, and prohibits the cultivation of genetically modified organism (GMO) varieties, is associated with lower impacts on adjacent ecosystems (Senthil Kumar and Saravanan 2019; Nordic Ecolabelling 2020). With regard to the climate impact of organic cotton compared to conventional cotton, no statement can be made so far that one of the two cultivation systems is more beneficial. Hedayati et al. (2019) were able to show for Australia that various cultivation measures, such as switching from a permanent cotton crop to a crop rotation, or a very demand-specific fertilisation and the use of less rapidly decomposing nitrogen fertilisers, can reduce greenhouse gas emissions generated by cotton cultivation by up to 25 %. With regard to the water footprint of cotton, it should be noted that certified organic cultivation does not per se mean that the cultivation methods include effective water management. Only a few standards for organic cultivation, such as the Naturland standard, include criteria that address water management. The use of recycled cotton yarn can also minimise the environmental impact of a cotton textile product (Moazzem et al. 2021; Munasinghe et al. 2021; Roy et al. 2022; Duhoux et al. 2021). For the production of recycled cotton yarns, textile scraps or spinning waste can be used, which are generated during the production process of textiles, as well as old textiles.

Sheep) wool, alpaca and cashmere

- ▶ The production of wool or sheep's or virgin wool is associated with a high greenhouse gas potential (Sajn 2019; Sandin et al. 2019a). In conventional sheep farming, sheep treatment products are used to control lice, ticks and mites. Pesticides based on organochlorine compounds (e.g. DDT, lindane) are banned in the main sheep wool producing countries due to their toxic, bioaccumulative and persistent properties. However, there is evidence that lindane is still found in virgin wool originating from countries that were formerly part of the Soviet Union and from South American countries (Roth et al. 2023). In addition, the lack of compliance with animal welfare aspects (e.g. the use of the method of mulesing or live transport over long distances) is a problem in the production of wool. In the yarn production process of wool yarns, practices with insufficient or no wastewater treatment, as well as the use of chlorine-based anti-shrinkage treatment processes entail major environmental problems. The production of alpaca and cashmere is associated with overgrazing and soil erosion, as well as animal welfare problems.
- ▶ Optimisation approaches to reduce environmental impacts and avoid animal welfare problems with (sheep) wool, alpaca and cashmere: Demanding standards, such as the "Responsible Alpaca Standard" by TextileExchange and the "Good Cashmere Standard®", as well as certified organic animal husbandry (CBT), set requirements that address the above-mentioned environmental and animal welfare problems. Demanding textile standards such as GOTS, EU Ecolabel for textile products, Nordic Swan for textiles, bluesign® or the Blue Angel for textiles (DE-UZ 154) have requirements that address the environmental problems of the yarn production process. Individual textile standards such as the Blue Angel have additionally formulated requirements for animal husbandry. The use of fibres in yarn production also reduces the environmental impact along the life cycle of textile products made from wool, alpaca or cashmere. Production waste and used wool textiles can be mechanically recycled and mixed with virgin fibres to produce yarns.

Bast fibres (e.g. flax, hemp, nettle)

- ▶ The cultivation of various bast fibres has a low environmental impact compared to conventional cotton cultivation. However, the processing of the fibres is associated with a

number of environmental impacts. In order to separate the fibres from the inner stalk and the outer husk, a so-called retting process is necessary. This digestion is carried out mechanically, chemically, biologically or with steam. This can produce wastewater with high COD and BOD values (Roth et al. 2023; Nordic Ecolabelling 2020). For the use of hemp in clothing products, the fibres have to be degummed. This process is associated with high energy consumption and, when comparing conventionally grown cotton to hemp, results in hemp having a higher environmental impact potential than conventionally grown cotton – with the exception of the impact categories marine eutrophication and terrestrial ecotoxicity (van Eynde 2015).

- ▶ Optimisation approaches for reducing the environmental impacts of bast fibres: On the one hand, the environmental impact can be reduced by using fibres from controlled organic cultivation. On the other hand, the use of fibres certified with a demanding textile standard, such as GOTS, EU Ecolabel for textile products, Nordic Swan for textiles, bluesign® or the Blue Angel for textiles, guarantees that the wastewater pollution that can occur when the fibres are broken down is avoided.

Regenerated fibres (man-made cellulosic fibres; MMCFs)

- ▶ One of the greatest environmental impacts of the production of regenerated fibres is the extraction of raw materials. Cellulose, which is the raw material, is mainly extracted from wood. According to Canopy (2020), about half of the 6.5 million tonnes of viscose pulp produced annually comes from ancient and endangered forests, such as the carbon-rich forest peatlands of Indonesia and the boreal primary forests of Canada. The clearing of these forests associated with cellulose production is associated with very high greenhouse gas emission potential and massive impacts on biodiversity and loss of ecosystem services. In the period from 1990 to 2017, global production of regenerated fibres more than doubled, making sustainable sourcing of cellulose a major challenge (Sajn 2019; Pesnel and Payet 2019; Beton et al. 2014; Shen and Patel 2010; Seisl and Hengstmann 2021). Other environmental hotspots in the production of regenerated fibres are the isolation of the cellulose from the raw material wood, as well as the actual fibre production process. The insulation of the cellulose is associated with a high use of water and energy. Furthermore, the use of chemicals, which pollute wastewater and exhaust air, is necessary. In some cases, chlorine is still used to bleach the cellulose. The actual fibre production process also involves the use of chemicals that can pollute wastewater and exhaust air. Several processes are now used for the production of regenerated fibres, which differ significantly in their environmental impact.
- ▶ Optimisation approaches to reduce the environmental impact of man-made cellulosic fibres (MMCFs): With regard to the preservation of valuable primary forests, the use of wood as a raw material for pulp production, which has been grown according to the principles of sustainable forestry as defined by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), represents an alternative. On the other hand, the use of waste and residual materials for pulp production potentially contributes to resource conservation and is a contribution against deforestation. Theoretically, residues from agriculture and the food industry or cotton waste are an alternative source of cellulose. However, only individual processes are technically mature, such as the use of cotton waste (pre- and post-consumer waste) from the textile industry and the use of residues from orange juice production. Chlorine-free processes can be used in the extraction of cellulose. In addition, energy- and water-saving production techniques are now available. The use of renewable energy sources also reduces the environmental impact. More environmentally friendly alternatives are now

also available for the actual fibre production. The Lyocell process, for example, is characterised by its closed-loop recycling of chemicals. In the actual fibre production process, the use of renewable energy sources and heat recovery can also significantly reduce the environmental impact of production (Sandin et al. 2019a; Shen et al. 2012).

Polyester

- ▶ The main environmental impacts of synthetic fibres in general and also of polyester are determined on the one hand by energy consumption and on the other hand by the use of fossil resources⁷ as feedstock for production. Comparing different synthetic fibres, acrylic and nylon fibres have the highest energy demand in production (European Environmental Agency 2019). Another environmental issue related to synthetic fibres – and due to the high market share of polyester specifically – is their large contribution to microplastic pollution, the long-term consequences of which for the aquatic environment and species as well as human health are still unclear (Manshoven et al. 2021). Textiles are one of the top 10 sources of microplastics entering the environment (Bertling et al. 2018; Boucher und Friot 2017; Changing Markets Foundation 2021). In the production of polyester, in addition to the high energy demand, the high consumption of water also represents one of the greatest environmental burdens. Depending on the production site and the energy source used, the production of polyester can consequently also be associated with a large water and climate footprint. According to Shen und Patel (2010), polyester yarns also have a very high human toxicity potential due to the emission of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) during the production of amorphous PET.
- ▶ Optimisation approaches to reduce the environmental impact of polyester fibres: Several studies conclude that the use of recycled polyester fibres helps to reduce the GHG emission potential of textiles made from polyester yarns (Suresh et al. 2021; Duhoux et al. 2021; Nordic Ecolabelling 2020; Sandin and Peters 2018). There are different processes for recycling polyester. The common and well-established process on the market is mechanical recycling, where different PET input streams are shredded, melted and processed into fibres (Hemkhaus et al. 2019). Used textiles or textile waste from manufacturing that is 100% polyester can also be mechanically recycled. However, the market share of recycled polyester fibres obtained from used textiles is negligible. The main input streams for recycled polyester yarn are PET bottles and food packaging (Hemkhaus et al. 2019; ChemSec 2020). According to 2021 estimates by Duhoux et al. (2021), chemical recycling will reach technology maturity level 9 in this year, i.e. 2023. Chemical monomer recycling is energy-intensive due to the conditions required for the depolymerisation reaction, which is carried out at high temperatures and pressures. The efficiency of chemical recycling of synthetic fibres strongly depends on the purity of the feedstock. For economic reasons, the PET content of the feedstock should be about 80-90%. In practice, mainly PET packaging waste and PET industrial waste are also used in chemical recycling (Duhoux et al. 2021). In addition to the use of recycled polyester, the use of biogenic raw materials for the production of synthetic fibres as a substitute for fossil resources is considered a sustainable alternative by various actors. Biomass containing sugar and/or starch (e.g. maize, sugar cane, etc.) is required as feedstock for this. Since the cultivation of biogenic resources is associated with a number of environmental impacts (pesticide use, use of synthetically produced fertilisers, pollution of ground and surface waters, water consumption, land use, loss of biodiversity and ecosystem

⁷ Poor management practices in oil exploration and transportation of crude oil also entail the emission of various pollutants into adjacent ecosystems. They are therefore in principle also a major environmental problem for the production of synthetic fibres, even if most of the crude oil extracted is used for other processes and products.

services, etc.), the use of biogenic resources or biomass should only be based on defined sustainability criteria for the material use of biomass.

Polyamide

- ▶ Polyamide is the second most important fibre after polyester among the synthetic fibres used in the textile industry. The production of polyamide is more energy-intensive than that of polyester (European Environmental Agency 2019; Jungmichel et al. 2019). Furthermore, according to Manshoven et al. (2021), nitrous oxide is released. Nitrous oxide contributes almost 300 times more to climate change than carbon dioxide (Manshoven et al. 2021).
- ▶ Optimisation approaches to reduce the environmental impact of polyamide fibres:
In order to reduce nitrous oxide emissions in polyamide production, mitigation techniques need to be applied in caprolactam and adipic acid production (Roth et al. 2023). Another optimisation approach is the use of recycled polyamide fibres. In their study, Duhoux et al. (2021) were able to identify two different recycling techniques for the recycling of polyamide. On the one hand, mechanical recycling and on the other hand, monomeric or chemical recycling by (acid) hydrolysis, glycolysis or methanolysis are used in the recycling of polyamide. However, the chemical recycling process is currently only practicable for the polyamide PA6. Mechanical recycling of polyamide is usually carried out with polyamide from post-consumer waste (e.g. disposed and used carpeting, fishing nets and textile waste). As with polyester, biogenic resources (predominantly lipid- or oil-based raw materials, such as castor oil) are now also used in the production of polyamide fibres. Here, too, the use of biogenic resources or biomass should only be based on defined sustainability criteria for the material use of biomass. So far, there is a lack of robust studies that have comparatively determined the environmental impacts of synthetic fibres based on fossil and biogenic resources. Fehrenbach et al. (2019) compared the potential environmental impacts of hydraulic oils based on fossil resources with bio-based hydraulic oils (including castor-based) as part of a life cycle assessment. They came to the conclusion that, when land use change is included, hydraulic oils based on palm kernel oil, palm oil and castor oil have a worse balance by up to 2.5 kg CO₂e. per kg product than the mineral oil-based references. In the impact categories acidification and eutrophication, the vegetable oils are clearly at a disadvantage compared to the fossil reference. (Fehrenbach et al. 2019)

Polyacrylic

- ▶ According to Beton et al. (2014), polyacrylic fibres are associated with the highest human toxicity potential compared to other textile fibres. The reason for this high human toxicity potential is the high use of hazardous chemicals in the production of polyacrylic fibres (Yacout et al. 2016; Beton et al. 2014). In addition, polyacrylic fibres are characterised by a high greenhouse gas emission potential due to the high energy demand in their production. (European Environmental Agency 2019; Yacout et al. 2016).

Recycled fibres

- ▶ Due to the high environmental impacts associated with the manufacture or production of fibres for the production of textile yarns described above, a number of technologies for the production of recycled fibres have become established on the textile market in recent years. Meanwhile, textile products based on recycled fibres are also available on the market. However, it must be pointed out that fibre-to-fibre recycling has so far only taken place to a very limited extent. According to the Ellen McArthur Foundation (2017), 53 million tonnes of textile fibres were produced for the production of clothing in 2015. Over 97% of these fibres

came from primary raw material sources. Only about 3% came from waste streams. Approximately 2% of the fibres used in apparel production in 2015 were produced from waste generated by other industries, and less than 1% were produced from closed-loop recycling or textile waste. In the production of clothing, it is also estimated that around 12% of the fibres produced are lost along the value chain (e.g. in the form of spinning waste, cutting waste, etc.). (Ellen McArthur Foundation 2017)

The textile sector is currently facing several major challenges that need to be overcome in order to reduce and circulate the material flows used in its own sector as part of a circular economy. These include the following facts:

- ▶ To date, many places lack the necessary infrastructure for taking back, sorting and bundling textiles before recycling. In addition, there is a lack of solid data on the quantities and qualities of waste generated, which can be used to plan requirements and, if necessary, to develop targeted support programmes.
- ▶ There is a great heterogeneity of waste (different qualities, different colours, mixed fabrics, etc.). These have to be sorted, among other things to produce high-quality recycled fibres.
- ▶ New goods are often cheaper than their recycled counterpart due to demand and mature business models. The logistics and costs of collection, sorting and recycling, as well as the still low cost of virgin fibre, often call into question the economic viability of recycling approaches. Thus, there is often also no incentive to invest in corresponding recycling approaches.
- ▶ Mechanically recycled textiles are of inferior quality compared to new textiles, as the materials can be severely damaged by the tearing process. Mechanically recycled fibres can therefore also not be fed endlessly into the recycling cycle.
- ▶ Chemicals that are hazardous to health and with which textile waste can be contaminated cannot be removed during mechanical recycling. This means that appropriate measures must be taken here to avoid potential pollution of recycled fibres.
- ▶ Chemical recycling is currently only ready for practice for certain technological processes.

Duhoux et al. 2021) distinguish and describe three overarching processes in textile recycling:

- ▶ mechanical recycling,
- ▶ chemical recycling and
- ▶ thermal recycling.

Within these superordinate processes, further sub-variants can be distinguished, such as the biochemical process, which can be assigned to chemical recycling.

Mechanical recycling processes are characterised by low energy and water consumption and low chemical input compared to chemical and thermal recycling. Compared to the other processes, they are mature and currently dominate the market. Moreover, they are the only processes that can be used to produce recycled natural fibres. Although natural textile products can also be recycled using chemical recycling processes, the natural fibres are broken down into their starting monomers. In the case of cotton, cellulose is thus obtained. These starting monomers can be used to produce "new" fibres, which, however, have completely different properties. One example is the Refibra® technology of the Lenzing company in Austria.

Mechanical recycling processes also currently still dominate the production of recycled synthetic fibres. However, the input streams for this have so far come from other sectors. The main input streams for recycled polyester yarn are used PET bottles and food packaging. The main inputs for recycled polyamide are fishing nets and carpets.

Compared to mechanical recycling processes, chemical recycling processes involve energy-intensive process steps and are characterised by high water consumption and chemical input. Due to the required use of chemicals, exhaust air, wastewater and waste streams can be polluted with emissions. A major advantage of chemical recycling processes is the fact that toxic contaminants can be removed from the waste material.

The process for recycling polyamide waste or for recycling cotton is established on the market. It is expected that other processes (including chemical recycling of polyester or polycotton) will reach technology maturity level 9 in the next one to three years.

In addition to mechanical and chemical recycling, Duhoux et al. (2021) distinguish thermal recycling processes as a third category. By this they mean processes that are based on heating. The use of heat is combined with mechanical or chemical process steps.

Thermo-mechanical processes are cost-effective and efficient in relation to other processes. They are used to recycle thermoplastic textiles such as polyester, polyamide, polypropylene. In one to two years, the technology could be available for commercial use.

Thermo-chemical processes can be used to process more complex, heterogeneous waste streams (also from other industries), including fibres and fibre blends that cannot be recycled with any other technology. The product is a synthesis gas that can theoretically be converted back to the production of textile fibre feedstock. In practice, however, a large part of the feedstock will probably go into fuel production instead of the chemical industry. This means that the process will probably not be used on a large scale in the sense of "closed-loop" recycling. Due to the high temperatures involved, the thermo-chemical recycling process is very energy-intensive, and together with the necessary separation and cleaning steps, the environmental impact is expected to be higher compared to mechanical and thermo-mechanical recycling.

In addition to efforts to optimise the manufacturing processes of conventionally used fibres and to close the material flows in the textile sector, there are also research and development initiatives that are investigating or advancing the use of alternative fibres. These are not always completely new, innovative fibres. In some cases, various actors in the sector have rediscovered fibres based on renewable raw materials that were used in the past to produce textiles. Some products based on alternative fibre sources are already on the market. The various development approaches described in this report on the basis of the available literature can be assigned to the following different strategies:

- ▶ Use of rediscovered fibres
- ▶ Use of already known fibre plants (e.g. nettle),
- ▶ Rediscovery of alternative raw material sources (instead of wood) for the extraction of cellulose for the production of regenerated fibres (e.g. bamboo),
- ▶ Rediscovering the use of proteins (of plant or animal origin) for the production of man-made fibres (e.g. milk for the production of casein fibres).

Use of new, or "innovative", raw material sources for the production of fibres.

- ▶ Use of waste from agriculture or the food industry as a source of raw materials for the production of fibres (e.g. bagasse from sugar cane processing, PALF),
- ▶ Use of new or innovative raw material sources (instead of wood) for the extraction of cellulose for the production of regenerated fibres (e.g. cellulose from bacteria),
- ▶ Use of waste from agriculture or the food industry as raw material for the extraction of cellulose (e.g. orange peel),
- ▶ Use of cellulose from bacteria,
- ▶ Use of "new" proteins (of plant or animal origin) for the production of man-made fibres (e.g. synthetic spider silk),
- ▶ Use of biogenic resources for the production of biogenic plastics for the production of synthetic fibres.

There is hardly any information available to assess whether innovative or rediscovered fibres are preferable for ecological reasons. As a rule, no quantitative data is available on the inputs required for the production of these fibres.

In some cases, it can only be assumed on the basis of information on the fibre content that the extraction of the fibres must be associated with a high level of effort. Also for the use of residual materials from the agricultural and food industry, no data is available on the necessary energy expenditure for the transport of the residual materials to the processing site and for the manufacturing process.

In general, it can be concluded from the available information that rediscovered fibres, such as nettle or hemp, are associated with high production costs due to the great effort required to prepare the fibre plants. The amount of land needed to grow these fibres should also not be underestimated.

A sustainable alternative to the use of wood for the extraction of cellulose for the production of regenerated fibres could be the use of residual materials from the agricultural and food industry. However, one of the problems to be solved here is that large quantities of suitable residual materials must be available. Furthermore, the question arises as to whether the manufacturing process of the fibres can be optimised in a similar way to the manufacturing processes of regenerated fibres based on cellulose obtained from wood (compare section 7.2.6). Lenzing AG is cooperating with the Orange Fiber company to produce the first TENCEL™ brand lyocell fiber from orange and wood pulp. Further results from ongoing research projects on the potential of using residual materials for the production of textile fibres, or on the use of algae or manure as a cellulose source, are expected by the end of 2023.

In the pilot stage, a regenerated fibre based on bacterially obtained cellulose, the Nullarbor Fibre from Nanollose, is now on the market.⁸ However, the environmental compatibility of this fibre cannot be assessed on the basis of the available information.

The use of biotechnologically produced spider silk is also in the pilot stage or already somewhat further along in commercial application. This biotech product has already been used in part for the production of running shoe series. Whether this application will become established, however, cannot yet be assessed on the basis of the available information. There is also no publicly

⁸ See <https://nanollose.com/products/nullarbor-fibre/>; last download on 25.04.2022

available information to assess the potential environmental impact of the manufacturing process.

Various companies are pushing ahead with developments to recycle CO₂ as a starting source for the production of raw materials for plastics such as polyester or polyurethane. However, the developments are at best at the stage of operating a pilot plant. Statements on the environmental relief potential cannot be made on the basis of the available database.

The frequently cited reference to the biodegradability of synthetic fibres based on polylactic acid is misleading (TextileExchange 2018). PLA can only be degraded at industrial composting temperatures. The process also takes several months. (Jem and Tan 2020).

The frequently asked question of which fibre is preferable from an environmental perspective cannot be answered with a simple answer. Comparative quantitative effects on the environmental impact of different fibres are not yet possible. The reasons for this are as follows:

- ▶ There are only a small number of publications that have gone through a peer-reviewed process comparing the environmental impacts of different fibres. However, the conclusions that can be drawn from these studies are for the most part not suitable for making statements that have general validity. For example, in some cases very specific production processes used by one company were compared (Shen et al. 2010) or the study only looked at one or two environmental impacts (Shen et al. 2012). A large number of the studies are also outdated (see e.g. Shen and Patel 2010).
- ▶ The results of different LCA studies - even if they address one and the same type of fibre - can usually only be compared with each other to a very limited extent. This aspect is explained and justified in section 5; for cotton and polyester in particular, the reasons are presented in sections 5.1.1 and 5.5.1.

Basically, it is also not very useful to compare the environmental impacts of different fibres. Different fibres have different properties, such as different wearing comfort, and are therefore used differently. Even if one fibre were more environmentally friendly than another, it could not necessarily replace the less environmentally friendly variant 1:1 due to the different properties.

Ultimately, optimisation approaches could also be identified for almost all fibres (compare sections 5.1.1.4, 5.1.1.5, 5.2.3, 5.2.4, 5.3.3, 5.4.4, 5.5.1.1, 5.5.1.2, 5.5.2.1, 5.5.2.2). Sandin et al. (2019a) have even concluded, based on the results of their study on the environmental impacts of different fibres, that almost all fibres have the potential to be part of a viable and sustainable textile production if they are produced under the appropriate conditions.

1 Hintergrund

Im Vergleich zu einem Fernseher, einem Kühlschrank, einem Drucker oder einem Auto erscheint die Bedeutung eines textilen Kleidungsstückes oder eines Bettwäschen-Sets mit Blick auf den Umweltfußabdruck auf den ersten Blick eher gering. Die Bedeutung des Textilsektors ist aber hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen sowie ihrer sozialen Auswirkungen nicht zu unterschätzen. Dabei spielen vor allem die hier vorherrschenden globalen Wertschöpfungsketten, die Produktion in Ländern mit geringeren Umwelt- und Sozialstandards und das Thema „Fast Fashion“ eine große Rolle. Die geringe Nutzungsdauer, das hohe Konsumniveau und die sinkende Qualität von Textilien, die eine stoffliche Verwertung von Alttextilien verhindert, tragen in erheblichem Maße zur Umweltinanspruchnahme des Textilsektors bei. Diese findet außerdem in der Regel nicht dort statt, wo die meisten Textilien konsumiert werden. Der weit überwiegende Teil der Umweltauswirkungen durch den Konsum von Textilien in Europa findet in Schwellen- und Entwicklungsländern statt, d. h. dort, wo die Produktion bzw. Teilprozesse der Textilproduktion (inklusive des Anbaus oder der Gewinnung von biogenen Ressourcen) stattfinden. (Köhler et al. 2021; Jungmichel et al. 2019)

Betrachtet man nur die eigentliche Herstellung von Textilien ohne die Lebenszyklusphasen Vertrieb, Nutzung und Entsorgung gehen vor allem der Anbau und die Produktion der Rohfasern sowie die Textilveredlung mit besonders starken Belastungen für die Umwelt einher⁹. Der Einsatz von zum Teil toxischen, kanzerogenen, mutagen, bioakkumulierenden, persistenten oder endokrin wirkenden Chemikalien in der Herstellung von Garnen und Stoffen bzw. vor allem auch in der Textilveredlung, aber auch im Anbau von Naturfasern, ist verbunden mit Schadstoffemissionen in Oberflächengewässer, Grundwasser und Luft und kann Wasserqualität und Ökosysteme beeinträchtigen. Wenn belastete Abwässer in die örtlichen Gewässer gelangen, nehmen Mensch und Umwelt Schaden. Daneben spielen in der Herstellung von Textilien auch der Ressourcen- und Energieverbrauch eine große Rolle; vor allem der hohe Wasserbedarf der Textilindustrie ist an Produktionsstandorten in Regionen, die an Wasserknappheit leiden, ein großes Umweltproblem. (Jungmichel et al. 2019; JRC 2019; Roth et al. 2023)¹⁰

Die im Folgenden aufgeführten Fakten veranschaulichen die Bedeutung der Umweltinanspruchnahme durch den Textilsektor.

Fakten zum Treibhausgaspotenzial der Textilindustrie

Betrachtet man die Umweltwirkungskategorie Treibhausgaspotenzial, so lag nach Angaben von Berg et al. (2020) der Treibhausgasemissionsausstoß allein der Bekleidungsindustrie (ohne Heimtextilien oder technische Textilien) im Jahr 2018 bei 2,1 Mrd. t CO₂e. Dies entspricht nach Aussagen der Autoren dem Treibhausgasemissions-Ausstoß von Frankreich, Deutschland und dem Vereinigten Königreich von Großbritannien bzw. 4 % der weltweiten Treibhausgasemissionen (Berg et al. 2020). Jungmichel et al. (2019) modellierten auf Basis von EXIOBASE 3.4 mit Daten aus 2015 einen deutlich geringeren Anteil des Bekleidungssektors von mehr als 1 % der weltweiten Treibhausgasemissionen. Quantis (2018) bilanzierten unter Verwendung von Daten für 2016 unter zusätzlicher Berücksichtigung von Heimtextilien und Schuhen einen deutlich höheren Anteil von ca. 8 % der globalen Treibhausgasemissionen.

⁹ Vergleiche <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/industriebranchen/textilindustrie#die-textilindustrie-in-deutschland>; zuletzt abgerufen am 17.08.2021

¹⁰ Vergleiche <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/industriebranchen/textilindustrie#die-textilindustrie-in-deutschland>; zuletzt abgerufen am 17.08.2021

Betrachtet man den kompletten Lebenszyklus von textilen Produkten so stammen nach Angaben von Berg et al. (2020) etwa 70 % der Treibhausgasemissionen der Bekleidungsindustrie aus vorgelagerten Prozessstufen, wie der Herstellung und der Veredelung der Ausgangsmaterialien.

Auf Basis von Berechnungen der Ellen McArthur Foundation (2017) verursacht die Produktion von 1 t Textilien 17 t CO₂e (im Vergleich zu 3,5 t bei Kunststoff und weniger als 1 t bei Papier). Auch die Nutzungsphase von Textilien ist mit einem erheblichen Treibhausgasemissionspotenzial verbunden. Allein das Waschen und Trocknen von Kleidung verursacht schätzungsweise 120 Mio t CO₂e. (Ellen McArthur Foundation 2017)

Bezogen auf die EU verursachte die Produktion von Kleidung, Schuhen und Haushaltstextilien, die in der EU verbraucht werden, im Jahr 2017 Gesamtemissionen in Höhe von etwa 334 Mio t CO₂e. Dies entspricht 654 kg CO₂e pro europäischem Bürger bzw. europäischer Bürgerin. Damit steht diese Produktgruppe an fünfter Stelle, wenn man ein Ranking der verschiedenen Konsumbereiche im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Klimawandel erstellt. (European Environmental Agency 2019)

Berg et al. (2020) konstatieren, dass bei Fortsetzung des derzeitigen Entwicklungstrends die Bekleidungsindustrie das 1,5-Grad-Ziel um 50 % verfehlen wird.

Außerdem muss sich der Sektor bewusst sein, dass er durch die Risiken, die der Klimawandel nach sich zieht, unmittelbar betroffen ist. Allen voran sind die Themen Wasserverknappung und Verfügbarkeit von Wasserressourcen für den Anbau von Naturfasern (insbesondere Baumwolle), aber auch für die verschiedensten Prozesse in der Textilindustrie, zu nennen. Darüber hinaus erhöhen sich mit dem Klimawandel physische und wirtschaftliche Risiken durch Infrastrukturschäden infolge von Überschwemmungen oder Stürmen. Die Verfügbarkeit von Baumwolle oder anderen Rohstoffen kann aufgrund der Folgen des Klimawandels gefährdet sein bzw. starke Preisschwankungen nach sich ziehen, um nur einige wenige weitere Risiken zu nennen. (UNFCCC 2020)

Fakten zum Einsatz von Chemikalien und Düngemitteln für die Herstellung textiler Vorprodukte und die Herstellung von Textilien

Jungmichel et al. (2019) kommen auf Basis ökologisch erweiterter Input-Output Modellierungen (Basis EXIOBASE 3.4) zu dem Ergebniss, dass 5 % der weltweit produzierten Chemikalien von der Bekleidungsindustrie verbraucht werden.

Nach Angaben der European Environmental Agency (2019) werden rund 3.500 verschiedene chemische Substanzen in der Textilproduktion eingesetzt. 750 der identifizierten Substanzen werden als gesundheitsgefährdend, 440 als umweltgefährdend eingestuft. 240 dieser Stoffe gelten als potenziell besonders besorgniserregend für die menschliche Gesundheit und 120 als potenziell besonders besorgniserregend für die Umwelt. (European Environmental Agency 2019)

Es wird geschätzt, dass für die Herstellung von 1 kg fertiger Kleidung zwischen 1,5 kg und 6,9 kg Chemikalien verwendet werden (Nordic Ecolabelling 2020).

Der Anbau von Textilfasern, insbesondere Baumwolle, beansprucht 4 % der gesamten jährlich ausgebrachten Stickstoff-Düngermenge (Heffer et al. 2017). Knapp 6 % der jährlich weltweit verkauften Schädlingsbekämpfungsmittel (Pestizide) werden im Baumwollanbau eingesetzt. Betrachtet man nur die Insektenbekämpfungsmittel (Insektizide) unter den Pestiziden werden sogar 16 % der weltweit verkauften Mengen im Baumwollanbau verwendet (Ferrigno et al. 2017).

Fakten zur Wasserinanspruchnahme durch die Textilindustrie

Die künstliche Bewässerung beim Baumwollanbau und der Wasserverbrauch beim Färben der Stoffe für die Herstellung von Bekleidung nimmt auf Basis der Ergebnisse ökologisch erweiterter Input-Output-Modellierungen (Basis EXIOBASE 3.4) 1,1 % der weltweiten Wasserentnahme aus Gewässern und dem Grundwasser ein (Jungmichel et al. 2019).

Die Studie der Ellen McArthur Foundation (2017) kommt zu dem Ergebnis, dass die Textilindustrie (einschließlich dem Wasserverbrauch im Baumwollanbau) jährlich rund 93 Milliarden Kubikmeter Wasser verbraucht, was 4 % der weltweiten Süßwasserentnahme entspricht. Mehr als zwei Drittel dieses Wasserverbrauchs entfällt auf die Bekleidung. Das heißt diese Autor*innen schätzen die Wasserinanspruchnahme durch die Bekleidungsindustrie höher ein als in der Studie von Jungmichel et al. (2019). 20 % der weltweiten industriellen Wasserinanspruchnahme ist auf das Färben und Behandeln von Textilien zurückzuführen. (Ellen McArthur Foundation 2017)

Darüber hinaus ist aus Umweltsicht problematisch, dass viele der wichtigsten baumwollproduzierenden Länder, darunter China, Indien, verschiedene Regionen in den USA, Pakistan und die Türkei, derzeit unter großem Wasserstress stehen. (Ellen McArthur Foundation 2017)

Nach Angaben der European Environmental Agency (2019) beträgt der weltweite durchschnittliche Wasserfußabdruck von 1 kg Baumwolle etwas mehr als 10.000 Liter. Für die Herstellung der von den EU-Haushalten gekauften Textilien wird nach Angaben der European Environmental Agency (2019) schätzungsweise 53.000 Millionen Kubikmeter (m³) Wasser benötigt, wobei davon schätzungsweise über 90 % außerhalb Europas verbraucht werden.

Fakten zum Ressourceneinsatz und -verbrauch in der Textilindustrie

Für die Herstellung aller von EU-Haushalten im Jahr 2017 gekauften Bekleidung (inklusive Schuhe) und gekauften Heimtextilien wurden schätzungsweise 675 Millionen t Primärrohstoffe verwendet. Das entspricht 1,321 kg Primärrohstoffe pro Person. Dabei sind sowohl fossile Ressourcen, die als Ausgangsmaterial für synthetische Fasern und zur Energieerzeugung verbraucht wurden, als auch biogene Ressourcen, Düngemittel, und der Ressourcenbedarf für Produktionsanlagen eingerechnet worden. (European Environmental Agency 2019)

Nach Angaben der Ellen McArthur Foundation (2017) liegt der Verbrauch an fossilen Ressourcen durch die Textilindustrie bei rund 98 Millionen t jährlich. Diese Abschätzung umfasst sowohl den Bedarf für die Herstellung von synthetischen Fasern als auch den Bedarf für die Herstellung von Düngemitteln, die in der Baumwollproduktion eingesetzt werden, und den Bedarf für die Herstellung von Chemikalien für die Textilproduktion. (Ellen McArthur Foundation 2017)

Nach Angaben der Industrievereinigung Chemiefaser e.V. werden für die weltweite Produktion von synthetischen Chemiefasern weniger als 1 % des geförderten Erdöls benötigt¹¹. Legt man kostenfrei verfügbare Angaben von Statista zum weltweiten Verbrauch von Erdöl pro Tag im Jahr 2020 von 88,5 Millionen Barrel zugrunde¹² und geht von einem Bedarf von 1 % für die Herstellung von synthetischen Fasern aus, entspräche dies nach eigenen Berechnungen ca. 120.360 t Erdöl im Jahr 2020 für die Herstellung von synthetischen Chemiefasern¹³. Gemäß den Angaben der Ellen McArthur Foundation (2017) werden insgesamt schätzungsweise rund

¹¹ Vergleiche <https://www.ivc-ev.de/de/erd%C3%B6lbedarf/>; zuletzt abgerufen am 16.08.2021

¹² Vergleiche <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/40384/umfrage/welt-ingesamt---erdoelverbrauch-in-tausend-barrel-pro-tag/>

¹³ Die Umrechnung von Barrel in Tonnen [t] ist abhängig von der Dichte des Rohöls. Diese kann sich je nach Region unterscheiden und liegt in der Regel zwischen 0,130 und 0,149 t/Barrel. Für die Umrechnung wurde eine Rohöldichte von 0,136 t/Barrel angenommen.

342 Millionen Barrel Erdöl jedes Jahr für die Herstellung von synthetischen Chemiefasern weltweit verbraucht. Nach eigenen Berechnungen entspricht diese Angabe gerundet ca. 465.120 t Erdöl.¹⁴¹⁵

Fakten zum Flächenbedarf durch die Baumwollproduktion

Weltweit werden über 31 Millionen Hektar Baumwolle angebaut, das sind 2,4 % der weltweiten Ackerfläche, wobei die größten Produzenten China und Indien sind. Die Nutzung produktiver Flächen für den Anbau von Faserpflanzen trägt zu einer Verknappung der für die Nahrungsmittelproduktion zur Verfügung stehenden Flächen bei, was zu einer Verringerung des lokalen Nahrungsmittelangebots führen kann. Berechnungen zufolge sind beispielsweise in Indien 9 % der nationalen Unterernährung auf den Baumwollanbau zurückzuführen, der 8 % der Ackerfläche des Landes beansprucht. (European Environmental Agency 2019)

Trends und Fakten in Bezug auf die Nutzung und Entsorgung von Textilien

Die Ellen McArthur Foundation (2017) trifft in ihrer Studie die Aussage, dass mehr als die Hälfte der produzierten "Fast Fashion" in weniger als einem Jahr entsorgt wird. Weltweit ist die Nutzung von Kleidung - also die durchschnittliche Anzahl der Male, die ein Kleidungsstück getragen wird, bevor es nicht mehr verwendet wird – im Vergleich zu vor 15 Jahren um 36 % zurückgegangen.

Der „Fast Fashion“-Trend ist auch mit Folgen für die Gewässerbelastung mit Mikrofasern verbunden. Aktuelle Forschungsergebnisse zeigen, dass die Emission von Mikroplastik bzw. die Emission von Faserfragmenten in den ersten Waschgängen am höchsten ist. Je öfter ein Textil gewaschen wird, desto geringer ist der Faserabrieb. Das bedeutet, dass Textilien mit langer Haltbarkeit und langer Nutzungsdauer einen hohen Beitrag leisten können, um die Emission von Mikroplastik zu reduzieren. (Bendt et al. 2021)

Das Ausmaß der Mikroplastik-Emissionen durch das Waschen von Textilien wird von der Ellen McArthur Foundation (2017) auf schätzungsweise eine halbe Million Tonnen Mikrofasern aus Kunststoff - das entspricht mehr als 50 Milliarden Plastikflaschen – beziffert.

Auch die Entsorgung von nicht mehr getragenen Textilien erfolgt nicht auf nachhaltige Art und Weise. Anstatt Kleidung wiederzuverwenden und die darin enthaltenen Materialien zu recyceln, werden schätzungsweise 87 % des gesamten Faserinputs auf globaler Ebene nach dem ersten Gebrauch deponiert oder verbrannt (Ellen McArthur Foundation 2017). Dies führt zu einem jährlichen Wertverlust von schätzungsweise mehr als 100 Mrd. US\$ (Köhler et al. 2021).

Im Business-as-usual-Szenario kommt die Ellen McArthur Foundation (2017) zu dem Ergebnis, dass im Jahr 2050 mehr als 150 Mio t Kleidung deponiert oder verbrannt werden.

Entwicklungen im Textilsektor

Angesichts der globalen Umweltherausforderungen, vor denen unsere Generation steht, werden im Textilsektor von verschiedenen Akteur*innen Alternativen vorangetrieben. Hier sind insbesondere die Entwicklung von Geschäftsmodellen nach dem Vorbild einer Kreislaufwirtschaft mit der Entwicklung und Weiterentwicklung von verschiedenen Recyclingansätzen, die Wiederentdeckung und Neuentwicklung von alternativen Fasern sowie der Entwicklung von energie- und/oder ressourceneffizienten Prozessen zu nennen.

¹⁴ Vergleiche <https://www.ivc-ev.de/de/erd%C3%B6lbedarf>; zuletzt abgerufen am 16.08.2021

¹⁵ Vergleiche <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/40384/umfrage/welt-insgesamt---erdoelverbrauch-in-tausend-barrel-pro-tag/>

2 Zielsetzung

Der Blaue Engel stellt als weltweit erstes Umweltzeichen hohe Ansprüche an den Umwelt-, Arbeits- und Gesundheitsschutz entlang der Wertschöpfungskette von Produkten und Dienstleistungen, sowie an die Gebrauchstauglichkeit von Produkten. Auf diese Weise kann der Blaue Engel sowohl private Verbraucher*innen als auch die Verantwortlichen für den Einkauf der öffentlichen Hand eine wichtige Unterstützung in ihren Kaufentscheidungen bieten. Um das Zeichen als Instrument für den produktbezogenen Umweltschutz aktuell zu halten, müssen die jeweiligen Vergabekriterien periodisch revidiert werden.

Europäische und nationale Bemühungen mit dem Ziel, den Textilmarkt hin zu einer Kreislaufwirtschaft zu transformieren bzw. insgesamt nachhaltiger zu gestalten, haben zahlreiche, derzeit rasant ablaufenden Entwicklungen in der Textilbranche vorangetrieben. Zahlreiche Akteur*innen werben mit dem Einsatz von „nachhaltigen Alternativen“ zu den bislang eingesetzten Faser-materialien und/oder entwickeln Produkte und Geschäftsmodelle, die auf den Einsatz von rezyklierten Materialien beruhen. Diese Entwicklungen machen für die derzeitige Revision des Blauen Engel für Textilien die Erarbeitung eines Überblicks und einer ökologischen Bewertung über das Spektrum von verwendeten bzw. sich in Entwicklung befindlichen Fasern im Textil-sektor erforderlich.

Zielsetzung des Forschungsvorhabens ist es daher, einen Überblick über die derzeitig eingesetzten und sich in Entwicklung befindlichen Fasern, inklusive Recyclingfasern, im Textilsektor zu erarbeiten. Zusätzlich sind, soweit möglich, Einschätzungen zu ihrer Marktrelevanz zu treffen und eine synoptische ökologische Bewertung dieser Fasern abzuleiten. Die Ergebnisse dienen dann als Grundlage für die Überarbeitung und die Weiterentwicklung der Kriterien des Blauen Engel für Textilien (DE-UZ 154) und für die Ableitung von Ausschreibungsempfehlungen für die öffentliche Beschaffung. Die Überarbeitung und Weiterentwicklung der Kriterien des Blauen Engel für Textilien (DE-UZ 154) sind jedoch nicht Gegenstand dieses Berichtes. Diese Arbeiten und Ergebnisse werden in einem separaten Bericht dargestellt.

3 Methodische Herangehensweise und Aufbau des Berichtes

3.1 Methodische Herangehensweise

Methodisch basiert diese Studie auf folgenden Arbeitsschritten:

- ▶ einer Literatur- und Desktop-Recherche und deren Aufarbeitung;
- ▶ der Durchführung und Auswertung von semistrukturierten Telefon-Interviews zu ausgewählten Aspekten mit Expert*innen;
- ▶ der Durchführung und Auswertung von zwei Fachgesprächen und mehreren online geführten Fachdiskursen mit Fachkolleg*innen des UBA;
- ▶ einer Hotspot-Analyse bezüglich der Umweltrelevanz der im Textilsektor eingesetzten Fasern (sowohl von Fasern, die bisher schon im Blauen Engel über entsprechende Kriterien adressiert werden, als auch von neuen oder wiederentdeckten Fasern, inklusive Recyclingfasern) und eine synoptische ökologische Bewertung verschiedener Faseralternativen.

Im Rahmen einer ökologischen Hotspot-Analyse werden die Haupteinflussfaktoren (zum Beispiel der Beitrag zum Treibhausgaspotenzial durch den Verbrauch von Energie) für die Umweltauswirkungen, die durch die Herstellung von synthetischen Fasern entstehen, identifiziert. Dabei erfolgt in dieser Studie die Identifikation der Hotspots für quantifizierbare Umweltauswirkungen auf Basis der Auswertung von öffentlich zugänglichen aktuellen Ökobilanz-Studien (inklusive verfügbaren Studien zur Erfassung des Product Environmental Footprints von Textilprodukten). Es sind keine orientierenden Ökobilanzen im Rahmen dieser Studie durchgeführt worden. Der Identifikation der Hotspots schwer quantifizierbarer Umweltauswirkungen sind die Ergebnisse weiterer wissenschaftlicher Studien oder die Arbeiten von Nichtregierungsorganisationen zugrunde gelegt worden.¹⁶

3.2 Aufbau des Berichtes

Der vorliegende Bericht ist wie im Folgenden beschrieben aufgebaut. Nach den einleitenden Kapiteln zum Hintergrund (siehe Kapitel 1) und der Zielsetzung des Vorhabens (siehe Kapitel 2) und der Beschreibung der methodischen Herangehensweise (vorliegendes Kapitel 3) folgt im Kapitel 4 eine Übersicht zu verfügbaren Marktinformationen zu Fasern, die im Textilsektor eingesetzt werden. In Kapitel 5 werden die Umweltauswirkungen der Herstellung der verschiedenen Fasern beschrieben. Kapitel 6 gibt einen Überblick über den Stand der Kreislaufwirtschaft im Textilsektor in Europa und geht auf die Herausforderungen und ökologischen Auswirkungen ein, die mit dem Einsatz von Recyclingfasern verbunden sind. Kapitel 7 enthält einen kondensierten Überblick über wiederentdeckte und innovative Fasern, die im Textilsektor bereits eingesetzt werden oder sich in Entwicklung befinden. In dem Kapitel wird auch auf die potenziellen Umweltvorteile und -risiken dieser Fasern eingegangen. Eine synoptische ökologische Bewertung aller im Rahmen des Vorhabens recherchierten Fasern befindet sich in Kapitel 8.

¹⁶ Für die Identifikation von Hotspots von schwer quantifizierbaren Umweltauswirkungen, wie beispielsweise „Biodiversitätsverlust“ entlang des gesamten Lebensweges eines Vorproduktes bzw. eines Produktes/ einer Produktkategorie, gibt es bislang kein klar definiertes einheitliches methodisches Vorgehen. In der Regel werden für die Identifikation der Hotspots schwer quantifizierbarer Umweltauswirkungen (ebenso wie der Identifikation von sozialen Auswirkungen) die Ergebnisse wissenschaftlicher Studien oder die Arbeiten von Nichtregierungsorganisationen zugrunde gelegt. (Prietz et al. 2013) Anders verhält es sich bei der Identifikation von Hotspots von quantifizierbaren Umweltauswirkungen. Hier hat beispielsweise die Europäische Kommission ein detailliertes Vorgehen für die Pilotphase zur Erfassung des Umweltfußabdruckes von Produkten beschrieben (European Commission 2016).

4 Textile Fasern: Marktdaten und -informationen

4.1 Überblick und Kategorisierung der herkömmlich in der Textilindustrie eingesetzten Fasern

In der Textilindustrie werden sowohl Naturfasern als auch synthetisch hergestellte Fasern eingesetzt. Für synthetisch hergestellte Fasern werden auch die Begriffe synthetische Fasern, Synthefasern und Chemiefasern verwendet. Diese Begriffe werden für Fasern verwendet, die technisch hergestellt werden, im Gegensatz zu Faserstoffen, die natürlicherweise in Faserform auftreten (DIN EN ISO 2076:2014-03).

