



UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR WIEN

Masterarbeit

Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien

verfasst von

Jonas BIELKE, B.Sc.

im Rahmen des Masterstudiums

Umwelt- und Bioressourcenmanagement

zur Erlangung des akademischen Grades

Diplom-Ingenieur

Wien, November 2022

Betreut von:

Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr. Stefan Salhofer
Institut für Abfall- und Kreislaufwirtschaft (ABF-BOKU)
Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt (WAU)

Danksagung

Ich möchte mich herzlich bei Prof. Salhofer für die äußerst zuverlässige und konstruktive Betreuung meiner Masterarbeit, Carolin für die gründliche Fehlersuche und die hilfreichen Anregungen sowie meinen Eltern für ihre Unterstützung während meiner gesamten Ausbildung bedanken.

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt, dass ich diese Masterarbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Gedanken, die im Wortlaut oder in grundlegenden Inhalten aus unveröffentlichten Texten oder aus veröffentlichter Literatur übernommen wurden, sind ordnungsgemäß gekennzeichnet, zitiert und mit genauer Quellenangabe versehen.

Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder ganz noch teilweise in gleicher oder ähnlicher Form an einer Bildungseinrichtung als Voraussetzung für den Erwerb eines akademischen Grades eingereicht. Sie entspricht vollumfänglich den Leitlinien der Wissenschaftlichen Integrität und den Richtlinien der Guten Wissenschaftlichen Praxis.

Hanau, 26.09.2022

Jonas BIELKE (eigenhändig)

Kurzfassung

Die Herstellung von Textilien dient auf der einen Seite der Erfüllung essenzieller menschlicher Bedürfnisse und steht andererseits häufig in engem Zusammenhang mit negativen gesellschaftlichen sowie ökologischen Auswirkungen. Verstärkt werden diese Probleme durch „Fast Fashion“ und damit verbunden einem gesteigertem Konsum und einer verringerten Nutzungshäufigkeit von Kleidung. Die folgende Arbeit untersucht die Massenflüsse, sprich den Konsum und Verbleib von (Alt-)Textilien auf globaler, europäischer und österreichischer Ebene sowie die Umweltauswirkungen entlang des gesamten Lebenszyklus von Textilien und ausgewählter Behandlungsoptionen am Nutzungsende von Textilien. Weiters werden Innovationen zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich beschrieben. Die Ergebnisse der vorliegenden Literaturstudie weisen darauf hin, dass der Konsum von Kleidung in den letzten Dekaden erheblich zugenommen hat und gleichzeitig die Quoten von getrennter Sammlung, Reuse und Recycling niedrig blieben. Die Sammelquote in Österreich liegt beispielweise bei 34,1 %. Die Herstellung von Textilien verursacht je nach Betrachtungsebene Emissionen in der Größenordnung von 273 - 442 kg CO₂-Äquivalenten pro Kopf und Jahr und hat einen Anteil an den globalen Treibhausgasemissionen von 6,7 %. Umweltauswirkungen wurden, sofern möglich, quantitativ betrachtet. Schwer quantifizierbare Umweltauswirkungen wie z.B. Toxizität wurden vorrangig in Form von Problemfeldern dargestellt. Die Untersuchung von End-of-Life-Optionen in Form von Szenarien für Österreich zeigt, dass mit Hilfe des Ausbaus der getrennten Sammlung die vermiedenen CO₂-Emissionen durch Reuse und Recycling der Alttextilien um bis zu 144 % gesteigert werden könnten. Mit der automatisierten Sortierung von Alttextilien und der chemischen sowie enzymatischen Separierung von Materialmischungen werden abschließend Technologien beschrieben, welche in Zukunft vermehrt ein werterhaltenderes Recycling erlauben könnten.

Abstract

On one hand, the production of textiles serves to fulfil essential human needs and, on the other hand, is often closely associated with negative social and ecological impacts. These problems are exacerbated by "fast fashion" and the associated increased consumption and reduced frequency of use of clothing. The following work examines the mass flows, i.e. the consumption and fate of (used) textiles on a global, European and Austrian level as well as the environmental impacts along the entire life cycle of textiles and selected treatment options at the end of use of textiles. Furthermore, innovations for optimization in the waste management sector are described. The results of this literature study indicate that the consumption of clothing has increased significantly in recent decades, while at the same time the rates of separate collection, reuse and recycling have remained low. The collection rate in Austria, for example, is 34.1 %. The production of textiles causes emissions in the range of 273 - 442 kg CO₂ equivalents per capita and year, depending on the level of consideration, and accounts for 6.7 % of global greenhouse gas emissions. Environmental impacts were analysed quantitatively where possible. Environmental impacts that are difficult to quantify, such as toxicity, were primarily presented in terms of problem areas. The investigation of end-of-life options in the form of scenarios for Austria shows that with the help of the expansion of separate collection, the avoided CO₂ emissions by reuse and recycling of used textiles could be increased by up to 144 %. With the automated sorting of used textiles and the chemical as well as enzymatic separation of material mixtures, technologies are described which could increasingly allow a more value-preserving recycling in the future.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Material und Methoden	3
3. Massenflüsse	5
3.1 Global.....	5
3.2 Europa und die EU.....	7
3.3 Österreich	10
3.3.1 Inlandsproduktion	11
3.3.2 Außenhandel	12
3.3.3 Textilien im gemischten Siedlungsabfall.....	12
3.3.4 Textilien in der getrennten Sammlung.....	14
3.3.5 Zusammenfassung der Massenflüsse von Textilien in Österreich	18
4. Umweltauswirkungen entlang des Lebenszyklus von Textilien	20
4.1 Lebenszyklusabschnitte	20
4.2 Beurteilung der Umweltauswirkungen von Textilien.....	21
4.3 Problemfelder.....	26
4.3.1 Faserherstellung	26
4.3.1.1 Baumwolle.....	26
4.3.1.2 Wolle	27
4.3.1.3 Regenerierte Cellulosefaser, hier Viskose.....	28
4.3.1.4 Synthetikfasern Polyester und Polyamid	28
4.3.2 Garnherstellung	29
4.3.3 Herstellung von Flächengebilden	29
4.3.4 Veredelung	29
4.3.4.1 Vorbehandlung.....	29
4.3.4.2 Färben.....	30
4.3.4.3 Drucken.....	32
4.3.4.4 Beschichten und Laminieren bzw. Kaschieren	33
4.3.4.5 Ausrüsten	33
4.3.5 Konfektion.....	36
4.3.6 Distribution.....	36
4.3.7 Nutzung	36
4.4 Hotspotbetrachtung für Treibhausgase, Wasser und Toxizität.....	38
4.4.1 Treibhausgase	38
4.4.2 Wasser.....	42
4.4.3 Toxizität	45
4.5 Gesamt- und Faserbetrachtung	47
4.5.1 Treibhausgase	47
4.5.2 Wasser.....	49
4.5.3 Faserbetrachtung.....	49
5. End-of-Life-Szenarien.....	53
5.1 Reuse.....	53
5.2 Recycling	54
5.2.1 Mechanisches Recycling	54
5.2.2 Chemisches Recycling	55
5.2.3 Biologisches Recycling.....	56
5.2.4 Status des Recyclings von Textilien	56
5.2.5 Barrieren und Limitierungen chemischen Recyclings	57
5.3 Sonstige Verwertung und Beseitigung	59

5.4	Ökologische Bewertung der End-of-Life-Optionen für Textilien	61
5.4.1	Reuse	62
5.4.2	Recycling	64
5.4.3	Energetische Verwertung	65
5.4.4	Nutzungsverlängerung	66
5.5	End-of-Life-Szenarien angewandt auf Österreich	66
6.	Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich	74
6.1	Sortierung	74
6.2	Separierung	75
6.2.1	Blend Re:wind Prozess	76
6.2.2	Enzymatische Separierung.....	79
7.	Diskussion	80
8.	Schlussfolgerungen	84
9.	Literaturverzeichnis	87
10.	Anhang.....	101
10.1	Anhang 1: Inlandsproduktion von „Textilien“ und Teppichen 2018	101
10.2	Anhang 2: Außenhandel von „Textilien“, Altwaren und Lumpen 2018	103
10.3	Anhang 3: Lebenszyklus von Textilien – Faserherstellung bis Nutzung....	105
10.3.1	Faserherstellung.....	105
10.3.1.1	<i>Baumwolle</i>	105
10.3.1.2	<i>Wolle</i>	105
10.3.1.3	<i>Regenerierte Cellulosefaser</i>	106
10.3.1.4	<i>Synthetikfasern Polyester und Polyamid</i>	106
10.3.2	Garnherstellung.....	107
10.3.3	Herstellung von Flächengebilden	107
10.3.4	Textilveredelung	108
10.3.4.1	<i>Vorbehandlung</i>	108
10.3.4.2	<i>Färben</i>	110
10.3.4.3	<i>Drucken</i>	113
10.3.4.4	<i>Beschichten und Laminieren bzw. Kaschieren</i>	113
10.3.4.5	<i>Ausrüsten bzw. Appretur (engl.: finishing oder functional finishing)</i>	114
10.3.5	Konfektion	115
10.3.6	Distribution und Verkauf	115
10.3.7	Nutzung	115
10.4	Anhang 4: Umweltauswirkungen der sechs End-of-Life-Szenarien für Österreich	116

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Anteile an der globalen Faserproduktion 2019 (vereinfachte Darstellung nach Textile Exchange 2020).....	5
Abb. 2: Generisches Wirkungsabschätzungsmodell (nach Roos 2015).	23
Abb. 3: Anteilige Treibhausgasemissionen der Lebenszyklusphasen von Textilien (nach UNEP 2020; eigene Darstellung).....	39
Abb. 4: Anteilige Treibhausgasemissionen der Lebenszyklusphasen von Kleidung (nach Quantis 2018; eigene Darstellung).....	40
Abb. 5: Anteilige Treibhausgasemissionen der Lebenszyklusphasen von Kleidung (nach Sandin et al. 2019b; eigene Darstellung).	41
Abb. 6: Anteilige Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien (nach UNEP 2020; eigene Darstellung).	42
Abb. 7: Anteilige Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien (nach Wasserknappheit gewichtet) (nach UNEP 2020; eigene Darstellung).	43
Abb. 8: Anteilige Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien – ohne Nutzungsphase (nach Quantis 2018; eigene Darstellung).	44
Abb. 9: Überblick über den Blend Re:wind Prozess (nach Peters et al. 2019a).....	78

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: (gerundete) Massen für Importe und Exporte von Altwaren und Lumpen 2018 (United Nations 2022).....	9
Tab. 2: Zehn Hauptexportziele für Altwaren (6309) 2018 (United Nations 2022).	9
Tab. 3: Drei Hauptexportziele für Lumpen (6310) 2018 (United Nations 2022).	10
Tab. 4: Restmüllanteil von Textilien und Schuhen (aus Beigl 2020).....	12
Tab. 5: Restmüllanteile von Textilien und Schuhen in den Bundesländern (Quelle: siehe Fließtext oben, Punkte 1. bis 9.).....	14
Tab. 6: Getrennt gesammelte Alttextilien nach Bundesland (eigene Darstellung auf Grundlage Statusbericht 2020).....	15
Tab. 7: österreichische Im- und Exporte der Güter 6309 im Jahr 2018 (United Nations 2022).....	17
Tab. 8: österreichische Im- und Exporte der Güter 6310 im Jahr 2018 (United Nations 2022).....	17
Tab. 9: Toxizität des jährlichen Konsums von Textilien in der EU-27 (Beton et al. 2014; eigene Darstellung).	46
Tab. 10: CO ₂ -Emissionen durch Kleidungskonsum (Quantis 2018; Beton et al. 2014; Sandin et al. 2019a).....	48
Tab. 11 Siedlungsabfälle nach Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen ausgewählter EU-Staaten im Jahr 2019 (Quelle: EUROSTAT 2021; Prozentangaben gerundet).	60
Tab. 12: Umweltauswirkungen dreier End-of-Life-Optionen je t Textilien (entnommen aus Schmidt et al. 2016).....	68
Tab. 13 Überblick über die Annahmen zu den Szenarien "A1", "A2", "Ö1" und "Ö2".....	72
Tab. 14 Überblick über die Annahmen zu den Szenarien "Recycling" und "MVA".....	72
Tab. 15: Überblick zur CO ₂ -Bilanz der Szenarien.....	73

1. Einleitung

Textilien sind wesentlicher Bestandteil menschlicher Gesellschaften und – ob als Heimtextil oder Bekleidungsstück – nicht nur nützlich, sondern auch Ausdruck von kultureller und individueller Identität (UNEP 2020). Die Herstellung von Textilien kann jedoch ebenfalls in Verbindung gebracht werden mit teils katastrophalen Bedingungen für ArbeiterInnen, fehlenden Sicherheits- und Brandschutzmaßnahmen in den Fabriken, Missachtung von Arbeits- und Menschenrechten und dem Fehlen einer ausreichenden medizinischen Versorgung (Human Rights Watch 2019). Internationale Beachtung fanden die sozialen Missstände in der Textilbranche beispielweise 2013 aufgrund des Zusammensturzes der Rana Plaza-Bekleidungsfabrik in Bangladesch, bei dem mehr als 1.100 ArbeiterInnen getötet und hunderte Weitere verletzt wurden (Ellen MacArthur Foundation 2017; Faigle und Pauly 2014). Gleichzeitig ist die Textilbranche auch berüchtigt für den Einsatz und die Freisetzung chemischer Substanzen sowie die Verschmutzung von Gewässern (UNEP 2020). Viele dürften mit der Herstellung von Textilien Bilder von verunreinigten, farbigen und mit Schaum bedeckten Flüssen und Gewässern vor allem in Teilen Asiens assoziieren, wie sie beispielweise in zahlreichen Greenpeace-Reports transportiert werden (u.a. Greenpeace 2011, 2013 und 2018). Verstärkt werden diese Problematiken durch das Phänomen „*Fast Fashion*“, einem Geschäftsmodell, das auf schnell wechselnden Trends und Styles, einer erhöhten Zahl von Kollektionen pro Jahr und oft niedrigeren Preisen basiert. Aufgrund dieses Phänomens und einer global wachsenden Mittelschicht hat sich die Produktion von Kleidung in den letzten 15 Jahren annähernd verdoppelt – bei gleichzeitig signifikant gesunkener Nutzungshäufigkeit der Kleidungsstücke (Ellen MacArthur Foundation 2017).

Ziel dieser Masterarbeit ist es, die im gesamten Lebenszyklus von Textilien auftretenden Umweltauswirkungen (genauer) darzustellen und Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich zu identifizieren. Zu diesem Zweck sollen in den anschließenden Kapiteln folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

1. Wie verlaufen die Massenflüsse von Textilien auf globaler, europäischer und österreichischer Ebene?
2. Welche Umweltauswirkungen entstehen im Lebenszyklus von Textilien und mit welchen Umweltauswirkungen sind die verschiedenen End-of-Life-Optionen wie Reuse, Recycling und energetischer Verwertung verbunden?
3. Welche Innovationen und Potenziale zur Optimierung existieren im abfallwirtschaftlichen Bereich für Textilien?

Der Ergebnisteil der Masterarbeit basiert auf einer Literaturstudie und ist in vier Teile gegliedert. Im ersten Teil, Kapitel 3 Massenflüsse, wird auf globaler, europäischer und österreichischer Ebene untersucht, wie viele Textilien konsumiert werden, wie groß der Anteil der Textilien ist, welcher nach der Nutzung getrennt erfasst und in Folge einer Wiederverwendung oder einem Recycling zugeführt werden kann, sowie wo die Textilien nach der getrennten Sammlung verbleiben (Inland/Ausland). Kapitel 4 beleuchtet in Form einer Darstellung von Problemfeldern sowie Hotspot-, Gesamt- und Faserbetrachtungen die Umweltauswirkungen entlang des Lebenszyklus – Faserherstellung bis Nutzung – von Textilien. In Kapitel 5 wird anhand verschiedener Szenarien für Österreich untersucht, welche Umweltauswirkungen und welcher Umweltnutzen mit den verschiedenen End-of-Life-Optionen – Reuse, Recycling und energetische Verwertung – verbunden sind. Zuvor erfolgt eine Erläuterung der

verschiedenen End-of-Life-Optionen, insbesondere unterschiedlicher Recyclingverfahren, sowie eine Zusammenfassung, wie diese End-of-Life-Optionen in der Literatur hinsichtlich ihres ökologischen Nutzens bewertet werden. Kapitel 6 Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich schließt den Ergebnisteil ab und basiert hauptsächlich auf den Erkenntnissen von Kapitel 5 End-of-Life-Szenarien.

2. Material und Methoden

Die Basis dieser Masterarbeit bildet eine Literaturrecherche, die mit Hilfe der Plattformen Google Scholar, vor allem aber Boku:Litsearch erfolgte. Darüber hinaus wurden zur Datengewinnung im Kapitel „Massenflüsse“ die UN Comtrade Database sowie die österreichische Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich herangezogen. Auf Grundlage der österreichischen Konjunkturstatistik wurden Tabellen für die Inlandsproduktion und den Außenhandel von Textilien in Österreich erstellt. Die Vorgehensweise bei der Erstellung der Tabellen wird in Kapitel 3.3 erläutert; die Tabellen befinden sich im Anhang (10.1 und 10.2). Die Erstellung der End-of-Life-Szenarien für Österreich in Kapitel 5.5 erfolgte auf Grundlage der Studie von Schmidt et al. (2016). Die Vorgehensweise wird auch hier im entsprechenden Kapitel (5.5) erläutert.

An vielen Stellen dieser Arbeit ist es von Bedeutung, wie Textilien definiert werden und welche Textilkategorien jeweils betrachtet werden. Dabei ist zwischen allgemeinen und operationalen Definitionen bzw. dem jeweiligen Untersuchungsrahmen zu unterscheiden.

Im Allgemeinen ist ein Textil ein flexibles Material bestehend aus einem Netzwerk natürlicher oder synthetischer Fasern. Die meisten textilen Flächengebilde werden erzeugt, indem die aus den Fasern hergestellten Garne verstrickt oder verwebt werden, es ist jedoch auch möglich Flächengebilde durch chemische, mechanische oder Hitzebehandlung der Fasern herzustellen (UNEP 2020). In diesem Fall spricht man von Vliesstoffen oder auch Nonwovens (Schönberger und Schäfer 2003).

Es ist möglich Textilien grob in die drei Kategorien

- Bekleidung,
- Industrie- oder technische Textilien
- und Haushaltstextilien

zu untergliedern. Der Kategorie Bekleidung werden neben Kleidungsstücken wie T-Shirt und Jeans auch Accessoires wie Schals, Hüte und Krawatten sowie Schuhwerk gerechnet. Unter Haushaltstextilien versteht man Textilien, die z.B. in Küche, Bad und Schlafzimmer verwendet werden wie etwa Tischdecken, Bettbezüge, Vorhänge oder Handtücher. Technische und Industrietextilien kommen in vielen Bereichen wie in der Medizin, Freizeit, Transport, Bauwesen und Landwirtschaft zum Einsatz. Als Beispiele können Bandagen, Zelte, Netze, die im Gartenbau Anwendung finden, Geotextilien und Verpackungsmaterial dienen (UNEP 2020).

Zur Unterscheidung von Fasern zur Herstellung von Textilien bietet sich die Unterteilung in natürliche und synthetische Fasern an (Europäische Kommission 2003). Natürliche Fasern können tierischen oder pflanzlichen Ursprungs sein. Tierische Fasern sind zum Beispiel Wolle und Seide. Pflanzliche Fasern sind beispielsweise Baumwolle, Jute, Kokosfasern, Leinen und Hanf (Textile Exchange 2020). Synthetische Fasern lassen sich in Fasern untergliedern, die aus natürlichen oder synthetischen Polymeren hergestellt werden. Synthetikfasern aus synthetischen Polymeren sind etwa Polyester, Polyamid, Acrylfaser und Elasthan. Zu den Synthetikfasern aus natürlichen Polymeren, auch Regeneratfasern, zählen Viskose, Lyocell, Modal und Acetat (Europäische Kommission 2003; UNEP 2020; Bernhardt et al. 2022). In der Praxis bestehen z.B. viele Kleidungsstücke allerdings aus Mischgeweben, sprich einer Kombination mehrerer textiler Rohstoffe (Bernhardt et al. 2022).

In den Kapiteln Massenflüsse von Textilien in Österreich, Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien und End-of-Life-Szenarien wurde jeweils genauer festgelegt, welche Textilien im Einzelfall untersucht und welche Kategorien von der Betrachtung ausgeschlossen werden. Die Einschränkungen wurden getroffen, um den Rahmen der Masterarbeit zu wahren, der jeweiligen Fragestellung gerecht zu werden oder aufgrund der genutzten Datengrundlage. Diese „operationalen Definitionen“ von Textilien werden zu Beginn der jeweiligen Kapitel erläutert.

3. Massenflüsse

3.1 Global

Weltweit werden 111 Mio. t/a Fasern produziert. Die Produktion von Polyester besitzt daran einen Anteil von ca. 52,2 %, gefolgt von Baumwolle mit einem Anteil von ca. 23,2 %, regenerierten Cellulosefasern mit einem Anteil von ca. 6,4 %, Polyamid mit einem Anteil von ca. 5 % und Schafwolle als Vertreterin tierischer Fasern mit einem Anteil von ca. 1 %. Die verbleibenden Anteile entfallen auf sonstige pflanzliche, tierische und synthetische Fasern (Textile Exchange 2020). Abb. 1 zeigt die gerundeten Anteile der verschiedenen Fasern an der globalen Gesamtproduktion im Jahr 2019.

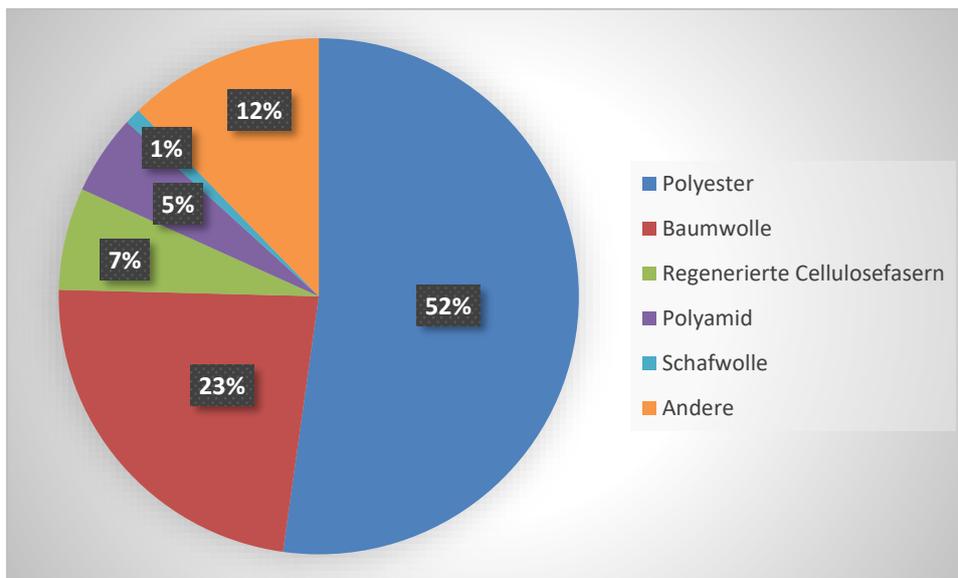


Abb. 1: Anteile an der globalen Faserproduktion 2019 (vereinfachte Darstellung nach Textile Exchange 2020).

Für die Produktion von Kleidung werden davon jährlich 53 Millionen t benötigt. In der Produktion von Kleidung werden 97 % primäres Material eingesetzt und 3 % recyceltes Material aus dem Textilsektor oder anderen Industriezweigen. 12 % des gesamten Input-Materials geht im Laufe der Produktion z.B. in Form von Abschnitten verloren, sodass 48 Mio. t den NutzerInnen als Kleidung zur Verfügung stehen (Ellen MacArthur Foundation 2017). Die Produktion von Baumwolle beläuft sich in diesem Zusammenhang auf 13 Mio. t (ca. 25 %), die Produktion von kunststoffbasierten Fasern auf 33 Mio. t (ca. 62 %) und die anderer Fasern auf 6 Mio. t (12 %) (Ellen MacArthur Foundation 2017).

Der Textilsektor ist geprägt von einer den Globus umspannenden Wertschöpfungskette sowie einer großen Zahl an kleinen und mittelgroßen Unternehmen. Während Staaten in Nordamerika und Europa wesentlich zum Konsum von Kleidung beitragen, findet die Produktion hauptsächlich in Schwellen- und Entwicklungsländern statt. In diesem Kontext ist die Rolle Chinas besonders hervorzuheben, denn China beansprucht sowohl bei der Faserproduktion, der Garnherstellung als auch der Herstellung der Flächengebilde einen Anteil an der globalen Produktion von über 50 % (UNEP 2020).

Der weltweite Konsum von Kleidung hat sich in den letzten 15 Jahren annähernd verdoppelt. Dies ist einerseits zurückzuführen auf eine global wachsende Mittelschicht und andererseits auf die sogenannte „Fast Fashion“, welche sich durch häufig

wechselnde Kollektionen und oft niedrigpreisige Artikel auszeichnet. Gleichzeitig sinkt auch die durchschnittliche Nutzungshäufigkeit einzelner Kleidungsartikel, also die Anzahl der Nutzungsintervalle, bis das jeweilige Kleidungsstück nicht mehr getragen wird: Diese ist heute 36 % niedriger als vor 15 Jahren (Ellen MacArthur Foundation 2017). Setzt sich die derzeitige Entwicklung fort, sind ein weiterer Anstieg der weltweiten Faserproduktion auf 146 Mio. t bis 2030 (Textile Exchange 2020) sowie eine Verdreifachung der Kleidungsproduktion bis 2050 zu erwarten (Ellen MacArthur Foundation 2017).

Im Anschluss an das Nutzungsende wird ein Großteil der Kleidungsstücke verbrannt oder deponiert (73 % des Gesamtfaserinputs). Etwa 25 %, entsprechend 12 Mio. t, aller Kleidungsstücke weltweit werden für Recycling und Reuse getrennt gesammelt. In welchem Umfang Kleider und Textilien getrennt gesammelt werden, unterscheidet sich dabei je nach Region erheblich. Während Deutschland beispielsweise – mit einer Sammelrate von 75 % – als Vorreiter gilt, existiert in vielen Staaten Asiens und Afrikas keinerlei Infrastruktur für die getrennte Sammlung von Kleidung und Textilien. Closed-loop-Recycling¹ erfolgt für weniger als 1 % des Gesamtfaserinputs. 12 % oder 6 Mio. t des Gesamtfaserinputs findet nach seiner Nutzung als Kleidungsstück eine Anwendung als minderwertigeres Produkt z.B. Isolationsmaterial, Reinigungstuch oder Matratzenfüllung. Weitere 6 Mio. t Kleidung werden nach ihrer vorrangegangenen Nutzung erneut verwendet und somit reused. Der Großteil dieser Masse, 75 %, wird für den Reuse ins Ausland transportiert. Dabei erfolgt ein Transfer von Kleidung aus Industriestaaten in Länder mit niedrigem Durchschnittseinkommen ohne eigene Sammelinfrastruktur, sodass auch diese Kleidungsstücke nach erneuter Nutzung letztlich für die Herstellung von Kleidung und Textilien verloren gehen (Ellen MacArthur Foundation 2017).

In der Außenhandelssystematik Kombinierte Nomenklatur (KN), welche auf der Produktnomenklatur Harmonisiertes System (HS) basiert und eine tiefere Untergliederung ebendieser darstellt (Statistik Austria 2020), bezeichnen die Gütercodes KN 6309 und KN 6310 (Altwaren bzw. Lumpen) gebrauchte Kleidung und Textilien (Durchführungsverordnung 2014; Watson et al. 2016). Dabei ist unter Altwaren (KN 6309) das Material der getrennten Alttextiliensammlung zu verstehen, was aus der Aufzählung der zugehörigen Waren hervorgeht (Wagner 2017):

- Kleidung und Bekleidungszubehör und Teile davon,
- Decken,
- Bettwäsche, Tischwäsche, Wäsche zur Körperpflege und Küchenwäsche,
- Waren zur Innenausstattung [...],
- Schuhe und Kopfbedeckungen aus Stoffen aller Art [...].

Diese müssen augenscheinlich gebraucht sein (Durchführungsverordnung 2014). Lumpen (KN 6310) bezeichnen die Nebenprodukte aus der Sortierung der Alttextilien (Wagner 2017).

In der UN Comtrade Database können Daten zu den Importen und Exporten dieser Güter in und aus verschiedenen Staaten abgerufen werden. Dabei zeigt sich z.B., dass allein die USA und Deutschland im Jahr 2018 ca. 1,258 Mio. t Altwaren (KN bzw. HS² 6309) exportierten. Hauptimporteure waren im Jahr 2018 Pakistan, Indien und Malaysia mit einem Gesamtimport in Höhe von ca. 1,268 Mio. t. Es muss allerdings

¹ Definition hier: „Recycling von Kleidung für Anwendungen gleicher oder ähnlicher Qualität“ (Ellen MacArthur Foundation 2017, 20).

² Die UN Comtrade Datenbank verwendet zur Klassifikation der Güter das Harmonisierte System und die entsprechenden HS-Codes. Die HS- und KN-Codes der relevanten Güter für diese Masterarbeit entsprechen sich allerdings.

darauf hingewiesen werden, dass im Jahr 2018 63 Staaten je mehr als 10.000 t Güter der Klasse 6309 importierten und 41 Staaten je mehr als 10.000 t exportierten (United Nations 2022) und bei diesen Zahlen Re-Importe und -Exporte außer Acht bleiben.

3.2 Europa und die EU

Analog zur globalen Entwicklung steigt auch in Europa der Bedarf für Bekleidung kontinuierlich an: Seit 1996 hat sich das Verkaufsvolumen für Bekleidung um 40 % erhöht (Hemkhaus et al. 2019). Die Umsätze des Textil- und Bekleidungssektors in der EU belaufen sich auf 162 Milliarden €. Die Exporte in Staaten außerhalb der EU belaufen sich auf 61 Milliarden € und fließen vorrangig in das Vereinigte Königreich, gefolgt unter anderem von der Schweiz und den USA. Die EU importiert jährlich Kleidung und Textilien im Wert von 109 Milliarden €. China ist mit einem Anteil von ca. einem Drittel wichtigster Handelspartner für Kleidung und Textilien, unter anderem gefolgt von Bangladesch und der Türkei. Insbesondere bei Kleidung existiert ein großes Handelsdefizit von 44 Milliarden € (Euratex 2020).

In den EU-27-Staaten wurden im Jahr 2007 6.754.000 t Kleidung und 2.793.000 t Heimtextilien, in Summe 9.547.000 t, konsumiert³. Dies entspricht einer Masse pro EU-BürgerIn von 19,1 kg. In die Kategorie Heimtextilien fallen z.B. Bettwäsche, Vorhänge, Geschirrtücher, Tischdecken und Bodenbeläge. Schuhe und Lederwaren sind hierbei aufgrund der genutzten Materialien nicht mit einbezogen (Beton et al. 2014). Aktuellere Daten (2015) beziffern allein den Kleidungskonsum der EU-28-Staaten auf 6,4 Mio. t, was einem Pro-Kopf-Konsum von 12,7 kg im Jahr entspricht (Gray 2017).

Der Anteil der Textilien, die am Ende ihres ersten Lebens getrennt gesammelt werden, schwankt innerhalb Europas erheblich. In diesem Zusammenhang muss aber auch auf die schlechte Datenlage hingewiesen werden: Teils wird in Ermangelung offizieller Daten die Rate der getrennten Sammlung auf Grundlage von Exportdaten geschätzt (Hemkhaus et al. 2019).

Zamani et al. (2015) zitieren Schätzungen, wonach 25 % der jährlich in der EU entsorgten Textilien getrennt gesammelt, reused oder recycelt werden. Bei einer Gesamtmenge entsorgter Textilien von 5,8 Millionen t entspricht dies ca. 1,45 Millionen t. Die Quelle dieser Schätzungen konnte nicht identifiziert werden. Beton et al. (2014) beziffern die Rate der getrennten Sammlung von Kleidung auf 20 %. Diese Daten beziehen sich jedoch auf das Jahr 2004 oder früher und basieren lediglich auf sieben EU-Staaten (Watson et al. 2018).

Laut Watson et al. (2018) existieren keine EU-übergreifenden Daten zur getrennten Sammlung von Textilien – weder als Anteil am Gesamtabsatz noch in kg pro Kopf. Diese AutorInnen fassen die Datenlage aus Studien für acht europäische Staaten zusammen. Dabei zeigen sich große Unterschiede zwischen den Staaten. Während in Italien lediglich elf Prozent der jährlich verkauften Menge Textilien getrennt gesammelt werden, liegt der Anteil in Deutschland bei 75 %. Eine Unsicherheit im Hinblick auf diese Zahlen ist, dass Schuhe und Taschen in den Berechnungen teils eingeschlossen sind, wohingegen sie bei Studien für andere Länder nicht mit einfließen. Watson et al. (2018,19) halten es dennoch für ausgeschlossen, dass die großen Unterschiede zwischen den Staaten allein auf diese Tatsache zurückzuführen sind. In nordeuropäischen Staaten (Dänemark, Finnland, Island, Norwegen und Schweden) liegt die Rate der getrennten Sammlung zwischen 22 % in Schweden und 46 % in Dänemark (Palm et al. 2014).

³ Daten Europroms Datenbank Stand 2007 (Beton et al. 2014)

Daraus folgt, dass ein erheblicher Anteil der jährlich entledigten Textilien und Kleidungsstücke den Weg in den gemischten Siedlungsabfall findet. Gray (2017) schätzt die Masse an Bekleidungstextilien im gemischten Siedlungsabfall auf 2,8 in Dänemark bis 7,2 kg in Italien pro EinwohnerIn und Jahr. Dies entspricht einer Gesamtmasse allein in den neun betrachteten EU-Staaten⁴ von ca. 1,7 Mio. t. Auf Ebene der EU-27 werden laut Beton et al. (2014) ca. 80 % der gebrauchten Kleidungsstücke nicht getrennt gesammelt. Von diesem Anteil werden ca. 30 % thermisch verwertet, ca. 70 % hingegen deponiert⁵, was einem Anteil von 57,1 % an der Gesamtmasse der Alttextilien entspricht. Die in Zamani et al. (2015) zitierten Schätzungen beziffern die Gesamtmasse der thermisch verwerteten, beseitigten sowie deponierten Textilien auf 4,3 Millionen t.

Verantwortlich für die getrennte Sammlung der Textilien und Kleidungsstücke zeichnen sich häufig wohltätige Organisationen, aber auch gewerbliche Unternehmen und öffentlich-rechtliche Akteure können eine Rolle bei der Sammlung spielen (Watson et al. 2018; Korolkow 2015). Dabei ist es im Interesse der verantwortlichen Organisationen, einen möglichst großen Anteil der Wiederverwendung/ dem Reuse zuzuführen, da hier das größte ökonomische Potenzial besteht (Forbrig et al. 2020; Watson et al. 2018). Das Beispiel Deutschland zeigt dementsprechend, dass der Anteil der Textilien, der für die Wiederverwendung bestimmt ist, bei 62 % liegt, gefolgt von 14 % für eine Weiterverwendung (z.B. als Putzlappen), 12 % fürs Recycling, 8 % zu verwertender und 4 % zu beseitigender Fraktion (Forbrig et al. 2020). Sandin und Peters (2018) geben den Anteil der weiterverwendeten Textilien mit 50 % an. Beton et al. (2014) schätzen die Anteile getrennt gesammelter Kleidung, die recycelt oder recycelt werden, auf 50 % bzw. 40 %.

Das Angebot an Second-Hand-Kleidung übersteigt jedoch bei Weitem die Nachfrage innerhalb der EU, weshalb ein großer Teil der Alttextilien u.a. in ostasiatische oder afrikanische Staaten exportiert wird (Šajn 2019).

Auch hier kann die UN Comtrade Datenbank, analog zu Wagner 2017 und Watson et al. 2016, genutzt werden, um den internationalen Handel gebrauchter Kleidung und Textilien (KN bzw. HS 6309 und 6310) zu beziffern. Die statistischen Daten wurden im Rahmen dieser Masterarbeit für das Jahr 2018 abgerufen, um Im- und Exporte oben genannter Güter in bzw. aus den EU-28-Staaten zu beziffern sowie wesentliche Exportziele und Importquellen zu identifizieren. Dabei gilt es zu beachten, dass es sich bei den Exportzielen um Erstdestinationen handelt und z.B. Staaten mit ausgeprägter Sortierinfrastruktur für Textilien lediglich Zwischenziele darstellen können (Watson et al. 2016).

Tab. 1 zeigt einen Überblick über die Massen, welche im Jahr 2018 im- und exportiert wurden. Daraus geht hervor, dass ca. 1,467 Mio. t Kleidungsstücke und Textilien mit Gütercode 6309 exportiert wurden und somit erheblich mehr als im gleichen Zeitraum importiert wurde. Der Exportüberschuss beläuft sich deshalb auf 1,380 Mio. t. Dies unterstreicht die Aussage von Šajn (2019), dass das Angebot gebrauchter Textilien innerhalb der EU bei Weitem die Nachfrage übersteigt. Importe und Exporte der Güter 6310 befanden sich 2018 ca. auf einem Niveau. Die Exportüberschüsse der Güter 6309 und 6310 belaufen sich insgesamt auf ca. 1,385 Mio. t, was an der gesamten Masse konsumierter Textilien in Höhe von 9,547 Mio. t (Beton et al. 2014) einem Anteil von ca. 14,5 % entspricht.

⁴ Dänemark, Deutschland, Italien, die Niederlande, Belgien, Spanien, Frankreich, Schweden und Vereinigtes Königreich

⁵ auch hier werden teils Daten aus 2004 oder früher genutzt (Watson et al. 2018; Beton et al. 2014)

HS-Gütercode	Import (t)	Export (t)	Exportüberschuss (t)
6309	87.229	1.466.948	1.379.719
6310	108.159	112.801	4.641

Tab. 1: (gerundete) Massen für Importe und Exporte von Altwaren und Lumpen 2018 (United Nations 2022).

Tab. 2 zeigt eine Auflistung wichtiger Exportziele für Altwaren (6309). In die zehn gelisteten Exportdestinationen werden knapp 0,917 Mio. t Altwaren exportiert, ein Anteil von ca. 63 % an den Gesamtexporten. Zu erwähnen ist allerdings, dass Exporte dieser Güter 2018 in insgesamt 168 Staaten erfolgte, der Import aus 148 Staaten (United Nations 2022).

Staat	Export (t)
Pakistan	229.240
Vereinigte Arabische Emirate	114.715
Ukraine	103.096
Tunesien	100.097
Ghana	88.142
Kamerun	68.113
Türkei	67.487
Togo	62.618
Nigeria	43.088
Benin	40.228
SUMME	916.824

Tab. 2: Zehn Hauptexportziele für Altwaren (6309) 2018 (United Nations 2022).

Tab. 3 zeigt drei wichtige Exportziele für Lumpen (6310), in die 2018 insgesamt ca. 72.000 t, ein Anteil an den Gesamtexporten von ca. 64 %, exportiert wurden. Bei diesen Gütern erfolgte der Export in 146 Staaten und der Import aus 81 Staaten. Die große Anzahl der Handelspartner für die Güter 6309 und 6310 verdeutlicht die Komplexität des Marktes für gebrauchte Textilien (Watson et al. 2016).

Staat	Export (t)
Indien	52.712
Marokko	11.850
Russland	7.577

Tab. 3: Drei Hauptexportziele für Lumpen (6310) 2018 (United Nations 2022).

Festzuhalten ist, dass sich die Quoten für die getrennte Sammlung von gebrauchten Textilien in Europa und der EU regional erheblich unterscheiden und in Anbetracht der konsumierten Menge an Textilien lediglich ein geringer Anteil getrennt gesammelt wird. Absolut betrachtet werden in der EU aber bereits heute große Mengen Alttextilien getrennt gesammelt und exportiert, da für sie scheinbar innerhalb der EU kein Markt existiert. Es wird zu beobachten sein, wie sich die getrennte Sammlung von Alttextilien und der Markt für gebrauchte Textilien verändern, wenn die von der Europäischen Union beschlossene getrennte Sammlung bis zum 1. Januar 2025 in den Mitgliedsstaaten in Kraft tritt. Der Beschluss für eine getrennte Sammlung u.a. von Textilien ist Teil von Änderungen an der Abfallrahmenrichtlinie vom 30. Mai 2018 (Abfallrahmenrichtlinie 2008). Bernhardt et al. (2022) gehen davon aus, dass die Mengen getrennt gesammelter Alttextilien, auch von minderer Qualität, aufgrund dieser Vorgaben künftig steigen werden.

Eine weitere erwähnenswerte Entwicklung ist die in Europa erstmalige Einführung eines Systems für Erweiterte Produzentenverantwortung (EPR) für Textilien in Frankreich. Seit der Einführung 2007 obliegt es Produzenten und Importeuren von Textilien und Schuhwerk, die getrennte Sammlung und weitere Verarbeitung von gebrauchten Textilien und Schuhen zu organisieren. Im gleichen Zug wurden Zielvorgaben für Sammlung, Reuse und Recycling der Textilien festgelegt. Die (meisten) Produzenten und Importeure übertragen ihre Verantwortung durch Zahlung von Gebühren an die Organisation EcoTLC und dessen Partner. Durch die gebührengestützten Aktivitäten dieser Organisation und seiner Partner konnte die Rate der getrennten Sammlung zwischen 2010 und 2016 auf 36 % verdoppelt werden (Watson et al. 2018).

3.3 Österreich

Für Österreich wird der Konsum von Textilien den Massen gegenübergestellt, die jährlich über den gemischten Siedlungsabfall und die getrennte Sammlung von Textilien entsorgt werden. Der Konsum von Textilien in Österreich muss dabei über Umwege abgeschätzt werden, indem die Inlandsproduktion und der Außenhandel quantifiziert werden. Die Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich wurde als Datengrundlage für die Inlandsproduktion herangezogen. Daten zu Importen und Exporten von Textilien wurden von der UN Comtrade Datenbank abgerufen. Diese Vorgehensweise wurde aus der Masterarbeit von Wagner (2017) übernommen.

Die Definition von „Textilien“ richtet sich hierbei nach den Gütern, die einerseits über die getrennte Sammlung für Textilien erfasst werden und andererseits solche, die über den gemischten Siedlungsabfall entsorgt werden können und im Rahmen von Sortieranalysen der Fraktion Textilien (und Schuhe) zugeordnet werden. Beispiele sind: Bekleidung (inkl. Lederbekleidung), Bett- und Tischwäsche, Handtücher, Vorhänge, Decken und Schuhe (Bernhardt et al. 2022) sowie Accessoires wie Gürtel,

Hüte und Krawatten (Humana s.a.). Nicht betrachtet wird hingegen Sperrmüll, darunter Matratzen und Teppiche, auch wenn diese einen Textilgehalt aufweisen (Bernhardt et al. 2022).

Die weitere Vorgehensweise wird in den folgenden Abschnitten genauer erläutert.

3.3.1 Inlandsproduktion

Um Daten für die Inlandsproduktion von Textilien in Österreich zu gewinnen, wurde die Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich des Jahres 2018 herangezogen, die von Statistik Austria herausgegeben wird und Stand November 2020 die aktuelle Version dieses Dokuments darstellte. Die Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich verwendet ÖPRODCOM als nationales Güterverzeichnis für die Erhebung der Güterproduktion. Der Bezug zur Kombinierten Nomenklatur soll aber auf nationaler Ebene gewahrt bleiben. Die Produktionsergebnisse sind dementsprechend nach ÖPRODCOM-Code gegliedert (Statistik Austria 2020)

Analog zur Masterarbeit von Wagner (2017) wurden die oben festgelegten Güter inklusive ÖPRODCOM-Code und Menge der abgesetzten Produktion in einer Tabelle (Anhang 1) erfasst. Bei der Mehrzahl der Produktionsergebnisse liegt die abgesetzte Menge lediglich als Stückzahl vor. In diesen Fällen ist es notwendig, Stückgewichte zu ermitteln, um die abgesetzte Produktion als Masse beziffern zu können. Ein Großteil der Stückgewichte konnte aus der Masterarbeit von Wagner (2017) übernommen werden; für den Rest wurde wie folgt vorgegangen (analog zu Wagner 2017):

1. Identifizierung des korrespondierenden KN-Codes mithilfe der Durchführungsverordnung 2014,
2. Eingabe der KN-Codes in die UN Comtrade Datenbank. Diese liefert in den meisten Fällen neben der Menge auch die Gesamtmasse der gehandelten Güter (Gesamtmasse : Gesamtstückzahl = Stückgewicht).
3. Multiplikation der abgesetzten Produktionsmenge nach Konjunkturstatistik mit dem errechneten Stückgewicht.

Für den Fall, dass auch auf diesem Weg kein Stückgewicht für die entsprechenden Güter ermittelt werden konnte, wurde ein Stückgewicht von 0,32 kg angenommen. Dies entspricht dem Durchschnittsgewicht aller identifizierten Güter im Rahmen der Masterarbeit von Maximilian Wagner (2017). Dieser Fall trat dann ein, wenn entweder kein korrespondierender KN-Code für Güter aus der Konjunkturstatistik identifiziert werden konnte oder Daten zu Menge oder Masse der jeweiligen Güter in der UN Comtrade-Datenbank fehlten. In der Tabelle in Anhang 1 wurde in diesen Fällen das Stückgewicht (0,32 kg) grau hinterlegt. Teile der Statistiken des Produzierenden Bereichs unterliegen der Geheimhaltung (Statistik Austria 2020). In diesen Fällen kann der Produktionsumfang der betroffenen Güter nicht beziffert werden; in der Tabelle findet sich an diesen Stellen ein rot hinterlegtes „G“.

Die gesamte Inlandsproduktion konnte mithilfe der oben beschriebenen Vorgehensweise auf ca. 5.503 t beziffert werden.

Schließt man Betaausstattung (Steppdecken, Deckbetten, Polster, Schlummerrollen und Kopfkissen) mit ein, kommen errechnete 417 t hinzu. Im Jahr 2018 wurden in Österreich 12.830.295 m² Teppiche produziert. Legt man das errechnete Gewicht pro m² für die jeweilige Teppichkategorie zu Grunde, entspricht dies ca. 32.908 t. Da jedoch davon auszugehen ist, dass ein Großteil dieser Teppiche nicht im Restmüll oder in der Altkleidersammlung erfasst wird, fließen Teppiche weder in die Massenflüsse noch die Überlegungen zu den End-of-Life-Szenarien im weiteren Verlauf dieser Arbeit ein.

Im Jahr 2018 wurden in Österreich ca. 2.221 t Schuhe hergestellt. Dies entspricht einem Anteil an der Gesamt-Inlandsproduktion von ca. 40,1 %.

3.3.2 Außenhandel

Um das Außenhandels saldo zu bestimmen, müssen Exporte sowie Importe derjenigen Güter ermittelt werden, die im Rahmen dieser Masterarbeit von Bedeutung sind. Dazu wurden in der Durchführungsverordnung 2014 die KN-Codes der Güter ermittelt, welche einleitend zu Kapitel 3.3 definiert wurden. Die KN-Codes wurden in die UN Comtrade-Datenbank eingegeben, um Massenangaben zu Im- und Exporten der entsprechenden Güter zu gewinnen. Demnach wurden im Jahr 2018 ca. 274.936 t Textilien importiert und ca. 110.024 t exportiert. Daraus ergibt sich ein Importüberschuss von 164.912 t.

Im Vergleich zu Wagner 2017 wurden einige Güter ausgeschlossen und andere inkludiert. Die Güter mit den KN-Codes 4015 und 4202 fließen nicht in die Berechnungen ein, da diese Güterklassen Güter umfassen, von denen nicht ausgegangen werden kann, dass sie in die Ergebnisse von Restmüllanalysen einfließen oder getrennt gesammelt werden. Gleichzeitig wurde die Tabelle um einige Güterklassen erweitert. In der Tabelle in Anhang 2 wurden Güterklassen, die nicht in die Berechnung des Außenhandels saldos einfließen, rot und neu hinzugefügte Güterklassen gelb gekennzeichnet.

Addiert man die Masse der Textilien, die in Österreich produziert werden (5.503 t), ergibt sich eine Gesamtmasse von 170.415 t, die für den österreichischen Markt zur Verfügung steht. Bei einem Bevölkerungsstand von 8.858.775 im Jahr 2018 (Statistik Austria 2022) entspricht dies ca. 19,2 kg pro Person und Jahr.

Der Anteil von Schuhen (KN-Codes: 6401, 6402, 6403, 6405) am Außenhandels saldo beträgt 18,4 %⁶.

Gebrauchte Güter werden gesondert im Zusammenhang mit der getrennten Sammlung thematisiert.

3.3.3 Textilien im gemischten Siedlungsabfall

Tab. 4 fasst nach Beigl (2020) zusammen, welche Anteile Textilien und Schuhe am österreichischen gemischten Siedlungsabfall haben.

Fraktion	Fraktionsanteil	Spezifische Fraktionsmasse	Fraktionsmasse
Textilien	3,8 Masse-%	6,3 kg/EW*a	55.804 t/a
Schuhe	1,2 Masse-%	1,9 kg/EW*a	17.000 t/a

Tab. 4: Restmüllanteil von Textilien und Schuhen (aus Beigl 2020).

Demnach besteht der gemischte Siedlungsabfall in Österreich zu etwa 5 % aus Textilien und Schuhen und enthält in Summe 72.804 t Textilien und Schuhe pro Jahr. Pro EinwohnerIn und Jahr werden im österreichischen Durchschnitt 8,2 kg Textilien und Schuhe im Restmüll entsorgt. Der Anteil der Textilien an dieser Gesamtmasse beträgt gerundet 76,6 %, der Anteil der Schuhe beläuft sich auf 23,4 %. In Österreich fallen jährlich 1.458.788 t gemischter Siedlungsabfall aus Haushalten und ähnlichen Einrichtungen an. Von dieser Gesamtmenge wurden 1.256.000 t (ca. 86 %) im ersten Behandlungsschritt thermisch und 180.000 t (ca. 12 %) biologisch behandelt (Statusbericht 2020).

⁶ 30.345.272 kg dividiert durch 164.912.298 kg

Tab. 5 enthält darüber hinaus Informationen zur Situation in den einzelnen Bundesländern. In einigen Restmüllanalysen werden die Daten zu Textilien und Schuhen nicht getrennt abgebildet. Weiters fehlen für das Burgenland und Vorarlberg Daten zu spezifischer Fraktionsmasse und Fraktions- bzw. Gesamtmasse, welche auf Grundlage der Bevölkerungszahl errechnet wurden (markiert mit **). Die Daten in Tabelle 5 stammen aus:

1. Burgenland: Umwelterklärung 2014 (V.2.0) Burgenländischer Müllverband (Burgenländischer Müllverband 2014),
2. Kärnten: Kärntner Abfallbericht und Abfallwirtschaftskonzept. 4. Fortschreibung 2018 – Begutachtungsentwurf (Amt der Kärntner Landesregierung 2018),
3. Niederösterreich: Niederösterreichische Restmüllanalyse 2018/2019 (Niederösterreichische Umweltverbände 2019),
4. Oberösterreich: Endbericht. Restabfallanalyse Oberösterreich 2018/2019 (Oberösterreichischer Landesabfallverband 2019),
5. Salzburg: Endbericht. Restabfallanalyse Salzburg 2019 (Land Salzburg 2019),
6. Steiermark: Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/19 (Land Steiermark 2019),
7. Tirol: Analysen des Restabfalls in Tirol 2018/19 (Amt der Tiroler Landesregierung 2019),
8. Vorarlberg: Analyse von kommunalem Restabfall sowie von getrennt gesammelte biogenen Abfällen in Vorarlberg 2018 – Exemplar „Mäder“ (Umweltverband Vorarlberg 2018),
9. Wien: Strategische Umweltprüfung zum Wiener Abfallwirtschaftsplan (Wr. AWP) 2019-2024 und zum Wiener Abfallvermeidungsprogramm (Wr. AVP) 2019-2024 (Magistratsabteilung 48 2017).

Es konnten für das Burgenland, Kärnten und Wien nicht die aktuellen Restmüllanalysen gefunden werden, die auf Grundlage der Vorgaben für bundesweite Restmüllanalysen 2018/19 (Beigl 2020) erstellt wurden. Unter Beachtung dieser Einschränkung lässt sich festhalten, dass der Anteil von Textilien und Schuhen im Restmüll in Vorarlberg relativ niedrig (4,7 kg/EW*a) und in Wien relativ hoch (10,1 kg/EW*a) ausfällt.

Bernhardt et al. (2022) geben die Zahlen der aktuellen Restmüllanalysen für die drei oben genannten Bundesländer wieder:

- Burgenland: Textilien 2,6 %; Schuhe: 1,1 % (Summe: 3,8 %),
- Kärnten: Textilien 4,2 %; Schuhe: 1,0 % (Summe: 5,2 %),
- Wien: Textilien 3,6 %; Schuhe: 1,1 % (Summe: 4,7 %).

