

Unsicherheiten überwinden, grüne Märkte erschließen. Kompass zur Defossilisierung der Petrochemie in Deutschland

Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt
„Green Feedstock for a Sustainable
Chemistry – Energiewende und Ressour-
ceneffizienz im Kontext der dritten
Feedstock-Transformation der chemischen
Industrie“

*Alexander Scholz
Ylva Kloo
Svenja Theisen
Mathieu Saurat
Dr. Clemens Schneider
Dr. Kathleen Meisel
Lilli Röder
Niels Dögnitz
Prof. Dr. Dieter Stapf
Anna Reeves*

Herausgeberin:

Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH
Döppersberg 19
42103 Wuppertal
www.wupperinst.org

Autor*innen:

Alexander Scholz, Ylva Kloo, Svenja Theisen, Mathieu Saurat
(Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH)

Dr. Clemens Schneider
(Universität Kassel)

Dr. Kathleen Meisel, Lilli Röder, Niels Dögnitz
(Deutsches Biomasseforschungszentrum)

Prof. Dr. Dieter Stafp, Anna Reeves
(Karlsruher Institut für Technologie)

Bitte die Publikation folgendermaßen zitieren:

Scholz, A., Kloo, Y., Theisen, S., Saurat, M., Schneider, C., Meisel, K., Röder, L., Dögnitz, N., Stafp, D., Reeves, A. (2025): Unsicherheiten überwinden, grüne Märkte erschließen. Kompass zur Defossilisierung der Petrochemie in Deutschland. Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt GreenFeed. Wuppertal Institut.

Danksagung

Diese Publikation ist entstanden innerhalb des Forschungsprojekts „Green Feedstock for a Sustainable Chemistry – Energiewende und Ressourceneffizienz im Kontext der dritten Feedstock-Transformation der chemischen Industrie (GreenFeed)“. Das vom Wuppertal Institut geleitete Forschungsprojekt exploriert gemeinsam mit seinen Partnern, der Universität Kassel, dem Karlsruher Institut für Technologie und dem Deutschen Biomasseforschungszentrum, mögliche Pfade für eine Transformation der heutigen Petrochemie hin zu einem zirkulären und auf erneuerbaren Rohstoffen basierenden System. Die Herausgeberin dankt allen beteiligten Forschungsinstituten, dem Fördermittelgeber und seinem Projektträger sowie den projektexternen Expert*innen aus Wissenschaft und Industrie für die konstruktive Zusammenarbeit im Gesamtprojekt.

Disclaimer

Das diesem Bericht zugrunde liegende Forschungsprojekt wird mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK) unter dem Förderkennzeichen 03EI5003A durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt dieses Berichts liegt bei den Autor*innen.

Projektaufzeit: März 2022 – Mai 2025

Projektkoordination:

Alexander Scholz
alexander.scholz@wupperinst.org
Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie gGmbH

Projektwebsite: <https://wupperinst.org/p/wi/p/s/pd/1993>

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	5
Abbildungsverzeichnis	6
1 Hintergrund und Zielsetzung	8
2 Pfade zu einer defossilen Chemieindustrie	10
2.1 Methodik	10
2.2 Szenariophilosophie	12
2.3 Szenarioergebnisse	14
2.4 Notwendige Voraussetzungen	17
2.5 Exkurs: Effizienz im gesellschaftlichen Umgang mit Kunststoffen	19
3 Robuste Technologien in einer defossilen Chemieindustrie und ihr möglicher Beitrag zu einem resilienten Produktionssystem	25
3.1 Systemischer Überblick	25
3.2 Steamcracker	28
3.3 Methanolsynthese	39
3.4 Methanol-to-Olefins	46
3.5 Methanol-to-Aromatics	54
3.6 Vergasung von Biomasse	58
3.7 Pyrolysetechnologien für Kunststoffabfälle	64
3.8 Vergasungstechnologien für Kunststoffabfälle	69
3.9 Solvolysetechnologien für Kunststoffabfälle	76
3.10 Biobasierte Routen: PLA	79
3.11 Biobasierte Routen: PTA	81
3.12 Biobasierte Routen: Organosolv-Verfahren	84
3.13 Biobasierte Routen: Zuckergewinnung aus Stärke	86
3.14 Biobasierte Routen: Polyole	88
3.15 Die Rolle von Kunststoff in einer zukünftigen Bioökonomie	91
3.16 Infrastrukturelle Voraussetzungen für eine biobasierte Produktion	93
4 Mögliche Game-Changer	95
4.1 CO ₂ -basierte elektrochemische Synthesen	95
4.2 Feedstock-Raffinerie	95
4.3 Fluid-Catalytic-Cracking (FCC) und Hydrocracking	96
4.4 Alternative Biopolymere	96
4.5 Günstige Ethanolimporte	97
4.6 Alternative Verfahren zur Bereitstellung von Butadien und Aromaten	97
5 Wie kann die deutsche Industrie auf einen defossilen Pfad gelangen?	99
5.1 Implikationen für Industrie und Politik	99
5.2 Implikationen für Forschung und Entwicklung	101
6 Anhang	103
6.1 Potentialszenarien für Biomasse-Verfügbarkeit	103
6.2 Sensitivitätsrechnungen für die Biomasse-Nutzung	105
7 Literatur	107

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der in Deutschland betriebenen Steamcracker.	30
Tabelle 2: Angenommene Entwicklung des TRL für die untersuchten Einzeltechnologien.	32
Tabelle 3: Kurzfristige Feedstock-Flexibilität für Steamcracker-Betreiber.	34
Tabelle 4: TRL der Einzeltechnologien der Synthesegas-Produktionsketten aus Kunststoffabfällen für unterschiedliche Vergasungstechnologien.	72
Tabelle 5: Vergleich der Ökobilanzierungsergebnisse für PLA.	81
Tabelle 6: Kostenvergleich für Bio-PET Routen.	83
Tabelle 7: Vergleich der Ökobilanzierungs-Ergebnisse für PTA.	83
Tabelle 8: Ökobilanzierungsergebnisse für ligninbasiertes PUR.	91
Tabelle 9: Parameter der Biomasseverfügbarkeitsszenarien.	103
Tabelle 10: Sensitivitätsrechnungen für Biomasse-Nutzung im Carbon-Looping-Szenario.	106
Tabelle 11: Sensitivitätsrechnungen für Biomasse-Nutzung im Open Carbon Economy-Szenario.	106

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Modellarchitektur EDM-S und EDM-I sowie Rolle der Projektpartner.	11
Abbildung 2: Feedstockeinsatz in Deutschland.	15
Abbildung 3: High Value Chemicals-Produktion in Deutschland.	16
Abbildung 4: Polymerproduktion in Deutschland.	16
Abbildung 5: Angenommene Abfallpreise für das chemische Recycling in Deutschland.	18
Abbildung 6: Polymernachfrage in Deutschland (Baseline & Effizienz Case).	20
Abbildung 7: Polymerproduktion in Deutschland (Effizienz Case, CL und OCE Szenario).	21
Abbildung 8: Vergleich der Produktionskosten für die Polymerbereitstellung.	21
Abbildung 9: Feedstockeinsatz in Deutschland, Carbon Looping, Baseline & Effizienz Case.	22
Abbildung 10: HVC Produktion in Deutschland, Carbon Looping, Baseline & Effizienz Case.	23
Abbildung 11: Feedstockeinsatz in Deutschland, Open Carbon Economy, Baseline & Effizienz Case.	24
Abbildung 12: HVC Produktion in Deutschland, Open Carbon Economy, Baseline & Effizienz Case.	24
Abbildung 13: Systemischer Überblick petrochemischer Produktionstechnologien.	25
Abbildung 14: Verwendung von Kunststoffabfällen in den GreenFeed-Szenarien.	27
Abbildung 15: Verwendung von Biomasse in den GreenFeed-Szenarien.	28
Abbildung 16: Kosten des Kohlenstoffmanagements beim Naphtha-Steamcracking für das Jahr 2035.	35
Abbildung 17: Kosten- und Erlösstruktur für das Steamcracking von fossilem Naphtha und Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen im Vergleich zur MtO im Jahr 2035.	36
Abbildung 18: Methanol-Gestehungskosten für unterschiedliche Rohstoffe und modellierte Grenzkosten der Methanol-Bereitstellung (als Näherungswert für Marktpreis) in den beiden Szenarien CL und OCE.	41
Abbildung 19: Unternehmensgewinne bzw. Wertschöpfung aus der Verwendung von Kunststoffabfall für die Methanol-Erzeugung im CL-Szenario.	42
Abbildung 20: Unternehmensgewinne bzw. Wertschöpfung aus der Verwendung von Kunststoffabfall für die Methanol-Erzeugung im OCE-Szenario.	42
Abbildung 21: Vergleich der Iso-Produktionskostenlinien für den Einsatz von grünem Methanol im Jahr 2045 für verschiedene Einsatzzwecke.	44
Abbildung 22: Inländische Versorgungsmöglichkeiten für MtO.	47
Abbildung 23: Ökonomische Schwellenwerte zum Einsatz der MtO gegenüber Naphtha-Steamcracking in Abhängigkeit der Höhe des ETS-Preises bzw. einer Abgabe auf fossilen Kohlenstoff.	49
Abbildung 24: Kosten- und Erlös-Schaubild für das Mittel der Jahre 2014 bis 2023 für eine nicht vertikal integrierte Olefin-Produktion in Europa.	51
Abbildung 25: Monatsmittel der Rohstoffpreise und Deckungsbeiträge für MtO und Naphtha-Steam Cracking in Europa von 2010 bis 2023.	51
Abbildung 26: Kosten- und modellierte Erlössituation für MtO und Steamcracking.	52
Abbildung 27: Kosten- und Erlösstruktur der MtA.	57
Abbildung 28: Sensitivitätsrechnungen für die Kosten der Methanolherstellung auf Basis von Biomasse-Vergasung im Jahr 2045.	62
Abbildung 29: Kosten- und Erlösstruktur für das Steamcracking von fossilem Naphtha und Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen im Vergleich zur MtO im Jahr 2035.	67
Abbildung 30: Vergleich der Feedstock-Preise für Pyrolyseöl und Naphtha.	68

Abbildung 31: Methanol-Gestehungskosten für unterschiedliche Rohstoffe und modellierte Grenzkosten der Methanol-Bereitstellung (als Näherungswert für Marktpreis) in den beiden Szenarien CL und OCE.-----	74
Abbildung 32: Kostenvergleich für PLA-Routen.-----	80
Abbildung 33: Kostenvergleich Organosolv-Produkte.-----	85
Abbildung 34: Kosten für Zuckergewinnung aus Stärke.-----	88
Abbildung 35: Kosten für die PUR-Produktion auf Basis von Lignin.-----	90
Abbildung 36: Wert von Zucker zur Herstellung von PLA und gesamter Zucker-Einsatz für Kunststoffe in Europa. -----	92
Abbildung 37: Aggregierte Ergebnisse Biomasseverfügbarkeitsszenarien und Abgleich mit VCI-Bedarfen.-----	104

1 Hintergrund und Zielsetzung

Eine Transformation der petrochemischen Industrie zu einem auf erneuerbaren Rohstoffen basierenden Kreislaufsystem **ist von zentraler Bedeutung für eine resiliente klimaneutrale Wirtschaft**. Schon heute entfallen in Deutschland rund 17 % der Nachfrage nach Mineralölprodukten auf die Weiterverarbeitung in der chemischen Industrie, davon allein 10 Mio. t Naphtha pro Jahr (BAFA, 2023). **Ohne fundamentalen Kurswechsel dürfte die Petrochemie langfristig zum wichtigsten Nachfrager treiber für Erdöl werden** (McKinsey, 2024).

Heute werden Mineralölprodukte in der chemischen Industrie vor allem für die Herstellung sogenannter High-Value Chemicals (HVC) benötigt, die als Plattformchemikalien wiederum der Polymerproduktion dienen. Diese Teile der Wertschöpfungskette sind für die heimische Wirtschaft von größter Bedeutung: Von den 166 Mrd. € Umsatz der deutschen Chemieindustrie entfiel im Jahr 2023 die Hälfte auf die Marktsegmente Petrochemikalien und Polymere (VCI, 2024). Mit einem Anteil von 38 % am Umsatz der europäischen Petrochemie und dem weltweit dritten Platz sind die deutschen Produktionsstandorte auch im internationalen Vergleich von herausragender ökonomischer Relevanz (Cefic, 2023; VCI, 2023). Mit diesen Aktivitäten einher gehen jedoch sehr hohe Treibhausgasemissionen, die sowohl während der Herstellungsverfahren, als auch am Ende der Produktlebensdauer anfallen, also wenn Kunststoffe verbrannt werden oder sich langsam in der Umwelt zersetzen. Wie viele Emissionen über die gesamte chemische Wertschöpfungskette anfallen, ist statistisch nicht erfasst – geschätzt werden diese jedoch auf über 110 Mio t. CO₂_{äq} (FutureCamp & DECHEMA, 2019).

Angesichts der heutigen Energie- und Rohstoffbasis setzen viele Szenarien auch für die Zukunft auf ein fossiles Produktionssystem, das mit Hilfe von Carbon Capture, Utilization and Storage (CCUS) in Richtung CO₂-Neutralität gebracht werden soll (vgl. Kloo et al., 2023). **Diese Strategie greift jedoch aus mehreren Gründen zu kurz:**

- Etwa 60 % der THG-Emissionen entstehen in den vor- und nachgelagerten Stufen der Wertschöpfungsketten, insbesondere bei der thermischen Verwertung der Produkte am Ende ihres Lebenszyklus (Agora Industrie & Carbon Minds, 2022). Große Teile der THG-Emissionen würden durch CCUS an den Produktionsanlagen daher nicht adressiert werden.
- Eine klimaneutrale Produktion ist mit CCUS allein nach heutigem Kenntnisstand nicht möglich, denn die CO₂-Abscheideraten sind begrenzt. Aktuelle Pilotprojekte erzielen Abscheidungen von bis zu 80-90 % des CO₂ (Dziejarski et al., 2023), die sich jedoch auch im großtechnischen Betrieb noch bewähren müssen. Sollten sich diese Raten nicht auf nahezu 100 % erhöhen lassen, verbleiben mehrere Mio. t CO₂, die jedes Jahr auf andere Weise kompensiert werden müssen.
- Die Verfügbarkeit von CO₂-Speichern ist begrenzt, deren Exploration und Freigabe langwierig (Wallmann & Löschke, 2024). Eine Vermeidung von CO₂ sollte oberste Priorität haben.

- CCU wiederum ist in den meisten Fällen nicht klimaneutral, denn die Freisetzung des CO₂ verzögert sich lediglich um die Produktlebenszeit bzw. die Verweildauer in Recyclingkreisläufen (Erlach et al., 2024). Ein CCU-basiertes Produktionssystem, das CO₂ im Kreislauf führt, ist extrem energieintensiv - allein der Wasserdurstbedarf für die HVC-Produktion wird auf 150 TWh geschätzt (BMWK, 2024).
- Auch die Förderung und der Transport fossiler Rohstoffe wie Erdöl und Erdgas führen zu erheblichen Umweltschäden und leckagebedingten Emissionen.
- Die langfristige Verfügbarkeit des wichtigsten petrochemischen Feedstocks Naphtha ist angesichts des globalen Umstiegs auf Elektromobilität und des damit verbundenen Phase-Outs von Raffinerien ungewiss.

Stattdessen bedarf es einer umfassenden Defossilisierung der Energie- und Rohstoffbasis und einer Transformation der heutigen Polymerindustrie hin zu einem Kreislaufsystem. **Nur so kann Klimaneutralität über die gesamte Wertschöpfungskette** erreicht werden. In Kombination mit CCS ließen sich sogar netto negative Emissionen mit hohem Systembeitrag zur Transformation der Gesamtwirtschaft erzielen. Ein defossiles System verhindert den stetigen Neueintrag von fossilem Kohlenstoff in Umwelt und Gesellschaft, fördert die wirtschaftliche Erschließung heimischer Rohstoffe, trägt massiv zur Lösung der Abfallproblematik bei und stärkt die Unabhängigkeit von Petrostaaten. Eine Kreislaufführung des Kohlenstoffs maximiert zudem die Energie- und Rohstoffeffizienz, benötigt deutlich weniger Wasserstoff als ein CO₂-basiertes System und vermeidet hohe Restemissionen bei der Abscheidung.

Welche Pfade zu einem solchen System führen und welchen Beitrag einzelne Bausteine wie das chemische Recycling von Kunststoffabfällen oder der Einsatz von Bio-Polymeren und synthetischen Feedstocks leisten können, **untersuchte das Forschungsprojekt GreenFeed**. Im Zeitraum 2022 – 2025 wurden kostenoptimierte Langfristszenarien für eine fossilfreie Polymerindustrie entwickelt, die auf eigens durchgeführten Ressourcen- und Technologiebewertungen basieren. Die Arbeiten wurden von einem Industriekonsortium begleitet, Forschungsansätze und Zwischenergebnisse in Stakeholder-Workshops mit Expert*innen aus Wissenschaft und Praxis diskutiert. **Die vorliegende Roadmap kondensiert die zentralen Erkenntnisse** aus drei Jahren Forschung und versteht sich als Kompass für die **Defossilisierung der heutigen Petrochemie und die Erschließung neuer grüner Märkte**.

Kapitel 2 präsentiert zunächst die im Projekt modellierten **Szenario-Pfade** hin zu einem defossilen Produktionssystem und beleuchtet grundlegende Prämissen für deren Realisierung. **Kapitel 3 bewertet zentrale Technologien** im Hinblick auf ihre Rolle in einer defossilen Chemieindustrie. **Kapitel 4 widmet sich potentiellen Game Changer Technologien**, deren möglicher Beitrag für die Transformation wegen ihres frühen Entwicklungsstadiums noch unklar ist. **Abschließend diskutiert Kapitel 5 Handlungsempfehlungen** für Industrie, Politik und Wissenschaft, um die Weichen für eine defossile Zukunft zu stellen.

Wir wünschen Ihnen eine erkenntnisreiche Lektüre und bedanken uns bei allen Expert*innen aus Industrie und Wissenschaft für die zahlreichen Austauschformate. Besuchen Sie auch gerne unsere Projektwebsite, wo Sie weitere in GreenFeed veröffentlichte Produkte finden können, unter <https://wupperinst.org/p/wi/p/s/pd/1993>.

2 Pfade zu einer defossilen Chemieindustrie

2.1 Methodik

Zentrales Ergebnis des GreenFeed Projektes sind die mithilfe des Industriemodells WISEE EDM-I erstellten kostenoptimierten Langfristszenarien für eine fossilfreie Polymerindustrie. Das Erkenntnisinteresse des angewendeten Modellierungsansatzes liegt in den Bedingungen und Chancen einer erfolgreichen Brownfield Conversion, also einer Transformation eines existierenden Systems und seiner Herausforderungen durch potenzielle Newcomer.

Das WISEE EDM-I ist ein lineares Kostenoptimierungsmodell, das eine gegebene Nachfrage mit der Produktion aus bestehenden Industrieanlagen und Neuinvestitionen bedient. Die im Modell enthaltenen Industrieanlagen umfassen 50 verschiedene Typen, einschließlich neuer defossiler Produktionsrouten und Energiebereitstellung. Die Optimierung erfolgt einerseits hinsichtlich der technologischen und räumlichen Verteilung von Neuinvestitionen und andererseits hinsichtlich der Auslastung der petrochemischen Produktionsanlagen. Bei Neuinvestitionen, entweder als Ersatz für veraltete Anlagen, die außer Betrieb genommen wurden, oder aufgrund eines erhöhten Bedarfs für bestimmte Prozesse, wird zwischen Technologien mit fossilen oder alternativen Feedstocks gewählt. Gleichzeitig optimiert das Modell auf Basis der Systemgrenzen das Gesamtsystem in Richtung minimaler Kosten. Der Zeitrahmen erstreckt sich von 2020 bis 2050. Die Modellierung der Szenarien erfolgt unter der zentralen Rahmenbedingung einer vollständig defossilisierten europäischen Petrochemie im Jahr 2050.

Die Modellierung der europäischen Petrochemie im WISEE EDM-I basiert im Wesentlichen auf folgenden Daten:

- Für die Projektion der europäischen Nachfrage nach Primärpolymeren sowie des resultierenden Abfallaufkommens und entsprechenden Recyclingpotenzials bis zum Jahr 2050 wurde in GreenFeed ein eigenes Stoffstrommodell entwickelt (WISEE EDM-S). Dieses Modell umfasst basierend auf Plastics Europe (2024) 18 Polymere und 7 Sektoren (PlasticsEurope, 2023). Nicht enthalten sind Polymere, die für Anwendungen außerhalb des Kunststoffsektors verwendet werden (bspw. Textilien, Farben, Lacke und Klebstoffe). Mithilfe von Materialflussanalysen wurden verschiedene Nachfrage- und Abfallszenarien berechnet. Der Modellcode und seine Datenquellen wurden bereits veröffentlicht (Saurat, 2024).
- Bestehende Produktionsanlagen der europäischen Petrochemie entstammen einer internen und fortlaufend aktualisierten Datenbank des Wuppertal Instituts (inkl. Standort, Produktionskapazität, Infrastrukturbindung, Anlagenalter).
- Technologiedaten für petrochemische Produktionsprozesse wie Materialinput, -output, Energiebedarf, CAPEX und OPEX wurden von den Projektpartnern KIT (Recyclingtechnologien), DBFZ (Biopolymer-Technologien) und WI (konventionelle und sonstige) im Rahmen von Technologiebewertungen beschafft. Zentrale Datenquellen sind hier umfangreiche Literaturrecherchen, Expertengespräche sowie eigene Labormessungen und Prozesssimulationen.
- Daten zur Verfügbarkeit und Einsatzfähigkeit von Kunststoffabfall-Faktionen für die verschiedenen Verfahren des chemischen Recyclings bis 2050 entstammen Materialflussanalysen und Experteneinschätzung des KIT.

- Daten zur Verfügbarkeit von Biomasse für Biopolymere und Biomassevergasung entstammen Projekt-Szenarien des DBFZ (siehe Anhang).
- Energie- und Feedstockpreise auf Basis von Literaturwerten.

Im Rahmen eines umfassenden Austauschs mit Experten aus Industrie und Wissenschaft wurden die vorliegenden Modelldaten und -annahmen diskutiert und validiert. Dieser Austausch erfolgte in Form von sieben Stakeholder- und Expertenworkshops sowie zahlreichen Dialogen mit dem Industriebeirat und weiteren Vertreter*innen aus Industrie und Wissenschaft. Abbildung 1 gibt eine Übersicht zur Modellarchitektur und der Rolle der Projektpartner.

