

Torf und Torfersatzprodukte im Vergleich: Eigenschaften, Verfügbarkeit, ökologische Nachhaltigkeit und soziale Auswirkungen



Lea Eymann, Alex Mathis, Matthias Stucki, Simon Amrein
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW

Wädenswil, 22. Dezember 2015

Titel	Torf und Torfersatzprodukte im Vergleich: Eigenschaften, Verfügbarkeit, ökologische Nachhaltigkeit und soziale Auswirkungen
Titelbilder	Bild oben rechts: © Colourbox; übrige Bilder: ©ZHAW
Projektleitung	Matthias Stucki & Lea Eymann, Forschungsgruppe Ökobilanzierung, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Projektteam	Alex Mathis (Forschungsgruppe Hortikultur), Beatrice Kulli Honauer (Forschungsgruppe Bodenökologie) & Simon Amrein (Forschungsgruppe Bodenökologie), Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Kontakt	lea.eymann@zhaw.ch https://www.zhaw.ch/iunr/lca/
Auftraggeber	IUNR Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, ZHAW Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Grüental, Postfach CH-8820 Wädenswil Die Studie wurde im Auftrag der Branchenverbände JardinSuisse Unternehmerverband Gärtner Schweiz und VSGP Verband Schweizer Gemüseproduzenten als Träger der Stiftung Gartenbau verfasst, finanziert durch die Stiftung Gartenbau mit Unterstützung des Bundesamts für Umwelt (BAFU).
Inhaltliche Verantwortung	Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.
Haftungsausschluss	Dieser Bericht beruht auf als verlässlich eingeschätzten Quellen. Die ZHAW und die Autoren geben keine Garantie bezüglich der Vollständigkeit der aufgeführten Informationen und lehnen eine rechtliche Haftung für Schäden jeglicher Art ab.
Dank der Autoren	Die Autoren bedanken sich für die Unterstützung der RICOTER Erdaufbereitung AG und der Sorba Absorber GmbH, welche Daten für diese Studie zur Verfügung gestellt haben.
Autorenbeiträge	Simon Amrein: Abschnitt 3.1; Alex Mathis: Abschnitte 3.2 bis 4.3; übrige Kapitel: Lea Eymann & Matthias Stucki
Zitierung	Eymann, L.; Mathis, A.; Stucki, M. & Amrein, S. 2015: Torf und Torfersatzprodukte im Vergleich: Eigenschaften, Verfügbarkeit, ökologische Nachhaltigkeit und soziale Auswirkungen. Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Wädenswil
Version	22.12.2015 09:00:00 Copyright © 2015

ZUSAMMENFASSUNG

Der Abbau von Torf ist mit relevanten Treibhausgasmissionen verbunden und führt zur Zerstörung sensibler Ökosysteme. Aus diesem Grund bestehen in den Garten- und Gemüsebau-Branchen Bestrebungen, den Torfverbrauch zu reduzieren. Der Verzicht auf Torf bedingt die Verfügbarkeit von alternativen Substraten, welche den pflanzenbaulichen Anforderungen genügen. Gleichzeitig sollen die Alternativsubstrate auch tatsächlich zu einer Reduktion – und nicht zu einer Verlagerung – der Umweltbelastung führen. Um die Umweltwirkungen von Torf und Torfalternativprodukten umfassend zu beurteilen, werden in der vorliegenden Studie Ökobilanzen für zehn Substratkomponenten und sieben beispielhafte Substratmischungen erstellt. Zusätzlich zu den Umweltauswirkungen werden für die einzelnen Substratkomponenten die pflanzenbaulichen Eigenschaften, die zukünftige Verfügbarkeit sowie die sozialen Auswirkungen der Produktion beurteilt.

Von den untersuchten Substratkomponenten zeichnen sich insbesondere Landerde, Rindenkompost, TEFA-Maisfasern, Holzfasern und Holzhäcksel sowohl durch geringe Umweltauswirkungen als auch durch eine positive Beurteilung der sozialen Aspekte und der zukünftigen Verfügbarkeit aus (Tab. 1). Von diesen Substratkomponenten haben aufgearbeitete Holzfasern, TEFA und unter bestimmten Voraussetzungen auch Rindenkompost das Potenzial, Torf direkt zu substituieren. Landerde und Holzhäcksel können als Zusatzstoffe in torffreien Substratmischungen eingesetzt werden.

Torf weist ein hohes Treibhauspotenzial und aufgrund der Nutzung der fossilen Ressource Torf einen hohen nicht-erneuerbaren Energieaufwand auf. Kokosfasern und Kompost sind mit einer hohen Gesamtumweltbelastung verbunden und tragen vergleichsweise stark zum Klimawandel bei. Während bei den Kokosfasern sowohl der Kokos-Anbau als auch die Verarbeitung und der Transport zu relevanten Umweltauswirkungen führen, dominieren beim Kompost die Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen der Kompostierung sowie die Schwermetallemissionen aus der Kompostnutzung. Cocopeat schneidet im Vergleich zu Kokosfasern aufgrund des ökonomischen Allokationsansatzes und wegen des höheren Feuchtigkeitsgehalts besser ab. Auch Reisspelzen sind mit vergleichsweise geringen Umweltauswirkungen verbunden. Im Gegensatz zu den meisten lokal hergestellten Substratkomponenten werden bei Reisspelzen und Cocopeat aber die sozialen Aspekte sowie die Abhängigkeit des Preises von der Energiewirtschaft weniger positiv beurteilt.

Ein Ersatz von Torf durch torffreie Substratmischungen ist mit einem erheblichen Potenzial zur Reduktion der Umweltauswirkungen verbunden. Damit dieses ausgeschöpft werden kann, werden zusätzliche Anwendungserfahrungen mit regionalen Torfersatzprodukten wie TEFA, Holzfasern und Rindenkompost benötigt.

Tab. 1: Pflanzenbauliche Eigenschaften, zukünftige Verfügbarkeit, Umweltauswirkungen und soziale Risiken der Substratkomponenten. Substratkomponenten, die in gewissen Bereichen direkt als Torfersatz eingesetzt werden können, sind mit einem Stern (*) markiert. Die übrigen Produkte eignen sich als Komponenten von Mischungen. Die Gesamtumweltbelastung ist inklusive und exklusive der Schwermetall-Emissionen (SM) während der Nutzungsphase ausgewiesen. Die Farbcodierung kennzeichnet, ob das Resultat als positiv (■), eher positiv (■), eher negativ (■) oder negativ (■) beurteilt werden kann. (■): keine Daten / keine Beurteilung vorgenommen.

	Pflanzenbauliche Eigenschaften										Verfügbarkeit Seiten 27ff	Preisabhängigkeit Seiten 27ff	Umweltaspekte			Soziale Aspekte		
	Seiten 22ff												Seiten 69ff			Seiten 83ff		
	Schüttdichte, trocken kg TS/m ³	pH	Pufferkapazität	Nährstoffgehalt mg/l NO ₃ -N, NH ₄ -N mg/l P ₂ O ₅ mg/l K ₂ O			Salzgehalt g/L	Stickstoffimmobilisierung	Wasserrückhaltevermögen Vol-%	Luftkapazität Vol-%			Strukturstabilität	Mittel- bis langfristige Verfügbarkeit	Abhängigkeit des Preises von der Energiewirtschaft	Treibhauspotenzial kg CO ₂ -eq/m ³	Gesamtumweltbelastung 1000 UBP/m ³ inkl. exkl. SM aus Nutzung	
Schwarztorf	120-250	2.5-3.5	klein	≤50	≤30	≤40	≤0.4	keine	60%-87%	6%-33%	mittel	+ / -	gering	250	200	190	3'700	Geringe Risiken
Weisstorf	80-150	2.5-3.5	klein	≤50	≤30	≤40	≤0.4	keine	40%-85%	11%-58%	mittel	+ / ++	keine	33	67	38	310	keine Risiken
Rindenkompost ^(*)	200-300	5.0-7.0	gross	≤400	≤150	≤600	≤1.5	mittel	40%-55%	40%	mittel	+ / ++	keine	180	900	160	460	keine Risiken
Grüngutkompost	300-500	7.6	mittel	70	720	2100	2.2	mittel	>50%	-	klein	+ / ++	keine	180	900	160	460	keine Risiken
Reisspelzen	90-100	5.0-6.0	keine	-	-	700-800	0.6	klein	7%-10%	84%-88%	mittel	++	hoch	29	63	48	270	aus Asien Aus EU
Holzfasern*	60-130	4.7-6.0	klein	≤50	50-100	100-150	0.03-0.2	mittel	≥35%	45%-65%	klein	+	mittel	9.9	23	15	200	keine Risiken
Holzhäcksel fein	130-140	3.5-4.0	klein	≤50	50-100	100-150	0.15-0.2	klein	25%-30%	>70%	mittel	++	mittel	9.5	38	14	120	keine Risiken
Kokosfasern*	50-150	4.5- 6.5	klein	< 50	< 50	400-800	0.5-1	hoch	20%-50%	40%-70%	klein	+ / ++	hoch	85	510	500	900	beachtenswert
Cocopeat*	80	4.0-5.5	klein	<5	5-20	130-850	0.2-1.0	hoch	60%-85%	30%	klein	+ / ++	mittel	41	120	120	410	beachtenswert
Xylit*	160-230	4.5	klein	<10	<10	<50	0.5	mittel	40%-50%	30%-50%	mittel	+ / -	gering	-	-	-	-	-
Landerde	1030	5.5-6.5	mittel	-	-	-	-	keine	-	-	mittel	++	keine	5.0	7.4	7.4	59	keine Risiken
TEFA*	100	6.8	mittel	180	< 5	150	0.35	-	54.4%	37.7%	mittel	++	gering	28	97	75	410	keine Risiken

INHALT

1	EINLEITUNG	3
2	ZIEL UND UNTERSUCHUNGSRAHMEN	5
2.1	Ziel der Studie.....	5
2.2	Die Ökobilanz-Methode	5
2.3	Systembeschreibung	6
2.4	Beschreibung der Substratkomponenten	9
2.5	Beschreibung der Substratmischungen	15
2.6	Bewertungsmethoden.....	19
2.7	Datenquellen für die Ökobilanzierung	21
3	PFLANZENBAULICHE EIGENSCHAFTEN	22
3.1	Substratkomponenten	22
3.2	Substratmischungen.....	24
3.3	Zwischenfazit.....	26
4	ZUKÜNFTIGE VERFÜGBARKEIT	27
4.1	Allgemeine Situation	27
4.2	Substratkomponenten	29
4.3	Zwischenfazit.....	43
5	ÖKOBILANZ	45
5.1	Sachbilanz.....	45
5.2	Wirkungsbilanz.....	69
5.3	Zwischenfazit.....	82
6	SOZIALE AUSWIRKUNGEN	83
6.1	Substratkomponenten aus dem Ausland.....	83
6.2	Substratkomponenten aus der Schweiz.....	88

6.3 Zwischenfazit.....	89
7 ZUSAMMENSTELLUNG DER ERGEBNISSE DER SUBSTRATKOMPONENTEN	91
8 DISKUSSION	93
8.1 Unsicherheiten.....	94
8.2 Forschungsbedarf.....	96
8.3 Empfehlungen und Fazit.....	96
LITERATUR	98
ANHANG 1	110
ANHANG 2 (VERTRAULICHE ANGABEN VON RICOTER)	127
ANHANG 3 (VERTRAULICHE ANGABEN DER SORBA ABSORBER GMBH)	131
ANHANG 4 (VERTRAULICHE ANGABEN AUS DER STUDIE VON QUANTIS 2012)	133

1 EINLEITUNG

In der Schweiz werden jährlich bis zu 150'000 Tonnen Torfsubstrate importiert (BAFU, 2012). Während in der EU die Hälfte des Torfs energetisch genutzt wird (Altmann, 2008), wird Torf in der Schweiz hauptsächlich im Gartenbau eingesetzt (Diener Lenz, 2010). Der Abbau von Torf ist mit bedeutenden Umweltauswirkungen verbunden. Dies hängt unter anderem damit zusammen, dass Torfmoore einen relevanten Kohlenstoffspeicher darstellen. An wassergesättigten Standorten werden abgestorbene Pflanzen nur langsam abgebaut. Die Pflanzen haben zuvor über die Photosynthese Kohlendioxid aus der Atmosphäre aufgenommen und zu organischen Kohlenstoffverbindungen umgebaut. Torfbildende Moore entziehen der Atmosphäre deshalb CO₂. Obwohl Moorböden weltweit nur auf ungefähr 3% der Landoberfläche vorkommen, speichern sie etwa einen Drittel der insgesamt in Böden gebundenen Kohlenstoffvorräte. Werden Moore zur Torfnutzung entwässert, so kommt die akkumulierte organische Substanz in Kontakt mit Sauerstoff und wird unter Bildung von CO₂ zersetzt. Zusätzlich wird Lachgas als Zwischenprodukt der Denitrifikation emittiert (Trepel, 2007). Weltweit führt die Entwässerung von Moorböden jährlich zu Emissionen in der Höhe von ungefähr 2-3 Gt CO₂-eq (Couwenberg, 2009). Dies sind ungefähr 4-6% sämtlicher Treibhausgasemissionen, die jährlich weltweit ca. 50 Gt CO₂-eq betragen (IPCC, 2014). Zudem führt der Torfabbau zur Zerstörung von Moorlandschaften, welche Lebensraum für seltene Arten bieten (Pöstinger, 2007). Bei einer Nutzung des Torfs als gärtnerisches Substrat wird die organische Substanz innerhalb von ungefähr 10-100 Jahren zu Kohlendioxid abgebaut (Höper, 2010; Smith et al., 2001). Damit entstehen nicht nur beim Torfabbau, sondern auch bei der anschliessenden Nutzung Treibhausgasemissionen.

Der Abbau von Torf ist in der Schweiz seit 1987 verboten. Seit 2012 liegt zudem das vom Bundesrat verabschiedete Torfausstiegskonzept des Bundes vor, welches zum Ziel hat, den Import und die Verwendung von Torf in der Schweiz in den kommenden 20 Jahren zu reduzieren und ein vollständiges Verbot zu prüfen. In einer ersten Phase sollen freiwillige Massnahmen der Branchenverbände umgesetzt werden (BAFU, 2012). Gemäss den vorliegenden Zahlen der Zolldirektion hat sich der Import von torfhaltigen Substraten in den vergangenen zwei Jahren um 15% reduziert (Eidgenössische Zollverwaltung EZV, 2015). Insbesondere im Hobbybereich sind bereits viele torf reduzierte oder torffreie Substratmischungen erhältlich. Es sind jedoch weitere Schritte notwendig, um den Torfausstieg voranzutreiben. Dazu zählen die Entwicklung von preisgünstigen Torfersatzprodukten, aber auch Bestrebungen zu einem gemeinsamen, europäischen Torfausstieg (Altwegg, 2014).

Unabhängig vom Torfausstiegskonzept des Bundes besteht ein Druck seitens der Öffentlichkeit, insbesondere des Naturschutzes, auf die Verwendung von Torf zu verzichten (vgl. z.B. Pro Natura (2010) oder WWF (2005)). Als Verbraucher von Torf sind die Garten- und Gemüsebau-Branchen aufgefordert, den Torfver-

brauch zu reduzieren. Entsprechend sind alternative Substrate gefragt, welche den pflanzenbaulichen Anforderungen genügen.

Während mit dem Verzicht auf Torf bekannte negative Umweltauswirkungen der Torgewinnung und -anwendung vermindert werden, gilt es bei der Wahl von Alternativsubstraten eine Verlagerung der Umweltwirkungen zu vermeiden. Boldrin et al. (2010) haben beispielsweise festgestellt, dass Kompost im Vergleich zu Torf zwar zu geringeren Treibhausgasemissionen und einer geringeren Eutrophierung führt, aber aufgrund des höheren Schwermetallgehaltes in der Kategorie Humantoxizität schlechter abschneidet (Boldrin et al., 2010). Zu einem ähnlichen Schluss kam auch die Studie von Quantis (2012), welche im Auftrag des Verbands der europäischen Torf- und Substratwirtschaft die Umweltwirkungen von 19 Substratmischungen untersucht hat. Zudem zeigte die Studie auf, dass Substratmischungen mit einem hohen Cocopeat-Anteil aufgrund des Flächenbedarfs für den Kokosnuss-Anbau mit verhältnismässig grossen Auswirkungen auf die Ökosystemqualität verbunden sind (Quantis, 2012). Während insbesondere mit der Studie von Quantis (2012) eine wichtige Grundlage für die Beurteilung der Umweltauswirkungen von Substratmischungen für den europäischen Kontext geschaffen wurde, fehlen für die Schweizer Bedingungen bisher vergleichbare Studien zu diesem Thema. Zusätzlich konzentriert sich die Studie von Quantis (2012) auf den Vergleich verschiedener Substratmischungen und weist keine Ergebnisse für einzelne Komponenten aus. Anwendern aus dem Gartenbau ist es daher nicht möglich, auf einfache Weise die Umweltauswirkungen ihrer eigenen Mischung zu ermitteln. Die vorliegende Studie untersucht deshalb für zehn Substratkomponenten und sieben beispielhafte Substratmischungen deren Umweltauswirkungen anhand von Ökobilanzen (Kapitel 5). Diese berücksichtigen den gesamten Lebenszyklus der Substrate von der Gewinnung der einzelnen Komponenten bis zur Nutzung der Substrate im Gartenbau. Zusätzlich zu den Umweltauswirkungen werden für die einzelnen Substratkomponenten die pflanzenbaulichen Eigenschaften (Kapitel 3), die zukünftige Verfügbarkeit (Kapitel 4) sowie die sozialen Auswirkungen der Produktion (Kapitel 6) berücksichtigt. Damit liefert die vorliegende Studie eine Grundlage zur umfassenden Beurteilung von individuell zusammengestellten Substratmischungen.

2 ZIEL UND UNTERSUCHUNGSRAHMEN

2.1 ZIEL DER STUDIE

Das primäre Ziel dieser Studie besteht in der Beurteilung der Umweltwirkungen von Torf, Torfersatzprodukten und Substratmischungen mit und ohne Torf. Die in dieser Studie untersuchten Produkte sind dabei in Tabelle 2-1 zusammengestellt. Die Quantifizierung der Umweltbelastungen erfolgt mit der Ökobilanz-Methode (vgl. Abschnitt 2.2). Für den Vergleich von Substratmischungen werden dabei die pflanzenbaulichen Eigenschaften der untersuchten Mischungen berücksichtigt, sofern sich aufgrund der Substratzusammensetzung unterschiedliche Kultivierungsanforderungen während der Substratnutzung im Gartenbau ergeben. Zusätzlich werden die sozialen Auswirkungen der Produktion der einzelnen Substratbestandteile sowie deren mittel- und langfristige Verfügbarkeit qualitativ beurteilt und die pflanzenbaulichen Eigenschaften der Substratkomponenten beschrieben. Aus den Ergebnissen der Studie werden Empfehlungen abgeleitet.

Tabelle 2-1: In dieser Studie untersuchte Substratkomponenten und Substratmischungen

Substratkomponenten	Substratmischungen
<ul style="list-style-type: none">• Torf	Zierpflanzenbereich
<ul style="list-style-type: none">• Holzfasern	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 65 % Torf (konventionell)
<ul style="list-style-type: none">• Holzhäcksel fein	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 30% Torf (torfreduziert)
<ul style="list-style-type: none">• Rindenkompost (Rindenhumus)	Baumschulbereich
<ul style="list-style-type: none">• Grüngutkompost	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 40% Torf
<ul style="list-style-type: none">• Reisspelzen	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 27% Torf
<ul style="list-style-type: none">• Kokosfasern	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 0% Torf
<ul style="list-style-type: none">• Cocopeat	Gemüsebau
<ul style="list-style-type: none">• Xylit*	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 100% Torf
<ul style="list-style-type: none">• Landerde	<ul style="list-style-type: none">• Mischung mit 70% Torf
<ul style="list-style-type: none">• TEFA (aus Maisstroh)	

* für Xylit werden zwar die pflanzenbaulichen Eigenschaften sowie die zukünftige Verfügbarkeit beurteilt, mangels Daten werden jedoch die Umweltauswirkungen nicht quantifiziert

2.2 DIE ÖKOBILANZ-METHODE

Die Beurteilung der Umweltwirkungen der Substratkomponenten und –mischungen erfolgt anhand von Ökobilanzen. Die Ökobilanzierung ist eine standardisierte Methode zur Quantifizierung der Umweltauswirkungen von Produkten über deren gesamten Lebenszyklus.

Gemäss ISO 14040 erfolgt die Ökobilanzierung in vier Phasen: In einem ersten Schritt werden **Ziel und Untersuchungsrahmen** definiert. Die zweite Phase ist die **Sachbilanzierung**, in der für jeden Prozess innerhalb des betrachteten Systems die Ressourcen- und Energieflüsse sowie die Emissionen und Abfälle quantifiziert werden. In der dritten Phase, der **Wirkungsabschätzung**, werden mit Hilfe der Sachbilanzergebnisse die Umweltwirkungen des Systems beurteilt. Dazu werden die Sachbilanzdaten mit spezifischen Wirkungsindikatoren verknüpft. Für diesen Schritt stehen verschiedenen Wirkungsabschätzungsmethoden zur Verfügung (vgl. Abschnitt 2.6.1). In der letzten Phase, der **Auswertung**, werden die Ergebnisse interpretiert (International Organization for Standardization, 2006).

In der vorliegenden Studie wird in Abschnitt 5.1 die Sachbilanzierung für die untersuchten Substratkomponenten und –mischungen beschrieben. In Abschnitt 5.2 erfolgt die ökologische Wirkungsabschätzung.

2.3 SYSTEMBESCHREIBUNG

Im Folgenden wird das System, das in der vorliegenden Studie untersucht wird, beschrieben. In Abschnitt 2.3.1 wird die funktionelle Einheit für die Ökobilanz definiert und in Abschnitt 2.3.2 erfolgt eine Beschreibung des in der Ökobilanz betrachteten Systems. Die Systemgrenze für die Abschätzung der sozialen Risiken wird in Abschnitt 2.3.3 festgelegt.

2.3.1 Funktionelle Einheit für die Ökobilanzierung

Die Ökobilanzergebnisse werden einerseits pro Substratkomponente und andererseits für die verschiedenen Substratmischungen ausgewiesen. Die funktionelle Einheit für die Ökobilanzierung der Substratkomponenten ist die Nutzung von 1 m³ der jeweiligen Produkte. Bei den Substratmischungen für Zierpflanzen wird die funktionelle Einheit als die Produktion einer Poinsettie (Weihnachtsstern) definiert. Der entsprechende Referenzfluss beträgt 465 cm³ der Substratmischungen. Diese Definition der funktionellen Einheit erlaubt es, die unterschiedlichen Anforderungen an die Kultivierung in Abhängigkeit des Substrats zu berücksichtigen (z.B. unterschiedlicher Düngemittelbedarf). Bei den Substratmischungen für Baumschulen und den Gartenbau kann davon ausgegangen werden, dass solche Unterschiede vernachlässigbar sind. Aus diesem Grund wird wie bei den Substratkomponenten die Nutzung von 1 m³ der untersuchten Produkte gewählt.

2.3.2 Systemgrenze für die Ökobilanzierung

Das in dieser Studie betrachtete Produktsystem umfasst die Herstellung der in Tabelle 2-1 aufgeführten Substratkomponenten, deren Transport zu einer Erdaufbereitungsanlage in der Schweiz, die Produktion der

Substratmischungen und die Nutzung der Substratmischungen (Abbildung 2-1). Das Produktionssystem ist in folgende Phasen aufgeteilt:

- **Herstellung der Substratkomponenten:** Hierzu berücksichtigt werden der Ressourcenaufwand und die Emissionen für den Abbau oder die Produktion der Substratkomponenten.
- **Transport:** Diese Phase umfasst sämtliche Transporte der Substratkomponenten von ihrer Abbau- oder Produktionsstätte zu einer Erdaufbereitungsanlage in der Schweiz. Einige Substratkomponenten müssen vor der Herstellung der Substratmischungen nicht transportiert werden, da sie vor Ort produziert werden.
- **Herstellung von Substratmischungen:** Beim Herstellungsprozess berücksichtigt werden die benötigten Substratkomponenten, Düngemittel und Hilfsmaterialien, der Energie- und Flächenbedarf sowie die Abfälle und Emissionen für das Mischen, Verpacken und Verladen der Substratmischungen.
- **Distribution:** Die Distribution beinhaltet die Transporte der Substratmischungen von der Erdaufbereitungsanlage zu einem Gartenbaubetrieb in der Schweiz.
- **Nutzung der Substratmischungen:** Die Nutzungsphase umfasst sämtliche Emissionen, welche von den Substratkomponenten bzw. den Substratmischungen vor und nach deren Nutzung im Gartenbau ausgehen (z.B. CO₂-Emissionen bei der Zersetzung von Torf). Es wird dementsprechend davon ausgegangen, dass die Substratmischungen einmalig genutzt (und nicht für die Produktion weiterer Pflanzen genutzt) werden. Bei den Substratmischungen für den Gemüsebau umfasst die Nutzungsphase auch die Herstellung und die Emissionen der Grunddüngung. Die Substratmischungen für den Zierpflanzenbereich werden am Beispiel der Poinsettienkultivierung untersucht. Dabei werden zusätzlich zur Grunddüngung auch die Düngung und der Pflanzenschutz während der Kultivierung berücksichtigt.

Eine Entsorgung der Substratkomponenten und –mischungen wird nicht berücksichtigt. Bei Substraten, die mit Pflanzen ins Freiland gelangen, ist diese sogenannte „end-of-life“-Phase abgesehen von Emissionen aus den Substratkomponenten, welche in dieser Studie der Nutzungsphase angerechnet werden, mit keinen relevanten Umweltauswirkungen verbunden. Werden Pflanzen zusammen mit dem Substrat kompostiert, so werden der Ressourcenaufwand und die Emissionen der Kompostierung nicht der Entsorgung, sondern dem Sekundärrohstoff Kompost angerechnet (cut-off).

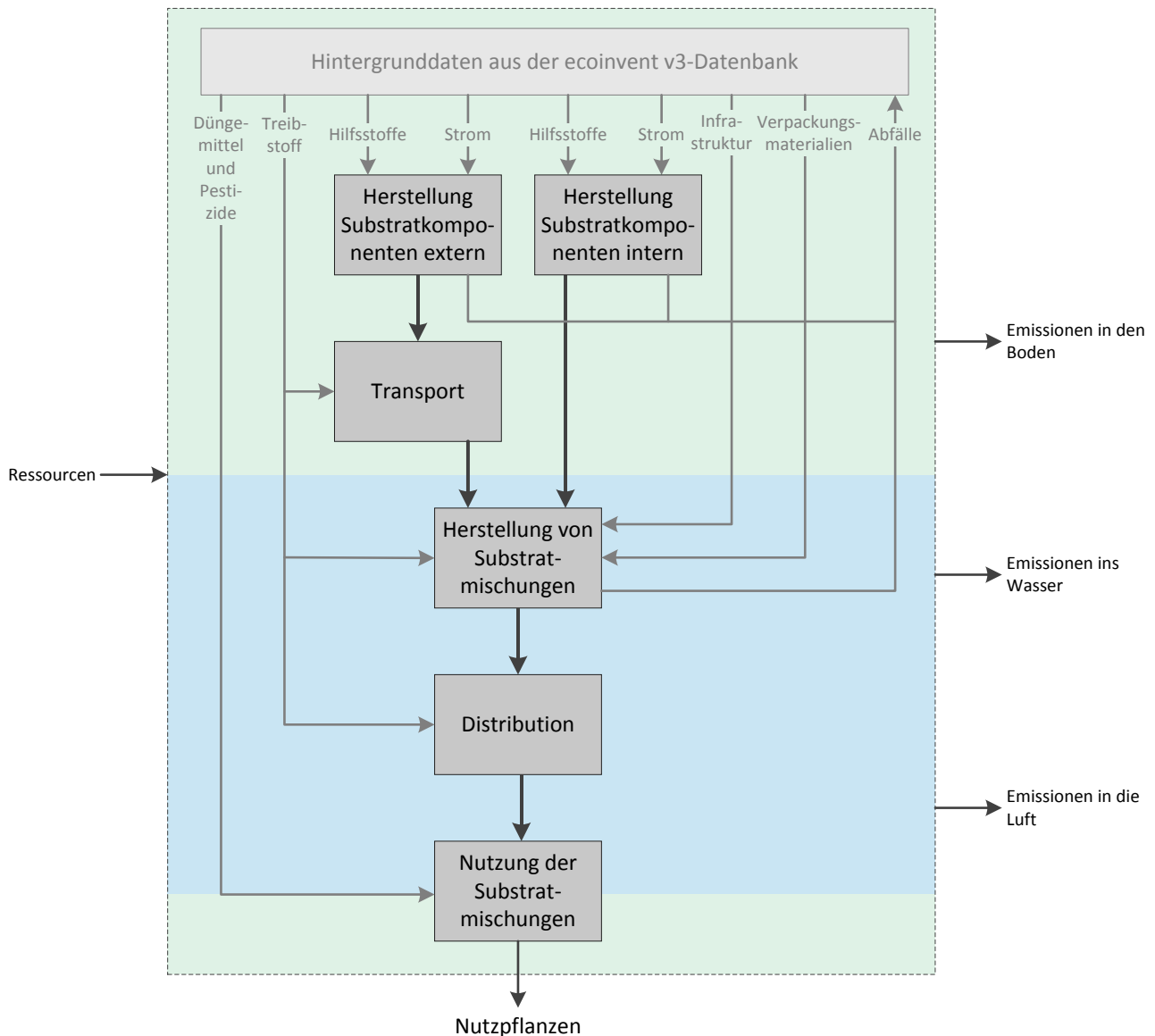


Abbildung 2-1: Systemgrenze für die Ökobilanzierung. Der Ressourcenbedarf und die Emissionen der Prozesse vor grünem Hintergrund werden bei den Ökobilanzergebnissen der Substratkomponenten ausgewiesen, bei den Ökobilanzergebnissen der Substratmischungen sind zusätzlich die Umweltwirkungen der Prozesse vor blauem Hintergrund enthalten. Bei der Nutzung der Substratmischungen werden Emissionen aus den Substratkomponenten (z.B. fossile CO₂-Emissionen aus der Zersetzung von Torf) den Substratkomponenten angerechnet, während die Emissionen aus Düngemitteln und Pestiziden bei den Ökobilanzergebnissen der Substratmischungen dargestellt werden.

Damit die Ergebnisse auch für die einzelnen Substratkomponenten aufgezeigt werden können, werden diejenigen Emissionen, welche während der Nutzungsphase aus den Substratkomponenten entstehen, den Substratkomponenten angerechnet. Dies bedeutet beispielsweise, dass die Ergebnisse für die Substratkomponente Torf die fossilen CO₂-Emissionen aus der Torfzersetzung während der Torfnutzung im Gartenbau beinhalten. Zusätzliche Emissionen, die aufgrund von Düngemittelzugaben aus den Substratmischun-

gen entstehen, werden zusammen mit den Ressourcenaufwendungen für das Mischen, das Verpacken und die Distribution den Substratmischungen angerechnet.

2.3.3 Systemgrenze für die Abschätzung der sozialen Risiken

Die Beurteilung der sozialen Auswirkungen beschränkt sich auf eine Analyse der Substratkomponenten-Produktion, während die restlichen Prozesse im Lebenszyklus der Substrate ausgeklammert werden (z.B. Transporte, Nutzung,...). Es handelt sich dementsprechend nicht um eine komplette soziale Lebenszyklusanalyse.

2.4 BESCHREIBUNG DER SUBSTRATKOMPONENTEN

Im Folgenden werden die in dieser Studie berücksichtigten Substratkomponenten (vgl. Tabelle 2-1) beschrieben.

2.4.1 Torf

Torf (Abbildung 2-2) entsteht in Mooren in nassen, wenig durchlüfteten Böden (Meienberg, 2010). Moore sind torfbildend, wenn die jährliche Biomasseproduktion der Vegetation grösser ist als der mikrobielle Abbau. An wassergesättigten Standorten herrschen in der Regel sauerstofffreie Bedingungen, so dass abgestorbene Pflanzen nur langsam abgebaut werden. Die Pflanzen haben zuvor über die Photosynthese Kohlendioxid aus der Atmosphäre aufgenommen und zu organischen Kohlenstoffverbindungen umgebaut.



Abbildung 2-2: Schwarztorf. Bild: ZHAW

Torfbildende Moore entziehen der Atmosphäre deshalb CO_2 und stellen so einen Kohlenstoffspeicher dar. Obwohl Moorböden weltweit nur auf ungefähr 3% der Landoberfläche vorkommen, speichern sie etwa einen Drittel der insgesamt in Böden gebundenen Kohlenstoffvorräte. Werden Moore zur Torfnutzung entwässert, so kommt die akkumulierte organische Substanz in Kontakt mit Sauerstoff und wird unter Bildung von CO_2 zersetzt. Zusätzlich wird Lachgas als Zwischenprodukt der Denitrifikation emittiert (Trepel, 2007). Weltweit führt die Entwässerung von Moorböden jährlich zu Emissionen in der Höhe von ungefähr 2-3 Gt CO_2 -eq (Couwenberg, 2009). Dies sind ungefähr 4-6% sämtlicher Treibhausgasemissionen, die weltweit ca. 50 Gt CO_2 -eq betragen (IPCC, 2014). Zudem führt der Torfabbau zur Zerstörung von Moorlandschaften, welche Lebensraum für seltene Arten bieten (Pöstin-

ger, 2007). Bei der Verwendung von Torf im Gartenbau wird der Kohlenstoff abgebaut und in Form von CO₂ emittiert. Obwohl ein geringer Anteil des Kohlenstoffs aus dem Torf im Boden gebunden wird, kann angenommen werden, dass der Kohlenstoff innerhalb von 10- 100 Jahren im Wesentlichen komplett abgebaut wird (Höper, 2010; Smith et al., 2001). Damit entstehen nicht nur beim Torfabbau, sondern auch bei der anschliessenden Nutzung Treibhausgasemissionen.

In der Schweiz ist der Torfabbau seit 1987 verboten, weshalb die inländische Nachfrage nach Torf und torfhaltigen Substraten durch Importe gedeckt wird. Die Einfuhren stammen hauptsächlich aus dem Baltikum (BAFU, 2014b). Torf wird aber nicht nur in Form von Substraten importiert, sondern gelangt auch über den Import von Pflanzen mit Erdballen oder in Töpfen in die Schweiz. Berücksichtigt man den durchschnittlichen Torfanteil in eingeführten torfhaltigen Substraten sowie den Import von Torf zusammen mit Pflanzen, so gelangen jährlich schätzungsweise 120'000 Tonnen Torf in die Schweiz (Altwegg, 2014).

2.4.2 Holzfasern

Für die Produktion von Holzfasern (Abbildung 2-3) wird Restholz, welches in den Sägereien beim Zusägen von Schnittholz anfällt, aufgefaserter. Die Zerkleinerung erfolgt bei Temperaturen um 110°C, welche bewirken, dass das Wasser in den Zellen explosionsartig verdampft. Dadurch werden die Holzsplitter zu Fasern zerrissen¹.



Abbildung 2-3: Holzfasern. Bild: ZHAW

2.4.3 Holzhäcksel fein

Feine Holzhäcksel entsprechen grobem Sägemehl und verfügen über ähnliche Eigenschaften wie Reisspelzen. Sie können unverarbeitet als Komponente einer Substratmischung eingesetzt werden¹.

¹ Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 24.02.2015

2.4.4 Rindenkompost

Unter Rindenkompost (Abbildung 2-4) versteht man zerkleinerte, kompostierte Rinde (Anneser, 2008). Rinde ist ein Nebenprodukt der Schnittholzherstellung in Sägewerken. Die Rinde wird in einem ersten Schritt geschreddert und anschliessend während ungefähr einem Jahr in Mieten kompostiert¹. Wird der geschredderten Rohrinde Stickstoff (z.B. in Form von Harnstoff) zugesetzt, erfolgt ein mikrobieller Abbau des Materials, welcher ein Temperaturanstieg im Innern der Miete auf bis zu 70°C bewirkt. Durch die erhöhten Temperaturen werden Schaderreger und Unkrautsamen abgetötet (Anneser, 2008).



Abbildung 2-4: Rindenkompost. Bild: ZHAW

2.4.5 Grüngutkompost

Kompost (Abbildung 2-5) entsteht bei der aeroben Behandlung von organischen Abfällen wie Garten- und Küchengrüngut. Bei der mikrobiellen Umsetzung der organischen Substanz werden dabei Humusstoffe aufgebaut (Hupe et al., 1997). In einer ersten Phase der Kompostierung werden die leicht abbaubaren Komponenten innerhalb von einigen Tagen bis wenigen Wochen zu einem Frischkompost abgebaut (Intensivrotte). Anschliessend erfolgt in einer Nachrotte der Abbau der schwerer abbaubaren Verbindungen. Für die Kompostierung gibt es verschiedene Verfahren.



Abbildung 2-5: Grüngutkompost. Bild: ZHAW

Bei der Mietenkompostierung wird das Rohmaterial zu Haufen aufgeschüttet. Diese Mieten werden periodisch umgeschichtet. Bei der Tunnelkompostierung wird das Rohmaterial in abgeschlossenen Hallen mittels eines automatischen Umsetzers fortbewegt wird. Die nach oben offenen Kanäle werden belüftet und zu einem Tunnel verschlossen, um auf diese Weise das Abluftvolumen zu reduzieren (Edelmann et al., 1993). Weitere Kompostierverfahren sind beispielsweise in Edelmann et al. (1993) beschrieben. Die Mietenkompostierung ist in der Schweiz das verbreitetste Kompostierverfahren (Kompostforum Schweiz, 2004). Eines der Hauptprobleme für die Anwendung von Grünkompost in Substratmischungen ist gemäss

einer Umfrage bei verschiedenen Substratherstellern die Verpilzungsgefahr, welche vor allem ein optisches Problem und kaum ein Krankheitsrisiko für Pflanzen darstellt. Ein qualitativ guter Kompost enthält ausreichend nützliche Mikroorganismen, welche die Widerstandskraft der Pflanzen gegenüber bodenbürtigen Pathogenen erhöhen.

Für die Beurteilung der ökologischen Nachhaltigkeit wird in der vorliegenden Studie von Gartengrüngut-Kompost ausgegangen, welcher in Mieten kompostiert wird.

2.4.6 Reisspelzen

Die Reisspelze ist die Strohähle, welche das Reiskorn umgibt. Bei der Gewinnung von Reis wird das Reisgras gedroschen, anschliessend wird die Spelze vom Rohreis abgetrennt. Dazu kann der Reis entweder rein mechanisch geschält (z.B. für die Herstellung von Risotto-Reis) oder mit dem Parboiling-Verfahren eingeweicht, mit Wasserdampf behandelt, getrocknet und anschliessend geschält werden. Das Parboiling bietet den Vorteil, dass die Reisspelzen frei von austriebsfähigen Unkrautsamen sind. Im Gegensatz dazu wird der rein mechanisch geschälte Reis keiner Hygienisierung unterzogen, weshalb sich die Spelzen kaum als Zuschlagstoff für Erden eignen (Bucher, 2009).



Abbildung 2-6: Reisspelzen. Bild: Wikipedia Commons

2.4.7 Kokosfasern (Coco fibre, coir fibre) und Cocopeat (coir pith, coir peat, Kokostorf)

Ausgangsmaterial für Kokosfasern und Cocopeat ist die Faserschicht, welche eine Kokosnuss umgibt. Dieses sogenannte Mesokarp besteht aus einem dichten Geflecht von Kokosfasern (Abbildung 2-7, links), welche nicht nur als Substratkomponente, sondern beispielsweise auch für die Herstellung von Seilen verwendet werden. Zwischen den Kokosfasern befinden sich Feinbestandteile, aus welchen Cocopeat (Abbildung 2-7, rechts) hergestellt wird. Für die Gewinnung der Substratkomponenten Kokosfasern und Cocopeat wird in einem ersten Schritt das dichte Fasergeflecht von den Früchten entfernt (Amberger-Ochsenbauer, 2008). Anschliessend gibt es mehrere Möglichkeiten, die Fasern und das Cocopeat zu trennen, wobei in der vorliegenden Studie wie auch bei Quantis (2012) das Rösten betrachtet wird. Unter Rösten oder Rotten versteht man den Vorgang der Fasergewinnung durch Faseraufschluss. Dazu werden die Schalen für mehrere Wochen bis Monate im Wasser aufgeweicht (Üllenberg et al., 2011). Nach diesem Rösten lassen die Fasern vom staubigen Feinanteil trennen (Nichols, 2013). Kokosfasern werden in verschiedenen Ländern herge-

stellt, wobei Indien, Sri Lanka, die Philippinen und Vietnam die führenden Exportnationen sind (Tambyrajah et al., 2012, S. 13). Cocopeat wird nach der Gewinnung getrocknet. Durch eine Wiederbenetzung quillt das meist zu Blöcken gepresste Material bis zum Sechsfachen des ursprünglichen Volumens auf (Amberger-Ochsenbauer, 2008). Cocopeat ist reich an Natrium und Kalium. Damit Cocopeat im Gartenbau eingesetzt werden kann, wird das Material mit einer Calciumlösung gepuffert (Hunt & Ricciardi, 2011).



Abbildung 2-7: Kokosfasern (links) und Cocopeat (rechts). Bilder: ZHAW

2.4.8 Xylit

Xylit (Abbildung 2-8) ist ein Vorprodukt der Braunkohle (Elias, 2001; Lohr, 2008) und entsteht bei der Verkohlung von Torf (Kaefer, 2004, S. 29ff). Das Material besteht aus Resten von ehemaligen Hölzern, welche bei der Inkohlung zwar eine Strukturveränderung erfahren haben, deren ursprüngliche Holzstruktur aber noch deutlich zu erkennen ist. Je nach biochemischem Inkohlungsgrad lassen sich verschiedene Zersetzungsgrade des Xylits unterscheiden (Strassburger, 2004, S. 20). Früher wurde für Xylit auch der Begriff „Lignit“ verwendet, was aber miss-



Abbildung 2-8: Xylit. Bild: ZHAW

verständlich ist, da man im englischen und französischen Sprachraum unter „lignite“ die gewöhnliche Hartbraunkohle versteht (Lehman, 2014). Xylit ist ein Bestandteil jungtertiärer Weichbraunkohlen (Knafla et al., 2008) und fällt beim Braunkohleabbau als Nebenprodukt an (Lohr, 2008). So liegt beispielsweise der Xylitgehalt der Weichbraunkohlen aus Lagerstätten in Niederlausitz zwischen 5% und 13%, während die Kohlenlagerstätten in Mitteldeutschland deutlich geringere Xylitgehalte aufweisen (Strassburger, 2004, S. 20).

2.4.9 Landerde

In der Schweiz fällt Landerde (Abbildung 2-9) als Substratkomponente unter anderem bei der Produktion von Zucker aus Zuckerrüben als Abfallprodukt an. In den Zuckerfabriken werden die Rüben in einem ersten Schritt gewaschen, um den Erdanhang zu entfernen. Der Erdanhang macht ungefähr 3% der Rübenmasse aus, wobei dieser Anteil in Abhängigkeit der Wetterbedingungen bei der Rübenernte stark variiert. Das Waschwasser wird anschliessend mit Pressen oder Zentrifugen entwässert. Die dabei gewonnene Erde wird zu einem Haufen aufgeschüttet, in welchem die



Abbildung 2-9: Landerde. Bild: ZHAW

organische Substanz umgesetzt wird. Dadurch steigt die Temperatur im Erdhaufen bis auf ca. 70°C an. Die hohen Temperaturen im Erdhaufen führen einerseits zu einer Hygienisierung der Erde, andererseits bewirken sie eine Erhöhung des Trockensubstanzgehalts der Erde bis auf ungefähr 80-85%². Landerde oder Sand kann auch beim Waschprozess von Kies anfallen und in Erds substraten verwertet werden. In selteneren Fällen kommt Aushuberde unterschiedlicher Qualität zum Einsatz. Für die Nachhaltigkeitsbeurteilung von Landerde wird in der vorliegenden Studie Landerde aus dem Rübenwaschprozess berücksichtigt.

Landerde mit ihrem Sand- und Tonanteil gilt als wichtiger Zuschlagsstoff bei der Kompostherstellung wie auch für die Bereitstellung bestimmter Substratmischungen für den Landschafts- und Gartenbau, also beim Einsatz im Oberboden. Sie erfüllt zwei Zwecke: Zum einen belebt sie das Substrat durch ihre mikrobiologische Aktivität und fördert die Nitrifikation. Zum anderen ist sie ein bedeutender Tonlieferant, was für die Bildung stabiler Kompostkrümel sowie für die Erhöhung der Kationenaktivität sowie Wasserhaltefähigkeit von Bedeutung ist. Zudem verbessert Ton die Wiederbenetzbarkeit von Substraten im Vergleich zu reinen Torfmischungen³. Gärtnerische Erden enthalten gemäss einer eigenen Umfrage bei verschiedenen europäischen Substratherstellern hingegen kaum Anteile von Landerde.

² Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 24.02.2015

³ Persönliche Mitteilung, Fredy Abächerli, Verora GmbH, August 2014

2.4.10 TEFA-Maisfasern

TEFA (Abbildung 2-10) ist ein neuartiges Torfersatzprodukt, welches aus Maisstroh gewonnen wird. Für die Herstellung werden nach der Ernte von Körnermais die auf dem Feld verbleibenden Maisstängel gehäckselt. Anschliessend wird das Schwammgewebe im Innern der Stängel von der äusseren Rinde, welche das Ausgangsmaterial für TEFA ist, separiert⁴. TEFA wird bisher nur in der Schweiz durch die Firma Sorba Absorber GmbH hergestellt.



Abbildung 2-10: TEFA-Maisfasern. Bild: ZHAW

2.5 BESCHREIBUNG DER SUBSTRATMISCHUNGEN

So vielfältig die Gartenbaubranche ist, so vielseitig werden auch Pflanzensubstrate in der Praxis eingesetzt. Jeder Anwendungsbereich verlangt nach eigenen Spezifikationen der chemisch-physikalischen Substrateigenschaften. Substratmischungen werden individuell zusammengestellt und oft im Ausland zusammengestellt. In der biologischen Produktion nach den Richtlinien der BioSuisse dürfen Anzuchtsubstrate einen maximalen Torfanteil von 70% enthalten. Bei Kultursubstraten für Gruppenpflanzen und Stauden liegt der maximale Torfanteil bei 30% (mit mind. 20% Kompostanteil) und bei Substraten für Topfpflanzen inkl. Kräuter bei 50% (mit mind. 10% Kompostanteil) (Bio Suisse, 2015).

Eine Umfrage bei Schweizer Produzenten aus dem Baumschul-, Topfpflanzen- und Staudenbereich im Rahmen dieser Projektstudie zeigte, dass jede Unternehmung mit eigenen Mischungen arbeitet. Tabelle 2-2 gibt eine Übersicht über neun Substratmischungen aus drei Anwendungsbereichen. In der vorliegenden Studie wird für sieben der Mischungen eine Ökobilanz erstellt (vgl. Abschnitt 5.1.3). Im Folgenden werden die drei Anwendungsbereiche und die jeweiligen Substratmischungen beschrieben.

⁴ Persönliche Mitteilung, Stefan Grass, Sorba Absorber GmbH, 10.9.2015

Tabelle 2-2: Vergleich von praxisüblichen Substratmischungen im Gartenbau. Die Werte sind in Volumenprozent angegeben und wurden von verschiedenen Schweizer Betrieben zur Verfügung gestellt. Für diejenigen Mischungen mit einer Bezeichnung wird in Kapitel 5 eine Ökobilanz erstellt.

Bezeichnung der Mischung	Zierpflanzen, Betrieb A		Zierpflanzen, Betrieb B		Baumschulen, Betrieb C	Baumschulen, Betrieb D		Gemüsebau, Betrieb E	Gemüsebau, Betrieb F
	Mischung mit 65 % Torf (konventionell)	Mischung mit 30% Torf (torf reduziert)	-	-	Mischung mit 40% Torf	Mischung mit 27% Torf	Mischung mit 0% Torf	Mischung mit 100% Torf	Mischung mit 70% Torf
Weisstorf	50%	30%	60%	60%	40%	27%	-	20%	10%
Schwarztorf	15%	-	40%	20%	-	-	-	80%	60%
Cocopeat	20%	20%	-	-	-	-	22%	-	-
Reisspelzen	-	-	-	-	15%	22.5%	6%	-	-
Ziegelbruch	-	-	-	-	-	-	6%	-	-
Holzfaser	-	-	-	-	12%	-	-	-	-
Toresa® Spez.	-	-	-	-	-	22.5%	30%	-	-
Ton	15%	-	-	-	-	-	-	-	-
Grünkompost	-	-	-	-	-	10%	-	-	30%
Rindenkompost	-	50%	-	-	33%	18%	36%	-	-
Substratkompost	-	-	-	20%	-	-	-	-	-
Grunddünger	2 kg/m ³ Landor N Bio; 4 kg/m ³ Hornmehl; 2 kg/m ³ Grobkalk	7 kg Biodünger/m ³ (14/16/18)	Florisol und 1 kg PG-Mix	Florisol und 1 kg PG-Mix	PG-Mix, Os- mocote, Multi- cote	Kulturaufwendungen unter- scheiden sich kaum		1.5 kg (10/6/8) je m ³	1kg Hornmehl, 700 g Dünger 9-4-3, 100 g Spurenelemente je m ³

2.5.1 Zierpflanzenbereich

Bei grösseren Betrieben ist eine Reduktion des Torfeinsatzes ein Thema, nicht zuletzt auf Druck des Detailhandels. Auch bei konventionellen Substraten liegt der Torfanteil nicht mehr zwingend bei 100% (Tabelle 2-2). Torf ist im Gartenbaubereich eine schwer ersetzbare Substratkomponente, da die Mischungspartner ihre pflanzenbaulich positiven Eigenschaften in Kombination mit Torf günstig einbringen können. Torf vermag negative Eigenschaften (z.B. hoher pH-Wert oder hohe Schüttdichte) auszugleichen.

Zur Berechnung einer vergleichbaren Ökobilanz einer torfreduzierten und einer konventionellen Substratmischung ist es notwendig, die Kulturaufwendungen beider Verfahren in die Berechnungen einzubeziehen. In Tabelle 2-3 sind die Eckdaten einer Poinsettienkultur des Zierpflanzenbetriebes A mit einer konventionellen und einer torfreduzierten Mischung beschrieben.

Tabelle 2-3: Gegenüberstellung einer Poinsettienkultur mit konventionellem bzw. reduziertem Torfanteil im Substrat gemäss Herstellerangaben (Betrieb A in Tabelle 2-2)

	Torfreduziert (Bio)	Konventionell
Topfgrösse	10.5 cm (465 cm ³)	10.5 cm (465 cm ³)
Verkaufsdatum	Ab KW 44	Ab KW 44
Eintopfdatum	KW30	KW30
Rückdatum	KW33	KW36
Pflanzen je m ² (Endstandort)	12 Pflanzen/m ²	19 Pflanzen/m ²
Kulturzeit	+/-14W	+/-14W
Substratmischung und Düngung	Vgl. Tab. 2-2,	Vgl. Tab. 2-2
Düngung während der Kultur	<ul style="list-style-type: none"> • Dünger: AminoBasic (9% N) • Konzentration und Menge: 0.2-0.5% in ca. 100ml je Topf • Häufigkeit der Gaben im Durchschnitt: 1-2mal pro Woche, je nach Bedarf → Regenwasser/Stadtwasser 	<ul style="list-style-type: none"> • Dünger: Flory N-betont (20/5/10/2) und K-betont (16/9/22/4) • Konzentration und Menge: • Bis Ende KW 34 keine Düngung • KW 35 – KW 40: Drei Düngergaben wöchentlich mit Flory N. 0.1% mit ca. 1dl/Topf • KW 41 - KW 45: Eine Düngergabe je Woche Mit Flory K. 0.1% mit ca. 1dl/Topf
Pflanzenschutzmittel (PSM)	<ul style="list-style-type: none"> • PSM 1: Traunem (angiessen). Konzentration und Menge: 0.5Mio/m². 1x nach dem Eintopfen • PSM 2: Encarsia. 5-10/m² 100/Karte (Gelege). 14-täglich. 	<ul style="list-style-type: none"> • PSM 1: Plenum 0.06%, 0.25- 0.3 Liter je/m², 1x • PSM 2: Actara 0.04%, 0.25- 0.3 Liter je/m², 1x

2.5.2 Baumschul- und Staudenbetrieb

Die befragten Betriebe verwenden jeweils eigene, betriebsspezifische Substratmischungen, welche im Ausland produziert und in die Schweiz eingeführt werden. Die Mischungskomponenten und -anteile sind sehr unterschiedlich. Sie beruhen auf jahrelangen Erfahrungen des betroffenen Betriebs. Torf wird von allen Betrieben bereits nur noch reduziert eingesetzt. Für viele Pflanzen sind die Verfügbarkeit an Luft sowie die Strukturstabilität eine wichtige Voraussetzung für eine befriedigende Substratqualität.

Die im vorliegenden Bericht berücksichtigten Substratmischungen des Betriebs D (vgl. Tabelle 2-2) sind für den Anbau von Containerrosen ausgelegt. Die Mischung des Betriebs C wird für verschiedene Pflanzen ohne individuelle Anpassungen eingesetzt. Bei der Ökobilanzierung der drei Substratmischungen Baumschulen kann auf den Einbezug der Anbauphase verzichtet werden, da die Kulturen in den unterschiedlichen Mischungen vergleichbar geführt werden können.

2.5.3 Presstopferde

Konventionelle Presstopferde besteht in der Regel aus 100% Torf (vgl. Tabelle 2-2). Verschiedene Anbieter vermarkten Biopresstopferde, welche den Richtlinien der biologischen Produktion entspricht. Diese Vorschriften verlangen einen maximalen Torf-Anteil von 70% (Bio Suisse, 2015). Die übrigen 30% bestehen zum grossen Teil aus Gartenkompost, meist aus Grünschnitt. Mehr als 30% können nicht zugesetzt werden, da das Material sonst seine Pressbarkeit verliert. Es werden weitere Zuschlagsstoffe verwendet, wie Rohphosphat, kohlensaurer Kalk oder ergänzende Nährstoffe aus Nebenprodukten der Lebensmittelindustrie, wie „Phytogriess“, welches bei der Maisstärkeherstellung anfällt. Um der Gefahr eines Mangels an Spurenelementen vorzubeugen, wird in der Grundbeschickung des Substrates sehr oft auch ein Spurenelementdünger eingesetzt.

Ob konventionell oder biologisch: Beim Torf handelt es sich um pressfähigen Hochmoortorf, der unterschiedlich stark zersetzt ist. Torf ist für die Pressbarkeit des Substrats unabdingbar, sofern ein ganzer Topf gepresst wird. Es gibt aber biologisch abbaubare Pflanzentöpfe aus gepressten Pflanzenfasern, wie beispielsweise Holzfasertöpfe der französischen Firma „fertil“⁵.

Als Bezugsgrösse für die Ökobilanzierung kann ein bestimmtes Substratvolumen herangezogen werden, da sich die Kulturaufwendungen der Anzucht mit torfreduzierten und konventionellen Presstöpfen kaum unterscheiden. Die praktizierte Düngung und der Pflanzenschutz sind das Ergebnis der Produktionsrichtlinien, seien es jene der integrierten oder der biologischen Produktion.

⁵ vgl. <http://fertilnet.fr/>, 14.12.2015

2.6 BEWERTUNGSMETHODEN

Im Folgenden werden die Methoden für die Beurteilung der Umweltauswirkungen (Abschnitt 2.6.1) und der sozialen Risiken (Abschnitt 2.6.2) beschrieben.

2.6.1 Ökobilanz

Für die Beurteilung der Umweltwirkungen von Torf, Torfalternativen und Substratmischungen werden die in Tabelle 2-4 aufgeführten Umweltindikatoren ausgewertet.

Tabelle 2-4: In dieser Studie verwendete Indikatoren für die ökologische Wirkungsabschätzung

Indikator	Methode	Beschreibung
Gesamtumweltbelastung	Methode der ökologischen Knappheit 2013 (Frischknecht et al., 2013) mit zusätzlichem Ökofaktor für die Energieressource Torf	Die Methode der ökologischen Knappheit gewichtet die Emissionen und Ressourcenverbräuche anhand der politischen Zielwerte. Das Ergebnis wird dabei in Umweltbelastungspunkten (UBP) ausgedrückt. Für die vorliegende Studie wird basierend auf dem Heizwert von Torf ein zusätzlicher Ökofaktor für die Nutzung der Energieressource Torf hergeleitet (30.6 UBP/kg Torf ⁶).
Treibhauspotenzial	IPCC (2013)	Die Wirkungskategorie Klimawandel nach IPCC 2013 berücksichtigt alle Emissionen, die zum Klimawandel beitragen. Die potenzielle Klimawirkung eines Treibhausgases wird dabei mit den Klimawirkungen von CO ₂ verglichen und in CO ₂ -Äquivalenten ausgedrückt.
Kumulierter Energieaufwand (KEA)	Frischknecht et al. (2007)	Der kumulierte Energieaufwand gibt den Verbrauch erneuerbarer und nicht-erneuerbarer Energieressourcen über den gesamten Lebenszyklus eines Produkts an. Dabei wird sowohl der direkte als auch der indirekte (graue) Energieaufwand berücksichtigt. Als Einheit werden MJ-Äquivalente verwendet. In der vorliegenden Studie wird der nicht-erneuerbare Energieaufwand ausgewiesen.
Süsswasser-Eutrophierung	ILCD 2011+ Midpoint (Hauschild et al., 2011) ohne Langzeitemissionen	Unter Süsswasser-Eutrophierung versteht man die Anreicherung von Nährstoffen im Süsswasser. Für die Wirkungsabschätzung werden nur diejenigen Nährstoffe berücksichtigt, welche die Produktion von aquatischer Biomasse limitieren. Für Süsswasser ist der limitierende Nährstoff Phosphor (Goedkoop et al., 2009). Als Einheit werden entsprechend P-Äquivalente verwendet. In der vorliegenden Studie werden Langzeitemissionen, welche zur Süsswasser-Eutrophierung beitragen, ausgeschlossen. Dies bedeutet, dass beispielsweise Emissionen aus Depositionen, welche nach einem Zeithorizont von 60'000 Jahren anfallen, nicht bewertet werden (Frischknecht et al., (2007).
Landnutzung	ReCiPe Midpoint v1.12 (Goedkoop et al., 2009)	Die Landnutzung ist ein Indikator für den Flächenbedarf. Unterschiedliche Flächentypen werden bei dieser Methode gleich bewertet.

2.6.2 Soziale Auswirkungen der Substratkomponentenproduktion

Die Beurteilung der sozialen Auswirkungen der Substratkomponenten-Produktion erfolgt qualitativ. Gemäss Andrews et al. (2009) sind soziale und sozio-ökonomische Auswirkungen insbesondere für die in Ta-

⁶ Der kumulierte Energieaufwand pro kg Torf beträgt 9 MJ/kg (Hischier et al., 2009), der Ökofaktor beträgt 3.4 UBP/MJ (Frischknecht et al., 2013, S. 164). Dies ergibt einen Ökofaktor von 9 MJ/kg·3.4 UBP/MJ=30.6 UBP/kg

belle 2-5 aufgeführten Stakeholder-Gruppen von Bedeutung. Für jede Stakeholder-Gruppe definieren Andrews et al. (2009) ein Set von Subkategorien (Tabelle 2-5), welche anhand von verschiedenen Indikatoren bewertet werden. So ist beispielsweise der Mindestlohn ein Indikator der Subkategorie „faire Bezahlung“ (Benoît Norris et al., 2013).

Tabelle 2-5: Stakeholder-Gruppen und Subkategorien für soziale Lebenszyklusanalysen gemäss Andrews et al. (2009)

Stakeholder-Gruppe	Beispiele für Subkategorien
Arbeitnehmer	Faire Bezahlung; Mitspracherecht; Kinderarbeit
Lokale Gemeinschaft	Lokale Beschäftigung; sichere und gesunde Lebensbedingungen
Gesellschaft	Öffentliches Bekenntnis zur Nachhaltigkeit; Korruption; Technologieentwicklung
Konsumenten	Gesundheit und Sicherheit; Feedback-Möglichkeiten; End-of-life-Verantwortung
Zulieferer	Soziale Verantwortung; fairer Wettbewerb; Lieferantenbeziehungen

Da die Datenverfügbarkeit zu sozialen Aspekten sehr unterschiedlich ist, erfolgt in der vorliegenden Studie keine quantitative Bewertung anhand der von Andrews et al. (2009) beschriebenen Stakeholder-Gruppen und Subkategorien. Stattdessen werden in Kapitel 6 für die verschiedenen Substratkomponenten qualitativ die Arbeitsbedingungen und die wirtschaftlichen Chancen und Risiken für die lokale Gemeinschaft beschrieben.

2.7 DATENQUELLEN FÜR DIE ÖKOBILANZIERUNG

Die Ökobilanzierung der Substratkomponenten und –mischungen basiert einerseits auf Primärdaten und andererseits auf Literaturwerten. Primärdaten wurden von der RICOTER Erdaufbereitung AG und der Sorba Absorber GmbH zur Verfügung gestellt. Zudem haben verschiedene Betriebe Daten zur Zusammensetzung von Substratmischungen bekannt gegeben. Als Hintergrunddaten werden Sachbilanzen aus der ecoinvent v3.1-Datenbank mit dem Systemmodell „Allocation, cut-of by classification“ genutzt (ecoinvent Centre, 2014).

3 PFLANZENBAULICHE EIGENSCHAFTEN

Im Folgenden werden die pflanzenbaulichen Eigenschaften der einzelnen Substratkomponenten (Abschnitt 3.1) und der untersuchten Substratmischungen (Abschnitt 3.2) beschrieben.

3.1 SUBSTRATKOMPONENTEN

Substrate und gärtnerisch Erden müssen für den Pflanzenbau über einige erforderliche produktionstechnische Eigenschaften verfügen. Diese werden in physikalische und chemische Eigenschaften unterteilt. Substratrohstoffe zeigen bei den Eigenschaften oftmals Extreme auf, z.B. eine sehr hohe Wasserkapazität und gleichzeitig einen sehr tiefen pH. Diese können durch die Herstellung von Substratmischungen abgefangen und verbessert werden.

3.1.1 Physikalische und chemische Parameter zur Beschreibung von Substraten

Zu den physikalischen Eigenschaften der Substratkomponenten zählen die Schüttdichte, die Wasserkapazität, die Luftkapazität und die Strukturstabilität. Chemische Eigenschaften, welche die Substratkomponenten kennzeichnen, sind der pH, die Pufferkapazität, die Stickstoffmobilisierung, der Nährstoffgehalt und der Salzgehalt. Eine Beschreibung der einzelnen Parameter ist in Tabelle 3-1 gegeben.

Tabelle 3-1: Physikalische und chemische Eigenschaften von Substratkomponenten und für den Pflanzenbau gewünschte Ausprägungen (p.-abh: pflanzenabhängig). Quellen: Reidel (2014), Sachweh (1987), Scheffer & Schachtschabel (2010), Jansen et al. (1998) und Koller et al. (2005)

Parameter		Gewünschte Ausprägung		
		hoch	gering	p.-abh.
Physikalische Eigenschaften				
Schüttdichte	Die Schüttdichte ist die Masse eines Substrats in einem bestimmten Volumen. Eine hohe Schüttdichte erzielt einerseits eine hohe Standfestigkeit für Pflanzen, andererseits bewirkt eine hohe Schüttdichte eine geringere Wasser- und Luftkapazität.		-	
Wasserkapazität	Als Wasserkapazität (oder Feldkapazität) bezeichnet man den Anteil an Wasser, der gegen die Schwerkraft zurückgehalten werden kann. Sie wird in Volumenprozent ausgedrückt. Ungeeignet für die pflanzenbauliche Produktion ist ein hoher Totwasseranteil, der durch die Kapillarwirkung so stark zurückgehalten wird, dass die Pflanzen ihn nicht nutzen können.	x		
Luftkapazität	Als Luftkapazität wird der Anteil an Luft in einem Substrat bezeichnet, der bei Wasserkapazität vorliegt. Sie wird ebenfalls in Volumenprozent ausgedrückt.	x		
Strukturstabilität	Durch den Abbau von organischer Substanz oder durch andere Gefügeveränderungen wird die Strukturstabilität eines Substrats beeinflusst. Je stabiler ein Substrat bei Spannungsveränderungen reagiert, desto besser ist es gegen bleibende Verformungen geschützt. Eine hohe Strukturstabilität eignet sich demnach besser im Pflanzenbau.	x		
Chemische Eigenschaften				
pH	Über den pH wird der Säuregehalt des Substrats ausgedrückt. Der ideale pH-Wert eines Substrats wird durch Toleranzbereiche der zu verwendenden Pflanzenart vorgegeben.			x
Pufferkapazität	Der Eintrag von Nährstoffen, Säuren und Basen kann im Substrat bis zu einem gewissen Anteil ausgeglichen werden. Je höher diese Pufferkapazität eines Substrats ist, desto besser können Schwankungen bei der Zugabe von Dünger und der Bewässerung abgefangen werden.	x		
Stickstoffimmobilisierung	Die Mikroorganismen bauen den vorhandenen mineralischen Stickstoff in ihre organische Substanz ein. Dadurch ist er für Pflanzen nicht mehr verfügbar. Eine hohe mikrobielle Aktivität, vor allem bei einem grossen C/N-Verhältnis führt zur Immobilisierung von Stickstoff.		x	
Nährstoffgehalt	Bei den Nährstoffgehalten ist auf die Verträglichkeit der eingesetzten Pflanzen zu achten. Die Substratrohstoffe verfügen meist über einen geringen Nährstoffgehalt. Substratmischungen werden deshalb oft noch aufgedüngt.	x		
Salzgehalt	Der Salzgehalt eines Substrates gibt den Anteil an Salzionen an. Ein zu hoher Salzgehalt behindert die Nährstoffaufnahme der Pflanzen. Wie hoch der Salzgehalt im Substrat sein darf, wird ebenfalls durch die Toleranz der verwendeten Pflanzen limitiert.			x

3.1.2 Charakterisierung der Substratkomponenten

Anhand der in Tabelle 3-1 gegebenen Parameter können die Substratkomponenten charakterisiert werden (Tabelle 3-2).

Tabelle 3-2: Pflanzenbauliche Eigenschaften der Substratkomponenten

	pH	N	P	K	Pufferkapazität	Salzgehalt	Wasserkapazität	Luftkapazität	Schüttdichte, trocken
	-	mg NO ₃ -N + NH ₄ -N /l	mg P ₂ O ₅ /l	mg K ₂ O/l	-	g/L	Vol.-%	Vol.-%	kg TS/m ³
Schwarztorf	2.5-3.5 ⁽¹⁾	≤50 ⁽¹⁾	≤30 ⁽¹⁾	≤40 ⁽¹⁾	klein ⁽¹⁾	≤0.4 ⁽¹⁾	60-87 ⁽¹⁾	6-33 ⁽¹⁾	120-250 ⁽¹⁾
Weisstorf	2.5-3.5 ⁽¹⁾	≤50 ⁽¹⁾	≤30 ⁽¹⁾	≤40 ⁽¹⁾	klein ⁽¹⁾	≤0.4 ⁽¹⁾	40-85 ⁽¹⁾	11-58 ⁽¹⁾	80-150 ⁽¹⁾
Rindenkompst	5.0-7.0 ⁽¹⁾	≤400 ⁽¹⁾	≤150 ⁽¹⁾	≤600 ⁽¹⁾	gross ⁽¹⁾	≤1.5 ⁽³⁾	40-55 ⁽¹⁾	40 ⁽¹⁾	200-300 ⁽¹⁾
Grüngutkompst	7.6 ⁽¹⁾	70 ⁽¹⁾	720 ⁽¹⁾	2100 ⁽¹⁾	mittel ⁽⁷⁾	-	-	-	300-500 ⁽⁸⁾
Reisspelzen	5.0-6.0 ⁽²⁾	-	-	-	keine ⁽¹⁾	0.6 ⁽¹⁾	7-10 ⁽¹⁾	84-88 ⁽¹⁾	90-100 ⁽¹⁾
Holzfasern	4.7-6.0 ⁽¹⁾	≤50 ⁽³⁾	50-100 ⁽³⁾	100-150 ⁽³⁾	klein ⁽¹⁾	<0.5 ⁽³⁾	≥35 ⁽¹⁾	45-65 ⁽¹⁾	60-130 ⁽¹⁾
Holzhäcksel	3.5-4.0 ⁽¹⁾	≤50 ⁽³⁾	50-100 ⁽³⁾	100-150 ⁽³⁾	klein ^(1,3)	0.15-0.2 ⁽³⁾	25-30 ⁽¹⁾	>70 ⁽¹⁾	130-140 ⁽¹⁾
Kokosfasern	4.5- 6.5 ⁽³⁾	<50 ⁽³⁾	< 50 ⁽³⁾	400-800 ⁽³⁾	klein ⁽¹⁾	0.5-1 ⁽³⁾	20-50 ⁽¹⁾	40-70 ⁽¹⁾	50-150 ⁽¹⁾
Cocopeat	4.0-5.5 ⁽³⁾	<5 ⁽³⁾	5-20 ⁽³⁾	130-850 ⁽³⁾	klein ⁽¹⁾	0.2-1.0 ⁽³⁾	60-85 ⁽¹⁾	30 ⁽¹⁾	80 ⁽¹⁾
Xylit	4.5 ⁽¹⁾	5-15 ⁽⁸⁾	5-15 ⁽⁴⁾	10-35 ⁽⁴⁾	klein ^(1,4)	0.5 ⁽⁴⁾	30-40 ⁽⁴⁾	20-40 ⁽⁴⁾	160-230 ⁽⁸⁾
Landerde	5.5-6.5 ⁽¹⁾	-	-	-	mittel ⁽⁶⁾	-	30-78 ⁽¹⁾	5-30 ⁽¹⁾	1070 ^(2,9)
TEFA	6.8 ⁽⁵⁾	180 ⁽⁵⁾	<5 ⁽⁵⁾	150 ⁽⁵⁾	mittel ⁽⁵⁾	0.35 ⁽⁵⁾	54.4 ⁽⁵⁾	37.7 ⁽⁵⁾	100 ⁽⁵⁾

(1) Informationsdienst Weihenstephan (2007-2010)

(2) ökohum gmbh (2006)

(3) Gütegemeinschaft Substrate für Pflanzen e.V. (2013)

(4) Horticon (2014)

(5) Persönliche Mitteilung durch Sorba Absorber GmbH (Fragebogen, 2015)

(6) Scheffer & Schachtschabel (2010)

(7) Koller et al. (2005)

(8) Bieker (2010)

(9) TS = 80-85%, vgl. Abschnitt 2.4.9

3.2 SUBSTRATMISCHUNGEN

Im Folgenden werden die pflanzenbaulichen Eigenschaften von Substratmischungen in Abhängigkeit der jeweiligen Substratkomponenten erläutert. Die Ausführungen nehmen Bezug auf die Mischungen in Tabelle 2-2.

3.2.1 Zierpflanzenbereich

Zur Bedeutung der eingesetzten Substratkomponenten bezüglich ihrer gärtnerischen Tauglichkeit soll die Zusammensetzung der Substratmischung einer Poinsettienkultur erläutert werden (vgl. Tabelle 2-2):

Torf ist eine preisgünstige Substratkomponente. Nachteilig in der Anwendung ist aber eine reduzierte Nährstoff- und Wasserpufferung. Demgegenüber ist Torf ein wichtiger Faktor in der pH-Steuerung der Kultur. Gerade in der torf reduzierten Variante sind der Reduktion des Torfanteils aus diesem Grund Grenzen gesetzt, vor allem wenn das Giesswasser einen erhöhten Kalkgehalt aufweist. Eine notwendige Absenkung des pH-Wertes in torf reduzierten Varianten lässt sich primär über die Verwendung von Regenwasser sowie einer ammoniumbetonten Düngung erreichen. Der überwiegende Teil der Zierpflanzen bevorzugt jedoch einen von pH 5.5 bis 6.5, was eine Verwendung von kohlensaurem Kalk verlangt.

Ton ist wichtig als Wasser- und Nährstoffspeicher. Aber ein zu hoher Tonanteil kann zur Substratvernässung führen, was insbesondere in den Herbstmonaten nicht erwünscht ist. Der Tongehalt darf 15% nicht übersteigen.

Kokosfasern reduzieren die Vernässungsgefahr im Topf. Zu diesem Zweck könnte alternativ auch Perlit eingesetzt werden.

3.2.2 Baumschulbereich

Im Folgenden sind die Qualitäten der Substratkomponenten eines Baumschulsubstrates am Beispiel einer Mischung für Containerrosen erläutert:

Kokosfasern sind ein ausgezeichneter Torfersatzstoff. Wegen der tendenziell pH-ansteigenden Wirkung muss der Einsatz mengenmässig kontrolliert werden. Bei den Rosen wird ein pH-Wert von 5.5 – 6 angestrebt.

Reisspelzen: Der Vorteil liegt im geringen Gewicht und im hohen Luftporenvolumen. Ein zu hoher Anteil an Reisspelzen verursacht Aufschwemmungen. Grössere Wassergaben führen vor allem in grösseren Töpfen und bei längeren Kulturzeiten dazu, dass die Spelzen mit der Zeit in den oberen Bereich gelangen. Ein Risikofaktor ist die Reinheit des Saatguts. Erntetechnisch bedingte Verunreinigungen mit Unkrautsamen können zu Kulturproblemen führen. Reisspelzen reduzieren die Substratdichte, was arbeitswirtschaftlich wichtig ist.

Stickstoffstabilisierte Holzfasern (Toresa) lockern durch ihre faserige Struktur das Substrat auf und verfügen über ein gewisses Wasserspeichervermögen. Ein zu hoher Gehalt kann jedoch zu einer Verfaserung des Substrats führen. Dies kann sich problematisch auf die Verarbeitung auswirken, da das Substrat auf dem Förderband dann nicht mehr locker fällt.

Rindenhumus ist ein regionales Produkt, welches gut verrottet sein muss.

Ziegelsplit trägt als günstiges Substrat zur Wasserspeicherung und Strukturstabilität bei.

3.2.3 Presstopferde

Schwarztorf ist in einem Presstopf zwingender Bestandteil, da ansonsten keine Pressung des Substrates möglich ist. Ein pflanzenbauliches Risiko von gepressten Substratwürfeln besteht in der Sauerstoffarmut im Wurzelbereich. Solange der Keimling vital ist, vermag es den kompakten Würfel gut zu durchwurzeln. Empfindliche Arten, wie Nüsslisalat, könnten empfindlich auf Sauerstoffarmut im Wurzelraum reagieren. Die Folge sind Symptome einer Wachstumsdepression, was zu Ausfällen in der Kultur am Endstandort führt („gelbe Welke“ bei Nüsslisalat). Abhilfe schafft eine Veränderung der Substratmischung:

Weisstorf: Durch den Zusatz von Weisstorf erhält der Pressling mehr Luft und Struktur in den Wurzelraum. Der Weisstorfanteil trägt dazu bei, dass die Jungpflanzen nicht „ersticken“. Ein Anteil von 20-30% Weisstorf in der Endmischung reicht aus, um sowohl die Wachstumsgeschwindigkeit der Jungpflanzen beizubehalten als auch Krankheitserscheinungen vorzubeugen.

Kompost: Nährstoffe sind im Torf nur in kleinsten Mengen vorhanden und müssen entweder durch eine Grunddüngung oder durch eine geeignete Kompostgabe hinzugefügt werden. Da die Biorichtlinien sowieso einen maximalen Anteil von 70% Torf in der Substratmischung verlangen (Bio Suisse, 2015), liegt auf der Hand, die fehlenden 30% mit einem Grünkompost hoher Qualität abzudecken. Mit gut verrottetem Kompost in der Substratmischung wird die Versorgung der Jungpflanze mit Nährstoffen in den ersten 1-2 Kulturwochen auf dem Feld gesichert.

3.3 ZWISCHENFAZIT

Bezüglich der chemisch-physikalischen Eigenschaften kommen von den bewerteten Substratkomponenten Holzfasern, Xylit, Kokosfasern und Rindenkompost dem Torf sehr nahe. Keines der Produkte erreicht jedoch einen vergleichbar tiefen pH-Wert, was für die Kultivierung bestimmter Pflanzen von Bedeutung ist. Ausser Xylit weisen alle Substratkomponenten einen erhöhten Nährstoffgehalt auf, was für die Nährstoffversorgung ein Vorteil (BIO-Anbau), aber im Falle einer einseitigen Salzbelastung ein Nachteil sein kann (Kokossubstrate). Kaum ein Substrat ist von chemischen Fremdstoffen so unbelastet wie Torf. Bei der Wasser- und Luftkapazität ist das Angebot von Ersatzprodukten recht gross. Sowohl Kokos- wie auch Holzfasern oder TEFA weisen günstige kapillare Verhältnisse auf. Aber keine der untersuchten Komponenten kann Torf in seinen pflanzenbaulichen Eigenschaften 1:1 ersetzen. Nach Auskunft des in dieser Studie befragten Zierpflanzenproduzenten hat die Erfahrung gezeigt, dass ein vollständiger Torfersatz im Substrat zu einem erhöhten Kulturaufwand führt und damit das Endprodukt verteuert.

4 ZUKÜNFTIGE VERFÜGBARKEIT

4.1 ALLGEMEINE SITUATION

Als Folge der Mechanisierung im Gartenbau und bei den Spezialkulturen der Landwirtschaft stiegen in den vergangenen Jahren die Nachfrage und die Anforderungen an gärtnerische Substrate bzw. Substratmischungen kontinuierlich. Ein Beispiel dafür ist das Wachstum der Anbaufläche von Substratkulturen im Gemüse- und Beerenanbau (Horssol). Die Gründe liegen in der Leistungsfähigkeit dieser Kulturverfahren, in der Wasserersparnis, aber auch in der verbesserten Kontrollierbarkeit von Krankheiten und Schädlingen. Die Pflanzensubstratindustrie in Europa erreicht einen Jahresumsatz von rund 1.3 Milliarden Euro (Wallace et al., 2010). Die Substratherstellerfirmen in Europa beliefern sowohl den professionellen, wie auch den Hobbybereich. Zwischen den Ländern findet ein begrenzter Substrathandel statt, welcher aufgrund der Transportkosten limitiert ist. Die Substratimporte der Schweiz stammen vorwiegend aus Holland und Deutschland. Bedeutende Substratfirmen siedeln zunehmend in der Nähe der Rohstoffproduktion, wie beispielsweise von Torfstätten oder Wäldern (Klasmann mit Produktionsstätten im Baltikum). Sehr oft haben die Werke eigene Bahnanschlusslinien und Schiffsanlegestellen (Häfen). Die fünf europäischen Länder mit der grössten Erds substratindustrie sind Deutschland, Italien, Holland, England und Frankreich (Wallace et al., 2010).

Im Zuge einer groß angelegten Studie der International Peat Society (Commission II) im Jahre 2006 konnte ermittelt werden, dass für die Herstellung von Pflanzenerden und Substraten für die professionelle gartenbauliche Anwendung in der EU ca. 77 Prozent Torf verwendet wird (Abbildung 4-1).

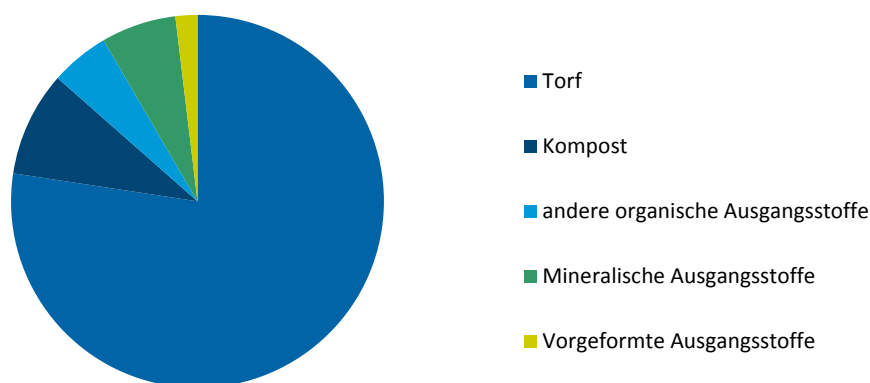


Abbildung 4-1: Anteil verschiedener Substratkomponenten in 13 europäischen Ländern für das Jahr 2005 in Volumenprozent gemäss Schmilewski (2008)

Gemäss dieser Quelle werden in der EU folgende alternative Ausgangstoffmengen jährlich eingesetzt:

- Kompost: 935'000 m³
- Rindenumus: 1'419'000 m³
- Holzfaser/Holz: 300'000 m³
- Kokosmark, -fasern, -chips: 478'000 m³

Seit mehreren Jahren besteht ein Druck hin zur Reduktion des Torfverbrauchs. Insbesondere bei den Angeboten für den Privatbereich verkleinerte sich der Torfanteil deutlich. Dafür hat europaweit der Anteil an Kokosfasern und der Substrate auf Holzbasis zugenommen. Als Beispiel dafür sei hier England aufgeführt (Abbildung 4-2).

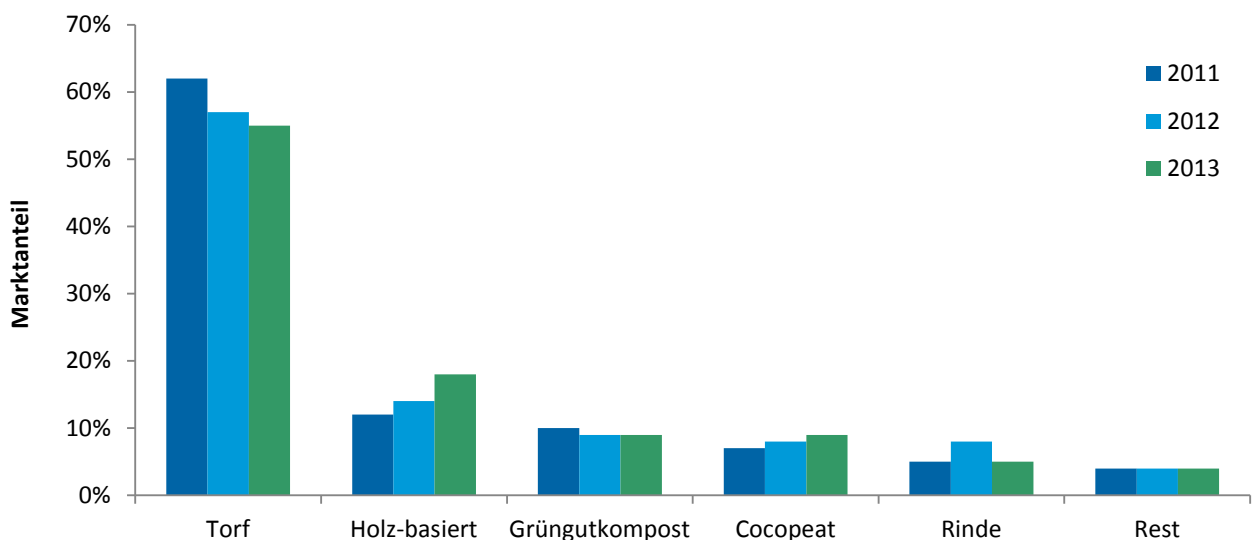


Abbildung 4-2: Entwicklung des Substratmarktes in England zwischen 2011-13 (Denny & Waller, 2013)

In den vergangenen Jahren ist ein Anstieg der Transport- und Treibstoffkosten für alle Substratkomponenten zu verzeichnen. Für die Substratindustrie sind die steigenden Transportkosten die grösste Herausforderung der kommenden Jahre. Als Folge davon und aus Gründen der ökologischen Nachhaltigkeit wächst das Interesse an regionalen Komponenten. Insbesondere für die Bioproduzenten ist es wichtig, dass die Zusätze von erneuerbaren, lokalen Quellen stammen.

Die grössten Bedrohungen für die Bezugsmöglichkeit der Rohstoffe zur Herstellung von Substratkomponenten kommen aus zwei Richtungen. Zum einen sind die natürlichen Rohstoffvorkommen endlich und das Angebot ist zeitlich begrenzt (Torf, Xylit, Vermiculit etc.). Eine Verknappung am Markt führt zwangsläufig zu einer Verteuerung der Produkte. Schutzmassnahmen auf politischer Ebene können die Verfügbarkeit solcher natürlicher Rohstoffe einschränken. Zum anderen bemüht sich die erneuerbare Energiewirtschaft um Rohstoffe, die auch für Topfsubstrate interessant sind. Dazu zählt beispielsweise die Nutzholzindustrie. Eine

erhöhte Nachfrage nach Nutzholz wird bei eingeschränkter Waldfläche zu höheren Rohstoffpreisen führen. Ausserdem wird vermehrt organisches Material in Biogasanlagen energetisch genutzt. Substrathersteller können mit der Zahlungskraft einer subventionierten Energiebranche nicht mithalten. In Zukunft wird sich weiterhin die Entwicklung des Erdöl- und Erdgaspreises sowie Währungsentwicklungen auf die gehandelten Mengen an Rohstoffen zur Herstellung der Substratmischungen im Hortikulturbereich auswirken.

4.2 SUBSTRATKOMPONENTEN

In diesem Abschnitt werden für die einzelnen Substratkomponenten jeweils das Angebot und die Nachfrage sowie die zukünftige Verfügbarkeit beschrieben.

4.2.1 Schwarztorf, Weisstorf

4.2.1.1 *Angebot und Nachfrage*

Torfvorräte finden sich auf der ganzen Welt. Moor- und Torfgebiete kommen auf ca. 2-3% der Landfläche vor, was einer Fläche von rund 4 Mio. km² entspricht. Ein grosser Teil davon befindet sich in Kanada und Russland (Tabelle 4-1). Über 90% der weltweiten Torfvorkommen liegen in den temperierten und kühlen Klimazonen der Welt, meist in Waldgebieten. Die geschätzte Moorfläche weltweit variiert stark je nach Literaturquelle und Studie. Das Grundproblem ist die Trennung von Gebieten mit einer minimalen Torfschicht von 30cm und den übrigen Feuchtgebieten, Lagunen, Mangrovensümpfen etc. ohne Torfvorkommen. Tatsächlich verfügen nur wenige Länder über aussagekräftige Aufzeichnungen der tatsächlichen Torfvorkommnisse (Höök, 2013). Zu bedenken ist auch, dass die Nutzung gewisser Torfvorkommen unwirtschaftlich bzw. zu herausfordernd ist. Im Prinzip müsste jedes Torfvorkommen auf die Wirtschaftlichkeit einer Nutzung und auf die Marktfähigkeit der Qualität geprüft werden. Nur ein solches Vorgehen erlaubt zuverlässige Aussagen über die wirtschaftlich nutzbaren Torfreserven mit gartenbaulicher Qualität. Es gibt jedoch keine internationale, universelle Methode für die Beurteilung, Kategorisierung und Bezeichnung von Quellen und Vorräte für Torf.

Tabelle 4-1: Verteilung der Torfgebiete in ausgewählten Ländern und Regionen (Lappalainen, 1996)

Region	Land	Moorland (km ²)
Afrika	Guinea	5'250
	Nigeria	7'000
	Südafrika	9'500
	Uganda	14'200
	Sambia	11'060
	Total Afrika	58'410
Asien	China	10'440
	Indonesien	270'000
	Südkorea	6'300
	Malaysia	25'360
	Burma	9'650
	Total Asien	331'880
Australien und Ozeanien	Australien	150
	Neuseeland	2'600
	Papua Neu Guinea	6'850
	Total Australien und Ozeanien	9'640
Zentral- und Südamerika	Brasilien	15'000
	Chile	10'470
	Falklandinseln	11'510
	Guyana	8'140
	Venezuela	10'000
	Total Südamerika	62'400
Europa	Weissrussland	23'970
	Estland	9'020
	Finnland	89'000
	Deutschland	14'200
	Island	10'000
	Irland	11'800
	Litauen	6'400
	Norwegen	23'700
	Polen	12'000
	Russland	568'000
	Schweden	64'000
	Ukraine	10'080
	Grossbritannien	19'260
	Total Europa	876'510
Nordamerika	Kanada	1'113'280
	Kuba	6'580
	Mexiko	10'000
	USA	214'000
	Total Nordamerika	1'354'220
Total insgesamt		2'693'060

Auf Grund dieser Angaben führte Lappalainen (1996) eine grobe Schätzung durch. Die Torfvorräte weltweit belaufen sich demnach auf 5'000 bis 6'000 Milliarden m³. Das World Energy Council prognostizierte seinerseits im Jahre 2008 den Vorrat an Torf auf ca. 3'500 bis 4'500 Milliarden m³ (World Energy Council, 1924-2007)

Finnland, Irland, Russland, Schweden, Ukraine, Weissrussland sowie die baltischen Staaten sind die grössten Torfexporteure. Die Hochmoorflächen in Litauen, Estland und Lettland umfassen rund 2.4 Millionen ha, wovon etwa 4% abgebaut werden (Hofer & Pautz GbR, 2011). Wird die Oxidation der Flächen mitberücksichtigt und ein Ausnützungsgrad von 50% der nutzbaren Reserven angenommen, so ergibt sich eine geschätzte Vorratsmenge von 1.14 Milliarden Kubikmeter Torf. Die Studie berechnete aufgrund des aktuellen gärtnerischen Bedarfs eine Verfügbarkeit von Schwarztorf für die kommenden 90 – 130 Jahre, wobei die Verfügbarkeit von Weisstorf früher beendet sein wird. Müssten die baltischen Staaten alleine für den aktuellen Bedarf der europäischen Länder aufkommen (Tabelle 4-2 nach Schmielewski (2008)), so wären ohne Freigabe weiterer Reserven die aktiven Förderflächen des Baltikums in rund 40 Jahren erschöpft. Einer solchen Freigabe stehen gemäss der Studie von Hofer & Pautz (2011) jedoch Nachhaltigkeitsforderungen der Länder entgegen.