Bundesland	Fraktion	Fraktionsanteil	Spezifische Fraktionsmasse	Fraktionsmasse	Gesamtmasse
Burgenland	Textilien	6,4 Masse-%	6,5 kg/EW*a **	1.804 t/a **	1.804 t/a **
	Schuhe				
Kärnten	Textilien	5,2 Masse-%	8,5 kg/EW*a **	4.765 t/a	4.765 t/a
	Schuhe				
Niederösterreich	Textilien	3,7 Masse-%	5,1 kg/EW*a	8.577 t/a	11.560 t/a
	Schuhe	1,3 Masse-%	1,8 kg/EW*a	2.983 t/a	
Oberösterreich	Textilien	4,6 Masse-%	5,4 kg/EW*a	7.950 t/a	7.950 t/a
	Schuhe				
Salzburg	Textilien	4,7 Masse-%	7,8 kg/EW*a	4.310 t/a	4.310 t/a
	Schuhe				
Steiermark	Textilien	4,3 Masse-%	5,5 kg/EW*a	6.729 t/a	9.076 t/a
	Schuhe	1,5 Masse-%	1,9 kg/EW*a	2.347 t/a	
Tirol	Textilien	4,8 Masse-%	6,2 kg/EW*a	4.621 t/a	5.631 t/a
	Schuhe	1,0 Masse-%	1,3 kg/EW*a	1.010 t/a	
Vorarlberg	Textilien	4,6 Masse-%	3,5 kg/EW*a	1.389 t/a **	1.865 t/a
	Schuhe	1,5 Masse-%	1,2 kg/EW*a	476 t/a **	
Wien	Textilien	2,9 Masse-%	8,5 kg/EW*a	15.205 t/a	18.062 t/a
	Schuhe	0,6 Masse-%	1,6 kg/EW*a	2.857 t/a	

Tab. 5: Restmüllanteile von Textilien und Schuhen in den Bundesländern (Quelle: siehe Fließtext oben, Punkte 1. bis 9.).

In die Kategorie Textilien flossen u.a. ein: Bekleidung, Bett- und Tischwäsche, Handtücher, Vorhänge, Decken, Stofftaschen, Teppiche (Land Salzburg 2019), Polster und Heimtextilien (Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/2019). In die Kategorie Schuhe flossen z.B. in den Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/2019 „alle Arten von Schuhen“ mit ein (Land Steiermark 2019). Daraus geht hervor, dass eine große Bandbreite an Textilien und Schuhen in die Ergebnisse der Restmüllanalysen einging. Auch Textilien abseits von Kleidung und Wäsche wie Heimtextilien wurden inkludiert und neben Reuse-fähigen Textilien auch solche, die verschmutzt, verschlissen oder zerrissen waren (Bernhardt et al. 2022).

3.3.4 Textilien in der getrennten Sammlung

Die getrennte Sammlung von Alttextilien im Sinne eines Altstoffes, dessen Sammlung (u.a.) eine Sammelerlaubnis nach § 24a AWG 2002 voraussetzt, erfolgt in Österreich hauptsächlich durch karitative, aber auch durch kommunale und gewerbliche Akteure

(Bernhardt et al. 2022). Beispiele für karitative Sammler sind etwa Repanet, Humana People to People, Kolpingwerk und Rotes Kreuz. Die MA 48 in Wien betreibt auf jedem Mistplatz in Wien eine Altwarensammlung (Bernhardt et al. 2022). In der 48er-Tandler-Box werden unter anderem Altkleider gesammelt, welche dann weiterverkauft oder an karitative Einrichtungen übergeben werden (Tragler 2019). Gewerbliche Sammler sind u.a. Öpula und FCC Textil2Use. Zudem besteht seit einigen Jahren die Möglichkeit, Altkleider und Schuhe bei Textilketten wie z.B. H&M, Zara und C&A direkt abzugeben. Diese Möglichkeit der Rückgabe spielt derzeit jedoch noch eine untergeordnete Rolle (Bernhardt et al. 2022) und wird daher nicht näher ausgeführt. Alttextilien werden in Österreich vor allem mit Hilfe eines Bringsystems z.B. in Sammelcontainern gesammelt (Bernhardt et al. 2022).

Im Jahr 2018 wurden in Österreich 37.687 t „Alttextilien“ getrennt gesammelt (Statusbericht 2020). Dabei handelt es sich um die Altkleider und -schuhe kommunaler Herkunft. Insgesamt werden in Österreich 44.697 t Altkleider und Altschuhe getrennt gesammelt (Bernhardt et al. 2022).

Tab. 6 zeigt das Gesamtaufkommen getrennt gesammelter Alttextilien (kommunaler Herkunft) sowie die getrennt gesammelte Masse pro EinwohnerIn in den einzelnen Bundesländern. Die Masse pro Person wurde auf Grundlage der Bevölkerungszahlen der Bundesländer berechnet (Statistik Austria 2022). Im österreichischen Schnitt werden pro Person 4,26 kg Alttextilien im Jahr getrennt gesammelt. Besonders hoch ist die getrennt gesammelte Menge in Vorarlberg mit 8,96 kg/Person, besonders niedrig hingegen ist sie mit 2,53 kg/Person in Wien.

Unter der vereinfachten Annahme, dass der Schuhanteil in der getrennten Sammlung dem Anteil beim Außenhandelsaldo, 18,4 %, entspricht und dieser Anteil von der Gesamtmenge abgezogen wird, ergibt sich eine Masse von ca. 30.753 t.

Bundesland	Aufkommen in t	Masse kg/EW*a
Burgenland	1.631	5,56
Kärnten	3.382	6,03
Niederösterreich	6.011	3,58
Oberösterreich	5.566	3,76
Salzburg	2.341	4,22
Steiermark	5.043	4,06
Tirol	5.391	7,16
Vorarlberg	3.528	8,96
Wien	4.794	2,53
Gesamt Österreich	37.687	4,26

Tab. 6: Getrennt gesammelte Alttextilien nach Bundesland (eigene Darstellung auf Grundlage Statusbericht 2020).

Repanet (Re-Use und Reparaturnetzwerk Österreich) und seine Mitglieder, die sich als Textilsammler betätigen, sammeln davon pro Jahr 13.265 t Alttextilien (Neitsch et al. 2019). Humana People to People sammelt 7.004 t (Karigl et al. 2019), Öpula zwischen 6.000 und 7.000 t (Tragler 2019) und FCC Textil2Use sammelt in Österreich und angrenzenden Länder 8.500 t (FCC Textil2Use GmbH s.a.).

Die Alttextilien, die in der getrennten Sammlung akzeptiert werden, entsprechen nicht einhundertprozentig den Sortierfraktionen für Textilien und Schuhe, wie sie Anwendung bei Restmüllanalysen finden. Zum einen sind einige Heimtextilien wie Teppiche, aber auch Stoffreste und Accessoires bei einigen Sammlern unerwünscht. Zum anderen gehören unbrauchbare, weil schmutzige und zerrissene Kleidungsstücke grundsätzlich nicht in Sammelcontainer (Humana s.a.; Öpula, s.a. a). Laut Öpula sind die Kosten für das Sammeln und Sortieren nicht tragbarer Kleidung höher als der Rohstoffwert, sodass diese als Verlust gebucht werden müssen und der reale Wert einer Spende vom Anteil tragbarer Kleidung abhängt (Öpula s.a. b). Somit handelt es sich bei Textilien und Schuhen im gemischten Siedlungsabfall nicht zwangsläufig um Fehlwürfe.

Von den getrennt gesammelten Alttextilien wird nur ein geringer Anteil in Österreich oder Europa als Second-Hand-Ware zum Verkauf angeboten. Im Falle von Repanet werden ca. 10 % der Gesamtsammelmenge in den Shops der Mitglieder verkauft oder stark rabattiert beziehungsweise unentgeltlich an Bedürftige abgegeben. 10.620 t fließen entweder in Form von Originalware (34 % der Gesamtsammelmenge) oder vorsortierter Ware (auch „beraubte Ware“, 46 % der Gesamtsammelmenge) an den Großhandel (Neitsch et al. 2019). Ob und in welchem Umfang ein Teil dieser Ware in Österreich oder Europa verkauft wird, ist unbekannt. HUMANA People to People Österreich sortiert einen Großteil der Sammelware in einem slowakischen Sortierwerk. Von der gesamten Sammelmenge eignen sich 14,8 % als „Shop-Ware-Europa“ und weitere 52,5 % für den weltweiten Re-Use. ÖPULA sortiert die gesammelte Ware in Italien. Von dort werden noch tragbare Altkleider in afrikanische Länder weiterverkauft (Tragler 2019). FCC Textil2Use bietet seine Sammelware direkt und ohne Vorsortierung zum Verkauf an. Lediglich erkennbare Müllteile werden entfernt (FCC Textil2Use GmbH s.a.).

Dass ein Großteil der gesammelten Ware Österreich verlässt, lässt sich auch anhand der Güterbewegungen der Güterkategorien KN bzw. HS 6309 und 6310, die in der UN Comtrade Datenbank abgerufen wurden, ablesen. Demnach verließen im Jahr 2018 41.006 t Güter der Kategorie 6309 Österreich. Im gleichen Zeitraum wurden jedoch lediglich 2.576 t importiert. Der Exportüberschuss beläuft sich somit auf ca. 38.430 t. Tab. 7 bildet die zehn wichtigsten Partner für Export und Import der Güter 6309 ab. Insgesamt exportierte Österreich im Jahr 2018 Altwaren in 45 Länder. Importierte Waren stammten aus 26 Ländern, unter welchen Deutschland, die Slowakei und die Schweiz den weitaus größten Anteil ausmachten.

Rang	Exportpartner	Nettogewicht 2018 (t)	Importpartner	Nettogewicht 2018 (t)
1	Litauen	8.704	Deutschland	1.165
2	Slowakei	7.537	Slowakei	1.039
3	Italien	6.577	Schweiz	280
4	Rumänien	6.213	Ungarn	30
5	Deutschland	4.314	Polen	26
6	Ungarn	2.145	Rumänien	8
7	Bulgarien	1.761	Frankreich	7
8	Türkei	1.598	Kroatien	4
9	Polen	432	USA	4
10	Spanien	353	Thailand	3
Gesamt		41.006		2.576

Tab. 7: österreichische Im- und Exporte der Güter 6309 im Jahr 2018 (United Nations 2022).

2018 exportierte Österreich zudem 5.666 t Waren der Kategorie 6310 in 41 Länder weltweit, von denen die Niederlande, Belgien, Deutschland und die Schweiz den Hauptteil ausmachten. Der Import im gleichen Zeitraum belief sich auf 2.197 t und stammte vor allem aus Ungarn und Polen (siehe Tab. 8). Der Exportüberschuss beläuft sich auf ca. 3.469 t.

Rang	Exportpartner	Nettogewicht 2018 (t)	Importpartner	Nettogewicht 2018 (t)
1	Niederlande	4.201	Ungarn	886
2	Belgien	675	Polen	864
3	Deutschland	388	Schweiz	113
4	Schweiz	140	Deutschland	90
5	Gambia	61	Tschechien	71
6	Dänemark	50	Slowakei	70
7	Ungarn	32	Niederlande	55
8	Polen	28	Belarus	34
9	Serbien	18	Bulgarien	9
10	Tunesien	16	China	4
Gesamt		5.666		2.197

Tab. 8: österreichische Im- und Exporte der Güter 6310 im Jahr 2018 (United Nations 2022).

Informationen dazu, welcher Anteil der erfassten Sammelware jeweils reused, recycelt und beseitigt wird, liegen für HUMANA und ÖPULA vor. Die Daten für HUMANA stammen aus der Studie „Verwertung von gesammelten Alttextilien“ von Karigl et al. (2019), die von HUMANA in Auftrag gegeben wurde. Laut dieser Untersuchung sind 67,3 % der Sammelware generell fürs Reuse geeignet, während 23 % ins Recycling und 9,7 % in die Beseitigung gehen. Der größte Teil der Sammelware, die von ÖPULA erfasst wird, ist ebenfalls für eine Wiederverwendung geeignet: Der Re-Use-Anteil wird hier auf 50 % beziffert. Der Rest wird zu Putzfetzen (30%) und Dämmmaterial (10 %) weiterverarbeitet oder beseitigt (10 %) (Tragler 2019). Repanet gibt in seinem Tätigkeitsbericht lediglich an, dass der Hauptteil der Sammelware, 10.620 t, an den Großhandel veräußert wird. Diese Ware wird hauptsächlich nach Ost- und Südeuropa exportiert, dort im Hinblick auf Zielmärkte sortiert und anschließend weltweit angeboten. Für die Gesamtheit der österreichischen Alttextilien sei laut ExpertInnen davon auszugehen, dass etwa 50 % wiederverwendet werden. Der Rest sei durch Verschmutzung, Beschädigung oder schlechte Qualität nicht mehr tragbar (Neitsch et al. 2019). Für die gesammelten Alttextilien von FCC Textil2Use existiert lediglich die Aussage, dass dieses Sammelgut unsortiert an Sortierbetriebe in Süd- und Osteuropa weiterverkauft werden (Tragler 2019).

3.3.5 Zusammenfassung der Massenflüsse von Textilien in Österreich

In Österreich werden jährlich 5.503 t Textilien produziert, der Importüberschuss beträgt 164.912 t. Somit stehen österreichischen KonsumentInnen 170.415 t Textilien pro Jahr zur Verfügung. In Restmüll und getrennter Sammlung gehen jährlich 72.804 t bzw. 37.687 t, in Summe 110.491 t. Daraus resultiert eine Differenz zwischen der verfügbaren Masse an Textilien und der Masse an entledigten Textilien über Restmüll und getrennter Sammlung von 59.924 t.

Ein Teil der Erklärung könnte sein, dass hierbei lediglich die Zahlen aus der kommunalen getrennten Sammlung und dem gemischten Siedlungsabfall betrachtet wurden. Bernhardt et al. (2022) beziffern die gesamte getrennte Sammlung auf 44.697 t und somit 7.010 t zusätzlich zur kommunalen Sammlung allein. Darüber hinaus können auch Gewerbeabfälle, insbesondere haushaltsähnliche, Textilien enthalten. Der Textilgehalt in gemischten Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen wird auf 87.986 t beziffert, 15.182 t mehr als der gemischte Siedlungsabfall für sich betrachtet. Es kann jedoch nicht mit Sicherheit davon ausgegangen werden, dass diese Textilien der einleitend in 3.3 festgelegten Definition von Textilien entspricht.

Darüber hinaus könnten auch die Definition von Textilien einleitend in 3.3 und die Identifikation entsprechender Güter in Konjunkturstatistik und Durchführungsverordnung eine Ursache für die oben festgestellte Differenz sein. Diese müssen nicht deckungsgleich sein mit den Definitionen für die textile Fraktion im Rahmen von Restmüllsortieranalysen und auch nicht einhundertprozentig den Alttextilien entsprechen, die durch die getrennte Sammlung erfasst werden, auch wenn dies Zielsetzung der Definition von Textilien zu Beginn des Kapitels ist.

Des Weiteren birgt auch die Umwandlung von Stückzahlen zu Masseneinheiten Unsicherheiten in sich. Dieser Schritt ist für die Bemessung der Inlandsproduktion notwendig und geschieht auch im Hintergrund für die Daten, welche von der UN Comtrade Datenbank abgerufen wurden (Wagner 2017).

Ein weiterer erklärender Faktor könnte die informelle Sammlung von Alttextilien sein, bei der z.B. Sammelbehälter ohne Genehmigung der Behörden aufgestellt oder Textilien per Haussammlung gesammelt werden. Zum Ausmaß der informellen Sammlung existieren keine direkt auf Bundes- oder Landesebene erhobenen oder

aktuelleren Daten als eine Schätzung auf 8.800 t für das Jahr 2013, die von Wagner 2017 getroffen wurde (Bernhardt et al. 2022).

Die Akkumulierung von Textilien in Haushalten bzw. das Aufwachsen eines textilen Nutzlagers (Wagner 2017) sowie unterschiedlich lange Lebensspannen der Textilien liefern eine weiterführende Erklärung für die oben identifizierte Differenz (Dahlbo et al. 2017). Diese Textilien müssen allerdings nicht zwingend bei ihren ursprünglichen NutzerInnen verbleiben, sondern können auch privat weitergegeben oder verkauft werden. Diese Art der Weitergabe findet in zunehmendem Maße statt, erfolgt jedoch aufgrund der fehlenden Entledigungsabsicht außerhalb des Abfallregimes (Bernhardt et al. 2022), weshalb diese Massenflüsse im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet werden.

4. Umweltauswirkungen entlang des Lebenszyklus von Textilien

4.1 Lebenszyklusabschnitte

Der Lebenszyklus von Textilien kann in Anlehnung an Europäische Kommission (2003), Schönberger und Schäfer (2003), Beton et al. (2014) und Sandin et al. (2019a) in folgende Prozesse bzw. Abschnitte untergliedert werden:

1. Faserherstellung und -vorbereitung,
2. Garnherstellung,
3. Herstellung der Flächengebilde,
4. Veredelung, welche Vorbehandlung, Färben, Drucken, Beschichten und Laminieren bzw. Kaschieren sowie Ausrüsten beinhaltet,
5. Konfektion,
6. Distribution und Verkauf,
7. Nutzung.

Bei dieser Abfolge handelt es sich um eine Vereinfachung und Verallgemeinerung, da die Verfahrensschritte in unterschiedlichem Umfang und in unterschiedlicher Reihenfolge erfolgen können. Es können z.B. neben Flächengebilden bereits Fasern und Garne gefärbt werden (Beton et al. 2014; Schönberger und Schäfer 2003). Details zu den einzelnen Abschnitten und Prozessen werden in Anhang 3 erläutert. Der Fokus bei den Beschreibungen liegt auf den Fasern Baumwolle, (Schaf-)wolle, Viskose, Polyester und Polyamid, da diese große Marktanteile auf sich vereinen (siehe Baumwolle und Polyester) oder wichtige Vertreter verschiedener Faserkategorien darstellen (siehe Viskose und Schafwolle).

An dieser Stelle soll lediglich auf einige Charakteristika der textilen Wertschöpfungskette und der Textilindustrie eingegangen werden.

Textile Produkte besitzen eine äußerst lange und komplexe Wertschöpfungskette sowohl in Bezug auf die eingesetzten Materialien und Prozesse als auch die zur Herstellung verwendeten Ausrüstung (Beton et al. 2014; Roos et al. 2019a). Charakteristisch für die Textilindustrie ist ihre Fragmentierung, sprich die große Zahl kleiner und mittlerer Unternehmen, welche bei der Herstellung der Textilien beteiligt sind (Beton et al. 2014; UNEP 2020): Allein in China sind mehr als 50.000 Textilfabriken ansässig (Choudhury 2014). Die beteiligten Akteure gehören diversen Industriezweigen wie z.B. Landwirtschaft und Petrochemie an und sind über den Globus zerstreut, sodass aufeinander folgende Herstellungsschritte häufig in unterschiedlichen Ländern erfolgen (Niinimäki et al. 2020). Rohmaterialgewinnung und Herstellungsprozesse erfolgen vorrangig in Asien oder allgemeiner in Entwicklungs- und Schwellenländern, während sich der Konsum von Textilien auf Nordamerika und Europa konzentriert (UNEP 2020). Der Status quo der Textilindustrie wurde wesentlich durch die Beendigung des Multifaserabkommens (engl. *Multifiber Arrangement* (MFA)) im Jahr 2005 beeinflusst, welches den Handel mit Textilien regulieren und mit Hilfe von Einfuhrkontingenten bestimmte Märkte z.B. in Europa schützen sollte. Die Beendigung des Abkommens löste eine Produktionsverlagerung weg von Industriestaaten hin zu Niedriglohnländern wie z.B. China und Bangladesch aus (Hvass 2016). Diese Produktionsverlagerung hat zur Folge, dass einerseits die Komplexität der Wertschöpfungskette von Textilien zu- und andererseits die Transparenz in der Wertschöpfungskette abgenommen hat. Oft ist bereits für die Produzenten innerhalb

der Wertschöpfungskette unklar, woher die verwendeten Materialien stammen und wie diese zuvor behandelt wurden (Niinimäki et al. 2020).

4.2 Beurteilung der Umweltauswirkungen von Textilien

Um die Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien erfassen und beurteilen zu können, nutzen viele AutorInnen (z.B. Beton et al. 2014; Cotton Inc. 2017; Dahlbo et al. 2017; Quantis 2018; Sandin et al. 2019a; Van der Velden et al. 2014) die Methodik der Ökobilanz (engl. *life cycle assessment* (LCA)). Ökobilanzen sind ein Werkzeug, das genutzt werden kann, um die Umweltauswirkungen von Produkten oder Aktivitäten entlang von deren Lebenszyklus zu quantifizieren (Goedkoop et al. 2013).

Die Erstellung einer Ökobilanz nach den ISO-Standards 14040 und 14044 erfolgt in vier Schritten:

1. Festlegung der Ziele und des Untersuchungsrahmens,
2. Erstellen der Sachbilanz (engl. *life cycle inventory*): Hier werden alle relevanten Flüsse von Material und Energie quantifiziert und in Bezug auf die funktionelle Einheit⁷ z.B. einem Produkt ausgedrückt.
3. Erstellen der Wirkungsabschätzung (engl. *life cycle impact assessment*). Hier werden die Daten der Sachbilanz mit Hilfe der sogenannten Charakterisierung in potenzielle Umweltauswirkungen übersetzt und in Wirkungskategorien eingeteilt.
4. Interpretation der Ergebnisse; Auswertung (Sandin et al. 2019a; Umweltbundesamt 2018; Roos 2015).

Im Rahmen der Wirkungsabschätzung werden die Daten aus der Sachbilanz in Indikatoren von Wirkungskategorien übersetzt, die entweder auf Midpoint- oder Endpoint-Level ansetzen. Dazu müssen Wirkungskategorien, deren Indikatoren sowie die Charakterisierungsmethoden ausgewählt werden (Goedkoop et al. 2013).

Diese Übersetzung von Emissionen und der Nutzung von Ressourcen in Umweltauswirkungen erfolgt mit Hilfe von Charakterisierungsfaktoren. Charakterisierungsfaktoren drücken aus, welche Umweltauswirkungen mit der Emission oder Nutzung einer gewissen Menge des jeweiligen Stoffes einhergehen. Eine Midpoint-Wirkungskategorie ist beispielsweise Klimawandel mit dem entsprechenden Charakterisierungsfaktor „Treibhauspotenzial“ (engl. *global warming potential* (GWP)). Der Charakterisierungsfaktor GWP setzt den zusätzlichen Strahlungsantrieb durch die Emission des jeweiligen Stoffes ins Verhältnis zur Emission eines Kilogramms CO₂. Bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren besitzt Methan beispielsweise ein Treibhauspotenzial von 34 kg CO₂-Äquivalenten/kg (Huijbregts et al. 2016). Eine Methode, ein „Rezept“, wie in Ökobilanzen Wirkungskategorie-Indikatoren berechnet werden können, liefert ReCiPe 2008 (Goedkoop et al. 2013) beziehungsweise die aktualisierte Version, ReCiPe 2016 (Huijbregts et al. 2016). Es existieren allerdings eine Vielzahl verschiedener Wirkungsabschätzungsmodelle (Roos 2015) und von möglichen Wirkungskategorien sowie Charakterisierungsmethoden, über deren Verwendung nicht immer Konsens herrscht (Sandin et al. 2019b).

⁷ Bezugsgröße für den Nutzen des Produkts, auf den die In- und Outputflüsse der Sachbilanz bezogen werden können (Salhofer 2022).

Midpoint-Indikatoren charakterisieren Auswirkungen, die von den in der Sachbilanz identifizierten Material- und Energieflüssen verursacht werden. Endpoint-Indikatoren sollen den Schaden illustrieren, der durch die oben genannten, angestoßenen Prozesse verursacht wird (Quantis 2018). Bei der Auswahl der Wirkungskategorien soll sichergestellt werden, dass alle relevanten Umweltauswirkungen abgebildet werden (Sandin et al. 2019b). Die Ökobilanz von Beton et al. (2014) beinhaltet zum Beispiel 18 Midpoint-Indikatoren wie Klimawandel und Frischwassereutrophierung sowie die 3 Endpoint-Indikatoren menschliche Gesundheit, Diversität der Ökosysteme und Ressourcenverfügbarkeit. Midpoint-Indikatoren zeichnen sich dadurch aus, dass sie eine engere Beziehung zu den Flüssen von Energie und Ressourcen besitzen und mit einer niedrigeren Unsicherheit behaftet sind. Die Unsicherheiten sind im Fall von Endpoint-Indikatoren größer, jedoch kann mit deren Hilfe besser beurteilt werden, inwieweit die oben genannten Flüsse von Relevanz für die Umwelt sind (Huijbregts et al. 2016). Weitere Vorteile von Endpoint-Indikatoren liegen darin, dass sie konkreter und weniger vielzählig sind als Midpoint-Indikatoren und somit die Ergebnisse der Ökobilanz leichter verständlich machen (Beton et al. 2014).

Die Emission von toxischen Chemikalien ist in Zusammenhang mit der Produktion von Textilien ein Umweltaspekt von besonderer Relevanz, der in Ökobilanzen zum Thema enthalten sein sollte (Roos et al. 2018). Eine Studie von Roos (2015) zeigte allerdings, dass in 54 von 58 LCA-Studien die möglichen Auswirkungen toxischer Substanzen nicht betrachtet wurden. Dies birgt die Gefahr, dass Auswirkungen durch den Einsatz toxischer Substanzen unterschätzt werden und entsprechende Hotspots im Lebenszyklus der Textilien unidentifiziert bleiben (Roos et al. 2019a).

Tatsächlich zeigt sich, dass einige Aspekte in Ökobilanzen zu Textilien besser quantifizierbar sind als andere. Beispiele für Umweltauswirkungen, die derzeit nicht gut charakterisiert werden können, sind etwa die Auswirkungen von Chemikalien, die während der Veredelung eingesetzt werden, und Mikroplastik auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme (UNEP 2020).

Das laut Cotton Inc. (2017) beste LCA-Modell zur Bewertung der Toxizität ist USEtox™. Die AutorInnen dieser Studie bezeichnen die Unsicherheiten in Bezug auf die tatsächlichen Auswirkungen dennoch als so groß, dass die Ergebnisse lediglich dazu dienen sollen, bedenkliche Substanzen zu identifizieren. Die großen Unsicherheiten bei der Modellierung toxischer Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme liegen darin begründet, dass die tatsächlichen Auswirkungen stark von lokalen Expositions-/Wirkungspfaden abhängen und so die Charakterisierung von Chemikalien einen Unsicherheitsfaktor von bis zu 1000 aufweisen kann (Schmidt et al. 2016). Weiters enthält die USEtox-Datenbank zwar die Charakterisierungsfaktoren für mehr als 3000 Substanzen, allein in der Textilindustrie werden allerdings über 15.000 Substanzen eingesetzt (Roos et al. 2018). Damit die Auswirkungen des Einsatzes von Chemikalien in einer LCA beurteilt werden können, muss der Umfang der Emissionen in der Sachbilanz enthalten sein und jede Substanz benötigt einen Charakterisierungsfaktor (CF) (Roos 2015), denn erst dieser erlaubt es, wie in Abb. 2 ersichtlich, aus den Ergebnissen der Sachbilanz eine Wirkungsabschätzung zu generieren.

Sachbilanzdaten	X	CF	=	Ergebnis Wirkungsabschätzung
Sachbilanzdaten	X	Kein CF	=	0
Keine Sachbilanzdaten	X	CF	=	0

Abb. 2: Generisches Wirkungsabschätzungsmodell (nach Roos 2015).

Auch für das Jahr 2019 wird festgehalten, dass die Toxizität der eingesetzten Chemikalien im Textilsektor nur in geringem Ausmaß von LCA-Studien bewertet wurde (Roos et al. 2019a).

Zurückzuführen ist dies auf:

1. den Mangel an Sachbilanzdaten zum Input oder den Emissionen einiger Chemikalien im Textilsektor und
2. den Mangel an Charakterisierungsfaktoren.

Fehlende Sachbilanzdaten für bestimmte Inputs/Emissionen und Charakterisierungsfaktoren für einzelne Chemikalien führen dazu, dass die in der Realität auftretenden Auswirkungen nicht in der Wirkungsabschätzung abgebildet werden können (Roos et al. 2019a). Die Gewinnung vollständiger Sachbilanzdaten wird ErstellerInnen von Ökobilanzen dadurch erschwert, dass textile Wertschöpfungsketten im Hinblick auf die zur Auswahl stehenden Materialien, Prozesse und Equipment äußerst komplex sind (Roos 2015). Zur großen Anzahl möglicher Materialien, Chemikalien und Prozesse hinzu kommt, dass Bestandteile chemischer Produkte häufig unternehmerischen Geheimhaltung unterliegen (Roos und Peters 2015). Erschwerend hinzu kommt, dass der Textilsektor einer der am meisten globalisierten Sektoren weltweit ist und internationale oder interkontinentale Transporte die Regel darstellen (UNEP 2011). Somit können für verschiedene Lebenszyklusabschnitte verschiedene Akteure in verschiedenen Unternehmen zuständig sein (Roos et al. 2019a). Dies führt zur Situation, dass kein Akteur innerhalb der Wertschöpfungskette einen genauen Überblick darüber besitzt, welche Materialien, Prozesse und Equipment an anderer Stelle zum Einsatz kommen (Roos 2015).

Es existiert praktisch kein System, mit dem Informationen über enthaltene Chemikalien in den einzelnen textilen Produkten weitergeleitet werden können, sondern lediglich solche, die sicherstellen sollen, dass bestimmte Chemikalien nicht enthalten sind. Modemarken können zum Beispiel *Restricted Substance Lists* (RSL) erstellen, welche von den Zulieferern Maßnahmen einfordern, mit denen sichergestellt werden soll, dass unerwünschte Substanzen nicht oder unterhalb eines festgelegten Levels in den Produkten nachweisbar sind. Öko-Labels wie z.B. der Oeko-Tex® Standard 100 können auf ähnliche Weise funktionieren (UNEP 2011). Ein Beispiel für eine RSL ist die Detox-Kampagne von Greenpeace. Diese 2011 von Greenpeace gestartete Kampagne stellt sich dem Einsatz toxischer Chemikalien in der Textilindustrie entgegen. Kernelement der Kampagne ist eine *Manufacturing Restricted Substances List* (MRSL), also eine Schwarze Liste von Substanzen, die bei der Produktion von Textilien keinerlei Anwendung finden sollen. Unternehmen, die sich zu den Zielen der Kampagne bekennen, müssen sicherstellen, dass Grenzwerte eingehalten werden, indem Abwässer und Klärschlämme der Betriebsstätten auf die Substanzen hin untersucht werden. Der Fokus der MRSL liegt zunächst auf elf prioritär bewerteten Gruppen von Chemikalien (Greenpeace 2018).

Mit Blick auf die Auswirkungen, die aus der Nutzung der Vielzahl an Chemikalien resultieren, kommentiert UNEP (2020, 27): „Die Textilindustrie ist für ihre Auswirkungen auf Gewässersysteme berüchtigt. Doch trotz dieses schlechten Rufs existieren überraschend wenig Daten zum genauen Ausmaß der durch die Textilverarbeitung verursachten Wasserverschmutzung.“ Beispielsweise sei die Behauptung, dass 20 % der Industriewasserverschmutzung auf die Textilverarbeitung zurückzuführen sei, „haltlos“. Andere Schätzungen gehen beispielsweise davon aus, dass pro Kilogramm Flächengebilde 0,58 kg Chemikalien eingesetzt werden müssen (Ellen MacArthur Foundation 2017). Wieder andere AutorInnen beziffern den Chemikalieneinsatz pro kg Flächengebilde auf 1,5 bis 6,9 kg (Roos 2015).

Wenn auch das globale Ausmaß der Umweltauswirkungen durch die Nutzung von Chemikalien bei der Herstellung von Textilien nicht genau beziffert werden kann, so liefern diverse Fallstudien Hinweise darauf, dass bei der Produktion toxische Substanzen in die Umwelt gelangen und auch verkaufsfähige Textilien toxische Substanzen enthalten. Die Ergebnisse dieser Fallstudien bezeichnet Greenpeace (2011, 5) als „Indikatoren eines wesentlich größeren Problems“.

So konnten beispielsweise Untersuchungen durch Greenpeace in den Deltas des Perlfusses und des Jangtse in China (Greenpeace 2011) zeigen, dass ein großer Textilkomplex, Zulieferer internationaler Marken wie Adidas, H&M, Lacoste, Nike und Puma, trotz der Existenz einer modernen Abwasserreinigungsanlage toxische Substanzen wie Nonylphenol und perfluorierte Chemikalien in einen Fluss einleitet, der ins Jangtse-Delta mündet. Bei einer größeren Färberei konnten unter anderem Alkylphenole und hohe Gehalte an Schwermetallen wie Chrom, Kupfer und Nickel nachgewiesen werden. Die Ableitung von Abwässern konnte nur nachts beobachtet werden; eine Praktik, die dazu dient, Abwässer möglichst unbeobachtet ableiten zu können (Greenpeace 2011). Hohe Schwermetallgehalte in den Abwässern von Textilfabriken konnten auch die AutorInnen Khan und Malik (2018) sowie Akhtar et al. (2016) in Indien bzw. Pakistan nachweisen. In diesen beiden Fällen lagen die Konzentrationen von Chrom, Blei und Cadmium bzw. Eisen, Chrom und Arsen über den Grenzwerten von WHO und US-EPA. Khan und Malik (2018) identifizierten darüber hinaus einige hochtoxische organische Verbindungen wie z.B. Benzidin.

Ein weiteres Negativbeispiel ist der Fluss Citarum in Indonesien, welcher als einer der schmutzigsten Flüsse weltweit gilt (z.B. Carrubba 2020; Greenpeace 2013). Einen wesentlichen Beitrag zu dieser Verschmutzung leisten die Abwässer der ansässigen Textilfabriken (Greenpeace 2013), welche die Mehrheit von über 2.000 Unternehmen an den Ufern des Flusses bilden (Carrubba 2020). Bei Untersuchungen des Abwassers einer großen Textilfabrik am Citarum von Greenpeace im Jahr 2012 konnten, trotz vorhandener Abwasserbehandlungsanlage, u.a. Chemikalien wie Nonylphenol(-ethoxylate), Tributylphosphat und Antimon nachgewiesen werden (Greenpeace 2013).

Auch der Report „Dirty Fashion – How pollution in the global textiles supply chain is making viscose toxic“ zeigt, dass z.B. in China (in diesem Fall bei der Produktion von Viskose) Abwässer ohne vorherige Reinigung, teilweise nachts, in Gewässer eingeleitet und Grenzwerte für Abluft und Abwasser z.B. für Schwefelwasserstoff, Zink und Kohlenstoffdisulfid nicht eingehalten werden (Changing Markets 2017).

Darüber hinaus können auch die verkaufsfertigen Produkte toxische Substanzen wie Nonylphenolethoxylate, Phthalate, zinnorganische Verbindungen und perfluorierte Chemikalien enthalten, wie unter anderem eine Untersuchung von Greenpeace aus dem Jahr 2013 zeigt (Brigden et al. 2013).

In der betrachteten Literatur konnten unterschiedliche Wege identifiziert werden, mit der oben erläuterten Problematik (Abbildung toxischer Auswirkungen) umzugehen.

Cotton Inc. (2017) präsentieren aufgrund der großen Unsicherheiten, die mit der Abschätzung der Toxizitätskennzahlen einhergehen, keine detaillierten Ergebnisse für die Toxizitätsindikatoren. Die LCA von Quantis (2018) beinhaltet u.a. den Endpoint-Indikator „menschliche Gesundheit“, in den Substanzen eingehen, die der menschlichen Gesundheit schaden können. Die AutorInnen halten in diesem Zusammenhang allerdings fest, dass toxische Auswirkungen (z.B.) durch die Abwässer des Färbens zwar ein aktuelles Thema seien, in der Ökobilanz aufgrund des Mangels an Daten jedoch wahrscheinlich unterschätzt würden (Quantis 2018). Van der Velden et al. (2014) analysieren zur Bewertung der Toxizität eingesetzter Chemikalien in der Veredelung lediglich Daten eines Best-Practice-Betriebes in den Niederlanden. Daten von Produktionsstätten in Ländern wie China und Indien seien nicht verfügbar. Die AutorInnen gehen allerdings davon aus, dass die Umweltbelastung dort um ein Vielfaches größer ist, da die Emissionslevel der Veredelungsprozesse wesentlich davon abhängen, ob beste verfügbare Techniken angewendet werden oder nicht (Van der Velden et al. 2014). Auch Beton et al. (2014) konnten in ihrer Ökobilanz zu Textilien nicht auf Unterschiede in der Fertigungstechnik basierend auf dem Produktionsstandort eingehen, da hierzu keine spezifischen Daten vorlagen. Die Daten für deren Ökobilanz wurden hauptsächlich aus europäischen Studien gewonnen und bilden somit nur einen Ausschnitt möglicher Produktionspraktiken, nämlich europäische und westliche, ab. Im Rahmen der Studie gilt jedoch die Annahme, dass diese westlichen/europäischen Inventardaten repräsentativ für die gesamte Textilindustrie sind (Beton et al. 2014). Sandin et al. (2019a) legen der eigenen LCA die Annahme zugrunde, dass die Produktionsprozesse (annähernd) mit bester verfügbarer Technologie erfolgen. Hierin enthalten sind auch Annahmen zu Abwasserbehandlung und Emissionen aus der Veredelung. Es wird beispielsweise angenommen, dass 90 % der Chemikalien im Abwasser durch eine Abwasserreinigung entfernt werden. Insgesamt konstatieren die AutorInnen, dass die tatsächlichen Umweltauswirkungen⁸ aufgrund der getroffenen Annahmen unterschätzt würden.

Im Higg MSI⁹ ist eine qualitative Betrachtung der Auswirkungen durch Chemikalien enthalten, die sich hier als Ökobilanz-fremde Methode neben LCA-Wirkungskategorien wie Klimawandel und Wasserknappheit einreicht (Watson und Wiedemann 2019). Analog dazu wird, um die Umweltauswirkungen von Textilien adäquat illustrieren zu können, im Rahmen dieser Arbeit und den nachfolgenden Kapiteln beschrieben:

1. Welche Problemfelder in Bezug auf Umweltauswirkungen existieren im Lebenszyklus (Rohfaserherstellung bis Nutzung) von Textilien. Dabei wird auch auf die Verwendung und mögliche Gefahren chemischer Substanzen eingegangen. Auch einige Spezifika der wichtigen Fasern Baumwolle, Wolle, Viskose, Polyester und Polyamid werden beleuchtet. Mit der Beschreibung dieser Problemfelder soll auch der Schwierigkeit, Umweltaspekte wie Toxizität, Eutrophierung und Landnutzung in Ökobilanzen darzustellen, Rechnung getragen werden. Ein Anspruch auf Vollständigkeit kann nicht erfüllt werden.
2. Welche Lebenszyklusphasen werden in Ökobilanzen hauptsächlich für die Umweltauswirkungen von Bekleidung und Textilien verantwortlich gemacht (Hotspotbetrachtung) und wie werden die Auswirkungen auf globaler und europäischer Ebene bewertet (Gesamtbetrachtung). Inwiefern sind Unterschiede zwischen verschiedenen Textilien im Hinblick auf deren

⁸ in diesem Fall des schwedischen Konsum von Kleidung

⁹ Details siehe Kapitel 4.5.3 Faserbetrachtung

Umweltauswirkungen feststellbar (Faserbetrachtung)? Der Fokus liegt hierbei auf den Umweltaspekten Treibhausgase und Wassernutzung, da diese besser quantifizierbar sind als oben genannte Aspekte (Sandin et al. 2019b; UNEP 2020).

Bei der Untersuchung der Umweltauswirkungen der Fasern werden diese getrennt voneinander betrachtet, auch wenn „Monomaterialien“, also Textilien aus nur einer Faser, selten geworden sind. Zumeist bestehen Textilien aus einer Mischung verschiedener Fasern, um die gewünschten Eigenschaften zu erzielen (Rex et al. 2019).

4.3 Problemfelder

In diesem Kapitel werden die Problemfelder im Hinblick auf die Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien beschrieben. Die Beschreibungen der Problemfelder stützen sich unter anderem auf dem aktuellen BREF-Dokument (*best available techniques reference documents*) für Textilien der Europäischen Kommission (Europäische Kommission 2003) und den elf prioritär bewerteten Gruppen von Chemikalien der Detox-Kampagne von Greenpeace (Greenpeace 2018) sowie ergänzender Literatur.

4.3.1 Faserherstellung

4.3.1.1 Baumwolle

Für den Anbau von Baumwolle werden Düngemittel (N, P₂O₅, K₂O), Pestizide und Bewässerungswasser eingesetzt. Der Einsatz von Düngemitteln wie Stickstoff spielt nicht nur eine wichtige Rolle für die landwirtschaftliche Produktivität, sondern kann auch Emissionen in Luft und Wasser verursachen und zum Klimawandel und zur Eutrophierung, sprich Nährstoffanreicherung, von Gewässern beitragen (Cotton Inc. 2017; Goedkoop et al. 2013).

Lachgas (N₂O), ein Zwischenprodukt der mikrobiellen Denitrifikation (Cotton Inc. 2017), ist ein sehr wirksames Treibhausgas (Sandin et al. 2019b). Emissionen durch den Abbau der auf die Felder aufgebrauchten Stickstoffdünger sind für 35 % der Treibhausgasemissionen beim Baumwollanbau verantwortlich, die Düngemittelproduktion für 27 %, Bewässerung und Ginning (Baumwollentkörnung) für 14 und 11 %, Traktortätigkeiten für 7 % der Emissionen (Cotton Inc. 2017). Phosphatverbindungen tragen vorrangig zur Eutrophierung von Gewässern bei (Beton et al. 2014).

Der Baumwollanbau benötigt insgesamt 4,3, 4,3 und 2,8 % der N-, P₂O₅-, K₂O-Dünger, die jährlich global eingesetzt werden. Dies entspricht ca. 4,485 Mio. t N-Dünger, 1,742 Mio. t P₂O₅-Dünger und 0,767 Mio. t K₂O-Dünger (Heffer 2013). Bei der konventionellen Baumwollproduktion kommen hauptsächlich mineralische Dünger zum Einsatz (Althaus et al. 2007).

Mehrere Quellen geben an, dass für den gesamten globalen Baumwollanbau 2,5 % der verfügbaren Agrarfläche und 16 % der global produzierten Pestizide eingesetzt werden (z.B. Laitala et al. 2018; Ellen MacArthur Foundation 2017; UNEP 2020). Diese Zahlen können hier allerdings nicht bestätigt werden, da entweder keine ausreichenden Quellenangaben vorhanden waren oder angegebene Quellen nicht auffindbar waren. Auch in Althaus et al. (2007) wird der Konsum von Pestiziden für den Baumwollanbau als „hoch“ bezeichnet und auf 11 % der globalen Pestizidproduktion geschätzt. Trotz großer Unsicherheiten bei der Abschätzung von Toxizitätseffekten für Ökosysteme und den Menschen kann festgehalten werden, dass

der Einsatz von Pestiziden im Rahmen der Faserherstellung den größten Anteil an den Auswirkungen besitzt (Cotton Inc. 2017). Hauptverantwortlich für die Ökotoxizität des Baumwollanbaus sind die eingesetzten Insektizide (Beton et al. 2014).

Um 1 kg Baumwollfasern herzustellen werden 2.235 l Blaues Wasser benötigt (Cotton Inc. 2017), wobei unter Blauem Wasser jenes Wasser verstanden wird, welches Grund- oder Oberflächenwasser entnommen wird (Sandin et al. 2019b). Von oben genannter Menge werden 82 % (1833 l) direkt für die Bewässerung der Baumwollpflanzen genutzt (Cotton Inc. 2017). Wird neben der Wasserentnahme auch die Wasserverfügbarkeit z.B. in Form eines Wasserstressindex betrachtet, zeigt sich, dass Baumwolle eher in Regionen angebaut wird, die überdurchschnittlich von Wasserstress betroffen sind: Der durchschnittliche Wasserstressindex von Baumwollanbauregionen liegt laut Cotton Inc. (2017) bei 0,77 und somit höher als der durchschnittliche globale Wasserstressindex mit 0,602. Werte zwischen 0,5 und 0,9 weisen dabei auf ernsthaften Wasserstress, Werte >0,9 auf extremen Wasserstress hin (Cotton Inc. 2017).

Welche Auswirkungen ein nicht nachhaltiges Ausmaß von Bewässerung für landwirtschaftliche Zwecke haben kann, zeigt sich am Beispiel des Aralsees in Zentralasien. Der Aralsee besitzt zwei Zuflüsse, die umfangreich als Quelle für Bewässerungswasser für den Anbau von Baumwolle und Reis genutzt werden (Small et al. 2001). Vor allem aufgrund der Entnahme von Bewässerungswasser aus den beiden Zuflüssen sind Wasservolumen und Fläche des Aralsees zwischen 1960 und 2009 um 92 bzw. 88 % zurückgegangen und der Salzgehalt des Seewassers erheblich gestiegen – mit erheblichen Auswirkungen auf die Ökologie des Sees, die Ökologie und das Klima seiner Umgebung und ökonomischen wie gesundheitlichen Konsequenzen für die Menschen, die in dem Gebiet leben (Micklin 2010).

Beim Anbau von Baumwolle ist es teilweise (z.B. in einigen Regionen Chinas) Praxis Kunststofffolien als Mulch zu verwenden, um die Baumwollsetzlinge vor großen Temperaturschwankungen zu schützen und den Verlust von Bodenfeuchte zu verhindern. Während durch den Einsatz der Folien in dieser Hinsicht positive Effekte zu erzielen sind, können am Ende der Saison bei unsachgemäßer Entfernung der Folie Kunststoffreste zurückbleiben und unter anderem das Wurzelwachstum, die Wasserinfiltration und das Wasserhaltevermögen des Bodens negativ beeinflussen (Cotton Inc. 2017; Liu et al. 2014). Laut CRI Chinese Academy of Agricultural Sciences (2013, zitiert in Dai und Dong 2014) werden jährlich 2,7 Millionen Hektar Baumwollfelder mit einer Kunststoffolie bedeckt werden, was etwa 70 % der gesamten chinesischen Anbaufläche entspricht.

4.3.1.2 *Wolle*

Schafwolle (Wolle) gilt als vergleichsweise klimaintensiv, da Schafe Wiederkäuer sind und somit Methan emittieren. Etwa 75 % des Klimawandelbeitrags der Produktion von Schafwolle werden durch diese Emissionen verursacht. Großen Einfluss auf die Beurteilung der Klimawirksamkeit der Wollproduktion hat die Art und Weise, wie die Allokation der Emissionen auf die verschiedenen Schafprodukte beispielsweise Schaffleisch erfolgt: Wolle wird teils als Abfallprodukt der Fleischproduktion betrachtet und somit mit einem sehr geringen oder gar negativen CO₂-Fußabdruck bewertet (Sandin et al. 2019b). Laut Sandin et al. (2019b) wird die Klimawirksamkeit der Schafwollproduktion in der Literatur deshalb mit Werten zwischen 1,7 und 36,2 kg CO₂-Äquivalenten pro kg Faser beziffert.

Bei der Rohwollwäsche werden Verunreinigungen der Wolle – Wollwachs, Wollschweiß, Dreck, Veterinärmedizin gegen Ektoparasiten – vom Material entfernt. In Folge fällt Abfall an und es kommt zu Emissionen in Wasser und Luft. Die natürlichen

Verunreinigungen der Wolle zeichnen sich im Abwasser durch einen hohen chemischen Sauerstoffbedarf (CSB¹⁰) aus und müssen deshalb aus dem Abwasser entfernt werden, um dieses ohne negative Auswirkungen in die Umwelt ableiten zu können. Substanzen, die gegen Ektoparasiten eingesetzt werden, sind teils persistent und bioakkumulativ oder zeichnen sich durch Human- und aquatische Toxizität aus (Europäische Kommission 2003). Als Beispiel kann Ivermectin genannt werden, welches auch für Nicht-Zielorganismen z.B. in Süßwasser toxisch sein kann (Stone et al. 2020). Potenziell können diese Stoffe bei unzureichender Entfernung aus dem Abwasser in Gewässer gelangen (Europäische Kommission 2003). Außerdem tragen bei der Rohwollwäsche eingesetzte Waschmittel zur Abwasserbelastung bei, insbesondere wenn diese Tenside wie Alkylphenoethoxylate enthalten (Europäische Kommission 2003). Auf diese wird an späterer Stelle noch genauer eingegangen.

4.3.1.3 *Regenerierte Cellulosefaser, hier Viskose*

Essenzielle Substanzen für die Produktion von Viskose sind Natriumhydroxid, Kohlenstoffdisulfid sowie Natriumsulfat, Schwefelsäure und Zinksulfat (Europäische Kommission 2003). Von diesen Substanzen wird Kohlenstoffdisulfid (CS₂) häufig gesondert hervorgehoben, da es die Grundlage des Herstellungsprozesses bildet, hoch volatil ist, deshalb während des Herstellungsprozesses in die Umgebungsluft gelangen und eine Reihe gesundheitlicher Folgen nach sich ziehen kann (Ellen MacArthur Foundation 2017; Europäische Kommission 2007; Changing Markets 2017): Bei längerer oder wiederholter Exposition schädigt Kohlenstoffdisulfid Organe und verursacht Augen- und Hautreizungen. Zudem steht es im Verdacht, reproduktionstoxisch zu wirken (ECHA 2022a).

Einzelfalluntersuchungen in China, Indonesien und Indien im Rahmen des Reports „Dirty Fashion – How pollution in the global textiles supply chain is making viscose toxic“ (Changing Markets 2017) zeigen auf, dass die Umgebung von Viskosefabriken teils durch den Gestank emittierten Kohlenstoffdisulfids beeinträchtigt wird sowie CSB- und Emissionslimits beispielsweise für Kohlenstoffdisulfid und Zink nicht eingehalten werden.

Ein weiteres Problemfeld bei der Produktion von Viskose ist die Gefahr, dass die (Cellulose-haltigen) Rohstoffe aus Urwäldern oder anderen gefährdeten Wäldern bezogen werden. Laut Canopy (2018) bestätigen einige Hersteller, dass sie Rohstoffe aus Indonesien und Malaysia beziehen. Beide Länder sind bekannt für kontroverse industrielle Holzfällungen mit signifikanten Auswirkungen auf das Klima und die Habitate gefährdeter Arten (Canopy 2018).

4.3.1.4 *Synthetikfasern Polyester und Polyamid*

Auf den synthetischen Fasern verbleiben Verunreinigungen und Nebenprodukte aus der Herstellung der Fasern z.B. unreaktierte Monomere wie Caprolactam aus der Produktion von Polyamid 6 und Katalysatoren wie Antimontrioxid aus der Produktion von Polyester (Europäische Kommission 2003; Europäische Kommission 2007).

Der Katalysator Antimontrioxid kann einerseits die Abwässer von Polyesterproduzenten belasten (Greenpeace 2013) und andererseits auf den verkaufsfertigen Textilien verbleiben: In einer Analyse durch Greenpeace (Brigden et al. 2013) konnte in sämtlichen 36 untersuchten Polyester-haltigen Textilien

¹⁰ „Maß für die Summe aller organischen Stoffe im Wasser, einschließlich der schwer abbaubaren. Der CSB gibt an, wieviel Sauerstoff zur vollständigen Oxidation der organischen Stoffe durch Chemikalien benötigt wird“ (b.is 2017, 339).

Antimontrioxid in unterschiedlichen Konzentrationen nachgewiesen werden. Antimontrioxid ist in der „Liste der harmonisierten Kennzeichnung gefährlicher Stoffe“ von Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 mit Carc.2 (karzinogen, Kategorie 2) eingestuft. Es besteht „Verdacht auf karzinogene Wirkung beim Menschen“. Zudem gilt Antimontrioxid als toxisch für eine Reihe aquatischer Lebewesen (Brigden et al. 2013). Für die Synthese von Polyamid 66 wird Adipinsäure benötigt. Beim derzeit häufig genutzten industriellen Prozess zur Herstellung von Adipinsäure wird das ozonschichtschädigende Treibhausgas N₂O in einer Menge freigesetzt, die 5-8 % der jährlichen anthropogenen N₂O-Emissionen entspricht (Hwang und Sagadevan 2014). Synthetische Fasern und Viskose werden nach dem Spinnen (Primärspinnen) mit einem Präparationsmittel behandelt, welches vor dem Färben und Ausrüsten entfernt werden muss (Europäische Kommission 2003) (siehe Abschnitt 4.3.4.1).

4.3.2 Garnherstellung

Während der Garnherstellung (auch Sekundärspinnen) werden Präparationsmittel eingesetzt, die vor dem Färben und Ausrüsten entfernt werden müssen (Europäische Kommission 2003) (siehe Abschnitt 4.3.4.1).

4.3.3 Herstellung von Flächengebilden

Während der Herstellung von Flächengebilden werden im Falle von Webware Schichten eingesetzt oder im Fall von Strickware Stricköle, welche vor der eigentlichen Veredelung der Textilien (Färben und Ausrüsten) entfernt werden müssen (Europäische Kommission 2003) (siehe Abschnitt 4.3.4.1).