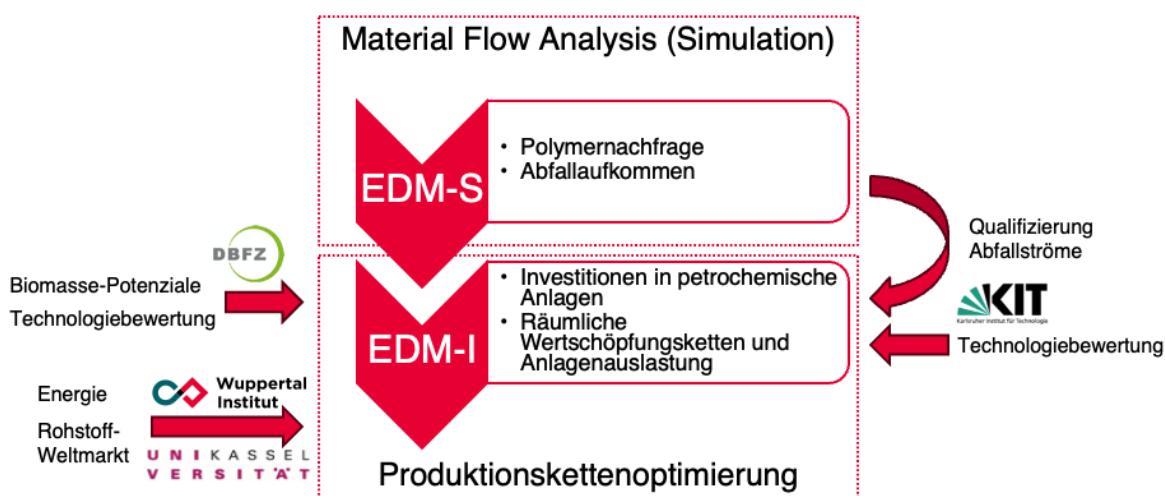


Abbildung 1: Modellarchitektur EDM-S und EDM-I sowie Rolle der Projektpartner.

Im EDM-I Petrochemie-Modell wird die Petrochemie in der EU27+3, d.h. inkl. Schweiz, UK und Norwegen, abgebildet. Diese umfasst die petrochemische Prozesskette, beginnend mit den Rohstoffen aus den Raffinerien, über Plattformchemikalien, High Value Chemicals (HVC), Intermediäre und schließlich Polymere. Die im Modellierungsumfang enthaltenen Feedstocks umfassen Naphtha, LPG, Aromaten aus katalytischem Reforming, Propylen aus katalytischem Cracker, verschiedene Biomassen und Kunststoffabfälle, Wasserstoff, grünes Naphtha und importiertes Methanol. Unter HVC fallen die Olefine Ethylen und Propylen, sowie die Aromaten Butadien, Benzol, Toluol und Para-Xylol. Zum Portfolio der Produktionsrouten für HVC zählt das Steamcracking von fossilen Kohlenwasserstoffen als auch von Fischer-Tropsch-Naphtha und Pyrolyseöl aus chemischem Recycling, sowie die Herstellung von Olefinen und Aromaten aus Methanol über Methanol-to-Olefins (MtO) und Methanol-to-Aromatics (MtA). Es werden im Modellierungsscope die folgenden Polymere inkl. Vorketten abgedeckt:

Polyethylen hoher Dichte (**HDPE**), Polyethylen niedriger Dichte (**LDPE**), lineares Polyethylen niedriger Dichte (**LLDPE**), Polypropylen (**PP**), Polyvinylchlorid (**PVC**), Polystyrol (**PS**), Polystyrol expandiert (**PS-E**), Polyethylenterephthalat (**PET**), Polycarbonat (**PC**), Polyamid 6 (**PA 6**), Polyamid 6.6 (**PA 6.6**), Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer (**ABS**), Polymethylmethacrylat (**PMMA**), Polybutadien-Kautschuk (**PBR**), Styrol-Butadien-Kautschuk (**SBR**), Polyurethane (**PUR**), beinhaltet Polyole,

Toluol-2,4-diisocyanat (**TDI**) und Methylendiphenylisocyanat (**MDI**), Polybutylen-succinat (**PBS**), Polymilchsäure (**PLA**).

Für weitergehende methodische Details des WISEE EDM-I Modells siehe auch (Schneider et al., 2025).

2.2 Szenariophilosophie

Beide GreenFeed-Szenarien sind Zielszenarien, die mögliche Wege in eine Defossilisierung aufzeigen sollen. Einem jeden solchen Szenario ist gemein, dass zur Erreichung ausreichend erneuerbare Energien zur Verfügung stehen müssen. Grundsätzlich kann Europa hierfür stärker eigene Potenziale nutzen oder - ähnlich wie heute - chemische Energieträger importieren. Den ersten Weg kann Europa selbst in die Hand nehmen, indem es Kapazitäten aufbaut und die eigene Industrie ausreichend schützt. Der zweite Weg kann nur in Kooperation mit verlässlichen Handelspartnern beschritten werden, die bereit sein müssen, eigene Kapazitäten aufzubauen und nach Europa zu liefern. Um Kostenvorteile zu realisieren und einseitige Handels-Abhängigkeiten zu verhindern, wäre eine Diversifizierung im Hinblick auf Unternehmensakteure und Partnerländer erforderlich. In der gegenwärtigen geopolitischen Lage wäre es fahrlässig, sich allein darauf zu verlassen. Gleichzeitig wäre die Vernachlässigung von Kostensenkungspotenzialen durch Importe eine vertane Chance für eine Beschleunigung der Industrietransformation und für die Wettbewerbsfähigkeit der Produktion in Europa.

Mit den ausgewählten Szenarien sollen beide Pfade beschrieben werden, mit dem Ziel, aus heutiger Sicht robuste Lösungen zu identifizieren, die in beiden Welten funktionieren können und um sich zudem für Entscheidungspunkte in der Zukunft zu wappnen. Die Modellierung wurde entsprechend für zwei unterschiedliche Szenarien zur Entwicklung einer defossilisierten Polymerindustrie differenziert: **Carbon Looping** und **Open Carbon Economy**. Sie unterscheiden sich grundlegend in der Art und Weise, wie sich Kohlenstoffflüsse im System bewegen und ermöglichen so eine Abwägung zwischen verschiedenen Lösungsbausteinen (insbesondere chemisches Recycling, Biopolymere und synthetische Feedstocks).

Beide Szenarien haben eine grundlegende gemeinsame Storyline. Vereinfachend wird davon ausgegangen, dass die europäische Petrochemie Grundstoffe und Polymere für den Eigenbedarf herstellt und die Nachfrage stetig um 1% pro Jahr in jedem Sektor wachsen wird. Der Weltmarkt ist mit Ausnahme der Möglichkeit des Imports von Feedstocks nicht Bestandteil des Modells. Rohöl und seine Produkte verfallen nicht im Preis. Beide Szenarien zeigen Wege in eine klimaneutrale Produktion sowie den Einstieg in eine Defossilisierung ab dem Jahr 2035. In beiden Szenarien wird das techno-ökonomische Potenzial zum mechanischen Recycling ausgeschöpft. Bis 2045 wird die Defossilisierung im Szenario soweit getrieben, dass in Europa und Deutschland die Klimaneutralität erreicht wird. Gewährleistet wird dies durch die Annahme einer Steuer auf den Einsatz von fossilem Kohlenstoff als Feedstock, deren Höhe sich an der Preisentwicklung für CO₂-Emissionszertifikate orientiert. Durch den Einsatz von erneuerbarem Feedstock in Verbindung mit CCS kann die chemische Industrie nach 2045 Netto-Negativemissionen erzielen und somit zur systemischen Klimaneutralität beitragen. Ein ähnliches Szenario wurde in der Studie

Klimaneutrales Deutschland 2024 verfolgt (Nesselhauf et al., 2024). Dort wurde der mögliche Beitrag auch quantifiziert.

Für das Jahr 2050 wurde in beiden Szenarien angenommen, dass eine vollständige Defossilisierung der petrochemischen Industrie erreicht wird. Zu diesem Zeitpunkt gibt es keinen weiteren Eintrag von Kohlenstoff fossilen Ursprungs in Polymere. Die Annahme einer vollständigen Defossilisierung zeigt auf, welche Hürden aus heutiger Sicht überwunden werden müssen und wirft ein Schlaglicht auf mögliche Kostentreiber. Die Entwicklung effizienterer Produktionswege in Verbindung mit Produktsubstitution könnte die ökonomischen Herausforderungen reduzieren, weshalb zusätzlich zum modellierten Technologie-Portfolio einige potentielle “Game-Changer” Technologien in Kapitel 4 beschrieben werden. Auch ein effizienterer Umgang mit Kunststoff in der Gesellschaft könnte die volkswirtschaftlichen Kosten einer Defossilisierung reduzieren. Daher werden entsprechende Szenariovarianten mit einer verminderten Polymer-Nachfrage in einem Exkurs am Ende dieses Kapitels beschrieben.

Das Szenario Carbon Looping: Energiewende in Europa voranbringen und Kohlenstoffkreisläufe schließen

Das Carbon Looping Szenario zeigt ein Produktionssystem auf, in dem die petrochemischen Kohlenstoffströme innerhalb des europäischen Systems so weit wie möglich im Kreislauf geführt werden. Bereits vorhandener Kohlenstoff wird möglichst innerhalb der Technosphäre und auch innerhalb der Regionen genutzt und im Kreis geführt. Eine vollständige Oxidation von Kohlenstoff zu CO₂ wird möglichst vermieden. Dies wird unter anderem durch einen sehr starken Ausbau der erneuerbaren Stromerzeugung in Deutschland und Europa in Verbindung mit hohen Speicherkapazitäten und hohen Austauschkapazitäten zwischen den Ländern ermöglicht. Es gibt einen hohen Anteil direkter Elektrifizierung im Gebäude- und Verkehrssektor. Der Strompreis hat einen hohen Fixkostenanteil, die Grenzkosten sind jedoch niedrig. Die Preise für grünen Wasserstoff sind moderat. Dies ist auf die Fokussierung der Nutzung auf wenige Industrien und ein gut ausgebautes europäisches Wasserstoff-“Backbone“ zurückzuführen.

Aufgrund einer schnellen Elektrifizierung wird von einer geringen Nachfrage nach flüssigen Kohlenwasserstoffen ausgegangen. Es entsteht kein liquider Weltmarkt für flüssige Kohlenwasserstoffe auf Direct Air Capture-Basis. Die Importpreise für diese grünen Feedstocks liegen daher auf einem höheren Niveau als im Open Carbon Economy Szenario. Ein solches Szenario wäre somit auch in einem geo- und handelspolitischen Umfeld denkbar, das nicht durch Freihandel geprägt ist.

Das Szenario Open Carbon Economy: Chancen auf dem Weltmarkt nutzen

Im Open Carbon Economy Szenario werden andere Weltregionen und die Atmosphäre stärker in den Kohlenstoffkreislauf rund um chemische Produkte einbezogen.

Dahinter steht die Annahme eines moderaten Ausbaus der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien in Europa, bei dem aber das Ziel der Klimaneutralität erreicht wird. Die Strompreise liegen aufgrund von Knappheit auf einem vergleichsweise hohen Niveau, auch die Preise für grünen Wasserstoff sind eher hoch und volatil. Somit

gibt es Anreize für die energetische Nutzung von Reststoffen und Biomasse, z.B. in der Fernwärme und in Gebäuden. Europa wird erfolgreich in ein Welthandelssystem rund um grünen Kohlenstoff integriert. Es wird von einer sehr guten Verfügbarkeit von kostengünstigen grünen Fuels und Feedstocks auf dem Weltmarkt ausgegangen. Von einem Wegfall ganzer Wertschöpfungsketten wird im Szenario nicht ausgegangen. Europa importiert zwar günstig transportierbaren Feedstock, die eigentliche petrochemische Wertschöpfung, die mit der Produktion von Olefinen und Aromaten beginnt, findet jedoch weiter in Europa statt. Wie auch im Szenario Carbon Looping können bestehende Anlagenparks und Infrastrukturen in Europa weiter in Wert gesetzt werden.

2.3 Szenarioergebnisse

Im Folgenden werden die Szenarioergebnisse für die Transformation der Petrochemie in Deutschland bis zum Jahr 2050 beschrieben. Abbildung 2 stellt zunächst die **Entwicklung des Rohstoffeinsatzes** in der Petrochemie in Deutschland dar. Ab 2035 greifen Politiken zur Defossilisierung in beiden Szenarien, die mit einem deutlichen **Rückgang des Einsatzes von fossilem Naphtha und Aromaten** verbunden sind. In der Open Carbon Economy wird bereits 2045 kein fossiles Naphtha mehr eingesetzt. Hier zeigt sich, dass eine weitgehende Defossilisierung möglich ist, sofern Methanol und Fischer-Tropsch Produkte günstig importiert werden können.

Das mechanische **Recycling von Kunststoffabfällen** gewinnt bis 2050 an Bedeutung, in beiden Szenarien werden die angenommenen Potenziale voll ausgeschöpft und das werkstoffliche Recycling hat Vorrang gegenüber dem chemischen. Im Vergleich zur Open Carbon Economy kommt im Carbon Looping jedoch mehr chemisches Recycling zum Einsatz. **Biomasse** in Form von Zucker wird in beiden Szenarien für die Produktion von Biopolymeren verwendet. Die Palette an produzierten Mono- und Polymeren auf Biobasis umfasst PLA, PTA, Adipinsäure (in beiden Szenarien), Butandiol (in Carbon Looping), Ethanol und Bernsteinsäure (in Open Carbon Economy). Im Carbon Looping wird zusätzlich Reststoffbiomasse vergast und zur Herstellung konventioneller Polymere verwendet. Der vermehrte Einsatz von Biomasse und Kunststoffabfall im Carbon Looping entspricht dem Szenarionarrativ des verstärkten Einsatzes heimischer Kohlenstoffquellen. Begünstigt wird hier die heimische Produktion einerseits durch teurere Importe, andererseits durch niedrigere Preise für leitungsgebundene Energieträger.

Fischer-Tropsch Produkte werden ab 2040 in wesentlich größerem Umfang in der Open Carbon Economy eingesetzt. Dies entspricht dem Szenarionarrativ eines verstärkten Imports von günstigen grünen Kohlenwasserstoffen vom außereuropäischen Weltmarkt. Aus demselben Grund wird vermehrt **grünes Methanol** importiert, welches in beiden Szenarien für Methanol-to-Olefins (MtO) und Methanol-to-Aromatics (MtA) zum Einsatz kommt.

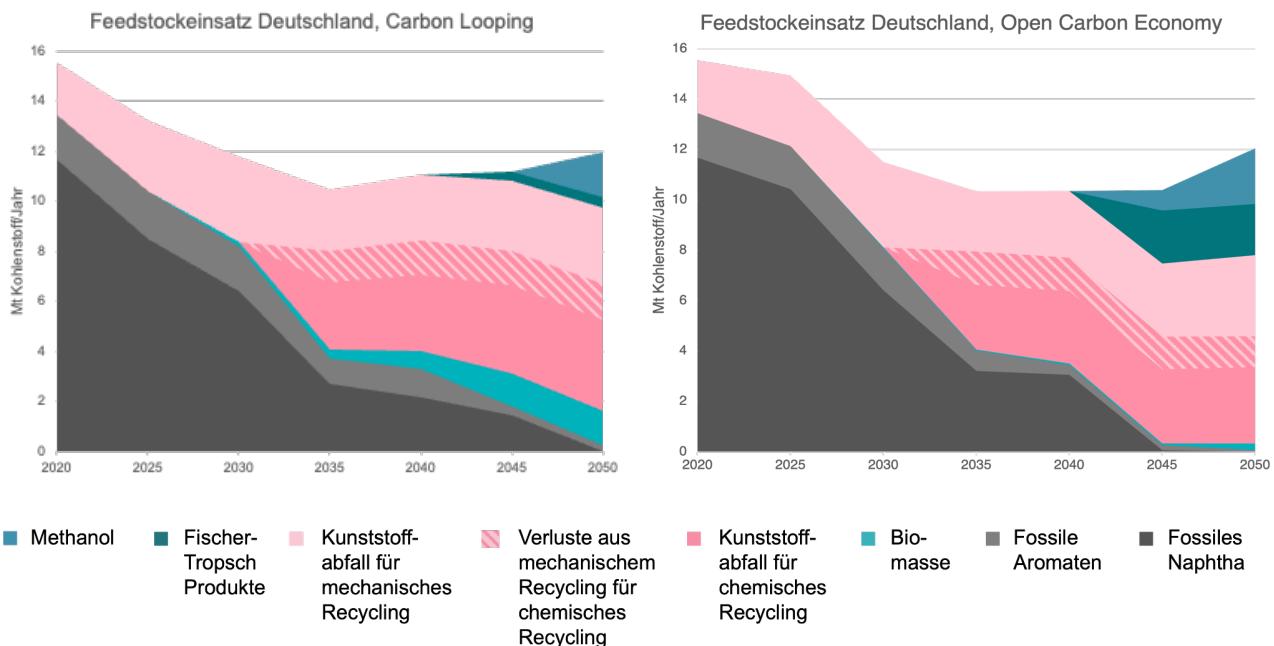


Abbildung 2: Feedstock Einsatz in Deutschland.

Hinweis: Bei Methanol und FT-Produkten handelt es sich um importierte Feedstocks.

Abbildung 3 zeigt nun die **Entwicklung der Produktionsrouten** für High-Value Chemicals (HVC) in Deutschland. Das Cracken von Naphtha aus Rohöl geht im Zeitverlauf stark zurück. Die Kapazität der konventionellen Steamcracker in Deutschland, die fossiles Naphtha einsetzen, sinkt von 16,3 Mio. t in 2020 auf 4,3 Mio. t im Jahr 2035. Im Carbon Looping Szenario werden im Jahr 2045 noch 1,7 Mio. t fossiles Naphtha verarbeitet, in der Open Carbon Economy ist der Ausstieg dann jedoch bereits vollständig vollzogen. Das Cracking von **Fischer-Tropsch Produkten** spielt in der Open Carbon Economy eine vergleichsweise größere Rolle, während die Potenziale für das Cracken von **Pyrolyseöl** in beiden Szenarien weitgehend ausgeschöpft werden. Beide Feedstocks werden in angepassten Steamcrackern als Drop-In Lösungen eingesetzt. Im Carbon Looping kommt mehr MtO zum Einsatz, da hier mehr Synthesegas aus der Vergasung von Kunststoffabfall und Biomasse produziert wird. Die MtA-Route findet erst gegen Ende des modellierten Zeithorizonts Anwendung, konkret 2045 in der Open Carbon Economy und 2050 im Carbon Looping.

Deutschland importiert in beiden Szenarien vermehrt HVC aus europäischen Nachbarländern und verarbeitet sie in bestehenden Anlagen weiter. Die Standorte profitieren dabei von der leistungsstarken Infrastruktur mit ihrer Anbindung an die nordwesteuropäischen Hafenstandorte in Antwerpen und Rotterdam über Ethylen-Pipelines, Produkt-Pipelines und den Rhein. Die Importe setzen sich im Carbon Looping zur Hälfte aus Ethylen und zur anderen Hälfte aus Aromaten zusammen. In der Open Carbon Economy wird eine ähnliche Menge an Aromaten importiert, allerdings etwas mehr Ethylen und zusätzlich auch Propylen.

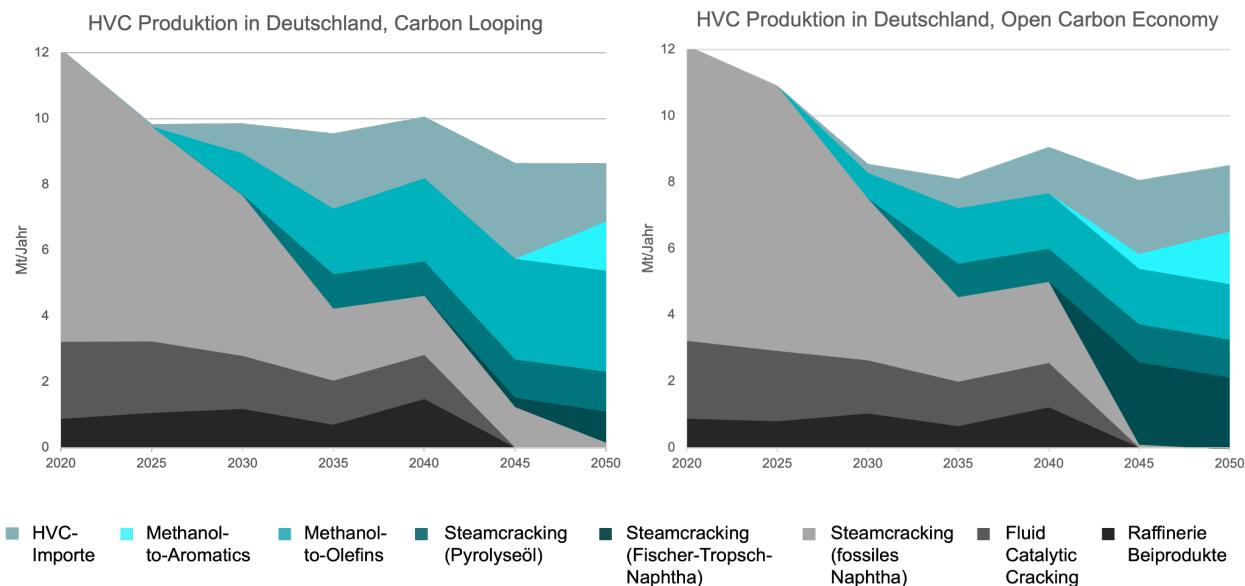


Abbildung 3: High Value Chemicals-Produktion in Deutschland.

Abbildung 4 zeigt im Folgenden die **Entwicklung der Polymerproduktion**. In beiden Szenarien sind die produzierten Mengen im Zeithorizont im Wesentlichen stabil und folgen der auf dem EDM-S Kunststoffmodell basierenden Nachfrage. Die Polymerproduktion aus **mechanischem Recycling** nimmt in beiden Szenarien im gleichen Maße zu, basierend auf den Ergebnissen des Kunststoffmodells EDM-S zur Verfügbarkeiten von End-of-life Abfall und den Annahmen zum Einsatz von Rezyklaten. Ab 2030 werden vermehrt **Biopolymere** auf Basis von Zucker oder Stärke produziert, welche bestimmte Anwendungsbereiche von konventionellen Polymeren substituieren können. Insgesamt kann die deutsche **Nachfrage** der Kunststoffverarbeiter im Wesentlichen **aus der Produktion in Deutschland gedeckt werden**.

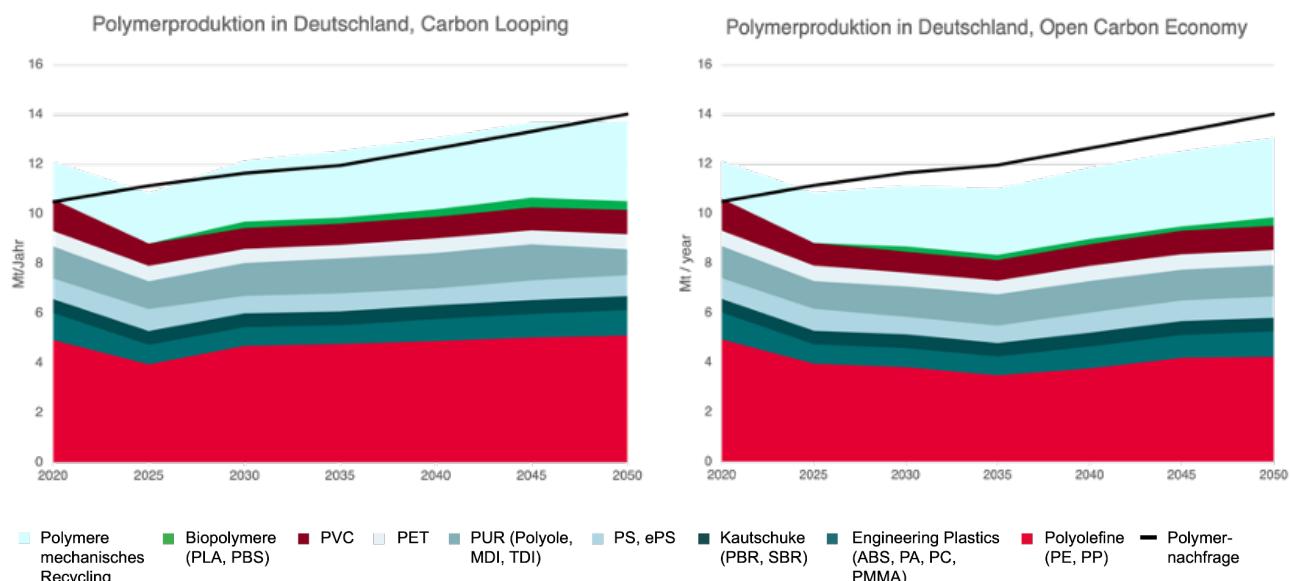


Abbildung 4: Polymerproduktion in Deutschland.