Tabelle 4-2: Geschätzter Jahresbedarf an Torf für den Gartenbau in Europa und bereits verwendete Alternativquellen (Schmielewski, 2008). Die Angaben sind in m³.

Land	Gesamtbedarf an Torf im Gartenbau	Verwendete Torfalternativen	
		Profi-Bereich	Hobby-Bereich
Belgien	1'333'000	2'000	500
Dänemark	542'000	103'000 ¹⁾	0
Deutschland	8'000'000	2'000	20'000
Frankreich	2'000'000	660'000	440'000
Irland	1'102'500	1'000	1'000
Italien	3'900'000	175'000	175'000
Österreich	175'000	4'000	25'000
Niederlande	4'233'000	510'000 ²⁾	0
Schweden	3'270'000	1'000	1'000
Spanien	1'242'000	0	970'000 ³⁾
Grossbritannien	2'719'000	41'000 ⁴⁾	100'000
Summe	28'616'500	1'499'000	1'732'500

1) und 2) Steinwolle + Poliurethanschäume

3) kompostiertes Holz mit Rinde, Sand und Ton

4) Etwa die Hälfte ist Steinwolle und Poliurethanschäume

Als Vergleich: Die Schweiz importiert jährlich bis zu 150'000 Tonnen Torfsubstrate (BAFU, 2012), was je nach Form der Lieferung (lose oder verdichtet) und dem Feuchtigkeitszustand einem Volumen von etwa 400'000 m³ bis 750'000 m³ entspricht. In dieser Zahl nicht erfasst ist die Menge an Torf, welche vom Gemüsebau in Form eingekaufter Setzlinge verwendet wird.

Bei mindestens gleichbleibend strenger Gesetzgebung und anhaltend hohem Konsum wird sich das Torfan-gebot in den kommenden 50 Jahren verknappen und zu einer Erhöhung des Rohstoffpreises führen. Aufgrund der unterschiedlichen Basisdaten und unsicheren Bedarfsentwicklung ist eine genauere Prognose schwierig. Ein kontinuierlicher Ausstieg aus der Torfgewinnung in den kommenden Jahrzehnten scheint in jedem Fall unausweichlich.

4.2.1.2 *Zukünftige Verfügbarkeit*

Während weltweit noch immer immense Torfvorräte bestehen, lassen sich die abbaubaren Reserven kaum quantifizieren. Dies hängt damit zusammen, dass der Torfabbau von vielen Faktoren beeinflusst wird. Dazu zählen wirtschaftliche und rechtliche Faktoren sowie politische und umfeldbedingte Einschränkungen.

Ein grosser Substrathersteller ist die Firma Klasmann-Deilmann in Deutschland mit eigener Produktionsstätte in Litauen. Gemäss mündlicher Aussage von Dirk Röse, Leiter Unternehmenskommunikation von Klasmann-Deilmann ist die Torfverfügbarkeit in Europa durch die Abbaustätten in Deutschland, Irland und den baltischen Staaten für die nächsten 40 Jahre gesichert⁷. Das Angebot für den europäischen Markt wird sich aber zunehmend auf die baltischen Staaten konzentrieren. Die potenziellen Vorräte im Baltikum entscheiden somit über die Zeitdauer der Verfügbarkeit an Torf. Wenn die Nachfrage nach Torf für die Energiegewinnung steigt, werden Verfügbarkeitschätzungen an Zuverlässigkeit zunehmen (Höök, 2013). Der Anteil von Torf an den genutzten Energiequellen ist in Finnland am grössten. Rund 6% des Energiebedarfs von Finnland werden durch das Verbrennen von Torf abgedeckt. Im Gegensatz zur Nutzung von Torf im Gartenbau kann für die energetische Nutzung auch Torf von minderer Qualität verwendet werden. Der Nutzung von Torf zu energetischen und gartenbaulichen Zwecken stehen grundsätzlich Bedenken zu CO₂-Emissionen entgegen, welche im Rahmen des Abbaus und der Nutzung von Torf freigesetzt werden. Internationale Klimaabkommen zur Reduktion der CO₂-Emissionen üben Druck aus auf die Verwendung von Torf aus. Bestrebungen werden intensiver, weltweit Mooregebiete unter Schutz zu stellen. Insbesondere in Deutschland besteht eine starke Bewegung für ein gänzlich Abbauverbot von Torf. Moorschutz in Deutschland gibt es seit 1980. Intakte Moore dürfen nicht für den Torfabbau genutzt werden. Die Torfindustrie lebt seither von den Flächen, die bereits vor dem gesetzlichen Moorschutz entwässert wurden. Das sind „degradierte“ Moore, in welchen bereits viel früher schon Torf abgebaut wurde (NABU, 2009). In den Baltischen Staaten ist die Situation ähnlich. Baltische Länder verstärken ihre Bemühungen zum Schutz ihrer Moore (Hofer & Pautz GbR, 2011). In England ist der Schutz der Moore gesetzlich festgelegt. Die englische Regierung verab-

⁷ Persönliche Mitteilung, Dirk Rösle, Leiter Unternehmenskommunikation Klasmann-Deilmann, 14.07.2015

schiedete ein definitives Torfausstiegszenario bis ins Jahr 2030. Im Hobbybereich müssen in diesem Land bereits bis ins Jahr 2020 alle torfhaltigen Substrate aus dem Verkehr gezogen sein (DEFRA, 2010).

4.2.2 Xylit (Synonym „Lignit“)

4.2.2.1 Angebot und Bedarf

Bei der Gewinnung von Braunkohle fällt meistens auch Xylit an, welches aber wegen des niedrigeren Heizwertes als minderwertig beurteilt und in der Regel aussepariert wird. Die Verbrennung von Lignit führt – wie allgemein bei fossil befeuerten Kraftwerken – zu CO₂- und Schwefeldioxid-Emissionen. Durch neuere Verfahren kann aus Lignit Öl gewonnen werden (Seramat, 2015), was künftig den Einsatz als Substratkomponekte konkurrenzieren könnte. Die weltweite Förderung von Kohle betrug im Jahr 2014 7.8 Milliarden Tonnen, wovon der Anteil an Braunkohle und Xylit knapp 10% ausmachte. Die grössten Braunkohleabbauer der Welt sind Deutschland, Russland und Amerika. Gemäss dem Deutschen Institut für Geowissenschaften und natürliche Ressourcen beliefen sich die Kohlereserven im Jahr 2013 auf 1052 Milliarden Tonnen Braunkohle. Diese Menge entspricht etwa 130 Produktionsjahren (WCA, 2014).

4.2.2.2 Zukünftige Verfügbarkeit

Deutschland verfügt in Europa über grosse Braunkohlevorräte und entsprechende Reserven an Xylit (Abbildung 4-3).

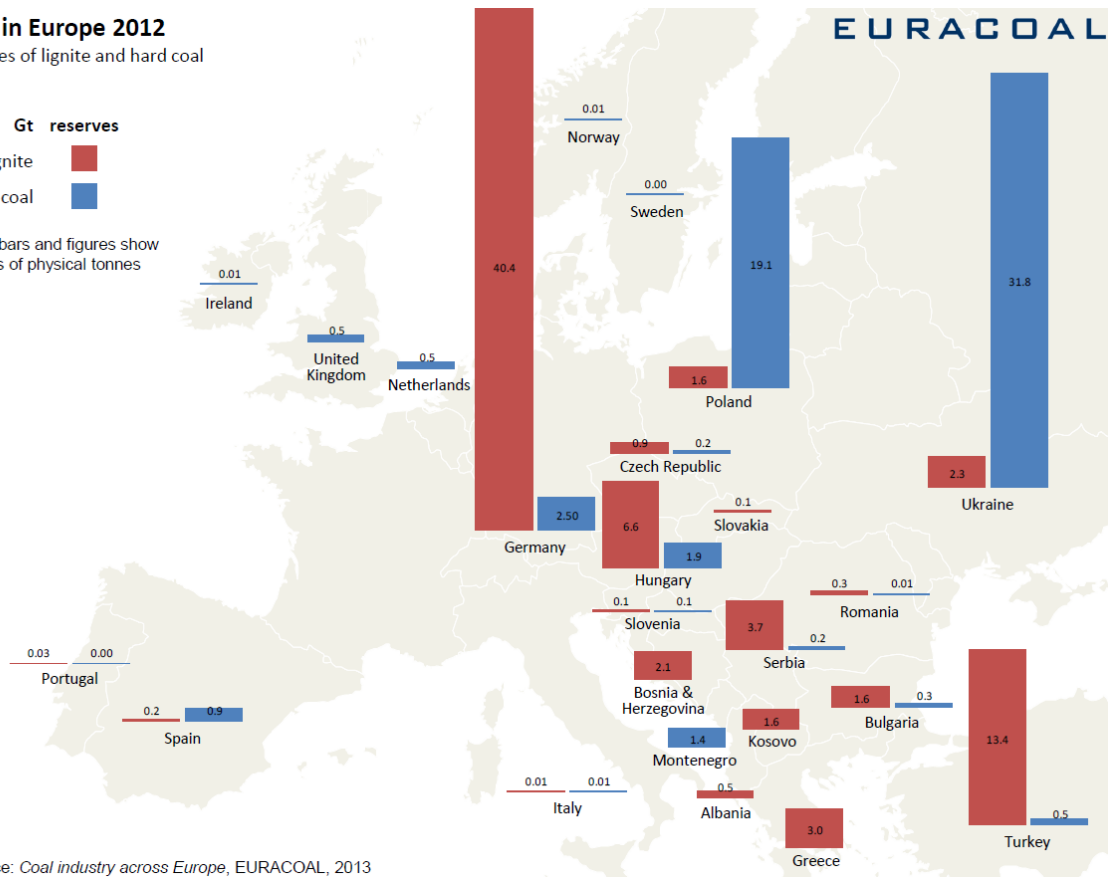
Coal in Europe 2012

reserves of lignite and hard coal

Gt reserves

lignite ■
hard coal ■

Note: bars and figures show billions of physical tonnes



Source: Coal industry across Europe, EURACOAL, 2013

Abbildung 4-3: Reserven an Braunkohle (rot) und Steinkohle (blau) in Europa (EURACOAL, 2014)

Die Gewinnung von Xylit steht in Abhängigkeit von der Braunkohleförderung. Wird Braunkohle im Zuge der Energiewende zunehmend durch erneuerbare Energie ersetzt, so wirkt sich dies negativ auf die längerfristige Verfügbarkeit von Xylit aus. Diese Entwicklung ist stark politisch bedingt.

Insgesamt wird die Abhängigkeit der Xylit-Vorkommen für den Gartenbau von der Energiewirtschaft wegen der reduzierten Tauglichkeit als Energieträger als mittel bis gering eingestuft.

4.2.3 Cocopeat und Kokosfasern

4.2.3.1 Angebot und Nachfrage

Die gegenwärtige Produktion von Kokosfasern beläuft sich auf jährlich etwa 1.2 Millionen Tonnen (FAO, 2015a). Daraus werden rund 0.3 Millionen Tonnen Cocopeat hergestellt (Roosen, 2014). Kokosnüsse werden weltweit auf 12 Millionen Hektaren angebaut (FAO, 2015a). Um die Verfügbarkeit des Rohstoffs zu schützen, kontrolliert die indische Regierung den Einsatz von Kokosfasern als Energieträger. Mehr als 88% der weltweiten Kokosfaserproduktion erfolgt in Indien und Vietnam, der Rest verteilt sich auf Thailand, Sri Lanka, Ghana und Malaysia (FAO, 2015a). Die Länder mit der weltweit grössten Kokosnussproduktion und deren Produktionsmengen an Kokosfasern sind in Tabelle 4-3 aufgeführt.

Tabelle 4-3: Top-Ten-Länder der globalen Kokosnussproduktion im Jahr 2013 mit Angaben zur Kokosfaserproduktion (FAO, 2015a)

Land	Kokosnuss-Produktion 2013 (Tonnen)	Kokosfaser-Produktion 2013 (Tonnen)¹
Indonesien	18'300'000	k.A.
Philippinen	15'353'200	k.A.
Indien	11'930'000	596'500 (+16%)
Brasilien	2'890'286	k.A.
Sri Lanka	2'513'000	147'000 (<1%)
Vietnam	1'303'826	326'000 (+9%)
Papua Neuguinea	1'200'000	k.A.
Mexiko	1'064'400	k.A.
Thailand	1'010'000	60'000 (+20%)
Malaysia	646'932	24'200 (+8%)

¹In Klammern ist die Entwicklung seit 2011 angegeben

Die Preise für Kokosfaserprodukte aus Sri Lanka und Indien haben seit 2010 eine steigende Tendenz. Das Beispiel der Exportpreise von Sri Lanka in Abbildung 4-4 verdeutlicht diesen Trend. Die Produkte sind in Europa (bspw. Deutschland, England) teurer als Torf. Analog zur Preisentwicklung exportiert Indien jährlich steigende Mengen an Kokosfaserprodukten. Im Jahr 2016 erwartet Indien einen Cocopeat-Exportzuwachs von 30% (Viet Delta Corp., 2014).

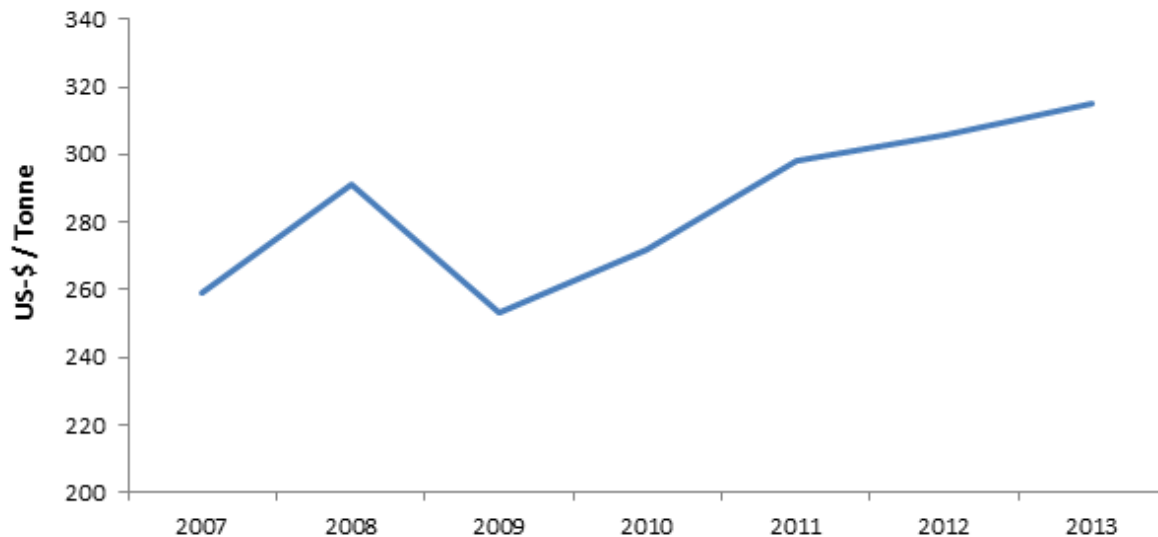


Abbildung 4-4: Entwicklung des Exportpreises (Fracht an Bord) für Kokosfasern aus Sri Lanka (FAO, 2015a)

In Europa ist die Nachfrage nach Kokosfasern und Cocopeat beträchtlich gestiegen. In Deutschland nahm der Bedarf von 25'000 m³ im Jahr 2008 auf 50'000 m³ im Jahr 2009 zu. Der Europäische Bedarf belief sich im Jahr 2008 auf 478'000 m³ (IVG, 2009).

Den Produkten aus Kokosfasern wird eine gute Verfügbarkeit attestiert (Yan & Chouw, 2014). Der statistische Bericht des britischen Ministeriums für Umwelt, Ernährung und ländliche Angelegenheiten (DEFRA) aus dem Jahr 2007 zeigt ein weltweit steigendes Angebot. Trotzdem reicht dieses nicht aus, um den bislang eingesetzten Torf zu ersetzen (DEFRA, 2007).

4.2.3.2 *Künftige Verfügbarkeit*

Die Firma "Dutch Plantin" ist der grösste Kokosfaserexporteur in Indien. Hauptabnehmer sind Europa, Korea und Japan. Aber die Nachfrage in Amerika, Australien und China ist stark wachsend (Roosen, 2014). Ausgehend von einer Kokosnuss-Anbaufläche von weltweit 12 Millionen Hektaren (FAO, 2015a) und einem Ertrag von knapp 680 kg Cocopeat pro Hektare und Jahr (Roosen, 2014) resultiert ein jährliches Produktionspotenzial von 8 Millionen Tonnen Cocopeat. Bei geschätztem Verbrauch von 0.3 Millionen Tonnen (Roosen, 2014) werden demnach im Moment erst 4% des tatsächlichen Potenzials genutzt. Der geringe Nutzungsgrad deutet an, dass kokosbasierte Substratkomponenten noch lange ein Nebenprodukt bleiben werden. Für die Nutzung dieses Rohstoffes für den professionellen Gartenbau braucht es aber einen hoch entwickelten Verarbeitungsprozess (Roosen, 2014). Ohne gezielte Investitionen in die Herstellung und Transportlogistik von Kokosfasern wird sich die Angebotsseite nur langsam anpassen.

Die künftige Verfügbarkeit von Kokosfasern hängt von verschiedenen Faktoren ab, beispielsweise von der Nachfrage nach Kokosnüssen, der Verfügbarkeit von Arbeitskräften sowie der Infrastruktur, um die Nüsse

einzusammeln und zu Fasern zu verarbeiten. Ein weiterer Faktor ist der Energiemarkt. Um die Verfügbarkeit von Kokosfasern zu schützen, kontrolliert beispielsweise die indische Regierung den Einsatz von Kokosfasern als Energieträger. Ein beeinflussender Faktor ist auch die Entwicklung des Marktes für neue Produkte aus Kokosfasern, wie Geotextilien, Erosionsschutzmaterial, für den Schlafkomfort (China), in Autositzen etc. Überall dort, wo auf Nachhaltigkeit gesetzt wird, gewinnt dieser nachwachsende Rohstoff an Bedeutung. Das Potenzial ist gross. Eine gesteigerte Nachfrage wird unweigerlich zu einem Anstieg des Rohstoffpreises führen, sofern sich das Angebot nicht parallel entwickelt.

Klimatisch gesehen hängt die Kokosfaser- oder Cocopeatproduktion aber auch vom regionalen Wetter, insbesondere den Niederschlägen ab. Kokosnüsse haben einen hohen Wasserbedarf und die Herstellung von Cocopeat verlangt nach optimalen Trocknungsbedingungen. Sowohl Indien als auch Sri Lanka haben Monsunniederschläge und Trockenperioden, was ideal ist für die Produktion von Cocopeat. Andere Länder mit einer sich entwickelnden Kokosindustrie müssen innovativ sein, um dem Herstellungsprozess von Cocopeat optimale Bedingungen bieten zu können. Bei der Rekrutierung von Arbeitskräften steht die Kokosindustrie in Konkurrenz mit anderen Industriezweigen. Zudem müssen mit dem steigenden Absatz von Kokosmaterialien die Transportinfrastruktur und Meerzuganglichkeit laufend verbessert werden.

4.2.4 Rindenkompost, Holzfasern und Holzhäcksel

4.2.4.1 Angebot und Nachfrage

Zu den gefragten Torfersatzstoffen in Substraten zählen neben den Kokosprodukten auch die verschiedenen Holzsubstrate, wie Holzfasern, Holzhäcksel, Rindenkompost oder Holzwolle. Deren Nachfrage ist in den vergangenen Jahren deutlich gestiegen. Dies ist ein Grund, weshalb sich beispielsweise der Preis für qualitativ hochwertigen Rindenkompost in den letzten Jahren vervielfacht hat. Als Ausgangsholz für hochwertige Holzsubstrate (z.B. zur Herstellung von Holzfasern) werden in Europa fast ausnahmslos chemisch unbehandelte Nadelhölzer verwendet, meist Fichten und Kiefern. Im Jahr 2009 schätzte der deutsche Industrieverband Garten (IVG) das Angebot in Europa auf 300'000 m³ (IVG, 2009). In diesem Jahr verfügte Deutschland über ein Angebot von 120'000 m³ Holzfasern, im Vergleich zum Jahre 2008 mit 90'000 m³. Holzfasern werden in Frankreich und Deutschland seit über 20 Jahren zu Substratkomponenten aufgearbeitet (bspw. *Hor-tifibre* im Frankreich). Mit der steigenden Nachfrage nach erneuerbaren Energien gerieten die Holzprodukte zunehmend in das Blickfeld der Energiewirtschaft. Die Rohstoffpreise von Holzsubstraten erlebten im Vergleich zu Torf einen stärkeren Anstieg. Im Moment ist die Nachfrage auf dem Weltmarkt so gross, dass der Bedarf der Substratindustrie kaum gedeckt werden kann. Eine alternative Rohstoffquelle für die Herstellung von Holzfasern sind übergrosse Holzstücke aus der Grünkompostproduktion. Das Angebot an über-grossem holzigem Restmaterial aus der Kompostierung ist gross. Aber hoch sind auch die Kosten zum Kauf

und Unterhalt von Maschinen zur Reinigung dieser Ware, um daraus Holzfasern herstellen zu können. Dies ist möglicherweise ein Grund dafür, dass sich diese Technologie nicht rascher ausbreiten kann (Fascella, 2015).

4.2.4.2 *Künftige Verfügbarkeit*

Nadelbäume und auch Harthölzer sind nachwachsende Rohstoffe, die auch künftig in grosser Menge zur Verfügung stehen werden. Die natürliche Verfügbarkeit der Holzsubstratkomponenten wird langfristig gewährleistet sein. Problematisch ist aber die Gewinnung von Rinde wegen der aktuellen Entwicklung in der Forsttechnologie. Zunehmend werden Bäume direkt im Wald mechanisch in Sekundenschnelle entrindet, wobei die abgefräste Rinde an Ort und Stelle liegen bleibt. Mittelfristig ist somit die Rinde als Restprodukt der Forstindustrie gefährdet. Eine Verknappung des Angebots wird zu einer Preiserhöhung führen. Die Nachfrage im Bereich erneuerbarer Energieträger kann die Preise ebenfalls nach oben treiben. Substrathersteller wie Klasmann-Deilmann setzen alles daran, die Verfügbarkeit von Holzhäcksel und Holzfasern in den nächsten Jahren zu sichern. Sie sind sehr besorgt, was die künftige Verfügbarkeit einer guten Qualität dieser Rohstoffe betrifft. Im Moment deckt die Firma ihren Bedarf mit deutschem Nadelholz. Es wird Wert darauf gelegt, dass frisch anfallende Holzrohstoffe verarbeitet werden können. Die Verwendung von Siebresten aus Kompostieranlagen kommt für die Firma nicht in Frage⁸.

4.2.5 Reisspelzen

4.2.5.1 *Angebot und Nachfrage*

Die globale Reisproduktion 2014/15 erreichte mit rund 475 Millionen Tonnen nahezu die Rekordernte aus dem Jahr 2013/14 (siehe Abbildung 4-5).

⁸ Persönliche Mitteilung, Dirk Rösle, Leiter Unternehmenskommunikation Klasmann-Deilmann, 14.07.2015

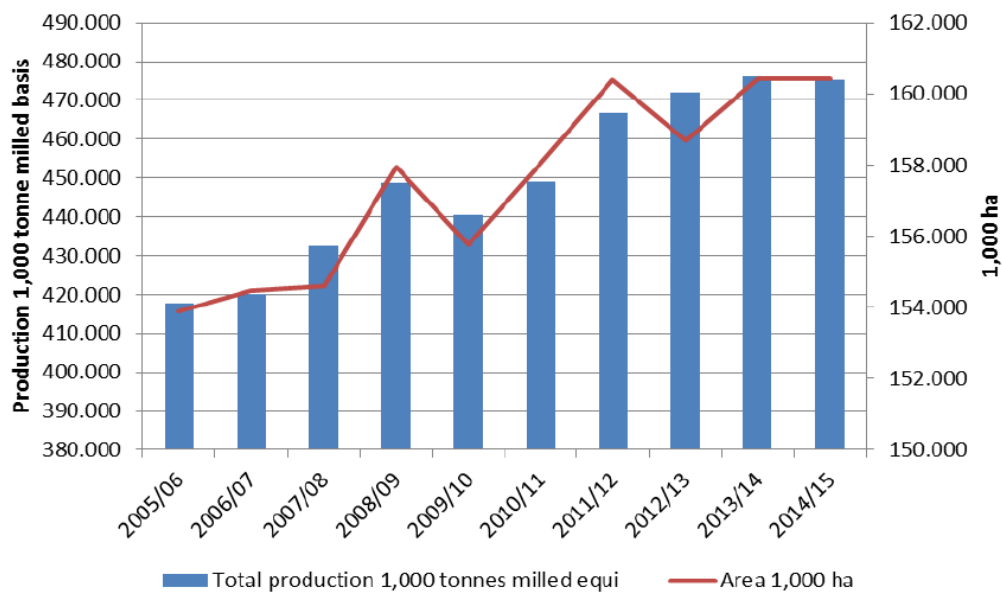


Abbildung 4-5: Entwicklung der weltweiten Reisproduktion (EU, 2015)

Mehr als 90% der weltweiten Anbaufläche liegt in Asien. Reisspelzen machen etwa 20% vom Volumen einer Reisernte aus. Zwei Drittel des in Europa produzierten Reis kommt aus Italien, wo in der Poebene etwa eine Fläche von 240'000 ha genutzt wird. Diese Menge entspricht aber nur etwa 1,4% der weltweiten Reisanbaufläche. In Italien werden jährlich etwa 520'000 Tonnen Restprodukte der Reisindustrie verarbeitet (Alfano & Pignatelli, 2010). Mehrheitlich werden Reisspelzen bestenfalls als Brennmittel betrachtet (hoher Brennwert), vielfach ist dieser Rohstoff aber immer noch ein Abfallprodukt. Der Handel mit Reisspelzen ist aus praktischer Sicht nicht ganz einfach, da der Rohstoff sperrig (grosses Porenvolumen) und staubig ist. Reisspelzen für den Substrateinsatz stehen nicht nur in einer Marktkonkurrenz zur Bioenergie. Dieser Wertstoff hat ein grosses Potenzial für industrielle Produkte mit erhöhter ökologischer Nachhaltigkeit. Dazu zählt beispielsweise die Fabrikation von Esstäbchen für den grossen asiatischen Markt. Reisspelzen werden in Indien auch als Baumaterial eingesetzt. Weitere Nutzungsmöglichkeiten für Reisspelzen ergeben sich ausserdem aus dem Siliziumgehalt. Aus Reisspelzen gewonnenes Siliziumkarbid wird aufgrund seiner Härte und des hohen Schmelzpunktes als Schleifmittel, Komponente für Feuerfeststoffe und auch als Isolator von Brennelementen in Hochtemperaturreaktoren verwendet. „Organisches“ Silizium, welches aus Reisspelzen gewonnen werden kann, ist ein gesuchtes Gesundheits- und Kosmetikumittel im asiatischen Raum (EU, 2015).

4.2.5.2 *Künftige Verfügbarkeit*

An Orten, wo Reisspelzen als Brennstoff eingesetzt werden, ist der Preis wegen dem hohen Brennwert eng an die Entwicklung des Ölpreises gekoppelt. Als Beispiel sei die Preisentwicklung in Thailand im Jahre 2010-2013 erwähnt. Steigende Erdölpreise führen rasch zu einer Verdreifachung des Preises für Reisspelzen in-

folge Marktverknappung. Während mengenmässig keine Verknappung der Verfügbarkeit von Reisspelzen für den Gartenbau zu erwarten ist, sind preisliche Einschränkungen somit nicht auszuschliessen (Thenation, 2013).

4.2.6 Grünkompost

4.2.6.1 Angebot und Nachfrage

Kompost hat seinen festen Wert in Substratmischungen als bioaktivierender Zuschlagsstoff beziehungsweise als Nährstoffreserve. Viele Mischungen mit und ohne Torf enthalten daher Kompost als Zusatz. Entsprechend gross ist die Nachfrage nach Kompost von guter Qualität. In Europa bewegte sich die Verfügbarkeit im Jahre 2008 auf einem Niveau von 935'000 m³/a (IVG, 2009). Trotzdem konnte Kompost Torf als Ersatzprodukt bisher nicht verdrängen. Der Grund liegt primär in der schwankenden Qualität. Insbesondere Unterschiede im Nährstoffgehalt, chemische oder physikalische Verunreinigungen und Veränderungen der Biologie im Substrat stellen einen Risikofaktor dar.

Die meisten Komposte weisen neben hohen Salz-, Kalium-, und Phosphorgehalten einen hohen pH-Wert sowie ein hohes spezifisches Gewicht auf. In Abhängigkeit der Kompostausgangsstoffe unterliegt die Qualität meist starken jahreszeitlichen Schwankungen. Infolge dieser Eigenschaften lassen sich Komposte meist nur bis zu einem Anteil von maximal 30 Prozent in Kultursubstraten verwenden, um die gewünschte Kultursicherheit nicht zu gefährden.

Das eingeschränkte Angebot an qualitativ gutem Kompost ist aber auch auf die Konkurrenzsituation im Biomassemarkt zurückzuführen. Bedeutende Anteile des für die Herstellung von geeignetem Substratkompost verwendbaren Grüngutes werden der thermischen Verwertung oder der Biogaserzeugung zugeführt. Die grossflächige Abnahme von Grüngut zur Erzeugung von Energie aus nachwachsenden Rohstoffen hat sich in Europa etabliert. Aus diesem Prozess entsteht ein Gärprodukt, welches in einem Schnellverfahren aufbereitet wird und dabei die Qualität eines organischen Bodenverbessers für landwirtschaftliche Flächen erreicht. Dieses Produkt entspricht aber nicht den Ansprüchen an einen hochwertigen Kompost als Zuschlagstoff in Substratmischungen.

4.2.6.2 Künftige Verfügbarkeit

Für den professionellen Anbau kommt als Substratzusatz nur Kompost in Frage, der strengen Qualitätsanforderungen entspricht. Solcher Kompost bleibt kurzfristig in beschränktem Angebot verfügbar. Zwar fallen aus dem Agrarsektor Grünabfälle in ausreichender Menge an, aber diese verfügen meist nicht über genügend Lignin, um als valablen Torfersatz in Frage zu kommen. Dazu zählt beispielsweise Getreidestroh. Stroh

aus Ölsaaten, Flachs oder Hanf wären besser geeignet, um kompostiert zu werden (Weber et al., 1995). Aber auch da könnte es zu einem Preiskampf kommen mit der Bioenergieindustrie. Die aus der Biogasin-
dustrie anfallenden Gärrestprodukte haben mit ihrem Holzanteil ein grosses Potenzial als Komponente für
eine nachgelagerte Kompostierung. Im Moment ist die Zusammenarbeit von Kompostierern und Betreibern
von Gäranlagen aus ökonomischen Gründen kaum vorhanden. Nur eine Verbesserung der marktwirtschaft-
lichen Situation würde diesen Zustand ändern.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass die Verfügbarkeit geeigneter Ausgangsstoffe eingeschränkt ist, obwohl
grundsätzlich ausreichend Grünabfall für eine gute Kompostierung anfallen würde. Nur durch ein verbes-
sertes Qualitätsmanagement lässt sich das Angebot von gutem Grüngutkompost längerfristig erhöhen.
Auch bei dieser Substratkomponente ist das Angebot stark abhängig von der Entwicklung der Energiebran-
che. Substrathersteller legen grossen Wert auf die Qualität von Grünkompost. Viele Betriebe sind Mitglie-
der des ‚European Compost Network‘. Zu den Zielen dieser Vereinigung gehört die Definition und Überwa-
chung von Qualitätsstandards für Kompostprodukte, die Sicherung der Rohstoffressourcen zur Herstellung
von Kompost, die Förderung der Nachhaltigkeit sowie die Unterstützung bei der Forschung und Entwicklung
im Bereich Kompost. Hersteller von Substraten, wie Klasmann-Deilmann, verkaufen Kompostsubstrate in
einem definierten Umkreis, um Qualitätseinbussen beim Transport und der Lagerung zu verhindern.

4.2.7 Landerde

4.2.7.1 Angebot und Verfügbarkeit

In der Schweiz ist tonhaltige Landerde im Prinzip ausreichend vorhanden. Das Problem liegt bei der Sicher-
stellung einer einwandfreien Qualität. Während diese beim Zuckerrübenwaschwasser gewährleistet wer-
den kann, ist bei Aushuberde eine Qualitätskontrolle sehr schwierig. Ausserdem kann bei Aushuberde der
Steinanteil ein Problem darstellen. Eine aufwändige Aufbereitung dieser Erde schlägt sich in höheren Kos-
ten nieder. Durch die Bedeutung des Zuckerrübenanbaus in der Schweiz fällt im Moment ausreichend
Wascherde als Substratkomponente an. Zudem besteht die Möglichkeit, Ton und Lehm aus Waschwasser
von Kies- und Betonwerken zu nutzen, sofern diese Reststoffe nicht anderweitig vermarktet werden.

4.2.7.2 Künftige Verfügbarkeit

Bei Aushuberde besteht ein Risiko für Belastungen mit Fremdstoffen. Gute Aushuberde zu erhalten ist ge-
mäss Aussage von Fredy Abächerli von der Verora GmbH nicht einfach und wird sich künftig kaum verbes-

sern⁹. Besser ist die Situation bei lehm- und tonhaltigem Waschwasser aus Kieswerken. Wird dieser Lehm und Ton nicht anders vermarktet, ist diese Substratkomponente für den Kompostierprozess von grossem Potenzial⁹. Dadurch kann Landerde als Co-Substrat in der Kompostierung ersetzt werden. Das Angebot an Wascherde aus der Zuckerrübenverarbeitung hängt mit der künftigen Entwicklung des Zuckerrübenanbaus in der Schweiz zusammen. Die Produzentenpreise für Zuckerrüben sind in den vergangenen Jahren um rund 30% gesunken. Unter diesen Bedingungen ist eine wirtschaftliche inländische Rüben- und Zuckerproduktion nicht mehr möglich. Zur Erhaltung des Schweizer Zuckerrübenanbaus könnten angepasste Zollabgaben einen minimalen inländischen Zuckerpreis absichern. Eine eidgenössische parlamentarische Initiative zur Sicherung des Zuckerrübenpreises ist noch hängig (Bourgeois, 2015). Sie wird einen wesentlichen Einfluss haben auf die Zukunft der Substratproduktion aus Reststoffen der Zuckerrübenindustrie.

4.2.8 TEFA-Maisfasern

4.2.8.1 Angebot und aktuelle Verfügbarkeit

Überall wo Körnermais angebaut wird, bleiben nach dem Dreschen Maisstorzen übrig, welche einen ausreichenden Trockensubstanzanteil aufweisen und geeignet sind für eine Aufbereitung zu TEFA-Maisfasern. Weltweit wird nach Angabe des Deutschen Maiskomitees e.V. (DMK) 1 Milliarde Tonne Körnermais produziert, was einer Fläche von gut 100 Millionen ha entspricht (DMK, 2015b). Kleine Anbauflächen von Körnermais, wie sie beispielsweise in der Schweiz zu finden sind, kommen für eine TEFA-Gewinnung aus wirtschaftlichen Überlegungen weniger in Frage. Optimal sind grössere, zusammenhängende Anbauflächen in ebenem Gelände, wie sie üblicherweise in den grossen Agrarländern vorkommen. Eine gute Zusammenarbeit mit Lohnunternehmern und Produzenten ist notwendig, um bei einer Nacherntebearbeitung die übrig gebliebenen Maisstorzen noch ernten zu können. Da mit dieser Massnahme eine indirekte Regulierung von Maiszünslern und Fusarienpilzen möglich ist, sollte eine Entfernung der Stängelreste im Interesse der Produzenten liegen. Gemäss Angaben der Firma Sorba-Absorber GmbH, Herstellerin von TEFA-Fasern, ist es möglich, den Produzenten einen Kostendeckungsbeitrag ihrer Maisproduktion auszuzahlen.

4.2.8.2 Künftige Verfügbarkeit

Mais hat weltweit nicht nur eine Bedeutung als Futterkonzentrat für Schweine oder in Form von Silo-Mais als Futter für Rinder und Milchkühe, die Pflanze wird auch in grossem Stil als Energiepflanze angebaut. Da die Methanbildung von Silomais im Stadium der Teigreife der Körner am höchsten ist, wird Mais zur Biogas-

⁹ Persönliche Mitteilung, Fredy Abächerli, Verora GmbH, Januar 2015

gewinnung vor dem vollreifen Zustand geerntet, was nicht dem optimalen Erntestadium für die TEFA-Produktion entspricht. Eine Zunahme der Anbaufläche von Mais für die Energiegewinnung bedeutet daher keine Ausdehnung der potenziellen Erntefläche für TEFA-Maisfasern. Trotzdem hat der Anbau von Körnermais in Europa gemäss dem Deutschen Maiskomitee DMK von 2009 bis 2014 um 13% auf eine Flächen-summe von 9.4 Mio. Hektar zugenommen (DMK, 2015a), was rund 10% der weltweiten Anbaufläche ent-spricht. Es ist auf Grund des Futterwertes nicht zu erwarten, dass der Anbau von Körnermais zurückgehen wird. Das Rohstoffpotenzial für TEFA-Maisfasern sollte somit in den kommenden Jahren gesichert sein. Die Verwendung von Maisstroh aus Schweizer Anbau ist unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen (Pro-duktionstechnik, Flächen- und Kostenstruktur) wirtschaftlich nicht rentabel.

4.3 ZWISCHENFAZIT

Bei einer normalen Entwicklung der Agrarmärkte und der fortgesetzten wirtschaftlichen Nutzung der anfal-lenden Restprodukte aus der landwirtschaftlichen Produktion sollte sich die mittelfristige Verfügbarkeit der nachwachsenden organischen Komponenten von Substratmischungen im Gartenbau und den Spezialkultu-ren der Landwirtschaft nicht verschlechtern. Insbesondere bei den Kokosmaterialien und den Reisspelzen besteht noch ein grosses Potenzial der Rückgewinnung und Verarbeitung der anfallenden Reststoffe. So gesehen werden diese Produkte auch längerfristig auf dem Markt verfügbar sein (siehe Tabelle 4-4). Die Frage ist jedoch, wie sich die Entwicklung des Rohölpreises auf den Marktpreis dieser Produkte auswirken wird. Eine Prognose ist schwer zu erstellen. Bei allen Substratkomponenten mit guten Brennwerten besteht ein mittleres bis hohes Risikopotenzial für kurzfristige Preisanstiege als Folge einer Verknappung des Ange-bots fossiler Brennstoffe auf dem Energiemarkt. Tabelle 4-4 enthält eine Einschätzung dieses Risikopotenzi-als. Nicht bewertet sind internationale politische Bestrebungen im Bereich des Moorschutzes. Im Moment scheint es jedoch so, dass eine Einschränkung der Torfproduktion abgesehen von Ländern in Mittel- und Nordeuropa nicht weiter verfolgt wird.

Tabelle 4-4: Einschätzung der Autoren dieses Berichtes zur Preisabhängigkeit und zur zukünftigen Verfügbarkeit von Substratkomponenten auf dem europäischen Markt. Liegt die Einschätzung zwischen zwei Stufen, ist in beiden Stufen ein „x“ eingetragen.

	Mittel- bis langfristige Verfügbarkeit auf dem europäischen Markt			Abhängigkeit des Kaufpreises vom der Entwicklung in der Energiewirtschaft		
	++	+	-	++	+	0
Torf		x	x		x	x
Xylit	x	x			x	x
Holzfasern	x				x	
Holzhäcksel fein	x			x	x	
Rindenkompst	x	x				x
Grüngutkompst	x	x		x	x	
Reisspelzen	x			x		
Kokosfasern	x	x		x		
Cocopeat	x	x		x	x	
Landerde	x					x
TEFA-Maisfasern	x				x	x

Trotz den Wechselbeziehungen zur Energiewirtschaft kann aufgrund des vielversprechenden Angebots an nachwachsenden Pflanzenfasern, neuer Aufbereitungstechniken sowie der immer dringlicheren Notwendigkeit einer Wiederverwertung von Abfallstoffen davon ausgegangen werden, dass auch in Zukunft ein ausreichendes Angebot an nachwachsenden Torfersatzprodukten verfü- und bezahlbar sein wird.

5 ÖKOBILANZ

Dieses Kapitel dokumentiert die Sachbilanzen der in Tabelle 2-1 auf Seite 5 aufgeführten Substratkomponenten und –mischungen (Abschnitt 5.1) und zeigt deren Umweltwirkungen auf (Abschnitt 5.2). In Abschnitt 5.3 wird ein Zwischenfazit zu den Umweltwirkungen der Substratkomponenten und –mischungen gezogen.

5.1 SACHBILANZ

Die Sachbilanzen werden in einem ersten Schritt für die einzelnen Substratkomponenten (Abschnitt 5.1.2) und in einem zweiten Schritt für die Substratmischungen (Abschnitt 5.1.2.7) erstellt. Abschnitt 5.1.1 dokumentiert zudem das allgemeine Vorgehen zur Sachbilanzierung der Transporte und der Emissionen während der Nutzungsphase sowie die verwendeten Dichten zur Umrechnung der Substratkomponenten-Massen in entsprechende Volumen.

5.1.1 Allgemein

5.1.1.1 *Transporte*

Für Transporte werden in der vorliegenden Studie die in Tabelle 5-1 aufgeführten Transportprozesse aus der ecoinvent v3-Datenbank berücksichtigt.

Tabelle 5-1: Verwendete ecoinvent v3-Datensätze zur Sachbilanzierung von Transporten

Transportweg	Transportmittel	Verwendeter ecoinvent v3-Datensatz
Innerhalb der Schweiz	LKW	Transport, freight, lorry, unspecified {RER}
Innerhalb der EU / von der EU in die Schweiz	LKW Schiff	Transport, freight, lorry, unspecified {RER} Transport, freight, inland waterways, barge {RER}
Ausserhalb Europas / Von Standorten ausserhalb Europas nach Europa	LKW Schiff	Transport, freight, lorry, unspecified {RoW} Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO}

5.1.1.2 *Emissionen der Nutzungsphase*

In der vorliegenden Studie wird davon ausgegangen, dass die Substratmischungen nach ihrer Nutzung im Gartenbau nicht weiter verwendet werden. Sämtliche Emissionen, die während oder nach der Nutzung der Substrate auftreten, werden daher der Nutzungsphase angerechnet. Es wird dabei folgende Unterscheidung getroffen:

- **Emissionen aus den Substratkomponenten:** Für Torf und Kompost werden die Emissionen basierend auf bestehender Literatur im Detail modelliert (vgl. Abschnitte 5.1.2.1 und 5.1.2.3). Für die restlichen Substratkomponenten wird wie in der Studie von Quantis (2012, S. 58) davon ausgegangen, dass 1.5% des Stickstoffgehaltes als N₂O-N emittiert werden. Zusätzlich werden die in den Substratkomponenten enthaltenen Schwermetalle als Emissionen in den Boden bilanziert. Biogene CO₂-Emissionen aus dem Abbau der organischen Substanz in den biogenen Substratkomponenten werden nicht miteinberechnet. Torf wird als fossile Ressource betrachtet, die CO₂-Emissionen aus der Zersetzung der organischen Substanz im Torf werden entsprechend als fossile CO₂-Emissionen bilanziert.
- **Emissionen aus den Düngemittel in den Substratmischungen:** Werden die Substratmischungen aufgedüngt, werden die resultierenden Emissionen unabhängig von den Emissionen der Substratkomponenten berechnet und den Substratmischungen angerechnet.

5.1.1.3 Dichte der Substratkomponenten

Für die Ökobilanzierung der Substratkomponenten wird die Dichte der einzelnen Materialien gemäss Tabelle 5-2 verwendet.