4.3.4 Veredelung

4.3.4.1 Vorbehandlung

In der Vorbehandlung werden, wie bereits erläutert, natürliche Faserbegleitstoffe, aufgebrauchte Hilfsmittel (u.a. Präparationsmittel für das Primär- und Sekundärspinnen) sowie faserinhärente Nebenprodukte der Synthetikfasern entfernt und weitere Verfahren angewandt, durch welche Abwasser und Abluft belastet werden können (Schönberger und Schäfer 2003).

Die Präparationsmittel, die beim Primärspinnen von Synthetikfasern eingesetzt werden, führen im Rahmen der Vorbehandlung aufgrund ihres hohen Organikanteils und einer schlechten biologischen Abbaubarkeit zu Abwasser- und Abluftbelastung (Europäische Kommission 2003). Auch die Präparationsmittel für die Herstellung der Garne (Sekundärspinnen) tragen entweder zur Abluft- oder Abwasserbelastung im Rahmen der Vorbehandlung bei, wobei die Auswirkungen auf die Umwelt schwer zu beurteilen sind, da eine große Bandbreite an kommerziellen Produkten als Präparationsmittel eingesetzt werden kann (Europäische Kommission 2003). Das Entschlichten und Entfernen von Strickölen bei den Veredelungsbetrieben führt ebenso zu einer signifikanten Abwasserbelastung (Europäische Kommission 2003). Besonders die Abwässer aus der Entschlichtung können den Hauptteil der CSB-Last in Veredelungsbetrieben verursachen (Schönberger und Schäfer 2003). Zusätzlich können Additive als Teil der Schlichte die aquatische Toxizität und biologische Abbaubarkeit der Abwässer beeinflussen (Europäische Kommission 2003).

Ein für Synthetikfasern typischer Vorbereitungsschritt ist die Thermofixierung, bei dem es – in Abhängigkeit von den eingesetzten Präparationsmitteln und dem Vorhandensein von Nebenprodukten (z.B. Restmonomeren) – zu erheblicher Abluftbelastung kommen kann (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim Mercerisieren und Alkalischen Abkochen, typischen Verfahren in der Vorbehandlung von Baumwolle, können Abwässer entstehen, die stark alkalisch sind

und schwer abbaubare Komplexbildner (EDTA) und Tenside wie Alkylphenoethoxylate (APEO) sowie abgelöste Faserbegleitstoffe enthalten (Schönberger und Schäfer 2003).

Carbonisieren und Walken sind typische Verfahren in der Vorbehandlung von Wolle. Beim Carbonisieren gelangen Säure und die Abbauprodukte von Pflanzenresten in das Abwasser, beim Walken u.a. Tenside, die als Hilfsmittel dienen (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim Bleichen mit Natriumhypochlorit können durch Sekundärreaktionen adsorbierbare organisch gebundene Halogenverbindungen (AOX) entstehen, von denen Trichlormethan (Chloroform) den Großteil ausmacht (Europäische Kommission 2003). Trichlormethan steht im Verdacht, kanzerogen und reproduktionstoxisch zu sein (ECHA 2022b). Beim Bleichen mit Alternativen wie Wasserstoffperoxid stellen u.a. biologisch schlecht abbaubare Komplexbildner und die Alkalinität der Bleiche potenzielle Umweltbelastungen dar (Schönberger und Schäfer 2003). Roos et al. (2019a, 841) bezeichnen das Bleichen mit Natriumhypochlorit als „Worst Case“, während das Bleichen mit Wasserstoffperoxid als beste verfügbare Technik gilt.

4.3.4.2 Färben

Beim Färben erfolgen Emissionen vor allem ins Abwasser und besitzen folgenden Ursprung:

- die Farbe,
- Hilfsmittel/Additive, die in der Farbe enthalten sind,
- Basischemikalien und Hilfsmittel, die beim Färben eingesetzt werden
- Verunreinigungen, die beim Färben noch auf den Fasern vorhanden sind.

Farbe, die nicht auf den Fasern fixiert wurde, befindet sich in den ausgezogenen Färbe-, Spül- und Nachbehandlungsbädern oder den verbleibenden Flotten aus dem (semi-)kontinuierlichen Färben (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003). Die Fixierraten¹¹ für die verschiedenen Farbstoffe können sehr unterschiedlich ausfallen, sodass abhängig von der Farbstoffklasse zwischen 2 und 50 % des Farbstoffes ins Abwasser gelangen können (Danish Ministry of the Environment 2014).

Gelangen die Abwässer in die Umwelt stellt unter anderem deren Farbigkeit ein Problem dar, da durch die Verringerung verfügbaren Sonnenlichts die Photosyntheseaktivität und somit aquatisches Leben beeinträchtigt werden können (Europäische Kommission 2003; Khan et al. 2013).

Azofarbstoffe können durch reduktive Spaltung einer oder mehrerer Azogruppen aromatische Amine freisetzen (Verordnung 1907/2006). Azofarbstoffe, welche eines der 22 erwiesenermaßen kanzerogenen und in Anlage 8 von Verordnung 1907/2006 gelisteten aromatischen Amine freisetzen können, dürfen in der EU in Konzentrationen von > 30 mg/kg nicht in Textilerzeugnissen verwendet werden, die mit der menschlichen Haut oder der Mundhöhle direkt und längere Zeit in Berührung kommen (Brüschweiler und Merlot 2017; Verordnung 1907/2006). Untersuchungen von Brüschweiler und Merlot (2017) weisen jedoch darauf hin, dass mutagene aromatische Amine ein größeres Problem darstellen als bisher angenommen. Diese AutorInnen konnten 40 mutagene aromatische Amine identifizieren, welche als Spaltungsprodukt aus 180 bisher nicht von Regulierung betroffenen Azofarbstoffen hervorgehen können. Dies entspricht einem Anteil von 38 % (in Zahlen: 180 von 470) der Gesamtzahl von

¹¹ Menge des Farbstoffes, der auf dem Stoff/Textil fixiert wird (Danish Ministry of the Environment 2014).

Azofarbstoffen, die ausschließlich nicht regulierte aromatische Amine freisetzen können.

Textilfarben gelten darüber hinaus häufig als Ursache textiler Dermatitis. Textile Dermatitis ist gekennzeichnet durch Entzündung, Rötung und Jucken der Haut nach dem Kontakt mit den Textilien. Sie kann unter anderem als allergische Reaktion in Erscheinung treten, das heißt das Immunsystem erzeugt eine spezifische Reaktion auf die körperfremde Substanz, welche die Haut berührt. Fallstudien zeigen, dass allergische Reaktionen auf Dispersionsfarbstoffe ein klinisch relevantes Problem darstellen (KEMI 2014).

Abhängig von den eingesetzten Farbstoffen können auch Schwermetallemissionen im Hinblick auf mögliche Umweltauswirkungen von Relevanz sein (Europäische Kommission 2003). Zu den häufigsten Schwermetallen in den Abwässern der textilverarbeitenden Industrie zählen Cr (VI), Cd (II), Pb (II) und Zn (II) (Velusamy et al. 2021). Schwermetalle können aus zwei Gründen in den Farben vorhanden sein. Erstens bilden die Metalle in einigen Farben einen strukturellen Bestandteil. Zweitens werden die Metalle während der Herstellung der Farben teils als Katalysatoren eingesetzt, sodass diese später als Verunreinigung vorliegen können (Europäische Kommission 2003; Velusamy et al. 2021). Schwermetalle sind beispielsweise strukturelle Bestandteile in Metallkomplexfarbstoffen und in manchen Reaktivfarbstoffen, wohingegen Küpenfarbstoffe aufgrund des Herstellungsprozesses Schwermetalle enthalten können (Velusamy et al. 2021).

Hilfsmittel, die in der Farbformulierung enthalten sind, werden nicht auf den Fasern fixiert und deshalb vollständig mit dem Abwasser abgeführt. Diese Additive machen einen großen Anteil an der Gesamtformulierung aus (über 50 %). Beispiele sind:

- Dispergiermittel,
- Salze,
- Entschäumer,
- Frostschutzmittel (Europäische Kommission 2003).

Im Hinblick auf die Umweltrelevanz von Basischemikalien und Hilfsmitteln, die beim Färbeprozess eingesetzt werden, sind vor allem die Nachfolgenden zu nennen:

- Reduktions- und Oxidationsmittel,
- Salze,
- Carrier,
- andere Substanzen z.B. Egalisier- oder Verlaufmittel wie beispielsweise Alkylphenoethoxylate.

Reduktionsmittel können z.B. Sulfide enthalten, welche toxisch für Wasserlebewesen sind und zur CSB-Belastung beitragen. Durch den Einsatz bestimmter Oxidationsmittel kann es zu Emissionen von Cr (VI) und AOX kommen (Europäische Kommission 2003).

Die Salzmengen, die beim Färben z.B. mit Reaktivfarbstoffen eingesetzt werden, können signifikant sein und in (semi-)ariden Gebieten toxische Konzentrationen erreichen und die Salinität des Grundwassers erhöhen (Europäische Kommission 2003).

Als Carrier wird eine umfangreiche Gruppe organischer Verbindungen bezeichnet, von denen viele leichtflüchtig, schwer biologisch abbaubar und toxisch für Menschen und Wasserlebewesen sind (Europäische Kommission 2003). Beispiele sind Chlorbenzol, ein Vertreter der halogenierten Benzole (Europäische Kommission 2003), und Tributylphosphat (Greenpeace 2013). Chlorbenzol gilt als toxisch für Wasserlebewesen mit lang anhaltendem Effekt, wirkt gesundheitsschädlich, wenn es eingeatmet wird, und verursacht Hautreizungen (ECHA 2022c). Tributylphosphat steht

unter Verdacht, Krebs zu verursachen, und führt ebenfalls zu Hautreizungen (ECHA 2022d).

Als Egalisier- bzw. Verlaufsmittel eingesetzt werden können u.a. die bereits zuvor erwähnten Alkylphenoethoxylate. Hierbei handelt es sich um nicht-ionische Tenside, die in der Textilindustrie z.B.:

- in Waschmittel,
- als Egalisier- bzw. Verlaufsmittel oder
- Dispergier- und Emulgiermittel.

Anwendung finden (Europäische Kommission 2003; Environmental Agency 2013). Zu diesen Alkylphenoethoxylaten (APE/APEO) gehören auch Nonylphenoethoxylate (NPE), welche schrittweise abgebaut werden und auf diesem Wege Nonylphenole (NP) bilden. Nonylphenole sind bioakkumulativ, d.h. sie reichern sich im Gewebe von Pflanzen und Tieren an. Sie sind hochtoxisch für Wasserlebewesen (mit lang anhaltendem Effekt), gelten als endokriner Disruptor¹² und stehen im Verdacht, die Fortpflanzungsfähigkeit von Menschen und Tieren zu beeinträchtigen (Environmental Agency 2013; ECHA 2022e). NPE werden auch in Kläranlagen nicht vollständig abgebaut, sodass sie oder ihre Abbauprodukte in die Umwelt gelangen können (Environmental Agency 2013). Auch die während der Abwasserreinigung entstehenden Klärschlämme stellen potenziell ein Problem dar, wenn darin enthaltene Alkylphenoethoxylate und deren Abbauprodukte nicht abgebaut wurden und die Klärschlämme beispielsweise auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden (Europäische Kommission 2003). Bereits Stand 2013 war es innerhalb der EU (gemäß Verordnung 1907/2006) verboten, NP/NPE für die Textilherstellung einzusetzen, es existierten jedoch keine Regelungen für den NP-/NPE-Gehalt in fertiggestellten Textilien, die außerhalb der EU produziert wurden. Folglich zeigten Untersuchungen, dass in solchen Textilien häufig NP/NPE vorhanden waren und die Stoffe beim Waschen aus den Textilien herausgewaschen werden (Environmental Agency 2013). Brigden et al. (2013) konnten in einer Analyse in 50 von 82 textilen Artikeln Nonylphenoethoxylate in Konzentrationen zwischen 1 mg/kg bis 17.000 mg/kg nachweisen. Auch zählte Nonylphenol zu den Chemikalien, die im Abwasser eines großen chinesischen Textilkomplexes identifiziert werden konnten (Greenpeace 2011). Durch Änderung der REACH-Verordnung (2006, 2, 240) am 13. Januar 2016 dürfen Nonylphenoethoxylate ab dem 3. Februar 2021 zusätzlich „in Textilerzeugnissen, bei denen vernünftigerweise davon ausgegangen werden kann, dass sie während ihres normalen Lebenszyklus in Wasser gewaschen werden, in Konzentrationen von $\geq 0,01$ Gew.-% dieses Textilerzeugnisses oder von Teilen davon nicht [mehr] in Verkehr gebracht werden.“

4.3.4.3 Drucken

Ähnlich wie beim Färben stellen auch beim Drucken das Waschen der bedruckten Textilien sowie die Reinigung eingesetzter Gerätschaften primäre Quellen für die Belastung des Abwassers dar (Europäische Kommission 2003). Darüber hinaus enthalten Druckpasten volatile organische Verbindungen wie Ammoniak, Formaldehyd und Methanol (siehe auch: 4.3.4.5 Ausrüsten), welche beim Trocknen und Fixieren die Abluft belasten können (Europäische Kommission 2003).

¹² „Als endokriner Disruptor gilt eine exogene Substanz [...], welche die Funktion des endokrinen Systems, [das Prozesse der Ernährung, des Verhaltens und der Fortpflanzung steuert], verändert und in Folge negative gesundheitliche Auswirkungen auf einen intakten Organismus, dessen Nachkommenschaft oder (Sub-)Populationen haben kann“ (WHO 2002, 1, 11).

4.3.4.4 Beschichten und Laminieren bzw. Kaschieren

Beim Beschichten z.B. mit Plastisolen kommen neben anderen Komponenten Weichmacher wie beispielsweise Phthalate zum Einsatz (Giessmann 2019). Bei einer von Greenpeace (Brigden et al. 2013) durchgeführten Untersuchung konnten in 33 von 35 analysierten mit Plastisol beschichteten Textilien Phthalate identifiziert werden. In dem Textil mit der höchsten Phthalat-Konzentration (über 0,1 Gewichtsprozent) wurde bei der Herstellung DEHP¹³ als Phthalat eingesetzt. DEHP ist eines der bis dato am häufigsten verwendeten Phthalate (Brigden et al. 2013). Die Substanz ist reproduktionstoxisch sowie ein endokriner Disruptor und wirkt sich sehr toxisch auf aquatische Lebewesen aus (ECHA 2022f). DEHP ist eine „*substance of very high concern*“ (SVHC) (ECHA 2022f) und darf, wie drei andere Phthalate, in der EU ab dem 7. Juli 2020 nicht mehr in Erzeugnissen in Verkehr gebracht werden, „wenn die Konzentration eines oder einer Kombination mehrerer [der genannten] Phthalate mindestens 0,1 Gewichtsprozent eines im Erzeugnis enthaltenen weichmacherhaltigen Materials ausmacht“ (Anhang XVII Verordnung 1907/2006). Zinnorganische Verbindungen können bei der Herstellung von Plastisolen als Stabilisatoren eingesetzt werden. Beispiele für zinnorganische Verbindungen, die bei Analysen von beschichteten Textilien identifiziert werden konnten, sind Monobutyl- und Dibutylzinn-Verbindungen. Zinnorganische Verbindungen gelten als toxisch für eine Reihe an Organismen inklusive Säugetieren auch bei relativ geringer Exposition (Brigden et al. 2013).

4.3.4.5 Ausrüsten

Das Potenzial für Umweltbelastungen durch diesen Herstellungsabschnitt ist bei chemischen Ausrüstungen am größten (Europäische Kommission 2003).

Beispiele für solche chemischen Ausrüstungen sind:

- Pflegeleicht- oder Knitterfreieausrüstung,
- Hydrophob- und Oleophob-Ausrüstung,
- Flammschutzausrüstung,
- Ausrüstung gegen den Befall durch Bakterien, Pilze und Motten (Schönberger und Schäfer 2003).

Die Abwasserbelastung beim Ausrüsten beschränkt sich hauptsächlich auf Systemverluste und Wasser, welches zur Reinigung der Gerätschaften genutzt wird, da die Textilien nach dem Trocknen und Auskondensieren meist nicht gewaschen werden müssen. Die Abwassermengen sind folglich geringer als bei anderen Prozessen der Textilindustrie, die CSB-Belastung kann jedoch sehr hoch sein und das Abwasser kann Stoffe enthalten, die schwer biologisch abbaubar und/oder toxisch sind (Europäische Kommission 2003). Abluftemissionen können einerseits durch volatile Stoffe in den Ausrüstungsflotten oder den textilen Substraten und andererseits durch direkt (mit Gas) beheizte Spannrahmen entstehen, auf denen die Textilien auskondensiert werden (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003). In letzterem Fall können z.B. CO-, NO_x- und Formaldehyd-Emissionen entstehen (Europäische Kommission 2003).

Wesentlicher Bestandteil von Pflegeleicht- bzw. Knitterfreieausrüstungen sind Vernetzer (engl.: *cross-linking agents*). Vernetzer können Formaldehyd und Methanol emittieren und stellen somit eine potenzielle Gefährdung für Abwasser und -luft sowie für ArbeiterInnen und EndnutzerInnen dar (Ellen MacArthur Foundation 2017; Assmuth et al. 2011; Europäische Kommission 2003). Formaldehyd ist kanzerogen, steht im

¹³ Bis(2-ethylhexyl)phthalat bzw. Diethylhexylphthalat

Verdacht mutagen zu wirken, d.h. Gendefekte hervorzurufen, und verursacht schwere Hautreizungen, allergische Hautreaktionen und Augenschäden. Es wirkt darüber hinaus toxisch, wenn es verschluckt oder inhaliert wird oder in Kontakt mit der Haut kommt (ECHA 2022g). Heute verwendete Ausrüstungen setzen weniger Formaldehyd frei als in der Vergangenheit, sie gelten jedoch weiterhin als Ursache allergischer Kontaktdermatitis durch Kleidung (De Groot et al. 2009).

Eine Hydro- bzw. Oleophob-Ausrüstung kann unter anderem mit Hilfe von per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC), oder genauer per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (engl.: *per- and polyfluoroalkyl substances* (PFAS)) erfolgen, deren bekannteste Vertreter PFOS¹⁴ und PFOA¹⁵ sind (Europäische Kommission 2003; Jensen und Leffers 2008, OECD/UNEP 2013). Diese Chemikalien bieten den Vorteil einer permanenten Wirkung und sind in der Lage, sowohl Wasser als auch Öl abzuweisen (Europäische Kommission 2003). In der Vergangenheit konnte nachgewiesen werden, dass einige PFAS hoch persistent, potenziell bioakkumulativ und toxisch sind (OECD/UNEP 2013). PFAS sind im Menschen und der Umwelt ubiquitär feststellbar (Gremmel et al. 2016).

Brigden et al. (2013) konnten in wasserfester Kleidung, Schuhwerk und Schwimmbekleidung PFAS wie PFHxS¹⁶, PFOS (unter Einhaltung des Grenzwertes, s.u.) und PFOA nachweisen. Gremmel et al. (2016), die Outdoor-Jacken auf ihren PFAS-Gehalt untersucht haben, fassen zusammen, dass diese mit Sicherheit zur Gesamtbelastung der Umwelt mit PFAS beitragen.

Die Belastung von Mensch und Umwelt durch PFAS kann bei der Herstellung, Nutzung und nach der Entsorgung der entsprechend behandelten Textilien erfolgen (Gremmel et al. 2016). Volatile PFAS wie FTOH¹⁷, welche z.B. als Ausgangsstoffe für PFOA und PFOS eingesetzt werden können, können über die Luft in die Umwelt gelangen, während wasserlösliche PFAS wie PFOA z.B. während des Waschens in Wassersysteme gelangen können (Gremmel et al. 2016). Darüber hinaus ist eine Umwandlung oben genannter FTOH in persistente PFAS wie PFOA unter bestimmten Bedingungen möglich (Gremmel et al. 2016).

PFOS ist seit 2009 in Anhang B des Übereinkommens von Stockholm als persistenter organischer Schadstoff (engl.: *persistent organic pollutant* (POP)) gelistet, sodass die Produktion und Verwendung nur für festgelegte Zwecke und Ausnahmefälle gestattet sind (OECD/UNEP 2013). Gemäß Artikel 3, 4 und Anhang 1 von Verordnung (EU) 2019/1021 über persistente organische Schadstoffe ist die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von Textilien mit PFOS-Anteil verboten, außer der PFOS-Anteil im beschichteten Material beträgt weniger als 1 µg/m². Die Humantoxizität von PFOS richtet sich u.a. gegen Leber, Niere und Schilddrüse und verursacht Krebserkrankungen (Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions s.a. a).

PFOA darf ab dem 4. Juli 2020 als Stoff weder hergestellt noch in Verkehr gebracht werden. Für die Verwendung bei der Herstellung und das Inverkehrbringen von Gemischen und Erzeugnissen gilt ein Grenzwert von 25 ppb (Anhang XVII Verordnung 1907/2006). PFOA ist in Anhang A des Stockholmer Übereinkommens gelistet (SSC 2020). PFOA wird u.a. in Verbindung mit Nieren- und Hodenkrebs sowie Erkrankungen

¹⁴ Perfluoroktansulfonsäure

¹⁵ Perfluoroktansäure

¹⁶ Perfluorhexansulfonsäure

¹⁷ Fluortelomeralkohole

der Schilddrüse gebracht (Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions s.a. b).

In der wasserabweisenden Kleidung, auf der Brigden et al. (2013) PFCs nachweisen konnten, war PFHxS vorherrschend, welches einige ähnliche Eigenschaften aufweist wie PFOS, dessen Nutzung in Textilien jedoch nicht reguliert ist. Es steht auf der Kandidatenliste für POPs des Stockholmer Übereinkommens, da es in der Umwelt persistent ist und das Nerven- sowie das endokrine System und die Gehirnentwicklung beeinflusst (Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions s.a. c).

Scheringer et al. (2014) kritisieren die Substitution langkettiger PFAS (wie PFOA und PFOS) durch kurzkettige fluorierte Alternativen, da klare Belege dafür fehlten, dass diese Alternativen eine echte Verbesserung darstellen.

Für eine Flammschutzrüstung von Textilien können unter anderem halogenierte (chlorierte und bromierte) organische Verbindungen eingesetzt werden (Europäische Kommission 2003). Einige in der Vergangenheit genutzte Substanzen sind heute von Regulierungen wie Verordnung 2019/1021 betroffen und/oder werden im Stockholmer Übereinkommen als POP geführt (SSC 2020). In Anhang 1 von Verordnung 2019/1021 sind beispielsweise fünf polybromierte Diphenylether gelistet, die somit von Verboten der Herstellung, Verwendung und des Inverkehrbringens betroffen sind. Kurz- und mittelkettige chlorierte Paraffine sind weitere Vertreter der halogenierten Flammhemmer (Europäische Kommission 2003). Kurzkettige chlorierte Paraffine sind in Anhang A des Stockholmer Übereinkommens als POP gelistet (SSC 2020) und dürfen in der EU nur noch in Artikeln in Verkehr gebracht werden, die SCCP (*short-chain chlorinated paraffins*) in Konzentrationen von weniger als 0,15 Gew.-% enthalten (Anhang 1, Verordnung 2019/1021).

Um Textilien vor Befall durch Pilze und Bakterien zu schützen, können diese mit einer antimikrobiellen Ausrüstung versehen werden. Auch können chemische Hilfsmittel und Farbformulierungen/Farbrezepturen entsprechende Substanzen enthalten, um diese auf diesem Wege zu konservieren (Europäische Kommission 2003).

Von Bioziden wie

- zink- und zinnorganischen Verbindungen,
- Triclosan,
- Triclocarban,
- Silber (unter anderem als Nanopartikel),
- quartären Ammoniumverbindungen usw.

wird berichtet, dass sie – in zunehmendem Maße – eingesetzt werden, um Schutz vor mikrobiellem Befall zu gewährleisten oder um Gerüche z.B. bei Socken zu unterdrücken (Europäische Kommission 2003; KEMI 2012; KEMI 2014).

Vor dem Hintergrund, dass signifikante Mengen z.B. von Silber, Triclosan und Triclocarban nach einigen Wäschen aus den Textilien herausgewaschen werden können (KEMI 2012), äußern die AutorInnen Bedenken, dass Bakterien Resistenzen u.a. gegen genannte Wirkstoffe entwickeln und in Folge die Entwicklung von Resistenzen gegen Antibiotika beschleunigt werden könnte (KEMI 2014).

Triclosan wird in Kläranlagen nicht vollständig abgebaut, weshalb Gewässer und aquatische Lebewesen einer dauerhaften Exposition durch Triclosan ausgesetzt sind (Dann und Hontela 2011). Für aquatisches Leben ist die Substanz sehr toxisch (mit langanhaltender Wirkung). Zudem kann Triclosan zu Augen- und Hautreizungen führen. Eine Bewertung zur Wirkung von Triclosan als endokriner Disruptor und als persistent, bioakkumulativ und toxisch steht noch aus (ECHA 2022h).

4.3.5 Konfektion

Im Rahmen der Konfektion, bei der die Kleidungsstücke in die finale Form geschnitten und genäht werden, fallen große Mengen an Resten von Flächengebilde an, die entweder entsorgt oder für andere Zwecke wiederverwendet werden müssen (Beton et al. 2014). Die Verluste werden von Beton et al. (2014) je nach Produktkategorie auf 0 bis 18 % beziffert. Die Ellen MacArthur Foundation (2017) beziffert die Verluste zwischen der Herstellung der Flächengebilde und Konfektion auf 6 % der gesamte Textilproduktion für den Bekleidungssektor. Dies entspricht ca. 3 Millionen t (0,06x51 Mio.t). Laut Quantis (2018) betragen die Verluste in der Konfektion ca. 13 %, wobei die Verluste hier abhängig sind von Schnitt und Kleidungstyp. Sandin et al. (2019a) nahmen im Rahmen ihrer LCA z.B. 15 % Verlust für ein T-Shirt und für eine Jacke 20 % an. Abgesehen von der Energie, die für das Nähen der Kleidungsstücke erforderlich ist, können weitere Prozesse wie finale Bügel- oder Waschschriffe Energie, Wasser und Materialien wie Waschmittel benötigen (Sandin et al. 2019a).

4.3.6 Distribution

Der Transport der fertigen Kleidungsstücke zum Zielort kann auf unterschiedlichen Wegen erfolgen. In der Ökobilanz von Beton et al. (2014) wurde beispielsweise angenommen, dass 92 % der importierten Ware auf dem Seeweg (zwischen ca. 11.000 und 14.000 km) und 8 % per Luftfracht (zwischen ca. 6.000 und 7.000 km) nach Europa kommen. Für den Weitertransport innerhalb der EU wurde angenommen, dass die Textilien im Schnitt 600 km per Lkw zu ihrem Zielort transportiert werden. Den Ergebnissen von Beton et al. (2014) folgend ist der Beitrag, den die Distributionsphase bei den meisten Umweltindikatoren hat, relativ gering: Zum Beispiel wird der Anteil der Distributionsphase am gesamten Klimawandelbeitrag im Lebenszyklus von Textilien mit 5 % beziffert. Am höchsten ist der Beitrag der Distributionsphase mit 12 % im Bereich der Smogbildung, was mit dem Ausstoß von Abgasen und Feinstaub durch die eingesetzten Transportvehikel erklärt werden kann. Auch andere Quellen (Quantis 2018; Sandin et al. 2019a) verweisen auf den vergleichsweise geringen Klimawandelbeitrag der Distributionsphase im Lebenszyklus von Textilien (bei beiden Quellen ca. 3 %). Quantis (2018) verweist jedoch darauf, dass die CO₂-Emissionen dieses Lebenszyklusabschnittes um 35 % steigen würden, wenn ein weiteres Prozent der globalen Kleidungsproduktion per Luftfracht statt mit dem Schiff transportiert werden würde.

4.3.7 Nutzung

Die Umweltauswirkungen in der Nutzungsphase werden hauptsächlich durch das Waschen, Trocknen und Bügeln der Textilien verursacht (Van der Velden et al. 2014). Wie hoch die Umweltauswirkungen ausfallen, die durch die Nutzungsphase verursacht werden, hängt stark von den konkreten Umständen (z.B. Nutzungs- und Waschverhalten, Strommix, Klimaprofil) ab (Van der Velden et al. 2014; UNEP 2020; Piontek et al. 2019).

Der Energiebedarf eines Trockners liegt signifikant über dem Energiebedarf einer Waschmaschine mit identischem Energielabel „A“.¹⁸

Eine entsprechende Waschmaschine benötigt 0,11 kWh für eine 6 kg Waschladung bei 40 °C. Für 50 Wäschen bei 40 °C werden pro kg Wäsche demnach 0,917 kWh

¹⁸ Der rechtliche Rahmen für das Energielabel hat sich seit 2014 geändert, zuletzt mit der Delegierten Verordnung (EU) 2019/2014.

Energie benötigt, was bei Nutzung von Strom aus dem Strommix der EU etwa 0,52 kg CO₂-Äquivalenten entspricht.

Ein entsprechender Trockner benötigt (weniger als) 0,55 kWh für einen Trockengang von 6 kg. Für 50 Trockenzyklen werden pro kg Wäsche demnach 4,6 kWh Energie benötigt, was beim Strommix der EU 2,6 kg CO₂-Äquivalenten entspricht (Van der Velden et al. 2014).

Für das Bügeln veranschlagen Beton et al. (2014) beispielsweise eine durchschnittliche Leistung des Bügeleisens von 1600 W, was einem Energiebedarf von 0,027 kWh/min. entspricht.

Neben dem Energiebedarf für Waschen, Trocknen und Bügeln der Textilien stellt auch die Nutzung der benötigten Waschmittel ein potenzielles Umweltproblem dar. Zwar wurden – zumindest in Deutschland und der EU – einige bedenkliche Substanzen in Waschmitteln wie z.B. schwerabbaubare Tenside und Polyphosphate zur Wasserenthärtung durch ökologisch verträglichere Alternativen ersetzt sowie der Anschlussgrad der Haushalte an Kläranlagen und deren Reinigungsleistung erhöht. Es können jedoch weiterhin Bestandteile der Waschmittel durch Kläranlagen oder durch die Ausbringung von Klärschlämmen in die Umwelt gelangen (Jahnel et al. 2014). Beton et al. (2014) beziffern den Anteil der Substanzen, der innerhalb der EU nicht aus dem Abwasser entfernt wird, auf 38 %, da nicht alle Haushalte an Kläranlagen angeschlossen sind und die Inhaltsstoffe der Waschmittel nicht zu 100 % eliminiert werden.

Die Verwendung von Duftstoffen (Parfüm) in Waschmitteln, welche Hautreizungen und allergische Reaktionen auslösen können, ist sehr verbreitet und wird in der EU lediglich in eingeschränktem Maß reguliert (Findrik und Morawetz 2019).

Auch die Chemikalien, die während der Herstellung der Textilien eingesetzt werden oder als Kontamination auf dem fertigen Produkt verbleiben, können in einer Exposition von Menschen und der Umwelt resultieren, da die Chemikalien als solche oder in fasergebundener Form beim Waschen oder allgemeinen Verschleiß freigesetzt werden können (KEMI 2014). Die Aufnahme von Chemikalien in den menschlichen Körper kann oral, dermal oder durch Inhalation erfolgen. Die dermale Aufnahme spielt insbesondere im Zusammenhang mit Kontaktallergien eine Rolle, welche ein bekanntes Problem im Zusammenhang mit Textilprodukten darstellen (KEMI 2014).

Ein weiteres Problemfeld stellt die Freisetzung¹⁹ von Mikrokunststoff – hier Fasern kürzer als 5 mm – aus synthetischen Textilien dar. Beim Waschen synthetischer Textilien lösen sich Einzelfasern aus dem Flächengebilde heraus, werden mit dem Abwasser abtransportiert und können so (u.a.) in marine Ökosysteme gelangen. Es konnte gezeigt werden, dass ein einzelnes Kleidungsstück bei der Wäsche mehr als 1900 Fasern verlieren können (Browne et al. 2011). Es wird geschätzt, dass ca. 35 % des primären Mikrokunststoffes, der pro Jahr weltweit in die Ozeane gelangt, auf das Waschen synthetischer Textilien zurückzuführen ist, was einer Masse von 525.000 t entspricht (Boucher und Friot 2017). Konservativere Schätzungen belaufen sich auf 190.000 t (Eunomia 2016). Mikrokunststoffe konnten bislang in beinahe sämtlichen marinen Habitaten auf dem Globus identifiziert werden. Die ursprünglichen Vorteile von Kunststoffen – Beständigkeit und Resistenz gegen Abbau – kehren sich in natürlichen Habitaten in Nachteile um und die geringe Größe von Mikrokunststoffen erlaubt die Interaktion zwischen den Partikeln und Lebewesen unterschiedlicher

¹⁹ Die Freisetzung kann entweder primär (unmittelbar) als Partikel unter 5 mm Größe bei Produktion sowie Nutzung oder sekundär durch Fragmentierung der Textilartikel nach ihrer Entsorgung erfolgen (Henry et al. 2019).

Trophieebenen (Lusher 2015). Selbst wenn Kläranlagen zum Einsatz kommen und dadurch bis zu 95 bis über 99 % der Mikrofasern aus dem Abwasser der Waschmaschinen entfernt werden können, bleibt die verbleibende Menge aufgrund der großen Wasservolumina, die durch Kläranlagen in Gewässer eingeleitet werden, signifikant (Peng et al. 2017). Hinzu kommt, dass weltweit – insbesondere in Entwicklungsländern – nicht das gesamte Abwasser von Kläranlagen behandelt wird (Henry et al. 2019). Auch ein Eintrag textiler Mikrofasern in terrestrische Ökosysteme kann erfolgen, beispielsweise indem Klärschlamm aus Kläranlagen auf landwirtschaftlichen Böden ausgebracht wird. In Europa und Nordamerika etwa werden ca. 50 % der Klärschlämme landwirtschaftlich eingesetzt (Nizzetto et al. 2016). Durch welche Mechanismen Mikroplastik die Umwelt und die menschliche Gesundheit beeinflussen, kann noch nicht zur Gänze nachvollzogen werden, es ist jedoch wahrscheinlich, dass vielfältige Mechanismen zusammenwirken. Hinweise deuten darauf hin, dass physikalische, chemische und biologische Mechanismen einzeln oder in Kombination wirken (Henry et al. 2019).

Physikalische Auswirkungen sind hauptsächlich auf die Aufnahme der Partikel als „Nahrung“ durch Organismen zurückzuführen (Henry et al. 2019), indem die Partikel sich in den Organismen akkumulieren und zu Abschürfungen oder Blockaden in deren Verdauungstrakt führen (Wright et al. 2013). Chemische Auswirkungen sind z.B. durch die Auslaugung von Kunststoffadditiven und -bestandteilen denkbar, von denen einige beispielsweise als endokrine Disruptoren fungieren (de Souza Machado et al. 2018). Biologische Auswirkungen könnten ihren Ursprung in der Besiedelung der Mikroplastik-Partikel durch potenziell pathogene Mikroorganismen haben. Die Partikel könnten hierbei als Vektoren für die Verbreitung der Pathogene dienen (Kirstein et al. 2016).

Der Wissensstand zu Verbreitung, Verbleib und Auswirkungen von Mikroplastik erweitert sich zwar fortlaufend, es existieren jedoch nach wie vor Wissenslücken. Unter anderem fehlt es an einem Indikator, mit dessen Hilfe in Ökobilanzen die Freisetzung und die Auswirkungen von Mikroplastik quantifiziert werden könnten (Henry et al. 2019).

4.4 Hotspotbetrachtung für Treibhausgase, Wasser und Toxizität

4.4.1 Treibhausgase

Im Rahmen des UNEP-Reports „*sustainability and circularity in the textile value chain*“ (2020) wurden die Umweltauswirkungen entlang der textilen Wertschöpfungskette (Bekleidung und Haushaltstextilien) untersucht und Hotspots identifiziert. Untersucht wurde die jährliche globale Produktion oben genannter Textilien mit folgenden Annahmen zu den Faseranteilen:

- 64 % Synthetikfasern (Polyester),
- 24 % Baumwolle,
- 6 % andere Naturfasern (Leinen),
- 6 % Cellulosefasern (Viskose).

Abb. 3 zeigt die Treibhausgasemissionen der verschiedenen Lebenszyklusphasen anteilig an den Gesamtemissionen im Lebenszyklus von Textilien. Daraus geht hervor, dass die Produktion, sprich Faserherstellung bis Konfektion, einen Großteil der Treibhausgasemissionen, nämlich 75 %, verursacht. Nutzung und Distribution folgen mit Anteilen von 24 % bzw. 1 %.

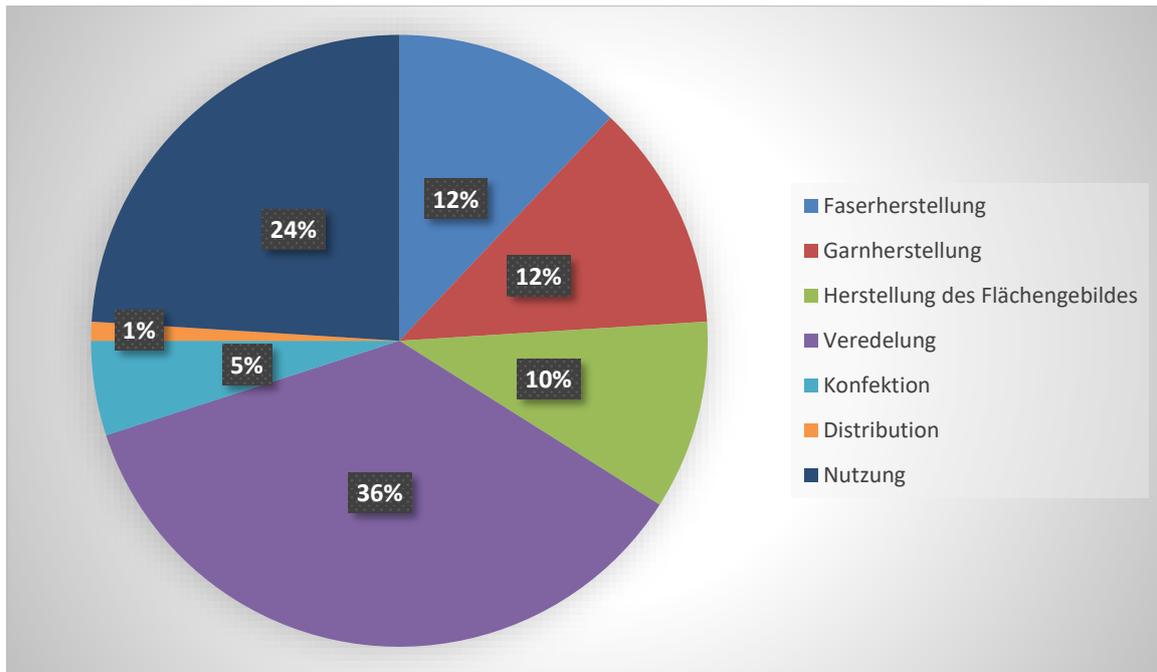


Abb. 3: Anteilige Treibhausgasemissionen der Lebenszyklusphasen von Textilien (nach UNEP 2020; eigene Darstellung).

Die Veredelung stellt einen Treibhausgas-Hotspot im Lebenszyklus von Textilien dar, weil die erforderlichen Prozesse aufgrund der Notwendigkeit, große Mengen Wassers zu erhitzen, besonders energieintensiv sind. Länder wie China, Indien und Bangladesch spielen bei verschiedenen Herstellungsprozessen in der textilen Wertschöpfungskette eine Schlüsselrolle. Ihren Energiebedarf decken diese Länder zu großen Teilen mit fossilen Energieträgern und insbesondere Kohle, was die hohen Treibhausgasemissionen erklärt (UNEP 2020).

Auch aus Quantis (2018) geht hervor, dass die Veredelung (hier Färben und Ausrüsten) erheblichen Anteil (36 %) an den Treibhausgasemissionen der jährlichen globalen Kleidungsproduktion hat. Abb. 4 gibt einen Überblick über die anteiligen Treibhausgasemissionen von der Faserherstellung bis zum End-of-Life an den Gesamtemissionen im Lebenszyklus von Kleidungstextilien, allerdings unter Ausschluss der Nutzungsphase.

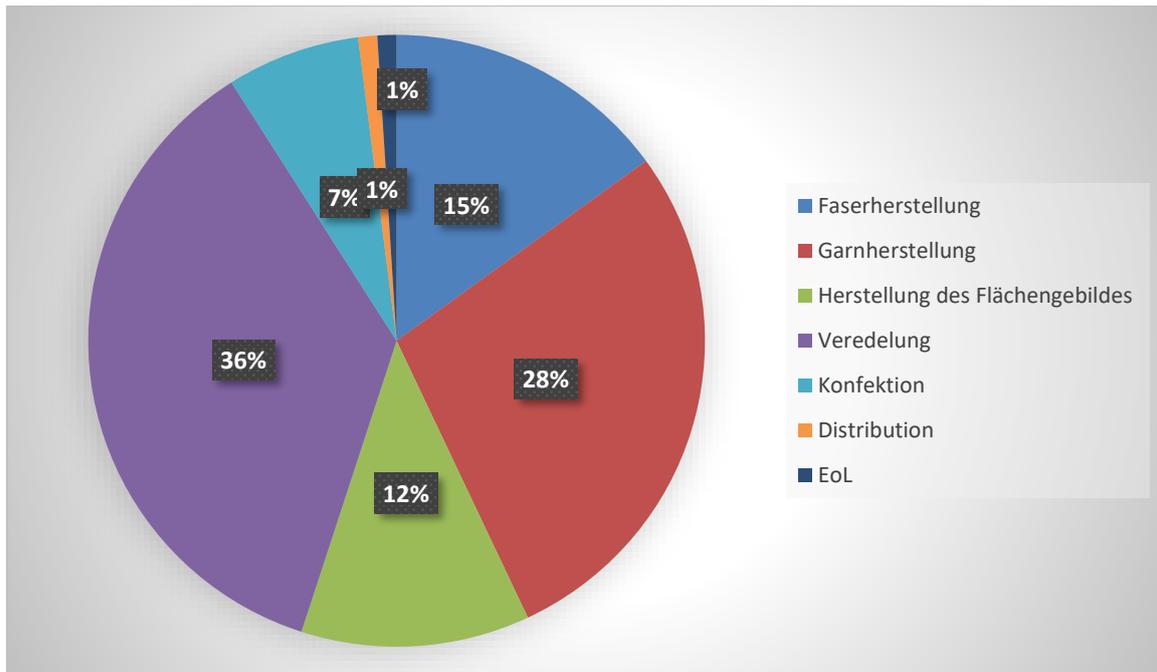


Abb. 4: Anteilige Treibhausgasemissionen der Lebenszyklusphasen von Kleidung (nach Quantis 2018; eigene Darstellung).

Auffällig unterschiedlich beurteilt wird die Relevanz der Garnherstellung. Quantis (2018) nutzen für den Energiebedarf bei der Garnherstellung einen Durchschnittswert. Die AutorInnen verweisen jedoch auf eine große Variabilität beim Energiebedarf der Garnherstellung (3-11 kWh pro kg Garn). Der Energiebedarf bei der Herstellung von Garn aus Naturfasern wie Baumwolle steigt antiproportional mit der Dicke des Garns. Sprich, ein dünneres Garn benötigt bei seiner Herstellung pro Kilogramm mehr Energie (Van der Velden 2014).

Auch diese AutorInnen weisen darauf hin, dass die hohen Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Kleidung vorrangig auf die Nutzung von Steinkohle und Erdgas für die Gewinnung von Strom und Wärme in den Schlüsselstaaten China, Indien und Bangladesch zurückzuführen sind. Beispielsweise verursacht allein die Verfeuerung von Steinkohle und Erdgas 60-70 % der Treibhausgasemissionen der Veredelung (Quantis 2018).

In einer Ökobilanz zu den Umweltauswirkungen des Konsums von Kleidung und Haushaltstextilien in den EU-27-Staaten²⁰ kommen die AutorInnen ebenfalls zu dem Schluss, dass die Produktion mit 52 % hauptverantwortlich für die Treibhausgasemissionen im Lebenszyklus der Textilien ist (Beton et al. 2014).

Sandin et al. (2019a), die mit Hilfe einer Ökobilanz die Umweltauswirkungen des schwedischen Kleidungskonsums untersuchen, unterstreichen die Schlüsselrolle, welche die Produktion innerhalb des Lebenszyklus von Textilien innehat. Hier beträgt der Klimawandelbeitrag der Produktion ca. 80 % an den Gesamtemissionen von der Faserherstellung bis zum Lebensende der Textilien. Vergleichbar mit den Resultaten aus UNEP (2020) und Quantis (2018) ist die Veredelung der Lebenszyklusabschnitt, welcher die höchsten Treibhausgasemissionen verursacht. Abb. 5 fasst die anteiligen Treibhausgasemissionen der einzelnen Lebenszyklusabschnitte an den

²⁰ Da sich die Betrachtungsebenen der Studien (global – EU – national) unterscheiden, unterscheiden sich auch die jeweiligen Faseranteile aufgrund unterschiedlicher Präferenzen in den Regionen (z.B. Präferenz für Baumwolle in Schweden (Sandin et al. 2019b)).

Gesamtemissionen im Lebenszyklus von Kleidungstextilien zusammen (Anteile gerundet).

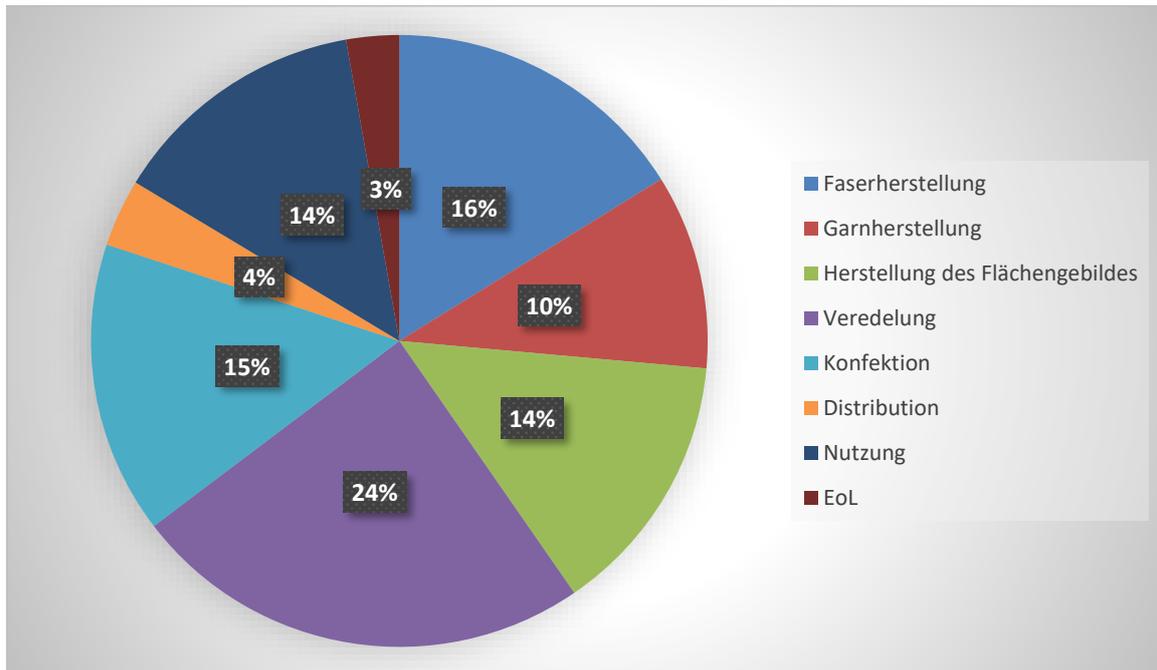


Abb. 5: Anteilige Treibhausgasemissionen der Lebenszyklusphasen von Kleidung (nach Sandin et al. 2019b; eigene Darstellung).

Die betrachteten Studien stimmen in der Aussage überein, dass die Distributionsphase (+Retail) nur einen geringen Anteil an den gesamten Klimawandelauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien besitzt. Die Spanne reicht dabei von 1 % (UNEP 2020, 19), über 3 % (Quantis 2018; Sandin et al. 2019a) bis 5 % (Beton et al. 2014).

Das Urteil darüber hingegen, inwiefern die Nutzungsphase hinsichtlich der Auswirkungen auf das Klima einen Hotspot darstellt, fällt in den betrachteten Studien recht unterschiedlich aus, was auch auf deren unterschiedliche Betrachtungsebenen (global, EU, Schweden) zurückzuführen ist. Denn letztlich hängen die Umweltauswirkungen, welche durch die Nutzungsphase verursacht werden, stark von den konkreten Umständen (z.B. Nutzungs- und Waschverhalten, Strommix, Klimaprofil) ab (Van der Velden et al. 2014; UNEP 2020; Piontek et al. 2019).

In UNEP (2020) wird der globale Beitrag zum Klimawandel der Nutzungsphase auf 24 % beziffert, während Sandin et al. (2019a) diesen (ohne Transport durch NutzerInnen) auf ca. 3 % beziffern. Zu erklären ist dies damit, dass in der schwedischen Studie der schwedische Strommix zugrunde gelegt wurde, welcher im Vergleich zum globalen Durchschnitt relativ wenig klimarelevante Emissionen verursacht (Sandin et al. 2019a). Weiterhin spielt mit Blick auf die Resultate eine entscheidende Rolle, welche Annahmen für das Nutzungs- und Waschverhalten getroffen werden. Sandin et al. (2019a) trafen im Rahmen ihrer Ökobilanz Annahmen auf Grundlage von Importstatistiken und Umfragen zum Nutzungsverhalten. Die AutorInnen erhielten auf diesem Weg signifikant andere Werte zum Klimawandelbeitrag als beispielsweise Beton et al. (2014). Beton et al. (2014) geben den Anteil der Nutzungsphase am Klimawandelbeitrag von Textilien mit 45 % an (vs. ~ 3 % bei Sandin et al. 2019a). Ein Unterschied, der laut Sandin et al. (2019a) vermutlich darauf zurückzuführen ist, dass Beton et al. (2014) deutlich mehr Waschzyklen – auf Grundlage der erwarteten technischen Leistung – für die einzelnen Textilien annehmen. Laut Laitala et al. (2018)

basieren die Schätzungen von Beton et al. (2014) auf Meinungen von ExpertInnen allerdings ohne Bezug zu empirischen Forschungsdaten.

Auch die Studie von Van der Velden et al. (2014), die mit Hilfe einer Ökobilanz die Umweltauswirkungen verschiedener Fasern untersucht, kommt zu dem Schluss, dass die Nutzungsphase keinen primären Hotspot für die Umweltauswirkungen von Textilien darstellt. Die AutorInnen betonen vielmehr die Bedeutung der Herstellungsprozesse.

Welchen Einfluss das Verhalten der NutzerInnen auf die Umweltauswirkungen der Nutzungsphase hat, veranschaulichen Piontek et al. (2019). Die CO₂-Emissionen des Worst-Case-Szenarios – mit Einkäufen per Auto, vermehrter Nutzung der Waschmaschine, des Trockners und des Bügeleisens – sind mehr als doppelt so hoch wie die des Best-Case-Szenarios (529,98 vs. 239,10 kg CO₂-Äquivalente).

Ein laut Sandin et al. (2019a) in vielen Studien übersehener Aspekt ist der Transport der Ware durch die NutzerInnen von den physischen Läden nach Hause, der hier auf 11 % der Gesamtklimawandelauswirkungen geschätzt wird (Sandin et al. 2019a). Die Emissionen durch diese Form des Shoppings fallen (pro Masseneinheit) höher aus als die Emissionen durch den Transport per Schiff und Lkw ins jeweilige Zielland (Piontek et al. 2019).

4.4.2 Wasser

UNEP (2020) hebt im Zusammenhang mit der Nutzung von Wasser²¹ die Lebenszyklusabschnitte Faserherstellung, Veredelung und Nutzung hervor. 80 % des Wassers, das im Lebenszyklus von Textilien global genutzt wird, wird für diese drei Lebenszyklusabschnitte benötigt. Abb. 6 gibt einen genaueren Überblick über die Anteile der Lebenszyklusabschnitte an der Wassernutzung.