2.4 Notwendige Voraussetzungen

Um eine derartige Transformation der Petrochemie in Deutschland zu realisieren, müssen einige Voraussetzungen erfüllt werden, die in der Modellierung als Rahmenbedingungen hinterlegt sind. Im Folgenden werden die wichtigsten dieser Voraussetzungen erläutert.

#Dezidierte Politikinstrumente zur Defossilisierung

Um eine vollständige Defossilisierung des petrochemischen Systems zu erreichen, werden mehrere Instrumente eingesetzt, die darauf abzielen, sowohl CO₂-Emissionen als auch den stofflichen Einsatz von fossilem Kohlenstoff zu reduzieren. Das EU ETS bepreist CO₂-Emissionen mit einer Preisseigerung bis 210 EUR im Jahr 2050 pro t CO₂. Da das bestehende ETS-1 nicht geeignet ist, eine Defossilisierung anzureißen, werden ab 2035 zusätzliche Politikmaßnahmen angenommen. Modelltechnisch wurde dies über eine Steuer auf den stofflichen Einsatz von fossilem Kohlenstoff umgesetzt, welche von 2035 bis 2050 zunehmend ansteigt (155 EUR/t 2035, 210 EUR/t 2050). Durch eine solche Steuer oder äquivalente Maßnahmen werden grüne Alternativen konkurrenzfähiger und deren Hochlauf im System erleichtert. Darüber hinaus wird im Jahr 2050 endgültig der Neueintrag von fossilem Kohlenstoff ins System untersagt. Um ein konsistentes Kohlenstoffmanagement sicherzustellen, wurden darüber hinaus biogene und andere nicht-fossile CO₂-Emissionen in das Zertifikatesystem aufgenommen, d.h. im Falle biogener CO₂-Emissionen müssen Zertifikate erworben werden.

#Mobilisierung von Abfall als Feedstock

Beide Szenarien spiegeln eine konsistente Regulierung in Richtung einer Circular Economy wider und mobilisieren die heute deponierten oder verbrannten Kunststoffabfälle nahezu vollständig für das werkstoffliche und chemische Recycling. Hierfür notwendig ist sowohl der Ausbau von Infrastruktur und Sortieranlagen als auch entsprechende regulatorische Unterstützung. #wie eine Aufnahme der Abfallwirtschaft in das ETS, die Stärkung von Design-for-Recycling Maßnahmen sowie Optimierungen in der Zusammensetzung von Abfallströmen.

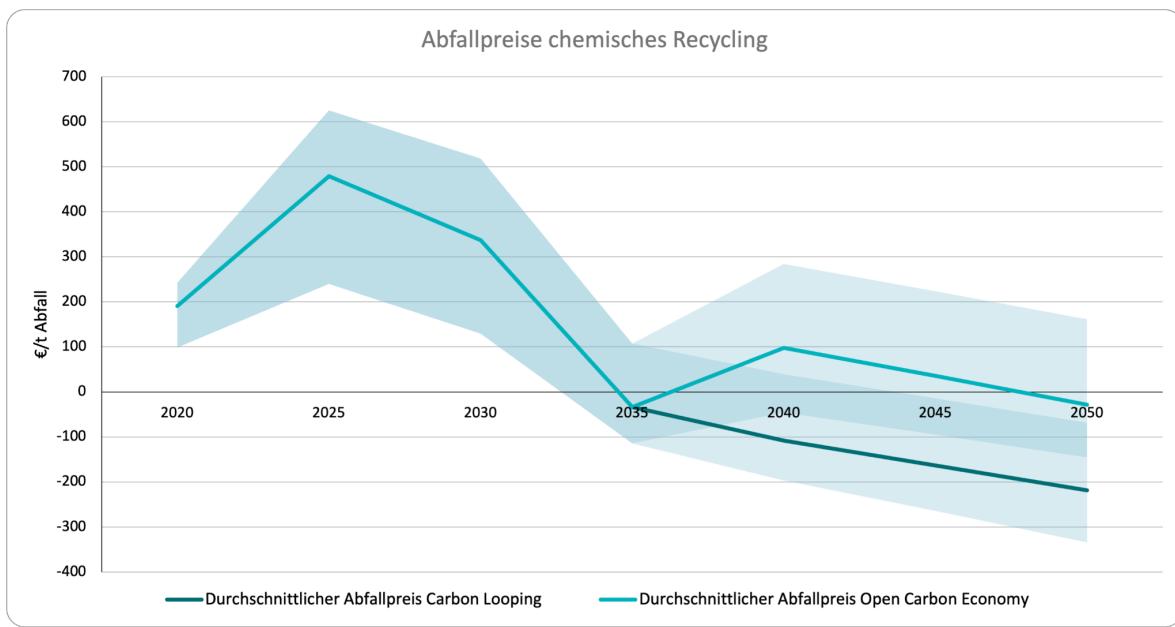


Abbildung 5: Angenommene Abfallpreise für das chemische Recycling in Deutschland.

Besonders das Carbon Looping-Szenario entfaltet eine Dynamik, die der Verwendung von Abfall als Feedstock förderlich ist. Hier wird die Abfallwirtschaft dem ETS unterworfen, wodurch die Attraktivität einer thermischen Verwendung des Abfalls sinkt. Zusammen mit tendenziell sinkenden Energiepreisen ergeben sich negative Preise für Abfall, die Entsorger zahlen also eine Prämie für dessen stoffliche Verwertung. Relativ günstige Strom- und Wasserstoffpreise begünstigen zudem die (energieintensive) heimische Verarbeitung von Abfällen. In der Open Carbon Economy sind hingegen geringere Prämien für die stoffliche Verwertung von Abfall erzielbar und es bestehen günstige Importmöglichkeiten für grüne Feedstocks. Das Recycling spielt zwar auch hier eine tragende Rolle, die vorhandenen Abfall-Potentiale werden jedoch nicht voll ausgeschöpft.

#Mobilisierung der Biomassepotenziale

Das DBFZ hat für GreenFeed eigene Szenarien zur Verfügbarkeit von Biomasse für eine stoffliche Nutzung in der Petrochemie entwickelt. Die betrachteten Biomassearten umfassen nachwachsende Rohstoffe, Stammholz und Reststoffe. Für jede dieser Arten wurde ein niedriges, ein mittleres und ein hohes Potenzialszenario entwickelt.

Für die Modellierung wurde bei den **nachwachsenden Rohstoffen** das mittlere Potenzialszenario gewählt, welches eine Flächeneinsparung bis 2050 aufgrund des vollständigen Rückgangs von konventionellen Biokraftstoffen und eines leichten Rückgangs des Fleischkonsums voraussetzt. Das Optimierungsmodell nutzt hiervon ausschließlich Stärke- und Zuckerpflanzen, davon jedoch das volle Potential. Für heimisches **Stammholz** wurde das hohe Potenzialszenario angenommen, was eine konsequente Umsetzung der RED II-Richtlinie und Naturschutzmaßnahmen voraussetzt, die langfristig zu einer Re-Allokation von Stammholz zugunsten stofflicher Nutzung führen sollen. Das Optimierungsmodell nutzt hiervon jedoch kein Potenzial. Bei den biogenen **Reststoffen** wird ein mittleres Potenzialszenario gewählt. Wenngleich diese verfügbaren Mengen vom Optimierungsmodell nicht voll ausgeschöpft

werden, nehmen Reststoffe die wichtigste Rolle bei den biobasierten Produktionsrouten ein (siehe Sankey-Diagramm in Abbildung 15)

Für eine nachhaltige Nutzung der Biomasse sind sektorenübergreifende Optimierungsmaßnahmen erforderlich. Heute besteht eine regulatorische Schieflage zwischen der energetischen und stofflichen Nutzung von Biomasse. Um ein „level playing field“ zu gewährleisten, müssen politische Rahmenbedingungen angepasst werden. Dies umfasst eine konsequente Förderung von Nutzungskaskaden und eine Einbeziehung biogener CO₂-Emissionen in das ETS. Die Diversifizierung von Biomassequellen bietet eine Möglichkeit, Risiken zu minimieren und Flexibilität zu gewährleisten. Gleichzeitig steigt der Bedarf an Biomasse in vielen Sektoren, wodurch ein zunehmendes Missverhältnis zwischen Angebot und Nachfrage entsteht. Um die im Szenario angenommene Potenzialverfügbarkeit zu gewährleisten, wird eine durchdachte Biomassestrategie benötigt, die insbesondere Flächenverbräuche und Import-/Exportstrategien berücksichtigt.

2.5 Exkurs: Effizienz im gesellschaftlichen Umgang mit Kunststoffen

Die dargestellten Szenarioergebnisse wurden auf Basis einer moderaten Nachfragesteigerung von 1 % nach Polymeren in allen Sektoren modelliert. Zusätzlich zu dieser im Folgenden als Baseline Case bezeichneten Nachfrage wurde als Variante ein Effizienz Case modelliert. In diesem ist eine durch verschiedene Effizienz- und Suffizienzmaßnahmen eine reduzierte Nachfrageentwicklung nach Polymeren hinterlegt. Im Folgenden werden zunächst die hierfür zentralen Annahmen erläutert. Anschließend erfolgt die Darstellung von ausgewählten Szenarioergebnissen.

Im **privaten Endverbrauch von Verpackungen** erfolgen ab 2025 2% Einsparungen pro Jahr, sodass bis zum Jahr 2045 hier 42% Einsparungen gegenüber dem Baseline Case erreicht werden. Dies erfolgt durch verschiedene Maßnahmen, insbesondere durch den Verzicht auf bestimmte Produkte, durch Umstellung auf Mehrwegverpackungen und Reduktion von Produktabfällen (Prakash et al., 2023).

Im **gewerblichen Verbrauch von Verpackungen** gibt es hingegen eine Zunahme um ca. 1 % pro Jahr bis hin zu 18,5% im Jahr 2045 gegenüber dem Baseline Case. Da Mehrwegverpackungen dem gewerblichen Verbrauch zugeordnet werden, erfolgt eine Substitution von Einwegverpackungen im privaten Endverbrauch durch Mehrwegverpackungen zu einer Steigerung im gewerblichen Verbrauch (Prakash et al., 2023).

Im **Gebäude- und Bausektor** erfolgt eine Einsparung der gesamten Kunststoffmengen durch Substitution des Dämmmaterials ab 2025 mit einer Einsparung von 7% im Jahr 2045 gegenüber des Baseline Case (Shawkat et al., 2023).

Im **Automotive-Sektor** folgt die Nachfrage bis 2030 dem Verlauf aus dem Baseline Case (Prakash et al., 2023). Ab 2030 gibt es einen Rückgang der inländischen PKW-Neuzulassungen von 36,5% bis 2050 (acea, 2023). Die Exporte von Kraftfahrzeugen bleiben davon jedoch unberührt.

Im **Elektronik-Sektor** reduziert sich die Nachfrage aufgrund erhöhter Lebensdauer der Produkte. Dieser liegt die Annahme zugrunde, dass ab 2030 ein Recht auf Reparatur vollständig umgesetzt ist (Lindner et al., 2021).

Insgesamt wird die Nachfrage nach Polymeren gemäß diesen Annahmen bis zum Jahr 2050 nur geringfügig von heute ca. 10,5 Mt auf 12 Mt wachsen (im Gegensatz zu 14 Mt im Baseline Case). Dies veranschaulicht Abbildung 6. Infolgedessen verringert sich allerdings auch die verfügbare Menge an Kunststoffabfall für das Recycling, da weniger Kunststoff in den Umlauf gelangt und folglich zu Abfall wird.

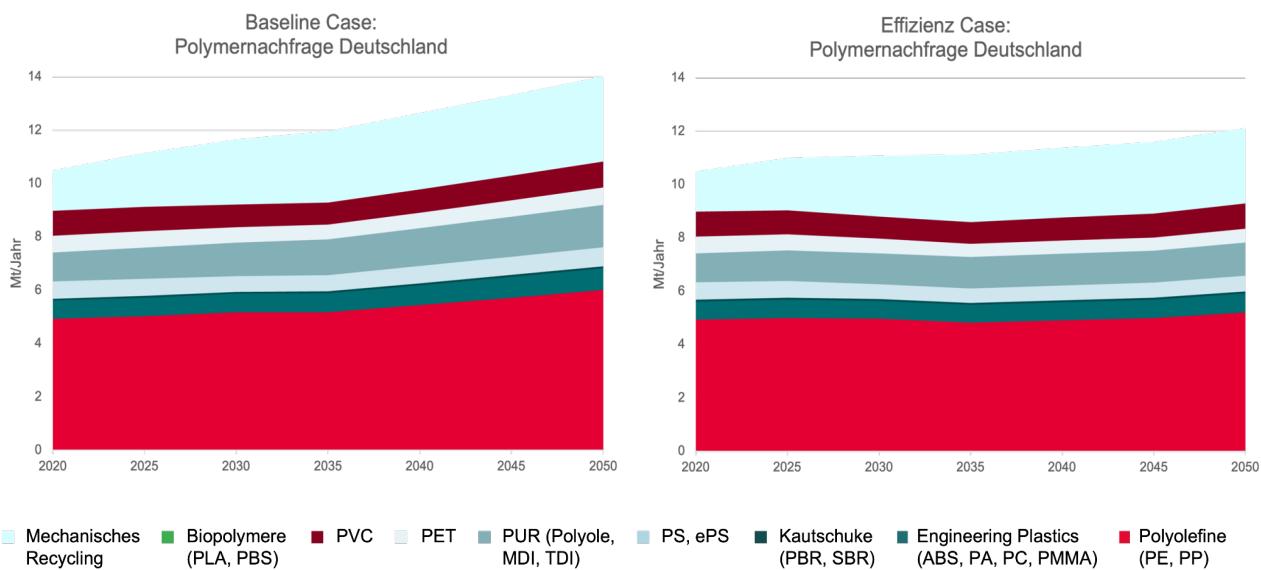


Abbildung 6: Polymernachfrage in Deutschland (Baseline & Effizienz Case).

Die im Effizienz Case unterstellte Nachfrageentwicklung führt zu der in Abbildung 7 dargestellten Polymerproduktion in Deutschland. Zum Vergleich sind die aggregierten Nachfrage- und Produktionsmengen aus dem Baseline-Case als gestrichelte Linien eingezeichnet. Die inländische Nachfrage kann in beiden Szenarien weitgehend durch die heimische Produktion gedeckt werden.

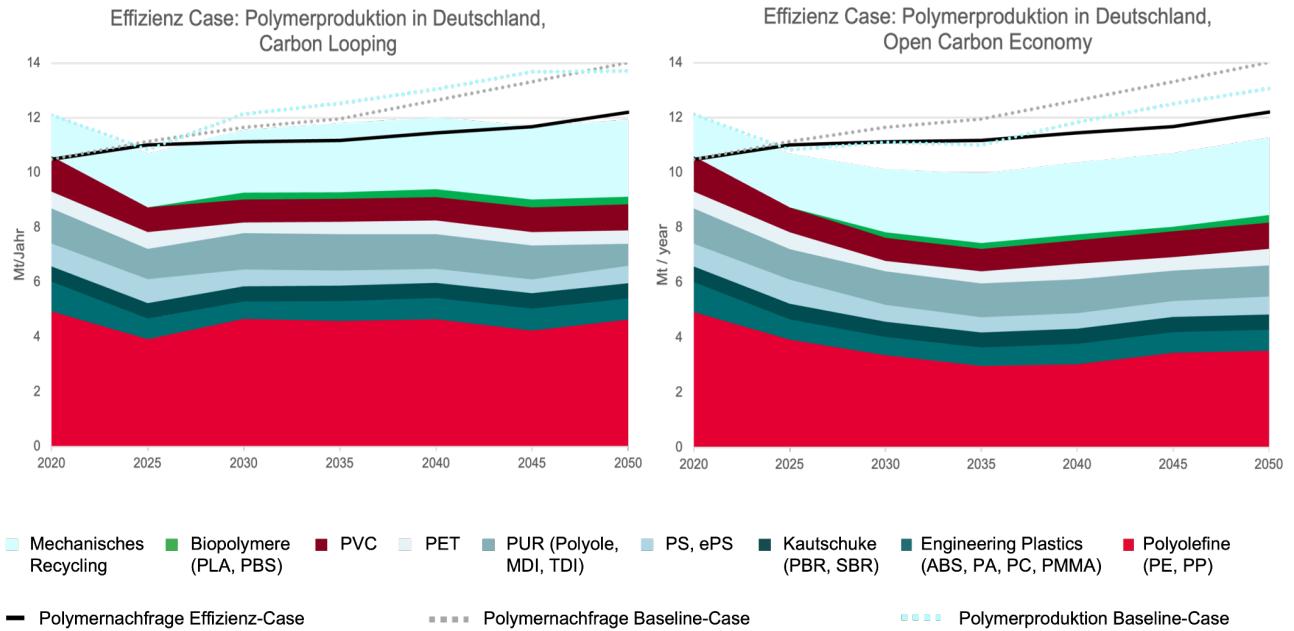


Abbildung 7: Polymerproduktion in Deutschland (Effizienz Case, CL und OCE Szenario).

Abbildung 8 zeigt nun die aggregierten Kosten der Polymerherstellung in den verschiedenen Szenarien und Nachfragevarianten. Daraus geht klar hervor, dass die Produktionskosten in den Effizienz Cases langfristig deutlich geringer ausfallen, als in den Baseline Cases. Dieser Effekt wird mit zunehmender Defossilisierung größer. Im gezeigten Fall belaufen sich die Einsparungen auf 200 €/t Polymer.

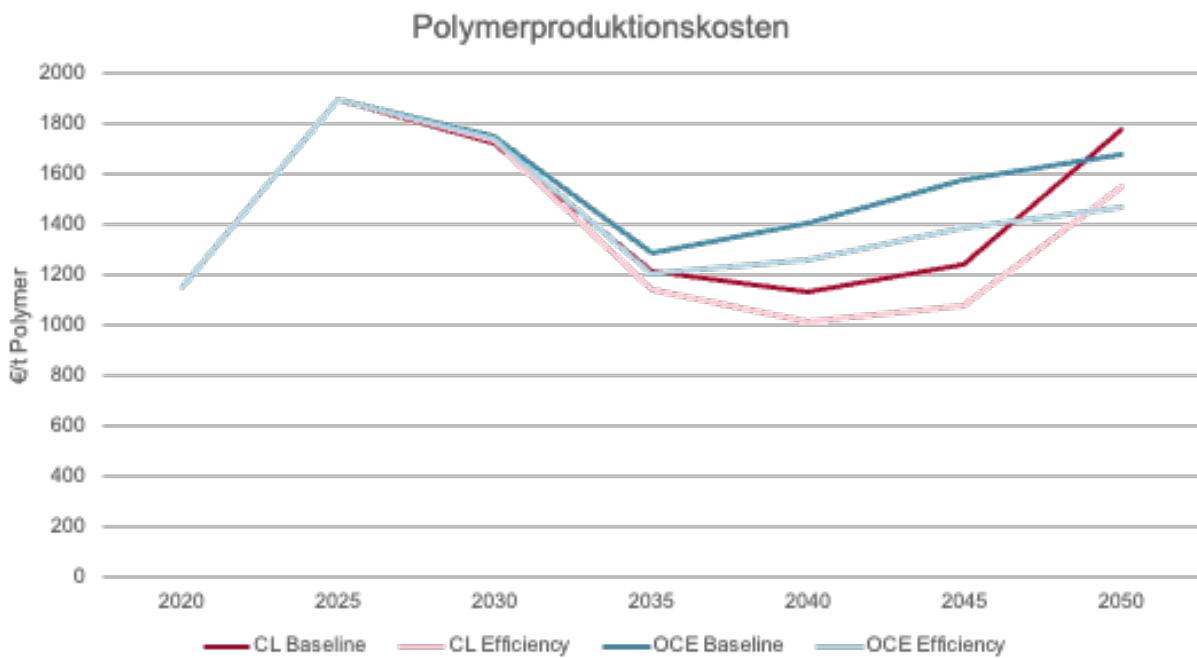


Abbildung 8: Vergleich der Produktionskosten für die Polymerbereitstellung.

Mehr Effizienz im gesellschaftlichen Umgang mit Kunststoffen kann somit die Kosten für eine Defossilisierung durchaus senken.

Die folgenden Abschnitte vergleichen die Szenarioergebnisse zum Feedstockeinsatz und der Produktion von High Value Chemicals im Baseline Case sowie dem Effizienz Case, jeweils getrennt für das Carbon Looping und das Open Carbon Economy Szenario.

Baseline vs. Effizienz Case: Feedstockeinsatz und HVC-Produktion im Carbon Looping-Szenario

Insgesamt zeigt der Rohstoffeinsatz in beiden Fällen eine ähnliche Entwicklung, allerdings werden im Effizienz Case weniger Rohstoffe zur Deckung der reduzierten Nachfrage benötigt. Dies gilt insbesondere für den Import von grünem Methanol (17 % weniger im Effizienzcase), den Einsatz von Biomasse (29% weniger), das mechanische Recycling von Kunststoffabfällen (16% weniger) sowie das chemische Recycling (6% weniger). Fischer-Tropsch Naphtha spielt hingegen relativ eine größere Rolle (75% höherer Einsatz im Effizienz Case), auch wenn die insgesamt eingesetzten Mengen weiterhin gering sind.

Der reduzierte Rohstoffeinsatz im Effizienz Case führt somit insgesamt zu einer etwas reduzierten Importabhängigkeit von grünen Feedstocks und zu einem geringeren Mobilisierungsbedarf bei Biomasse und Kunststoffabfällen.

