



Plastik in der Landwirtschaft

Stand des Wissens und Handlungsempfehlungen
für die landwirtschaftliche Forschung, Praxis,
Industrie und Behörden

Autoren

Andreas Kalberer¹, Delphine Kaweck-Wenger²
und Thomas Bucheli¹

¹ Agroscope, 8046 Zürich

² Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
Empa, 9014 St. Gallen



Impressum

Herausgeber:	Agroscope, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich, Schweiz
Auskünfte:	Thomas Bucheli Agroscope, Methodenentwicklung und Analytik Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich thomas.bucheli@agroscope.admin.ch
Redaktion:	Thomas Bucheli
Gestaltung:	Jacqueline Gabriel
Titelbild:	Andreas Kalberer
Download:	www.agroscope.ch/science
Copyright:	© Agroscope 2019
ISSN:	2296-729X
ISBN:	978-3-906804-82-8X

Eine Kurzfassung dieses Berichts ist auf Deutsch und Französisch in der Zeitschrift «Agrarforschung Schweiz», Ausgabe November-Dezember 2019, erschienen:
www.agrarforschungschweiz.ch

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
1 Einführung	5
2 Stoffstromanalyse zu Plastik in landwirtschaftlichen Nutzflächen	6
2.1 Methodik der Stoffstromanalyse	6
2.2 Anwendung von Plastikprodukten in der Landwirtschaft	7
2.3 Terminologie von Plastikrückständen in der Umwelt.....	8
2.4 Besprechung der relevanten Quellen.....	9
2.4.1 Littering	9
2.4.2 Gärgut- und Kompostdünger	9
2.4.3 Folienprodukte.....	9
2.4.4 Weitere Eintrags- und Ausbringungspfade.....	10
2.5 Schätzung der Plastikkonzentrationen in landwirtschaftlichen Nutzflächen.....	13
3 Verhalten von Plastik in landwirtschaftlichen Böden	15
3.1 Abbaubarkeit von Plastik	15
3.2 Analysemöglichkeiten der Böden.....	16
3.2.1 Extraktion	17
3.2.2 Detektion	18
4 Effekte der Plastikverunreinigung in Böden	20
5 Risikoanalyse	23
6 Fazit und Empfehlungen	23
6.1 Künftige Aktivitäten von Agroscope	25
7 Glossar	26
8 Abkürzungen	27
9 Auswahl beigezogener Fachpersonen	28
10 Danksagung	28
11 Literatur	29
Anhang zum Bericht	35
12 Schätzungen zur Stoffstromanalyse	34
12.1 Liste der geschätzten Eintragsquellen und Art der Mengenerfassung.....	34
12.2 Berechnungsgrundlagen der Stoffstromanalyse	35
13 Berechnung der Stoffstrommengen und der Standardabweichungen	37
13.1 Datenbasierte Schätzungen	37
13.1.1 Annahmen zu Gärgut- und Kompostdünger.....	38
13.1.2 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Littering	38
13.1.3 Annahmen zum Plastikeinsatz durch Chemikalienbehälter.....	39
13.1.4 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Wasser der künstlichen Bewässerung	40
13.1.5 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Plastik in der Luft	41
13.2 Expertenschätzungen	42
13.2.1 Expertenschätzungen zu verwendeter Menge	42
13.3 Eintragsrate von Plastikprodukte	43
13.3.1 Annahmen zum Eintrag von Mulchfolienbestandteilen.....	43
14 Berechnungen zur Schätzung der PEC	44
15 Aggregierte Expertenschätzung	48
16 Literatur Anhang	57

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit verfolgt zwei Ziele. Zum einen soll mittels einer Analyse der Plastikstoffströme die auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebrachte Plastikmenge abgeschätzt werden. Mit dieser geschätzten Menge sollen Rückschlüsse auf den jährlich verursachten Plastikeintrag in landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgen und die Abschätzung einer Konzentration im Boden ermöglicht werden. Dieses Vorgehen wurde gewählt, da die zurzeit angewendeten Analysemethoden zur Quantifizierung von Plastikrückständen in Umweltsubstraten analytisch noch nicht ausgereift und aufwendig sind. Zum anderen sollen mögliche Risiken der Plastikverunreinigungen für Bodenorganismen abgeschätzt werden. Dafür werden publizierte ökotoxikologische Studien herangezogen. Diese Risikoanalyse ermöglicht, die Folgen eines Einsatzes von Plastik in der Landwirtschaft zu bewerten.

Die jährlich auf landwirtschaftlichen Nutzflächen ausgebrachte Plastikmenge wird schweizweit auf 16 000 t geschätzt. Davon verbleiben ungefähr 160 t Plastik pro Jahr in den Böden. Hauptsächliche Pfade sind Littering ($80 \pm 30 \text{ t a}^{-1}$) und verunreinigte Gärgut- und Kompostdünger ($50 \pm 7 \text{ t a}^{-1}$). Für Mulchfolien wird der jährliche Plastikeintrag auf 0,3 bis 3 t a^{-1} geschätzt. Diese Einträge können zu einer Plastikbelastung der Oberböden (0–25 cm) von bis zu $0,02 \pm 0,01 \%$ (ca. $200 \pm 100 \text{ mg kg}^{-1}$) führen. In der wissenschaftlichen Literatur werden Effekte auf Bodenorganismen ab einem Plastikgehalt von 0,1 % der Bodenmasse beschrieben. Daher kann derzeit davon ausgegangen werden, dass kein chronisches Risiko für Organismen im Boden durch Plastik besteht. Zu bedenken ist jedoch, dass sich eine Vielzahl unterschiedlicher Materialien auf dem Markt befindet und nur eine begrenzte Anzahl ökotoxikologischer Daten für diese Abschätzung vorlag. Für die Auswertung standen lediglich Laborstudien mit eingeschränkter Zahl an Testorganismen zur Verfügung.

Auch wenn also kein akutes Risiko besteht, empfehlen wir, den Plastikeintrag in die landwirtschaftlich genutzten Böden zu verringern. Dafür würde sich eine anwendungs- und branchenspezifische «Good Plasticultural Practice» anbieten. Insbesondere Ausbringungen durch landwirtschaftlich nicht nutzbringende Quellen wie Littering und verunreinigte Gärgut- und Kompostdünger könnten theoretisch mit relativ einfachen Mitteln reduziert werden. Die Substitution von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen aus persistentem Plastik, beispielsweise Mulchfolien, erweist sich als deutlich komplizierter und bedarf Alternativen, beispielsweise abbaubare Materialien oder andere Technologien.

Agroscope wird das Thema weiterverfolgen und eine periodische Sichtung der Fachliteratur vornehmen, um diese erste, aufgrund der beschränkten Datenlage noch sehr rudimentäre Risikoanalyse zu verfeinern. Weiter wird Agroscope die Etablierung von Zusammenarbeiten mit v. a. nationalen Forschungsgruppen, insbesondere deren Unterstützung und Ergänzung bei landwirtschaftlichen Feldversuchen sowie vermehrtes Pflegen der Kontakte mit der landwirtschaftlichen Praxis und die Mitarbeit bei der Entwicklung von angemessenen Empfehlungen betreffend «Good Plasticultural Practice» vorantreiben.

1 Einführung

Der global jährlich steigende Plastikkonsum und ein starkes Interesse der Öffentlichkeit an Umweltthemen haben dazu geführt, dass die Thematik um das Vorkommen von Plastik in der Umwelt nicht nur in der Wissenschaft immer intensiver bearbeitet wird, sondern auch Thema in der Gesellschaft ist. Die breite Öffentlichkeit ist insbesondere auf Plastikrückstände in Ozeanen sensibilisiert. Die Gesellschaft scheint ob der Plastikrückstände in der Umwelt beunruhigt und erachtet diese als eines der grössten ökologischen Probleme unserer Zeit (Bertling et al., 2018 und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, 2016). Neben der Diskussion ökologischer Bedenken spielen auch sozioökonomische Aspekte eine zentrale Rolle, denn die Schweizer Bevölkerung erachtet Littering als unangebracht (Fehr et al., 2014).

Erste wissenschaftliche Publikationen zu Mikroplastik in landwirtschaftlichen Böden erschienen in den 2010er Jahren (z. B. Rillig, 2012; Steinmetz et al., 2016; Nizzetto et al., 2016; Rillig et al., 2017a; Rillig et al., 2017b; Horton et al., 2017). Landwirtschaftliche Flächen werden intensiv bewirtschaftet und sind daher für Plastikeinträge besonders anfällig. Verbreiteten Schätzungen zufolge stammen 80 % der marinen Plastikvorkommen aus terrestrischen Emissionen (Jambeck et al., 2015). Laut Überschlagsrechnungen von Nizzetto et al. (2016) könnte der jährliche Plastikeintrag in die landwirtschaftlichen Flächen Europas die Plastikbelastung der Ozeane übertreffen. Im Hinblick auf den stetig steigenden Plastikbedarf in der landwirtschaftlichen Produktion, der u.a. auch als Folge strengerer Umweltschutzrichtlinien im Umgang mit Pflanzenschutzmitteln zu erklären ist, sollten mögliche Effekte von Plastikrückständen auf die Bodenfruchtbarkeit und Nahrungsmittelsicherheit abgeklärt werden. In der Schweiz existieren lediglich Daten zu Plastikeinträgen durch Gärgut- und Kompostdünger (Schleiss, 2017). Zu den eingesetzten Plastikmengen landwirtschaftlicher Plastikprodukte ist bisher wenig bekannt. Ausführliche Schätzungen zum Verbleib dieser Produkte in den Böden fehlen vollständig.

Dieser Bericht trägt zunächst Daten zum Plastikeinsatz in der Landwirtschaft zusammen, um daraus Einträge und resultierende Plastikkonzentrationen in Böden abschätzen zu können (Predicted Environmental Concentrations, PEC). Sodann sichtet er vorliegende terrestrische Effektstudien zwecks Bestimmung einer Predicted No-Effect Concentration (PNEC). Der entsprechende Risikoquotient ($PQ=PEC/PNEC$) erlaubt eine erste ökotoxikologische Bewertung von Plastikrückständen in landwirtschaftlichen Böden. Hierbei ist zu betonen, dass zum einen die Abschätzung der Rückstände, bzw. Einträge aus einzelnen Anwendungen noch mit beträchtlichen Unsicherheiten verbunden sind und zum anderen die bisherige Datenlage aus Effektstudien äusserst gering ist. Der Bericht schliesst mit generellen Handlungsempfehlungen der Autorenschaft für verschiedene Akteure.

2 Stoffstromanalyse zu Plastik in landwirtschaftlichen Nutzflächen

2.1 Methodik der Stoffstromanalyse

Die in Abbildung 1 dargestellte Stoffstromanalyse soll erste Anhaltspunkte zu den Plastikflüssen in landwirtschaftlichen Nutzflächen der Schweiz liefern. Aufgrund der sehr dünnen Datenlage mussten die eingesetzten Plastikmengen pro Kultur über Expertenbefragungen und die spezifischen Gewichtsangaben aus Produktinformationen geschätzt werden. Die aggregierten Expertenschätzungen und die Berechnungsgrundlagen sind im Anhang zu finden (Tabelle A 2 und A 12). Die daraus resultierende Stoffstromanalyse (Abbildung 1) listet links ausgewählte relevante Plastikproduktgruppen (gelb hinterlegt) und damit Quellen potentieller Plastikeinträge in die Böden auf. Die Mengen dieser Quellen werden in t pro Jahr angegeben (graue Pfeile links). Die rechte Seite der Abbildung zeigt die verschiedenen Kulturen (grün hinterlegt), welche in Kontakt mit den verschiedenen Quellen stehen. Die Kulturen sind in Kategorien (Kulturkategorien) zusammengefasst. Die Bezeichnung der Kulturen richtet sich terminologisch nach dem Bundesamt für Statistik (BfS). Es findet ein durch verschieden farbige Pfeile signalisierter Plastikstrom in t pro Jahr von den Quellen zu den Kulturkategorien statt. Ein Teil dieser Plastikmengen wird später wieder aus der jeweiligen Kulturkategorie abgeführt und allenfalls wiederverwertet, recycelt oder thermisch verwertet (graue Pfeile rechts). Die in der Kulturkategorie verbleibende Plastikmenge wird als Plastikeintrag in die Böden definiert und ist im Kästchen der jeweiligen Kulturkategorie als jährliche Plastikakkumulation in t angegeben (grünes Lager). Alle Werte sind auf eine signifikante Stelle gerundet und mit der geschätzten Standardabweichung (\pm) angegeben. Die Berechnung der Standardabweichung wird im Anhang (Kapitel 13) weiter erörtert. Die hier vorliegende Stoffstromanalyse beruht auf Schätzungen, eine empirische Erhebung der Plastikströme erschien als nicht praktikabel. Die Schätzer sollten nicht als effektive Werte betrachtet werden. Vielmehr dienen Sie als grobe Grösseneinordnung. Um diesem Zustand Rechnung zu tragen, wurde für jeden Schätzer die Standardabweichung errechnet und die Zahl auf eine signifikante Stelle gerundet. Auf eine wissenschaftliche Schreibweise der gerundeten Schätzer wurde zugunsten der Übersichtlichkeit verzichtet.

Die Kulturkategorie Mulchfolien und Bändchengewebe beinhaltet auch nicht persistente Mulchfolien. Diese sind in Tabelle 3 jedoch separat aufgeführt. Bei der Kulturkategorie der Kunststoffbinder und Wuchshüllen wurden nicht persistente Kunststoffbinder ausgeschlossen. Ihr Anteil muss in Gewächshäusern auf ca. 50 % und in Freilandkulturen auf höchstens 10 % geschätzt werden (persönliche Kommunikation Reto Neuweiler, Agroscope).

Die Schätzung der Eintragsrate, welche die Lagergrösse und den Exportstrom (grauer Pfeil rechts) bestimmt, ist besonders schwierig. Basierend auf Expertengesprächen, Besichtigungen und Prozessanalysen wurden vier massenbasierte Eintragsintervalle festgelegt. Diese sind: 0,01-0,1 % (sehr unwahrscheinlicher Eintrag); 0,1-1 % (unwahrscheinlicher Eintrag); 1-10 % (wahrscheinlicher Eintrag) und 100 % (unausweichlicher Eintrag). Weitere Einzelheiten zu diesen Zahlen sind dem Anhang zu entnehmen (siehe Tabelle A 2 und Kapitel 13.3). Tabelle 3 zeigt den absoluten und flächenbezogenen Plastikeintrag der verschiedenen Produkte. Da sich der Einsatz einiger Plastikprodukte auf bestimmte Kulturkategorien mit definierten und z. T. geringen Flächen beschränkt, unterscheidet sich absoluter und relativer flächenbezogener Eintrag zum Teil deutlich. Wie dem Anhang (Tabelle A 2) und der Studie von Kaweck et al. (2018) zu entnehmen ist, ist der Polyethylen (PE) Anteil der primär applizierten Plastikprodukte sehr hoch. Weitere weniger genutzte Plastikpolymere im Kontakt mit landwirtschaftlichen Nutzflächen sind beispielsweise Polypropylen (PP) und Polyvinylchlorid (PVC).

2.2 Anwendung von Plastikprodukten in der Landwirtschaft

Der Anteil der Plastiknachfrage für die europäische Landwirtschaft wird in der Literatur auf <2 % (Scarascia-Mugnozza et al., 2011), 2 % (Briassoulis et al., 2013), 3,3 % (PlasticsEurope, 2018) und 4,3 % (PlasticsEurope, 2015) geschätzt. Es wird davon ausgegangen, dass der Plastikanteil im mediterranen Gebiet höher liegt als im übrigen Europa (Scarascia-Mugnozza et al., 2011). Die als «Plasticulture» bezeichnete landwirtschaftliche Produktion unter intensiver Plastiknutzung stammt ursprünglich aus den USA und hat sich auch in Europa etabliert. Namentlich in China ist der landwirtschaftliche Plastikeinsatz in Form der Mulchfoliennutzung besonders intensiv (Scarascia-Mugnozza et al., 2011; Changrong et al., 2014). Es ist davon auszugehen, dass in der Schweiz ebenfalls 2-4 % der total nachgefragten Plastikmengen in der Landwirtschaft verwendet werden. Diese Produkte werden überwiegend aus dem Ausland importiert. Laut Röschli (2018) ist die Landwirtschaft für die Schweizer Plastikindustrie mit einem Produktanteil von 0,1 % von geringer Bedeutung. Da keine Statistiken über den Plastikkonsum in der Landwirtschaft erhoben werden, ist eine Einordnung dieser Mengen äusserst schwierig. Kawecki et al. (2018) schätzt die jährlich genutzten Mengen in der Schweizer Landwirtschaft auf 19 507 t a⁻¹. Diese Schätzung basiert auf den häufigen Polymeren Low Density PE (LDPE), High Density PE (HDPE), PP, Polystyrol (PS), Expandiertes Polystyrol (EPS) (Styropor), PVC und Polyethylenterephthalat (PET).

Basierend auf der hier durchgeführten Stoffstromanalyse lassen sich zwei Eintragsformen von Plastik in landwirtschaftliche Nutzflächen unterscheiden. Beim primären Eintrag werden die Eigenschaften der jeweiligen Plastikprodukte beabsichtigt und nutzbringend eingesetzt. Dabei wird ein gewisser Plastikeintrag der Nutzfläche in Kauf genommen. Beispiele solcher Anwendungen sind der Einsatz von Vogelschutznetzen (1000 ± 300 t a⁻¹, siehe Tabelle 3) oder Siloballenfolien (6000 ± 800 t a⁻¹, siehe Tabelle 3). Beim sekundären Eintrag ist der Plastik unerwünscht und erfüllt keinen landwirtschaftlichen Nutzen. Dies ergibt sich beispielsweise durch Plastik-Littering (80 ± 30 t a⁻¹, Tabelle 3) oder bei der Anwendung von plastikverunreinigtem Gärgut- und Kompostdünger (50 ± 7 t a⁻¹, Tabelle 3). Oftmals existieren Substitute zu den primär angewandten Plastikprodukten in Form von anderen Technologien (z. B. Schreckschüsse anstelle von Vogelschutznetzen) oder anderen Rohstoffen (Rindenmulch anstelle von PE-Mulchfolien). Diese werden aus funktionellen und/oder ökonomischen Gründen jedoch selten gewählt. Der Zweck von Plastikprodukten ist vielseitig. Durch den Einsatz von Mulchfolien können beispielsweise Ressourcen wie Wasser und Pflanzenschutzmittel eingespart, oder Ernten verfrüht werden. Der Einsatz von Plastikprodukten hat also durchaus einen ökologischen Nutzen. Tabelle 1 stellt exemplarisch die allgemein bekannten Vor- und Nachteile der plastikbasierten Mulchfoliennutzung gegenüber.

Tabelle 1: Vor- und Nachteile der konventionellen Mulchfoliennutzung, nach Steinmetz et al., 2016 (Review)

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> + Höhere Erträge + Frühere Ernten (längere Saison) + Bessere Qualität (optisch) der Ernte + Bessere Wassereffizienz + Bessere Pestizid- und Düngereffizienz + Vorbeugung gegen Bodenerosion 	<ul style="list-style-type: none"> – Mikroplastikgenerierung – Folgen durch Additive aus Folien – Erhöhte Abschwemmung von Pestiziden durch steigenden Oberflächenabfluss – Steigende Wasserabweisung – Veränderung der Bodenqualität durch Veränderung der Lebensgemeinschaft – Beschleunigter C/N Stoffwechsel kann zu Verarmung der organischen Reserven führen – Begünstigung zur Freisetzung von Treibhausgasen

In der Schweiz kann Plastik über viele Wege mit landwirtschaftlichen Böden in Kontakt kommen. Im Vergleich zu den meisten Ländern erfolgt in der Schweiz jedoch kein Eintrag über Klärschlamm, dessen Ausbringung auf Feldern nach der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV) seit 2006 verboten ist, sowie über Verfrachtungen aus Abfalldeponien. In Europa wird der jährliche Mikroplastikeintrag, welcher über das Ausbringen von Klärschlamm in die Umwelt gelangt, auf 125-850 t pro 1 Million Einwohner geschätzt (Nizzetto et al, 2016). Es ist davon auszugehen, dass Klärschlamm, wenn entsprechend eingesetzt, die relevanteste Quelle für Plastikeinträge in landwirtschaftliche Flächen ist (vergleiche Abbildung 1 und Tabelle 3).