Tabelle 5-2: Für die Ökobilanzierung verwendete Schüttdichte der Substratkomponenten

Substratkomponente	Dichte (kg/m ³)	Quelle
Torf (unspezifisch)	200	Boldrin et al. (2010)
Weisstorf	180	Quantis (2012)
Schwarztorf	400	Quantis (2012)
Holzfasern	130	RICOTER
Holzhäcksel fein (grobes Sägemehl)	400	Anval (2010)
Rindenkompost	600	RICOTER
Grüngutkompost	684	Boldrin et al. (2010)
Reisspelzen	110	Quantis (2012)
Kokosfasern	200	RICOTER
Cocopeat	250	RICOTER
Landerde	1'250	RICOTER
TEFA	200	Sorba Absorber GmbH

5.1.2 Substratkomponenten

Eine Übersicht über die in der vorliegenden Studie berücksichtigten Substratkomponenten ist in Tabelle 2-1 auf Seite 5 aufgeführt. Im Folgenden wird die Sachbilanzierung der einzelnen Komponenten erläutert.

5.1.2.1 Torf

Für die Ökobilanzierung von Torf werden die Aufwendungen und Emissionen für die Vorbereitungsarbeiten des Torfabbaus, der Torfabbau selbst, der Transport des Torfs in die Schweiz und die Nutzungsphase berücksichtigt (Abbildung 5-1). Die Aufwendungen für die Herstellung torfhaltiger Substratmischungen sowie allfällige Einsparungen an Dünger, die auf die Nutzung von Torf zurückzuführen sind, werden nicht dem Torf, sondern den torfhaltigen Substratmischungen angerechnet (vgl. Abschnitt 2.3.2).

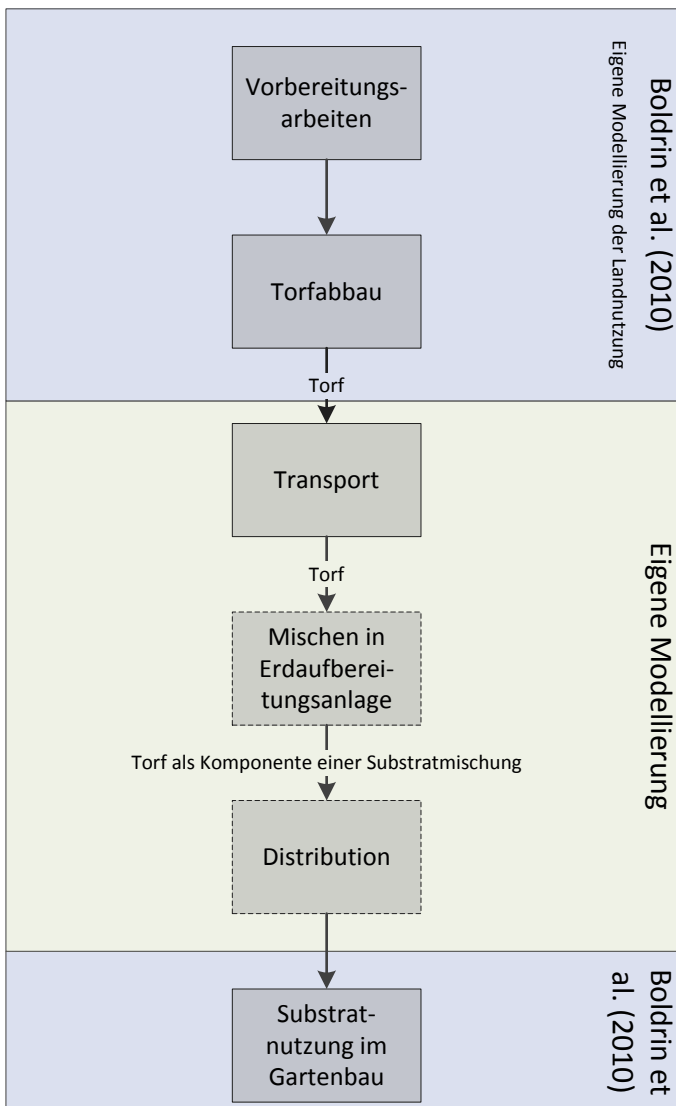


Abbildung 5-1: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von Torf

Die Sachbilanzdaten zum Torfabbau und der Torfnutzung stammen aus einer Studie von Boldrin et al. (2010). Diese Studie basiert auf Torfproben aus sieben Torfabbaustätten in Schweden, Finnland, Dänemark, Litauen und Irland. Der in der Studie berücksichtigte Torf weist eine Dichte von 200 kg/m^3 , einen Kohlenstoffgehalt von 50.4% TS und einen Trockensubstanzgehalt von 44% auf. Als Vorbereitungsarbeiten für den Torfabbau berücksichtigen Boldrin et al. (2010) die Entwässerung des Torfmoores, die Entfernung der Vege-

tation sowie die Einebnung des Terrains. Die Sachbilanz von Boldrin et al. (2010) berücksichtigt die Differenz zwischen der Ausgangslage (unberührte Moorlandschaft) und der aktuellen Situation (genutztes Torfmoor). Dem Torf werden daher nur diejenigen Emissionen angerechnet, welche aufgrund des Abbaus zusätzlich anfallen (Boldrin et al., 2010). Für die Partikelemissionen des Torfabbaus (50 g pro Tonne Torf gemäss Boldrin et al. (2010)) wird basierend auf Tissari et al. (2006) die in Tabelle 5-3 angegebene Partikelgrössenverteilung angenommen (s. auch Seite 113 im Anhang). Zusätzlich zu den von Boldrin et al. (2010) bilanzierten Ressourcenaufwendungen und Emissionen wird in der vorliegenden Studie die Landnutzung für den Torfabbau bilanziert (s. Seite 114 im Anhang).

Tabelle 5-3: Angenommene Grössenverteilung der Partikel, welche beim Torfabbau emittiert werden. Die Herleitung der Werte befindet sich im Anhang auf Seite 113.

Partikelgrösse	Massenanteil
< 2.5µm	28%
2.5µm -10 µm	18%
> 10 µm	53%

Für den Transport des Torfs in die Schweiz wird eine Distanz von 2'200 km angenommen. Die Emissionen, welche während der Nutzung des Torfs im Gartenbau anfallen, werden von Boldrin et al. (2010) übernommen. Boldrin et al. (2010) bilanzieren für die Nutzungsphase unter anderem fossile CO₂-Emissionen in der Höhe von 815 kg CO₂/t. Dies bedeutet, dass der gesamte C-Gehalt im Torf in Form von CO₂ emittiert wird¹⁰. Diese Annahme wird durch die Angaben von Smith et al. (2001) sowie Höper (2010), gemäss denen der Kohlenstoff im Torf innerhalb von 10-100 Jahren im Wesentlichen komplett abgebaut wird, gestützt. Die CO₂-Emissionen aus der Zersetzung der organischen Substanz im Torf werden als fossile CO₂-Emissionen bilanziert, da die Torfbildung über Jahrhunderte bis Jahrtausende erfolgt.

Eine Zusammenstellung der verwendeten Sachbilanzdaten zu Torf ist im Anhang gegeben (Seiten 112ff).

5.1.2.2 *Holzfasern, Holzhäcksel fein und Rindenkompost*

Ausgangsmaterial für die Herstellung von Holzfasern, feinen Holzhäcksel und Rindenkompost ist Schweizer Nadelholz. Für die Forstwirtschaft, die Entrindung und das Sägen werden ecoinvent-Hintergrunddaten verwendet (Abbildung 5-2). Die im Folgenden aufgeführten ecoinvent-Prozesse sind dabei so angepasst, dass

¹⁰ Gemäss Boldrin et al. (2010) liegt der C-Gehalt im Torf bei 50.4 %TS und der TS-Gehalt bei 43.6%:

$$504 \frac{\text{kg C}}{\text{t TS}} \cdot 0.436 \frac{\text{t TS}}{\text{t}} \cdot \frac{44 \text{ g CO}_2 / \text{mol}}{12 \text{ g C} / \text{mol}} = 805 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{t}} \cong 815 \frac{\text{kg CO}_2}{\text{t}}$$

als Input ausschliesslich Schweizer Nadelholz¹¹ verwendet wird (anstelle einer Mischung von Holz aus der Schweiz, Deutschland und Schweden¹²):

- **Rinde:** Bark chips, wet, measured as dry mass {CH} | debarking, softwood
- **Holzhäcksel fein:** Saw dust, wet, measured as dry mass {CH} | sawing, softwood
- **Inustrierestholz (für Holzfasern):** Slab and siding, softwood, wet, measured as dry mass {CH} |sawing, softwood

Für die Umrechnung der Holz-Trockenmassen auf das effektive Gewicht sind die Massen aus Tabelle 5-4 berücksichtigt.

Tabelle 5-4: Nassmassen von Holz in ecoinvent v3 (ecoinvent Centre, 2014)

Produkt	Masse (kg/kg TS)
Rinde	2.4
Holzhäcksel (Sägemehl)	1.7
Industrieholz (für Holzfasern)	1.7

Für den Transport der Rinde, der Holzhäcksel und des Restholzes von der Sägerei zur Erdaufbereitungsanlage wird eine Distanz von 75 km bilanziert.

Die Sachbilanzierung der Rindenkompostierung und der Holzauffaserung wird basierend auf Angaben der RICOTER durchgeführt, welche für diese Prozesse vertrauliche Daten zum Energie- und Ressourcenbedarf zur Verfügung gestellt hat (vgl. vertraulicher Anhang, Seite 127). Bei der Rindenkompostierung verdampft während der warmen Kompostierphase ein Teil der Feuchtigkeit¹³. Die Menge des verdampften Wassers wird auf 0.13 kg pro kg Rindenkompost geschätzt¹⁴. Bei der Holzauffaserung wird davon ausgegangen, dass die Massenverluste durch die Verdampfung vernachlässigbar sind¹⁵. Zu den direkten Emissionen der Holzauffaserung und der Rindenkompostierung konnte keine Literatur gefunden werden. Es wird davon ausgegangen, dass allfällige Emissionen vernachlässigbar sind.

¹¹ ecoinvent v3-Datensatz: "Sawlog and veneer log, softwood, measured as solid wood under bark {CH}| softwood forestry, mixed species, sustainable forest management

¹² Einerseits wird bei RICOTER Schweizer Holz verarbeitet (Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 24.02.2015), andererseits übersteigt in der Schweiz die inländische Holzernte (4'778'000 m³ feste Holzmasse) den Rohholzimport (261'000 m³ feste Holzmasse) bei Weitem (BAFU, 2014a).

¹³ Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 29.05.2015

¹⁴ Aus 17'000 t Rohrinden können $25'000m^3 \cdot 600 \frac{kg}{m^3} = 15'000 t$ Rindenkompost produziert werden (Persönliche Mitteilungen, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 4.05.2015 und 13.07.2015)

¹⁵ Das Wasser, welches bei der Auffaserung verdampft, kondensiert grösstenteils wieder an den Holzfasern (Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 29.05.2015)

Für Holzhäcksel (grobes Sägemehl) ist keine weitere Verarbeitung notwendig.

Für die Berechnung der Lachgasemissionen während der Nutzungsphase werden für die Substratkomponenten auf Holz-Basis die in Tabelle 5-5 angegebenen Stickstoffgehalte angenommen. Davon werden 1.5% als N₂O-Emissionen bilanziert (vgl. Abschnitt 5.1.1.2). Zusätzlich werden die in den holzbasierten Substratkomponenten enthaltenen Schwermetalle als Emissionen in den Boden in die Sachbilanz aufgenommen (Tabelle 5-5). Die daraus resultierenden Lachgas- und Schwermetallemissionen sind im Anhang auf Seite 123 aufgeführt.

Tabelle 5-5: Stickstoff- und Schwermetallgehalte von Rindenkompost, Holzhäcksel (fein) und Holzfasern zur Berechnung der Emissionen während der Nutzungsphase

	Rindenkom- denkom- post	Holzhäcksel fein	Holzfasern	Bemerkung / Quelle
Stickstoff (g/kg)	4.1	0.99	3.4	Stickstoffgehalte gemäss Quantis (2012); für Rindenkompost und Holzfasern zusätzliche Aufdüngung gemäss RICOTER ¹⁶
Kupfer (g/t)	0.94	1.2	1.2	Die Schwermetallgehalte werden mit den Gehalten von naturbelassenem Holz (mit Rinde) gemäss BUWAL (2004, S. 120) angenähert. Die hier aufgeführten Werte beziehen sich auf die Frischmasse.
Blei (g/t)	0.94	1.2	1.2	
Zink (g/t)	7.1	8.8	8.8	

¹⁶ Gemäss Fragebogen, beantwortet durch Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG: 3.15 g N pro kg Rindenkompost und 2.46 g N pro kg Holzfasern

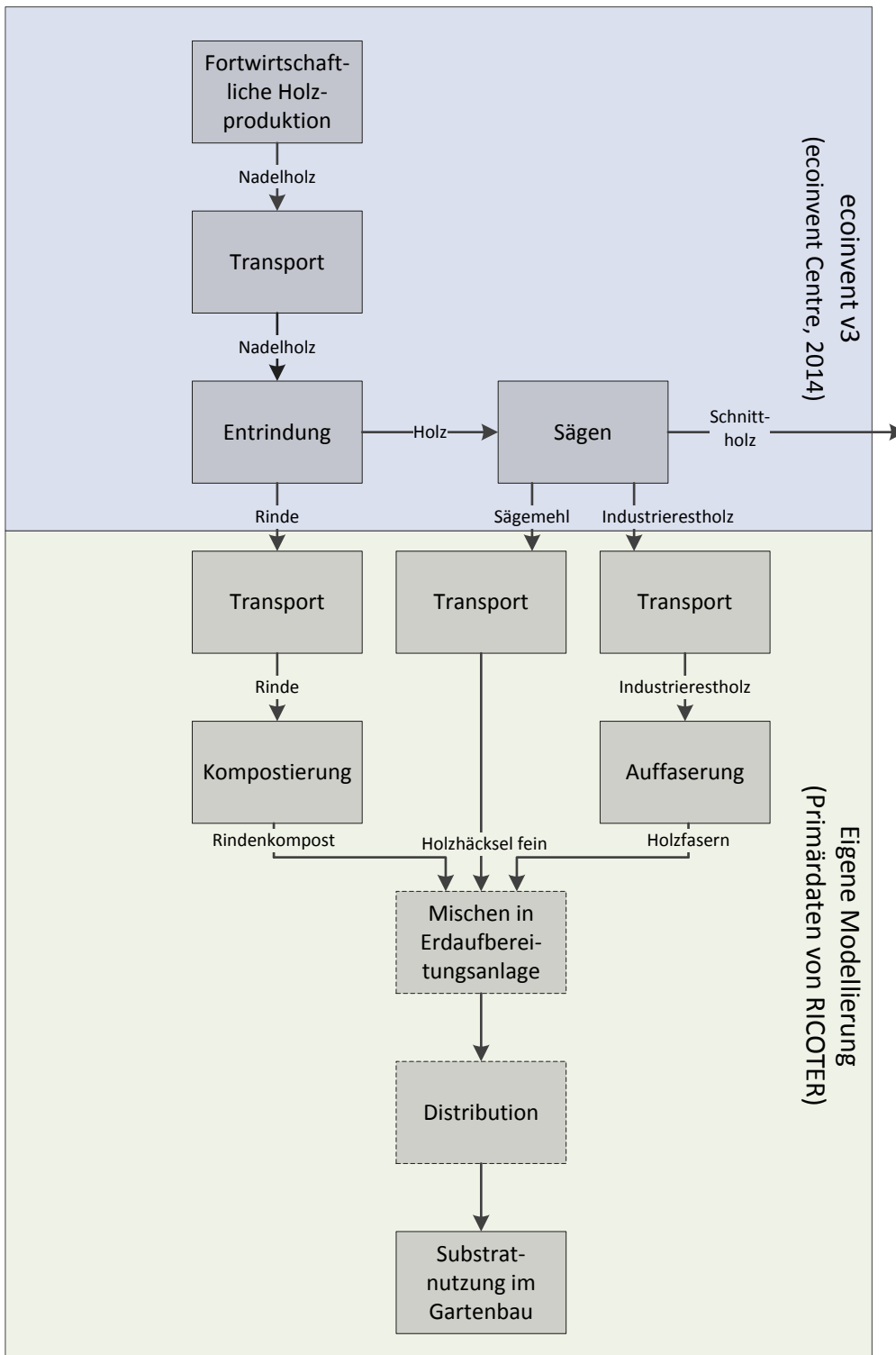


Abbildung 5-2: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von Rindenkompost, feinen Holzhäcksel (Sägemehl) und Holzfasern

5.1.2.3 Grüngutkompost

Für die Ökobilanz von Grüngutkompost werden die Aufwendungen und Emissionen einer offenen Mietenkompostierung, des Kompost-Transports zu einer Erdaufbereitungsanlage und der Nutzungsphase berücksichtigt (Abbildung 5-3). Die Aufwendungen für die Herstellung komposthaltiger Substratmischungen sowie allfällige Einsparungen an Dünger, die auf die Nutzung von Kompost zurückzuführen sind, werden nicht dem Kompost, sondern den komposthaltigen Substratmischungen angerechnet.

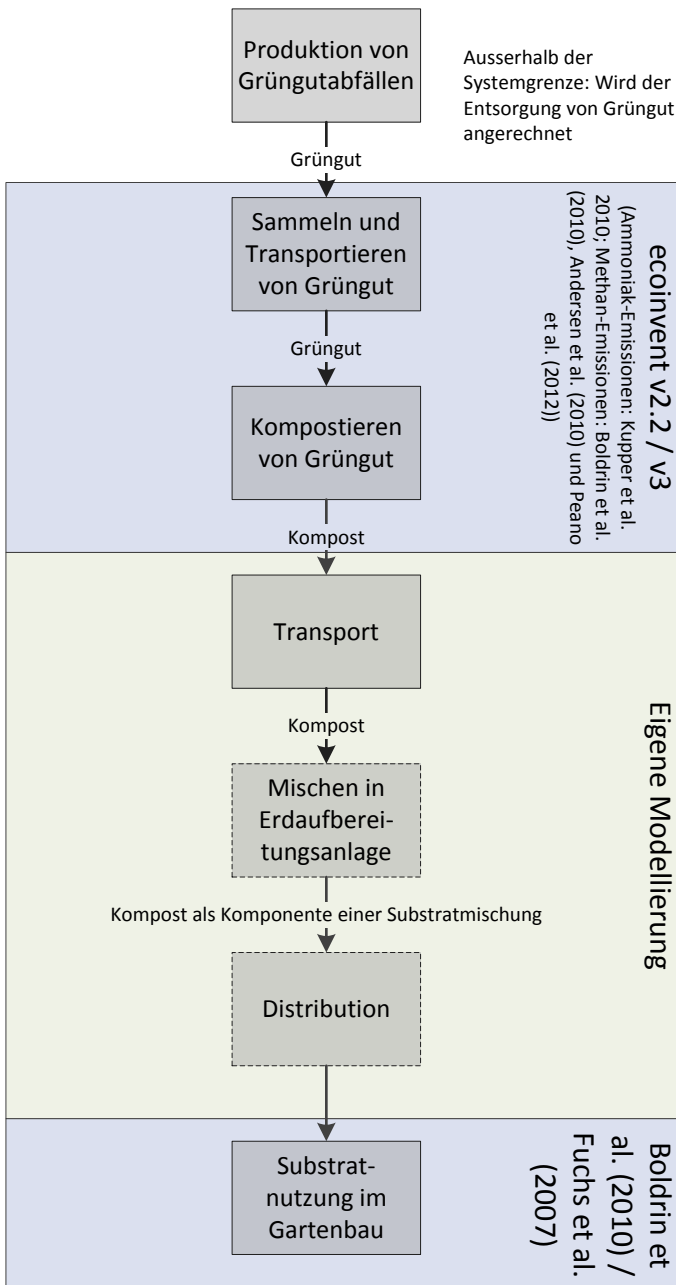


Abbildung 5-3: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von Kompost

Für die Grüngutkompostierung wird der ecoinvent v2.2-Datensatz für eine offene Mietenkompostierung¹⁷ verwendet und mit ecoinvent v3-Datensätzen nachmodelliert. Damit werden sowohl die Aufwendungen für das Sammeln und die Verarbeitung der Grünabfälle als auch die Infrastruktur der Kompostieranlage sowie die Emissionen der Kompostierung berücksichtigt. Die Grünabfälle selber werden nicht bilanziert, da es sich dabei um ein Abfallprodukt handelt (Nemecek et al., 2007). Einzig die Ammoniak- und die Methan-Emissionen der Kompostierung werden nicht aus dem ecoinvent v2.2-Datensatz übernommen sondern basierend auf andern Quellen angepasst. Für Ammoniak erstellten Kupper et al. (2010) eine umfassende Datengrundlage, woraus sich die Ammoniakemissionen der Kompostierung in der Schweiz herleiten lassen¹⁸. Für Methan wird nicht mit dem Emissionswert gemäss ecoinvent v2.2 gerechnet (Nemecek et al., 2007), da dort die Methanemissionen überschätzt werden¹⁹. Stattdessen wird mit den mittleren Methanemissionen gemäss Boldrin et al. (2010), Andersen et al. (2010) und Quantis (2012) gerechnet. Die Emissionen der Kompostierung gemäss unterschiedlichen Quellen sind in Tabelle 5-6 zusammengefasst.

Tabelle 5-6: Emissionen der Kompostierung (in g/kg) gemäss verschiedenen Quellen

Emissionen	ecoinvent v2.2	Eigene Berechnung ¹⁸	Boldrin et al. 2010	Andersen et al. (2010)	Quantis (2012)	In dieser Studie
Kompostierverfahren	Mieten	∅*	Mieten	Mieten	k.A.	
Methan	10.1		4.50	3.90	0.464	2.96
Kohlenmonoxid	0.128		0.070	0.431		0.128
Kohlendioxid, biogen	520		607	486	317	520
Kohlendioxid, fossil	8.43					8.43
Stickoxide	0.453					0.453
Ammoniak	0.978	0.281	0.004		2.62	0.281
Lachgas	0.281		0.010	0.121	0.189	0.281
Schwefelwasserstoff	0.528					0.528

* mit dem gewählten Verfahren wird ein Mittelwert über die in der Schweiz eingesetzten Kompostierverfahren berechnet¹⁸

Anschliessend an die Kompostierung wird ein Transport des Komposts vom Kompostierwerk zur Erdaufbereitungsanlage über eine Distanz von 70 km angenommen.

¹⁷ "Compost, at plant", vgl. Nemecek et al. (2007)

¹⁸ 2007 wurden 80.5 Tonnen Ammoniak aus industriellen Kompostieranlagen emittiert (Kupper et al., 2010, S. 76) und 146'259 Tonnen TS Kompost in der Landwirtschaft ausgebracht (Kupper et al., 2010, S. 30). Der TS-Gehalt von Kompost für die Landwirtschaft beträgt rund 51% (Fuchs et al., 2007). Die Ammoniakemissionen der Kompostierung betragen daher ca. 0.28 g pro kg Kompost ($\frac{80.5 \cdot 10^6 \text{ g NH}_3}{149259 \cdot 10^3 \text{ kg TS}} \cdot 0.51 \frac{\text{kg TS}}{\text{kg}} = 0.28 \frac{\text{g NH}_3}{\text{kg}}$). Da Kompost auch in anderen Bereichen als in der Landwirtschaft eingesetzt wird (z.B. im Gartenbau), handelt es sich bei diesem Wert um eine konservative Schätzung. Gleichwohl sind die berechneten Ammoniak-Emissionen tiefer, als ursprünglich im ecoinvent v2.2-Kompostdatensatz bilanziert (0.98 g/kg, vgl. Nemecek et al. (2007)).

¹⁹ Mündliche Mitteilung, Dr. Matthias Meier, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), 22. Juni 2015

Für die Emissionen während der Nutzung des Komposts im Gartenbau werden Daten gemäss Tabelle 5-7 verwendet. Die aufgeführten Schwermetallgehalte liegen alle deutlich unter dem in der Schweiz geltenden Grenzwert (ChemRRV, 2005) und auch die Höchstgehalte für Bio-Kompost werden eingehalten (WBF, 2015).

Tabelle 5-7: Bilanzierte Emissionen während der Nutzung des Komposts

Emissionen	Kompartiment	Menge	Quelle	Bemerkung
Kohlendioxid, biogen	Luft	338 kg/t		
Lachgas	Luft	0.275 kg/t	Boldrin et al. (2010)	Mittelwert zwischen Gartengrüngut und Mischgrüngut-Kompost
Ammoniak	Luft	14.5 g/t		
Nitrat	Wasser	23.5 g/t		
Blei	Boden	22.7 g/t	Fuchs et al. (2007)	- Medianwerte für Kompost für den Gartenbau in der Schweiz
Kupfer	Boden	32.5 g/t		- Umrechnung über den mittleren
Zink	Boden	84.6 g/t		TS-Gehalt von Kompost für den
Cadmium	Boden	0.057 g/t		Gartenbau (56.7%, Median)
Kobalt	Boden	2.38 g/t		- Sämtliche Schwermetalle im Kom-
Chrom	Boden	11.28 g/t		post werden als Emissionen in den
Nickel	Boden	9.02 g/t		Boden bilanziert*

* Gemäss der Studie von Boldrin et al. (2010) werden nur 0.1% - 3.5% der Schwermetalle ins Wasser und 96.5% - 99.9% in den Boden emittiert. In der vorliegenden Studie wird deshalb vereinfacht angenommen, dass sämtliche Schwermetalle in den Boden emittiert werden.

Eine Zusammenstellung der Sachbilanzdaten von Kompost ist im Anhang gegeben (Seiten 112ff).

5.1.2.4 Reisspelzen

Die Sachbilanzierung des Reisanbaus und der anschliessenden Trocknung erfolgt gemäss Blengini & Busto (2009) und ist im Anhang aufgeführt (vgl. Seite 119). Nach der Trocknung wird die ungeniessbare Spelze, welche das Korn umgibt, entfernt. In der vorliegenden Studie wird davon ausgegangen, dass dazu das Parboiling-Verfahren angewendet wird (vgl. Seite 12). Für die Sachbilanzierung des Parboilings werden die Angaben von Blengini & Busto (2009) sowie von Quantis (2012) genutzt. Für den Transport der Reisspelzen von Italien in die Schweiz wird ein LKW-Transport über 350 km bilanziert (vgl. Seite 120). Für die Berechnung der Lachgasemissionen während der Nutzungsphase wird von einem Stickstoffgehalt von 5.62 g/kg ausgegangen²⁰. Für die Schwermetallemissionen wird mit den mittleren Schwermetallgehalten von Reisspelzen gemäss Bilo et al. (2015) gerechnet²¹. Die Lachgas- und Schwermetallemissionen der Nutzungsphase

²⁰ Mittlerer N-Gehalt gemäss folgenden Quellen: 0.476% gemäss Abbas et al. (2012), 0.7% gemäss Chungangunsit et al. (2009) und 0.51% gemäss Quantis (2012)

²¹ Mittelwert der Proben aus zwei Regionen: 2.3 g/t Cd; 1.1 g/t Pb; 32 g/t Zn, gemäss Bilo et al. (Bilo et al., 2015)

sind im Anhang auf Seite 123 aufgeführt. Eine Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung der Reisspelzen ist in Abbildung 5-4 gegeben.

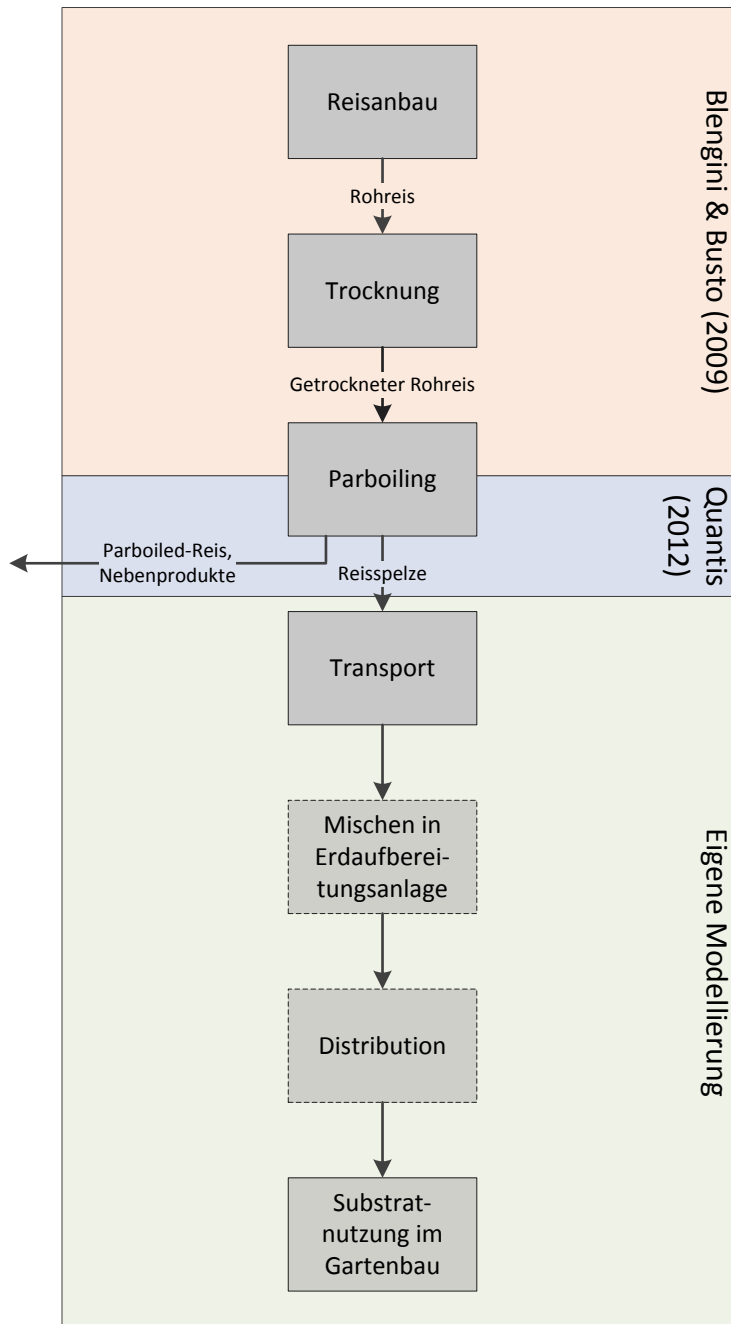


Abbildung 5-4: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von Reisspelzen

5.1.2.5 Kokosprodukte

Abbildung 5-5 illustriert die Prozesse zur Herstellung von Copeat und Kokosfasern und zeigt, welche Daten für die Sachbilanzierung verwendet werden.

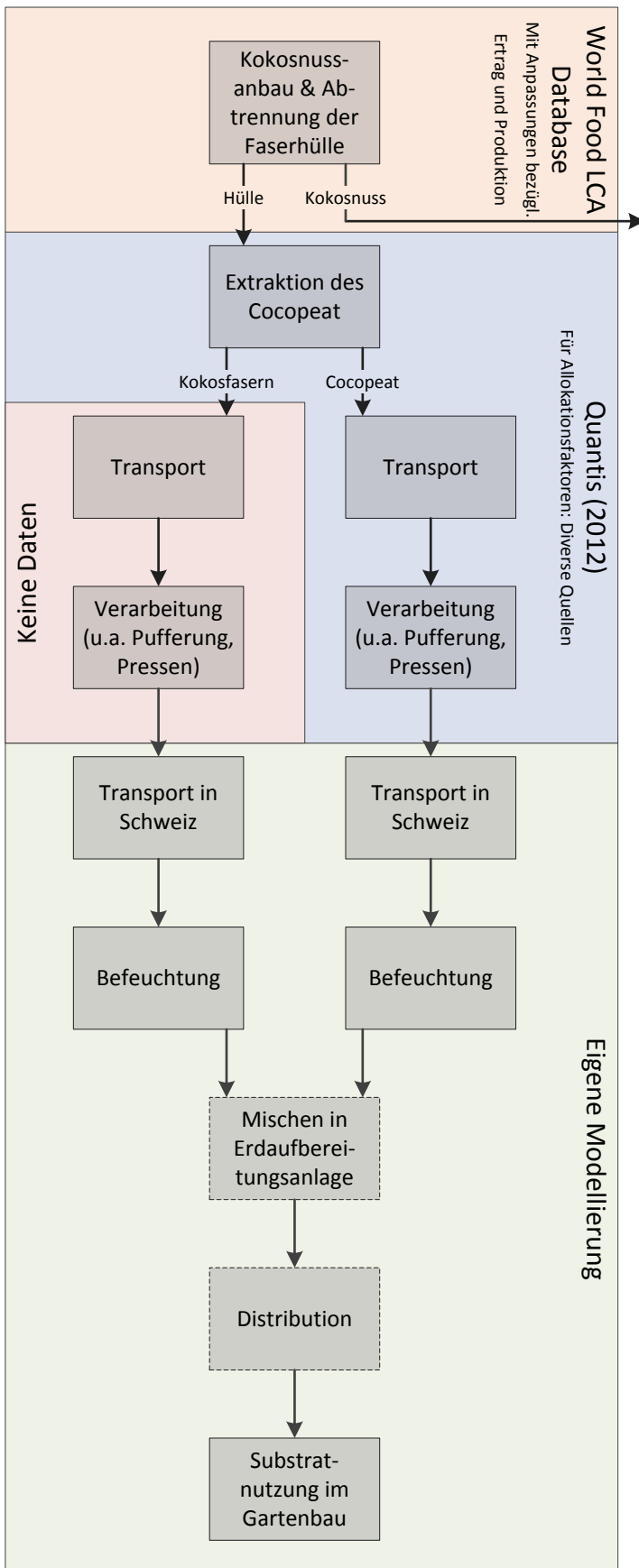


Abbildung 5-5: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von Cocopeat und Kokosfasern

Für den Anbau der Kokospalme werden in der vorliegenden Studie vertrauliche Datensätze aus der World Food LCA Database (WFLDB) verwendet, welche für diese Studie zur Verfügung gestellt wurden. Die Datensätze bilden den Anbau in Indien, Indonesien und auf den Philippinen ab. Der Ressourcenaufwand und die Emissionen des Anbaus werden in der WFLDB nach ökonomischer Allokation auf die beiden Produkte (Kokosnuss und Faserhülle) aufgeteilt. Der Allokationsfaktor für die Faserhülle beträgt dabei 7% und derjenige für die Kokosnuss 93% (Mouron et al., 2015). Für den Anbau in Indien wird in der vorliegenden Studie im Gegensatz zur WFLDB mit einem deutlich niedrigeren Ertrag von 5'334 kg/ha gerechnet. Dies entspricht dem mittleren Ertrag für den Kokosnussanbau in Indien für die Jahre 2009-2012 gemäss FAO (2015a). Die länderspezifischen WFLDB-Datensätze werden in der vorliegenden Studie zu einem globalen Datensatz zusammengefasst, welcher einen Produktionsmix abbildet. Da die Kokosfaser-Industrie nur in Indien und Sri Lanka vollständig entwickelt ist (FAO, 2015b), wird der Datensatz zum Anbau in Indien bei der Erstellung des globalen Datensatzes am stärksten gewichtet. Gemäss FAO (2001) wurden im Jahr 2001 80% der Kokosfasern in Indien produziert. Neben Indien und Sri Lanka sind Thailand, Indonesien, Malaysia, Vietnam und Philippinen die wichtigsten Exportländer für Kokosfasern (FAO, 2015b). Aus diesem Grund wird in der vorliegenden Studie ein Mix aus 80% indischen und je 10% indonesischen und philippinischen Kokosprodukten verwendet.

Nach der Abtrennung der Faserhülle wird das Kokosfasermark (Cocopeat) aus der Faserhülle extrahiert (vgl. Seite 12). Diese auf die Ernte folgenden Prozesse werden in der vorliegenden Studie basierend auf den Sachbilanzdaten von Quantis (2012) modelliert. Ausnahme davon bilden die Ausbeute und die Allokationsfaktoren für Cocopeat und Kokosfasern, für welche nicht die Werte gemäss der Studie von Quantis (2012), sondern die Mittelwerte verschiedener Quellen verwendet werden (Tabelle 5-8). Die zusammengestellten Sachbilanzdaten der Cocopeat- und Kokosfasergewinnung befinden sich im vertraulichen Anhang auf Seite 133.

Tabelle 5-8: Cocopeat- und Kokosfasermengen pro kg Faserhülle gemäss verschiedenen Quellen

	Quantis (2012)	Van Dam & Bos (2004)	Drewe (2012)	Mittelwert
Menge (kg/kg)				
Cocopeat	0.60	0.83	0.66	0.70
Kokosfasern	0.40	0.17	0.33	0.30
Ökonomische Allokationsfaktoren				
Cocopeat	27%	k.A.	43%	35%
Kokosfasern	73%	k.A.	57%	65%

Für die Weiterverarbeitung des Cocopeat zu gepuffertem, gepresstem, transportfähigem Cocopeat werden die Daten von Quantis (2012) verwendet. Die entsprechenden Daten sind im vertraulichen Anhang auf Sei-

te 134 aufgeführt. Die Verarbeitung der Kokosfasern wird ebenfalls mit der Sachbilanz für die Verarbeitung von Cocopeat angenähert.

Für den Transport wird davon ausgegangen, dass der Anbau und die Verarbeitung in Sri Lanka²² stattfinden und Cocopeat und Kokosfasern anschliessend per Schiff und LKW in die Schweiz transportiert werden (vgl. Tabelle 5-9 und Seite 121 im Anhang).

Tabelle 5-9: Distanzen für den Transport von Cocopeat und Kokosfasern in die Schweiz

Weg	Transportmittel	Distanz (km)
Produktionsstandort – Hafen in Sri Lanka	LKW	100
Sri Lanka – Rotterdam	Schiff	12'553 ¹⁾
Rotterdam – Basel	Schiff	703 ¹⁾
Basel - Erdaufbereitungsanlage	LKW	110 ²⁾

¹⁾ vgl. www.searates.com

²⁾ Entspricht der Distanz von Basel nach Aarberg

In der Schweiz werden die Kokosfasern und der Cocopeat aufgewässert. Basierend auf den Angaben aus Tabelle 5-10 wird abgeschätzt, dass pro m³ aufgewässertem Material 180 kg Wasser (Cocopeat) bzw. 100 kg Wasser (Kokosfasern) zugegeben werden.

Tabelle 5-10: Dichte von Cocopeat und Kokosfasern im lockeren, trockenen und im aufgewässerten Zustand gemäss Angaben von Quantis (2012) und RICOTER²³

	Cocopeat	Kokosfasern
Dichte, trocken / locker	70 kg/m ³	100 kg/m ³
Dichte, feucht / aufgewässert	250 kg/m ³	200 kg/m ³
Differenz	180 kg/m ³	100 kg/m ³

Für die Berechnung der Lachgasemissionen während der Nutzungsphase (vgl. Anhang Seite 123) werden die Stickstoffgehalte von Cocopeat und Kokosfasern gemäss Tabelle 5-11 genutzt.

²² Bei RICOTER stammt der grösste Teil der Kokosfasern aus Sri Lanka (Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 24.02.2015)

²³ Persönliche Mitteilung, Urs Müller, Leiter Einkauf /Innendienst, RICOTER Erdaufbereitung AG, 28.7.2015

Tabelle 5-11: Stickstoff- und Schwermetallgehalt von Cocopeat und Kokosfasern zur Berechnung der Emissionen während der Nutzungsphase

	Cocopeat	Kokosfasern	Bemerkung / Quelle
Stickstoff (g/kg)	4.4	1.5	Tripetchkul et al. (2012) für Cocopeat; Höper et al. (2008) für Kokosfasern
Cadmium (g/t)	Werte sind im vertraulichen Anhang auf S. 127 gegeben	0.154	Für Cocopeat wird mit dem Mittelwert von drei Messwerten gerechnet. Die Analysen wurden durch die Lafu GmbH durchgeführt und durch RICOTER zur Verfügung gestellt. Die Schwermetallgehalte von Kokosfasern stammen aus Saxena (1982).
Kupfer (g/t)		1.61	
Blei (g/t)		7.36	
Zink (g/t)		5.34	

5.1.2.6 Landerde

Die Sachbilanzierung von Landerde basiert auf Primärdaten von RICOTER, welche die entwässerte Erde von zwei Zuckerfabriken in Aarberg und Frauenfeld erhält. Es handelt sich bei der Landerde um ein Abfallprodukt, für dessen „Entsorgung“ die Zuckerfabriken eine Gebühr bezahlen. Der Ressourcenbedarf und die Emissionen für das Waschen der Rüben und die Entwässerung des Waschwassers werden deshalb vollständig der Zuckerproduktion angerechnet. Für den Ressourcen- und Flächenbedarf der Umsetzung und Bearbeitung der Erde hat RICOTER Daten zur Verfügung gestellt, welche im vertraulichen Anhang aufgeführt sind (vgl. Abbildung 5-6 und Seite 128 im Anhang). Es wird davon ausgegangen, dass allfällige Emissionen während der Umsetzungsphase vernachlässigbar sind. Während der Nutzungsphase werden die Lachgasemissionen gemäss Abschnitt 5.1.1.2 ausgehend von einem Stickstoffgehalt der Landerde von 230 g N pro m³ bilanziert²⁴. Schwermetallemissionen werden für Landerde keine berücksichtigt.

²⁴ Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 13.07.2015

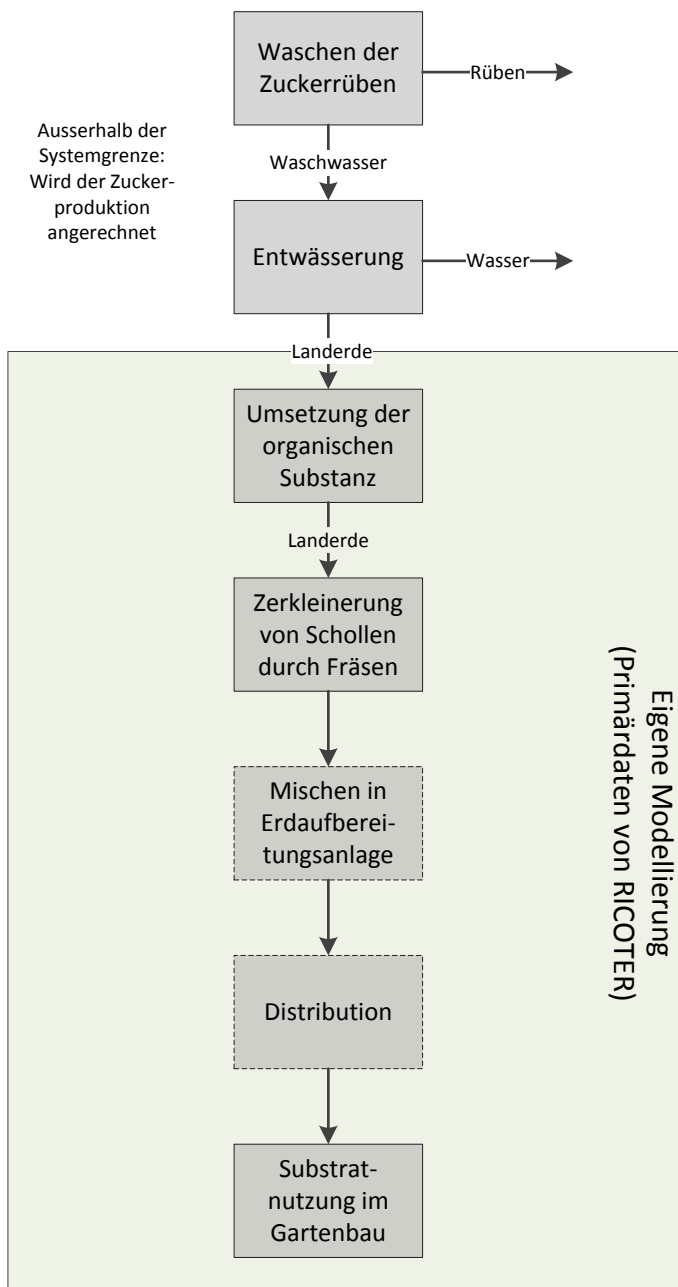


Abbildung 5-6: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von Landerde

5.1.2.7 TEFA

Das Ausgangsmaterial von TEFA ist Maisstroh. Der Maisanbau wird anhand eines ecoinvent-Datensatzes für eine integrierter Produktion²⁵ in die Sachbilanz aufgenommen (vgl. Abbildung 5-7). Die Aufteilung des Ressourcenaufwands sowie der Emissionen des Maisanbaus zwischen den beiden Produkten Körnermais und

²⁵ Maize grain, Swiss integrated production {CH}. Dieser Datensatz beinhaltet neben den landwirtschaftlichen Prozessen für den Maisanbau ebenfalls die Mais-Trocknung. Für die Sachbilanzierung des Maisstrohs wurde die Trocknung nicht berücksichtigt.