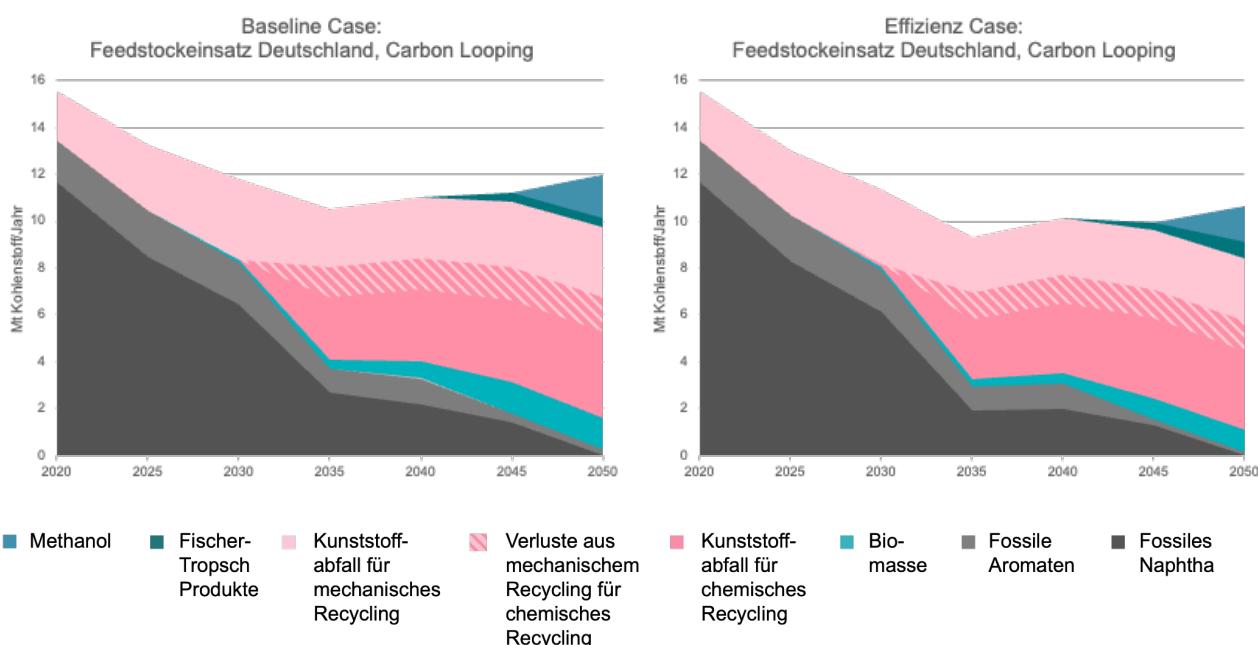


Abbildung 9: Feedstockeinsatz in Deutschland, Carbon Looping, Baseline & Effizienz Case.

Das Gesamtvolumen der Importe von HVC verbleibt nahezu auf demselben Niveau mit insgesamt 9,8 Mt über den gesamten Zeitverlauf bis 2050 bzw. 1,8 Mt im Jahr 2050. Wie Abbildung 10 zeigt, werden trotz der verringerten Nachfrage im Effizienz Case alle Produktionsrouten aus dem Portfolio des Baseline Cases angewendet.

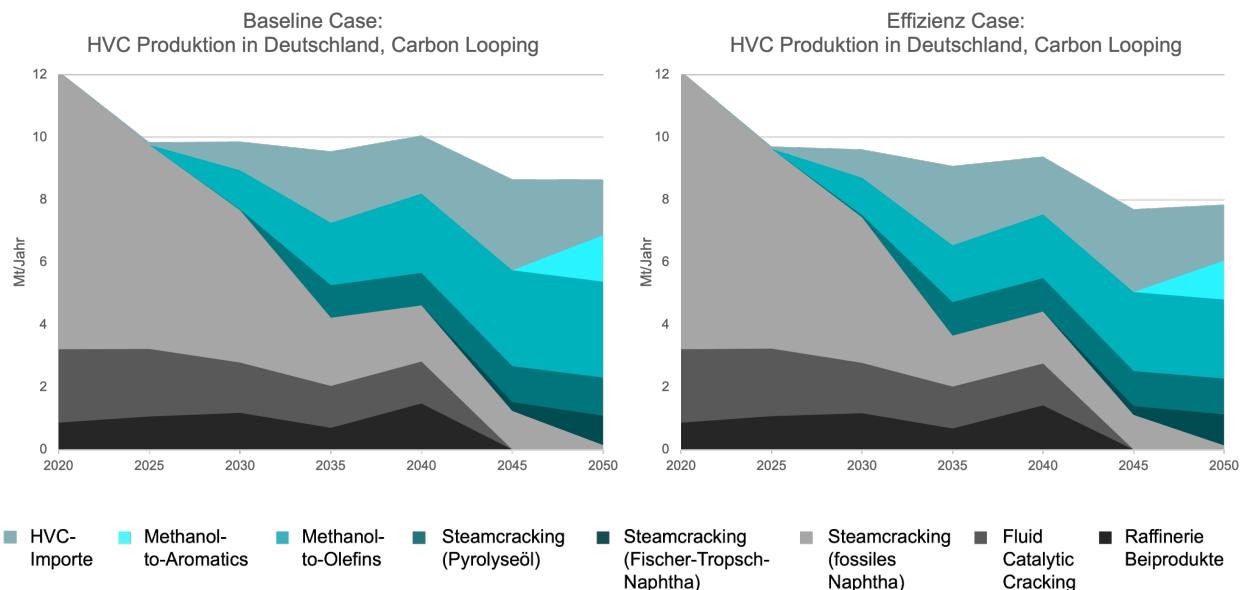


Abbildung 10: HVC Produktion in Deutschland, Carbon Looping, Baseline & Effizienz Case.

Baseline vs. Effizienz Case: Feedstockeinsatz und HVC-Produktion in der Open Carbon Economy

Auch im Effizienz Case der Open Carbon Economy führt die reduzierte Nachfrage zu einem deutlich geringeren Rohstoffeinsatz. Dies gilt insbesondere für den Import von grünem Methanol (32 % weniger im Effizienzcase), den Einsatz von Biomasse (67% weniger), das mechanische Recycling von Kunststoffabfällen (14% weniger) sowie das chemische Recycling (23% weniger). Fischer-Tropsch Naphtha spielt hingegen in beiden Fällen eine vergleichbare Rolle.

Der insgesamt reduzierte Rohstoffeinsatz im Effizienz Case zeigt, dass die verminderte Nachfrage zu einer deutlich reduzierten Importabhängigkeit von grünem Methanol führt und weniger Kunststoffabfall als Feedstock für die chemische Industrie mobilisiert werden muss.

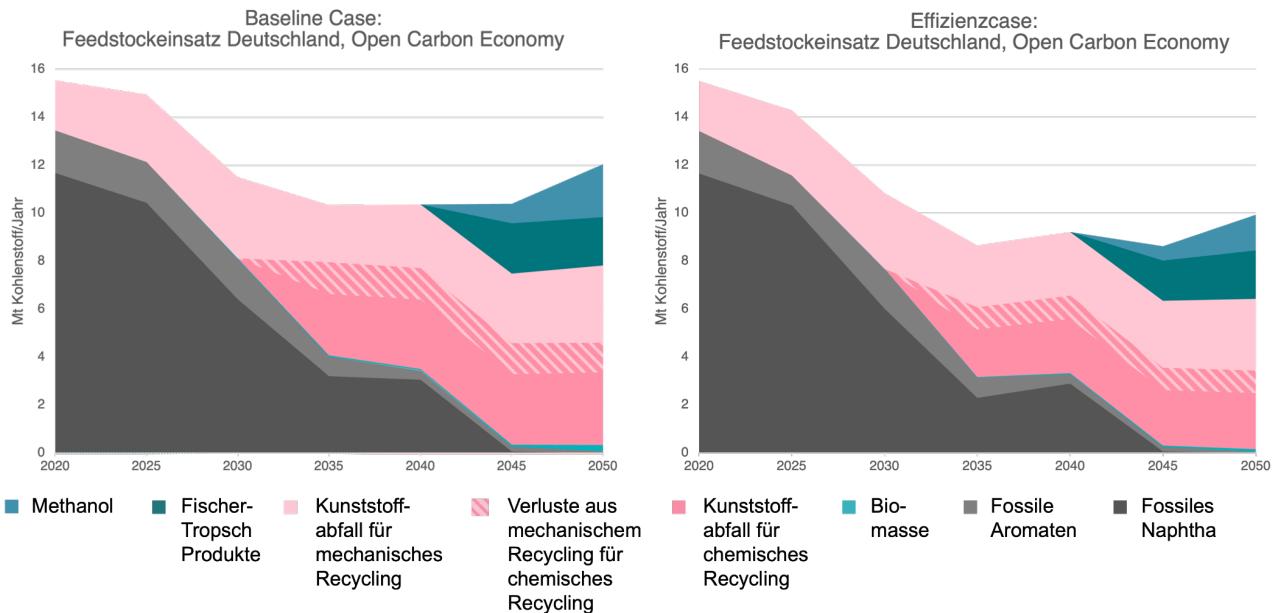


Abbildung 11: Feedstock Einsatz in Deutschland, Open Carbon Economy, Baseline & Effizienz Case.

Die Importe von HVC (sowohl Olefine als auch Aromaten) verringern sich im Effizienz Case mit insgesamt 4,7 Mt über den gesamten Zeitraum deutlich gegenüber dem Baseline Case (6,8 Mt). Somit führt die verringerte Nachfrage im Effizienz Case insgesamt zu weniger Importabhängigkeit, sowohl bei den Feedstocks als auch bei den HVCs.

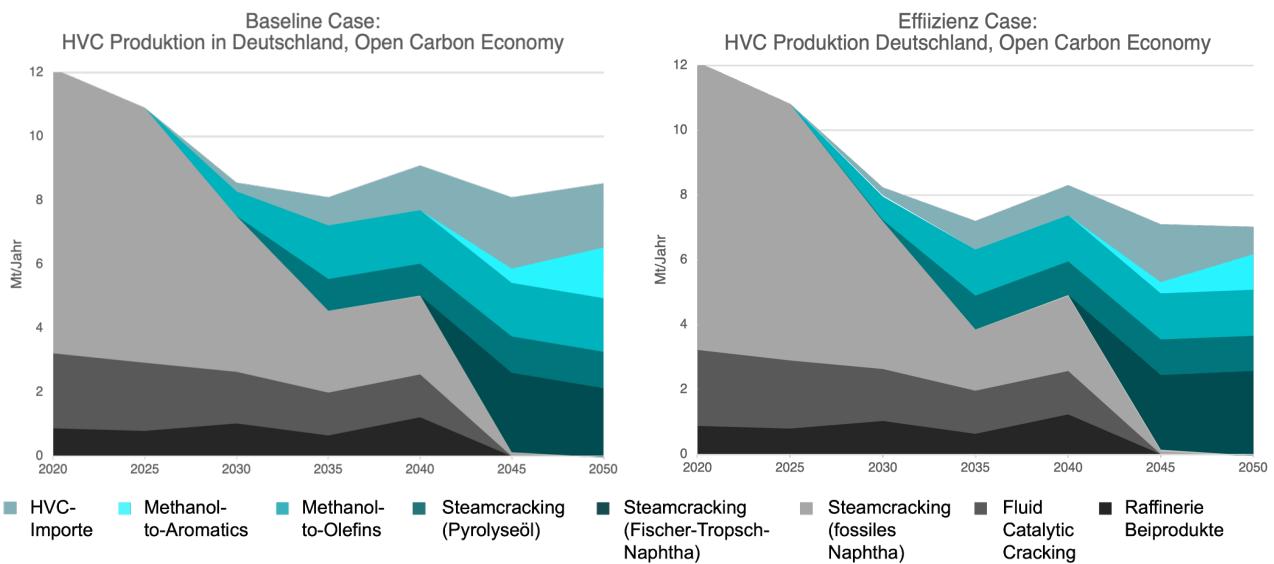


Abbildung 12: HVC Produktion in Deutschland, Open Carbon Economy, Baseline & Effizienz Case.

Insgesamt zeigen die Szenarioergebnisse, dass Maßnahmen der Materialeffizienz und -suffizienz bei Kunststoffanwendungen die Kosten der Defossilisierung senken können. Gleiches gilt in gewissem Umfang auch für die Importabhängigkeit von grünen Feedstocks und HVC zur Deckung der Nachfrage.

3 Robuste Technologien in einer defossilen Chemieindustrie und ihr möglicher Beitrag zu einem resilienten Produktionssystem

Dieses Kapitel behandelt alle Technologien, die in beiden Szenarien eine relevante Rolle für die Defossilisierung des Polymersystems spielen. Sie können somit unter den gegebenen Unsicherheiten als robust bezeichnet werden. Abschnitt 3.1 gibt zunächst einen Überblick, wie die verschiedenen Technologiepfade systemisch miteinander zusammenhängen und beschreibt kurz die wesentlichen Produktionsrouten. Die anschließenden Abschnitte widmen sich detailliert den als robust identifizierten Technologien und ordnen deren möglichen Beitrag zu einem defossilen Produktionsystem ein.

3.1 Systemischer Überblick

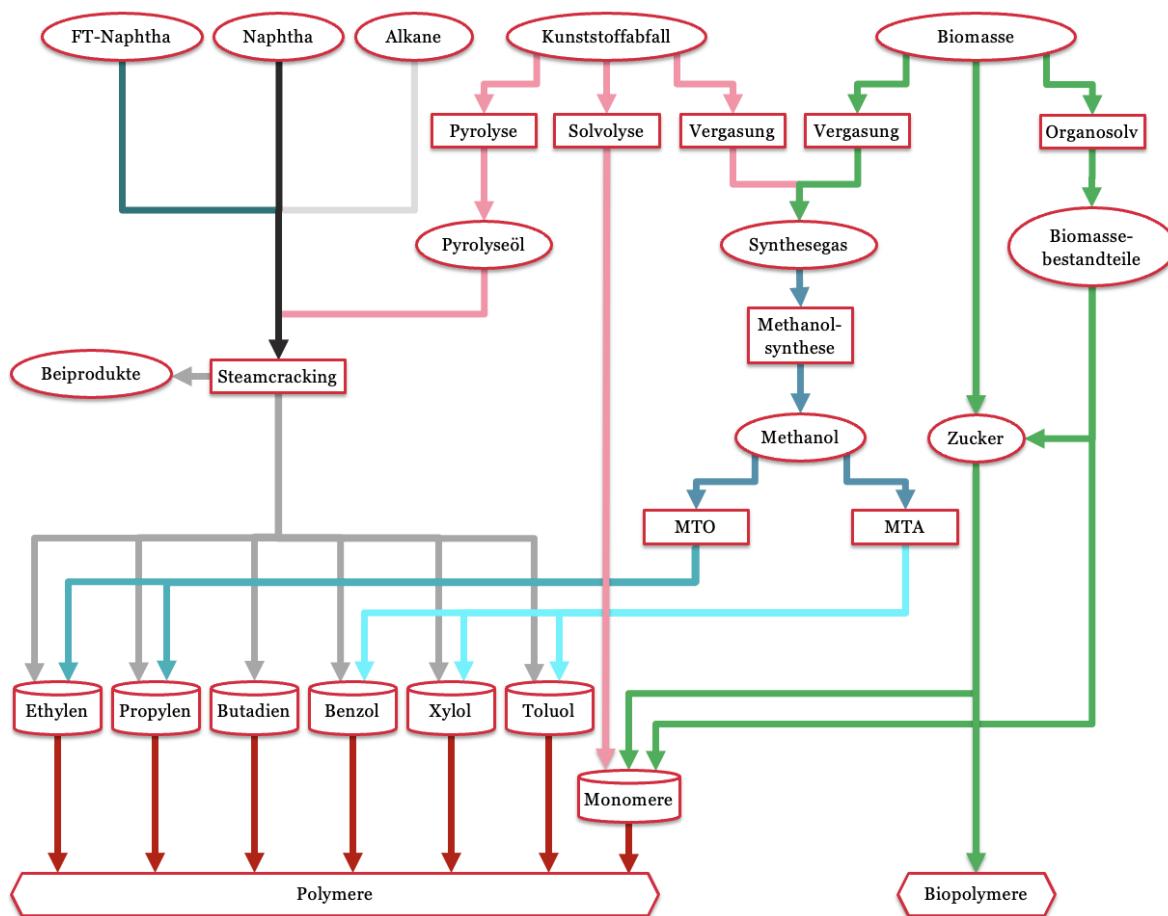


Abbildung 13: Systemischer Überblick petrochemischer Produktionstechnologien.

Das Steamcracking von Kohlenwasserstoffen ist im heutigen petrochemischen Produktionssystem der zentrale Prozess zur Herstellung von High Value Chemicals, die wiederum als Ausgangsbasis für eine Vielzahl von Polymeren dienen (s. Kapitel 3.2). Als Einsatzstoff wird in Europa hauptsächlich fossiles Naphtha genutzt, Alkane (Ethan, Propan) können ebenfalls verwendet werden. Zukünftig ließe sich durch den Einsatz von Fischer-Tropsch-Naphtha, welches aus grünem Wasserstoff und Kohlenmonoxid bzw. CO₂ synthetisiert wird, der Feedstock für den Steamcracker

defossilisieren. Auch Pyrolyseöl auf Basis von Kunststoffabfall stellt nach einer entsprechenden Aufbereitung einen alternativen Feedstock dar (s. Kapitel 3.7).

Eine grundsätzliche Alternative bieten perspektivisch **Methanol-basierte Routen**, welche ebenfalls Olefine (über den MtO-Prozess, s. Kapitel 3.4) bzw. Aromaten (über den MtA-Prozess, s. Kapitel 3.5) bereitstellen. Anders als beim Steamcracking fällt hier allerdings keine C4-Fraktion (Butadien) an. Grünes Methanol, welches aus grünem Wasserstoff, Kohlenmonoxid und/oder CO₂ synthetisiert wird, könnte zukünftig aus globalen Sweet Spots mit kostengünstiger Verfügbarkeit von erneuerbaren Energien importiert werden. Methanol kann jedoch auch über die Vergasung von Abfall oder Biomasse bereitgestellt werden.

Bei den **chemischen Recyclingtechnologien** für Kunststoffabfälle lassen sich drei Prozesse unterscheiden: die thermochemischen Verfahren der Pyrolyse und Vergasung sowie solvolytische Verfahren. Allen chemischen Recyclingverfahren ist gemeinsam, dass im Gegensatz zum mechanischen Recycling wieder Neuwarenqualität erzeugt wird sowie Schad- und Störstoffe ausgeschleust werden können. Thermochemische Recyclingverfahren sind auf alle Arten von Abfällen und Produktmischungen anwendbar, während Solvolyse und mechanisches Recycling nur auf sortenreine Abfallströme angewendet werden können. Das Pyrolyseöl aus der Kunststoffabfallpyrolyse stellt einen sekundären Rohstoff dar, der fossiles Naphtha im Steamcracker ersetzen kann. Dadurch wird ein closed-loop Recycling erreicht. Polyolefinreiche Kunststoffabfälle sind für diese Prozesskette besonders geeignet. Pyrolyse-Nebenprodukte können open-loop fossile Rohstoffe in der Vergasung ersetzen (s. Kapitel 3.7). Im Sonderfall von sortenreinem PS und PMMA wirkt die Pyrolyse als Depolymerisation analog der Solvolyse. Die Synthesegasherstellung mittels Vergasung stellt die Massenrohstoffe Kohlenmonoxid und Wasserstoff für eine Vielzahl chemischer Synthesen, unter anderem der Methanolsynthese, bereit. Wird darauf mittels MtO wiederum die Polymersynthese ermöglicht, handelt es sich um closed loop-Recycling (s. Kapitel 3.8). Da die Solvolyse eine echte Depolymerisation darstellt, wird aus den aufgereinigten Produkten (Monomeren) neues Polymer hergestellt. Es handelt sich um ein closed loop-Recycling (s. Kapitel 3.9).

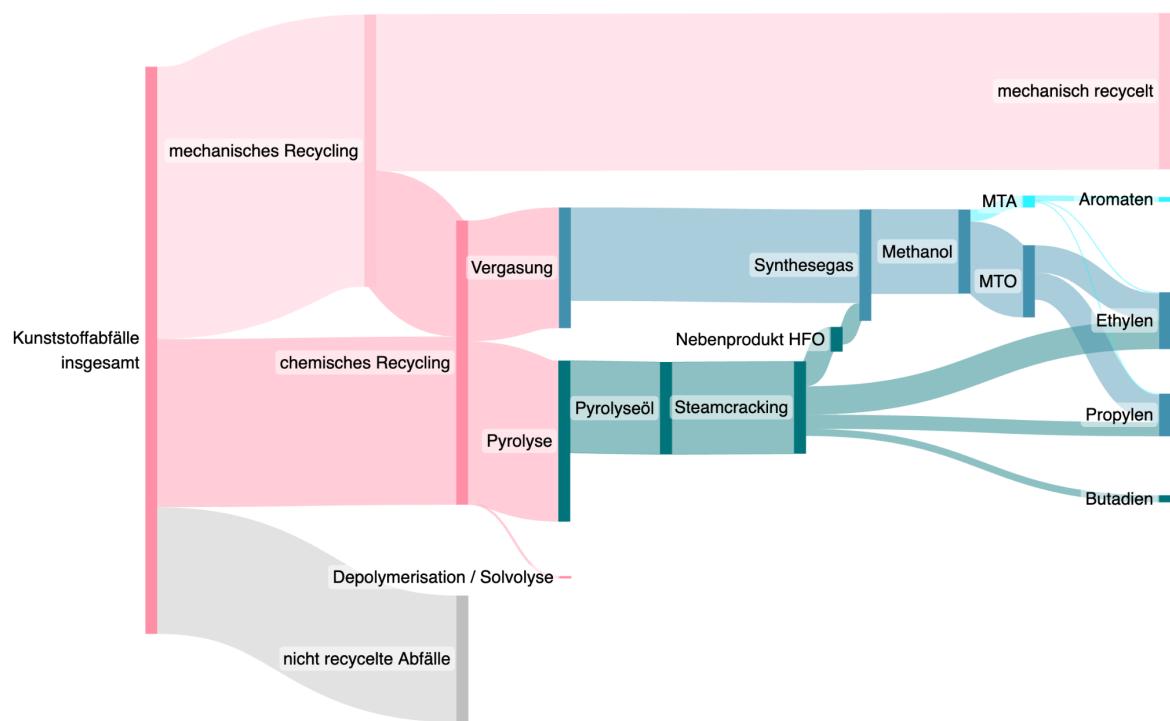


Abbildung 14: Verwendung von Kunststoffabfällen in den GreenFeed-Szenarien.

Die **stoffliche Nutzung von Biomasse** ist eine weitere nicht-fossile Feedstockalternative. Dabei ist die Vergasung grundsätzlich auf verschiedene Biomassen wie Reststoffe und nachwachsende Rohstoffe anwendbar. Das hergestellte Synthesegas dient als Ausgangsstoff für die Methanolroute. Aus Biomasse lassen sich darüber hinaus eine Vielzahl verschiedener Bio-Monomere und Polymere herstellen, die fossile Anwendungen direkt ersetzen. Für die Herstellung der hier näher betrachteten Biopolymere PLA und PTA muss zunächst Zucker aus Biomasse gewonnen werden. Die Gewinnung von Zucker aus stärkehaltiger Biomasse ist in Kapitel 3.13 beschrieben. Die Biopolymere PLA und PTA können Anwendungen von konventionellem PET substituieren (s. Kapitel 3.10 und 3.11).

Biobasiertes PUR wird aus Lignin hergestellt und kann konventionelles PUR in Hart- und Weichschaumanwendungen ersetzen (s. Kapitel 3.14). Lignin lässt sich über den Organosolv-Prozess aus lignozellulosehaltige Biomassen gewinnen (s. Kapitel 3.12). Zusätzlich zu dieser Auswahl an Biomasserrouten stand dem Modell auch die zuckerbasierte Produktion von Ethylen, Adipinsäure und Caprolactam zur Verfügung. Die Nutzung dieser Routen wurde in Sensitivitätstests untersucht (siehe Anhang).