Basierend auf dieser Arbeit muss mit einer jährlich vorübergehend ausgebrachten Plastikmenge von $16\,000 \pm 1300$ t auf landwirtschaftliche Nutzflächen in der Schweiz gerechnet werden. Obschon die Schätzungen Werk- und Fahrzeuge, Erntehilfen, sowie Produkte für die Tierhaltung ausschliessen, liegen die Zahlen in der gleichen Grössenordnung wie die Schätzungen von Kawecki et al. (2018) mit $19\,507$ t a⁻¹.

2.3 Terminologie von Plastikrückständen in der Umwelt

Bei Plastikeinträgen werden oftmals Mikro- und Makroplastik differenziert. Diese grössenspezifische Einordnung wird in der Literatur nicht einheitlich verwendet (siehe Tabelle 2). Meistens werden unter Mikroplastik Partikel mit einer Grösse von weniger als 5 mm beschrieben. Da grössere Plastikpartikel zu kleineren Partikeln zerfallen können, werden in diesem Bericht auch grössere Plastikteile bearbeitet. Falls nicht anders deklariert, wird hier die Grössendefinition von Arthur et al. (2009) genutzt, da diese in der Literatur sehr verbreitet ist. Neben der Grösse werden auch die Zustände Primäres (Mikro-)Plastik und Sekundäres (Mikro-)Plastik unterschieden. Diese Unterscheidung ist in der hier vorliegenden Arbeit nicht relevant und wird daher nicht weiter vertieft. Chemische Definitionen von Mikroplastik über die entsprechenden Polymere sind die Ausnahme. Grundsätzlich lassen sich drei Plastiktypen unterscheiden: (I) Thermoplaste, (II) Duroplaste und (III) Elastomere. Bertling et al. (2018) erachten Mikro- und Makroplastik als ein unter Standardbedingungen festes Objekt, welches aus thermoplastischen, elastomeren oder duroplastischen Kunststoffen besteht und direkt oder indirekt durch menschliches Handeln in die Umwelt gelangt. Die Europäische Kommission setzte in einem Beschluss EU (2017/1218) eine ähnliche Definition fest, wonach Mikroplastik als < 5 mm und unlösliches makromolekulares Kunststoffpartikel angesehen wird, welches durch ein Polymerisationsverfahren, eine chemische Modifikation oder mikrobielle Fermentation entstanden ist.

Tabelle 2: Definitionen verschiedener Grössenklassifizierungen von Plastikteilchen

Auswahl verschiedener Grössen-Kategorien	NOAA (Arthur et al., 2009)	Duis und Coors, 2016	Rayan et al., 2009	Barnes et al., 2009	GESAMP, 2016
Nanoplastik	-	-	-	-	-
Mikroplastik	<5 mm	1 µm bis 5 mm	<2 mm	<5 mm	<5 mm
Mesoplastik	-	-	2 mm bis 20 mm	5 mm bis 20 mm	<25 mm
Makroplastik	≥5 mm	>5 mm	>20 mm	>20 mm bis 100 mm	<1000 mm
Megoplastik	-	-	-	>100 mm	>1000 mm

2.4 Besprechung der relevanten Quellen

2.4.1 Littering

Es muss davon ausgegangen werden, dass Littering mit 80 ± 30 t jährlich ausgebrachtem Plastik (Tabelle 3) den absolut grössten Eintrag in landwirtschaftliche Nutzflächen der Schweiz darstellt. Es existieren keine Erhebungen zum Littering in ruralen Gebieten oder landwirtschaftlichen Flächen. In dieser Studie wurde daher auf Schätzungen von einer noch nicht publizierten, BAFU-finanzierten Studie der Empa zurückgegriffen. Da sich die 80 t Plastikeintrag pro Jahr aber auf die ganze landwirtschaftliche Nutzfläche verteilen, ist der durchschnittliche flächenbezogene Eintrag mit $80 \pm 30 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kleiner als bei anderen Quellen (z. B. PE-Mulchfolien ($2000 \pm 2000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) oder Gärgut- und Kompostdüngern ($4000 \pm 1000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$)) (siehe Tabelle 3). Es ist davon auszugehen, dass insbesondere beim Littering grosse Unterschiede zwischen verschiedenen Standorten zu beobachten sind. Diese sind vornehmlich von ihrer Lage (Frequentierung, Abgeschiedenheit, etc.) abhängig. Der kürzlich erschienene Swiss Litter Report, der Abfälle an Schweizer Gewässern mit Hilfe eines Citizen Science Projektes untersuchte, schätzt die monatlich anfallenden Plastikmengen an den Ufern von Schweizer Seen und Flüssen auf 23 000 kg (Blarer und Kull, 2018). Dies ergibt einen geschätzten¹ Plastikeintrag von $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und ist um einiges höher als die Annahme in diesem Bericht. Dieser beträchtliche Unterschied lässt sich damit erklären, dass Gewässerufer als stärker frequentiert und intensiver genutzt erachtet werden müssen und zudem ein Einzugsgebiet grösserer Fläche repräsentieren.

2.4.2 Gärgut- und Kompostdünger

Die Quelle Gärgut- und Kompostdünger gehört mit einer geschätzten ausgebrachten Plastikmenge von $50 (\pm 7)$ t pro Jahr (Tabelle 3) ebenfalls zu den grossen absoluten Einträgen. Die Schätzung basiert auf der empirischen Untersuchung von Stichproben durch den Verein Inspektorat der Kompostier- und Vergärbranche der Schweiz (Schleiss, 2017). Es gilt zu betonen, dass der Plastikanteil je nach Ausgangsmaterial und Behandlungsverfahren sehr unterschiedlich ist. Daher können die Plastikanteile im Dünger von Anlage zu Anlage stark variieren. Die Untersuchungen des Verein Inspektorat der Kompostier- und Vergärbranche der Schweiz geben diesbezüglich einen guten Überblick. Nach Angaben von BiomasseSuisse ist insbesondere die Zunahme nicht fachgerecht entsorgter Begleitstoffe über die Sammlung von privaten biogenen Abfällen zum Problem geworden. Andere Eintragspfade von Plastik in den Gärgut- und Kompostdünger sind über Ausschusswaren aus dem Detailhandel möglich. Mittels technischer Vorkehrungen kann ein Teil dieser Plastikabfälle zurückgehalten werden. Da sich Gärgut- und Kompostdünger weniger grossflächig verteilen als dies beispielsweise beim Littering der Fall ist, kann es lokal zu höheren Frachten kommen. Der flächenbezogene Eintrag wird hier auf durchschnittlich $4000 \pm 1000 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt (Tabelle 3). Daher ist diese Quelle auch relativ von grossem Gewicht.

2.4.3 Folienprodukte

Zu den mengenmässig relevantesten Folienprodukten zählen bei der Nutzung Siloballenfolien ($6000 \pm 800 \text{ t a}^{-1}$), Gewächshausfolien/Witterungsschutz ($3000 \pm 800 \text{ t a}^{-1}$), Bändchengewebe ($500 \pm 100 \text{ t a}^{-1}$), sowie PE-Mulchfolien ($300 \pm 100 \text{ t a}^{-1}$) (Abbildung 1, Tabelle 3). Bei den Siloballenfolien werden keine grossen Einträge in landwirtschaftliche Nutzflächen erwartet, da die mehrschichtige Verpackung und die oftmals geschützte Lagerung das Risiko des Zerfalls reduzieren. Ähnliches gilt für die Gewächshausfolien/Witterungsschutz. Im Gegensatz dazu sind die Mulchfolien dem Wetter, dem Erdreich, sowie Pflanzenschutzmitteln und mechanischer Bearbeitung stärker ausgesetzt und tendieren eher zum Zerfall. Da ein direkter Zusammenhang zwischen Foliendicke und Zerfallsrate vermutet wird, empfiehlt die Euronorm EN 13655 PE-Mulchfolien ab einer Stärke von $25 \mu\text{m}$ zu verwenden. Auf dem Markt werden aber auch dünnere PE-Mulchfolien mit einer Dicke bis bloss $4 \mu\text{m}$ angeboten. Diese werden insbesondere in China genutzt und haben dort zu grossen Verunreinigung geführt (Changrong et al. 2014). In der Schweiz werden vergleichsweise dickere Produkte eingesetzt (häufig ab $35 \mu\text{m}$), was den Annahmen zufolge das Risiko eines Plastikeintrages reduziert. Da ein grosser und stetig wachsender Anteil an den vergleichsweise zerfallsanfälligen Mulchfolien durch abbaubare Produkte substituiert wird,

¹ Berechnet basierend auf Blarer und Kull, 2018 (Tabelle 1, 12, 13, 14)

scheint sich das Problem zu entschärfen. Dabei sollte die vollständige Abbaubarkeit der Folien tatsächlich gewährleistet sein (siehe Kapitel «3.1 Abbaubarkeit von Plastik»). In der Stoffstromanalyse (Abbildung 1) wurden abbaubare Mulchfolienprodukte und konventionelle PE-Mulchfolien im Sinne eines Worst Case Szenarios zusammen aufgeführt. Basierend auf den Expertenschätzungen kann davon ausgegangen werden, dass 9 % der Quelle «Mulchfolien und Bändchengewebe» aus als vollständig abbaubar deklarierten Produkten besteht. Dies entspricht einem Anteil von 43 % aller Mulchfolienflächen und liegt nahe dem von den Händlern beschriebenen Anteil von 50-60 % (Auskunft Sansonnens FG Frères SA und GVZ-Rossat AG). Diese Übereinstimmung kann als Indiz für eine angemessene Datenqualität gedeutet werden. Die etwas älteren und auf einer geringen Datenmenge basierenden Schätzungen von Briassoulis et al. (2013) gehen für die Schweiz von Nutzungsmengen von 846,4 t a⁻¹ für Mulchfolien, 1100,0 t a⁻¹ für Vliese und 948,6 t a⁻¹ für Gewächshäuser und Witterungsschutzfolien aus.

2.4.4 Weitere Eintrags- und Ausbringungspfade

Aufgrund der Berechnungen kann davon ausgegangen werden, dass weitere in der Fachliteratur angesprochene potentielle Plastikquellen wie der Lufteintrag (0,4 ± 0,2 t a⁻¹) und Wasser für die Bewässerung (0,08 ± 0,01 t a⁻¹) lediglich minimste Einträge zur Folge haben. Die Vermutung, dass grössere Plastikmengen über Formulierungshilfen von Dünge- und Pflanzenschutzmittel in die Umwelt gelangen, ist teilweise begründet. Nach Abklärung mit der Forschungsgruppe Pflanzenschutzchemie von Agroscope wurden im Jahr 2015 1,5 t Polyurethan (PUR) als Kapselsuspensionsformulierung auf die Felder ausgebracht. Es handelt sich dabei um das einzige als Plastik zu definierende Polymer. Aufgrund von Rückzügen einiger Wirkstoffe wird damit gerechnet, dass diese Menge auf 0,2 t pro Jahr zurückgeht. Das eingesetzte Polymer PUR baut sich durch Hydrolyse der Esterbindungen vergleichsweise schnell ab. Es ist daher nicht davon auszugehen, dass eine langfristige PUR-Akkumulation in den Boden stattfindet. Weitere mögliche Eintragsquellen sind der Oberflächenabfluss von Strassen, welcher Reifenabriebe und andere Plastikpartikel von den Strassen auf die Felder spülen kann. In der Schweiz wird der Oberflächenabfluss verunreinigter Strassen aufgefangen und den Kläranlagen zugeführt (BUWAL, 2002). Obschon Verfrachtungen von Strassen auf landwirtschaftliche Felder in der Praxis nicht auszuschliessen sind, wird davon ausgegangen, dass diese Quelle für die hier formulierte Zielsetzung vernachlässigt werden kann.

Nach Schätzungen des Schweizerischen Bauernverbandes (SBV) liegt die Menge der jährlich genutzten Düngersackfolien bei 500 ± 60 t a⁻¹. Die Abschätzung der Plastikmengen in Form von Chemikalienbehältern basiert auf Vergleichswerten aus dem europäischen Ausland (Briassoulis et al., 2013) und wird auf 200 ± 30 t Plastik geschätzt (siehe Anhang Kapitel «13.1 Datenbasierte Schätzungen»). Aufgrund der relativ kleinen Mengen, der kurzen Einsatzdauer und der Schwierigkeiten bei der Zuordnung zu entsprechenden Kulturen, wurden die hier genannten Quellen aus der Stoffstromanalyse ausgeschlossen. Weitere nicht untersuchte Quellen sind Verluste von landwirtschaftlichen Gerätschaften beim Bearbeiten der Kulturen (Lackabriebe, Reifenabriebe, Abnutzung von Gerätschaften etc.), Erntehilfen, sowie Materialien aus der Tierhaltung. Auf eine detaillierte Berechnung möglicher Ausbringungs- und Eintragsmengen wurde bei diesen Quellen verzichtet, da deren Abschätzung äusserst schwierig und ihre Relevanz als sehr oder eher klein eingeschätzt werden.

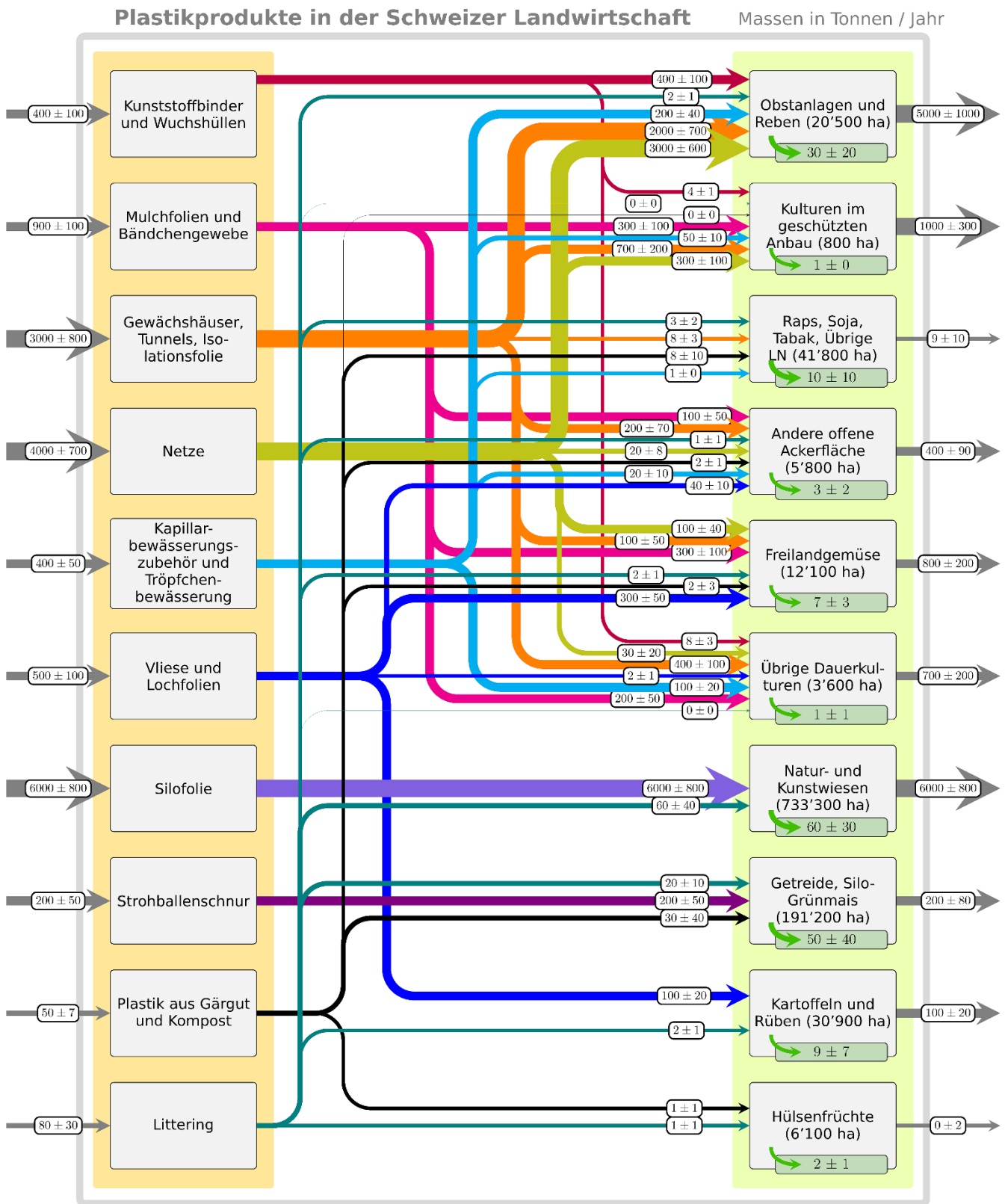


Abbildung 1: Stoffstromanalyse relevanter Plastikprodukte in der Schweizer Landwirtschaft. Die Systemgrenzen werden durch die jährlich in der Schweiz applizierten Plastikmengen von der Applikation bis zu ihrer Wiederverwendung im nächsten Jahr oder deren Entfernungen definiert. Alle Werte sind mit einer Standardabweichung (\pm) versehen. Die Standardabweichung wurde nach Laner et al. (2016) errechnet (Kapitel 13 «Berechnung der Stoffstrommengen und der Standardabweichungen»). Negative Werte sind nicht möglich. Von links nach rechts ist die Stoffstromanalyse wie folgt aufgebaut: Der Inputstrom (grauer Pfeil links) beschreibt die ausgebrachte Menge an verschiedenen Plastikquellen in $t a^{-1}$. Diese Verteilung auf die verschiedenen Kulturkategorien wird durch verschiedenfarbige Pfeile ausgehend von den Quellen dargestellt (in $t a^{-1}$). Das Lager (grüne Box innerhalb der Kulturkategorie) umschreibt die jährlich auf den jeweiligen Kulturkategorien verbleibenden Plastikmengen in t (Einträge). Die restlichen Plastikmengen werden der Kulturkategorie in Form eines Exportstroms ($t a^{-1}$) entzogen (grauer Pfeil rechts) und thermisch verwertet, recycelt oder erneut verwendet. Da die Werte gerundet sind, ergeben die Summen der einzelnen Stoffströme nicht zwingend die angegebene Gesamtheit dieser Stoffströme. Dies gilt insbesondere bei der Summierung von mehreren grossen Stoffströmen (siehe Beispiel Obstanlagen und Reben).

Tabelle 3: Übersicht zur jährlich ausgebrachten Menge an verschiedenen Plastikprodukten, sowie deren geschätzter absoluter und flächenbezogener Plastikeintrag. Die Werte errechnen sich aus Tabelle A 2 und A 12.

Plastikprodukt	Ausgebrachte Menge (t a ⁻¹)	Eintragsrate (%) ^a	Erwarteter absoluter Eintrag in Böden (t a ⁻¹) ^b	Flächenbezogener Eintrag in Böden (g ha ⁻¹ a ⁻¹) ^c
Siloballenfolie	6000 ± 800	0,01-0,1 %	0,6-6	60 ± 50
Gewächshausfolie/ Witterungsschutz	3000 ± 800	0,01-0,1 %	0,3-3	900 ± 800
Hagelnetz	2000 ± 600	0,01-0,1 %	0,2-2	200 ± 200
Vogelschutznetze	1000 ± 300	0,01-0,1 %	0,1-1	100 ± 100
Vliese + Lochfolie	500 ± 100	0,1-1 %	0,5-5	1000 ± 900
Bändchengewebe	500 ± 100	0,01-0,1 %	0,05-0,5	600 ± 500
Tröpfchenbewässerung	400 ± 50	0,1-1 %	0,4-4	400 ± 400
PE-Mulchfolien	300 ± 100	0,1-1 %	0,3-3	2000 ± 2000
nichtbioabbaubare Kunststoffbinder etc.	300 ± 80	1-10 %	3-30	1000 ± 1000
Insektenschutznetze	300 ± 90	0,01-0,1 %	0,03-0,3	100 ± 100
Schattiernetze	300 ± 100	0,01-0,1 %	0,03-0,3	800 ± 700
Strohballenschnur	200 ± 50	0,1-1 %	0,2-2	10 ± 9
Wuchshülle	200 ± 60	0,01-0,1 %	0,02-0,2	200 ± 200
Niedertunnelfolien	100 ± 50	0,01-0,1 %	0,01-0,1	500 ± 500
Klimaschutznetze	100 ± 40	0,01-0,1 %	0,01-0,1	200 ± 200
Biomulchfolien	80 ± 30	0,1-1 %	0,08-0,8	800 ± 700
Plastik durch Littering	80 ± 30	100 %	80	80 ± 30
Plastik in Gärgut- und Kompostdünger	50 ± 7	100 %	50	4000 ± 1000
Isolationsfolie	40 ± 10	0,001- 0,01 %	0,004-0,04	400 ± 300
Kapillarbewässerungszubeh ör (Verteiler, Spaghetti, Stecker)	30 ± 9	0,1-1 %	0,03-0,3	400 ± 400
Kunststoffstütznetze	6 ± 2	0,01-0,1 %	0,0006-0,006	40 ± 40
Düngersackfolie	500 ± 60	-	-	-
Chemikalienbehälter	200 ± 30	-	-	-

^a Erläuterungen zur Eintragsrate sind dem Anhang zu entnehmen (Tabelle A2).