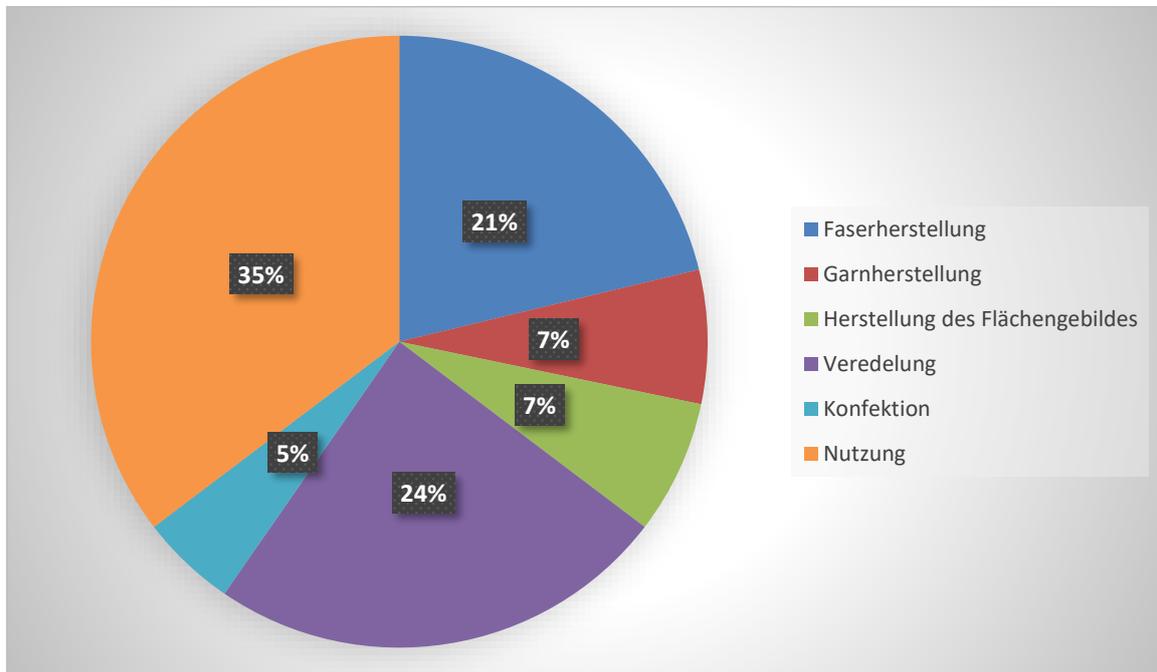


Abb. 6: Anteilige Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien (nach UNEP 2020; eigene Darstellung).

²¹ UNEP 2020 und Quantis nutzen identische Indikatoren: Berücksichtigt werden sämtliche Nutzungen von Wasser (z.B. auch Kühlwasser), bei denen Wasser evaporiert, konsumiert und auch flussabwärts wieder eingeleitet wird (außer für die Gewinnung von Wasserkraft) (Quantis 2018).

Erfolgt eine Gewichtung der Wassernutzung nach länderspezifischer Wasserknappheit, so verschieben sich die Anteile wie in Abb. 7 dargestellt.

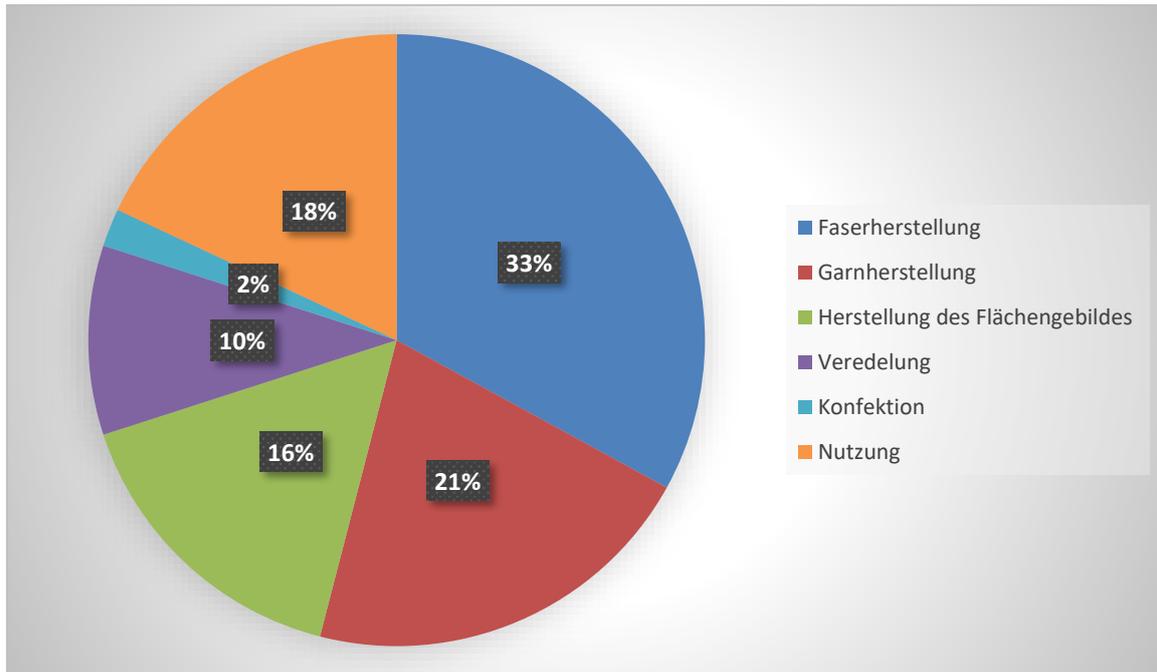


Abb. 7: Anteilige Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien (nach Wasserknappheit gewichtet) (nach UNEP 2020; eigene Darstellung).

Die großen Unterschiede – insbesondere in der Nutzungsphase – können damit erklärt werden, dass die Herstellung von Textilien vorrangig in Asien z.B. China, Indien, Bangladesch verortet ist, während Nordamerika und Europa den Konsum von Textilien dominieren (UNEP 2020).

Quantis (2018) unterstreichen die Relevanz der Faserherstellung für Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien, wobei in dieser Studie die Nutzungsphase ausgeklammert wurde. Abb. 8 gewährt einen Überblick über die Anteile der Lebenszyklusphase an der Gesamtwassernutzung.

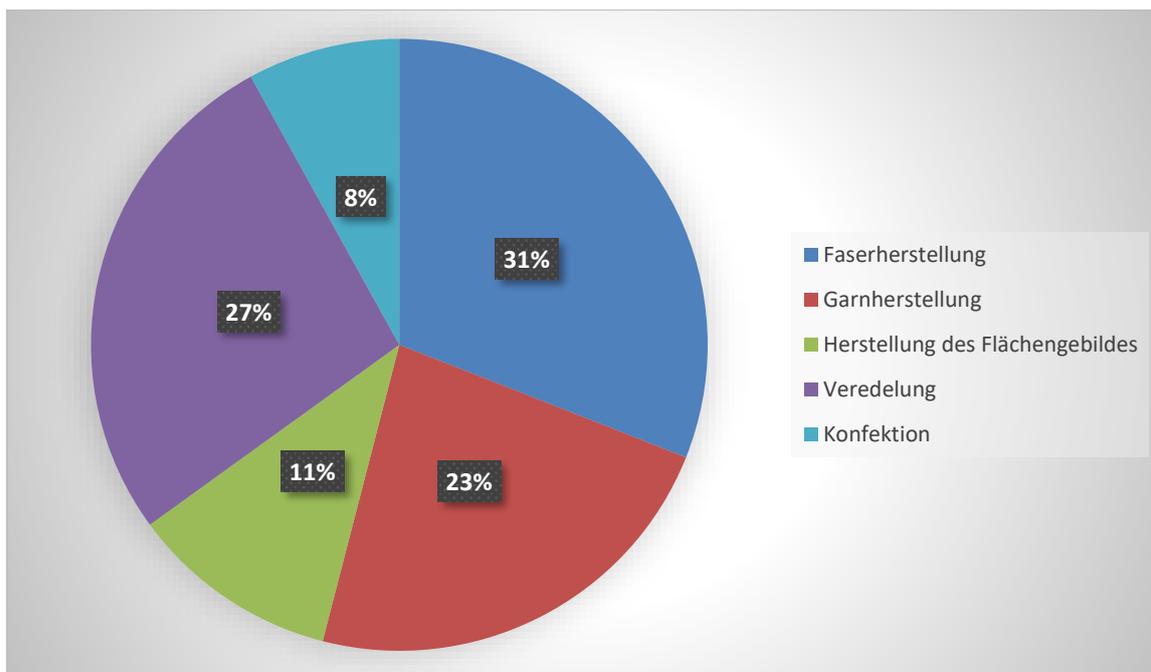


Abb. 8: Anteilige Wassernutzung im Lebenszyklus von Textilien – ohne Nutzungsphase (nach Quantis 2018; eigene Darstellung).

Entscheidend für die bedeutende Rolle der Faserherstellung für die Wassernutzung ist der Anbau von Baumwolle (Quantis 2018, UNEP 2020). Baumwolle hat an der Gesamtfaserproduktion (für Kleidung) zwar lediglich einen Anteil von 24 %, benötigt aber bei ihrem Anbau 64 % des Wassers, das für den Lebenszyklusabschnitt „Faserherstellung“ benötigt wird. Von 215 Mrd. m³ Wasser, die für die jährliche Gesamtproduktion von Bekleidungstextilien genutzt werden, entfallen 43,5 Mrd. m³ (ca. 20 %) allein auf den Anbau von Baumwolle (Quantis 2018).

Bei der Herstellung von Baumwollfasern entfallen 82 % der Wassernutzung²² auf das eingesetzte Bewässerungswasser. Die restlichen Anteile entfallen auf die sogenannte indirekte Nutzung von Wasser und hierbei insbesondere den Einsatz von Kühlwasser für die Stromerzeugung. Für die weiteren Produktionsabschnitte wie Garnherstellung und Veredelung wird ebenfalls viel Wasser genutzt. Allerdings wird in diesen Produktionsabschnitten aufgrund des hohen Energiebedarfs deutlich mehr Wasser indirekt als direkt z.B. für das Färben genutzt. Bei der Herstellung eines T-Shirts aus Baumwolle (ohne Faserherstellung) entfallen beispielsweise nur 19 % der Wassernutzung auf die eigentlichen „nassen“ Produktionsabschnitte wie Faservorbereitung und Färben (Cotton Inc. 2017).

Wird in Form des Indikators „Wasserkonsum“ lediglich jenes Wasser berücksichtigt, das nach seiner Entnahme nicht mehr in das ursprüngliche Wassereinzugsgebiet zurückgeleitet wird, überwiegt der Wassereinsatz für die Bewässerung bei Weitem den für nachfolgende Herstellungsprozesse (Cotton Inc. 2017). Man könnte argumentieren, dass die Entnahme und anschließende Freisetzung von Wasser in der unmittelbaren Nähe seiner Entnahmestelle nicht zum Verlust des Wassers oder zu einer Wasserverknappung führen (Goedkoop et al. 2013).

²² Wird hier definiert als: „Jegliche Wasserentnahme, Wasserfreisetzung, oder andere menschliche Aktivitäten innerhalb eines Wassereinzugsgebietes, welche den Wasserfluss oder die Wasserqualität beeinflussen“ (Cotton Inc. 2017, 156).

Sandin et al. (2019a), die einen ähnlich wie in Cotton Inc. (2017) definierten Wasserkonsum als Grundlage für den Indikator „Auswirkungen durch Wasserknappheit“²³ des schwedischen Kleidungskonsums verwenden, kommen ebenfalls zu dem Schluss, dass der Wasserkonsum während der Veredelung nur einen geringen Beitrag – 3 % – zu diesem Indikator leistet. Hingegen beträgt der Anteil des Baumwollfaseranbaus am Impact des gesamten Lebenszyklus der Textilien 87 %. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass Wasserverschmutzung in dieser Studie nicht mit Wasserkonsum gleichgesetzt sind, sondern Wasserkonsum nur dann angenommen wird, wenn Wasser nicht an den Ort seiner Entnahme zurückgeführt wird. Stattdessen wird der Wasserverschmutzung mit dem Indikator „Süßwasserökotoxizität“ Rechnung getragen. Andererseits wird für den schwedischen Kleidungskonsum im Vergleich zum globalen Durchschnitt ein deutlich höherer Baumwollanteil von 49 % vs. 24 % angesetzt (UNEP 2020; Sandin et al. 2019a). Dies ist darauf zurückzuführen, dass Baumwolle in Schweden eine besonders beliebte Faser ist (Sandin et al. 2019a).

Distribution und Retail spielen für den Wasserverbrauch bzw. -konsum im Lebenszyklus der Textilien kaum eine Rolle (Beton et al. 2014; Sandin et al. 2019a; Quantis 2018).

Global betrachtet trägt die Nutzungsphase laut UNEP (2020) mit 35 % zur Süßwassernutzung und 18 % zum „Wasserknappheit-Fußabdruck“ bei.

Sandin et al. (2019a) verwenden einen grundlegend anders definierten Indikator, in den statt Wassernutzung oder Wasserentnahme der Wasserkonsum unter Beachtung von Wasserknappheit einfließt. Dementsprechend spielen Lebenszyklusphasen außer der Faserherstellung (genauer: Baumwollfaserherstellung) in Bezug auf diesen Indikator kaum eine Rolle. Die Nutzungsphase trägt laut dieser Studie lediglich 3,5 % zu dem gesamten „Auswirkungen durch Wasserknappheit“ des schwedischen Kleidungskonsums bei. Für Wasser, das während des Waschens in die Abwasserreinigung abgeleitet wurde, nahmen die AutorInnen an, dass dieses schlussendlich im ursprünglichen Wassereinzugsgebiet verbleibt und diese Nutzung somit keinem Konsum entspricht.

Beton et al. (2014) sehen in der Nutzungsphase von Kleidung und Haushaltstextilien die Hauptursache (60 %) von Wassernutzung²⁴ (hier: „*water depletion*“) entlang des Lebenszyklus der Textilien. Diese Betonung der Nutzungsphase ist vermutlich u.a. auf die Annahmen zum Verhalten der NutzerInnen zurückzuführen (siehe Abschnitt 4.4.1).

4.4.3 Toxizität

Trotz der bereits diskutierten Einschränkungen (siehe 4.2) bei der Quantifizierung der Toxizität soll hier kurz auf einige wesentliche Erkenntnisse der betrachteten Studien eingegangen werden.

Die Ökobilanz von Beton et al. (2014) beinhaltet vier Toxizitätsindikatoren, Toxizität (Mensch), Ökotoxizität für terrestrische, Süßwasser- und marine Habitate. Tab. 9 fasst die Ergebnisse zu den Toxizitätsindikatoren aus Beton et al. (2014) zusammen. Der Anteil (in Prozent) an den jeweiligen Gesamtauswirkungen ist gerundet und der dominierende Lebenszyklusabschnitt für den jeweiligen Indikator ist rot markiert.

²³ Wasserkonsum multipliziert mit einem Wasserknappheitsfaktor, der die Verfügbarkeit von Wasser als auch den Bedarf in den jeweiligen Ländern berücksichtigt (Sandin et al. 2019a, 63).

²⁴ Entnahme von Wasser unterschiedlichen Ursprungs, ohne dass das Wasser nach seiner Nutzung zurück zur Entnahmestelle gelangt (Beton et al. 2014, 184).

Indikator	Einheit	Produktion	Distribution	Nutzung	EoL	Gesamt
Toxizität (Mensch)	Mt 1.4-DB-Ä. ²⁵	12,5 (16 %)	0,443 (0 %)	63,5 (84 %)	-0,568 (0 %)	75,81
Ökotoxizität (terrestrisch)	kt 1.4-DB-Ä.	943 (87 %)	1,91 (0 %)	144 (13 %)	-0,983 (0 %)	1090
Ökotoxizität (Süßwasser)	Mt 1.4-DB-Ä.	1,68 (22 %)	0,0124 (0 %)	5,64 (74 %)	-0,00713 (0 %)	7,58
Ökotoxizität (Salzwasser)	Mt 1.4-DB-Ä.	0,376 (23 %)	0,0232 (1 %)	1,28 (77 %)	-0,0118 (0 %)	1,67

Tab. 9: Toxizität des jährlichen Konsums von Textilien in der EU-27 (Beton et al. 2014; eigene Darstellung).

Aus der Tabelle geht hervor, dass die Produktionsphase lediglich für den Indikator Ökotoxizität (terrestrisch) die dominierende Rolle spielt, während die Nutzungsphase für die drei anderen Indikatoren eindeutig den Hotspot darstellt. Für diese herausragende Bedeutung machen die AutorInnen die Nutzung von Waschmitteln verantwortlich (Beton et al. 2014).

Die Ökotoxizität (terrestrisch) der Produktionsphase ist zu annähernd 100 % auf den Anbau von Baumwolle zurückzuführen. Die Herstellung anderer Fasertypen spielt in diesem Zusammenhang eine vernachlässigbare Rolle. Grund für die terrestrische Ökotoxizität des Baumwollanbaus ist der damit einhergehende intensive Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden (Beton et al. 2014). Dieser Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden trägt auch – im Vergleich zu anderen Fasern – stärker zur Süßwasser-Ökotoxizität bei (Beton et al. 2014). Zur Toxizität (Mensch) der Produktionsphase trägt z.B. die Veredelung bei, da bei diesem Lebenszyklusabschnitt viel Strom benötigt wird und Produktion bzw. Distribution von Strom mit Arsen-Emissionen einhergehen (Beton et al. 2014).

Auch Sandin et al. (2019a), welche die Toxizität im Lebenszyklus von sechs unterschiedlichen Textilien anhand dreier Toxizitätsindikatoren und mit Hilfe der USEtox-Wirkungsabschätzungsmethode bemessen, kommen zu dem Ergebnis, dass Hintergrundprozesse²⁶ die direkten Emissionen während der Herstellung der Textilien im Hinblick auf die Toxizität dominieren. Den Anteil, den direkte Emissionen der textilen Verarbeitungsprozesse an den Gesamtauswirkungen besitzen, beziffern diese AutorInnen auf unter 3,8 %. Zwar seien auch diese Hintergrundemissionen z.B. im Hinblick auf gesundheitliche Auswirkungen bedenklich, die zugrundeliegenden Sachbilanzdaten seien jedoch mit erheblichen Unsicherheiten verknüpft z.B. was Volumina und die Toxizität langfristiger Emissionen betreffe (Sandin et al. 2019a). In der Vorgängerstudie von Roos et al. (2015) stellten die AutorInnen fest, dass auf die chinesische Stromproduktion 89 %²⁷ der Ökotoxizitätsimpacts entfallen – zurückzuführen auf die Beseitigung von Reststoffen aus der Kohlegewinnung und -

²⁵ Die Chemikalie 1,4-Dichlorbenzol wird hier als Referenzsubstanz zur Berechnung der vier Toxizitätsindikatoren verwendet (Goedkoop et al. 2008).

²⁶ z.B. Gewinnung und Verfeuerung von Kohle zur Stromerzeugung.

²⁷ Der zugrunde gelegte Strommix richtete sich nach den Importanteilen Kleidungsstücke aus den Ländern: China (65 %), Bangladesch (23 %) und Türkei (12 %).

verfeuerung und daraus resultierenden Emissionen. Die tatsächliche chinesische Stromproduktion sei allerdings wahrscheinlich „weniger toxisch als es die Datenbanken vermuten lassen“ (Roos et al. 2015, 63). Auch seien – mit Ausnahme der Energiegewinnung – Inventardaten zu toxischen Emissionen in den genutzten Datenbanken nur selten vorhanden (Roos et al. 2015).

Aus oben genannten Gründen quantifizieren Sandin et al. (2019a) ausschließlich die Toxizität direkter Emissionen während der Rohfaserherstellung bis zur Fertigstellung der Kleidung. Der erste Toxizitätsindikator, Toxizität (Mensch, nicht-krebserregend) wird von der Baumwollherstellung dominiert, mit großem Abstand gefolgt von den Veredelungsschritten. Die Toxizitätsindikatoren, Toxizität (Mensch, krebserregend), sowie Ökotoxizität, werden hingegen dominiert durch die Veredelung und eingesetzte Waschmittel, Farben und Ausrüstungen.

In einem weiteren Schritt untersuchten Sandin et al. (2019a) am Beispiel eines Kleidungsstücks in mehreren hypothetischen Szenarien, wie sich die Ergebnisse für die Toxizitätsindikatoren verändern, wenn toxischere Chemikalien oder keine Kläranlage zum Einsatz kommen. Im Vergleich zum Standardszenario mit durchschnittlich effizienter Kläranlage und „Durchschnittschemikalien“ zeigt sich, dass der Einsatz toxischerer Chemikalien die Ergebnisse der drei Toxizitätsindikatoren um mehrere Zehnerpotenzen verschlechtert. Die Ergebnisse der Indikatoren Toxizität (Mensch, nicht-krebserregend) und Ökotoxizität fallen zudem auch bei Einsatz der „Durchschnittschemikalien“ aber gleichzeitig fehlender Kläranlage erheblich schlechter aus.

4.5 Gesamt- und Faserbetrachtung

4.5.1 Treibhausgase

Der weltweite Konsum von Kleidung (ohne Schuhwerk) verursachte im Jahr 2016 Treibhausgasemissionen in Höhe von rund 3.300 Mio. t. Dies entspricht einem Anteil von 6,7 % an den gesamten globalen Emissionen, die sich auf etwa 49.000 Mio. t CO₂-Äquivalente beliefen. Bei einer Weltbevölkerung von rund 7,5 Mrd. Menschen beläuft sich der durchschnittliche Konsum von Kleidungstextilien auf 11,4 kg pro Kopf und trägt mit 442 kg CO₂-Äquivalenten zum Klimawandel bei (Quantis 2018). Hierin ist die Nutzungsphase nicht inbegriffen.

Die BürgerInnen der EU-27 verursachen mit ihrem Konsum (inklusive Nutzung) von Bekleidungs- und Heimtextilien Emissionen in Höhe von 412 Mio. t CO₂-Äquivalenten pro Jahr (Beton et al. 2014). Bei einer Bevölkerung von 500 Mio. Menschen entspricht dies 824 kg CO₂-Äquivalenten (Sandin et al. 2019a).

Betrachtet man analog zu Quantis (2018) den Lebenszyklus ohne Nutzungsphase, so betragen die Emissionen etwa 234 Mio. t CO₂-Äquivalente (Beton et al. 2014). Dies entspricht 468 kg CO₂-Äquivalenten pro Kopf oder ca. 24,5 kg CO₂-Äquivalente pro kg Textil bei einem Gesamtkonsum von 19,1 kg pro BürgerIn und Jahr (Beton et al. 2014). Die in Kapitel 3.3 bestimmte Masse an Textilien für den österreichischen Markt liegt bei 19,2 kg pro BürgerIn und Jahr. Hierbei sind allerdings beispielsweise Bodenbeläge nicht inkludiert, weshalb der Konsum von Textilien in Österreich vermutlich höher ausfällt als im EU-weiten Durchschnitt.

Laut Beton et al. (2014) beträgt der Anteil von Bekleidung am Konsum von Kleidung und Heimtextilien in der EU-27 etwa 71 %. Folglich werden in der EU pro Kopf und Jahr durchschnittlich rund 14 kg Kleidungsstücke erworben. Insgesamt werden durch

den Konsum dieser Menge Kleidungsstücke EU-weit 293 Mio. t CO₂-Äquivalente²⁸ oder 166 Mio. t während des Lebenszyklus ohne Nutzungsphase emittiert. Dies entspricht Emissionen pro Kopf in Höhe von 585 kg CO₂-Äquivalenten für den gesamten Lebenszyklus, 332 kg für die Lebenszyklusabschnitte Produktion und Distribution und 263 kg für die Nutzungsphase.

Etwas geringer schätzen Sandin et al. (2019a) den Klimawandelbeitrag des schwedischen Bekleidungskonsums ein. Bei einem Konsum von etwa 10 kg pro EinwohnerIn und Jahr wird dieser unter Beachtung von Nutzungsphase und Transport durch die NutzerInnen mit 327 kg CO₂-Äquivalenten pro Kopf und gesamtgesellschaftlich mit 3,27 Mio. t CO₂-Äquivalenten beziffert. Ohne die Nutzungsphase belaufen sich die Emissionen auf 273 kg CO₂-Äquivalente pro Kopf oder bezogen auf ganz Schweden 2,73 Mio. t CO₂-Äquivalente.

Auf ein Kilogramm Kleidung und den gesamten Lebenszyklus bezogen entsprechen die Werte:

- bei Beton et al. (2014) ca. 42 kg CO₂-Äquivalenten pro Kopf und Jahr
- und bei Sandin et al. (2019a) ca. 33 kg CO₂-Äquivalente pro Kopf und Jahr.

Unter Ausschluss der Nutzungsphase belaufen sich die verursachten Emissionen durch den Konsum von einem Kilogramm Kleidung

- bei Quantis (2018) auf ca. 39 kg CO₂-Äquivalente pro Kopf und Jahr,
- bei Sandin et al. (2019a) auf ca. 27 kg CO₂-Äquivalente pro Kopf und Jahr
- und bei Beton et al. (2014) auf ca. 24 kg CO₂-Äquivalente pro Kopf und Jahr.

Tab. 10 fasst die oben aufgeführten Informationen zusammen. (o.N.) steht dabei für den Lebenszyklus ohne Nutzungsphase, in Klammern stehen die jeweiligen Einheiten. Angegeben sind die Emissionen, die durch den Konsum von Bekleidungsstücken auf verschiedenen Ebenen entstehen.

Quelle	Quantis 2018	Beton et al. 2014	Sandin et al. 2019a
Ebene	Global	EU-27	Schweden
Gesamtemissionen (Mio. t)	-	293	3,27
Emissionen pro Kopf (kg)	-	585	327
Gesamt (o.N.) (Mio. t)	3.300	166	2,73
Pro Kopf (o.N.) (kg)	442	332	273
Pro Kopf und kg Kleidung (o.N.) (kg)	39	24	27

Tab. 10: CO₂-Emissionen durch Kleidungskonsum (Quantis 2018; Beton et al. 2014; Sandin et al. 2019a).

Der schwedische Kleidungskonsum hat am durchschnittlichen konsumbasierten CO₂-Fußabdruck von SchwedInnen einen Anteil von ca. 3 % (Sandin et al. 2019a). In der Europäischen Union beträgt der Anteil des Kleidungskonsums an den gesamten

²⁸ Gesamtemissionen multipliziert mit 0,71 (Anteil der Bekleidungstextilien); unter der vereinfachten Annahme, dass Bekleidungs- und Heimtextilien einen identischen CO₂-Fußabdruck besitzen.

Haushaltsemissionen 4 %. Die höchsten Anteile mit Werten zwischen 5 und 7 % verzeichnen Italien sowie einige Regionen des Vereinigten Königreichs, mit Werten um 800 kg CO₂-Äquivalenten pro EinwohnerIn. Der Bereich Transport verursacht im Vergleich ca. 30 % der Gesamt-Haushaltsemissionen, die sich auf durchschnittlich 11 t CO₂-Äquivalente pro EU-BürgerIn belaufen, der Konsum von Lebensmitteln 17 % (Ivanova et al. 2017).

Da das Gewicht von Kleidung für viele KonsumentInnen vermutlich keine alltägliche Bedeutung hat, geben Sandin et al. (2019a) Werte für die Klimawirksamkeit unterschiedlicher Kleidungsstücke an. Ein Paar Socken verursacht demnach im Laufe seines „Lebens“ 1 kg, eine Jacke hingegen 20 kg CO₂-Äquivalente. Letzteres Beispiel entspricht einer Fahrt von 60 km mit einem Auto, welches Gesamtemissionen in Höhe von 326 g CO₂-Äquivalenten pro km verursacht. Der durchschnittliche globale Konsum von Kleidung (pro Kopf) entspricht nach Quantis (2018) einer 2.400 km langen Fahrt im Pkw.

4.5.2 Wasser

Entlang des Lebenszyklus von Textilien werden große Mengen an Frischwasser benötigt. Quantis (2018) beziffert die gesamte Frischwasserentnahme²⁹ für den globalen Konsum von Kleidung ohne die Nutzungsphase auf 215 Mrd. m³. Dies entspricht im globalen Durchschnitt einem Verbrauch von 23.900 l oder 150 Badewannen pro Kopf und Jahr.

Die AutorInnen Beton et al. (2014) beziffern die Wassernutzung (hier: „*water depletion*“) entlang des Lebenszyklus von Heimtextilien und Bekleidung für die EU-27 auf 14,32 Mrd. m³ oder 28.640 l pro EU-BürgerIn. Allein die Produktionsphase hat daran einen Anteil von ca. 5,8 Mrd. m³, was pro EU-BürgerIn etwa 11.600 l entspricht. Für den gesamten Lebenszyklus von 1 kg T-Shirts werden ca. 25.000 kg Blauen Wassers benötigt. Die Nutzung der T-Shirts umfasst 18 Wäschen, was mit Hilfe von Umfragen als globaler Durchschnitt ermittelt wurde. Die Nutzung von Blauem Wasser erfolgt zu 70 % (17.500 kg) in der Faserherstellung und im Herstellungsprozess des Textils und zu 30 % (7.500 kg) während der Konfektionierung, Nutzung und Entsorgung. Der Konsum von Blauem Wasser für dieselbe Masse T-Shirts beläuft sich auf ca. 3000 kg und erfolgt fast ausschließlich (89 %) während der Faserherstellung (Cotton Inc. 2017). Wenn ein einzelnes T-Shirt 110 g wiegt, wie in Sandin et al. (2019a) angenommen, so werden für die Herstellung eines einzelnen T-Shirts aus Baumwolle bis es in die Konfektion geht rund 1.900 kg Blauen Wassers genutzt.

4.5.3 Faserbetrachtung

Der Vergleich von Umweltauswirkungen verschiedener Fasertypen dient dazu, Unterschiede zwischen den Fasern aufzudecken und wenn möglich auf Grundlage dieser Erkenntnisse umweltfreundlichere Konsumententscheidungen zu treffen. In den Kapiteln 4.3 sowie 4.4 wird bereits auf einige Spezifika der wichtigsten Fasertypen für die Produktion von Textilien eingegangen. In diesem Abschnitt wird untersucht, ob Schlüsse darüber gezogen werden können, dass bestimmte Fasern anderen aufgrund geringerer Umweltauswirkungen vorzuziehen sind.

Van der Velden et al. (2014) untersuchen mit Hilfe einer Ökobilanz von Textilien aus Baumwolle, Polyester, Polyamid, Acrylfaser und Elasthan. Im Faservergleich von

²⁹ In diese Zahl fließen Trinkwasser, Frischwasser, Bewässerungswasser und Industrierwasser mit ein, unabhängig davon, ob diese evaporiert, konsumiert oder flussabwärts wieder eingeleitet werden (Quantis 2018).

„*cradle-to-gate*“³⁰ am schlechtesten schneidet hier Baumwolle ab, welche in allen vier untersuchten Indikatoren³¹ die größten Auswirkungen verursacht, am besten hingegen Acrylfasern und Polyester. Unter den Synthetikfasern verursacht laut dieser Studie Polyamid die größten Umweltauswirkungen. Der CO₂-Fußabdruck wird „*cradle-to-gate*“ mit ca. 15 kg CO₂-Äquivalenten (Polyester, Acrylfaser), ca. 20 kg CO₂-Äquivalenten (Polyamid) und ca. 9 bis ca. 22 kg CO₂-Äquivalenten (Baumwolle) bewertet.

Zwischen den einzelnen Fasertypen existieren einerseits Unterschiede hinsichtlich der Rohfaserherstellung, bei der Polyamid bei allen Indikatoren die schlechtesten Werte aufweist. Bei der Produktion von Polyamid werden demnach ca. 9 kg CO₂-Äquivalente emittiert, bei der Produktion der anderen Fasern ca. 3-5 kg CO₂-Äquivalente.

Andererseits zeigen sich große Unterschiede zwischen Synthetikfasern und Baumwolle hinsichtlich des Energieaufwandes, der für das Spinnen der Garne benötigt wird. Das Spinnen eines dünnen Baumwollgarns benötigt pro kg mehr Energie als das Spinnen eines dicken, wohingegen dieser Zusammenhang beim Extrudieren von Synthetikfasern nicht besteht. Die Garnherstellung trägt deshalb bei Baumwolltextilien aus dünnem Garn erheblich zum gesamten CO₂-Fußabdruck bei, während das Spinnen bei Synthetikfasern einen vergleichsweise geringen Einfluss auf die Umweltauswirkungen des Textils hat. Beim Spinnen eines dünnen Baumwollgarns werden ca. 7 kg CO₂-Äquivalente pro kg Garn emittiert und somit mehr als während der Rohfaserproduktion. Der Unterschied zwischen Synthetikfasern und Baumwolle wird mit zunehmender Garndicke geringer. Der oben genannte Wert von 9 kg CO₂-Äquivalenten für die Produktion eines Baumwollflächengebilde gilt für die Verwendung eines dicken Garns.

Beton et al. (2014) kommen zu einem gänzlich anderen Schluss. Demnach verursachen Synthetikfasern im Allgemeinen größere Auswirkungen auf das Klima, wobei Acrylfasern von allen untersuchten Fasern³² am schlechtesten abschneiden. Für die Produktion von einem kg veredeltem Flächengebilde werden im Fall von Acrylfaser 35,7 kg, Polyamid 30,9 kg und Polyester 27,2 kg CO₂-Äquivalente emittiert, während dieser Wert bei Wolle, Baumwolle und Viskose bei ca. 20 kg liegt. Mit Blick auf die Rohfaserproduktion verursacht auch laut dieser Studie Polyamid mit über 10 kg pro kg die meisten Emissionen von CO₂-Äquivalenten. Wolle und Acrylfaser liegen mit knapp unter 10 kg CO₂-Äquivalenten auf ähnlichem Niveau, während Baumwolle und Polyester mit unter 5 kg deutlich darunter liegen. Im Gegensatz zu Van der Velden et al. (2014) trägt hier die Garnherstellung nicht maßgeblich zum CO₂-Fußabdruck natürlicher Fasern wie Baumwolle bei. Tatsächlich wird auf die Garndicke nicht explizit eingegangen.

Van der Velden et al. (2014) führen die Unterschiede in der Klimarelevanz der verschiedenen Synthetikfasern ausschließlich auf die unterschiedlichen Energiebedarfe in der Rohfaserherstellung zurück. Die Unterschiede zwischen Baumwolle und den Synthetikfasern fußen hingegen hauptsächlich auf dem größeren Energiebedarf für die Garnherstellung bei Baumwolle. Konträr dazu sehen Beton et al. (2014) auch wesentliche Unterschiede in den weiteren Verarbeitungsschritten wie der Veredelung, die unter anderem das schlechte Ergebnis von Acrylfaser erklären. Van der Velden et al. (2014) verweisen in diesem Zusammenhang auf die große

³⁰ d.h. hier von der Faserproduktion bis zum Flächengebilde (ohne Färben und Ausrüsten).

³¹ Eco-costs 2012, CO₂-Äquivalente, Kumulativer Energiebedarf (CED) und ReCiPe.

³² Viskose, Leinen, Seide, Wolle, Baumwolle, Polyester, Polyamid, Acrylfaser, Polypropylen (Beton et al. 2014).

Spannbreite von möglichen Prozessen und Energiebedarfen für die Veredelung. Diese Spannbreite liegt zwischen 1,39 und 6,08 kg CO₂-Äquivalenten pro kg Baumwolltextil und 2,31 und 4,14 kg CO₂-Äquivalenten pro kg Synthetikttextil.

Festzuhalten ist, dass laut beiden Quellen die Rohfaserproduktion nie mehr als die Hälfte der verursachten klimarelevanten Emissionen verursacht, sodass bei der Beurteilung der Klimawirksamkeit von Textilien in jedem Fall auch ein Augenmerk auf die nachfolgenden Lebenszyklusabschnitte gelegt werden sollte.

Sandin et al. (2019b) trugen in ihrer Studie Informationen über die Umweltauswirkungen verschiedener Fasern aus öffentlich zugänglichen Daten zusammen. Dabei gehen die AutorInnen auf die Herstellung synthetischer, pflanzlicher, tierischer und regenerierter Fasern ein.

Die Schwierigkeiten dieser Aufgabe zeigen sich bereits in der Beurteilung der CO₂-Emissionen, die durch die Herstellung der Fasern verursacht werden, da deren CO₂-Fußabdruck in der Literatur unterschiedlich hoch bemessen wird. Für Wolle wird beispielsweise eine Spanne von -26 bis 36 kg CO₂-Äquivalenten, für Baumwolle 0,5 bis zu 6 kg CO₂-Äquivalenten, für Polyester 1,7 bis 4,5 kg CO₂-Äquivalenten angegeben. Die AutorInnen halten hierzu fest, dass die Umweltauswirkungen nicht allein von der Faserwahl abhängen, sondern ebenfalls von Maßstab und Ort der Produktion, den genutzten Energieträgern etc. (Sandin et al. 2019b). Schmidt et al. (2016) ergänzen in diesem Zusammenhang, dass es sich bei Begriffen wie „Baumwolle“ oder „Polyester“ lediglich um Oberbegriffe handelt und sich die eigentlichen Produkte und die Auswirkungen ihrer Herstellung erheblich unterscheiden können.

Hinzu kommt die Problematik, dass einige Aspekte der Umweltauswirkungen bereits besser untersucht wurden als andere. So liegen häufiger Informationen zu Treibhausgasemissionen sowie Wasser- und Energienutzung vor als zu Toxizität, Eutrophierung und Landnutzung. Dies wird auf die Schwierigkeiten zurückgeführt, für diese Aspekte Inventardaten zu gewinnen und diese in quantifizierte Umweltauswirkungen zu übersetzen (Sandin et al. 2019b). Der Ausschluss von Lebenszyklusphasen oder schwer quantifizierbaren Umweltaspekten kann, wenn auf Grundlage einer Beurteilung andere Produkte gekauft werden, zum sogenannten „burden shifting“ (Lastverlagerung) führen und somit dazu, dass die Umweltauswirkungen nicht geringer ausfallen, sondern lediglich an anderer Stelle im Lebenszyklus auftreten (Watson und Wiedemann 2019).

Unter anderem diese Problematik zeigt sich auch beim Higg Material Sustainability Index (MSI), den Watson und Wiedemann (2019) auf seine Eignung hin untersucht haben, verschiedene Textilfasern miteinander zu vergleichen. Der Higg Material Sustainability Index (MSI) ist ein LCA-basiertes Tool, das es NutzerInnen erlauben soll, die Umweltauswirkungen der Kleidungsproduktion zu bemessen und Materialien miteinander zu vergleichen, um bessere Konsumentenscheidungen treffen zu können. Die Bewertung der Umweltauswirkungen basiert auf vier LCA-Wirkungskategorien sowie einer semi-quantitativen Kategorie für Chemikalien und erfolgt mit Blick die Lebenszyklusphasen von Rohmaterialgewinnung bis zum fertigen Kleidungsstück. Am Ende erfolgt ein Normalisierungs- und Gewichtungsvorgang, um die Auswirkungen in einer Punktzahl zu aggregieren (Watson und Wiedemann 2019). Die AutorInnen kritisieren den Ausschluss der Nutzungsphase und des End-of-Life-Managements, da dies in „burden shifting“ resultieren könnte, wenn Textilien während der Produktion zwar geringere Umweltauswirkungen verursachen, in der Nutzungsphase jedoch häufiger gewaschen werden müssen. Laitala et al. (2018) bezeichnen einen Vergleich, der weder auf die Funktionalität der Textilien noch auf die Nutzungsphase eingeht als Vergleich zwischen Äpfel und Birnen. Langlebigkeit, verschiedene Wasch- und

Nutzungsverhalten müssten demnach in der Bewertung von Fasern Beachtung finden. Als Beispiel nennen Laitala et al. (2018) Wolle und Polyester, denn während für die Wollpflege weniger Energie und Chemikalien benötigt werde, müssten Synthetikfasern in der Praxis häufiger gewaschen werden.

Weiterhin wird bemängelt, dass die Resultate zu großen Teilen auf wenigen Studien und nicht repräsentativen Datensätzen beruhen. Es fehle eine Unsicherheitsanalyse, sodass sich nicht sagen lässt, ob die identifizierten Unterschiede zwischen Fasern statistisch signifikant sind (Watson und Wiedemann 2019).

Einen weiteren Schwachpunkt sehen Watson und Wiedemann (2019) in der geringen Anzahl verwendeter Umweltindikatoren, wodurch der MSI eine Reihe wichtiger Umweltauswirkungen nicht abbilden kann. Als Beispiel wird die Freisetzung von Mikrokunststoff genannt, welche nicht in den Score des MSI einfließt (Watson und Wiedemann 2019).

Ein Faservergleich kann dazu dienen, die Ursachen für die Umweltauswirkungen der jeweiligen Fasern genauer zu ergründen (Beton et al. 2014). Darüber hinaus beinhaltet ein Faservergleich jedoch auch die Intention, Empfehlungen für eine nachhaltigere Konsumentenscheidung zu geben. Hierbei ist die Frage essenziell, ob andere auf dem Markt verfügbare Fasern die Funktion der zu ersetzenden Faser erfüllen können. Soll nur derselbe Anwendungszweck ermöglicht werden, so kann eine Marktsubstitution angestrebt werden. Sollen allerdings Komfort und technische Eigenschaften der Faser erreicht werden, muss geklärt werden, ob eine technische Substitution erfolgen kann. In Bezug auf konventionelle Baumwolle beispielsweise zeigt sich, dass derzeit keine andere Faser deren technische Eigenschaften zur Gänze erfüllt (Rex et al. 2019). Auch Quantis (2018) halten fest, dass verschiedene Fasertypen eingesetzt werden, weil sie unterschiedliche Eigenschaften besitzen, und empfehlen statt eines Vergleichs unterschiedlicher Fasertypen die Förderung der nachhaltigsten Faser innerhalb einer Kategorie.

5. End-of-Life-Szenarien

Zu dem Zeitpunkt, an dem NutzerInnen sich entscheiden, sich eines Textils zu entledigen, stehen grundsätzlich – abhängig vom Zustand des Textils und dem gewählten Entsorgungsweg – mehrere Optionen der Wiederverwendung, Verwertung bzw. Beseitigung zur Verfügung: Reuse, Recycling (stofflich oder Weiterverwendung als Putztextil z.B.), Verbrennung (mit oder ohne Energierückgewinnung) sowie die Deponierung (Korolkow 2015, Beton et al. 2014). Diese Optionen – insbesondere Reuse und Recycling – werden in den nachfolgenden Abschnitten erläutert und auf ihre ökologischen Vor- und Nachteile hin untersucht.

5.1 Reuse

Mit der Entscheidung der aktuellen NutzerIn, sich eines Textils zu entledigen, endet möglicherweise nur ein Abschnitt in der Service-Lebensspanne dieses Textils. Service-Lebensspanne und physikalisch-technisch mögliche Lebensspanne von Textilien müssen nicht identisch sein, da die Dauer der Nutzung auch von gesellschaftlichen Faktoren abhängig ist – sprich, ob das Textil noch für gesellschaftlich akzeptabel gehalten wird (Klepp et al. 2020). Woolridge et al. (2006) zitieren Zahlen der Salvation Army im Vereinigten Königreich, welche schätzen, dass Kleidung, die entsorgt wird, noch mindestens 70 % ihrer „Nutzbarkeit“ besitzen. Eine Befragung von Korolkow (2015) in Deutschland ergab, dass potenziell 66 % gespendeter Textilien wiederverwendet (Second Hand/Reuse) werden könnten.

In Artikel 3 Abfallrahmenrichtlinie 2008 der EU wird Wiederverwendung (engl. *re-use*) definiert als „Jedes Verfahren, bei dem Erzeugnisse oder Bestandteile, die keine Abfälle sind, wieder für denselben Zweck verwendet werden, für den sie ursprünglich bestimmt waren.“ Cooper und Gutowski (2015) definieren Reuse als „nicht-destruktiven Prozess, bei dem für Materialien wie Produkte und Komponenten, die am Ende ihres ersten Lebens stehen, eine zweite oder darüber hinausgehende Nutzung ermöglicht wird – ohne dass dafür eine Zustandsänderung durchgeführt werden muss.“ Reuse von Textilien bedeutet nach Fortuna und Diyamandoglu (2017), dass die praktische Service-Lebensspanne von Textilien verlängert wird, indem diese in den Besitz anderer NutzerInnen übergeben werden. Ein Reuse von Textilien kann mit oder ohne vorherige Modifikation (Sandin und Peters 2018) und auf mehreren Wegen erfolgen, unter anderem durch Second-Hand-Läden oder allgemeiner auf Reuse spezialisierte Unternehmen, Online-Plattformen, auf Flohmärkten oder auch durch direkte Weitergabe (Fortuna und Diyamandoglu 2017). Voraussetzung für eine Verlängerung der Service-Lebensspanne ist eine gute Qualität der Textilien ohne Beschädigungen oder Flecken (Palme et al. 2014). Ökologische Vorteile eines Reuse von Textilien resultieren aus der vermiedenen Produktion neuer Kleidung/Textilien abzüglich der Prozesse, die ein Reuse der Textilien erst ermöglichen (Schmidt et al. 2016). Beispiele für solche Prozesse sind Sammlung, Sortierung und Transport der Textilien (Farrant et al. 2010). Ob aus dem Reuse von Textilien netto ökologische Vorteile entstehen, ergibt sich aus der Gegenüberstellung von Auswirkungen durch oben genannte Prozesse und Umweltentlastungen (Farrant et al. 2010). Voraussetzung für die Ausschöpfung möglicher ökologischer Vorteile des Reuse ist aber, dass wiederverwendete Textilien tatsächlich den Bedarf an einem neuen Textil und somit die Produktion dieses neuen Textils ersetzen (Fortuna und Diyamandoglu 2017).

5.2 Recycling

Alttextilien, welche beschädigt oder abgetragen sind, eignen sich nicht mehr für ein Reuse und sollten deshalb gemäß der Abfallhierarchie (Artikel 4 Abfallrahmenrichtlinie 2008) recycelt werden (Björquist 2017).

Auch beim Recycling erhofft man sich ökologische Vorteile dadurch, dass die Herstellung funktionell äquivalenter Produkte aus Primärmaterial vermieden wird. Bei der Untersuchung der ökologischen Vorteile ist unter anderem relevant, welches Produkt und in welchem Umfang dieses ersetzt werden kann (Roos et al. 2019b).

Recyclingmethoden werden typischerweise in mechanisch, chemisch und seltener thermisch untergliedert, was in der Praxis eine Vereinfachung darstellt, da meist eine Kombination oben genannter Methoden zum Einsatz kommt (Sandin und Peters 2018). Die AutorInnen Pensupa et al. (2019) unterscheiden in ähnlicher Weise physikalische Prozesse, zu denen mechanische und thermische Prozesse gezählt werden, chemische und biologische Prozesse, wobei auch diese AutorInnen darauf hinweisen, dass in den meisten Fällen ein Mix physikalischer und chemischer Prozesse zum Einsatz kommt.

Eine andere Form der Klassifikation wird von der Ellen MacArthur Foundation (2017) und Sandin und Peters (2018) gewählt. Diese unterscheidet nach dem Produkt, das mit Hilfe des Recyclingprozesses gewonnen wird³³ (Sandin und Peters 2018). Nachfolgend wird vorrangig auf die Unterscheidung der Ellen MacArthur Foundation (2017) Bezug genommen. Hier werden Recyclingtechnologien wie folgt unterschieden:

- Recycling der Flächengebilde,
- Recycling des Garns,
- Recycling der Fasern,
- Polymerrecycling (mechanisch und chemisch),
- chemisches Monomerrecycling.

Auch der Grad der Wertschöpfung kann ein Kriterium für die Unterscheidung von Recyclingprozessen bilden. Ein Downcycling erfolgt dann, wenn aus dem ursprünglichen Artikel ein minderwertigeres Produkt gewonnen wird (Fairwertung e.V. 2018). Upcycling hingegen beschreibt die Umwandlung in ein qualitativ oder ökonomisch betrachtet höherwertiges Produkt (Sandin und Peters 2018). Closed- bzw. open-loop Recycling beschreibt, ob das Produkt zu einem mehr oder weniger identischen Produkt oder in eine gänzlich andere Produktkategorie recycelt wird (Ribul et al. 2021).

Das Recycling von Garnen wird nicht näher diskutiert, da diese Form des Recyclings nur für bestimmte Kleidungsstücke geeignet ist und nur eingeschränkt Anwendung finden kann und wird (Ellen MacArthur Foundation 2017, 96). Betrachtet wird hier lediglich Post-Consumer-Textilabfall und Recycling, welches textiles Material als Ausgangsmaterial nutzt. Somit wird beispielsweise das Recycling von PET-Flaschen zur Gewinnung textiler Fasern (Greenblue s.a.; Textile Exchange 2020) hier nicht näher behandelt.

5.2.1 Mechanisches Recycling

Mechanisches Recycling umfasst sowohl die Weiterverarbeitung der Textilien zum Beispiel zu Putztüchern als auch die Auftrennung der Textilien in ihre Faserbestandteile (Morley et al. 2009). Bei der Weiterverwendung als Putztücher werden die Alttextilien lediglich in ihrer Größe, nicht jedoch in ihrer Zusammensetzung

³³ Dem *level of disassembly of the recovered material*

verändert, während bei der Weiterverwertung Alttextilien in ihre einzelnen Fasern aufgelöst werden (Korolkow 2015). Für die Rückgewinnung der Fasern werden die Textilien von Material wie Knöpfen und Reißverschlüssen befreit, in kleinere Stücke geschnitten und anschließend in einem Shredder mechanisch behandelt, sodass die Fasern freigesetzt werden. In weiteren Schritten können z.B. zu kurze Fasern entfernt werden oder es kann eine Sortierung nach Farbe erfolgen, sodass ein erneutes Färben nicht erforderlich ist (Roos et al. 2019b). Zurückgewonnene Fasern z.B. als Dämmmaterial in Autoauskleidungen (Korolkow 2015), als Matratzenfüllungen und in Polstermöbeln verwendet werden (Morley et al. 2009), zu Vliesstoffen weiterverarbeitet werden (Roos et al. 2019b) oder bei der Herstellung neuen Garns und neuer Kleidung eingesetzt werden (Lindström et al. 2020).

Abseits der Weiterverarbeitung zu Putztüchern können Teile des Flächengebilde auch zur Herstellung neuer Kleidung/Textilien weiterverwendet werden (Ellen MacArthur Foundation 2017). Die oben erläuterten Beispiele für mechanisches Recycling fallen nach der Klassifizierung der Ellen MacArthur Foundation (2017) in die Kategorien Recycling von Flächengebilde und Fasern.

Die Umwandlung thermoplastischer Polymere wie z.B. PET z.B. zu neuen Filamenten (Björquist 2017; Greenblue s.a.) wird teilweise ebenfalls als mechanisches Recycling (u.a. Björquist 2017; Greenblue s.a.), thermomechanisches (Ribul et al. 2021) oder mechanisches Polymerrecycling (Ellen MacArthur Foundation 2017), teilweise aber als thermisches Recycling bezeichnet (u.a. Pensupa et al. 2019 und Sandin und Peters 2018). Für diese Form des Recyclings erfolgt meist eine Sortierung und Entfernung von Fremdstoffen und eine mechanische Zerkleinerung. Anschließend werden die Polymere eingeschmolzen und daraufhin zu Kunststoffgranulat oder Filament extrudiert (Greenblue s.a.; Pensupa et al. 2019).

5.2.2 Chemisches Recycling

Chemisches Recycling wird meist definiert als Recyclingroute, bei der die Polymere (z.B. Polyester oder Cellulose) entweder depolymerisiert oder gelöst werden. Aus den gewonnenen Produkten können nach weiteren Schritten wiederum neue Fasern gesponnen werden (Sandin und Peters 2018).

Als Beispiele können

1. die Depolymerisierung von Polyester und
2. die Lösung von Baumwolle dienen.

Um Polyester zu depolymerisieren, existieren verschiedene Prozesse (Björquist 2017; Pensupa et al. 2019). Häufiger als Beispiele genannt werden Glykolyse, Methanolyse und Hydrolyse (Pensupa et al. 2019; Björquist 2017; Greenblue s.a.); die Depolymerisierung erfolgt also in Glykol, Methan oder Wasser (Björquist 2017). Abhängig von der Ausgestaltung des angewandten Prozesses können unterschiedliche Endprodukte gewonnen werden. Die häufigsten Endprodukte bei der Depolymerisierung von Polyester sind die Bausteine von Polyester, Terephthalsäure und Ethylenglykol (Greenblue s.a.). Lösung ist der andere Ansatz, Polymere chemisch zu recyceln (Björquist 2017). Die Lösung von Baumwolle in einem Lösungsmittel und eine daran anschließende Weiterverarbeitung z.B. zu neuen Fasern fällt in die Recyclingkategorie chemisches (Polymer-)Recycling (Asaadi et al. 2016). Als mögliche Lösungsmittel genannt werden z.B. NMMO (N-Methylmorpholin-N-oxid) (Jeihanipour et al. 2010) und ionische Flüssigkeiten (Asaadi et al. 2016). NMMO wird auch im Lyocell-Prozess – anstelle von CS_2 und NaOH im Viskose-Prozess – als Lösungsmittel genutzt (Europäische Kommission 2007).

Nach der Klassifikation der Ellen MacArthur Foundation (2017) handelt es sich bei der Lösung von Baumwolle um chemisches Polymerrecycling und bei der

Depolymerisierung von Polyester (z.B. in Terephthalsäure und Ethylenglykol) um chemisches Monomerrecycling. Beim (chemischen und mechanischen) Polymerrecycling werden die Fasern in Polymerform überführt, wobei die chemische Struktur des Materials intakt bleibt. Beim chemischen Monomerrecycling hingegen werden auch die Polymere aufgespalten und die Monomere oder andere Bestandteile der Polymere werden rückgewonnen (Ellen MacArthur Foundation 2017).