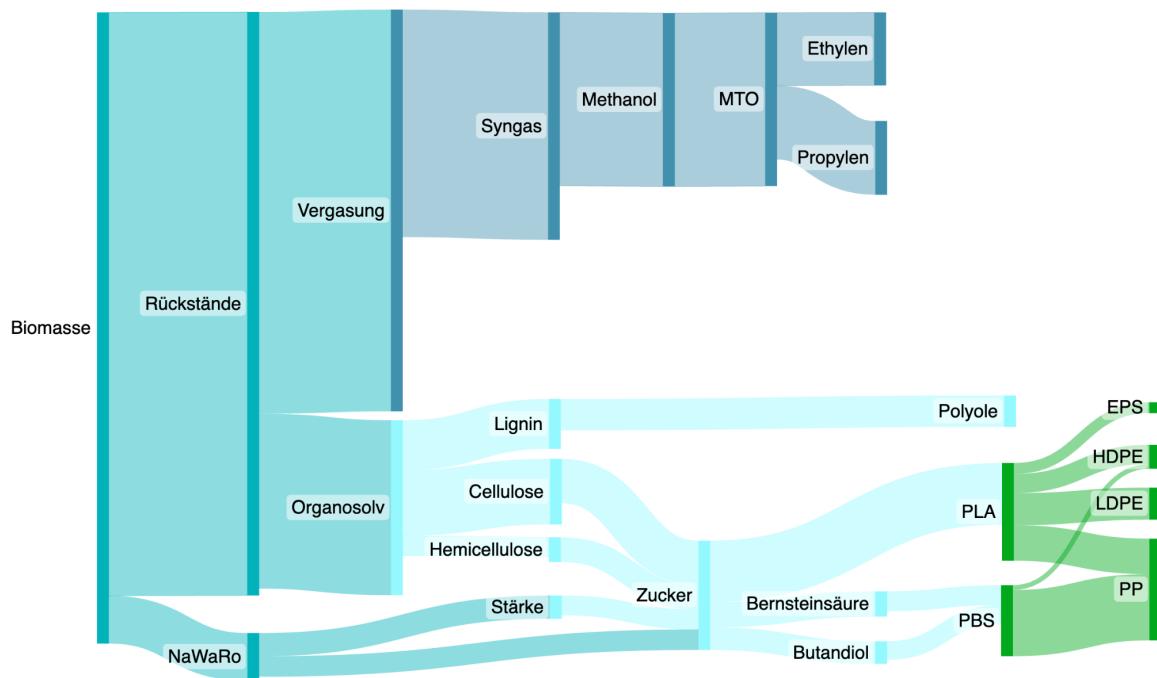


Abbildung 15: Verwendung von Biomasse in den GreenFeed-Szenarien.

Nach diesem systemischen Überblick der verschiedenen petrochemischen Produktionstechnologien widmen sich die anschließenden Abschnitte im Detail den einzelnen Verfahren und ordnen deren möglichen Beitrag zu einem defossilen Produktionssystem ein.

3.2 Steamcracker

Steamcracker sind die zentralen Aggregate der petrochemischen Industrie, Ausgangspunkt der meisten ölbasierten Wertschöpfungsketten der chemischen Industrie und von überragender Bedeutung für die Kunststoffproduktion in Deutschland und Europa. Ein einzelner Steamcracker besteht aus dem „heißen Teil“ mit einzelnen so genannten Ofenlinien, die in der Regel auf einen bestimmten Feedstock angepasst sind, sowie aus dem „kalten Teil“, in dem die Produktströme aus den einzelnen Ofenlinien zusammengeführt werden, um die einzelnen Produktbestandteile voneinander zu trennen. Denn beim Steamcracken von fossilen Kohlenwasserstoffen entsteht je nach eingesetztem Feedstock und den Reaktionsbedingungen (Temperatur und Reaktionszeit) ein Spektrum an Produkten.

Das Naphtha-Steamcracking ist in Europa noch vor dem Fluidized-bed catalytic cracking (FCC) die Hauptquelle für Olefine und BTX-Aromaten, den so genannten High Value Chemicals (HVC). Der Kohlenwasserstoff-Feed wird mit Dampf vermischt und kurzzeitig auf über 800°C erhitzt und dabei in kleinere Moleküle gespalten. Um den Spaltprozess am optimalen Zeitpunkt mit maximaler Olefinausbeute zu unterbrechen und unerwünschte Weiterreaktionen zu vermeiden, wird danach schlagartig abgekühlt. Anschließend wird der Produktstrom komprimiert und dann im kalten Teil über Destillation aufgetrennt. Beim Abkühlen fällt zunächst das schwiersiedende

sogenannte Pyrolyseöl¹ und dann bei der Kompression ein Großteil des sogenannten Pyrolysebensins mit den Aromaten an. Anschließend wird das Produktgemisch zunächst auf sehr niedrige Temperaturen abgekühlt und dann die Temperatur schrittweise erhöht. So erhält man verschiedene Produktgemische (C1-Strom, C2-Strom etc.), die dann weiter getrennt werden, um etwa Ethan von Ethylen zu trennen und die Zielprodukte in Reinform zu erhalten.

Zur Befeuerung der Crackeröfen kommt das sogenannte Tailgas zum Einsatz, das so mit energetisch verwertet wird. Es handelt sich hierbei um die nicht kondensierte Fraktion der Destillation. In diesem Produktstrom aus Methan und Wasserstoff verbleiben etwa 10% des im Naphtha enthaltenen Kohlenstoffs. Daher sind die Steamcracker neben den KWK-Anlagen, die mit Abstand bedeutendsten CO₂-Quellen in Chemieparks. Im Falle einer elektrischen Beheizung der Spaltöfen entfielen perspektivisch die hiermit verbundenen Emissionen, der C1-Strom würde somit frei für eine alternative (bevorzugt stoffliche) Verwendung (s. Abschnitt zur Methanol-synthese). Hierfür muss aber der gesamte Steamcracker mit hohem Kapitalaufwand umgebaut werden, da Kompression und Destillationen sehr energieaufwendig sind und mit dem aus der energetischen Verwertung des Tailgases erzeugten Dampf betrieben werden. Eine Alternative hierzu wäre der Betrieb der Tailgas-Verbrennung mit CCS oder CCU, da es sich um große konzentrierte CO₂-Ströme handelt.

Die horizontale Integration der Cracker in verschiedene Wertschöpfungsketten ist auch innerhalb Deutschlands durchaus unterschiedlich. Ethylen und Propylen werden regelmäßig und oft am Standort selbst genutzt. Die Gewinnung von Butadien aus dem C4-Strom ist dagegen aufwändig und nur mit hohem Kapitalaufwand sowie hohem zusätzlichen Energieeinsatz möglich. Gleiches gilt für die Abtrennung von Benzol, Toluol und Xylolen aus dem C6-, C7- und C8-Schnitt (Pyrolysebenzin). Obwohl Butadien und BTX wichtige Edukte für petrochemische Folgeprodukte sind und damit zu den HVC zählen, werden sie heute an kleineren Standorten, die Größenvorteile nicht realisieren können, nicht stofflich genutzt, sondern teilweise in Stoffgemischen energetisch verwendet.

In Deutschland werden dreizehn Steamcracker an neun Standorten betrieben. Die bereits getätigten Investitionen und die darauf aufbauenden Produktions- und Infrastrukturen resultieren in einem starken Lock-in in diese Produktionsweise.

¹ Das hier genannte Pyrolyseöl ist zu unterscheiden von Pyrolyseölen, die durch eine Verölung von Abfällen oder Biomasse entstehen.

Tabelle 1: Übersicht der in Deutschland betriebenen Steamcracker.

Cluster	Standort	Anlage	Inbetriebnahme	Retro-fit	Kapazität [Mio. t/a]	Feedstock
Rheinland	INEOS Dormagen	Kracker 4	1970		1.5	LPG, Naphtha
		Kracker 5	1978		1.9	LPG, Naphtha
	LYB Wesseling	Ethylenanlage OM4	1980		0.9	Gasöl
		Ethylenanlage OM6	2001		2.1	LPG, Naphtha
	Shell Wesseling	Cracker 2A	1980	2015	0.9	Naphtha
Emscher-Lippe	BP Gelsenkirchen	Olefin-Cracker 3	1973	2007	1.6	LPG, Naphtha, Gasöl
		Olefin-Cracker 4	1984		1.4	LPG, Naphtha, Gasöl
Mittel-deutschland	Dow Böhnen		1975		1.6	Naphtha
Ludwigshafen	BASF Ludwigshafen	Steam Cracker 1	1965	1999	0.6	LPG, Naphtha
		Steam Cracker 2	1980		1.1	LPG, Naphtha
Bayern	OMV Burghausen		2008		1.3	Naphtha (leicht bis schwer)
	LYB Münchsmünster		1970		1.1	Ethan, LPG, Naphtha
Nordsee	Raffinerie Heide		1965		0.3	flexibel

Verschiedene Studien und auch unsere Untersuchungen im Projekt zeigen, dass der Einsatz von fossilen Rohstoffen im Steamcracker mit CCS bei einer isolierten Be- trachtung der chemischen Industrie auch unter den Bedingungen der Klimaneutrali- tät techno-ökonomisch darstellbar ist. Im Projektfokus stand jedoch, welchen Stel- lenwert Steamcracker in einem defossilisierten Produktionssystem haben könnten. Dafür wurden verschiedene Konzepte untersucht, die sich teilweise auch kombinie- ren lassen. Es handelt sich hierbei um:

- Cracken von Pyrolyseöl aus Kunststoff-Abfällen
- Cracken von synthetischem Naphtha (als Beiprodukt von grünen Kraftstoffen, z.B. aus der Fischer-Tropsch-Synthese)
- elektrische Cracköfen
- post-combustion CO₂-Abscheidung
- pre-combustion CO₂-Abscheidung

Weitere untersuchte Technologien, die mit dem Steamcracken in Zusammenhang stehen, sind die Wasserstoffabscheidung aus dem Tailgas sowie die stoffliche Verwendung der Cracker-Beiproducte (C1 und ölige Beiproducte) über die Methanol-synthese (in Abschnitt # differenziert dargestellt).

Dagegen ist das nachhaltige Potenzial für das Cracken von Bioölen nach zahlreichen Studien sehr klein (z.B. Rest-Öle aus der Gastronomie) und zudem stark umkämpft mit der Produktion von Sustainable Aviation Fuels (SAF) oder auch für Schmiermittel. Obwohl diese Konzepte für einzelne Unternehmen durchaus interessant sein dürften, weil sich hierdurch Rest-Emissionen aus fossilem CCS kompensieren ließen, sind diese Potenziale für eine Defossilisierung deutlich zu klein. Eine differenzierte Betrachtung fand deshalb nicht statt.

Effizienztechnologien, die bei einem Cracker-Neubau zum Einsatz kommen könnten, heute jedoch nicht Stand der Technik sind, wie etwa katalytisches Cracken, wurden ebenfalls nicht betrachtet.

3.2.1 Technologiereife und Skalierung

Die folgende Tabelle 2 zeigt den Technology Readiness Level (TRL) für die untersuchten Entwicklungen im Zusammenhang mit dem Steamcracking. Bei einer CO₂-Preis-Entwicklung wie im Rahmen der Modellierungen für die beiden Szenarien angenommen, könnte sich für CCS-Konzepte ein wirtschaftlicher Case an günstigen gelegenen Küstenstandorten ergeben. Post-combustion-Konzepte könnten mit technisch erprobten Komponenten schnell als end-of-the-pipe-Lösungen umgesetzt werden. Pre-combustion-Lösungen, wie derzeit von der Industrie favorisiert, sehen eine Trennung des C1-Stroms in Wasserstoff und Methan und eine Dampfreformierung des Methans vor, um den Energiegehalt in Form von Wasserstoff zu konzentrieren und einen reinen CO₂-Strom zu erhalten. Die Komponenten hierfür sind alle industriell erprobt. Druckwechsel-Adsorption zur Abtrennung von Wasserstoff aus dem C1-Strom wird teilweise bereits praktiziert und Dampfreformierungs-Anlagen sind teilweise schon an den Standorten vorhanden. Dagegen liegen für eine Feuerung der Spaltöfen mit 100%-Wasserstoff unseres Wissens noch keine Referenzprojekte vor. Für einen Einsatz müssten hierfür die Spaltöfen umgerüstet oder sogar ausgetauscht werden. Eine solche Lösung kommt also nur bei turnusmäßigen Erneuerungen der Spaltöfen in Betracht (etwa alle sieben Jahre für TÜV-Prüfung). Der tatsächliche Erneuerungszyklus bei Spaltöfen beträgt nach bisherigen Erfahrungen jedoch etwa 50 bis 60 Jahre. Demnach sollte die Mehrzahl der deutschen Anlagen kurz vor einer Erneuerung stehen (Agora Industrie, FutureCamp, Wuppertal Institut und Ecologic Institut, 2022; Neuwirth et al., 2022).

Tabelle 2: Angenommene Entwicklung des TRL für die untersuchten Einzeltechnologien.

Technologie	Entwicklungsbedarf	erwarteter Zeitpunkt für industriellen Einsatz (TRL 8+)	erwarteter Zeitpunkt für Infrastruktur und/oder Feedstock Verfügbarkeit in Deutschland
post combustion CCS	CO2-Infrastruktur	Heute	2035
pre-combustion CCS über blauen Wasserstoff	100%-H2-Feuerung des Crackers	2030	2035
	CO2-Infrastruktur		
elektrisches Cracken	Betriebserfahrungen mit Nachrüstungen	2035	2035
	Angepasste Konzepte für Reaktor- und Wärmemanagement		
Cracking von hydriertem Pyrolyseöl	fehlende Betriebserfahrungen mit hohen Anteilen Pyrolyseöl im Feed	2030	2035
	Weiterentwicklung geeigneter Hydrierkatalysatoren		

Beim elektrischen Cracken ist Deutschland in der Entwicklung Vorreiter bei der Umrüstung bestehender Öfen. Die weltweit ersten beiden auf elektrischen Betrieb umgerüsteten Ofenlinien in einem kommerziell betriebenen Cracker wurden von BASF 2024 in Betrieb genommen und werden seitdem getestet. Der Anlagenbauer (Linde, 2024) gibt an, dass die Technologie bis 2030 kommerziell verfügbar sein wird. Beim Neubau von elektrischen Crackern wäre der Einsatz komplett neuartiger Reaktoren in Verbindung mit angepassten Wärmetauscherkonzepten möglich, die einen Betrieb nahe am thermodynamischen Optimum ermöglichen könnten. Nach Industrieargumenten könnten 40% Energieeinsatz gegenüber heutigen state-of-the-art-Anlagen eingespart werden. Ein solcher Effizienzsprung könnte dem elektrischen Cracken gegenüber CCS zum Durchbruch verhelfen. Der TRL hierfür liegt jedoch unter 4, da noch keine Pilotanlagen gebaut wurden. Insofern sind auch Kostenschätzungen schwierig.

Ein Einsatz von 100% Pyrolyseöl in einer einzelnen Ofenlinie wurde nach unserem Wissen, wenn überhaupt, nur in Forschungsprojekten, aber noch nicht kommerziell durchgeführt. Im kommerziellen Betrieb wird das nicht hydrierte Pyrolyseöl heute dem Naphtha insoweit beigemischt, als es die Spezifikationen für die bestehenden Anlagen erlauben, so dass keine Anpassungen notwendig sind und die Betreiber flexibel bleiben im Hinblick auf den Anteil von Pyrolyseöl. Bei einem Einsatz im größeren Stil müsste das Pyrolyseöl ausreichend gereinigt und hydriert werden, was zum Teil auch schon passiert. Wir gehen davon aus, dass Pyrolyseöl-Cracker ab 2030 eingesetzt werden könnten, da die technischen Komponenten hierfür entwickelt sind.

3.2.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Hat sich ein Steamcracker auf ein grundsätzliches Betriebskonzept festgelegt, so ist seine Flexibilität beim Wechsel zwischen Feedstock-Quellen deutlich eingeschränkt.

Zwar werden im Mittleren Osten auch Steamcracker-Betriebskonzepte verfolgt, die einen flexiblen Einsatz von unterschiedlichem Feedstock im Rahmen einer bestimmten Bandbreite ermöglichen, jedoch können die Anlagen dann nicht bei ihrem optimalen Betriebspunkt gefahren werden. Tabelle 3 zeigt Reaktionsmöglichkeiten für Steamcracker-Betreiber mit ihren Feedstock-Versorgungskonzepten auf.

Steamcracker-Betreiber in Deutschland betreiben ihre einzelnen Ofenlinien heute entweder mit leichtem Naphtha oder LPG. Nur im Einzelfall werden auch schweres Naphtha (Burghausen) oder Gasöl (Wesseling, Gelsenkirchen) eingesetzt. Ethan wird in Deutschland nur insoweit eingesetzt, als es aus dem C₂-Produktstrom bei der Abtrennung des Zielprodukts Ethylen wiedergewonnen wird. Demnach sind die Reaktionsmöglichkeiten deutlich geringer als etwa bei MtO-Anlagen, allerdings sind die Märkte für fossiles Naphtha und LPG heute und wohl auch zukünftig sehr liquide, was die Risiken für Betreiber deutlich senkt (s.u.). Die Verfügbarkeit von Ethan hängt dagegen stark an der Förderung unkonventioneller Gasvorkommen wie Schiefergas in den USA. Technisch könnte Ethan auch aus Raffineriegas abgetrennt werden – zumindest für zukünftig möglicherweise entstehende fossile Feedstock-Raffinerien ein Weg, um mehr fossilen Kohlenstoff stofflich zu nutzen.

Naphtha-Steamcracker könnten perspektivisch auf grünes Naphtha aus Fischer-Tropsch-Anlagen umsteigen, das als Beiprodukt grüner Kraftstoff-Produktion anfallen dürfte. Zum mindest die Produktausbeuten unterscheiden sich jedoch von fossilem Naphtha, so dass bei einem längerfristigen und großmaßstäblichen Wechsel Anpassungen am kalten Teil der Cracker notwendig sein dürften. Auch Pyrolyseöl auf Basis von Biomasse- oder Kunststoffabfällen ist als Cracker-Feedstock denkbar. Das Crude-Pyrolyseöl enthält jedoch Heteroatome und Olefine, die nicht im Cracker eingesetzt werden können und weist einen ungeeigneten Siedebereich auf (von Naphtha über Gasöl bis Schweröl). Teil-Siedeschnitte bis zum Gasöl können im Cracker in großer Menge eingesetzt werden, wenn die störenden Bestandteile vorher durch verschiedene Reinigungsschritte und Hydrierung entfernt bzw. in geeignete Bestandteile umgewandelt wurden. Hierfür wird Wasserstoff benötigt, der z.B. aus dem Tailgas des Steamcrackers gewonnen werden kann. Für die Hydrierung werden spezielle Pyrolyseöl-beständige Katalysatoren benötigt. In den letzten Jahren wurden von mehreren Firmen solche Prozesse entwickelt und kommerzialisiert. Die Schweröl-Fraktion kann theoretisch auch durch Hydrocracking in eine geeignete Leichtfraktion umgewandelt werden.

Feedstock-Versorgungskonzept	Fossile Alternative	Defossilierte Alternative
Leichtes Raffinerie-Naphtha	im Rahmen enger Bandbreiten: mittelschweres und schweres Naphtha LPG	Synthetisches Naphtha
Raffinerie-LPG	LPG aus Natural Gas Liquids	LPG aus Fischer-Tropsch-Anlagen
Ethan aus der Förderung unkonventioneller Gasvorkommen	Abtrennung aus Raffineriegas	Ethan aus Fischer-Tropsch-Anlagen
Hydriertes Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen	konventionelles Raffinerie-Gasöl	Hydrierte Pflanzenöle

Tabelle 3: Kurzfristige Feedstock-Flexibilität für Steamcracker-Betreiber.

3.2.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Steamcracker bilden heute das Herzstück petrochemischer Cluster und sind daher regional wie überregional durch Infrastrukturen eng vernetzt. Hierzu gehören insbesondere Pipelines, über die sowohl Feedstock für die Cracker an- als auch Cracker-Produkte zur Weiterverarbeitung abgeliefert werden. Mit den oben beschriebenen Entwicklungsmöglichkeiten für die Steamcracker im Kontext einer Defossilisierung gehen je nach Betriebskonzept jedoch neue infrastrukturelle Anforderungen einher.

Wir gehen in unseren Szenarien von einem Anschluss der Steamcracker an ein überregionales CO₂-Netz aus, um zunächst Emissionen zu reduzieren und langfristig unter Einsatz von grünen Feedstocks negative Emissionen mit hohem Systembeitrag zu generieren. Je nach Feedstock-Konzept werden außerdem Transport-Infrastrukturen für die Versorgung der Cracker mit den neuen Einsatzstoffen benötigt. Im Falle von Pyrolyseöl aus der Abfallpyrolyse erfolgt der Transport heute kleinskalig per LKW. Perspektivisch sind hierfür jedoch Pipelines erforderlich, um die benötigten Mengen kosteneffizient zu transportieren - zumindest wenn eine lokale Versorgung in unmittelbarer Nähe der Steamcracker nicht möglich ist und wie heute auch Flexibilität in der Versorgungskette gewährleistet werden soll. Eine multi-purpose Nutzung von bestehenden Pipelines, wie sie für andere Rohstoffe durchaus erfolgt, ist nach Einschätzung der Industrie nicht möglich, da sich das Pyrolyseöl nicht mit anderen Stoffen verträgt. Für den Import von Fischer-Tropsch Naphtha können bestehende Infrastrukturen der Hochsee- und Binnenschifffahrt insbesondere mit Verbindung zu den Seehäfen Antwerpen/Rotterdam genutzt werden, gleiches gilt für den Weitertransport und die inländische Verteilung über bestehende konventionelle Naphtha-Pipelines.

Ein grundsätzlich anderes Bild ergibt sich im Falle des elektrischen Steamcrackings. Hierbei entfällt der Anschluss an ein CO₂-Netz, da mit einer Elektrifizierung über erneuerbare Energien bereits etwa 90% der CO₂-Emissionen adressiert sind. Allerdings werden zum Teil erhebliche Anpassungen bei der Strominfrastruktur erforderlich. Hierzu gehört zunächst der Aufbau von entsprechenden Erzeugungskapazitäten für erneuerbare Energien, was aufgrund der vergleichsweise hohen Volllaststunden

vermutlich über Offshore-Windkraft zu realisieren ist. Ebenso bedarf es eines Ausbaus der Stromübertragungsnetze bis zum Chemiepark sowie der elektrischen Anschlussleistungen am Werk, welche typischerweise nicht für derartige Lasten ausgelegt sind. Auch in elektrifizierten Steamcrackern lassen sich grüne Feedstocks verarbeiten, um verbleibende Prozessemmissionen (sowie end-of-life Emissionen der Produkte) zu adressieren. Hierfür gelten die oben beschriebenen infrastrukturellen Voraussetzungen. Außerdem bedarf es Konzepte zur Weiterverarbeitung und ggf. Abtransport von Nebenprodukten, die nun nicht mehr zur Feuerung der Spaltöfen genutzt werden.

3.2.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Das Kohlenstoffmanagement am Cracker sowie der Einsatz alternativer Feedstocks können jeweils voneinander unabhängig, aber auch in Kombination miteinander eingesetzt werden. Es bietet sich an, sie getrennt voneinander abzubilden. Sind CCS oder Elektrifizierung für den fossilen Fall ökonomisch attraktiv, so sind sie es auch beim Einsatz von zirkulären oder grünen Feedstocks – zumindest, wenn es für die Einspeicherung von CO₂ aus grünem Feedstock einen analogen Anreiz gibt, wovon in einem konsistenten CO₂-Management-System mit Anreizen für negative Emissionen auszugehen ist.