Maisstroh erfolgt nach einer ökonomischen Allokation. Die Allokationsfaktoren beruhen auf vertraulichen Preisinformationen und sind daher nur im vertraulichen Anhang (Seite 131) ersichtlich. Im Vergleich zur konventionellen Körnermaisproduktion wird bei der dualen Nutzung von Korn und Stroh die Maispflanze bei der Ernte weiter oben abgetrennt und der Stängel entsprechend auf dem Feld gelassen. Dies hat zur Folge, dass der Unterflurhäcksler, welcher die Restpflanze bei der Maisernte zerkleinert, weniger Energie verbraucht. Die Einsparung²⁶ beträgt rund 3 Liter pro ha und wird dem Maisstroh in Form einer Gutschrift²⁷ angerechnet. Für die Nachernte des Maisstrohs wird ausgehend von einem Maisstroh-Ertrag²⁸ von 1'750 kg TS/ha ein Maishäcksler aus der ecoinvent-Datenbank²⁹ in die Sachbilanz aufgenommen, wobei berücksichtigt wird, dass der Dieserverbrauch²⁶ für die Strohgewinnung 19 l/ha beträgt. Da die Entnahme der Maisstängel dem Feld einen Teil der Nährstoffe entzieht, wird ein zusätzlicher Düngemittel-Input bilanziert (Tabelle 5-12). Für den Transport des Maisstrohs zu einer Aufbereitungsanlage wird eine Distanz von 100 km berücksichtigt. In der Aufbereitungsanlage wird die Rinde vom Schwammgewebe im Innern der Maisstängel abgetrennt und zu TEFA verarbeitet. Für diese Prozessschritte stehen Primärdaten der Sorba Absorber GmbH zur Verfügung, welche im vertraulichen Anhang auf Seite 131 aufgeführt sind. Die Allokation zwischen der Rinde und dem Schwammgewebe erfolgt nach ökonomischen Kriterien (vgl. Seite 131). Für den Transport von TEFA zu einer Erdaufbereitungsanlage wird eine Distanz von 20 km bilanziert. Die Lachgasemissionen während der Nutzungsphase werden wie in Abschnitt 5.1.1.2 beschrieben berechnet, wobei der Stickstoffgehalt von TEFA bei 900 mg/kg liegt. Für die Schwermetallemissionen während der Nutzungsphase wird mit dem Schwermetallgehalt von Maissilage gemäss Stucki et al. (2011) gerechnet³⁰. Die resultierenden Lachgas- und Schwermetallemissionen sind im Anhang auf Seite 123 aufgeführt.

²⁶ Persönliche Mitteilung, Stefan Grass, Sorba Absorber GmbH, Oktober 2015

²⁷ -3 l/ha; anhand des ecoinvent-Datensatzes „Diesel, burned in building machine“

²⁸ Persönliche Mitteilung, Stefan Grass, Sorba Absorber GmbH, September 2015

²⁹ Chopping, maize {CH}

³⁰ 0.1 g Cd/t TS; 5.0 g Cu/t TS; 1.6 g Pb/t TS; 35 g Zn/t TS, vgl. Stucki et al. (2011)

Tabelle 5-12: Düngemengen zur Kompensation des Nährstoffentzugs durch die Entfernung der Maisstängel

Nährstoffentzug	Phosphor¹⁾ kg P ₂ O ₅ /ha	Kalium²⁾ kg K ₂ O/ha	Stickstoff kg N/ha	Quelle / Bemerkung
Sämtliche Mais-Ernterückstände	26	183	-20	GRUDAF (Flisch et al., 2009)
Nur Maisstängel	5.9	41.8	-4.6	Eigene Berechnung ³⁾
Nährstoffzugabe	g P₂O₅/kg TS	g K₂O/kg TS	g N/kg TS	
Bilanzierter Nährstoffzugabe pro kg TS TEFA	3.4	24	0	

¹⁾ Bilanziert mit dem ecoinvent-Datensatz „Phosphate fertiliser, as P2O5“

²⁾ Bilanziert mit dem ecoinvent-Datensatz „Potassium fertiliser, as K2O“

³⁾ Der Ertrag sämtlicher Mais-Ernterückstände beträgt gemäss Perlack & Turhollow (2003) 7'660 kg TS/ha. Werden nur die Maisstängel entfernt, werden somit 23% der Nährstoffe aus den gesamten Mais-Ernterückständen entzogen.

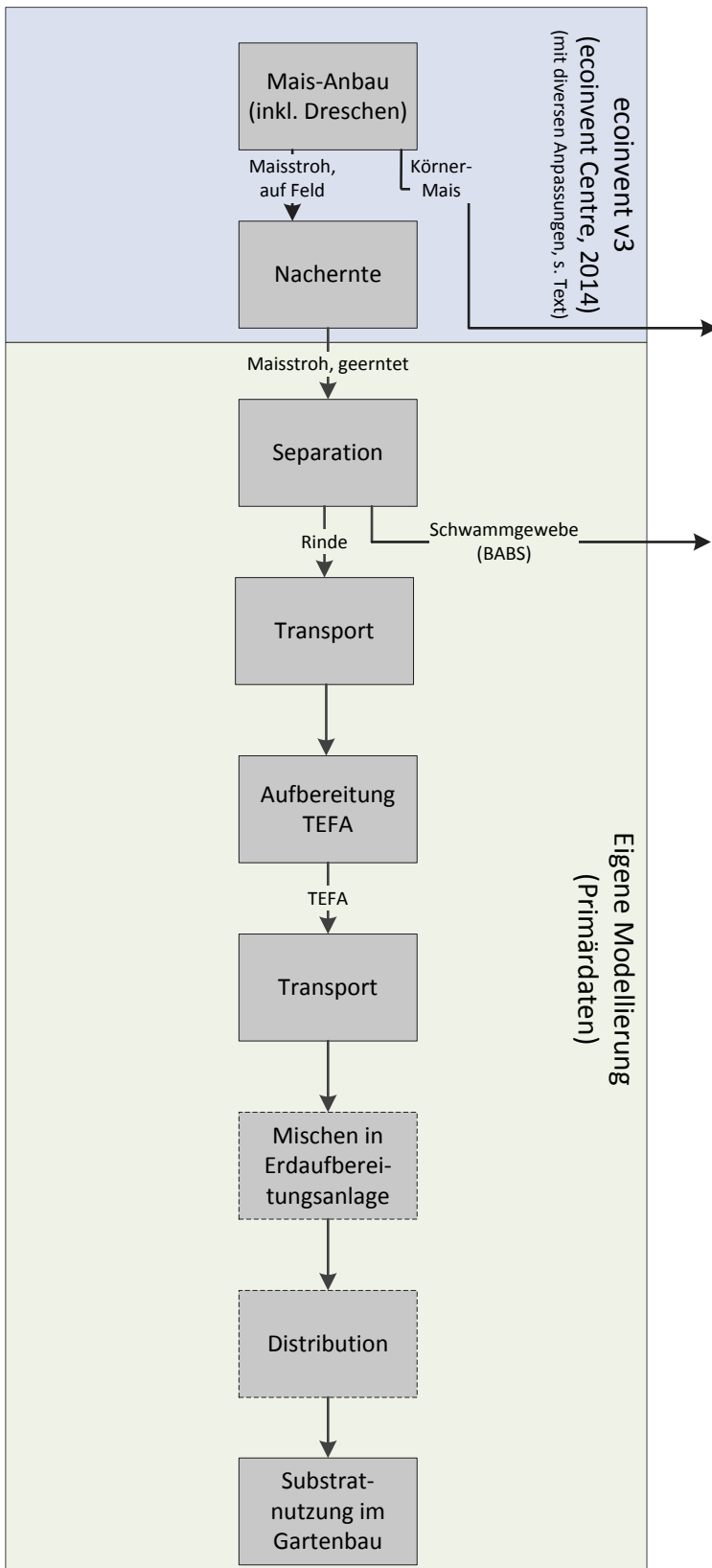


Abbildung 5-7: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung von TEFA

5.1.3 Substratmischungen

Der Energie- und Ressourcenbedarf sowie die Abfallmengen für die Verarbeitung, das Verpacken und den Verlad basieren auf Primärdaten, welche RICOTER zur Verfügung gestellt hat. Die Aufwendungen, welche nicht eindeutig einem Produktionsschritt zugeordnet werden können, werden über das Produktionsvolumen den verschiedenen Produkten zugeordnet. So wird beispielsweise der Stromverbrauch für die Holzauf-faserung ausschliesslich den Holzfasern angerechnet, während der Stromverbrauch für die Administration über das Produktionsvolumen auf die einzelnen Produkte, welche RICOTER herstellt (Substratmischungen, Landerde, Holzfasern, Rindenkompost und Abdeckmaterialien), aufgeteilt wird.

Die Zusammensetzung der bilanzierten Substratmischungen ist in Tabelle 2-2 auf Seite 16 gegeben. Bei den Mischungen handelt es sich dabei nicht um Mischungen aus dem Sortiment der RICOTER. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass der Energie- und Ressourcenbedarf sowie die Abfallmengen für die einzelnen Prozessschritte (z.B. Mischen und Verpacken) unabhängig von der Zusammensetzung sind.

5.1.3.1 *Substratmischungen für Zierpflanzen*

Für den Zierpflanzenbereich werden zwei Substratmischungen mit einem Torfanteil von 65% (konventionell) bzw. 30% (torf reduziert) untersucht (vgl. Tabelle 2-2). Da sich die Aufwendungen während der Nutzungsphase von Zierpflanzen-Substratmischungen je nach angebauter Pflanze unterscheiden, erfolgt die Sachbilanzierung am konkreten Beispiel der Poinsettienkultivierung. Für die Sachbilanzierung der Substrat-Herstellung, der Distribution und der anschliessenden Poinsettienkultivierung werden einerseits die Angaben aus Abschnitt 2.5 genutzt, andererseits stehen Primärdaten von RICOTER zur Verfügung. Zusätzlich werden eigene Annahmen und Berechnungen für die Sachbilanzierung verwendet (vgl. Abbildung 5-8).

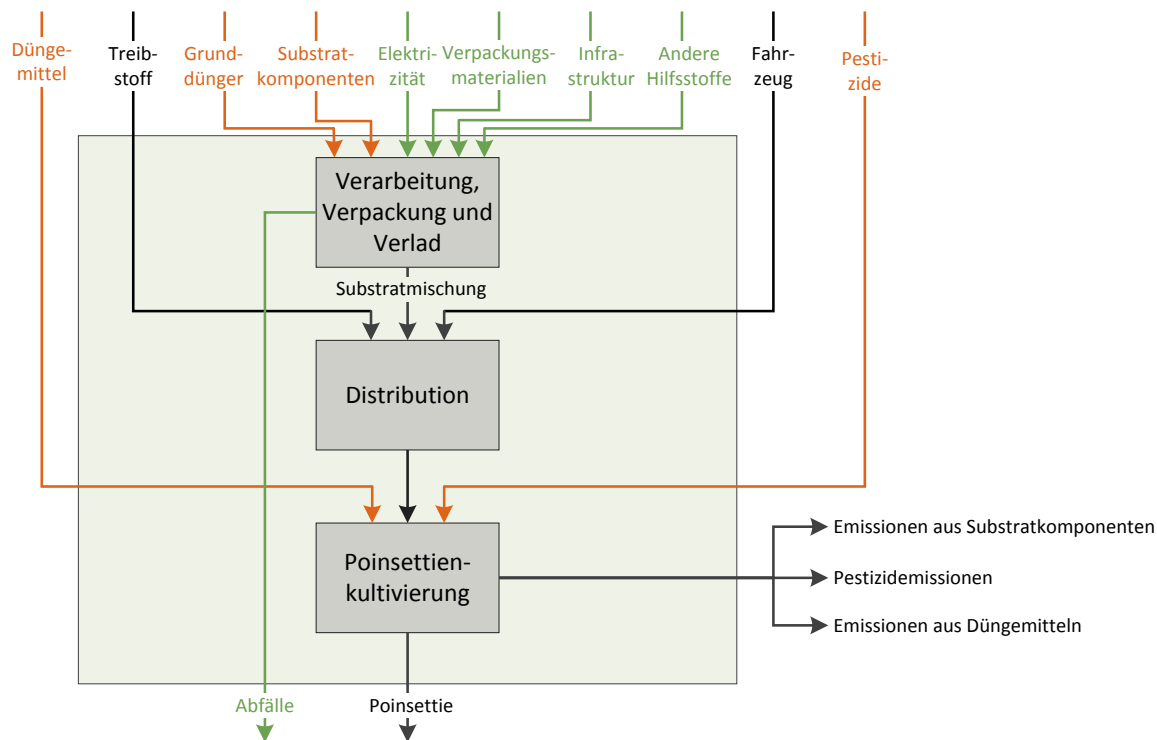


Abbildung 5-8: Übersicht über die verwendeten Daten zur Sachbilanzierung der Poinsettienkultivierung. Grün: vertrauliche Daten von RICOTER; orange: Daten gemäss Tabelle 2-2 und Tabelle 2-3; schwarz: Eigene Modellierung, in diesem Abschnitt beschrieben

Verarbeitung, Verpackung und Verlad:

Die Anteile der Substratkomponenten in den Substratmischungen sowie die Grunddüngermengen sind in Tabelle 2-2 (Seite 16) gegeben. Für Ton (Komponente der konventionellen Mischung) werden der entsprechende ecoinvent-Datensatz³¹ und eine Dichte von 1'900 kg/m³ (gemäss LRT GmbH (2008) für Lehm feucht) verwendet. Der Grunddüngerbedarf wird anhand der in Tabelle 5-13 aufgeführten ecoinvent-Datensätze in die Sachbilanz aufgenommen. Die übrigen Aufwendungen für die Verarbeitung, die Verpackung und den Verlad sowie die Abfälle sind im vertraulichen Anhang auf Seite 129 aufgeführt.

³¹ Ecoinvent v3-Datensatz "Clay | clay pit operation"

Tabelle 5-13: Verwendete ecoinvent-Datensätze zur Sachbilanzierung des Grunddüngerbedarfs

Name des Dünger gemäss Tabelle 2-2	Verwendete Datensätze
Landor N Bio ¹⁾	50% Poultry manure, fresh {GLO} market for
Hornmehl	50% Horn meal {CH} production
Grobkalk	Horn meal {CH} production
Biodünger 14-16-18 ²⁾	Lime, packed {CH} lime production, milled, packed
	375 kg/t Potassium nitrate {RER} production
	38.4 kg/t Ammonium nitrate, as N {GLO} market for
	14.7 kg/t Nitrogen fertiliser, as N {RER} diammonium phosphate production
	187 kg/t Limestone, crushed, for mill {GLO} market for

¹⁾ Gemäss Landor (2010) besteht Landor N Bio aus Hühnermist, Feder- und Hornmehl. Mangels bestehender Daten zu Federmehl wird angenommen, dass der Anteil der übrigen Inhaltsstoffe je 50% ausmacht

²⁾ Ausgehend vom Datensatz „NPK compound (NPK 15-15-15)“ aus der Agri-footprint-Datenbank; nachmodelliert mit ecoinvent v3-Datensätzen mit folgenden Anpassungen: Basierend auf dem Sicherheitsdatenblatt für PG-mix 14-16-18 (Yara, 2015) wird Kaliumnitrat statt Kaliumchlorid bilanziert und der Anteil wird von 25% auf 37.5% korrigiert. Die Anteile der übrigen Komponenten werden anteilmässig reduziert.

Distribution:

Für die Distribution wird eine Transportdistanz von 250 Kilometern bilanziert. Die abgepackten Substratmischungen werden per LKW transportiert. Die entsprechenden Sachbilanzen sind im Anhang auf Seite 124 zusammengestellt.

Poinsettienkultivierung:

Für den Dünge- und Pflanzenschutzmittelbedarf gemäss Tabelle 2-3 werden die in Tabelle 5-14 aufgeführten ecoinvent-Datensätze bilanziert. Der Materialbedarf für die Blumentöpfe wird vernachlässigt.

Tabelle 5-14: Verwendete ecoinvent-Datensätze zur Sachbilanzierung des Düngemittelbedarfs während der Poinsettienkultivierung

Name des Dünger gemäss Tabelle 2-3	Verwendete Datensätze / Bemerkung
AminoBasic (9% N)	AminoBasic 9%N besteht aus enzymatisch hydrolysierten Tierhäuten (Andermatt Biogarten AG, 2015a). Mangels passender Hintergrunddaten wird der Datensatz „Nitrogen fertiliser, as N {GLO} market for“ verwendet.
Flory N-betont	Biodünger 14-16-18 gemäss Tabelle 5-13
Flory K-betont	Biodünger 14-16-18 gemäss Tabelle 5-13
Traunem	Nematoden: vernachlässigt
Encarsia	Schlupfwespen: vernachlässigt
Plenum	Pesticide, unspecified {GLO} market for
Actara	Pesticide, unspecified {GLO} market for

Die Emissionen aus den Substratkomponenten werden wie in Abschnitt 5.1.1.2 (Seite 45) beschrieben modelliert. Die Sachbilanzierung der Emissionen aus den Pflanzenschutzmitteln erfolgt wie in Tabelle 5-15 aufgeführt.

Tabelle 5-15: Pestizidemissionen der Poinsettienkultivierung

Anbau	Pflanzenschutzmittel	Wirkstoff	Gewichtsanteil	Emission pro Pflanze (mg)	Bemerkung
Konventionell	Plenum	Pymetrozin	50% ¹⁾	4.34	$\frac{0.275 \text{ Liter/m}^2 \cdot \frac{0.06 \text{ kg Plenum}}{100 \text{ Liter}} \cdot \frac{500 \text{ g Pymetrozin}}{\text{kg Plenum}}}{19 \text{ Pflanzen/m}^2}$
	Actara	Thiamethoxam	25% ²⁾	1.45	$\frac{0.275 \text{ Liter/m}^2 \cdot \frac{0.04 \text{ kg Actara}}{100 \text{ Liter}} \cdot \frac{250 \text{ g Thiamethoxym}}{\text{kg Actara}}}{19 \text{ Pflanzen/m}^2}$
Torf-reduziert	Traunem	Nematoden + Bakterien ³⁾			Keine Emissionen bilanziert
	Encarsia	Schlupfwespe ⁴⁾			Keine Emissionen bilanziert

¹⁾ Syngenta (2008)

²⁾ Syngenta (2015)

³⁾ Nematoden: *Steinernema feltiae*; Bakterien: *Xenorhabdus bovienii* (Andermatt Biogarten AG, 2015c)

⁴⁾ Schlupfwespe *Encarsia formosa* (Andermatt Biogarten AG, 2015b)

Zusätzlich zu den Emissionen aus den Substratkomponenten und den Pflanzenschutzmitteln werden die Emissionen aus der Grunddüngung und den während der Kultivierung eingesetzten Düngemitteln bilanziert. Da der Anbau im Gewächshaus stattfindet, wird davon ausgegangen, dass keine Stoffe ins Grundwasser ausgewaschen werden (z.B. Nitrat und Phosphor). Berücksichtigt werden Ammoniak- (NH₃) und Lachgasemissionen (N₂O) in die Luft. Gemäss Nemecek et al. (2007) kann bei mineralischen Mehrnährstoffdüngern (z.B. NPK-Düngemitteln) davon ausgegangen werden, dass 4% des Stickstoffgehalts in Form von NH₃ emittiert werden. Dieser Emissionsfaktor wird mangels Angaben auch für Hornmehl und das Düngemittel Amino Basic 9% N verwendet. Für das Düngemittel Landor N Bio, welches aus Hühnermist, Federmehl und Hornmehl besteht (Landor, 2010), wird mit einem Emissionsfaktor von 12% gerechnet³². Die Lachgasemissionen aus den Düngemitteln werden wie auch bei den Emissionen aus den Substratkomponenten unter der Annahme bilanziert, dass 1.5% des Stickstoffs in Form von N₂O-N emittiert werden (vgl. Seite 45). Damit ergeben sich die in Tabelle 5-16 aufgeführten Emissionen. Eine Zusammenstellung der Sachbilanzdaten für die Kultivierungsphase ist im Anhang auf Seite 124 gegeben.

³² Der Emissionsfaktor für Hühnermist beträgt gemäss Nemecek et al. (2007) 20%. Es wird von 50% Hühnermist und 50% Feder- und Hornmehl ausgegangen, wobei für letztere ein Emissionsfaktor von 4% angenommen wird.

Tabelle 5-16: Ammoniak- und Lachgasemissionen aus der Düngung der Poinsettienkultivierung

Anbau	Grunddünger	Kultur-	Düngemittel	N-Gehalt ¹⁾	N-Zugabe pro Pflanze ²⁾ (mg)	NH ₃ -Emissionen in Luft (mg/Pflanze)	N ₂ O-Emissionen in Luft (mg/Pflanze)
Konventionell	x		Landor N Bio	10%	93	14	2.2
	x		Hornmehl	14%	260	13	6.1
	x		Grobkalk	0%	0	0	0
		x	Flory N-betont 20/5/10/2	20%	360	17	8.5
		x	Flory K-betont 16/9/22/4	16%	80	3.9	1.9
Torf-reduziert	x		Biodünger 14/16/18	14%	456	22	11
		x	AminoBasic 9%N	9%	662	32	16

¹⁾ N-Gehalte falls nicht gegeben aus FiBL (2015)

²⁾ Bsp. für Landor N (für andere Grunddünger analog): $2 \frac{kg}{m^3} \cdot 4.65 \cdot 10^{-4} \frac{m^3}{Pflanze} \cdot 10\%$

Bsp. für AminoBasic unter der Annahme dass die Dichte von AminoBasic 1kg/l beträgt:

$1.5 \frac{Applikationen}{Woche} \cdot 14 \text{ Wochen} \cdot 1 \frac{dl}{Applikation} \cdot 0.35 \frac{g}{dl} \cdot 9\%$

Bsp. für Flory N-betont (analog für Flory K-betont): $6 \text{ Wochen} \cdot 3 \frac{Applikationen}{Woche} \cdot 1 \frac{dl}{Applikation} \cdot 0.10 \frac{g}{dl} \cdot 12\%$

5.1.3.2 Substratmischungen für Baumschulen und den Gemüsebau

Für Baumschulen werden insgesamt drei Substratmischungen mit 40%, 27% und 0% Torf untersucht, für den Gemüsebau werden zwei Substratmischungen mit einem Torfanteil von 100% bzw. 70% verglichen (vgl. Tabelle 2-2). Wie in Abschnitt 2.5 beschrieben gibt es bei den Substratmischungen für Baumschulen und den Gemüsebau keine relevanten Unterschiede bezüglich der Kulturaufwendungen. Deshalb bezieht sich der Vergleich der Umweltwirkungen auf einen Kubikmeter der verschiedenen Substratmischungen. Der Dünge- und Pflanzenschutzmittelbedarf während der Nutzungsphase und die daraus resultierenden Emissionen werden folglich nicht bilanziert. Berücksichtigt werden folgende Prozesse:

- **Herstellung der Substratkomponenten:** Die Anteile der Substratkomponenten in den Mischungen ist in Tabelle 2-2 gegeben. Toresa[®] Spezial wird mit dem Datensatz von Holzfasern in die Sachbilanz aufgenommen, wobei aufgrund der Stickstoffimprägnierung höhere Lachgasemissionen während der Nutzungsphase bilanziert werden³³. Ziegelbruch wird mit dem ecoinvent-Datensatz für Ziegelabfälle³⁴ bilanziert. Gemäss Bucher (2009) werden sowohl Dach- und Mauerwerkziegel aus Gebäudeabbrüchen als auch Bruchziegel aus Ziegeleien als Ausgangsmaterial für Ziegelbruch als Substratzuschlagstoff verwendet. Für Ziegelbruch wird mit einer Dichte von $1'150 \text{ kg/m}^3$ gerechnet (LRT GmbH, 2008).

³³ N-Imprägnierung: 0.7% d.TS (Schwarz, 2007); N-Gehalt von Holz: 987 mg/kg, Dichte: 120 kg/m³ frisch; 66 kg/m³ trocken (Quantis, 2012): $1.5\% \cdot (0.987 \text{ g/kg} + 7 \text{ g/kg} \cdot 66/120) \cdot 44 \text{ (g/mol N}_2\text{O)/(28 g/mol N}_2\text{)} = 114 \text{ g N}_2\text{O/kg}$

³⁴ "Waste brick {CH}|treatment of, sorting plant"; die Entsorgung wird weggelassen, da davon ausgegangen wird, dass die Substratmischungen nicht entsorgt werden. Damit werden die Umweltwirkungen des Abbruchs und des Sortierens berücksichtigt.

- **Verarbeitung, Verpackung und Verlad der Substratmischungen:** Die Sachbilanzierung für die Herstellung der Mischungen erfolgt wie bei den Substratmischungen im Zierpflanzenbereich anhand von Primärdaten von RICOTER.
- **Distribution der Substratmischungen:** Für die Distribution der Substratmischungen wird wie bei den Mischungen für Zierpflanzenbetriebe ein LKW-Transport über 250 km berücksichtigt.
- **Emissionen aus den Substratkomponenten:** Die Berechnung der Emissionen aus den Substratkomponenten ist in Abschnitt 5.1.1.2 (Seite 45) beschrieben.
- **Grunddüngung:** Die Herstellung des Grunddüngers und die Emissionen aus dem Grunddünger werden nur bei den Substratmischungen für den Gemüsebau berücksichtigt, da bei den Substratmischungen für Baumschulen die Mengen der eingesetzten Grunddüngemittel nicht bekannt sind. Die Herstellung der NPK-Düngemittel für den Gemüsebau wird anhand des Datensatzes für Biodünger 14-16-18 aus Tabelle 5-13 bilanziert, die Herstellung der Spurenelemente anhand desecoinvent-Datensatzes für anorganische Chemikalien.

Die Sachbilanzdaten der Distribution und der Nutzung der Substratmischungen sind im Anhang auf den Seiten 125 und 126 zusammengestellt.

5.2 WIRKUNGSBILANZ

Im Folgenden werden die Umweltauswirkungen der einzelnen Substratkomponenten (Abschnitt 5.2.1) sowie der Substratmischungen (Abschnitte 5.2.2 bis 5.2.4) beschrieben. Bei den Substratkomponenten gilt es zu berücksichtigen, dass ein Vergleich zwischen den einzelnen Produkten nur bedingt möglich ist, da sie unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. Die Ökobilanzergebnisse der einzelnen Substratkomponenten sind zudem im Anhang auf Seite 111 zusammengefasst. Bei den Auswertungen mit der Methode der ökologischen Knappheit sind Schwermetallemissionen aus der Nutzungsphase separat ausgewiesen, da es für die Beurteilung der Schwermetallemissionen unterschiedliche Perspektiven gibt (vgl. Diskussion Seite 94).

5.2.1 Substratkomponenten

Das Treibhauspotenzial und die Gesamtumweltbelastung nach der Methode der ökologischen Knappheit sind für alle untersuchten Substratkomponenten in Abbildung 5-9 dargestellt. Dabei ist einerseits ersichtlich, welcher Anteil der Treibhausgasemissionen und der Gesamtumweltbelastung auf die Emissionen während der Nutzung der Substratkomponenten zurückzuführen ist. Andererseits ist für die Methode der ökologischen Knappheit ersichtlich, welche Umweltbereiche relevant sind. Zusätzlich sind in Abbildung 5-10 der nicht-erneuerbare kumulierte Energieaufwand, das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial sowie die Landnutzung für die einzelnen Substratkomponenten aufgeführt.

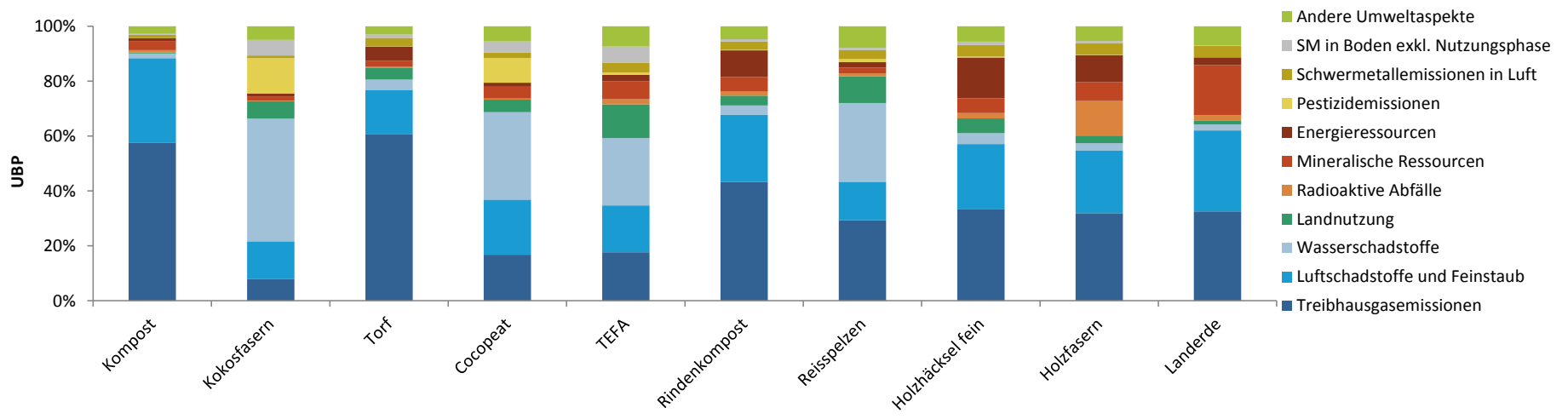
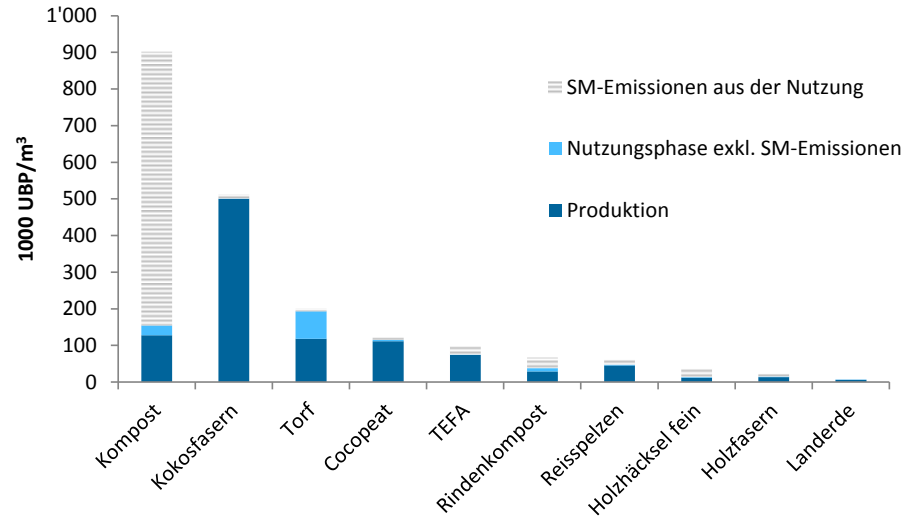
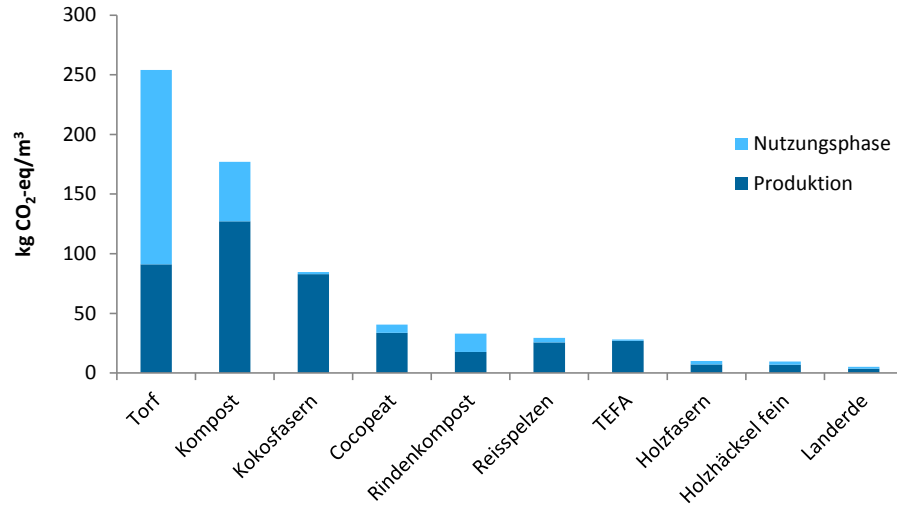


Abbildung 5-9: Treibhauspotenzial (oben links) und Gesamtumweltbelastung (oben rechts und unten) der Substratkomponenten. Die prozentualen Beiträge der einzelnen Umweltindikatoren zur Gesamtumweltbelastung (unten) sind ohne Berücksichtigung der Schwermetall (SM)-Emissionen während der Nutzungsphase ausgewiesen (vgl. dazu Abschnitt 8.1.2).

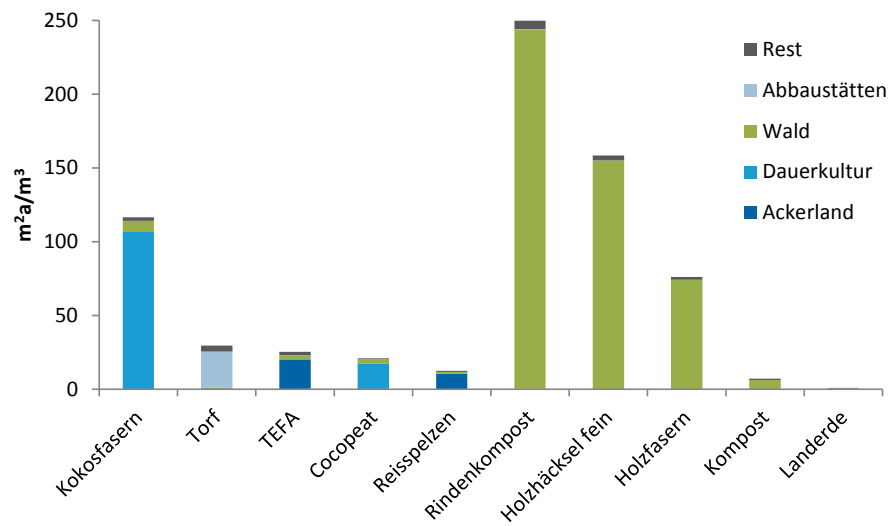
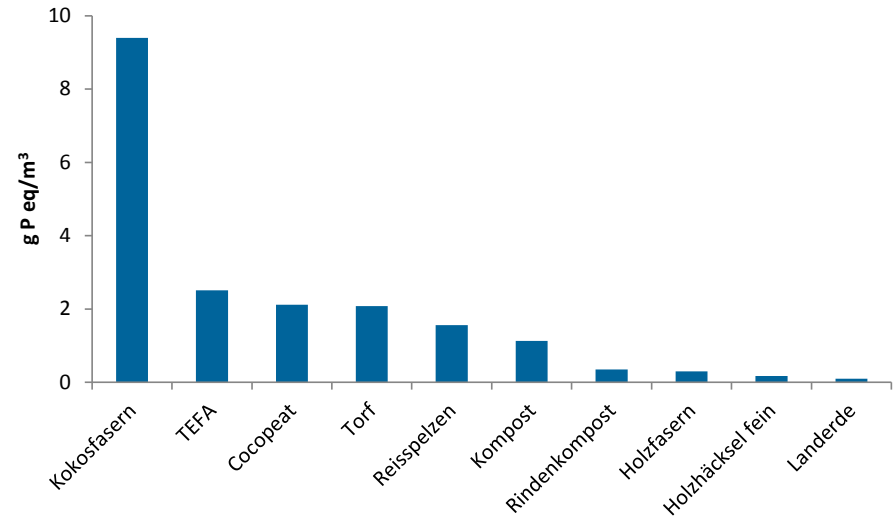
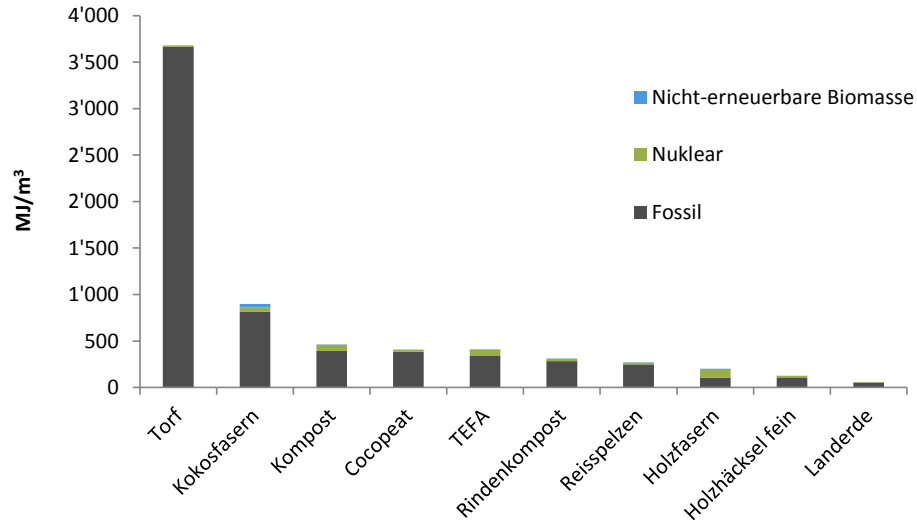


Abbildung 5-10: Nicht-erneuerbarer kumulierter Energieaufwand (oben links), Süßwasser-Eutrophierungspotenzial (oben rechts) und Flächen-nutzung (unten links) der Substratkategorien. Die Flächennutzung ist nach dem Flächenbedarf exkl. Waldflächen geordnet.

Torf ist insbesondere mit hohen Treibhausgasemissionen und einem hohen nicht-erneuerbaren Energieaufwand verbunden. Das Treibhauspotenzial von Torf ist zu 12% auf die Torfgewinnung, zu 23% auf den Transport aus dem Baltikum in die Schweiz und zu 64% auf den Abbau der organischen Substanz zu Kohlendioxid während der Nutzungsphase zurückzuführen. Insgesamt machen fossile Kohlendioxidemissionen 98.5% des Treibhauspotenzials von Torf aus, weitere Treibhausgasemissionen (z.B. Methan- und Lachgasemissionen) tragen nur geringfügig zum Treibhauspotenzial von Torf bei. Die Gesamtumweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit ist massgeblich auf fossile Kohlendioxidemissionen aus der Zersetzung der organischen Substanz im Torf zurückzuführen. Allein die CO₂-Emissionen aus der Nutzungsphase von Torf machen 37% der Gesamtumweltbelastung aus. Hinzu kommen Kohlendioxidemissionen, die während des Torfabbaus anfallen, und rund 6.5% der Gesamtumweltbelastung von Torf verursachen. Der Torftransport in die Schweiz verursacht 40% der Gesamtumweltbelastung, wobei hauptsächlich CO₂, Stickoxid- und Feinstaub-Emissionen relevant sind. Insgesamt sind 58% der Gesamtumweltbelastung von Torf auf Treibhausgasemissionen und 16% auf Luftschadstoffe und Feinstaub zurückzuführen. Die Landnutzung beim Torfabbau sowie die Nutzung der fossilen Energieressource Torf machen je 3-4% der Gesamtumweltbelastung aus. Der nicht-erneuerbare kumulierte Energieaufwand (KEA) von Torf ist zu 71% auf die Nutzung der fossilen Energieressource Torf zurückzuführen. Der Transport des Torfs in die Schweiz macht 27% des nicht-erneuerbaren KEA aus. Das Süsswasser-Eutrophierungspotenzial von Torf wird zu 56% durch Phosphor- und zu 42% durch Phosphat-Emissionen ins Wasser verursacht. Zu 56% ist das Süsswasser-Eutrophierungspotenzial auf Emissionen in den Torfabbaustätten zurückzuführen. Für die Flächennutzung ist insbesondere die Torfabbaustätte relevant. So machen Flächen zur Gewinnung mineralischer Rohstoffe 83% des gesamten Flächenbedarfs aus.

Holzfasern, Holzhäckseln und **Rindenkompst** sind generell mit geringen Umweltauswirkungen verbunden. Das Treibhauspotenzial der drei holzbasierten Produkte ist zu über 94% auf Kohlendioxid- und Lachgasemissionen zurückzuführen. Die CO₂-Emissionen werden durch die Holztransporte und forstwirtschaftlichen Prozesse verursacht. Ausserdem tragen bei Rindenkompst und Holzfasern der Energiebedarf der Kompostierung bzw. Holzauffaserung wesentlich zum Treibhauspotenzial bei. So macht der Energiebedarf der Erdaufbereitungsanlage knapp 40% des Treibhauspotenzials von Holzfasern aus. Wird die Holzauffaserung mit zertifiziertem Strom aus erneuerbaren Energiequellen betrieben (wie es bei RICOTER der Fall ist), so reduziert sich das Treibhauspotenzial der Holzfasern um 13%. Die Lachgasemissionen von Holzfasern, Holzhäcksel und Rindenkompst sind grösstenteils auf die Nutzungsphase zurückzuführen. Bei einer Bewertung nach der Methode der ökologischen Knappheit machen Schwermetallemissionen aus der Nutzungsphase 35% der Gesamtumweltbelastung von Holzfasern aus. Bei Rindenkompst und Holzhäckseln beträgt dieser Anteil 44% bzw. 64%. Abgesehen von den Schwermetallemissionen während der Nutzungsphase ist ein wesentlicher Anteil der Umweltbelastung auf CO₂- und Lachgasemissionen zurückzuführen (11-23%).

Zusätzlich tragen Stickoxidemissionen (aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe) 4-8% zur Gesamtumweltbelastung der Holzprodukte bei. Gesamthaft machen Treibhausgasemissionen und Luftschadstoffe (inkl. Feinstaub) bei Rindenkompost 38%, bei Holzfasern 36% und bei Holzhäckseln 21% der Gesamtumweltbelastung aus. Der kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand (KEA) der Holzprodukte ist verhältnismässig niedrig. Bei Holzfasern ist der nicht-erneuerbare KEA zu 46% auf die Nutzung nuklearer Energieträger zurückzuführen. Wird die Holzauffaserung wie bei RICOTER mit Strom aus erneuerbaren Energieträgern vorgenommen, so sinkt der nicht-erneuerbare KEA der Holzfasern um 52%. Das Süsswasser-Eutrophierungspotenzial ist für die holzbasierten Produkte vernachlässigbar. Die Flächennutzung von Holzfasern, Holzhäcksel und Rindenkompost geht zu 98% auf die Nutzung von Waldflächen zurück. Die Beanspruchung von Industrie- oder Landwirtschaftsflächen ist somit sehr gering.

Das Treibhauspotenzial von **Kompost** wird massgeblich durch Lachgas- (57%), Methan- (29%) und Kohlendioxidemissionen (14%) bestimmt. Dabei entstehen 61% der Treibhausgasemissionen während der Kompostierung und 28% während der Nutzungsphase. Die Gesamtumweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit wird grösstenteils durch Kupfer-, Blei- und Zinkemissionen während der Nutzungsphase verursacht. Werden die Schwermetallemissionen während der Nutzung des Komposts nicht berücksichtigt, reduziert sich die Gesamtumweltbelastung des Komposts um 83% (vgl. dazu Abschnitt 8.1.2). Daneben tragen Lachgasemissionen aus der Kompostierung und der Nutzungsphase 6% zur Gesamtumweltbelastung von Kompost bei. Der kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand von Kompost ist zu 40% auf die Transporte von Grüngut zur Kompostieranlage und von Kompost zur Erdaufbereitungsanlage zurückzuführen. Zusätzlich sind der Diesel- und Stromverbrauch der Kompostieranlage sowie die graue Energie der Infrastruktur für die Kompostierung von Bedeutung. Das Süsswasser-Eutrophierungspotenzial von Kompost wird durch das Abwasser aus der Kompostieranlage dominiert. Der Flächenbedarf der Kompostierung ist gering.

Das Treibhauspotenzial von **Reisspelzen** aus Italien wird hauptsächlich durch Kohlendioxid-, Methan- und Lachgasemissionen bestimmt. Knapp ein Drittel der Treibhausgasemissionen von Reisspelzen wird durch direkte Methanemissionen aus dem Reisanbau verursacht. Für die CO₂-Emissionen sind insbesondere die Material- und Energieaufwendungen für die Bewässerung und der Transport der Reisspelzen von Italien in die Schweiz relevant. Letzterer macht insgesamt 18% des Treibhauspotenzials von Reisspelzen aus. Die Lachgasemissionen gehen vorwiegend auf die Nutzungsphase zurück. Die Gesamtumweltbelastung der Reisspelzen wird zu 28% durch die Nutzungsphase, zu 12% durch den Transport der Pelzen in die Schweiz und zu 59% durch den Reisanbau bestimmt. Beim Reisanbau sind einerseits die Auswaschung von Nitrat und andererseits die Bewässerung mit relevanten Umweltauswirkungen verbunden. Der kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand von Reisspelzen ist zu 47% auf die Bewässerung zurückzuführen. Der Transport der Pelzen von Italien in die Schweiz macht rund einen Drittel des kumulierten nicht-erneuerbaren

Energieaufwands von Reisspelzen aus. Das Süsswasser-Eutrophierungspotenzial von Reisspelzen ist zu rund 30% auf Phosphorauswaschungen aus dem Reisanbau zurückzuführen. Der Flächenbedarf für die Herstellung von Reisspelzen geht grösstenteils auf die Nutzung von Ackerland während des Reisanbaus zurück.