„Naturfasern sind die in der Natur vorkommenden Fasern; diese können entsprechend deren Ursprung in tierische Fasern, pflanzliche Fasern und Mineralfasern¹⁷ eingeteilt werden“ (DIN EN ISO 6938:2015-01). In der Textilindustrie werden sowohl tierische als auch pflanzliche Fasern eingesetzt. Zu den bislang herkömmlich in der Textilindustrie eingesetzten Naturfasern aus pflanzlichen Fasern gehören die Samenfasern Baumwolle und Kapok, die Bastfasern Flachs, Hanf und Jute und für Teppiche, Fußmatten sowie als Füllstoff die Fruchtfaser Kokos. Unter den tierischen Fasern haben Wolle (aus den Wollhaaren des Schafes), Alpaka, Angora (Wollhaare des Angorakaninchens), Mohair (Wolle und Haare der Angoraziege) und Kaschmir (Wolle und Haare der Kaschmirziege) eine Bedeutung für die Textilindustrie sowie die Fasern, die aus den Spinnrüden von verschiedenen Seidenspinnern gewonnen werden. Die bekannteste ist Seide, die aus den Fasern des Kokons des Maulbeer-Seidenspinners gewonnen wird (vergleiche Abbildung 9).

Bei den synthetischen Fasern werden übergeordnet Fasern, die aus natürlichen Polymeren und Fasern, die aus synthetischen Polymeren hergestellt werden, unterschieden (vergleiche auch Abbildung 9). Die bekanntesten Synthefasern, die aus natürlichen Polymeren hergestellt werden, sind Zellulosefasern. Hier werden verschiedene Fasern (Cupro, Viskose, Modal, Lyocell) auf Basis des Herstellungsverfahrens bzw. im Falle von Modal auf Basis der Fasereigenschaft unterschieden. Zum Teil werden textile Fasern auch aus natürlichen Proteinen (übergeordnet als Proteinfasern bezeichnet) oder aus natürlichem Polyisopren (Fasernname Elastodien), das aus dem Latex des Kautschukbaumes gewonnen wird, hergestellt. Zu den bekanntesten und meist eingesetzten Synthefasern auf Basis synthetischer Polymere gehören Polyester, Polyamid, Polyacryl, Polylactid und Elasthan. Elastodien kann auch aus synthetischem Polyisopren hergestellt werden. In der Regel werden die synthetischen Polymere aus Erdöl gewonnen. In den letzten Jahren werden aber auch biogene Ressourcen wie Zuckerrohr, Zuckerrüben, Mais, Rizinus, Soja, Palmöl, etc. eingesetzt, um synthetische Polymere für die Herstellung textiler Fasern zu gewinnen (Nordic Ecolabelling 2020).

4.2 Marktinformationen und -daten zu den in der Textilindustrie eingesetzten Fasern

Im Rahmen des Vorhabens hat das Projektteam intensiv nach Marktdaten und -informationen zu den im Textilsektor eingesetzten Fasern recherchiert. Diese Informationen sollten die Diskussion zur Relevanz der Entwicklung neuer Kriterien für den Blauen Engel für Textilien stützen. So stellen beispielsweise für den deutschen Markt spezifische Daten zu den am häufigsten eingesetzten (Recycling-)Fasern und deren Herkunftsländern eine wertvolle Basis dar, um die Relevanz der Entwicklung neuer Kriterien abschätzen zu können. Informationen zu den Herkunfts-

¹⁷ Mineralfasern werden aus Gesteinsarten mit Faserstruktur erhalten, die hauptsächlich aus Silicaten bestehen (DIN EN ISO 6938:2015-01). Mineralfasern finden in der Textilindustrie keine Anwendung. Die DIN EN ISO 6938:2015-01 listet unter Mineralfasern Asbest auf.

ländern können auch hilfreich sein, um potenzielle Risiken hinsichtlich des Gesundheitsschutzes oder hinsichtlich ökologischer Auswirkungen besser abschätzen zu können. Vor dem übergeordneten Ziel der Überarbeitung der Vergabekriterien des Blauen Engel für Textilien können auch Informationen zu den am häufigsten genutzten Fasern für verschiedene Unterproduktgruppen, wie Bekleidung (Oberbekleidung, Wäsche), Funktionskleidung und -wäsche sowie Haus- und Heimtextilien (inkl. Bettwäsche und Bettwaren), wertvolle Hintergrundinformationen bieten.

Das Ergebnis der Recherche zu Marktdaten und -informationen war insgesamt jedoch eher enttäuschend und konnte auch nicht im Rahmen der Interviews vervollständigt werden. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Art der Marktinformationen und -daten, die im Rahmen der Recherche gewonnen werden konnten.

Tabelle 1: Verfügbare Marktinformationen und -daten zum Einsatz verschiedener Fasern im Textilsektor

Prüfpunkt	global	Europa	Deutschland
Identifikation der 6-8 am häufigsten genutzten Fasern (inklusive Volumina und Herkunftsländer)	+ / aber nicht für verschiedene Unterproduktgruppen runtergebrochen	- / verfügbar sind Daten zu Faser- (Garn-)importen, -produktion, -exporten/Daten zur Marktrelevanz verschiedener textiler Produktkategorien (Damenbekleidung, etc.)	- / verfügbar sind Daten zu Faserverarbeitung nach Einsatzgebiet (Bekleidung/Technischer Einsatz/ Haus- und Heimtextilien) in Deutschland
Identifikation der häufigsten Gewebekombinationen/Mischgewebe	Nur qualitative Angaben	-	-
Anteil kbA-Baumwolle	+ / aber nicht für Produktgruppen runtergebrochen	-	-
Anteil Recyclingfasern	+ / aber nicht für Produktgruppen runtergebrochen	-	-
Angaben / Entwicklung der Sammelmengen von Alttextilien	War nicht Gegenstand der Recherche	+	(+/-)
Quantitative Daten zu eingesetzten Laminaten und Membranen	-	-	-
Marktdaten zu wiederentdeckten und innovativen Fasern	-	-	-

Legende: "+" = Informationen vorhanden; "+/-" = zum Teil Informationen vorhanden, diese sind jedoch unvollständig; "-" = keine Informationen vorhanden

Die für die Fragestellungen des Vorhabens relevantesten Informationen konnten überwiegend aus verschiedenen Quellen von TextileExchange¹⁸ entnommen werden. TextileExchange ist eine global agierende Organisation, die sich die Transformation in Richtung einer nachhaltig und

¹⁸ Siehe <https://textileexchange.org/about-us/>; zuletzt abgerufen am 17.08.2021

verantwortungsvoll agierenden Textilindustrie zum Ziel gesetzt hat. Sie unterstützt die Textilindustrie dabei, ihre Treibhausgasemissionen zu senken und nachhaltigere Materialien einzusetzen. Unter anderem entwickelt und verwaltet Textile Exchange eine Reihe von Nachhaltigkeitsstandards, die spezifisch oder relevant für den Textilsektor sind.

Textile Exchange (2020b) verwendet für seine Zusammenstellungen zu Marktinformationen und -daten Sekundärdaten von Branchenverbänden, internationalen Organisationen, Regierungsorganisationen, Normungsgremien oder Forschungsinstituten. Nach eigenen Angaben versucht TextileExchange, die zuverlässigsten Quellen für jede Faserkategorie zu identifizieren und führt, wo immer möglich, Triangulationen mit mindestens 2 bis 3 Quellen durch. Im Allgemeinen handelt es sich bei allen globalen Marktdaten um gerundete Schätzungen. Die Produktionsdaten beziehen sich auf die Gesamtmenge der produzierten Fasern unabhängig, wofür sie eingesetzt werden (z. B. Bekleidung, Heimtextilien, technische Textilien etc.). Es werden keine unterschiedlichen Daten für verschiedene Verwendungszwecke bzw. unterschiedliche Produktkategorien erfasst. Die Daten zu einzelnen Synthesefasern umfassen die Produktionsmengen von Stapelfasern und Filamenten. Baumwollproduktionsmengen werden in ICAC¹⁹-Erntejahren erhoben. Diese beginnen am 1. August und enden am 31. Juli. TextileExchange folgt dem Beispiel, das in den meisten Berichten verwendet wird, und ordnet das ICAC-Jahr, das in einem Kalenderjahr beginnt, dem jeweiligen Kalenderjahr zu (z. B. Baumwollproduktionsmengen 2019/20 dem Kalenderjahr 2019) (Textile Exchange 2020b).

Weitere Informationen stammen aus verschiedenen Quellen, auf die im Folgenden entsprechend hingewiesen wird.

4.2.1 Globale Faserproduktionsmengen und Marktanteile

Tabelle 2 enthält Daten für die globalen Faserproduktionsmengen und die Marktanteile einzelner Fasern für das Jahr 2019. Die wichtigsten beiden Fasern sind mit Abstand Polyester mit einem Marktanteil von knapp über 50 % und Baumwolle mit einem Marktanteil von ca. 23 %. Den dritten Platz mit einem Marktanteil von ca. 6 % belegen die sogenannten „Man-made“ bzw. regenerativen Zellulosefasern“. Diese Fasern gehören zu der Gruppe der Synthesefasern, die aus natürlichen Polymeren (in diesem Fall Zellulose) hergestellt werden. Polyamid hat einen Marktanteil von ca. 5 %. Alle anderen pflanzlichen Naturfasern, wie Flachs, Hanf, Jute, weisen zusammen einen Marktanteil von knapp 6 % aus. Fasst man die übrigen Synthesefasern zusammen liegt deren Marktanteil bei ca. 5,7 %. Unter den tierischen Naturfasern hat nur Wolle (Schafwolle) einen nennenswerten Anteil von ca. 1 %.

Tabelle 2: Die globale Faserproduktion in 2019

Faser	Weltproduktion [Millionen t]	Marktanteil [%]
Polyester	ca. 57,7	ca. 52,2
Baumwolle	ca. 25,7	ca. 23,2
Man-made Cellulose fibres (MMCFs; Synthesefasern hergestellt auf Basis von Zellulose)	ca. 7,1	ca. 6,42
Polyamid	ca. 5,6	ca. 5,0
Wolle (Schaf)	ca. 1	ca. 1,0

¹⁹ ICAC = International Cotton Advisory Committee.

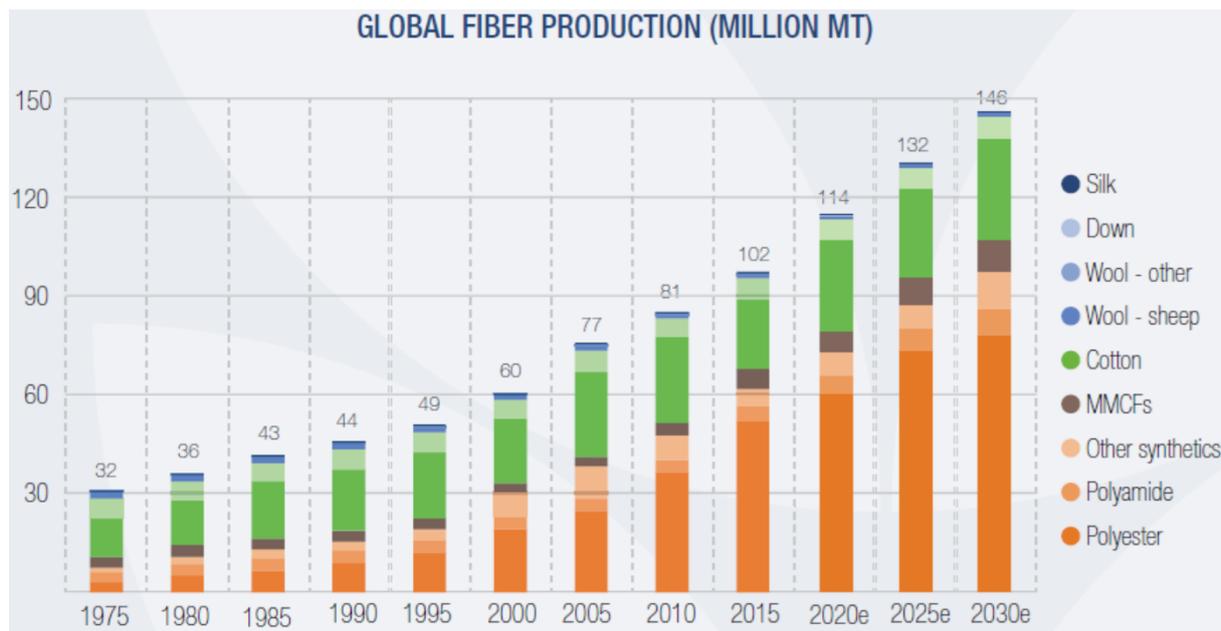
Faser	Weltproduktion [Millionen t]	Marktanteil [%]
Summe aller anderen Naturfasern tierischen Ursprungs (inklusive Seide und Daunen ²⁰)	ca. 0,48	ca. 0,29
Summe aller anderen pflanzlichen Naturfasern (inklusive Jute, Flachs, Hanf, Kokos)	ca. 6,5	ca. 5,9
Summe aller anderen Synthefasern (mit Ausnahme von Polyester und Polyamid)	ca. 6,4	ca. 5,7
Summe	ca. 110,5	ca. 100

Quelle: TextileExchange (2020b)

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der globalen Faserproduktionsmengen. Die Faserproduktion hat sich in den letzten 20 Jahren mehr als verdoppelt, und es wird erwartet, dass sie um weitere 30 % auf 146 Millionen t im Jahr 2030 ansteigt, wenn die bisherige Entwicklung anhält (TextileExchange 2020b).

Synthetische Fasern dominieren den Fasermarkt seit ca. Mitte der 1990er Jahre und lösten zu diesem Zeitpunkt die Baumwolle in dieser Rolle ab. Mit rund 70 Millionen t synthetischer Fasern machte diese Faserkategorie im Jahr 2019 etwa 63 % der weltweiten Faserproduktion aus. Eine immer wichtiger werdende Faserkategorie sind Synthefasern auf Zellulosebasis (MMCFs) (TextileExchange 2020b).

Abbildung 1: Entwicklung der globalen Faserproduktionsmengen



In der Legende zur Abbildung fehlt die Erläuterung für hellgrün. Hellgrün ist der Balken für die Summe der Produktionsmengen aller anderen pflanzlichen Naturfasern (z. B. Flachs, Jute, Hanf)

Quelle: TextileExchange (2020b)

²⁰ TextileExchange 2020b.

Für den europäischen Markt findet man bei Beton et al. (2014) und Gray (2017) Angaben zu den Faseranteilen für Bekleidung (nicht weiter spezifiziert) und Heimtextilien²¹. Tabelle 3 zeigt die Marktanteile verschiedener Fasern auf dem europäischen Bekleidungsmarkt im Jahr 2015. Gray (2017) hat die Marktanteile der Fasern basierend auf den Angaben von Beton et al. (2014) für das Jahr 2015 hochgerechnet. Die am meisten verwendete Faser für Bekleidung auf dem europäischen Markt ist – basierend auf dieser Studie – Baumwolle mit einem Marktanteil von 43 %, gefolgt von Polyester mit 16 %. Wolle nimmt bei Bekleidung einen Anteil von ca. 9 % ein.

Tabelle 3: Marktanteile verschiedener Fasern auf dem Europäischen Bekleidungsmarkt in 2015

Faser	Marktanteil [%]
Baumwolle	43
Polyester	16
Wolle (Schaf)	ca. 9
Regenerierte Zellulosefasern	ca. 9
Polyacryl	ca. 9
Polyamid	ca. 8
übrige Fasern (ohne Angabe)	ca. 6

Quelle: Gray (2017)

Tabelle 4 zeigt die Marktanteile verschiedener Fasern, die für die Herstellung von Heimtextilien für den europäischen Markt im Jahr 2007 verwendet werden. Die am häufigsten eingesetzten Fasern für Heimtextilien für den europäischen Markt in 2007 sind Baumwolle (Marktanteil: 28 %), Polyester (Marktanteil: 28 %) und Polyamid (Marktanteil: 23 %). Darüber hinaus werden Polypropylen, Polyacryl und Viskose noch in nennenswertem Umfang eingesetzt.

Tabelle 4: Marktanteile verschiedener Fasern auf dem Europäischen Heimtextilienmarkt im Jahr 2007

Faser	Marktanteil [%]
Baumwolle	28
Polyester	28
Polyamid	23
Polypropylen	ca. 9
Polyacryl	ca. 5
Viskose	ca. 4
übrige Fasern (ohne Angabe)	ca. 3

Quelle: Beton et al. 2014

²¹ Als Heimtextilien werden Waren des Kapitel 63 der Kombinierten Nomenklatur (Zolltarif) (siehe <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31987R2658>; zuletzt abgerufen am 23.04.2023) bezeichnet, welche für die Innenausstattung und Innendekoration verwendet werden. Darunter fallen Decken, Bettwäsche, Handtücher, Tischwäsche, Gardinen und Vorhänge, sowie Fenster- und Bettbehänge (sog. Schabracken).

Ein Vergleich der Zahlen aus Tabelle 3 und Tabelle 4 und mit den Daten zu globalen Faserproduktionsmengen in Tabelle 2 zeigt, dass der überwiegende Anteil des produzierten Polyesters offensichtlich für andere Produktkategorien (z. B. technische Textilien, etc.) verwendet wird.

So werden technische Textilien zu einem großen Teil aus synthetischen Fasern hergestellt. Polyester hat eine Vielzahl industrieller Anwendungen. Nylon wird für technische Gewebe, wie Airbags und Seile, verwendet. Polyolefinfasern (Polypropylen und Polyethylen) werden in Geotextilien eingesetzt. (Manshoven et al. 2021)

Außerdem lässt der Vergleich der Zahlen aus Tabelle 3 und Tabelle 4 und mit den Daten zu globalen Faserproduktionsmengen in Tabelle 2 die Vermutung zu, dass ein großer Anteil der produzierten Baumwolle in den Bekleidungsmarkt geht. Wolle geht offensichtlich auch zum großen Teil in den Bekleidungsmarkt, obwohl es auch Woldecken oder Bettwaren mit Wollfüllungen auf dem Markt gibt.

4.2.2 Verarbeitungsmengen und Einsatzgebiete textiler Fasern in Deutschland

Nach Angaben der Industrievereinigung Chemiefaser e.V. (IVC) (2021a) wurden im Jahr 2020 13 % der in Deutschland eingesetzten Synthefasern für die Produktion von Bekleidung verwendet, 26 % für die Produktion von Heimtextilien und 61 % für die Produktion von technischen Textilien. Die Industrievereinigung Chemiefaser e.V. (IVC) (2021b) hat auch Zahlen zur Verarbeitung verschiedener Fasern veröffentlicht. Im Jahr 2020 sind nach Angaben der Industrievereinigung Chemiefaser e.V. (IVC) (2021b) 533.000 t Synthefasern, 17.000 t Baumwolle und 18.000 t Wolle verarbeitet worden. Die hohe Angabe für Wolle überrascht aufgrund des geringen Marktanteils von Wolle an der Weltfaserproduktion. Offensichtlich haben sich einige deutsche Unternehmen auf die Produktion von bestimmten Produkten mit einem hohen Wollanteil spezialisiert.

4.2.3 Häufige Gewebekombinationen und Mischgewebe

Eine der wichtigsten und gängigsten Fasermischungen sind verschiedene Polyester-Baumwoll-Mischungen, die auch unter dem Begriff Polycotton geführt werden. Die beiden Faserarten werden in verschiedenen Mischungskombinationen eingesetzt. Polyester-Baumwoll-Mischungen werden häufig für Bekleidungsprodukte verwendet. Die Kombination der beiden Fasern hat den Effekt, dass das Mischgewebe die vorteilhaften Eigenschaften beider Fasern aufweist. Das Bekleidungsstück weist eine ähnliche Atmungsaktivität auf wie ein Textil aus reiner Baumwolle. Es ist aber aufgrund des Polyesteranteils dehnbarer als ein reines Baumwollprodukt und hat somit einen höheren Tragekomfort. Je nach Kombinationsverhältnissen und eingesetzten Faserqualitäten kann das Bekleidungsstück aus dem Baumwoll-Polyester-Mischgewebe auch knitterfreier und haltbarer sein als Bekleidungsstücke, die nur aus einer Faser hergestellt werden. (Beton et al. 2014)

Vom weltweiten Verbrauch an Polyesterfasern werden 55 - 60 % in Mischungen mit Zellulosefasern oder Wolle verwendet. Etwa 40 % der Polyamidfasern werden in Mischungen verwendet, während 50 % der Polyacrylfasern insbesondere in Mischungen mit Wolle für Strickwaren verwendet werden. Eine Übersicht über verschiedene Mischgewebe findet sich in dem Bericht „Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Textile Industry“ – herausgegeben von der Europäischen Kommission. (Roth et al. 2023)

Tabelle 5: Die gängigsten Gewebekombinationen und ihre Einsatzgebiete

Fasermischung	Verwendungsbereich	Anmerkungen und Spezifikationen
Polyester-Zellulose (in der Regel Baumwolle)	Bekleidung (alle Kategorien) und Bettwäsche	In der Regel wird Baumwolle als Zellulose-Komponente verwendet, zum Teil aber auch Viskose oder Leinen; Bevorzugte Mischungsverhältnisse: 67:33 (Polyester:Zellulose-Komponente), 50:50 und 20:80
Polyester-Wolle	Woll- und Strickwaren	Häufigstes Mischungsverhältnis: 55:45 (Polyester:Wolle)
Polyamid-Zellulose	Keine Angabe	Keine Angabe
Polyamid-Wolle	Hauptsächlich Decken	Verschiedene Mischungen von 20:80 bis 60:40 (Polyamid:Wolle) werden eingesetzt
Polyacryl-Zellulose	Heimtextilien (Vorhänge und Tischwäsche) und Pelzimitate	Der Anteil von Polyacryl in den Mischungen variiert zwischen 30 % und 80 %
Polyacryl-Wolle	Strickwaren und Heimtextilien	Der wollähnliche Charakter bleibt erhalten, wenn Wolle mit Polyacryl gemischt wird. Das Mischungsverhältnis variiert von 20:80 bis 80:20 zwischen Polyacryl und Wolle

Quelle: Roth et al. 2023)

4.2.4 Polyester

Polyester ist billig zu produzieren und vielseitig einsetzbar. Diese Fakten tragen dazu bei, dass Polyester die Spitzenposition in der Welfaserproduktion innehat. (Jungmichel et al. 2019)

Die Produktion von Polyester ist in den letzten 50 Jahren um das Neunfache gestiegen, und die Faser hat sich auch in der Modeindustrie als kostengünstiges Material durchgesetzt. Schätzungen zufolge werden bis 2030 Synthefasern fast drei Viertel der globalen Faserproduktionsmenge ausmachen; wobei geschätzt wird, dass der Anteil von Polyester an der Gesamtsynthesefasermenge bei 85 % liegen wird. (Changing Markets Foundation 2021)

Marktführendes Produktionsland in der Polyesterproduktion ist China. Hier werden zwei Drittel der globalen Polyestermenge produziert. Zählt man die Produktionsmengen aus Indien und Südostasien hinzu, ergibt sich, dass 86 % der globalen Polyesterproduktion aus diesen drei Ländern bzw. Regionen stammen. (Manshoven et al. 2021)

TextileExchange (2020b) gibt an, dass rezykliertes Polyester²² mittlerweile einen Anteil von 14 % an der globalen Polyesterproduktion hat. Das allermeiste rezyklierte Polyester stammt derzeit aber nicht aus sogenannten Closed-Loop-Kreisläufen, sondern wird – in der Regel mit Hilfe mechanischer Recyclingverfahren - aus PET-Flaschen gewonnen. Das heißt, dass für das Recycling ein Stoffstrom aus einem anderen Wirtschaftssystem genutzt wird. Der Stoffstrom für das Recycling stammt nicht aus der Textilwirtschaft. Diese Art von Recycling entspricht nicht dem Ideal einer geschlossenen Kreislaufwirtschaft. Mittlerweile haben sich weltweit auch eine Reihe von Initiativen gegründet, die den Plastikmüll in den Ozeanen eindämmen möchten. Ein Teil des über diese Initiativen eingesammelten Plastikmülls wird auch zu rezyklierten Polyester

²² Die verschiedenen hohen Anteile des rezyklierten Materials von Polyester-Stapelfasern und Polyester-Filamenten wurden entsprechend verrechnet.

verarbeitet. Mittlerweile haben verschiedene Unternehmen auch mit der kommerziellen Produktion von chemisch recyceltem Polyester begonnen. Sie verarbeiten zum Teil Post- und Pre-Consumer-Textilabfälle²³ zu rezykliertem Polyester. Weitere Unternehmen befinden sich in der Forschungs- und Entwicklungsphase, so dass der Marktanteil von chemisch recyceltem Polyester, das in geschlossenen Kreisläufen produziert wurde, in den kommenden Jahren voraussichtlich steigen wird (TextileExchange 2020b).

Der Marktanteil von biobasiertem Polyester – inklusive Polylactid (PLA) und biobasiertes Polytrimethylenterephthalat (biobasiertes PTT) – liegt unter 1 % der globalen Polyesterproduktion. (TextileExchange 2020b).

4.2.5 Polyamid

Die weltweite Jahresproduktion von Polyamid liegt schätzungsweise bei 5,58 Mio t im Jahr 2019. Polyamid ist schwieriger zu recyceln als Polyester. Der Marktanteil ist daher deutlich geringer als der von Polyester. Verlässliche Zahlen gibt es für rezykliertes Polyamid allerdings nicht (TextileExchange 2020b).

Einer der führenden Anbieter für regeneriertes Nylon ist Aquafil. Aquafil stellt in einem chemischen Recyclingverfahren ECONYL® her, das zu 100 % aus Pre- und Post-Consumer-Nylonabfällen (Fischernetze, Teppichböden, Stoffreste, Industriekunststoffe) besteht. Der Anteil liegt bei etwa 50 % Pre- und 50 % Post-Consumer-Nylonabfällen. (Nordic Ecolabelling 2020)

Die weltweite Produktionskapazität für biobasiertes Polyamid liegt bei etwa 0,24 Mio t. (TextileExchange 2020b)

4.2.6 Baumwolle

Nach Angaben von TextileExchange (2020b) werden mittlerweile 25 % der weltweiten Baumwollproduktion nach den Richtlinien eines Standards produziert, der verschiedene Anforderungen hinsichtlich einer nachhaltigeren Baumwollproduktion enthält. Der größte Anteil dieser nachhaltig produzierten Baumwolle wird nach Richtlinien produziert, die auf den Prinzipien des integrierten Anbaus beruhen. Rund 11 % der weltweiten Baumwollproduktion wird nach den Richtlinien der Better Cotton-Initiative hergestellt. Weitere 11 % nach Baumwoll-Standards, die dem der Better Cotton-Initiative äquivalent sind. Nur knapp 1 % der weltweiten Baumwollproduktion wird nach den Richtlinien des ökologischen Anbaus bzw. einem äquivalenten Standard produziert. (TextileExchange 2020a)

Der EU-Marktanteil für Bio-Baumwolle im Jahr 2013 lag bei 1,3 % (Dodd und Gama Caldas 2017). Die Nachfrage nach Bio-Baumwolle in Europa ist offensichtlich relativ groß.

Der Anteil an rezyklierter Baumwolle liegt schätzungsweise unter 1 % (Rex et al. 2019). Die eingesetzten Verfahren zum Recycling von Baumwolle sind in Abschnitt 5.1.1.5 beschrieben.

4.2.7 Andere pflanzliche Naturfasern

Der Anteil an der Weltfaserproduktion der Summe aller anderen pflanzenbasierten Naturfasern, außer Baumwolle, lag im Jahr 2019 mit 6,5 Millionen t bei knapp 6 %. Die größte Bedeutung unter den sonstigen pflanzenbasierten Naturfasern hat Jute mit 50 - 60 %. An zweiter Stelle folgt

²³ Pre-consumer- oder auch als post-industrielle Textilabfälle bezeichnete Textilabfälle fallen bei der Herstellung von Garnen, sowie bei der Produktion und Fertigung von Stoffen und daraus hergestellten Bekleidungsartikeln an (Shamsuyeva 2022). Post-Consumer-Textilabfälle sind hingegen Textilien, die nicht als „Second-Hand-Ware“ wiederverwendet werden können. Pre-Consumer- oder auch als Post-Industrielle Textilabfälle bezeichnete Textilabfälle fallen bei der Herstellung von Garnen sowie bei der Produktion und Fertigung von Stoffen und daraus hergestellten Bekleidungsartikeln an (Shamsuyeva 2022). Post-Consumer-Textilabfälle sind hingegen Textilien, die nicht als „Second-Hand-Ware“ wiederverwendet werden können.

Kokos mit ca. 20 %. Die weltweite Menge der Produktion an Flachs wird im Jahr 2019 auf 868.374 t geschätzt; diejenige von Hanf auf ca. 60.657 t. (TextileExchange 2020b).

4.2.8 Wolle

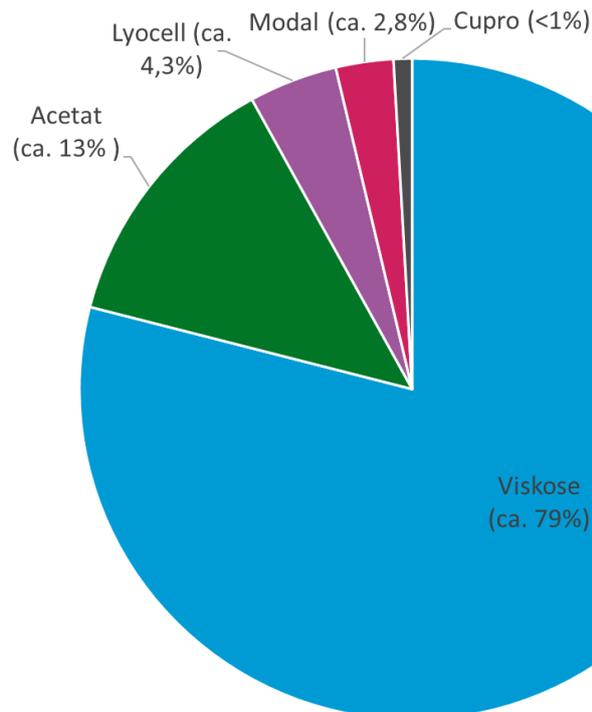
Mit einem jährlichen Produktionsvolumen von mehr als einer Million t ist Wolle die am häufigsten verwendete Faser tierischen Ursprungs. Während die weltweite Wollproduktion in den letzten Jahren zurückgegangen ist, steigt der Marktanteil von Wolle, die nach einem Standard, der Umwelt- und Tierschutzanforderungen produziert ist. Allerdings ist dieser Anteil immer noch auf sehr niedrigem Niveau und liegt bei weniger als 3 % der weltweiten Wollproduktion. Der Anteil der Wolle, die nach den Richtlinien der kontrolliert biologischen Tierhaltung produziert wird, liegt bei weniger als 1 % (TextileExchange 2020b).

4.2.9 Man-made Cellulose fibres (MMCFs) / Regenerierte Zellulosefasern

Der Markt für Faserzellstoff ist in den letzten Jahren vor allem aufgrund der steigenden Nachfrage nach Viskosefasern gewachsen. Die weltweite Produktionsmenge hat sich von rund drei Millionen t im Jahr 1990 auf etwa 7,1 Millionen t im Jahr 2019 mehr als verdoppelt und wird in den kommenden Jahren voraussichtlich weiterwachsen. (TextileExchange 2020b)

Abbildung 2 zeigt die prozentualen Marktanteile der verschiedenen regenerierten Zellulosefasern in Bezug auf die weltweite Jahresproduktion an regenerierten Zellulosefasern von ca. 7,1 Millionen t im Jahr 2019. Viskose hat einen Anteil von ca. 79 %, gefolgt von Acetat mit ca. 13 %. Lyocell hat einen Marktanteil von ca. 4,3 %, Modal einen Anteil von ca. 2,8 % und Cupro einen Anteil von kleiner 1 %.

Abbildung 2: Marktanteile verschiedener regenerierter Zellulosefasern im Jahr 2019



Quelle: TextileExchange (2020b)

Zwischen 40 und 50 % der regenerierten Zellulosefasern am Markt sind nach dem Forest Stewardship Council (FSC)- oder Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes (PEFC)-Standard zertifiziert. wohingegen weniger als 1 % rezykliert sind (TextileExchange 2020b).

4.2.10 Informationen zur Verbreitung verschiedener Umweltzeichen im Textilsektor

Tabelle 6 gibt einen Überblick über relevante Umweltzeichen für Textilprodukte. Verfügbare Informationen zu ihrer Verbreitung und ihrer Schwerpunktsetzung sind in dieser Tabelle ebenfalls stichwortartig zusammengestellt. Die Informationen zur Bedeutung und zum Verbreitungsgrad lassen sich schwierig vergleichen, da die einzelnen Zeichenorganisationen jeweils andere Kennwerte hinsichtlich der Verbreitung und Bedeutung ihrer Umweltzeichen anwenden. Hinzu kommt, dass die unterschiedlichen Umweltzeichen oder Sozialstandards²⁴ auch mit Blick auf ihre Marktausrichtung unterschiedlich aufgestellt sind. So liegt der Fokus des Blauen Engel auf Produkten, die auf dem deutschen Markt eine Rolle spielen. Andere Kennzeichen wie GOTS oder bluesign® weisen eine internationale Ausrichtung auf.

Tabelle 6: Relevante Umweltzeichen für Textilprodukte: Informationen zum Verbreitungsgrad und Schwerpunktsetzung

Umweltzeichen	Informationen zum Verbreitungsgrad	Schwerpunktsetzung
Blauer Engel für Textilien	17 zertifizierte Produkte ²⁵	<ul style="list-style-type: none"> ▶ hoher Umweltstandard im Herstellungsprozess ▶ Vermeidung gesundheitsbelastender Chemikalien im Endprodukt ▶ nachgewiesene Gebrauchstauglichkeit und Langlebigkeit ▶ Verbesserung der Arbeitssicherheit und der sozialen Bedingungen in der Herstellung
EU Umweltzeichen für Textilien	7.101 zertifizierte Produkte in der Kategorie Textilien und Bekleidung (European Commission 2021)	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Begrenzter Einsatz von gesundheits- und umweltschädlichen Stoffen ▶ Verringerung der Wasser- und Luftverschmutzung ▶ Farbbeständigkeit gegen Schweiß, Waschen, Nass- und Trockenreiben und Lichteinwirkung (European Commission 2021)
bluesign®	645 System Partner (bluesign® 2021)	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Fokus auf Chemikaliensicherheit; richtet sich sowohl an Unternehmen, die Chemikalien liefern, als auch an die Textilindustrie, um gefährliche Chemikalien im Herstellungsprozess zu vermeiden (Roth et al. 2023)

²⁴ Einige der gelisteten Umweltzeichen haben auch Anforderungen, die soziale Nachhaltigkeitsaspekte adressieren. Fairtrade Textile legt seinen Schwerpunkt vor allem auf soziale Aspekte.

²⁵ Entnommen von folgender URL <https://www.blauer-engel.de/de/produktwelt>; zuletzt geprüft am 15.03.2022

Umweltzeichen	Informationen zum Verbreitungsgrad	Schwerpunktsetzung
		<ul style="list-style-type: none"> ▶ Hoher Umweltstandard im Herstellungsprozess ▶ Verantwortungsvoller Umgang mit Ressourcen ▶ Vermeidung gesundheitsbelastender Chemikalien im Endprodukt
OEKO-TEX® Made in Green	115 % Wachstum im Haushaltsjahr 2019/2020; 2.808 gültige Label (OEKO-TEX 2021)	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Produkte werden auf Schadstoffe geprüft ▶ Die Produkte werden unter Anwendung umweltfreundlicher Produktionsprozesse und unter sozialverträglichen Arbeitsbedingungen hergestellt (OEKO-TEX 2021)
GOTS	10.388 GOTS-zertifizierte Betriebe im Jahr 2020, mit einer jährlichen Zunahme von 34 % und mehr als 3 Millionen Beschäftigten in 72 Ländern. Deutschland ist mit 684 zertifizierten Betrieben unter den Top 10 der Länder (GOTS 2021)	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Umwelt- und sozialverträgliche Produktion von Textilien auf Naturfaserbasis ▶ Vermeidung gesundheitsbelastender Chemikalien im Endprodukt (Roth et al. 2023)
Fairtrade Textile	1,7 Millionen Bauern und Bäuerinnen und Arbeiter*innen im Fairtrade-System im Jahr 2017. Geschätzter weltweiter Umsatz von 9,8 Milliarden Euro im Jahr 2018 (Fairtrade 2021)	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Umfassender Ansatz zur Stärkung der Arbeitnehmer*innen und zur Verbesserung der Löhne und Arbeitsbedingungen in der Textilindustrie ▶ enthält aber auch Anforderungen im Zusammenhang mit dem Verbot der schädlichsten Pestizide und Stoffe (Nicholas Dodd et al. 2013)
Cradle-to-cradle (C2C)	<ul style="list-style-type: none"> ▶ 109 Produkte sind C2C (Version 3.1)²⁶ zertifiziert (Bronze: 14 Produkte, Silber: 10 Produkte, Gold: 84 Produkte, Platin: 1 Produkt) ▶ 57 Produkte besitzen das Material Health Certificate Version 3.1 und 10 Produkte das Material Health Certificate Version 4.0 (Bronze: 6 Produkte, Silber: 7 Produkte, Gold: 30 Produkte, Platin: 24 Produkte) ▶ 10 Produkte besitzen beide Zertifikate (1 Produkt C2C in Bronze und Material Health 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Fokus auf Kreislaufwirtschaft unter Berücksichtigung der gesundheitlichen Unbedenklichkeit des Endproduktes und einer umweltfreundlichen Herstellung ▶ Achtung: Produkte aus Naturfasern werden per se als „kreislauffähig“ eingestuft, da davon ausgegangen wird, dass sie organisch zersetzt werden! ▶ Es werden hinsichtlich des Ambitionsniveaus fünf verschiedene Kategorien (Platin, Gold, Silber, Bronze und Basis) unterschieden. (Cradle to Cradle Products Innovation Institute 2021)

²⁶ Die Produkte sind nach dem Standard Version 3.1 zertifiziert. Die neue Version des Standards 4.0 ist seit 03/2021 in Kraft, bis zum 30.06.2024 müssen Produkte, die nach dem Standard 3.1 zertifiziert sind, die Anforderungen der neuen Version 4.0 erfüllen.

Umweltzeichen	Informationen zum Verbreitungsgrad	Schwerpunktsetzung
	Certificate in Bronze; 1 Produkt C2C in Silber und Material Health Certificate in Gold; 8 Produkte C2C in Gold und Material Health Certificate in Platin)	

5 Umweltauswirkungen der in der Textilindustrie herkömmlich eingesetzten Fasern

Obwohl auf die Faserherstellung nachfolgende Wertschöpfungskettenschritte in der Textilherstellung zum Teil mit erheblichen Umweltbelastungen einhergehen, ist die Gewinnung der Rohstoffe nicht zu vernachlässigen. Nach Angaben der Charta der Modeindustrie zum Klimaschutz (UNFCCC 2020) machen mit Blick allein auf das Treibhausgasemissionspotenzial die Rohstoffe schätzungsweise 15 bis 50 % der Treibhausgasemissionen eines Modeunternehmens aus.

In den folgenden Abschnitten sind die Umweltauswirkungen der Herstellung verschiedener Textilfasern beschrieben. Dabei wird in der Regel die Wertschöpfungskette bis zur Fasergewinnung bzw. -herstellung (bzw. beispielsweise bei Polyester bis zum Filamentgarn) betrachtet. Soweit faserspezifische Umweltauswirkungen bekannt sind, die in anderen Stadien der Wertschöpfungskette von Textilien auftreten, wie beispielsweise die Thematik der Mikroplastik-Emissionen synthetischer Fasern, wird auch auf diese eingegangen.

Ebenso sind die Optimierungspotenziale separat pro Faser beschrieben. Methodisch basieren die in den Abschnitten 5.1.1 bis 5.5.4 beschriebenen Ergebnisse auf einer Hotspot-Analyse (siehe Abschnitt 3.1). Diese Hotspot-Analyse basiert vor allem auf einer Auswertung von Ökobilanz-Studien zu textilen Fasern und auf der Auswertung von übergeordneten Review-Studien.

Ökobilanzen liefern zwar bei korrekter Anwendung der Methodik, dem Vorhandensein der für die Bilanzen notwendigen Datengrundlage und einer gründlichen Interpretation der Ergebnisse glaubwürdige und anerkannte Ergebnisse. Die Ergebnisse verschiedener Ökobilanz-Studien, auch wenn sie ein und dieselbe Faserart adressieren, können in der Regel aber nur sehr bedingt miteinander verglichen werden.

Hierfür gibt es verschiedene Gründe. Bei der Methodik handelt es sich um eine Rahmenmethode, die gewisse Freiheiten in der Anwendung erlaubt. Aussagekräftige Quervergleiche zwischen verschiedenen Studien sind deshalb aufgrund unterschiedlicher Festlegungen und Annahmen bzw. aufgrund der verwendeten Daten oft nur eingeschränkt möglich.

So liegen für einzelne Faserarten, wie beispielsweise Baumwolle oder Polyester, zwar zahlreiche Forschungsergebnisse aus Ökobilanz-Studien vor, die sich jedoch hinsichtlich der Qualität und Belastbarkeit stark unterscheiden. Dies kann so weit führen, dass unterschiedliche Untersuchungen zu abweichenden, sich teilweise sogar widersprechenden Ergebnissen und Schlussfolgerungen kommen. Die Gründe hierfür sind unter anderem:

- ▶ Die große Bandbreite an existierenden Produktionsverfahren bzw. substanziell divergierenden Produktionsbedingungen, mit denen die Vorprodukte hergestellt werden.
- ▶ Die Festlegung von Annahmen, die nicht oder nicht ausreichend empirisch belegt oder objektiv begründbar, jedoch relevant für die Ergebnisse, sind.
- ▶ Unterschiedliche funktionelle Einheiten und unterschiedliche Festlegungen hinsichtlich der Systemgrenzen der Bilanzierung sind definiert worden.
- ▶ Unterschiedliche Allokationsverfahren sind angewandt worden.
- ▶ Bestimmte Prozesse, wie beispielsweise Emissionen, die durch die Düngerausbringung entstehen, sind unterschiedlich modelliert worden.

Vor diesem Hintergrund hat die EU-Kommission auch einen Prozess, den sogenannten PEF²⁷-Prozess, in Gang gesetzt, um Regeln zu entwickeln, die es ermöglichen, die Ergebnisse verschiedener Ökobilanzen auf Produktebene vergleichbar zu machen. Ziel ist es unter anderem auch, produktspezifische Bilanzierungsregeln, die sogenannten „Product Environmental Footprint category rules (PEFCRs)“ zu erarbeiten. Bislang sind diese Bilanzierungsregeln für den Textilsektor aber nur für T-Shirts erarbeitet worden (Pesnel und Payet 2019). Studien, die nach diesen Regeln erstellt worden sind, liegen bislang nicht vor.

5.1 Naturfasern

5.1.1 Baumwolle

5.1.1.1 Anbau von Baumwolle

Die größten Umweltbelastungen von Textilien auf Baumwoll-Basis liegen im Baumwollanbau (Moreira Cardoso 2013).

Baumwolle wird weltweit in über 80 Ländern angebaut und ist die weltweit am häufigsten erzeugte Naturfaser²⁸. Im Erntejahr (1. August 2018 bis 31. Juli 2019) sind 26 Millionen t Baumwolle geerntet worden.

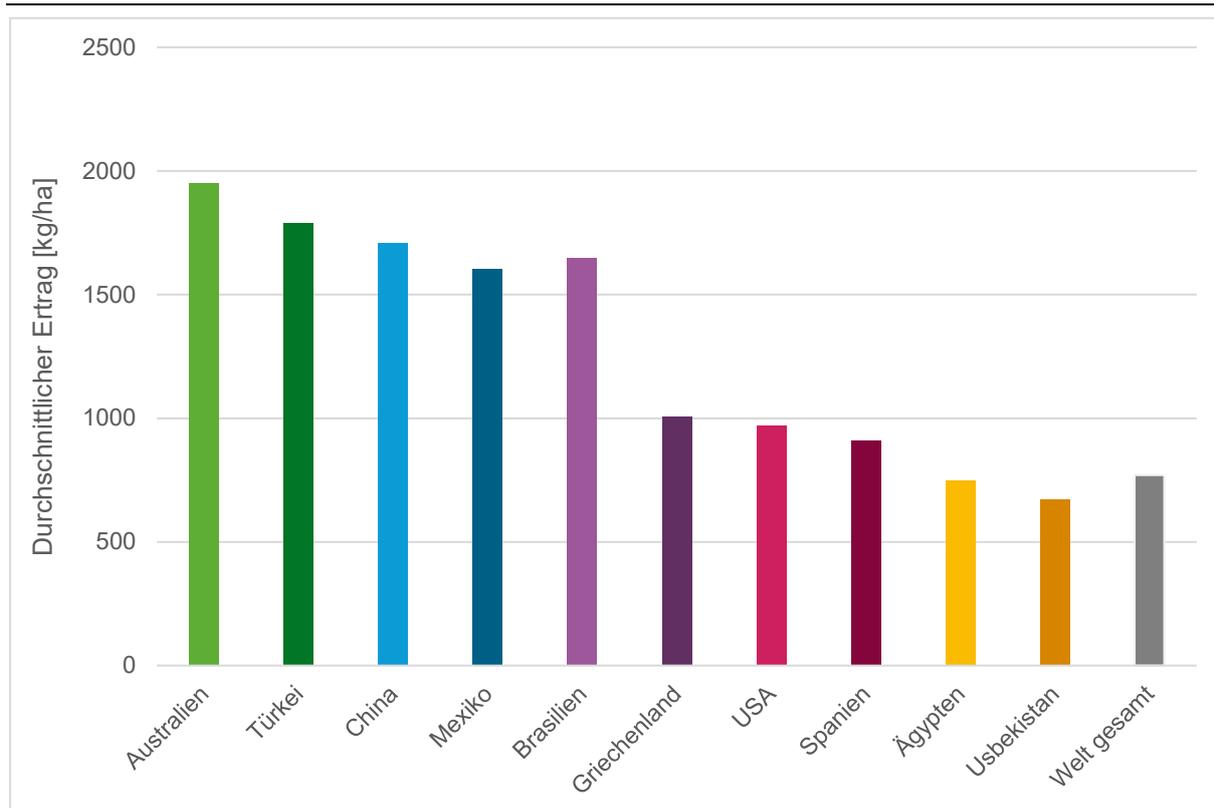
Der durchschnittliche globale Ertrag für 2018/19 lag bei fast 800 kg/ha. Zum Vergleich, in den frühen 1960er Jahren lag der durchschnittliche globale Ertrag bei 230 kg/ha. Die mengenmäßig fünf bedeutendsten Anbauländer sind China, Indien, USA, Brasilien und Pakistan. Führend im Anbau von Bio-Baumwolle sind Indien (50 % der Weltproduktion von Bio-Baumwolle in 2016/17), China (22 % der Weltproduktion von Bio-Baumwolle in 2016/17), sowie Kirgistan, Tadschikistan und die Türkei (FAO 2021).