^b Ausgebrachte Menge multipliziert mit der Eintragsrate

^c Zur Berechnung wurde der Median des Eintragsintervalls herangezogen. Die Unsicherheit aus der Intervallschätzung wurde durch ein CV_{Intervall} von 82 % angenommen. Dies entspricht der Abweichung des Intervallmedian zu den Extremwerten des Intervalls.

2.5 Schätzung der Plastikkonzentrationen in landwirtschaftlichen Nutzflächen

Die Schätzung einer PEC ist äusserst schwierig und mit grossen Unsicherheiten belastet. Dennoch wurde auf Grundlage der oben dargestellten Daten eine Worst Case PEC geschätzt. Diese beruht auf den Annahmen einer hypothetischen landwirtschaftlichen Fläche mit (I) durchschnittlichem Littering, (II) Klärschlammdüngung zwischen 1970 und 2006, (III) Gärgut- und Kompostdüngung zwischen 2007 und 2018 und (IV) konstanter Mulchfolienapplikation seit 1960. Dabei wurden die geschätzten jährlich anfallenden Plastikmengen addiert und falls sinnvoll über die Zeit diskontiert. Die jährliche Plastikzufuhr durch Littering und Klärschlammdünger wurde in Abhängigkeit der globalen Plastikproduktion geschätzt. Beim Gärgut- und Kompostdünger wurde von den maximal zulässigen Belastungen nach ChemRRV ausgegangen (0,1 %). Diese Annahme erscheint nach den Resultaten von Schleiss (2017) ein guter Schätzer.

Die detaillierten Berechnungen zur PEC sind im Anhang zu finden («Kapitel 14 Berechnungen zur Schätzung der PEC»). Diesen Annahmen zufolge ergibt sich ein totaler Eintrag von rund 534 kg ha^{-1} (Abbildung 2, Tabelle 4). Auf chinesischen Feldern wurden Mulchfolienrückstände von 381 kg ha^{-1} gemessen (Changrong et al., 2014). Dies jedoch bei einer deutlich kürzeren Mulchfolienapplikationsdauer und unter Ausschluss anderer Quellen. Der jährliche Plastikeintrag durch Mulchfolienutzung in China beläuft sich auf über $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Daten von Yan et al. publiziert von Changrong et al., 2014). Der in diesem Bericht angenommene Eintrag durch Mulchfolien beläuft sich auf unter $2.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

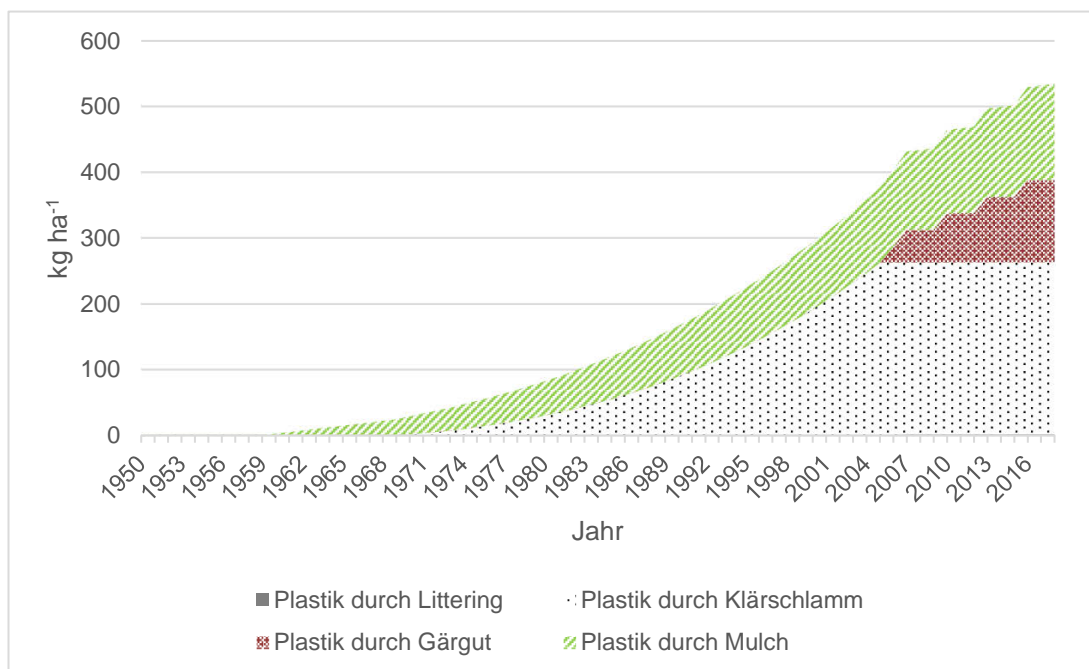


Abbildung 2: Angenommene Plastikakkumulation zur Berechnung der PEC in kg ha^{-1} über die Jahre ohne Verfrachtung oder Abbau. Basierend auf ausgewählten Eintragsquellen (siehe Kapitel 2.4).

Unter der Annahme einer homogenen Verteilung dieses Plastikeintrages in den obersten 25 cm des Bodens und zu vernachlässigendem Abbau oder Verfrachtung ergibt sich eine PEC von $0,02 \pm 0,01 \%$ (entspricht in $200 \pm 100 \text{ mg kg}^{-1}$, Abbildung 2, Tabelle 4). Dieser PEC liegt mindestens 50-mal tiefer als der organische Kohlenstoffgehalt der Böden, welcher zwischen 11 und 392 g kg^{-1} (Median 50 g kg^{-1}) variiert (Agarwal und Bucheli, 2011).

Tabelle 4: Zusammensetzung der errechneten PEC von Plastik in Landwirtschaftsböden. Aufgrund von Rundungen weicht die totale Menge von der Summe der angegebenen Einzelwerte leicht ab.

Quelle	Absolute Menge pro Hektar
Littering	2 kg ha ⁻¹ (1950-2018)
Klärschlammdüngung	261 kg ha ⁻¹ (1970-2005)
Gärgut-/Kompostdüngung	125 kg ha ⁻¹ (2006-2018)
PE-Mulchfolie	146 kg ha ⁻¹ (1960-2018)
Total:	534 kg ha⁻¹
PEC^a	0,02 ± 0,01 %; 200 ± 100 mg kg⁻¹
^a Bei einer Bodendichte von 1200 kg m ⁻³ und einer Plastikakkumulation in den obersten 25 cm Boden	

3 Verhalten von Plastik in landwirtschaftlichen Böden

Sämtliche auf landwirtschaftliche Nutzflächen applizierte Plastikprodukte können Additive und Weichmacher in die Böden emittieren. Auch jene, welche nach Gebrauch fachgerecht entfernt werden. Bei den im Boden als Abfall verbleibenden Plastikteilchen wird davon ausgegangen, dass sie durch Zerfallen immer kleiner werden und sich durch ständiges Umpflügen in den obersten 25 cm des Bodens akkumulieren. Eine Verfrachtung in tiefere Horizonte ist durch verschiedene Faktoren wie beispielsweise Makroporen, Risse im Erdreich oder etwa durch die Bodenbiota möglich. Beim vertikalen Transport können auch Grösse, Hydrophobie und Morphologie der Plastikteilchen eine entscheidende Rolle spielen (Rillig et al. 2017a, 2017b, Wan und Wilson 1994). Für den oben berechneten Worst Case PEC sind wir von einem permanenten Verbleib des eingetragenen Plastiks in den obersten 25cm Erdreich ausgegangen.

3.1 Abbaubarkeit von Plastik

Plastik kann sowohl aus fossilen Rohstoffen wie Erdgas, Erdöl und Kohle oder aus nachwachsenden Rohstoffen wie z. B. Mais und Zuckerrohr hergestellt werden. Unabhängig vom Rohstoff kann sowohl persistenter, als auch nicht persistenter Plastik hergestellt werden. Dem Plastik werden je nach Belastung und Qualitätsanforderungen verschiedene Additive beigefügt. Da nicht persistente Mulchfolien einen gesellschaftlich guten Ruf geniessen und fälschlicherweise häufig als generell vollständig auf dem Acker abbaubar beworben werden, sind sie sehr beliebt. Der Markt unterscheidet zwei Kategorien von nicht persistentem Plastik. Zum einen sind dies die abiotisch abbaubaren Folien (Abbau z. B. durch UV-Strahlung und Sauerstoff), bei denen eingebaute Additive den Zerfall begünstigen (oxo-abbaubare Produkte), zum anderen die durch mikrobielle Aktivitäten biotisch abbaubaren Produkte. Die abiotisch oxo-abbaubaren Folien stehen unter starkem Verdacht das Plastik lediglich zu verkleinern und nicht vollständig abzubauen (Selke et al., 2015, Briassoulis und Dejean, 2010). Dies wäre in Bezug auf die Mikroplastikverunreinigung verheerend, da ganze Felder mit grossen Mengen von Plastik verunreinigt würden, die sich nicht mehr einsammeln lassen. In der Schweiz bestehen die nicht abbaubaren Mulchfolienprodukte typischerweise aus PE. Bei den als abbaubar beworbenen Produkten, handelt es sich typischerweise um ein biotisch abbaubares Gemisch aus PBAT-Copolymer mit Polylactideanteilen (PLA) oder thermoplastischer Stärke. Schweizer Lieferanten schätzen den Marktanteil der abbaubaren Mulchfolienprodukte auf 50-60 % (Auskunft Sansonnens FG Frères SA und GVZ-Rossat AG). Bei den Abbauprozessen nicht persistenter Produkte gilt es jedoch die zum Abbau spezifischen Bedingungen zu beachten. Aufgrund der hohen Marktdynamik und der oft ungenügenden Artikelbeschreibung mit irreführender Bewerbung können Missverständnisse vorkommen.

Soweit erkennbar, erfüllen die abbaubaren Produkte heute die Euronormen EN 13432 oder EN 14995 über kompostierbare Verpackungen beziehungsweise Kunststoffe. Geprüft wird demnach eine Kompostierbarkeit unter erhöhten Temperaturen (über 50°C). Solche Temperaturen können Folien auf dem Acker nur schwer erreichen. Ein zeitnaher Abbau auf dem Feld ist also nicht garantiert. Lediglich in industriellen Kompost- und Gärgutanlagen können entsprechende Bedingungen angetroffen werden (Schockert, 2018). Bei der neuen EN 17033 liegt die für die Tests relevante Abbautemperatur bei 20-25°C. Da diese Norm im Sommer 2018 erschien, gibt es noch keine entsprechend zertifizierten Produkte. Es ist nicht auszuschliessen, dass die heute eingesetzten Produkte mit dieser Norm zertifiziert werden können. Nach Auffassung der Vollzugsbehörden des Kantons Zürich sollten baldmöglichst nur noch Folien der Norm EN 17033 nach Gebrauch untergepflügt werden. Es wäre sinnvoll, in der Zwischenzeit eine Analyse der Marktsituation durchzuführen, um eine von Bund und Kantonen getragene Empfehlung zu einer «good plasticultural practice» abzugeben, womit sich sowohl Händler, Landwirte, als auch Aufsichtsbehörden orientieren können. Nach dem Entwurf der EU-Verordnung betreffend die Bereitstellung von Düngerprodukten mit CE-Kennzeichnung sollen Produkte nach EN 17033 als Bodenverbesserungsmittel gelten. Ein Unterpflügen aller anderen Mulchfolien ist dann kaum noch vertretbar (persönliche

Kommunikation Urs Näf, Kantonales Labor Zürich). Sie sollten nach Gebrauch der thermischen Verwertung zugeführt werden.

Eine Weiterverarbeitung dieser kompostierbaren Folien in Kompost- und Gärgutanlagen ist schwierig und wirtschaftlich nicht attraktiv (Auskunft Martin Leuenberger, BiomasseSuisse). Intensive Forschung zur Abbaubarkeit von Mulchfolien findet in der Schweiz an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich (ETHZ) unter der Leitung von Michael Sander statt. Ziel dieser Forschung ist es, den biotischen Abbau von Mulchprodukten aufzuschlüsseln. Wie erwähnt, ist der Anteil nicht persistenter Mulchfolienprodukte in der Schweiz gross.

Offen bleibt, ob die im Sommer 2018 erneuerte EN 13655, über nach dem Gebrauch rückbaubare thermoplastische Mulchfolien, zu einer besseren Reissfestigkeit der PE-Folien führt. Denn häufig zerreißen diese Produkte beim Entfernen von den Feldern und sorgen somit, insbesondere durch die mit Erde bedeckten Folienränder, für plastikbelastete Böden. Andere Produkte wie Netze, Siloballenfolie, Schläuche, Gewächshausfolien, etc. sind nicht oder nur sehr begrenzt in nicht persistenten Varianten erhältlich.

3.2 Analysemöglichkeiten der Böden

Bisher existiert keine etablierte Methode zur Quantifizierung und Detektion der Plastikmengen in Böden. Das Feld der Mikroplastikforschung hat noch keine praxistauglichen Messverfahren entwickelt, welche die Konzentrationsbestimmung in Böden für eine grosse Anzahl an Proben ermöglicht. Vielmehr existieren verschiedenste Verfahren. Diese sind oftmals aus der Analyse anderer Umweltkomponenten adaptiert und daher unterschiedlich gut für das sehr komplexe Kompartiment Boden geeignet. Allen Verfahren ist gemein, dass sie aus drei Teilschritten (Probenahme, Extraktion, Detektion) bestehen. Diese lassen sich in den meisten Fällen kombinieren (Abbildung 3, Tabelle 5).

Bis heute gibt es kein Verfahren, welches den Bestimmungen der ChemRRV gerecht wird. Seit 2016 schreibt diese einen maximalen Fremdstoffanteil in Gärgut- und Kompostdünger von 0,1 % (w/w) Plastik und Aluminium vor. Dabei wird keine grössenspezifische Untergrenze der Plastikteilchen genannt. Heute übernimmt der Verein Inspektorat der Kompostier- und Vergärbranche der Schweiz die Kontrolle der meisten Gärgut- und Kompostproben der Schweiz. Die Proben werden bis auf Teilchen >1mm untersucht und umfassen damit teilweise Mikroplastik, sowie die grösseren Kategorien gemäss Tabelle 2. Die von Hand verlesenen Plastikteilchen werden kategorienweise eingewogen und gescannt. Basierend auf den Scans wird die Oberfläche berechnet (Anleitung zu finden in Schleiss, 2017).

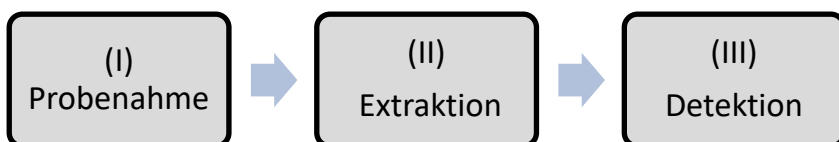


Abbildung 3: Schematische Darstellung einer Bodenanalyse auf Plastikrückstände.

Tabelle 5: Übersicht zu potentiellen Plastikanalyseverfahren in Umweltproben. Anwendungsbeispiele der einzelnen Techniken werden im Text erläutert.

(I) Probenahme/Aufbereitung:	(II) Extraktion:	(III) Detektion:
<ul style="list-style-type: none"> • Vorzugsweise nach Standardmethoden für jeweiliges Substrat (Anschliessend Siebung nach Fraktionen und Segregation der Agglomerate mittels Wasser- oder Ultraschallbad) 	<ul style="list-style-type: none"> • Handverlesen • Dichtentrennung • Enzymverdau • Elektrostatische Separation • Lipophile Separation • Behandlung mit Basen • Behandlung mit Säuren • Mehrstufige Behandlung • Oxidation • Sequenzielle Extraktion (<30µm) 	<ul style="list-style-type: none"> • Optisch • Raman Spektroskopie • Fourier Transform Infrarot Spektroskopie • Pyr GC-MS • TDS-GC-MS

Bisher konnte sich keine der hier genannten Methoden zu einem Standard durchsetzen. Im kommenden Abschnitt werden die Vor- und Nachteile der einzelnen Extraktions- und Detektionsmethoden für das Umweltsubstrat Boden kurz aufgelistet. Die Auflistung ist zu grossen Teilen am Review von Bläsing und Amelung (2018) orientiert, die sich in ihrer Publikation intensiv mit den verschiedenen Analysemethoden befasst haben.

3.2.1 Extraktion

Handverlesen

Das Handverlesen der Plastikteilchen ist bei grösseren Fraktionen ab einer Korngrösse von 1mm relativ gut möglich (Schleiss, 2017). Es ist jedoch zeitaufwändig und schnell mit grossen Personalkosten verknüpft. Dieses Verfahren ist daher insbesondere bei vielen Proben nicht gut geeignet.

Dichtentrennung

Die Dichtentrennung ist bei Sedimentproben weit verbreitet (Thompson et al., 2004; Claessens et al., 2013; Imhof et al., 2013; Klein et al., 2015). Durch eine salzige Lösung wird die Dichte des Lösungsmittels erhöht, was das Aufsteigen auch schwererer Plastikteilchen ermöglicht, wohingegen die (meist noch schwereren) Sedimentbestandteile der Lösung sedimentieren. Insbesondere organisches Material kann durch die Dichtentrennung nicht zufriedenstellend beseitigt werden (Bläsing und Amelung, 2018).

Enzymverdau

Der Enzymverdau wird hauptsächlich bei Gewässer- und Abwasserproben genutzt. Dabei werden Proteinase K, Protease A-01, Lipase, Cellulase mit H₂O₂ kombiniert eingesetzt um die Probe zu verkleinern (Cole et al., 2014; Mintenig et al. 2017). Laut Bläsing und Amelung (2018) ist fraglich, ob damit auch organische Bestandteile aus Böden effizient beseitigt werden können. Zudem bleiben mineralische Bestandteile intakt. Die Anwendung von verschiedenen Lösungen zur Reduktion der Probengrösse ist mit viel Arbeit verbunden. Es besteht die Gefahr, dass bei den einzelnen Arbeitsschritten Plastikteilchen versehentlich verloren oder dazu gefügt werden.

Elektrostatische Separation

Sie wurde von Hidalgo-Ruz et al. (2012) getestet und konnte die Plastikpartikel nicht zufriedenstellend aus komplexen Sedimenten lösen. Eine neue Studie (Felsing et al., 2018) erzielte mit der elektrostatischen Separation sehr gute Resultate. Dieser Ansatz ist nicht sehr verbreitet.

Lipophile Separation

Die Trennung von Plastikteilchen aus einer Probe über die lipophilen Eigenschaften der Plastikteilchen ist ein vielversprechender Ansatz. Er wurde von Crichton et al. (2017) veröffentlicht und von Kalberer (2018) an Bodenproben getestet. Jedoch ist die Methode noch nicht ausgereift.

Behandlung mit Basen

Die Probenaufbereitung durch Basen (Schnitzer, 1982; Foekema et al., 2013; Cole et al., 2014; Dehaut et al., 2016) ist im Vergleich mit Säuren relativ sanft. Jedoch ist dieses Verfahren bei Bodenproben, insbesondere bei kalkigen Böden nicht wirksam (Bläsing und Amelung, 2018). Daher empfiehlt sich diese Methode nicht zur Behandlung von Bodenproben.

Behandlung mit Säuren

Die Säurebehandlung ist sowohl bei Wasser-, als auch bei Sedimentproben angewandt worden (Imhof et al., 2013; Avio et al., 2015; Dehaut et al., 2016). Da viele Polymere nicht säureresistent sind, können Plastikteilchen bei dieser Art der Extraktion zerstört werden.

Oxidation

Ist eine sehr effektive Methode, sie wurde insbesondere bei der Reduktion von Sedimenten und marinen Organismen getestet (Nuelle et al., 2014). Jedoch sind PP und PE, beides Plastikpolymere welche häufig in der Landwirtschaft eingesetzt werden, bei diesem Prozess sehr zersetzungsanfällig (Bläsing und Amelung, 2018).