Für das Cracken von Naphtha zeigt Abbildung 16 für das Jahr 2035 beispielhaft, inwiefern der Einsatz von CCS oder eine alternative Elektrifizierung gegenüber dem konventionellen Cracken ohne CCS sinnvoll sein könnte.

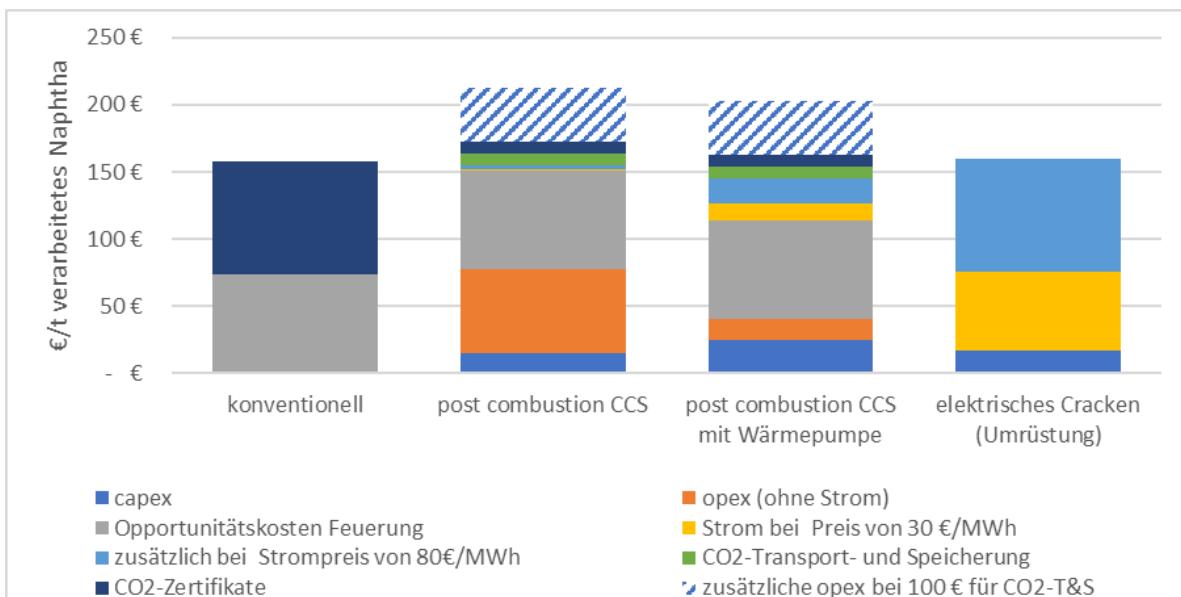


Abbildung 16: Kosten des Kohlenstoffmanagements beim Naphtha-Steamcracking für das Jahr 2035.

Quelle: eigene Berechnung

Um die Kosten für alle alternativen Routen vergleichbar zu machen, wurde der Einsatz des C1-Stroms zur Feuerung der Crackeröfen in den CCS-Fällen im Hinblick auf die Opportunitätskosten mit dem Wert der Einzelströme bewertet. Die Kosten für das Kohlenstoffmanagement des Crackens liegen demnach für alle Alternativen mit Ausnahme eines Cracker-Neubaus über dem Referenzfall. Die CO₂-

Vermeidungskosten liegen jeweils bei 160 bis 170 €/t CO₂ und damit nur leicht über dem angenommenen CO₂-Zertifikatepreis für 2035 in Höhe von 155 €/t CO₂. Die Abbildung verdeutlicht, dass für das elektrische Cracken nicht nur der CO₂-Preis entscheidend ist, sondern auch der Wert einer alternativen Verwendung freigewordener Beiprodukte aus dem C1-Strom. Dieser ökonomische Wert wird in der Abbildung nicht als Kostengutschrift dargestellt, sondern für die Routen mit Verbrennung als Opportunitätskosten dargestellt. Während der Wert des Wasserstoffs 2035 recht hoch sein dürfte, ist der Wert von Methan viel weniger klar.² Für 2040 und einem Zertifikatepreis von 179 €/t CO₂ sind sowohl CCS als auch Elektrifizierung gegenüber der Referenz überlegen. Einschränkend muss gesagt werden, dass die Annahmen zu Transport und Speicherung von CO₂ mit jeweils 9 €/t CO₂ relativ günstig gewählt wurden. Bei Knappheit von Infrastruktur oder Injektionskapazitäten könnten sich am Markt deutlich höhere Preise hierfür bilden (s.u.).

Für die Industrie ergeben sich derzeit nur im Einzelfall Cases für den Einsatz von Pyrolyseöl. Unhydriertes Pyrolyseöl kann derzeit nur in kleinen Anteilen dem Naphtha-Cracker-Feed beigemischt werden, hydriertes Pyrolyseöl in höheren Anteilen. Für 2035 und dem Greifen der strengerer Recyclingquoten-Vorgaben im Verpackungssektor dürften sich verschiedene Cases ergeben. Die folgende Abbildung 17 ordnet die Kosten- und Erlössituation des Einsatzes von Pyrolyseöl für das Jahr 2035 gegenüber dem Cracken von fossilem Naphtha und der MtO ein.

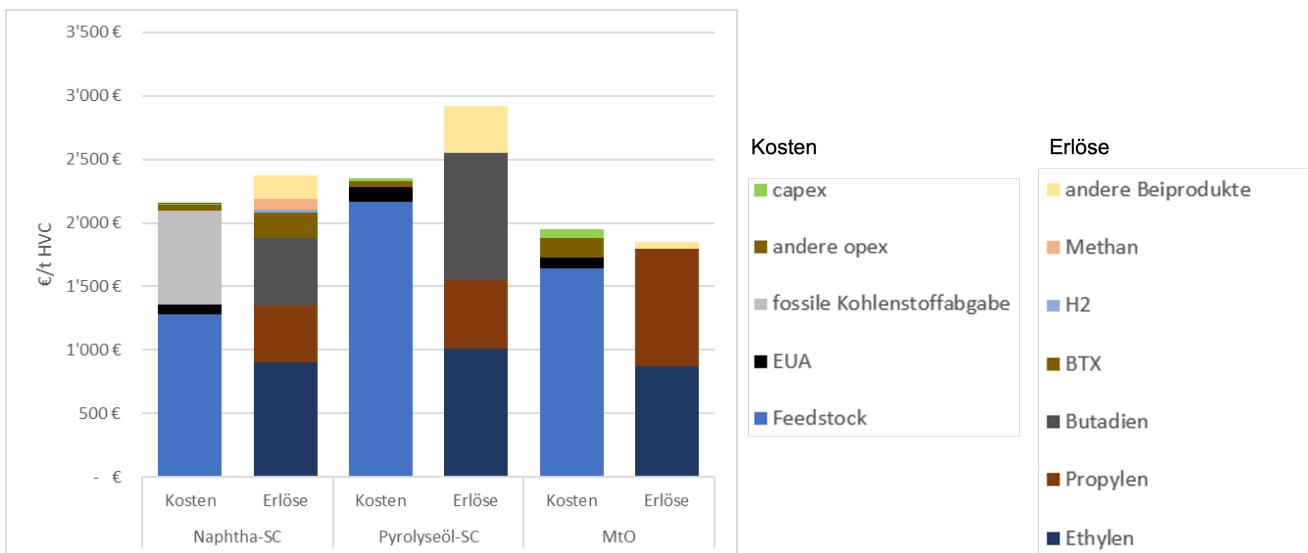


Abbildung 17: Kosten- und Erlösstruktur für das Steamcracking von fossilem Naphtha und Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen im Vergleich zur MtO im Jahr 2035.

Anstatt einer Recyclingquote, wurde bei der Modellierung ab 2035 eine Kohlenstoffabgabe in Höhe von 155 € pro Tonne CO₂-Äquivalent für den fossilen Kohlenstoffeinsatz angenommen, die in der Abbildung als erheblicher Kostenblock sichtbar wird

² In der Beispielrechnung wurde von einem Wert von 19 €/MWh (Brennwert) ausgegangen, was auch dem Wert in den Szenariomodellierungen für Deutschland entspricht. Der tatsächliche Wert des Methans bei einer stofflichen Verwendung läge aber 2035 bei Anwendung der fossilen Kohlenstoffabgabe deutlich höher. Als recycelter Feedstock, der somit nicht der Abgabe unterliege, hätte Methan einen Wert von 57 €/t.

– deutlich größer als die Emissionszertifikate im ETS, die nur die scope-1-Emissionen des Crackens abdecken. Hydriertes Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen zeigt sich in dieser Situation gegenüber dem fossilen Feedstock deutlich vorteilhaft, ist jedoch im Hinblick auf die Verfügbarkeit des Rohstoffs limitiert. Noch vorteilhafter wäre die Kosten- und Erlössituation für diese Route bei einer integrierten Betrachtung der Wertschöpfungskette vom Abfall bis zum HVC. Denn beim Cracken von hydriertem Pyrolyseöl sind hier nicht die Herstellungskosten des Feedstocks dargestellt, sondern sein Marktwert, d.h. entlang der Wertschöpfungskette bestehen je nach Abfallsorte teilweise erhebliche weitere Gewinn- und Wertschöpfungspotenziale (s. Abschnitt zur Pyrolyse).

3.2.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Wie oben gezeigt, könnte sich ein Business Case für den Einsatz von CCS am Steamcracker um das Jahr 2035 ergeben. Diese Lösung hat für die Betreiber den Charme, dass sie sich damit in Richtung 2040 und dem Auslaufen der Ausgabe von Emissionszertifikaten aufstellen können und sich dabei nur in stark begrenztem Umfang in die Abhängigkeit lokaler leitungsgebundener Energiemarkte mit entsprechenden Risiken im internationalen Wettbewerb begeben. Der Weltmarkt für fossiles Naphtha könnte – entsprechende geopolitische Bedingungen vorausgesetzt – bis 2050 liquide bleiben, so dass das Risiko für Versorgungslücken überschaubar wäre.

Etwas anders stellt sich eine Elektrifizierung der Cracker dar: Da eine Unterbrechung der Produktion mit hohen Kosten (und Emissionen in Folge verstärkter Verkokung) verbunden wäre und einen Mindestzeitraum von zwei Wochen umfassen würde, kann ein Steamcracker nicht dem Strommarkt folgen. Investoren müssten also erwarten, ausreichend von Zeiträumen mit günstigen Strombezugskosten zu profitieren, um Zeiten mit höheren Preisen kompensieren zu können. Eine Belastung der Strombezugskosten durch hohe Netzentgelte würde solchen Modellen jedoch die Grundlage entziehen. Investoren in eine Cracker-Elektrifizierung begeben sich also sowohl in ein Marktrisiko als auch in ein politisches Regulierungsrisiko. Selbst im Hinblick auf langfristig möglicherweise günstigere Strompreise für die deutsche Industrie, wie im Szenario Carbon Looping angenommen, erscheint eine Cracker-Elektrifizierung für Deutschland daher als eine unwahrscheinliche Lösung.

Sollten Politik (oder Märkte) jedoch den Einsatz von grünem Feedstock (bzw. negative Emissionen) belohnen, wie in unseren beiden Szenarien angenommen, könnten die Cracker deutlich Marktanteile zulisten methanolbasierter Verfahren (insbesondere MtO) verlieren. Der Einsatz von hydriertem Pyrolyseöl im Cracker wäre auch dann noch attraktiv, aber zumindest bei den Ethylen- und Propylen-Herstellungs-kosten wären Naphtha-Cracker-Betreiber gegenüber einer zirkulär oder erneuerbar geführten MtO im Nachteil. Sie wären dann auf attraktive Erlöse für BTX und Butadien angewiesen, deren Preise damit stark steigen müssten, was den Importdruck erhöhen und auch Substitutionsreaktionen bei der Polymernachfragestruktur auslösen dürfte.

Aus zwei Gründen dürfte es besonders anspruchsvoll werden, einen Business Case für den Einsatz von grünem Naphtha im Steamcracker zu finden: Zum einen entfällt in diesem Fall weitgehend die BTX-Ausbeute, womit die Betreiber in eine sehr ein-seitige Abhängigkeit vom kleinen und vergleichsweise illiquiden Butadien-Markt

geraten. Zum anderen wäre ein Cracker-Betreiber voraussichtlich auf einen deutlichen Preisspread zwischen grünem Naphtha und grünem Kerosin angewiesen. Diese Notwendigkeit ist im Kontext der Konkurrenz zur MtO-Route zu sehen. Die Produktionskosten von grünem Methanol liegen gegenüber grünen Fischer-Tropsch-Produkten niedrig und diese Relation ist aufgrund der überragenden Bedeutung der Wasserstoffkosten in beiden Fällen auch relativ fix. Hinzu kommt die relativ hohe Selektivität der MtO in Richtung von Olefinen. Damit die grüne Cracker-Route gegenüber einer grünen MtO konkurrenzfähig sein kann, müsste das Naphtha aus dem Fischer-Tropsch-Prozess den Charakter eines günstigen Bei-Produktes haben, der Preisspread zu Kerosin also relativ hoch sein. Das Eintreten einer solchen Marktsituation ist jedoch relativ unwahrscheinlich - zum einen aufgrund der technischen Möglichkeit, Fischer-Tropsch-Naphtha zu einem Diesel- oder Kerosin-Bestandteil weiterzuverarbeiten (Voelker et al., 2024) sowie aufgrund der Möglichkeit des Recyclings von Naphtha innerhalb einer Fischer-Tropsch-Raffinerie über eine erneute Gasifizierung.

In unseren Szenarien kommt grünes Naphtha nur zum Einsatz, sofern das Ziel einer vollständigen Defossilisierung exogen gesetzt wird und gleichzeitig die Nachfrage nach Butadien nicht sinkt, trotz der in diesem Fall hohen marginalen Bereitstellungs-kosten. On-purpose-Verfahren zur Produktion von Butadien stehen derzeit nicht kommerziell zur Verfügung, sie dürften in solchen Fällen aber ökonomisch attraktiv werden und könnten somit das Geschäftsmodell für den Einsatz von grünem Naphtha in Steam Crackern insgesamt gefährden.

3.2.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

Unsere Szenarien legen nahe, dass Steamcracker auch bei einem deutlichen Anreiz in Richtung Defossilisierung bzw. negativen Emissionen noch eine wichtige Rolle im Produktionssystem haben könnten – zumindest sofern CCS als Option technisch und ökonomisch rechtzeitig zur Verfügung steht. Selbst in einem vollständig defossilisierten System könnten Steamcracker noch in Routen zum chemischen Recycling und ggf. mit grünem Naphtha eingesetzt werden. Sollte sich die bestehende Cracker-Flotte in einem Markt, der von Überkapazitäten geprägt ist, als ein Hindernis für einen Eintritt für andere Verfahren herausstellen, so wäre eine (Teil-)Defossilisierung ökonomisch deutlich schwieriger zu erreichen als unter Einschluss von MtO. Insofern könnte das Festhalten an bestehenden Cracker-Kapazitäten einen faktischen lock-in in fossile Strukturen bedeuten, so dass über die chemische Industrie negative Emissionen möglicherweise nur schwer zu realisieren sein werden.

Ein gewisser Abbau der Cracker-Flotte erscheint deshalb zumindest wahrscheinlich und wünschenswert, um das Produktionssystem für langfristig klimapolitisch und gesamtwirtschaftlich vorteilhafte Lösungen zu öffnen. Die bisher angelegten Politiken bieten jedoch keine Richtungssicherheit für die Unternehmen, um Investitionen anzustoßen, die sich erst jenseits des bestehenden Emissionshandelssystems rechnen werden.

Im Hinblick auf eine Elektrifizierung der Cracker sollte energiepolitisch beachtet werden, dass diese eine Grundlast darstellen würden, die vor allem im Winter in einem erneuerbaren Stromsystem eine starke Belastung bedeuten würde. Flexiblere Power-to-Heat-Systeme wie die hybride Dampfbereitstellung in Chemiepark mit

Wärmepumpen und Elektrodenkesseln sowie einem Gas-Backup sollten gegenüber einer Cracker-Elektrifizierung energiepolitisch Priorität haben.

3.3 Methanolsynthese

Die **Methanolsynthese** ist ein etablierter Prozess in der chemischen Industrie zur Herstellung von Methanol (CH_3OH), eine der relevantesten Basischemikalien. Ausgangspunkt für die Produktion ist Synthesegas, ein Gemisch aus Kohlenmonoxid oder Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff, das heute in erster Linie aus Erdgas oder Kohle hergestellt wird. Dieses Syngas wird anschließend bei Druckverhältnissen von 50 - 100 bar und Temperaturen von 200 - 300 °C mithilfe von Katalysatoren auf Kupfer- und Zinkbasis zu Rohmethanol umgesetzt. Abschließend erfolgt eine Reinigung von Wasser und anderen Störstoffen mithilfe von Destillationskolonnen. Weltweit wird an alternativen Methoden zur Methanolherstellung gearbeitet, die auf Strom, erneuerbaren Ressourcen oder Abfallstoffen basieren. Ein Ansatz ist die Herstellung von Methanol durch die Reaktion von grünem Wasserstoff mit CO_2 , das direkt aus der Umgebungsluft (DAC) gewonnen wird. Dieses bietet sich in erster Linie für Standorte mit sehr günstigen Erzeugungsmöglichkeiten für Strom auf Basis erneuerbarer Energie an und findet hierzulande in den GreenFeed-Szenarien keine Anwendung (jedoch als Import von globalen Bezugsmöglichkeiten). Andere Ansätze verfolgen eine Vergasung von Biomasse (siehe Kapitel 3.6) oder Abfallstoffen (siehe Kapitel 3.8) zur Erzeugung von Syngas, das anschließend analog zum konventionellen Verfahren zu Methanol verarbeitet wird.

3.3.1 Technologiereife und Skalierung

Die konventionelle Methanolherstellung aus Synthesegas ist ein vollständig etabliertes Verfahren. Weltweit besteht eine Produktionskapazität von 170 Mio. t/a und auch in Deutschland existieren mehrere Methanolanlagen. Die größte hierzulande befindet sich in Leuna mit einer Kapazität von 700.000 t/a, weltweit gibt es Anlagen mit Kapazitäten von mehreren Mio. t/a. Der zentrale Unterschied zwischen dem konventionellen Verfahren und den alternativen Routen liegt im Ursprung des Synthesegas. Solange dessen Zusammensetzung und Reinheit die technischen Anforderungen erfüllt, lässt es sich unabhängig von der Herkunft in den bestehenden Anlagen weiterverarbeiten.

Um die in den GreenFeed-Szenarien vorgesehenen Methanolmengen bereitzustellen (siehe Kapitel 2), reichen die heutigen Kapazitäten jedoch bei Weitem nicht aus. Daher wäre ein erheblicher Ausbau neuer Anlagen erforderlich (siehe Abschnitt 3.4). In den Szenarien geschieht dies grob in zwei Phasen, nämlich um das Jahr 2030 und um das Jahr 2050.

3.3.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Aufgrund des Anlagendesigns sind Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug insofern nicht gegeben, als dass stets Synthesegas benötigt wird. Substitutionsmöglichkeiten bestehen jedoch entlang der Wertschöpfungskette, sie werden in den jeweiligen Abschnitten thematisiert (Vergasung von Abfall, Vergasung von Biomasse, MtO).

3.3.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Die erfolgreiche Etablierung einer Methanolproduktion auf Basis erneuerbarer Rohstoffe erfordert eine umfassende Infrastruktur für den Transport der benötigten Ausgangsstoffe zur Herstellung von Synthesegas. Gemäß unserer Szenarien sind das in erster Linie Kunststoffabfälle zur Vergasung sowie teilweise Biomasse-Reststoffe. Da Methanol als Flüssigkeit vergleichsweise einfach, Synthesegas hingegen aufgrund seiner Eigenschaften (giftig, explosiv, gasförmig) nur eingeschränkt über weite Distanzen transportierbar ist, gehen wir von einer zentralisierten Produktionsstruktur in industriellen Clustern aus, in denen die Syngas-Herstellung und Methanolproduktion integriert stattfindet.

Auch wenn die im Rahmen dieser Studie untersuchten Methanol-Pfade auf Basis von Abfallstoffen und Biomasse anteilig weniger zusätzlichen Wasserstoff benötigen als eine Produktion auf Basis von CO₂, ist die Verfügbarkeit von klimaneutral hergestelltem Wasserstoff auch bei diesen Verfahren essentiell, um die geeigneten stöchiometrischen Verhältnisse für die Methanolsynthese sicherzustellen. Hierbei wird für eine entsprechende Skalierung der Anlagen eine dezidierte H₂-Infrastruktur benötigt. Alternativ könnte Wasserstoff on-site entweder über lokale Elektrolyse oder über eine Wasser-Gas-Shift-Reaktion (WGS) aus dem Synthesegas gewonnen werden. Beide Verfahren dürften die Wirtschaftlichkeit jedoch negativ beeinflussen. Die Bereitstellung über WGS erzeugt außerdem CO₂-Emissionen, die in einem klimaneutralen System wiederum abgeschieden werden müssen. Eine CO₂-Infrastruktur ermöglicht jedoch etwas Flexibilität für Anlagenbetreiber, um optimale Betriebspunkte zwischen maximaler Kohlenstoffbindung einerseits und maximaler Wasserstoffausnutzung andererseits zu finden. Langfristig ermöglicht sie außerdem die Realisierung von negativen Emissionen bei der Verarbeitung von grünen Feedstocks.

Da die inländischen Potenziale für eine Methanolbereitstellung in unseren Szenarien nicht ausreichen, sind langfristig zudem Importe von DAC-basiertem Methanol aus globalen sweet spots für erneuerbare Energien notwendig. Hier können bestehende Hafen- und Tanklagerinfrastrukturen genutzt werden, weitere Kapazitäten befinden sich zum Teil bereits im Aufbau (Menzel, 2025); siehe dazu auch Abschnitt 3.4.

3.3.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Abbildung 18 zeigt auf, zu welchen Gestehungskosten Methanol über die unterschiedlichen Verfahren in den beiden Szenarien erzeugt werden könnte. Ebenfalls abzulesen ist, welche der Verfahren ab wann unterhalb des modellierten Marktpreises für konventionelles Methanol liegen und damit wirtschaftlich werden. Demnach könnten abfallbasierte Verfahren bereits zur Mitte der 2030er Jahre wirtschaftlich sein, während dies für biomassebasierte Verfahren nur unter den Bedingungen des CL-Szenarios und erst ab dem Jahr 2045 gilt. Für eine Anwendung als Kraftstoff könnte dies jedoch anders aussehen (siehe folgender Abschnitt zum Business Case). Für Importe von Methanol auf Basis von DAC-Verfahren, die an Standorten mit sehr niedrigen Gestehungskosten für erneuerbaren Strom und Wasserstoff hergestellt werden, könnte ab den 2040er Jahren eine wirtschaftliche Relevanz als chemischer Feedstock bestehen.