Baumwolle wird unter sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen angebaut wie klimatische Bedingungen, sehr unterschiedlichen Böden, unterschiedlichen Sorten, unterschiedliche Anbaumethoden. Dementsprechend gibt es länderspezifisch sehr hohe Ertragsunterschiede im Baumwollanbau (vergleiche Abbildung 3).

²⁷ PEF = Product Environmental Footprint (siehe https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_methods.htm und https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/ef_news.htm; beide links zuletzt abgerufen am 18.03.2022)

²⁸ Siehe <http://cottonupguide.org/de/gruende-fuer-die-beschaffung-von-nachhaltiger-baumwolle/baumwolle-ein-ueberblick/>; zuletzt abgerufen am 06.04.2022

Abbildung 3: Durchschnittliche Ernteerträge von Baumwolle aus den Erntejahren 2016/17 und 2018/19 (FAO 2021)



Quelle: Öko-Institut basierend auf Daten aus FAO 2021

Aufgrund lokaler Unterschiede (Boden, Unterschiede in den Anbaupraktiken, etc.) weist der Ertrag im Baumwollanbau auch innerhalb einer Region extrem hohe Unterschiede auf.

Grahl (2019) hat im Rahmen einer Kurzrecherche zwei verschiedene Ökobilanzen für Baumwolle detailliert verglichen und zitiert die in den Studien gut dokumentierten Daten zu Baumwollerträgen.

In einer gut dokumentierten Ökobilanz beauftragt von der C&A Foundation, durchgeführt von Thinkstep Sustainability Solutions Pvt. Ltd, India (Singh et al. 2018) wurden je 100 Betriebe zu 3 verschiedenen Anbausystemen von Baumwolle (konventionell, Bio-Anbau und Better Cotton Initiative) in der Region Madhya Pradesh, Indien, untersucht. Die Spannbreiten des Ertrags für Rohbaumwolle (Fasern und Saat) sind selbst in einer Region für alle drei Anbausysteme erheblich (vergleiche Tabelle 7). Die gewichteten Mittelwerte der Erträge aus den verschiedenen Anbausystemen liegen dagegen nicht so weit auseinander. (Grahl 2019)

Tabelle 7: Erträge (Saat und Faser) in kg/ha

Anbausystem	Höchster Ertrag	Niedrigster Ertrag	Gewichteter Mittelwert
Better Cotton	6.000	619	1.888
Conventional	3.438	248	1.938
Organic	2.722	618	1.755

Quelle: Singh et al. (2018) zitiert aus Grahl (2019)

„Eine weitere umfangreiche und gut dokumentierte Ökobilanz, beauftragt von Cotton Incorporated und durchgeführt von der thinkstep AG nennt pro kg Baumwollballen (nur Faser, ohne Saat) regional- und produktionsgewichtete Mittelwerte für Indien (532 kg/ha), China (1.389 kg/ha), Australien (1.997 kg/ha) und USA (924 kg/ha) (Cotton Incorporated 2017). Diese Länder tragen zu 67,2 % der weltweiten Baumwollproduktion bei und bilden in der Studie die Basis für globale Mittelwerte der Umweltlasten. Es wird darauf hingewiesen, dass je nach Farmgröße und technischer Ausstattung erhebliche Schwankungsbreiten bestehen.“ (Grahl 2019)

Die FAO (FAO 2021) prognostiziert, dass die weltweite Baumwollanbaufläche bis 2029 zwischen 29 und 36 Millionen ha liegen wird und rechnet aufgrund schrittweiser Verbesserungen in den Anbaumethoden und einer breiteren Anwendung dieser Methoden mit einem bescheidenen Anstieg des Weltertrags auf 850 kg Lint²⁹/ha. Die angegebene Einheit Lint bezieht sich wie bei der Studie von Cotton Incorporated (2017) ebenfalls auf die Erntemenge an Baumwollfasern, die nach der Entkörnung (ohne die Baumwollsamens) anfällt.

Bestehende Risiken für den Baumwollanbau durch den Klimawandel und damit ggfs. verbundene Ernterückgänge sind in dem Bericht der FAO (FAO 2021) im Rahmen der prognostizierten Ernterträge nicht diskutiert. So basiert ein Großteil des Baumwollanbaus auf Bewässerung und vier der fünf Hauptbaumwollanbauländer liegen in Gebieten, die ein sehr hohes bis hohes Risiko hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit bis 2040 aufweisen, wenn die Folgen des Klimawandels nicht minimiert werden können und das 1,5°Grad-Ziel nicht erreicht werden kann (vergleiche Elliott et al. 2014)) zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Landwirtschaft, die auf Bewässerung basiert). So schwanken in Australien derzeit schon die jährlichen Baumwollerträge in Australien aufgrund der Wasserknappheit in manchen Jahren sehr stark (FAO 2021). Im Erntejahr 2018/19 sank die Erntemenge in Australien aufgrund der Wasserknappheit auf 590.000 t Lint und ging somit auf die Hälfte zurück im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt (FAO 2021).

Die Baumwollpflanze ist gegen Trockenheit und Hitze relativ tolerant, allerdings ist für optimales Wachstum und Reife (Faserlänge) und damit verbunden hohe Erträge eine ausreichende Wasserversorgung entscheidend (Grahl 2019). Etwa die Hälfte der weltweiten Anbauflächen, von denen rund 73 % der globalen Produktion stammen, werden bewässert (FAO (2015) zitiert aus Grahl 2019)). Die Anwendung von wenig effizienten Bewässerungsmethoden im Baumwollanbau muss in Regionen mit Wasserknappheit daher als kritisch bewertet werden und die Erfassung des Water Footprint ist eine wichtige Umweltwirkungskategorie im Rahmen der Erstellung von Ökobilanzen zu Baumwolle.

Die Norm ISO 14046:2014 Environmental management — Water Footprint — Principles, requirements and guidelines³⁰ schreibt vor, dass die regionale Wasserknappheit im Charakterisierungsmodell zu berücksichtigen ist. Die Norm schreibt aber hierzu keine spezifischen Methoden fest, sondern setzt die Rahmenbedingungen für normenkonforme Vorgehensweise. Vor diesem Hintergrund sind Angaben zum Water Footprint aus verschiedenen Ökobilanzen nicht untereinander zu vergleichen.

Wertet man die Ergebnisse verschiedener Ökobilanzen jedoch übergeordnet aus, so kann festgehalten werden, dass der Einsatz von wenig effizienten Bewässerungsmethoden und der damit verbundene hohe Bedarf an Bewässerungswasser in Anbauregionen mit wenig Niederschlag mit einem hohen **Waterfootprint-Potenzial** verbunden ist. (Shen et al. 2010; Sajn

²⁹ Die Angabe Lint / ha bezieht sich auf die Menge Baumwollfasern, die nach dem Prozess der Entkörnung anfällt. Beim Vergleich der Erntemengen müssen daher die unterschiedlichen Bezugsgrößen berücksichtigt werden.

³⁰ Siehe <https://www.iso.org/standard/43263.html>, zuletzt abgerufen am 07.04.2022

2019; Leal Filho et al. 2019; Yun Liu et al. 2020; Nordic Ecolabelling 2020; La Rosa und Grammatikos 2019; Moreira Cardoso 2013)

Nach Angaben von Khan et al. (2018) verbraucht die Baumwollproduktion 2,6 % des globalen Wasservorrates und trägt somit erheblich zur Verringerung der Süßwasservorräte und zu Dürreproblemen in den Anbauregionen bei. Betrachtet man die Herstellung eines Baumwoll-T-Shirts so werden rund 73 % des Wasserverbrauchs in der Produktion durch den Baumwoll-Anbau verursacht (ebd. 2018).

Der konventionelle Baumwollanbau geht im Unterschied zum kontrolliert biologischen Anbau mit dem Einsatz von Mineraldünger, Pestiziden und anderen chemischen Hilfsmitteln (wie beispielsweise Entlaubungsmitteln) einher. Da die Debatte über den Einsatz von Pestiziden im Baumwollanbau in den letzten Jahren durch die Verwendung veralteter und ungenauer Zahlen stark polarisiert worden ist, hat PAN UK (2022) versucht, einen Überblick zum Thema zu erarbeiten. Hierfür wurden, wo möglich, Angaben aus der Datenbank Agricultural Outlook 2016-2017 mit öffentlich zugänglichen Informationen aus anderen offiziellen und/oder wissenschaftlichen Literaturquellen verglichen (z. B. International Cotton Advisory Council, US-Landwirtschaftsministerium und anderen nationalen Datenquellen). Zusätzlich hat Cotton Incorporated neue Daten über den Einsatz von Pestiziden im Baumwollanbau in den USA, sowie die Ergebnisse einer Analyse der offiziellen US-Statistiken zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass der Einsatz von Pestiziden nicht so stark zurückgegangen ist, wie manche Akteur*innen propagieren³¹. (PAN UK 2022)

Der Einsatz von Insektiziden ging zwar in einigen Regionen zu Beginn des Jahrhunderts nach der Einführung gentechnisch veränderter Baumwollsorten zurück, steigt nun aber aufgrund der Bekämpfung von Sekundärschädlingen wie Blattläusen und Weißen Fliegen wieder an. Hier haben sich die Anwendungsmuster (Art des Insektizids, Ausbringungsart und -anzahl, etc.) von Insektiziden verändert. Die Einführung herbizidtoleranter gentechnisch veränderter Sorten hat in einigen Ländern wie den USA außerdem zu einem massiven Anstieg des Herbizideinsatzes geführt. Einige Länder, die verstärkt Anbaumethoden, die auf dem Konzept des integrierten Pflanzenschutzes³² oder des ökologischen Anbaus basieren, eingeführt haben, konnten den Einsatz von Pestiziden deutlich reduzieren und auch aufrechterhalten. Außerdem zeigt der Bericht von PAN UK auf, dass Pestizidvergiftungen im kleinbäuerlichen Baumwollanbau weiterhin ein ernstes Problem darstellen. (PAN UK 2022)

Der Einsatz von Pestiziden geht mit einer Erhöhung des Ökotoxizitäts- und des Humantoxizitätspotenzials einher (Singh et al. 2018; Cotton Incorporated 2017). Der Einsatz von Mineraldünger beim Anbau ist der Haupttreiber des Eutrophierungspotenzials (Singh et al. 2018; Shen et al. 2012; Leal Filho et al. 2019; Peters et al. 2019a; Beton et al. 2014; Cotton Incorporated 2017; La Rosa und Grammatikos 2019; European Environmental Agency 2019).

Ein hoher Wasserverbrauch in Regionen, die an Wasserknappheit leiden, ebenso wie Emissionen, die eutrophierend oder ökotoxisch wirken, führen außerdem zu einem Verlust an Biodiversität in den an die Baumwollplantagen angrenzenden Ökosysteme.

³¹ Der Bericht von PAN UK (2022) macht auch deutlich, dass zuverlässige Daten über den Einsatz von Pestiziden im Baumwollanbau nur schwer zu bekommen sind. Es ist deshalb dringend notwendig, die Transparenz über den Pestizideinsatz in diesem Sektor zu erhöhen.

³² Definition „Integrierter Pflanzenschutz“: Kombination von Verfahren, bei denen unter vorrangiger Berücksichtigung biologischer, biotechnischer, pflanzenzüchterischer sowie anbau- und kulturtechnischer Maßnahmen die Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel auf das notwendige Maß beschränkt wurde. Quelle: § 2 Nr. 2 Pflanzenschutzgesetz vom 6. Februar 2012, unter folgendem link einzusehen; https://www.gesetze-im-internet.de/pflschg_2012/BINR014810012.html; zuletzt abgerufen am 25.04.2023

Die größten Beiträge zum Treibhausgaspotenzial von Baumwolle stammen aus der Düngemittelproduktion und den Stickstoffemissionen, die mit der Düngemittelausbringung verbunden sind (Cotton Incorporated 2017). Die Berechnung und Modellierung dieser sogenannten „Feldemissionen“ ist komplex. Die Höhe der Feldemissionen ist von der Bodenbeschaffenheit und dem Klima abhängig. Generell gilt, dass in feuchterem Klima mehr Lachgas freigesetzt wird als unter trockeneren Klimabedingungen. In den meisten Ökobilanzen zu Baumwolle werden Standardwerte für diese Feldemissionen verwendet. Thylmann et al. (2014) überprüften im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse die Auswirkungen der Anwendung unterschiedlicher Emissionsfaktoren für Lachgas. Die Autoren kamen zu dem Ergebnis, dass die Annahme eines niedrigen Emissionsfaktors (0,3 %) zu einer Reduzierung des Treibhausgasemissionspotenzials um bis zu 21 % führt. Die Annahme eines hohen Emissionsfaktors (3 %) erhöht das Treibhausgasemissionspotenzial um bis zu 59 %.

Laut Suresh et al. (2021) ist der entscheidende Faktor für die Höhe des Treibhausgasemissionspotentials von Baumwolle der Ertrag. Die Erträge variieren jedoch von Land zu Land, aber auch innerhalb eines Landes von Region zu Region und von Erzeuger zu Erzeuger. Sie sind von den angewandten Anbaumethoden (Düngemittelausbringung, Umgang mit Ernterückständen, Bodenbearbeitungsmethoden, Fruchtfolge oder Dauerkultur, etc.), den klimatischen Bedingungen, der Wasserverfügbarkeit, der Bodenqualität und dem Schädlingsdruck beeinflusst. (ebd. 2021)

Ein weiteres Umweltrisiko, das mit dem Baumwollanbau verbunden ist, ist die Tatsache, dass überwiegend gentechnisch veränderte Baumwollsorten angebaut werden. Laut Angaben des Forums Bio- und Gentechnologie e.V. wurden 2019 weltweit auf rund 25,7 Millionen ha gentechnisch veränderte Baumwolle angebaut³³. Das bedeutet, dass im Jahr 2019 auf rund 79 % der globalen Baumwollanbaufläche gentechnisch veränderte Baumwolle angebaut wurde. Der Anteil war gegenüber dem Rekordjahr 2012 zunächst leicht rückläufig, hat aber wieder deutlich zugenommen. Die Hauptanbauländer von gentechnisch veränderter Baumwolle sind Indien, China, die USA und Pakistan. Der Verein beruft sich dabei auf Zahlen der FAO, USDA und der ISAAA³⁴. Laut Angaben von 2014 der ISAAA wird gentechnisch veränderte Baumwolle aber auch in Argentinien, Mexiko, Costa Rica, Kolumbien, Brasilien, Paraguay, Sudan, Südafrika, Australien und Myanmar angebaut³⁵. Entsprechend der Angaben des EU-Registers über in Europa für die Vermarktung zugelassener GVO handelt es sich dabei um verschiedene Insekten- und/oder herbizidresistente gentechnische Varianten³⁶. (Europäische Kommission 2016)

Der Anbau von GVO-Sorten weist einen deutlichen Trend zum Anbau auf großflächigen Feldern auf, der einher geht mit einer Verengung der Fruchtfolge und infolgedessen mit einer Reduzierung der Diversität der angebauten Nutzpflanzen. Der Anbau von herbizidresistenten Sorten ist mit dem massiven (häufig präventiven) Einsatz von Breitbandherbiziden verbunden mit den entsprechenden Folgen für angrenzende Ökosysteme, sowie mit einer deutlichen Verringerung der Biodiversität auf den Anbauflächen. Weiterhin hat sich gezeigt, dass gentechnisch veränderte Sorten ihren Nutzen verlieren können. So konnte beispielsweise bei transgenem Mais beobachtet werden, dass sich bei Schadorganismen Resistenzen gegen die von Bt-Mais gegen Fraßschutz gebildeten Bt-Proteine gebildet haben (van den Berg et al. 2013).

³³ Siehe <https://www.transgen.de/anbau/452.gentechnisch-veraenderte-baumwolle-anbauflaechen-weltweit.html>, zuletzt abgerufen am 13.06.2023.

³⁴ Die Informationen sind folgender Webseite entnommen: <https://www.transgen.de/anbau/452.gentechnisch-veraenderte-baumwolle-anbauflaechen-weltweit.html>, zuletzt abgerufen am 15.03.2022.

³⁵ Siehe <https://www.isaaa.org/resources/publications/briefs/49/infographic/pdf/B49-Where%20Biotech%20Crops%20Are%20Grown.pdf>, zuletzt abgerufen am 15.03.2022

³⁶ Siehe https://webgate.ec.europa.eu/dyna/gm_register/index_en.cfm, zuletzt abgerufen am 15.03.2022

Im Falle von Baumwolle ist mittlerweile auch nachgewiesen worden, dass eine Auskreuzung der eingebrachten Transgene in eine nahverwandte Wildart stattgefunden hat. Wegier et al. (2011) konnten nachweisen, dass vier verschiedene Transgene in wilde Baumwolle (*Gossypium hirsutum*) in Mexiko eingekreuzt wurden. Die Wissenschaftler*innen fanden außerdem Exemplare der Wild-Baumwollpflanze, die vier verschiedene transgene Konstrukte enthielten. Da ein solches Mehrfach-Konstrukt in keiner auf dem Markt verfügbaren Linie bis dato existierte, vermuten die Forscher*innen, dass es sich nicht um ein primäres Einkreuzungsprodukt handeln kann. Vielmehr nehmen die Forscher*innen an, dass sich die transgenen Konstrukte innerhalb der Vorkommen von Wildbaumwolle ausbreiten.

Generell ist damit zu rechnen, dass derartige Auskreuzungsprozesse Auswirkungen auf die Populationsdynamik von Arten und ggf. einen negativen Einfluss auf die Artenzusammensetzung ganzer Ökosysteme haben.

5.1.1.2 Garnerzeugung

Im **Spinnprozess** trägt vor allem der **hohe Energiebedarf** des Prozesses und die damit verbundene Stromerzeugung zu den Umweltbelastungen bei (Moreira Cardoso 2013; Yun Liu et al. 2020).

Betrachtet man die nachfolgenden Bleich- und Färbeprozesse so gehen auch diese mit einem hohen Wasserbedarf und damit verbundenen hohen Abwasseraufkommen einher (Moreira Cardoso 2013). Roth et al. (2023) weisen auf den aus Umweltaspekten kritischen Einsatz von Natriumhypochlorit als Bleichmittel hin, der mit der Bildung von organischen Halogenverbindungen verbunden ist. Diese Bleichmethode ist aber mittlerweile in der EU bis auf wenige Ausnahmen nicht mehr erlaubt (ebd. 2019).

5.1.1.3 Nutzungsphase

Textilien aus Zellulosefasern wie Baumwolle und Viskose geben Mikrofasern ab. Diese werden auch in der aquatischen Umwelt gefunden. Sie werden aber im Gegensatz zu Mikrofasern auf Kunststofffaser-Basis nicht als problematisch gesehen, da sie offensichtlich kaum Umweltgifte an sich binden. (Nordic Ecolabelling 2020)

5.1.1.4 Optimierungspotenziale durch den Einsatz von Baumwolle aus kontrolliert biologischem Anbau

Ein Großteil der Umweltauswirkungen im Baumwollanbau können durch die Anwendung alternativer Anbaumethoden deutlich reduziert werden. Der **kontrolliert biologische Anbau** von Baumwolle bei dem auf den Einsatz von Mineraldünger, Pestizide und andere chemische Hilfsmittel verzichtet wird und den Anbau von GVO-Sorten verbietet, ist mit geringeren Auswirkungen auf die angrenzenden Ökosysteme verbunden (Senthil Kumar und Saravanan 2019; Nordic Ecolabelling 2020).

Laut Aussagen der European Environmental Agency (2019) besteht ein Nachteil des ökologischen Anbaus darin, dass er zu geringeren Erträgen und damit zu einem höheren Flächenverbrauch führen kann. Allerdings weisen verschiedene Studien daraufhin, dass Ertragsunterschiede weniger durch das Anbausystem „konventionell“ oder „kontrolliert biologischer Anbau“ hervorgerufen werden, sondern vielmehr standortspezifische Faktoren, wie Niederschlagsmengen, Bodentyp und konkrete Produktionsmethoden eine Rolle spielen (Sandin et al. 2019a; Nordic Ecolabelling 2020; Suresh et al. 2021). Vor diesem Hintergrund erscheint es wenig zielführend, Daten oder Aussagen zur Klimawirkung von Bio-Baumwolle im Vergleich zu konventionell produzierter Baumwolle aus verschiedenen Studien zu vergleichen. Zu diesem Ergebnis kam auch eine Arbeitsgruppe aus Ökobilanzexpert*innen, die mehr als 40 Studien für

die Arbeitsgruppe für Rohstoffe der Fashion Charta der Modeindustrie ausgewertet haben. Diese Meta-Analyse hat auch herausgearbeitet, was die Ursachen dafür sind, dass die Ergebnisse verschiedener Ökobilanz-Studien zu Baumwolle nur schwer vergleichbar sind. Neben allgemeinen Aspekten, die in Abschnitt 5 erläutert sind, ist speziell zu Baumwoll-Ökobilanz-Studien zu ergänzen, dass es Inkonsistenzen gibt, was die Modellierung des Einsatzes von organischem Dünger und die Modellierung von Feldemissionen (unabhängig von der Art des eingesetzten Düngers) betrifft (UNFCCC 2020; Suresh et al. 2021).

Auch Sandin et al. (2019a) weisen darauf hin, dass es, um aussagekräftigere Belege über die Klimaauswirkungen von Bio-Baumwolle im Vergleich zu konventioneller Baumwolle treffen zu können, weiterer und aktuellerer Studien bedarf, die die beiden Anbaumethoden vergleichen und beispielsweise aktuellere und verschiedene ökologische und konventionelle Praktiken berücksichtigen. So konnten Hedayati et al. (2019) für Australien zeigen, dass verschiedene Anbau-Maßnahmen, wie der Wechsel von Baumwolldauerkultur zu einer Fruchtfolge oder eine sehr bedarfsspezifische Düngung und der Einsatz von weniger schnell zersetzenden Stickstoffdüngern die Treibhausgasemissionen, die durch den Baumwollanbau entstehen, um bis zu 25 % reduzieren können.

Es muss auch mit Blick auf den Wasser-Fußabdruck von Baumwolle daraufhin gewiesen werden, dass der kontrolliert biologische Anbau nicht per se bedeutet, dass die Anbaumethoden ein effektives Wassermanagement beinhalten. Nur wenige Standards für den ökologischen Anbau, wie beispielsweise der Naturland Standard³⁷ beinhalten Kriterien, die das Wassermanagement adressieren.

5.1.1.5 Optimierungspotenziale durch den Einsatz von rezyklierter Baumwolle

Der Einsatz von **rezyklierter Baumwolle** trägt ebenfalls dazu bei, die Umweltauswirkungen pro Textilprodukt zu reduzieren (Moazzem et al. 2021; Munasinghe et al. 2021; Roy et al. 2022; Duhoux et al. 2021). Für die Herstellung von rezyklierten Baumwollgarnen können sowohl Textilreste oder Spinnabfälle verwendet werden, die während des Produktionsprozesses von Textilien anfallen³⁸, als auch Alttextilien.

Nach Angaben von Duhoux et al. (2021) stehen für das Recycling von Baumwoll-Textilabfällen und Spinnabfällen zwei Recyclingtechnologien zur Verfügung: das werkstoffliche oder mechanische Recycling und das chemische (polymere) Recycling. Allerdings bleiben die Eigenschaften von Baumwolle nur beim mechanischen Recycling erhalten. Durch das chemische Recycling wird aus Baumwolle Zellstoff gewonnen (siehe Abschnitt 5.4.4). Das heißt, dass der Einsatz von „virgin“ Baumwolle in der Textilproduktion nur mit Hilfe des mechanischen Recyclings von Baumwolle vermieden werden kann. Beim mechanischen Recycling von Baumwollprodukten können in bestem Fall 20 % des Materialinputs zu spinnbaren Fasern zurückgewonnen werden (im schlechtesten Fall sind es 5 %). Die Qualität der rezyklierten Fasern ist abhängig vom eingesetzten Inputstrom. Je hochwertiger dieser ist, desto hochwertiger ist die Qualität der rezyklierten Baumwolle. Sie ist aber definitiv schlechter als die Qualität von „virgin“ Baumwollfasern, so dass rezyklierte Baumwolle mit „virgin“ Baumwolle gemischt werden muss, um brauchbare Garnqualitäten zu erzielen. Darüber hinaus fallen beim mechanischen Recycling Baumwoll-Materialien an, die in der Herstellung von Vliesstoffen und als Füllmaterial für Isolationszwecke oder in der Automobilindustrie eingesetzt oder verbrannt werden können. Ein

³⁷ Siehe <https://www.naturland.de/de/naturland/wofuer-wir-stehen/qualitaet/qs-richtlinien/rili-erzeugung.html>, zuletzt abgerufen am 25.03.2022

³⁸ Diese Abfälle werden auch als „pre-consumer waste“ bezeichnet.

Nachteil des mechanischen Recyclingverfahrens ist, dass bestimmte Eigenschaften der Fasern (z. B. die Farbe) nicht im Prozess verändert werden können. (Duhoux et al. 2021)

Duhoux et al. (2021) haben überschlägig die Höhe des Potenzials der Treibhausgasemissionsminderung berechnet, wenn ein Teil der „virgin“ Baumwolle durch rezyklierte Fasern ersetzt wird. In einem „worst case“ Szenario (5 % spinnbare Fasern können durch rezyklierte Baumwolle ersetzt werden / Nicht spinnbare Fraktionen werden verbrannt. Die dabei anfallende Energie wird gutgeschrieben.) kommen sie zu dem Ergebnis, dass 190 kg CO_{2e}/ t Baumwolle eingespart werden. Im besten Falle (20% spinnbare Fasern können durch rezyklierte Baumwolle ersetzt werden, / Nicht spinnbare Fraktionen werden weiterverwendet) liegt das Reduktionspotenzial bei 1.660 kg CO_{2e}/ t Baumwolle³⁹. (Duhoux et al. 2021)

Nach Angaben der Fashion Charta (UNFCCC 2020) kann rezyklierte Baumwolle im Vergleich zu konventioneller Baumwolle bis zu 70 % weniger Treibhausgas-Emissionen aufweisen. Die Autoren erläutern aber nicht, wie dieses Reduktionspotenzial ermittelt wurde, bzw. geben auch keine Quelle für diese Aussage an.

Fidan et al. (2021) haben den Beitrag der Verwendung von mechanisch recycelten Baumwollfasern anstelle von neuen Baumwollfasern, sowie von Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen anstelle von Netzenergie im Hinblick auf die Umweltauswirkungen, die Kosten und die Qualität von Denim-Stoffen anhand von acht Szenarien mit einem integrierten Nachhaltigkeitsbewertungsansatz untersucht. Die Autor*innen kamen zu dem Ergebnis, dass die höchsten Verbesserungen der Umweltauswirkungen mit 98 % Reduktionen des Wasserverbrauches, einem 90 % geringerem Eutrophierungspotenzial, einem 74 % geringerem Versauerungspotenzial und einem um 54 % geringeren Treibhausgaspotenzial für das Szenario mit 100 % recycelter Baumwolle und dem Einsatz eines Heizkraftwerks erzielt wird. Außerdem schnitt dieses Szenario auch beim angewandten Nachhaltigkeitsbewertungsansatz am besten ab. (Fidan et al. 2021)

Zu dem oben aufgeführten Ergebnis ist jedoch anzumerken, dass das von Fidan et al. (2021) gewählte Szenario „100 % recycelte Baumwolle“ kein realistisch gewähltes Szenario zu sein scheint, wenn man die Aussagen von Duhoux et al. (2022) heranzieht, dass maximal 20 % virgin Baumwolle durch rezyklierte Baumwolle ersetzt werden kann. Den Ersatz von 20 % virgin Baumwolle durch rezyklierte Baumwolle haben Fidan et al. (2021) ebenfalls im Rahmen ihres Szenario 3 untersucht. Die Autor*innen kamen zu dem Ergebnis, dass der Einsatz von 20 % rezyklierter Baumwolle anstatt virgin Baumwolle zu einer Reduktion des Treibhausgasemissionspotenzials **um 10 %** führt. Die Umstellung der Energieversorgung auf eine Kraft-Wärme-Kopplungsanlage führte zu einer weiteren Einsparung von 4 % hinsichtlich des Treibhausgasemissionspotenzials (entsprach dem Szenario 4 in der Studie). Für das Eutrophierungspotenzial ergibt sich in diesem Szenario 3 ein Einsparpotenzial **von 13 %**. Die Einsparpotenziale beim Versauerungspotenzial und beim kumulativen Energieaufwand betragen in diesem Szenario 3 **13 %, bzw. 12 %**. Beim Wasserfußabdruck konnte in diesem Szenario 3 ein Einsparpotenzial **von 20 %** erzielt werden. Im Szenario 4 (Einsatz von 20 % rezyklierter Baumwolle anstatt virgin Baumwolle und Energiebezug aus einer Kraft-Wärme-Kopplungsanlage anstatt Netzenergie) hat die Umstellung der Energiequelle gegenüber dem Szenario 3 vor allem höhere Reduktionspotenziale beim Versauerungspotenzial und dem Eutrophierungspotenzial ergeben. Im Referenzszenario (Szenario 1), in dem 100 % virgin Baumwolle eingesetzt wurde und der Energiebedarf aus dem Netz gedeckt wurde, zeigte sich,

³⁹ Anzumerken ist, dass aus Sicht der Autoren dieses Berichtes eine geringfügige Einschränkung der bilanzierten Minderungspotenziale dahingehend besteht, dass hier ein aus Sicht der Avoided Products eher günstiges Allokationsmodell (100:1) angewandt worden zu sein scheint, ohne dass dies explizit erwähnt wäre. Ein weniger günstiges Allokationsmodell (50:50) resultiert vermutlich in etwas geringere Einsparpotenziale.

dass der Hotspot der Umweltbelastungen bei der Herstellung von Denim-Stoffen eindeutig im Anbau von konventioneller Baumwolle liegt. (Fidan et al. 2021)

Auch auf Basis von Daten einer Ökobilanz von Yun Liu et al. (2020) schneidet rezykliertes Baumwollgarn im Vergleich zu ungefärbtem „virgin“ Baumwollgarn aus konventionellem Anbau in verschiedenen Umweltwirkungskategorien deutlich besser ab. Anzumerken ist, dass die Autor*innen für den Baumwollanbau keine generischen Daten verwendet haben, sondern Daten von 10 landwirtschaftlichen Betrieben erfasst haben. Diese Daten stehen jedoch nicht stellvertretend für die globale Anbausituation. Auch für die Garnherstellung wurden Primärdaten von Unternehmen in China erfasst. Sekundärdaten für Transporte, Energieerzeugung und eingesetzte Hilfsmittel sind der Datenbank GaBi entnommen worden. Das Rohmaterial für die Herstellung der rezyklierten Fasern bestand zu 50 % aus Resten aus der Baumwollgarn-Herstellung und zu 50 % aus der Verwertung von Altkleidern. Die Autor*innen haben aber leider nicht beschrieben, welchen Anteil an rezyklierten Fasern sie für das rezyklierte Baumwollgarn angenommen haben. Ebenso geht aus der Veröffentlichung nicht eindeutig hervor, wie der Prozess des Recyclings modelliert wurde und woher die Daten für die Modellierung stammen. Eine Zitierung des absoluten Einsparpotenzial erscheint daher nicht sinnvoll.

5.2 Wolle, Alpaka, Kaschmir

5.2.1 Wolle

Die Produktion von Wolle bzw. Schurwolle ist mit einem relativ hohem **Treibhausgaspotenzial** verbunden (Sajn 2019; Sandin et al. 2019a). Allerdings kommen verschiedene Ökobilanz-Studien zu sehr unterschiedlich hohen absoluten Werten für das Treibhausgasemissionspotenzial. Ein Grund hierfür ist unter anderem, wie beispielsweise die Allokation des Treibhausgasemissionspotenzial auf die verschiedenen Produkte der Schafzucht (Wolle, Fleisch) erfolgt (Sandin et al. 2019a).

Darüber hinaus werden in der konventionellen Schafzucht **Schafbehandlungsmittel** zur Bekämpfung von Läusen, Zecken und Milben eingesetzt. Bei diesen Stoffen kann es sich um Chlororganische Verbindungen, wie beispielsweise DDT, Organophosphate, typischerweise Diazinon, Propetamphos und trans-Chlorfenvinphos, synthetische Pyrethroide, typischerweise Cypermethrin, und Insektenwachstumsregulatoren wie Cyromazin handeln. Das Vorkommen dieser Stoffe in der Wolle ist unterschiedlich und hängt von den in den einzelnen Ländern zulässigen gesetzlichen Verwendungsmustern ab. Pestizide auf der Basis von chlororganischen Verbindungen sind aufgrund ihrer toxischen, bioakkumulierenden und persistenten Eigenschaften in den Hauptproduktionsländern von Schurwolle verboten. Allerdings gibt es Hinweise, dass Lindan immer noch in Schurwolle gefunden wird, die aus Ländern stammt, die ehemals der Sowjetunion angehörten, und aus südamerikanischen Ländern. (Roth et al. 2023)

Außerdem spielen in der Wollproduktion **Tierschutzaspekte** eine wichtige Rolle (vergleiche auch Nordic Ecolabelling 2020). Ein Großteil der Schurwolle wird mit Merinoschafen in Australien und Neuseeland produziert. Auch in Argentinien und Südafrika hat die Merinoschafzucht eine gewisse Bedeutung. Merinoschafe haben viele Hautfalten und produzieren deshalb große Wollmengen. Sie sind aber deshalb besonders anfällig gegenüber der Fliegenmadenkrankheit (Myiasis). Bei dieser Krankheit legen Fliegen ihre Eier in die Hautfalten der Merinoschafe ab, insbesondere um den Schwanz herum. Diese Eier entwickeln sich zu Maden, welche sich vom Darminhalt der Schafe ernähren und die Schafe von innen auffressen. Um den Madenbefall zu verhindern, hat John W. H. Mules das Verfahren des „Mulesing“ entwickelt, bei dem die Haut rund um den Schwanz der Schafe ohne Betäubung weggeschnitten wird. In Neuseeland und

Südafrika ist die Methode des „Mulesings“ verboten⁴⁰. Auch das Thema „Lebendtransporte“ zu Schlachthöfen über große Distanzen kann ein Tierschutzproblem bei der Wollherstellung darstellen⁴¹und⁴².

Die Behandlung von Rohwolle kann ebenfalls mit erheblichen Umweltauswirkungen einhergehen. So stellt das Waschen der Rohwolle, um Schmutz, Kot und Fette zu entfernen, ein Problem dar, wenn das Abwasser nicht behandelt wird. Ebenso können die in der Schafzucht eingesetzten Ektoparasitizide eine erhebliche Belastung für die Umwelt darstellen, wenn das Abwasser nicht sachgerecht aufbereitet wird. (JRC 2019; Nordic Ecolabelling 2020; Roth et al. 2023)

Wolle wird außerdem zum Teil einer Antischrumpfbehandlung (Chlor-Hercosett-Verfahren) mit Hilfe des Einsatzes von Chlor unterzogen. Dabei bilden sich absorbierbare organische Halogene (AOX), die zusammen mit dem Abwasser abgeleitet werden. Daneben wird Wolle zum Teil auch mit einer Polymerbeschichtung versehen, um die Schrumpfung beim Waschen zu verringern. (Nordic Ecolabelling 2020)

5.2.2 Alpaka und Kaschmir

Ökobilanzstudien zu Alpaka und Kaschmir sind im Rahmen der Literaturrecherche nicht gefunden worden. Bei beiden Fasern stellt jedoch das Thema Überweidung und Bodenerosion offensichtlich das größte Umweltproblem dar. Außerdem ist die Haltung beider Tierarten ebenfalls mit Tierschutzproblemen verbunden.

Ein Großteil der Alpaka-Wolle stammt aus Südamerika (vor allem Peru). Hier werden die Tiere überwiegend von Kleinbauern und -bäuerinnen gezüchtet und in der freien Natur gehalten. Trotzdem gibt es auch große Farmen und auch bei den kleinbäuerlichen Tierhaltungsmethoden gibt es aus Tierwohl-Sicht Anlass zu negativer Kritik, vor allem hinsichtlich der Behandlungsmethoden des Einfangens und Schärens (Blache und Maloney 2017; PETA 2021; WTG e.V. 2021). Weitere Themen sind aber auch Überweidung und Biodiversitätsschutz.

Kaschmirziegen werden vor allem in China und in der Mongolei gehalten. Hier fehlen grundlegende Tierschutzstandards. Außerdem stellt die Überweidung und in Folge die Bodenerosion ein großes Problem dar⁴³.

5.2.3 Optimierungsansätze beim Bezug von Wolle, Alpaka und Kaschmir

Optimierungspotenziale bestehen in Hinsicht der Tierschutzaspekte und des Einsatzes von Ektoparasiten im Einsatz von Tierhaaren aus kontrolliert biologischer Tierhaltung (k.b.T.). Im Falle von Alpaka stellt auch eine Zertifizierung nach dem Responsible Alpaca Standard von TextileExchange⁴⁴ eine Alternative dar, bzw. im Falle von Kaschmir eine Zertifizierung nach dem Good Cashmere Standard® (GCS)⁴⁵. Beide Standards adressieren den Tierschutz, aber auch

⁴⁰ Siehe <https://www.tierschutzbund.de/aktion/mitmachen/verbrauchertipps/merinowolle/>, zuletzt abgerufen am 26.03.2022 und Nordic Ecolabelling 2020.

⁴¹ Siehe <https://albert-schweitzer-stiftung.de/aktuell/schafwolle>; zuletzt abgerufen am 26.03.2022

⁴² Siehe <https://www.tierschutzbund.de/aktion/mitmachen/verbrauchertipps/merinowolle/>, zuletzt abgerufen am 26.03.2022 und Nordic Ecolabelling 2020.

⁴³ Siehe <https://thegoodcashmerestandard.org/> und <https://www.hessnatur.com/magazin/textillexikon/kaschmir/>, beide zuletzt abgerufen am 26.03.2022

⁴⁴ Siehe <https://textileexchange.org/documents/responsible-alpaca-standard-ras/>, zuletzt abgerufen am 26.03.2022

⁴⁵ Siehe https://thegoodcashmerestandard.org/wp-content/uploads/2021/04/The-Good-Cashmere-Standard-by-AbTF_v1.1_EN.pdf, zuletzt abgerufen am 26.03.2022

Umweltkriterien (Bodenschutz, Biodiversitätsschutz, Einsatz von synthetischen Düngemitteln und Pestiziden), sowie soziale Aspekte.

Mit Blick auf die Umweltprobleme, die durch die Behandlung der Rohwolle entstehen, sollte die vorbehandelte Rohwolle von Unternehmen bezogen werden, deren Abwässer über eine entsprechende Abwasserreinigung behandelt wird, damit diese die Umwelt nicht gefährden. Der Einsatz von Wollgarnen, die mit einem anspruchsvollen Textilstandard, wie beispielsweise GOTS, EU-Umweltzeichen für Textilerzeugnisse, Nordic Swan für Textilien, bluesign® oder dem Blauen Engel für Textilien, zertifiziert sind, stellen hier beispielsweise eine Alternative dar.

5.2.4 Recycling von Wolle

Produktionsabfälle, die im Rahmen der Herstellung von Textilien aus Wolle anfallen, sowie Alttextilien aus Wolle können mechanisch recycelt werden (vergleiche Abschnitt 6.1.1). Eine Folge des mechanischen Recyclings ist, dass die Faserlänge durch die mechanische Aufbereitung verkürzt wird. Um bestimmte Garnqualitäten zu erzielen, müssen die rezyklierten Fasern daher mit „virgin“ Fasern gemischt werden. Altkleider aus Wolle oder aus Mischgewebe (z. B. Polyacryl und Wolle) werden aber auch zu Isolationszwecken (z. B. für die Herstellung einer Wärmedämmschicht in Rettungsdecken) oder als Füll- und Polstermaterial rezykliert und aufbereitet. (Rex et al. 2019)

Bamonti et al. (2016) bilanzieren die Umweltauswirkungen der Herstellung von rezyklierter Wolle. Hierfür haben sie den von der EU-Kommission entwickelten PEF-Ansatz angewendet. Die Autor*innen konnten zeigen, dass das Färben der rezyklierten Fasern zu mehr als 75 % der Umweltauswirkungen in den relevanten Wirkungskategorien beiträgt. Die Umweltauswirkungen rezyklierter Wollgarne kann folglich deutlich reduziert werden, wenn ein Großteil der Fasern aufgrund entsprechender Vorsortierung der zu rezyklierenden Abfälle nicht neu eingefärbt werden muss. Die Autor*innen haben die Umweltauswirkungen der rezyklierten Wolle nicht mit denen von „virgin“ Wolle verglichen. (Bamonti et al. 2016)

5.3 Flachsfasern und andere Bastfasern

5.3.1 Anbau

Flachs ist im Anbau relativ genügsam, wenn er unter guten Anbaubedingungen (maritimes Klima, tiefgründige lehmige Böden) angebaut wird. Allerdings werden im konventionellen Flachsanbau synthetische Düngemittel und Herbizide, Insektizide und Fungizide eingesetzt⁴⁶. Die Ergebnisse einer Review-Studie von Ökobilanz-Studien zu verschiedenen Textilprodukten kam zu dem Ergebnis, dass Flachs – wenn man nur die nicht rezyklierten Fasern betrachtet – **mit Blick auf die Phase der Rohstoffgewinnung** hinsichtlich Treibhausgaspotenzial und Water Footprint, im Vergleich zu anderen Fasern (wie beispielsweise Baumwolle, Wolle, aber auch verschiedene synthetische Fasern) sehr niedrige Umweltauswirkungen aufweist (Munasinghe et al. 2021).⁴⁷

Hanf ist ebenfalls eine eher anspruchslose Kulturpflanze, ist aber – wie Flachs – auf tiefgründige Böden angewiesen. Außerdem ist Hanf vor allem nach der Aussaat auf eine ausreichende Wasserversorgung angewiesen⁴⁸. Auch im Hanfanbau werden Pestizide und Herbizide eingesetzt, wenn er großflächig stattfindet. Trotzdem wird Hanf von verschiedenen Autor*innen

⁴⁶ Siehe <https://www.iva.de/iva-magazin/schule-wissen/blau-blueht-der-flachs>; zuletzt abgerufen am 26.03.2022

⁴⁷ Siehe <https://www.iva.de/iva-magazin/schule-wissen/blau-blueht-der-flachs>; zuletzt abgerufen am 26.03.2022

⁴⁸ Siehe <https://www.agrarheute.com/markt/marktfruechte/hanfanbau-deutschland-rekordstand-lohnt-fuer-bauern-587909> und <https://pflanzen.fnr.de/industriepflanzen/faserpflanzen/hanf> zuletzt abgerufen am 27.03.2022

als umweltfreundliche Alternative zu Baumwolle angepriesen, da er bei hohen Erträgen einen vergleichsweise geringen Einsatz an Düngemitteln, Pflanzenschutzmitteln und Wasser erfordert (Nia Cherrett et al. 2015; La Rosa und Grammatikos 2019). Auch van Eynde (2015), der eine vergleichende Ökobilanz von Hanf- und Baumwollfasern aus konventionellem Anbau erstellt hat, kommt zu dem Ergebnis, dass der Anbau von Hanf deutlich geringere Umweltauswirkungen hat als der von Baumwolle. In Bezug auf die Wirkungskategorien Klimawandel, Versauerung, Eutrophierung und verschiedene Toxizitäts-Kategorien ist die Auswirkung von Hanf weitaus geringer als die von Baumwolle aus konventionellem Anbau. Hanf hat außerdem nur einen halb so großen Flächenbedarf. Dies gilt jedoch nur für Fasern, die in technischen Anwendungen, wie Biokompositen, zum Einsatz kommen. Die in Textilien verwendeten Hanftextilien werden weiterverarbeitet. Sie werden entschleimt. Wenn man diesen Prozess zum Anbauszenario hinzufügt, hat die entschleimte Faser im Vergleich zu Baumwolle in allen untersuchten Wirkungskategorien – mit Ausnahme des außer bei der Wirkungskategorien marine Eutrophierung und terrestrische Ökotoxizität - ein höheres Umweltbelastungspotenzial (siehe auch Abschnitt 5.3.2). Dies ist zum größten Teil auf den Energieverbrauch beim Entschleimungsprozess zurückzuführen. Der Entschleimungsprozess ist daher der größte Umwelt-Hotspot in der Herstellung von Hanffasern. (van Eynde 2015)

Dem Anbau von Nessel werden generell verschiedene ökologische Vorteile zugeschrieben, auch wenn er nicht nach den Kriterien des kontrolliert biologischen Anbaus erfolgt:

- ▶ Der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmaßnahmen ist nicht notwendig, da ein Auftreten von Schadorganismen bislang nicht beobachtet wurde;
- ▶ im Vergleich mit anderen Nutzpflanzen weist der Nesselanbau eine hohe Biodiversität aus;
- ▶ die Gefahr der Auswaschung von Stickstoff ist aufgrund der Speicherkapazität in den Rhizomen gering und
- ▶ die mechanische Unkrautbekämpfung ist gegenüber dem Einsatz von Herbiziden vorteilhaft, da die Nessel empfindlich gegen Herbizide reagiert.