Mehrstufige Behandlung

Bei der mehrstufigen Behandlung werden verschiedene, teils aggressive Methoden hintereinander geschaltet. Durch diese schrittweise Behandlung müssen die einzelnen Mittel weniger lange eingesetzt werden, dies schont die unerwünschte Zersetzung von Plastikteilchen. Das bekannteste Protokoll einer mehrstufigen Behandlung wurde von Mintenig et al. (2017) veröffentlicht. Jedoch birgt auch diese Behandlung, ähnlich dem Enzymverdau, die Gefahr, dass durch die vielen zeitaufwändigen Arbeitsschritte Plastikteilchen verloren gehen oder die Proben zusätzlich kontaminiert werden.

Sequenzielle Extraktion durch Pressurized Fluid Extraction (<30µm)

Die sequenzielle Extraktion durch Pressurized Fluid Extraction funktionierte nach Fuller und Gautam (2016) bei Bodenproben für Plastikteilchen <30µm gut. Jedoch ist eine Anwendung auf grössere Partikel ausgeschlossen.

3.2.2 Detektion

Optisch

Die finale Bestimmung der Plastikteilchen aus der reduzierten Umweltprobe ist rein optisch bis zu einer gewissen Korngrösse möglich. Der Verein Inspektorat der Kompostier- und Vergärbranche der Schweiz lässt seine Proben bis auf eine Partikelgrösse von 1mm optisch sortieren (Schleiss, 2017). Löder und Gerds (2015) empfehlen eine Untergrenze von maximal 500µm. Studien haben jedoch gezeigt, dass die Falschbestimmung bei der optischen Sortierung besonders hoch liegt und eine Bestätigung des Plastikbefundes mittels FTIR in bis zu 70 % der Fälle ausbleiben kann (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Fourier Transform Infrarot Spektroskopie (FTIR)

Die Untersuchung mittels FTIR Spektroskopie ist in der Literatur sehr verbreitet (Löder et al., 2015; Mintenig et al., 2017). Dabei lassen sich verschiedene Technologien unterscheiden (Attenuated Total Reflection (ATR) FTIR und Focal Plane Array FTIR). Die Methode ist im Vergleich zu Raman

Spektroskopie weniger anfällig auf Autofluoreszenz (Bläsing und Amelung, 2018). Wie auch die Raman Spektroskopie ist dieses Verfahren nicht destruktiv.

Raman Spektroskopie

Ist ein schnelles Verfahren, welches einzelne Partikel identifizieren lässt und daher bei einer geringen Anzahl von Plastikteilchen gut anwendbar ist. Die räumliche Auflösung ist nach Bläsing und Amelung (2018) besser als bei FTIR Spektroskopie. In der Praxis ist dieses Verfahren aber weniger verbreitet als die FTIR Spektroskopie. Zusammen mit FTIR ist die Raman Spektroskopie ein nicht destruktives Bestimmungsverfahren. Raman Spektroskopie wurde unter anderem von Imhof et al. (2013) und Sperber et al. (2016) angewandt.

Pyrolyse-Gaschromatographie-Massenspektrometrie (Pyr GC-MS)

Pyr GC-MS ist nach Bläsing und Amelung (2018) eine etablierte Methode zur Bestimmung von Plastikpartikeln. Jedoch müssen diese dem Gerät einzeln zugegeben werden, was sehr zeitintensiv ist. Pyr GC-MS wurde unter anderem von Fries et al. (2013) und Dümichen et al. (2015) eingesetzt.

Thermodesorption-Gaschromatographie-Massenspektrometrie TD-GC-MS

TD-GC-MS erlaubt eine sehr gute Identifikation von PE, PP und PS. Sie kann jedoch nur PE quantifizieren. Im Gegensatz zu Pyr GC-MS müssen die verschiedenen Partikel nicht einzeln zugefügt werden (Bläsing und Amelung, 2018). Dümichen et al. (2015; 2017) haben in ihren Studien dieses Verfahren genutzt.

Polarisiertes Lichtmikroskop

Mittels polarisiertem Lichtmikroskop kann die Identifikation von synthetischen Fasern in Böden erreicht werden (Habib et al., 1998; Zubris und Richards, 2005). Eine genaue Bestimmung des Polymertyps ist jedoch nicht möglich (Bläsing und Amelung, 2018). Zudem gibt es auch viel fluoreszierendes biologisches Material in den Proben, dies erschwert die Plastikerfassung.

Hyperspektrale Bildtechnik

Eine Publikation aus dem Jahr 2018 (Shan et al., 2018) testete an ausgesuchten PE-Polymeren eine Identifikation mittels Hyperspektraler Bildtechnik an simulierten Ackerflächen. Dieses schnelle Verfahren, welches keiner Anreicherung der Probe bedarf, könnte ein Mittel sein um grossflächig Felder zu untersuchen. Laut der Studie ist die Identifikationsraten je nach Plastikfarbe und -grösse verschieden (58-84 %). Die getesteten Grössen lagen zwischen 0,5 und 5 mm. Es muss davon ausgegangen werden, dass verunreinigte oder bedeckte Plastikteilchen nicht auffindbar sind.

Da die Analyseverfahren bis heute noch nicht ausgereift sind, gilt es bei der Entscheidung für ein Verfahren verschiedene Punkte zu berücksichtigen.

- Welche Proben sollen untersucht werden (Umweltsubstrat)?
- Wie viele Proben müssen untersucht werden?
- Wie präzise müssen die Resultate sein?
- Welche Parameter sind von Interesse (Partikelanzahl, Gewicht, Polymertyp, kurzkettige Abbauprodukte/ Monomere)?
- Welche Analyseinstrumente stehen zur Verfügung?
- Wer führt die Untersuchungen durch? Manche Methoden benötigen mehr Vorwissen als andere.
- Wie viel Zeit und Geld steht für die Untersuchung bereit?

Es bleibt abzuwarten, ob sich in den kommenden Jahren ein methodischer Ansatz etablieren wird. Da es bisher keine definierten Standards gibt, bleibt die Wahl der Methodik offen.

4 Effekte der Plastikverunreinigung in Böden

Bis heute existiert kein fundiertes Wissen über die Folgen der Plastikverunreinigung in Böden. Vermutete Effekte sind nur ungenügend erforscht und fundierte Aussagen zum Risikopotential für Mensch und Natur daher nicht möglich. Die Literatur unterscheidet physikalische und chemische Auswirkungen von Plastikverunreinigungen. Dabei überwiegen bei den grösseren Plastikteilen die physikalischen, während bei den kleineren Teilchen die chemischen Folgen dominieren (De Souza Machado 2018a). Konkrete Beispiele dieser beiden Kategorien sind in Tabelle 6 aufgelistet. Um die Effekte der Plastikverunreinigung in Böden zu erheben, wurden neben den Bodeneigenschaften die Bodenflora und im beschränktem Masse auch das Pflanzenwachstum untersucht. De Souza Machado et al. (2018b) untersuchte die allgemeinen Folgen auf die Eigenschaften der Böden. Der Studie zufolge muss je nach Polymertyp mit verschiedenen Konsequenzen gerechnet werden. Tabelle 7 fasst die Resultate dieser Arbeit vereinfacht zusammen.

Tabelle 6: Auflistung von Beispielen physikalischer und chemischer Effekte, verursacht durch Plastikverunreinigung

Physikalische Effekte	Chemische Effekte
Limitierung des Stoffaustausches (Gase, Wasser, Mineralstoffe, etc.) (Steinmetz et al., 2016)	Ausfällung von Additiven, Restmonomeren, etc. (CONTAM, 2016, Whitacre, 2014)
Verfangen von Organismen (Barnes et al., 2009)	Plastik als Vektor für POPs wie z. B. Pestizide (Andrady et al., 2011)
Sättigung oder Blockierungen im Verdauungstrakt (Barnes et al., 2009; Rehse et al., 2016)	Plastik als Vektor für Schwermetalle (Brennecke et al., 2016; Hodson et al., 2017)
Verletzungen durch z. B. innere Schnittwunden (Barnes et al., 2009; Rehse et al., 2016)	

Tabelle 7: Auswirkungen verschiedener Plastikpolymere auf die Bodeneigenschaften nach De Souza Machado et al., (2018b)

	Polyester (Fasern)	Polyacryl (Fasern)	Polyethylen (Fragmente)
Wasserspeicherung	Verbesserung	kein klarer Trend	kein klarer Trend
Dichte	Verminderung	Verminderung	Verminderung
Mikrobakterielle Aktivität	Verminderung	Verminderung	kein klarer Trend
Veränderung in Struktur und Funktion	JA	JA	JA

Würmer gehören zu den am besten untersuchten Bodenlebewesen, was die Effekte von Plastikverunreinigungen betrifft (Tabelle 8). In einer Studie von Lei et al. (2018) mit *Caenorhabditis elegans* (einem Fadenwurm) konnten ab reinen PA-, PE-, PP-, PVC- und PS-Belastungen (Polymere ohne Additive oder Weichmacher) von 0,5 mg m⁻² signifikante Effekte bezüglich Mortalität, Grösse und/oder Embryozahl nachgewiesen werden.

Generell sind die Studienbefunde aufgrund der unterschiedlichen Herangehensweisen nur bedingt miteinander vergleichbar. Insbesondere Langzeitstudien zu den Effekten von Plastik auf die terrestrische Fauna liegen bis heute nicht vor. Da das Wissen zur Interaktion zwischen Plastik und weiteren Bodenorganismen sehr beschränkt ist (Ng et al., 2018), zahlreiche Bodenfiltertiere aber ähnliche Eigenschaften haben wie die Filtertiere der aquatischen Systeme, müssen, bzw. können auch aquatische Effektstudien beigezogen werden.

Die vorhandene Literatur hat die Aufnahme von Mikroplastik in aquatische Organismen nachgewiesen (Botterell et al., 2018; Review). Über langfristige Folgen auf Individuen und die Ökosysteme ist jedoch ebenso wenig bekannt. Botterell et al. (2018) fand in ihrer Reviewstudie in 45 % (n=10) der Studien negative Effekte auf die Organismen. Diese Effekte betrafen das Ernährungsverhalten, die Entwicklung, das Wachstum, die Reproduktion und/oder die Lebenserwartung. In 14 % (n=3) der Studien wurden jedoch keine Effekte nachgewiesen. Der Grossteil der Untersuchungen beruhte auf Laborexperimenten. Das Review zeigt auf, welche Faktoren für die Aufnahme vom Plastik durch Zooplankton entscheidend sind (Abundanz, Form, Farbe, Grösse, Aggregation, Alter, Dichte, Selektivität der Art) und wie komplex die Zusammenhänge sind.

Über direkte Einflüsse von plastikbelasteten Böden auf das Pflanzenwachstum ist wenig bekannt. Einer ersten Studie zufolge (Qi et al., 2018) ist mit einer Abnahme des Pflanzenwachstums in durch 1 % Mulchfolienreste belasteten Böden zu rechnen. Dies gilt insbesondere auch für nicht persistente Mulchfolien (stärkebasiert), die verglichen mit herkömmlichen Mulchfolien (LDPE) zu grösseren Wachstumshemmungen geführt haben. Die negativen Effekte konnten in der Studie durch die Zugabe von Regenwürmern (*Lumbricus terrestris*) gemildert werden. Diese Befunde stimmen mit den Praxiserfahrungen aus China überein, wo bei zunehmender Plastikverunreinigung eine zum Teil massive Abnahme der Erträge beobachtet wurde (bei Winter Weizen -25 % Keimlinge und -17 % Bestockung ab 37,5 kg Plastik pro ha) (Changrong et al., 2014). Es ist jedoch gut möglich, dass bei diesem Beispiel andere Faktoren mit zu berücksichtigen sind. Mit der Aufnahme grösserer Plastikteilchen in Pflanzen wird nicht gerechnet (Teuten et al., 2009). Hingegen gibt es starke Anzeichen, dass Nanoplastik in pflanzliche Zellen gelangt. Einer Studie von Bandmann et al. (2012) zufolge gelangen Polystyrolteilchen (20 µm und 40 µm) über Endozytose in Zellen (BY-2 Zellen) von Tabakpflanzen. Da zum Studium der Pflanzenbiologie die Aufnahme und der interne Transport von synthetischen Nanokohlenstoffpartikeln genutzt werden, ist deren Aufnahme bei Reis (*Oryza sativa*), Mais (*Zea mays*), Soja (*Glycine max*) bestätigt (Lin et al., 2009; Zhao et al., 2017). Eine Aufnahme von Nanoplastik durch Pflanzen ist demnach sehr plausibel. Studien zur Auswirkung von Mikroplastik auf Salat und Schnittlauch werden zurzeit von Team Rillig an der Freien Universität Berlin durchgeführt. Die entsprechenden Resultate sind noch ausstehend. Freigesetzte Additive können weitere negative Konsequenzen zur Folge haben. Der Nachweise über hormonelle und entwicklungshemmende Einflüsse durch einzelne Additive wurden teils erbracht, auch für Menschen. Studien zur Interaktion der verschiedenen Additive untereinander und deren Auswirkungen fehlen aber noch (Meeker et al., 2009; Oehlmann et al., 2009). Oft ist unklar, welche Additive in welchen Mengen einem Produkt zugefügt werden. Daher werden die Additive in den meisten Studien nicht systematisch untersucht. Sollten sich Additive, POPs, Abbauprodukte, Monomere, Schwermetalle oder Nanoplastikpartikel über Plastikreste in Böden und Lebensmittel akkumulieren, könnte dies längerfristig weitere negative Folgen verursachen.

Tabelle 8: Zusammenstellung der vorhandenen Effektstudien von Plastik auf terrestrische Organismen. Berücksichtigt wurden alle den Autoren bekannten Studien, welche Dosis-Wirkungsbeziehungen beinhalten. Die im Text hergeleitete PEC ist zwecks Risikobetrachtung mit eingefügt und bezieht sich auf die obersten 25 cm eines Bodens mit einer Dichte von 1200 kg m⁻³

Studie	Untersuchte terrestrische Organismen	Unterscheidung der Effekte	Konzentration (w/w)												Plastikeigenschaften						
			0.00625%	0.0125%	0.02 % ± 0.01% PEC	0.025%	0.03%	0.05%	0.1%	0.25%	0.4%	0.5%	1%	1.25%	2%	7% (1%vol)	28% (5%vol)	45% (10%vol)	60% (15%vol)	Abbaubarkeit	Additive
Rillig et al., 2017	Gemeiner Regenwurm <i>Lumbricus terrestris</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	N
Zuh et al., 2018	Springschwanzart <i>Folsomia candida</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	J
Rodríguez-Seijo et al., 2017	Regenwurmart <i>Eisenia andrei</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	J
Rodríguez-Seijo et al., 2018	Kompostwurm <i>Eisenia fetida</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	J
Cao et al., 2017	Kompostwurm <i>Eisenia fetida</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	J
Kokalj et al., 2018	Kellerassel <i>Porcellio scaber</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	J
Qi et al., 2018	Brotweizen <i>Triticum aestivum</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P, A	J
Huerta Lwanga et al., 2016	Gemeiner Regenwurm <i>Lumbricus terrestris</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		P	J
Sforzini et al., 2016	Schleimpilzart <i>D. discoideum</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		A	J
Sforzini et al., 2016	Erbse <i>S. saccharatum</i> , Gartenkresse <i>L. sativum</i> , Regenwurmart <i>E. andrei</i>	chronisch (z.B. Gewicht, Reproduktion) akut (Mortalität)																		A	J
Beständigkeit:		Enthält Additive:	Studienbefunde:																		
P: Persistent		J: Ja	■ Signifikant negativer Unterschied zu Kontrolle																		
A: Abbaubar		N: Nein	■ Kein signifikant negativer Unterschied zu Kontrolle																		

5 Risikoanalyse

Wie Tabelle 8 verdeutlicht, muss bei der hier geschätzten PEC von 0,02 % nach heutigem Wissensstand mit keinen negativen Effekten gerechnet werden. Die Schätzung einer PNEC ist aufgrund der geringen Anzahl an Studien, den fehlenden Standardisierungen bei den Erhebungen und der grossen Vielfalt an Polymeren und morphologischen Formen nur bedingt möglich. Aus Tabelle 8 kann eine PNEC von 0,05 % abgelesen werden. Dies resultiert in einer RQ von 0.4. Da die Kurzzeitstudien lediglich den Einfluss einzelner Polymere untersucht haben, bleiben die Folgen der Interaktion verschiedener Polymere unklar. Neben dem Polymertyp spielen auch die Partikelgrösse und die Morphologie eine entscheidende Rolle. Insbesondere diese Faktoren haben das Potential zur Veränderung von physiologischen Eigenschaften und Prozessen (De Souza Machado et al., 2018b). Um die Gesundheit und Produktivität der landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Schweiz zu erhalten, sollte der persistente Plastikeintrag mittelfristig reduziert und langfristig vermieden werden. Basierend auf der heutigen Marktentwicklung gehen die Autoren jedoch von einem weiteren Anstieg des Plastikeinsatzes in der Landwirtschaft aus.

6 Fazit und Empfehlungen

Die in diesem Bericht untersuchten Plastikstoffströme in der Schweizer Landwirtschaft beinhalten alle landwirtschaftlichen Plastikprodukte (ausgenommen sind lediglich sämtliche Werk- und Fahrzeuge, Erntehilfen, sowie Produkte zur Tierhaltung). Die jährlich verwendeten Plastikmengen belaufen sich auf $16\,000 \pm 1300t$, von denen schätzungsweise 1 % in den landwirtschaftlichen Böden verbleiben. Die durch beabsichtigte (primäre) Plastikapplikationen verursachten Plastikeinträge sind mengenmässig kleiner als die sekundären Einträge. Sie verteilen sich jedoch auf eine deutlich kleinere Fläche (siehe Abbildung 1 und Tabelle 3). Es ist davon auszugehen, dass der Plastikeinsatz in der Schweizer Landwirtschaft weiterwächst. Insbesondere die Richtlinien zum Einsatz von Pflanzenschutzmittel werden direkte Folgen auf die Nutzung von Mulchfolien haben, da Mulchfolien ein etabliertes Substitut für Pflanzenschutzmittel sein können. Dementsprechend wird der Druck, mögliche Risiken von Plastikeinträgen in Böden abzuschätzen, weiter steigen. Die bisherigen Resultate aus der Wissenschaft lassen auf begrenzte Effekte auf Bodenorganismen schliessen, die bei den heute in der Schweiz anzutreffenden Umweltkonzentrationen nicht relevant sind. Die Wissenslücken sind jedoch sehr gross. Auch gesellschaftlich wird die Plastikverunreinigung nicht gutgeheissen. Um dem Vorsorgeprinzip gerecht zu werden und in Anbetracht der grossen Unsicherheiten in der Bewertung, sollte der Plastikeinsatz auf landwirtschaftlichen Nutzflächen weiter beobachtet werden. Es gilt, Plastik in der Landwirtschaft so zu nutzen, dass keine Risiken entstehen. Dabei sollte für jede Anwendung eine grösstenteils noch zu definierende «Good Plasticultural Practice» angestrebt werden. Insbesondere die sekundären Plastikeinträge, welche für die Landwirtschaft ohne eigentlichen Nutzen sind, sollten bestmöglich reduziert werden. Bei den primären Applikationen sollte der effektive Nutzen von Plastikprodukten abgewogen werden. Allenfalls könnte vermehrt geeignetes biologisch abbaubares Plastikmaterial eingesetzt werden.

Insbesondere die Kompostier- und Vergärbrache als Verwerter biogener Abfälle hat die Problematik des Plastiks im Abgabeprodukt erkannt. Deshalb sind erste Massnahmen getestet und ergriffen worden. BiomasseSuisse erhofft sich dadurch die Fremdstoffmenge in den Abgabeprodukten über die nächsten Jahre massiv zu senken. Zurzeit werden drei Ansätze verfolgt (Auskunft BiomasseSuisse): I) technische Aufrüstung der Anlagen, II) Prüfung einer Kontrolle bei Annahme biogener Abfälle mit Möglichkeiten der Sanktion bei Nichteinhalten der Vorschriften und III) Aufklärung der Gesellschaft. Nach Ansicht der Autoren verkompliziert die kommunale Struktur der Verwertung biogener Abfälle eine einfache und ressourcenschonende Problemlösung. So müssen beispielsweise Aufklärungsarbeiten mehrspurig geplant, durchgeführt und finanziert werden. Darunter kann mitunter der Zugang zu den verschiedenen

Personengruppen leiden. Obschon ein Austausch zwischen dem Detailhandel und der Industrie stattfindet, scheint eine praktikable Lösung zur Verarbeitung von Ausschussprodukten schwierig. Die Autoren zweifeln daran, dass das Problem primär durch kostspielige technische Aufrüstungen gelöst werden kann, da dies nicht Ursache des Problems angeht und allenfalls falsche Anreize schafft. Es bleibt abzuwarten, inwiefern sich die Ansätze von BiomasseSuisse implementieren lassen und welche Folgen sie haben.