Ein Anwendungsfeld chemischer Recyclingverfahren könnte darin liegen, die Fasertypen in Materialmischungen („Blends“) voneinander zu separieren (u.a. Greenblue s.a.; Pensupa et al. 2019). Auf diesen Aspekt des chemischen Recyclings wird in Kapitel 6 „Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich“ genauer eingegangen.

5.2.3 Biologisches Recycling

Unter biologischem Recycling verstehen Pensupa et al. (2019) im Wesentlichen eine enzymatische Behandlung von Textilien. Jeder textile Fasertyp benötigt dabei individuelle Enzyme, die in der Lage sind, die Fasern in ihre jeweiligen Bestandteile aufzuspalten: Mit Cellulasen ist es beispielsweise möglich, Cellulose-Polymere zu depolymerisieren, sodass das Monomer der Cellulose, Glucose, gewonnen werden kann (Ribul et al. 2021). In einem anschließenden Schritt, der sogenannten Fermentation, können aus der gewonnenen Glucose wiederum Produkte wie z.B. Ethanol hergestellt werden (Jeihanipour und Zaherzadeh 2009). Diese Verfahren finden noch keine Anwendung im Rahmen eines Textil-zu-Textil-Recyclings (Ribul et al. 2021). Dennoch weisen diese AutorInnen auf das Potenzial hin, mit Hilfe enzymatischer Prozesse und anschließender Fermentation³⁴ aus Alttextilien neuwertiges textiles Ausgangsmaterial herstellen und somit eine Alternative zu chemischem Recycling verwirklichen zu können.

Biologische bzw. enzymatische Verfahren könnten aber auch dazu dienen, die Fasertypen in Materialmischungen („Blends“) voneinander zu separieren (u.a. Ribul et al. 2021). Auf diesen Aspekt wird in Kapitel 6 „Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich“ genauer eingegangen.

5.2.4 Status des Recyclings von Textilien

Global werden etwa 13 % aller Kleidungstextilien nach deren Nutzung in irgendeiner Form recycelt (Ellen MacArthur Foundation 2017). Mechanische Recyclingsysteme stellen dabei zum heutigen Zeitpunkt die dominierende Form des Textilrecyclings dar (Peters et al. 2019a). Häufig wird dabei sogenanntes Downcycling betrieben, d.h. aus den (Bekleidungs-) Textilien werden minderwertige Produkte wie Putztücher, Decken, Isolationsmaterial oder Matratzenfüllungen hergestellt (Schmidt et al. 2016; Ellen MacArthur Foundation 2017). Österreichs größtes Sammelunternehmen, Öpula, verarbeitet beispielsweise von 6.000 bis 7.000 t Sammelware jährlich 30 % zu Putzfetzen und weitere 10 % zu Dämmmaterial u.Ä. weiter (Tragler 2019).

Faser-zu-Faser- oder Textil-zu-Textil-Recycling, mechanisch wie chemisch, besitzen noch immer Seltenheitswert (Fairwertung e.V. 2018; Schmidt et al. 2016). Laut Ellen MacArthur Foundation (2017) werden weniger als 1 % der Bekleidungstextilien so recycelt, dass sie erneut Verwendung als Kleidungsstück o.Ä. finden. Dieser Anteil beinhaltet neben getragener Kleidung auch Abschnitte aus der Produktion – für bereits

³⁴ genauer: Die Herstellung von Biopolymeren, indem textiles Ausgangsmaterial zuerst durch Enzyme depolymerisiert und anschließend durch Mikroorganismen fermentiert, sprich repolymerisiert wird.

getragene Kleidung liegt diese Quote vermutlich deutlich unter einem Prozent (Ellen MacArthur Foundation 2017).

Flächengebilderecycling, im Sinne der Herstellung neuer Kleidung aus Flächengebildeanteilen alter Kleidung, wird lediglich in kleinem Maßstab und in Nischenmärkten z.B. von Designermarken betrieben (Zamani et al. 2015; Ellen MacArthur Foundation 2017). Da diese Form des Recyclings arbeitsintensiv und auf eine konsistente Versorgung mit geeigneten Flächengebilden angewiesen ist, ist eine Anwendung in großem Maßstab unwahrscheinlich (Ellen MacArthur Foundation 2017). Faserrecycling, im Sinne der Nutzung recycelter Fasern aus gebrauchten Kleidungsstücken bei der Herstellung neuer Kleidung, wird von einigen Unternehmen praktiziert (Schmidt et al. 2016). Vorteil dieser Form des Recycling ist, dass die rückgewonnenen Fasern nicht zwangsläufig gebleicht und neu gefärbt werden müssen (Ellen MacArthur Foundation 2017; Roos et al. 2019b). Der Nachteil hingegen besteht darin, dass die Fasern sowohl durch die Nutzung und das Waschen (Palme et al. 2014) als auch durch die harschen Bedingungen beim mechanischen Recyceln der Kleidung an Länge verlieren (Lindström et al. 2020). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit bei der Herstellung neuen Garns, recycelte Fasern mit qualitativ höherwertigeren Fasern z.B. aus Primärmaterial zu mischen (Ellen MacArthur Foundation 2017). Ein weiterer Nachteil des Faserrecyclings ist, dass Fasergemische („Blends“) hierbei nicht separiert werden können und (unerwünschte) Substanzen in den Fasern verbleiben (Ellen MacArthur Foundation 2017).

Mechanisches Polymerrecycling, auch als thermomechanisches Recycling (Ribul et al. 2021) bezeichnet, ist zwar aus technologischer Sicht realisierbar, wird jedoch nicht in größerem Umfang angewandt (Ellen MacArthur Foundation 2017). Die Technologie stellt hohe Ansprüche an die Reinheit des eingehenden Materials und besitzt nur eine geringe Toleranz gegenüber bestimmten Oberflächenbehandlungen, Staub oder Schmutz und Fasermischungen z.B. mit Elasthan (Roos et al. 2019b). Es werden sortenreine synthetische Fasern für thermomechanisches Recycling benötigt (Ellen MacArthur Foundation 2017). Weiters führen Waschen, UV-Strahlung und der thermomechanische Recyclingprozess selbst zu einer Degradierung des Materials, wodurch die Rezyklierbarkeit und die Zahl der Recyclingzyklen eingeschränkt werden (Roos et al. 2019b; Badía et al. 2009).

Das Potenzial der (derzeit vorherrschenden) mechanischen Recyclingsysteme, alternative Rohstoffe für die Bekleidungsbranche zur Verfügung zu stellen, ist als gering einzustufen (Peters et al. 2019b).

Im Gegensatz zu den diskutierten Ansätzen des mechanischen Recyclings ist chemisches Monomerrecycling prinzipiell in der Lage, aus synthetischen End-of-Life-Materialien neuwertiges Ausgangsmaterial für die Repolymerisation und das Spinnen neuer Fasern zu gewinnen (Ellen MacArthur Foundation 2017; Guo et al. 2021). Der Einsatz dieser Technologien bietet sich insbesondere dann an, wenn die Qualität der Materialien für andere Formen des Recyclings zu schlecht ist (Ellen MacArthur Foundation 2017; Greenblue s.a.). Durch chemisches Recycling ist es möglich, Störstoffe wie Farben, Katalysatoren, Oberflächenbehandlungen und andere Fasern als die zu recycelnden Fasern in geringen Mengen zu entfernen (Greenblue s.a.; Ellen MacArthur Foundation 2017). Allerdings steigern Störstoffe den Aufwand und die Kosten des Prozesses, potenzielle Umweltauswirkungen und auch die Zahl der Nebenprodukte (Roos et al. 2019b; Greenblue s.a.).

5.2.5 Barrieren und Limitierungen chemischen Recyclings

Chemisches Recycling besitzt zumindest für einige Fasertypen wie Polyester und Nylon die erforderliche technologische Reife (Ellen MacArthur Foundation 2017) und

kann qualitativ hochwertigen Output liefern (Ribul et al. 2021). Ein häufig genanntes Beispiel für einen Marktakteur, der kommerziell chemisches Monomerrecycling von Polyester betreibt, ist Teijin (Ellen MacArthur Foundation 2017; Textile Exchange 2020; Roos et al. 2019b, Morley et al. 2009). Chemisches (Polymer-) Recycling von (Post-Consumer-) Baumwolle, welches laut Asaadi et al. (2016, 3251) „noch in den Kinderschuhen“ steckt, wird laut Ribul et al. (2021) derzeit von Unternehmen wie Renewcell und Evrnu auf ein kommerzielles Level gebracht.

Dennoch verhindern einige Faktoren, dass chemisches Recycling für Alttextilien breiteren Einsatz findet (Ellen MacArthur Foundation 2017). Einige der wesentlichen Barrieren und Herausforderungen für eine breitere Anwendung chemischen Recyclings werden nachfolgend erläutert.

Eine wesentliche Herausforderung chemischen Recyclings besteht darin, dass reine Materialströme vorausgesetzt werden (Palme et al. 2017; Roos et al. 2019b). Teijin beispielsweise nutzt einen chemischen Prozess, um aus End-of-Life Polyesterkleidung Rohmaterialien zur Herstellung von Polyester zurückzugewinnen, die qualitativ mit Primärmaterial vergleichbar sind. Hierbei muss der Gewichtsanteil des Polyesters allerdings mindestens 80 % betragen. Problematisch für den Prozess sind etwa Acrylfaser, Wolle und Elasthan (Morley et al. 2009).

Generell beinhalten getrennt gesammelte Alttextilien einerseits Störstoffe wie Reißverschlüsse und Knöpfe, andererseits bestehen sie häufig aus einem Mix verschiedener Polymere, sogenannter Blends (Peters et al. 2019b). Blends können zum Beispiel erzeugt werden, indem Fasern verschiedener Fasertypen in einem Garn vereint werden. Gesteigerte Leistungsfähigkeit, eine verbesserte Ästhetik, geringere Kosten oder allgemein das Einstellen bestimmter gewünschter Eigenschaften können Gründe für die Mischung verschiedener Materialien in Textilien sein (Björquist 2017; Quartinello et al. 2018). Beispiele für Material-Blends sind etwa die Kombinationen aus Baumwolle und Polyester, Wolle und Polyester sowie Baumwolle und Wolle (Quartinello et al. 2018). Heute bestehen viele Textilien aus Material-Blends (Textile Exchange 2020). Untersuchungen zur Faserzusammensetzung von Post-Consumer Kleidung im Vereinigten Königreich ergaben beispielsweise, dass ca. 36 % der analysierten Kleidungsstücke aus Material-Blends zusammengesetzt waren (Ward et al. 2013). Es ist allerdings davon auszugehen, dass der Anteil noch darüber liegt, da in dieser Studie beispielsweise Label und Nähgarne nicht mit in das Ergebnis einfließen (Björquist 2017). Auch wenn ein Textil laut Label zu 100 % z.B. aus Baumwolle hergestellt ist, so ist es möglich, dass Nähgarne aus Polyester [im Rahmen der Konfektionierung] eingesetzt wurden (Ellen MacArthur Foundation 2017). Die am häufigsten genutzte Mischung ist die Kombination aus Polyester und Baumwolle, „Polycotton“ genannt (Björquist 2017).

Für ein effektives Recycling ist es dringend erforderlich, die Blends in ihre Komponenten aufzutrennen/ zu separieren (Navone et al. 2020; Palme et al. 2017; Quartinello et al. 2018; Ribul et al. 2021; Niinimäki et al. 2020). Allerdings existieren bis heute keine kommerziell verfügbaren Technologien, die in der Lage wären, Textilien aus Materialmischungen in ihre Bestandteile zu separieren und in Folge zu recyceln (Navone et al. 2020). Aus diesem Grund bleiben kommerzielle Up-Cycling-Systeme bisher auf relativ reine Materialströme beschränkt. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass der Flaschenhals für das Up-Cycling von Alttextilien in Unternehmen wie Teijin in der Verfügbarkeit reiner Materialströme besteht (Peters et al. 2019b).

Um chemisches Recycling überhaupt zu ermöglichen, müssen die Textilien nach Materialien und Blends sortiert werden (Blanch-Perez-del-Notario et al. 2019). Die Sortierung und Separierung von Textilien und Blends werden in Kapitel 6

„Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich“ thematisiert.

Eine weitere Barriere sind die finanziellen Kosten, die mit chemischem (Monomer-) Recycling einhergehen. Laut Ellen MacArthur Foundation (2017) ist chemisches Monomerrecycling derzeit noch nicht wettbewerbsfähig, da es kosten- und energieaufwendig sei, die Monomere von den Farbstoffen und anderen textilen Bestandteilen zu separieren. Morley et al. (2009) zitieren eine Industriequelle, laut der das Produkt von Teijin preislich 10-20 % über neuproduziertem Polyester liege. Als Ursache werden hier einerseits Investitionskosten für neue Systeme und Maschinen sowie andererseits die Kosten für Sortierung und Transport genannt (Morley et al. 2009). Gleichzeitig sorgen niedrige Kosten für fossile Rohstoffe dafür, dass recycelte Monomere es schwer haben, auf dem Markt mit Primärrohstoffen zu konkurrieren (Greenblue s.a.). Aus Sicht der Textilsammler kann mit Textilien, die nicht Reuse-fähig sind, derzeit kein Gewinn generiert werden. Stattdessen werden durch die Sammlung, den Transport und die Sortierung dieser Textilien Kosten verursacht, welche durch den Verkauf Reuse-fähiger Ware gegenfinanziert werden müssen (Boiten et al. s.a.; Hemkhaus et al. 2019).

Mit chemischem Monomerrecycling ist überdies die Einschränkung verbunden, dass sich derzeit lediglich synthetische Fasern für diese Form des Recyclings eignen (Ellen MacArthur Foundation 2017). Das natürliche Polymer Cellulose beispielsweise kann derzeit nicht repolymerisiert werden (Palme et al. 2017). Zwar wird laut Ribul et al. (2021) Monomerrecycling von Cellulose und Wolle erforscht, Textilien hätten aus den Produkten allerdings noch nicht hergestellt werden können.

Zahlreiche weitere Herausforderungen und Barrieren des Recyclings von Textilien werden unter anderem in Roos et al. (2019b), Elander und Ljungkvist (2016), KEMI (2014), Schmidt et al. (2016) und Hemkhaus et al. (2019) diskutiert. Details zu einzelnen Recyclingtechnologien sowie -innovationen und Marktakteuren finden sich in ausführlicherer Form unter anderem in:

- Ellen MacArthur Foundation (2017),
- Textile Exchange (2020),
- Ribul et al. (2021),
- Circle-Economy (2020).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die heutigen Recyclingtechnologien noch erhebliche Limitierungen besitzen und kein Textil-zu-Textil-Recycling in größerem Maßstab existiert (Ellen MacArthur Foundation 2017; Hemkhaus et al. 2019). Die Recyclingunternehmen, die derzeit aktiv sind, betreiben entweder in großem Maßstab mechanisches Recycling zur Herstellung minderwertiger Produkte oder selektives Recycling mit kontrolliertem Input von höherer Qualität zu neuen Fasern (de la Motte und Palme 2018). Zahlreiche Verfahren und Prozesse existieren derzeit lediglich im Labor- oder Pilotmaßstab und es ist weitere Forschungs- und Entwicklungsarbeit nötig, um deren technologische sowie ökonomische Reife zu erzielen und den Markt mit ebendiesen Technologien zu durchdringen (Roos et al. 2019b; Fairwertung e.V. 2018; Assadi et al. 2016; Ellen MacArthur Foundation 2017; Hemkhaus et al. 2019).

5.3 Sonstige Verwertung und Beseitigung

Auf die Vorbereitung zur Wiederverwendung und das Recycling folgen in der Abfallhierarchie in dieser Reihenfolge die sonstige Verwertung (z.B. energetisch) und die Beseitigung (Artikel 4 Abfallrahmenrichtlinie 2008). Ein Beispiel für ein Verwertungsverfahren aus Anhang II dieser Richtlinie ist R1, die „Hauptverwertung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung.“ Unter diese Definition

fallen allerdings nur solche Verbrennungsanlagen, deren Zweck in der Behandlung fester Siedlungsabfälle besteht, wenn sie bestimmte Energieeffizienzwerte erreichen, die abhängig vom Genehmigungsdatum der Anlage sind. Beseitigung hingegen beschreibt „jedes Verfahren, das keine Verwertung ist, auch wenn das Verfahren zur Nebenfolge hat, dass Stoffe oder Energie zurück gewonnen werden“ (Artikel 3 Abfallrahmenrichtlinie 2008). Ein Beispiel für ein Beseitigungsverfahren aus Anhang I dieser Richtlinie sind „Ablagerungen in oder auf dem Boden (z.B. in Deponien usw.)“. In Österreich werden 100 % des anfallenden Siedlungsabfalls und somit auch die darin enthaltenen Alttextilien in einem ersten Behandlungsschritt entweder thermisch oder biologisch behandelt. Das heißt, dass „gemäß den Vorgaben der Deponieverordnung 2008 [...] in den österreichischen Deponien keine unbehandelten Siedlungsabfälle und ähnliche Gewerbeabfälle mehr abgelagert“ werden (Statusbericht 2020, 29 und 142). Auf europäischer bzw. globaler Ebene stellt sich die Lage anders dar. Beton et al. (2014) geben an, dass ca. 70 % der nicht getrennt gesammelten Altkleider deponiert werden und lediglich ca. 30 % mit Energierückgewinnung verbrannt werden. Auch 10 % der getrennt gesammelten Altkleider folgen diesen Behandlungsrouten. Tab. 11 zeigt am Beispiel einiger europäischer Staaten, dass die Beseitigung in einigen Fällen (z.B. Griechenland, Rumänien, Spanien) im Vergleich zu Österreich noch immer eine große Rolle in der Abfallbewirtschaftung spielt. Besonders auffällig sind die Unterschiede beim Vergleich zwischen Österreich und Griechenland (hier rot markiert).

Land	Erzeugter Abfall (Mio. t)	Beseitigung (D1-D7; D12) (%)	Energetische Verwertung (R1) (%)	Recycling werkstofflich (%)	Kompostierung und Vergärung (%)
Österreich	5,220 ³⁵	2	38,4	26,1	32,1
Frankreich	36,740	19,6	33,9	24,6	20,1
Italien	30,023	20,9	19	30,1	21,3
Spanien	22,428	54	11,5	18	16,7
Polen	5,281	43	21,5	25	9
Griechenland	5,613	77,7	1,3	16	5
Rumänien	5,430	75,9	4,6	7	4,4

Tab. 11 Siedlungsabfälle nach Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen ausgewählter EU-Staaten im Jahr 2019 (Quelle: EUROSTAT 2021; Prozentangaben gerundet).

Die Untersuchungen von Karigl et al. (2019) für in Österreich getrennt gesammelte und in der Slowakei sortierte Alttextilien von Humana ergaben, dass auch 9,7 % dieser Alttextilien beseitigt werden. Für die EU existieren Regelungen bzgl. der Ablagerung

³⁵ Bei manchen Angaben z.B. Masse des behandelten Abfalls handelt es sich um (Eurostat-) Schätzungen. Dies erklärt, warum die Anteile in Summe nicht (immer) 100 % ergeben.

von Siedlungsabfällen auf Deponien (Deponierichtlinie 1999). Artikel 5 dieser Richtlinie beinhaltet unter anderem die folgenden Regelungen:

1. Die Menge der auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle soll bis 2035 auf höchstens 10 Gewichtsprozent des gesamten Siedlungsabfallaufkommens reduziert werden.
2. Diese Frist kann unter bestimmten festgelegten Bedingungen um fünf Jahre verlängert werden. In diesem soll der betroffene Mitgliedsstaat die erforderlichen Maßnahmen ergreifen, um die Menge seiner auf Deponien abgelagerten Siedlungsabfälle bis 2035 auf höchstens 25 % des gesamten Siedlungsaufkommens zu verringern.

Es kann also davon ausgegangen werden, dass der Anteil von Alttextilien im Siedlungsabfall der EU, der auf Deponien beseitigt wird, sinken wird. Wie in Kapitel 3 „Massenflüsse“ dargestellt ist, verlässt ein Großteil der getrennt gesammelten Alttextilien die EU und auch Österreich. Wenn diese Alttextilien nicht vorsortiert sind und Fraktionen enthalten, die sich nicht für eine Wiederverwendung eignen, ist – in Ländern mit schlechter ausgebautem Abfallwirtschaftssystem (Roos et al. 2019b) – davon auszugehen, dass diese Fraktionen weiterhin auf Deponien enden, inoffiziell abgelagert oder beseitigt werden (Watson et al. 2016). Gleiches trifft auch auf die eigentliche textile Fraktion zu, die für ihren Reuse exportiert und nach ihrer weiteren Nutzung vermutlich ebenfalls deponiert statt energetisch verwertet wird (Schmidt et al. 2016).

5.4 Ökologische Bewertung der End-of-Life-Optionen für Textilien

Die Umweltauswirkungen der End-of-Life Phase von Textilien werden zumindest für den europäischen Kontext als relativ klein bezeichnet. Einige End-of-Life-Maßnahmen wie beispielsweise eine Energierückgewinnung werden bei der Beurteilung der Umweltauswirkungen z.B. aufgrund der vermiedenen Wärme- oder Stromproduktion mit Gutschriften versehen (Sandin et al. 2019a), sodass Teilaspekte der Umweltauswirkungen für diesen Lebenszyklusabschnitt unter dem Strich sogar positiv ausfallen können (Beton et al. 2014). Beton et al. (2014) beziffern den Klimawandelbeitrag der End-of-Life-Phase beispielsweise mit -2 %; Sandin et al. (2019a) sprechen hingegen von einem Klimawandelbeitrag von 2,8 %. Quantis (2018) schlussfolgern, dass die Umweltauswirkungen in der End-of-Life-Phase ebenso wie die der Distributionsphase unabhängig vom betrachteten Indikator vernachlässigbar klein zu sein scheinen.

Auch wenn die End-of-Life-Phase keinen Hotspot für Umweltauswirkungen darstellt, besteht doch die Möglichkeit, durch vermehrtes Recycling und Reuse, Umweltauswirkungen zu reduzieren. Generell ist hierbei sicherzustellen, dass die Emissionen, die durch das Recycling oder die Wiederverwendung verursacht werden, nicht größer ausfallen als die eingesparten Emissionen durch die vermiedene Herstellung von Produkten (UNEP 2020).

Mit dieser Forderung richtet sich auch die Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG an die Mitgliedsstaaten der EU. Diese sollen gemäß Artikel 4 diejenigen Abfallvermeidungs- oder Abfallbewirtschaftungsoptionen fördern, die insgesamt und aus Sicht der Umwelt das beste Ergebnis erbringen. Hierbei kann für einzelne Abfallströme auch ein Abweichen von der Abfallhierarchie erforderlich sein, wenn dies mit Blick auf den gesamten Lebenszyklus gerechtfertigt ist.

In einem Review überprüfen Sandin und Peters (2018), inwiefern Reuse und Recycling von Textilien in der Literatur als für die Umwelt vorteilhaft angesehen werden. Zusammenfassend unterstützt die untersuchte Literatur hierbei die Vermutung, dass

Reuse und Recycling einer Verbrennung oder Deponierung – im Allgemeinen – vorzuziehen sind. Beim Vergleich zwischen Reuse und Recycling zeigt sich bei diesem Review, dass ein Reuse von Textilien größere Vorteile bietet als deren Recycling (Sandin und Peters 2018). Reuse und Maßnahmen zur Nutzungsverlängerung bieten sich insbesondere deshalb an, da mit diesen Mitteln der massiven Überproduktion in der Textilindustrie entgegengewirkt werden kann. Ein Ziel, das lediglich mit effizienteren Recyclingoptionen nicht zu erreichen ist (Levänen et al. 2021).

Diese Erkenntnisse unterstützen die Anwendung der Abfallhierarchie für die Managementoptionen des Abfallstroms Alttextilien (Sandin und Peters 2018).

Die Vorteile von Reuse und Recycling beruhen hauptsächlich darauf, dass die Herstellung von Produkten vermieden wird. In diesem Kontext spielt der sogenannte Substitutionsfaktor³⁶ eine entscheidende Rolle (Sandin und Peters 2018). Diese Kennzahl beschreibt, inwiefern der Kauf eines gebrauchten Textils den Kauf eines vergleichbaren, neuen Textils (Nørup et al. 2019) oder recyceltes Textilmaterial Primärmaterial ersetzen kann (Schmidt et al. 2016).

5.4.1 Reuse

Insbesondere beim Reuse muss beachtet werden, dass sich Second-Hand-Textilien und Neuware in der Wahrnehmung der KonsumentInnen unterscheiden und nicht selbstverständlich davon ausgegangen werden kann, dass jeder Kauf eines gebrauchten Textils exakt ein neues Textil ersetzt (Farrant et al. 2010). Einerseits kann der Kauf eines Second-Hand-Textils einfach ein zusätzlicher Kauf sein (Castellani et al. 2015), andererseits ist denkbar, dass das Second-Hand-Produkt weniger lang getragen wird, weil es zuvor schon benutzt worden ist (Farrant et al. 2010).

Weiters kann sich dieser Faktor sowohl zwischen Individuen als auch zwischen Ländern unterscheiden (Schmidt et al. 2016). Ein Substitutionsfaktor von 1 (1:1 oder 100 %) beschreibt, dass der Second-Handartikel genauso häufig getragen wird wie ein neuer Artikel (Sandin und Peters 2018). Eine Substitutionsrate von 50 % bedeutet dementsprechend, dass zwei Second-Hand-Artikel den Kauf eines neuen Artikels ersetzen (Farrant et al. 2010). Die meisten Studien legen ihren Untersuchungen eine Substitutionsrate von 1:1 zugrunde (Sandin und Peters 2018). Beton et al. (2014) nutzen beispielsweise zur Vereinfachung der Berechnungen und aus Ermangelung zuverlässiger Daten einen Substitutionsfaktor von 1. Levänen et al. (2021) nutzen einen Substitutionsfaktor von 0,5.

Andere Studien wie beispielsweise Dahlbo et al. 2017, Fortuna und Diyamandoglu 2017 und Schmidt et al. 2016 untersuchen die Auswirkungen alternativer (niedrigerer) Substitutionsraten. Schmidt et al. (2016) führen beispielsweise Sensitivitätsanalysen mit den Substitutionsfaktoren 0,33 und 0,66 durch.

Die Studien der AutorInnen Farrant et al. 2010, Stevenson und Gmitrowicz 2013 und Nørup et al. 2019 untersuchen indes mit Hilfe von Umfragen, wie hoch die Substitutionsraten in der Realität ausfallen. Für Schweden und Estland konnten Substitutionsfaktoren von 0,6 respektive 0,75 (Farrant et al. 2010), für Großbritannien ein Substitutionsfaktor von 0,29 (Stevenson und Gmitrowicz 2013) und für Angola, Malawi und Mosambik Substitutionsfaktoren von 0,63, 0,35 und 0,37 (Nørup et al. 2019) ermittelt werden. Eine Substitutionsrate von 1:1 kann demnach zumindest im Falle der Wiederverwendung als unrealistisch gelten. Realistischer ist sie für

³⁶ *replacement rate/factor* (Sandin et al. 2018); *displacement* oder *substitution rate* (Fortuna und Diyamandoglu 2017); *substitution factors* (Schmidt et al. 2016)

Recyclingtechnologien, deren Endprodukte qualitativ mit Primärmaterial vergleichbar ist (z.B. Monomerrecycling) (Sandin und Peters 2018).

Je höher der Substitutionsfaktor in der Praxis ausfällt, desto höher fallen letztlich auch die Umweltvorteile von Reuse und Recycling aus (Nørup et al. 2019; Schmidt et al. 2016). Tatsächlich besteht laut Schmidt et al. (2016) ein beinahe linearer Zusammenhang zwischen Umweltentlastungen durch Reuse und Substitutionsrate. Allerdings kann auch der Fall eintreten, dass der Kauf von Second-Hand-Kleidung keinen neuen Artikel ersetzt, sondern lediglich einen Zusatzkauf darstellt (Castellani et al. 2015) und somit kein Nutzen für die Umwelt entsteht (Schmidt et al. 2016).

Schmidt et al. (2016) stellen fest, dass beim Reuse von Kleidung aus Polyester-, Baumwoll- und Wollfasern selbst bei niedrigen Substitutionsraten (0,1 und niedriger) ein Umweltvorteil realisiert werden kann. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Auswirkungen der Prozesse, die ein Reuse ermöglichen, deutlich geringer ausfallen als die eingesparten Emissionen der Kleidung, die aufgrund des Reuse nicht hergestellt werden muss. So reduziert der zusätzlich erforderliche Transport den Nutzen des Reuse lediglich um 2-3 %, auch wenn die Wiederverwendung im Ausland erfolgt (Schmidt et al. 2016). Obwohl die Textilien für ihre Wiederverwendung weite Strecken transportiert werden, spielt der Transport auch nach Einschätzung von Dahlbo et al. (2017) nur eine kleine Rolle für die Gesamtauswirkungen dieser End-of-Life-Option. Auch Farrant et al. (2010) schätzen die Auswirkungen auf die Umwelt durch die Sammlung, die Bearbeitung und den Transport der Second-Hand-Kleidung im Vergleich zum Nutzen des Reuse als „insignifikant“ ein. Demnach übersteigt der Nutzen der Wiederverwendung die induzierten Auswirkungen um das 20- bis 25-fache für T-Shirts bzw. Hosen (Farrant et al. 2010).

Dennoch wird der Nutzen von Reuse etwas geschmälert, wenn die Kleidung nicht im Inland (z.B. wie bei Schmidt et al. (2016) in Skandinavien) wiederverwendet wird, da die Transportwege länger ausfallen und davon ausgegangen werden kann, dass die Kleidung in den Zielländern nicht thermisch verwertet oder beseitigt, sondern deponiert wird (Schmidt et al. 2016). Andererseits können, wie von Farrant et al. (2010) gezeigt, die vermiedenen Umweltauswirkungen durch Reuse im Ausland auch größer ausfallen als im Inland, wenn die Substitutionsrate im Ausland (hier Estland) höher liegt als im Inland (hier Schweden).

Im Vergleich zu einem Referenzszenario, bei dem die Kleidung im Anschluss an ihre Nutzung verbrannt wird, können nach Farrant et al. (2010) durch eine getrennte Sammlung und Wiederverwendung je nach Kleidungsstück und untersuchter Wirkungskategorie zwischen 14 und 45 % der Gesamtauswirkungen vermieden werden.

In den untersuchten Reuse-Szenarien werden von 100 T-Shirts bzw. Hosen:

- 60 wiederverwendet (in Schweden, Estland, Litauen und Afrika mit den entsprechenden Substitutionsfaktoren zwischen 60 und 85 %),
- 30 zu Putztüchern recycelt,
- 10 in Deponien beseitigt.

In den Reuse-Szenarien können die Gesamt-Klimaauswirkungen entlang des Lebenszyklus der T-Shirts bzw. Hosen im Vergleich zum Referenzszenario um 14 respektive 23 % reduziert werden. Das Vermeidungspotenzial bei den anderen Wirkungskategorien z.B. Ressourcenkonsum, Versauerung und Toxizität liegt zwischen 15 % und 45 %. Zu beachten hierbei ist, dass die Nutzungsphase des „ersten Lebens“ der Kleidungsstücke in dieser Ökobilanz inkludiert wurde und im Falle der T-Shirts einen Anteil an den Klimaauswirkungen des gesamten Lebenszyklus von 65 % ausmachen (Farrant et al. 2010). Die Nutzungsphase ist der einzige Abschnitt in der Wertschöpfungskette von Textilien, in dem keine Reduzierung der

Umweltauswirkungen durch Reuse realisiert werden kann (UNEP 2020). Dementsprechend höher fällt der Anteil der vermeidbaren Umweltauswirkungen aus, wenn die Nutzungsphase eine geringere und die Produktionsschritte eine größere Rolle für die Umweltauswirkungen im gesamten Lebenszyklus spielen, wie dies z.B. bei Hosen der Fall ist (Farrant et al. 2010).

Absolut betrachtet fällt der Umweltnutzen durch Reuse bei solchen Textilien besonders hoch aus, deren Herstellung schädlicher für die Umwelt ist als die Herstellung anderer Textilien (Schmidt et al. 2016). In Zahlen ausgedrückt können durch die Wiederverwendung einer Tonne Kleidung abhängig von der Faser, aus der das Kleidungsstück gefertigt ist, und bei einem Substitutionsfaktor von 1 zwischen 10 t und 32,3 t CO₂-Äquivalente eingespart werden (Schmidt et al. 2016). Für den durchschnittlichen „nordischen Fasermix“³⁷ beläuft sich die Ersparnis auf 10,2 bzw. 11,5 t CO₂-Äquivalente, abhängig davon, ob die Wiederverwendung in Skandinavien oder dem Rest der Welt erfolgt.

In der Ökobilanz von Schmidt et al. (2016) erwies sich der Reuse der Kleidung zudem als die – unter Umweltgesichtspunkten – im Vergleich zu den untersuchten Recyclingverfahren deutlich überlegene Behandlungsrouten. Dieses Fazit gilt für alle analysierten Recyclingtechnologien sowie für alle untersuchten Fasertypen, Polyester, Baumwolle, Wolle, und den nordischen Fasermix. Gültigkeit behält diese Aussage auch bei einem deutlich niedrigeren Substitutionsfaktor von 0,33 statt 1 im direkten Vergleich mit chemischem Polyesterrecycling (Schmidt et al. 2016). Auch Fortuna und Diyamandoglu (2017) kommen zu dem Schluss, dass die realisierbaren Ersparnisse durch Reuse ab einem Substitutionsfaktor von 0,4 über denen von thermischer Verwertung und Recycling liegen.

5.4.2 Recycling

Dennoch zeigt etwa die Ökobilanz von Farrant et al. (2010), dass gegenüber dem Referenzszenario, bei dem Kleidung im Anschluss an die Nutzung verbrannt wird, das Recycling zu Putzlappen Vorteile im Hinblick auf die Umweltauswirkungen besitzt. Diese Ersparnisse liegen allerdings bei höchstens 8 % in den untersuchten Wirkungskategorien und somit niedriger als für die Reuse-Szenarien. Auch alle von Schmidt et al. (2016) untersuchten Recyclingtechnologien für Polyester, Baumwolle, Wolle und den skandinavischen Fasermix zeigen in den meisten untersuchten Wirkungskategorien Vorteile gegenüber einer thermischen Verwertung. Hierbei erwies sich das Recycling von Baumwollfasern und deren erneuter Einsatz in Textilien als die Technologie mit dem größten Nutzen aus Sicht der Umwelt (Schmidt et al. 2016). Die Netto-Ersparnis beträgt 978 kg CO₂-Äquivalente pro t Baumwolltextilien.

Durch die Weiterverwendung von Material („*material reuse*“) – sprich Flächengebilderecycling – zur Herstellung von Taschen, T-Shirts und anderen textilen Produkten können signifikante Mengen CO₂-Äquivalente eingespart werden. Bei der Herstellung von Stofftaschen aus einer Tonne textiler Abfälle können 8 t CO₂-Äquivalente eingespart werden, da die Stofftasche so nicht aus primären Rohstoffen hergestellt werden muss (Zamani et al. 2015).

Zwei weiteren Recyclingtechnologien³⁸ wird ebenfalls eine Emissionsersparnis in Höhe von 5,5 t bzw. 0,9 t CO₂-Äquivalenten attestiert (Zamani et al. 2015). In einem Szenario, in welchem die drei Recyclingtechnologien kombiniert werden, um 1 t

³⁷ aus 57 % Baumwolle, 34 % Polyester, 4 % Wolle und 5 % Flachs

³⁸ dem chemischen Recycling eines Baumwoll-Polyester-Gemisches und dem chemischen Recycling von Polyester

textilen Abfall zu behandeln, können im „Worst Case“, d.h. mit den geringsten angenommenen Erträgen in den einzelnen Recyclingprozessen, 4 t CO₂-Äquivalente eingespart werden, während bei der energetischen Verwertung der gleichen Masse textiler Abfälle netto 0,23 t CO₂-Äquivalente emittiert werden (Zamani et al. 2015). Auch Schmidt et al. (2016) zeigen, dass bei Verwendung von Stakeholder-Daten zu Erträgen und Effizienz Netto-Ersparnisse bei den CO₂-Emissionen – in diesem Fall für das chemische Polyesterrecycling, das von Teijin eingesetzt wird, – erreichbar sind. In einer ersten Ökobilanz zum Blend Re:wind-Prozess³⁹ schneidet dieser vergleichbar ab wie die herkömmlichen Single-Use Szenarien mit einer an die Nutzung anschließenden Verbrennung des textilen Abfalls, obwohl die Single-Use-Szenarien bereits Prozessoptimierungen durchlaufen haben und der Recyclingprozess, der sich noch in Labormaßstab befindet, nicht (Peters et al. 2019a).

Somit erscheinen auch neuere, teils noch in der Entwicklung befindliche Recyclingtechnologien wie chemisches Cellulose- und Polyesterrecycling im Hinblick auf deren Nutzen für die Umwelt vielversprechend (Schmidt et al. 2016; Dahlbo et al. 2017; Zamani et al. 2015; Peters et al. 2019a). Allerdings weisen die AutorInnen auch darauf hin, dass die Datenlage zu diesen Recyclingtechnologien ausbaufähig ist (Schmidt et al. 2016) und notwendigerweise getroffene Annahmen zur Produktqualität, Effizienz sowie Ausbeute neuer Recyclingtechnologien erst bestätigt werden müssen (Dahlbo et al. 2017; Zamani et al. 2015). Die identifizierten Umweltvorteile hängen aber entscheidend davon ab, welche Annahmen

1. zur Umweltbilanz der Herstellung von Recyclingprodukten (wie etwa Fasern) und
2. zur Umweltbilanz der Herstellung von Produkten aus Primärrohstoffen (wie etwa Fasern) getroffen werden (Peters et al. 2019a).

Fehlende Daten zu den Recyclingprozessen können unter anderem auch dazu führen, dass nicht alle relevanten Umweltauswirkungen dieser Prozesse untersucht werden (können) (Zamani et al. 2015). Ein zu starker Fokus auf einzelne Wirkungskategorien wie Klimawirksamkeit birgt das Risiko, dass sowohl negative als auch positive Auswirkungen von Recycling (und Reuse) unbeachtet bleiben (Sandin und Peters 2018). Viele Recyclingprozesse, die derzeit nur im Labormaßstab existieren, haben gemeinsam, dass es an peer-reviewten Ökobilanzen fehlt, welche Nutzen und induzierte Auswirkungen dieser Prozesse abwägen (Peters et al. 2019a). Solche Ökobilanzen stehen vor der Herausforderung, Daten auf Labormaßstab auf einen größeren Maßstab zu skalieren (Peters et al. 2019b).

5.4.3 Energetische Verwertung

Bei der Verbrennung von Textilien kann Energie in Form von Strom und Wärme aus den Textilien zurückgewonnen werden, die ansonsten mit Hilfe anderer Energieträger produziert werden müssten (Schmidt et al. 2016; Zamani et al. 2015). Die Umweltauswirkungen einer energetischen Verwertung hängen einerseits von dem zu verwertenden Fasertyp ab und andererseits von der Art der Energieproduktion, die mit Hilfe der energetischen Verwertung der Textilien substituiert werden kann. Der Nutzen dieser Substitution schmälert sich erstens durch die vermehrte Nutzung synthetischer Fasern, da diese im Falle einer energetischen Verwertung fossilen Kohlenstoff emittieren, und zweitens durch den vermehrten Einsatz Erneuerbarer Energien (Schmidt et al. 2016; Dahlbo et al. 2017) und dem damit einhergehenden geringeren CO₂-Fußabdruck der Energiegewinnung. Beispielsweise werden bei der

³⁹ Details in 6.2.1

energetischen Verwertung von einer t Polyesterfasern netto ca. 2266 kg CO₂-Äquivalente emittiert, während sich dieser Wert bei Baumwolle auf ca. 28 kg CO₂-Äquivalente beläuft (Schmidt et al. 2016).

5.4.4 Nutzungsverlängerung

Werden Textilien länger genutzt, so reduzieren sich auf eine Nutzung bezogen sämtliche Umweltauswirkungen dieser Textilien mit Ausnahme der Auswirkungen, die in der Nutzungsphase z.B. durch das Waschen und Trocknen auftreten. Dementsprechend fallen beispielsweise die treibhausgasrelevanten Emissionen, die von der Herstellung und Nutzung eines T-Shirts pro Nutzung ausgehen, 65 % niedriger aus, wenn dieses dreimal häufiger genutzt wird (90- statt 30-mal) (Sandin et al. 2019a).

5.5 End-of-Life-Szenarien angewandt auf Österreich

In diesem Kapitel werden die Umweltauswirkungen der wichtigsten End-of-Life-Optionen für Textilien in Österreich, Reuse, Recycling und energetische Verwertung, in Form von Szenarien untersucht. Als Grundlage für diese Szenarien dienen sowohl tatsächliche als auch hypothetische Anteile der End-of-Life-Optionen Reuse, Recycling und thermische Behandlung an der Gesamtheit anfallender Alttextilien. Ziel ist es einerseits, die Umweltauswirkungen des Status quo abzubilden, als auch andererseits, den Status quo mit hypothetischen Szenarien zu vergleichen, in denen sich die Anteile zwischen den End-of-Life-Optionen verschieben.

Da die Erstellung einer eigenen Ökobilanz den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde, wird bei der Beurteilung der Umweltauswirkungen der End-of-Life-Optionen auf die Resultate von Schmidt et al. (2016) zurückgegriffen. Diese AutorInnen erstellten eine Ökobilanz zu den Umweltauswirkungen zahlreicher End-of-Life-Optionen für die Länder Dänemark, Finnland, Norwegen und Schweden. Die Resultate dreier dieser End-of-Life-Optionen dienen in dieser Masterarbeit dazu, die Umweltauswirkungen der wichtigsten End-of-Life-Optionen für Textilien in Österreich zu beurteilen. Diese End-of-Life-Optionen sind in Schmidt et al. (2016) folgendermaßen benannt:

1. „4A Incineration of mixed fibres“ (hier: 1) Energetische Verwertung),
2. „4C Reuse of mixed fibres in the ROW⁴⁰“ (hier: 2) Reuse),
3. „4D Substitution of virgin wipes“ (hier: 3) Putztuch-Recycling).

„4D Substitution of virgin wipes“ also die Weiterverarbeitung gebrauchter Textilien zu Putztüchern für die Industrie wurde stellvertretend als Recyclingtechnologie ausgewählt, da:

1. nicht bekannt ist, welche Recyclingtechnologien für Alttextilien in Österreich (anteilig) zum Einsatz kommen, aber bekannt ist, dass beispielsweise ÖPULA einen Großteil seiner nicht mehr tragbaren Sammelware zu Putzfetzen weiterverarbeitet (siehe Kapitel 3.3.4 und weiter unten) und
2. die Weiterverarbeitung von Alttextilien zu Putztüchern eine Form des mechanischen Recyclings (Downcycling) ist, welche die weltweit dominierende Form des Recyclings von Textilien darstellt (siehe Kapitel 5.2.4).

Für die Einschätzung der Umweltauswirkungen des Reuse österreichischer Textilien werden die Daten des Szenarios „4C Reuse of mixed fibres in the ROW“ verwendet, da ein Großteil der Secondhand-Textilien Österreich verlässt und somit:

- längere Transporte erforderlich sind als beim Reuse innerhalb Österreichs und

⁴⁰ Rest of world

- davon ausgegangen wird, dass die Textilien nach ihrer zweiten Nutzung nicht verbrannt, sondern deponiert bzw. anderweitig beseitigt werden.

Weil keine eigene Ökobilanz erstellt werden konnte, wird angenommen, dass die Resultate der Studie von Schmidt et al. (2016) für die nordischen Staaten auf Österreich übertragbar sind, was in der Realität nicht (einhundertprozentig) der Fall ist. Somit werden für die Szenarien für Österreich unter anderem folgende Annahmen getroffen und übernommen:

- Die Effizienz von Müllverbrennungsanlagen in Österreich ist identisch mit der Effizienz einer durchschnittlichen Müllverbrennungsanlage in den vier skandinavischen Ländern (alle R1-klassifiziert) (Schmidt et al. 2016).
- Strom und Wärme werden auf dieselbe Weise und mit denselben Umweltauswirkungen erzeugt, wie in Schmidt et al. (2016) dargestellt. Dies ist in der Realität nicht der Fall. Der Vergleich zwischen Schweden und Österreich zeigt beispielsweise, dass Österreich bei der Stromproduktion hauptsächlich auf Wasserkraft setzt, mit großem Abstand gefolgt von Erdgas und Windenergie, während Schweden neben Wasserkraft in ähnlichem Umfang Kernenergie nutzt, mit großem Abstand gefolgt von Windenergie. Unterschiede zeigen sich auch beim Vergleich der Gesamt-Energieversorgung: Schwedens Energieversorgung basiert auch hier hauptsächlich auf Kernenergie, während Österreich vorrangig Erdöl nutzt. Die CO₂-Intensität der Energieversorgung betrug im Jahr 2019 in Österreich 53,7 g CO₂/MJ, in Dänemark 50,1 g CO₂/MJ, in Finnland 37,5 g CO₂/MJ, in Norwegen 40,3 g CO₂/MJ und in Schweden 24,8 g CO₂/MJ (IEA 2022).
- Transportwege (für Sammlung, Sortierung und für Recycling/Reuse) und der damit verbundene Energiebedarf sind identisch, wie in Schmidt et al. (2016) dargestellt.
- Die durchschnittliche Faserzusammensetzung der Textilien lautet: Baumwolle 57 %, Polyester 34 %, Wolle 4 % und Andere 5 %.
- Für den Reuse wird standardmäßig ein Substitutionsfaktor von 1 angenommen, was dem günstigsten Fall und den größten Umweltvorteilen entspricht.

Tab. 12, entnommen aus Schmidt et al. (2016), stellt somit die Grundlage für die Berechnungen der Umweltauswirkungen und Benefits von End-of-Life-Szenarien für Österreich dar. Die hier betrachteten Resultate von Schmidt et al. (2016) setzen sich zusammen aus Ergebnissen verschiedener Wirkungskategorien zu den drei End-of-Life-Optionen, hier 1) Energetische Verwertung, 2) Reuse und 3) Putztuch-Recycling. Die berechneten Ergebnisse in den Wirkungskategorien beziehen sich immer auf eine Tonne entledigter Textilien⁴¹. Zu Stande kommen die Ergebnisse jeweils, indem von den Auswirkungen und dem Nutzen durch Reuse, Recycling und energetische Verwertung die vermiedenen Auswirkungen und Benefits subtrahiert werden, welche durch die substituierten Prozesse :

1. Produktion der gleichen Menge Wärme und Elektrizität,
2. Produktion der gleichen Menge neuer Textilien aus denselben Fasern und
3. Produktion der gleichen Menge neuer Putztücher auf Cellulosebasis

ansonsten entstanden wären. Negative Werte zeigen dabei Umweltentlastungen, positive Werte hingegen Umweltbelastungen an (Schmidt et al. 2016).

⁴¹ Die Wirkungskategorien „Human toxicity midpoint, cancer effects“, „Human toxicity midpoint, non-cancer effects“, „Ozone depletion midpoint“ und „Resource depletion, mineral, fossils and renewables, midpoint“ weisen leere Zeilen auf und wurden deshalb hier aus der Tabelle entfernt.

Aus Tab. 12 geht hervor, dass ein Reuse der energetischen Verwertung nach Betrachtung aller untersuchten Wirkungskategorien vorzuziehen ist. Während beispielsweise bei der energetischen Verwertung netto 790 kg CO₂-Äquivalente pro t Textilien emittiert werden, können durch den Reuse von einer t Textilien 11.558 kg CO₂-Äquivalent eingespart werden. Auch das Recycling zu Putztüchern stellt im Vergleich zur energetischen Verwertung in allen untersuchten Wirkungskategorien die überlegene Alternative dar. Zwar entstehen auch hier netto Emissionen in Höhe von 323 kg CO₂-Äquivalenten, dieser Wert liegt jedoch ca. 60 % niedriger als bei der Fasermix-Verbrennung. Ein Reuse ist dem Recycling in der Mehrheit der Wirkungskategorien überlegen. Insbesondere der CO₂-Fußabdruck des Reuse fällt signifikant kleiner aus der des Recyclings: -11.558 kg vs. 323 kg CO₂-Äquivalente pro t Textilien.

Wirkungskategorie	Einheit	1) Energetische Verwertung	2) Reuse	3) Putztuch- Recycling
Acidification midpoint	Mole of H ⁺ eq.	0	-93	-4
Climate change midpoint, excl biogenic carbon	kg CO ₂ - eq.	790	-11558	323
Climate change midpoint, incl biogenic carbon	kg CO ₂ - eq.	1624	-9957	2593
Ecotoxicity freshwater midpoint	CTUe	-4	-4242	-3320
Eutrophication freshwater midpoint	kg P eq.	0	-2	0
Eutrophication marine midpoint	kg N eq.	0	-34	0
Eutrophication terrestrial midpoint	Mole of N eq.	2	-321	-4
Ionizing radiation midpoint, human health	kBq U ²³⁵ eq.	-47	-571	-760
Particulate matter/Respiratory inorganics midpoint	kg PM _{2,5} - eq.	0	-6	-1
Photochemical ozone formation midpoint, human health	kg NMVOC	0	-45	-2
Resource depletion water, midpoint	m ³ eq.	1	-424	-7987
Primary energy from non-renewable resources (net cal. value)	GJ	-1	-156	-23
Primary energy from renewable resources (net cal. value)	GJ	-8	-61	-62
Total energy consumption (net cal. Value)	GJ	-9	-217	-85

Tab. 12: Umweltauswirkungen dreier End-of-Life-Optionen je t Textilien (entnommen aus Schmidt et al. 2016).

Zur Berechnung der Umweltauswirkungen verschiedener End-of-Life-Szenarien müssen die identifizierten Mengen an Textilien in gemischtem Siedlungsabfall und getrennter Sammlung um den Schuhanteil bereinigt werden, da Schuhe nicht Teil der Studie von Schmidt et al. (2016) sind. Der exakte Anteil von Schuhen in getrennter Sammlung und gemischtem Siedlungsabfall ist nicht bekannt. Eine Annäherung kann unter anderem auf zwei Wegen erfolgen:

1. über den Anteil, den Schuhe am Importüberschuss Österreichs im Jahr 2018 ausmachten. Dieser beträgt 18,4 %,
2. über den Anteil, den Schuhe in den bundesweiten Restmüllanalysen 2018/2019 (Beigl 2020) ausmachten; dieser beträgt 23,4 %.

Die Differenz könnte darauf zurückzuführen sein, dass Schuhe möglicherweise überdurchschnittlich häufig über den Restmüll entsorgt werden und somit nicht in die getrennte Sammlung gehen. In einer deutschen Studie betrug der Anteil von Schuhen aus der getrennten Sammlung, der sich für ein Reuse eignete, lediglich 12 % (Korolkow 2015). Nachfolgend wird vereinfachend davon ausgegangen, dass der Schuhanteil in getrennter Sammlung und gemischtem Siedlungsabfall gleichermaßen 18,4 % beträgt, auch wenn damit der Schuhanteil in der getrennten Sammlung eventuell überschätzt wird.

Die Gesamtmengen an Textilien, die jährlich in Österreichs getrennter Sammlung und gemischtem Siedlungsabfall anfallen, belaufen sich somit auf:

1. 110.491 t (mit Schuhen), bestehend aus 37.687 t getrennter Sammlung (34,1 %) und 72.804 t gemischtem Siedlungsabfall (65,9 %).
2. 90.161 t (ohne Schuhe), bestehend aus 30.753 t (34,1 %) getrennter Sammlung und 59.408 t gemischtem Siedlungsabfall (65,9 %).

Der gemischte Siedlungsabfall wird in Österreich überwiegend (zu ca. 86 %) im ersten Behandlungsschritt thermisch behandelt. Hier wird vereinfacht davon ausgegangen, dass der Anteil der Textilien im gemischten Siedlungsabfall zu 100 % energetisch verwertet wird, da Textilien, die in die mechanisch-biologische Abfallbehandlung gehen, abgeschieden und ebenfalls verbrannt werden.

Welche Anteile aus der getrennten Sammlung reused, recycelt und anderweitig verwertet oder beseitigt werden, ist nicht exakt bekannt, da die Sammelware teilweise vorsortiert oder als Originalware an den Großhandel weiterverkauft wird (siehe Kapitel 3.3.4). Zu den jeweiligen Anteilen existieren deshalb unterschiedliche Aussagen beziehungsweise Einschätzungen:

1. Karigl et al. (2019) stellten fest, dass die untersuchte Sammelware von HUMANA sich zu 67,3 % für Reuse eignet und 23 % ins Recycling und 9,7 % in die Beseitigung gehen.
2. Neitsch et al. (2019) zitieren ExpertInnen, die von einem wiederverwendbaren, sprich Reuse-fähigen Anteil der Sammelware von 50 % ausgehen.
3. Tragler (2019) spricht im Zusammenhang mit der Sammelware von ÖPULA von einem Reuse-Anteil von 50 % sowie einem Anteil von 30 %, der zu Putzvetzen weiterverarbeitet wird, und einem Anteil von je 10 % für die Weiterverarbeitung zu Dämmmaterial und die Beseitigung.