Allerdings sind hohe Fasererträge auf tiefgründige, humose und nährstoffreiche Standorte und eine gute Wasserversorgung zur Zeit der Massebildung angewiesen⁴⁹.

Beus et al. (2019) haben das Treibhausgasemissionspotenzial verschiedener Bastfasern (Hanf, Nessel, Jute und Kenaf) vom Anbau bis zur Herstellung der Faser und dem Transport bis zum Ort der Weiterverarbeitung in Europa verglichen. Die Autoren kamen zu dem Ergebnis, dass sich das Treibhausgasemissionspotenzials der verschiedenen Naturfasern, die in Europa zu Biokompositen oder Dämmstoffen verarbeitet werden, nur geringfügig unterscheiden. Die höchsten Beiträge zum Treibhausgasemissionspotenzial kamen aus der Düngemittelproduktion und den Emissionen, die durch die Düngemittelausbringung entstehen.

5.3.2 Gewinnung der Fasern

Ein Schwerpunkt der Umweltauswirkungen liegt bei allen Bastfasern in der Gewinnung der Fasern nach der Ernte. Um die Fasern vom inneren Stängel und der äußeren Schale zu trennen, ist ein Aufschlussverfahren notwendig. Dieser Aufschluss erfolgt mechanisch, chemisch, biologisch, oder mit Dampf. Dabei bezeichnet man als „Wasserröste oder Wasserrotte“ und als „Tauröste“ Verfahren, bei denen Mikroorganismen und Feuchtigkeit auf die Pflanzen einwirken,

⁴⁹ Siehe <https://pflanzen.fnr.de/industriepflanzen/faserpflanzen/fasernessel> und <https://www.brennnessel-textil.de/2015/10/kulturansprueche/>; beide zuletzt abgerufen am 27.03.2022

um Hemicellulosestoffe und Pektine, die die Bastfaserbündel umgeben, zu entfernen. Hierbei kann Abwasser mit hohen CSB- und BSB-Werten entstehen. (JRC 2019; Nordic Ecolabelling 2020; Roth et al. 2023).

Um aus den so aufgeschlossenen Bastfasern Fasern für textile Bekleidungsprodukte herzustellen, sind weitere Veredelungsschritte notwendig (Nebel 2007)⁵⁰. Nach Angaben von Turunen und van der Werf (2006) ist im Falle von Hanf der Energieverbrauch in der Garnproduktion ein Hotspot in den Umweltauswirkungen dieses Rohstoffs.⁵¹

5.3.3 Optimierungspotenziale

Die Umweltauswirkungen im Anbau von Bastfasern können durch die Anwendung alternativer Anbaumethoden deutlich reduziert werden. Der **kontrolliert biologische Anbau** verzichtet auf den Einsatz von Mineraldünger, Pestiziden und anderen chemischen Hilfsmittel und minimiert somit die Auswirkungen auf angrenzende Ökosysteme. Fruchtfolgewechsel und Bodenbewirtschaftung im kontrolliert biologischen Anbau tragen außerdem zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit bei.

Mit Blick auf die Minimierung der Umweltauswirkungen, die durch die Isolation der Fasern aus dem Erntegut auftreten, ist der Einsatz von Garnen, die mit einem anspruchsvollen Textilstandard, wie beispielsweise GOTS, EU-Umweltzeichen für Textilerzeugnisse, Nordic Swan für Textilien, bluesign® oder dem Blauen Engel für Textilien, zertifiziert sind, eine Alternative.

5.4 Regeneratfasern (man-made cellulosic fibres, MMCFs)

5.4.1 Rohstoffgewinnung

Eine der größten Umweltauswirkungen der Herstellung von Regeneratfasern ist die Rohstoffgewinnung. Die Zellulose, die das Ausgangsmaterial darstellt, wird vor allem aus Holz gewonnen. Nach Angaben von Canopy (2020) stammt etwa die Hälfte der 6,5 Millionen t Viskosezellstoff, die jährlich produziert werden, aus alten und gefährdeten Wäldern, wie den kohlenstoffreichen Waldmoorgebieten Indonesiens und den borealen Primärwäldern Kanadas. Auch der WWF (2015) benennt die Umwandlung von Primärwäldern zu Plantagen für die Zellstoffproduktion als eine der Ursachen für die globale Entwaldung. Die mit der Zellulosegewinnung verbundene Rodung dieser Wälder ist mit einem sehr hohen Treibhausgasemissionspotenzial und massiven Auswirkungen auf die Biodiversität und dem Verlust an Ökosystemdienstleistungen verbunden. So decken sich global betrachtet die großen Entwaldungszonen mit Regionen, die als Hotspots der Biodiversität⁵² bezeichnet werden (WWF 2015). Im Zeitraum von 1990 bis 2017 hat sich die weltweite Produktion von Regeneratfasern mehr als verdoppelt, so dass die nachhaltige Beschaffung von Zellulose eine große Herausforderung darstellt (Sajn 2019; Pesnel und Payet 2019; Beton et al. 2014; Shen und Patel 2010; Seisl und Hengstmann 2021).

Optimierungspotenziale bei der Herstellung von Regeneratfasern bestehen hinsichtlich des eingesetzten Rohstoffes zum einen in der Verwendung von Holz als Rohstoff für die

⁵⁰ Siehe auch <https://www.yumpu.com/de/document/read/18044843/verfahren-des-faseraufschlusses-fur-bastfasern-niutex-2010/11>; zuletzt abgerufen am 27.03.2022

⁵¹ Siehe auch <https://www.yumpu.com/de/document/read/18044843/verfahren-des-faseraufschlusses-fur-bastfasern-niutex-2010/11>; zuletzt abgerufen am 27.03.2022

⁵² Als Biodiversitäts-Hotspots oder Brennpunkte der Biodiversität (englisch biodiversity hot spots) werden Regionen der Erde bezeichnet, in denen eine große Zahl an endemischen Pflanzen- und Tierarten vorkommt und deren Natur in besonderem Maße bedroht ist. Um sich als Hotspot der biologischen Vielfalt zu qualifizieren, muss eine Region zwei Kriterien erfüllen. Sie muss mindestens 1.500 endemische Gefäßpflanzen aufweisen, d. h. einen hohen Prozentsatz an Pflanzen, die nirgendwo sonst auf der Erde vorkommen. Sie muss 30 % oder weniger seiner ursprünglichen natürlichen Vegetation aufweisen. Quelle: <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>; zuletzt abgerufen am 27.04.2023

Zellstoffgewinnung, das nach den Grundsätzen der nachhaltigen Forstwirtschaft gemäß der Definition der FAO angebaut wurde. Zum anderen trägt potenziell der Einsatz von Abfällen und Reststoffen für die Zellstoffherstellung zur Ressourcenschonung bei und ist ein Beitrag gegen die Entwaldung. Theoretisch stellen Reststoffe aus der Land- und Lebensmittelwirtschaft oder Baumwollabfälle eine alternative Zellulosequelle dar⁵³. Technisch ausgereift ist aber bislang nur die Nutzung von Baumwollabfällen (pre- und post-consumer-Abfälle) aus der Textilwirtschaft (vergleiche Lenzing Gruppe 2020).⁵⁴

5.4.2 Zellstoffherstellung

Für die Zellulosefaserherstellung muss der Zellstoff zunächst aus dem Rohstoff, in der Regel Holz, herausgelöst werden. Generell bestehen an die Qualität der Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern höhere Anforderungen in Bezug auf die Reinheit und Reaktivität als an die Zellulose für die Papierherstellung. Die Zellstoffherstellung zählt sowohl zu den energieintensiven als auch zu den wasserintensiven Industriebetrieben. Neben den Energieträgern und Wasser werden verschiedene Chemikalien unter anderem auch zum Bleichen eingesetzt (Gröger et al. 2021).

Aufgrund des hohen Energieeinsatzes und der Entwaldungsproblematik ist die Zellstoffproduktion mit einem relativ großen Treibhausgasemissionspotenzials behaftet. Ein weiteres Problem der Produktion sind die Belastung der Abwässer und der Abluft, sowie der Einsatz von Chlor zum Bleichen.

5.4.3 Herstellung der Zellstofffaser bzw. Regeneratfaser

Für die Herstellung von Zellulosefasern, die vor allem zur Produktion von Textilien eingesetzt werden, gibt es verschiedene Verfahren: das klassische Viskoseverfahren zur Herstellung von Viskose, das modifizierte Viskoseverfahren zur Herstellung von Modal und das Lyocellverfahren zur Herstellung von Lyocell. Des Weiteren ist das Kupfer-Ammoniak-Verfahren zur Herstellung von Cuprofasern zu nennen⁵⁵. Cuprofasern werden aber nur in geringen Mengen in der Herstellung von Textilien verwendet, zum Beispiel zur Herstellung von Futterstoffen, die beispielsweise in Mänteln eingesetzt werden. Mit der REFIBRA™-Technologie hat das Unternehmen Lenzing das Lyocellverfahren so weiterentwickelt, so dass auch Alttextilien und pre-consumer-Abfälle zur Herstellung von Regeneratfasern verwendet werden können.

Grundsätzlich muss der Zellstoff, der in Form von fester Zellulose vorliegt, in eine spinnfähige Masse überführt werden. Das heißt, dass er in geeigneten Lösemitteln verflüssigt wird. In diesem Zustand kann die spinnfähige Masse durch Spinndüsen gepresst werden und anschließend wieder in einem Spinnbad ausgefällt werden und zu „festen“ Zellstofffasern (bzw. Regeneratfasern) regenerieren.

⁵³ Lenzing hat Untersuchungen zu verschiedenen alternativen nicht holzbasierten Cellulosequellen durchgeführt. Es wurden Studien zu Rohstoffquellen erstellt, etwa zu Einjahrespflanzen wie Hanf, Stroh und Bambus. Die Verwendung dieser Quellen ist aber – neben der Frage der Verfügbarkeit – mit verschiedenen technologischen Herausforderungen verbunden. „Einjahrespflanzen enthalten mehr mineralische Bestandteile und organische Substanzen, die eliminiert werden müssen, um hochwertigen Faserzellstoff herzustellen. Für diese Reinigungsprozesse sind in der Regel aggressive Chemikalien erforderlich, die wiederum Abfallprobleme verursachen. Dies stellt eine große Herausforderung dar, neue nachhaltige Technologien zu entwickeln und dabei die Produktqualität und Umweltverträglichkeit zu erhalten.“ (Lenzing Gruppe 2020).

⁵⁴ Lenzing hat Untersuchungen zu verschiedenen alternativen nicht holzbasierten Cellulosequellen durchgeführt. Es wurden Studien zu Rohstoffquellen erstellt, etwa zu Einjahrespflanzen wie Hanf, Stroh und Bambus. Die Verwendung dieser Quellen ist aber – neben der Frage der Verfügbarkeit – mit verschiedenen technologischen Herausforderungen verbunden. „Einjahrespflanzen enthalten mehr mineralische Bestandteile und organische Substanzen, die eliminiert werden müssen, um hochwertigen Faserzellstoff herzustellen. Für diese Reinigungsprozesse sind in der Regel aggressive Chemikalien erforderlich, die wiederum Abfallprobleme verursachen. Dies stellt eine große Herausforderung dar, neue nachhaltige Technologien zu entwickeln und dabei die Produktqualität und Umweltverträglichkeit zu erhalten.“ (Lenzing Gruppe 2020).

⁵⁵ Die verschiedenen Fasern werden zum Teil unter weiteren Markennamen, wie beispielsweise Tencel™, gehandelt.

Für die Verflüssigung und anschließende Regeneration gibt es – wie weiter oben aufgezählt – verschiedene Verfahren. Die mit Hilfe dieser Verfahren erzeugten Regeneratfasern, unterscheiden sich in ihren Material- und Trageeigenschaften, wie beispielsweise Festigkeit, Knittereigenschaft, Feuchtigkeitsaufnahme. Die mengenmäßig immer noch am meisten eingesetzte Regeneratfaser ist Viskose (siehe Abschnitt 4.2.9), so dass das klassische Viskoseverfahren immer noch das wichtigste Verfahren in der Herstellung von Regeneratfasern ist. Bei diesem Verfahren wird Natronlauge als Lösemittel, sowie als Zusatz Kohlenstoffdisulfid eingesetzt. Die Fasern werden in einem Bad mit Schwefelsäure ausgefällt. Das modifizierte Viskoseverfahren zur Herstellung von Modal zeichnet sich gegenüber dem klassischen Viskoseverfahren durch einen höheren Polymerisationsgrad und durch modifizierte Fällungsbäder aus (Shen et al. 2010).

Der große Vorteil des Lyocell-Verfahrens, bei dem das organische Lösemittel N-Methyl-Morpholin-N-Oxid (NMMO) eingesetzt wird, ist, dass die Lösemittel zurückgewonnen und wiederverwendet werden. Außerdem wird kein giftiges Kohlenstoffdisulfid eingesetzt. Hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen unterscheiden sich die beiden Viskoseverfahren und das Lyocell-Verfahren deutlich voneinander. Die geschlossene Kreislaufführung der Chemikalien beim Lyocell-Verfahren, der Einsatz von erneuerbaren Energieträgern und Wärmerückgewinnung reduzieren die Umweltauswirkungen des Lyocell-Verfahrens deutlich (Sandin et al. 2019a; Shen et al. 2012).

Insbesondere bei Verfahren, die zur Herstellung von Viskose und Modal angewendet werden, stellt das Versauerungspotenzial ein Hot-Spot hinsichtlich der Umweltauswirkungen dar. Den höchsten Beitrag zum Versauerungspotenzial tragen Schwefeldioxid-Emissionen in die Luft, die infolge des Faserherstellungsprozesses entstehen, bei. Des Weiteren stellt insbesondere beim Viskoseverfahren die Belastung des Abwassers mit Zink, Sulfid, adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen (AOX) und organischen Stoffen eine relevante Umweltauswirkung dar (Shen et al. 2012; Peters et al. 2019b; Peters et al. 2019a).

5.4.4 Rezyklateinsatz bei der Herstellung von Regeneratfasern

Zellstoff kann auch durch chemisches Recycling aus Baumwolltextilien gewonnen werden. Das heißt Verarbeitungsabfällen, die in den verschiedenen Wertschöpfungsketten-Stufen der Produktion von Textilien aus Baumwolle anfallen und Alttextilien können mit Hilfe eines chemischen Recyclings für die Herstellung von Regeneratfasern genutzt werden. Das Verfahren ist mittlerweile so ausgereift, dass es im kommerziellen Stil eingesetzt wird⁵⁶ (Duhoux et al. 2021).⁵⁷

Das Polymerrecycling von Baumwolle durch ein Aufschlussverfahren ist ein Prozess, bei dem Zellstoff erzeugt wird, der durch verschiedene Arten von Aufschlussverfahren gewonnen werden kann: Sulfat, Sulfit und schwefelfrei. Bevorzugt werden von den Technologieinhabern aus Rentabilitätsgründen Textilabfälle mit einem Baumwollanteil von mindestens 50 %, vorzugsweise so hoch wie möglich. Je höher der Baumwollanteil im Inputstrom ist, desto weniger Chemikalien sind für den Aufschlussprozess erforderlich. Die Toleranz gegenüber gefärbten Textilien hängt vom jeweiligen Verfahren ab, aber die meisten Technologien beinhalten einen Entfärbungs- und/oder Bleichschritt, wenn auch mit unterschiedlicher

⁵⁶ So setzt das Unternehmen Lenzing, die von ihnen entwickelte REFIBRA™-Technologie für die Herstellung von Regeneratfasern ein. Diese Technologie beinhaltet das Recycling von Baumwollstoffresten aus der Produktion und auch Alttextilien aus Baumwolle (siehe <https://www.tencel.com/de/refibra>; zuletzt abgerufen am 27.04.2023).

⁵⁷ So setzt das Unternehmen Lenzing, die von ihnen entwickelte REFIBRA™-Technologie für die Herstellung von Regeneratfasern ein. Diese Technologie beinhaltet das Recycling von Baumwollstoffresten aus der Produktion und auch Alttextilien aus Baumwolle (siehe <https://www.tencel.com/de/refibra>; zuletzt abgerufen am 27.04.2023).

Effizienz. Das Ergebnis des Aufschlussverfahrens (Zellstoff) kann als Input für ein Viskose- oder Lyocellverfahren verwendet und mit Holzzellstoff gemischt werden, bevor es in einem herkömmlichen Spinnverfahren für zellulose Chemiefasern verarbeitet werden kann. In der Praxis werden mit diesem Recyclingverfahren bis zu 40-50 % des Zellstoffs aus Holz ersetzt. (Duhoux et al. 2021)

Die Treibhausgasreduktionspotenziale, die aufgrund der Verringerung des Einsatzes von „virgin“ Zellstoff erzielt werden, liegen nach überschlägigen Rechnungen von Duhoux et al. (2021) zwischen 261 und 950 kg CO_{2e}, wenn ein „worst case“ (Aufschlussverfahren mit Sulfat) und ein „best case“ (Aufschlussverfahren mit Sulfit) Szenario angenommen wird. In beiden untersuchten Situationen ist die Auswirkung des Recyclingprozesses auf den Klimawandel aber höher als die vermiedene Auswirkung aufgrund der vermiedenen Primärproduktion des recycelten Produkts. Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass die Ergebnisse aufgrund der schlechten Datenqualität, die zur Verfügung stand, mit Vorsicht zu interpretieren sind (Duhoux et al. 2021).

Mit Blick auf den Prozess der Zellstoffherstellung tragen Maßnahmen zur Einsparung von Treibhausgasemissionen (wie beispielsweise alternative Energieträger, energieeffizientere Produktionsprozesse, Wärmerückgewinnung) und Wasser, sowie der Verzicht auf Chlorbleiche zur Umweltentlastung bei. Ebenso können die Umweltauswirkungen des Prozesses der Regeneratfaserherstellung durch den Einsatz von Verfahren mit einer Rückgewinnung der eingesetzten Chemikalien, durch Maßnahmen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen (Einsatz alternativer Energieträger und Wärmerückgewinnung), durch eine Aufbereitung des Abwassers und durch die Reduktion der Abluftemissionen reduziert werden.

5.5 Synthetische Fasern

Wesentliche Umweltauswirkungen von synthetischen Fasern werden zum einen durch den Energieverbrauch und der Nutzung fossiler Ressourcen als Ausgangsmaterial für die Produktion bestimmt. Vergleicht man verschiedene synthetische Fasern so weisen Acryl- und Nylonfasern den höchsten Energiebedarf in der Herstellung auf (European Environmental Agency 2019).

Ein weiteres Umweltproblem im Zusammenhang mit Kunstfasern ist ihr großer Beitrag zur Verschmutzung durch Mikroplastik, dessen langfristigen Folgen für die aquatische Umwelt und die Arten sowie die menschliche Gesundheit noch unklar sind. Diese Art der Verschmutzung wird derzeit in den gängigen Methoden der Umweltverträglichkeitsprüfung nicht berücksichtigt (Manshoven et al. 2021).

Mikroplastik aus Textilien stammt vor allem aus chemischen Fasern, durch Abrieb beim Tragen und Waschen (Umweltbundesamt (UBA) 2019). Nach Boucher und Friot (2017) sind Textilien die Hauptquelle für den Eintrag von Mikroplastik ins Meer. Für Deutschland haben (Bertling et al. 2018) die folgende Rangfolge für die Quellen der Mikroplastik-Emissionen ermittelt: Textilien an 10. Stelle, nach Reifenabrieb (1), Abfallentsorgung (2), Abrieb von Straßen (3), Pelletverluste (4), Sport und Spielplätze, hier insbesondere Kunstrasenplätze (5), Baustellen (6), Schuhsohlen (7), Kunststoffverpackungen (8) und Fahrbahnmarkierungen (9).

Durch die geringe Größe kann Mikroplastik leicht von Lebewesen aufgenommen und entlang der Nahrungskette angereichert werden. Welche Konzentrationen für Mensch und Umwelt sicher sind, kann zurzeit noch nicht abgeschätzt werden, da nicht genügend aussagekräftige Studien vorliegen. Es gibt jedoch Hinweise, dass es zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen kommen kann (LAWA 2019; Manshoven et al. 2021).

5.5.1 Polyesterfasern (PES)

Polyester ist in fester oder amorpher Form erhältlich. Polyesterfasern werden aus gesättigtem linearem thermoplastischem teilkristallinem Polyester (PET) nach dem Schmelzspinnverfahren hergestellt. Durch Hitze einwirkung entsteht eine Schmelze, die durch die Spinnndüsen gepresst wird. Polyesterfasern sind als Stapelfasern und Filamentfasern verfügbar.

Polyester-Stapelfasern werden für die Herstellung von Vliesstoffen; Polyester-Filamentfasern zur Herstellung von Geweben verwendet. Die Produktion von Polyester-Filamentfasern erfordert in der Regel eine sorgfältige Kontrolle der Herstellungsprozesse, da an diese Fasern höhere Qualitätsspezifikationen (z. B. an Farbe, Festigkeit, Zugfestigkeit und Färbbarkeit) gestellt werden (Dodd und Gama Caldas 2017).

Die größten Umweltbelastungen in der Herstellung von Polyesterfasern stellen der hohe Energie- und Wasserverbrauch in der Produktion dar (Zequan 2020; Beton et al. 2014). Je nach Produktionsstandort kann dieser hohe Bedarf in der Produktion mit einem sehr hohen Potenzial für den Wasserfußabdruck und einem hohen Treibhausgasemissionspotenzial einhergehen. Wenn beispielsweise der nationale Energiemix des Produktionsstandortes einen hohen Anteil an fossilen Energieträgern aufweist und/oder der Produktionsstandort in einem Gebiet liegt, in dem Wasserknappheit herrscht oder nur unzulängliche Regulierungen bzw. unzulängliche Überprüfungen der existierenden Regulierungen bezüglich des Abwassermanagements gegeben sind. Nach Angaben von (Peters et al. 2019a; Sandin et al. 2019a) liegt der Energieeinsatz für die Faserproduktion (Stapelfaser oder Filament) zwischen 96 und 125 MJ/kg.

Freitas et al. (2017) stellt als ein Umweltproblem der Herstellung von Polyesterfasern die bei der Ölexploration angewandten unzureichenden Wassermanagementverfahren heraus, durch die verschiedene umweltbelastende Schadstoffe in angrenzende Ökosysteme gelangen.

Die Höhe des Treibhausgasemissionspotenzials von Polyesterfasern wird stark von der Quelle der Rohstoffe beeinflusst, die für die Herstellung von PET-Vorprodukten (PTA, DMT und MEG) verwendet werden. Zu denen können entweder Rohöl oder Erdgas auf der Basis von Naphtha oder Ethan, PET-Abfallstoffe oder alternative Quellen, wie aus Zuckerrohr oder Mais gewonnene Rohstoffe oder Abgase aus der Eisen- und Stahlindustrie gehören. (Suresh et al. 2021)

Basierend auf den Ergebnissen einer vergleichenden Ökobilanz von verschiedenen Regeneratfasern, Baumwolle und Polyester weisen Polyestergarne außerdem ein sehr hohes Humantoxizitäts-Potenzial auf. Mehr als 90 % ist hierbei auf die Emission von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) bei der Herstellung von amorphem PET zurückzuführen (Shen et al. 2010).

Suresh et al. (2021) die im Rahmen einer Meta-Analyse 21 verschiedene Ökobilanzstudien zu Polyester ausgewertet haben, kamen zu dem Ergebnis, dass die absoluten Ergebnisse zu den bilanzierten Wirkungskategorien vorsichtig interpretiert werden müssen. Die Autor*innen bemängelten allgemein, dass Datenlücken und Einschränkungen in der Interpretation der Ergebnisse nicht klar und transparent dokumentiert sind. Weitere Mängel, die die Autor*innen aufzählen, sind die Anwendung von inkonsistenten Zuordnungsansätzen bei der Modellierung der Petrochemie-Produktion für die Bilanzierung von Polyester aus Rohöl, sowie die Verwendung von inkonsistenten Allokationsansätzen zur Modellierung von rezykliertem Polyester (Suresh et al. 2021).

Außerdem haben Suresh et al. (2021) folgende weitere Schlussfolgerungen aus ihrer Metaanalyse gezogen:

- ▶ Die Ergebnisse verschiedener LCA-Studien zu Polyester sind nicht direkt vergleichbar aufgrund von Inkonsistenzen in der funktionalen Einheit. Dies kann zu signifikanten Unterschieden in den Ergebnissen führen.
- ▶ Die meisten der berichteten LCA-Daten sind aggregiert von der Wiege bis zum fertigen Endprodukt (z. B. Chip/Faser/Filament) und sind auf Prozessebene nicht transparent. So konnten die Autor*innen nicht ermitteln, was die einzelnen Beiträge von Schlüsselprozessen, wie Polymerisation, Herstellung von Rohstoffen, Produktion und Depolymerisation sind.
- ▶ Die geografische Variabilität der Rohstoff-Produktion ist nicht erfasst worden.
- ▶ Es wurde zum Teil mit Hintergrunddaten modelliert, die veraltet und nicht repräsentativ für den aktuellen Rohstoffmix sind. Da sich die Marktanteile des von der EU importierten Rohöls in den letzten zehn Jahren erheblich verändert hat und das Umweltprofil der Rohölförderung je nach Standort variiert, könnte dies einen erheblichen Einfluss auf die Auswirkungen der PET-Produktion haben. So konstatieren die Autor*innen, dass die Treibhausgasauswirkungen von Rohölförderung und Raffinerie je nach Standort um den Faktor sieben variieren können.

Eine kürzlich durchgeführte Studie über die Verschmutzung durch Mikroplastik in der Nähe des Nordpols ergab, dass mehr als 73 % der Verschmutzung durch Mikrofasern aus Polyesterfasern stammen, die PET aus Textilien ähneln (Changing Markets Foundation 2021).

5.5.1.1 Rezyklierte Polyesterfasern und Rezyklatquellen für rezyklierte Polyesterfasern

Verschiedene Studien kommen zu dem Schluss, dass der Einsatz von rezyklierten Polyesterfasern dazu beiträgt, das Treibhausgasemissionspotenzial von Textilien, die aus Polyestergeräten hergestellt werden, zu reduzieren (Suresh et al. 2021; Duhoux et al. 2021; Schmidt et al. 2016; Nordic Ecolabelling 2020; Sandin und Peters 2018).

Es gibt verschiedene Verfahren für das Recycling von Polyester⁵⁸. Das gängige und am Markt etablierte Verfahren ist das mechanische Recycling, bei dem unterschiedliche PET-Inputströme zerkleinert, geschmolzen und zu Fasern verarbeitet werden (Hemkhaus et al. 2019). Alttextilien oder Textilabfälle aus der Herstellung, die zu 100 % aus Polyester bestehen, können ebenfalls mechanisch recycelt werden. Das Gewebe wird nach Farben sortiert, gewaschen, geschnitten, zerkleinert, geschmolzen und zu einem neuen Granulat extrudiert (ChemSec 2020). Allerdings ist der Marktanteil von rezyklierten Polyesterfasern, die aus Alttextilien gewonnen wurden, verschwindend gering. Die Haupt-Inputströme für rezykliertes Polyestergeräten sind PET-Flaschen und Lebensmittelverpackungen⁵⁹ (Hemkhaus et al. 2019; ChemSec 2020).

Beim chemischen oder Monomer-Recycling⁶⁰ von Polyester werden die Polymerketten mit Hilfe eines Depolymerisationsverfahrens in Monomere zerlegt. Chemisches Monomer-Recycling ist aufgrund der erforderlichen Bedingungen für die Depolymerisationsreaktion energieaufwändig, da sie bei hohen Temperaturen und Drücken durchgeführt wird. Die Effizienz des chemischen Recyclings von Kunstfasern hängt stark von der Reinheit des Ausgangsmaterials ab. Aus wirt-

⁵⁸ Ein Überblick zu Recyclingverfahren, die für das Recycling von Textilien angewendet werden, gibt Abschnitt 6.1.

⁵⁹ Garnhersteller, wie Polygenta, Polyterra, Hilaturas Ferre (mit ihrer Marke Recover) und Unifi (mit ihrer Marke Repreve), stellen recyceltes Polyestergeräten aus PET-Flaschen her. Dieses wird dann in Produkten von Marken wie Adidas, C&A, H&M, Nike und vielen anderen verwendet (Ellen McArthur Foundation 2017).

⁶⁰ Die Recyclingverfahren für Textilien werden in der Regel in folgende Kategorien eingeteilt: mechanisch, chemisch oder, weniger häufig, thermisch. Dies ist in vielen eine Vereinfachung der Realität, denn die Recyclingverfahren bestehen oft aus einer Mischung aus mechanischen, chemischen und thermischen Verfahren. (Sandin und Peters 2018).

schaftlichen Gründen sollte der PET-Gehalt des Ausgangsmaterials etwa 80 - 90 % betragen. In der Praxis werden auch im chemischen Recycling vor allem PET-Verpackungsabfälle und PET-Industrieabfälle genutzt (Duhoux et al. 2021).

Suresh et al. (2021) kamen auf Basis ihrer Metastudie zu dem Ergebnis, dass mechanisch rezykliertes PET-Granulat, das aus gebrauchten PET-Getränkeflaschen hergestellt wurde, ein um bis zu 66 % besseres Treibhausgaspotenzial aufweisen als PET-Granulat, das aus Rohöl hergestellt wurde. Für die Herstellung von texturiertem Polyestergarn geben die Autor*innen einen Umweltvorteil von 27 % beim Treibhausgasemissionspotenzial bei der Verwendung von mechanisch rezykliertem Polyester an, das aus gebrauchten PET-Getränkeflaschen hergestellt wurde. (Suresh et al. 2021)

Durch den Einsatz von rezyklierten Polyesterfasern, die mit Hilfe des chemischen Recyclings gewonnen wurden, kann das durch den Fasereinsatz verursachte Treibhausgasemissionspotenzial nach Aussagen von Suresh et al. (2021) um 5 – 27 % reduziert werden. Die Höhe des eingesparten Emissionspotenzials hängt von der Herkunft der Rohstoffquelle und der Region der PET-Produktion ab (Suresh et al. 2021).

Allerdings geht aus diesen Angaben nicht hervor, wie diese Einsparpotenziale bilanziert worden sind, bzw. wie mit Lasten und Gutschriften im Rahmen der Bilanzierungen umgegangen wurde.

So weisen Sandin und Peters (2018) darauf hin, dass in vielen Studien angenommen wird, dass Textilprodukte, die dem Recycling zugeführt werden, keine Umweltlasten tragen. In der Bilanzierung von Textilprodukten mit Recyclinganteilen ergeben sich die Minderungsanteile dadurch, dass der Einsatz an „virgin“ Fasern reduziert ist. Die eingesetzten „Abfälle“ tragen jedoch auch Umweltlasten. Sie müssen gesammelt, transportiert, sortiert, ggfs. gewaschen und aufbereitet werden. Für die Aufbereitung bzw. das Recycling sind ebenfalls verschiedene Inputs, wie Energie oder im Falle des chemischen Recyclings auch der Einsatz von Chemikalien notwendig. Selbst die Wiederverwendung von gebrauchter Kleidung in Form der Second-Hand-Nutzung ist mit Umweltlasten durch das Sammeln, Sortieren und Transportieren verbunden. Schmidt et al. (2016) konnten in ihrer Ökobilanz zu verschiedenen Szenarien für die Weiterbehandlung von „Post-Consumer“-Textilien für den Nordischen Ministerrat jedoch zeigen, dass der Energieverbrauch und die Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit dem getrennten Sammeln, Sortieren und Transportieren von Textilien im Gesamtbild relativ unbedeutend sind.

Auch Sandin und Peters (2018) kommen auf Basis ihrer Meta-Analyse von 41 Studien, in denen die Umweltauswirkungen der Second-Hand-Nutzung (reuse) und des Recyclings von Textilien untersucht wurden, auch zu dem Schluss, dass die Wiederverwendung (Second-Hand) und das Recycling von Textilien (im Vergleich zur Verbrennung und Deponierung von Textilien) in der Regel zu einer Minimierung der Umweltbelastung durch den Konsum von Textilien führt. Sie weisen aber auch daraufhin, dass es durchaus einzelne Szenarien gibt, in denen das Recycling oder die Second-Hand-Nutzung schlechter abschneiden kann. Beispielsweise kann eine geringe Nutzungsdauer des Second-Hand-Produktes oder des Produktes mit Rezyklatanteil schlechter abschneiden, wenn die Herstellungsprozesse von neuen Textilprodukten umweltfreundlich und effizient sind. (Sandin und Peters 2018)

Eine für den Nordischen Ministerrat durchgeführte Ökobilanz kam zu dem Ergebnis, dass das chemische Recycling von PET im Vergleich zur Verbrennung von PET in Bezug auf die Wirkungskategorien Treibhausgasemissionspotenzial, Wasserverbrauch und Gesamtenergieverbrauch besser abschneidet. In den Wirkungskategorien Eutrophierungspotenzial und photochemisches Ozonbildungspotenzial schneidet das chemische Recycling jedoch schlechter als die Verbrennung ab. (Nordic Ecolabelling 2020).

Schmidt et al. (2016) haben unter anderem auch das chemische Recycling von Polyester-Textilien mit dem Verbrennen der Textilien und der Wiederverwendung durch Second-Hand-Nutzung untersucht. Die Autor*innen weisen in ihrer Studie auf die extrem schlechte Datenlage für das chemische Recycling hin. In ihrer Studie haben sie daher im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse auf einen Bericht von Patagonia⁶¹ zurückgegriffen, in dem untersucht wird, ob die Nutzung des ECOCIRCLE™ Recycling-System der japanischen Firma Teijin zu Umweltentlastungen führt. Diese Studie entspricht jedoch nicht vollständig den Anforderungen der ISO-Norm für Ökobilanzen (ISO 14044), so dass die Daten nur im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse verwendet wurden. Die einzige Schlussfolgerung, die die Autor*innen jedoch in Bezug auf das chemische Recycling ziehen konnten, ist, dass das chemische Recycling im Allgemeinen im Vergleich zur Verbrennung vorteilhaft für die Umwelt zu sein scheint, auch wenn der Ertrag des Prozesses gering ist. Der Nutzen könnte in Zukunft höher werden, aber es werden bessere Daten benötigt, um dies zu belegen. Die Vorteile sind jedoch unter allen Umständen geringer, verglichen mit denen, die durch die Wiederverwendung erzielt werden können (Schmidt et al. 2016).

Das Recycling chemischer Monomere für Polyester ist allerdings noch nicht wettbewerbsfähig, vor allem weil die Trennung der Monomere von den Farbstoffen, Beschichtungen und anderen Verunreinigungen kostspielig und energieintensiv ist. Die Preisaufschläge für Textilprodukte aus dem Recycling von Alttextilien im Vergleich zu Textilprodukten aus „virgin“ Polyester liegen zwischen 10 - 30 % (Ellen McArthur Foundation 2017). Auch Duhoux et al. (2021) weisen darauf hin, dass der Technologiereifegrad des Recyclings von Textilien aus Polyester die Stufen 4 bis 7 aufweist. Die ersten Technologien werden voraussichtlich den Technologiereifegrad 9 bis 2023 erreichen, da derzeit eine industrielle Produktionslinie aufgebaut wird (Duhoux et al. 2021).

5.5.1.2 Biobasiertes Polyester

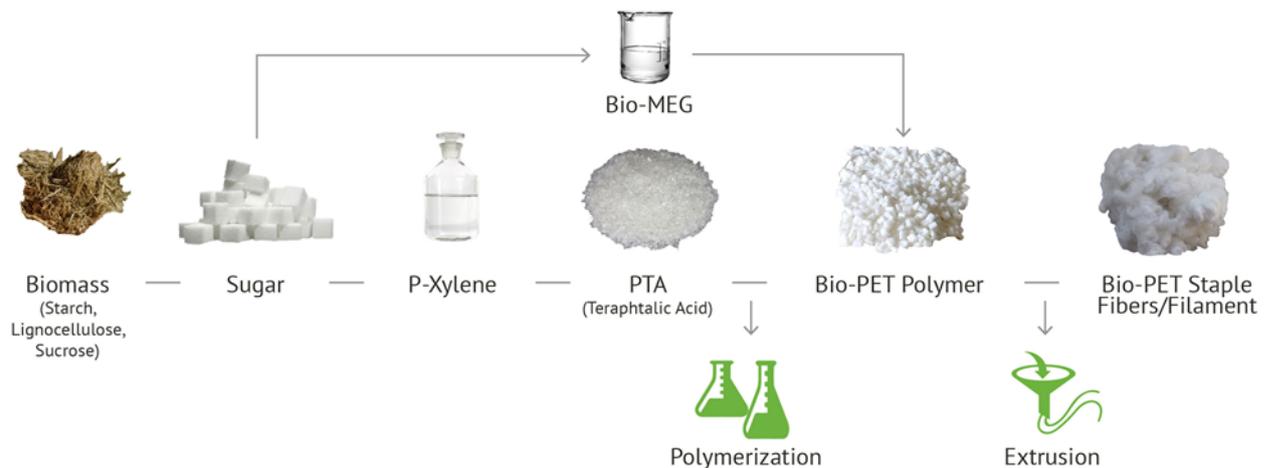
Der Einsatz biogener Rohstoffe für die Produktion von synthetischen Fasern als Ersatz von fossilen Ressourcen wird von verschiedenen Akteur*innen als nachhaltige Alternative angesehen. Die Organisation TextileExchange hat vor diesem Hintergrund 2016 den „Runden Tisch für Biokunststoffe“ gegründet, um die Chancen und Herausforderungen des Einsatzes von biogenen Ressourcen aufzuarbeiten und einen Rahmen für die Bewertung von Biokunststoffen zu entwickeln⁶².

Als Ausgangsstoffe zur Herstellung biobasierten Polyester dient zucker- und/oder stärkehaltige Biomasse (z. B. Mais, Zuckerrohr etc.). Der Herstellungsprozess von biobasierten Polyesterfasern ist schematisch in Abbildung 4 dargestellt.

⁶¹ Der Bericht ist zum download verfügbar unter folgendem link: https://www.patagonia.com/on/demandware.static/Sites-patagonia-us-Site/Library-Sites-PatagoniaShared/en_US/PDF-US/common_threads_whitepaper.pdf; zuletzt abgerufen am 30.04.2023

⁶² Siehe <https://textileexchange.org/round-tables/biosynthetic-round-table/>; zuletzt abgerufen am 02.04.2022

Abbildung 4: Herstellungsprozess von biobasiertem Polyester



Quelle: TextileExchange (2018)

Die Verwendung von biogenen Ressourcen als Rohstoff für die Herstellung von synthetischen Fasern (konkret Polyester und Polyamid) ist nicht per se nachhaltig. Der Anbau biogener Ressourcen ist mit einer Reihe von Umweltauswirkungen (Pestizideinsatz, Einsatz von synthetisch hergestellten Düngemitteln, Belastung von Grund- und Oberflächengewässern, Wasserverbrauch, Flächenbedarf, Verlust von Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen etc.) verbunden. Außerdem sollte vor dem Hintergrund der international vereinbarten Nachhaltigkeitsentwicklungsziele das Thema Ernährungssicherheit und die potenzielle Konkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln kritisch betrachtet und bewertet werden (WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen 2020).

Der Einsatz von biogenen Ressourcen bzw. Biomasse sollte nur auf Basis definierter Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse erfolgen. Hier könnten beispielsweise auf die Kriterien der DIN ISO 13065:2017-06⁶³ zurückgegriffen werden. Diese umfassen umweltbezogene, soziale und wirtschaftliche Themen. Als mögliche Zertifizierungssysteme für den Nachweis, dass die eingesetzten Rohstoffe diese Kriterien erfüllen, können z. B. folgende Zertifizierungssysteme herangezogen werden:

- ▶ Roundtable for Sustainable Biomaterials (RSB)
- ▶ International Sustainability & Carbon Certification (ISCC) /der Standard ISCCplus gilt explizit für biobasierte Produkte
- ▶ Rainforest Alliance
- ▶ RedCert (nur in Europa)

Trotzdem muss darauf hingewiesen werden, dass die „Zertifizierung von biobasierten Produkten anhand der genannten Systeme nicht zur Lösung aller potenziellen Nachhaltigkeitskonflikte dienen kann. Insbesondere kann damit nicht „Nachhaltigkeit per se“ umfassend gewährleistet werden. Eine Reihe sehr wichtiger Aspekte, wie der Konflikt mit Nahrungsmittelsicherheit und andere indirekten Effekte (siehe auch iLUC-Debatte), können nur sehr unzureichend bis kaum durch Zertifizierung ausgeräumt werden“ (Fehrenbach et al. 2019).

⁶³ DIN ISO 13065:2017-06 - Nachhaltigkeitskriterien für Bioenergie (ISO 13065:2015); siehe <https://www.beuth.de/de/norm/din-iso-13065/271386386>, zuletzt abgerufen am 02.04.2022

Eine nachhaltigere Alternative zum Einsatz von primären biogenen Rohstoffen könnte der Einsatz von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft (z. B. Bagasse aus der Zuckerrohrherstellung, Stroh etc.) sein. Im Zuge einer geschlossenen Kreislaufwirtschaft ist es sinnvoll, Reststoffe einer sinnvollen und nachhaltigen Verwertung zuzuführen. Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass die Verwertung dieser Reststoffe aufgrund des meist geringen Stärkegehaltes für die Herstellung von biogenen synthetischen Fasern mit Herausforderungen verbunden ist.

5.5.2 Polyamidfasern

Polyamid ist nach Polyester, die zweitwichtigste Faser unter den in der Textilindustrie eingesetzten synthetischen Fasern. Polyamidfasern werden wegen ihrer Scheuerfestigkeit, Elastizität, Knitterarmut und ihres guten Trocknungsverhaltens vor allem in Strumpfwaren, Dessous, Bade- und Sportbekleidung eingesetzt. Weitere Einsatzbereiche sind Teppichböden, Schnürsenkel, Angelschnüre, Fallschirme und Airbags. (Bode et al. 2007)

Die Herstellung von Polyamid ist energieintensiver als die von Polyester (European Environmental Agency 2019; Jungmichel et al. 2019). Außerdem wird nach Aussagen von Manshoven et al. (2021) Distickstoffoxid freigesetzt. Distickstoffoxid hat einen um fast 300-mal stärkeren Beitrag zum Klimawandel als Kohlendioxid (Manshoven et al. 2021). Um die Distickstoffoxid-Emissionen zu senken, müssen Minderungstechniken bei der Caprolactam- und Adipinsäureherstellung eingesetzt werden (Roth et al. 2023).

5.5.2.1 Rezyklierte Polyamidfasern und Rezyklatquellen für rezyklierte Polyamidfasern

Ebenso wie bei Polyester findet die Verwendung von rezyklierten Polyamidfasern zunehmend Verbreitung. Die Zahl der Hersteller von rezyklierten Polyamidfasern ist aber nach wie vor limitiert. Rezyklierte Polyamidfasern werden aber ebenso wie rezyklierte Polyesterfasern nicht unbedingt aus textilen Abfällen hergestellt. Die Firma Econyl beispielsweise verwendet entsorgte und gebrauchte Teppichböden, Fischereinetze und textile Abfälle⁶⁴.

Duhoux et al. (2021) konnten in ihrer Studie zwei verschiedene Recyclingtechniken für das Recycling von Polyamid identifizieren. Es finden zum einen das mechanische Recycling und das monomere oder chemische Recycling durch (saure) Hydrolyse, Glykolyse oder Methanolyse im Recycling von Polyamid Anwendung. Allerdings ist das chemische Recyclingverfahren derzeit nur für das Polyamid PA6 praktikabel. Bei anderen Polyamiden (z. B. PA6.6, PA11) werden die Monomere während des Depolymerisationsschritts abgebaut, was ein Monomer-Recycling unmöglich macht (Duhoux et al. 2021).

Das werkstoffliche Recycling von Polyamid erfolgt in der Regel mit Polyamid aus Post-Consumer-Abfällen. Es umfasst eine Reinigungs- und Granulierungsstufe und es werden nur wenige oder gar keine Chemikalien verwendet. Wenn Chemikalien verwendet werden, handelt es sich z. B. um Ozon, Reinigungsmittel, Bleichmittel oder organische Lösungsmittel. Beim mechanischen Recycling von Polyamid fallen neben spinnbaren Fasern auch nicht spinnbare Fraktionen an, die zum Teil als Füllmaterial, zum Teil auch zur Herstellung von Vliesstoffen verwendet werden können. Der Anteil der spinnbaren Fasern hängt weitgehend von der Qualität des Ausgangsprodukts ab und kann daher nur grob geschätzt werden. Er liegt schätzungsweise zwischen 25 und 55 % (Duhoux et al. 2021).