Im Allgemeinen sollte mittel- bis langfristig die Plastikeinträge durch persistente Plastikarten reduziert und im Sinne des Aktionsplanes Grüne Wirtschaft 2020 eine Schliessung der Stoffkreisläufe angestrebt werden. Um das Ziel der Eintragsreduktion zu erreichen, empfehlen die Autoren verschiedene Optionen (Tabelle 9). Bewusst wird darauf verzichtet, konkrete Handlungsvorschläge zu formulieren, da es zur Lösung dieser komplexen transdisziplinären Problemstellung die Mitwirkung verschiedener Beteiligten bedarf.

6.1 Künftige Aktivitäten von Agroscope

Eine eigenständige und umfassende Forschung über den Verbleib, das Verhalten und die Effekte von Plastik in der landwirtschaftlichen Umwelt sprengt die Möglichkeiten von Agroscope und ist aufgrund der vorliegenden Erkenntnisse als nicht prioritär einzustufen. Eine weitere punktuelle Beschäftigung mit dem Thema erscheint wegen der allgemeinen Brisanz des Themas in der Gesellschaft und den mannigfaltigen Bedürfnissen von Stakeholdern nach Aufklärung und Empfehlungen für Agroscope aber angebracht. Agroscope-intern wird empfohlen, das Thema «Plastik in der Landwirtschaft» weiter zu verfolgen und die Fachliteratur namentlich im Bereich der Effektstudien periodisch zu sichten. Dies mit dem Ziel einer iterativen Verbesserung der hier erstmals versuchten, aber noch sehr preliminären Risikoabschätzung von Plastikrückständen in landwirtschaftlichen Böden. Des Weiteren sollte Agroscope die Kooperation mit Forschungsgruppen insbesondere im näheren Umfeld suchen. Die einmalige Infrastruktur unseres Hauses mit Gewächshäusern und Versuchsfeldern kann interessierten Partnern im Rahmen gemeinsamer Forschungsprojekte zur Verfügung gestellt werden. Dabei sollte die Expertise von Agroscope z. B. im Bereich der Analytik, der Beurteilung von Ökosystem-Dienstleistungen wie Bodenfruchtbarkeit und der Pflanzenernährung zunehmend Eingang in Effektstudien mit Plastik in terrestrischen Systemen finden. Konkret wird 2019–2020 die Gruppe von Michael Sander (ETHZ) auf dem Versuchsgelände von Agroscope Inkubations-Feldversuche mit bioabbaubaren Mulchfolien durchführen. Zudem kann Agroscope als Bindeglied zwischen Forschung und Praxis sich mit Empfehlungen für eine «Good Plasticultural Practice» auseinandersetzen und damit das vorhandene Wissen in die Praxis transferieren.

Tabelle 9: Nicht abschliessende Empfehlungen der Autorenschaft zur Minimierung von Plastik in der Landwirtschaft

Ziel: Reduktion der sekundären Ausbringungen

Zivilgesellschaft

- Keine Entsorgung persistenter Plastikprodukte über Sammlung biogener Abfälle
- Kein Littering

Detailhandel

- Verantwortungsvoller Umgang mit Ausschussware und prozessfreundliche Verpackungstechnologien

Kompost- und Gärgutbranche

- Angemessene Technologie zur Verarbeitung der biogenen Abfälle

Behörden

- Aufklärung der Zivilgesellschaft
- Überwachung der gesetzlichen Vorgaben (Zusammensetzung der abgegebenen biogenen Abfälle, Inhalt Gärgut- und Kompostdünger)

Landwirtschaftliche Betriebe

- Gutes Abfallmanagement um Verfrachtungen von Plastikprodukten (z. B. durch Wind aus Mulden) zu verhindern.

Ziel: Reduktion der primären Einträge

Forschung

- Entwicklung von Substituten für persistente Plastikprodukte
- Entwicklung vollständig abbaubarer nicht persistenter Plastikprodukte

Behörden

- Festlegen von Standards zur Orientierung, insbesondere was die Abbaubarkeit betrifft
- Kontrolle der Standards

Industrie

- Entwicklung, Produktion und Verkauf von Produkten, welche den vorgeschriebenen Standards entsprechen

Landwirtschaftliche Betriebe

- Nutzung geeigneter Technologie und Anbaumethoden

7 Glossar

Abbau:	Beschreibt biotische und abiotische Auflösung
Abiotischer Abbau:	Nicht von Lebewesen bewirkter Abbau
Biotischer Abbau:	Von Lebewesen bewirkter Abbau
Oxo-abbaubare Produkte:	persistente Produkte, die durch Zugabe von Additiven in der Umwelt schneller zerfallen
Persistent:	schwer abzubauen (lange Halbwertszeit)
Plastikteilchen: Fragmente,	Umschreibt alle morphologischen Formen von Plastik (z. B. Fasern, Folien, etc.)
Primäre(r) Applikation/ Eintragspfad:	Beabsichtigte und nutzbringende Applikation von Plastik
Primäres (Mikro-)Plastik: Plastik Plastikteilchen	Beschreibt den physischen Zustand eines die Umwelt verunreinigenden teilchens. Normalerweise sind unter primärem (Mikro-)Plastik alle in ihrer ursprünglichen Produktionsform zusammengefasst
Sekundärer Eintrag: von	Unbeabsichtigter und landwirtschaftlich nicht nutzbringender Eintragspfad Plastik
Sekundäres (Mikro-)Plastik: Plastik Zerfallspro	Beschreibt den physischen Zustand eines die Umwelt verunreinigenden teilchens. Normalerweise sind unter sekundärem (Mikro-)Plastik alle dukte von Plastik zusammengefasst
Zerfall: kann	In immer kleinere Teilchen zerfallend. Ein Zerfall bedingt keinen Abbau und beispielsweise auch auf mechanischer Fragmentierung beruhen.

8 Abkürzungen

ATR:	Attenuated Total Reflection
BfS:	Bundesamt für Statistik
BLW	Bundesamt für Landwirtschaft
ChemRRV:	Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung
CV:	Variationskoeffizient (Coefficient of Variation)
ETHZ:	Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Empa:	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
EN:	Euronorm
EPS:	Expandiertes Polystyrol (Styropor)
FTIR:	Fourier Transformations Infrarot Spektroskopie
HDPE:	High Density Polyethylen
LDPE:	Low Density Polyethylen
PEC:	Predicted Environmental Concentration
PET:	Polyethylenterephthalat
PLA:	Poly lactide
PNEC:	Predicted No-Effect Concentration
PP:	Polypropylen
PS:	Polystyrol
PUR:	Polyurethan
PVC:	Polyvinylchlorid
Pyr GC-MS:	Pyrolyse-Gaschromatographie-Massenspektrometrie
RQ:	Risikoquotient ($RQ=PEC/PNEC$)
SBV:	Schweizer Bauernverband
TD-GC-MS:	Thermodesorptions-Gaschromatographie-Massenspektrometrie

9 Auswahl beigezogener Fachpersonen

Name	Affiliation	Bereich	Kontakt
Klotz Magdalena	ETHZ	Plastikkreisläufe in der Landwirtschaft	klotz@ifu.baug.ethz.ch
Leuenberger Martin	BiomasseSuisse	Industrie Gärgut- und Kompostdünger	martin.leuenberger@leureko.ch
Näf Urs	Kantonslabor Zürich	Umsetzung Richtlinien	urs.naef@kl.zh.ch
Neuweiler Reto	Agroscope	Anbaumethoden	reto.neuweiler@agroscope.admin.ch
Sander Michael	ETHZ	Abbaubarkeit Mulchfolien	michael.sander@env.ethz.ch
Schleiss Konrad	Umweko GmbH	Gärgut- und Kompostdünger	k.schleiss@bluewin.ch
Thomas Fabienne	Schweizer Bauernverband	Siloballenfolie	fabienne.thomas@sbv-usp.ch
Wiesinger Helene	ETHZ	Additive in landwirtschaftlichen Plastikprodukten	wiesinger@ifu.baug.ethz.ch

10 Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Projektinvolvierten für ihre Unterstützung und Beratung. Urs Näf vom Kantonalen Labor Zürich lieferte Inputs zu bioabbaubaren Mulchfolien. Reto Neuweiler von Agroscope (Extension Gemüseanbau) erläuterte die landwirtschaftlichen Anbaumethoden. Der Austausch mit folgenden Fachkolleginnen und -kollegen bzw. Fachstellen war sehr konstruktiv: Michael Sander (ETHZ), Martin Leuenberger (BiomasseSuisse), Ulrich Schaller und Marianne Balmer von Agroscope (Forschungsgruppe Pflanzenschutzchemie), Fabienne Thomas (SBV), Magdalena Klotz (ETHZ), Helene Wiesinger (ETHZ), Konrad Schleiss (Umweko GmbH), Andreas Gubler (Nationale Bodenbeobachtung NABO), Amt für Landwirtschaft und Natur des Kantons Bern, Bauernverband Aargau, Verband Schweizer Kartoffelproduzenten, Verband Schweizer Gemüseproduzenten und SwissTabac. Katja Knauer (BLW), Reto Meuli (Agroscope) und Bernd Nowack (Empa) gaben hilfreiche Kommentare zu diesem Bericht. Ihnen allen danken wir für Ihre wertvollen Beiträge.

11 Literatur

- Agarwal, T. und Bucheli, T. D. (2011). Is black carbon a better predictor of polycyclic aromatic hydrocarbon distribution in soils than total organic carbon? *Environmental pollution*, 159(1), 64-70.
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596-1605.
- Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A. (2009). Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris, September 9-11, 2008, University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA.
- Avio, C. G., Gorb, S., & Regoli, F. (2015). Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea. *Marine environmental research*, 111, 18-26.
- Bandmann, V., Müller, J. D., Köhler, T., & Homann, U. (2012). Uptake of fluorescent nano beads into BY2-cells involves clathrin-dependent and clathrin-independent endocytosis. *FEBS letters*, 586(20), 3626-3632.
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985-1998.
- Bertling, J., Bertling, R., Hamann, L. (2018). Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT, Juni 2018, Oberhausen, Deutschland.
- Bläsing, M. und Amelung, W. (2018). Plastics in soil: Analytical methods and possible sources. *Science of the Total Environment*, 612, 422-435.
- Botterell, Z. L., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R. C., Lindeque, P. K. (2018). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, 245, 98-110.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178, 189-195.
- Briassoulis, D., Babou, E., Hiskakis, M., Scarascia, G., Picuno, P., Guarde, D., Dejean, C. (2013). Review, mapping and analysis of the agricultural plastic waste generation and consolidation in Europe. *Waste Management & Research*, 31(12), 1262-1278.
- Briassoulis, D. und Dejean, C. (2010). Critical Review of Norms and Standards for Biodegradable Agricultural Plastics Part I. Biodegradation in Soil. *Journal of Polymers and the Environment*, 18(3), 384-400.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2017). Umweltbewusstsein in Deutschland 2016. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2017, Berlin, Deutschland. Online verfügbar. URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/umweltbewusstsein_in_utschland_2016_bf.pdf. [30.12.2018].
- BUWAL Bundesamt für Wald und Landschaft (Hrsg.) (2002): Wegleitung für den Gewässerschutz bei der Entwässerung von Verkehrswegen. Online verfügbar. URL: <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/gewaesserschutz-entwaesserung-verkehrswegen.html>. [30.12.2018].
- Cao, D., Wang, X., Luo, X., Liu, G., Zheng, H. (2017). Effects of polystyrene microplastics on the fitness of earthworms in an agricultural soil. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 61(1), 1-4.

- Changrong, Y., Wenqing, H., Turner, N. C. (2014). Plastic-film mulch in Chinese agriculture: Importance and problems. *World Agriculture*, 2014(4), 32–36.
- ChemRRV: Verordnung vom 18. Mai 2005 zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV). Online verfügbar. URL: <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20021520/quotes.html>. [28.12.2018].
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine pollution bulletin*, 70(1-2), 227-233.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific reports*, 4, 4528.
- CONTAM, EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2016). Presence of microplastics and nanoplastics in food, with particular focus on seafood. *EFSA Journal*, 14(6), 4501.
- Crichton, E. M., Noël, M., Gies, E. A., & Ross, P. S. (2017). A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. *Analytical Methods*, 9(9), 1419-1428.
- De Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018a). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global change biology*, 24(4), 1405-1416.
- De Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Till, J., Kloas, W., Lehmann, A., Becker, R., Rillig, M. C. (2018b). Impacts of microplastics on the soil biophysical environment. *Environmental science & technology*, 52(17), 9656-9665.
- Dehaut, A., Cassone, A. L., Frere, L., Hermabessiere, L., Himber, C., Rinnert, E., Rivière, G., Lambert, C., Soudant, P., Huvet, A., Duflos, G., Paul-Pont, I. (2016). Microplastics in seafood: benchmark protocol for their extraction and characterization. *Environmental Pollution*, 215, 223-233.
- Duis, K., und Coors, A. (2016). Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(2), 1-25.
- Dümichen, E., Barthel, A. K., Braun, U., Bannick, C. G., Brand, K., Jekel, M., Senz, R. (2015). Analysis of polyethylene microplastics in environmental samples, using a thermal decomposition method. *Water research*, 85, 451-457.
- Dümichen, E., Eisentraut, P., Bannick, C. G., Barthel, A. K., Senz, R., Braun, U. (2017). Fast identification of microplastics in complex environmental samples by a thermal degradation method. *Chemosphere*, 174, 572-584.
- EN 13655 (2018). DIN EN 13655:2018-05. Kunststoffe – Nach Gebrauch rückbaubare thermoplastische Mulchfolien für den Einsatz in der Landwirtschaft und im Gartenbau. Beuth Verlag, Berlin, Deutschland.
- EU (2017/1218). Beschluss (EU) 2017/1218 der Kommission vom 23. Juni 2017 zur Festlegung der Kriterien für die Vergabe des EU-Umweltzeichens für Waschmittel (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen C(2017) 4243) (Text von Bedeutung für den EWR.). Online verfügbar. URL: <https://publications.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/4a14cdf0-66c4-11e7-b2f2-01aa75ed71a1/language-de>. [28.12.2018].
- Fehr, G., Veit, M., Kamm, A., Geisseler, L. (2014). Littering in der Schweiz – Studie zur Wirksamkeit von Massnahmen unter Berücksichtigung verhaltensökonomischer Erkenntnisse. Online verfügbar: www.littering-schweiz.ch. [28.12.2018].
- Felsing, S., Kochleus, C., Buchinger, S., Brennholt, N., Stock, F., Reifferscheid, G. (2018). A new approach in separating microplastics from environmental samples based on their electrostatic behavior. *Environmental Pollution*, 234, 20-28.
- Foekema, E. M., De Groot, C., Mergia, M. T., van Franeker, J. A., Murk, A. J., Koelmans, A. A. (2013). Plastic in north sea fish. *Environmental science & technology*, 47(15), 8818-8824.
- Fries, E., Dekiff, J. H., Willmeyer, J., Nuelle, M. T., Ebert, M., Remy, D. (2013). Identification of polymer types and additives in marine microplastic particles using pyrolysis-GC/MS and scanning electron microscopy. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15(10), 1949-1956.

- Fuller, S. und Gautam, A. (2016). A procedure for measuring microplastics using pressurized fluid extraction. *Environmental science & technology*, 50(11), 5774-5780.
- GESAMP (Hrsg.). (2016). Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: Part Two of a Global Assessment. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, Report Studies GESAMP No 93, 220, 2016, London, Grossbritannien.
- Habib, D., Locke, D. C., Cannone, L. J. (1998). Synthetic fibers as indicators of municipal sewage sludge, sludge products, and sewage treatment plant effluents. *Water, Air, and Soil Pollution*, 103(1-4), 1-8.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental science & technology*, 46(6), 3060-3075.
- Hodson, M. E., Duffus-Hodson, C. A., Clark, A., Prendergast-Miller, M. T., Thorpe, K. L. (2017). Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. *Environmental Science & Technology*, 51(8), 4714-4721.
- Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., and Svendsen, C. (2017). Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *The Science of the total environment*, 586, 127–141.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A., Geissen, V. (2016). Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental science & technology*, 50(5), 2685-2691.
- Imhof, H. K., Ivleva, N. P., Schmid, J., Niessner, R., Laforsch, C. (2013). Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. *Current biology*, 23(19), R867-R868.
- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), 768–771.
- Kalberer, A. (2018). Microplastics in Swiss Agricultural Soils. The Relevance of Mulch Foil and Digestate Fertilizer for Plastic Pollution. Masterarbeit, Universität Basel, Basel, Schweiz.
- Kawecki, D., Scheeder, P. R., Nowack, B. (2018). Probabilistic Material Flow Analysis of Seven Commodity Plastics in Europe. *Environmental science & technology*, 52(17), 9874-9888.
- Klein, S., Worch, E., Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the Rhine-Main area in Germany. *Environmental science & technology*, 49(10), 6070-6076.
- Kokalj, A. J., Horvat, P., Skalar, T., Kržan, A. (2018). Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods. *Science of The Total Environment*, 615, 761-766.
- Laner, D., Feketitsch, J., Rechberger, H., Fellner, J. (2016). A novel approach to characterize data uncertainty in material flow analysis and its application to plastics flows in Austria. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1050-1063.
- Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K. M., He, D. (2018). Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans*. *Science of the Total Environment*, 619, 1-8.
- Lin, S., Reppert, J., Hu, Q., Hudson, J. S., Reid, M. L., Ratnikova, T. A., Rao, A. M., Luo, H., Ke, P. C. (2009). Uptake, translocation, and transmission of carbon nanomaterials in rice plants. *Small*, 5(10), 1128-1132.
- Löder, M. G. J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C., Gerdt, G. (2015). Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5), 563-581.
- Löder, M. G. und Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics - A critical appraisal. In *Marine anthropogenic litter*, Springer, 201-227, 2015, Cham, Schweiz.
- Meeker, J. D., Sathyanarayana, S., Swan, S. H. (2009). Phthalates and other additives in plastics: human exposure and associated health outcomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2097-2113.

- Mintenig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G., Primpke, S., Gerdt, G. (2017). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water research*, 108, 365-372.
- Ng, E. L., Lwanga, E. H., Eldridge, S. M., Johnston, P., Hu, H. W., Geissen, V., Chen, D. (2018). An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 627, 1377-1388.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental science & technology*, 50(20), 10777–10779.
- Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161-169.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., Van Look, K. J. W., Tyler, C. R. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2047-2062.
- PlasticsEurope (Hrsg.) 2015. *Plastics-the Facts 2014/2015*. An analysis of European plastics production, demand and waste data. Online verfügbar. URL: https://www.google.ch/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjnmtDI48LfAhVFzqQKHdnRBZMQFjAAegQICRAC&url=https%3A%2F%2Fwww.plasticseurope.org%2Fapplication%2Ffiles%2F5515%2F1689%2F9220%2F2014plastics_the_facts_PubFeb2015.pdf&usq=AOvVaw30Ccht7caa-YoJ-fSU8F7w. [28.12.2018].
- PlasticsEurope (Hrsg.) 2018. *Annual Review 2017-2018*. Online verfügbar. URL: https://www.google.ch/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=2ahUKEwjH-ZOZ4clfAhUSKuwKHbrgCCUQFjACegQIBxAC&url=https%3A%2F%2Fwww.plasticseurope.org%2Fdownload_file%2Fforce%2F1830%2F181&usq=AOvVaw3xFjxBhtKek83cdfP6Hw0S. [28.12.2018].
- Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A. M., Lwanga, E. H., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P., Geissen, V. (2018). Macro-and micro-plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of the Total Environment*, 645, 1048-1056.
- Rehse, S., Kloas, W., Zarfl, C. (2016). Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of *Daphnia magna*. *Chemosphere*, 153, 91-99.
- Rillig, M. C. (2012). Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil? *Environmental science & technology*, 46(12), 6453–6454.
- Rillig, M. C., Ingraffia, R., De Souza Machado, A. A. (2017a). Microplastic incorporation into soil in agroecosystems. *Frontiers in plant science*, 8, 1805.
- Rillig, M. C., Ziersch, L., Hempel, S. (2017b). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific reports*, 7(1), 1362.
- Rodríguez-Seijo, A., da Costa, J. P., Rocha-Santos, T., Duarte, A. C., Pereira, R. (2018). Oxidative stress, energy metabolism and molecular responses of earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to low-density polyethylene microplastics. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-12.
- Rodríguez-Seijo, A., Lourenço, J., Rocha-Santos, T. A. P., Da Costa, J., Duarte, A. C., Vala, H., Pereira, R. (2017). Histopathological and molecular effects of microplastics in *Eisenia andrei* Bouché. *Environmental Pollution*, 220, 495-503.
- Röschli, K. (2018). Swiss Plastics. Wirtschaftsdaten 2017. Online verfügbar. URL: https://www.swiss-plastics.ch/de/themen/daten-fakten/type/0/?jumpurl=fileadmin%2Fuser_upload%2FAssociation%2FThemen%2FDaten_und_Fakten%2FSwiss_Plastics_Wirtschaftsdaten_2016.pdf&juSecure=1&mimeType=application%2Fpdf&locationData=160%3Att_content%3A3994&juHash=b6f74cef286d2d46afc25187421853a4acc457b6 [29.01.2019].
- Ryan, P. G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1999-2012.