Bei allen Umweltindikatoren schneidet **Cocopeat** besser ab als **Kokosfasern**, obwohl beide Produkte auf dem gleichen Ausgangsmaterial basieren. Die unterschiedlichen Ergebnisse für die beiden kokosbasierten Substratkomponenten sind auf zwei Ursachen zurückzuführen: Einerseits haben Kokosfasern im Vergleich zu Cocopeat einen höheren Wert, weshalb ihnen bei der ökonomischen Allokation ein grösserer Anteil der Umweltwirkungen des Kokosnussanbaus angerechnet wird (vgl. Tabelle 5-8). Andererseits haben Kokosfasern im feuchten Zustand einen geringeren Wassergehalt als Cocopeat, so dass für die Herstellung eines bestimmten Volumens mehr Ausgangsmaterial benötigt wird. Das Treibhauspotenzial von Kokosfasern geht zu 39% auf den Anbau, zu 34% auf die Verarbeitung und zu 22% auf den Schifftransport zurück. Bei Cocopeat macht der Anbau 13% der Treibhausgasemissionen aus, die Verarbeitung 34% und der Schifftransport 32%. Das Treibhauspotenzial der beiden kokosbasierten Substratkomponenten wird zu 64%-65% durch CO₂-Emissionen verursacht, Lachgasemissionen machen 19%-28% aus. Die Kohlendioxidemissionen werden zu einem grossen Teil durch Transporte und die Nutzung fossiler Energien für die Verarbeitung verursacht. Die Lachgasemissionen stammen bei Kokosfasern zu ca. 61% aus dem Kokosnussanbau und nur zu 12% aus der Nutzungsphase. Bei Cocopeat sind die Lachgasemissionen der Nutzungsphase aufgrund des höheren Stickstoffgehaltes im Endprodukt höher und für 17% des Treibhauspotenzials von Cocopeat verantwortlich. Die Gesamtumweltbelastung von Cocopeat und Kokosfasern wird durch Schadstoffemissionen ins Wasser dominiert. Diese sind für 30% der Gesamtumweltbelastung von Cocopeat und für 44% der Gesamtumweltbelastung von Kokosfasern verantwortlich. Dabei ist insbesondere die CSB³⁵-Fracht, welche bei der Trennung von Cocopeat und Kokosfasern ins Wasser emittiert wird, von Bedeutung: 24% der Gesamtumweltbelastung von Cocopeat und 36% der Gesamtumweltbelastung von Kokosfasern sind auf den CSB in den Abwässern der Kokosnuss-Faserhüllenverarbeitung zurückzuführen. Weiter sind Luftschadstoffe und Feinstaub für 19% (Cocopeat) bzw. 13% (Kokosfasern) der Gesamtumweltbelastung der Kokosprodukte verantwortlich. Dabei sind insbesondere die Ammoniak-Emissionen aus dem Kokosnussanbau, die mit dem Schifftransport verbundenen Stickoxid-Emissionen sowie Feinstaubemissionen im Zusammenhang mit dem Strom für die Verarbeitung der Kokosprodukte in Sri Lanka relevant. Der Einsatz von Pestiziden im Kokosnuss-Anbau verursacht 9% (Cocopeat) bzw. 13% (Kokosfaser) der Gesamtumweltbelastung. Treibhausgasemissionen tragen 16% (Cocopeat) bzw. 8% (Kokosfasern) zur Gesamtumweltbelastung bei. Dieser Unterschied ist darauf zurückzuführen, dass die Lachgasemissionen während der Nutzungsphase bei Cocopeat

³⁵ Der CSB (chemische Sauerstoffbedarf) ist ein Summenparameter und misst die Belastung von Abwasser mit organischen Stoffen

höher sind. Der kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand der Kokosprodukte ist zu 91-94% auf die Nutzung fossiler Energieressourcen zurückzuführen. Dabei wird der kumulierte fossile Energieaufwand zu 48% (Cocopeat) bzw. 32% (Kokosfasern) durch den Schifftransport von Sri Lanka nach Basel verursacht. Daneben sind sowohl die graue Energie des Kokosnussanbaus als auch diejenige der Verarbeitung von Bedeutung. Das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial ist zu 38% (Cocopeat) bzw. 53% (Kokosfasern) auf direkte Emissionen aus dem Anbau der Kokosnüsse zurückzuführen. Daneben sind die Düngemittelherstellung sowie die Kohlestromproduktion und Sickerwasseremissionen aus Bergbau-Rückständen relevant. Die Landnutzung wird durch die Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen für den Anbau der Kokosnüsse dominiert.

Landerde weist bei allen Umweltindikatoren vergleichsweise niedrige Umweltwirkungen auf. Das Treibhauspotenzial von Landerde ist zu 43% auf den Dieserverbrauch der Erdaufbereitungsanlage zurückzuführen. Ausserdem sind die Lachgasemissionen aus der Nutzungsphase für 29% des Treibhauspotenzials verantwortlich. Die Infrastruktur der Erdaufbereitungsanlage macht 26% des Treibhauspotenzials aus. Die Gesamtumweltbelastung der Landerde ist zu 45% auf die Infrastruktur der Erdaufbereitungsanlage, zu 40% auf den Dieserverbrauch der Erdaufbereitungsanlage und zu 10% auf die Lachgasemissionen der Nutzungsphase zurückzuführen. Beim kumulierten nicht-erneuerbaren Energieaufwand (KEA) von Landerde macht der Dieserverbrauch der Erdaufbereitungsanlage 57% und die Infrastruktur der Erdaufbereitungsanlage 31% aus. Weitere 12% des nicht-erneuerbaren KEA stammen aus dem Strombedarf der Erdaufbereitungsanlage. Das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial von Landerde hängt hauptsächlich mit der Metallgewinnung für den Bau der Infrastruktur zusammen. Der kumulierte Flächenbedarf setzt sich zu 64% aus Waldflächen zusammen, wobei dafür der Holzbedarf für den Bau der Infrastruktur relevant ist.

Das Treibhauspotenzial von **TEFA** ist zu 18% auf den Anbau von Mais, zu 33% auf die Gewinnung des Stroh mit einem Häcksler und zu 23% auf den Transport des Maisstrohs zurückzuführen. Auch für die Gesamtumweltbelastung von TEFA sind der Maisanbau und die Strohgewinnung von Bedeutung. Gemeinsam machen diese beiden Prozess 54% der Gesamtumweltbelastung von TEFA aus. Beim Maisanbau sind insbesondere Nitratemissionen aus der Düngung sowie die Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen von Bedeutung. Der Maishäcksler verursacht unter anderem relevante Kohlendioxid-, Stickoxid- und Feinstaub-Emissionen. Emissionen während der Nutzungsphase (v.a. Zink und Kupfer) machen 23% der Gesamtumweltbelastung aus. Der kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand (KEA) von TEFA wird zu 84% durch die Nutzung fossiler Energieträger verursacht. Der fossile Energieaufwand geht zu 34% auf die Maisstroh-Ernte und zu 30% auf den Maisstroh-Transport zurück. Nukleare Energie macht 16% des nicht-erneuerbaren KEA aus und wird hauptsächlich für die Verarbeitung von TEFA genutzt. Das Süßwasser-Eutrophierungspotenzial von TEFA geht zu 22% auf Emissionen aus dem Maisanbau und zu 17% auf direkte

Emissionen aus der Gründüngung zurück. Für die Landnutzung von TEFA ist hauptsächlich die Nutzung von Ackerland für den Maisanbau relevant.

5.2.2 Substratmischungen für Zierpflanzen

Die Umweltwirkungen der Poinsettienkultivierung sind für alle ausgewerteten Indikatoren bei Verwendung einer torf reduzierten Substratmischung³⁶ geringer.

Das **Treibhauspotenzial** einer Poinsettie beträgt 112 g CO₂-eq bei einer Kultivierung in einem konventionellen Substrat und 72 g CO₂-eq bei Verwendung eines torf reduzierten Substrats (Abbildung 5-11, oben). Die Herstellung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie die aus der Anwendung dieser Produkte resultierenden Emissionen sind bei der Poinsettie in einem torf reduzierten Substrat mit höheren Treibhausgasemissionen verbunden. Da jedoch die Emissionen aus der Substratmischung um einen Faktor 2.3 geringer sind und auch die Herstellung der Substratkomponenten mit weniger Treibhausgasemissionen verbunden ist, weist die Poinsettie in einem torf reduzierten Substrat insgesamt deutlich niedrigere Treibhausgasemissionen auf.

Die **Gesamtumweltbelastung** der Poinsettienkultivierung mit einem torf reduzierten Substrat ist um 32% tiefer als bei Verwendung eines konventionellen Substrats (Abbildung 5-11, Mitte). Bei beiden Varianten tragen Treibhausgasemissionen 50-52% und Luftschadstoffe und Feinstaub 15%-17% zur Gesamtumweltbelastung bei. Beim konventionellen Anbau der Poinsettie machen zudem Pestizidemissionen 8% der Gesamtumweltbelastung aus (Abbildung 5-11, Mitte). Die Herstellung und der Transport der Substratmischungen macht in beiden Fällen 54%-59% aus, wobei der grösste Teil davon jeweils auf den Torfabbau und -transport zurückzuführen ist. Die Herstellung der Substratkomponente Rindenhumus, welche 50% der torf reduzierten Substratkomponente ausmacht, trägt nur 8% zur Gesamtumweltbelastung der Poinsettie in diesem Substrat bei.

Der **kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand** ist für die torf reduzierte Varianten der Poinsettienkultivierung deutlich niedriger (Abbildung 5-11, unten). Der grösste Teil des nicht-erneuerbaren Energieaufwands (96-98%) geht bei beiden Varianten auf die Nutzung fossiler Energieträger zurück. Dabei sind beim konventionellen Anbau 59% des fossilen KEA auf die Nutzung von Torf zurückzuführen, bei der torf reduzierten Variante beträgt dieser Anteil 40%. Die graue Energie in den Dünge- und Pflanzenschutzmitteln macht bei beiden Kultivierungsvarianten nur einen geringen Anteil des kumulierten nicht-erneuerbaren Energieaufwands aus.

³⁶ Vgl. Zusammensetzung der Substratmischungen in Tabelle 2-2

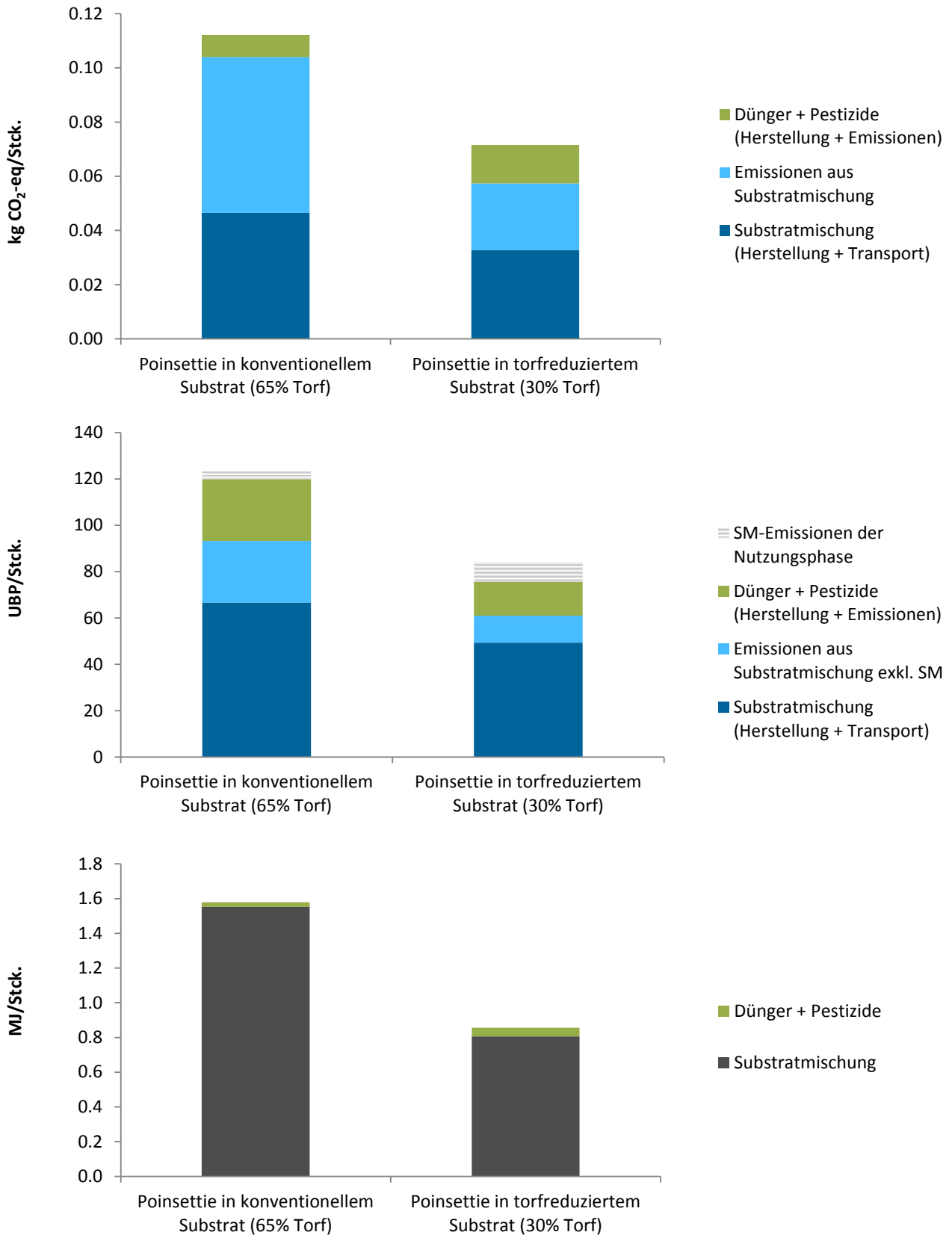


Abbildung 5-11: Treibhauspotenzial (oben), Gesamtumweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Mitte) und kumulierter nicht-erneuerbarer Energieaufwand (unten) einer Poinsettie in Abhängigkeit der Substratmischung

5.2.3 Substratmischungen für Baumschulen

Das **Treibhauspotenzial** der Substratmischungen für Baumschulen ist für die torffreie Mischung³⁷ mit Abstand am niedrigsten. Im Vergleich zur Mischung mit 40% Torf hat die torffreie Mischung ein um 63% niedrigeres Treibhauspotenzial, im Vergleich zur Mischung mit 27% führt die torffreie Mischung zu einer Reduktion des Treibhauspotenzials von 58% (Abbildung 5-9, oben). Bei den beiden torfhaltigen Mischungen fallen insbesondere die fossilen Kohlendioxidemissionen aus dem Abbau der organischen Substanz im Torf während der Nutzungsphase ins Gewicht. Die Herstellung, der Transport und die Nutzung von Torf machen bei der Substratmischung mit 40% Torf 73% der Treibhausgasemissionen der Substratmischung bei. Bei der Mischung mit 27% Torf entfallen 55% der Treibhausgasemissionen auf die Produktion, den Transport und die Nutzung von Torf, weitere 16% der Treibhausgasemissionen sind auf die Verwendung von Kompost zurückzuführen. Die Treibhausgasemissionen der torffreien Mischung sind zu 26% auf die Herstellung und Nutzung von Rindenkompost zurückzuführen.

Die **Gesamtumweltbelastung** gemäss der Methode der ökologischen Knappheit ist bei Berücksichtigung der Schwermetallemissionen während der Nutzungsphase für die Mischung mit einem Torfanteil von 27% am höchsten (vgl. dazu Abschnitt 8.1.2). Im Vergleich dazu ist die Gesamtumweltbelastung der Mischung mit 40% Torf um 33% und diejenige der torffreien Mischung um 53% niedriger (Abbildung 5-12, Mitte). Kupfer-, Blei- und Zinkemissionen aus dem Kompost machen bei der Mischung mit 27% Torf zusammen 38% der Gesamtumweltbelastung aus. Weiter sind fossile Kohlendioxidemissionen für 21% der Gesamtumweltbelastung dieser Mischung verantwortlich. Diese stammen grösstenteils aus der Gewinnung, dem Transport und der Nutzung von Torf. Bei der Mischung mit einem Torfanteil von 40% macht die Verwendung von Torf 54% der Gesamtumweltbelastung aus. Bei der torffreien Mischung sind 30% der Gesamtumweltbelastung auf die Gewinnung und den Transport von Copeat zurückzuführen.

Der **kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand** reicht von 0.7 GJ/m³ für die torffreie Mischung bis zu 1.9 GJ/m³ für die Mischung mit einem Torfanteil von 40% (Abbildung 5-12, unten). Bei den torfhaltigen Mischungen gehen 61%-71% des nicht-erneuerbaren KEA auf die Nutzung der fossilen Ressource Torf zurück. Bei der torffreien Mischung ist der grösste Teil des nicht-erneuerbaren KEA (60%) auf die Herstellung, Verpackung und Distribution der Substratmischung zurückzuführen.

³⁷ Vgl. Zusammensetzung der Substratmischungen in Tabelle 2-2

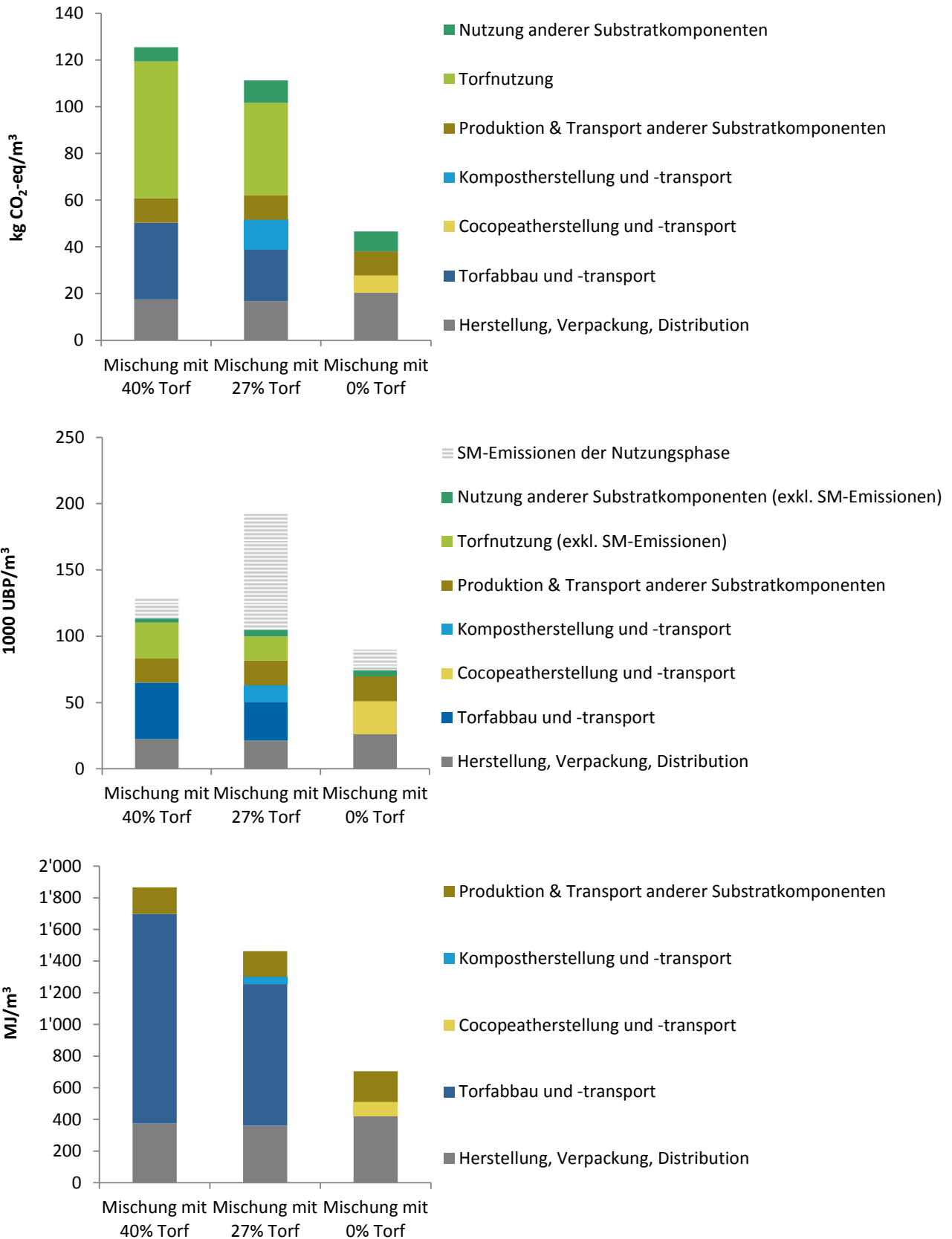


Abbildung 5-12: Treibhauspotenzial (oben), Gesamtumweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Mitte) und kumulierter nicht-erneuerbarer Energieaufwand (unten) für 1 m³ Substratmischung für Baumschulen

5.2.4 Substratmischungen für den Gemüsebau

Das **Treibhauspotenzial** der torfreduzierten Substratmischungen für den Gemüsebau (70 Vol.-% Torf) ist um 14% niedriger als dasjenige der konventionellen Mischung aus 100% Torf (Abbildung 5-13, oben). Im Vergleich zum Treibhauspotenzial von Torf gemäss Abbildung 5-9 sind die Treibhausgasemissionen der in Abbildung 5-13 dargestellten Mischungen höher, weil die Mischungen vorwiegend aus Schwarztorf bestehen. Schwarztorf hat eine besonders hohe Dichte (vgl. Tabelle 5-2), weshalb die auf ein Volumen bezogenen Emissionen höher sind. Bei der konventionellen Mischung sind die Herstellung, der Transport und die Nutzung von Torf für 95% der Treibhausgasemissionen verantwortlich. Bei der torfreduzierten Mischung ist ebenfalls der grösste Teil der Treibhausgasemissionen auf den Torf zurückzuführen (81%), daneben sind hauptsächlich die Herstellung, der Transport und die Nutzung von Kompost mit Treibhausgasemissionen verbunden (13%). Die Grunddünger-Herstellung, die Substratproduktion und -verpackung, die Distribution sowie die Emissionen aus dem Grunddünger machen bei beiden Mischungen weniger als 7% der Treibhausgasemissionen aus.

Die **Gesamtumweltbelastung** ist für die torfreduzierte Mischung im Vergleich zur konventionellen Mischung um 46% höher, wenn die Schwermetallemissionen aus der Nutzungsphase berücksichtigt werden und um 12% geringer, wenn diese vernachlässigt werden (vgl. dazu Abschnitt 8.1.2). Bei Vernachlässigung der Schwermetallemissionen machen die Kompostherstellung und -nutzung rund 14% der Gesamtumweltbelastung der torfreduzierten Mischung mit einem Kompostanteil von 30% aus (Abbildung 5-13, Mitte).

Der **kumulierte nicht-erneuerbare Energieaufwand** ist für die konventionelle Mischung aufgrund des höheren Torfgehaltes deutlich höher (7.0 GJ/m^3) als für die torfreduzierte Mischung (5.4 GJ/m^3 , vgl. Abbildung 5-13, unten). Bei beiden Kultivierungsvarianten sind 63%-66% des nicht-erneuerbaren KEA auf die Nutzung der fossilen Ressource Torf zurückzuführen. Daneben macht die Nutzung von Erdöl, beispielsweise für den Torftransport, 28%-30% des nicht-erneuerbaren KEA aus. Gesamthaft sind der Torfabbau und -transport bei beiden Mischungen für 89%-94% des nicht-erneuerbaren KEA verantwortlich.

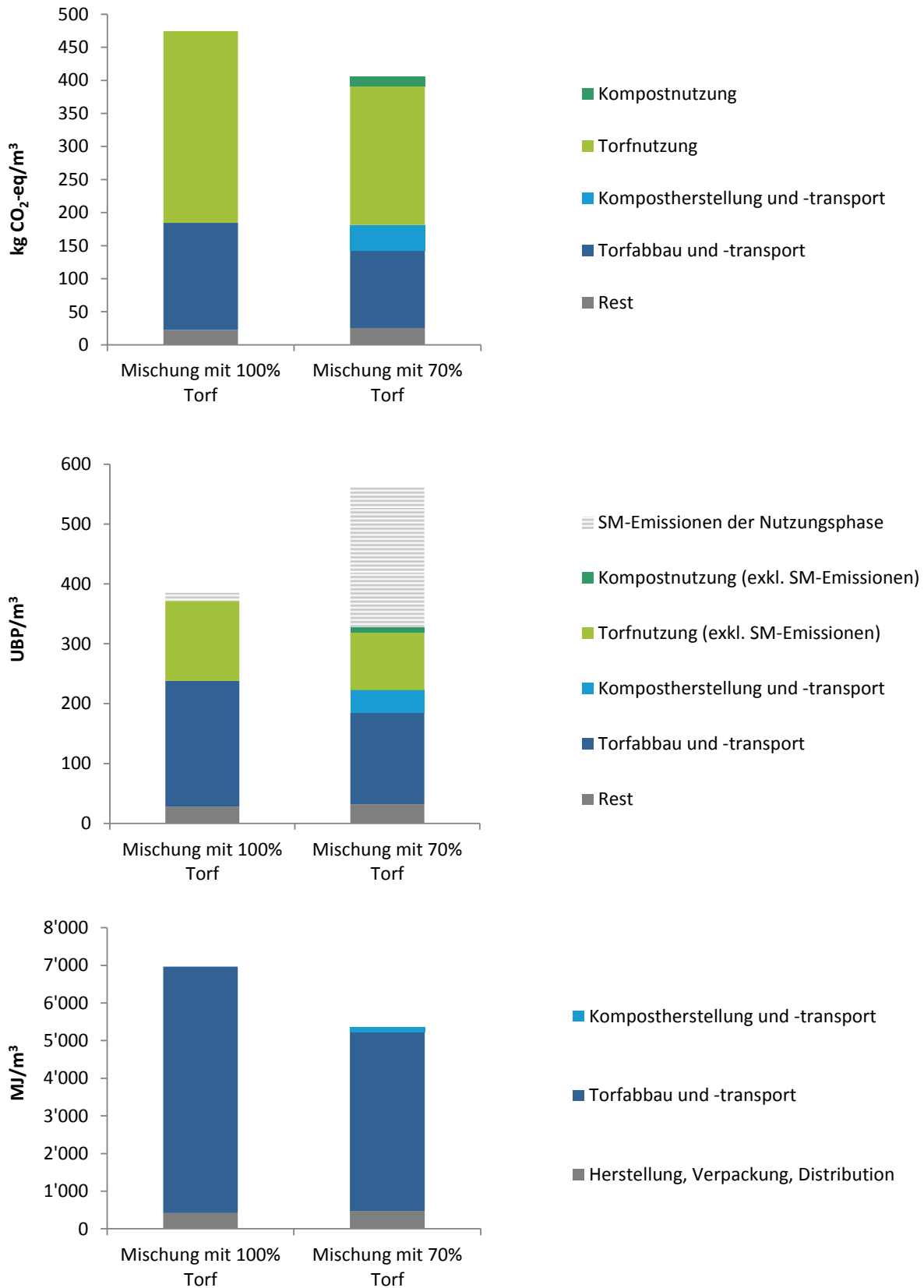


Abbildung 5-13: Treibhauspotenzial (oben), Gesamtumweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit (Mitte) und kumulierter nicht-erneuerbarer Energieaufwand (unten) für 1 m³ Substratmischung für den Gemüsebau

5.3 ZWISCHENFAZIT

Sowohl das Treibhauspotenzial als auch die Gesamtumweltbelastung gemäss der Methode der ökologischen Knappheit und der nicht-erneuerbare Energieaufwand sind für Torf, Kompost und Kokosfasern am höchsten. Bei Torf fallen je nach Umweltindikator vor allem die fossilen Kohlendioxidemissionen beim Abbau der organischen Substanz und die Nutzung der Energieressource Torf ins Gewicht. Die Gesamtumweltbelastung von Kompost hängt stark davon ab, ob die Schwermetallemissionen aus der Nutzung dem Kompost angerechnet werden (vgl. dazu Abschnitt 8.1.2). Daneben sind insbesondere Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen während der Kompostierung und der Nutzung relevant. Bei den Kokosfasern sind sowohl der Anbau der Kokosnüsse als auch die Verarbeitung der Faserhülle und der Transport von Asien in die Schweiz mit relevanten Umweltauswirkungen verbunden. Am geringsten sind die Treibhausgasemissionen, die Gesamtumweltbelastung und der nicht-erneuerbare Energieaufwand für Landerde, Holzfasern und feine Holzhäcksel. Jedoch auch Reisspelzen, Rindenkompost, TEFA und Cocopeat sind mit vergleichsweise geringen Umweltwirkungen verbunden. Entsprechend sind Substratmischungen mit einem geringen Anteil an Torf, Kompost und Kokosfasern mit niedrigen Umweltauswirkungen verbunden.

6 SOZIALE AUSWIRKUNGEN

Im Folgenden wird auf soziale Aspekte in der Produktion der einzelnen Substratkomponenten eingegangen. Es wird dabei unterschieden zwischen Substratkomponenten, die aus dem Ausland importiert werden (Abschnitt 6.1) und solchen, die in der Schweiz gewonnen werden (Abschnitt 6.2). In Abschnitt 6.3 erfolgt ein Zwischenfazit.

6.1 SUBSTRATKOMPONENTEN AUS DEM AUSLAND

Zu den Substratkomponenten, die aus dem Ausland importiert werden, gehören Kokosprodukte (Abschnitt 6.1.1), Reisspelzen (Abschnitt 6.1.2) und Torf (Abschnitt 6.1.3).

6.1.1 Kokosprodukte

Indien, Vietnam und Sri Lanka sind weltweit die wichtigsten Kokosfaser-Produzenten: Knapp 90% der Faserproduktion finden in diesen Ländern statt (FAO, 2015a). Bei RICOTER werden Kokosfasern und Cocopeat aus Sri Lanka und Indien verwendet, welche nach der BSCI-Norm produziert wurden und teilweise über ein IMO Bio-Zertifikat verfügen³⁸. Die BSCI-Plattform (Business Social Compliance Initiative) gibt einen Verhaltenskodex vor, um schrittweise Verbesserungen der Arbeitsbedingungen innerhalb der Lieferkette zu erreichen (BSCI, 2015). Das Institut für Marketecology (IMO) führt Kontrollen und Zertifizierungen für biologische Produkte durch (IMO, 2015). Zu welchem Anteil insgesamt im Gartenbau Kokosfasern und Cocopeat aus sozial nachhaltiger Produktion verwendet werden, ist nicht bekannt.

In Indien und Sri Lanka werden Kokospalmen vorwiegend durch Kleinbauern angebaut. Nach der Ernte wird die faserige Hülle abgetrennt und in einer Mühle zu Fasern verarbeitet (Drewe, 2012). Die Fasern werden für die Herstellung verschiedenster Produkte wie zum Beispiel Schnüre, Geotextilien oder Polster genutzt (Herr & Muzira, 2009). Bei der Fasergewinnung entsteht Cocopeat als Nebenprodukt. Sowohl die Fasern als auch Cocopeat werden vor dem Export verarbeitet, z.B. gewaschen und gepuffert (Drewe, 2012).

Bezüglich der sozialen Auswirkungen im Zusammenhang mit der Faser- und Cocopeat-Herstellung in Sri Lanka stellte ein Expertenteam, welches im Auftrag der ILO³⁹ verschiedene Faser-Mühlen besuchte, diverse Schwachpunkte fest: Einerseits bestehen gemäss der Untersuchung erhebliche Gesundheitsrisiken unter

³⁸ Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 29.05.2015

³⁹ ILO: International Labour Organization

anderem für die Arbeitskräfte, welche die Drehtrockner betreiben. Andererseits wurden Risiken im Zusammenhang mit tiefen Löhnen, fehlender Arbeitsplatzsicherheit, Kinderarbeit und anderen Problemen festgestellt (Herr & Muzira, 2009). Eine weitere Studie, welche in der Kokosfaser-Industrie tätige Haushalte in Sri Lanka befragte, zeigte auf, dass in 36 von 384 befragten Haushalten (9%) Kinder zwischen 5 und 17 Jahren in der Kokosfaser-Industrie arbeiten. Der grösste Teil dieser Kinder besucht allerdings neben der Arbeit die Schule (ILO, 2008, S. 77-83). Ebenfalls mit den sozialen Auswirkungen der Kokosfaserindustrie befasst hat sich Drewe (2012). In einem Bericht für die *Sustainable Growing Media Task Force* in Grossbritannien werden dabei verschiedene Nachhaltigkeitsaspekte in der Kokosfaser-Versorgungskette aufgezeigt. Einige zentrale Ergebnisse zur sozialen Nachhaltigkeit sind in Tabelle 6-1 zusammengefasst.

Grundsätzlich gilt es zu bedenken, dass die sozialen Auswirkungen stark von den in der Versorgungskette involvierten Unternehmen abhängig sind und solche Mängel daher nicht unbedingt auf die Zulieferer der in der Schweiz eingesetzten Produkte zutreffen. Um die sozialen Auswirkungen eines spezifischen Produkts zu analysieren, müsste daher die entsprechende Belieferungskette untersucht werden. Dabei spielt die Rückverfolgbarkeit vom Anbau bis zum fertigen Produkt eine wichtige Rolle. Diese ist zumindest im Fall von Cocopeat für den Gartenbau in Grossbritannien gemäss Drewe (2012) in der Regel nicht gegeben.

Tabelle 6-1: Soziale Auswirkungen des Kokos-Anbaus und der Verarbeitung gemäss Drewe (2012)

Produktionsschritt	Kriterium	Indien	Sri Lanka
Gesamte Lieferkette	Arbeitsbedingungen	Produkte aus sozialverträglicher Produktion sind erhältlich (z.B. Umsetzung des BSCI-Verhaltenskodex, vgl. Text).	
Kokosnuss-Anbau	Arbeitsbedingungen	Der Kokosnuss-Anbau gehört meist zum informellen Sektor und untersteht deswegen kaum Kontrollen.	
	Wirtschaftliche Entwicklung	98% der Kokosnüsse werden durch Kleinbauern angebaut.	82% des Kokos-Anbaus erfolgt durch Kleinbauern.
	Wasserverbrauch	Der Kokos-Anbau ist von grosser Bedeutung für die Anbauregionen, insbesondere da die Kokosnüsse einen wichtigen Bestandteil der Ernährungsgewohnheiten der Bevölkerung darstellen. Da jeder Teil der Kokospalme genutzt wird (Holz im Bausektor, Palmwedel für Dächer usw.), ist eine umfangreiche Industrie mit dem Kokos-Anbau verbunden.	Die drei grössten Anbauggebiete sind Kerala (49%), Karnataka (19%) und Tamil Nadu (18%). Im von Wasserknappheit betroffenen Tamil Nadu kann die Bewässerung der Kokospalmen ein Problem darstellen.
Kokosfaser-Extraktion	Arbeitsbedingungen	Sri Lanka ist kaum von Wasserknappheit betroffen, allerdings sind wasserkonservierende Massnahmen insbesondere in den trockenen Gebieten des Landes sinnvoll.	In Sri Lanka werden tendenziell eher traditionelle Prozesse und bedenkliche Gesundheits- und Sicherheitsbedingungen angetroffen.
	Wirtschaftliche Entwicklung	In Indien sind Kokosfaser-Mühlen maschinell betrieben werden, ist die Arbeitssicherheit i.d.R. angemessen, wobei die Arbeitsbedingungen je nach Unternehmen variieren.	Die Kokosfaser-Industrie ist sowohl für Indien als auch für Sri Lanka von grosser wirtschaftlicher Bedeutung. Die Wirtschaftlichkeit der Kokos-Verarbeitungsindustrie ist von der Verfügbarkeit von billigen Arbeitskräften abhängig.
Verarbeitung von Cocopeat	Arbeitsbedingungen	Getrockneter Cocopeat ist trocken und sehr leicht. Staubige Arbeitsbedingungen stellen daher ein Problem dar.	Audits finden nur bei wenigen Verarbeitungsunternehmen statt. Während die Arbeitsrechte bei industriellen Verarbeitern i.d.R. hinreichend sind, besteht bei kleinen Unternehmen das Risiko für mangelhafte Arbeitsrechte.
	Wirtschaftliche Entwicklung	Cocopeat-Verarbeiter, die in direktem Kontakt zu europäischen Substratherstellern oder Importeuren stehen, werden umweltbezogene und soziale Aspekte im Allgemeinen besser angegangen.	Die Cocopeat-Herstellung macht die traditionelle Faser-Produktion rentabler. Sowohl in Indien als auch in Sri Lanka werden vermehrt höherwertige Produkte exportiert
	Wasserverbrauch	Für das Waschen und Puffern von 1 m ³ Cocopeat werden 300-600 Liter Wasser benötigt. In Indien findet die Verarbeitung hauptsächlich im Bundesstaat Tamil Nadu statt, welcher unter Wasserknappheit leidet.	In den Verarbeitungsgebieten in Sri Lanka stellt Wasserknappheit eine geringere Problematik dar.

6.1.2 Reisspelzen

Weltweit erfolgt über 90% der Reisproduktion in Asien. Die grössten Reisproduzenten sind dabei China (28%) und Indien (21%) (FAO, 2015a). In Europa ist Italien der grösste Reisproduzent. Ungefähr zwei Drittel des Reises, welcher in Europa konsumiert wird, stammen aus europäischem Anbau (European Commission, 2015). Davon wiederum werden rund 50% in Italien angebaut (Baldi, 2012). Dabei sind die vier norditalienischen Provinzen Vercelli, Pavia, Novara und Mailand die wichtigsten Anbauggebiete. Diese produzieren zusammen 85% des italienischen Reises (Fusi et al., 2014).

Die Reisspelzen, welche in den Substratmischungen von RICOTER eingesetzt werden, stammen aus Italien⁴⁰. Grundsätzlich ist aber auch ein Import der Reisspelzen aus Asien, wo die grössten Reisanbauggebiete liegen, denkbar. Aus diesem Grund wird im Folgenden sowohl auf den Reisanbau in Italien als auch auf die Reisproduktion in Asien eingegangen.

Italien: Über die sozialen Bedingungen im Zusammenhang mit dem Reisanbau in Italien ist kaum Literatur vorhanden. Grundsätzlich gibt es in Italien grosse Unterschiede zwischen den verschiedenen Regionen. In Süditalien kommen illegale Arbeitsverhältnisse in der Landwirtschaft relativ häufig vor. In einem süditalienischen Tomatenanbauggebiet wurde 2006 beispielsweise ein Fall von über 100 polnischen Zwangsarbeitern aufgedeckt (OSCE, 2009). Auch andere Studien berichten von einer verbreiteten Ausbeutung von Migranten, welche in Süditalien im Landwirtschafts-, aber beispielsweise auch im Bausektor arbeiten (Amnesty International, 2009). In Norditalien, wo die wichtigsten Reisanbauggebiete liegen, sind die meisten ausländischen Erntehelfer legal beschäftigt und erhalten einen vertraglich festgelegten Mindestlohn (Allasino et al., 2004). Allerdings wurden auch in Norditalien Fälle von unhaltbaren Arbeitsbedingungen in der Landwirtschaft bekannt (Amnesty International, 2009). Ob der Reisanbau davon betroffen ist, ist nicht bekannt. Angaben zur wirtschaftlichen Bedeutung des Reisanbaus und zur Wasserknappheit in Norditalien sind in Tabelle 6-2 aufgeführt.

Asien: Die Reisproduktion ist eine wichtige Existenzgrundlage für rund 140 Millionen im Reisanbau tätige Haushalte sowie für die Angestellten der Reisbauern (FAO, 2014). Rund vier Fünftel der weltweiten Reisproduktion erfolgt durch Kleinbauern (FAO, 2004). Eine Zusammenstellung über soziale Auswirkungen des Reisanbaus in Asien ist in Tabelle 6-2 gegeben.

⁴⁰ Persönliche Mitteilung, Ulrich Zimmer, Geschäftsführer der RICOTER Erdaufbereitung AG, 24.02.2015

Tabelle 6-2: Soziale Auswirkungen des Reis-Anbaus in Asien gemäss verschiedenen Quellen

Produktions-schritt	Kriterium	Italien	Asien
Reis-Anbau	Arbeitsbedingungen	Zu den Arbeitsbedingungen auf Reisfeldern konnte keine Literatur gefunden werden. Allgemein ist allerdings das Ausbeutungsrisiko für Beschäftigte in der italienischen Landwirtschaft erhöht (vgl. Text).	Das Arbeitsministerium der Vereinigten Staaten führt auf ihrer „Liste der Güter, die durch Kinder- oder Zwangsarbeit hergestellt wurden“ für Reis unter anderem die Länder Indien und Myanmar (Kinder- und Zwangsarbeit) sowie die Philippinen (Kinderarbeit) auf (U.S. Department of Labor, 2012).
	Wirtschaftliche Entwicklung	Weltweit ist die Bedeutung des Reisanbaus in Italien zwar gering, in Europa ist Italien jedoch der grösste Reisproduzent. Jährlich exportiert Italien ca. 850'000 Tonnen Reis. Über die letzten Jahrzehnte wurden wichtige Investitionen zur Steigerung der Produktqualität, zur Entwicklung biologischer Anbaumethoden und zur Optimierung der Bewässerungssysteme getätigt (ITA, 2015).	Reis gilt als das weltweit wichtigste Lebensmittel und ist daher von grosser wirtschaftlicher Bedeutung. In Asien, wo 90% des weltweiten Reisanbaus stattfinden, stehen allerdings die verfügbaren Land- und Wasserressourcen zunehmend in Konkurrenz mit andern landwirtschaftlichen Nutzungen, der Urbanisierung, der Industrialisierung und dem Umweltschutz (Duwayri et al., 2013).
	Wasserverbrauch	Der Reisanbau findet in Italien vorwiegend im Po-Becken statt (GRiSP, 2013). Die Landwirtschaft macht 74% des gesamten Wasserverbrauchs dieser Region aus (Pedersen, 2009). In Norditalien herrscht allerdings nur eine mittlere bis geringe Wasserknappheit (UNEP, 2009).	In wasserknappen Regionen kann die Bewässerung der Reisfelder ein Problem darstellen. Wegen des Bevölkerungswachstums und des Klimawandels wird Wasserknappheit zukünftig möglicherweise an Bedeutung gewinnen (Frenchmeyer et al., 2013).

6.1.3 Torf

Für die gartenbauliche Torfnutzung in Kanada hat AGÉCO (2012) eine soziale Lebenszyklusanalyse erstellt. Die Studie hält fest, dass sich die kanadischen Torfproduzenten im Allgemeinen engagiert und proaktiv gegenüber ihren Arbeitnehmern und Kunden verhalten, jedoch ihren Zulieferern keine sozialen Verpflichtungen stellen (AGÉCO, 2012). Eine vergleichbare Studie für den europäischen Kontext gibt es bisher nicht. Einige soziale Auswirkungen des Torfabbaus in Europa sind in Tabelle 6-3 aufgeführt.

Tabelle 6-3: Soziale Auswirkungen des Torf-Abbaus in Europa gemäss verschiedenen Quellen

Produktions-schritt	Kriterium	Diverse Abbauggebiete
Torf-Abbau	Arbeitsicherheit	Der Torfabbau kann für die Beschäftigten eine Gesundheitsgefährdung darstellen. So wird in einer estnischen Studie erwähnt, dass Beschäftigte im Torfabbau industriellen Aerosolen ausgesetzt sind (Tint, 1998) und gemäss einem Bericht über die Arbeitsbedingungen in Ungarn sind die Beschäftigten im Torfabbau vermehrt extremen Temperaturen ausgesetzt (Balogh, 2006).
	Lokale Bevölkerung	Tissari et al (2006) untersuchten die Staub-Konzentrationen in der Umgebung von Torfabbaustätten und stellten kurzzeitig hohe Feinstaubbelastungen fest. Die Autoren bemerkten ausserdem, dass aufgrund von Bestrebungen zur Reduktion der Transportkosten vermehrt Torfstätten in Siedlungsnähe genutzt werden (Tissari et al., 2006). Zukünftig nimmt demnach die Zahl der von der Staubbelastung betroffenen Bevölkerung möglicherweise zu.
	Wirtschaftliche Entwicklung	Gemäss Altmann (Altmann, 2008, S. 63) schafft die Torfindustrie Arbeitsplätze in ländlichen Gebieten.