Das chemische oder monomere Recycling von PA6 umfasst eine Depolymerisation in die Monomerkomponente Caprolactam, die zu PA6-Neuware repolymerisiert und anschließend

⁶⁴ Siehe <https://www.econyl.com/de/der-prozess/>, zuletzt abgerufen am 02.04.2022

wieder zu einem neuen Garn versponnen werden kann. Polyamid 6 wird im Allgemeinen durch Hydrolyse depolymerisiert. Der Energiebedarf für das chemische Recycling ist im Vergleich zum werkstofflichen Recycling höher, da hohe Temperaturen und hoher Druck erforderlich sind. Das Econyl®-Verfahren, ein chemisches Recycling-Verfahren von PA6, verbraucht jedoch nach Angaben von Rengel (2017) bis zu 60 % weniger Energie im Vergleich zur Neuherstellung von Nylon. Die Wasserverbrauchsmengen sind vergleichbar mit dem Wasserverbrauch bei der Neuherstellung von Polyamid (Duhoux et al. 2021).

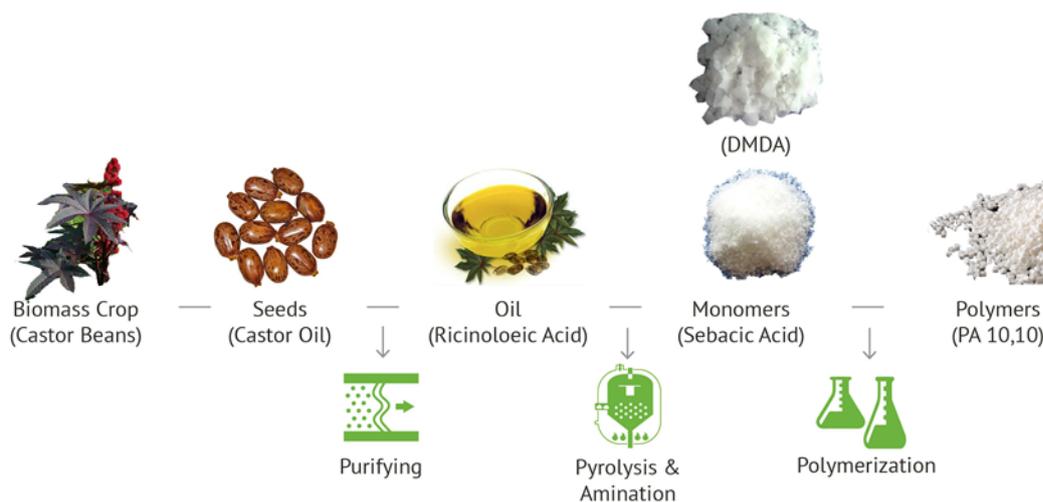
Mit Hilfe des chemischen Recyclings von PA6 werden qualitativ hochwertige Fasern gewonnen (Rengel 2017). Das Ergebnis des chemischen Recyclings von PA6 ist Caprolactam, das zu PA6-Neuware polymerisiert werden kann. Um eine hohe Effizienz im Monomer-Recyclingprozess zu erreichen, sollte die PA6-Konzentration im Ausgangsmaterial so hoch wie möglich sein und es sollten vorzugsweise einige Vorabtrennungsschritte stattgefunden haben (Duhoux et al. 2021).

5.5.2.2 Biobasiertes Polyamid

Für die Herstellung von biobasiertem Polyamid werden überwiegend lipid- bzw. ölbasierte Rohstoffe, wie Rizinusöl eingesetzt. Rizinusöl wird aus den Samen der Rizinuspflanze *Ricinus communis* L. gewonnen. Es ist der wichtigste Rohstoff für die Herstellung von biobasierten Polyamiden (Nylons). Das wichtigste biobasierte Polyamid (Polyamid/Nylon) ist PA 10.10. (TextileExchange 2018)

Der Herstellungsprozess von biobasiertem Polyamid ist schematisch in Abbildung 5 dargestellt.

Abbildung 5: Herstellungsprozess von biobasiertem Polyamid



Quelle: TextileExchange (2018)

Der Prozess der Garn- und Gewebeerstellung ist derselbe wie bei der von erdölbasierten Polyamidfasern. Dabei wird das geschmolzene Polymer durch Spinnndüsen extrudiert, um Endlos-Filamentstränge zu bilden, die zu Garn versponnen werden.

Obwohl Rizinus vielfach auf Flächen angebaut wird, die nicht oder nur bedingt zur Nahrungsmittelproduktion geeignet sind, geht der Anbau zum Teil mit der Zerstörung von für den Biodiversitätsschutz wichtigen Flächen in subtropischen und tropischen Gebieten einher (Schuster und Löschner 2008). Faktisch wird Rizinusöl überwiegend in Großplantagen angebaut, der weltgrößte Produzent ist Indien, gefolgt von China und Brasilien (Fehrenbach et al. 2019).

Fehrenbach et al. (2019) haben die potenziellen Umweltauswirkungen von Hydraulikölen, die auf fossilen Ressourcen beruhen, mit biobasierten Hydraulikölen (unter anderem auf Rizinus-Basis) im Rahmen einer Ökobilanz verglichen. Sie kamen zu dem Ergebnis, dass bei Einbeziehung von Landnutzungsänderung, Hydrauliköle auf Basis von Palmkernöl, Palmöl und Rizinusöl pro kg Produkt eine um bis zu 2,5 kg CO₂e. schlechtere Bilanz aufweisen als die mineralölbasierten Referenzen. Bei den Wirkungskategorien Versauerung und Eutrophierung sind die Pflanzenöle durchgängig deutlich im Nachteil gegenüber der fossilen Referenz. (Fehrenbach et al. 2019)

Auch hier gilt, was in Abschnitt 5.5.1.2 zu biobasiertem Polyester erläutert wurde: Der Einsatz von biogenen Ressourcen bzw. Biomasse sollte nur auf Basis definierter Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse erfolgen.

5.5.3 Polyacrylfasern

Das Monomer aus Polyacrylfasern ist Acrylnitril ($H_2=CHCN$). Acrylnitril wird zu Polyacrylnitril polymerisiert. Fasern aus Polyacrylnitril lassen sich sowohl im Nass- als auch im Trockenspinnverfahren erzeugen. (Bode et al. 2007)

Nach Angaben von Beton et al. (2014) sind Polyacrylfasern im Vergleich zu anderen Textilfasern mit dem höchsten Humantoxizitätspotenzial verbunden. Die Autor*innen geben für Polyacryl ein Humantoxizitätspotenzial von 0,99 kg 1,4-DB eq/kg Gewebe an (Beton et al. 2014). Ursache für dieses hohe Humantoxizitätspotenzial ist die große Menge an gesundheitsgefährdenden Chemikalien in der Herstellung von Polyacrylfasern (Yacout et al. 2016; Beton et al. 2014).

Außerdem zeichnen sich Polyacrylfasern durch ein hohes Treibhausgasemissionspotenzial aus. Die Herstellung von Polyacrylfasern ist mit einem hohen Energiebedarf verbunden. Hierzu trägt vor allem der hohe Energiebedarf in der Herstellung von Acrylnitril bei. (European Environmental Agency 2019; Yacout et al. 2016)

5.5.4 Weitere synthetische Fasern: Elasthan, Polypropylen und Elastolefin

Die Literaturrecherche ergab keine Treffer mit den Suchbegriffen⁶⁵ „Ökobilanz“ und der Kombination entsprechender Fasernamen (Elasthan⁶⁶, Polypropylen, Elastolefin).

Umweltauswirkungen von Elasthan, Polypropylen und Elastolefin sind zum Teil im Bericht des Joint Research Centres adressiert.

Im Herstellungsprozess von Elasthan (Trockenspinn-Verfahren) wird das hergestellte Polymer in Dimethylacetamid aufgelöst. Rückstände dieses Lösungsmittels verbleiben in der Faser und befinden sich im Abwasser aus der Vorbehandlung. Außerdem kann die Emission von Diisocyanaten ein gesundheitliches Problem am Arbeitsplatz darstellen (Roth et al. 2023).

Des Weiteren werden im Herstellungsprozess von Elasthan und Elastolefin Präparationsmittel auf die Faser aufgebracht, um die hohen Klebeeigenschaften zu reduzieren und ausreichende Gleiteigenschaften bei der Verarbeitung zu gewährleisten. Diese Hilfsmittel weisen einen sehr hohen Anteil an Silikonölen (95 %) auf. Dieser hohe Anteil an Silikonölen verursacht Umweltprobleme bei der Vorbehandlung des Textilmaterials, wenn diese Stoffe entfernt werden müssen (Roth et al. 2023).

⁶⁵ Die Suchbegriffe wurden auch in Englisch angewandt.

⁶⁶ Der Hersteller Huaфон startete ein Projekt zur Produktion von rezykliertem Elasthan. Für die Herstellung von Qianxi Recycled Elasthan wird bis zu 100 % recyceltes Elasthan aus Produktionsabfällen verwendet. 2018 erhielt Huaфон als erste Elasthanfabrik in China die Zertifizierung durch den Global Recycled Standard (GRS). Siehe <https://www.ispo.com/promotion/huafon-chemical/ispo-munich-premiere-huafon-chemical-aus-china-praesentiert-nachhaltiges>; zuletzt abgerufen am 05.04.2022

Polypropylen ist aufgrund des tertiären Kohlenstoffatoms sehr empfindlich gegenüber hohen Temperaturen und Oxidation. Alkylierte Phenole oder p-Xylole werden daher zusammen mit Sulfiden oder Thio-Derivaten (Dilauryl- oder Distearylthiopropionat) als Stabilisatoren verwendet. Außerdem werden Substanzen mit Benzotriazolgruppen, Ni-Komplexe, Anthrachinonderivaten und sterisch gehinderte Diamine als UV-Absorber eingesetzt. Diese niedermolekularen Stoffe verbleiben in den Polypropylenfasern und gelten als mögliche emissionsrelevante Stoffe (Roth et al. 2023).

6 Stand der Kreislaufwirtschaft im Textilsektor

Eine Kombination aus verschiedenen Treibern und Faktoren hat vor allem auch in Europa zu einem deutlichen Anstieg im Konsum von Textilien geführt. Dazu gehören Geschäftsmodelle auf der Grundlage von Billig- und Fast Fashion-Mode, kombiniert mit einem Rückgang der Preise für Kleidung, ein zunehmender Wohlstand und ein Trend zu einer konsumorientierten Verhaltensweise, die über eine Befriedigung der Grundbedürfnisse hinausgeht. Die überwiegende Mehrheit der Unternehmen in der Textilbranche hat in den letzten Jahren in die Rationalisierung und Optimierung ihrer Lieferketten investiert, um ihre Wettbewerbsfähigkeit zu erhalten oder zu verbessern. Dies hat – unter anderem auch durch den Einsatz minderwertigerer und billigerer Materialien – dazu geführt, dass die Preise für Textilien zurück gegangen sind. So sind beispielsweise die Bekleidungspreise in der EU zwischen 1996 und 2018 im Vergleich zur Gesamtinflation des harmonisierten Verbraucherpreisindex um mehr als 30 % gesunken. (European Environmental Agency 2019)

Nach Angaben einer Studie der Ellen McArthur Foundation (2017) hat sich die Produktion von Textilfasern global betrachtet seit 1975 fast verdreifacht. Der weltweit führende Exporteur von Textilien mit einem Anteil von 39,2 % im Jahr 2019 ist China, gefolgt von der EU mit 21,7 %. Die EU ist aber auch der weltweit führende Importeur mit einem Anteil von 21,3 % im Jahr 2019, gefolgt von den USA mit 10 %. Der private Konsum von Textilien in Europa stieg in den letzten Jahren stetig an. Im Jahr 2018 gab der durchschnittliche Europäer 591 Euro für Bekleidung und 67 Euro für Heimtextilien aus. In Bezug auf die Menge bezifferte sich der Verbrauch in 2018 auf 5,4 Millionen t in 2018. Davon fielen 4,4 Millionen t (81 %) auf Bekleidung und etwas mehr als 1 Million t (19 %) auf Heimtextilien. Der durchschnittliche Pro-Kopf-Verbrauch in der EU-27 lag 2018 bei 12,3 kg/Kopf, was einem Anstieg von 20 % gegenüber 10,1 kg/Kopf im Jahr 2003 entspricht. Die Ausgaben der privaten Haushalte für Bekleidung und Heimtextilien sind zwischen 2000 und 2018 von 14 % auf 17 % gestiegen. (Köhler et al. 2021)

Dem Bericht "White paper on textile recycling" von Mistra Future Fashion zufolge "sammelt die Europäische Union zwar Daten über die Abfallbewirtschaftung (inklusive der Mengen der anfallenden Textilabfälle). Es gibt jedoch keine Daten bezüglich der Materialströme, die in die Wiederverwendung und das Recycling von Textilien fließen (Roos et al. 2019).

Schätzungsweise wird mehr als die Hälfte der produzierten 'Fast Fashion' Mode in weniger als einem Jahr entsorgt. Weltweit ist die Nutzung von Kleidung - also die durchschnittliche Anzahl der Male, die ein Kleidungsstück getragen wird, bevor es nicht mehr verwendet wird - im Vergleich zu vor 15 Jahren um 36 % zurückgegangen. Weniger als 1 % des für die Herstellung von Kleidung verwendeten Materials wird zu neuer Kleidung recycelt (Ellen McArthur Foundation 2017).

ChemSec (the international Chemical Secretariat), eine unabhängige Non-Profit-Organisation, nennt folgende Herausforderungen, die es gilt im Zusammenhang mit der Etablierung des Recyclings von Textilien zu überwinden:

- ▶ fehlende Infrastruktur für die Rücknahme, Sortierung und Bündelung von Textilien vor dem Recycling,
- ▶ große Heterogenität der Abfälle (unterschiedliche Qualitäten, unterschiedliche Farben, Mischgewebe etc.),

- ▶ Neuware ist aufgrund der Nachfrage und ausgereifter Geschäftsmodelle oft billiger als ihr recyceltes Gegenstück,
- ▶ mechanisch recycelte Naturtextilien sind im Vergleich zu neuen Textilien qualitativ minderwertig,
- ▶ das chemische Recycling ist nur für bestimmte technologische Verfahren praxisreif. (ChemSec 2020)

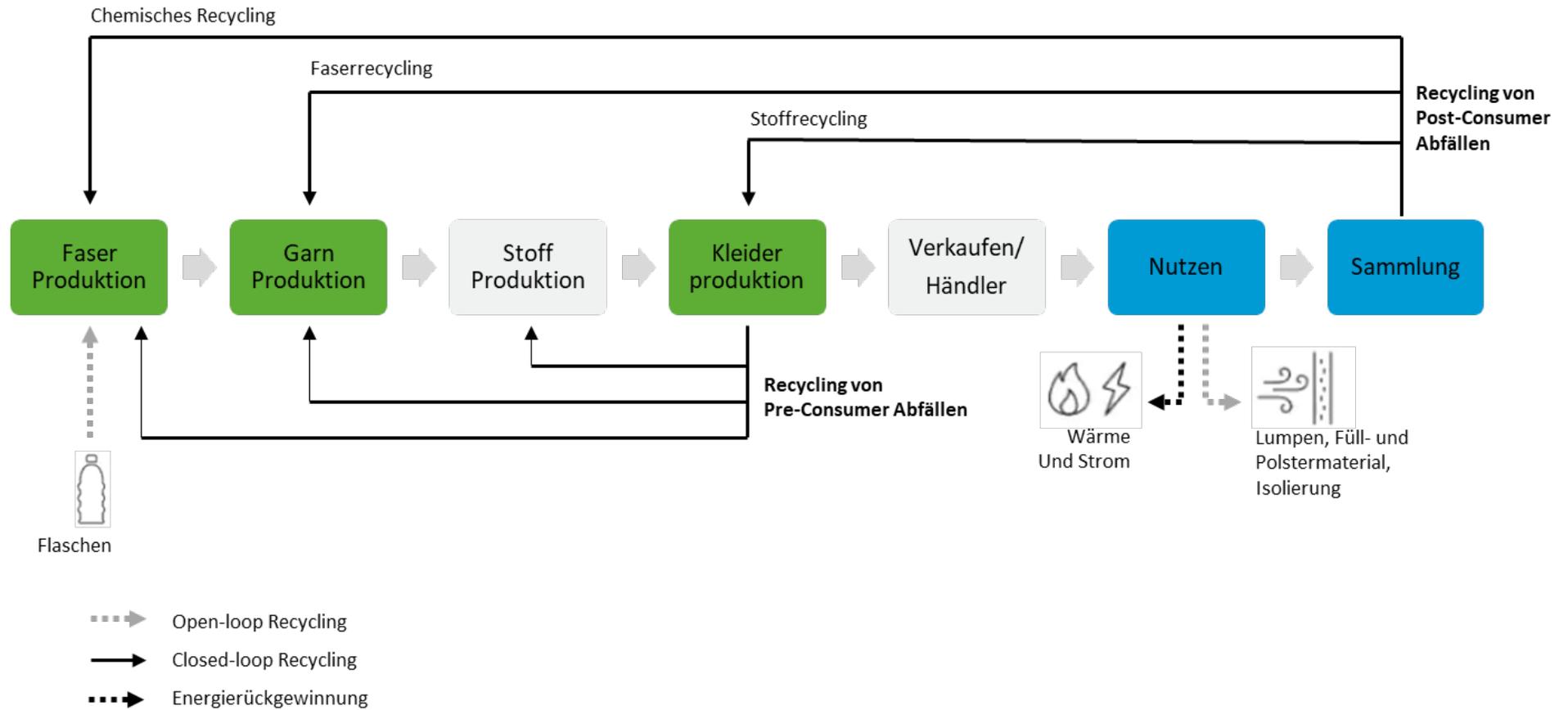
6.1 Stand des Recyclings im Textilsektor: Recyclingverfahren und Inputströme zur Herstellung von textilen Recyclingfasern

Gemäß Artikel 3 Absatz 17 der Abfallrahmenrichtlinie bedeutet "Recycling" „jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden. Es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, aber nicht die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind;“ (Europäische Kommission 2008)

Unter Textilrecycling im engeren Sinne versteht man die Wiederaufbereitung von Textilabfällen, die entweder im Rahmen des Produktionsprozesses (= Pre-Consumer Abfälle) oder nach Gebrauch der Textilien (= Post-Consumer Abfälle) anfallen, zu neuen textilen oder nichttextilen Produkten. Andere weitergehende Definitionen des Textilrecyclings umfassen auch das Recycling von nichttextilen Materialien und Produkten (wie Flaschen aus PET) zu Textilerzeugnissen. Man unterscheidet in der Regel mechanische, chemische oder, seltener, thermische Textilrecyclingverfahren. Dies ist in vielen Fällen eine Vereinfachung der Realität, da die Recyclingprozesse oft aus einer Kombination von mechanischen, chemischen und thermischen Verfahren bestehen (Sandin und Peters 2018).

In der folgenden Abbildung 6 sind schematisch die verschiedenen Inputströme (für weitere Informationen zu den Inputströmen siehe Abschnitt 6.2) und Kreislaufverfahren des Textilrecyclings im weiteren Sinne dargestellt. Links in der Abbildung ist der Wertstoffstrom aus dem Lebensmittelsektor (vor allem PET-Flaschen) für die Produktion textiler Fasern (Polyesterfasern) dargestellt („Open-Loop Recycling“ oder offenes Kreislaufverfahren). Entlang der Wertschöpfungskette können textile Abfälle aus der Garn-, Stoff- und der Manufaktur (= Pre-Consumer Abfälle) gesammelt werden und in einem sogenannten „Closed-Loop Recycling“ oder geschlossenem Kreislaufverfahren in den Kreislauf rückgeführt werden. Textilien, die nach Gebrauch in die Abfallverwertung (= Post-Consumer Abfälle) und nicht in die Wiederverwendung (Second-Hand-Nutzung) gehen, werden zum einen dem "kaskadierten Recycling" (z. B. der Herstellung von Putzlappen oder Isoliermaterial) zugeführt oder verbrannt. Sie können aber auch in den Textilkreislauf rückgeführt werden. Aus hochwertigeren und gut erhaltenen Kleidungsstücken können „neue“ Textilprodukte genäht werden. Ein Teil der Alttextilien kann mit Hilfe des mechanischen Recyclings zu neuen Fasern bzw. Garnen aufbereitet werden; und mit Hilfe des chemischen Recyclings werden die textilen Stoffe in ihre Monomere zerlegt und zu neuen Fasern aufbereitet.

Abbildung 6: Schematische Darstellung der Wertschöpfungskette des Textilrecyclings



Quelle: veränderte Abbildung basierend auf Roos et al. (2019)

Nach Angaben von Changing Markets Foundation (2018) werden 12 % der Altkleider dem "kaskadierten Recycling" oder dem sogenannten „Downcycling für Anwendungen mit geringerem Wert“ zugeführt, wie z. B. zur Herstellung von Isolationsmaterialien für Gebäude, Putzlappen und Material für die Teppichpolsterung. Die Schätzungen für den Anteil der in das Faserrecycling eingehenden Alttextilien reichen von 1 % bis hin zu 0,1 %. Die Gründe dafür sind vielfältig. Erstens ist es angesichts der geringen Rohstoff-Preise für die meisten Textilunternehmen einfach unwirtschaftlich, rezyklierte Materialien zu verwenden. Bislang gibt es nur wenige Unternehmen, die Textilien recyceln. Start-ups in diesem Bereich kämpfen häufig damit die hierfür notwendigen Investitionen aufzubringen. Und schließlich ist das vorherrschende lineare Fast-Fashion-Geschäftsmodell nicht auf ein Recycling ausgelegt. Viele Alttextilien sind von geringer Qualität oder bestehen aus Mischtextilien (z. B. Polycotton oder Mischungen aus Polyester und Wolle), die mit den gängigen Recyclingverfahren nicht rezykliert werden können. Darüber hinaus verfügen nur wenige Länder über entsprechende Systeme, die in der Lage sind, Kleidung als sauberen Abfallstrom in großem Umfang kostengünstig zu sammeln und zu sortieren (Changing Markets Foundation 2021).

Duhoux et al. (2021) haben einen Überblick über den Stand der Wiederverwertung von Textilabfällen und eine Übersicht über die existierenden Technologien und deren Technologiereifegrad erarbeitet sowie ökologische und wirtschaftliche Aspekte der verschiedenen Recyclingansätze von Textilien untersucht. Die Studie beruht auf einer Literatur- und Internetrecherche und deren Auswertung. Diese Literaturanalyse ist mit Informationen aus einer Befragung von Technologieinhabern und -entwicklern⁶⁷ ergänzt worden. Die Befragung fand in einem ersten Schritt mit Hilfe eines Fragebogens statt und wurde mit 10 Tiefeninterviews ergänzt.

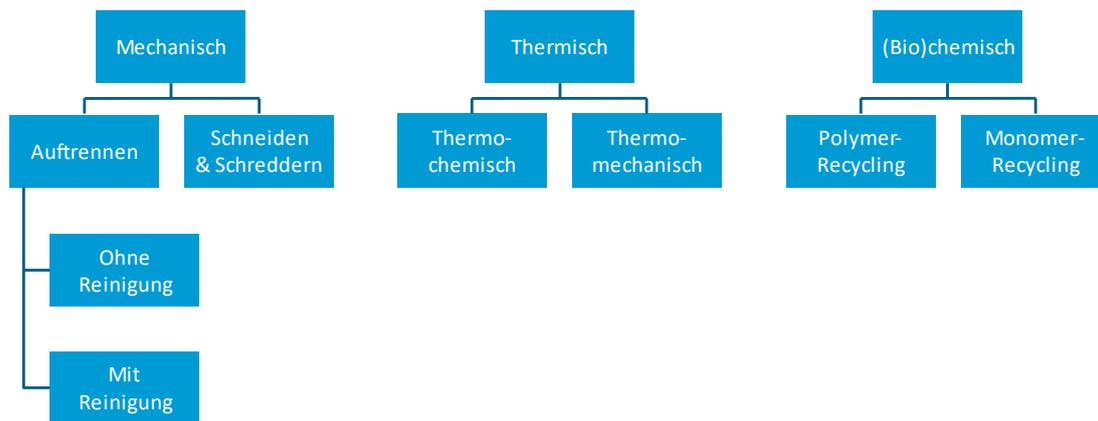
Folgende Recyclingverfahren haben die Autor*innen in ihrer Studie für das Recycling von Textilien bzw. textilen Abfällen identifiziert:

- ▶ Mechanisches Recycling
- ▶ Thermo-mechanisches Recycling
- ▶ Chemisches Recycling
- ▶ Biochemisches Recycling
- ▶ Thermo-chemisches Recycling. (Duhoux et al. 2021)

Die Autor*innen sehen das biochemische Recycling aufgrund der Ähnlichkeiten des Verfahrens als eine Variante des chemischen Recyclings an. Das thermo-chemische Recycling ordnen sie, aufgrund der hohen Temperatur, die in diesem Prozess verwendet wird, einer Kategorie des „thermischen Recyclings“ zu. (vergleiche Abbildung 7)

⁶⁷ Die Autor*innen identifizierten insgesamt 85 Technologiebetreiber bzw. -entwickler, die eine relevante Technologie entwickeln oder entwickelt haben. 32 Technologiebetreiber und Projektleiter beantworteten den Fragebogen.

Abbildung 7: Kategorisierung verschiedener Verfahren des Textilrecyclings



Quelle: Abbildung (übersetzt und leicht verändert) aus Duhoux et al. (2021)

Duhoux et al. (2021) beschreiben die einzelnen Recyclingverfahren in ihrer Studie sehr detailliert. Im Folgenden werden die Verfahren weniger detailliert dargestellt.

6.1.1 Mechanisches Recycling

Das mechanische Recyclingverfahren kann isoliert zum Stoff- oder Faserrecycling eingesetzt oder als Vorbehandlung für thermomechanische oder chemische und biochemische Recyclingverfahren eingesetzt werden. Grundsätzlich können alle Arten von Textilabfällen, alle Materialarten (Gewebe aus Naturfasern, Gewebe aus synthetischen Fasern oder Mischgewebe), alle Arten von Textilerzeugnissen (Garne, Gewebe, Altkleider, Teppiche) und verschiedene Stoffe (gewirkt, gewebt oder nicht gewebt) durch mechanisches Recycling verarbeitet werden. Allerdings müssen unterschiedliche Inputs zum Teil mit verschiedenen Maschinen aufbereitet werden. Beschichtete und laminierte Produkte sind als Input für den Prozess unerwünscht: Beschichtungen und Klebstoffe halten die Textilstruktur zusammen und erschweren so das Auflösen der Textilien in einzelne Fasern. Für die meisten werkstofflichen Recyclingverfahren kann auch ein Elasthananteil von mehr als 10 % problematisch sein. Elastische Textilien sind schwieriger zu zerkleinern oder zu entwirren, da sie sich dehnen. Es sind größere Kräfte erforderlich, um das Gewebe zu zerstören und einzelne Fasern zu gewinnen. Einige Technologieträger behaupten jedoch, elasthanhaltige Textilien ohne Probleme verarbeiten zu können. (Duhoux et al. 2021)

Die textilen Abfälle werden vorzugsweise nach Material und Farbe sortiert. Werden die Ausgangsmaterialien nicht nach Farbe sortiert, müssen die rezyklierten Fasern anschließend gebleicht und neu eingefärbt werden. Ungewollte Bestandteile des Textils, wie Reißverschlüsse und Knöpfe, werden vor dem Recycling entfernt und verschmutzte Textilabfälle werden gewaschen. Anschließend werden die textilen Abfälle dann maschinell in kleine Stücke geschnitten und geschreddert bzw. zerrissen. Neben dem Einsatz von Energie in Form von Strom für die Maschinen werden in einigen Fällen Wasser, Chemikalien (beispielsweise Ozon, Reinigungsmittel, Bleichmittel und organische Lösungsmittel) und Wärme für einen Vor- oder Zwischenreinigungsprozess benötigt. Beim werkstofflichen Recycling bleiben die gesamten Fasereigenschaften (einschließlich Materialgehalt und Farbe) erhalten, nicht aber die Faserlänge und -festigkeit. Durch den Zerreißvorgang können die Materialien stark beschädigt werden, was zu

einer erheblichen Verringerung der Faserlänge im Vergleich zu neuen Fasern führt. Dies bedeutet, dass die Qualität des Ergebnisses sowohl vom Ausgangsmaterial als auch vom Recyclingverfahren abhängt. Je besser das Verfahren an das Ausgangsmaterial angepasst ist, desto höher ist die Qualität des Ergebnisses (Duhoux et al. 2021).

Neben spinnbaren Fasern fallen beim mechanischen Recycling auch Fasern an, die für das Spinnen zu kurz sind. Diese werden auch als Flock oder Fluff bezeichnet. Sie können zu Vliesstoffen verarbeitet oder als Füllmaterial verwendet werden (Duhoux et al. 2021).

Ein weiterer Nachteil des mechanischen Recyclings besteht darin, dass in dem Verfahren gesundheitsgefährdende Chemikalien, mit denen die Textilabfälle belastet sein können, nicht entfernt werden können (ChemSec 2020).

Mechanische Recyclingverfahren sind jedoch die einzige Möglichkeit beim Recycling von Naturfasern, deren Eigenschaften zu bewahren. Das chemische Recycling von Naturfasern, bei dem das Ausgangsmonomer der Naturfaser gewonnen wird, verändert deren Fasereigenschaften. Außerdem ist der Energie- und Wasserverbrauch sowie der Chemikalieneinsatz bei mechanischen Recyclingverfahren im Vergleich zu thermischen und chemischen Recyclingverfahren sehr niedrig (Duhoux et al. 2021).

Das mechanische Recycling von Textilien ist mittlerweile eine auf dem Markt etablierte Technologie. Schwerpunkte dieser Technologie finden sich z. B. für das Recycling von Wolle in der Region Prato in Italien oder für andere Naturfasern (auf Zellulosebasis, wie Baumwolle, Jute, Sisal, Flachs usw.) und auch synthetische Fasern (Polyester, Polyamid, Acryl, Viskose, Polypropylen usw.) in verschiedenen europäischen Regionen (Belgien, Frankreich, Deutschland, Schweden usw.). Die bei den Technologieinhabern durchgeführte Umfrage ergab eine große Bandbreite an Produktionskapazitäten, die von 5.000 bis 10.000 t/Jahr bis zu 36.000 t/Jahr reichen. Neue Entwicklungen konzentrieren sich hauptsächlich auf die Erhöhung der Menge an spinnbaren Fasern und die Verbesserung der Qualität der verwerteten Fasern. Dank der verbesserten Technologien und Maschinen wird die Menge der spinnbaren Fasern in Zukunft wahrscheinlich steigen (Duhoux et al. 2021).

6.1.2 Thermisches Recycling

Der Begriff „thermisches Recycling“ ist bislang in der Entwurfsfassung der ISO/CD 5157 Textiles – Environmental aspects – Vocabulary⁶⁸ nicht definiert (Duhoux et al. 2021). Duhoux et al. (2021) bezeichnen unter thermischen Recyclingverfahren, die auf Erhitzen basieren und darauf abzielen, entweder Polymere oder Verbindungen mit niedrigem Molekulargewicht aus textilen Abfällen zu gewinnen. Die Autor*innen unterscheiden zwischen thermo-mechanischen Verfahren und thermo-chemischen Verfahren. Thermo-mechanische Verfahren werden zum Recycling von thermoplastischen Textilien, wie z. B. Polyester, Polyamid, Polypropylen, angewendet. Im Rahmen dieser Verfahren werden Polymere geschmolzen. Die Polymere werden in Form eines Granulates oder in Form von Fasern wiedergewonnen. Bei thermo-chemischen Verfahren werden unter anderem durch den Einsatz hoher Temperaturen Polymerstrukturen in ihre Monomere abgebaut. Man könnte das Verfahren auch als chemisches Verfahren bezeichnen. Der Einsatz von hohen Temperaturen hat aber den Haupteinfluss auf das Verfahren (Duhoux et al. 2021).

Die Technologieentwickler*innen von thermo-mechanischen Recyclingverfahren bevorzugen Inputs, die aus einem Polymertyp bestehen, da schon kleine Mengen eines inkompatiblen Polymers den Spinnprozess stören. Andere Verunreinigungen wie Pigmente, Drucke, Wasch-

⁶⁸ Siehe <https://www.iso.org/standard/80937.html>, zuletzt abgerufen am 02.04.2022

mittelrückstände, Flammenschutzmittel, Beschichtungen usw., die in oder auf der Faser oder dem Textil vorhanden sind, können den Spinnprozess ebenfalls behindern und/oder zu einer stark verminderten Qualität des Ergebnisses führen. Thermo-mechanische Recycler bevorzugen deshalb Produktionsabfälle mit bekannter Herkunft. Aufgrund des hohen Kontaminationsrisikos werden aus Haushalten gesammelte Bekleidungsabfälle im Allgemeinen nicht als geeignetes Ausgangsmaterial angesehen. Die Outputs thermo-mechanischer Recyclingverfahren sind entweder Endlosfilamente (bei hochwertigem Ausgangsmaterial), Stapelfasern (bei minderwertigem Ausgangsmaterial) oder thermoplastisches Polymergranulat (Regranulat) für andere Anwendungen (falls Faserspinnen nicht möglich ist). Es ist jedoch zu beachten, dass sich die Polymer- bzw. Fasereigenschaften mit jedem Recyclingzyklus verschlechtern. Verunreinigungen, wie Pigmente, Farbstoffe und andere Chemikalien, verbleiben im Material. Die Ausgangsfarbe hängt daher von den Farben der Ausgangsmaterialien und von möglichen Farbänderungen während der Verarbeitung durch Abbau oder thermochrome Farbstoffe ab. Um unregelmäßige und unerwünschte Farben zu vermeiden, sollte das Ausgangsmaterial daher entweder farblich sortiert oder ein dunkler Farbstoff oder ein Pigment hinzugefügt werden (Duhoux et al. 2021).

Es handelt sich beim thermo-mechanischem Recyclingverfahren um ein vergleichsweise kostengünstiges und effizientes Verfahren. Darüber hinaus gibt es nur wenige Emissionen, die während des Prozesses entstehen könnten (lediglich flüchtige Verunreinigungen, z. B. durch Dispersionsfarbstoffe oder Polymerabbau). Das Ergebnis sind Fasern, die je nach Qualität in verschiedenen textilen Anwendungen eingesetzt werden können. Es wird erwartet, dass die Technologie in ein bis zwei Jahren für den kommerziellen Einsatz zur Verfügung steht (Duhoux et al. 2021).

Für das Recycling von textilen Abfällen auf der Basis thermo-chemischer Recyclingansätze werden derzeit nur Verfahren angewandt, die auf Vergasung beruhen. Generell gehen aus thermo-chemischen Recyclingverfahren, die auf Vergasung beruhen, verschiedene Fraktionen hervor. Dabei kann es sich um viskose Flüssigkeiten (auch Öl- oder Teerfraktion genannt), kondensierbare und nicht kondensierbare/permanente Gase (Synthesegas) und anorganische Rückstände, wie Ruß, Metalle und Mineralien (auch Asche genannt), handeln. Das spezifische Ergebnis des Vergasungsprozesses hängt von den Eingangsabfällen (Art und Zusammensetzung), dem Reaktortyp und den Prozessparametern (Vergasungsmittel, Temperatur, Heizrate, Verweilzeit usw.) ab. Bei Verfahren, die auf Vergasung beruhen, kann theoretisch jeder Abfall verarbeitet werden, solange er aus organischem/kohlenstoffbasiertem Material besteht (einschließlich Biomasse, Kunststoffe und Textilien). Die Fähigkeit, heterogene und kontaminierte Abfälle zu behandeln, ist einer der Hauptvorteile der Vergasung; die Flexibilität der Ausgangsstoffe ist höher als bei anderen Recyclingtechnologien. Die Zielmoleküle im Vergasungsprozess sind Kohlenstoff und Wasserstoff, und da die meisten kommerziell hergestellten Polymere große Mengen an Kohlenstoff und Wasserstoff enthalten, sind sie optimale Ausgangsstoffe für die Bildung von Synthesegas durch Vergasung. Die Gesamtzusammensetzung des Ausgangsmaterials kann sich jedoch auf das Produktgemisch auswirken, wenn es große Mengen anorganischen Materials enthält. Ein Beispiel für eine anorganische Komponente ist der in Polyamid enthaltene Stickstoff, der den Prozess insofern beeinflusst als die Menge an Polyamid in einer Produktionscharge begrenzt ist. Außerdem müssen, wie bei jedem chemischen Prozess, die Prozessbedingungen je nach Input angepasst werden, um einen gut funktionierenden Prozess und eine hohe Ausbeute zu gewährleisten. Die meisten Verunreinigungen verursachen keine größeren Probleme. Daher müssen die eingesetzten Textilien nicht gewaschen oder gereinigt werden. Einer der im Rahmen der Studie von Duhoux et al. (2021) befragten Projektentwickler verarbeitet Polyester-Textilmaterial zu CO und H₂, das anschließend in Methanol umgewandelt wird. Das Methanol wird in Essigsäure umgewandelt, die später in Kombination mit Zellstoff zur Herstellung von Zelluloseacetat verwendet wird, das trocken zu Fasern für textile Anwendungen gesponnen wird (Duhoux et al. 2021).

Der Hauptvorteil dieser Technologie ist die Fähigkeit, komplexere, heterogene Abfallströme zu verarbeiten, einschließlich Fasern und Fasermischungen, die mit keiner anderen Technologie recycelt werden können oder als beste Option downgecycelt würden (z. B. Duroplaste, Verbundstoffe, beschichtete und laminierte Textilien usw.). Daher ist es nicht auf hochwertige, sortierte Textilabfälle angewiesen. Auch können Materialien aus verschiedenen Branchen (Biomasse, Kunststoffe, Textilien etc.) gemischt werden. Die Technologie führt zu reinen, nicht kontaminierten Rohstoffen, so dass auch schadstoffbelastete Textilabfälle verwertet werden können. Der Vergasungsprozess ist ein relativ einfaches und ausgereiftes Verfahren mit bereits bestehenden kommerziellen Anlagen für Biomasse, Kunststoffe und sogar Textilien (Duhoux et al. 2021).

Aufgrund der hohen Temperaturen ist der Prozess des thermo-chemischen Recyclings sehr energieaufwendig und zusammen mit den erforderlichen Trenn- und Reinigungsschritten sind die Umweltauswirkungen im Vergleich zum mechanischen und thermo-mechanischen Recycling von thermoplastischen Polymeren voraussichtlich höher. Die Verarbeitung von (Textil-)Abfällen erfordert jedoch weniger Energie als die Verarbeitung von fossilen Rohstoffen, so dass die Umweltauswirkungen geringer sind als bei der herkömmlichen Vergasung fossiler Rohstoffe (Duhoux et al. 2021).

Die meisten Vergasungsanlagen sind für die Energierückgewinnung und Kraftstofferzeugung aus Biomasse oder Kunststoffabfällen optimiert und müssen angepasst und durch zusätzliche Reinigungsschritte ergänzt werden, damit sie für Textilien als Input und sauberes Synthesegas für die chemische Synthese als Output geeignet sind. Grundsätzlich stellt sich aber auch die Frage, ob die Vergasung als Recyclingverfahren angepriesen werden kann, da ein großer Teil des Einsatzmaterials in die Kraftstoffproduktion statt in die chemische Industrie fließen kann. (Duhoux et al. 2021)

6.1.3 (Bio-)Chemisches Recycling

Aufgrund der hohen Temperaturen ist der Prozess des thermo-chemischen Recyclings sehr energieaufwendig und zusammen mit den erforderlichen Trenn- und Reinigungsschritten sind die Umweltauswirkungen im Vergleich zum mechanischen und thermo-mechanischen Recycling von thermoplastischen Polymeren voraussichtlich höher. Die Verarbeitung von (Textil-)Abfällen erfordert jedoch weniger Energie als die Verarbeitung von fossilen Rohstoffen, so dass die Umweltauswirkungen geringer sind als bei der herkömmlichen Vergasung fossiler Rohstoffe (Duhoux et al. 2021).

Es lassen sich drei wichtige Technologien innerhalb des chemischen Recyclings von Textilien unterscheiden:

- ▶ das Polymerrecycling von Baumwolle durch ein Aufschlussverfahren (siehe Abschnitt 5.4.4),
- ▶ das Monomerrecycling von PA6 oder PET (siehe Abschnitt 5.5.1.1 und 5.5.2.1) und
- ▶ Technologien, die sich auf die Rückgewinnung sowohl von Zellulose als auch von PET aus Polycotton-Mischungen konzentrieren. (Duhoux et al. 2021)

Das Monomer-Recycling von PA6 (siehe auch Abschnitt 5.5.2.1) und PET (siehe auch Abschnitt 5.5.1.1) ist ein Depolymerisationsverfahren, bei dem die Polymerketten in Monomere zerlegt werden. Die PA6- oder PET-Materialien werden mit verschiedenen Technologien und unter unterschiedlichen Reaktionsbedingungen (Temperaturen/Druck/Zeit/Katalysatoren) depolymerisiert, zum Teil nachdem das Polymer zuvor aufgelöst wurde. Die verwendeten Lösungsmittel sind in der Regel Wasser (d. h. Hydrolyse), Alkohole (d. h. Methanolyse) oder Glykole. In der Praxis wird PA6 im Allgemeinen durch Hydrolyse depolymerisiert. Bei PET werden alle drei

Reaktionsmechanismen zur Depolymerisation eingesetzt, wobei die Glykolyse am häufigsten vorkommt. Zusätzlich zu den drei Solvolysenethoden steht seit kurzem eine vierte Methode zur Verfügung, nämlich eine enzymatische Depolymerisationsreaktion. Diese Technologie kann als biochemisches Recyclingverfahren betrachtet werden, da die chemische Reaktion durch einen biologischen Katalysator, das Enzym, vermittelt wird. Sie ermöglicht das Recycling aller Formen von PET-Kunststoffen und -Fasern, auch in Mischungen, da das Enzym selektiv für PET ist. Die Effizienz des chemischen Recyclings von Kunstfasern hängt stark von der Reinheit des Ausgangsmaterials ab. Aus wirtschaftlichen Gründen sollte der PET- oder PA-Gehalt des Ausgangsmaterials etwa 80 - 90 % betragen. (Duhoux et al. 2021)

Die derzeitige Praxis geht von PET-Verpackungsabfällen und PET-Industrieabfällen aus. Bei PA6 gewinnt ein Technologieträger, der einen Inputstrom aus Teppichen, Fischernetzen sowie Textil- und Kunststoffabfällen (die aus anderen Komponenten als PA6 bestehen, z. B. PP, Trägermaterial, Beschichtung usw.) behandelt, durchschnittlich 65 % des Inputstroms zurück. Im Hinblick auf die Qualität des Outputs ist es von Vorteil, dass die Verunreinigungen im Inputmaterial bekannt sind, da sie (je nach den beteiligten Chemikalien) die Depolymerisationsreaktion negativ beeinflussen können (Duhoux et al. 2021).

Chemisches Monomer-Recycling ist aufgrund der erforderlichen Bedingungen für die Depolymerisationsreaktion energieaufwändig, da sie bei hohen Temperaturen und hohem Druck durchgeführt wird. Das chemische Recycling von PA6-Textilien durch Depolymerisation ist bereits eine etablierte Technologie, die sich seit längerem schon auf Technologie-Reifegrad 9 befindet. Bei PET-Textilien variieren die Technologie-Reifegrad-Stufen von 4 bis 7, wobei 500 t/Jahr die bisher größte verfügbare Produktionskapazität darstellt. Die ersten Technologien werden voraussichtlich bis 2023 Technologie-Reifegrad 9 erreichen, da derzeit eine industrielle Produktionslinie aufgebaut wird. (Duhoux et al. 2021)

Für das chemische Recycling von Baumwolle und PET aus Polycotton-Mischungen beschreiben Duhoux et al. (2021) drei unterschiedliche Ansätze: einen lösungsmittelbasierten Ansatz, einen hydrothermalen Ansatz und einen enzymatischen Ansatz. Der lösungsmittelbasierte Ansatz führt zu PET-Harz (Pellets), das zu Filamenten weiterverarbeitet werden kann, sowie zu Zellulosepulpe oder -pulver, das zu regenerierten Zellulosefilamenten weiterverarbeitet werden kann. Die verschiedenen hydrothermalen Verfahren liefern unterschiedliche Ergebnisse, darunter Zellulosepulver oder Zellstoff und entweder Polyesterfasern (als solche verwendbar oder umgeschmolzen und zu PET-Pellets granuliert) oder PET-Monomere, die zu neuem PET-Harz repolymerisiert werden können. Der enzymatische Prozess erzeugt Zellulosepulver und Glukosesirup, die in Kunststoffe, Tenside und Chemikalien (über industrielle Biotechnologien) sowie in PET-Fasern umgewandelt werden können, die dann wieder versponnen werden können (Duhoux et al. 2021).

Der lösungsmittelbasierte Ansatz wird Technologie-Reifegrad 9 im Jahr 2024/2025 erreichen. Eine Demonstrationsanlage ist derzeit in Planung und soll 2022 gebaut werden. Für die verschiedenen hydrothermalen Technologien wird erwartet, dass sie Technologie-Reifegrad 9 im Jahr 2023/2024 erreichen. Der enzymatische Ansatz wird den Technologie-Reifegrad 9 voraussichtlich im Jahr 2023 erreichen (Duhoux et al. 2021).

Nach Angaben von ChemSec (2020) ist ein großer Vorteil chemischer Recyclingverfahren für das Recycling von Textilien, dass durch die Entfernung toxischer Verunreinigungen aus dem Abfallmaterial die Produktion von sauberem Recyclingmaterial ermöglicht wird. Allerdings gibt es nach wie vor erhebliche verfahrenstechnische Herausforderungen, darunter ein hoher Energieverbrauch, giftige Nebenprodukte und Einschränkungen bei der Art der Abfallströme, die verwendet werden können (ChemSec 2020).