- Scarascia-Mugnozza, G., Sica, C., Russo, G. (2011). Plastic materials in european agriculture: actual use and perspectives. *Journal of Agricultural Engineering*, 42(3), 15–28.
- Schleiss, K. (2017). Bericht zur Analyse von Fremdstoffen in Kompost und festem Gärgut der Kompostier- und Vergärungsanlagen in der Schweiz gemäss ChemRRV. Online verfügbar. URL: https://www.mpsecure.ch/cvis/public/pdf/2017-12-22_Bericht_Fremdstoffanalysen_Auftrag_BAFU.pdf [12.10.2018].
- Schnitzer, M. (1982). Organic matter characterization. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, In *Methods of Soil Analyses*, Agronomy monography no 9, Soil Science Society of America, 581-594, Madison, USA.
- Schockert, K. (2018). Biologisch abbaubar oder nicht, das ist hier die Frage. *Gemüse*, 2018(8), 39-41.
- Selke, S., Auras, R., Nguyen, T. A., Castro Aguirre, E., Cheruvathur, R., Liu, Y. (2015). Evaluation of biodegradation-promoting additives for plastics. *Environmental science & technology*, 49(6), 3769-3777.
- Sforzini, S., Oliveri, L., Chinaglia, S., Viarengo, A. (2016). Application of biotests for the determination of soil ecotoxicity after exposure to biodegradable plastics. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 68.
- Shan, J., Zhao, J., Liu, L., Zhang, Y., Wang, X., Wu, F. (2018). A novel way to rapidly monitor microplastics in soil by hyperspectral imaging technology and chemometrics. *Environmental Pollution*, 238, 121-129.
- von Sperber, C., Lewandowski, H., Tamburini, F., Bernasconi, S. M., Amelung, W., Frossard, E. (2016). Kinetics of enzyme-catalysed oxygen isotope exchange between phosphate and water revealed by Raman spectroscopy. *Journal of Raman Spectroscopy*, 48(3), 368-373.
- Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *The Science of the total environment*, 550, 690–705.
- Blarer, P. und Kull, G. (2018). Swiss Litter Report. Stoppp, 28.6.2018. Online verfügbar. URL: https://storage.googleapis.com/wzukusers/user-15533811/documents/5b867b8f51528JrYbloW/Swiss%20Litter%20Report_final_180710.pdf [10.12.2018].
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., McGonigle, D., Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838-838.
- Wan, J. and Wilson, J. L. (1994). Colloid transport in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 30(4), 857–864.
- Whitacre, D. M. (Ed.). (2009). *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer, 2009, London, Grossbritannien.
- Zhao, Q., Ma, C., White, J. C., Dhankher, O. P., Zhang, X., Zhang, S., Xing, B. (2017). Quantitative evaluation of multi-wall carbon nanotube uptake by terrestrial plants. *Carbon*, 114, 661-670.
- Zhu, D., Chen, Q. L., An, X. L., Yang, X. R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H., Zhu, Y. G. (2018). Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 116, 302-310.
- Zubris, K. A. V., Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental pollution*, 138(2), 201-211.

Anhang zum Bericht

12 Schätzungen zur Stoffstromanalyse

Die Daten zu den aggregierten prozentualen Expertenschätzungen sind in Tabelle A 12 zu finden. Die Schätzungen zum Flächenbedarf der eingesetzten Plastikprodukte und der geschätzten Massen sind in Tabelle A 2 aufgelistet. Sie bilden zusammen die Datengrundlage der hier angestellten Schätzungen.

12.1 Liste der geschätzten Eintragsquellen und Art der Mengenerfassung

Tabelle A 1: Herangehensweise an die Mengenschätzungen der Plastikprodukte

Produkt	Mengenerfassung
Gärgutdünger und Kompost	Literatur (datenbasiert)
Siloballenfolie	Erhebungen Schweizerischer Bauernverband (Expertenschätzung)
Schnüre für Ballen (Annahme aller Quaderballen)	Prozentuale Expertenschätzungen
PE-Mulchfolien	Prozentuale Expertenschätzungen und Lieferantenbefragung
Biomulchfolien	Prozentuale Expertenschätzungen und Lieferantenbefragung
Gewächshausfolien	Prozentuale Expertenschätzungen
Niedertunnelfolien	Prozentuale Expertenschätzungen
Isolationsfolien	Prozentuale Expertenschätzungen
Vliese	Prozentuale Expertenschätzungen
Klimaschutznetze	Prozentuale Expertenschätzungen
Schattiernetze	Prozentuale Expertenschätzungen
Insektenschutznetze	Prozentuale Expertenschätzungen
Vogelschutznetze	Prozentuale Expertenschätzungen
Hagelschutznetze	Prozentuale Expertenschätzungen
Plastikhaken, -clips, -schnüre, Stützbügel, Gummibänder, Kunststoffbinder, Bindschläuche etc. (biologisch abbaubar, nicht biologisch abbaubar)	Prozentuale Expertenschätzungen
Kunststoffstütznetze	Prozentuale Expertenschätzungen
Wind/ Eintrag über Luft	Literatur (datenbasiert)
Littering	Literatur (datenbasiert)
Bewässerung (Wasserverschmutzung)	Literatur (datenbasiert)
Pflanzenschutzmittel	Behördeninformation
Wuchshüllen	Prozentuale Expertenschätzungen
Bändchengewebe	Prozentuale Expertenschätzungen
Bewässerungsmaterial	Prozentuale Expertenschätzungen
Düngersackmaterial	Erhebungen Schweizerischer Bauernverband (datenbasiert)
Chemikalienbehälter	Literatur (datenbasiert)

Abkürzungen Anhang: BfS: Bundesamt für Statistik / CV: Variationskoeffizienten (Coefficient of Variation) / DQIS: Data Quality Indicator Scores

12.2 Berechnungsgrundlagen der Stoffstromanalyse

Tabelle A 2: Informationen und Annahmen zu den geschätzten Plastikprodukten

Produkt	Masse	Bedeckungsgrad ^a	Eintrag/a bei Nutzung	Eintragsrate ^b	Material
Kompost-/Gärgutdünger	-	-	50 t (Schleiss, 2017a)	100 %	Divers
Düngersackmaterial	-	-	450 t (SBV)		
Siloballenfolie	-	-	6000 t (SBV)	0,01-0,1 %	PE ²
Schnüre für Ballen (Annahme Quaderballen)	130 m kg ⁻¹ ³	16 m pro Ballen ⁴ 15 Ballen pro ha ⁵	240 m ha ⁻¹ (1,85 kg ha ⁻¹)	0,1-1 %	PP ²
PE-Mulchfolien	60 g m ⁻² ⁶	75 % ^c	450 kg ha ⁻¹	0,1-1 %	PE ⁷
Biomulchfolien	19 g m ⁻² ⁸	75 %	143 kg ha ⁻¹	0,1-1 %	Divers
Gewächshausfolien	112,5 g m ⁻² ⁹	150 % ^d	16 875 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	PE ⁸
Niedertunnelfolien	92 g m ⁻² ¹⁰	100 % ^e	920 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	LDPE ¹¹
Isolationsfolien	138 g m ⁻² ¹²	50 %	690 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	PE ¹³
Vliese	19 g m ⁻² ¹⁴	100 %	190 kg ha ⁻¹	0,1-1 %	PP ¹⁵
Klimaschutznetze	39 g m ⁻² ¹⁶	100 %	390 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	HDPE ¹⁷
Schattiernetze	150 g m ⁻² ¹⁸	100 %	1500 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	HDPE ¹⁸
Insektenschutznetze	26 g m ⁻² ¹⁹	100 %	260 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	PE ²⁰
Vogelschutznetze	25 g m ⁻² ²¹	100 %	250 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	HDPE ²¹
Hagelschutznetze	43 g m ⁻² ²²	100 %	430 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	PE ²²
Plastikhaken, -clips, -schnüre, Stützbügel, Gummibänder, Kunst-	(< 4g/Stück) ²³ 2g/Stück			1-10 %	Divers

² https://www.tenoplus.de/pdf/tenospin_2017_de.pdf

³ <https://www.seilereich.ch/presse-garn-fuer-quaderballen.html>

⁴ <https://www.landwirt.com/Forum/79352/Groesse-von-Quaderballen.html>

⁵ http://www.agrartechnik-im-einsatz.de/de/index.php?page=forum_thread&id=623

⁶ <https://neeser.swiss/contents/de/p1404.html>

⁷ <https://www.gvz-rossat.ch/ki/Gemuese1/Mulchfolien-Gewebe/pe-mulchfolie.html>

⁸ http://materbi.com/de/wp-content/uploads/sites/5/2015/12/scheda-pacciamatura_DE_LR_TUV.pdf

⁹ <https://www.haga-welt.de/Gewaechshaus-Folien-UV4-UV4-Gewaechshausfolie-in-12m-Breite--Meterware--Folientunnel-Treibhausfolie.html>

¹⁰ <https://www.gvz-rossat.ch/pi/Gemuese1/Folien/Niedertunnelfolie-200-Loch-m-100my.html>

¹¹ <http://www.agriexpo.online/de/prod/agripolyane/product-176893-33634.html>

¹² <https://www.amazon.de/GREEN24-Noppenfolie-Luftpolsterfolie-Frostschutz-Winterschutz/dp/B01LAKZTWW>

¹³ <http://www.agriexpo.online/de/prod/fvg-folien-vertriebs-gmbh/product-177261-33588.html>

¹⁴ <https://www.gvz-rossat.ch/ki/Gemuese1/Kulturschutz/vlies.html>

¹⁵ <https://www.haga-welt.de/Ernteschutzvlies-ABDECKVLIES-19g-m2-1-6m-x-20m-Ernteverfruehungsvlies-Ernteschutz-Frostschutzvlies.html>

¹⁶ <https://www.gvz-rossat.ch/ki/Gemuese1/Kulturschutz/agrotexilien.html>

¹⁷ <https://www.rwz.de/fileadmin/files/flippingbook/gartenbau/RWZ-Gartenbaukatalog-2017/files/assets/basic-html/page165.html>

¹⁸ <https://www.dm-folien.com/shop/schattiernetz-150g-72-gruen-1-00-m-breit>

¹⁹ <https://www.gvz-rossat.ch/pi/Gemuese1/Kulturschutz/Insektenschutznetz/Seitenschutznetz-blau.html>

²⁰ <https://www.agro-flor.com/wespenschutznetze.html>

²¹ <https://www.flynnflex.ch/netze/pe-wind-sichtschutz-netze/multinet-pe-vogelschutz-netz-25g-m2-25x25mm-blau.html>

²² https://www.netzshop.ch/contents/de-ch/d34_Hagelschutznetz.html

²³ <https://www.gvz-rossat.ch/pi/Weinbau1/Bindematerial/Kunststoff-Binder/Blitzbinder-11-cm-1-kg.html>

Produkt	Masse	Bedeckungsgrad ^a	Eintrag/a bei Nutzung	Eintragsrate ^b	Material
stoffbinder, Binde-schläuche etc. (biologisch abbaubar, nicht biologisch abbaubar)					
Kunststoffstütznetze	10 g m ⁻² ²⁴	75 %	75 kg ha ⁻¹	0,01-0,1 %	PE ²⁴
Wind/ Eintrag über Luft	-	-	-	100 %	Divers
Littering	-	-	-	100 %	Divers
Bewässerung (Wasser-verschmutzung)					Divers
Pflanzenschutzmittel				100 %	PUR
Wuchshüllen	61,5g/Hülle ²⁵			0,01-0,1 %	PP ²⁶
Bändchengewebe	100g m ⁻² ²⁷			0,01-0,1 %	PP ²⁷
Bewässerungsmaterial	13g m ⁻¹ ²⁸	6250m ha ⁻¹ (bei 1,6 m Abstand)		0,1-1 %	PE ²⁹
Chemikalienbehälter	-	-	159 t a ⁻¹	-	HDPE/PA ³⁰
<p>^a Schätzungen beruhend auf Expertengesprächen, Bild- und Feldanalysen</p> <p>^b Schätzungen beruhend auf Einschätzung der Exposition, Analysen von Mulchfolienrückständen (siehe Kapitel 13.3) und Expertengesprächen.</p> <p>^c Briassoulis et al., 2013 rechnen mit 60-80 %</p> <p>^d Briassoulis et al., 2013 rechnen mit 133-142 %</p> <p>^e Annahme deckt sich mit Briassoulis et al., 2013</p>					

²⁴ <https://www.hortima.ch/de/shop/artikel/cat/1-371/art/stuetznetz-119m/>

²⁵ http://www.tubex.com/media/download_gallery/ECovine-Version-01.pdf

²⁶ <https://www.hortima.ch/shop/artikel/cat/819/art/tubex-rebschutzhuelle-60-cm/>

²⁷ <https://www.gvz-rossat.ch/pi/Gemuese1/Mulchfolien-Gewebe/Baendchengewebe/Baendchengewebe-PP-100-gr-m-schwarz.html>

²⁸ <http://www.wurzelwasser.de/t-tape.html>

²⁹ <http://www.wurzelwasser.de/T-Tape-DLG-Pruefbericht.pdf>

³⁰ Briassoulis et al., 2013

13 Berechnung der Stoffstrommengen und der Standardabweichungen

13.1 Datenbasierte Schätzungen

Die Standardabweichung zu den errechneten Quellen wurde mittels semi-quantitativem Ansatz durchgeführt. Er ist am Ansatz von Kawecki et al. (2018) orientiert. Dafür wurde die Datenqualität über verschiedene Indikatoren zur Datenqualität bewertet (Data Quality Indicator Scores, DQIS). Die qualitative Vergabe der DQIS Punkte basiert auf der eigens dafür erstellten Pedigree Matrix (siehe Tabelle A 3). Die DQIS Werte werden basierend auf der Gleichung I und II in 5 teilspezifische Variationskoeffizienten (Coefficient of Variation, CV) umgerechnet (CV_{Geo} , CV_{Zeit} , CV_{Quelle} , CV_{Voll} , CV_{Vergl}). Diese CVs bilden unter der Gleichung III das Streumass CV_{tot} (in %). Weitere Informationen sind Kawecki et al. (2018) und Laner et al. (2016) zu entnehmen. Um eine maximale Transparenz der vorliegenden Daten zu gewährleisten, sind die Berechnungen ausführlich angegeben.

Tabelle A 3: Pedigree Matrix zur Erhebung der DQIS bei Literaturdaten (angelehnt an Laner et al. (2016) und Kawecki et al. (2018))

Datenqualität	sehr gut	gut	schlecht	sehr schlecht
DQIS	1	2	3	4
Geographische Repräsentativität (<i>Geo</i>)	Schweiz	EU	sozioökonomisch sehr ähnlich (Industrieland)	sozioökonomisch sehr verschieden (Entwicklungs-, Schwellenland)
Zeitliche Repräsentativität (<i>Zeit</i>)	bis 2015	2010-2014	2005-2009	vor 2005
Verlässlichkeit der Quelle (<i>Quelle</i>)	offizieller Bericht, Expertengeprüfte Dokumentation	Marktberichte und andere Berichte	begründete Schätzung	unbegründete Schätzung
Vollständigkeit (<i>Voll</i>)	Berücksichtigt alle relevanten Prozesse/Ströme	Berücksichtigt wichtige Prozesse/Ströme	Berücksichtigt wichtige Prozesse/Ströme teilweise	Wichtige Prozesse/ Ströme fehlen
Vergleichbarkeit der Ausgangslage (<i>Vergl</i>)	Studie analysiert gleiches Environment	Studie analysiert vergleichbares Environment	Studie analysiert bedingt vergleichbares Environment	Studie analysiert anderes Environment

Berechnung von CV_x

Gleichung I: DQIS = 1: $CV = 0$
 Gleichung II: DQIS = [2,4]: $CV = 1,5 \cdot e^{1.105 \cdot (DQIS-1)}$

Für CV_{Quelle} gilt Gleichung II, da immer mit einer Ungenauigkeit gerechnet werden kann

Gleichung II: DQIS = [1,4]: $CV = 1,5 \cdot e^{1.105 \cdot DQIS}$

Berechnung von CV_{tot}

Gleichung III:
$$CV_{tot} = \sqrt{CV_{Geo}^2 + CV_{Zeit}^2 + CV_{Quelle}^2 + CV_{Voll}^2 + CV_{Vergl}^2}$$

13.1.1 Annahmen zu Gärgut- und Kompostdünger

Die jährliche ausgebrachte Plastikmenge von 50 t a⁻¹ wurde aus der Hochrechnung vom Verein Inspektorat (Schleiss, 2017a) entnommen. Die Hochrechnung basiert auf 139 Proben aus der Schweiz.

Resultat: 50 ± 7 t a⁻¹ Eintrag durch Gärgut und Kompostdünger in Landwirtschaftliche Nutzfläche (siehe Tabelle A 4).

Applikationsfläche

Vereinfachend werden folgende Annahmen getroffen:

Kompostdünger für Landwirtschaft: 385 000 m³ a⁻¹

Gärgutdünger fest für Landwirtschaft: 157 000 m³ a⁻¹

Total: 542 000 m³ a⁻¹, Umrechnungsfaktor nach Schleiss (2017b): 0,65 t m⁻³

Ergibt: 352 300 t a⁻¹; bei Ausbringung von 25 t ha 3a⁻¹

Ergibt jährlich mindestens 14 092 ha Fläche zur Applikation von Gärgut- und Kompostdünger

Eingesetzt wird dieser Dünger hauptsächlich auf offenen Ackerflächen (Kommunikation Konrad Schleiss). Wiesen werden bei der Verteilung ausgeschlossen, da diese unter den vorliegenden Annahmen mit tierischen Produkten gedüngt werden. Es wird vereinfachend von einer proportionalen Verteilung der Dünger nach Feldgrösse auf folgende Kulturkategorien ausgegangen:

Hülsenfrüchte:	2 %
Kartoffeln und Rüben:	11 %
Kulturen im geschützten Anbau:	0 %
Raps, Soja, Tabak, Übrige LN:	15 %
Andere offene Ackerfläche:	2 %
Freilandgemüse:	4 %
Getreide, Silo-, Grünmais:	66 %

Tabelle A 4: CV-Berechnung der Quelle Gärgut- und Kompostdünger

Datenqualität	DQIS	CV _x
Geographische Repräsentativität	1	0
Zeitliche Repräsentativität	1	0
Verlässlichkeit der Quelle	2	13,7
Vollständigkeit	1	0
Vergleichbarkeit der Ausgangslage	1	0
CV _{tot} = 13,7 %; Standardabweichung σ = 6,85 t		

13.1.2 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Littering

Die Schätzung beruht auf denjenigen einer noch nicht publizierten BAFU-finanzierten Studie, die an der Empa durchgeführt wird.

Annahmen

Litteringeintrag rurale Böden: $280 \pm 100 \text{ t a}^{-1}$

Rurale Böden = Fläche Schweiz – Siedlungsfläche – unproduktive Fläche

Daraus folgt 3 677 918 ha rurale Böden

Anteil landwirtschaftliche Nutzfläche an ruralen Böden: 28,5 %

Daraus folgt: 80 t a^{-1} Litteringeintrag in landwirtschaftliche Nutzfläche

Resultat: $80 \pm 30 \text{ t a}^{-1}$ Litteringeintrag in Landwirtschaftliche Nutzfläche (siehe Tabelle A 5). Verteilung über die Kulturkategorien ist proportional zu deren Fläche.