6.2 SUBSTRATKOMPONENTEN AUS DER SCHWEIZ

Bisher gibt es kaum soziale Lebenszyklusanalysen für Produkte aus der Schweiz. In einer Nachhaltigkeitsanalyse für Zucker bewerteten Spörri et al. (2011) die sozialen Auswirkungen der Schweizer Rübenzuckerproduktion als überwiegend positiv. Dies ist im Zusammenhang mit der vorliegenden Studie für die Ländere relevant, deren Gewinnung an die Rübenzuckerproduktion gekoppelt ist. Für Holzschnitzel, Holzfasern, Rindenkompst, Grüngutkompst und TEFA konnte keine vergleichbare Studie gefunden werden. Allgemein herrschen in der Schweiz im internationalen Vergleich jedoch sehr gute Arbeitsbedingungen. So ist beispielsweise der Anteil der Beschäftigten, die an vom Arbeitgeber finanzierten Weiterbildungsmassnahmen teilnehmen, im Vergleich zur EU überdurchschnittlich hoch. Auch die Arbeitszufriedenheit ist in der Schweiz sehr hoch, während Gesundheitsbelastungen deutlich unter dem europäischen Schnitt liegen (Tabelle 6-4). Im Schweizer Branchenvergleich sind in der Land- und Forstwirtschaft die durchschnittliche Wochenarbeitszeit sowie das Auftreten von Rücken- und Muskelschmerzen überdurchschnittlich hoch (Graf et al., 2007).

Eine Kennzahl für die ökologische und soziale Nachhaltigkeit der Holzschnitzel, Holzfasern und Rindenkompst ist der Anteil der zertifizierten Waldfläche (FSC und/oder PEFC), welcher 2013 in der Schweiz 52% betrug (BFS, 2014). Die Prinzipien von FSC (Forest Stewardship Council) umfassen verschiedene soziale Kriterien und streben grundsätzlich eine sozialverträgliche Waldbewirtschaftung an (FSC, 2004). Auch das PEFC-label (Programme for the Endorsement of Forest Certification) steht unter anderem für eine sozialverträgliche Waldbewirtschaftung (PEFC, 2007). Für die Holzindustrie besteht seit über zehn Jahren ein Gesamtar-

beitsvertrag für die gesamte Schweiz. Dieser regelt unter anderem die Arbeitszeiten und legt Mindestlöhne fest (GBI & SYNA, 2002). Für die Land- und Waldwirtschaft bestehen nur für bestimmte Kantone Verbandsverträge. Für die Waldwirtschaft wurden zudem gesamtschweizerische, unverbindliche Empfehlungen verfasst (BFS, 2010).

Tabelle 6-4: Soziale Auswirkungen für Substratkomponenten aus der Schweiz

Produkte	Kriterium	Schweiz
Kompost, Land- erde, Holz und Rinde	Arbeitsbedingungen	Bei verschiedenen Indikatoren zur Bewertung der Arbeitsbedingungen gehört die Schweiz zu denjenigen europäischen Ländern mit den besten Werten (z.B. Arbeitszufriedenheit, Arbeitssicherheit und Weiterbildungsmöglichkeiten) (Graf et al., 2007). Die Arbeitsbedingungen entlang der Schweizer Zuckerversorgungskette (und damit in der vorgelagerten Stufe der Landerdenproduktion) wurden von Spörri et al. (2011) mehrheitlich positiv bewertet. Bei Produkten aus Holz stehen das FSC- und das PEFC-Label für eine sozialverträgliche Waldbewirtschaftung (FSC, 2004; PEFC, 2007).
	Wirtschaftliche Entwicklung	Insgesamt wird der schweizerische Arbeitsmarkt durch eine niedrige Arbeitslosenquote, eine hohe Erwerbsquote und ein grosses Potenzial an qualifizierten Arbeitskräften gekennzeichnet (Graf et al., 2007; Spörry et al., 2011).

6.3 ZWISCHENFAZIT

Die sozialen Auswirkungen der Substratkomponentenproduktion hängen nicht nur stark vom Herkunftsland der Produkte ab, sondern auch von den individuellen Unternehmen, welche in der Versorgungskette involviert sind. Daher sind die in Tabelle 6-5 zusammengefassten sozialen Auswirkungen im Sinne von Risiken zu verstehen.

Tabelle 6-5: Zusammenfassung der sozialen Auswirkungen der Substratkomponentenproduktion.

Produkt	Herkunft	Soziales Risiko	Bemerkung
Cocopeat & Kokosfasern	Indien	beachtenswert	Wenig Kontrollen und z.T. mangelhafte Arbeitsrechte; Wasserbedarf kann in Regionen mit Wasserknappheit ein Problem darstellen; Produkte aus fairem Handel erhältlich
	Sri Lanka	beachtenswert	Wenig Kontrollen und z.T. mangelhafte Arbeitssicherheit und -rechte; Produkte aus fairem Handel erhältlich
Reisspelzen	Italien	gering	Keine Hinweise auf soziale Missstände im Reisanbau; in Landwirtschaft allgemein besteht allerdings ein Risiko für mangelhafte Arbeitsbedingungen
	Asien	beachtenswert	Risiko für mangelhafte Arbeitsbedingungen; Wasserknappheit
Torf	Europa	gering	Gesundheitliche Risiken für Arbeitnehmer und lokale Bevölkerung
Holzschnitzel, Holzfasern, Rindenkompost, Grüngutkompost, Landerde, TEFA	Schweiz	kein Risiko	Allgemein: gute Arbeitsbedingungen in der Schweiz; Bei Holzprodukten: Grosser Anteil der Holzproduktion verfügt über FSC-/PEFC-Zertifikat

7 ZUSAMMENSTELLUNG DER ERGEBNISSE DER SUBSTRATKOMPONENTEN

In diesem Kapitel werden die Bewertung der pflanzenbaulichen Eigenschaften, der zukünftigen Verfügbarkeit, der Umweltauswirkungen und der sozialen Risiken der einzelnen Substratkomponenten tabellarisch zusammengefasst (Tabelle 7-1). Mit einem Farbecode wird dargestellt, ob eine Substratkomponente in einem bestimmten Kriterium positiv, eher positiv, eher negativ oder negativ abschneidet. Diese Einstufung richtet sich bei den pflanzenbaulichen Eigenschaften nach den im Anhang aufgeführten Kriterien (vgl. Seite 112). Bei der zukünftigen Verfügbarkeit erfolgt die Kategorisierung gemäss Tabelle 4-4 (Seite 44) und bei den sozialen Risiken nach Tabelle 6-5 (Seite 90). Die Bewertung der Umweltwirkungen erfolgt nach dem im Anhang beschriebenen Schema (Seite 113). Es gilt zu berücksichtigen, dass die Einteilung der Ergebnisse in Kategorien (von negativ bis positiv) gewissermassen subjektiv und bei den pflanzenbaulichen Eigenschaften zusätzlich von der angebauten Pflanze abhängig ist.

Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass alle Substratkomponenten in Bezug auf die untersuchten Kriterien sowohl positive als auch eher negative Eigenschaften aufweisen. Bei den pflanzenbaulichen Eigenschaften können nachteilige Ausprägungen durch geeignete Kombination mit anderen Substratkomponenten oder durch Zugabe von Zusatzstoffen weitgehend ausgeglichen werden. Bei der zukünftigen Verfügbarkeit, den Umweltauswirkungen und den sozialen Risiken schneiden insbesondere die lokal gewonnenen Produkte Landerde, Rindenkompost, TEFA-Maisfasern, Holzhäcksel und Holzfasern gut ab. Für Holzfasern und Holzhäcksel kann dabei eine Abhängigkeit des Preises von der Energiewirtschaft ausgemacht werden, während Landerde, TEFA und Rindenkompost kaum in Konkurrenz mit einer energetischen Nutzung stehen. Diese Produkte sind daher voraussichtlich auch zukünftig für den Gartenbau günstig verfügbar und mit wenigen negativen ökologischen und sozialen Auswirkungen herstellbar.

Tabelle 7-1: Pflanzenbauliche Eigenschaften, zukünftige Verfügbarkeit, Umweltauswirkungen und soziale Risiken der Substratkomponenten. Substratkomponenten, die in gewissen Bereichen direkt als Torfersatz eingesetzt werden können, sind mit einem Stern (*) markiert. Die übrigen Produkte eignen sich als Komponenten von Mischungen. Die Gesamtumweltbelastung ist inklusive und exklusive der Schwermetall-Emissionen (SM) während der Nutzungsphase ausgewiesen. Die Farbcodierung kennzeichnet, ob das Resultat als positiv (■), eher positiv (■), eher negativ (■) oder negativ (■) beurteilt werden kann. (■): keine Daten / keine Beurteilung vorgenommen.

	Pflanzenbauliche Eigenschaften										Verfügbarkeit	Preisabhängigkeit	Umweltaspekte				Soziale Aspekte	
	Schüttdichte, trocken kg TS/m ³	pH	Pufferkapazität	Nährstoffgehalt mg/l NO ₃ -N, NH ₄ -N mg/l P ₂ O ₅ mg/l K ₂ O			Salzgehalt g/L	Stickstoffmobilisierung	Wasserrückhaltevermögen Vol-%	Luftkapazität Vol-%			Strukturstabilität	Mittel- bis langfristige Verfügbarkeit	Abhängigkeit des Preises von der Energiewirtschaft	Treibhauspotenzial kg CO ₂ -eq/m ³		Gesamtumweltbelastung 1000 UBP/m ³ inkl. exkl. SM aus Nutzung
Schwarztorf	120-250	2.5-3.5	klein	≤50	≤30	≤40	≤0.4	keine	60%-87%	6%-33%	mittel	+ / -	gering	250	200	190	3'700	Geringe Risiken
Weisstorf	80-150	2.5-3.5	klein	≤50	≤30	≤40	≤0.4	keine	40%-85%	11%-58%	mittel	+ / ++	keine	33	67	38	310	keine Risiken
Rindenkompost(*)	200-300	5.0-7.0	gross	≤400	≤150	≤600	≤1.5	mittel	40%-55%	40%	mittel	+ / ++	keine	180	900	160	460	keine Risiken
Grüngutkompost	300-500	7.6	mittel	70	720	2100	2.2	mittel	>50%	-	klein	+ / ++	keine	29	63	48	270	aus Asien Aus EU
Reisspelzen	90-100	5.0-6.0	keine	-	-	700-800	0.6	klein	7%-10%	84%-88%	mittel	++	hoch	9.9	23	15	200	keine Risiken
Holzfasern*	60-130	4.7-6.0	klein	≤50	50-100	100-150	0.03-0.2	mittel	≥35%	45%-65%	klein	+	mittel	9.5	38	14	120	keine Risiken
Holzhäcksel fein	130-140	3.5-4.0	klein	≤50	50-100	100-150	0.15-0.2	klein	25%-30%	>70%	mittel	++	mittel	85	510	500	900	beachtenswert
Kokosfasern*	50-150	4.5- 6.5	klein	< 50	< 50	400-800	0.5-1	hoch	20%-50%	40%-70%	klein	+ / ++	hoch	41	120	120	410	beachtenswert
Cocopeat*	80	4.0-5.5	klein	<5	5-20	130-850	0.2-1.0	hoch	60%-85%	30%	klein	+ / ++	mittel	-	-	-	-	-
Xylit*	160-230	4.5	klein	<10	<10	<50	0.5	mittel	40%-50%	30%-50%	mittel	+ / -	gering	5.0	7.4	7.4	59	keine Risiken
Landerde	1030	5.5-6.5	mittel	-	-	-	-	keine	-	-	mittel	++	keine	28	97	75	410	keine Risiken
TEFA*	100	6.8	mittel	180	< 5	150	0.35	-	54.4%	37.7%	mittel	++	gering					

8 DISKUSSION

Der Abbau, der Transport und die Nutzung von Torf sind mit relevanten Treibhausgasemissionen verbunden. Der jährliche Torfimport der Schweiz verursacht Treibhausgasemissionen in der Höhe von 150'000 Tonnen CO₂-Äquivalenten. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass ein Ersatz von Torf durch lokale Produkte wie Holzfasern, TEFA-Maisfasern oder Rindenkompost diese Emissionen deutlich vermindert. Die meisten der regional gewonnen Substratkomponenten sind im Vergleich zu Torf nicht nur mit geringeren Treibhausgasemissionen, sondern allgemein mit deutlich weniger Umweltauswirkungen verbunden. Einzige Ausnahme bildet Kompost, dessen ökologische Auswirkungen aufgrund der Lachgas- und Methanemissionen sowie der Schwermetallemissionen während der Nutzung verhältnismässig hoch sind. Die kokosbasierten Substratkomponenten sind im Vergleich zu den lokal hergestellten Produkten mit höheren Umweltauswirkungen verbunden. Ausserdem sind für Cocopeat und Kokosfasern die mit der Herstellung verbundenen sozialen Risiken beachtenswert. Sowohl aus ökologischer als auch aus sozialer Sicht schneiden insbesondere die Substratkomponenten Landerde, Rindenkompost, TEFA, Holzfasern, Holzhäcksel und Reisspelzen aus Italien sehr gut ab. Da für diese Produkte davon ausgegangen werden kann, dass sie auch in Zukunft verfügbar sind, ist deren Verwendung zur Substitution von Torf besonders empfehlenswert. Während aufgearbeitete Holzfasern, TEFA und Rindenkompost das Potenzial aufweisen, Torf in gewissen Anwendungen direkt zu ersetzen, eignen sich Landerde, Holzhäcksel und Reisspelzen als Komponenten von torffreien Mischungen.

Aufgrund der hohen Umweltauswirkungen von Torf sind torffreie Substratmischungen und solche mit einem niedrigen Torfanteil in der Regel mit geringeren Umweltauswirkungen verbunden als torfreiche Substrate. Das in der vorliegenden Studie betrachtete Beispiel der Poinsettienkultivierung zeigt, dass torf reduzierte Substratmischungen auch dann aus ökologischer Sicht besser abschneiden als konventionelle Mischungen, wenn die unterschiedlichen Anforderungen an die Kultivierung berücksichtigt werden.

Das Treibhauspotenzial der Mischungen beträgt je nach Zusammensetzung zwischen 47 kg CO₂-eq/m³ (torffreie Mischung) und 470 kg CO₂-eq (80% Schwarz- und 20% Weisstorf) und liegt damit in einem ähnlichen Bereich wie in der Studie von Quantis (2012), die für die untersuchten Mischungen Treibhausgasemissionen von 60-250 kg CO₂-eq/m³ ermittelt haben. Auch gemäss der Studie von Quantis (2012) hängt die Klimawirkung der Substratmischungen in erster Linie vom Torfgehalt ab. Die Gesamtumweltbelastung der Mischungen, insbesondere der komposthaltigen Substrate, wird stark davon beeinflusst, ob die Schwermetallemissionen der Nutzungsphase mitberücksichtigt werden. Dies deckt sich mit der Erkenntnis von Boldrin et al. (2010), welche festgestellt haben, dass Kompost im Vergleich zu Torf aufgrund des höheren Schwermetallgehalts in der Kategorie der Humantoxizität schlechter abschneidet.

8.1 UNSICHERHEITEN

Die Ergebnisse dieser Studie sind mit Unsicherheiten verbunden. Bei der Ökobilanzierung der Substratkomponenten und –mischungen sind in diesem Zusammenhang insbesondere zwei Aspekte von Bedeutung: Einerseits lassen sich Biodiversitätsverluste mit den verwendeten Wirkungsabschätzungsmethoden nicht abdecken (Abschnitt 8.1.1), andererseits können die Schwermetallemissionen aus der Nutzungsphase insbesondere bei Kompost diskutiert werden (Abschnitt 8.1.2). Unsicherheiten im Zusammenhang mit den sozialen Risiken werden in Abschnitt 8.1.3 aufgeführt.

8.1.1 Biodiversität

Moorlandschaften bieten Lebensräume für bedrohte Arten und leisten damit einen Beitrag zur Biodiversität. Der Artenverlust aufgrund des Torfabbaus ist in der vorliegenden Studie nicht abgebildet. Zwar bestehen erste Methoden zur Berücksichtigung von Biodiversitätsaspekten in Ökobilanzen (vgl. de Baan (2012)), allerdings fehlen bisher Bewertungsansätze für Biodiversität in Torfabbaugebieten sowie regional differenzierte Hintergrunddaten.

8.1.2 Schwermetallemissionen

In Ökobilanzen wird die Schwermetallaufnahme durch Pflanzen in der Regel als „negative Emission“ bilanziert, da die Schwermetalle mit der Ernte der Pflanze der Umwelt entzogen werden. Werden Pflanzenüberreste als Substratkomponenten genutzt, gelangen die enthaltenen Schwermetalle erneut in die Umwelt und werden entsprechend als Emission berücksichtigt. Da es sich bei diesen Emissionen nicht um Neueinträge in die Umwelt handelt, sind sie in der vorliegenden Studie separat ausgewiesen.

Bei einer Bewertung nach der Methode der ökologischen Knappheit spielt es insbesondere für Kompost eine massgebende Rolle, ob die Schwermetallemissionen der Nutzungsphase bei der Beurteilung mitberücksichtigt werden. Die Schwermetalle gelangen dabei hauptsächlich über das Grüngut in den Kompost. Cadmium, Kobalt, Chrom, Nickel und Blei werden in erster Linie via atmosphärische Deposition auf Pflanzenmaterial in den Kompost eingetragen. Für Kupfer ist der Eintragspfad über Hofdünger von Bedeutung. Dies ist dann relevant, wenn nach einer Hofdüngervergärung das Gärgut separiert und der feste Anteil kompostiert wird. Ausserdem gelangt Kupfer über Abschwemmungen von kupferhaltigen Ausseninstallationen ins Grüngut und damit in den Kompost. Analog wird Zink über Abschwemmungen von verzinkten Aus-

senarmaturen in den Kompost eingetragen. Zum Schwermetalleintrag über mineralische Düngemittel sowie gartenbauliche und landwirtschaftliche Hilfsmittel sind keine Zahlen bekannt⁴¹.

Im Zusammenhang mit den Schwermetallemissionen aus der Nutzungsphase der Substratkomponenten sind insbesondere zwei Unsicherheiten festzuhalten: Einerseits werden Schwermetallemissionen in den Boden bei einer Bewertung nach der Methode der ökologischen Knappheit generell stark gewichtet (Modellunsicherheit). Andererseits ist speziell bei Kompost die Zuordnung der Schwermetallemissionen in der Sachbilanzierung mit Unsicherheiten aufgrund von Entscheidungen (vgl. Huijbregts (1998)) verbunden. Im Folgenden werden diese beiden Aspekte kurz erläutert:

- **Modellunsicherheit:** Die Methode der ökologischen Knappheit richtet sich bei der Bewertung der Schwermetallemissionen nach dem Ziel, die Akkumulation von Schwermetallemissionen zu verhindern (Frischknecht et al., 2013). Da mit diesem Ansatz jeder Schwermetall-Eintrag in den Boden als hohe Belastung bewertet wird, ist der Einfluss der Schwermetallemissionen auf die Beurteilung der Umweltauswirkungen der Grüngutverwertung bei Verwendung der Methode der ökologischen Knappheit höher als beispielsweise bei Verwendung der Methode ReCiPe, bei der Schwermetallemissionen in den Boden nach der Toxizität bewertet werden (Dinkel et al., 2012).
- **Entscheidungsunsicherheit:** Eine Schwermetallaufnahme durch Pflanzen wird in der Sachbilanz in Form einer Gutschrift und ein Schwermetallaustrag aufgrund der Verwendung von Kompost entsprechend als Emission bilanziert. Zwischen den Systemen des Pflanzenanbaus und der Kompostnutzung wird ein sogenannter cut-off vorgenommen. Dies bedeutet, dass die Gutschrift der Schwermetallaufnahme allein der angebauten Pflanze angerechnet wird und die Schwermetallemission dem Kompost. Die Schwermetallemissionen können bei alleiniger Betrachtung der Kompostnutzung wie in dieser Studie aufgezeigt stark ins Gewicht fallen. Da es bei stofflichen Wiederverwertungen auch alternative Möglichkeiten gibt, den Ressourcenaufwand und die Emissionen zwischen dem „Abfall“ (Grüngut) und dem Sekundärrohstoff (Kompost) aufzuteilen, handelt es sich bei diesem Aspekt gemäss Huijbregts (1998) und eine *Unsicherheit aufgrund von Entscheidungen*. Das gewählte Vorgehen, bei dem die Schwermetallemissionen dem Kompost angerechnet werden, entspricht dem Grundgedanken des ecoinvent-Systemmodells „cut-off by classification“ (ecoinvent, 2015), welches in der vorliegenden Studie für die Hintergrunddaten verwendet wurde.

⁴¹ Persönliche Mitteilung, Prof. Dr. Urs Baier, Institut für Biotechnologie, ZHAW, 20.7.2015

8.1.3 Beurteilung der sozialen Risiken

Die Beurteilung der sozialen Risiken ist unter anderem deshalb mit grossen Unsicherheiten verbunden, weil diese sich kaum pauschal für ein Produkt festlegen lassen. Vielmehr sind die sozialen Bedingungen entlang der Lieferkette von Produkten von den beteiligten Unternehmen und den vor Ort herrschenden Bedingungen abhängig. In der vorliegenden Studie schneiden einheimische Produkte grundsätzlich besser ab, insbesondere im Vergleich zu Produkten aus Entwicklungsländern. Dies hängt damit zusammen, dass in der Schweiz im internationalen Vergleich allgemein sehr gute Arbeitsbedingungen herrschen (Graf et al., 2007). Diese Sichtweise vernachlässigt, dass insbesondere bei fair gehandelten Produkten aus Entwicklungsländern ein grosses Potenzial für positive soziale Auswirkungen besteht.

8.2 FORSCHUNGSBEDARF

Aus den in Abschnitt 8.1 genannten Unsicherheiten lässt sich ein Forschungsbedarf ableiten: Gefragt sind zusätzliche Erfahrungen in der Bewertung von Biodiversitätsaspekten in Ökobilanzen und Bewertungsmethoden zur Erfassung der sozialen Risiken. Ausserdem ergibt sich aus der Diskrepanz zwischen verschiedenen Ansätzen zur ökologischen Bewertung von Schwermetallemissionen ein Klärungsbedarf. Während sich in diesem Zusammenhang zwar die toxische Wirkung von Schwermetallen bestimmen und somit auch mit der Toxizität anderer Schadstoffe vergleichen lässt, stellt die Berücksichtigung der fehlenden Abbaubarkeit von Schwermetallen in der Wirkungsabschätzung eine Herausforderung dar.

Die vorliegende Studie zeigt auf, wie die Umweltauswirkungen im Gartenbau durch den Ersatz von Torf durch Alternativprodukte reduziert werden können. Damit dieses Potenzial ausgeschöpft werden kann, werden zusätzliche Anwendungserfahrungen mit regional herstellbaren Torfersatzprodukten wie TEFA, Holzfasern und Rindenkompost benötigt. Dies gilt insbesondere für spezialisierte Torfanwendungen wie die Produktion von Presstöpfen.

Im biologischen Anbau ist der Einsatz von qualitativ hochwertigem Kompost wegen der Nährstoffzufuhr und der biologischen Aktivierung von grosser Bedeutung. Bei diesem regionalen Produkt ist ebenfalls Forschungsbedarf vorhanden, um die fehlende Qualitätsstabilität zu verbessern und die Umweltauswirkungen zu reduzieren.

8.3 EMPFEHLUNGEN UND FAZIT

Aus den Resultaten dieser Studie lassen sich folgende Empfehlungen ableiten:

- Substratmischungen mit einem geringen Torfanteil sind aus ökologischer Sicht zu bevorzugen.

- Alle regional herstellbaren Produkte mit Ausnahme von Kompost schneiden sowohl im ökologischen als auch im sozialen Vergleich sehr gut ab. Da namentlich für Landerde, Rindenkompost, Holzfasern, TEFA-Maisfasern und Holzhäcksel auch die zukünftige Verfügbarkeit positiv bewertet und keine starke Preisabhängigkeit von der Energiewirtschaft festgestellt wird, kann deren Verwendung im Gartenbau besonders empfohlen werden.
- Für Grüngutkompost werden zwar die Verfügbarkeit sowie die sozialen Aspekte positiv bewertet, die Umweltauswirkungen sind jedoch höher als für die übrigen lokal hergestellten Substratkomponenten. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass sich die Treibhausgasemissionen der Kompostierung durch ein geeignetes Kompostierverfahren vermindern lassen. So zeigen Pardo et al. (2014) auf, dass beispielsweise durch die Zugabe von Holzspänen sowohl die Methan- als auch die Lachgasemissionen reduziert werden können.
- Kokosfasern stellen bezüglich der ökologischen Kriterien keine geeignete Torfalternative dar. Zwar tragen Kokosfasern im Vergleich zu Torf weniger stark zum Klimawandel bei, dafür sind insbesondere die Schadstoffemissionen ins Wasser höher.
- Die sozialen Auswirkungen der kokosbasierten Produkte (Kokosfasern und Cocopeat) hängen stark von den jeweiligen Stakeholdern in der Wertschöpfungskette der Produkte ab. Während der Kokos-Anbau und die anschliessende Verarbeitung mit sozialen Risiken verbunden sind, bieten sich hier auch Chancen für positive Entwicklungen. Es wird empfohlen, soziale Kriterien bei der Beschaffung zu berücksichtigen und Produkte aus fairem Handel zu bevorzugen.

Für einen ökologischen Gartenbau sind neben der Wahl der Substratmischung auch andere Faktoren von Bedeutung. So zeigt beispielsweise die Studie von Stössel et al. (2012), dass beim Gemüsebau in einem fossil beheizten Gewächshaus alle übrigen Einflussfaktoren im Vergleich zu den Umweltwirkungen der Gewächshausbeheizung vernachlässigbar sind. Eine gesamtheitliche Betrachtung ist daher für eine nachhaltige Produktion zentral. Die Wahl geeigneter Substratmischungen stellt dabei den Boden für eine nachhaltige Entwicklung im Gartenbau dar.

LITERATUR

- Abbas, M., Atiq-ur-Rahman, M., Manzoor, F., & Farooq, A. (2012). A quantitative analysis and comparison of nitrogen, potassium and phosphorus in rice husk and wheat bran samples. *Pure and Applied Biology*, 1(1), 14-15.
- AGÉCO. (2012). *Social Assessment of the Horticultural Peat Industry*.
- Alfano, V., & Pignatelli, V. (2010). *A Study on Biomass Trade in Italy. WP 4.2.4. ENEA*. doi: http://www.central2013.eu/fileadmin/user_upload/Downloads/outputlib/4biomass_Italy_trade_study_uploaded.pdf
- Allasino, E., Reyneri, E., Venturini, A., & Zincone, G. (2004). *Labour market discrimination against migrant workers in Italy*. International Labour Organization.
- Altmann, M. (2008). *Socio-economic impact of the peat and growing media industry on horticulture in the EU*. Luxembourg, CO CONCEPT.
- Altwegg, A. (2014). 1/2014). Neue Zahlen und Fakten zu Torf. *G'Plus – Magazin Für Die Grüne Branche*, , 12-14.
- Amberger-Ochsenbauer, S. (2008). *Informationsdienst Weihenstephan. Ausgabe August 2008*. Fachhochschule Weihenstephan.
- Amnesty International. (2009). *Exploited Labour. Migrant Workers in Italy's Agricultural Sector*.
- Andermatt Biogarten AG. (2015a). AminoBasic. Retrieved 07/20, 2015, from http://shop.biocontrol.ch/de_bc/aminobasic-26861575
- Andermatt Biogarten AG. (2015b). Encarsia Schlupfwespen. Retrieved 07/16, 2015, from <http://www.biogarten.ch/de/encarsia-schlupfwespen-1575>
- Andermatt Biogarten AG. (2015c). Traunem®. Retrieved 07/16, 2015, from <http://www.biogarten.ch/de/traunemr>
- Andersen, J. K., Boldrin, A., Christensen, T. H., & Scheutz, C. (2010). Mass balances and life-cycle inventory for a garden waste windrow composting plant (Aarhus, Denmark). *Waste Management & Research*, 28(11), 1010-1020.

Literatur

- Andrews, E. S., Barthel, L. -, Beck, T., Benoît, C., Ciroth, A., Cucuzzella, C., Gensch, C. -, Hébert, J., Lesage, P., Manhart, A., Mazeau, P., Mazijn, B., Methot, A. -, Moberg, A., Norris, G., Parent, J., Prakash, S., Reveret, J. -, Spillemaeckers, S., Ugaya, C. M. L., Valdivia, S., & Weidema, B. (2009). *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. Social and socio-economic LCA guidelines complementing environmental LCA and Life Cycle Costing, contributing to the full assessment of goods and services within the context of sustainable development*. UNEP.
- Anneser, K. (2008). *Informationsdienst Weihenstephan. Ausgabe Juni 2008*. Fachhochschule Weihenstephan.
- Anval. (2010). *Bulk Density Chart*.
- BAFU. (2012). Bundesrat will Import und Verwendung von Torf reduzieren. Retrieved 08/05, 2015, from <http://www.bafu.admin.ch/dokumentation/medieninformation/00962/index.html?lang=de&msgid=47174>
- BAFU. (2014a). *Jahrbuch Wald und Holz 2014*. No. Umwelt-Zustand Nr. 1420 Bern. Bundesamt für Umwelt.
- BAFU. (2014b). Torfimporte zerstören wertvolle Feuchtgebiete im Ausland. Retrieved 06/22, 2015, from <http://www.bafu.admin.ch/biodiversitaet/13678/13749/15431/index.html?lang=de>
- Baldi, S. (2012). *Italian Grain and Feed Report 2012*. No. IT1212 Rom.
- Balogh, K. (2006). *Working conditions in Hungary*. No. EF/06/47/EN European Foundation for the Improvement of Living and Working Conditions.
- Benoît Norris, C., Traverso, M., Valdivia, S., Vickery-Niederman, G., Franze, J., Azuero, L., Ciroth, A., Mazijn, B., & Aulio, D. (2013). *The Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA)*. United Nations Environment Programme and SETAC.
- BFS. (2010). *Verzeichnis der Gesamtarbeitsverträge (GAV). Auszug aus der Publikation "Erhebung der Gesamtarbeitsverträge in der Schweiz 2007"*.
- BFS. (2014). *Forstwirtschaft der Schweiz. Taschenstatistik 2014*. No. 829-1400 Neuchâtel.
- Bieker, M. (2010). *Torffreie Landesgartenschau ?! - Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes alternativer Ausgangsstoffe für Blumenerden und Kultursubstrate*. No. Präsentation
- Bilo, F., Lodolo, M., Borgese, L., Bosio, A., Benassi, L., Depero, L. E., & Bontempi, E. (2015). Evaluation of Heavy Metals Contamination from Environment to Food Matrix by TXRF: The Case of Rice and Rice Husk. *Journal of Chemistry*, vol. 2015 doi: doi:10.1155/2015/274340

Literatur

- Bio Suisse. (2015). *Richtlinien für die Erzeugung, Verarbeitung und den Handel von Knospe-Produkten*. Vereinigung Schweizer Biolandbau-Organisationen.
- Blengini, G. A., & Busto, M. (2009). The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management*, 90(3), 1512-1522. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.10.006>
- Boldrin, A., Hartling, K. R., Laugen, M., & Christensen, T. H. (2010). Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resources, Conservation and Recycling*, 54, 1250-1260.
- Bourgeois, J. (2015). *Stopp dem ruinösen Preisdumping beim Zucker! Sicherung der inländischen Zuckerwirtschaft*. 15.479 – Parlamentarische Initiative.
- BSCI. (2015). Retrieved 06/19, 2015, from <http://www.bsci-intl.org/>
- Bucher, A. (2009). *Informationsdienst Weihenstephan*. Ausgabe Oktober 2009. *Mineralische Substrate und Substratzuschlagstoffe*. Ziegelbruch als Substratzuschlagstoff. Fachhochschule Weihenstephan.
- BUWAL. (2004). *Schadstoffgehalte in Holzabfällen*. *Analyseresultate der Holzkampagne 98*. Umwelt-Materialien Nr. 178. Abfall Bern. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- ChemRRV. (2005). *Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung)*. No. 814.81 Der Schweizerische Bundesrat.
- Chungsangunsit, T., Gheewala, S. H., & Patumsawad, S. (2009). Emission Assessment of Rice Husk Combustion for Power Production. *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 53, 1070-1075.
- Couwenberg, J. (2009). *Emission factors for managed peat soils. An analysis of IPCC default values*. Wetlands International.
- de Baan, L., Alkemade, R., & Koellner, T. (2012). Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6), 1216-1230.
- DEFRA. (2007). *Monitoring the horticultural use of peat and progress towards achievement of the UKBAP target - SP08020*. Final Report. Department for Environment Food and Rural Affairs.
- DEFRA. (2010). *Government calls for peat to be phased out*. Pressemitteilung Department for Environment, Food & Rural Affairs.

Literatur

- Denny, D., & Waller, P. (2013). *Tracking Peat usage in Growing Media Production*. No. CP 100 Theale, Reading, RG7 5AH. doi: http://www.hdc.org.uk/sites/default/files/research_papers/CP%20100_Report_Annual_June_2014.pdf
- Diener Lenz, V. (2010). *Torfimporte in die Schweiz. 10.3106 – Interpellation*. Parlamentarischen Geschäftsdatenbank Curia Vista.
- Dinkel, F., Zschokke, M., & Schleiss, K. (2012). *Ökobilanzen zur Biomasseverwertung*. Schlussbericht im Auftrag des Bundesamts für Energie BFE.
- DMK. (2015a). Anbaufläche Körnermais/CCM. Retrieved 10/12, 2015, from [www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Europäische Union/Anbaufläche Körnermais](http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Europäische_Union/Anbaufläche_Körnermais)
- DMK. (2015b). Bedeutung des Maisanbaues weltweit. Retrieved 10/12, 2015, from <http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Welt>
- Drewe, L. (2012). *SP1214 Coir: a sustainability assessment. Final Report*. Newleaf Sustainability Practice.
- Duwayri, M., Tran, D. V. & Nguyen, V. N. (2013). Reflections on yield gaps in rice production. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Retrieved 06/10, 2015, from <http://www.fao.org/docrep/003/x2243t/x2243t03.htm>
- ecoinvent. (2015). Allocation cut-off by classification. Retrieved 12/04, 2015, from <http://www.ecoinvent.org/database/system-models-in-ecoinvent-3/cut-off-system-model/allocation-cut-off-by-classification.html>
- ecoinvent Centre. (2014). *ecoinvent data v3.1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories*. Zürich.
- Edelmann, W., Engeli, H., Gradenecker, M., Kull, T., Ulrich, P., Blaser, J., Zipper, C., Lehmann, R., & Mattle, N. (1993). *Möglichkeiten der Wärmerückgewinnung bei der Kompostierung. Untersuchung zuhanden von kreisen der Abfallwirtschaft*. Bundesamt für Energiewirtschaft.
- Eidgenössische Zollverwaltung EZV. (2015). Aussenhandelsstatistik der Schweiz abgerufen über Swiss-Impex Datenbank. Retrieved 17.08.2015, 2015, from <https://www.swiss-impex.admin.ch/index.xhtml>
- Elias, H. (2001). *Makromoleküle: Band 3: Industrielle Polymere und Synthesen* (Sechste, vollständig überarbeitete und erweiterte Auflage ed.). Weinheim: Wiley-VCH.
- EPAGMA. (2007). *EPAGMA's contribution to the Commission consultation on the review of the ETS Directive 96/61*. European Peat and Growing Media Association.

Literatur

- EU. (2015). *EU Rice Economic Fact Sheet. Economics and analysis of agricultural markets. C.4. Arable crops*. European Commission: Directorate-General for Agriculture and Rural Development.
- EURACOAL. (2014). Coal reserves in the EU. EURACOAL EU statistics. European Association for coal and Lignite. Retrieved, 2015,
- European Commission. (2015). Cereals, oilseeds and protein crops, rice. Retrieved 05/28, 2015, from http://ec.europa.eu/agriculture/cereals/index_en.htm
- FAO. (2001). *Fibres Bulletin December 2001*. Retrieved 08/12, 2015, from http://www.fao.org/3/contents/696d1792-c901-5fd7-8a39-121fd128bf25/y3432m10.htm#P1_0
- FAO. (2004). *Gender and rice*. Rom.
- FAO. (2014). *A regional rice strategy for sustainable food security in Asia and the Pacific. Final edition*.
- FAO. (2015a). FAOSTAT. Retrieved 18.08.2015, 2015, from <http://faostat3.fao.org/home/E>
- FAO. (2015b). *Future Fibres: Coir*. Retrieved 08/12, 2015, from <http://www.fao.org/economic/futurefibres/fibres/coir/en/>
- Fascella, G. (2015). *Growing Substrates Alternative to Peat for Ornamental Plants*. In: *Soilless Culture - Use of Substrates for the Production of Quality Horticultural Crops*. ed] by edited by Md. Asaduzzaman. Published: February 25, 2015 under CC BY 3.0 license. © The Author(s). Chapter 3 doi: 10.5772/59596
- FiBL. (2015). *Betriebsmittelliste 2015. Hilfsstoffe für den biologischen Landbau in der Schweiz*. Frick.
- Flisch, R., Sinaj, S., Charles, R., & Richner, W. (2009). GRUDAF 2009 - Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung*, 16, 1-97.
- Frenchmeyer, M., Titus-Glover, V., Alluri, R. & Pacheco, J. (2013). Sustainability of Rice Production. Retrieved 06/10, 2015, from https://sites.google.com/a/cornell.edu/bee3299_sustainability-of-rice-production/documents-1
- Frischknecht, R., Büsser Knöpfel, S., Flury, K., Stucki, M., & Ahmadi, M. (2013). *Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäss der Methode der ökologischen Knappheit. Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz*. No. Umwelt-Wissen Nr. 1330 Bern. Bundesamt für Umwelt BAFU.

Literatur

- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H. -, Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hellweg, S., Hirschler, R., Humbert, S., Margni, M., & Nemecek, T. (2007). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. CD-ROM No. ecoinvent report No. 3, v2.0 Dübendorf, CH. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H. -, Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., & Spielmann, M. (2007). *Overview and Methodology*. CD-ROM No. ecoinvent report No. 1, v2.0 Dübendorf, CH. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- FSC. (2004). *FSC-Prinzipien und Kriterien für die Waldbewirtschaftung*. No. FSC-STD-01-001 FSC Schweiz.
- Fuchs, J. G., Berner, A., Tamm, L., Mayer, J., Bachmann, H. J., Baier, U., Zweifel, H. -, Wellinger, A., & Schleis, K. (2007). Studie 2: Auswirkungen von Kompost und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. In BAFU (Ed.), *Kompost und Gärgut in der Schweiz* Umwelt-Wissen Nr. 0743 ed., pp. 47-124 Bundesamt für Umwelt.
- Fusi, A., Bacenetti, J., González-García, S., Vercesi, A., Bocchi, S., & Fiala, M. (2014). Environmental profile of paddy rice cultivation with different straw management. *Science of the Total Environment*, 494–495(0), 119-128. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.126>
- GBI, & SYNA. (2002). *Gesamtarbeitsvertrag für die schweizerische Holzindustrie*. Zürich / Bern.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., De Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R. (2009). *ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation*. NL.
- Graf, M., Pekruhl, U., Korn, K., Krieger, R., Mücke, A., & Zölch, M. (2007). *4. Europäische Erhebung über die Arbeitsbedingungen 2005. Ausgewählte Ergebnisse aus Schweizer Perspektive*.
- GRiSP. (2013). *Rice almanac*. No. 4th edition Global Rice Science Partnership (GRiSP), International Rice Research Institute.
- Gütegemeinschaft Substrate für Pflanzen e.V. (2013). *Gütekriterien von Substraten*. Hannover.
- Hauschild, M., Goedkoop, M., Guinée, J., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., Joliet, O., Margni, M., & De Schryver, A. (2011). *Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors*. European Commission - DG Joint Research Centre, JRC, Institute for Environment and Sustainability (IES).
- Herr, M., & Muzira, T. (2009). *Value Chain Development for Decent Work: A guide for development practitioners, government and private sector initiatives*. No. ISBN 978-92-2-122488-4 International Labour Organization.

Literatur

- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H. -, Bauer, C., Frischknecht, R., Doka, G., Dones, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Margni, M., & Nemecek, T. (2009). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. CD-ROM No. ecoinvent report No. 3, v2.1 Dübendorf, CH. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Hofer & Pautz GbR. (2011). *Studie zur Situation des Torfabbaus im Baltikum*. Industrieverband Garten (IVG) e.V.
- Höök, M. (2013). Coal and Peat: Global Resources and Future Supply. In R. Malhotra (Ed.), *Fossil Energy: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. 311-341 Springer. doi: -10.1007/978-1-4614-5722-0_9
- Höper, H., Möller, U., Wienhaus, S., & Schäfer, W. (2008). Untersuchung von organischen Dränfiltermaterialien auf Denitrifikativen Nitratabbau und Abbauresistenz. , *Tagungsbeitrag zu: Bodenbiologische Indikatoren für eine nachhaltige Bodennutzung*
- Höper, H. (2010). *Was haben Moore mit dem Klima zu tun?* DMGT - Deutsche Gesellschaft für Moor- und Torfkunde e. V.
- Horticon. (2014). *Datenblatt Xylit*.
- Huijbregts, M. A. J. (1998). Application of uncertainty and variability in LCA. Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 273-280. doi: 10.1007/BF02979835
- Hunt, R., & Ricciardi, Z. (2011). February/March 2011). Reusing media: Coco coir. *Urban Garden Magazine*, 014, 40-41.
- Hupe, K., Heyer, K. -, & Stegmann, R. (1997). *Biologische Bioabfallverwertung: Kompostierung kontra Vergärung*. Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft.
- ILO. (2008). *Situation Report on Child Labour (Plantation, Fire-Works Industry, Tile Industry, Coir Industry & Fishery)*. Final Report. International Programme of the Elimination of Child Labour.
- IMO. (2015). Retrieved 06/19, 2015, from http://www.imo.ch/logicio/pmws/indexDOM.php?client_id=imo&page_id=home
- Informationsdienst Weihenstephan. (2007-2010). *Serie Substratkomponenten*. Staatliche Forschungsanstalt für Gartenbau.
- International Organization for Standardization. (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO 14040:2006; Second Edition 2006-06.

Literatur

- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- IPCC. (2014). *Summary for Policymakers, In: Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change*.
- ITA. (2015). Five centuries of Italian rice. Retrieved 06/11, 2015, from <http://www.italtrade.com/showroom/5708.htm>
- IVG. (2009). Torf in Blumenerden und Kultursubstraten. Industrieverband Garten e.V. Fachabteilung Substrate Industrieverband Garten e.V. (IVG). Fachabteilung Substrate. Ratingen. Retrieved, 2015,
- Jansen, H., Bachthaler, E., & Fölster, E. (1998). In Ulmer S. (Ed.), *Gärtnerischer Pflanzenbau. Grundlagen des Anbaus unter Glas und Kunststoffen*.
- Kaefer, M. (2004). *Die nicht erneuerbaren Energieträger zwischen Rur und Maas*. Münster: LIT Verlag.
- Knafl, H., Lessenich, H. A., & Roth-Kleyer, S. (2008). *Kultursubstrat* (EP 2 060 549 A2 ed.)
- Koller, M., Fuchs, J., & Bruns, C. (2005). *Ökologische Jung- und Zierpflanzenproduktion: Herstellung und Einsatz komposthaltiger Pflanzensubstrate*. FiBL.
- Kompostforum Schweiz. (2004). Professionelle Kompostierung. Retrieved 06/19, 2015, from http://www.kompost.ch/beratung/prof_kompostieren.php
- Kupper, T., Bonjour, C., Achermann, B., Zaucker, F., Rihm, B., Nyfeler-Brunner, A., Leuenberger, C., & Menzi, H. (2010). *Ammoniakemissionen in der Schweiz 1990-2007 und Prognose bis 2020*. BAFU.
- Landor. (2010). *Landor Bio-Sortiment*.
- Lappalainen, F. (1996). *General review on world peatland and peat resources*. In: Lappalainen E. (ed.) *Global Peat Resources*; 53 - 56. Jyväskylä, Finland: International Peat Society and Geological Survey of Finland.
- Lehman, U. (2014). *Paläontologisches Wörterbuch* (4. Auflage, unkorrigierter Nachdruck von 2014 ed.) Springer-Verlag.
- LfL. (2015). LfL-Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten - Körnermais. Retrieved 09/22, 2015, from <https://www.stmelf.bayern.de/idb/koernermais.html>
- Lohr, D. (2008). *Informationsdienst Weihenstephan. Ausgabe Oktober 2007*. Fachhochschule Weihenstephan.
- LRT GmbH. (2008). *Schüttgüter und ihre Gewichte*. Tharandt.