6.1.4 Zusammenfassendes Kurzfazit

Es gibt mittlerweile auf dem Markt etablierte Technologien zu Herstellung von Recyclingfasern. Rezyklierte Naturfasern können nur mit Hilfe mechanischer Recyclingverfahren hergestellt werden. Das chemische Recycling von Naturtextilprodukten zerlegt die Naturfasern in ihre Ausgangsmomere, die zur Herstellung „neuer“ Fasern verwendet werden. Ein Beispiel ist die Refibra®-Technologie der Firma Lenzing in Österreich.

Rezyklierte synthetische Fasern werden nach wie vor noch in sogenannten „Open-Loop- oder offenen“ Kreislaufströmen produziert. Das heißt, dass der Inputstrom für das Recycling nicht aus der Textilwirtschaft stammt. Die Hauptinputströme sind gebrauchte PET-Flaschen und Lebensmittelverpackungen für rezyklierte Polyesterfasern und Fischernetze und Teppiche zur Herstellung von rezyklierten Polyamid. Auch bei der Herstellung von rezyklierten synthetischen Fasern dominieren derzeit mechanische Recyclingverfahren.

Nachteile des mechanischen Recyclings sind folgende:

- ▶ Durch den Zerreißvorgang können die Materialien stark beschädigt werden, was zu einer erheblichen Verringerung der Faserlänge im Vergleich zu neuen Fasern führt und sich negativ auf die Garnqualität auswirkt. Mechanisch rezyklierte Fasern können nicht endlos in den Recycling-Kreislauf eingeschleust werden.
- ▶ Um qualitativ hochwertige rezyklierte Fasern zu produzieren, müssen qualitativ hochwertige Ausgangsmaterialien eingesetzt werden. Die Inputströme müssen hierfür sortiert werden.
- ▶ Bestimmte Eigenschaften, wie beispielsweise Farbe, werden durch das Verfahren nicht verändert. Die Ausgangsmaterialien müssen also sortiert werden, um Garne zu produzieren, die auch am Markt einen Abnehmer finden. Zum Teil können die rezyklierten Fasern auch gebleicht und neu eingefärbt werden.
- ▶ Gesundheitsgefährdende Chemikalien, mit denen die Textilabfälle belastet sein können, können nicht entfernt werden.

Die Vorteile von mechanischen Recyclingverfahren sind im Folgenden aufgezählt:

- ▶ Sie stellen die einzige Möglichkeit für das Recycling von Naturfasern dar, bei dem deren Eigenschaften erhalten bleiben.
- ▶ Der Energie- und Wasserverbrauch, sowie der Chemikalieneinsatz bei mechanischen Recyclingverfahren ist im Vergleich zu thermischen und chemischen Recyclingverfahren sehr niedrig.

Chemische Recyclingverfahren beinhalten im Vergleich zu mechanischen Recyclingverfahren energieintensive Prozessschritte und zeichnen sich durch einen hohen Wasserverbrauch und Chemikalieneinsatz aus. Bedingt durch den erforderlichen Chemikalieneinsatz können Abluft-, Abwasser- und Abfallströme mit Emissionen belastet sein. Ein großer Vorteil chemischer Recyclingverfahren ist die Tatsache, dass toxische Verunreinigungen aus dem Abfallmaterial entfernt werden können.

Am Markt etabliert ist das Verfahren für das Recycling von Polyamid-Abfällen oder für das Recycling von Baumwolle. Es wird erwartet, dass weitere Verfahren (u.a. chemisches Recycling von Polyester oder Polycotton) in den nächsten 1 bis 3 Jahren Technologie-Reifegrad 9 erreichen.

Neben dem mechanischen und chemischen Recycling unterscheiden Duhoux et al. (2021) als dritte Kategorie thermische Recyclingverfahren. Darunter verstehen sie Verfahren, die auf Erhitzen basieren. Der Einsatz von Hitze wird mit mechanischen oder chemischen Prozessschritten kombiniert.

Thermo-mechanische Verfahren sind in Relation zu anderen Verfahren kostengünstig und effizient. Sie werden zum Recycling von thermoplastischen Textilien, wie z. B. Polyester, Polyamid, Polypropylen, angewendet. In ein bis zwei Jahren könnte die Technologie für den kommerziellen Einsatz zur Verfügung stehen.

Mit thermo-chemischen Verfahren lassen sich komplexere, heterogene Abfallströme (auch aus anderen Industrien) verarbeiten, einschließlich Fasern und Fasermischungen, die mit keiner anderen Technologie recycelt werden können. Als Produkt entsteht ein Synthesegas, das theoretisch wieder zur Herstellung von Ausgangsstoffen für Textilfasern umgewandelt werden kann. In der Praxis wird aber vermutlich ein großer Teil des Einsatzmaterials in die Kraftstoffproduktion statt in die chemische Industrie fließen. Das heißt, dass das Verfahren voraussichtlich nicht im großen Stil im Sinne eines „Closed-Loop“-Recycling eingesetzt werden wird.

Aufgrund der hohen Temperaturen ist der Prozess des thermo-chemischen Recyclings sehr energieaufwendig, und zusammen mit den erforderlichen Trenn- und Reinigungsschritten sind die Umweltauswirkungen im Vergleich zum mechanischen und thermo-mechanischen Recycling voraussichtlich höher.

In Tabelle 8 sind die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Recyclingverfahren noch einmal stichwortartig zusammengefasst.

Tabelle 8: Vor- und Nachteile verschiedener Recyclingverfahren

	mechanisch	thermisch	chemisch
Vorteile	Einziges Verfahren zur Gewinnung von rezyklierten Naturfasern; vergleichsweise niedriger Energie- und Wasserverbrauch sowie Chemikalieneinsatz	komplexere, heterogene Abfallströme (auch aus anderen Industrien) lassen sich verarbeiten; Recycling von Fasern und Fasermischungen möglich, die mit keiner anderen Technologie recycelt werden können; Produkt = ein Synthesegas, das theoretisch wieder zur Herstellung von Ausgangsstoffen für Textilfasern umgewandelt werden kann	toxische Verunreinigungen aus dem Abfallmaterial können entfernt werden
Nachteile	Faserlänge wird erheblich verringert; schlechtere Garnqualität bzw. eine hochwertigere Garnqualität erfordert den Einsatz qualitativ hochwertiger Ausgangsmaterialien (→ Sortierung der Inputströme notwendig); mechanisch rezyklierte Fasern können nicht endlos	vermutlich wird ein großer Teil des Einsatzmaterials in die Kraftstoffproduktion statt in die chemische Industrie fließen; „Closed-Loop“-Recycling im großen Stil unrealistisch (siehe erster Spiegelstrich); thermo-chemisches Recycling ist sehr energieaufwendig und erfordert Trenn- und	Energie- und wasserintensive Prozessschritte; hoher Chemikalieneinsatz und damit verbunden hohes Potenzial für die Emission von Schadstoffen via Abluft, Abwasser und Abfall bislang nur etabliert für das Recycling von Polyamid und Baumwolle

	mechanisch	thermisch	chemisch
	in den Recycling-Kreislauf eingeschleust werden; Inputströme müssen sortiert werden; gesundheitsgefährdende Chemikalien, mit denen die Textilabfälle belastet sein können, können nicht entfernt werden	Reinigungsschritte, so dass das Verfahren im Vergleich zum mechanischen und thermo-mechanischen Verfahren mit höheren Umweltauswirkungen einhergeht.	

Eine Übersicht, welche Recycling-Verfahren bei welchen Fasern derzeit zum Einsatz kommen, befindet sich in Tabelle 9. Konkrete Aussagen zum thermischen Recycling von spezifischer Faserarten können nicht getroffen werden.

Tabelle 9: Übersicht zur Anwendung von Recyclingverfahren für ausgewählte Fasern auf Basis von Literaturdaten

Faser	Mechanisches Recycling	Chemisches Recycling
Polyester	V (Inputstrom: vor allem PET-Flaschen und Lebensmittelverpackungen)	P
Polyamide	V	V (Inputstrom: vor allem Fischernetze, Teppiche)
Baumwolle	V	V (siehe z. B. Refibra®)
Wolle	V (S.G. Wiedemann et al. 2020; Schmidt et al. 2016)	k. A.
Polybaumwolle	? (eher „Downcycling“)	P

V = am Markt, P = Pilotprojekte, k. A. = Keine Angaben gefunden, ? = Angaben unsicher, eigene Interpretation
Quelle: European Environmental Agency 2019), adaptiert auf Basis eigener Literaturlauswertung

6.2 Inputströme von Recyclingfasern und damit verbundene Herausforderungen

Bei der Beschreibung der Optimierungspotenziale einzelner Fasern und verschiedenen Recyclingverfahren (siehe hierzu die Abschnitte 5.1.1.4, 5.5.1.1, 5.5.2.1, 6.1.1, 6.1.2 und 6.1.3) ist auch jeweils auf die Inputströme für die einzelnen Recyclingprodukte bzw. -verfahren eingegangen worden. Der folgende Abschnitt fasst die verschiedenen Aspekte der Inputströme von Recyclingfasern zusammen und gibt einen Überblick über die damit verbundenen Herausforderungen.

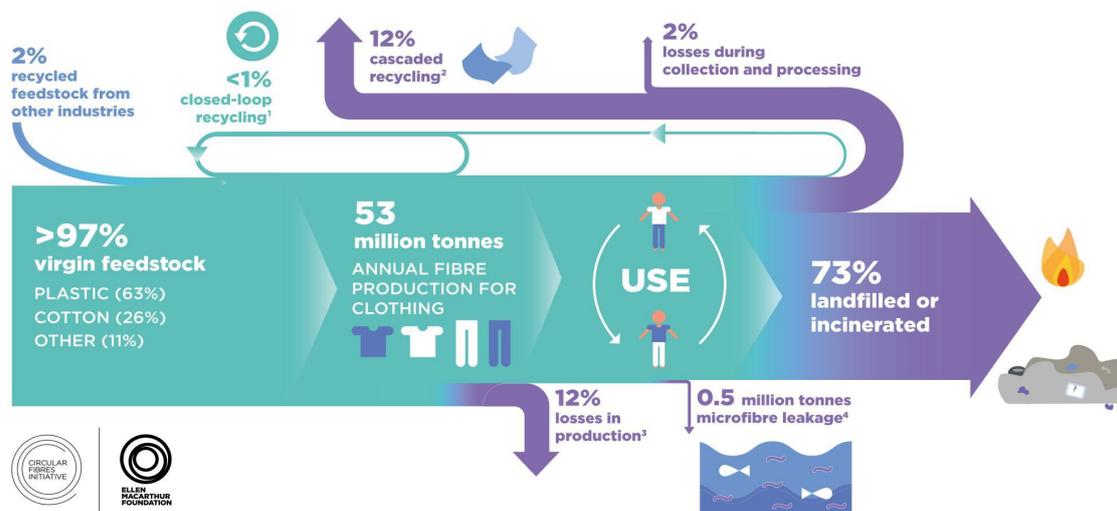
6.2.1 Globale Materialströme der Bekleidungsindustrie

Am Beispiel Bekleidung hat die Ellen McArthur Foundation (2017) die globalen Materialströme für das Jahr 2015 dargestellt (siehe Abbildung 8) Die Ermittlung der Materialströme erfolgte mit dem übergeordneten Ziel, den Stand des Recyclings zu erfassen. Die Autor*innen beschränkten ihre Darstellung deshalb auf die großen, übergeordneten Materialströme und unterscheiden

deshalb beispielsweise nicht zwischen einzelnen synthetischen Fasern. Nach Angaben der Ellen McArthur Foundation (2017) sind 2015 53 Millionen t Textilfasern für die Produktion von Bekleidung hergestellt worden. Über 97 % dieser Fasern stammten aus primären Rohstoffquellen. Nur rund 3 % stammten aus Abfallströmen. Ca. 2 % der 2015 für die Herstellung von Bekleidung verwendeten Fasern sind aus Abfällen hergestellt worden, die aus anderen Industrien anfielen, und weniger als 1 % entstammten einem „Closed-Loop“-Recycling, bzw. sind aus textilen Abfällen produziert worden (Ellen McArthur Foundation 2017).

Im Rahmen der Produktion von Bekleidung gehen entlang der Wertschöpfungskette schätzungsweise ca. 12 % der produzierten Fasern verloren (siehe zum Beispiel Abfälle beim Spinnen, in der Garnherstellung oder Schnittreste). In der Literatur wird für diese Art von Abfall der Begriff „Pre-Consumer-Waste“ verwendet. 73 % der hergestellten Fasern werden nach Beendigung der Nutzungsphase des Textils verbrannt oder deponiert und gehen somit als Quelle für das Recycling verloren. Rund 12 % der Fasern (in Form anfallender Altkleider) werden zu anderen Produkten – also nicht zu Bekleidungstextilien – recycelt. So werden Altkleider beispielsweise als Ressource für die Herstellung von Putzlappen, Isolier-, Füll- und Polstermaterial, aber auch zur Herstellung von Geldscheinen genutzt. Für diese Kaskadennutzung wird zum Teil der Begriff des „Downcyclings“ in der Literatur verwendet. Rund 2 % der gesammelten Fasern (in Form von Altkleidern) gehen verloren.

Abbildung 8: Globale Materialströme für Kleidung im Jahr 2015



- 1 Recycling of clothing into the same or similar quality applications
- 2 Recycling of clothing into other, lower-value applications such as insulation material, wiping cloths, or mattress stuffing
- 3 Includes factory offcuts and overstock liquidation
- 4 Plastic microfibres shed through the washing of all textiles released into the oceans

Quelle: Ellen McArthur Foundation (2017)

Für die EU gibt es Angaben, dass rund 15 bis 20 % der Textilien, die nicht mehr verwendet werden, gesammelt werden (Köhler et al. 2021). Der Rest wird deponiert oder verbrannt. Diese Angaben sind also geringfügig höher als die Angaben der Ellen McArthur Foundation (2017). Von den gesammelten Textilien werden 50 % zu Putzlappen, Isolier-, Füll- oder Polstermaterial recycelt und 50 % in Entwicklungsländer exportiert und dort als Second-Hand-Kleidung weiter genutzt (Köhler et al. 2021). Das bedeutet zwar, dass die Nutzungsphase der Bekleidung verlängert wird, aber letztendlich werden diese Textilien auch der Verbrennung oder Deponierung nach der Nutzung zugeführt, da dort entsprechende Recyclingstrukturen fehlen.

Auch Ellen McArthur Foundation (2017) verweisen darauf, dass einzelne Länder viel höhere Sammelquoten haben, aber die gesammelte Kleidung in Länder exportiert wird, in denen letzt-

endlich die entsprechenden Infrastrukturen für das Recycling fehlen (vergleiche hierzu auch die Studie von Watson und Palm 2016) zum Export von Alttextilien aus den Ländern Norwegen, Schweden, Finnland und Dänemark.

6.2.2 Sammelsysteme von Alttextilien in Europa: Stand & Herausforderungen

Neben den in Abschnitt 6.1 beschriebenen Stand der Recyclingtechnologien im Textilsektor ist eine weitere Grundvoraussetzung für das Textilrecycling die einfache Tatsache, dass Alttextilien für diesen Zweck eingesammelt werden müssen. Die neue Abfallrahmenrichtlinie „RICHTLINIE (EU) 2018/851 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle“⁶⁹ verpflichtet die Mitgliedstaaten, bis zum 1. Januar 2025 Sammelsysteme einzurichten. Bislang gibt es aber noch keine Zielvorgaben für die Sammlung von Alttextilien. Vor diesem Hintergrund gibt es daher auf EU-Ebene auch keine Verpflichtung zur Berichterstattung über die getrennte Sammlung und Behandlung von „Post-Consumer“-Textilien, so dass bislang keine oder nur sehr unzureichende Informationen über das zu erwartende Abfallvolumen vorlagen.

Köhler et al. (2021) geben in ihrer Studie einen Überblick über die Altkleider-Mengen, die in den EU-Ländern zur Sammlung, Wiederverwendung und zum Recycling derzeit zur Verfügung stehen. Diese Bestandsaufnahme dient auch als Vorschau auf die bevorstehenden Herausforderungen im Zusammenhang mit der verstärkten Sammlung und Verarbeitung von Altkleidern bzw. „Post-Consumer“-Textilien, die sich aus der für 2025 vorgesehenen Verpflichtung zur getrennten Sammlung von Textilabfällen ergeben. Außerdem haben die Autor*innen in ihrer Studie den Bedarf für neue Faser-zu-Faser-Recyclingkapazitäten ermittelt (Köhler et al. 2021).

Mit Blick auf die bevorstehende Verpflichtung zur getrennten Sammlung und Behandlung von „Post-Consumer“-Textilien weisen Köhler et al. (2021) daraufhin, dass fast keiner der Mitgliedstaaten derzeit eine gesetzliche Vorschrift für die getrennte Sammlung von Textilabfällen hat. Frankreich und Estland sind die einzigen Länder, die bereits gesetzliche Vorschriften für die getrennte Sammlung von Textilabfällen haben. In Frankreich werden die Hersteller von Kleidung, Textilien und Schuhen im Rahmen der sogenannte „Erweiterten Herstellerverantwortung“-Verordnung (EPR-Verordnung) zur Verantwortung gezogen⁷⁰. Auch Schweden und die Niederlande planen, die Gesamtverantwortung über eine sogenannte „Erweiterte Herstellerverantwortung“ an die Hersteller zu delegieren. Dänemark, Italien und Spanien haben inzwischen die Verantwortung an die Kommunen übertragen. Diese werden mit der getrennten Sammlung von Altkleidern bereits vor der Verpflichtung im Jahr 2025 beginnen. Deutschland und Finnland könnten die Verantwortung für die Sammlung ebenfalls auf die Kommunen übertragen. Der Status der anderen Mitgliedstaaten ist nicht bekannt (Köhler et al. 2021).

Das Fehlen von rechtlichen Verpflichtungen für die Sammlung von Alttextilien bedeutet jedoch nicht, dass diese Sammlung derzeit überhaupt nicht stattfindet oder nicht stattgefunden hat. Zumindest bislang war es so, dass „Altkleider“ zu den wenigen Produkten gehörten, für die es einen florierenden Sektor für die Sammlung und Weiterverwendung gab. Der Grund hierfür ist

⁶⁹ Zum download verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=DE>; zuletzt abgerufen am 05.04.2022 Europäische Kommission 2018.

⁷⁰ Die französische EPR-Regelung gewährt einen Rabatt von 50 % für Textilien, die zu mindestens 15 % aus recycelten Fasern bestehen, sowie einen Bonus von 75 % für Artikel wie T-Shirts, Jeans, Pullover, Bettwäsche und Schuhe, die mindestens zwei Haltbarkeitskriterien wie Abriebfestigkeit, Farbestabilität, Formstabilität und Stapelung erfüllen (Sachdeva et al. 2021).

einfach. Bis vor kurzem war das Sammeln und die Weiterbehandlung eine wirtschaftlich rentable Tätigkeit⁷¹. (Köhler et al. 2021)⁷²

Für die in der Klammer aufgezählten 13 EU-Länder (Italien, Deutschland, Niederlande, Dänemark, Finnland, Schweden, Österreich, Estland, Frankreich, Litauen, Tschechische Republik, Lettland, Belgien (nur Flandern)) liegen Daten zu Sammelmengen und Verbleib von Alttextilien vor. Vier Länder/Regionen (Österreich, Frankreich, Flandern (Belgien) und Italien) berichten jährlich über die Sammlung von Alttextilien. In den übrigen Ländern wurden im Laufe des letzten Jahrzehnts ein- oder zweimal Kartierungen des Sammelns und Verbleibs von Alttextilien durchgeführt. Jahr, Umfang und Methodik der Datenerfassung sind jedoch von Land zu Land unterschiedlich, so dass die Ergebnisse nicht unmittelbar vergleichbar sind und letztendlich nur vorsichtige Schätzungen darstellen (Köhler et al. 2021).

Die gesamte gemeldete Sammelmenge in den oben genannten 13 Ländern liegt bei etwas mehr als 2 Millionen t pro Jahr (für einige Länder schließt die angegebene Sammelmenge auch Schuhe ein). Die betroffenen Länder repräsentieren 63 % der Gesamtbevölkerung der EU-27. Die gewichtete durchschnittliche Sammelquote für die Länder, für die sowohl Daten über den Textilkonsum als auch über die getrennte Sammlung von Altkleidern vorliegen, beträgt 38 %. Dies bedeutet, dass 38 % der auf den Markt gebrachten Textilien gesammelt werden. Es wird erwartet, dass die Menge der getrennt gesammelten Textilien in der EU-27 ab 2025 um 65.000 bis 90.000 t pro Jahr ansteigen wird (Köhler et al. 2021).

Die Sammlung von Alttextilien in den oben genannten Ländern erfolgt vorherrschend über Sammelstellen. Das heißt, die Alttextilien müssen gezielt zu einer Sammelstelle gebracht werden und werden nicht mit dem restlichen Hausmüll von einem Abfallunternehmen regelmäßig abgeholt. Betreiber der Sammelstellen sind hauptsächlich gemeinnützige Organisationen und gewerbliche Betriebe bzw. zum Teil auch Kooperationen der beiden Typen. In den letzten Jahren haben auch Gemeinden und ihre Abfallunternehmen mit der Sammlung begonnen. In eher geringen Mengen und vereinzelt erfolgt auch eine Sammlung über Einzelhändler und Second-Hand-Läden. In der Regel wird das Sammeln von Alttextilien als wirtschaftliche Aktivität betrieben. Das wirtschaftliche Interesse ergibt sich vor allem aus der Tatsache, dass Kleidung, die weiter genutzt werden kann, zum Teil in eigenen Second-Hand-Läden oder an Großhändler verkauft wird. Die besten 10 % (nach Gewicht) der wieder tragbaren Textilien machen mehr als die Hälfte des wirtschaftlichen Wertes eines typischen Sacks gespendeter Textilien aus. Die Sammlung von Alttextilien für ein Recycling ist bislang für die Sammler nicht von wirtschaftlichem Interesse. Die wirtschaftlichen Bedingungen für gemeinnützige und gewerbliche Sammler haben sich in den letzten Jahren außerdem erheblich verschlechtert, da das zunehmende Angebot an separat gesammelten wiederverwendbaren Textilien die weltweiten Gebrauchtmärkte gesättigt hat. Die Bedingungen haben sich außerdem durch die geringere Qualität, der von den Bürger*innen gespendeten Textilien verschlechtert. Das Ergebnis war ein Rückgang des Kilopreises für gesammelte Textilien um 30 % zwischen 2016 und 2019 (Köhler et al. 2021).

⁷¹ So haben in Deutschland verschiedene Faktoren dazu geführt, dass das Sammeln und die Weiterbehandlung für verschiedene etablierte Akteur*innen, wie beispielsweise karitative Organisationen oder Kooperationen von karitativen Organisationen mit gewerblichen Sammlern zunehmend unrentabler geworden sind. Der in Folge des Inkrafttretens des Kreislaufwirtschaftsgesetzes zunehmende Konkurrenzkampf und die sinkende Qualität der „post-consumer“-Textilien, sowie der Preisverfall bei Second-Hand-Kleidung durch ein Überangebot spielen hier eine Rolle. (Korolkow o.J.)

⁷² So haben in Deutschland verschiedene Faktoren dazu geführt, dass das Sammeln und die Weiterbehandlung für verschiedene etablierte Akteur*innen, wie beispielsweise karitative Organisationen oder Kooperationen von karitativen Organisationen, mit gewerblichen Sammlern zunehmend unrentabler geworden sind. Der in Folge des Inkrafttretens des Kreislaufwirtschaftsgesetzes zunehmende Konkurrenzkampf und die sinkende Qualität der „Post-Consumer“-Textilien sowie der Preisverfall bei Second-Hand-Kleidung durch ein Überangebot spielen hier eine Rolle. (Korolkow o.J.)

Die Großhändler sortieren die von Sammlern eingekauften Alttextilien manuell nach Art, Stil, Größe etc. für den Weiterverkauf auf globalen Wiederverwendungsmärkten. Textilien, die aufgrund von Beschädigungen, Abnutzung usw. nicht für die globalen Wiederverwendungsmärkte geeignet sind, werden dem Recycling zugeführt. Hierbei handelt es sich aber in der Regel nicht um ein Recycling zu neuen Fasern, sondern um eine Kaskadennutzung, bzw. um ein Recycling zu Produkten, wie Putztücher, Isolier-, Füll- und Polstermaterial. Ein Großteil der gesammelten Textilien wird aufgrund der schlechten Qualität auch verbrannt oder deponiert. In Estland und der Tschechischen Republik werden 100 % der gesammelten Textilien auf diese Weise entsorgt (Köhler et al. 2021).

Für Frankreich gibt es folgende Zahlen zum Schicksal von Alttextilien: im Jahr 2016 sind 210.000 t, d. h. 3,2 kg pro Einwohner gesammelt worden. Der größte Teil (60 %) ist nach Übersee exportiert worden. 32 % wurden geschreddert und zu Vliesstoffen, Isolierfilzen und Reinigungstüchern weiterverarbeitet. Der Rest wurde verbrannt oder deponiert. (Eco-TLC 2016 zitiert aus Leal Filho et al. (2019)). Für Belgien liegen vergleichbare Angaben vor; allerdings ist der Anteil des „downcycling“ (47 %) höher (Coberec (2016), zitiert aus Leal Filho et al. 2019)).

Häufig werden Textilien auch an Großhändler in anderen EU-Ländern exportiert. Die wichtigsten EU-Importeure von Alttextilien sind die Niederlande und Polen, die 2018 jeweils über 200.000 t Alttextilien importierten. Die Ausfuhren gebrauchter Textilien aus der EU-27 in andere Teile der Welt sind von weniger als 400.000 t im Jahr 2003 auf 1,3 Millionen t im Jahr 2019 gestiegen, was einer Zunahme von 325 % entspricht. Eine offene Frage ist, ob diese Ausfuhren weiter zunehmen, wenn in der EU größere Mengen an Altkleidern gesammelt werden, um die Verpflichtungen der überarbeiteten Abfallrahmenrichtlinie zu erfüllen. Allerdings verhängen immer mehr Länder Einfuhrverbote oder errichten Schranken für die Einfuhr von Gebrauchstextilien, vor allem in Afrika südlich der Sahara, dem größten globalen Markt für gebrauchte Textilien. (Köhler et al. 2021)

6.2.3 Herausforderungen auf dem Weg zu einem geschlossenen Recycling von Textilien

Mit Blick auf die Beantwortung der Frage nach dem Bedarf entsprechender Infrastrukturmaßnahmen für ein „Closed-Loop-Recycling“ sollten die bestehenden Wissenslücken im Hinblick auf die Abfallmengen und -qualitäten geschlossen werden. Die Schaffung einer soliden Datenbasis stellt die Grundlage für die Bedarfsplanung und ggfs. Erarbeitung zielführender Förderprogramme dar (Köhler et al. 2021; Hemkhaus et al. 2019).

Die Logistik und die Kosten der Sammlung, der Sortierung und des Recyclings sowie die noch niedrigen Kosten von Frischfaser stellen die wirtschaftliche Rentabilität von Recyclingansätzen häufig in Frage. Somit besteht häufig auch kein Anreiz, Investitionen in entsprechende Recyclingansätze zu tätigen. Die Schaffung weiterer Anreize und die Entwicklung von Programmen zur „erweiterten Herstellerverantwortung“ können hier Abhilfe schaffen (Köhler et al. 2021).

Die Schaffung und Etablierung effektiverer Sammel-, Transport-, Entlade- und Sortierverfahren und -praktiken ist ein weiterer Ansatzpunkt, der in Angriff genommen werden sollte. Ein Teilaspekt könnte hier die Schaffung von Allianzen zwischen karitativen und kommerziellen Sammlern und Kommunen darstellen. Köhler et al. (2021) schlagen Systeme vor, bei denen sich gemeinnützige und gewerbliche Sammler auf die wiederverwendbare Fraktion konzentrieren, während die Kommunen dies auf die Sammlung nicht wiederverwendbarer Abfälle tun. In diesem Zusammenhang sollte auch der bzw. die private Konsument*in besser über die Sortierung und Entsorgung ihrer bzw. seiner Altkleider informiert und sensibilisiert werden. So könnten die entsprechenden Qualitäten schon bei der Entsorgung vorsortiert werden und an die richtigen Sammelstellen gehen (Köhler et al. 2021).

6.3 Kreislaufwirtschaft: übergeordnete produktbezogene Ziele und Ansatzpunkte

Der in den Abschnitten 5.1.1.5, 5.2.4, 5.4.4, 5.5.1.1, 5.5.2.1, 6.1 und 6.2 aufgearbeitete Sachstand zur Umweltvorteilhaftigkeit und Nachteilen von Recyclingfasern, Recyclingverfahren, Inputströmen und Sammelsystemen für das Recycling von Textilien hatte unter anderem zum Ziel, produktbezogene Ziele und Ansatzpunkte für potenzielle Anforderungen zu Recyclingfasern für die Nachhaltigkeitskennzeichnung „Blauer Engel für Textilien“ zu identifizieren.

Die Schlussfolgerungen, die aus dem aufgearbeiteten Sachstand für eine Überarbeitung der Vergabeanforderungen des „Blauen Engel für Textilien“ gezogen werden konnten, sind ausführlich im Abschnitt „Recyclingfasern“ des entsprechenden Hintergrundberichtes aufgearbeitet worden (Teufel et al. i.E.). Zusammenfassendes Ergebnis war, dass die aktuelle Überarbeitung der Vergabekriterien Blauer Engel für Textilien keine verpflichtende Anforderung an einen Mindestgehalt an rezykliertem Material für bestimmte Fasern, wie beispielsweise Polyester- oder Polyamid-Fasern enthält. Diese Entscheidung wurde auf Basis der Aufarbeitung des aktuellen Sachstandes und der Konsultation von verschiedenen Expert*innen aus der Industrie, von Prüfinstituten, Forschungseinrichtungen und NGOs in zwei Fachgesprächen getroffen. Im Hintergrundbericht zur Überarbeitung der Vergabekriterien wird diese Entscheidung wie folgt begründet:

- ▶ Der Einsatz von rezyklierten Polyesterfasern ist mit dem Risiko verbunden, dass hier unerwünschte Schadstoffe in das Endprodukt gelangen.
- ▶ Der Einsatz von PET-Flaschen und Verpackungen mit direktem Lebensmittelkontakt ist aus dieser Hinsicht als unkritisch zu bewerten (Whitt et al. 2013), zieht aber Inputquellen aus anderen Kreislaufströmen ab. Im Sinne einer geschlossenen Kreislaufwirtschaft im engeren Sinne kann die Verwendung der derzeit genutzten Inputströme nur eine Übergangslösung sein (Ellen McArthur Foundation 2017).
- ▶ Hinzu kommt, dass Expert*innen-Interviews, die im Rahmen der Kriterienüberarbeitung im Frühjahr 2021 durchgeführt worden sind, ergaben, dass rezyklierte Polyesterfasern (wohl in Abhängigkeit auch von der benötigten Qualität) derzeit nur schwierig zu beschaffen sind. Vor allem Produkte, die mit Hilfe von chemischen Recyclingverfahren (und nicht durch mechanisches Recycling) hergestellt wurden und andere qualitative Eigenschaften besitzen, sind schwer verfügbar. (Teufel et al. i.E.)

7 Weitere Entwicklungen im Textilsektor: Wiederentdeckte und innovative Fasern

7.1 Zielsetzung der Literaturrecherche und -auswertung

Auf der Suche nach alternativen Fasern, deren Produktion unter Umständen mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden sind, haben verschiedene Akteur*innen aus der Textilbranche und -forschung eine Reihe von Alternativen untersucht und entwickelt. Nicht immer handelt es sich dabei um völlig neue, innovative Fasern. Teilweise haben Akteur*innen in der Branche Fasern auf der Basis von nachwachsenden Rohstoffen wiederentdeckt, die in früheren Zeiten zur Herstellung von Textilien genutzt wurden.

In den folgenden Abschnitten werden die verschiedenen „neuen“ bzw. innovativen Fasern, ebenso wie die von der Textilwirtschaft wiederentdeckten Fasern, einzeln beschrieben und ihre Umweltvorteile und -nachteile (inklusive dem Thema Gesundheitsschutz) aufgezeigt.

In Abschnitt 7.2 ist der Versuch unternommen worden, diese „neuen“ und wiederentdeckten Fasern zu klassifizieren und in die bestehende Systematik von textilen Fasern einzuordnen (siehe auch Abbildung 9). Der Klassifizierung zugrunde gelegt wurden die DIN EN ISO 2076:2014-03, DIN EN ISO 2076:2014-03, die VERORDNUNG (EU) Nr. 1007/2011 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. September 2011⁷³ und die Terminologie zu „man-made fibres“ der BIFSA (BIFSA 2017).⁷⁴

7.2 Überblick über wiederentdeckte und innovative Fasern

In den letzten Jahren haben sowohl Akteur*innen aus der Wissenschaft als auch Akteur*innen aus der Industrie vielfältige Ansätze auf der Suche nach alternativen Faserquellen entwickelt. Vereinzelt sind auch schon Produkte auf der Basis alternativer Faserquellen auf dem Markt. Die verschiedenen Entwicklungsansätze lassen sich übergeordnet folgenden verschiedenen Strategien zuordnen:

- ▶ Nutzung wiederentdeckter Faserpflanzen
- ▶ Nutzung neuer bzw. „innovativer“ Faserpflanzen

Beispiele wiederentdeckter Faserpflanzen sind:

- ▶ Nutzung bereits bekannter Faserpflanzen wie Nessel
- ▶ Wiederentdeckung von alternativen Rohstoffquellen (anstelle von Holz) für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern (z. B. Bambus)
- ▶ Wiederentdeckung der Nutzung von Proteinen (pflanzlichen oder tierischen Ursprungs) für die Herstellung von Chemiefasern (z. B. Milch für die Herstellung von Kasein-Fasern)

Beispiele neuer bzw. „innovativer“ Faserpflanzen sind:

⁷³ Siehe <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R1007&from=EN>; zuletzt abgerufen am 09.04.2022

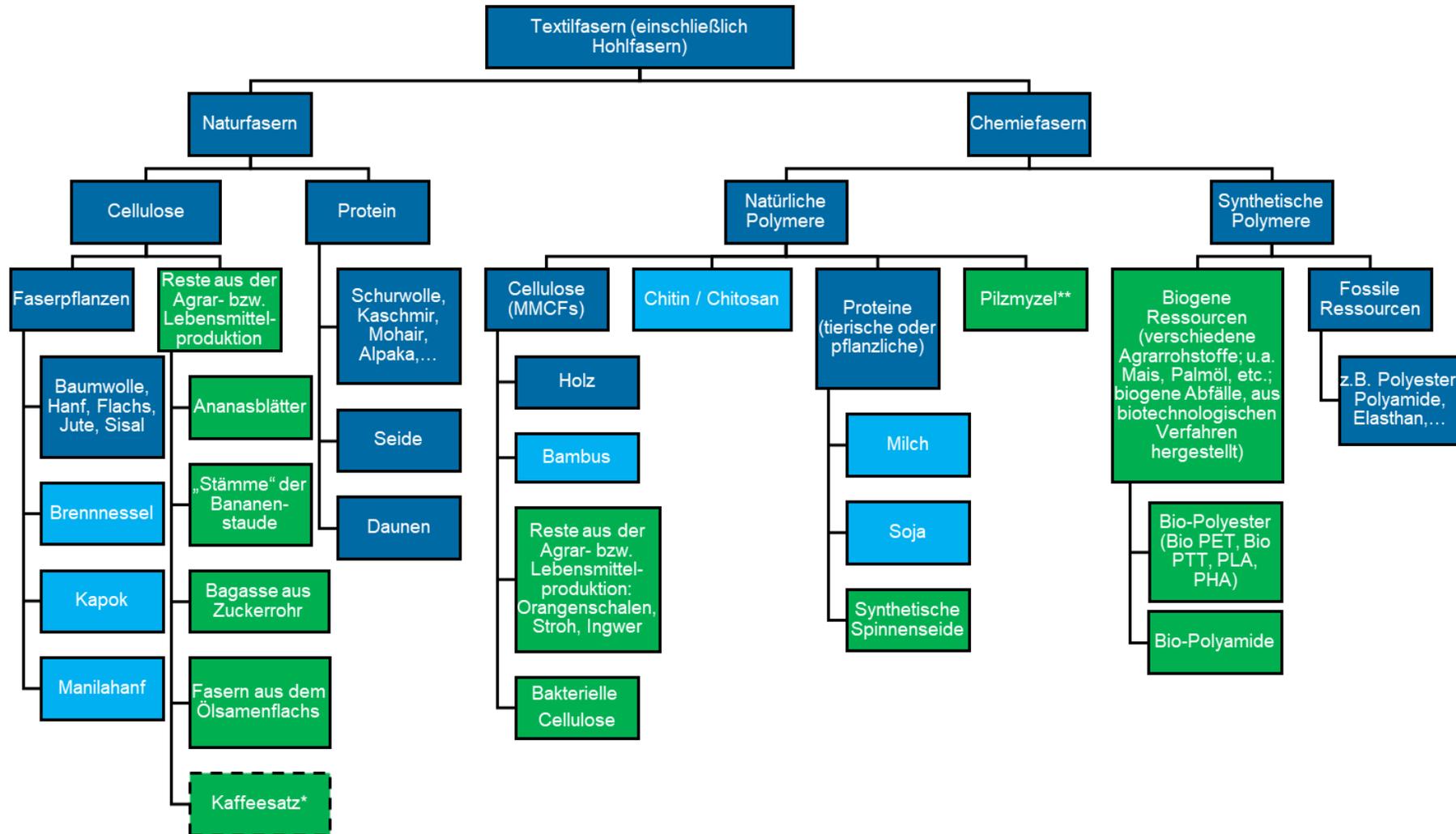
⁷⁴ Siehe <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R1007&from=EN>; zuletzt abgerufen am 09.04.2022

- ▶ Nutzung von Abfällen aus der Land- oder Lebensmittelwirtschaft als Rohstoff für die Gewinnung von sozusagen „neuen“ Fasern (z. B. Bagasse aus der Zuckerrohr-Verarbeitung, PALF)
- ▶ Nutzung neuer bzw. innovativer Rohstoffquellen (anstelle von Holz) für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern (z. B. Zellulose aus Bakterien)
- ▶ Nutzung von Abfällen aus der Land- oder Lebensmittelwirtschaft als Rohstoff für die Gewinnung von Cellulose (z. B. Orangenschalen)
- ▶ Nutzung von Zellulose aus Bakterien
- ▶ Nutzung von „neuen“ Proteinen (pflanzlichen oder tierischen Ursprungs) für die Herstellung von Chemiefasern (z. B. synthetische Spinnenseide)
- ▶ Nutzung von biogenen Ressourcen zur Herstellung von biogenen Kunststoffen für die Herstellung synthetischer Fasern

Abbildung 9 gibt einen Überblick über wiederentdeckte und innovative Fasern bzw. die Rohstoffe, aus denen sie gewonnen werden. Bei der Erarbeitung dieser Übersicht wurde versucht, die neuen Entwicklungen in die bestehende Systematik von herkömmlich genutzten textilen Fasern einzuordnen. Der Klassifizierung wurde die DIN EN ISO 2076:2014-03, DIN EN ISO 2076:2014-03, die VERORDNUNG (EU) Nr. 1007/2011 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 27. September 2011⁷⁵ und die Terminologie zu „man-made fibres“ der BIFSA (BIFSA 2017) zugrunde gelegt.

⁷⁵ Siehe <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32011R1007&from=EN>; zuletzt abgerufen am 09.04.2022

Abbildung 9: Klassifizierung von Fasern



* Es ist ein Zusatzstoff, der mit einer anderen Faser gemischt wird. Allein kann es nicht zu Textilien werden.

** Myzel ist ein natürlicher Verbundstoff (bestehend aus Eiweiß, Zellulose und Chitin).

Quelle: eigene Darstellung, Öko-Institut

In den folgenden Abschnitten 7.2.1.1 bis 7.2.7.2 sind die wiederentdeckten und neuen Fasern beschrieben.

7.2.1 Wiederentdeckte Fasern

7.2.1.1 Brennessel

Die Brennessel (*Urtica dioica* L. *convar. fibra*) wurde schon vor 3000 Jahren als Faserquelle genutzt. Im 19. Jahrhundert gab es eine Brennesselmanufaktur in Leipzig. Während des Zweiten Weltkriegs hat man kurzzeitig Nesseltuch für die Herstellung von Uniformen verwendet als es an Baumwolle mangelte. Nach dem Krieg wurde die Nessel durch billigere Baumwolle ersetzt (NFC GmbH Nettle Fibre Company 2021). Im 20. Jahrhundert hat man in Deutschland, in den Niederlanden und in UK versucht, den Nesselanbau für die Textilproduktion zu kommerzialisieren. Diese Versuche waren jedoch nicht erfolgreich, sodass die Nesselfaser nicht wieder auf den Textilmärkten etabliert werden konnte (Turley et al. 2009).

Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) hat von 2015 bis 2018 ein dreieinhalbjähriges Forschungsvorhaben zur „Entwicklung einer industriellen Bereitstellungskette von Brennesseljungpflanzen bis zur Nesselfaser“ (Akronym: InBeNeFa) gefördert, das vom Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie Potsdam-Bornim e.V. koordiniert wurde. In dem Forschungsvorhaben sind an verschiedenen Punkten der Wertschöpfungskette Verbesserungen erzielt worden:

- ▶ Züchtungserfolge konnten beim Fasergehalt erzielt werden
- ▶ die Kosten der Etablierung neuer Fasernesselbestände konnten gesenkt werden (mit Hilfe der Anwendung des Rhizomlegens)
- ▶ die Ausbeute bei der Fasergewinnung konnte optimiert werden (Hoffmann et al. 2020)

Die NFC GmbH Nettle Fibre Company (NFC), die am vom BMEL geförderten Forschungsvorhaben beteiligt war, bietet mittlerweile Nesselmischgarne mit bis zu 70 % Nesselanteilen in kleinen Mengen zum Verkauf an⁷⁶.

Wie in den Abschnitten 5.3.1 und 5.3.2 schon ausgeführt, werden dem Nesselanbau generell verschiedene ökologische Vorteile zugeschrieben, was den kaum vorhandenen Schädlingsdruck, das geringe Risiko der Auswaschung von Stickstoff und den geringen Bedarf des Einsatzes von Herbiziden angeht. Allerdings sind hohe Fasererträge auf tiefgründige, humose und nährstoffreiche Standorte und eine gute Wasserversorgung zur Zeit der Massebildung angewiesen⁷⁷. Auch ist der Aufwand, der für die Gewinnung der Fasern betrieben werden muss, wie bei allen Bastfasern, relativ hoch.

Turley et al. (2009) schätzen die Produktionskosten für die Herstellung textiler Fasern aus Nesseln relativ hoch ein. Ebenfalls werden der Chemikalieneinsatz und der Flächenbedarf für die Herstellung von textilen Fasern aus Nesseln relativ hoch eingeschätzt. Grundsätzlich fehlt es aber an einer guten Datengrundlage, um die Umweltauswirkungen der Faser verlässlich bewerten zu können (Turley et al. 2009).

Neben der Brennessel in Europa werden auch die Himalaya-Nessel und die Ramie (*Boehmeria nivea*), die auch als Chinesische Nessel bezeichnet wird, zur Herstellung textiler Fasern verwen-

⁷⁶ Siehe <https://nettle-fibre-company.com/>; zuletzt abgerufen am 09.04.2022

⁷⁷ Siehe <https://pflanzen.fnr.de/industriepflanzen/faserpflanzen/fasernessel> und <https://www.brennessel-textil.de/2015/10/kulturansprueche/>; beide zuletzt abgerufen am 27.03.2022

det. Nesselgewebe ist dem Leinen sehr ähnlich. In der Bekleidungsindustrie werden Nesselgarne am ehesten mit Baumwollgarnen gemischt (Turley et al. 2009).

Die weltweite Nesselproduktion beträgt derzeit 8000 kg pro Jahr (Sadik 2019). Nessel wird für die Herstellung von Bekleidung, Bezugstoffen für Polstermöbel und Heimtextilien verwendet.

7.2.1.2 Kapok

Die Kapokfaser (auch als Seidenbaumwolle bekannt) ist eine feine weiße Faser, die aus den Samenkapseln der Baumart *Ceiba pentandra* gewonnen wird. Sie zeichnet sich durch ihre wärmedämmende Eigenschaft und ihre geringere Dichte aus. Der Kapokbaum ist in Mittelamerika und in Westafrika indigen und wurde bereits im 10. Jahrhundert von arabischen Händlern nach Asien gebracht (Mwaikambo 2006).

Derzeit wird Kapok vor allem in Indonesien angebaut. Im Jahr 2015 wurden in Java und Indonesien rund 52.800 t Kapok auf 143,7 ha produziert (Purnawati et al. 2018). Kapok wird hauptsächlich zur Wärme- und Schallisolierung in Gebäuden, als Füllmaterial in Rettungsringen und -westen für die Wasserrettung und zur Herstellung von Materialien für Filterzwecke eingesetzt (Dhanabalan o. J.). Darüber hinaus wird Kapok als Füll- und Polstermaterial verwendet. Einige wenige Hersteller bieten Fasermischungen bzw. Mischgarne an, die einen Kapok-Anteil aufweisen.

Kapokbäume werden nicht in Plantagen oder Monokulturen angebaut. Die Samenkapseln werden von Bäumen gesammelt, die in Mischwäldern wachsen. Das heißt, dass Methoden die in der Plantagenwirtschaft üblich sind, wie Einsatz von Pestiziden oder Düngemitteln oder Bewässerung, keine Anwendung finden⁷⁸.

7.2.2 Chitin / Chitosan

Die Herstellung von textilen Fasern aus Chitin ist seit Langem bekannt und wurde einst als möglicher Ersatz für Seide angesehen.