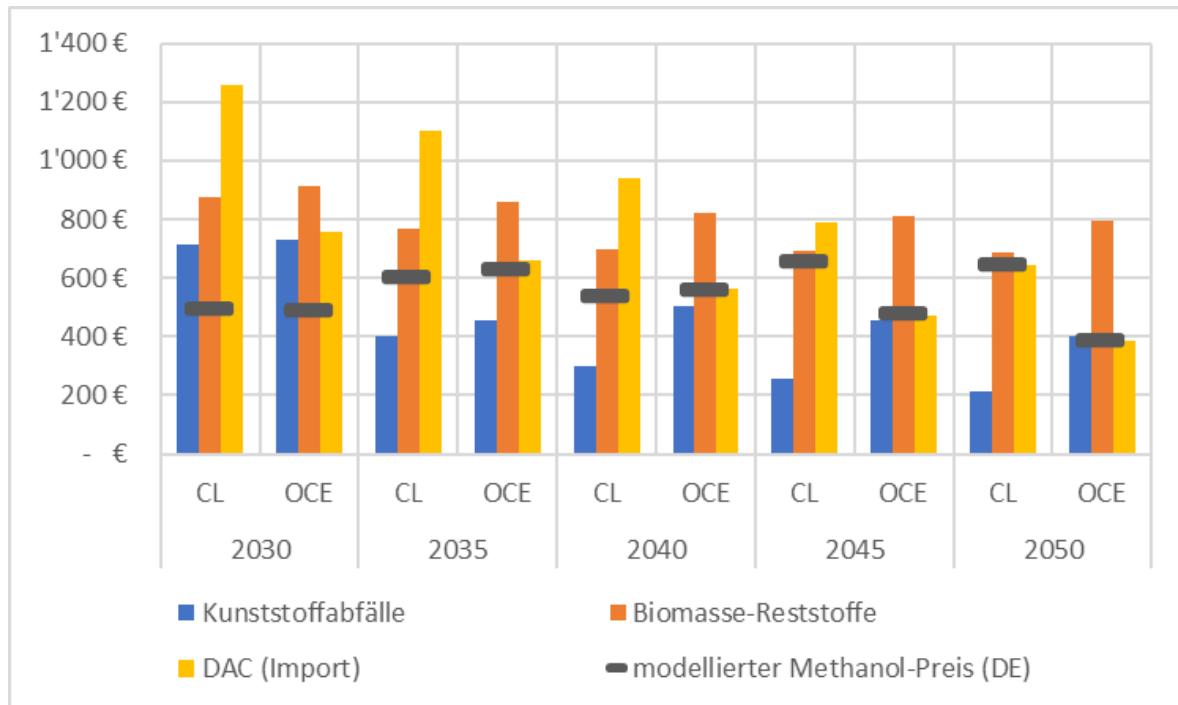


Abbildung 18: Methanol-Gestehungskosten für unterschiedliche Rohstoffe und modellierte Grenzkosten der Methanol-Bereitstellung (als Näherungswert für Marktpreis) in den beiden Szenarien CL und OCE.

3.3.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Beide Szenarien spiegeln eine konsistente Regulierung in Richtung einer Kreislaufwirtschaft wider. Besonders das Carbon Looping-Szenario (CL) entfaltet aber eine Dynamik, die der Verwendung von Abfall als Feedstock besonders förderlich ist (siehe Kapitel 2).

Unter den in Abbildung 18 gezeigten Preisen für Methanol im CL-Szenario ergeben sich daher deutliche Gewinn- und Wertschöpfungspotenziale für eine Methanolproduktion auf Basis von Kunststoffabfällen. Die Abbildung 19 zeigt, dass diese Route bereits 2035 in großer Breite wirtschaftlich attraktiv sein könnte. Durch den steigenden Wert des Zielprodukts gegenüber den zunehmend teuren fossilen Alternativen wächst die jährliche Wertschöpfung sogar noch stärker als die Produktion.

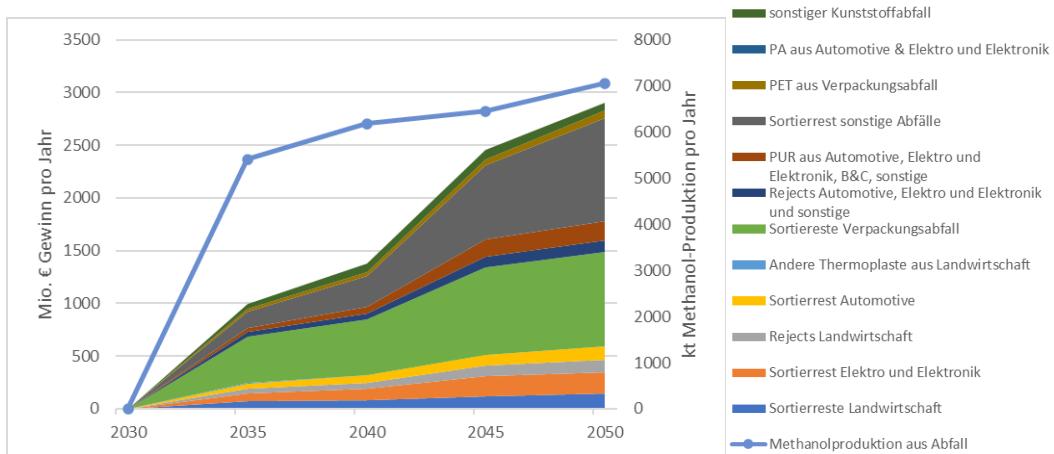


Abbildung 19: Unternehmensgewinne bzw. Wertschöpfung aus der Verwendung von Kunststoffabfall für die Methanol-Erzeugung im CL-Szenario.

Etwas anders gelagert ist die Dynamik im OCE-Szenario. Hier sind geringere Prämiens für die stoffliche Verwertung von Abfall erzielbar und es besteht mit importiertem DAC-Methanol eine günstige nicht-fossile Alternative am Markt. Abbildung 20 zeigt die Gewinn- und Wertschöpfungspotenziale für eine Methanolproduktion auf Basis von Kunststoffabfällen im OCE-Szenario. Zwar werden hier nicht alle vorhandenen Abfall-Potenziale für eine stoffliche Verwendung genutzt, bis zum Jahr 2045 besteht aber dennoch ein Business Case. Die Investitionen müssen sich jedoch schnell amortisieren, denn ab 2045 können nur noch geringe Deckungsbeiträge durch die Anlagen erwirtschaftet werden. Eine vollständige Refinanzierung der Investition ist unter den Annahmen des Szenarios dann nicht mehr möglich, weil importiertes grünes Methanol im Markt ab 2040 preissetzend wirkt. Die Gewinne sind in der Darstellung der Abbildung daher negativ dargestellt, auch wenn die Betriebskosten noch gedeckt werden können.

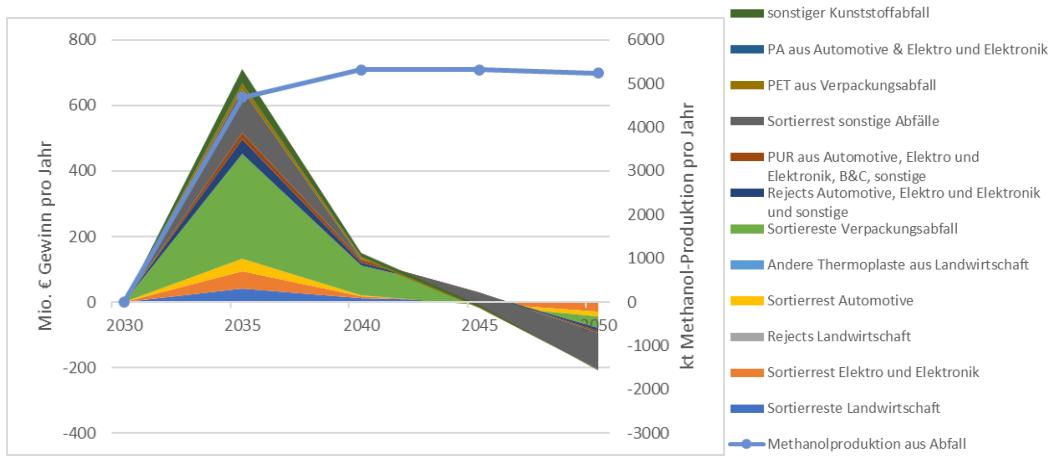


Abbildung 20: Unternehmensgewinne bzw. Wertschöpfung aus der Verwendung von Kunststoffabfall für die Methanol-Erzeugung im OCE-Szenario.

Im OCE-Szenario zeigt sich somit, dass sehr günstige Methanol-Importpreise nahe den Gestehungskosten durchaus die Geschäftsmodelle einer heimischen Kreislaufwirtschaft langfristig gefährden könnten. Für Betreiber von Anlagen, die Methanol verarbeiten (MtO, MtA), erhöht sich hingegen die Wettbewerbsfähigkeit, zumal wenn sie nicht in die Methanol-Erzeugung integriert sind. Die günstigen

Importmöglichkeiten senken den Methanol-Bezugspreis für sie langfristig gegenüber dem Jahr 2040 um 14%, sodass dieser im Szenario OCE um ein Viertel niedriger liegt als im CL-Szenario.

Im Folgenden wird ein möglicher Business Case für Methanol aus Biomasse betrachtet. Unter den Randbedingungen des CL-Szenarios (geringe leitungsgebundene Energiepreise, eingeschränkte Verfügbarkeit von Importen) ergeben sich hier potentielle Nutzungskonkurrenzen für Methanol als Kraftstoff oder Kraftstoffvorprodukt. Ein Business Case wäre jedoch denkbar knapp, da die biomassebasierten Methanol-Erzeuger als preissetzende Merit Order-Anbieter in einem äußerst engen Markt vertreten sind, wo schon kleine Unterschiede zwischen Energiepreisregionen im Modell den Ausschlag geben. Da es sich jedoch nur um geringe Differenzen handelt, erscheint eine Erzeugung in Deutschland unter Berücksichtigung von weichen Standortfaktoren dennoch möglich. Ein robuster Business Case lässt sich im Hinblick auf die Unsicherheiten in den Annahmen allerdings nicht aufzeigen. Investoren müssten sich daher relativ sicher sein, dass Importe nicht in großem Umfang nach Europa gelangen.

Ein größerer Markt für grünes Methanol könnte auch dafür sorgen, dass mehr Platz für europäische Erzeuger entsteht. Im Falle knapper Potentiale könnte das für die chemische Industrie aber auch bedeuten, dass Methanol-Mengen durch andere Märkte absorbiert werden. Für das Jahr 2045 ist in der folgenden Grafik dargestellt, inwiefern grünes Methanol wettbewerbsfähig gegenüber fossilen ölbasierten Produkten sein würde. Dabei werden drei Fälle unterschieden:

- In grün dargestellt der bereits angesprochene MtO-Pfad mit dem Steam Cracking von fossilem Naphtha als Referenz,
- in blau ein Einsatz von Methanol als Schiffskraftstoff gegenüber SchiffsDiesel,
- In orange ein Einsatz von Methanol als Feedstock für eine Methanol-to-Jet-Raffinerie gegenüber Kerosin aus Erdöl.

Die Geraden sind als Iso-Produktionskostenlinien zu verstehen. Sie markieren also Kombinationen von Rohöl- und CO₂-Preis, bei denen unter Annahme eines bestimmten Methanol-Preises eine Kostenparität zwischen der Methanol- und der ölbasierten Route bestünde. Oben ist zunächst die Situation dargestellt, wie sie sich unter gegenwärtiger Regulierung einstellen würde, das heißt, mit einem Preis für CO₂-Emissionszertifikate (EUA) im EU-ETS. Unter diesen für eine Defossilisierung nicht förderlichen Bedingungen ergibt sich rechnerisch dennoch ein Business Case unter der in beiden Szenarien für das Jahr 2045 geltenden Annahme eines Ölpreises von 764 €/t und eines CO₂-Preises von 194 €/t CO₂.³ Dieser Business Case besteht für den Einsatz von grünem Methanol als Schiffskraftstoff und als Naphtha-Substitut in beiden Szenarien.

³ Ein Ölpreis in solcher Höhe ist jedoch keine Selbstverständlichkeit, die IEA geht zumindest für ihre Klimaneutralitätsszenarien regelmäßig von langfristig niedrigeren Ölpreisen aus.

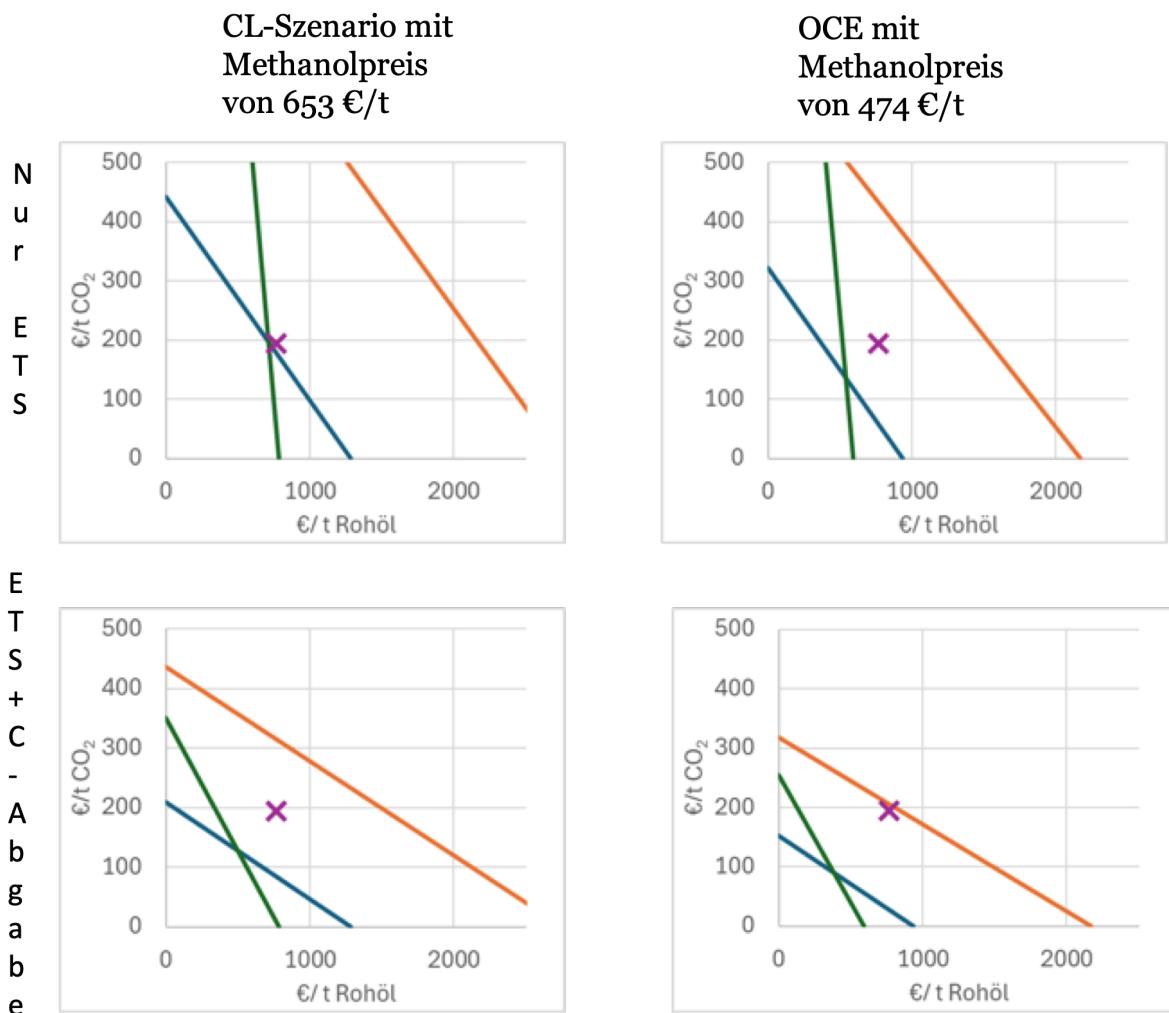


Abbildung 21: Vergleich der Iso-Produktionskostenlinien für den Einsatz von grünem Methanol im Jahr 2045 für verschiedene Einsatzzwecke.

Grün: Methanol als Olefin-Feedstock, blau: als Schiffs kraftstoff, orange: in einer grünen Raffinerie, jeweils gegenüber der Verwendung eines fossilen Ölprodukts sowie in Abhängigkeit von CO₂-Zertifikatepreis und Rohölpreis (angenommene Werte in beiden Szenarien mit Kreuz in Magenta markiert).

Darunter ist der Fall dargestellt wie in unseren Szenarien angenommen: Eine zusätzliche Abgabe auf den Einsatz von fossilem Kohlenstoff wirkt verteuern auf die fossilen Alternativen und die Kurven flachen entsprechend ab. Allerdings wirkt dieser Effekt beim stofflichen Einsatz deutlich stärker: Während sich die Abgaben im Falle der energetischen Nutzung etwas mehr als verdoppeln, steigen sie bei der stofflichen Nutzung um den Faktor sechs. Dadurch wird ein robuster Business Case für grünes Methanol geschaffen. Selbst bei einem Ölpreis von unter 300 €/t wäre ein Einsatz in Schiffen und in der Chemie noch ökonomisch darstellbar. In einem solchen Fall müssten jedoch konsequent Handelsschranken für Produkte entlang der fossilen Öl-Wertschöpfungskette aufgebaut werden.

Aus den Abbildungen folgt ebenfalls, dass der Markt für grünes Methanol als Schiffs kraftstoff eine Konkurrenz für die stoffliche Nutzung darstellt. Je höher der CO₂-Preis, desto vorteilhafter wäre der Einsatz als Schiffs kraftstoff, während bei hohen

Ölpreisen die stoffliche Nutzung relativ attraktiver wird, da die MtO gegenüber dem Naphtha-Steam-Cracking eine sehr effiziente Umsetzung in Produkte bietet.

Sollten im zukünftigen Wasserstoffmarkt saisonale Schwankungen mit einem stabil ausgeprägten Sommer-Winter-Unterschied auftreten, wie sie für zukünftige Strommärkte modelliert werden, so könnten Betreiber unter Inkaufnahme höherer Investitionskosten Winterreserven aufbauen und damit ihre Kostensituation gegebenenfalls gegenüber dem gezeigten Jahresdurchschnitt optimieren.

Dabei müssten jedoch zumindest folgende Randbedingungen beachtet werden:

- Die höheren capex müssten in einem vernünftigen Verhältnis zu den erwarteten Kosteneinsparungen stehen.
- Kontinuierlich anfallender Feedstock wie Abfall und Beiproducte müssten ggf. aufwändig gelagert werden.
- Entweder müsste Methanol gelagert werden oder die Weiterverarbeitung müsste analog zur Methanolproduktion heruntergefahren werden.
- An- und Abfahrkosten für die Anlagen können ggf. erheblich sein.
- An- und Abfahrzeiten können länger sein als die Dauer von Hochpreisphasen.

Sollte sich der Spread zwischen Methanol-Preis und Wasserstoff-Preis nicht analog entwickeln, wäre in einer Wasserstoff-Hochpreisphase auch ein Ausweichen auf Methanol-Importe möglich. In diesem Fall müssten keine zusätzlichen Kapazitäten aufgebaut werden. Hierfür wäre jedoch ein sehr liquider Methanol-Spotmarkt mit Marktteilnehmern aus weiteren Branchen notwendig oder die europäischen Produzenten müssten feste Bezugsverträge für die Wintermonate abschließen. Eine Methanol-Lagerung am Standort erscheint (vor allem ohne eine Pipelinennetz) in gewissem Umfang ohnehin sinnvoll. Insbesondere Raffineriestandorte sollten hierfür bereits über geeignete Infrastrukturen verfügen.

3.3.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

Der Aufbau einer zirkulären und grünen Methanolwirtschaft kann eine sehr hohe Richtungssicherheit in Bezug auf einen Beitrag zur Klimaneutralität bieten, denn sie könnte sowohl in Richtung Kraftstoffe als auch chemische Grundstoffe Wirkung entfalten. Zirkuläre Geschäftsmodelle auf Basis von Abfallstoffen wären auf Partner in der petrochemischen Industrie als Abnehmer angewiesen. Grüne Modelle, die auf atmosphärischem Kohlenstoff basieren, könnten hingegen als unabhängige Marktakteure mit verschiedenen Absatzmöglichkeiten agieren. In der Debatte um die Energiewende wird Methanol langfristig als wichtiges Puzzleteil einer „minimal carbon economy“ gesehen. Aus mehreren Gründen:

- flexibel nutzbare Plattformchemikalie, aus der sich mit bekannten industriellen Prozessen die meisten heute großskalig genutzten Kohlenwasserstoffe (Kraftstoffe und Polymere) ableiten lassen
- vergleichsweise niedriger Kohlenstoffgehalt bei energetischer Nutzung
- gute Speicherfähigkeit und Transportierbarkeit
- gut herstellbar aus CO₂, aber auch aus Biomasse und kohlenstoffhaltigen Reststoffen
- kann sowohl klein- als auch großskalig hergestellt werden.
- etablierter Stoff mit bestehenden Sicherheitsvorkehrungen bei der Handhabung.

Aus den genannten Punkten ergibt sich ein Potenzial dafür, Methanol einerseits in einer Nische zu entwickeln, andererseits aber auch langfristig einen liquiden Markt aufzubauen. Die molekulare Identität zwischen Methanol verschiedener Herkunft schafft Flexibilität für Nutzer, weil zwischen verschiedenen Herstellern gewählt werden kann. Innerhalb Europas ließen sich Herstellungsverfahren nachvollziehen, innerhalb von integrierten Standorten könnte eine Unterscheidung zwischen zirkulärem und grünem Methanol jedoch aus pragmatischen Gründen nur über Allokationsverfahren gemacht werden. Um Transparenz auf einem potenziell großen Weltmarkt herzustellen, wären leicht nachvollziehbare Zertifizierungen notwendig, damit nicht graues Import-Methanol die Anstrengungen zur Defossilisierung konterkariert oder abfallbasieres Methanol im Kraftstoffmarkt landet.

3.4 Methanol-to-Olefins

Beim Methanol-to-Olefin-Verfahren (MtO) wird Methanol mit Hilfe eines Katalysators (typischerweise SAPO-34) in einem Wirbelschichtreaktor in Ethylen und Propylen umgewandelt (Tian et al., 2015). Die Kohlenstoffeffizienz bei der Umwandlung liegt bei etwa 80 %, wobei die Ausbeute an beiden Produkten ähnlich hoch ist, auch wenn dies bis zu einem gewissen Grad eingestellt werden kann (Chen et al., 2022; Honeywell, 2019). Der Prozess findet bei Temperaturen von etwa 340-540 °C statt und ist stark exotherm, so dass die überschüssige Wärme abgeführt werden muss, wobei jedoch etwas Energie für die Trennung der Produkte erforderlich ist (Chen et al., 2022).

Die Entwicklung des MtO-Verfahrens begann als Folge der Ölkrise in den 1970er Jahren. Die ersten kommerziellen Anlagen wurden in den 2010er Jahren in China gebaut, und China dominiert noch immer den Einsatz dieser Technologie (Gogate, 2019). Obwohl das Ausgangsmaterial Methanol aus verschiedenen Kohlenstoffquellen hergestellt werden kann, wird es in den heutigen Produktionssystemen in der Regel aus Kohle oder Erdgas gewonnen.