Tabelle A 5: CV-Berechnung der Quelle Littering

Datenqualität	DQIS	CV _x
Geographische Repräsentativität	2	4,5
Zeitliche Repräsentativität	1	0
Verlässlichkeit der Quelle	3	41,3
Vollständigkeit	1	0
Vergleichbarkeit der Ausgangslage	3	13,7
CV _{tot} = 43,7 %; Standardabweichung $\sigma = 34,99 \text{ t}$		

13.1.3 Annahmen zum Plastikeinsatz durch Chemikalienbehälter

Zur Schätzung der Verbrauchszahlen in der Schweiz wurden die Schätzungen von Briassoulis et al., 2013 für andere Ländern herangezogen. Weiter wurden die verfügbaren Daten zu den zu den landwirtschaftlichen Flächen der einzelnen Länder zur Berechnung der Plastikmenge Menge für die Schweiz genutzt (Eurostat, 2018). Der Chemikalieneinsatz wurde dabei auf allen Kulturen als gleich angenommen. Wiesen wurden aus den Flächen herausgerechnet (siehe Tabelle A 6).

Annahmen

Tabelle A 6: Datengrundlage zur Berechnung des Plastikeinsatzes durch Chemikalienbehälter in der Schweiz

Land	Menge Chemikalienbehälter (t a ⁻¹)	Landwirtschaftliche Fläche ^a (in 1000 ha)	Chemikalienbehälter pro Fläche (kg a ha ⁻¹)
Spanien	4000	12 808,83	0,31
Italien	2700	6568,28	0,41
Frankreich	8000	13 975,47	0,57
Finnland	1000	1016,60	0,98
Griechenland	1103	2699,33	0,41
UK	1599	4459,74	0,36
Arithmetisches Mittel:			0,51
^a Beinhaltet folgende Kategorien nach Eurostat für das Jahr 2017: Cereals for the production of grain, dry pulses and protein crops for the production of grain, root crops, fresh vegetable including melons and strawberries, permanent crops for human consumption, industrial crops.			

Ausgehend von einer landwirtschaftlichen Nutzfläche der Schweiz abzüglich Wiesen von 312 837,55 ha (siehe Tabelle A 12) ergibt sich eine Plastikapplikation durch Chemikalienbehälter von $159 \pm 32 \text{ t a}^{-1}$

Resultat: $200 \pm 30 \text{ t a}^{-1}$ Plastiknutzung durch Chemikalienbehälter (siehe Tabelle A 7)

Tabelle A 7: CV-Berechnung der Quelle Plastikeinsatz durch Chemikalienbehälter

Datenqualität	DQIS	CV _x
Geographische Repräsentativität	2	4,5
Zeitliche Repräsentativität	3	13,7
Verlässlichkeit der Quelle	2	13,7
Vollständigkeit	2	4,5
Vergleichbarkeit der Ausgangslage	1	0
CV _{tot} = 20,4 %; Standardabweichung $\sigma = 32,4 \text{ t}$		

13.1.4 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Wasser der künstlichen Bewässerung

Jährliche Anwendungsmenge und Plastikgehalt

Schätzungen zu genutzter Wassermenge, Wasserquellen und Einsatzgebieten der Bewässerung wurden dem Bericht «Stand der Bewässerung in der Schweiz. Bericht zur Umfrage 2006» (Weber und Schild, 2007) entnommen.

Annahmen

Genutzte Wassermenge: 144 000 000 m³

davon 60 % aus Suonen (nicht relevant, da als sauber betrachtet)

4 % aus Kanälen und Bächen

6 % aus Flüssen

1 % aus Seen

7 % aus Grundwasser (nicht relevant, da als sauber betrachtet)

21 % Zuschlagsschätzung BWL (zur Verteilung: Verteilung auf alle 5 Quellen gewichtet nach deren Bedeutung)

daraus ergeben sich folgende relevante Quellen (nach Zuschlag von Schätzung):

5 % aus Kanälen und Bächen

6 % aus Flüssen

1 % aus Seen

Total: 14 %, dies sind 21 160 000 m³ potentiell verschmutztes Wasser

Plastikverschmutzung dieses Wassers wird mit Faure et al. (2015) geschätzt. Der Studie zufolge sind Schweizer Seen und Flüsse in Durchschnitt mit 7 Partikel m⁻³ kontaminiert. Vereinfacht wird angenommen, dass Kanäle, Bäche, Flüsse und Seen zur Bewässerung diese Plastikverschmutzung aufweisen. Die Durchschnittliche Partikelgrösse wird auf 3 mm x 1mm x 0,2 mm geschätzt. Bei einer Dichte von $\rho = 1$ beträgt die Masse pro Partikel $6\text{g} \cdot 10^{-4}$.

Bei 21 160 000 m³ Wasser entspricht dies einer Plastikmenge von 84 kg welche jährlich über die künstliche Bewässerung auf die Felder eingetragen wird. Diese Menge wird als nicht relevant eingeschätzt und in der Stoffflussanalyse daher unter nicht aufgeführt.

Resultat: 0.08 ± 0,01 t a⁻¹ Plastikeintrag durch Wasser der künstlichen Bewässerung (siehe Tabelle A 8), nicht relevant

Tabelle A 8: CV-Berechnung der Quelle Wasser der künstlichen Bewässerung

Datenqualität	DQIS	CV _x
Geographische Repräsentativität	1	0
Zeitliche Repräsentativität	3	13,7
Verlässlichkeit der Quelle	1	4,5
Vollständigkeit	1	0
Vergleichbarkeit der Ausgangslage	2	4,5
CV _{tot} = 15,1 %; Standardabweichung σ = 12,684 kg		

13.1.5 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Plastik in der Luft

Schätzung beruht auf Dris et al. (2016). Untersuchte atmosphärische Mikroplastik Deposition im Grossraum Paris.

Annahmen

Ausfall pro Jahr in Agglomeration Paris (2500 km²): 3-10 t (angenommener Erwartungswert 6,5 t) davon 29 % synthetisch oder teilsynthetisch

Annahme: Landwirtschaftliche Nutzfläche und Bevölkerung über ganze Schweiz gleichverteilt

Annahme: Partikelanzahl ist proportional zu Bevölkerungszahl

Landwirtschaftsfläche Schweiz: 1 046 108 ha (Faktor 4,2 zur Fläche Agglomeration Paris)

Daraus folgt nach Flächenskalierung: 27,3 t

Bevölkerungsdichte Schweiz: 205 Einw. km⁻²

Bevölkerungsdichte Agglomeration Paris: 3747 Einw. km⁻² (Faktor 18,3)

Daraus folgt nach Skalierung Bevölkerungsdichte: 1,5 t

Daraus folgt unter Annahme 29 % der Masse Plastik: 0,446 t

Da sich diese Menge über alle Felder gleich verteilt, wird ihr Einfluss als klein angesehen.

Resultat: 0,4 ± 0,2 t a⁻¹ Plastikeintrag durch Plastik in der Luft (siehe Tabelle A 9)

Tabelle A 9: CV-Berechnung der Quelle Lufteintrag

Datenqualität	DQIS	CV _x
Geographische Repräsentativität	2	4,5
Zeitliche Repräsentativität	1	0
Verlässlichkeit der Quelle	1	4,5
Vollständigkeit	1	0
Vergleichbarkeit der Ausgangslage	4	41,3
CV _{tot} = 41,8 %; Standardabweichung σ = 186 kg		

13.2 Expertenschätzungen

Bei Expertenschätzungen wurde zur Berechnung einer Standardabweichung auf die CV von Laner et al. (2016) zurückgegriffen (siehe dazu Tabelle A 10).

Tabelle A 10: Schätzung des CV bei Expertenschätzungen nach dem Ansatz von Laner et al. (2016)

Genauigkeit der Expertenschätzung	sehr sicher	sicher	unsicher	sehr unsicher
Voraussetzungen	Transparente Erhebung von Experten mit vollständigem Wissen basierend auf empirischen Daten	Schätzung teilweise aufgebaut auf empirischen Daten oder transparentes Vorgehen vor informierten Experten	Schätzung mit limitierter Dokumentation und ohne empirische Daten	Spekulativ begründete Vermutung oder nicht überprüfbare Annahmen
CV in %	4,5	13,7	41,2	124,6

13.2.1 Expertenschätzungen zu verwendeter Menge

Die Berechnungen der eingesetzten Produktmengen, welche auf den Expertenschätzungen (Tabelle A 12) beruht, wurde hauptsächlich als «unsicher» eingestuft (CV \pm 41,2 %). Dabei wurde das arithmetische Mittel der aggregierten Expertenschätzungen als Erwartungswert übernommen. Die Schätzungen für die Vliesnutzung beim Anbau von Kartoffeln und die Bewässerung von Tabakpflanzen wurde als «sicher» eingestuft (CV \pm 13,7 %), da von den jeweiligen Verbänden Daten und Argumentationen geliefert worden sind. Die auf einer Erhebung des SBV basierte Schätzung der total genutzten Siloballenfolienmenge wurde ebenfalls als «sicher» (CV \pm 13,7 %) eingestuft. Falls von den Experten keine Schätzungen gemacht werden konnte, wurde die Zahl von ähnlichen Kulturen abgeleitet. Die Datenqualität wurde in solchen Fällen als «sehr unsicher» eingestuft (CV \pm 124,6 %) (siehe Tabelle A 10).

13.3 Eintragsrate von Plastikprodukte

13.3.1 Annahmen zum Eintrag von Mulchfolienbestandteilen

Die Schätzung zum Eintrag von Mulchfolienbestandteilen beruht auf Kalberer (2018).

Annahmen

Mulchfolien bedeckt Ackerfläche zu 75 %

Schätzung zu Folienverlusten basierend auf gefundenen Rückständen in Boden

1,68 Mulchfolienteilchen pro Mulchfolienanwendung und Liter Boden bei Probentiefe von 10 cm (Kalberer, 2018)

Durchschnittliche Grösse der gefundenen Mulchfolienteilchen: 5,9 mm² (Kalberer, 2018)

Pro 100 cm² Acker 9,912 mm² Mulchfolienteilchen

Daraus folgt bei 75 % Bedeckung eine Eintragsrate von 0,13 %. Aufgrund der kleinen Untersuchungsmenge ist diese Zahl aber mit Vorsicht zu interpretieren. In China beläuft sich die Eintragsrate auf ca. 10 % (Changrong et al., 2014). Die Folien in China sind jedoch deutlich dünner, als die in der Schweiz verwendeten Produkte und tendieren eher zum Zerreißen. Es ist davon auszugehen, dass der effektive Prozentsatz in der Schweiz deutlich unter 10 % liegt.

Resultat: Zur Vereinfachung wurde eine Eintragsrate von 0,1-1 % angenommen. Basierend auf diesen Schätzungen wurde die Eintragsrate anderer Plastikprodukte ebenfalls in Intervallen geschätzt (siehe Tabelle A 2).

14 Berechnungen zur Schätzung der PEC

Es wird zur Berechnung der PEC ein Szenario stärkerer Verschmutzung angenommen. Nicht relevante Quellen werden vernachlässigt. Das Szenario ist folgender Massen aufgebaut:

Littering: Ausgehend von den Litteringzahlen in Kapitel «13.1.2 Annahmen zur Plastikverschmutzung durch Littering» und einer angenommenen zeitlichen Entwicklung, die sich an der globalen Produktionsfunktion von Plastik (siehe Abbildung A 1) orientiert, wurden die Plastikmengen für die einzelnen Jahre zwischen 1950 und 2018 errechnet (siehe Tabelle A 11).

Klärschlammdüngung: Basierend auf den Schätzungen von Nizzetto et al. (2016) wurde die Plastikmasse im Klärschlamm auf 250-1700 t pro Million Einwohner geschätzt. Bei geschätzt konstanten 7 Millionen Einwohnern ergibt dies 1750-11 900 t a⁻¹ Plastikeintrag durch Klärschlamm. Bei einer geschätzten Klärschlammmenge von 200 000 t a⁻¹ (Fahrni, 2011) ergibt dies eine Plastikbelastung von ca. 3,4 % (Intervall von 0,875-5,95 %). Basierend auf den durchschnittlichen Klärschlammabnahmezahlen von 10 t a⁻¹ pro Landwirt (Bolliger, 2007) und einer durchschnittlichen Ackerfläche von 15 ha (Bundesamt für Statistik, 2018) wird eine konstante Düngung mit 700 kg ha⁻¹ angenommen. Die Plastikbelastung des Klärschlammes wird ebenfalls anhand der globalen Plastikproduktion über die Jahre errechnet. Der Zeitraum der Klärschlammdüngung wurde von 1970 bis 2006 angenommen. Der Endpunkt 2006 lässt sich durch das Inkrafttreten des Klärschlammdüngeverbots für sämtliche Anbaukulturen begründen. Der Startpunkt von 1970 wurde gewählt, da in diesen Jahren der Bau von Kläranlagen stark vorangetrieben wurden und dementsprechend auch Klärschlamm anfiel.

Gärgut-/Kompostdüngung: Es wird davon ausgegangen, dass nach dem Verbot der Klärschlammdüngung im Jahr 2006 auf Gärgut-/Kompostdüngung umgestellt wurde. Die Annahme geht von einer maximal erlaubten Düngung von 25 t ha⁻¹ über drei Jahre und der maximal erlaubten Plastikverunreinigung des Düngers von 0,1 % der Trockenmasse aus (ChemRRV). Die Plastikverschmutzung des Feldes zwischen 2007 und 2018 beträgt dementsprechend konstante 25 t ha⁻¹ über einen Zeitraum von drei Jahren.

PE-Mulchfolie: Es wird angenommen, dass die Referenzfläche seit den 60er-Jahren jährlich mit PE-Mulchfolie (35 µm Dicke, Bedeckungsgrad 75 %) bearbeitet wurde. Die 60er-Jahre werden als Startzeit der kommerziellen Mulchfoliennutzung beschrieben (Kasirajan und Ngouajio, 2012). Die Eintragsrate von 0,1-1 % aus der Stoffstromanalyse wurde der Einfachheit halber auf 0,55 % gelegt.

Verteilung im Boden: Es wird davon ausgegangen, dass die Plastikverschmutzung im gepflügten Bereich gleichverteilt ist und keine Verfrachtung oder Abbau des Plastiks stattfindet. Die Pflugtiefe wird auf 25 cm angenommen. Die Dichte des Bodens (nicht getrockneter Zustand) wird auf 1200 kg m⁻³ geschätzt.

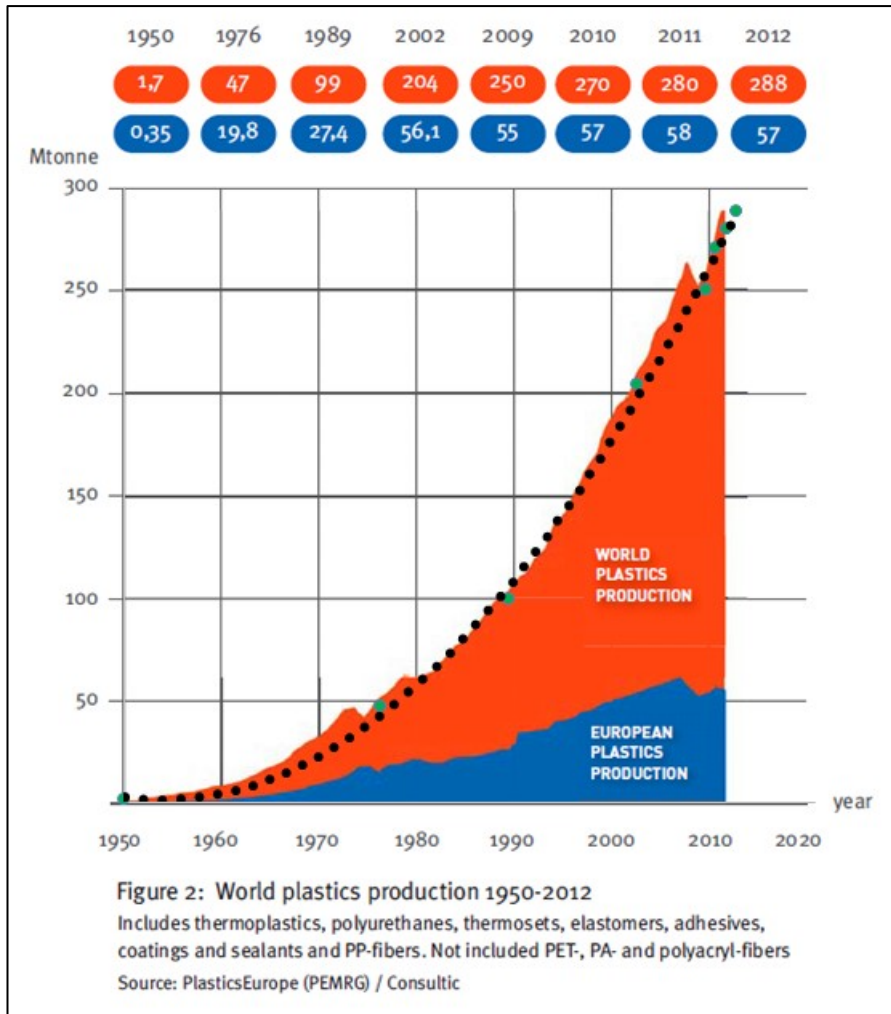


Abbildung A 1: Globale Plastikproduktion nach PlasticsEurope 2013 (nicht enthalten: PET-, PA- und Polyacrylfasern) mit Trendlinie. Über die angegebenen Fixpunkte (grüne Punkte) wurde eine Trendlinie berechnet (siehe schwarze Linie). Die Trendlinie hat die Form:

$$y = 0.084334518494706x^2 - 329.537495649512x + 321'918.411785518$$

Tabelle A 11: Geschätzte jährliche Verschmutzung eines intensiv bewirtschafteten Feldes zur Abschätzung einer PEC

Jahr	Littering (kg ha ⁻¹)	Klärschlamm (kg ha ⁻¹)	Gärgut-/Kompost-dünger (kg ha ⁻¹)	Mulchfolie (kg ha ⁻¹)	Geschätzte absolute Produktionsmenge global (in Millionen t)	Geschätzte relative globale Produktionsmenge
1950	0.00050	0.00	0.00	0.00	2.30	0.01
1951	0.00038	0.00	0.00	0.00	1.75	0.01
1952	0.00030	0.00	0.00	0.00	1.37	0.00
1953	0.00025	0.00	0.00	0.00	1.16	0.00
1954	0.00024	0.00	0.00	0.00	1.12	0.00
1955	0.00027	0.00	0.00	0.00	1.25	0.00
1956	0.00034	0.00	0.00	0.00	1.54	0.00
1957	0.00044	0.00	0.00	0.00	2.00	0.01
1958	0.00058	0.00	0.00	0.00	2.64	0.01
1959	0.00075	0.00	0.00	0.00	3.44	0.01
1960	0.00096	0.00	0.00	2.48	4.41	0.01
1961	0.00121	0.00	0.00	2.48	5.54	0.02
1962	0.00150	0.00	0.00	2.48	6.85	0.02
1963	0.00182	0.00	0.00	2.48	8.33	0.02
1964	0.00218	0.00	0.00	2.48	9.97	0.03
1965	0.00257	0.00	0.00	2.48	11.78	0.03
1966	0.00301	0.00	0.00	2.48	13.77	0.04
1967	0.00348	0.00	0.00	2.48	15.92	0.05
1968	0.00398	0.00	0.00	2.48	18.23	0.05
1969	0.00453	0.00	0.00	2.48	20.72	0.06
1970	0.00511	1.60	0.00	2.48	23.38	0.07
1971	0.00572	1.79	0.00	2.48	26.20	0.08
1972	0.00638	2.00	0.00	2.48	29.20	0.08
1973	0.00707	2.21	0.00	2.48	32.36	0.09
1974	0.00780	2.44	0.00	2.48	35.69	0.10
1975	0.00856	2.68	0.00	2.48	39.19	0.11
1976	0.00936	2.93	0.00	2.48	42.86	0.12
1977	0.01020	3.19	0.00	2.48	46.69	0.13
1978	0.01107	3.47	0.00	2.48	50.70	0.15
1979	0.01199	3.75	0.00	2.48	54.87	0.16
1980	0.01293	4.05	0.00	2.48	59.22	0.17
1981	0.01392	4.36	0.00	2.48	63.73	0.18
1982	0.01494	4.68	0.00	2.48	68.41	0.20
1983	0.01600	5.01	0.00	2.48	73.26	0.21
1984	0.01710	5.35	0.00	2.48	78.27	0.22
1985	0.01823	5.71	0.00	2.48	83.46	0.24
1986	0.01940	6.08	0.00	2.48	88.82	0.25
1987	0.02061	6.45	0.00	2.48	94.34	0.27