Für die Beurteilung der Umweltauswirkungen des Status quo durch die derzeit genutzten End-of-Life-Optionen werden deshalb die oben aufgeführten Aussagen in zwei Szenarien überführt.

1. Szenario „A1“,
2. Szenario „A2“.

Szenario „A1“ werden die Reuse-, Recycling- und Beseitigungsanteile von Karigl et al. (2019) zugrunde gelegt:

- Reuse: 67,3 %,

- Recycling: 23 %,
- Beseitigung: 9,7 %.

In Szenario „A2“ fließen die Reuse-, Recycling- und Beseitigungsanteile aus Tragler (2019) und Neitsch et al. (2019) ein:

- Reuse: 50 %,
- Recycling: 40 %,
- Beseitigung: 10 %.

In beiden Szenarien wird angenommen, dass beim Recycling die Weiterverarbeitung zu Putzfetzen erfolgt. Bei beiden Szenarien verbleibt ein Anteil von 9,7 bzw. 10 %, der beseitigt werden muss. Da die Studie von Schmidt et al. (2016), die Umweltauswirkungen einer Beseitigung nicht explizit aufführt, wird hier vereinfacht davon ausgegangen, dass dieser Anteil wie auch der Anteil im gemischten Siedlungsabfall thermisch mit Energierückgewinnung behandelt wird.

Die Anteile von Reuse, Recycling und thermischer Verwertung des Szenarios „A2“ sind vergleichbar mit Anteilen, die von Korolkow (2015) für Deutschland ermittelt wurden:

- Reuse bzw. Wiederverwendung 54 %.
- Verwertung (Recycling) zu Dämmmaterial sowie Faserstoffen und Weiterverwendung als Putzlappen 38 %,
- thermische Verwertung und Abfälle zur Beseitigung 8 %.

Für die Szenarien „A1“ und „A2“ ergeben sich folgende Massen und Anteile in thermischer Verwertung, Reuse und Recycling:

„A1“:

- energetische Verwertung: 62.391 t (2.983 t aus getrennter Sammlung und 59.408 t aus gemischtem Siedlungsabfall) (69,2 %),
- Reuse: 20.697 t (23 %),
- Recycling: 7.073 t (7,8 %).

„A2“:

- energetische Verwertung: 62.483 t (3.075 t aus getrennter Sammlung und 59.408 t aus gemischtem Siedlungsabfall) (69,3 %),
- Reuse: 15.377 t (17,1 %),
- Recycling: 12.301 t (13,6 %).

Die weiteren EoL-Szenarien basieren auf der Annahme, dass sich die Reuse-, Recycling- und thermische Verwertungsanteile in unterschiedlichem Ausmaß verschieben.

Die Szenarien „Ö1“ und „Ö2“ untersuchen, in welchem Umfang sich die Umweltauswirkungen durch die genutzten End-of-Life-Optionen verändern, wenn nicht die durchschnittlichen österreichischen Anteile in gemischtem Siedlungsabfall und getrennter Sammlung als Ausgangsbasis für die Berechnungen dienen, sondern die Anteile des Bundeslandes mit der größten Pro-Kopf-Masse getrennt gesammelter Textilien. Österreichweit werden in Vorarlberg pro Kopf die meisten Textilien getrennt gesammelt. Die getrennte Sammlung beläuft sich in Vorarlberg auf 3.528 t (oder 8,96 kg/EW*a), die Masse im gemischtem Siedlungsabfall auf 1865 t (oder 4,7 kg/EW*a). Dies entspricht Anteilen an der Gesamtmasse (5393 t) von 65,4 % beziehungsweise 34,6 %. Der Anteil getrennt gesammelter Textilien liegt in Vorarlberg mit 65,4 % somit deutlich über dem österreichischen Durchschnitt von 34,1 %.

Die Szenarien „Ö1“ und „Ö2“ basieren also auf den Anteilen von 65,4 % und 34,6 % in getrennter Sammlung bzw. gemischtem Siedlungsabfall. In Szenario „Ö1“ werden von der getrennt gesammelten Ware, analog zu „A1“, 67,3 % reused, 23 % recycelt und 9,7 % energetisch verwertet; in Szenario „Ö2“, analog zu „A2“ 50 % reused, 40 % recycelt und 10 % thermisch verwertet.

Es gilt die Annahme, dass sich durch die höhere Quote der getrennten Sammlung die Anteile tragbarer zu nicht mehr tragbaren Textilien nicht verschieben. In Deutschland zeigt sich, dass bei vergleichbar hoher Sammelquote wie in Vorarlberg (70 % nach Beton et al. 2014) dennoch Wiederverwendungsquoten von 54 %, potenziell sogar 66 %, erreichbar sind (Korolkow 2015).

65,4 % getrennte Sammlung und 34,6 % gemischter Siedlungsabfall entsprechen Massen in Höhe von 58.965 t beziehungsweise 31.196 t. Daraus ergeben sich folgende gerundete Massen und Anteile in Reuse, Recycling und energetischer Verwertung für „Ö1“ und „Ö2“:

„Ö1“:

- energetische Verwertung: 36.916 t (5.720 t aus getrennter Sammlung und 31.196 t aus gemischtem Siedlungsabfall) (40,9 %),
- Reuse: 39.683 t (44 %),
- Recycling: 13.562 t (15 %).

„Ö2“:

- energetische Verwertung: 37.093 t (5.897 t aus getrennter Sammlung und 31.196 t aus gemischtem Siedlungsabfall) (41,1 %),
- Reuse: 29.483 t (32,7 %),
- Recycling: 23.586 t (26,2 %).

In den Szenarien „Recycling“ und „MVA“ wird überprüft, wie sich die Umweltbilanz des Managements von Alttextilien verändern würde, wenn:

- bei Szenario „Recycling“ sämtliche getrennt gesammelten Alttextilien recycelt würden (abzüglich 10 % nicht recycelbarer Anteil) und
- bei Szenario „MVA“ auf eine getrennte Sammlung verzichtet würde und stattdessen sämtliche Alttextilien energetisch verwertet würden.

Für das Szenario „Recycling“ wird folglich angenommen, dass 59.408 t weiterhin im gemischten Siedlungsabfall entsorgt und anschließend verbrannt werden. Es wird angenommen, dass analog zur gegenwärtigen Situation 10 % der getrennt gesammelten Alttextilien nicht recycelt werden können und stattdessen ebenfalls verbrannt werden. D.h. von 30.753 t werden 27.678 t recycelt und 3.075 t verbrannt.

Die Anteile an der Gesamtmasse betragen somit:

- energetische Verwertung: 62.483 t (69,3 %),
- Recycling: 27.678 t (30,7 %).

Für Szenario „MVA“ hingegen wird angenommen, dass die gesamte Menge von 90.161 t Alttextilien über den gemischten Siedlungsabfall entsorgt und in Folge verbrannt wird.

Tab. 13 und 14 fassen die Annahmen zu den Szenarien „A1“, „A2“, „Ö1“, „Ö2“, „Recycling“ und „MVA“ zusammen. Masse in t, Anteile in %.

Szenario	"A1"		"A2"		"Ö1"		"Ö2"	
	Masse	Anteil	Masse	Anteil	Masse	Anteil	Masse	Anteil
Gesamtmasse	90.161	100	90.161	100	90.161	100	90.161	100
Gemischter Siedlungsabfall	59.408	65,9	59.408	65,9	31.196	34,6	31.196	34,6
Getrennte Sammlung	30.753	34,1	30.753	34,1	58.965	65,4	58.965	65,4
Energetische Verwertung	62.391	69,2	62.483	69,3	36.916	40,9	37.093	41,1
Reuse	20.697	23,0	15.377	17,1	39.683	44,0	29.483	32,7
Recycling	7.073	7,8	12.301	13,6	13.562	15,0	23.586	26,2

Tab. 13 Überblick über die Annahmen zu den Szenarien "A1", "A2", "Ö1" und "Ö2".

Szenario	"Recycling"		"MVA"	
	Masse	Anteil	Masse	Anteil
Gesamtmasse	90.191	100	90.161	100
Gemischter Siedlungsabfall	59.408	65,9	90.161	100
Getrennte Sammlung	30.753	34,1	0	0
Energetische Verwertung	59.408	69,3	90.161	100
Reuse	0	0	0	0
Recycling	30.753	30,7	0	0

Tab. 14 Überblick über die Annahmen zu den Szenarien "Recycling" und "MVA".

Tab. 15 fasst zusammen, wie hoch die CO₂-Emissionen bzw. -Ersparnisse für alle sechs Szenarien (gesamt und pro ÖsterreicherIn) gerundet ausfallen. Anhang 4 (10.4) enthält die detaillierten Ergebnisse der Berechnungen für alle sechs Szenarien sowie eine Erläuterung zur Berechnung der Ergebnisse.

Szenario	CO ₂ -Äquivalente (t)	CO ₂ -Äquivalente (kg/EW)
"A1"	-187.642	-21,2
"A2"	-124.393	-14,0
"Ö1"	-425.112	-48,0
"Ö2"	-303.843	-34,3
"Recycling"	58.302	6,6
"MVA"	71.227	8,0

Tab. 15: Überblick zur CO₂-Bilanz der Szenarien.

Aus Tab. 15 geht hervor, dass bei den Szenarien „A1“, „A2“, „Ö1“ und „Ö2“ in Bezug auf die CO₂-Emissionen Netto-Ersparnisse realisiert werden können. Bei den Szenarien „A1“ und „A2“, die den Status quo der Behandlung von Alttextilien in Österreich abbilden sollen, liegen diese Netto-Ersparnisse bei 187.642 t bzw. 124.393 t CO₂-Äquivalenten. Bei einer Bevölkerungszahl von 8.858.775 im Jahr 2018 (Statistik Austria 2022) entspricht dies Ersparnissen pro Kopf von ca. 21,2 kg bzw. ca. 14,0 kg CO₂-Äquivalenten.

Steigen die Quoten für die getrennte Sammlung und in Folge jene für Reuse und Recycling, wie in den Szenarien „Ö1“ und „Ö2“ angenommen, so steigen auch die Netto-Ersparnisse bei den CO₂-Emissionen: In Szenario „Ö1“ und „Ö2“ betragen diese Netto-Ersparnisse 425.112 t respektive 303.843 t CO₂-Äquivalente, was einer Steigerung im Vergleich zu den Szenarien „A1“ und „A2“ um ca. 127 % bzw. 144 % entspricht. Die Netto-Ersparnisse an CO₂-Äquivalenten betragen hier pro Kopf ca. 48 kg bzw. 34,3 kg.

In Szenario „Recycling“ entstehen hingegen netto Emissionen in Höhe von 58.302 t CO₂-Äquivalenten, was ca. 6,6 kg CO₂-Äquivalenten pro Kopf entspricht. In Szenario „MVA“ entstehen ebenfalls netto Emissionen in Höhe von 71.227 t CO₂-Äquivalenten oder ca. 8 kg CO₂-Äquivalente pro ÖsterreicherIn.

Bezüglich des CO₂-Fußabdrucks stellt das Szenario „MVA“ den „Worst Case“ unter österreichischen Bedingungen dar. In Szenario „Recycling“ werden aufgrund des höheren Recyclinganteils 20,2 % weniger CO₂-Emissionen verursacht. Das Szenario „Ö1“ hingegen stellt in Bezug auf die CO₂-Bilanz den „Best Case“ dar, weil hier der Reuse-Anteil am höchsten und der Anteil, der in die energetische Verwertung geht, am niedrigsten liegt. Im Vergleich zu Szenario „MVA“ werden in diesem Fall 496.339 t weniger CO₂-Emissionen verursacht.

6. Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich

In den Kapiteln 5.4 und 5.5 konnte gezeigt werden, dass die Wiederverwendung von Alttextilien aus Sicht der Umwelt die sinnvollste End-of-Life-Option darstellt und somit anderen Behandlungsoptionen in diesem Kontext überlegen ist. Wenn die Textilien allerdings zu schmutzig oder abgetragen sind, eignen sie sich nicht mehr für die Wiederverwendung. Ein Recycling kann diesen Textilien den Eintritt in einen neuen Lebenszyklus ermöglichen (Cura et al. 2021). Der Anteil nicht Reuse-fähiger Textilien in der getrennten Sammlung könnte einerseits durch die zunehmende Verbreitung von Billiganbietern, einer abnehmenden Qualität der Sammelware und Textilien, für die kein Markt vorhanden ist, zunehmen (Korolkow 2015; Forbrig et al. 2020; GftZ 2019). Andererseits ist aufgrund der Änderung der Abfallrahmenrichtlinie und der damit einhergehenden – ab 2025 vorgesehenen – verpflichtenden getrennten Erfassung von Alttextilien mit einer erheblichen Mengensteigerung zu rechnen (GftZ 2019).

In Kapitel 5.4 konnte auch gezeigt werden, dass das Recycling von Alttextilien – je nach angewandeter Technologie – aus Sicht der Umwelt deutlich vorteilhafter sein kann als die energetische Verwertung. Derzeit stellen nicht mehr markt- oder tragfähige Alttextilien aber eine wirtschaftliche Herausforderung dar (GftZ 2019), denn die Sammlung dieser Alttextilien erzeugt Kosten, die nicht durch die Weiterverarbeitung dieser Fraktion ausgeglichen werden können (Boiten et al. s.a.). Erhöht sich der Anteil dieser Fraktion am Sammelgut, so bleiben zwar die Kosten für die Sammler identisch, die Erlöse pro Masse sinken jedoch (Watson et al. 2018). Das heute übliche Downcycling der nicht Reuse-fähigen Fraktion, vorrangig zur Herstellung von Putzlappen, Dämmstoffen und Vliesen (GftZ 2019), bietet sowohl einen geringen wirtschaftlichen als auch ökologischen Nutzen (Schmidt et al. 2016).

Aus den oben genannten Gründen ist es erforderlich, effizientere Recyclingtechnologien zu entwickeln, welche einen größeren wirtschaftlichen und ökologischen Nutzen bieten (Palme et al. 2014) oder – mit anderen Worten – ein „Recycling auf einer hohen nutzbringenden Ebene“ (z.B. Faser-zu-Faser-Recycling) erlauben (GftZ 2019). Dieses Kapitel thematisiert Optimierungspotenziale und Innovationen im Bereich Recycling (genauer Sortierung und Separierung) von Alttextilien, die einerseits das Potenzial bieten, einen größeren ökologischen und ökonomischen Nutzen zu erbringen als Downcycling, und andererseits die Herausforderung „reiner“ Materialströme chemischen Recyclings zu lösen.

6.1 Sortierung

Gegenwärtig werden Alttextilien manuell sortiert. Dabei kann die Sortierung nur nach Parametern erfolgen, die von Menschen auf einfache Weise (visuell/taktil) festgestellt werden können. Produktlabels können dabei nicht immer zuverlässig die benötigten Informationen liefern, da sie entfernt worden oder verblasst sein können oder gar falsche/unvollständige Informationen beinhalten (Cura et al. 2021). Die wesentliche Leistung und das Alleinstellungsmerkmal des manuellen Sortierens besteht darin, dass die Qualität der Textilien festgestellt werden kann und tragbare von nicht tragbaren Textilien unterschieden werden können (Humpston et al. 2014; Palm et al. 2014). Die Identifikation von Reuse-fähigen Textilien ist auch das primäre Ziel des manuellen Sortierens (Palm et al. 2014; ivl 2019). Allerdings limitieren einerseits die hohen Kosten der manuellen Sortierung und andererseits die eingeschränkte

Sortenreinheit des sortierten Materials die Wertschöpfung aus der Recyclingfraktion (Greenblue s.a.).

Eine Sortierung der Alttextilien in sortenreine bzw. materialspezifische Fraktionen ist Voraussetzung dafür, den Wert der Recyclingfraktion so gut wie möglich zu erhalten und verschiedene Recyclingtechnologien mit geeignetem Ausgangsmaterial zu versorgen (Roos et al. 2019b). So ist die Sortierung der Alttextilien nach Material und Blends beispielsweise eine wesentliche Voraussetzung für chemisches Recycling (Blanch-Perez-del-Notario et al. 2019). Es sind also Sortierlösungen zu entwickeln, die den – sich entwickelnden - Anforderungen von Textilrecyclern und -herstellern gerecht werden (ivl 2019; Cura et al. 2021).

Deshalb forschen einige Unternehmen an automatisierten Verfahren, die es ermöglichen sollen, nicht mehr tragbare Textilien nach deren Fasertyp zu sortieren, um somit deren potenziellen Wert für Recyclingunternehmen zu maximieren (Greenblue s.a.). Derzeit befinden sich Verfahren in der Entwicklung, welche Nah-Infrarot-Technologie nutzen, um Alttextilien nach Farbe und Materialkategorie sortieren zu können (Ellen MacArthur Foundation 2017). Die zwei bekanntesten (kommerziellen oder annähernd kommerziellen) automatisierten Erkennungs- und Sortierstraße sind Fibersort und SIPTex (Cura et al. 2021). Beide gehen aus Forschungsprojekten hervor und basieren auf Nahinfrarot- und visueller Spektroskopie (SYSAV 2021; Fibersort s.a.). Nahinfrarotspektroskopie kann definiert werden als „Bestimmung der molekularen Zusammensetzung [eines Feststoffs] durch Messung der Reflexionsstrahlung angeregter Moleküle“ (Martens und Goldmann 2016, 59). Sie findet unter anderem Einsatz bei der Unterscheidung von Kunststoffarten wie PET, PE und PP. Visuelle Spektroskopie dient der Erkennung von Farben (Martens und Goldmann 2016).

SIPTex wird ab Oktober 2022 kein Forschungsprojekt mehr sein, sondern die weltweit erste automatisierte Textil-Großsortieranlage. Die Anlage befindet sich in Malmö, Schweden, und besitzt eine Kapazität von 24.000 t pro Jahr. Die Anlage sortiert mit Hilfe von Nahinfrarot- und visueller Spektroskopie Textilabfälle nach Faserart und Farbe. Dabei wird Licht, mit dem die Textilien bestrahlt werden, abhängig vom Material auf unterschiedliche Art und Weise reflektiert. Sensoren erkennen so den Fasertyp, sodass die Textilien mittels Druckluft entsprechenden Behältern zugeführt werden können (SYSAV 2021).

Nahinfrarotspektroskopie besitzt jedoch eigene Limitierungen, die hier nur kurz erwähnt werden sollen. So können unter anderem Beschichtungen, bestimmte Ausrüstungen, geringe Anteile eines anderen Fasertyps oder auch die Alterung von Textilien deren Erkennung erschweren (Cura et al. 2021). Auch können komplexe Materialblends und sehr dunkel gefärbte oder feuchte Textilien bei der Sortierung ungenaue Ergebnisse verursachen. Zudem erlaubt die Technologie lediglich einen oberflächlichen Scan, ohne in der Lage zu sein, darunterliegendes Material zu analysieren (Fibersort s.a.).

6.2 Separierung

Faser-zu-Faser-Recyclingprozesse müssen in der Lage sein, mit komplexen Post-Consumer-Abfällen umzugehen, denn es scheint unwahrscheinlich, dass Textilien in der Zukunft hauptsächlich aus nur einem Fasertyp hergestellt werden (Elander und Ljungkvist 2016). Für chemisches Recycling werden reine Materialströme vorausgesetzt, sodass die Entwicklung von Verfahren zur Separierung (von Blends) von entscheidender Bedeutung für Fortschritte im textilen Recycling ist (Palme et al. 2017).

Deshalb werden nachfolgend zwei unterschiedliche Methoden zur Separierung von Blends beschrieben:

1. Der Blend Re:wind Prozess zur Separierung von Polycotton-Blends. Dieser wurde ausgewählt, da Polycotton zu den am häufigsten eingesetzten Blends zählt (Peters et al. 2019a) und der Prozess in der Literatur gut beschrieben ist.
2. Die enzymatische Separierung von Blends. Diese Verfahren stellen aufgrund ihrer biologischen Grundlage eine Ergänzung zur Beschreibung eines chemischen Verfahrens (Blend Re:wind) dar.

Weitere Beispiele und Ansätze für das Recycling von Materialblends sind z.B. in Textile Exchange (2020) aufgeführt.

6.2.1 Blend Re:wind Prozess

Um Polycotton chemisch recyceln zu können, müssen Baumwolle und Polyester voneinander getrennt werden. Dies kann erfolgen, indem eine der Komponenten depolymerisiert oder gelöst wird, während die andere als feste Faser zurückbleibt. Im Blend Re:wind Prozess wird Polyester depolymerisiert und Baumwolle bleibt als feste Faser zurück (de la Motte und Palme 2018). Dieser Ansatz wurde aus mehreren Gründen gewählt.

Erstens können Polyesterfasern durch die Waschvorgänge während der Nutzungsphase der Textilien angegriffen und degradiert werden, sodass bei einem erneuten Einschmelzen und Extrudieren, sprich (thermo-)mechanischem Recycling, Fasern von geringerer Qualität entstehen können. Diese Qualitätsminderung kann umgangen werden, wenn das Polyester in seine Monomere aufgetrennt und repolymerisiert wird (Palme et al. 2017; Björquist 2017). Auf diesem Wege kann Polyester theoretisch endlos recycelt werden, da die gewonnenen Monomere wie Primärmaterial eingesetzt werden können, um Polyester zu synthetisieren (Björquist 2017).

Zweitens handelt es sich bei Baumwolle um eine Faser bestehend aus dem natürlichen Polymer Cellulose, welches nach der Nutzung oder nach einer Depolymerisierung nicht zurück in seinem ursprünglichen Zustand zurückgeführt bzw. repolymerisiert werden kann (Palme et al. 2017; de la Motte und Palme 2018). Trotz der Degradierung der Cellulose, die während der Nutzung erfolgt (siehe Kapitel 5.2.4), eignen sich die Fasern zur Herstellung regenerierter Cellulosefasern wie Viskose und Lyocell. Eine gewisse Degradierung der Baumwolle, sprich eine Reduktion der Cellulose-Kettenlänge (Polymerisationsgrad⁴²), ist für die Regenerierung zu Viskose oder Lyocell sogar erforderlich (de la Motte und Palme 2018).

Drittens eignet sich Natriumhydroxid für die Depolymerisierung von Polyester, da dieses empfindlich auf Lauge reagiert. Natriumhydroxid-Lösungen werden in der Forst- und der Viskoseindustrie häufig eingesetzt, sodass eine Integration des Recyclings von Polycotton in die Herstellung von Viskose denkbar erscheint (Björquist 2017; de la Motte und Palme 2018).

Beim Blend Re:wind Prozess, der unter anderem in Peterson (2015), Palme et al. (2017), Björquist (2017) und Peters et al. (2019b) beschrieben und untersucht wird, werden Baumwolle und Polyester in Textilien voneinander separiert, indem das Polyester durch alkalische Hydrolyse⁴³ depolymerisiert wird (Björquist 2017; Palme et al. 2017). Bei der Depolymerisierung wird das Polyester in seine Monomere,

⁴² „degree of polymerization“

⁴³ „Unter Hydrolyse wird jede chemische Reaktion verstanden, bei der die Zugabe von Wasser zu einer Spaltung chemischer Bindungen in einer Verbindung führt. Sie kann unter sauren, neutralen und alkalischen Bedingungen erfolgen“ (Björquist 2017, 10).

Terephthalsäure und Ethylenglykol, aufgespalten (Björquist 2017), welche in der flüssigen Phase verbleiben und potenziell dazu verwendet werden können, recyceltes Polyester herzustellen (Peters et al. 2019b). Die Baumwollfasern behalten ihre (feste) Form und können als Rohmaterial für die Herstellung regenerierter Cellulosefasern, wie Viskose oder Lyocell, dienen (Peters et al. 2019b; Palme et al. 2017). Ziel des Prozesses ist es, Endprodukte zu erzeugen, die zu Textilien recycelt werden könnten. Die isolierten Endprodukte des Prozesses sind Terephthalsäure, Ethylenglykol und Baumwolle (Palme et al. 2017).

Nachfolgend ist dargestellt, welche Schritte (nach Peters et al. 2019b) erforderlich sind, um diese Endprodukte zu gewinnen:

1. Im ersten Schritt werden die Textilien einer physikalischen Vorbehandlung unterzogen und bei diesem zerkleinert.
2. Danach erfolgt die alkalische Hydrolyse zur Depolymerisierung des Polyesters mit Hilfe einer Natriumhydroxid-Lösung (NaOH) (Peters et al. 2019b). Insbesondere die Prozessparameter Konzentration der Natriumhydroxid-Lösung und Temperatur haben einen großen Einfluss auf die Depolymerisierungsrate des Polyesters. Der höchste Terephthalsäure-Ertrag stellt sich ein bei einer NaOH-Konzentration von 10 % (im Vergleich zu 5 und 7,5 %) und einer Temperatur von 90 °C (im Vergleich zu 70 und 80 °C). Bei einer Temperatur von 90 °C und einer NaOH-Konzentration von 10 % konnte ein Faserrückstand gewonnen werden, der aus Baumwolle ohne Überreste von Polyester bestand. Die Dauer der Hydrolyse betrug 390 Minuten (Björquist 2017).
3. Das Baumwollmaterial, welches nach der alkalischen Hydrolyse als Feststoff zurückbleibt, wird mit einer Filterpresse entfernt, mit Essigsäure und anschließend entionisiertem Wasser gewaschen, um das Natriumhydroxid zu neutralisieren und verbliebene Säure aus der Baumwolle herauszuwaschen (Peters et al. 2019b).
4. Die Nanofiltration dient der Rückgewinnung des Natriumhydroxids für dessen erneute Verwendung und dazu, den Bedarf an Schwefelsäure im nächsten Schritt zu verringern. Der Großteil des Natriumhydroxids gelangt so in das Permeat, die depolymerisierten Komponenten des Polyesters verbleiben vorrangig im Retentat (Peters et al. 2019b).
5. Bei der Versauerung wird dem Retentat Schwefelsäure beigefügt, um die Terephthalsäure auszufällen. Dabei entsteht eine sehr salzige Lösung (16 % Natriumsulfat) aus der Neutralisierung des Natriumhydroxids und der Fällung der Terephthalsäure (Peters et al. 2019b).
6. Im nächsten Filtrationsschritt wird die gefällte Terephthalsäure aus der neutralisierten Lösung entfernt (Peters et al. 2019b).
7. Für die Rückgewinnung des Ethylenglykols sind unter anderem Destillationsmethoden denkbar. Hierbei werden sowohl Wasser als auch Ethylenglykol evaporiert und im Anschluss aufgrund ihres unterschiedlichen Siedepunktes separiert (Peters et al. 2019b).
8. Ein zu geringer Polymerisierungsgrad der Baumwolle, die nach den oben erläuterten Schritten zurückgewonnen wird, verhindert, dass diese unmittelbar zu neuen Baumwollgarnen gesponnen werden kann (Peters et al. 2019b). Die Baumwolle eignet sich jedoch, auch nach ihrer Nutzung und der anschließenden Separierung von Baumwoll- und Polyesterfasern, für die Herstellung von Viskose- oder Lyocell-Fasern (de la Motte und Palme 2018).
9. Die Produktion recycelten Polyesters erfolgt mit dem zurückgewonnenen (oder primärem) Ethylenglykol sowie der zurückgewonnenen Terephthalsäure.

Abb. 9 gibt einen Überblick über die oben beschriebenen Prozesse.

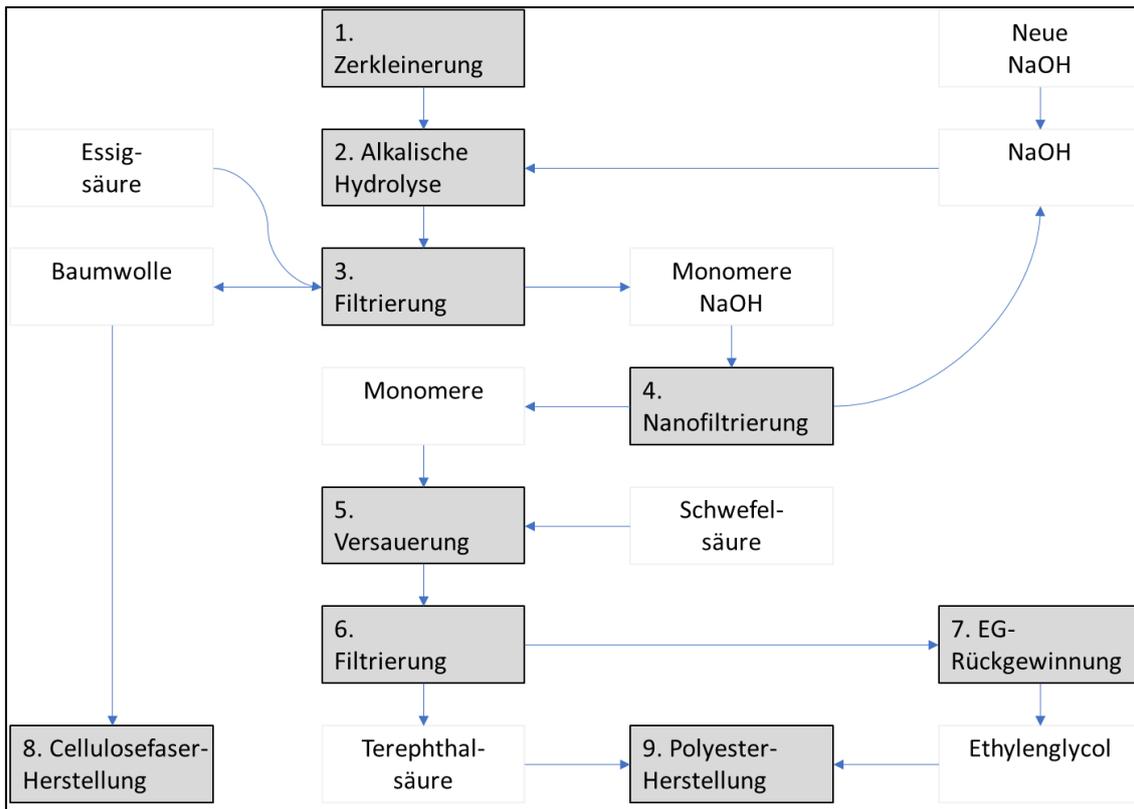


Abb. 9: Überblick über den Blend Re:wind Prozess (nach Peters et al. 2019a).

Derzeit besitzt dieser Prozess lediglich Labormaßstab (Peters et al. 2019b) und die Versuche wurden mit klar definierten und charakterisierten Textilien⁴⁴ durchgeführt (Björquist 2017). Im Fokus der weiteren Entwicklung des Prozesses stehen die Skalierung und Optimierung des Prozesses (de la Motte und Palme 2018). Entscheidend dabei ist es, eine attraktive Qualität des Outputs für die Industrie zu gewährleisten und die Umweltauswirkungen des Prozesses zu verringern. Die Heterogenität der Textilien stellt dabei eine große Herausforderung für Recyclingprozesse dar: Denn während bei der Herstellung von Textilien aus Primärrohstoffen homogenes Material zum Einsatz kommt, so müssen die Recyclingprozesse toleranter und in der Lage sein, mit diesem heterogenen Ausgangsmaterial umzugehen (de la Motte und Palme 2018).

Die Tatsache, dass der Prozess lediglich im Labormaßstab existiert, stellt die Beurteilung der Umweltverträglichkeit mit Hilfe einer Ökobilanz vor gewisse Herausforderungen, da weder Energie- noch Chemikaliennutzung optimiert wurden (de la Motte und Palme 2018). Zur Beurteilung der Umweltauswirkungen einer Anlage in (kleinem) industriellen Maßstab (Peters et al. 2019b) müssen die Daten, die für den Prozess im Labormaßstab existieren, hochskaliert werden (Peters et al. 2019b).

In der Ökobilanz von Peters et al. (2019b) mit entsprechend hochskalierten Daten schneidet der oben beschriebene und dargestellte Prozess vergleichbar gut ab wie

⁴⁴ Weiße Betttücher und weiße Kissenbezüge, die entweder neu oder 18- bis 56-mal gewaschen waren. Für die Separierungsversuche wurde lediglich das unbedruckte Material verwendet, ohne Naht und Webkante (Björquist 2017).

Single-Use-Szenarien⁴⁵. Dieses Ergebnis bezeichnen die AutorInnen als „aufregend“, da der Recyclingprozess (auf Basis von Laborexperimenten) mit etablierten, industriellen Produktionsprozessen von Baumwolle, Viskose und Polyester, sprich dem Business as usual, verglichen wird und dabei vergleichsweise gut abschneidet (Peters et al. 2019b; Peters et al. 2019a).

Für die Zukunft erwarten Peters et al. (2019b) u.a. bessere Resultate durch Skaleneffekte. Darüber hinaus verbleiben einige Optimierungspotenziale für ProzessdesignerInnen wie etwa die Natriumhydroxid-Recyclingrate (Peters et al. 2019a) oder höhere Materialkonzentrationen⁴⁶ bei der alkalischen Hydrolyse (de la Motte und Palme 2018). Peters et al. (2019a) erhoffen sich eine präzisere Evaluierung der Umweltauswirkungen des Prozesses und das Know-how darüber, wie komplexere textile Abfallströme als Input Verwendung finden können, durch das Betreiben einer größer skalierten Anlage in der Zukunft.

6.2.2 Enzymatische Separierung

Enzyme arbeiten Polymer- bzw. faserspezifisch und erlauben somit die Hydrolyse dieser spezifischen Fasern/Polymere und die weitere Verarbeitung der nicht hydrolysierten Fraktion z.B. in Blends wie Polycotton (Ribul et al. 2021).

Quartinello et al. (2018) untersuchen beispielsweise die schrittweise enzymatische Hydrolyse von Blends aus Cellulose, Wolle und Polyester. Die Behandlung des textilen Abfalls erfolgte wie erwähnt in mehreren Schritten, wobei die zwei enzymatischen Schritte dazu dienen, Polyester von beiden natürlichen Fasern zu separieren:

1. Inkubation des textilen Abfalls für zwei Tage bei 50 °C mit Protease und einem Reduktionsmittel, um aus dem Wollanteil Aminosäuren zu extrahieren. Dabei konnten 85 % des Proteingehalts zurückgewonnen werden. (Quartinello et al. 2018).
2. Behandlung des textilen Abfalls mit Cellulasen („Cellulase-Cocktail“) zur Rückgewinnung von Glucose aus den Baumwoll- und Viskosebestandteilen des textilen Abfalls. Dabei konnten knapp 80 % der Cellulose-Bausteine zurückgewonnen werden (Quartinello et al. 2018).
3. Die Glucose, die durch die Hydrolyse der Cellulose-Fasern gewonnen wurde, konnte erfolgreich durch Fermentation in Ethanol umgewandelt werden. Generell handelt es sich bei Glucose um eine geeignete Kohlenstoffquelle zur Herstellung von Plattformchemikalien und Biokraftstoff (Quartinello et al. 2018).

Weiters konnte gezeigt werden, dass die Reinheit des erhaltenen Polyester (größer 90 % in allen Fällen) vergleichbar mit reinem Polyester ist und sich dieses für den Einsatz als Recycling-Polyester eignet, auch wenn die Entfernung der Cellulose bei Polyestergehalten über 30 % weniger effizient abläuft (Quartinello et al. 2018). Auch die Aminosäuren und Oligopeptide aus der enzymatischen Behandlung der Wolle eignen sich für verschiedene industrielle Zwecke (Quartinello et al. 2018).

Auch Navone et al. (2020) verfolgen einen enzymatischen Ansatz, um Wolle und Polyester zu separieren. Hierbei konnte ein vollständiger Abbau der Wollfasern realisiert werden und es konnten keine Veränderungen in den mechanischen Eigenschaften der Polyester-Polymere festgestellt werden, sodass die Fasern prinzipiell erneut für die Herstellung von Textilien verwendet werden könnten (Navone et al. 2020).

⁴⁵ Energetische Verwertung der Alttextilien und Produktion von Baumwolle oder Viskose und Polyester aus primären Ressourcen (Peters et al. 2019a).

⁴⁶ Anteil Material zu Lösung in Gewichtsprozent (Björquist 2017)

7. Diskussion

Wie in Kapitel 4.2 dargestellt, kann die Beurteilung – zumindest bestimmter – Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien durchaus als Herausforderung bezeichnet werden. Im Rahmen dieser Masterarbeit wurden aufgrund der schwierigen Abbildung toxischer Auswirkungen zwei Ansätze gewählt, um Umweltauswirkungen entlang des Lebenszyklus von Textilien zu betrachten: Zuerst wurden – vorwiegend qualitativ – Problemfelder beschrieben. Anschließend wurden die Bereiche Treibhausgasemissionen, Wassernutzung und -konsum sowie (eingeschränkt) Toxizität quantitativ untersucht. Letztlich stellt diese Vorgehensweise jedoch lediglich einen Kompromiss dar und kann quantitative Erkenntnisse, die z.B. mit Hilfe von Ökobilanzen gewonnen wurden, nicht ersetzen. Der Blick auf Werke wie z.B. Lacasse und Baumann (2004), in dem auf über 600 Seiten in der Textilindustrie eingesetzte Chemikalien und deren Bedeutung für die Umwelt beschrieben werden, verdeutlicht, dass im Rahmen einer Masterarbeit die Problemfelder im Lebenszyklus von Textilien nur ansatzweise erfasst werden können. Die qualitative Darstellung der Problemfelder erlaubt darüber hinaus lediglich die Aussage, dass z.B. durch den Einsatz einer Substanz potenziell negative Umweltauswirkungen zu erwarten sind, aber nicht, ob und in welchem Umfang diese in der Realität auftreten. Eine vollständigere und aussagekräftigere Quantifizierung (siehe 4.2 und 4.5.3) der Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien mit Hilfe von Ökobilanzen erfordert u.a.:

- vollständigere und regionsspezifische Sachbilanzdaten, die allerdings schwer zu gewinnen sind (siehe Kapitel 4.2),
- die Inklusion aller relevanten Wirkungskategorien wie beispielsweise zu Toxizität und Freisetzung von Mikroplastik (Roos et al. 2018; Henry et al. 2019),
- die Entwicklung von Modellen oder die Optimierung bestehender Modelle zur Bewertung von Umweltauswirkungen wie z.B. USEtox™, wie z.B. thematisiert in Roos et al. (2018) und Roos et al. (2019a).

Großen Einfluss auf die Resultate im Hinblick auf die untersuchten Massenflüsse von Textilien und vor allem die Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien und der betrachteten End-of-Life-Szenarien für Österreich haben die eigens oder von der betrachteten Literatur getroffenen Annahmen. Dies wird in zahlreichen Abschnitten der Masterarbeit deutlich und soll hier an einigen Beispielen diskutiert werden.

Beispielsweise liegen keine exakten Daten dazu vor, welche Anteile der getrennt gesammelten Textilien tatsächlich reused, recycled und energetisch verwertet bzw. beseitigt werden. Einerseits, weil lediglich für die Sammelware von HUMANA und Öpula bekannt ist, welche Anteile Reuse- oder recyclingfähig sind (siehe 3.3.4), und andererseits, weil selbst bei den Anteilen, die prinzipiell Reuse-fähig sind, nicht selbstverständlich davon ausgegangen werden kann, dass diese auch wiederverwendet werden. Darüber hinaus sind auch die Informationen dazu, in welcher Form (und in welchem Umfang) recyclingfähige Anteile recycled werden, lückenhaft. Aus diesen Gründen wurden in Kapitel 5.5 zwei Szenarien – „A1“ und „A2“ – genutzt, um die Umweltauswirkungen des Status quo bei den genutzten End-of-Life-Optionen darzustellen – mit signifikanten Unterschieden im Hinblick auf die jeweiligen Treibhausgasemissionen (-187.642 vs. -124.393 t CO₂-Äquivalente) (siehe Tab. 14). Auch war es aufgrund mangelnder Daten notwendig, davon auszugehen, dass die Recyclingfraktion der Sammelware zu Putzfasern weiterverarbeitet wird. Dies hat zur Folge, dass der Nutzen des Recyclings von Textilien wahrscheinlich unterschätzt wird,

da dieses Recyclingverfahren im Vergleich mit anderen Verfahren (z.B. Faser-zu-Faserrecycling) schlechter abschneidet (siehe Abschnitt 5.4.2).

Für die Erstellung der EoL-Szenarien in Kapitel 5.5 auf Grundlage von Schmidt et al. (2016) war es darüber hinaus notwendig, einige weitere vereinfachende Annahmen zu treffen, da keine eigene Ökobilanz erstellt wurde. Zu diesen Annahmen zählt – neben Annahmen zur Produktion von Strom und Wärme sowie zur Effizienz von MVA – auch die Festlegung des Substitutionsfaktors auf den Wert 1, welcher in Schmidt et al. (2016) als Standardwert verwendet wird. Ein Substitutionsfaktor von 1 entspricht, wie in 5.4.1 näher ausgeführt, vermutlich nicht der Realität, wodurch der ökologische Nutzen der Wiederverwendung von Second-Hand-Textilien in den jeweiligen EoL-Szenarien tendenziell überschätzt wird. Die Aussagekraft der Resultate in Kapitel 5.5 könnte u.a. erhöht werden, indem:

- zwischen verschiedenen in der Praxis angewandten Recyclingverfahren differenziert würde,
- z.B. im Rahmen einer eigens erstellten Ökobilanz, Österreich-spezifische Daten beispielsweise für die Produktion von Strom und Wärme verwendet würden,
- ein realistischerer Substitutionsfaktor z.B. zumindest in einem alternativen Szenario oder einer Sensitivitätsanalyse untersucht würde.

Darüber hinaus könnte es in diesem Zusammenhang interessant sein, den Umweltnutzen von Kaskaden-Systemen zu untersuchen, in welchem mehrere Reuse- bzw. Recyclingzyklen aufeinander folgen und somit mehr als ein einziger weiterer Reuse- oder Recycling-Zyklus im Anschluss an die Erstnutzung angenommen und untersucht wird (Sandin und Peters 2018). Als Beispiel für eine solche Untersuchung kann die Ökobilanz zu einer zirkulären Polyesterjacke von Braun et al. (2021) dienen. Auch in den Kapiteln 4.4. und 4.5 wird wiederholt offensichtlich, dass getroffene Annahmen großen Einfluss auf die gewonnenen Ergebnisse besitzen. Besonders deutlich wird dies bei der Frage, inwiefern es sich bei der Nutzungsphase um einen Hotspot für Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien handelt. Die Diskrepanz in den Ergebnissen zwischen Beton et al. (2014) und Sandin et al. (2019b) sowie zwischen dem Best- und Worst-Case-Szenario in Piontek et al. (2019) verbildlicht, dass unterschiedliche Annahmen, in diesem Fall zum Verhalten der NutzerInnen, zu grundlegend verschiedenen Schlussfolgerungen führen können. Dies verdeutlicht, dass der Erkenntnisgewinn von Resultaten wie in 4.4 und 4.5 u.a. gesteigert werden kann, wenn:

- diese auf soliden (empirischen) (Forschungs-) Daten basieren,
- alternative Szenarien entworfen, untersucht und dargestellt werden
- und Resultate anhand von ergänzender Literatur eingeordnet und diskutiert werden.

Kapitel 6 „Innovationen und Potenziale zur Optimierung im abfallwirtschaftlichen Bereich“ setzt einen starken Fokus auf abfallwirtschaftliche (Recycling-) Technologien, begründet durch die Herausforderungen im Umgang mit dem nicht Reuse-fähigen Anteil textiler Sammelware und insbesondere Materialblends.

Weitere Optimierungspotenziale sind allerdings sowohl in der End-of-Life-Phase als auch im restlichen Lebenszyklus von Textilien erkennbar.

Die Daten zu Textilien in getrennter Sammlung und gemischtem Siedlungsabfall in Österreich (Abschnitte 3.3.3 und 3.3.4) weisen darauf hin, dass insbesondere in Wien im Vergleich zu anderen Bundesländern wie z.B. Vorarlberg wesentlich weniger Alttextilien pro Person gesammelt werden, bei gleichzeitig deutlich höherer Masse an Textilien und Schuhen im Restmüll. Die Szenarien „Ö1“ und „Ö2“ in Kapitel 5.5 deuten das ökologische Potenzial an, welches ausgeschöpft werden könnte, wenn mehr Alttextilien (z.B. in Wien) getrennt gesammelt würden, statt im Restmüll entsorgt zu

werden. Auf Werkzeuge und Maßnahmen, die Sammelquote von Textilien in Österreich zu erhöhen, konnte im Rahmen dieser Masterarbeit nicht eingegangen werden. Die Daten in 3.3.3 und 3.3.4 sowie die Resultate in 5.5 unterstreichen allerdings die Relevanz dieser Thematik.

Weiters werden Innovationen im Bereich Sortierung und Recycling von Textilien allein die systemischen Probleme der Branche – Überproduktion, geringe Qualität und kurze Lebensdauer der Produkte sowie die (damit verbundenen) erheblichen Umweltauswirkungen – nicht beheben können (Levänen et al. 2021; Niinimäki et al. 2020).

Ansätze, die möglicherweise dazu beitragen können, diesen Problemen entgegenzuwirken, sind u.a.:

1. Designs, welche einerseits auf Langlebigkeit und andererseits auch auf die Möglichkeit des Recyclings hin ausgelegt sind (Ellen MacArthur Foundation 2017),
2. die Herstellung von Textilien, welche auf den Einsatz „sauberer“ Technologien setzt und die Verwendung sowie die Emissionen gefährlicher Substanzen verringert (Ellen MacArthur Foundation 2017; Niinimäki et al. 2020),
3. eine Veränderung im Konsumverhalten der NutzerInnen und der Wahrnehmung von Textilien als „Wegwerf-Produkt“ u.a. mit dem Ziel, die Nutzungshäufigkeit von Kleidung (vor allem in Europa und Nordamerika) zu erhöhen (Ellen MacArthur Foundation 2017),
4. (neue) Geschäftsmodelle, die z.B. explizit auf die Qualität der verkauften Produkte (Levänen et al. 2021) oder auf die Nutzung von Kleidung statt deren Besitz setzen wie z.B. Leihsysteme (Niinimäki et al. 2020; Ellen MacArthur Foundation 2017),
5. Steuerungsmaßnahmen durch politische EntscheidungsträgerInnen wie z.B. eine Erweiterte Produzentenverantwortung (siehe Beispiel Frankreich in Kapitel 3.2) (Niinimäki et al. 2020).

Recyclingtechnologien, die für sich betrachtet, wie in 5.4.2 diskutiert, einer energetischen Verwertung oder Beseitigung ökologisch überlegen sind, müssen nicht zwangsweise dazu führen, dass der Textilsektor geringere Umweltbelastungen verursacht (Levänen et al. 2021). Es besteht das Risiko, dass durch das Recycling von Textilien die Faserproduktion zusätzlich gesteigert wird und durch das gesteigerte Faserangebot zuerst die Preise für Fasern fallen und in Folge die Nachfrage nach Fasern weiter steigt. Der ökologische Nutzen des Recyclings auf der einen Seite könnte durch einen gesteigerten Konsum auf der anderen zumindest teilweise egalisiert werden. In diesem Fall könnte von einem sogenannten Rebound-Effekt gesprochen werden, da potenzielle Ersparnisse (hier: vermiedene Umweltauswirkungen) durch ökonomische Kräfte (erhöhte Nachfrage/erhöhter Konsum) verringert würden (Sandin und Peters 2018; Grepperud und Rasmussen 2004). Unternehmen könnten ihre Produktpalette lediglich um Textilien aus Recyclingmaterial oder mit Recyclinganteil ergänzen, statt Produkte aus Primärmaterialien durch diese zu ersetzen. Eine vermehrte Nutzung von Recyclingfasern für Produktions- aber auch Marketingzwecke kann die Nachfrage für Recyclingfasern steigern, sodass in zunehmendem Maß textile Abfallströme in Richtung Recycling gelenkt werden und Bemühungen beispielsweise um ein Reuse der Textilien behindert werden könnten (Keßler 2021). Vor dem Hintergrund der oben beschriebenen Rebound-Effekte, welche durch die Einführung effizienterer Recyclingtechnologien möglich scheinen, fordern Keßler et al. (2021) – der Abfallhierarchie in Abfallrahmenrichtlinie 2008/98/EG entsprechend – die Priorisierung von Vermeidungsstrategien und auch Levänen et al. (2021) verweisen auf die

Bedeutung von Vermeidungs- und Reuse-Strategien, um den Materialdurchsatz und somit die Umweltauswirkungen des Textilsektors insgesamt zu reduzieren. Dies unterstreicht die Erkenntnis aus Kapitel 5.4, dass es sich bei Reuse (und einer Verlängerung der Nutzungsdauer) um die End-of-Life-Optionen handelt, die den größten ökologischen Nutzen in sich vereinen können. Zu beachten sind in diesem Zusammenhang aber die folgenden Aspekte: Eine Nutzungsverlängerung und auch ein Reuse setzen voraus, dass die Kleidung gewisse Qualitätskriterien erfüllt und sich somit eignet, länger getragen oder wiederverwendet zu werden (Levänen et al. 2021). Kleidung wird häufig entsorgt, weil sie nicht mehr passt, nicht mehr gefällt, die emotionale Bindung oder das Interesse an der Kleidung fehlt, also nicht zwangsläufig, weil sie ihre Funktionalität verloren hat (Keßler et al. 2021). Die oben genannten Gründe für die Entsorgung stehen einer Nutzungsverlängerung durch die ursprüngliche NutzerInn allerdings grundlegend im Weg. Des Weiteren muss auch durch den Reuse eine (gewisse) Substitution von Textilien, die ansonsten aus Primärmaterial hergestellt werden würden, gegeben sein, da es sich ansonsten lediglich um einen zusätzlichen Kauf handelt, welcher keinen oder nur einen geringen ökologischen Nutzen besitzt (siehe 5.4.1). Beim Kauf der teils im Vergleich zu neuer Kleidung günstigeren Second-Hand-Kleidung besteht zudem ebenfalls das Risiko eines Rebound-Effekts, da für das gesparte Geld Güter erworben werden können, die ebenso hohe oder höhere Umweltauswirkungen pro Euro verursachen können wie Textilien (Schmidt et al. 2016).

Wenn es also um die Frage geht, wie die Umweltauswirkungen im Lebenszyklus von Textilien reduziert werden können, so müssten zur erschöpfenden Beantwortung dieser Frage nicht nur abfallwirtschaftliche oder End-of-Pipe-Lösungen untersucht werden, sondern auch wie die fünf oben erwähnten, solche, die früh und während des gesamten Lebenszyklus der Textilien ansetzen (Niinimäki et al. 2020; Hemkhaus et al. 2019).

8. Schlussfolgerungen

Die Literaturstudie, welche im Rahmen dieser Masterarbeit durchgeführt wurde, konnte zur Beantwortung der Forschungsfragen beitragen, auch wenn die Ergebnisse mit einigen Einschränkungen verbunden sind, die in der vorangegangenen Diskussion erläutert wurden.

In Kapitel 3 Massenflüsse kann gezeigt werden, dass sich der Konsum von Kleidung in den letzten zwei Jahrzehnten – weltweit aber auch in Europa – erheblich gesteigert hat, dass aber gleichzeitig lediglich 25 % der entsorgten Kleidungsstücke getrennt gesammelt und daraufhin potenziell wiederverwendet oder recycelt werden. Beim Recycling werden aus den Kleidungsstücken überwiegend minderwertige Produkte wie Reinigungstücher oder Isolationsmaterial hergestellt. Aus weniger als 1 % des Gesamtfaserinputs für die Herstellung von Kleidung wird schlussendlich erneut Kleidung oder ein ähnliches Produkt (Ellen MacArthur Foundation 2017). EU-übergreifende Daten zu getrennter Sammlung existieren nicht, aber die Daten aus einigen EU-Staaten weisen auf signifikante Unterschiede in den Sammelquoten hin und lassen den Schluss zu, dass in der EU ein erheblicher Anteil der konsumierten Kleidungsstücke und Textilien über den gemischten Siedlungsabfall entsorgt und somit energetisch verwertet oder beseitigt wird (Watson et al. 2018). Dennoch verließen allein im Jahr 2018 1.466.948 t textile Altwaren (Gütercode 6309) die EU-28-Staaten (United Nations 2022). Im österreichischen Durchschnitt werden jährlich und pro EinwohnerIn 8,2 kg Textilien über den gemischten Siedlungsabfall entsorgt (Beigl 2020) und 4,26 kg getrennt gesammelt (Statusbericht 2020), die Quote für getrennt gesammelte Textilien beläuft sich auf 34,1 %. Zwischen einzelnen österreichischen Bundesländer existieren allerdings ebenfalls große Unterschiede in der spezifischen Masse getrennt gesammelter Textilien: Während in Wien 2,53 kg/EW*a getrennt gesammelt werden, so beläuft sich die getrennte Sammlung in Vorarlberg auf 8,96 kg/EW*a (Statusbericht 2020). Die Sammelquote in Vorarlberg liegt bei 65,4 % und somit deutlich über dem österreichischen Durchschnitt von 34,1 %. Für eine Wiederverwendung eignen sich unterschiedlichen Angaben zu Folge zwischen 50 und 67,3 %. Der Rest (abzüglich einer energetisch zu verwertenden oder zu beseitigenden Fraktion) kann potenziell recycelt werden (Karigl et al. 2019; Tragler 2019). Auch Österreich exportiert große Mengen textiler Altwaren: Im Jahr 2018 betragen die Exporte 41.006 t (United Nations 2021).