Chitin ist neben Zellulose das am weitesten verbreitete Polysaccharid und dient der Struktur- und Zellbildung. Chitin kommt in den Zellwänden von Pilzen, Schimmelpilzen und Hefen sowie in den Kutikula- und Exoskeletten von wirbellosen Tieren, wie Krabben, Garnelen und Insekten vor. Kommerziell wird Chitin hauptsächlich aus den Abfällen der Fischindustrie hergestellt, z. B. aus den Schalen von Krabben, Garnelen und Krill und fällt in großen Mengen als Nebenprodukt bei der Herstellung von Tierfutter an, seitdem die Futtermittelindustrie verstärkt auf Insekten als Proteinlieferanten setzt. Seit Sommer 2017 ist Insektenprotein zudem als Fischfutter in der Aquakultur zugelassen; die Mengen der Chitin-Abfälle werden daher weiter ansteigen (Rana et al. 2014).

Chitosan kommt nur in einigen wenigen Pilzarten vor. Kommerziell wird Chitosan aus Chitin durch ein Deacetylierungsverfahren mit konzentrierten Alkalilösungen bei hohen Temperaturen hergestellt. Die Acetamidgruppen im Chitin werden hydrolysiert, wobei Chitosan entsteht (Rana et al. 2014).

Chitin/Chitosan kann durch das Nassspinnverfahren zu Fasern verarbeitet werden. Sie zeichnen sich durch Biokompatibilität, biologische Abbaubarkeit und gesundheitliche Unbedenklichkeit aus. Vor diesem Hintergrund sind diese Fasern für die Entwicklung von medizinischen Textilien interessant. Die Fasern können zu gewebten, gestrickten, nicht gewebten und anderen zwei-

⁷⁸ Vergleiche <https://www.flocus.pro/impact>, <https://www.hessnatur.com/magazin/textillexikon/kapok/> und <https://utopia.de/ratgeber/kapok-eigenschaften-der-naturfaser/>, alle Seiten zuletzt abgerufen am 09.04.2022

oder dreidimensionalen Strukturen weiterverarbeitet werden. Sie haben derzeit keine Marktrelevanz (Qin et al. 2017).

7.2.3 Milchproteinfasern

Kaseinfasern werden aus entrahmter Kuhmilch hergestellt. Der Hauptbestandteil dieser Fasern sind Kaseinproteine, die 15 Arten von Aminosäuren enthalten. Die aus diesen Fasern hergestellten Stoffe weisen eine hervorragende Wasser- und Luftdurchlässigkeit auf, sind biologisch abbaubar und haben einen pH-Wert, der dem der menschlichen Haut ähnelt (Rana et al. 2014). Die Idee ist nicht neu, denn bereits Mitte der 1930er Jahre begann ein italienisches Unternehmen mit der Herstellung von Stoffen auf Milchbasis in großem Maßstab, konnte aber nicht mit den aufkommenden Kunstfasern konkurrieren. Als Rohstoff kann Milch eingesetzt werden, die nicht mehr für den Verzehr geeignet ist⁷⁹.

7.2.4 Sojaproteinfasern

Die Sojabohne (*Glycine max*) ist eine aus Ostasien stammende Hülsenfrucht, die in den frühen 1900er Jahren als Ölsaat nach Europa eingeführt wurde und seither weltweit eine wichtige Quelle für Speiseöl und Eiweiß für die Tierfütterung darstellt (Huang 1994). Sojabohnen sind im Vergleich zu Milch oder Mais sehr eiweißreich (Eiweißgehalt ca. 37 - 42 % der Trockenmasse) (Rijavec und Zupi 2011).

Obwohl Sojaproteinfasern seit den 1930er Jahren in Japan entwickelt und 1939 von der amerikanischen Ford Motor Company für die Polsterung von Autos und die Füllung von Sitzen verwendet wurden, wurden sie nie kommerziell genutzt. Die Produktion wurde am Ende des Zweiten Weltkriegs eingestellt. Sojaproteinfasern sind jedoch die einzigen Proteinfasern, die aus einer pflanzlichen Quelle stammen und in großen Mengen und zu geringen Kosten hergestellt werden können, da das Rohmaterial weithin verfügbar ist. Im Jahr 2013 wurden mehr als 262 Millionen t Sojabohnen produziert, aus denen 12,7 Millionen t Nebenprodukt gewonnen wurden, dessen Trockengewicht 27,4 % Protein enthält. Obwohl sie für den Textilsektor interessant sind, haben Sojaproteinfasern derzeit keine Marktrelevanz (Stenton et al. 2021).

7.2.5 Innovative Fasern

7.2.5.1 Nutzung von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft als Rohstoff für die Gewinnung von Fasern oder für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern

Fasern für die Textilwirtschaft können zum Teil auch aus Reststoffen, die in der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft anfallen, hergestellt werden, wie aus den Blättern der Ananas oder den Pseudostämmen von Bananen. Außerdem kann theoretisch aus Reststoffen der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft Zellulose gewonnen werden, die als Ausgangsbasis für die Herstellung von Regeneratfasern dienen kann.

In den letzten Jahren sind verstärkt Versuche unternommen und Entwicklungen vorangetrieben worden, um Reststoffe oder Abfälle aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft zur Herstellung von textilen Fasern zu nutzen. Adhia et al. (2021) haben daraufhin das Potenzial der Reststoffnutzung für die Faserproduktion in Süd- und Südostasien untersucht. Finanziert wurde das Forschungsvorhaben von der Laudes Foundation⁸⁰. Bearbeitet wurde es in einem Konsortium

⁷⁹ Siehe <https://www.glore.de/Materiallexikon/Milchfaser/>; zuletzt abgerufen a 30.04.2023

⁸⁰ Die Laudes Foundation ist aus der C&A Foundation hervorgegangen. Die Laudes Foundation ist Gründungsmitglied der Plattform „Fashion for Good“ (siehe <https://fashionforgood.com/about-us/>; zuletzt abgerufen am 14.04.2022)

aus dem Institute for Sustainable Communities, dem World Resource Institute India und der Universität Wageningen.

Die Autor*innen kamen zu dem Ergebnis, dass es zum einen bereits vielversprechende technologische Ansätze gibt und zum anderen ausreichend ungenutzte Biomasse (v. a. Reis- und Weizenstroh, Reste aus der Palmölproduktion, Pseudostämme von Bananen, Zuckerrohr-Bagasse) in den untersuchten Regionen gibt. Sie konnten außerdem mindestens zehn spezifische Standorte identifizieren, wo eine große Verfügbarkeit geeigneter Reststoffe mit bestehenden oder potenziellen Verarbeitungskapazitäten übereinstimmen. Es wäre an diesen Standorten also möglich, Anlagen zu etablieren, deren Biomassebeschaffungsradius 50 bis 100 km beträgt. Bei der Identifikation von potenziellen Standorten haben die Autor*innen verschiedene Mengenbedarfe an Reststoffen für Faserextraktion und Zellulosegewinnung angesetzt. Für die Herstellung von Zellulose müssen viel höhere Verfügbarkeiten an Reststoffen vorhanden sein. Die Kostenprognosen variieren und müssen noch durch Pilotprojekte abgesichert werden. Die niedrigste Prognose für die Gewinnung von Biomasse auf Zellulosebasis wird auf 63 US\$ pro t Zellulose geschätzt, während die obere Schätzung bei 160 US\$ pro t Zellulose liegt. Die sozioökonomischen und ökologischen Folgen der Einrichtung der entsprechenden Wertschöpfungsketten werden insgesamt positiv bewertet (Adhia et al. 2021).

Im Februar 2022 startete ein auf den Erkenntnissen von Adhia et al. (2021) aufbauendes Projekt mit dem Titel „Untapped Agricultural Waste“, in dem die technische Machbarkeit und Skalierbarkeit der Herstellung von Fasern aus landwirtschaftlichen Abfällen wie Reishülsen, Hanf, Weizenstroh, Bananen und Ananas untersucht werden. Die Start-up's AltMat, Bananatex, Chlorohemp, Agralooop by Circular Systems, HempTex India und 9Fiber werden in diesem Projekt verschiedene Fasern und Fasermischungen, deren Herstellung schwerpunktmäßig auf der Nutzung von landwirtschaftlichen Abfällen beruht, weiterentwickeln. Das Unternehmen Birla Zellulose wird die Entwickler*innen auf der Suche nach Abnehmenden für die Fasern unterstützen. Die Marken adidas, BESTSELLER und Vivobarefoo beteiligen sich ebenfalls in Bezug auf Fragen zur Skalierbarkeit und Erprobung. Finanziert wird dieses Projekt ebenfalls von der Laudes Foundation⁸¹.

Die folgenden Abschnitte 7.2.5.1.1 bis 7.2.5.1.4 beschreiben Ansätze zur Gewinnung von Fasern aus Reststoffen, die Abschnitte 7.2.6.1 bis 7.2.6.3 adressieren Ansätze zur Gewinnung von Zellulose aus Reststoffen. Fast alle Alternativen befinden sich aber noch im Entwicklungsstadium. Vollumfängliche Analysen zu ökonomischen Aspekten, technischen Voraussetzungen und zur Machbarkeit sowie zu den Umweltauswirkungen sind deshalb noch nicht verfügbar. Erste Erkenntnisse hierzu haben – wie oben beschrieben – Adhia et al. (2021) erarbeitet. Weitere sind aus dem oben beschriebenen Projekt „Untapped Agricultural Waste“ Ende 2023 zu erwarten.

In dem seit Oktober 2020 laufenden EU-Forschungsvorhaben HEREWEAR wird ebenfalls das Potenzial von biobasierten Abfällen als Rohstoff für Bekleidung untersucht. Ziel ist es, Verfahren für die Nutzung von drei neuartigen Abfallströme (Algen, Dung⁸², Stroh) für die Herstellung von Regeneratfasern zu entwickeln. Neue nachhaltige Technologien für das Nass- und Schmelzspinnen werden entwickelt und in halbindustriellem Maßstab erprobt. Außerdem sollen biobasierte Substanzen für die Veredelung, Beschichtung und Färbung entwickelt werden⁸³.

⁸¹ Siehe https://fashionforgood.com/our_news/the-next-generation-of-materials-from-waste/; zuletzt abgerufen am 12.04.2022

⁸² Auch das niederländische Biotech-Unternehmen Inspidere B.V. hat eine Regeneratfaser aus Zellulose hergestellt, die aus Kuhmist gewonnen wurde: Mestic® siehe <https://www.inspidere.com/mestic/>; zuletzt abgerufen am 15.04.2022

⁸³ Siehe <https://herewear.eu/>; zuletzt abgerufen am 14.04.2022

7.2.5.1.1 Fasern aus Blättern der Ananaspflanze (PALF)

Ananasblattfasern (auch PALF bezeichnet) werden aus den Blättern der Ananas (*Anannus comosus*) gewonnen. Nach der Ananasernte werden geeignete Blätter gesammelt und die Fasern extrahiert. Es gibt verschiedene Verfahren zur Gewinnung von PALF. Die gebräuchlichsten sind die Extraktion von Hand, das Rotteverfahren und das maschinelle Verfahren unter Einsatz einer sogenannten Dekortikationsmaschine (Radoor et al. 2019). Die so gewonnenen Fasern können dann zu einem feinen Garn für die Herstellung von Geweben für Bekleidung und Heimtextilien versponnen werden. Alternativ können die Fasern mechanisch zu einem Vlies verarbeitet werden. Hierfür werden sie mit einer auf Mais basierenden Polymilchsäure gemischt (Piñatex® 2021).

Jährlich werden etwa 29,5 Millionen t Ananas (Früchte inklusive Nebenprodukte) produziert. Davon sind 60 % Nebenprodukte (Gardetti und Muthu 2015). Sofern die Nebenprodukte aus der Ananasernte überhaupt genutzt werden, finden sie entweder zur Herstellung von Bioethanol (Seguí Gil und Fito Maupoey 2018) oder zur Gewinnung des Enzyms Bromelain für industrielle Anwendungen⁸⁴ Verwendung (Campos et al. 2020). Meist werden die Abfälle der Ananasernte jedoch verbrannt oder anderweitig unzureichend entsorgt (Nextevo 2021). Allerdings weisen die Blätter der Ananas nur einen geringen Fasergehalt auf. Außerdem dauert es bis zur Blüte und neuen Ananas-Frucht mindestens ein Jahr, in den meisten Fällen sogar drei bis vier Jahre (Mishra et al. 2004).

7.2.5.1.2 Fasern aus den Pseudostämmen der Bananenstaude

Bananen (*Musa sapientum* und *Musa x paradisiaca*) sind Grundnahrungsmittel für fast 400 Millionen Menschen, insbesondere in Entwicklungsländern. Die Pseudostämme von Bananen werden meist abgeschnitten und am Ort der Ernte entsorgt. Aus diesen Pseudostämmen können mit Hilfe verschiedener Verfahren (manuell, mit Hilfe des Rotteverfahrens oder maschinell unter Einsatz einer sogenannten Dekortikationsmaschine) Bananenfaser gewonnen und in der Textilindustrie eingesetzt werden. Im Anschluss an ihre Isolierung müssen die Fasern entweder mit Hilfe chemischer oder enzymatischer Verfahren entschleimt werden (Rossol 2019; Suresh Kumar 2021).

Im Jahr 2013 wurden insgesamt 106 Millionen t Bananen produziert, hauptsächlich in Asien (57 %) und Amerika (26 %). Mit jeder produzierten Tonne Bananen fallen 3 t Pseudostämme an (Guerrero et al. 2016).

Das heißt schätzungsweise werden jedes Jahr 181 Millionen t Bananenpseudostämme in Asien und 83 Millionen t Bananenpseudostämme in Amerika erzeugt. In der Regel werden die Erntereste verbrannt oder die Bauer*innen müssen für die Entsorgung bezahlen (Rossol 2019). Das heißt schätzungsweise werden jedes Jahr 181 Millionen t Bananenpseudostämme in Asien und 83 Millionen t Bananenpseudostämme in Amerika erzeugt. In der Regel werden die Erntereste verbrannt oder die Bauern müssen für die Entsorgung bezahlen (Rossol 2019).

Auf Basis eines Vortrages von Dr. P. Suresh Kumar (2021), der im Rahmen einer Online-Tagung zum Thema „Biobased fibres and recycling materials for Technical Textile processes and applications“ gehalten wurde, können folgende Informationen zu textilen Fasern aus den Pseudostämmen von Bananen zusammengetragen werden:

- Der Fasergehalt der Pseudostämme ist gering.

⁸⁴ In der Industrie dient Bromelain als Zartmacher für Fleisch und zur Fruchtsaftklärung; es wird zudem zur Lederaufbereitung sowie zum Stabilisieren von Latexfarben verwendet.

- ▶ Der Transport von den Plantagen zum Ort der Faserextraktion ist aufwendig. Hier könnten mobile Extraktionseinheiten Abhilfe schaffen.
- ▶ Die extrahierten Fasern müssen nach Qualität sortiert werden.
- ▶ Die Fasern sind anfälliger für mikrobielle Schäden als andere biobasierte Fasern wie Sisal und Manilahanf.
- ▶ Um feinere Garnqualitäten herzustellen, müssen die gewonnenen Fasern mit anderen Fasern gemischt werden.

7.2.5.1.3 Fasern aus dem Ölsaatenflachs

Flachs (*Linum usitatissimum*) ist eine einjährige krautige Pflanze, die vor etwa 7.000 Jahren von den alten Ägyptern domestiziert wurde. Es gibt zwei Arten von Flachs: Ölsaaten- (Öllein) und Faserflachs. Faserflachs wird aufgrund seiner Fasern angebaut, die auch als Leinen bezeichnet werden und sich gut verspinnen lassen. Öllein wird hauptsächlich wegen seiner Samen und seines Öls (mit einem hohen Ölgehalt von 40 bis 45 %) angebaut. Als Rückstand oder Rest der Leinöl-Produktion fällt ein „Stroh“ an, das zum größten Teil auf dem Feld verbrannt wird (Ehresing 2008). Im Jahr 2019 fielen in Kasachstan, einem der größten Ölleinproduzenten, 2,6 Millionen t Öllein“stroh“ an (Shaimerdenov et al. 2020).

Aus diesen Rückständen der Leinöl-Produktion können Zellulosefasern gewonnen werden. Bei der Ernte von Öllein werden die Stängel abgemäht und direkt von der Erntemaschine aufgenommen. Mit integrierten Dreschern werden die Samen von den Halmen in der Erntemaschine getrennt. Die Halme werden während der Dreschphase mechanisch belastet. Am Ende der Dreschphase fallen die Halme gleichmäßig aus dem Drescher auf das Feld. Die Halme werden nach der Ernte zur Rotte auf dem Feld belassen. Der wichtigste und energieintensivste Schritt bei der Verarbeitung von Ölsaatenflachsstroh ist die Rotte, die zur Trennung oder Auflockerung der faserigen Innenrinde vom Holzteil führt (Foult et al. 2001, zitiert aus Shaimerdenov et al. 2020). Wenn das Stroh nicht ausreichend geröstet ist, bilden sich grobe Fasern von schlechter Qualität. Außerdem kann es bei übermäßiger Rotte zur maximalen Zerstörung der Zellulose kommen, was zu einer extremen Ausdünnung der Faser führt (Adamsen et al. 2002, zitiert aus Shaimerdenov et al. 2020) Trotz der Tatsache, dass die Qualität der Faser bei der Rotte viel höher ist als bei neueren Methoden, wurde die Praxis aufgrund der hohen Kosten und der Umweltverschmutzung durch die Fermentierung von pflanzlichen Rohstoffen weitgehend eingestellt (Shaimerdenov et al. 2020).

7.2.5.1.4 Fasern / Zellulose aus der Bagasse der Zuckerrohrverarbeitung

Bagasse ist ein wichtiges Nebenprodukt der Zuckerindustrie. Für die Gewinnung von Zucker wird der ganze Zuckerrohrstängel zerkleinert, dabei fällt Bagasse als Nebenprodukt an. Diese Bagasse hat einen Fasergehalt von 45 % (Michel et al. 2013). Die Gewinnung der Fasern erfolgt durch mechanische Trennung und chemische Extraktion mit Alkali. Gemischt mit Baumwoll-, Flachs-, Ramie- oder Jutefasern können Fasern aus Bagasse zur Herstellung von Garn oder Vliesstoffen verwendet werden (Joshi et al. 2008). Aus der Bagasse kann aber auch Zellulose gewonnen werden, aus der Regeneratfasern hergestellt werden können (vergleiche Abschnitt 7.2.6) (Costa et al. 2013).

Weltweit werden jährlich 240 Millionen t Bagasse produziert (Costa et al. 2013), von denen 85 % nicht wiederverwertet, sondern verbrannt oder deponiert werden (Chiparus 2004; Hodson de Jaramillo und Trigo 2019). Zum Teil wird Bagasse zur Herstellung von Bioethanol oder Tierfutter verwendet (Hodson de Jaramillo und Trigo 2019). Arnold (2008) berichtet von

einer Versuchsanlage in Brasilien, die eine jährliche Produktionskapazität von 3.000 t Bagassefasern besitzt.

7.2.6 Nutzung neuer Rohstoffquellen (inklusive Abfällen aus der Land- oder Lebensmittelwirtschaft) für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern

Potenziell kann jedes Material als Quelle für Zellulose und damit für Zellstoff für die Faserherstellung dienen. Nach Angaben von Lenzing Aktiengesellschaft (2021) hat Lenzing unter anderem Studien zum Einsatz von Hanf, Stroh und Bambus durchgeführt. Neben dem Zellulosegehalt oder der Tatsache, dass auch Abfälle aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft (z. B. Baumwoll-Linter⁸⁵, Stroh, Pfirsich-Abfälle⁸⁶ oder Zuckerrohr-Bagasse) als Zellulosequelle dienen können, sind für eine kommerzielle Nutzung in größerem Ausmaß aber auch Verfügbarkeit der Quellen, die technische Machbarkeit und die wirtschaftliche Skalierbarkeit sowie die ökologischen Gesamtauswirkungen der Nutzung zu prüfen (Lenzing Aktiengesellschaft 2021).

Alternativen, wie Bambus, Stroh und verschiedene einjährige Pflanzen, entsprechen noch nicht den Bedürfnissen von Lenzing in Bezug auf Verfügbarkeit in der erforderlichen Qualität und Menge. Viele Quellen aus einjährigen Pflanzen sind nur in der Erntesaison verfügbar und lassen sich nur schwer für den ganzjährigen Einsatz lagern. Die Rohstoffe sind in der Regel auch sehr sperrig und deshalb auch teuer im Transport, was für eine lokale Beschaffung vor Ort und kleine Produktionskapazitäten sprechen würde. Zu beachten ist auch, dass einjährige Pflanzen mehr mineralische Bestandteile und organische Substanzen enthalten, die entfernt werden müssen, um einen hochwertigen Faserzellstoff zu produzieren. Diese Reinigung erfordert in der Regel den Einsatz von aggressiven Chemikalien, die entsorgt werden müssen. Auch die Nutzung von Baumwoll-Linter als Zellulose-Quelle verbraucht nach Aussagen von Lenzing erhebliche Mengen an Chemikalien und Energie. Bei holzigen Pflanzen, wie Bäumen, hingegen sind diese Bestandteile hauptsächlich in der Rinde konzentriert, die in der ersten Stufe des Prozesses leicht entfernt werden kann. (Lenzing Aktiengesellschaft 2021)

Lenzing setzt derzeit mit der REFIBRA™-Technologie auf die Gewinnung von Zellulose aus Alttextilien und Pre-Consumer-Waste (siehe Abschnitt 5.4.4) und kooperiert mit dem Unternehmen Orange Fiber (siehe Abschnitt 7.2.6.1).

In den folgenden Abschnitten 7.2.6.1 bis 7.2.6.3 sind weitere verfügbare Informationen zu verschiedenen alternativen Rohstoffquellen für die Gewinnung von Zellulose für die Herstellung von Regeneratfasern zusammengefasst.

7.2.6.1 Zellulose aus Orangenschalen

Orangenschalenfasern werden aus dem Nebenprodukt der Zitrusfruchtsaftindustrie hergestellt, dem Rest (auf Italienisch *pastazzo* genannt, im Deutschen als *Trester* bezeichnet), der nach dem industriellen Auspressen von Zitrusfrüchten übrigbleibt. Das Verfahren zur Gewinnung von Zellstoff aus Zitrusnebenprodukten hat die italienische Firma **Orange Fiber** patentiert⁸⁷. Orange Fiber kooperiert mit der Lenzing Gruppe, um die erste Lyocellfaser der Marke TENCEL™ aus

⁸⁵ Als Baumwoll-Linter werden die sehr kurzen Baumwollfasern, die nach dem ersten Reinigungsprozess noch an den Samenkörnern der Baumwollpflanze anhaften, bezeichnet.

⁸⁶ Siehe Präsentation eines EU-Projektes https://docs.aula.gr/sites/default/files/attachedannouncements/From%20agricultural%20waste%20to%20textiles_v3.pdf zuletzt abgerufen am 12.04.2022

⁸⁷ Weitere Informationen zum Chemikalien- und Energieeinsatz der Gewinnung von Zellstoff aus Zitrustrester sind nicht öffentlich verfügbar.

Orangen- und Holzzellstoff herzustellen. (Orange Fiber 2021) Stoffe, die aus dem gewonnenen Garn hergestellt werden, ähneln in Aussehen und Textur der Seide (Aishwariya 2020).

Derzeit gibt es weltweit schätzungsweise 3,8 Millionen t Orangenschalenabfälle pro Jahr (Devi und Saini 2020), die als Rohmaterial für Orangenschalengewebe dienen könnten. Die derzeit gängigste Verwendung ist die Viehfütterung und Kompostierung (Torre et al. 2019).

7.2.6.2 Zellulose aus Reis- und Weizenstroh

Mit 670 Millionen Jahrestonnen (El Messiry und El Deeb 2016) ist Reisstroh eine der weltweit am meisten verbreiteten Biomassequelle. Reisstroh hat einen hohen Zellulosegehalt (65 %). Mit Hilfe einer Kombination von chemischen und enzymatischen Prozessen können Fasern, die in der Textilindustrie Verwendung finden, extrahiert werden (Reddy und Yang 2015, 2006). Gegenwärtig wird Reisstroh größtenteils verbrannt; ein kleiner aufgewerteter Anteil wird für die Zellstoff- und Papierproduktion verwendet (Reddy und Yang 2015).

Der Anteil an Zellulose, Hemizellulose und Lignin in Weizenstroh beträgt 33 – 45 %, 19 - 32 % bzw. 8 - 16 % (Umair Qasim et al. 2020). Wie bei Reisstroh und Zuckerrohrbagasse können auf Zellulose basierende Fasern auch aus Weizenstroh über eine chemische Behandlung extrahiert werden.

Das finnische Unternehmen Spinnova hat außerdem ein mechanisches Verfahren entwickelt, mit dem die Zellulose aus Weizenstroh mechanisch in eine spinnfähige Fasersuspension umgewandelt wird. Diese Suspension wird mit hohem Druck durch eine spezielle Düse gepresst, um die Fasern zu gewinnen. Diese werden getrocknet und gesammelt und zu Garn versponnen.⁸⁸

Weltweit werden jährlich 710 Millionen t Weizenstroh produziert (El Messiry und El Deeb 2016). Es wird derzeit als Tierfutter und Einstreu in der Zellstoff- und Papierproduktion verwendet und in einigen Ländern verbrannt, um bodenbürtige Krankheiten zu verhindern (Reddy und Yang 2015).

7.2.6.3 Zellulose aus Reststoffen aus der Verarbeitung der Ingwerwurzel

Ingwer wird in Indien in großem Stil angebaut, um Ingweröle (Gingerolen und Shogaol) zu gewinnen. Die Reste, die nach der Extraktion dieser Öle übrigbleiben, fallen als Bioabfall an. Indien, der größte Produzent von Ingwer-Rhizomen, produziert etwa 0,68 Millionen t pro Jahr (Jacob et al. 2018).

Jacob et al. (2018) haben Zellulose-Nanofasern aus Ingwer mit Hilfe chemischer Extraktionsverfahren isoliert und zusammen mit Kartoffel- oder Tapiokastärke zur Herstellung von Verbundstoffen verwendet. Aufgrund ihrer antibakteriellen Eigenschaften haben Ingwerfasern das Potenzial, in medizinischer Kleidung, atmungsaktiven Wundverbänden, chirurgischen Handschuhen/Abdeckungen, medizinischen Taschen, Organentnahmebeuteln und medizinischen Einwegartikeln verwendet zu werden. Der Faseranteil von Ingwer beträgt allerdings nur 3 %. (Jacob et al. 2018)

Das Unternehmen „like a bird lifestyle GmbH“ mit Sitz in Herford bietet Textilien an, die zu 95 % aus Ingwerfasern hergestellt wurden⁸⁹.

⁸⁸ Siehe <https://www.fortum.com/media/2019/10/fortum-and-spinnova-present-worlds-first-wheat-straw-based-clothing>, zuletzt abgerufen am 10.04.2022

⁸⁹ Siehe <https://like-a-bird.de/Material/Alternative-Fasern/>, zuletzt abgerufen am 10.04.2022

7.2.6.4 Zellulose aus Bakterien

Bakterielle Zellulose ist ein Biopolymer mit einer strickähnlichen Struktur, das im Fermentationsprozess von verschiedenen Mikroorganismen, wie Bakterien der Gattungen *Gluconobacter* oder *Agrobacterium*, produziert wird. Sie hat gegenüber Zellulose, die aus Holz gewonnen wird, den Vorteil, dass sie frei von Hemicellulose, Lignin und Pektin ist. Außerdem hat bakteriell gewonnene Zellulose außergewöhnliche physikochemische Eigenschaften, wie hohe Kristallinität, hohe spezifische Oberfläche, hohe Elastizität, relativ hohe mechanische Festigkeit im nassen Zustand und ausgezeichnete Biokompatibilität. Allerdings nimmt bakteriell gewonnene Zellulose sehr stark Wasser auf. Das heißt, dass aus ihr gewonnene Fasern schnell feucht werden, was die Trageeigenschaften verschlechtert. Bakterielle Zellulose kann aus einer Hefe/Bakterien-Kombucha-Kultur gewonnen werden. Dieses Verfahren ist seit langem bekannt und wird zur Herstellung von Kombucha-Tee angewendet. Kamiński et al. 2020) konnten allerdings zeigen, dass sich dieser Prozess so modifizieren lässt, dass aus der gewonnenen bakteriellen Zellulose Textilien hergestellt werden können (Kamiński et al. 2020).

Bakterienzellulose kann nach Angaben des australischen Biotech-Unternehmens Nanollose innerhalb weniger Tage gezüchtet und geerntet werden und liefert wesentlich mehr Zellulose als Baumwolle. Außerdem erhält man reine Zellulose (frei von Lignin und anderen Bestandteilen).⁹⁰

Allerdings sind im Herstellungsprozess von bakterieller Zellulose zur Entfernung von Mikroorganismen und deren Stoffwechselprodukten sowie zur Veränderung der braunen Farbe verschiedene Reinigungsverfahren erforderlich, bei denen erhebliche Mengen an Wasser und Neutralisatoren verwendet werden, um Materialien mit neutralem pH-Wert zu erhalten. Die beliebteste ist die alkalische Behandlung. Außerdem sind weitere Modifikationsschritte erforderlich, um die mechanischen Eigenschaften so zu verändern, dass das Material zur Herstellung von textilen Produkten verwendet werden kann. (Kamiński et al. 2020).

In der Textilbranche kann bakterielle Zellulose als Ersatz für Leder, aber auch zur Herstellung von Bekleidung, Schuhe und Polsterungen verwendet werden⁹¹. Bakterienzellulose ist derzeit z. B. in Form einer Zellulose-Viskose-Rayon-Faser des Unternehmens Nanollose⁹² unter dem Namen Nullarbor Fibre™ kommerziell verfügbar, wenn auch auf dem Markt noch nicht sehr verbreitet.

7.2.7 Innovative Proteinbasierte Fasern

7.2.7.1 Fasern aus Polylactic acid (PLA)

Polymilchsäure (PLA) ist ein thermoplastisches, biologisch abbaubares und nicht natürlich vorkommendes Polymer. Es wird über eine mehrstufige Synthese aus zuckerreichen Rohstoffen gewonnen (siehe Abbildung 10).

⁹⁰ Siehe <https://nanollose.com/technology/our-technology/>; zuletzt abgerufen am 30.04.2023

⁹¹ Siehe z. B. <https://cordis.europa.eu/article/id/411671-leather-free-environmentally-friendly-footwear-made-from-bio-based-materials/de>; <http://www.patent-shoes.com/index.php/mission/> und <http://www.kombuchacouture.com/>; alle zuletzt abgerufen am 15.04.2022

⁹² Siehe <https://nanollose.com/products/nullarbor-fibre/>; zuletzt abgerufen am 25.04.2022

Abbildung 10: PLA-Produktion durch Ring-öffnende Polymerisation



Quelle: TextileExchange (2018)

Es gibt zwei Möglichkeiten Polymilchsäure herzustellen: entweder aus der ionischen Ring-öffnungspolymerisation von Lactiden oder aus der direkten Polykondensation von Milchsäuremolekülen. Lactid wird durch die Depolymerisation von Milchsäure hergestellt, die durch die Fermentation von Monomeren aus erneuerbaren zuckerreichen Rohstoffen wie Maisstärke oder Zuckerrüben gewonnen wird (Umoren 2016). Während PLA als biobasierte Alternative zu Polyester gilt, erkennen sowohl die Federal Trade Commission in den Vereinigten Staaten als auch die EU-Kommission an, dass PLA-Fasern eine völlig neue Gattung von Fasern sind (TextileExchange 2018).

Textilien, die aus PLA hergestellt sind, sind theoretisch biologisch abbaubar (bei 98 % Luftfeuchtigkeit und Temperaturen von mindestens 60°C). Fasern bzw. Garne aus PLA werden gute Haltbarkeits- und mechanische Eigenschaften zugeschrieben. Außerdem besitzen Textilien, die aus PLA-Garnen hergestellt sind, feuchtigkeitsregulierende Eigenschaften, sind formbeständig und knitterfrei. Am Ende ihrer Nutzungsdauer können sie theoretisch durch Hydrolyse wieder zu Milchsäure recycelt werden, die als Monomer für die Produktion von neuem PLA wiederverwendet wird (Umoren 2016).

PLA-basierte Fasern zeichnen sich im Vergleich zu erdölbasierten Fasern durch eine bessere Reißfestigkeit und einen geringeren Festigkeitsverlust durch die Einwirkung von UV-Licht aus (Rana et al. 2014). PLA kann außerdem mit herkömmlichen Schmelzspinnverfahren zu verschiedenen Arten von Fasern und Vliesstoffen gesponnen werden (Yonenaga 2016).

Auch das Färben und Veredeln ist mit Polyester vergleichbar, d. h. es können die vorhandenen Maschinen verwendet werden. Der Schmelzpunkt der Garne ist jedoch relativ niedrig. Die Temperaturen beim Bügeln von Kleidungsstücken müssen daher niedriger sein als bei den beliebten Fasern Baumwolle und Polyester. (Farrington et al. o. J.)

Das Ausgangsmaterial für PLA ist nach Aussagen von Patagonia meist in den USA konventionell angebauter GVO-Mais. Das heißt, die Herstellung von PLA-Garnen geht mit relativ hohen Umweltbelastungen durch den Einsatz von Pestiziden und Mineraldünger und den negativen Auswirkungen des Anbaus in großflächigen Monokulturen einher (Bodenverarmung und -degradation, Biodiversitätsverlust). Da für die Gewinnung von PLA nur die Körner verwendet werden, besteht hier außerdem eine Nutzungskonkurrenz zur Produktion von Nahrungsmitteln. (Patagonia Inc 2012)

In den letzten zwei Jahrzehnten hat PLA aufgrund seines Potenzials, fossil basiertes Polyester, das nicht biologisch abbaubar ist, zu ersetzen, zunehmende Aufmerksamkeit in der Textilbranche erlangt. Im Jahr 2019 lag das aktuelle weltweite Produktionsvolumen von PLA bei rund 190.000 t. Die weltweite Nachfrage nach PLA verdoppelt sich alle 3 bis 4 Jahre. (Jem und Tan 2020)

Derzeit betreibt Natureworks LLC in Blair, Nebraska, USA, die weltweit größte kommerzielle Anlage für PLA (Ingeo®) mit einer jährlichen Produktionskapazität von 150.000 t (Yonenaga 2016). Die zweitgrößte liegt mit 75.000 t in Thailand (Jem und Tan 2020).

7.2.7.2 Synthetische Spinnenseide

Spinnenseiden, die aufgrund einer Kombination aus Festigkeit und Dehnbarkeit die Zähigkeit der meisten Fasern übertreffen und daher ein interessantes Material für eine Vielzahl von Anwendungen darstellen, auch für Textilien. Im Gegensatz zu Seidenraupen produzieren Spinnen jedoch nur sehr geringe Mengen an Seide, was die Herstellung von Spinnenseidenfasern in großem Maßstab schwierig macht. Außerdem sind Spinnen kannibalistisch veranlagt, was bedeutet, dass eine Spinnenzucht nicht möglich ist, da sie sich gegenseitig auffressen würden. Um Spinnenseide in großem Maßstab herzustellen, ist daher die biotechnologische oder rekombinante Produktion von Spidroinen (Hauptproteine in Spinnenseide) die einzig praktikable Lösung. Für die rekombinante Proteinproduktion muss die DNA-Sequenz aus einem Spenderorganismus (hier die Spinne) mit der DNA-Sequenz eines Akzeptororganismus (eines so genannten Wirts) rekombiniert werden, der für die Produktion verwendet wird. Die meisten rekombinanten Seidenproteine werden in dem Bakterium *Escherichia coli* hergestellt, das ein bewährter Wirt für die Produktion von Proteinen im industriellen Maßstab ist. (Eisoldt et al. 2011)

Heutzutage vertreiben Unternehmen, wie beispielsweise Spiber Inc. (Japan), Bolt Threads (USA) und AMSilk (Deutschland), erfolgreich Produkte, die auf synthetischer Spinnenseide basieren. AMSilk beispielsweise vertreibt seit 2015 eine Faser (Biosteel®) auf Basis biotechnologisch hergestellter Spinnenproteine, die schon zur Herstellung von Laufschuhen verwendet wurde.

7.2.8 Fasern aus rezykliertem CO₂

Einige Unternehmen haben Technologien entwickelt oder entwickeln Technologien, mit denen das Treibhausgas CO₂ als Rohstoffquelle zur Herstellung von textilen Fasern oder zur Herstellung von Polyurethan genutzt werden kann:

- ▶ Die Covestro Deutschland AG hat eine Demonstrationsanlage gebaut, in der mit Hilfe der sogenannten Triturn®-Technologie cardyon®-Polyol hergestellt wird. Cardyon®-Polyol besteht zu ca. 20 % aus rezykliertem CO₂. In der Demonstrationsanlage mit einer Produktionskapazität von 5.000 t pro Jahr wird das CO₂ aus einem benachbarten Chemiewerk bezogen. Das hergestellte Polyol kann als Ausgangsprodukt für die Herstellung von Weichschäumen für Matratzen, Autositze, Schuhe, aber auch zur Herstellung von elastischen Polyurethanfasern dienen. Nach Angaben der Covestro Deutschland AG werden bei Anwendung der Triturn®-Technologie die CO₂e-Emissionen um bis zu 18 % im Vergleich zur herkömmlichen Polyolproduktion reduziert.⁹³

⁹³ Siehe <https://solutions.covestro.com/en/brands/cardyon>; zuletzt abgerufen am 25.04.2022

- ▶ Fairbrics scheidet CO₂ aus industriellen Emissionen ab und hat ein chemisches Verfahren entwickelt, bei dem Ausgangssubstanzen für die Polyestersynthese gebildet werden. Das dabei anfallende Polyestergranulat kann zu Garn versponnen werden.⁹⁴
- ▶ Newlight hat ein Verfahren entwickelt, bei dem marine Mikroorganismen aus der Luft und in Salzwasser gelösten Treibhausgasen Polyhydroxybutyrat herstellen. Dieses Polyhydroxybutyrat ist der Ausgangsstoff für die Herstellung des Materials AirCarbon®. Das Unternehmen Covalent™ stellt aus AirCarbon® unter anderem Taschen, Geldbörsen, Handyhüllen, aber auch Sonnenbrillen her⁹⁵.
- ▶ LanzaTech arbeitet ebenfalls an einer Kohlenstoff-Recyclingtechnologie zur Herstellung von sogenannten CarbonSmart-Produkten⁹⁶.

Bislang gibt es keine öffentlich verfügbaren Daten zum Energieaufwand bzw. weiteren Inputs oder Emissionen, die mit diesen Technologien verbunden sind. Eine Einschätzung hinsichtlich der mit dem Einsatz dieser Technologien potenziellen Umweltentlastungen ist daher bislang nicht möglich.

7.3 Fazit

Es gibt kaum Informationen, die es erlauben zu beurteilen, ob innovative oder wiederentdeckte Fasern aus ökologischen Gründen vorzuziehen sind. In der Regel stehen keine quantitativen Daten zu den Inputs, die für die Herstellung dieser Fasern erforderlich sind, zur Verfügung.

Zum Teil lässt sich nur aufgrund von Angaben über den Fasergehalt mutmaßen, dass die Gewinnung der Fasern mit einem hohen Aufwand verbunden sein muss. Auch für die Nutzung von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft stehen keine Daten über die notwendigen Energieaufwände für den Transport der Reststoffe zum Verarbeitungsort und für den Herstellungsprozess zur Verfügung. Zu diesem Schluss kommen auch Sandin et al. (2019a).

Generell lässt sich aus den verfügbaren Informationen schließen, dass wiederentdeckte Fasern, wie Nessel oder Hanf, aufgrund des großen Aufwands, der für die Aufbereitung der Faserpflanzen erforderlich ist, mit hohen Produktionskosten verbunden sind. Auch ist der Flächenbedarf für den Anbau dieser Fasern nicht zu unterschätzen. Diese Fasern kommen als 1:1-Ersatz für beispielsweise Baumwolle – angesichts des derzeitigen Bedarfs des Textilssektors – nicht in Frage. Vor dem Hintergrund des Bedarfs der Transformation des Sektors weg von „Fast Fashion“ hin zur Produktion von Bekleidung, die lange getragen wird, könnten sich diese wiederentdeckten Fasern unter Umständen neben anderen nachhaltigen Faserlösungen etablieren.

Eine nachhaltige Alternative zur Nutzung von Holz für die Gewinnung von Zellulose zur Herstellung von Regeneratfasern könnte die Nutzung von Reststoffen aus der Agrar- und Lebensmittelwirtschaft darstellen. Allerdings ist eines der Probleme, die hier zu lösen sind, dass große Mengen an geeigneten Reststoffen zur Verfügung stehen müssen. Darüber hinaus stellt sich die Frage, ob der Herstellungsprozess der Fasern ähnlich optimiert werden kann, wie die Herstellungsprozesse von Regeneratfasern auf Basis von Zellulose, die aus Holz gewonnen wird (vergleiche Abschnitt 7.2.6). Die Lenzing AG kooperiert mit dem Unternehmen Orange Fiber, um die erste Lyocellfaser der Marke TENCEL™ aus Orangen- und Holzzellstoff herzustellen. Voraussichtlich Ende 2023 ist mit weiteren Ergebnissen aus laufenden Forschungsprojekten

⁹⁴ Siehe <https://fairbrics.co/technology/>; zuletzt abgerufen am 15.04.2022

⁹⁵ Siehe <https://covalentfashion.com/>; zuletzt abgerufen am 25.04.2022

⁹⁶ Siehe <https://lanzatech.com/>; zuletzt abgerufen am 15.04.2022

zum Potenzial der Nutzung von Reststoffen für die Herstellung von textilen Fasern bzw. zur Nutzung von Algen oder Dung als Zellulose-Quelle zu rechnen.

Im Pilotstadium ist mit der Faser Nullarbor Fibre von Nanollose mittlerweile eine Regenerat-faser auf der Basis von bakteriell gewonnener Zellulose auf dem Markt. Allerdings kann die Umweltverträglichkeit dieser Faser aufgrund der verfügbaren vorhandenen Informationen nicht eingeschätzt werden.

Ebenfalls im Pilotstadium bzw. in der kommerziellen Anwendung schon etwas weiter ist die Nutzung von biotechnologisch hergestellter Spinnenseide. Dieses Biotech-Produkt ist teilweise schon zur Herstellung von Laufschuh-Serien verwendet worden. Ob sich diese Anwendung allerdings etabliert, kann bislang aufgrund der verfügbaren Informationen nicht eingeschätzt werden. Auch stehen keine öffentlich verfügbaren Informationen zur Abschätzung der potenziellen Umweltauswirkungen des Herstellungsverfahrens zur Verfügung.

Von verschiedenen Unternehmen werden Entwicklungen zum Recycling von CO₂ als Ausgangsquelle zur Herstellung von Ausgangsstoffen für Kunststoffe, wie Polyester oder Polyurethan, vorangetrieben. Die Entwicklungen befinden sich aber im besten Fall im Stadium des Betriebs einer Pilotanlage. Aussagen zum Umweltentlastungspotenzial können anhand der verfügbaren Datenbasis nicht getroffen werden.

Der häufig zitierte Verweis der Bioabbaubarkeit von synthetischen Fasern auf Basis von Polymilchsäure ist irreführend (TextileExchange 2018). PLA kann nur bei industriellen Kompostierungstemperaturen abgebaut werden. Der Prozess beansprucht außerdem mehrere Monate. (Jem und Tan 2020)

8 Synoptische ökologische Bewertung textiler Fasern

Die Hotspots der Umweltauswirkungen verschiedener herkömmlich genutzter textiler Fasern sind sehr gut in der Literatur dokumentiert. Sie sind im Abschnitt 5 faserspezifisch aufbereitet. In Abschnitt 5 sind auch faserspezifisch Optimierungsansätze beschrieben. Hier wird auch auf das Optimierungspotenzial durch den Einsatz von Recyclingfasern eingegangen. Der aktuelle Überarbeitungsvorschlag für die Vergabekriterien des Blauen Engel für Textilien enthält konkrete Ergänzungen und Überarbeitungen für die gültigen Vergabekriterien, die auf diesen Ergebnissen aufbauen (Teufel et al. i.E.).

Die Umweltauswirkungen von wiederentdeckten und neuen Fasern sind bislang nur lückenhaft und nicht quantitativ dokumentiert (vergleiche Abschnitt 7.2 und insbesondere 7.3). Die Auswertung der verfügbaren Literatur zu wiederentdeckten und neuen Fasern erlaubte es aber dennoch, Ergänzungen mit Blick auf diese Fasern für die Überarbeitung der aktuell gültigen Vergabekriterien zu formulieren. So ist beispielsweise explizit eine Anforderung überarbeitet worden, damit Natur- ebenso wie Zellulose-Regeneratfasern, die aus Reststoffen aus der Lebensmittel- und Agrarproduktion hergestellt werden, eingesetzt werden können. Bestimmte „wiederentdeckte“ Naturfasern wie beispielsweise Brennessel und Hanf sind außerdem neu - unter bestimmten Anforderungen zum Anbau – zugelassen. Ebenso ist im aktuellen Überarbeitungsvorschlag der aktuell gültigen Vergabekriterien der Einsatz von Bambus und der Einsatz von nachwachsenden Rohstoffen zur Herstellung von biobasierten Polyester- oder Polyamidfasern adressiert. Beide Ressourcen können nur unter Erfüllung verschiedener Anforderungen, die die Umweltauswirkungen des Einsatzes minimieren, eingesetzt werden.