Literatur

- Meienberg, T. (2010). *Stichwort Torf*. öko - forum Umweltberatung Luzern.
- Mouron, P., Bengoa, X., Riedener, E., & Rossi, V. (2015). *World Food LCA Database Documentation*. No. Version 3.0
- NABU. (2009). *Moore - Lebensräume mit hoher Bedeutung für Natur- und Klimaschutz*. NABU Position
- Nemecek, T., Heil, A., Huguenin, O., Meier, S., Erzinger, S., Blaser, S., Dux, D., & Zimmermann, A. (2007). *Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems*. CD-ROM No. ecoinvent report No. 15, v2.0 Dübendorf, CH. Agroscope FAL Reckenholz and FAT Taenikon, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- Nichols, M. (2013). COIR: Sustainable Growing Media. Retrieved 11/25, 2015, from <http://www.hydroponics.com.au/coir-sustainable-growing-media/>
- ökohum. (2006). *Rohstoffe für die Substratproduktion - chemische Eigenschaften - physikalische Eigenschaften - Beurteilung für die Praxis*.
- OSCE. (2009). *A Summary of Challenges on Addressing Human Trafficking for Labour Exploitation in the Agricultural Sector in the OSCE Region*. No. ISBN: 978-92-9234-428-3
- Paappanen, T., & Leinonen, A. (2010). *Peat Industry in the Six EU Member States - Summary report*. No. Research Report VIT-R-045-48-0. 2 (26)
- Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., & del Prado, A. (2014). Gaseous emissions from management of solid waste: a systematic review. *Global Change Biology*, 21(3), 1313-1327. doi: 10.1111/gcb.12806
- Pedersen, S. (2009). *Report on sociological and institutional barriers. Safe and High Quality Food Production using Low Quality Waters and Improved Irrigation Systems and Management (SAFIR)*. Institute of Food and Resource Economics.
- PEFC. (2007). *PEFC Schweiz. Verbindlicher Leitfaden. Grundlagen des Zertifizierungssystems PEFC Schweiz*. No. PEFC/15-1-1. VL 001
- Perlack, R. D., & Turhollow, A. F. (2003). Feedstock cost analysis of corn stover residues for further processing. *Energy*, 28(14), 1395-1403. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0360-5442\(03\)00123-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0360-5442(03)00123-3)
- Pöstinger, M. (2007). *Torfstich und seine Auswirkungen auf das Ökosystem Moor*.
- Pro Natura. (2010). *Faktenblatt: Torf zerstört Lebensräume und erwärmt das Klima*. Basel.

Literatur

- Quantis. (2012). *Comparative life cycle assessment of horticultural growing media based on peat and other growing media constituents*. Peano, L.; Loerincik, Y.; Margni, M.; Rossi, V.; Quantis, Lausanne. EPAGMA – European Peat and Growing Media Association.
- Reidel, P. (2014). 16). Schnelltests für Baumsubstrate auf der Baustelle. *Der Gartenbau*, , 1-2.
- Roosen, W. (2014). Is the availability of Cocopeat unlimited? Retrieved, 2015,
- Sachweh, U. (1987). *Grundlagen des Gartenbaues* Ulmer, Stuttgart.
- Saxena, R. P., Dogra, R. K. S., & Bhattacharjee, J. W. (1982). Coir Fibre Toxicity: In vivo and ind vitro studies. *Toxicology Letters*, 10, 359-365.
- Scheffer, F., & Schachtschabel, P. (Eds.). (2010). *Lehrbuch der Bodenkunde* Akademischer Verlag.
- Schmilewski, G. (2008). Peat Covers 77 Percent of the Growing Media Production in the EU. *PEATLANDS International*, (1)
- Schwarz, N. (2007). *Product Information. Product name: toresa spezial*. TORESA® Deutschland GmbH.
- Seramat. (2015). Derzeitige Verfahren zur Verflüssigung. Retrieved 11/30, 2015, from <http://www.wea-energie.de/index.php/derzeitige-verfahren-zur-verfluessigung.html>
- Smith, A., Brown, K., Ogilvie, S., Rushton, K., & Bates, J. (2001). *Waste Management Options and Climate Change. Final report to the European Commission*. No. Final Report ED21158R4.1
- Spörry, A., Bening, C., & Scholz, R. W. (2011). *Nachhaltigkeitsanalyse der industriellen Zuckerproduktion. Vergleich der Produktion von Schweizer Rübenzucker und Brasilianischem Rohrzucker*. ETH Zürich, Institut für Umweltentscheidungen (IED).
- Stoessel, F., Juraske, R., Pfister, S., & Hellweg, S. (2012). Life Cycle Inventory and Carbon and Water FoodPrint of Fruits and Vegetables: Application to a Swiss Retailer. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3253-3262. doi: 10.1021/es2030577
- Strassburger, U. (2004). *Herstellung und Untersuchung von alternativen Sorptionsmitteln auf der Basis von Naturstoffen und biostämmigen Rohstoffen*. (Dissertation, Technische Universität Bergakademie Freiberg).
- Stucki, M., Jungbluth, N., & Leuenberger, M. (2011). *Life Cycle Assessment of Biogas Production from Different Substrates*. Uster. im Auftrag des Bundesamtes für Energie BfE, ESU-services Ltd.

Literatur

- Syngenta. (2008). *Sicherheitsdatenblatt. Plenum WG. Version 2.* Sicherheitsdatenblatt nach EG-Richtlinie 2001/58/EG
- Syngenta. (2015). *Sicherheitsdatenblatt. Actara. Version 13.* Sicherheitsdatenblatt GHS gemäss Verordnung (EG) Nr. 1907/2006
- Tambyrajah, D., Patel, M., & Faaij, A. (2012). *A Blueprint for a Sustainability Certification Scheme for the Hard Fibers Sector.* No. Project ref. : CFC/FIGHF/32FT International Natural Fiber Organization.
- Thenation. (2013). Price of rice-husk fuel triples as demand rises. Nation news. Bangkok. www.nationmultimedia.com. Retrieved, 2015,
- Tint, P. (1998). Risk Assessment in the Working Environment in Estonia. *International Journal of Occupational Safety and Ergonomics*, 4(2), 237-248.
- Tissari, J. M., Yli-Tuomi, T., Raunemaa, T. M., Tiitta, P. T., Nuutinen, J. P., Willman, P. K., Lehtinen, K. E. J., & Jokiniemi, J. K. (2006). Fine particle emissions from milled peat production. *Boreal Environment Research*, 11, 283-293.
- Trepel, M. (2007). Zur Bedeutung von Mooren in der Klimadebatte. *Jahresbericht Des Landesamtes Für Natur Und Umwelt Des Landes Schleswig-Holstein*, , 61-74.
- Tripetchkul, S., Pundee, K., Koonsrisuk, S., & Akeprathumchai, S. (2012). Co-composting of coir pith and cow manure: initial C/N ratio vs physico-chemical changes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 1(15)
- U.S. Department of Labor. (2012). *List of Goods Produced by Child Labor or Forced Labor 2012.*
- Üllenberg, A., Simons, J., Hoffmann, J., Siemers, W., Baoy, N., Abdullah, A. B. M., & Murthy, P. V. G. K. (2011). *Nachwachsende Rohstoffe für die stoffliche Nutzung - Auswirkungen für Entwicklungs- und Schwellenländer.* Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.
- UNEP. (2009). *Water-related materiality briefings for financial institutions.* No. Agribusiness, Issue 1
- van Dam, J. E. G., & Bos, H. L. (2004). The environmental impact of fibre crops in industrial applications. In FAO (Ed.), . Rom:
- Viet Delta Corp. (2014). Market Analysis coconut fiber. Retrieved 11/30, 2015, from <http://vdeltafuel.com/news/market-analysis-coconut-fiber/54.html>

Literatur

- Wallace, P., Homes, S., Alexander, R., England, J. & Gaze, R. (2010). Review of growing media use and dominant materials for growing media in other countries. Research project final report. Retrieved, 2015,
- WBF. (2015). *Verordnung des WBF über die biologische Landwirtschaft vom 22. September 1997 (Stand am 1. August 2015)*. No. 910.181 Eidgenössisches Departement für Wirtschaft, Bildung und Forschung (WBF).
- WCA. (2014). Coal statistics. World Coal Association. Retrieved, 2015,
- Weber, C., Schulze, T., Fahl, U., & Voß, A. (1995). Freizeit, Lebensstil und Energieverbrauch. In VDI-Gesellschaft Energietechnik (Ed.), *Lebensstandard, Lebensstil und Energieverbrauch* pp. 15-38. Veitshöchheim: VDI.
- World Energy Council. (1924-2007). *Yearbooks from previous world power conferences. Survey of Energy Resources 2007 and previous reports and statistical yearbooks from previous world power conferences*. London.
- WWF. (2005). *Torfabbau zerstört Moore*. Hintergrundinformation
- Yan, L., & Chouw, N. (2014). In The University of Auckland (Ed.), *Sustainable Concrete and Structures with Natural Fibre Reinforcements. Department of Civil and Environmental Engineering*
- Yara. (2015). *Sicherheitsdatenblatt PG-mix 14+16+18 Hobby*.

ANHANG 1

A1.1 ÜBERSICHT ÜBER DIE UMWELTWIRKUNGEN DER SUBSTRATKOMPONENTEN

Im Folgenden sind für die einzelnen Substratkomponenten die Ökobilanzergebnisse zusammengefasst. Zusätzlich zu den Indikatoren, die im Bericht dargestellt sind, werden weitere Umweltindikatoren gemäss ILCD (Hauschild et al., 2011) aufgeführt, wobei die Auswertung ohne Berücksichtigung der Langzeitemissionen erfolgte (Tabelle A 1).

Anhang 1

Tabelle A 1: Zusammenstellung der Ökobilanzergebnisse für die einzelnen Substratkomponenten

	IPCC (2013)	MoeK ¹⁾ (2013)	Frischknecht et al. (2007)	ReCiPe Midpoint v1.12			ILCD 2011+ Midpoint													
	THP ²⁾	Gesamtumweltbelastung, inkl. SM-Emissionen	KEA ³⁾ , nicht erneuerbar	Landnutzung			Ozonabbau	Humantoxizität		Feinstaub	Ionisi. Strahlung	Photochem. Ozonabbau	Versauerung	Eutrophierung			Süswasser-Ökotox.	Landnutzung	Ressourcen ⁴⁾	
				Wald	Ackerland & Dauerkultur	Übrige Flächen		Nichtkarzinogen	Karzinogen					terrestrisch	Süswasser	marin				
	kg/m ³	kg CO ₂ -eq/m ³	1000 UBP/m ³	MJ-eq/m ³	m ² a/m ³	m ² a/m ³	m ² a/m ³	kg CFC-11 eq/m ³	CTUh/m ³	CTUh/m ³	kg PM _{2.5} eq/m ³	kBq U ₂₃₅ eq/m ³	kg NMVOC eq/m ³	molc H ⁺ eq/m ³	molc N eq/m ³	kg P eq/m ³	kg N eq/m ³	CTUe/m ³	kg C deficit/m ³	kg Sb eq/m ³
Torf	200	254	201	3'680	0.85	0.017	29	1.2E-05	2.4E-05	6.7E-07	4.5E-02	4.4E+00	5.7E-01	5.1E-01	2.1E+00	2.1E-03	2.4E-01	2.0E+02	6.2E+02	5.0E-03
Kompost	684	177	902	460	6.1	0.0068	0.94	4.8E-06	2.9E-03	2.4E-05	3.8E-02	3.2E+00	4.8E-01	9.8E-01	4.5E+00	1.1E-03	2.0E-01	2.2E+03	1.4E+02	1.3E-03
Kokosfasern	200	84.7	513	897	7.6	106	2.4	7.3E-06	2.0E-04	2.6E-06	9.9E-02	3.0E+00	5.6E-01	1.9E+00	7.1E+00	9.4E-03	4.9E-01	5.8E+02	3.0E+02	1.6E-02
TEFA	200	28.1	97	409	2.6	20	2.5	3.8E-06	1.9E-04	8.4E-07	2.2E-02	2.7E+00	1.6E-01	2.8E-01	9.8E-01	2.5E-03	1.9E-01	1.7E+02	5.1E+02	6.5E-03
Cocopeat	250	40.5	122	410	3.1	17	0.72	3.6E-06	5.8E-05	6.9E-07	3.4E-02	1.4E+00	2.7E-01	6.1E-01	1.9E+00	2.1E-03	1.4E-01	1.2E+02	9.2E+01	1.0E-02
Rindenkompost	600	33.1	67	311	244	0.28	5.9	3.4E-06	2.0E-04	2.3E-07	1.4E-02	1.7E+00	2.2E-01	1.4E-01	5.5E-01	3.5E-04	5.1E-02	1.4E+02	8.2E+02	2.0E-03
Reisspelzen	110	29.4	63	269	1.2	10	0.73	2.0E-06	1.6E-04	3.0E-07	1.4E-02	1.0E+00	8.7E-02	1.4E-01	4.0E-01	1.6E-03	2.0E-01	1.5E+02	3.2E+01	1.2E-03
Holzfasern	130	9.95	23	198	74	0.085	1.7	1.8E-06	5.5E-05	1.4E-07	5.7E-03	2.7E+00	7.4E-02	5.4E-02	2.1E-01	3.0E-04	1.8E-02	3.7E+01	2.5E+02	1.8E-03
Holzhäcksel fein	400	9.50	38	123	155	0.18	3.3	1.3E-06	1.7E-04	1.5E-07	4.2E-03	7.3E-01	8.8E-02	4.5E-02	1.7E-01	1.7E-04	1.6E-02	1.1E+02	4.6E+02	6.7E-04
Landerde	1'250	5.04	7.4	59.1	0.50	0.00056	0.29	5.9E-07	6.5E-07	6.5E-08	4.3E-03	3.5E-01	3.7E-02	3.8E-02	1.5E-01	9.9E-05	1.2E-02	2.1E+00	4.3E+01	2.9E-03

¹⁾ MoeK: Methode der ökologischen Knappheit

²⁾ THP: Treibhauspotenzial

³⁾ KEA: Kumulierter Energieaufwand

⁴⁾ Ressourcen: Verbrauch mineralischer, fossiler und erneuerbarer Ressourcen

⁵⁾ davon 86% „occupation, mineral extraction site“

A1.2 BEWERTUNG DER PFLANZENBAULICHEN EIGENSCHAFTEN DER SUBSTRATKOMPONENTEN

Für die Bewertung der pflanzenbaulichen Eigenschaften der einzelnen Substratkomponenten werden die Kriterien aus Tabelle A 2 verwendet.

Tabelle A 2: Kriterien zur Bewertung der pflanzenbaulichen Eigenschaften von Substratkomponenten

Parameter \ Bewertung	positiv	mittel	ungünstig	negativ
Wasserkapazität	> 50 Vol.-%	30-50 Vol.-%	10-30 Vol.-%	< 10 Vol.-%
Luftkapazität	> 50 Vol.-%	30-50 Vol.-%	10-30 Vol.-%	< 10 Vol.-%
Strukturstabilität	hoch	mittel	gering	Sehr gering
pH	5.5-6.5	6.5-7.5 / 4.5-5.5	4-4.5	<4 / >7.5
Pufferkapazität	hoch	mittel	gering	Sehr gering
Stickstoffimmobilisierung	Sehr gering	gering	mittel	hoch
Stickstoffgehalt (NO ₃ -N, NH ₄ -N)	>140 mg/l	100-140 mg/l	50-100 mg/l	<50 mg/l
Phosphorgehalt (P ₂ O ₅)	>110 mg/l	70-110 mg/l	30-70 mg/l	<30 mg/l
Kaliumgehalt (K ₂ O)	>210 mg/l	150-210 mg/l	80-150 mg/l	<80 mg/l
Salzgehalt	< 0.7 g/l	0.7-1.5 g/l	1.5-2 g/l	> 2 g/l

A1.3 BEWERTUNG DER UMWELTWIRKUNGEN DER SUBSTRATKOMPONENTEN

Für eine abschliessende Bewertung der Umweltwirkungen der Substratkomponenten werden die Ergebnisse der Ökobilanzen nach dem Schema aus Tabelle A 3 kategorisiert, wobei:

Min = geringstes Ergebnis für einen Umweltindikator (z.B. 5.0 kg CO₂-eq/m³ Landerde)

Max = höchstes Ergebnis für einen Umweltindikator (z.B. 254 kg CO₂-eq/m³ Torf)

Grenzwert 1 = Gr 1 = 5 · Min

Grenzwert 2 = Gr 2 = Gr 1 + 0.5 · (Gr 3 - Gr1)

Grenzwert 3 = Gr 3 = 0.5 · Max

Bei der Gesamtumweltbelastung nach der Methode der ökologischen Knappheit werden die Grenzwerte in Abhängigkeit davon festgelegt, ob die Schwermetall-Emissionen während der Nutzungsphase berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 8.1.2).

Anhang 1

Tabelle A 3: Kriterien zur Bewertung der Umweltauswirkungen von Substratkomponenten. Die Grenzwerte für die Bewertung der Gesamtumweltbelastung hängen davon ab, ob die Schwermetall (SM)-Emissionen während der Nutzungsphase berücksichtigt werden.

Indikator \ Bewertung der Umweltwirkung	tief	eher tief	eher hoch	hoch
Allgemein	< Gr 1	> Gr 1 < Gr 2	> Gr 2 < Gr 3	> Gr 3
Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -eq/m ³)	< 25	25-76	76 - 127	> 127
Gesamtumweltbelastung, inkl. SM (1000 UBP/m ³)	<37	37-244	244-451	> 451
Gesamtumweltbelastung, exkl. SM (1000 UBP/m ³)	< 37	37-144	144-251	> 251
Kumulierter Energieaufwand (MJ/m ³)	< 295	295-1'067	1'067 – 1'840	> 1'840

A1.4 BESTIMMUNG DER PARTIKELGRÖSSENVERTEILUNG BEIM TORFABBAU

Tissari et al. (2006) haben die Partikelemissionen und –größenverteilung für ein Torfabbaugbiet in Konunsuo (Finnland) gemessen. Der Torf wird dort mit dem HAKU-Verfahren abgebaut. Rund 80% des Torfabbaus erfolgen in Finnland mit dieser Methode (Tissari et al., 2006). Anhand der Daten von Tissari et al. (2006) wird eine mittlere Partikelgrößenverteilung bestimmt (Tabelle A 4).

Tabelle A 4: Partikelgrößen und Emissionsraten für ein Torfabbaugbiet in Finnland gemäss Tissari et al. (2006). Für die Bestimmung des gewichteten Mittels werden in der vorliegenden Studie die kursiv gedruckten Werte verwendet.

Phase des Abbaus	Massenanteil			Emissionsrate kg /ha
	< 2.5 µm	2.5 µm – 10 µm	> 10 µm	
<i>Milling</i>	10%	15%	75%	1.0
Harrowing	k.A.	k.A.	k.A.	7.1
<i>Ridging</i>	38%	23%	38%	3.8
<i>Harvesting, HAKU</i>	23%	15%	62%	4.0
Pile shaping	75%	5%	19%	k.A.
Leading to lorry	20%	12%	68%	vernachlässigbar
Wind erosion	74%	6%	20%	Nicht separat ausgewiesen
Gewichtetes Mittel	28%	18%	53%	

A1.5 SACHBILANZIERUNG VON TORF

Die Sachbilanzdaten des Torfabbaus (Tabelle A 5) und der Torfnutzung (Tabelle A 7) stammen von Boldrin et al. (2010). Zusätzlich wird die Landnutzung der Torfabbaustätte bilanziert. Gemäss Pappaanen & Leinonen (2010) liegt das Produktionsvolumen von Brenntorf in der EU 3'250 ktoe⁴² (entspricht $14.3 \cdot 10^6$ Tonnen), wobei die Produktionsfläche für Brenntorf in der EU 1'750 km² beträgt (EPAGMA, 2007). Basierend auf diesen Angaben wird für die Sachbilanzierung der Landnutzung von einem Torf-Ertrag von 8.16 kg/m² ausgegangen. Der Transport des Torfs zu einer Erdaufbereitungsanlage in der Schweiz (Tabelle A 6) basiert auf eigenen Annahmen.

⁴² Tausend Tonnen Öleinheit

Anhang 1

Tabelle A 5: Sachbilanz für den Abbau von Torf (inkl. Vorbereitung des Geländes) von gemäss Boldrin et al. (2010)

		Location	Unit	Peat, at mine
Produkt	Peat, at mine	RER	kg	1
Ressourcen	Peat		kg	1
	Occupation, mineral extraction site		m ² a	1.23E-01
Inputs	Diesel	Europe without CH	kg	5.70E-03
	Liquefied petroleum gas	Europe without CH	kg	2.10E-03
	Petrol, low-sulfur	Europe without CH	kg	7.30E-04
	Light fuel oil	Europe without CH	kg	2.00E-05
	Natural gas, from low pressure network (<0.1 bar), at service station	RoW	kg	3.69E-09
Emissions in Luft	Methane, biogenic		kg	1.99E-04
	Dinitrogen monoxide		kg	1.40E-05
	Carbon dioxide, fossil		kg	1.42E-01
	Carbon monoxide, fossil		kg	1.71E-04
	Nitrogen oxides		kg	4.80E-04
	Hydrocarbons, unspecified		kg	7.00E-05
	Particulates, < 2.5 um ¹⁾		kg	1.40E-05
	Particulates, > 2.5 um, and < 10um ¹⁾		kg	9.23E-06
	Particulates, > 10 um ¹⁾		kg	2.66E-05
Emissionen ins Wasser	Phosphorus		kg	5.80E-06
	Organic compounds (unspecified)		kg	3.00E-03
	COD		kg	1.80E-03
	Suspended solids (unspecified)		kg	1.70E-03
	Nitrogen, total		kg	1.80E-04
	Ammonia		kg	1.04E-04

¹⁾ Partikelgrößenverteilung gemäss Tabelle A 4

Tabelle A 6: Sachbilanzierung des Transports von Torf in die Schweiz

		Location	Unit	Peat, at substrate production plant
Produkt	Peat, at substrate production plant	CH	kg	1
Inputs	Peat, at mine	CH	kg	1
	Transport, freight, lorry, unspecified	RER	tkm	2.2

Anhang 1

Tabelle A 7: Sachbilanz von Torf während der Nutzungsphase gemäss Boldrin et al. (2010)

		Location	Unit	Peat, in use
Produkt	Peat, in use		kg	1
Emissions in Luft	Carbon dioxide, fossil		kg	8.15E-01
Emissionen ins Wasser	Nitrate		kg	5.70E-06
	Potassium		kg	6.70E-06
	Chloride		kg	2.30E-05
	Calcium		kg	6.30E-06
	Sodium		kg	2.60E-05
	Magnesium		kg	5.50E-06
	Sulfate		kg	5.90E-06
	Aluminium		kg	6.40E-07
	Iron		kg	6.80E-07
	Cadmium		kg	4.00E-10
	Chromium		kg	2.00E-09
	Copper		kg	4.00E-09
	Mercury		kg	6.00E-10
	Lead		kg	7.00E-09
	Zinc		kg	1.30E-06
	Manganese		kg	6.00E-08
	Arsenic		kg	7.00E-09
	Nickel		kg	8.00E-09
	Molybdenum		kg	1.00E-09
	Antimony		kg	3.00E-10
Emissionen in Boden	Cadmium		kg	2.00E-08
	Chromium		kg	2.20E-07
	Copper		kg	2.21E-07
	Mercury		kg	1.00E-08
	Nickel		kg	9.00E-08
	Lead		kg	1.20E-06
	Zinc		kg	4.00E-08
	Aluminium		kg	1.77E-04
	Iron		kg	1.26E-04
	Manganese		kg	2.40E-06
	Molybdenum		kg	3.00E-08
	Arsenic		kg	1.00E-07
	Antimony		kg	2.00E-08

A1.6 SACHBILANZIERUNG VON KOMPOST

Die Sachbilanz der Kompostierung (Tabelle A 8) basiert auf dem ecoinvent-v2.2-Datensatz für Kompost, wobei die Ammoniakemissionen wie in Abschnitt 5.1.2.3 beschrieben angepasst sind. Der Transport des Komposts zu einer Erdaufbereitungsanlage in der Schweiz basiert auf eigenen Annahmen und ist gemäss

Anhang 1

Tabelle A 9 bilanziert. Die Emissionen während der Nutzungsphase (Tabelle A 10) sind aus Boldrin et al. (2010) und Fuchs et al. (2007) abgeleitet (vgl. Abschnitt 5.1.2.3).

Tabelle A 8: Sachbilanz der Kompostierung

		Location	Unit	Compost, at plant
Produkt	Compost, at plant	CH	kg	1
Inputs	Diesel market for	CH	kg	2.68E-03
	Composting facility, open construction	CH	p	7.41E-09
	Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry processing	CH	tkm	6.22E-03
	Electricity, low voltage market for	CH	kWh	1.18E-02
Emissionen in die Luft	Methane, biogenic		kg	1.01E-02
	Dinitrogen monoxide		kg	2.81E-04
	Ammonia		kg	2.81E-04
	Carbon dioxide, fossil		kg	8.43E-03
	Carbon dioxide, biogenic			5.20E-01
	Carbon monoxide, fossil		kg	1.28E-04
	Nitrogen oxides		kg	4.53E-04
	Hydrogen sulfide		kg	5.28E-04
	Heat, waste		MJ	6.60E+00
Abfälle	Municipal solid waste treatment of, incineration	CH	kg	1.85E-05
	Wastewater, average treatment of, capacity 1.1E10l/year	CH	m ³	8.33E-04

Tabelle A 9: Sachbilanzierung des Transports von Kompost innerhalb der Schweiz

		Location	Unit	Compost, at substrate production plant
Produkt	Compost, at substrate production plant	CH	kg	1
Inputs	Compost, at plant	CH	kg	1
	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4	RER	tkm	0.07

Anhang 1

Tabelle A 10: Sachbilanz von Kompost während der Nutzungsphase

		Location	Unit	Compost, in use
Produkt	Compost, in use	CH	kg	1
Emissions in Luft	Dinitrogen monoxide		kg	2.75E-04
	Ammonia		kg	1.45E-05
	Carbon dioxide, biogenic		kg	3.38E-01
Emissionen ins Wasser	Nitrate		kg	2.35E-05
Emissionen in Boden	Cadmium		kg	5.67E-08
	Chromium		kg	1.13E-05
	Copper		kg	3.25E-05
	Cobalt		kg	2.38E-06
	Nckel		kg	9.02E-06
	Lead		kg	2.27E-05
	Zinc		kg	8.46E-05

A1.7 SACHBILANZIERUNG VON REISSPELZEN

Die Sachbilanzen für die verschiedenen Reisprodukte sind in Tabelle A 11 bis Tabelle A 14 dargestellt.

Anhang 1

Tabelle A 11: Sachbilanz von Reis gemäss Blengini & Busto (2009)

		Location	Unit	Paddy rice
Produkt	Paddy rice	IT	kg	1
Ressourcen	Occupation, arable, irrigated, intensive	-	m2a	1.422E+00
	Transformation, from unknown ¹⁾	-	m2	1.422E-02
	Transformation, to arable, irrigated, intensive ¹⁾	-	m2	1.422E-02
Inputs	Dried paddy rice	IT	kg	2.845E-02
	Horn meal	RoW	kg	2.444E-02
	Cyclic N-compound	RER	kg	3.570E-05
	Urea, as N	RER	kg	3.333E-02
	Phosphate fertiliser, as P2O5 triple superphosphate production	RER	kg	1.185E-02
	Potassium chloride, as K2O potassium chloride production	RER	kg	3.842E-02
	[sulfonyl]urea-compound production	RER	kg	7.966E-06
	Pesticide, unspecified production ²⁾	RER	kg	6.780E-04
	Glyphosate production	RER	kg	1.101E-04
	Phenoxy-compound production	RER	kg	1.195E-05
	Organophosphorus-compound, unspecified production	RER	kg	2.987E-05
	Excavation, hydraulic digger processing	RER	m3	7.112E-04
	Fertilising, by broadcaster processing	RoW	ha	1.422E-04
	Tillage, ploughing processing ³⁾	RoW	ha	2.134E-04
	Tillage, harrowing, by rotary harrow processing	RoW	ha	1.422E-04
	Sowing processing	RoW	ha	1.422E-04
	Application of PPP, by field sprayer processing	RoW	ha	1.422E-04
	Combine harvesting processing	RoW	ha	1.422E-04
	Phthalimide production	RER	kg	6.828E-05
	Electricity, low voltage market for	IT	kWh	1.660E-03
Transport, freight, unspecified ⁴⁾	RER	tkm	1.030E-01	
Irrigation	RoW	m3	2.817E+00	
Emissionen in die Luft	Methane, biogenic		kg	4.800E-02
	Dinitrogen monoxide		kg	2.000E-04
	Ammonia		kg	1.140E-03
Emissionen ins Wasser	Phosphorus to ground water		kg	1.195E-05
	Nitrate to ground water		kg	2.100E-02
	Phosphorus to surface water		kg	5.142E-05
	Nitrate to surface water		kg	8.500E-02
Emissionen in den Boden	Diuron		kg	1.821E-05
	Glyphosate		kg	1.101E-04
	Cycloxydim ⁵⁾		kg	1.195E-05
	Deltamethrin ⁶⁾		kg	2.134E-07
	Piperonyl butoxide ⁶⁾ *		kg	2.134E-07
	Trichlorfon		kg	2.987E-05
	Oxydiazon ⁷⁾ *		kg	1.785E-05
	Bispyribac-sodium ⁷⁾ *		kg	1.785E-05
	Pretilchlor ⁸⁾ *		kg	3.297E-04
	2,2-Dichloropropionic acid ⁸⁾ *		kg	3.297E-04
pesticide unspecified ⁹⁾ *		kg	7.966E-06	

1) Annahme: Nutzung als Reisfeld über 100 Jahre

Anhang 1

- 2) Diuron + pyrethroid-compounds
- 3) ploughing + tillage
- 4) 750 km für Samen, Düngemittel und Pestizide
- 5) umfasst Cycloxydim und Profoxydim
- 6) Annahme: Deltametrin : Piperonyl butoxide = 1:1
- 7) Annahme: Oxydiazon : Bispyribac-sodium = 1:1
- 8) Annahme: Pretilchlor : Dalapon (2,2-Dichloropropionic acid) = 1:1
- 9) Sulfonyl urea compounds

* nach der Methode der ökologischen Knappheit 2013 nicht bewertet. Die Analyse der Süsswasserökotoxizität des Reisanbaus mit USEtox zeigt, dass die Pestizide mit einem Stern (*) mit Ausnahme von Pretilchlor (welches <20% der Süsswasserökotoxizität ausmacht) wenig relevant sind.

Tabelle A 12: Sachbilanz von getrocknetem Reis gemäss Blengini & Busto (2009)

		Location	Unit	Dried paddy rice
Produkt	Dried paddy rice	IT	kg	1
Inputs	Paddy Rice	IT	kg	1.150E+0
	Electricity, low voltage	IT	kWh	8.333E-03
	Heat, district or industrial, other than natural gas heat production, light fuel oil, at industrial furnace	Europe without CH	MJ	7.000E-01

Tabelle A 13: Sachbilanzen von Parboiled Reis und Reisspelzen (Rice husk)

		Location	Unit	Menge	Allokationsfaktor
Parboiling					
Produkte	Parboiled rice	IT	kg	0.66 ¹⁾	91.5% ¹⁾
	Rice husk	IT	kg	0.16 ¹⁾	0.90% ¹⁾
	Other rice outputs	IT	kg	0.18 ¹⁾	7.60% ¹⁾
Inputs	Dried paddy rice	IT	kg	1.00E+00	
	Heat, district or industrial, natural gas	Europe without CH	MJ	1.57E+00 ²⁾	
	Electricity, low voltage	IT	kWh	1.01E-01 ²⁾	
	Tap water	Europe without CH	kg	1.00E+00 ²⁾	
Abwasser	Wastewater from maize starch production ³⁾	RoW	m ³	7.50E-04 ²⁾	

¹⁾ Gemäss Quantis (2012)

²⁾ Gemäss Blengini & Busto (2009)

³⁾ Die Abwasserentsorgung wird mit einem Prozess aus der Maisverarbeitung angenähert. Der COD-Gehalt des Abwassers aus der Maisverarbeitung liegt bei 7.34 kg/m³ (ecoinvent Centre, 2014), derjenige des Abwassers aus der Reisverarbeitung bei 2.2 kg/m³ (Blengini & Busto, 2009)

Tabelle A 14: Sachbilanzierung des Transports der Reisspelzen in die Schweiz

		Location	Unit	Rice husk, at substrate production plant
Produkt	Rice husk, at substrate production plant	CH	kg	1
Inputs	Rice husk	IT	kg	1
	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4	RER	tkm	3.50E-01

A1.8 SACHBILANZDATEN VON KOKOSPRODUKTEN

Die Sachbilanzdaten des Kokosanbaus stammen aus der World Food LCA Database (Mouron et al., 2015) und sind vertraulich. Die länderspezifischen Datensätzen werden in der vorliegenden Studie zu einem globalen Datensatz zusammengefasst, wobei für Indien basierend auf FAO (2001) ein Anteil an der globalen Kokosfaserproduktion von 80% angenommen wird (Tabelle A 15).

Tabelle A 15: Sachbilanz für einen globalen Kokosfaser-Datensatz basierend auf vertraulichen Datensätzen der World Food LCA Database.

				Menge
Produkt	Coconut husk, at farm	GLO	kg	1
Inputs	Coconut husk, at farm (WFLDB 3.0)	IN	kg	0.8
	Coconut husk, at farm (WFLDB 3.0) – with yield correction	ID	kg	0.1
	Coconut husk, at farm (WFLDB 3.0)	PH	kg	0.1

Die Sachbilanzdaten der Extraktion und der Verarbeitung des Cocopeat stammen von Quantis (2012) und sind im vertraulichen Anhang auf Seite 133 aufgeführt. Die Sachbilanzdaten für den Transport in die Schweiz sind in Tabelle A 16 gegeben (vgl. auch Tabelle 5-9). In der Schweiz werden die Kokosfasern und der Cocopeat aufgewässert (vgl. Tabelle 5-10). Die dafür nötigen Wassermengen sind in Tabelle A 17 aufgeführt.

Tabelle A 16: Sachbilanzierung des Transports von Cocopeat in die Schweiz

		Location	Unit	Cocopeat, dry, at substrate production plant	Coir fibre, dry, at substrate production plant
Produkt	Cocopeat, dry, at substrate production plant	CH	kg	1	0
	Coir fibre, dry, at substrate production plant	CH	kg	0	1
Inputs	Cocopeat, pressed, ready for transport	CL	kg	1.000E+00	0
	Coir fibre, pressed, ready for transport	CL	kg	0	1.000E+00
	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4	RoW	tkm	1.000E-01	1.000E-01
	Transport, freight, sea, transoceanic ship	GLO	tkm	1.26E+01	1.26E+01
	Transport, freight, inland waterways, barge	RER	tkm	7.030E-01	7.030E-01
	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4	RER	tkm	1.100E-01	1.100E-01

Anhang 1

Tabelle A 17: Sachbilanzierung für Cocopeat und Kokosfasern im aufgewässerten Zustand

		Location	Unit	Cocopeat, wet, at substrate production plant	Coir fibre, wet, at substrate production plant
Produkt	Cocopeat, wet, at substrate production plant	CH	kg	1	0
	Coir fibre, wet, at substrate production plant	CH	kg	0	1
Inputs	Water, unspecified origin	CH	l	0.6	0.5
	Cocopeat, dry, at substrate production plant	CH	kg	0.4	
	Coir fibre, dry, at substrate production plant	CH	kg		0.5

A1.9 SACHBILANZDATEN DER NUTZUNGSPHASE (EXKL. TORF UND KOMPOST)

Für Rindenkompost, Cocopeat, Kokosfasern, Reisspelzen, Holzhäcksel fein, Landerde und Holzfasern werden die Lachgas- und Schwermetallemissionen der Nutzungsphase gemäss Abschnitt 5.1.1.2 (Seite 45) bestimmt (Tabelle A 18).

Anhang 1

Tabelle A 18: Sachbilanzierung der Nutzungsphase von Rindenkompost, Cocopeat, Kokosfasern, Reisspelzen, Holzhäcksel fein, Landerde und Holzfasern.

		Location	Unit	Bark compost, in use	Co-copeat, in use	Coir fibre, in use	Rice husk, in use	Saw dust, in use	Top soil (Landerde), in use	Wood fibres, in use	Toresa, in use	TEFA, in use
Produkt	Bark compost, in use	CH	kg	1								
	Cocopeat, in use	CH	kg		1							
	Coir fibre, in use	CH	kg			1						
	Rice husk, in use	CH	kg				1					
	Saw dust, in use	CH	kg					1				
	Top soil (Landerde), in use	CH	kg						1			
	Wood fibres, in use	CH	kg							1		
	Toresa, in use	CH	kg								1	
	TEFA, in use	CH	kg									1
Inputs	Bark compost, at substrate production plant	CH	kg	1								
	Cocopeat, at substrate production plant	CH	kg		1							
	Coir fibre, at substrate production plant	CH	kg			1						
	Rice husk, at substrate production plant	CH	kg				1					
	Saw dust, wet, measured as wet mass, swiss wood, at substrate production plant*	CH	kg					1				
	Top soil (Landerde), at substrate production plant	CH	kg						1			
	Wood fibres, at substrate production plant	CH	kg							1	1	
	TEFA, at substrate production plant	CH	kg									1
	Emissionen in die Luft	Dinitrogen monoxide		mg	97.5	104	35.4	132	23.3	4.34	81.3	114
Emissionen in den Boden	Cadmium		mg	0	vertraul.	0.077	0	0	0	0	0	0.050
	Copper		mg	0.942	vertraul.	0.805	2.34	1.18	0	1.18	1.18	2.50
	Lead		mg	0.942	vertraul.	0.293	1.08	1.18	0	1.18	1.18	0.80
	Zinc		mg	7.06	vertraul.	6.33	31.8	8.82	0	8.82	8.82	17.3

* wet mass : dry mass = 1.7 kg : 1 kg für "saw dust"

A1.10 POINSETTIENKULTIVIERUNG

Tabelle A 19 gibt eine Übersicht über die Sachbilanzierung des Substrattransports von der Erdaufbereitungsanlage zum Endnutzer sowie der Poinsettienkultivierung.

Anhang 1

Tabelle A 19: Sachbilanzierung der Distribution für Substrate des Zierpflanzenbaus und der Poinsettienkultivierung

		Location	Unit	Growing medium for ornamental plants, company A, peat reduced, at user	Growing medium for ornamental plants, company A, conventional mix, at user	Poinsettia in peat reduced growing medium	Poinsettia in conventional growing medium
Produkt	Growing medium for ornamental plants, company A, peat reduced, at user	CH	m3	1			
	Growing medium for ornamental plants, company A, conventional mix, at user	CH	m3		1		
	Poinsettia in peat reduced growing medium	CH	P			1	
	Poinsettia in conventional growing medium	CH	P				1
Inputs	Transport, freight, lorry, unspecified	RER	tkm	1.01E+02	1.21E+02		
	Electricity, low voltage market for	CH	kWh				
	Heat, central or small-scale, natural gas heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW	CH	MJ			9.538E-01	9.54E-01
	Heat, district or industrial, other than natural gas heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1MW	CH	MJ			8.125E-01	8.13E-01
	Heat, central or small-scale, other than natural gas heat production, wood pellet, at furnace 300kW, state-of-the-art	CH	MJ			2.713E-01	2.71E-01
	Heat, district or industrial, other than natural gas heat, from municipal waste incineration to generic market for heat	CH	MJ			2.713E-01	2.71E-01
	Growing medium for ornamental plants, company A, peat reduced, at substrate production plant	CH	m3	1.00E+00			
	Growing medium for ornamental plants, company A, conventional mix, at substrate production plant	CH	m3		1.00E+00		
	Growing medium for ornamental plants, company A, peat reduced, at user	CH	m3			4.65E-04	
	Growing medium for ornamental plants, company A, conventional mix, at user	CH	m3				4.65E-04
	Peat, use phase only	CH	kg			2.51E-02	6.98E-02
	Cocopeat, use phase only	CH	kg			2.33E-02	2.33E-02
	Bark compost, use phase only	CH	kg			1.40E-01	
	NPK compound	RER	kg				2.30E-03
	Nitrogen fertiliser, as N market for	GLO	kg			6.62E-04	
	pesticide, unspecified market for	GLO	kg				1.45E-05
Emissionen in die Luft	Dinitrogen monoxide		kg			2.63E-05	1.87E-05
	Ammonia		kg			5.43E-05	4.76E-05
Emissionen in den Boden	Pymetrozine		kg				4.34E-06
	Thiamethoxam		kg				1.45E-06

Anhang 1

A1.11 SUBSTRATMISCHUNGEN FÜR BAUMSCHULEN

Die Sachbilanzdaten für die Distribution und Nutzung der drei verschiedenen Substratmischungen für Baumschulen sind in Tabelle A 20 zusammengestellt.

Tabelle A 20: Sachbilanzierung der Distribution und Nutzung von Substraten für den Baumschulbereich

		Location	Unit	Growing medium for tree nurseries, company A, peat reduced, at user	Growing medium for tree nurseries, company B, conventional mix, at user	Growing medium for tree nurseries, company B, peat free, at user	Growing medium for tree nurseries, company A, peat reduced, at user, with use phase	Growing medium for tree nurseries, company B, conventional mix, at user, with use phase	Growing medium for tree nurseries, company B, peat free, at user, with use phase
Produkt	Growing medium for tree nurseries, company A, peat reduced, at user	CH	m3	1					
	Growing medium for tree nurseries, company B, conventional mix, at user	CH	m3		1				
	Growing medium for tree nurseries, company B, peat free, at user	CH	m3			1			
	Growing medium for tree nurseries, company A, peat reduced, at user, with use phase	CH	m3				1		
	Growing medium for tree nurseries, company B, conventional mix, at user, with use phase	CH	m3					1	
	Growing medium for tree nurseries, company B, peat free, at user, with use phase	CH	m3						1
Inputs	Transport, freight, lorry, unspecified	RER	tkm	7.55E+01	6.98E+01	9.64E+01			
	Growing medium for tree nurseries, company A, peat reduced, at user	CH	m3	1.00E+00					
	Growing medium for tree nurseries, company B, conventional mix, at user	CH	m3		1.00E+00				
	Growing medium for tree nurseries, company B, peat free, at user	CH	m3			1.00E+00			
	Growing medium for tree nurseries, company A, peat reduced, at user	CH	m3				1.00E+00		
	Growing medium for tree nurseries, company B, conventional mix, at user	CH	m3					1.00E+00	
	Growing medium for tree nurseries, company B, peat free, at user	CH	m3						1.00E+00
	Peat, use phase only	CH	kg				7.20E+01	4.86E+01	
	Cocopeat, use phase only	CH	kg						5.50E+01
	Bark compost, use phase only	CH	kg				1.98E+02	1.08E+02	2.16E+02
	Rice husk, use phase only	CH	kg				1.65E+01	2.48E+01	6.60E+00
	Wood fibres, use phase only	CH	kg				1.56E+01		
	Toresa, use phase only	CH	kg					2.93E+01	3.90E+01
	Compost, use phase only	CH	kg					6.84E+01	

A1.12 SUBSTRATMISCHUNGEN FÜR DEN GEMÜSEBAU

In Tabelle A 21 sind die Sachbilanzdaten der Distribution und Nutzung der Substratmischungen für den Gemüsebau aufgeführt.

Anhang 1

Tabelle A 21: Sachbilanzierung der Distribution und Nutzung von Substratmischungen für den Gartenbau

		Location	Unit	Growing medium for vegetables, company A, conventional mix, at user	Growing medium for vegetables, company B, peat reduced, at user	Growing medium for vegetables, company A, conventional mix, at user, with use phase	Growing medium for vegetables, company B, peat reduced, at user, with use phase
Produkt	Growing medium for vegetables, company A, conventional mix, at user	CH	m3	1			
	Growing medium for vegetables, company B, peat reduced, at user	CH	m3		1		
	Growing medium for vegetables, company A, conventional mix, at user, with use phase	CH	m3			1	
	Growing medium for vegetables, company B, peat reduced, at user, with use phase	CH	m3				1
Inputs	Transport, freight, lorry, unspecified	RER	tkm	8.90E+01	1.16E+02		
	Growing medium for vegetables, company A, conventional mix, at substrate production plant	CH	m3	1.00E+00			
	Growing medium for vegetables, company B, peat reduced, at substrate production plant	CH	m3		1.00E+00		
	Growing medium for vegetables, company A, conventional mix, at user	CH	m3			1.00E+00	
	Growing medium for vegetables, company B, peat reduced, at user	CH	m3				1.00E+00
	Peat, use phase only	CH	kg			3.56E+02	2.58E+02
	Compost, use phase only	CH	kg				2.05E+02
Emissionen in die Luft	Dinitrogen monoxide		kg			3.54E-03	4.79E-03
	Ammonia		kg			7.29E-03	4.37E-03