In Kapitel 4 kann gezeigt werden, dass mit dem Lebenszyklus von Textilien erhebliche Umweltauswirkungen verbunden sind. Zwar werden die Treibhausgasemissionen durch den Konsum von Kleidung eines durchschnittlichen EU-Haushalts von den Bereichen Transport, Wohnen und Konsum von Lebensmitteln übertroffen. Dennoch tragen sie mit einem Anteil von 4 % zu den Treibhausgasemissionen der Haushalte bei (Ivanova et al. 2017). Global betrachtet verursacht der Konsum von Kleidung, unter Ausschluss der Nutzungsphase, die Emission von 3.300 Mio. t CO₂-Äquivalenten, was einem Anteil von 6,7 % an den globalen Gesamtemissionen entspricht (Quantis 2018). Insbesondere die energieintensive Veredelung trägt zu diesen Emissionen bei (UNEP 2020, Quantis 2018, Sandin et al. 2019a). Welche Rolle der Nutzungsphase im Hinblick auf die Emission von Treibhausgasemissionen attestiert wird, hängt in entscheidendem Maße von den Bedingungen vor Ort (Stichwort Strommix) und den Annahmen zum NutzerInnenverhalten ab (Van der Velden et al. 2014, UNEP 2020, Piontek et al. 2019). Die Bedeutung der Nutzungsphase für die Treibhausgasemissionen entlang des Lebenszyklus von Textilien wird – im Vergleich

zur Produktion - jedoch im Allgemeinen geringer eingestuft. Hinsichtlich des Wasserverbrauchs gilt es, die Produktion von Baumwolle hervorzuheben: Für die Herstellung eines T-Shirts aus Baumwolle werden 1.900 l Blauen Wassers genutzt, wovon 70 % allein auf die Faserherstellung entfallen (Cotton Inc. 2017).

Da sich zeigte, dass sich einige Umweltauswirkungen (beispielsweise toxische Auswirkungen) nur schwer quantitativ abbilden lassen (siehe Kapitel 4.2), erfolgte im Rahmen dieser Masterarbeit eine (vorrangig qualitative) Darstellung von Problemfeldern entlang des Lebenszyklus von Textilien. Die identifizierten Problemfelder reichen dabei vom Einsatz von Düngemitteln, Pestiziden und chemischen Substanzen wie Kohlenstoffdisulfid bei der Faserherstellung hin zur Freisetzung von Mikrokunststoffen bei der Wäsche von Textilien.

Die Untersuchung von End-of-Life-Optionen und -szenarien in Kapitel 5 liefert die Erkenntnis, dass es sich – entsprechend der Abfallhierarchie – aus ökologischer Sicht empfiehlt, getrennt gesammelte Textilien vorrangig einer Wiederverwendung zuzuführen und erst, wenn der Zustand der Textilien es nicht anders erlaubt, auf die verschiedenen Recyclingverfahren, eine energetische Verwertung oder die Beseitigung zurückzugreifen. Diese Reihenfolge impliziert allerdings auch, dass die verschiedenen Recyclingverfahren wie beispielsweise auch das Downcycling zu Putztüchern prinzipiell einer energetischen Verwertung überlegen sind (siehe 5.4.2). Ein entsprechendes Fazit lässt sich auch zu den End-of-Life-Szenarien für Österreich ziehen: Der Status quo, welcher durch die Szenarien „A1“ und „A2“ abgebildet ist, weist eine wesentlich günstigere CO₂-Bilanz auf als die hypothetischen Szenarien „Recycling“ und „MVA“, in welchen angenommen wird, dass die Gesamtmasse getrennt gesammelter Textilien recycelt wird beziehungsweise lediglich eine energetische Verwertung von Alttextilien erfolgt. Gegenüber dem Status quo ist aus abfallwirtschaftlicher Sicht eine Verbesserung möglich, wenn wie in Vorarlberg ein größerer Anteil der Textilien getrennt gesammelt statt über den Restmüll entsorgt würde. Die entsprechenden Szenarien „Ö1“ und „Ö2“ weisen eine im Vergleich zu „A1“ und „A2“ noch einmal signifikant bessere CO₂-Bilanz auf. Der Unterschied zwischen Status quo- und den hypothetischen Szenarien dürfte auch dann noch Bestand haben, wenn, wie zuvor diskutiert, die Annahmen bezüglich der genutzten Recyclingverfahren, Substitutionsfaktoren, Strom- und Wärmeerzeugung sowie energetischer Verwertung verfeinert würden. Dafür spricht, dass sich auch bei niedrigeren Substitutionsfaktoren als 1 durch eine Wiederverwendung ein größerer Umweltnutzen realisieren lässt als durch ein Recycling (siehe 5.4.1).

Ausgehend von der Herausforderung, „reine“ Materialströme für ein effektiveres Recycling zu gewinnen (siehe 5.2.5), wurden in Kapitel 6 Innovationen zur automatischen Sortierung und Separierung von textilen Abfällen und Materialblends dargestellt. Welche Rolle diese Technologien für das textile Recycling der Zukunft tatsächlich spielen werden, ist offen, da sie sich erst auf dem Markt beziehungsweise in größerem Maßstab beweisen müssen.

Für zukünftige Forschungsarbeiten im Zusammenhang mit den Umweltauswirkungen von Textilien lassen sich einige Empfehlungen ableiten. Einer aussagekräftigeren Abbildung beispielsweise toxischer Auswirkungen im Lebenszyklus von Textilien könnten u.a. die in der Diskussion erwähnten Aspekte – Verbesserung der Datenlage und der Modelle zur Bewertung der entsprechenden Umweltaspekte – dienen. Darüber hinaus sollten auch alle anderen relevanten Umweltaspekte durch Wirkungskategorien abgebildet werden. Hierdurch könnten auch aussagekräftigere Vergleiche zwischen verschiedenen Produkten und Fasern getroffen werden (siehe 4.5.3).

Untersuchungen im österreichischen Kontext könnten davon profitieren, wenn:

1. genauer aufgeschlüsselt werden könnte, welche Recyclingverfahren für getrennt gesammelte Textilien zum Einsatz kommen, diese Anteile in die Erstellung komplexerer End-of-Life-Szenarien einfließen würden und
2. die hier von Schmidt et al. (2016) übernommenen Annahmen für österreichische Verhältnisse angepasst würden oder eine eigene Ökobilanz erstellt würde.

Weiters empfiehlt es sich in Österreich (und darüber hinaus) darauf hinzuwirken, dass der Anteil getrennt gesammelter Textilien weiter erhöht wird.

Die Wiederverwendung und verschiedene Recyclingverfahren können wirkungsvolle Optionen am Lebensende von Textilien sein, die Umweltbelastungen durch Textilien zu verringern. Dennoch sollte nicht außer Acht gelassen werden, dass auch diese Optionen auf Systemebene das Risiko von Rebound-Effekten bergen und auf der Erfüllung bestimmter Kriterien (z.B. Qualität) fußen. Deshalb sollten Verbesserungsmöglichkeiten nicht nur am Lebensende der Textilien, sondern in sämtlichen Lebenszyklusphasen, erforscht und umgesetzt werden.

9. Literaturverzeichnis

- Abfallrahmenrichtlinie, 2008. Richtlinie 2008/98/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien.
- Akhtar, M.F., Ashraf, M., Anjum, A.A., Javeed, A., Sharif, A., Saleem, A., Akhtar, B., 2016. Textile industrial effluent induces mutagenicity and oxidative DNA damage and exploits oxidative stress biomarkers in rats. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 41 (2016), 180-186.
- Althaus, H.-J., Werner, F., Stettler, C., Dinkel, F., 2007. Life Cycle Inventories of Renewable Materials. Data v2.0 (2007), Ecoinvent Report Nr. 21, Dübendorf.
- Amt der Kärntner Landesregierung, 2018. Kärntner Abfallbericht und Abfallwirtschaftskonzept. 4. Fortschreibung 2018 – Begutachtungsentwurf. <https://docplayer.org/149251223-Kaerntner-abfall-bericht-und-abfall-wirtschaftskonzept.html> (Zugriff am 15.08.2022).
- Amt der Tiroler Landesregierung, 2019. Analysen des Restabfalls in Tirol 2018/19, https://www.tirol.gv.at/fileadmin/themen/umwelt/abfallwirtschaft/downloads/tiroler_restmuellanalyse_2018_2019.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Asaadi, S., Hummel, M., Hellsten, S., Härkäsalmi, T., Ma, Y., Michud, A., Sixta, H., 2016. Renewable High-Performance Fibers from the Chemical Recycling of Cotton Waste Utilizing an Ionic Liquid. *ChemSusChem*, Volume 9, Issue 22, 3250-3258.
- Assmuth, T., Häkkinen, P., Heiskanen, J., Kautto, P., Lindh, P., Mattila, T., Mehtonen, J., Saarinen, K., 2011. Risk management and governance of chemicals in articles. Case study textiles, https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/37055/FE_16_2011.pdf?sequence=3&isAllowed=y (Zugriff am 16.08.2022).
- AWG, 2002. Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002 – AWG 2002), StF: BGBl. I Nr. 102/2002, Fassung vom 15.08.2022.
- Badía, J.D., Vilaplana, F., Karlsson, S., Ribes-Greus, A., 2009. Thermal analysis as a quality tool for assessing the influence of thermo-mechanical degradation on recycled poly(ethylene terephthalate). *Polymer Testing* 28 (2009), 169-175.
- Barber, A., Pellow, G., 2006. LCA: New Zealand Merino Wool Total Energy Use. https://proyectaryproducir.com.ar/public_html/Seminarios_Posgrado/Materia_l_de_referencia/Lana%20-%20LCA%20in%20NZ%20Barber%20Pellow.pdf
- Beigl, P., 2020. Auswertung der Restmüllzusammensetzung in Österreich 2018/2019, Ergebnisbericht, Wien.
- Bernhardt, A., Brandstätter, C., Karigl, B., Neubauer, C., Stoifl, B., Van Eygen, E., 2022. Aufkommen und Behandlung von Textilabfällen in Österreich. Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan. Report REP-0799, Wien.
- Beton, A., Dias, D., Farrant, L., Gibon, T., Le Guern, Y., Desaxce, M., Perwultz, A., Boufateh, I., Wolf, O., Kougoulis, J., Cordella, M., Dodd, N., 2014. Environmental Improvement Potential of textiles (IMPRO Textiles), Joint Research Center (JRC) Scientific And Policy Reports, Luxemburg.
- B.is (Bauhaus-Institut für zukunftsweisende Infrastruktursysteme), 2017. Abwasserbehandlung. Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der

- Abwasserbehandlung, Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Weimar: Universitätsverlag.
- Björquist, S., 2017. Separation for regeneration – Chemical recycling of cotton and polyester textiles. Masterarbeit an der Swedish School of Textiles.
- Blanch-Perez-del-Notario, C., Saeys, W., Lambrechts, A., 2019. Hyperspectral imaging for textile sorting in the visible-near infrared range. *Journal of Spectral Imaging*, Volume 8, 1-11.
- Boiten, J., Han, S.L.-C., Tyler, D., s.a.. Circular economy stakeholder perspectives: Textile collection strategies to support material circularity. https://www.academia.edu/35764345/Circular_economy_stakeholder_perspectives_Textile_collection_strategies_to_support_material_circularity (Zugriff am 16.08.2022).
- Boucher, J., Friot, D., 2017. Primary Microplastics in the Oceans: a Global Evaluation of Sources, <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002-En.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).
- Braun, G, Som, C., Schmutz, M., Hischier, R., 2021. Environmental Consequences of Closing the Textile Loop-Life Cycle Assessment of a Circular Polyester Jacket. *Applied Sciences*, 11, 2964, 1-13.
- Brigden, K., Hetherington, S., Wang, M., Santillo, D., Johnston, P., 2013. Hazardous chemicals in branded textile products on sale in 25 countries/regions during 2013. Greenpeace Research Laboratories Report 06/2013, Exeter.
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of Microplastics on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environmental Science & Technology* 2011, 45, 9175-9179.
- Brüschweiler, B.J., Merlot, C., 2017. Azo dyes in clothing textiles can be cleaved into a series of mutagenic aromatic amines which are not regulated yet. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 88 (2017), 214-226.
- Burgenländischer Müllverband, 2014. Umwelterklärung 2014 (V.2.0), https://www.bmv.at/fileadmin/downloads_bmv/Umwelterklaerung_2014_V2.pdf (Zugriff am 15.08.2022)
- Canopy, 2018. The Hot Button Report. 2018 Ranking of Viscose Producer Performance. Time to Move on Next Generation Solutions, <https://hotbutton.canopyplanet.org/wp-content/uploads/2018/12/2018-Hot-Button-Report-English.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).
- Carrubba, A., 2020. Rotten River: life on one of the world's most polluted water ways – photo essay, <https://www.theguardian.com/global-development/2020/nov/02/rotten-river-life-on-one-of-the-worlds-most-polluted-waterways-photo-essay> (Zugriff am 15.08.2022).
- Castellani, V., Sala, S., Mirabella, N., 2015. Beyond the Throwaway Society: A Life Cycle-Based Assessment of the Environmental Benefit of Reuse. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Volume 11, Number 3, 373-382.
- Changing Markets, 2017. Dirty Fashion.. How pollution in the global textiles supply chain is making viscose toxic, https://changingmarkets.org/wp-content/uploads/2017/06/CHANGING_MARKETS_DIRTY_FASHION_REPORT_SPREAD_WEB.pdf (Zugriff am 15.08.2022).

- Choudhury, A.K.R., 2014. Environmental Impacts of the Textile Industry and Its Assessment Through Life Cycle Assessment. In: Muthu, S.S. (Hrsg.): Roadmap to Sustainable Textiles and Clothing. Singapur: Springer, S. 1-39.
- Circle-Economy, 2020. Overview of Current & Potential End-Markets for Fibersorted Materials – Textile to Textile Recycling. <https://docs.google.com/spreadsheets/d/1b7D7Zot18upqV3brGoZKE-M6lay1QRJI4Q6Ti6KEv8Y/edit#gid=2112239499> (Zugriff am 16.08.2022).
- Cooper, D.R., Gutowski, T.G., 2015. The Environmental Impacts of Reuse. A review. *Journal of Industrial Ecology*, Volume 21, Number 1, 38-56.
- Cotton Inc. (Incorporated), 2017. LCA Update of Cotton Fiber and Fabric Life Cycle Inventory, <https://resource.cottoninc.com/LCA/2016-LCA-Full-Report-Update.pdf> (Zugriff am 15.08.2022).
- Cura, K., Rintala, N., Kamppuri, T., Saarimäki, E., Heikkilä, P., 2021. Textile Recognition and Sorting for Recycling at an Automatic Line Using Near Infrared Spectroscopy. *Recycling (2021)*, 6, 11, 1-12.
- Dahlbo, H., Aalto, K., Eskelinen, H., Salmenperä, H., 2017. Increasing textile circulation – Consequences and requirements. *Sustainable Production and Consumption* 9 (2017), 44-57.
- Dai, J., Dong, H., 2014. Intensive cotton farming technologies in China: Achievements, challenges and countermeasures. *Field Crop Research* 155 (2014), 99-110.
- Danish Ministry of the Environment, 2014. Survey of Selected Allergenic, Disperse Dyes in Clothes. Survey of chemical substances in consumer products No. 129, 2014, <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2014/04/978-87-93178-43-4.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).
- Dann, A.B., Hontela, A., 2011. Triclosan: environmental exposure, toxicity and mechanisms of action. *Journal of Applied Toxicology*, 31, 285-311.
- De Groot, A.C., Flyholm, M.-A., Lensen, G., Menné, T., Coenraads, P.-J., 2009. Formaldehyde-releasers: relationship to formaldehyde contact allergy. Contact allergy to formaldehyde and inventory of formaldehyde-releasers. *Contact Dermatitis* 2009:61, 63-85.
- Deponierichtlinie 1999. Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien.
- De la Motte, H., Palme, A., 2018. The development of the Blend Re:wind process. *Mistra Future Fashion Report Nr. 2018:5*, Göteborg.
- De Souza Machado, A.A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2017. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 2018, 24, 1405-1416.
- Delegierte Verordnung (EU) 2019/2014. DELEGIERTE VERORDNUNG (EU) 2019/2014 DER KOMMISSION vom 11. März 2019 zur Ergänzung der Verordnung (EU) 2017/1369 des Europäischen Parlaments und des Rates in Bezug auf die Energieverbrauchskennzeichnung von Haushaltswaschmaschinen und Haushaltswaschtrocknern sowie zur Aufhebung der Delegierten Verordnung (EU) Nr. 1061/2010 der Kommission und der Richtlinie 96/60/EG der Kommission.
- Durchführungsverordnung, 2014. Durchführungsverordnung (EU) Nr. 1102/2014 der Kommission vom 16. Oktober 2014 zur Änderung des Anhangs I der Verordnung (EWG) Nr. 2658/87 des Rates über die zolltarifliche und statistische Nomenklatur sowie den Gemeinsamen Zolltarif.
- ECHA (European Chemicals Agency), 2022a. Carbon disulphide, <https://echa.europa.eu/substance-information/>

- /substanceinfo/100.000.767?_disssubinfo_WAR_disssubinfoportlet_back
URL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Finformation-on-chemicals%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3D_118_INSTANCE_UFgbrDo05Elj__column-1%26p_p_col_count%3D1%26_disssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3D (Zugriff am 30.05.2022).
- ECHA (European Chemicals Agency), 2022b. Chloroform, <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.000.603> (Zugriff am 31.05.2022).
- ECHA (European Chemicals Agency), 2022c. Chlorobenzene, https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.003.299?_disssubinfo_WAR_disssubinfoportlet_backURL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Fsearch-for-chemicals%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearch_WAR_dissearchportlet%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3Dcolumn-1%26p_p_col_count%3D1%26_disssimplesearch_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3DdisSimpleSearchSessionParam101401617722159910 (Zugriff am 31.05.2022).
- ECHA (European Chemicals Agency) 2022d. Tributyl phosphate, https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.004.365?_disssubinfo_WAR_disssubinfoportlet_backURL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Fsearch-for-chemicals%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearch_WAR_dissearchportlet%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3Dcolumn-1%26p_p_col_count%3D1%26_disssimplesearch_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3DdisSimpleSearchSessionParam101401617722159910 (Zugriff am 31.05.2022).
- ECHA (European Chemicals Agency), 2022e. Nonylphenol, https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.042.414?_disssubinfo_WAR_disssubinfoportlet_backURL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Finformation-on-chemicals%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3D_118_INSTANCE_UFgbrDo05Elj__column-1%26p_p_col_count%3D1%26_disssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3D (Zugriff am 31.05.2022).
- ECHA (European Chemicals Agency), 2022f. Bis(2-ethylhexyl) phthalate, <https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.003.829> (Zugriff am 01.06.2022).
- ECHA (European Chemicals Agency), 2022g. Formaldehyde, https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.000.002?_disssubinfo_WAR_disssubinfoportlet_backURL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Fhome%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3Dcolumn-1%26p_p_col_count%3D2%26_disssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3D (Zugriff am 02.06.2022).

- ECHA (European Chemicals Agency), 2022h. Triclosan, https://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.020.167?_disssubsinfo_WAR_disssubsinfoportlet_backURL=https%3A%2F%2Fecha.europa.eu%2Finformation-on-chemicals%3Fp_p_id%3Ddisssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dnormal%26p_p_mode%3Dview%26p_p_col_id%3D_118_INSTANCE_UFgbrDo05Elj__column-1%26p_p_col_count%3D1%26_disssimplesearchhomepage_WAR_dissearchportlet_sessionCriteriaId%3D (Zugriff am 16.08.2022).
- Elander, M., Ljungkvist, H., 2016. Critical aspects in design for fiber-to-fiber recycling of textiles. Mistra Future Fashion Report Nr. 2016:1, Stockholm.
- Ellen MacArthur Foundation, 2017. A New Textiles Economy: Redesigning Fashion's Future, <https://ellenmacarthurfoundation.org/a-new-textiles-economy> (Zugriff am 12.08.2022).
- Environmental Agency, 2013. Nonylphenol ethoxylates (NPE) in imported textiles, https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1026176/Nonylphenol_ethoxylates_in_imported_textiles_-_withdrawn.pdf (Zugriff am 16.08.2022).
- Eunomia, 2016. Plastics in the Marine Environment, <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/plastics-in-the-marine-environment/> (Zugriff am 16.08.2022).
- EURATEX, 2020. Facts & Key Figures Of The European Textile And Clothing Industry, 2020 Edition, <https://euratex.eu/wp-content/uploads/EURATEX-Facts-Key-Figures-2020-LQ.pdf> (Zugriff am 15.08.2022)
- Europäische Kommission, 2003. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Reference Document on Best Available Techniques for the Textiles Industry, https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/txt_bref_0703.pdf (Zugriff am 12.08.2022).
- Europäische Kommission, 2007. Reference Document on Best Available Techniques in the Production of Polymers, https://eippcb.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-11/pol_bref_0807.pdf (Zugriff am 16.08.2022).
- EUROSTAT, 2021. Siedlungsabfälle nach Abfallbewirtschaftungsmaßnahmen. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ENV_WASMUN__custom_1273452/default/table?lang=de (Zugriff am 08.09.2021).
- Faigle, P., Pauly, M., 2014. Die Schande von Rana Plaza, <https://www.zeit.de/wirtschaft/2014-04/rana-plaza-jahrestag-hilfsfonds/komplettansicht> (Zugriff am 12.08.2022).
- Fairwertung e.V., 2018. Alte Fasern auf neuen Wegen. Chancen und Grenzen des Textilrecyclings, <https://fairwertung.de/shop/pdf-neues-aus-agem-chancen-und-grenzen-des-textilrecyclings-magazin-brauchbar-2018-extern/> (Zugriff am 16.08.2022).
- Farrant,L., Olsen, S.I., Wangel, A., 2010. Environmental benefits from reusing clothes. International Journal of Life Cycle Assessment (2010) 15, 726-736.
- FCC Textil2Use GmbH, s.a.. FCC Textil2Use GmbH, <https://www.fcc-group.eu/de/osterreich/standorte/fcc-textil2use-gmbh.html> (Zugriff am 15.08.2022).
- Fibersort, s.a.. Fibersort™ technology. <https://www.fibersort.com/en/technology> (Zugriff am 08.07.2022).

- Findrik, E.I., Morawetz, U.B., 2018. Who would pay more for a fragrance-free laundry detergent? How health information affects valuation. *Applied Economics*, Volume 41, Issue 23, 2453-2467.
- Forbrig, S., Fischer, T., Heinz, B., 2020. Bedarf, Konsum, Wiederverwendung und Verwertung von Bekleidung und Textilien in Deutschland. *Textilstudie des bvse - Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V.*, https://www.bvse.de/dateien2020/1-Bilder/03-Themen_Ereignisse/06-Textil/2020/studie2020/bvse%20Alttextilstudie%202020.pdf (Zugriff am 15.08.2022)
- Fortuna, L.M., Diyamandoglu, V., 2017. Optimization of greenhouse gas emissions in second-hand consumer product recovery through reuse platforms. *Waste Management* 66 (2017), 178-189.
- Giessmann, A., 2019. *Substrat- und Textilbeschichtung. Praxiswissen für Beschichtungs- und Kaschiertechnologien*, 3. Auflage, Berlin: Springer Vieweg.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2013. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and at the endpoint level. First edition (version 1.08). Report I: Characterisation, https://www.rivm.nl/sites/default/files/2018-11/ReCiPe%202008_A%20lcia%20method%20which%20comprises%20harmonised%20category%20indicators%20at%20the%20midpoint%20and%20the%20endpoint%20level_First%20edition%20Characterisation.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Gray, S., 2017. ECAP. Mapping clothing impacts in Europe: the environmental cost, <http://www.ecap.eu.com/wp-content/uploads/2018/07/Mapping-clothing-impacts-in-Europe.pdf> (Zugriff am 15.08.2022).
- Greenblue, s.a.. Chemical Recycling. Making Fiber-to-Fiber Recycling a Reality for Polyester Textiles, <https://greenblueorg.s3.amazonaws.com/smm/wp-content/uploads/2018/05/Chemical-Recycling-Making-Fiber-to-Fiber-Recycling-a-Reality-for-Polyester-Textiles-1.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).
- Greenpeace, 2011. Dirty Laundry. Unravelling the corporate connections to toxic water pollution in China, <https://www.greenpeace.org/static/planet4-international-stateless/2011/07/3da806cc-dirty-laundry-report.pdf> (Zugriff am 12.08.2022).
- Greenpeace, 2013. Toxic Threads: Polluting Paradise. A story of big brands and water pollution in Indonesia, <https://www.greenpeace.org/static/planet4-international-stateless/2013/04/62ec9171-toxic-threads-04.pdf> (Zugriff am 12.08.2022).
- Greenpeace, 2018. Destination Zero: seven years of Detoxing the clothing industry, https://www.greenpeace.org/static/planet4-international-stateless/2018/07/destination_zero_report_july_2018.pdf (Zugriff am 12.08.2022).
- Gremmel, C., Frömel, T., Knepper, T.P., 2016. Systematic determination of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in outdoor jackets. *Chemosphere* 160 (2016), 173-180.
- Grepperud, S., Rasmussen, I., 2004. A general equilibrium assessment of rebound effects. *Energy Economics*. Volume 26, Issue 2, 261-282.
- GtfZ (Gemeinschaft für textile Zukunft), 2019. Hintergründe und Strategien zum Aufbau eines Systems für eine „Erweiterte Produzentenverantwortung für Textilien“. Diskussionspapier der GtfZ - Stand: 27.11.2019. <https://textile->

- zukunft.de/wp-content/uploads/2014/10/EPR-f%C3%BCr-Textilien-Diskussionspapier-der-GftZ-27.11.2019.pdf (Zugriff am 17.08.2022).
- Guo, Z., Eriksson, M., de la Motte, H., Adolfsson, E., 2021. Circular recycling of polyester textile waste using a sustainable catalyst. *Journal of Cleaner Production* 283 (2021), 1-8.
- Heffer, P., 2013. Assessment of Fertilizer Use by Crop at Global Level 2010-2010/11, https://www.fertilizer.org/images/Library_Downloads/AgCom.13.39%20-%20FUBC%20assessment%202010.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Henry, B., Laitala, K., Klepp, I.G., 2019. Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of the Total Environment* 652 (2019), 483-494.
- Hemkhaus, M., Hannak, J., Malodobry, P., Janßen, T., Griefahn, N.S., Linke, C., 2019. Circular Economy in the Textile Sector. Study for the German Federal Ministry for Economic Cooperation and Development (BMZ), Projektreport der Deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Bonn und Eschborn.
- Huijbregts, M.A., Steinmann, Z.J.N., Elshout, P.M.F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., van Zelm, R., 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. Report I: Characterization, RIVM Report 2016-0104, Bilthoven.
- Humana, s.a.. Deine Kleiderspende. Zu voll im Kleiderschrank?, <https://humana.at/sammlung/deine-kleiderspende/> (Zugriff am 15.08.2022).
- Human Rights Watch, 2019. „Paying for a Bus Ticket and Expecting to Fly”. How Apparel Brand Purchasing Practices Drive Labor Abuses, <https://www.hrw.org/report/2019/04/23/paying-bus-ticket-and-expecting-fly/how-apparel-brand-purchasing-practices-drive> (Zugriff am 12.08.2022).
- Humpston, G., Willis, P., Tyler, D., Han, S., 2014. Technologies for sorting end of life textiles. A technical and economic evaluation of the options applicable to clothing and household textiles. https://www.researchgate.net/publication/293487871_Technologies_for_sorting_end_of_life_textiles (Zugriff am 17.08.2022).
- Hvass, K.K., 2016. Weaving a Path from Waste to Value: Exploring Fashion Industry Business Models and the Circular Economy. Dissertation an Copenhagen Business School (CBS).
- Hwang, K.C., Sagadevan, A., 2014. One-pot room-temperature conversion of cyclohexane to adipic acid by ozone and UV light. *Science* Volume 346, Issue 6216, 1495-1497.
- IEA (International Energy Agency), 2022. Energy Statistics Data Browser. <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/energy-statistics-data-browser?country=FINLAND&fuel=Electricity%20and%20heat&indicator=ElecGenByFuel> (Zugriff am 07.09.2022).
- Ivanova, D., Vita, G., Steen-Olsen, K., Stadler, K., Melo, P.C., Wood, R., Hertwich, E.G., 2017. Mapping the carbon footprint of EU regions. *Environmental Research Letters*, 12 (2017), 1-13.
- ivl (Swedish Environmental Research Institute), 2019. Pressrelease. Green light for large-scale automated textile sorting facility in Malmö. <https://www.ivl.se/english/ivl/press/press-releases/2019-07-03-green-light-for-large-scale-automated-textile-sorting-facility-in-malmo.html> (Zugriff am 17.08.2022).

- Jahnel, C., Schaumann, G.E., Risch, B., 2014. Umweltbelastung durch Waschmittel – Ein Modellexperiment zur Gefährdung des Grundwassers. *Chemkon*, Volume 21, Issue 3, 135-137.
- Jeihanipur, A., Taherzadeh, M.J., 2009. Ethanol production from cotton-based waste textiles. *Bioresource Technology*, Volume 100, Issue 2, 1007-1010.
- Jeihanipour, A., Karimi, K., Niklasson, C., Taherzadeh, M.J., 2010. A novel process for ethanol or biogas production from cellulose in blended-fibers waste textiles. *Waste Management* 30 (2010), 2504-2509.
- Jensen, A.A., Leffers, H., 2008. Emerging endocrine disruptors: perfluoroalkylated substances. *International Journal of Andrology* 31, 161-169.
- Karigl, B., Bernhardt, A., Hauer, W., 2019. Verwertung von gesammelten Alttextilien. Ermittlung der Anteile von Altkleidern und Altschuhen zur Weiterverwendung, zum Recycling und zur Beseitigung von HUMANA People to People Österreich. Kurzfassung, https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/angebot/referenzen/humana_verwertung_von_gesammelten_alttextilien.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- KEMI (Swedish Chemicals Agency), 2012. Antibacterial substances leaking out with the washing water – analyses of silver, triclosan and triclocarban in textiles before and after washing, <https://www.kemi.se/download/18.6df1d3df171c243fb23960bc/1591097405371/pm-1-12-antibact-en.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).
- KEMI (Swedish Chemicals Agency), 2014. Chemicals in textiles – Risks to human health and the environment. Report from a government assignment (Report 6/14), Stockholm.
- Keßler, L., Matlin, S.A., Kümmerer, K., 2021. The contribution of material circularity to sustainability – Recycling and reuse of textiles. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry* 2021, 32, 1-10.
- Khan, R., Bhawana, P., Fulekar, M.H., 2013, Microbial decolorization and degradation of synthetic dyes: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 12, 75-97.
- Khan, S., Malik, A., 2018. Toxicity evaluation of textile effluents and role of native soil bacterium in biodegradation of a textile dye, *Environmental Science and Pollution Research* (2018) 25, 4446-4458.
- Khattap, T.A., Abdelrahman, M.S., Rehan, M., 2020. Textile dyeing industry: environmental impacts and remediation. *Environmental Science and Pollution Research* (2020) 27, 3803-3818.
- Kirstein, I.V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin-Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerds, G., 2016. Dangerous Hitchhikers? Evidence for potentially pathogenic *Vibrio* spp. on microplastic particles. *Marine Environmental Research* 120 (2016), 1-8.
- Klepp, I.G., Laitala, K., Wiedemann, S., 2020. Clothing Lifespans: What Should Be Measured and How. *Sustainability* 2020, 12, 1-21.
- Korolkow, J., 2015. Konsum, Bedarf und Wiederverwendung von Bekleidung und Textilien in Deutschland. Studie im Auftrag des bvse-Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V. https://www.bvse.de/images/pdf/Leitfaeden-Broschueren/150914_Textilstudie_2015.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Lacasse, K., Baumann, W., 2004. Textile Chemicals. *Environmental Data and Facts*. Heidelberg: Springer.

- Laitala, K., Klepp, I.G., Henry, B., 2018. Does Use Matter? Comparison of Environmental Impacts of Clothing Based on Fiber Type. *Sustainability* 2018, 10(7), 1-25.
- Land Salzburg, 2019. Endbericht. Restabfallanalyse Salzburg 2019, https://www.salzburg.gv.at/umweltnaturwasser_/Documents/Endbericht_Restabfallanalyse_Sbg_2019.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Land Steiermark, 2019. Restmüllanalysen im Land Steiermark 2018/19, https://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/dokumente/12737874_134974365/b3ad7d9f/Restm%C3%BCllanalysen%20Steiermark%202018_19%20Endbericht.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Levänen, J., Uusitalo, V., Härrä, A., Kareinen, E., Linnanen, L., 2021. Innovative recycling or extended use? Comparing the global warming potential of different ownership and end-of-life scenarios for textiles. *Environmental Research Letters* 16 (2021), 1-12.
- Lindström, K., Sjöblom, T., Persson, A., Kadi, N., 2020. Improving Mechanical Textile Recycling by Lubricant Pre-Treatment to Mitigate Length Loss of Fibers. *Sustainability* 2020, 12, 1-14.
- Liu, E.K., He, W.Q., Yan, C.R., 2014. "White revolution" to "white pollution" – agricultural plastic film mulch in China. *Environmental Research Letters*, Volume , Number 9, 1-3.
- Lusher, A., 2015. Microplastics in the Marine Environment: Distribution, Interactions and Effects. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Editors): *Marine Anthropogenic Litter*. Springer Cham Heidelberg New York Dordrecht London, 245-307.
- Magistratsabteilung 48, 2017. Strategische Umweltprüfung zum Wiener Abfallwirtschaftsplan (Wr. AWP) 2019-2024 und zum Wiener Abfallvermeidungsprogramm (Wr. AVP) 2019-2024. Anhang I. Ist Zustand der Wiener Abfallwirtschaft 2017 (Langfassung), <https://www.wien.gv.at/umwelt/ma48/service/pdf/awp-avp-19-24-anhang1.pdf> (Zugriff am 15.08.2022).
- Martens, H., Goldmann, D., 2016. *Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis*. 2. Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg.
- Micklin, P., 2010. The past, present and future Aral Sea, Lakes & Reservoirs. *Research and Management* 2010, 15, 193-213.
- Morley, N., McGill, I., Bartlett, C., 2009. Appendix I. Maximising Reuse and Recycling of UK Clothing and Textiles EV0421, Technical Report, <https://de.scribd.com/document/61597808/Maximising-the-Reuse-and-Recycling-of-Clothes-and-Textiles> (Zugriff am 16.08.2022).
- Navone, L., Moffitt, K., Hansen, K.-A., Blinco, J., Payne, A., Speight, R., 2020. Closing the textile loop: Enzymatic fibre separation and recycling of wool/polyester fabric blends. *Waste Management* 102 (2020), 149-160.
- Neitsch, M., Wagner, M., Schanda, I., 2019. *Repanet Tätigkeitsbericht 2018 mit Markterhebung 2018*, https://drive.google.com/drive/folders/1Hv_NOJrR_hyLfThgLyFu7K1f3UjWktBQ (Zugriff am 15.08.2022).
- Niederösterreichische Umweltverbände, 2019. *Analysen des Restmülls in Niederösterreich*, https://www.noel.gv.at/noel/Abfall/NOE_Restmuellanalyse_2018_2019.pdf (Zugriff am 15.08.2022).

- Niinimäki, K., Peters, G., Dahlbo, H., Perry, P., Rissanen, T., Gwilt, A., 2020. The environmental price of fast fashion. *Nature Reviews Earth & Environment* 1, 189-200.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S., 2016. Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin, *Environmental Science & Technology* 2016, 50, 10777-10779.
- Nørup, N., Pihl, K., Damgaard, A., Scheutz, C., 2019. Replacement rates for second-hand clothing and household textiles – A survey from Malawi, Mozambique and Angola. *Journal of Cleaner Production* 235 (2019), 1026-1036.
- Oberösterreichischer Landesabfallverband, 2019. Restabfallanalyse Oberösterreich 2018/2019, https://www.land-oberoesterreich.gv.at/Mediendateien/Formulare/Dokumente%20UWD%20A_bt_US/US_Restabfallanalyse_OOE_2018_2019.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- OECD/UNEP, 2013. Synthesis Paper on Per- and Polyfluorinated Chemicals (PFCS), https://www.oecd.org/env/ehs/risk-management/PFC_FINAL-Web.pdf (Zugriff am 16.08.2022).
- Öpula, s.a. a. Sammelcontainer, <http://oepula.at/index.php/kleidersammlung/sammelcontainer> (Zugriff am 15.08.2022)
- Öpula, s.a. b. „Ihre Kleiderspende ist kein Müll, solange sie im richtigen Container landet.“, <http://oepula.at/index.php> (Zugriff am 15.08.2022).
- Palm, D., Elander, M., Watson, D., Kiørboe, N., Salmenperä, H., Dahlbo, H., Moliis, K., Lyng, K.-A., Valente, C., Gíslason, S., Tekie, H., Rydberg, T., 2014. Towards a Nordic textile strategy. Collection, sorting, reuse and recycling of textiles, <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:720964/FULLTEXT01.pdf> (Zugriff am 15.08.2022).
- Palme, A., Idström, A., Nordstierna, L., Brelid, H., 2014. Chemical and ultrastructural changes in cotton cellulose induced by laundering and textile use. *Cellulose* (2014) 21, 4681-4691.
- Palme, A., Peterson, A., de la Motte, H., Theliander, H., Brelid, H., 2017. Development of an efficient route for combined recycling of PET and cotton from mixed fabrics. *Textiles and Clothing Sustainability* (2017) 3:4, 1-9.
- Peng, J., Wang, J., Cai, L., 2017. Current Understanding of Microplastics in the Environment: Occurrence, Fate, Risks, and What We Should Do. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Volume 13, Number 3, 476-482.
- Pensupa, N., 2019. Recycling of end-of-life clothes. *Woodhead Publishing Series in Textiles 2020*, 251-309.
- Peters, G.M., Sandin, G., Spak, B., 2019a. Environmental Prospects for Mixed Textile Recycling in Sweden. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 2019, 7, 11682-11690.
- Peters, G., Spak, B., Sandin, G., 2019b. LCA on recycling of blended fiber fabrics. *Mistra Future Fashion Report Nr. 2019:14*, Göteborg.
- Peterson, A., 2015. Towards Recycling of Textile Fibers. Separation and Characterization of Textile Fibers and Blends. Dissertation an der Chalmers University of Technology.
- Piontek, F.M., Rapaport, M., Müller, M., 2019. One year of Clothing Consumption of a German Female Consumer. *Procedia CIRP* 80 (2019), 417-421.

- Quartinello, F., Vecchiato, S., Weinberger, S., Kremenser, K., Skopek, L., Pellis, A., Guebitz, G.M., 2018. Highly Selective Enzymatic Recovery of Building Blocks from Wool-Cotton-Polyester Textile Waste Blends. *Polymers* 2018, 10,1107, 1-12.
- Rex, D., Okcabol, S., Roos, S., 2019. Possible sustainable fibers on the market and their technical properties. The fiber bible part 1, *Mistra Future Fashion Report* Nr. 2019:02 part 1.
- Ribul, M., Lanot, A., Tommencioni Pisapia, C., Purnell, P., McQueen-Mason, S.J., Baurley, S., 2021. Mechanical, chemical, biological: Moving towards closed-loop bio-based recycling in a circular economy of sustainable textiles. *Journal of Cleaner Production* 326 (2021), 1-13.
- Roos, S., 2015. Towards Sustainable Use of Chemicals in the Textile Industry: How life cycle assessment can contribute. Thesis for the Degree of Licentiate of Engineering an der Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Roos, S., Peters, G.M., 2015. Three methods for strategic product toxicity assessment – the case of the cotton T-shirt. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2015) 20, 903-912.
- Roos, S., Sandin, G., Zamani, B., Peters, G., 2015. Environmental assessment of Swedish fashion consumption. Five garments – sustainable futures, <https://refashion.fr/eco-design/sites/default/files/fichiers/Environmental%20assessment%20of%20Swedish%20fashion%20consumption.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).
- Roos, S., Holmquist, H., Jönsson, C., Arvidsson, R., 2018. USEtox characterisation factors for textile chemicals based on a transparent data source selection strategy. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2018) 23, 890-903.
- Roos, S., Jönsson, C., Posner, S., Arvidsson, R., Svanström, M., 2019a. An inventory for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment. *The international Journal of Life Cycle Assessment* (2019) 24, 838-847.
- Roos, S., Sandin, G., Peters, G., Spak, B., Schwarz Bour, L., Perzon, E., Jönsson, C., 2019b. white paper on textile recycling. *Mistra Future Fashion Report* Nr. 2019:09, Mölndal.
- Quantis, 2018. Measuring Fashion. Environmental Impact of the Global Apparel and Footwear Industries Study. Full report and methodological considerations, https://quantis.com/wp-content/uploads/2018/03/measuringfashion_globalimpactstudy_full-report_quantis_cwf_2018a.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Salhofer, S., 2022. Stellvertretender Leiter des Instituts für Abfall- und Kreislaufwirtschaft (ABF-BOKU), persönliche Mitteilung vom 11.07.2022, Wien.
- Sandin, G., Peters, G.M., 2018. Environmental impact of textile reuse and recycling – A review. *Journal of Cleaner Production* 184 (2018), 353-365.
- Sandin, G., Roos, S., Spak, B., Zamani, B., Peters, G., 2019a. Environmental assessment of Swedish clothing consumption – six garments. sustainable futures, *Mistra Future Report* Nr. 2019:05. Göteborg.
- Sandin, G., Roos, S., Johansson, M., 2019b. environmental impact of textile fibers – what we know and what we don't know. The fiber bible part 2. *Mistra Future Fashion Report* Nr. 2019:03 part 2, Göteborg.
- Šajn, N., 2019. Briefing. Environmental impact of the textile and clothing industry. What consumers need to know, [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) (Zugriff am 15.08.2022).

- Scheringer, M., Trier, X., Cousins, I.T., de Voogt, P., Fletcher, T., Wang, Z., Webster, T.F., 2014. Helsingør Statement on poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs), *Chemosphere* 114 (2014), 337-339.
- Schönberger, H., Schäfer, T., 2003. Beste verfügbare Techniken in der Anlagen der Textilindustrie, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 200 94 329, Berlin.
- Schmidt, A., Watson, D., Roos, S., Askham, C., Brunn Poulsen, P., 2016. Gaining benefits from discarded textiles. LCA of different treatment pathways, <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:957517/FULLTEXT02.pdf> (Zugriff am 15.08.2022).
- Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions, s.a. a. POPs Chemicals. Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS), its salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride (PFOSF), <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx> (Zugriff am 16.08.2022)
- Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions, s.a. b. POPs Chemicals. Perfluorooctanoic acid (PFOA) its salts and PFOA-related compounds, <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx> (Zugriff am 16.08.2022).
- Secretariat of the Basel, Rotterdam and Stockholm Conventions, s.a. c. Candidate POPs. Perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds, <http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx> (Zugriff am 16.08.2022).
- Small, I., van der Meer, J., Upshur, R.E.G., 2001. Acting on a Environmental Health Disaster: The Case of the Aral Sea. *Environmental Health Perspectives* Volume 109, Number 6, 547-549.
- SSC (Secretariat of the Stockholm Convention), 2020. Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs). Text and Annexes. Revised in 2019, <http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx> (Zugriff am 16.08.2022).
- Statistik Austria, 2020. Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 2018, https://www.statistik.at/fileadmin/publications/Konjunkturstatistik_im_Produzierenden_Bereich_2018.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Statistik Austria, 2022. Bevölkerung zu Jahres-/ Quartalsanfang, <https://www.statistik.at/statistiken/bevoelkerung-und-soziales/bevoelkerung/bevoelkerungsstand/bevoelkerung-zu-jahres-/quartalsanfang> (Zugriff am 15.08.2022).
- Statusbericht, 2020. Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich. Statusbericht 2020 (Referenzjahr 2018), Bundesministerium Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie, Radetzkystraße 2, 1030 Wien.
- Stevenson, A, Gmitrowicz, E., 2013. Study into consumer second-hand shopping behaviour to identify the re-use displacement effect. Final Summary Report. <https://www.zerowastescotland.org.uk/sites/default/files/Study%20into%20consumer%20second-hand%20shopping%20behaviour%20to%20identify%20the%20re-use%20displacement%20affect.pdf> (Zugriff am 16.08.2022).

- Stone, C., Windsor, F.M., Munday, M., Durance, I., 2020. Natural or synthetic – how global trends in textile usage threaten freshwater environments. *Science of the Total Environment* 718 (2020) 134689, 1-10.
- SYSAV, 2021. Siptex – textilsortering. <https://www.sysav.se/om-oss/forskning-och-projekt/siptex/> (Zugriff am 08.07.2022).
- Textile Exchange, 2020. Preferred Fiber & Materials. Market Report 2020, https://textileexchange.org/wp-content/uploads/2021/04/Textile-Exchange_PREFERRED-Fiber-Material-Market-Report_2020.pdf (Zugriff am 12.08.2022).
- Tragler, C., 2019. Factsheet. Altkleidersammlung in Österreich, https://www.cleanclothes.at/media/filer_public/57/9d/579d06d0-20c7-4f2f-a89a-d2fd8284b05f/factsheet_a_alkleidersammlung_2019-10.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- Umweltbundesamt, 2018. Ökobilanz, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/oekobilanz> (Zugriff am 15.08.2022).
- Umweltverband Vorarlberg, 2018. Analyse von kommunalem Restabfall sowie von getrennt gesammelten biogenen Abfällen in Vorarlberg 2018. Exemplar „Mäder“, Online nicht mehr verfügbar (Stand 22.08.2022).
- United Nations, 2022. UN Comtrade (Commodity Trade Statistics) Database, <https://comtrade.un.org/data/> (Zugriff am 15.08.2022).
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2011. The Chemicals in Products Project: Case Study of the Textiles Sector, http://health.gov.vc/health/images/PDF/cip_textile_case_study_report_21_feb_2011.pdf (Zugriff am 15.08.2022).
- UNEP (United Nations Environment Programme), 2020: Sustainability and Circularity in The Textile Value Chain. Global Stocktaking, <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/34184> (Zugriff am 12.08.2022).
- Van der Velden, N., Patel, M.K., Vogtländer, J.G., 2014. LCA benchmarking study on textiles made of cotton, polyester, nylon, acryl, or elastane. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19, 331-356.
- Velusamy, S., Roy, A., Sundaram, S., Kumar Mallick, T., 2021. A Review on Heavy Metal Ions and Containing Dyes Removal Through Graphene Oxide-Based Adsorption Strategies for Textile Wastewater Treatment. *The Chemical Record*, Volume 21, Issue 7, 1570-1610.
- Verordnung (EG) Nr. 1272/2008. Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (Text von Bedeutung für den EWR).
- Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission.

- Verordnung (EU) 2019/1021. Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe (Neufassung).
- Wagner, D., 2017. Untersuchung der Flüsse und Lager von Textilien in Österreich. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur.
- Ward, G.D., Hewitt, A.D., Russell, S.J., 2013. Fibre composition of donated post-consumer clothing in the UK, Proceedings of the Institution of Civil Engineers – Waste and Resource Management, Volume 166, Issue 1, 29-37.
- Watson, D., Palm, D., Syversen, F., Skogesal, O., Pedersen, J., 2016. Fate and Impact of Used Textiles Exports. Phase One Report, Nordic Working Papers 2016:905, 1-59
- Watson, D., Aare, A.K., Trzepacz, S., Dahl Petersen, C., 2018. Final Report. ECAP. Used Textile Collection in European Cities, http://www.ecap.eu.com/wp-content/uploads/2018/07/ECAP-Textile-collection-in-European-cities_full-report_with-summary.pdf (Zugriff am 15.08.2022). Sustainability 2019, 11(14), 1-16.
- Watson, K.J., Wiedemann, S.G., 2019. Review of Methodological Choices in LCA-Based Textile and Apparel Rating Tools: Key Issues and Recommendations Relating to Assessment of Fabrics Made from Natural Fibre Types. Sustainability 2019m 11, 1-16.
- Weigmann, H.-D.H., s.a.. cotton. Fibre and plant. <https://www.britannica.com/biography/David-Dickson> (Zugriff am 17.08.2022).
- WHO (World Health Organization), 2002. Global Assessment of the State-of-the-Science of Endocrine Disruptors, https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/67357/WHO_PCS_EDC_02.2.pdf?sequence=1&isAllowed=y (Zugriff am 16.08.2022).
- WHO (World Health Organization) und IARC (International Agency for Research on Cancer), 2010. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 99, Some Aromatic Amines, Organic Dyes, and Related Exposures. <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono99.pdf> (Zugriff am 17.08.2022).
- Wiegmann, K., 2002. Anbau und Verarbeitung von Baumwolle. Dokumentation der GEMIS-Daten. https://iinas.org/app/uploads/2022/03/2002_cotton.pdf (Zugriff am 17.08.2022).
- Woolridge, A.C., Ward, G.D., Phillips, P.S., Collins, M., Gandy, S., 2006. Life cycle assessment for reuse/recycling of donated waste textiles compared to use of virgin material: An UK energy saving perspective. Resources, Conservation and Recycling 46 (2006), 94-103.
- Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. Environmental Pollution 178 (2013), 483-492.
- Zamani, B., Svanström, M., Peters, G., Rydberg, T., 2015. A Carbon Footprint of Textile Recycling. A Case Study in Sweden. Journal of Industrial Ecology, Volume 19, Number 4, 676-687.

10. Anhang

10.1 Anhang 1: Inlandsproduktion von „Textilien“ und Teppichen 2018

Tabelle zu Abschnitt 3.3.1. Inlandsproduktion von „Textilien“ (siehe operationale Definition in 3.3.) und Teppichen im Jahr 2018. Grau hinterlegt: Es gilt die Annahme eines durchschnittlichen Stückgewichts von 0,32 kg. Rot hinterlegt: Unterliegt der Geheimhaltung; die Masse kann folglich nicht bestimmt werden. Grün hinterlegte 1: Masse ist in der Konjunkturstatistik im Produzierenden Bereich 2018 angegeben. Die Tabelle umfasst Güter aus den Bereichen Textilien (Codes 13.XX.XX.XX), Bekleidung (Codes 14.XX.XX.XX) sowie Leder und Lederwaren (Codes 15.XX.XX.XX), darunter Schuhe (Codes 15.20.XX.XX).

ÖPRODCOM-Code	Stückgewicht	Stück oder Paar (Abgesetzte Produktion)	Masse (in kg)
13.92.11.30.	0,32	70.517	22.565
13.92.11.90.	0,32	G	0
13.92.12.53.	1		752.072
13.92.14.50	1	0	0
13.92.15.50	1		7.027
13.92.29.99	1		640.795
14.11.10.00.	0,32	6.558	2099
14.12.11.20.	0,1844	19.454	3.587
14.12.11.30.	0,2096	163.054	34.176
14.12.12.40.	0,2183	825.913	180.297
14.12.12.50.	0,2183	282.326	61.632
14.12.30.13.	0,32	288.275	92.248
14.12.30.23.	0,32	171.345	54.830
14.13.12.30.	0,2625	73.256	19.230
14.13.12.70		G	0
14.13.13.10.	0,4783	18.298	8.752
14.13.13.20.	0,4783	17.275	8.263
14.13.14.30.	0,2935	81.917	24.043
14.13.14.70.	0,2307	234.096	54.006
14.13.14.80.	0,1965	37.414	7.352
14.13.14.90.	0,2234	64.703	14.455
14.13.21.15.	0,67	4.260	2.854
14.13.21.30.	0,7081	153.122	108.426
14.13.22.00.	0,7836	24.139	18.915
14.13.23.00.	0,5844	34.978	20.441
14.13.24.44.	0,2088	6.813	1.423
14.13.24.45.	0,2097	168.359	35.305
14.13.24.48.	0,4677	9.399	4.396
14.13.24.49.	0,3468	1.959	679
14.13.24.60.	0,32	51.809	16.579

14.13.31.15.	0,32	27.008	8.643
14.13.31.30.	0,5742	141.788	81.415
14.13.32.00.	0,519	31.655	16.429
14.13.33.30.	0,3455	140.148	48.421
14.13.34.70.	0,1653	122.367	20.227
14.13.34.80.	0,1668	18.948	3.161
14.13.35.48.	0,2793	20.587	5.750
14.13.35.49.	0,2101	70.081	14.724
14.13.35.69.	0,2687	6.600	1.773
14.14.11.00	0,32	42.766	13.685
14.14.12.20.	0,0645	0	0
14.14.12.30.	0,1138	0	0
14.14.13.10.	0,1817	203.251	36.931
14.14.21.00.	0,2944	380.279	111.954
14.14.23.00.	0,2495	200.966	50.141
14.14.30.00.	0,1754	307.343	53.908
14.19.11.00		G	G
14.19.12.90.	1		45444
14.19.13.00.	0,32	746.517	238.885
14.19.22.20	0,2309	11.048	2.551
14.19.23.33	0,0694	29.893	2.075
14.19.23.38.	0,32	6.639	2.124
14.19.23.53.	0,32	0	0
14.19.23.58.	0,32	25.604	8.193
14.19.31.80.	0,32	407.275	130.328
14.19.42.70.	0,32	159.276	50.968
14.39.10.31.	0,2332	24.567	5.729
14.39.10.32.	0,2053	30.844	6.332
14.39.10.61.	0,3246	74.982	24.339
14.39.10.62.	0,3246	15.959	5.180
14.39.10.71.	0,2889	13.660	3.946
14.39.10.72.	0,2889	100.581	29.058
14.39.10.90.	0,1513	512.849	77.594
15.12.12.50		0	0
15.20.13.51.	0,5106	111.172	56.764
15.20.13.52.	0,5106	2.778.861	1.418.886
15.20.13.62.	0,3079	0	0
15.20.13.80.	0,3079	2.374.203	731.017
SUMME: "Textilien"			5.503.023
13.93.12.00	1,404	408.427	573.432
13.93.13.00	2,603	12.421.868	32.334.122
SUMME: Teppiche			32.907.554

10.2 Anhang 2: Außenhandel von „Textilien“, Altwaren und Lumpen 2018

Tabelle zu Abschnitt 3.3.2. Außenhandel (Import und Export) von Textilien (siehe operationale Definition in 3.3) sowie Altwaren und Lumpen (KN-Codes: 6309 und 6310) Österreichs im Jahr 2018. Rot hinterlegt: Fließen nicht in die Berechnungen ein. Gelb hinterlegt: Hinzugefügt (im Vergleich zu Wagner 2017). Schuhe tragen die KN-Codes: 6401, 6402, 6403, 6404 und 6405.