Vergleichende quantitative Auswirkungen zu den Umweltauswirkungen verschiedener Fasern sind jedoch nicht möglich. Das hat folgende Gründe:

- ▶ Es gibt nur eine geringe Anzahl von Veröffentlichungen, die einen „peer-reviewed“-Prozess durchlaufen haben, die die Umweltauswirkungen von verschiedenen Fasern vergleichen. Die Rückschlüsse, die aus diesen Studien gezogen werden können, sind aber zum großen Teil nicht geeignet, um Aussagen zu treffen, die eine Allgemeingültigkeit besitzen. So sind beispielsweise zum Teil sehr spezifische Produktionsverfahren, die von einem Unternehmen angewendet werden, verglichen worden (Dhanabalan et al. 2010), oder die Studie hat nur eine oder zwei Umweltauswirkungen betrachtet (Shen et al. 2012). Ein Großteil der Studien ist auch veraltet (siehe z. B. Shen und Patel 2010).
- ▶ Die Ergebnisse verschiedener Ökobilanz-Studien – auch wenn sie ein und dieselbe Faserart adressieren, können in der Regel nur sehr bedingt miteinander verglichen werden. Dieser Aspekt ist in Abschnitt 5 erläutert und begründet; für Baumwolle und Polyester im Speziellen sind die Gründe in den Abschnitten 5.1.1 und 5.5.1 dargestellt.

Im Grunde genommen ist es auch wenig zielführend, die Umweltauswirkungen von verschiedenen Fasern zu vergleichen. Verschiedene Fasern besitzen verschiedene Eigenschaften, wie z. B. einen unterschiedlichen Tragekomfort und werden vor diesem Hintergrund auch unterschiedlich eingesetzt. Selbst wenn eine Faser umweltfreundlicher als eine andere wäre, könnte diese die weniger umweltfreundliche Variante aufgrund der verschiedenen Eigenschaften nicht zwingend 1:1 ersetzen.

Letztendlich konnten für fast alle Fasern auch Optimierungsansätze identifiziert werden (vergleiche hierzu die Abschnitte 5.1.1.4, 5.1.1.5, 5.2.3, 5.2.4, 5.3.3, 5.4.4, 5.5.1.1, 5.5.1.2, 5.5.2.1, 5.5.2.2). Sandin et al. (2019a) haben auf Basis der Ergebnisse ihrer Studie zu den Umweltauswirkungen verschiedener Fasern sogar den Schluss gezogen, dass fast alle Fasern das Potenzial haben, Teil einer zukunftsfähigen und nachhaltigen Textilproduktion zu sein, wenn sie unter den entsprechenden Bedingungen produziert werden.

9 Quellenverzeichnis

Adhia, V.; Mishra, A.; Banerjee, D.; Nambi Appadurai, A.; Preethan, P.; Khan, Y. et al. (2021): Spinning future threads : the potential of agricultural residues as textile fibre feedstock. Montpellier. Online verfügbar unter <https://edepot.wur.nl/555522>, zuletzt geprüft am 13.04.2022.

Aishwariya, S. (2020): Textiles from orange peel waste. In: *Sci. Tech. Dev. J.* 23 (2), First. DOI: 10.32508/stdj.v23i2.1730.

Arnold, M. (2008): Nachwachsende Rohstoffe - Berg- und Talfahrt bei der Grasverwertung. In: *Umwelt Dossier Technologieförderung* (1), S. 40–43. Online verfügbar unter <https://www.aramis.admin.ch/Default?DocumentID=1479&Load=true>, zuletzt geprüft am 12.04.2022.

Bamonti, S.; Spinelli, R.; Bonoli, A. (2016): ENVIRONMENTAL FOOTPRINT IN THE PRODUCTION OF RECYCLED WOOL. In: *Environmental Engineering and Management Journal* 15 (9), S. 1923–1931. Online verfügbar unter https://en.ecomondo.com/ecomondo/programma-eventi/eemj_vol_15_nr_9_2016.pdf, zuletzt geprüft am 24.11.2020.

Bendt, E.; Rabe, M.; Stolte, S.; Zhang, Y.; Klauer, R.; Kraas, C. et al. (2021): Textiles Mikroplastik reduzieren. ERKENNTNISSE AUS EINEM INTERDISZIPLINÄREN FORSCHUNGSPROJEKT. Hg. v. Bundesverband der Deutschen Sportartikel-Industrie e.V. Online verfügbar unter https://textilemission.bsi-sport.de/fileadmin/assets/Abschlussdokument-2021/TextileMission_Abschlussdokument_Textiles_Mikroplastik_reduzieren.pdf, zuletzt geprüft am 17.08.2021.

Berg, A.; Magnus, K.-H.; Kappelmark, S.; Granskog, A.; Lee, L.; Sawyer, C. et al. (2020): Fashion on Climate. How the Fashion Industry Can Urgently Act to Reduce its Greenhouse Gas Emissions. McKinsey & Company; Global Fashion Agenda, zuletzt geprüft am 19.07.2021.

Bertling, J.; Hamann, L.; Bertling, R. (2018): Kunststoffe in der Umwelt. Online verfügbar unter <https://www.umsicht.fraunhofer.de/content/dam/umsicht/de/dokumente/publikationen/2018/kunststoffe-id-umwelt-konsortialstudie-mikroplastik.pdf>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Beton, A.; Dias, D.; Farrant, L.; Gibon, T.; Le Guern, Y.; Desaxce, M. et al. (2014): Environmental Improvement Potential of textiles (IMPRO Textiles). Hg. v. European Commission JRC – IPTS. Bio Intelligence Service; ENSAIT, Ecole Nationale Supérieure. Luxembourg (JRC Scientific and Policy Reports, Report EUR 26316 EN).

Beus, N. de; Carus, M.; Barth, M. (2019): Carbon Footprint and Sustainability of Different Natural Fibres for Biocomposites and Insulation Material. Study providing data for the automotive and insulation industry. Hg. v. Nova-Institute GmbH, zuletzt geprüft am 19.07.2021.

BIFSA (2017): TERMINOLOGY OF MAN-MADE FIBRES. 2017 Edition (review of 2009 edition). Hg. v. BIFSA The International Bureau for Standardization of man-made fibres (Bureau International pour la Standardisation des Fibres Artificielles).

Blache, D. & Maloney, S. (2017): Castration methods and welfare of alpacas: Towards an appropriate solution. Hg. v. AgriFutures Australia. Crawley (ISBN 978-1-74254-964-4). Online verfügbar unter <https://alpaca.asn.au/wp-content/uploads/2019/09/Castration-methods-and-welfare-of-Alpacas-Final-Report-1.pdf>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

bluesign® (2021): bluesign® Homepage.

Bode, A.; Hardt, P.; Pöhlig, M.; Rauch, W.; Schröder, V.; Tausch, M. W. et al. (2007): Informationsserie Textilchemie. Hg. v. Fonds der Chemischen Industrie im Verband der Chemischen Industrie e.V. Online verfügbar unter <https://www.vci.de/vci/downloads-vci/textilchemie-textheft.pdf>, zuletzt geprüft am 02.04.2022.

Boucher, J.; Friot, D. (2017): Primary microplastics in the oceans. A global evaluation of sources. Gland: IUCN.

Campos, D. A.; Gómez-García, R.; Vilas-Boas, A. A.; Madureira, A. R.; Pintado, M. M. (2020): Management of Fruit Industrial By-Products-A Case Study on Circular Economy Approach. In: *Molecules (Basel, Switzerland)* 25 (2). DOI: 10.3390/molecules25020320.

Canopy (2020): SURVIVAL. A Plan for Saving Forests and Climate. A Pulp Thriller. Online verfügbar unter <https://canopyplanet.org/wp-content/uploads/2020/01/SURVIVAL-Next-Gen-Pathway.pdf>, zuletzt geprüft am 24.02.2021.

Changing Markets Foundation (2018): Dirty Fashion on Track for Transformation.

Changing Markets Foundation (2021): Fossil Fashion. The hidden reliance of fast fashion on fossil fuels, zuletzt geprüft am 19.07.2021.

ChemSec (2020): What goes around. Enabling the circular economy by removing chemical roadblocks. Hg. v. International Chemical Secretariat.

Chiparus, O. I. (2004): Bagasse fiber for production of nonwoven materials. Doctoral thesis. Louisiana State University. School of Human Ecology.

Costa, S. M.; Costa, S. A.; Pahl, R.; Mazzola, P. G.; Marcicano, J. P. P.; Pessoa, A. Jr. (2013): Textile fiber produced from sugarcane bagasse cellulose: an agro-industrial residue. In: *International Journal of Textile and Fashion Technology* 3 (2). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/236017251_TEXTILE_FIBER_PRODUCED_FROM_SUGARCANE_BAGASSE_CELLULOSE_AN_AGRO-INDUSTRIAL_RESIDUE, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Cotton Incorporated (2012): Life Cycle Assessment of Cotton Fiber and Fabric. Prepared for VISION 21 a project of the cotton foundation. Unter Mitarbeit von PE International. Hg. v. Cotton Incorporated. The Cotton Foundation. Online verfügbar unter <http://resource.cottoninc.com/LCA/LCA-Full-Report.pdf>, zuletzt geprüft am 09.11.2020.

Cotton Incorporated (2017): LCA Update of Cotton Fiber and Fabric Life Cycle Inventory. thinkstep AG, zuletzt geprüft am 26.11.2020.

Cradle to Cradle Products Innovation Institute (2021): What is Cradle to Cradle Certified™?

Devi, O. R.; Saini, H. (2020): Utilization of orange peel waste in textile industry: A review. In: *Int. J. Chem. Stud.* 8 (4), S. 5–8. DOI: 10.22271/chemi.2020.v8.i4a.9808.

Dhanabalan, V. (o. J.): Kapok Fiber. Online verfügbar unter https://vigneshdhanabalan.weebly.com/uploads/4/6/7/9/46790507/kapok_fiber_by_vignesh_dhanabalan.pdf.

DIN EN ISO 2076:2014-03: Textilien - Chemiefasern - Gattungsnamen (ISO 2076:2013); Deutsche Fassung EN ISO 2076:2013. Berlin.

DIN EN ISO 6938:2015-01: Textilien - Naturfasern - Gattungsnamen und Definitionen (ISO 6938:2012); Deutsche Fassung EN ISO 6938:2014. Berlin.

Dodd, N.; Gama Caldas, M. (2017): Revision of the EU Green Public Procurement (GPP) Criteria for Textile Products and Services. Technical report with final criteria. Joint Research Centre. Luxembourg.

Duhoux, T.; Le Blévenec, K.; Manshoven, S.; Grossi, F.; Arnold, M. (2022): Textiles and the Environment. The role of design in Europe's circular economy. Hg. v. European Environmental Agency. Online verfügbar unter https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-ce/products/etc-ce-products/etc-ce-report-2-2022-textiles-and-the-environment-the-role-of-design-in-europes-circular-economy/@@download/file/ETC_design%20of%20textiles.pdf, zuletzt geprüft am 12.12.2022.

Duhoux, T.; Maes, E.; Hirschnitz-Garbers, M.; Peeters, K.; Asscherickx, L.; Christis, M. et al. (2021): Study on the technical, regulatory, economic and environmental effectiveness of textile fibres recycling. Final Report. Hg. v. Publications Office of the European Union. European Commission, Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs. Luxembourg. Online verfügbar unter <https://www.ecologic.eu/sites/default/files/publication/2022/50030-study-textile-recycling-web.pdf>, zuletzt geprüft am 02.02.2022.

Ehresing, D. T. (2008): Oilseed Crops: Flax. Oregon State University Extension Service. Online verfügbar unter <https://catalog.extension.oregonstate.edu/sites/catalog/files/project/pdf/em8952.pdf>, zuletzt geprüft am 26.07.2021.

Eisoldt, L.; Smith, A.; Scheibel, T. (2011): Decoding the secrets of spider silk. In: *Materials Today* 14 (3), S. 80–86. DOI: 10.1016/S1369-7021(11)70057-8.

El Messiry, M.; El Deeb, R. (2016): Analysis of the Wheat Straw/Flax Fiber Reinforced Polymer Hybrid Composites. In: *J Appl Mech Eng* 05 (07). DOI: 10.4172/2168-9873.1000240.

Ellen McArthur Foundation (2017): A New Textiles Economy. Redesigning fashion's future.

Elliott, J.; Deryng, D.; Müller, C.; Frieler, K.; Konzmann, M.; Gerten, D. et al. (2014): Constraints and potentials of future irrigation water availability on agricultural production under climate change. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (9), S. 3239–3244. DOI: 10.1073/pnas.1222474110.

Europäische Kommission (2008): RICHTLINIE 2008/98/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098>, zuletzt geprüft am 28.06.2023.

Europäische Kommission (2016): BESCHLUSS (EU) 2016/1332 DER KOMMISSION zur Festlegung der Umweltkriterien für die Vergabe des EU-Umweltzeichens für Möbel. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016D1332>, zuletzt geprüft am 19.06.2023.

Europäische Kommission (2018): RICHTLINIE (EU) 2018/851 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018L0851&from=DE>, zuletzt geprüft am 28.06.2023.

European Commission (2016): Environmental Footprint Pilot Guidance document. Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase, version 5.2. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/Guidance_products.pdf, zuletzt geprüft am 17.08.2021.

European Commission (2021): EU Ecolabel Clothing and textiles / Textile products. European Commission.

European Environmental Agency (2019): Textiles and the environment in a circular economy. Hg. v. European Topic Centre Waste and Materials in a Green Economy.

Fairtrade (2021): Fairtrade Impact.

FAO (2015): Measuring sustainability in cotton farming systems. Towards a guidance framework : report. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FAO (Hg.) (2021): Recent trends and prospects in the world cotton market and policy developments. Online verfügbar unter <https://www.fao.org/3/cb3269en/cb3269en.pdf>, zuletzt geprüft am 06.04.2022.

Farrington, D.W.; Lunt, J.; Davies, S.; Blackburn, R. S. (o. J.): Poly(lactic acid) fibers. NatureWorks LLC. Online verfügbar unter https://www.natureworkslc.com/~media/Technical_Resources/Ingeo_Technical_Bulletins/TechnicalBulletin_BiodegradableSustainableFibers_Chap6_2005_pdf.pdf.

- Fehrenbach, H.; Zeitz, C.; Köppen, S.; Detzel, A.; Wiegmann, K.; Hennenberg, K.; Moch, K. (2019): Implementierung von Nachhaltigkeitskriterien für die stoffliche Nutzung von Biomasse im Rahmen des Blauen Engel. Teil 3: PROSA - Biobasierte Schmierstoffe und Hydraulikflüssigkeiten. Abschlussbericht. UBA-Texte 89/2019. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-08-19_texte_89-2019_be_biomassenutzung_schmierstoffe.pdf, zuletzt geprüft am 10.06.2021.
- Ferrigno, S.; Guadagnini, R.; Tyrell, K. (2017): Is cotton conquering its chemical addiction? A review of pesticide use in global cotton production. Hg. v. Pesticide Action Network UK. Online verfügbar unter https://www.pan-uk.org/resources/#pesticides_and_cotton, zuletzt aktualisiert am 03.11.2020, zuletzt geprüft am 16.08.2021.
- Fidan, F.Ş.; Aydoğan, E. K.; Uzal, N. (2021): An integrated life cycle assessment approach for denim fabric production using recycled cotton fibers and combined heat and power plant. In: *Journal of Cleaner Production* 287, S. 125439. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.125439.
- Freitas, A.; Zahng, G.; Mathews, R. (2017): Water footprint assessment of Polyester and Viscose. and comparison to cotton. Hg. v. Water Footprint Network, zuletzt geprüft am 19.07.2021.
- Gardetti, M. A.; Muthu, S. S. (Hg.) (2015): Handbook of Sustainable Luxury Textiles and Fashion. Volume 1. 1st ed. 2015. Singapore: Springer Singapore; Imprint: Springer (Environmental Footprints and Eco-design of Products and Processes).
- GOTS (2021): Global Organic Textile Standard Homepage.
- Grahl, B. (2019): Kurzrecherche: Ausgewählte umweltrelevante Aspekte der Materialien des ecobag. Erstellt für ecoact.e.V., Hamburg.
- Gray, S. (2017): Mapping clothing impacts in Europe: The Environmental Cost. WRAP. Banbury.
- Gröger, J.; Liu, R.; Hilbert, I.; Moch, K. (2021): Umweltzeichen Blauer Engel für Einwegwindeln. Hintergrundbericht zur Erarbeitung der Vergabekriterien DE-UZ 208. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Öko-Institut e.V. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/5750/publikationen/2021-04-26_texte_66-2021_blauer_engel_einwegwindeln_0.pdf, zuletzt geprüft am 21.06.2023.
- Guerrero, A. B.; Aguado, P. L.; Sánchez, J.; Curt, M. D. (2016): GIS-Based Assessment of Banana Residual Biomass Potential for Ethanol Production and Power Generation: A Case Study. In: *Waste Biomass Valor* 7 (2), S. 405–415. DOI: 10.1007/s12649-015-9455-3.
- Hedayati, M.; Brock, P. M.; Nachimuthu, G.; Schwenke, G. (2019): Farm-level strategies to reduce the life cycle greenhouse gas emissions of cotton production: An Australian perspective. In: *Journal of Cleaner Production* 212, S. 974–985. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.11.190.
- Heffer, P.; Gruère, A.; Roberts, T. (2017): Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level. International Fertilizer Association and International Plant Nutrition Institute. Online verfügbar unter https://www.fertilizer.org/images/Library_Downloads/2017_IFA_AgCom_17_134%20rev_FUBC%20assessment%202014.pdf, zuletzt geprüft am 16.08.2021.
- Hemkhaus, M.; Hannak, J.; Malodobry, P.; Janßen, T.; Griefahn, N. S.; Linke, C. (2019): Circular Economy in the Textile Sector. Unter Mitarbeit von Adelphi und Cradle to Cradle Products Innovation Institute. Hg. v. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. German Federal Ministry for Economic Cooperation and Development (BMZ).
- Hodson de Jaramillo, E.; Trigo, E. (2019): Bioeconomy. New framework for sustainable growth in Latin America. 1st ed. [S.l.]: Pontificia Universidad Javeriana.

Hoffmann, Th.; Gusovius, H.-J.; Schneider, C.; Rottmann-Meyer, M.-L.; Fischer, H.; Beckhaus, H. (2020): Entwicklung einer industriellen Bereitstellungskette von Brennesseljungpflanzen bis zur Nesselfaser (InBeNeFa). Schlussbericht. Online verfügbar unter https://www.3-n.info/media/4_Downloads/pdf_Prjkt_InBeNeFa_Endbericht.pdf, zuletzt geprüft am 09.04.2022.

Huang, H.-C. (1994): The production of textile fibers from soy proteins. Iowa State University. Online verfügbar unter <https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=11479&context=rtd;The>, zuletzt geprüft am 26.03.2021.

Industrievereinigung Chemiefaser e.V. (IVC) (Hg.) (2021a): Einsatzgebiete von Chemiefasern in Deutschland (Balkendiagramm). Online verfügbar unter <https://www.ivc-ev.de/de/einsatzgebiete-von-chemiefasern-deutschland-balkendiagramm>, zuletzt geprüft am 18.08.2021.

Industrievereinigung Chemiefaser e.V. (IVC) (Hg.) (2021b): Faserverarbeitung in Deutschland (Balkendiagramm). Online verfügbar unter <https://www.ivc-ev.de/de/faserverarbeitung-deutschland-balkendiagramm>, zuletzt geprüft am 18.08.2021.

Jacob, J.; Haponiuk, J. T.; Thomas, S.; Peter, G.; Gopi, S. (2018): Use of Ginger Nanofibers for the Preparation of Cellulose Nanocomposites and Their Antimicrobial Activities. In: *Use of Ginger Nanofibers for the Preparation of Cellulose Nanocomposites and Their Antimicrobial Activities*.

Jem, K. J.; Tan, B. (2020): The development and challenges of poly (lactic acid) and poly (glycolic acid). In: *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research* 3 (2), S. 60–70. DOI: 10.1016/j.aiepr.2020.01.002.

Joshi, V. K.; Kulkarni, K. D.; Sulphule, M. R.; Holikar, P. V.; Zamkade, G. G.; Pendkar, Y. S. (2008): Fibres from sugarcane bagasse. In: *Asian Textile Journal* 17 (4), S. 55–59.

JRC (2019): Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Textiles Industry. Draft 1. Hg. v. European Commission. Joint Research Centre (JRC Science for Policy Report).

Jungmichel, N.; Wick, K.; Nill, M. (2019): Kleider mit Haken. Fallstudie zur globalen Umweltinanspruchnahme durch die Herstellung unserer Kleidung. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Kamiński, K.; Jarosz, M.; Grudziński, J.; Pawlik, J.; Zastawnik, F.; Pandyra, P.; Kołodziejczyk, A. M. (2020): Hydrogel bacterial cellulose: a path to improved materials for new eco-friendly textiles. In: *Cellulose* 27 (9), S. 5353–5365. DOI: 10.1007/s10570-020-03128-3.

Khan, E. A. N.; Begum, M. S.; Rakib, M. A.; Ali, A.; Ara, Z. A.; Ashadujjaman, M. (2018): Lifecycle Analysis (LCA) of a White Cotton Tshirt and Investigation of Sustainability Hot Spots: A Case Study. In: *London Journals Press* 18 (3), S. 21–31.

Köhler, A.; Watson, D.; Trzepacz, S.; Löw, C.; Liu, R.; Danneck, J.; Konstantas, A. et al. (2021): Circular economy perspectives in the EU Textile sector. EUR 30734 EN. Hg. v. Publications Office of the European Union. Luxembourg: (JRC Technical Report, JRC125110).

Korolkow, J. (o. J.): KONSUM, BEDARF UND WIEDERVERWENDUNG VON BEKLEIDUNG UND TEXTILIEN IN DEUTSCHLAND. Hg. v. Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V. Online verfügbar unter https://www.bvse.de/images/pdf/Leitfaeden-Broschueren/150914_Textilstudie_2015.pdf, zuletzt geprüft am 05.04.2022.

La Rosa, A. D.; Grammatikos, S. A. (2019): Comparative Life Cycle Assessment of Cotton and Other Natural Fibers for Textile Applications. In: *Fibers* 7 (12), S. 101. DOI: 10.3390/fib7120101.

LAWA (2019): Sachstandsbericht des ständigen Ausschusses „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ zu Mikroplastik-Partikeln in Gewässern. beschlossen auf der 158. LAWA-Vollversammlung am 18./19. September 2019 in Jena. Hg. v. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Berlin. Online verfügbar unter

https://www.umweltministerkonferenz.de/umlbeschluesse/umlaufBericht2019_38.pdf, zuletzt geprüft am 05.04.2022.

Leal Filho, W.; Ellams, D.; Han, S.; Tyler, D.; Boiten, V. J.; Paço, A. et al. (2019): A review of the socio-economic advantages of textile recycling. In: *Journal of Cleaner Production* 218, S. 10–20. DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.01.210.

Lenzing Aktiengesellschaft (2021): Wood and pulp. Issue March 2021. Online verfügbar unter https://www.lenzing.com/de/?type=88245&tx_filedownloads_file%5bfileName%5d=fileadmin/content/PDF/04_Nachhaltigkeit/Broschueren/EN/focus-paper-wood-pulp-EN.pdf, zuletzt geprüft am 12.04.2022.

Lenzing Gruppe (2020): Nachhaltigkeitsbericht. Nicht finanzieller Bericht. Hg. v. Lenzing Aktiengesellschaft. Online verfügbar unter https://www.lenzing.com/?type=88245&tx_filedownloads_file%5bfileName%5d=fileadmin/content/PDF/04_Nachhaltigkeit/Nachhaltigkeitsberichte/DE/NHB_2020_DE.pdf, zuletzt geprüft am 08.04.2022.

Manshoven, S.; Smeets, A.; Arnold, M.; Fogh Mortense, L. (2021): Plastic in textiles. potentials for circularity and reduced environmental and climate impacts. Hg. v. European Topic Centre Waste and Materials in a Green Economy. European Environmental Agency; European Topic Centre Waste and Materials in a Green Economy (Eionet Report - ETC/WMGE, 2021/1).

Michel, D.; Bachelier, B.; Drean, J.-Y.; Harzallah, O. (2013): Preparation of Cellulosic Fibers from Sugarcane for Textile Use. In: *Conference Papers in Materials Science*. Online verfügbar unter <https://downloads.hindawi.com/archive/2013/651787.pdf>, zuletzt geprüft am 03.12.2021.

Moazzem, S.; Crossin, E.; Daver, F.; Wang, L. (2021): Assessing environmental impact reduction opportunities through life cycle assessment of apparel products. In: *Sustainable Production and Consumption* 28, S. 663–674. DOI: 10.1016/j.spc.2021.06.015.

Moreira Cardoso, A. A. (2013): LIFE CYCLE ASSESSMENT OF TWO TEXTILE PRODUCTS. WOOL AND COTTON. Master Thesis. Universidade do Porto, Porto. Faculdade de Engenharia (FEUP).

Munasinghe, P.; Druckman, A.; Dissanayake, D.G.K. (2021): A systematic review of the life cycle inventory of clothing. In: *Journal of Cleaner Production* 320. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.128852.

Mwaikambo, L. Y. (2006): Review of the history, properties and application of plant fibres. In: *African Journal of Science and Technology* 7 (2), S. 120–133.

Nebel, K. (2007): Verfahren des Faseraufschlusses für Hanf und Nessel. In: *Faserpflanzen aus ökologischem Anbau Schriftenreihe IBDF, Bd. 20*, S. 49–59. Online verfügbar unter https://orgprints.org/id/eprint/12922/1/20_faserpflanzen.pdf, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Nextevo (2021): Pineapple Leaf Fibre. Online verfügbar unter <https://nextevo.one/pineapple-leaf-fibre>, zuletzt geprüft am 10.03.2021.

NFC GmbH Nettle Fibre Company (2021): Nettle Fibres. Online verfügbar unter <https://nettle-fibre-company.com/en/nesselfasern/>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Cherrett, N.; Barrett, J.; Clemett, A.; Chadwick, M.; Chadwick, M. J. (2015): Ecological Footprint and Water Analysis of Cotton, Hemp and Polyester. Hg. v. Stockholm Environmental Institute.

Dodd, N.; Cordella, M.; Wolf, O.; Waidlow, J.; Stibolt, M.; Hansen, E. (2013): Revision of the European Ecolabel and Green Public Procurement (GPP) Criteria for Textile Products. Technical background report with final criteria proposals. Joint Research Centre. European Union.

Nordic Ecolabelling (2020): About Nordic Swan Ecolabelled Textiles, hides/skins and leather. Version 5.0. Consultation draft (039).

OEKO-TEX (2021): MADE IN GREEN by OEKO-TEX®.

PAN UK (2022): Is cotton conquering its chemical addiction? by PAN UK - Issuu. Hg. v. Pesticide Action Network UK. Online verfügbar unter https://issuu.com/pan-uk/docs/cottons_chemical_addiction_-_update?e=28041656/62705601, zuletzt aktualisiert am 07.04.2022, zuletzt geprüft am 07.04.2022.

Patagonia Inc (2012): PLA and Corn (The Footprint Chronicles). Online verfügbar unter https://www.patagonia.com/on/demandware.static/Sites-patagonia-us-Site/Library-Sites-PatagoniaShared/en_US/PDF-US/pla_and_corn.pdf, zuletzt geprüft am 26.07.2021.

Pesnel, S.; Payet, J. (2019): Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR). T-shirts. Version 1.0. Technical Secretariat of the T-shirts PEFCR pilot. Amberieu en Bugey - France.

PETA (2021): Groundbreaking Undercover Investigation: Crying, Vomiting Alpacas Tied Down, Cut Up for Sweaters and Scarves. Online verfügbar unter <https://investigations.peta.org/alpaca-wool-abuse/>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Peters, G. M.; Sandin, G.; Spak, B. (2019a): Environmental Prospects for Mixed Textile Recycling in Sweden. In: *ACS Sustainable Chem. Eng.* 7 (13), S. 11682–11690. DOI: 10.1021/acssuschemeng.9b01742.

Peters, G. M.; Spak, B.; Sandin, G. (2019b): LCA on recycling of blended fiber fabrics. Hg. v. CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY. RISE (Mistra Future Fashion report, 2019:14). Online verfügbar unter <http://mistrafuturefashion.com/wp-content/uploads/2019/10/G.-Peters.-LCA-on-Blended-Fabrics.-Mistra-future-fashion-report.pdf>, zuletzt geprüft am 22.02.2021.

Piñatex® (2021): Piñatex. Online verfügbar unter <https://www.ananas-anam.com/about-us/>, zuletzt geprüft am 10.03.2021.

Prieß, R.; Polanie Giese, J. C.; Axmann, G.; Schaller, S.; Cat-Krause, B. (2013): Nachhaltigkeit für Produktkategorien gemeinsam definieren: Globale Hotspot-Initiativen im Vergleich. Online verfügbar unter http://www.thema1.de/wp-content/uploads/2013/08/Studie_Produktnachhaltigkeit_gemeinsam_definieren.pdf, zuletzt geprüft am 17.08.2021.

Purnawati, Renny; Fuazi Febrianto; I Nyoman J Wistara; Siti Nikmatin, Wahyu Hidayat; Seung Hwan Lee; Nam Hun Kim (2018): Physical and Chemical Properties of Kapok (*Ceiba pentandra*) and Balsa (*Ochroma pyramidale*) Fibers. In: *J. Korean Wood Sci. Technol.* 46 (4), S. 393–401.

Qin, Y.; Deng, Y.; Hao, Y.; Zhang, N.; Shang, X. (2017): Marine Bioactive Fibers: Alginate and Chitosan Fibers-A Critical Review. In: *JTEFT* 1 (6). DOI: 10.15406/jteft.2017.01.00037.

Quantis (2018): Measuring Fashion: Insights from the Environmental Impact of the Global Apparel and Footwear Industries. Online verfügbar unter <https://quantis-intl.com/report/measuring-fashion-report/>, zuletzt aktualisiert am 22.03.2021, zuletzt geprüft am 16.08.2021.

Radoor, S.; Karayil, J.; Rangappa, S. M.; Siengchin, S.; Parameswaranpillai, J. (2019): A review on the extraction of pineapple, sisal and abaca fibers and their use as reinforcement in polymer matrix. In: *eXPRESS Polymer Letters* 4 (14), S. 309–335.

Rana, S.; Pichandi, S.; Parveen, S.; Fanguero, R. (2014): Biosynthetic Fibers: Production, Processing, Properties and Their Sustainability Parameters. In: Subramanian Senthilkannan Muthu (Hg.): Roadmap to sustainable textiles and clothing. Singapore, Heidelberg, New York: Springer (Textile Science and Clothing Technology), S. 109–138.

Reddy, N.; Yang, Y. (2006): Properties of High-Quality Long Natural Cellulose Fibers from Rice Straw. In: *J. Agric. Food Chem.* 54, S. 8077–8081.

Reddy, N.; Yang, Y. (2015): Wheat and Rice Straw Fibers. In: Narendra Reddy und Yiqi Yang (Hg.): Innovative biofibers from renewable resources. Berlin, Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer, S. 9–10.

Rengel, A. (2017): Recycled Textile Fibres and Textile Recycling. An overview of the Market and its possibilities for Public Procurers in Switzerland. Hg. v. Federal Office for the Environment (FOEN). Online verfügbar unter <file:///C:/Users/J7F22~1.TEU/AppData/Local/Temp/study-on-recycled-textiles-and-textile-recyclability-ch.pdf>, zuletzt geprüft am 02.04.2022.

Rex, D.; Okcabal, S.; Roos, S. (2019): Possible sustainable fibers on the market and their technical properties. the fiber bible part 1. Hg. v. RISE IVF (Mistra Future Fashion report, 2019-02 part 1).

Rijavec, T.; Zupi, Z. (2011): Soybean Protein Fibres (SPF). Online verfügbar unter <https://www.intechopen.com/chapters/22617>, zuletzt aktualisiert am 21.06.2023.

Roos, S.; Sandin, G.; Peters, G. M.; Spak, B.; Schwarz Bour, L.; Perzon, E.; Jönsson, C. (2019): White paper on textile recycling. Hg. v. RISE IVF AB. Mölndal, Sweden (Mistra Future Fashion report, 09). Online verfügbar unter <http://mistrafuturefashion.com/wp-content/uploads/2019/10/S.-Roos.-White-paper-on-textile-recycling.-Mistra-Future-Fashion.pdf>, zuletzt geprüft am 22.02.2021.

Rossol, E. G. (2019): The Viability of Banana Fiber-based Textiles in the Fashion Industry. Master Thesis. Kent State University. College of Arts.

Roth, J.; Zerger, B.; Geeter, D. de; Gómez Benavides, J.; Roudier, S. (2023): Best available techniques (BAT) reference document for the textiles industry. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (integrated pollution prevention and control). Hg. v. Publications Office of the European Union. Luxembourg.

Roy, Shimul; Jodie, Chu Ying Yi; Chopra, Shauhrat S. (2022): Life Cycle Environmental Impacts Associated with the Integration of Mechanical Cotton Recycling in Take-Back Systems. Online verfügbar unter https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=4055432, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

S.G. Wiedemann; L. Biggs; B. Nebel; K. Bauch; K. Laitala; I.G. Klepp et al. (2020): Environmental impacts associated with the production, use, and end-of-life of a woollen garment. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 25, S. 1486–1499.

Sachdeva, A.; Araujo, A.; Hirschnitz-Garbers, M. (2021): Extended Producer Responsibility and Ecomodulation of Fees. Opportunity: Ecomodulation of Fees as a Way Forward for Waste Prevention. Ecologic Institute. Online verfügbar unter <https://www.ecologic.eu/18226>, zuletzt geprüft am 11.05.2023.

Sadik, S. A. (2019): Production of Nettle (*Urtica dioica*), environmental and economic valuation in conventional farming. Master's thesis. University of Helsinki. Department of Economics and Management.

Sajn, N. (2019): Environmental impact of textile and clothes industry. What consumers need to know. Online verfügbar unter [https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2019/633143/EPRS_BRI\(2019\)633143_EN.pdf](https://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/BRIE/2019/633143/EPRS_BRI(2019)633143_EN.pdf), zuletzt geprüft am 09.12.2020.

Sandin, G.; Peters, G. M. (2018): Environmental impact of textile reuse and recycling - A review. In: *Journal of Cleaner Production* 184, S. 353–365. DOI: 10.1016/j.jclepro.2018.02.266.

Sandin, G.; Roos, S.; Johansson, M. (2019a): Environmental impact of textile fibers – what we know and what we don't know. The fiber bible. Part 2. RISE AB (Mistra Future Fashion report, 3).

Sandin, G.; Roos, S.; Spak, B.; Zamani, B.; Peters, G. (2019b): Environmental assessment of Swedish clothing consumption. six garments, sustainable futures. Hg. v. RISE AB. Gothenburg, Sweden (Mistra Future Fashion report, 2019:05), zuletzt geprüft am 16.09.2022.

Schmidt, A.; Watson, D.; Roos, S.; Askham, C.; Brunn Poulsen, P. (2016): Gaining benefits from discarded textiles – LCA of different treatment pathways. LCA of different treatment pathways. Hg. v. Nordic Council of Ministers. Denmark (TemaNord, 537), zuletzt geprüft am 16.02.2021.

- Schuster, S.; Löschner, F. (2008): Glossar zu Agroenergiepflanzen. Hg. v. FCDL - Forschungs- und Dokumentationszentrum Chile-Lateinamerika. Online verfügbar unter <https://www.fdcl.org/wp-content/uploads/2014/01/Glossar-zu-Agroenergiepflanzen.pdf>, zuletzt geprüft am 25.04.2022.
- Seguí Gil, L.; Fito Maupoey, P. (2018): An integrated approach for pineapple waste valorisation. Bioethanol production and bromelain extraction from pineapple residues. In: *In Journal of Cleaner Production* 172, S. 1224–1231. Online verfügbar unter <https://www.semanticscholar.org/paper/An-integrated-approach-for-pineapple-waste-and-from-Gil-Maupoey/423f724017bac5870a75b36df8dc8628555fd579>, zuletzt geprüft am 21.06.2023.
- Seisl, S.; Hengstmann, R. (2021): Manmade Cellulosic Fibers (MMCF)—A Historical Introduction and Existing Solutions to a More Sustainable Production. In: *Sustainable Textile and Fashion Value Chains*: Springer, Cham, S. 3–22. Online verfügbar unter https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-22018-1_1, zuletzt geprüft am 21.06.2023.
- Senthil Kumar, P.; Saravanan, A. (2019): Organic Cotton Versus Recycled Cotton Versus Sustainable Cotton. In: Miguel Ángel Gardetti und Subramanian Senthilkannan Muthu (Hg.): *Organic cotton. Is it a sustainable solution?* Singapore: Springer (Textile Science and Clothing Technology), S. 141–155.
- Shaimerdenov, Z. N.; Dalabayev, A. B.; Temirova, I. Zh.; Aldiyeva, A. B.; Sakenova, B. A.; Zhunussova, K. Z.; Iztayev, A. (2020): Fibre extraction from oilseed flax straw for various technical applications. In: *EurAsian Journal of Biosciences* 14, S. 4287–4295. Online verfügbar unter <http://www.ejobios.org/download/fibre-extraction-from-oilseed-flax-straw-for-various-technical-applications-8077.pdf>, zuletzt geprüft am 26.07.2021.
- Shamsuyeva, M. (2022): Recycling von post-industriellen und post-consumer Textilabfällen. DOI: 10.48811/PHI-22-004.
- Shen, L.; Patel, M. K. (2010): Life Cycle Assessment of Man-Made Cellulose Fibers (Lenzinger Berichte, 88).
- Shen, L.; Worrel, E.; Patel, M. K. (2012): Comparing life cycle energy and GHG emissions of biobased PET, recycled PET, PLA, and man-made cellulose. In: *Biofuels, Bioprod. Bioref.* (6), S. 625–639. DOI: 10.1002/bbb.1368.
- Shen, L.; Worrell, E.; Patel, M. K. (2010): Environmental impact assessment of man-made cellulose fibres. In: *Resources, Conservation and Recycling* 55, 650-274. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.10.001.
- Singh, R.; Agrawal, R.; Bos, U.; Kanekar, H. (2018): Life Cycle Assessment of Cotton Cultivation Systems; Better Cotton, Conventional Cotton and Organic Cotton. Hg. v. C&A Foundation. Online verfügbar unter <https://www.laudesfoundation.org/en/resources/4332environmentallcareportjune19.pdf>, zuletzt geprüft am 06.04.2022.
- Stenton, Marie; Houghton, Joseph A.; Kapsali, Veronika; Blackburn, Richard S. (2021): The Potential for Regenerated Protein Fibres within a Circular Economy: Lessons from the Past Can Inform Sustainable Innovation in the Textiles Industry. In: *Sustainability* 13 (4), S. 2328. DOI: 10.3390/su13042328.
- Suresh, A.; Taherally, L.; UN FICCA Raw Materials Working Group (2021): Identifying Low Carbon Sources of Cotton and Polyester Fibers. Phase 1 (Part I). Fashion Industry Charter for Climate Action, zuletzt geprüft am 19.07.2021.
- Suresh Kumar, P. (2021): Creation of Robust Circular economy; utilization of banana pseudostem as textile fibre and innovative products. 4. European industry and research exchange on Biobased fibres and recycling materials for Technical Textile processes and applications. online event, 12.03.2021.
- Teufel, J.; Jäger, I.; Moch, K.; Vogel, C. (i.E.): Ökologische Bewertung textiler Fasern – von „klassischen“ Fasern über Recyclingfasern bis hin zu innovativen und wiederentdeckten Fasern. Hintergrundbericht: Ökologische Bewertung textiler (Recycling-) Fasern zur Ableitung neuer bzw. zur Revision bestehender Faserkriterien. Hg. v. Umweltbundesamt.

Teufel, J.; Lopez, V.; Gascón, L.; Moch, K. (im Erscheinen): „Kriterienentwicklung und -überarbeitung für den Blauen Engel für Textilien“ Hintergrundbericht: Ökologische Bewertung textiler (Recycling-) Fasern zur Ableitung neuer bzw. zur Revision bestehender Faserkriterien. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA).

TextileExchange (2018): Quick Guide to Biosynthetics. Texas.

TextileExchange (2020a): 2025 Sustainable Cotton Challenge. Second Annual Report 2020.

TextileExchange (2020b): Preferred Fiber & Materials Market Report 2020.

Thylmann, Daniel; D'Souza, Flora; Schindler, Angela; Deimling, Sabine (2014): Life Cycle Assessment (LCA) of Organic Cotton. A global average. Hg. v. Textile Exchange. PE INTERNATIONAL AG.

Torre, I. de la; Martin-Dominguez, V.; Acedos, M. G.; Esteban, J.; Santos, V. E.; Ladero, M. (2019): Utilisation/upgrading of orange peel waste from a biological biorefinery perspective. In: *Appl Microbiol Biotechnol* 103 (15), S. 5975–5991. DOI: 10.1007/s00253-019-09929-2.

Turley, D. B.; Horne, M.; Blackburn, R. S.; Stott E.; Laybourn, S. R.; Copeland, J. E.; Harwood, J. (2009): The role and business case for existing and emerging fibres in sustainable clothing. final report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra). Hg. v. DEFRA.

Turunen, Lea; van der Werf, Hayo (2006): Life Cycle Analysis of Hemp Textile Yarn. Comparison of three hemp fibre processing scenarios and a flax scenario. Hg. v. INRA - French National Institute for Agronomy Research.

Umair Q.; Farrukh, J.; Al-Muhtaseb, A.; Rafiq, S.; Saqib, S. (2020): Isolation of Cellulose from Wheat Straw Using Alkaline Hydrogen Peroxide and Acidified Sodium Chlorite Treatments: Comparison of Yield and Properties. In: *Advances in Polymer Technology* 2020 (3). DOI: 10.1155/2020/9765950.

Umoren, U. (2016): Assessment of the life expectancy and environmental performance of polylactic acid compared to cotton and polyethylene terephthalate fabrics. Doctoral Dissertation. Coventry University, Coventry.

Umweltbundesamt (UBA) (Hg.) (2019): Kunststoffe in der Umwelt. Online verfügbar unter <https://www.bellandvision.de/UBA-Kunststoffe-in-der-Umwelt.htm>, zuletzt geprüft am 19.06.2023.

UNFCCC (2020): Fashion industry charter for climate action. Climate Action Playbook.

van den Berg, Johnnie; Hilbeck, Angelika; Bøhn, Thomas (2013): Pest resistance to Cry1Ab Bt maize: Field resistance, contributing factors and lessons from South Africa. In: *Crop Protection* 54, S. 154–160. DOI: 10.1016/j.cropro.2013.08.010.

van Eynde, H. (2015): Comparative Life Cycle Assessment of hemp and cotton fibres used in Chinese textile manufacturing. Master Thesis. University of Leuven, Belgium. Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen. Online verfügbar unter https://www.scriptiebank.be/sites/default/files/VanEyndeHannes_KUL_Eindwerk.pdf, zuletzt geprüft am 21.06.2023.

Watson, D.; Palm, D. (2016): Exports of Nordic Used Textiles: Fate, benefits and impacts. Hg. v. Nordic Council of Ministers. Online verfügbar unter <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1058123/FULLTEXT01.pdf>, zuletzt geprüft am 04.04.2022.

WBGU - Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (2020): Landwende im Anthropozän: Von der Konkurrenz zur Integration. Hg. v. WBGU. Berlin. Online verfügbar unter https://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu/publikationen/hauptgutachten/hg2020/pdf/WBGU_HG2020.pdf, zuletzt geprüft am 02.04.2022.

Wegier, A.; Piñeyro-Nelson, A.; Alarcón, J.; Gálvez-Mariscal, A.; Alvarez-Buylla, E. R.; Piñero, D. (2011): Recent long-distance transgene flow into wild populations conforms to historical patterns of gene flow in cotton (*Gossypium hirsutum*) at its centre of origin. In: *Molecular ecology* 20 (19), S. 4182–4194. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2011.05258.x.

Whitt, M.; Vorst, K.; Brown, W.; Baker, S.; Gorman, L. (2013): Survey of heavy metal contamination in recycled polyethylene terephthalate used for food packaging. In: *Journal of Plastic Film & Sheeting* 29 (2), S. 163–173. DOI: 10.1177/8756087912467028.

WTG e.V. (2021): Vicunas, Alpacas and Lamas in South America, 2021. Online verfügbar unter <https://welttierschutz.org/en/projects/vicunas-alpacas-lamas-in-south-america/>, zuletzt geprüft am 23.03.2021.

WWF (2015): Living Forest Report - Chapter 5: Saving Forest at Risk. Hg. v. WWF. Online verfügbar unter http://awsassets.panda.org/downloads/living_forests_report_chapter_5_1.pdf, zuletzt geprüft am 21.08.2020.

Yacout, D. M. M.; El-Kawi, M. A.; Hassouna, M. S. (2016): Cradle to gate environmental impact assessment of acrylic fiber manufacturing. In: *Int J Life Cycle Assess* 21, S. 326–336. DOI: 10.1007/s11367-015-1023-3.

Yonenaga, Akira (2016): Future Man-Made Fiber. Chapter 28. In: Japan The Society of Fiber Science and Techno (Hg.): *High-Performance and Specialty Fibers. Concepts, Technology and Modern Applications of Man-Made Fibers for the Future*. 1st ed. 2016. Tokyo: Springer Japan; Imprint: Springer.

Yun Liu; Haihong Huang; Libin Zhu; Cheng Zhang; Feiyue Ren; Zhifeng Liu (2020): Could the recycled yarns substitute for the virgin cotton yarns: a comparative LCA. In: *Int J Life Cycle Assess* 25 (10), S. 2050–2062. DOI: 10.1007/s11367-020-01815-8.

Zequan, W. (2020): Haode Evaluating the Life-cycle Environmental Impacts of Polyester Sports T-shirts. In: IOP Publishing (Hg.): *Earth and Environmental Science. EPPCT 2020*. 474 Bände (IOP Conf. Series, 022017).