Jahr	Littering (kg ha ⁻¹)	Klärschlamm (kg ha ⁻¹)	Gärgut-/Kompost-dünger (kg ha ⁻¹)	Mulchfolie (kg ha ⁻¹)	Geschätzte absolute Produktionsmenge global (in Millionen t)	Geschätzte relative globale Produktionsmenge
1988	0.02185	6.84	0.00	2.48	100.03	0.29
1989	0.02313	7.24	0.00	2.48	105.89	0.30
1990	0.02445	7.66	0.00	2.48	111.92	0.32
1991	0.02580	8.08	0.00	2.48	118.12	0.34
1992	0.02719	8.52	0.00	2.48	124.49	0.36
1993	0.02862	8.96	0.00	2.48	131.02	0.38
1994	0.03008	9.42	0.00	2.48	137.73	0.39
1995	0.03159	9.89	0.00	2.48	144.60	0.41
1996	0.03312	10.37	0.00	2.48	151.64	0.43
1997	0.03470	10.87	0.00	2.48	158.85	0.45
1998	0.03631	11.37	0.00	2.48	166.23	0.48
1999	0.03796	11.89	0.00	2.48	173.78	0.50
2000	0.03964	12.41	0.00	2.48	181.49	0.52
2001	0.04137	12.95	0.00	2.48	189.38	0.54
2002	0.04313	13.50	0.00	2.48	197.43	0.57
2003	0.04492	14.07	0.00	2.48	205.66	0.59
2004	0.04675	14.64	0.00	2.48	214.05	0.61
2005	0.04862	15.23	0.00	2.48	222.61	0.64
2006	0.05053	0.00	25.00	2.48	231.33	0.66
2007	0.05247	0.00	0.00	2.48	240.23	0.69
2008	0.05445	0.00	0.00	2.48	249.30	0.71
2009	0.05647	0.00	25.00	2.48	258.53	0.74
2010	0.05853	0.00	0.00	2.48	267.93	0.77
2011	0.06062	0.00	0.00	2.48	277.51	0.79
2012	0.06274	0.00	25.00	2.48	287.25	0.82
2013	0.06491	0.00	0.00	2.48	297.15	0.85
2014	0.06711	0.00	0.00	2.48	307.23	0.88
2015	0.06935	0.00	25.00	2.48	317.48	0.91
2016	0.07162	0.00	0.00	2.48	327.89	0.94
2017	0.07393	0.00	0.00	2.48	338.48	0.97
2018	0.07628	0.00	25.00	2.48	349.23	1.00
Subtotal (kg/ha)	1.68	261.67	125	146.03		
Total (kg ha ⁻¹)	534					
Masse Boden (1x1x0.25 m) bei 1200 kg m ⁻³	300 kg					
PEC	0.02 % (± 0.01) (Bei einer Expertenschätzung der Kategorie «unsicher», Tabelle A 10)					

15 Aggregierte Expertenschätzung

Tabelle A 12: Aggregierte Expertenschätzungen der Verbreitung der Produktnutzung [ha] bestehend je nach Wert aus 1–3 unabhängigen Expertenschätzungen Quelle der Flächendaten Bundesamt für Statistik (BfS) ([https://www.pxweb.bfs.admin.ch/pxweb/de/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106.px](https://www.pxweb.bfs.admin.ch/pxweb/de/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106.px))

Lebensdauer (41% CV)		Siloballenfolie		Strohballenschnur		Insekten-schutznetze		Vogelschutznetze		Schattiernetze		Hagelnetz		Klimaschutznetze		Vliese + Lochfolie		Bändchengewebe	
		1 Schnitt		1 Kultur		13 Saisons		3 Saisons		8 Saisons		20 Saisons		7 Saisons		2 Kulturen		6 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Total	1 046 109																		
Weizen	81 918			80 %	±41 %														
Gerste	28 088			80 %	±41 %														
Körnermais	15 192																		
Hafer)	1899			80 %	±41 %														
Roggen	2004			80 %	±41 %														
Triticale	8523			80 %	±41 %														
Dinkel	4978			80 %	±41 %														
Mischel und übrige Brotgetreide	165			80 %	±41 %														
Mischel und übrige Futtergetreide	245			80 %	±41 %														
Getreide allgemein	0			80 %	±41 %														
Andere Getreide	313			80 %	±41 %														
Kartoffeln	11 276																3 %	± 14 %	
Zuckerrüben	19 135																1 %	± 41 %	
Futterrüben	494																		
Silo- und Grünmais	47 865																		
Raps zur Speiseölgewinnung	20 284																		
Raps als nachwachsender Rohstoff	135																		
Tabak	473																		
Soja	1695																		
Sonnenblumen zur Speiseölgewinnung	5206																		
Sonnenblumen als nachwachsender Rohstoff	52																		
Eiweisserbsen	4109																		
Ackerbohnen	1039																		

Lebensdauer (41% CV)		Siloballenfolie		Strohballenschnur		Insekten-schutznetze		Vogelschutznetze		Schattiernetze		Hagelnetz		Klimaschutznetze		Vliese + Lochfolie		Bändchengewebe	
		1 Schnitt		1 Kultur		13 Saisons		3 Saisons		8 Saisons		20 Saisons		7 Saisons		2 Kulturen		6 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Lupinen zu Futterzwecken	115																		
Hülsenfrüchte allgemein	815																		
Freilandgemüse	12 127													2 %	±41 %	15 %	±41 %		
Einjährige gärtnerische Freilandkulturen	312													1 %	±41 %	10 %	±41 %		
Einjährige Beeren	496													11 %	±41 %	35 %	±41 %		
Einjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	124																		
Lein	160																		
Hanf	68																		
Brache	2948																		
Ölkürbisse	61																		
Einjährige nachwachsende Rohstoffe	0																		
Übrige offene Ackerfläche	1640																		
Kunstwiesen	124 229	10 %	±41 %																
Weiden	142 081																		
Extensiv genutzte Wiesen	84 919	5 %	±41 %																
Wenig intensiv genutzte Wiesen	16 897	5 %	±41 %																
Wiesen im Sömmerungsgebiet	936																		
Übrige Dauerwiesen	364 209	10 %	±41 %																
Reben	13 380					6 %	±41 %	25 %	±41 %										
Obstanlagen allgemein	106					1 %	±41 %	5 %	±41 %			70 %	±41 %						
Äpfel	4395					0 %	±41 %	0 %	±41 %			73 %	±41 %						
Birnen	798					0 %	±41 %	0 %	±41 %			73 %	±41 %						
Steinobst	1853					20 %	±41 %	25 %	±41 %			30 %	±41 %						
Mehrjährige Beeren	584					5 % ²	±125 %	11 % ²	±125 %										
Zierbäume	517																		20 % ± 41 %

Tabelle A 12 (Fortsetzung I)

		Biomulchfolien		PE-Mulchfolien		Gewächshausfolie/ Witterungsschutz		Niedertunnelfolien		Isolationsfolie		Kunststoffstütznetze	
		1 Kultur		1 Kultur		9 Jahre		2 Kulturen		5 Jahre		2 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Total	1 046 109												
Weizen	81 918												
Gerste	28 088												
Körnermais	15 192												
Hafer	1899												
Roggen	2004												
Triticale	8523												
Dinkel	4978												
Mischel und übrige Brotgetreide	165												
Mischel und übrige Futtergetreid	245												
Getreide allgemein	0												
Andere Getreide	313												
Kartoffeln	11 276												
Zuckerrüben	19 135												
Futterrüben	494												
Silo- und Grünmais	47 865												
Raps zur Speiseölgewinnung	20 284												
Raps als nachwachsender Rohstoff	135												
Tabak	473					1 %	±41 %						
Soja	1695												
Sonnenblumen zur Speiseölgewinnung	5206												
Sonnenblumen als nachwachsender Rohstoff	52												
Eiweisserbsen	4109												
Ackerbohnen	1039												
Lupinen zu Futterzwecken	115												
Hülsenfrüchte allgemein	815												
Freilandgemüse	12 127	4 %	±41 %	4 %	±41 %			1 %	±41 %				
Einjährige gärtnerische Freilandkulturen	312	10 %	±41 %	5 %	±41 %								
Einjährige Beeren	496	3 %	±41 %	55 %	±41 %	20 %	±41 %						
Einjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	124												
Lein	160												
Hanf	68												

		Biomulchfolien		PE-Mulchfolien		Gewächshausfolie/ Witterungsschutz		Niedertunnelfolien		Isolationsfolie		Kunststoffstütznetze	
		1 Kultur		1 Kultur		9 Jahre		2 Kulturen		5 Jahre		2 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Lebensdauer (41% CV)													
Brachen	2948												
Ölkürbisse	61												
Einjährige nachwachsende Rohstoffe	0												
Übrige offene Ackerflächen	1640												
Kunstwiesen	124 229												
Weiden	142 081												
Extensiv genutzte Wiesen	84 919												
Wenig intensiv genutzte Wiesen	16 897												
Wiesen im Sömmerungsgebiet	936												
Übrige Dauerwiesen	364 209												
Reben	13 380												
Obstanlagen allgemein	106												
Äpfel	4395												
Birnen	798												
Steinobst	1853					55 %	±41 %						
Mehrjährige Beeren	584					35 %	±41 %					10 %	±41 %
Zierbäume	517												

Tabelle A 12 Fortsetzung II

Lebensdauer (41% CV)		nichtbioabbaubare Kunststoffbinder/ Kunststoffclips/ Kunststoffstützbügel, Kunststoffhaken/ etc.		Wuchshülle		Tröpfchenbewässerung		Kapillarbewässerungszubehör (Verteiler, Spaghetti, Stecker)	
		6 Saisons		5 Saisons		8 Saisons		9 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Total	1 046 109								
Weizen	81 918								
Gerste	28 088								
Körnermais	15 192								
Hafer	1899								
Roggen	2004								
Triticale	8523								
Dinkel	4978								
Mischel und übrige Brotgetreide	165								
Mischel und übrige Futtergetreide	245								
Getreide allgemein	0								
Andere Getreide	313								
Kartoffeln	11 276								
Zuckerrüben	19 135								
Futterrüben	494								
Silo- und Grünmais	47 865								
Raps zur Speiseölgewinnung	20 284								
Raps als nachwachsender Rohstoff	135								
Tabak	473					2 %	±14 %		
Soja	1695								
Sonnenblumen zur Speiseölgewinnung	5206								
Sonnenblumen als nachwachsender Rohstoff	52								
Eiweisserbsen	4109								
Ackerbohnen	1039								
Lupinen zu Futterzwecken	115								
Hülsenfrüchte allgemein	815								
Freilandgemüse	12 127								
Einjährige gärtnerische Freilandkulturen	312								
Einjährige Beeren	496					58 %	±41 %	0 %	±41 %
Einjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	124					10 %	±41 %		

Lebensdauer (41% CV)		nichtbioabbaubare Kunststoffbinder/ Kunststoffclips/ Kunststoffstützbügel, Kunststoffhaken/ etc.		Wuchshülle		Tröpfchenbewässerung		Kapillarbewässerungszubehör (Verteiler, Spaghetti, Stecker)	
		6 Saisons		5 Saisons		8 Saisons		9 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Lein	160								
Hanf	68								
Brache	2948								
Ölkürbisse	61								
Einjährige nachwachsende Rohstoffe	0								
Übrige offene Ackerfläche	1640								
Kunstwiesen	124 229								
Weiden	142 081								
Extensiv genutzte Wiesen	84 919								
Wenig intensiv genutzte Wiesen	16 897								
Wiesen im Sömmerungsgebiet	936								
Übrige Dauerwiesen	364 209								
Reben	13 380	70 %	±41 %	4 %	±41 %	4 %	±41 %		
Obstanlagen allgemein	106	90 %	±41 %	1 %	±41 %	20 %	±41 %		
Äpfel	4395	52,5 %	±41 %	1 %	±41 %	30 %	±41 %		
Birnen	798	52,5 %	±41 %	1 %	±41 %	35 %	±41 %		
Steinobst	1853	55 %	± 41 %	1 %	±41 %	50 %	±41 %		
Mehrjährige Beeren	584	65 %	± 41 %			83 %	±41 %	10 %	±41 %
Zierbäume	517					60 %	±41 %		

Tabelle A 12 Fortsetzung III

		Siloballenfolie		Strohballen-schnur		Insekten-schutznetze		Vogelschutz-netze		Schattiernetze		Hagelnetz		Klimaschutz-netze		Vliese + Lochfolie		Bändchengewebe	
Lebensdauer (41% CV)		1 Schnitt		1 Kultur		13 Saisons		3 Saisons		8 Saisons		20 Saisons		7 Saisons		2 Kulturen		6 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Mehrfährige nachwachsende Rohstoffe	99																		
Christbäume	674																	10 %	±41 %
Baumschule von Forstpflanzen ausserhalb der Forstzone in LN	63															2 %	±41 %	5 %	±41 %
Spargeln	455																		
Mehrfährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	224																		
Rhabarber	106																		
Hopfen	19																		
Übrige Baumschulen	422															2 %	±41 %	5 %	±41 %
Übrige Dauerkulturen	446																		
Gemüsekulturen in Gewächshäusern	478									16 %	±41 %							28 %	±41 %
Gärtnerische Kulturen in Gewächshäusern	166									40 %	±41 %							50 %	±41 %
Kulturen in Gewächshäusern allgemein	... ³									30 %	±41 %							40 %	±41 %
Übrige Kulturen in Gewächshäusern	140									29 % ¹	±125 %							39 % ¹	±125 %
Streueflächen	8301																		
Hecken- und Feldgehölze	4893																		
Übrige LN	762																		

Tabelle A 12 Fortsetzung IV

Lebensdauer (41% CV)		Biomulchfolien		PE-Mulchfolien		Gewächshausfolie/ Witterungsschutz		Niedertunnelfolien		Isolationsfolie		Kunststoffstütznetze	
		1 Kultur		1 Kultur		9 Jahre		2 Kulturen		5 Jahre		2 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Mehrjährige nachwachsende Rohstoffe	99												
Christbäume	674												
Baumschule von Forstpflanzen ausserhalb der Forstzone in LN	63												
Spargeln	455	2 %	±41 %	1 %	±41 %			4 %	±41 %	0 %	±41 %		
Mehrjährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	224												
Rhabarber	106												
Hopfen	19												
Übrige Baumschulen	422												
Übrige Dauerkulturen	446												
Gemüsekulturen in Gewächshäusern	478					48 %	±41 %			10 %	±41 %	1 %	±41 %
Gärtnerische Kulturen in Gewächshäusern	166					50 %	±41 %			1 %	±41 %		
Kulturen in Gewächshäusern allgemein	... ³					49 %	±125 %			1 %	±41 %	10 %	±41 %
Übrige Kulturen in Gewächshäusern	140									1 %	±41 %	10 %	±41 %
Streueflächen	8301												
Hecken- und Feldgehölze	4893												
Übrige LN	762												

Tabelle A 12 Fortsetzung V

		nichtbioabbaubare Kunststoffbinder/ Kunststoffclips/ Kunststoffstützbügel, Kunststoffhaken/ etc.		Wuchshülle		Tröpfchenbewässerung		Kapillarbewässerungszubehör (Verteiler, Spaghetti, Stecker)	
Lebensdauer (41% CV)		6 Saisons		5 Saisons		8 Saisons		9 Saisons	
Kultur	Fläche in ha (2017)	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %	Nutzung in %	CV in %
Mehrfährige nachwachsende Rohstoffe	99								
Christbäume (in ha)	674					20 %	±41 %		
Baumschule von Forstpflanzen ausserhalb der Forstzone in LN	63					20 %	±41 %		
Spargeln	455	0 %	±41 %			30 %	±41 %		
Mehrfährige Gewürz- und Medizinalpflanzen	224					20 %	±41 %		
Rhabarber	106					15 %	±41 %		
Hopfen	19								
Übrige Baumschulen	422					20 %	±41 %		
Übrige Dauerkulturen	446								
Gemüseulturen in Gewächshäusern	478	37.5 %	±41 %			58 %	±41 %	53 %	±41 %
Gärtnerische Kulturen in Gewächshäusern	166	5 %	±41 %			20 %	±41 %	53 %¹	±125 %
Kulturen in Gewächshäusern allgemein	... ³	10 %	±41 %			20 %	±41 %		
Übrige Kulturen in Gewächshäusern	140	10 %	±41 %			20 %	±41 %		
Streueflächen	8301								
Hecken- und Feldgehölze	4893								
Übrige LN	762								

¹ Aufgrund fehlender Schätzungen basierend auf dem Durchschnitt aus gleicher Kulturkategorie geschätzt

² Aufgrund fehlender Schätzungen basierend auf dem Durchschnitt der Kulturkategorie «Obstanlagen und Reben» geschätzt

³ Zahl nicht erhoben. Es wird von einem Wert von 0 ha ausgegangen.

16 Literatur Anhang

- Bollinger, R. (2007). Klärschlamm – vom wertvollen Dünger zum Abfall. *Umwelt Aargau*, 37, 37-44. Online verfügbar. URL: https://www.ag.ch/umwelt-aargau/pdf/UAG_37_37.pdf. [14.02.2018].
- Briassoulis, D., Babou, E., Hiskakis, M., Scarascia, G., Picuno, P., Guarde, D., Dejean, C. (2013). Review, mapping and analysis of the agricultural plastic waste generation and consolidation in Europe. *Waste Management & Research*, 31(12), 1262-1278.
- Bundesamt für Statistik (Hrsg.) 2018. Landwirtschaftliche Betriebe und Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) auf Klassifizierungsebene 3 nach Variable, Kanton, Betriebsform und Jahr. Online verfügbar. URL: https://www.pxweb.bfs.admin.ch/pxweb/de/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106/px-x-0702000000_106.px/table/tableViewLayout2/?rxid=84f8b9e2-98d1-468d-a4ff-a80c8d49e4f5 [11.12.2018].
- Changrong, Y., Wenqing, H., Turner, N. C. (2014). Plastic-film mulch in Chinese agriculture: Importance and problems. *World Agriculture*, 2014(4), 32–36.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B. (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin*, 104(1-2), 290-293.
- Eurostat (Hrsg.) (2018). Crop production in EU standard humidity. Online verfügbar. URL: <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/data/database> [11.12.2018].
- Fahrni, H. P. (2011). Die Verwertung und Entsorgung von Klärschlamm in der Schweiz. Online verfügbar. URL: http://www.vivis.de/phocadownload/Download/2011_wm/2011_WM_CD_38_Fahrni.pdf [11.12.2018].
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., De Alencastro, L. F. (2015). Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environmental chemistry*, 12(5), 582-591.
- Kalberer, A. (2018). Microplastics in Swiss Agricultural Soils. The Relevance of Mulch Foil and Digestate Fertilizer for Plastic Pollution. Masterarbeit, Universität Basel, Basel, Schweiz.
- Kasirajan, S., Ngouajio, M. (2012). Polyethylene and biodegradable mulches for agricultural applications: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32(2), 501-529.
- Kawecki, D., Scheeder, P. R., Nowack, B. (2018). Probabilistic Material Flow Analysis of Seven Commodity Plastics in Europe. *Environmental science & technology*, 52(17), 9874-9888.
- Laner, D., Feketitsch, J., Rechberger, H., Fellner, J. (2016). A novel approach to characterize data uncertainty in material flow analysis and its application to plastics flows in Austria. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1050-1063.
- Nizzetto, L., Futter, M., Langaas, S. (2016). Are agricultural soils dumps for microplastics of urban origin? *Environmental science & technology*, 50(20), 10777–10779.
- PlasticsEurope (2013). Plastics – the Facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Online verfügbar. URL: https://www.plasticseurope.org/application/files/7815/1689/9295/2013plastics_the_facts_PubOct2013.pdf. [28.12.2018].
- Schleiss, K. (2017a). Bericht zur Analyse von Fremdstoffen in Kompost und festem Gärgut der Kompostier- und Vergärungsanlagen in der Schweiz gemäss ChemRRV. Online verfügbar. URL: https://www.mpsecure.ch/cvis/public/pdf/2017-12-22_Bericht_Fremdstoffanalysen_Auftrag_BAFU.pdf [12.10.2018].
- Schleiss, K. (2017b). Erhebung Schweizer Daten zu Mengen in der Kompostierung. Online verfügbar. URL: https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/en/dokumente/klima/klima-climatereporting-referenzen-cp2/Schleiss%202017.pdf.download.pdf/Schleiss_2017_Kompostierung-CH.pdf. [11.12.2018].
- Weber, M., & Schild, A. (2007). Stand der Bewässerung in der Schweiz – Bericht zur Umfrage. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern, Schweiz. Online verfügbar. URL : <http://www.siedlungshygiene.ch/it/info/acqua-in-svizzera/sub-article-2/further-reading/publications/blw-bericht-umfrage-stand-bewaesserung-d.pdf>. [30.12.2018].