KN-Code	Import 2018 (in kg)	Export 2018 (in kg)	Differenz
392620	2.471.801	614.776	1.857.025
4015	11.138.884	7.628.254	3.510.630
4202	23.738.786	6.680.862	17.057.924
4203	2.406.360	561.832	1.844.528
4304	17.575	3.621	13.954
4303	145.410	45.075	100.335
6101	1.490.034	752.738	737.296
6102	3.585.851	1.427.504	2.158.347
6103	1.746.411	780.776	965.635
6104	18.095.629	8.916.610	9.179.019
6105	3.205.573	1.463.562	1.742.011
6106	1.684.709	1.231.636	453.073
6107	3.534.470	2.160.775	1.373.695
6108	5.749.213	3.148.783	2.600.430
6109	25.336.367	10.851.818	14.484.549
6110	18.184.692	6.049.854	12.134.838
6111	3.716.452	2.111.214	1.605.238
6112	1.413.192	498.514	914.678
6113 00	573.612	213.535	360.077
6114	3.254.679	1.059.022	2.195.657
6115	8.343.182	2.956.998	5.386.184
6116	2.492.609	790.331	1.702.278
6117	895.670	251.688	643.982
6201	3.837.613	1.314.992	2.522.621
6202	7.240.660	2.458.789	4.781.871
6203	21.156.017	7.985.972	13.170.045
6204	16.009.915	4.469.782	11.540.133
6205	3.415.488	1.006.867	2.408.621
6206	3.607.592	1.035.117	2.572.475
6207	473.887	65.540	408.347
6208	901.198	490.386	410.812
6209	711.494	392.680	318.814
6210	4.114.636	1.268.173	2.846.463
6211	2.711.146	744.866	1.966.280

6212	3.919.310	2.423.541	1.495.769
6213	14.412	1.703	12.709
6214	714.023	127.081	586.942
6215	82.264	14.367	67.897
6216 00 00	394.417	139.869	254.548
6217	349.894	216.317	133.577
6301	3.678.913	1.324.385	2.354.528
6302	29.037.320	12.568.726	16.468.594
6303	3.133.013	914.630	2.218.383
6304	2.535.095	867.693	1.667.402
6307 10	3.699.888	1.504.226	2.195.662
6401	1.519.908	419.903	1.100.005
6402	18.687.568	8.839.959	9.847.609
6403	18.297.183	8.933.274	9.363.909
6404	12.787.550	3.387.065	9.400.485
6405	987.992	354.728	633.264
6504 00 00	77.016	10.076	66.940
6505 00	1.625.203	367.698	1.257.505
650 691	42.292	5.984	36.308
650 699	144.411	22.339	122.072
9404 30 00	685.043	456.164	228.879
SUMME: "Textilien"	274.935.852	110.023.554	164.912.298
6309	2.575.797	41.006.140	
6310	2.197.224	5.666.129	
631010	1.707.420	585.297	
631090	489.804	5.080.832	
SUMME: Altwaren und Lumpen (6309; 6310)	4.773.021	46.672.269	41.899.248

10.3 Anhang 3: Lebenszyklus von Textilien – Faserherstellung bis Nutzung

10.3.1 Faserherstellung

Der Lebenszyklus eines Textils beginnt entweder mit der Ernte respektive Schur von Naturfasern oder mit der Herstellung synthetischer Polymere und Fasern (Schönberger und Schäfer 2003).

10.3.1.1 *Baumwolle*

Baumwolle ist die mit Abstand wichtigste pflanzliche Naturfaser (Bernhardt et al. 2022). Es handelt sich bei Baumwollfasern um die Samenhaare von vier Pflanzenarten der Gattung *Gossypium*, welche an den Samen anhaften und eine Länge von bis zu 6 cm erreichen können (Cotton Inc. 2017; Weigmann s.a.). Baumwollfasern enthalten hauptsächlich Cellulose (80-90 Gewichtsprozent), aber auch 6-8 Gewichtsprozent organische Begleitsubstanzen wie Pektine, Wachse und Proteine (Schönberger und Schäfer 2003). Sie wird weltweit in mehr als 100 Ländern (Althaus et al. 2007) auf einer Gesamtfläche von 30 bis 35 Mio. ha angebaut (Cotton Inc. 2017). Hauptproduzent für Baumwolle ist China mit einer Gesamtanbaufläche von 5,1 Mio. ha (Cotton Inc. 2017). Der Anbau von Baumwolle erfolgt auf Baumwollplantagen, häufig unter Einsatz von Bewässerung, Pestiziden und Düngern, wobei sich die Anbaumethoden regional stark unterscheiden können (Sandin et al. 2019a). Darüber hinaus ist es in einigen Regionen Praxis, Kunststofffolien als Mulch einzusetzen, um Baumwollsetzlinge vor großen Temperaturschwankungen zu schützen (Cotton Inc. 2019). In China z.B. beträgt der Anteil der auf diese Weise abgedeckten Baumwollfelder ca. 70 % (CRI 2013 zitiert in Dai und Dong 2014).

Auf die Ernte folgt das sogenannte Ginning (Baumwollentkörnung), bei dem die Samen maschinell vom Samenhaar entfernt werden (Sandin et al. 2019a; Wiegmann 2002). Im Anschluss werden die Fasern in Ballen verpackt (Sandin et al. 2019a).

10.3.1.2 *Wolle*

Bei Wolle handelt es sich um eine tierische Faser (Haare), die z.B. von Schafen, Angora- oder Cashmere-Ziegen, Alpakas, Kamelen und Yaks gewonnen werden kann. Schafwolle macht mit einer Jahresproduktion von ca. 1 Mio. t den größten Anteil an tierischen Fasern aus (Textile Exchange 2020). Wolle wird im Rahmen dieser Masterarbeit synonym für Schafwolle verwendet. Die Produktion von Wolle erfolgt unter Einsatz landwirtschaftlicher Ausrüstung, Agrochemikalien sowie Futter und Wasser für die Tiere (Beton et al. 2014; Barber und Pellow 2006).

Die Rohwolle durchläuft nach der Schur im Rahmen der Faservorbereitung zunächst einen mechanischen Schritt, der dazu dient, Staub und Dreck zu entfernen und die Wolle auf die Rohwollwäsche vorzubereiten (Europäische Kommission 2003). Zu den natürlichen Begleitstoffen der Wolle gehören Wollwachs und -schweiß sowie pflanzliche und mineralische Bestandteile. Darüber hinaus kann die Wolle durch chemische Substanzen verunreinigt sein, die eingesetzt werden, um die Tiere vor Ektoparasiten wie Zecken oder Milben zu schützen (Schönberger und Schäfer 2003). Der reine Faseranteil von Wolle liegt in der Regel zwischen 60 und 80 % (Europäische Kommission 2003). Sowohl die natürlichen Verunreinigungen als auch die eingesetzten Biozide werden bei der Rohwollwäsche entfernt (Schönberger und Schäfer 2003). Für die Rohwollwäsche kommen Wasser, Tenside wie z.B. Nonylphenoethoxylate und Laugen zum Einsatz. Die Effizienz der Rohwollwäsche

wird meist erhöht, indem Temperaturen zwischen 55-70 °C verwendet werden (Europäische Kommission 2003; Stone et al. 2020).

10.3.1.3 *Regenerierte Cellulosefaser*

Viskose ist die wichtigste semi-synthetische Cellulosefaser bzw. Regeneratfaser auf dem Markt mit einem Marktanteil von 79 % (Textile Exchange 2020; UNEP 2020; Bernhardt et al. 2022). Andere regenerierte Cellulosefasern sind beispielsweise Acetat, Lyocell und Modal, jeweils mit weit geringerem Marktanteil als Viskose (Textile Exchange 2020). Als Rohstoff wird Cellulose z.B. aus Holz von Bäumen wie Eukalyptus, Buche und Kiefer oder anderen Pflanzen wie z.B. Bambus genutzt (Changing Markets 2017).

Beim sogenannten und hier nicht detailliert ausgeführten Viskose-Prozess werden Chemikalien wie Natriumhydroxid (NaOH) und Kohlenstoffdisulfid (CS₂) eingesetzt, um aus Cellulose eine zähflüssige Lösung zu gewinnen, welche durch Spinndüsen in ein stark saures Spinnbad gepresst wird (Europäische Kommission 2007). Im Spinnbad, welches Schwefelsäure, Natrium- und Zinksulfat enthält (Europäische Kommission 2003), fällt die Cellulose aus; H₂S und CS₂ werden als Abgas freigesetzt (Europäische Kommission 2007). Im Anschluss an weitere Aufbereitungsschritte können Filamentgarn, bestehend aus Endlofasern, oder Spinn-/Stapelfasern zur Herstellung von Spinnfasergarnen durch Schneiden gewonnen werden (Europäische Kommission 2007; Schönberger und Schäfer 2003).

10.3.1.4 *Synthetikfasern Polyester und Polyamid*

Von den kommerziell verfügbaren Polyesterpolymeren wird im Wesentlichen Polyethylterephthalat (PET) in der Textilindustrie genutzt (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003). Textile PET- bzw. Polyesterfasern werden gewöhnlich durch Polykondensierung von Terephthalsäure und Ethylenglykol hergestellt, welche vorwiegend aus Erdöl gewonnen werden (Europäische Kommission 2007; Bernhardt et al. 2022; Sandin et al. 2019a). Bei der Herstellung von Polyethylterephthalat wird häufig ein Antimon-haltiger Katalysator (Antimontrioxid) eingesetzt (Schönberger und Schäfer 2003; Stone et al. 2020).

Die bekanntesten Polyamide, welche besser unter dem Handelsnamen Nylon bekannt sind, sind Polyamid 6 und Polyamid 66 (Bernhardt et al. 2022). Gemeinsam machen sie einen Anteil von über 90 % der weltweit hergestellten Polyamide aus (Europäische Kommission 2007). Polyamid 6 wird durch Polyaddition von Caprolactam hergestellt, Polyamid 66 durch Polykondensation von sogenanntem Nylonsalz, für dessen Herstellung unter anderem Adipinsäure eingesetzt wird (Europäische Kommission 2007).

Beim Primärspinnen werden aus den Rohmaterialien (Polymergranulate) synthetische Filamente erzeugt. Es existieren das Schmelzspinn-, Trockenspinn- und Nassspinnverfahren. Die Herstellung der semi-synthetischen Viskose erfolgt im Nassspinnverfahren. Synthetische Filamente aus thermoplastischen Polymeren wie Polyamid und Polyester werden im Schmelzspinnverfahren hergestellt, bei dem die Polymere zuerst geschmolzen und dann durch Spinndüsen gepresst und aufgewickelt werden (Schönberger und Schäfer 2003). Die kontinuierlichen Filamente können dann entweder direkt genutzt oder zu Stapel-/Spinnfasern geschnitten werden (Europäische Kommission 2003).

Auf die synthetischen Fasern werden direkt im Anschluss an das Primärspinnen Präparationsmittel aufgetragen, wodurch die Fasern die notwendigen Gleiteigenschaften für die nachfolgenden Verarbeitungsschritte erhalten (Europäische Kommission 2003).

Es folgen diverse Schritte, die dazu dienen, den Fasern die gewünschten Eigenschaften zu verleihen. Zum Beispiel können die synthetischen Fasern texturiert werden, um ihnen einen textileren Charakter, ein verbessertes Wärmerückhaltevermögen und eine erhöhte Elastizität zu verleihen. Dieser Schritt erfolgt durch thermische oder mechanische Belastung (Schönberger und Schäfer 2003).

10.3.2 Garnherstellung

Der nächste Schritt im Lebenszyklus eines Textils ist meist die Herstellung eines Garns aus den Natur- und Synthetikfasern (Schönberger und Schäfer 2003). Fast alle Bekleidungstextilien werden aus Spinn-/Stapelfasergarnen hergestellt, wenige hingegen aus Filamentgarn (Europäische Kommission 2003). Spinn-/Stapelfasergarne werden im Rahmen der Sekundärspinnerei aus den natürlichen oder synthetischen Spinn-/Stapelfasern produziert (Europäische Kommission 2003). Für die Produktion von Filamentgarn werden ungeschnittene Synthetikfasern verstreckt und miteinander vermischt (Europäische Kommission 2007).

Für die Garnherstellung werden die Faserballen geöffnet, die Fasern gemischt, gereinigt, parallelisiert und schließlich zu Garn verstreckt und verdreht. Werden zwei oder mehr Garne ineinander verdreht spricht man vom Zwirnen (Schönberger und Schäfer 2003).

Neben den Präparationsmitteln für die Primärspinnerei von synthetischen Fasern kommen auch bei der Sekundärspinnerei für gewöhnlich Präparationsmittel zum Einsatz. Die Präparationsmittel für die Faser- und Garnherstellung bestehen neben Gleitmitteln (z.B. Mineralöle) aus weiteren Komponenten wie Emulgatoren (z.B. Tenside), Netzmitteln, Anti-Elektrostatika und diversen Additiven (z.B. Biozide) (Europäische Kommission 2003).

10.3.3 Herstellung von Flächengebilden

Die Herstellung von Flächengebilden kann mit Hilfe verschiedener Techniken erfolgen. Hier soll lediglich auf die Methoden Weben, Stricken bzw. Wirken und die Herstellung von Vliesstoffen eingegangen werden (Schönberger und Schäfer 2003).

Vliese sind Flächengebilde, welche direkt aus Fasern hergestellt werden, sodass die Garnerzeugung umgangen werden kann. Sie werden z.B. Beispiel für Windeln und technische Textilien wie Geotextilien genutzt (Schönberger und Schäfer 2003).

Das Weben von Webware erfolgt mit Webmaschinen, indem das Schussgarn quer in die längs ausgerichteten Kettgarne eingetragen wird. Die meisten (Kett-)Garne müssen vor dem Weben geschlichtet werden. Schlichten bzw. Schlichtemittel werden verwendet, um das Kettgarn, welches beim Weben einer sehr hohen mechanischen Beanspruchung ausgesetzt ist, vor Schädigung und Bruch zu schützen. Bei den Schlichtemitteln werden synthetische und native Schlichten unterschieden. Erstere umfassen beispielsweise Polyvinylalkohole und Polyacrylate, Letztere basieren auf nativen Polysacchariden wie Stärke und deren Derivaten. Webwaren kommen in allen textilen Bereichen – Bekleidung, Heimtextilien, technische Textilien – zum Einsatz (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim Stricken/Wirken werden durch Maschenbildung aus Garnen Textilien hergestellt (Schönberger und Schäfer 2003). Um das Garn vor mechanischer Beanspruchung zu schützen und den Strickvorgang zu beschleunigen, wird Wachs auf das Garn appliziert (Europäische Kommission 2003). Zudem werden die Nadeln der Strickmaschinen mit sogenannten Strickmaschinenölen geschmiert, die beim Strickvorgang durch Verluste teilweise auf die Strickware gelangen (Schönberger und Schäfer 2003). Eingesetzt werden Mineralöle sowie synthetische Öle (Europäische Kommission 2003). Ebenso

wie Webwaren finden Gestricke ihren Einsatz in Bekleidung, Heimtextilien und technischen Textilien (Schönberger und Schäfer 2003).

10.3.4 Textilveredelung

Die Veredelung beinhaltet alle Prozesse, welche darauf abzielen, die Eigenschaften der Textilien sowohl im Hinblick auf das Erscheinungsbild als auch die Funktionalität zu verbessern. Veredelungsprozesse können prinzipiell für Fasern, Garn, Flächengebilde und konfektionierte Ware erfolgen, es überwiegt jedoch die Veredelung von Flächengebilden (Schönberger und Schäfer 2003).

In den folgenden Abschnitten werden einige typische Verarbeitungsschritte in der Veredelung von Textilien kurz erläutert, die den fünf Kategorien Vorbehandlung, Färben, Drucken, Beschichten und Laminieren bzw. Kaschieren sowie Ausrüsten zugeordnet werden können. Die Anforderungen an das jeweilige Textil, der Materialtyp und die Art des Flächengebildes bestimmen dabei, welche Prozesse im Einzelfall durchgeführt werden (Schönberger und Schäfer 2003; Sandin et al. 2019a).

10.3.4.1 Vorbehandlung

Die Vorbehandlung ist von großer Bedeutung für die nachfolgenden Veredelungsschritte, denn hier werden Verunreinigungen von der Rohware entfernt, die ansonsten beim Färben, dem Druck oder in der Ausrüstung Qualitätsprobleme verursachen könnten. Verunreinigungen umfassen einerseits natürliche Begleitstoffe oder faserinhärenten Nebenprodukte von Baumwolle (z.B. Wachse und Proteine), Wolle (Pflanzenreste) und Synthetikfasern (Restmonomere und -Lösemittel) sowie andererseits die aufgebrauchten Hilfsmittel wie Präparationsmittel und Schlichten (Schönberger und Schäfer 2003). Darüber hinaus soll die Vorbehandlung u.a.:

- die Affinität der Fasern für Farbstoffe und Ausrüstungen erhöhen,
- für eine gleichmäßige Absorption der Farbstoffe sorgen,
- Spannungen im Textil verringern,
- den Weißgrad der Ware erhöhen (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003).

Die Vorbehandlung erfolgt unmittelbar vor dem Färben (Europäische Kommission 2003). Der genutzte Fasertyp, nachfolgende Veredelungsschritte und die eingesetzten Maschinen bestimmen, welche Verfahrensschritte in welcher Reihenfolge angewandt werden (Schönberger und Schäfer 2003). Die Vorbehandlung von Naturfasern ist aufgrund der größeren Zahl an Substanzen, welche die nachfolgenden Veredelungsschritte stören können, technisch schwieriger (Europäische Kommission 2003).

Grundsätzlich existieren in der Vorbehandlung mechanische, thermische und wässrige Prozesse, von denen einige typisch für bestimmte Fasern wie Baumwolle, Wolle und Synthetikfasern sind (Schönberger und Schäfer 2003).

Typische Prozesse in der Vorbehandlung von Baumwolle sind:

- Sengen,
- Entschlichten,
- Alkalisches Abkochen,
- Mercerisieren.

Durch das Sengen soll eine glatte und faserfreie Oberfläche erzeugt werden. Zu diesem Zweck wird das Textil an glühenden Metall-/Keramikkörpern oder einer Flamme vorbeigeführt und anschließend in einem Abschreckbad abgekühlt. Hauptsächlich genutzt wird das Sengen bei Baumwolle und Baumwollmischungen (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim Entschlichten werden die für den Webvorgang eingesetzten Schlichten vom Flächengebilde entfernt. Das Entschlichten kann in Abhängigkeit von der genutzten Schlichte enzymatisch, mit Wasser oder oxidativ erfolgen (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim alkalischen Abkochen werden unter Zuhilfenahme einer heißen, stark alkalischen Flotte (z.B. Natriumhydroxid) sowie Tensiden und Komplexbildnern natürliche Verunreinigungen aus Baumwollwaren oder Baumwollwaren herausgelöst (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim Mercerisieren wird die Ware mit heißer, konzentrierter Natronlauge und unter Spannung behandelt, um:

- die Farbstoffabsorption zu erhöhen,
- die Höchstzugkraft des Textils zu erhöhen,
- den Griff und die Dimensionsstabilität zu verbessern und
- einen beständigen Glanz zu erreichen (Schönberger und Schäfer 2003).

Typische Prozesse in der Vorbehandlung von Wolle sind:

- Carbonisieren,
- Wäsche,
- Walken.

Wolle wird carbonisiert, um pflanzliche Bestandteile, die nicht mechanisch herausgelöst werden können, zu entfernen. Die Wolle wird hierzu mit einer Lösung in Kontakt gebracht, die eine starke Säure enthält. Im Anschluss wird das Material gepresst oder zentrifugiert, getrocknet, um die Säure aufzukonzentrieren, und bei 105-130 °C carbonisiert. Die carbonisierten Schmutzpartikel können anschließend mechanisch entfernt werden (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003).

Mithilfe der Wäsche werden Spinnmaschinenöle oder Schlichtemittel aus den Wollgarnen oder Flächengebilden entfernt. Dazu kommen bei der Wollwäsche neben Wasser auch Tenside zum Einsatz (Europäische Kommission 2003).

Mit dem Walken wird ein gewolltes Verfilzen der Textilien erreicht, um dadurch ein dichteres Material mit vollere Griff zu erhalten. Ermöglicht wird dies durch die mechanische Behandlung der Wolle unter feucht-warmen Bedingungen. Sowohl unter sauren als auch unter alkalischen Bedingungen kann dieser Vorgang beschleunigt werden (Schönberger und Schäfer 2003; Europäische Kommission 2003).

Typische Prozesse in der Vorbehandlung von Synthetikfasern sind:

- Wäsche und
- Thermofixierung.

Die Wäsche dient der Entfernung der zuvor eingesetzten Präparationsmittel (Schönberger und Schäfer 2003).

Durch die Thermofixierung sollen Spannungen im Textil gelöst und dessen Dimensionstabilität erhöht werden. Die Thermofixierung erfolgt in einem Spannrahmen bei stark erhöhten Temperaturen (170-220 °C). Das Verfahren wird bei synthetischen Fasern und deren Mischungen mit Naturfasern eingesetzt (Schönberger und Schäfer 2003).

Ein weiterer wichtiger wässriger Prozess in der Vorbehandlung von Textilien ist das Bleichen. Es werden sowohl natürliche als auch synthetische Fasern gebleicht, um ihren Weißgrad zu erhöhen und sie auf das Färben bzw. den Druck vorzubereiten. Gebleicht wird vor allem in der Vorbehandlung von Weißware, aber auch bei Ware, die mit einer hohen Brillanz oder in hellen Tönen gefärbt werden soll. Da synthetische Fasern bereits einen hohen Weißgrad besitzen, werden diese nur für besondere Ansprüche gebleicht. Auch Textilien, die in dunklen Farben gefärbt werden sollen, müssen in der Regel nicht gebleicht werden (Schönberger und Schäfer 2003;

Europäische Kommission 2003). Gebleicht werden kann z.B. mit Wasserstoffperoxid, Natriumhypochlorit und Natriumchlorit unter Zuhilfenahme weiterer Chemikalien wie Komplexbildnern, unter sauren bzw. alkalischen Bedingungen und bei erhöhten Temperaturen (Schönberger und Schäfer 2003).

10.3.4.2 Färben

Zum Färben werden Farbstoffe verwendet. Farbstoffe sind Moleküle welche sogenannte chromophore Gruppen enthalten. Diese Gruppen sind in der Lage mit Licht zu interagieren und vermitteln dadurch einen Eindruck von Farbigkeit (Europäische Kommission 2003). Unterschieden wird zwischen Farbstoffen und Pigmenten. Pigmente sind im Gegensatz zu Farbstoffen weder löslich in Wasser noch in organischen Lösungsmitteln und finden vor allem Anwendung im Textildruck (WHO und IARC 2010; Danish Ministry of the Environment 2014).

Farbstoffe können weiters aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung bzw. Struktur oder ihrer färbereitechnologischen Eigenschaften bzw. Anwendungsmethode untergliedert werden (Schönberger und Schäfer 2003; Khattap et al. 2020).

In der Industrie findet hauptsächlich letztere Klassifizierung Anwendung (Europäische Kommission 2003). Beispiele für erstere Klassifikation sind etwa Azo- und Anthraquinonfarbstoffe (Khattap et al. 2020). Azofarbstoffe, welche durch eine oder mehrere Azogruppen (-N=N-) als Teil ihrer chromophoren Gruppe charakterisiert sind (Khan et al. 2013; Schönberger und Schäfer 2003), sind die am häufigsten genutzten Farbstoffe in der Textilindustrie (Brüschweiler und Merlot 2017).

Beispiele für letztere Klassifizierung sind Direkt-, Reaktiv-, Küpen- und Dispersions-, Säure- und Metallkomplexfarbstoffe (Schönberger und Schäfer 2003). Direkt- und Reaktivfarbstoffe unterscheiden sich beispielsweise in der Art, wie sie mit den Fasern interagieren: Reaktivfarbstoffe sind in der Lage eine kovalente Bindung mit den Fasern einzugehen, während Direktfarbstoffe nur mit Wasserstoffbrückenbindung und Van-der-Waals-Kräften an die Fasern gebunden werden (Khattap et al. 2020; Europäische Kommission 2003). Im Gegensatz zu Direktfarbstoffen können die im Normalzustand wasserunlöslichen Küpenfarbstoffe nicht unmittelbar eingesetzt werden, sondern müssen zuerst reduziert werden, um sie in eine wasserlösliche Form zu überführen und so die Absorption auf den zu färbenden Fasern zu ermöglichen. Die anschließende Oxidation in den Ursprungszustand führt dann dazu, dass die Farbstoffe auf der Faser verbleiben (Khattap et al. 2020; Europäische Kommission 2003).

Alle verschiedenen Farbstoffklassen besitzen jeweils spezifische Eigenschaften und Vorteile, sind deshalb nicht zu ersetzen und unterscheiden sich zusätzlich in ihrer Eignung für verschiedene Substrate. Beispielsweise sind Reaktivfarbstoffe Direktfarbstoffen zwar hinsichtlich der erzielten Nassechtheiten überlegen, Letztere sind jedoch günstig, einfach zu handhaben und werden deshalb häufig eingesetzt (Schönberger und Schäfer 2003). Direktfarbstoffe werden häufig zum Färben von Cellulosefasern wie Baumwolle und Viskose verwendet (KEMI 2014; Schönberger und Schäfer 2003). Gleichzeitig spielen auch Reaktivfarbstoffe für das Färben von Cellulosefasern eine große Rolle (Schönberger und Schäfer 2003). So wird ein Drittel aller Textilien aus Cellulose mit Reaktivfarbstoffen gefärbt (Khattap et al. 2020). Küpenfarbstoffe, die eine sehr gute Nassechtheit auszeichnet, werden z.B. für Textilien verwendet, die intensiv gewaschen und gebleicht werden müssen (Europäische Kommission 2003). Dispersionsfarbstoffe können genutzt werden, um Polyesterfasern (Khattap et al. 2020) zu färben und Säure-Farbstoffe werden unter anderem zum Färben von Polyamid eingesetzt (KEMI 2014). Wolle kann u.a. mit

Säure-Farbstoffen, Reaktivfarbstoffen und Metallkomplexfarbstoffen gefärbt werden (Europäische Kommission 2003).

Obwohl mittlerweile wieder vermehrt natürlich vorkommende Farbstoffe Anwendung finden, werden derzeit fast ausschließlich synthetische Farbstoffe genutzt (Khattap et al. 2020).

Es existieren verschiedene Färbetechniken⁴⁷, der Fokus soll an dieser Stelle allerdings auf Färbeprozesse gelegt werden, bei denen der zumindest teilweise gelöste Farbstoff durch Diffusion in die Fasern gelangt, da dieser in der Textilindustrie breite Anwendung findet (Europäische Kommission 2003; Khattap et al. 2020).

Hierbei werden die Textilien mit wässrigen Farbstofflösungen (Färbeflotte) in Kontakt gebracht (Schönberger und Schäfer 2003). Der Farbstoff diffundiert aus der Farbstofflösung in das Innere der Textilfasern, bis diese gleichmäßig gefärbt sind (Europäische Kommission 2003), woraufhin der Farbstoff durch chemische oder physikalische Mechanismen in den Fasern fixiert wird (Khattap et al. 2020; Europäische Kommission 2003).

Gefärbt werden kann diskontinuierlich, semikontinuierlich und kontinuierlich (Schönberger und Schäfer 2003). Alle drei Verfahren beinhalten die folgenden Schritte:

- Vorbereitung der Farbstofflösung/Färbeflotte,
- Färben,
- Fixieren,
- Waschen und Trocknen (Europäische Kommission 2003).

Beim diskontinuierlichen Färben (Ausziehfärben) wird das Material in eine verdünnte wässrige Färbeflotte eingetaucht, bis ein Färbegleichgewicht hergestellt ist und das ausgezogene Färbebad abgelassen werden kann. Es folgen oben erwähnte Nachbehandlungsprozesse (Khattap et al. 2020; Schönberger und Schäfer 2003).

Beim semi-kontinuierlichen Färben wird das Flächengebilde mit der Färbeflotte unter Zuhilfenahme eines Appliziersystems (z.B. Foulard) imprägniert. Im Anschluss erfolgen die Fixierung des Farbstoffs und ein Nachwaschgang (Schönberger und Schäfer 2003; Europäische Kommission 2003). Die Textilien werden meist kontinuierlich als Flächengebilde in die konzentrierte Färbeflotte getaucht, können dort Farbstoff aufnehmen, werden dann wieder aus dem Färbebad entfernt und von überschüssiger Färbeflotte befreit, die zurück ins Färbebad gelangt. Im Anschluss erfolgt die Farbstofffixierung, meist mittels Chemikalien oder Dampf bzw. trockener Hitze. Final werden die Textilien gewaschen, um nicht fixierte Farbe und Hilfsmittel abzuspülen (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003; Khattap et al. 2020).

Semi-kontinuierliches und kontinuierliches Färben unterscheiden sich allein dadurch, dass beim semi-kontinuierlichen Färben zwar die Farbstoffapplikation kontinuierlich erfolgt, die Fixierung und der Waschvorgang hingegen diskontinuierlich (Europäische Kommission 2003). Beim kontinuierlichen Färben sind alle diese Schritte direkt hintereinandergeschaltet (Schönberger und Schäfer 2003).

Der Vorgang des Färbens erfolgt zumeist bei hohen Temperaturen sowie Drücken und unter Einsatz synthetischer Farbstoffe (Khattap et al. 2020). Im Allgemeinen wird durch erhöhte Temperaturen die Aufnahme des Farbstoffs in die Fasern erleichtert (Europäische Kommission 2003).

⁴⁷ ergänzend z.B. das Färben bzw. Drucken mit Pigmenten oder das Färben synthetischer Polymere bei deren Produktion (Europäische Kommission 2003; Khattap et al. 2020)

Neben dem eigentlichen Farbstoff, der in der Farbstoffformulierung ca. einen Anteil von 30-50 % ausmacht (Schönberger und Schäfer 2003), kommen noch Hilfsmittel in den Farbstoffformulierungen und beim Färben sowie Basischemikalien zum Einsatz (Schönberger und Schäfer 2003; Europäische Kommission 2003). Diese Chemikalien und Hilfsmittel unterstützen den Färbeprozess und sorgen für eine konsistente Farbtiefe sowie eine hohe Farbechtheit (Europäische Kommission 2003; Khattap et al. 2020).

Weitere Bestandteile der Farbstoffformulierungen neben dem eigentlichen Farbstoff sind z.B. Dispergiermittel, Salze sowie Additive wie Entschäumer und Frostschutzmittel (Europäische Kommission 2003).

Zu den Chemikalien und Färbereihilfsmitteln, die nicht direkt in der Farbstoffformulierung enthalten sind, zählen die nachfolgend aufgelisteten und in ihrer Funktion kurz erläuterten:

1. Dispergiermittel (engl.: *dispersing agents*) werden z.B. Küpen- oder Dispersionsfarben zugesetzt, um die Anwendung dieser Farbstoffe als wässrige Dispersion zu ermöglichen. Auch werden sie während des Färbvorgangs hinzugefügt, um die Stabilität dieser Dispersion dauerhaft zu gewährleisten (Europäische Kommission 2003).
2. Salze werden z.B. eingesetzt, um ein gleichmäßiges Färben und einen erhöhten Farbauszug zu fördern (Europäische Kommission 2003).
3. Säurespender (engl.: *acid donors*) dienen der schrittweisen Senkung des pH-Wertes beim Färben (Europäische Kommission 2003).
4. Entschäumer (engl.: *antifoaming agents*) unterdrücken die Schaumbildung beim Färben (Europäische Kommission 2003).
5. Netzmittel (engl.: *wetting agents*) fördern die Benetzung sowie die Durchfärbung und die Farbstoffaufnahme der Textilien (Schönberger und Schäfer 2003).
6. Egalisier- oder Verlaufmittel (engl.: *levelling agents*) zählen zu den wichtigsten Hilfsmitteln und dienen der gleichmäßigen Verteilung der Farbstoffe in den Textilien (Europäische Kommission 2003).
7. Reduktions- und Oxidationsmittel werden eingesetzt, weil bestimmte Farbstoffe wie z.B. Küpenfarbstoffe reduziert werden müssen, um sie in eine wasserlösliche Form zu überführen. Die anschließende Oxidation in eine wasserunlösliche Form sorgt dann dafür, dass der Farbstoff auf dem Textil verbleibt (Schönberger und Schäfer 2003; Danish Ministry of the Environment 2014; Europäische Kommission 2003).
8. Carrier werden zur Förderung der Farbstoffabsorption und -diffusion besonders beim Färben von Polyester und Polyester-Wolle-Mischungen verwendet (Europäische Kommission 2003). Durch den Einsatz von Carriern können die oben genannten Fasern z.B. mit Dispersionsfarbstoffen bei niedrigeren Temperaturen (95-100 °C) gefärbt werden (Danish Ministry of the Environment 2014). Dies ist insbesondere für das Färben von Mischungen mit Wolle relevant, da Wolle nicht bei Temperaturen über 100 °C gefärbt werden kann (Europäische Kommission 2003).
9. Komplexbildner wie EDTA und DTPA dienen der Komplexierung von Erdalkalimetallen und somit der Wasserenthärtung bei der Vorbehandlung, aber auch dem Färben von Textilien (Europäische Kommission 2003).

Welche Farbstoffe, Chemikalien und Textilhilfsmittel in welcher Menge eingesetzt werden, hängt ab von den zu färbenden Substraten, der zu erzielenden Produktqualität (u.a. Echtheitsanforderungen) und den verwendeten Farben (Schönberger und Schäfer 2003). Zur Auswahl stehen über 15.000 chemische Produkte, darunter mehr als 10.000 Farbstoffe und Pigmente sowie etwa 5.000 Textilhilfsmittel (Roos et al. 2019a).

10.3.4.3 Drucken

Das Drucken dient wie das Färben dem Auftragen von Farbe auf ein textiles Substrat (Europäische Kommission 2003). Der Unterschied zum Färben liegt darin, dass beim Drucken nicht das gesamte Textil, sondern lediglich ein Bereich des Textils eingefärbt wird, und vielfarbige Musterungen möglich sind (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003).

Der gesamte Prozess umfasst vier Abschnitte:

1. Zubereitung der Druckpaste, in welcher der Farbstoff oder das Pigment hochkonzentriert gelöst oder dispergiert ist.
2. Drucken nach den unten genannten Grundprinzipien und mit Hilfe verschiedener Auftragstechniken, auf die hier nicht näher eingegangen werden soll.
3. Fixierung: Nach dem Drucken wird das Textil getrocknet und zur Fixierung des Farbstoffs mit Dampf oder heißer Luft behandelt.
4. Nachbehandlung, welche aus Waschen und Trocknen besteht (beim Pigmentdruck nicht notwendig) (Schönberger und Schäfer 2003).

Beim Direktdruck wird die Druckpaste auf einen abgegrenzten Bereich aufgetragen und färbt diesen ein. Grundlage des Ätzdrucks ist eine farbzerstörende Druckpaste, die den Bereich, in dem sie aufgetragen wird, das zuvor gefärbte Textil entweder entfärbt oder in einer anderen Farbe umfärbt. Beim Reservedruck verhindert die Druckpaste, dass das Textil in diesem Bereich in einem anschließenden Färbeprozess gefärbt werden kann (Schönberger und Schäfer 2003).

Wie beim Färben werden auch beim Drucken mit Pigmenten oder Farbstoffen eine Reihe von Hilfsmitteln eingesetzt. So regeln Verdicker die Viskosität der Druckpaste und Binde- und Fixiermittel werden beim Pigmentdruck der Druckpaste hinzugefügt, weil die Pigmente selbst keine Affinität zur Faser haben (Schönberger und Schäfer 2003).

10.3.4.4 Beschichten und Laminieren bzw. Kaschieren

Beim Beschichten bzw. Kaschieren (engl. *coating* und *laminating*) handelt es sich um Veredelungsverfahren, die z.B. angewendet werden können, um Textilien in ästhetischer oder funktionaler Hinsicht zu optimieren. Die Beschichtung beeinflusst dabei die Oberflächeneigenschaften des Produkts wie z.B. UV- und Wetterbeständigkeit (Giessmann 2019).

Beim Beschichten werden auf das textile Trägermaterial (sprich Flächengebilde) Kunststoffe – z.B. als Plastisol – aufgetragen. Als Plastisol wird eine Dispersion von PVC-Harzen in einem Weichmacher bezeichnet. Es wird hergestellt, indem eine flüssige Komponente, der Weichmacher, mit dem PVC-Harz vermischt wird. Weichmacher sind wesentlicher Bestandteil von Plastisolen und ermöglichen erst deren Herstellung. Sie verleihen dem Endprodukt bestimmte Eigenschaften wie z.B. Weichheit und Biegsamkeit. Phthalate werden dabei häufig als Weichmacher eingesetzt. Zur Herstellung von Plastisolen werden darüber hinaus weitere Additive wie etwa Stabilisatoren (z.B. Zinnstabilisatoren) eingesetzt (Giessmann 2019).

Plastisole finden beispielsweise Anwendung auf Bekleidungstextilien zur Darstellung von Bildern, Texten und Logos (Brigden et al. 2013).

Beim Laminieren bzw. Kaschieren werden zwei Trägermaterialien mit Hilfe eines zusätzlichen Verbindungselements (z.B. Kleber) miteinander verbunden (Giessmann 2019).

10.3.4.5 Ausrüsten bzw. Appretur (engl.: *finishing* oder *functional finishing*)

Unter der Ausrüstung werden alle Veredelungsverfahren verstanden, die dazu dienen, den Textilien ein gewünschtes Aussehen, eine erleichterte Handhabung und Pflege sowie spezielle Charakteristika wie etwa eine Imprägnierung gegen das Eindringen von Wasser zu verleihen (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003; Assmuth et al. 2011).

Man unterscheidet bei der Veredelung zwischen mechanischen, thermischen und chemischen Verfahren, auf die nachfolgend eingegangen wird, da die Emissionen bzw. Umweltauswirkungen hierbei potenziell höher ausfallen (Europäische Kommission 2003).

Bei den chemischen Verfahren werden die trockenen Textilien zumeist in das Ausrüstungsbad bzw. die Ausrüstungsflotte eingetaucht (z.B. mittels Foulard), anschließend mit Hilfe von Rollen von überschüssiger Flotte befreit und abschließend bei hohen Temperaturen (120-180 °C) getrocknet oder an einem Spannrahmen auskondensiert (Schönberger und Schäfer 2003). Beispiele für chemische Ausrüstungen sind:

- Pflegeleicht- oder Knitterfreieusrüstung,
- Hydrophob- und Oleophob-Ausrüstung,
- Flammschutzusrüstung,
- Ausrüstung gegen den Befall durch Bakterien, Pilze und Motten.

Die Pflegeleicht- oder Knitterfreieusrüstung wird hauptsächlich bei Cellulosefasern und Mischungen mit Cellulosefasern angewendet, um deren Neigung zur Knitterbildung zu verringern und eine erhöhte Formstabilität zu gewährleisten (Schönberger und Schäfer 2003). Essenzielle Bestandteile eines Pflegeleichtausrüstungsmittels sind sogenannte Vernetzer (engl.: *cross-linking agents*), die z.B. aus Formaldehyd synthetisiert werden können (Europäische Kommission 2003; Schönberger und Schäfer 2003).

Hydro- und Oleophob-Ausrüstungen verleihen den Textilien wasser- bzw. ölabweisende Eigenschaften. Aufgrund ihrer effektiven wasser- und ölabweisenden Wirkung werden für diesen Zweck beispielsweise per- und polyfluorierte Substanzen eingesetzt (Europäische Kommission 2003; KEMI 2014).

Flammschutzusrüstungen können z.B. auf halogenierten Flammschutzmitteln wie bromierten und chlorierten Verbindungen basieren (Europäische Kommission 2003). Bromierte Verbindungen stellen den effektivsten Flammschutz dar und werden z.B. in Form von polybromierten Diphenylethern (PBDE) vor allem Decabromdiphenylether angewendet (Europäische Kommission 2003). Beispiele für die Anwendung dieser Flammschutzmittel sind Vorhänge, Teppiche und Polstermöbel (Assmuth et al. 2011). Ausrüstungen gegen den Befall durch Bakterien, Pilze und Motten und zur Unterdrückung schlechter Gerüche enthalten Biozide wie beispielsweise Permethrin, Silber, Triclosan und Isothiazolinone (Europäische Kommission 2003; Assmuth et al. 2011). Biozide finden darüber hinaus Anwendung zum Schutz der Textilien während Lagerung und Transport (KEMI 2014).

Im Anschluss an die Ausrüstung werden die Textilien nur dann gewaschen, wenn dies absolut erforderlich ist (Europäische Kommission 2003).

10.3.5 Konfektion

Bei der Konfektion handelt es sich um den letzten Produktionsschritt vor dem Verkauf des Textils an den Groß- oder Einzelhandel und letztlich VerbraucherInnen (Schönberger und Schäfer 2003). Dazu müssen die fertigen Flächengebilde geschnitten und durch Nähen oder andere Techniken in ihrer finalen Form zusammengefügt werden (Schönberger und Schäfer 2003; Beton et al. 2014).

10.3.6 Distribution und Verkauf

Die Distribution von Textilien oder deren Zwischenprodukten kann während des gesamten Lebenszyklus erfolgen, wenn einzelne Schritte des Lebenszyklus an unterschiedlichen Orten erfolgen. Die Distributionsphase beinhaltet insbesondere den Transport der fertigen Produkte zum Zielort (Beton et al. 2014). Teil dieser Lebenszyklusphase sind darüber hinaus auch Prozesse, die für den Verkauf der Textilien nötig sind, z.B. der Unterhalt von Läden und Büros der involvierten Unternehmen (Sandin et al. 2019a).

10.3.7 Nutzung

Die Nutzungsphase umfasst Aktivitäten wie Reinigen mit Hilfe von Reinigungsmitteln (Waschen und chemische Reinigung), Trocknen und Bügeln und das Tragen der Textilien (Beton et al. 2014; Assmuth et al. 2011). Einige AutorInnen rechnen den Transport der Kleidungsstücke vom Verkaufsort zu den NutzerInnen (durch die NutzerInnen) in die Nutzungsphase hinein (z.B. Sandin et al. 2019a; Piontek et al. 2019).

10.4 Anhang 4: Umweltauswirkungen der sechs End-of-Life-Szenarien für Österreich

Datengrundlage entnommen aus Schmidt et al. (2016) (Wirkungskategorien, Einheiten und Emissionen pro t). Bezeichnung der Wirkungskategorien abgekürzt (vollständig in Tab. 12). 1), 2) und 3) stehen für die End-of-Life-Optionen 1) energetische Verwertung, 2) Reuse und 3) Recycling zu Putzlappen für die Industrie. Für alle sechs End-of-Life-Szenarien werden jeweils unterschiedliche Anteile der drei End-of-Life-Optionen angenommen. Die Gesamtbilanz ergibt sich somit durch:

1. Multiplikation der berechneten Massen aller drei End-of-Life-Optionen (Szenario-spezifisch) mit den Emissionen pro t. Beispiel: 1) „A1“ x 1) pro t; 2) „A1“ x 2) pro t; 3) „A1“ x 3) pro t
2. Addition der drei Teilbilanzen (Masse x Emissionen pro t) zu Gesamtbilanz, sprich Addition oben genannter Produkte: Gesamtbilanz „A1“ = (1) „A1“ x 1) pro t) + (2) „A1“ x 2) pro t) + (3) „A1“ x 3) pro t)

Hinweis: In den Szenarien „Recycling“ bzw. „MVA“ werden nicht alle End-of-Life-Optionen genutzt. Rot hinterlegt sind die Ergebnisse zu den Gesamt-Treibhausgasemissionen (ohne biogenen Kohlenstoff) aller sechs End-of-Life-Szenarien.

Wirkungskategorie	Einheit	1) pro t	1) "A1"	1) "A2"	1) "Ö1"	1) "Ö2"	1) "Recycling"	1) "MVA"
Acidification midpoint	Mole of H ⁺ eq.	0	0	0	0	0	0	0
Climate change, excl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	790	49.288.890	49.361.570	29.163.640	29.303.470	49.361.570	71.227.190
Climate change, incl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	1.624	101.322.984	101.472.392	59.951.584	60.239.032	101.472.392	146.421.464
Ecotoxicity freshwater	CTUe	-4	-249.564	-249.932	-147.664	-148.372	-249.932	-360.644
Eutrophication freshwater	kg P eq.	0	0	0	0	0	0	0
Eutrophication marine	kg N eq.	0	0	0	0	0	0	0
Eutrophication terrestrial	Mole of N eq.	2	124.782	124.966	73.832	74.186	124.966	180.322
Ionizing radiation, human health	kBq U ²³⁵ eq.	-47	-2.932.377	-2.936.701	-1.735.052	-1.743.371	-2.936.701	-4.237.567
Particulate matter/Respiratory inorganics	kg PM _{2,5} -Eq	0	0	0	0	0	0	0
Photochemical ozone formation, health	kg NMVOC	0	0	0	0	0	0	0
Resource depletion water	m ³ eq.	1	62.391	62.483	36.916	37.093	62.483	90.161
Primary energy from non-renewable resources	GJ	-1	-62.391	-62.483	-36.916	-37.093	-62.483	-90.161
Primary energy from renewable resources	GJ	-8	-499.128	-499.864	-295.328	-296.744	-499.864	-721.288
Total energy consumption	GJ	-9	-561.519	-562.347	-332.244	-333.837	-562.347	-811.449

Wirkungskategorie	Einheit	2) pro t	2) "A1"	2) "A2"	2) "Ö1"	2) "Ö2"
Acidification midpoint	Mole of H ⁺ eq.	-93	-1.924.821	-1.430.061	-3.690.519	-2.741.919
Climate change, excl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	-11.558	-239.215.926	-177.727.366	-458.656.114	-340.764.514
Climate change, incl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	-9.957	-206.080.029	-153.108.789	-395.123.631	-293.562.231
Ecotoxicity freshwater	CTUe	-4.242	-87.796.674	-65.229.234	-168.335.286	-125.066.886
Eutrophication freshwater	kg P eq.	-2	-41.394	-30.754	-79.366	-58.966
Eutrophication marine	kg N eq.	-34	-703.698	-522.818	-1.349.222	-1.002.422
Eutrophication terrestrial	Mole of N eq.	-321	-6.643.737	-4.936.017	-12.738.243	-9.464.043
Ionizing radiation, human health	kBq U ²³⁵ eq.	-571	-11.817.987	-8.780.267	-22.658.993	-16.834.793
Particulate matter/Respiratory inorganics	kg PM _{2,5} -Eq	-6	-124.182	-92.262	-238.098	-176.898
Photochemical ozone formation, health	kg NMVOC	-45	-931.365	-691.965	-1.785.735	-1.326.735
Resource depletion water	m ³ eq.	-424	-8.775.528	-6.519.848	-16.825.592	-12.500.792
Primary energy from non-renewable resources	GJ	-156	-3.228.732	-2.398.812	-6.190.548	-4.599.348
Primary energy from renewable resources	GJ	-61	-1.262.517	-937.997	-2.420.663	-1.798.463
Total energy consumption	GJ	-217	-4.491.249	-3.336.809	-8.611.211	-6.397.811

Wirkungskategorie	Einheit	3) pro t	3) "A1"	3) "A2"	3) "Ö1"	3) "Ö2"	3) "Recycling"
Acidification midpoint	Mole of H ⁺ eq.	-4	-28.292	-49.204	-54.248	-94.344	-110.712
Climate change, excl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	323	2.284.579	3.973.223	4.380.526	7.618.278	8.939.994
Climate change, incl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	2.593	18.340.289	31.896.493	35.166.266	61.158.498	71.769.054
Ecotoxicity freshwater	CTUe	-3.320	-23.482.360	-40.839.320	-45.025.840	-78.305.520	-91.890.960
Eutrophication freshwater	kg P eq.	0	0	0	0	0	0
Eutrophication marine	kg N eq.	0	0	0	0	0	0
Eutrophication terrestrial	Mole of N eq.	-4	-28.292	-49.204	-54.248	-94.344	-110.712
Ionizing radiation, human health	kBq U ²³⁵ eq.	-760	-5.375.480	-9.348.760	-10.307.120	-17.925.360	-21.035.280
Particulate matter/Respiratory inorganics	kg PM _{2,5} -Eq	-1	-7.073	-12.301	-13.562	-23.586	-27.678
Photochemical ozone formation, health	kg NMVOC	-2	-14.146	-24.602	-27.124	-47.172	-55.356
Resource depletion water	m ³ eq.	-7.987	-56.492.051	-98.248.087	-108.319.694	-188.381.382	-221.064.186
Primary energy from non-renewable resources	GJ	-23	-162.679	-282.923	-311.926	-542.478	-636.594
Primary energy from renewable resources	GJ	-62	-438.526	-762.662	-840.844	-1.462.332	-1.716.036
Total energy consumption	GJ	-85	-601.205	-1.045.585	-1.152.770	-2.004.810	-2.352.630

Wirkungskategorie	Einheit	Gesamtbilanz "A1"	Gesamtbilanz "A2"	Gesamtbilanz "Ö1"	Gesamtbilanz "Ö2"
Acidification midpoint	Mole of H ⁺ eq.	-1.953.113	-1.479.265	-3.744.767	-2.836.263
Climate change, excl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	-187.642.457	-124.392.573	-425.111.948	-303.842.766
Climate change, incl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	-86.416.756	-19.739.904	-300.005.781	-172.164.701
Ecotoxicity freshwater	CTUe	-111.528.598	-106.318.486	-213.508.790	-203.520.778
Eutrophication freshwater	kg P eq.	-41.394	-30.754	-79.366	-58.966
Eutrophication marine	kg N eq.	-703.698	-522.818	-1.349.222	-1.002.422
Eutrophication terrestrial	Mole of N eq.	-6.547.247	-4.860.255	-12.718.659	-9.484.201
Ionizing radiation, human health	kBq U ²³⁵ eq.	-20.125.844	-21.065.728	-34.701.165	-36.503.524
Particulate matter/Respiratory inorganics	kg PM _{2,5} -Eq	-131.255	-104.563	-251.660	-200.484
Photochemical ozone formation, health	kg NMVOC	-945.511	-716.567	-1.812.859	-1.373.907
Resource depletion water	m ³ eq.	-65.205.188	-104.705.452	-125.108.370	-200.845.081
Primary energy from non-renewable resources	GJ	-3.453.802	-2.744.218	-6.539.390	-5.178.919
Primary energy from renewable resources	GJ	-2.200.171	-2.200.523	-3.556.835	-3.557.539
Total energy consumption	GJ	-5.653.973	-4.944.741	-10.096.225	-8.736.458

Wirkungskategorie	Einheit	Gesamtbilanz "Recycling"	Gesamtbilanz "MVA"
Acidification midpoint	Mole of H ⁺ eq.	-110.712	0
Climate change, excl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	58.301.564	71.227.190
Climate change, incl. biogenic carbon	kg CO ₂ -eq.	173.241.446	146.421.464
Ecotoxicity freshwater	CTUe	-92.140.892	-360.644
Eutrophication freshwater	kg P eq.	0	0
Eutrophication marine	kg N eq.	0	0
Eutrophication terrestrial	Mole of N eq.	14.254	180.322
Ionizing radiation, human health	kBq U ²³⁵ eq.	-23.971.981	-4.237.567
Particulate matter/Respiratory inorganics	kg PM _{2,5} -Eq	-27.678	0
Photochemical ozone formation, health	kg NMVOC	-55.356	0
Resource depletion water	m ³ eq.	-221.001.703	90.161
Primary energy from non-renewable resources	GJ	-699.077	-90.161
Primary energy from renewable resources	GJ	-2.215.900	-721.288
Total energy consumption	GJ	-2.914.977	-811.449