3.4.1 Technologiereife und Skalierung

MtO hat einen TRL von 8-9, da es heute in mehreren kommerziellen Anlagen im industriellen Maßstab in China, jedoch nicht in Europa, kommerziell genutzt wird. Die erste Pilotanlage mit einer Kapazität von 400 t Produkt pro Jahr wurde 1982 in Betrieb genommen und befand sich in Wesseling (Gogate, 2019; Keil, 1999). Danach wurde die Entwicklung vor allem in China vorangetrieben. Heute gibt es mindestens sieben Anlage im Industriemaßstab, die meisten davon in China, mit einer Kapazität von bis zu 800.000 Tonnen Olefine pro Jahr (Gogate, 2019). In der jüngeren Vergangenheit wurde eine Anlage in Belgien errichtet, allerdings im Demonstrationsmaßstab mit einer Verarbeitungskapazität von 10 Tonnen Methanol pro Tag (Honeywell, 2019). Es ist unklar, ob sie derzeit noch betrieben wird. Da die Technologie selbst kommerziell verfügbar ist, hängt der Einsatz von MtO in Europa von der Bedingung ab, sie in eine nicht-fossile Wertschöpfungskette zu integrieren, um eine Alternative zur fossilen Olefinproduktion zu bieten.

Heute errichtete MtO-Anlagen haben üblicherweise eine Jahreskapazität von etwa 200.000 bis 800.000 Tonnen Olefine pro Jahr (Gogate, 2019), was der Verarbeitung von etwa 0,5 bis 2 Mio. Tonnen Methanol entspricht. Unsere Szenarien zeigen eine

installierte Gesamtkapazität von 41 bis 50 Mio. t Methanoleinsatz pro Jahr im Jahr 2050 in Europa und vier bis acht Mio. t pro Jahr in Deutschland. Um eine MtO-Anlage mit einer Kapazität von einer Mio. t Methanol pro Jahr zuverlässig zu betreiben, könnte Methanol aus etwa fünf bis zehn Wirbelschichtabfallvergasungsanlagen typischer Größe oder zwei Biomassevergasungsanlagen (die wiederum jeweils etwa zehn Biomasse-Pyrolyseanlagen erfordern würden) geliefert werden. Dies könnte durch Importe oder durch die Vergasung von Nebenprodukten ergänzt werden (siehe Abbildung 22).

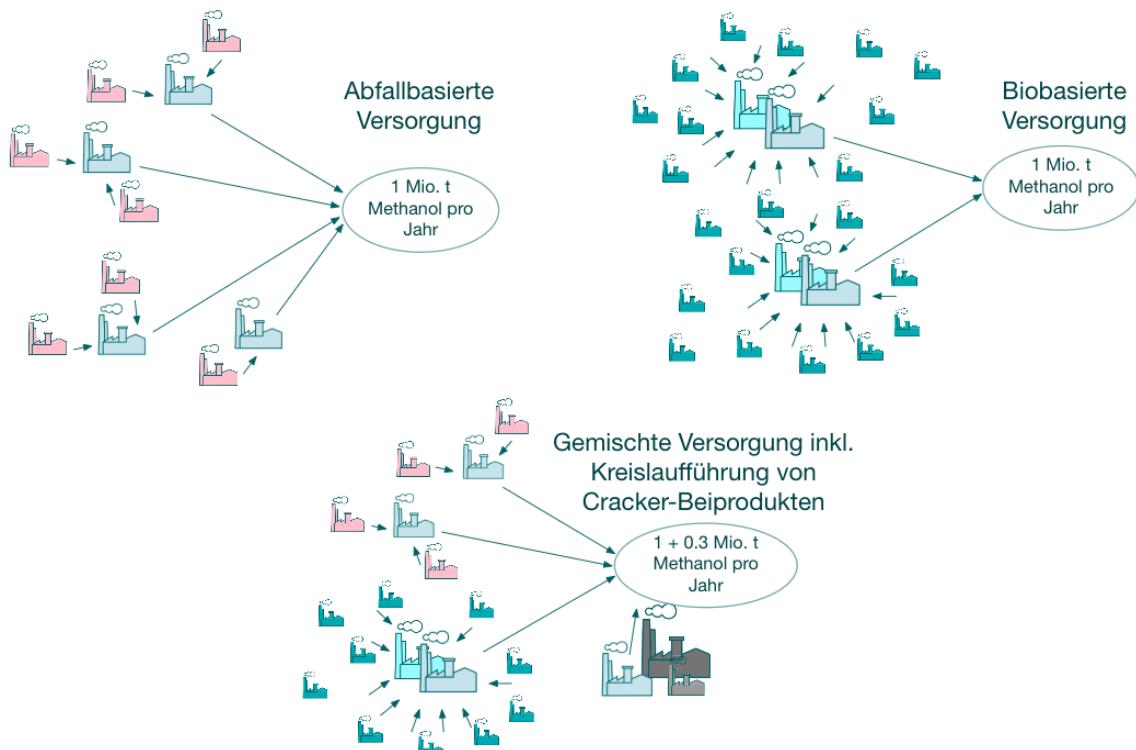


Abbildung 22: Inländische Versorgungsmöglichkeiten für MtO.

In der Anfangsphase wird der Zugang zu erneuerbarem Methanol wahrscheinlich begrenzt sein. Um Methanol für eine kleinere MtO-Anlage mit einem Methanoleinsatz von jährlich 0,5 Mio. t bereitstellen zu können, wären mindestens zwei Anlagen zur Vergasung sowie eine kleine Methanolsynthese erforderlich. Eine Recherche zu Projekten ergab lediglich zwei angekündigte Projekte zur Umwandlung von Abfällen in Methanol, von denen eines vorsieht, Methanol für die Verwendung als Kraftstoff und nicht für die chemische Verwendung zu liefern (#Pilots and demos mapping). Auch bei den Rohstoffquellen für Methanol kann es zu einer Vermischung der Mengen kommen. Kleinere Ströme, insbesondere aus Nebenprodukten, müssen effizient erschlossen werden. Dies ist möglicherweise nur an größeren integrierten Standorten möglich. Sollen dezentral hergestellte kleinere Methanolmengen (z.B. aus dem chemischen Recycling von Abfällen) genutzt werden, bräuchte es Kooperationen oder einen liquiden Markt.

Unsere beiden Szenarien deuten darauf hin, dass vor allem Methanol aus Nebenprodukten und aus Abfällen in früheren Jahren genutzt werden könnten. Daher könnten Synergien, möglicherweise eine kritische Masse, durch die Einrichtung einer MtO-

Einheit erreicht werden, die sich auf abfallbasiertes Methanol konzentriert, aber auch Zugang zu Nebenprodukten in chemischen Clustern hat. Eine weitere Möglichkeit, Größenvorteile zu erzielen, liegt in der Integration von MtO in Raffineriekomplexe, da die MtO selbst Bestandteil neuer Raffinerie-Komplexe werden könnte, wo aus den Olefinen über eine Oligomerisierung mit vergleichsweise hoher Selektivität Flugkraftstoffe gewonnen werden könnten (Bube et al., 2024).

3.4.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Methanol selbst kann nicht ersetzt werden, jedoch kann Methanol jedweder „Couleur“ als Ausgangsstoff für die MtO verwendet werden. Die Entwicklung der Methanolsynthese aus Quellen wie Biomasse, Abfällen oder Nebenproduktbrennstoffen aus anderen Prozessen wird in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben. Daneben besteht die Möglichkeit zum Bezug aus konventioneller Produktion auf Basis von Erdgas und Schweröl- oder Kohlevergasung.

3.4.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Um den steigenden Methanolbedarf langfristig sicherzustellen, ist eine umfangreiche und dezidierte Infrastruktur erforderlich, die sowohl die Inlandsproduktion- und Verteilung als auch den Import umfasst. Da Methanol unter Umgebungsbedingungen flüssig bleibt und keine besonderen Behandlungsschritte erfordert, bieten sich multimodale Transportoptionen an. Im Jahr 2045 werden im Open Carbon Economy Szenario jährlich 1,8 Mio. Tonnen Methanol zwischen deutschen Standorten transportiert sowie 1,4 Mio. Tonnen aus Rotterdam über den Rhein importiert. 2050 steigen diese Werte auf sieben bzw. 2,5 Mio. Tonnen.

Methanol aus fossilen Quellen ist schon heute ein weltweit gehandelter Rohstoff, weshalb bereits auf eine globale Transport- und Lagerinfrastruktur zurückgegriffen werden kann. In Deutschland geschieht der Methanolbezug neben der Eigenproduktion in Raffineriekomplexen größtenteils über den niederländischen Hafen Rotterdam. Die deutschen Seehäfen spielen bislang nur eine untergeordnete Rolle, doch bestehen auch hier Anlandekapazitäten für organische Grundstoffe (und somit auch Methanol) von rund 900.000 Tonnen. Einige Häfen wie Rostock verfügen bereits über Erfahrungen mit dem Umschlag von Methanol, andere wie Brunsbüttel, Wilhelmshaven und Hamburg könnten durch gezielte Investitionen in eine Methanol-Infrastruktur eingebunden werden. (dena, 2024)

Die derzeitige Weiterverteilung via Schiene und Binnenschifffahrt müsste perspektivisch auf einen Pipelinetransport zu zentralen Abnahmepunkten organisiert werden, um die notwendigen Mengen bereitzustellen und Skaleneffekte zu realisieren. Hierfür bedarf es eigener Leitungen, da Methanol Sauerstoff enthält und nicht mit ölhaltigen Produkten in Kontakt kommen darf. Denkbar ist sowohl eine dauerhafte Umwidmung bestehender Ölpipelines, die typischerweise bereits Seehäfen, Raffinerien und Produktionsstandorte verbinden, als auch ein Neubau von Leitungen. Eine Umwidmung ist typischerweise mit Kostenvorteilen verbunden und bedarf weniger Zeit für Planung- und Genehmigungsverfahren, hängt andererseits davon ab, wann die Ölpipeline nicht mehr benötigt wird. Für den Übergang bietet ein Ausbau der bestehenden, multimodalen Transportwege über Hochsee- und Binnenschifffahrt, Schiene und LKW Versorgungsmöglichkeiten bis ins Hinterland. Gleichwohl sind Pipeline-

Projekte langwierige Verfahren, die vor dem Hintergrund von Planungs-, Genehmigungs- und Bauzeiten so früh wie möglich angestoßen werden sollten.

3.4.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Die Produktionskosten der Olefinherstellung über MtO hängen fast vollständig vom Methanolpreis ab, der 80-90 % der gesamten Produktionskosten ausmacht. Dieser hängt wiederum von den Rohstoffen und dem Herstellungsweg des Methanols ab. Demnach gehen wir davon aus, dass der Einsatz von MtO ab etwa 2030 möglich wäre, wobei der Schwerpunkt zunächst auf Methanol aus vergasten Abfällen und Prozessnebenprodukten (z. B. Methan und Restölen) liegt. Später wird sie weitgehend durch Methanol aus gasifizierter Biomasse oder importiertes Methanol auf der Grundlage von Direct Air Capture (DAC) ergänzt, sobald diese Quellen verfügbar und wettbewerbsfähig sind. Abbildung 23 veranschaulicht, zu welchen Olefinproduktionskosten die MtO im Szenariojahr 2045 führt.

Die Kapitalkosten spielen eine untergeordnete Rolle und machen weniger als 5 % aus. Dies setzt jedoch voraus, dass die MtO-Anlage über eine ausreichend große Kapazität verfügt, um Größenvorteile zu erzielen (s.o.). Zum Vergleich: Um 1 Mio. Tonne Methanol zu produzieren, würde der Rohstoffbedarf etwa einem Zehntel des deutschen Abfallpotenzials für die chemische Verwertung (0,5 - 1 Mio. Tonnen Abfall) im Jahr 2045 oder etwa der Hälfte des deutschen Biomassereststoffpotenzials (1,5 - 2 Mio. Tonnen trockene Biomasse) entsprechen.

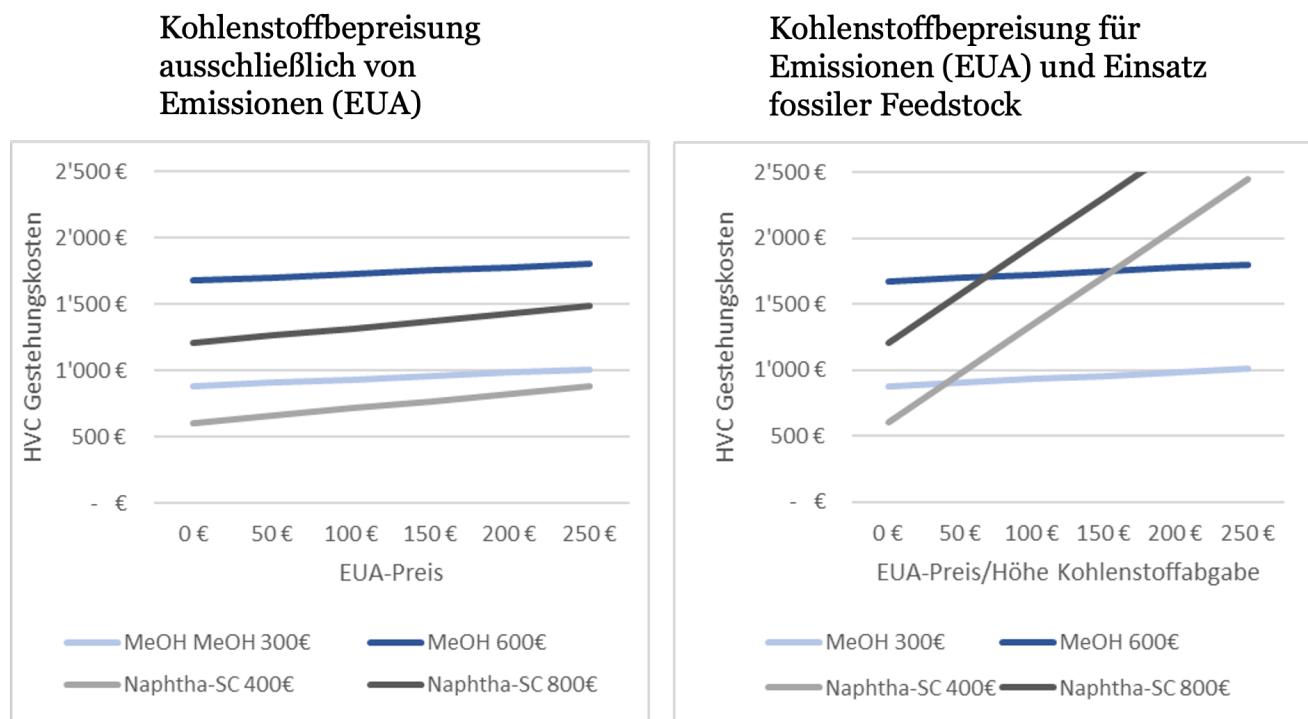


Abbildung 23: Ökonomische Schwellenwerte zum Einsatz der MtO gegenüber Naphtha-Steamcracking in Abhängigkeit der Höhe des ETS-Preises bzw. einer Abgabe auf fossilen Kohlenstoff.

Ob sich gegenüber dem Steamcracking ein ökonomischer Case ergibt, liegt im Wesentlichen an drei Parametern: dem Methanol-Preis, dem Naphtha-Preis sowie dem Anreizsystem für nicht-fossile Kohlenwasserstoffquellen, in der Abbildung

ausgedrückt als Abgabe auf den Einsatz von fossilem Kohlenstoff. Der linke Teil der Abbildung zeigt, dass die Erhöhung des Emissionszertifikatelpreises alleine kaum ausreichen dürfte, um einen Break-even für die MtO zu erreichen. Hierfür wäre ein dauerhaft niedriger Methanolpreis neben einem hohen Naphtha-Preis notwendig. Die rechte Abbildung zeigt jedoch, dass bei einer Abgabe auf den Einsatz von fossilem Kohlenstoff als Anreiz zur Defossilisierung in Höhe von etwa 50 € pro Tonne CO₂-Äquivalent, der Break-even erreicht werden könnte. Verbindliche Recycling- und/oder erneuerbare Feedstock-Quoten könnten analog wirken.

3.4.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Die in der Modellierung dargestellten Entwicklungen in Richtung einer Methanol-basierten Kunststoffproduktion erfordern spätestens beim Upscaling Investitionen an mehreren Stellen der Wertschöpfungskette. Die bisher tätigen Unternehmen sind zwar teilweise vertikal integriert, aber nicht zirkulär aufgestellt, d. h. bis auf Ausnahmen nicht im Kunststoffabfallgeschäft engagiert. Insofern stellt die Investition in eine MtO-Anlage ein erhebliches Risiko dar, da sich die Unternehmen damit in Abhängigkeit von neuen und volatilen Märkten begeben. Wenn Unternehmen die Methanol-Versorgung auf Basis von Konzepten zur Abfallnutzung nicht selbst in der Hand haben, müssen sie zumindest eine Versorgung über den liquiden Weltmarkt als Fallback-Option in Betracht ziehen.

Für Incumbents bedeutet der Aufbau neuer Kapazitäten für die Olefin-Produktion unter den gegenwärtigen und absehbaren Marktentwicklungen in Europa eine Infra-gestellung der bestehenden Steam-Cracker-Kapazitäten. Die Investition erfolgt nicht in einen wachsenden regionalen Markt für Polymere, sondern in einen stark um-kämpften Markt mit stagnierendem Wachstum. Vor dem Hintergrund der bisherigen Kosten- und Erlössituation wird deutlich, warum bisher in Europa nicht in die MtO-Technologie investiert wurde.

Abbildung 24 zeigt, dass über den Lauf der vergangenen zehn Jahre eine Refinanzie-rung einer MtO-Anlage nicht möglich war, sofern ein nicht vertikal integrierter Be-treiber Methanol über den Markt einkaufen und seine Zielprodukte über den Markt verkaufen musste. Die Deckungsbeiträge (Margins) wären mehrfach negativ ausge-fallen (siehe Abbildung 25) im Unterschied zur Referenz des Naphtha-Steamcra-cracking, wo solche Situationen in einem effizienten Markt nur selten auftreten.

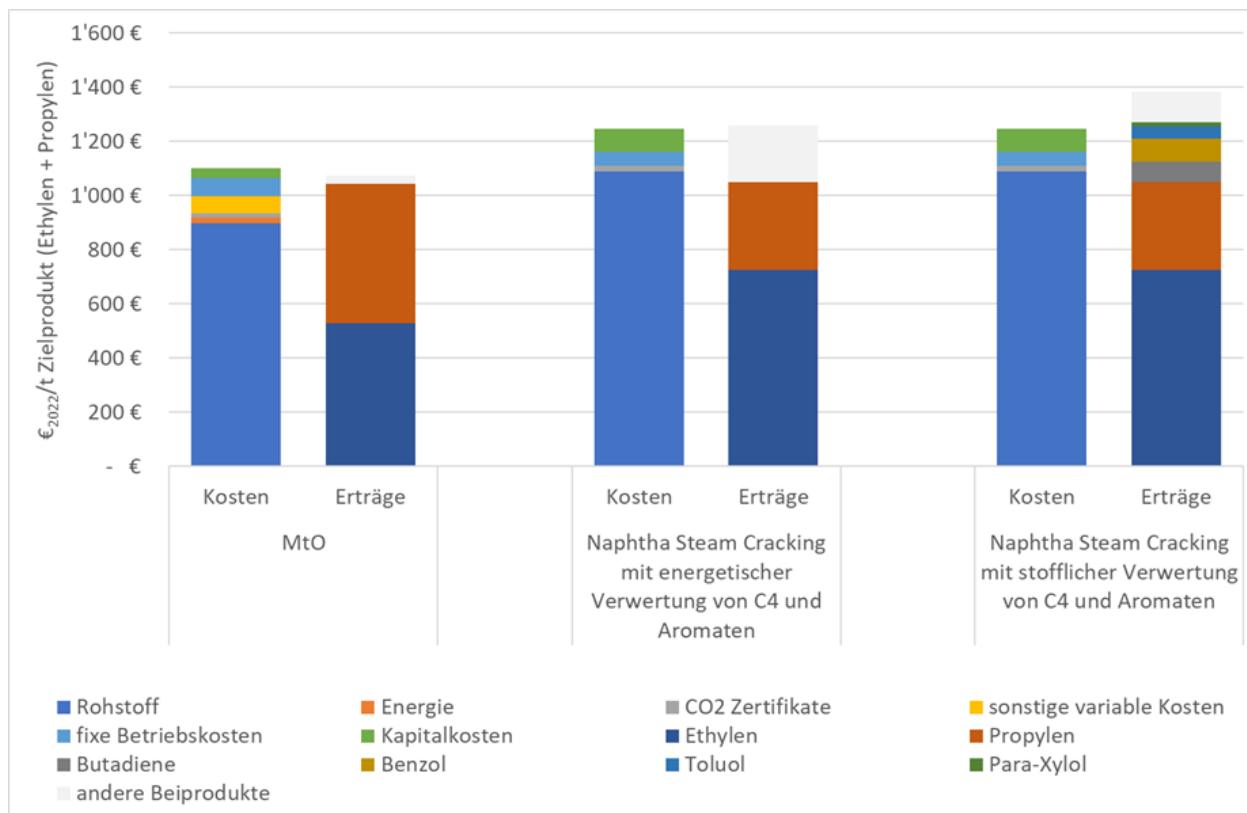


Abbildung 24: Kosten- und Erlös-Schaubild für das Mittel der Jahre 2014 bis 2023 für eine nicht vertikal integrierte Olefin-Produktion in Europa.

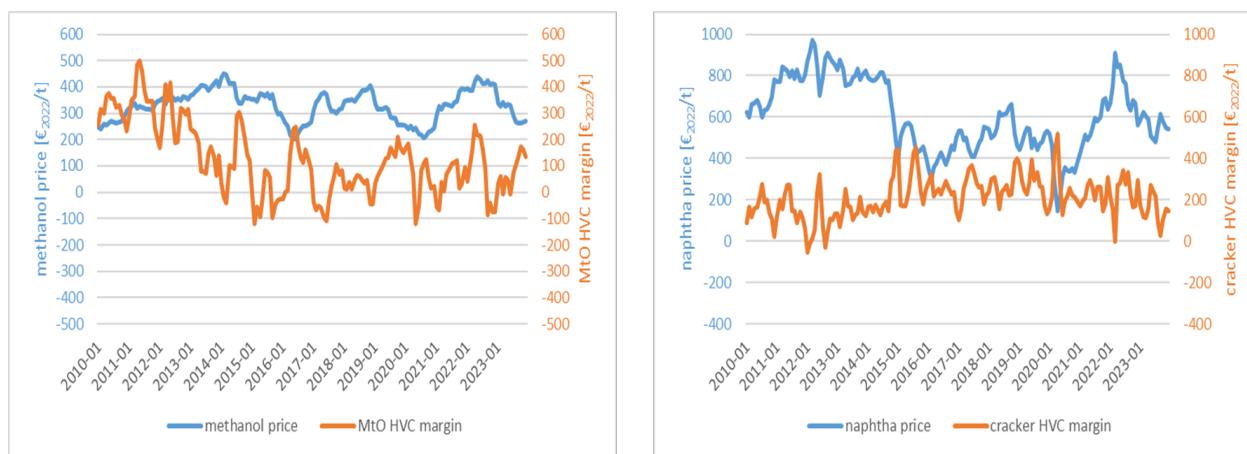


Abbildung 25: Monatsmittel der Rohstoffpreise und Deckungsbeiträge für MtO und Naphtha-Steam Cracking in Europa von 2010 bis 2023.

Zugleich verdeutlicht Abbildung 25, dass selbst die zeitweise hohen Deckungsbeiträge im Steameracking gerade ausreichen, um fixe Betriebs- und Kapitalkosten zu decken. Höhere Gewinne als eine marktübliche Verzinsung des Kapitals über Knaptheitsrenten sind nur im Rahmen einer stärkeren vertikalen Integration (up- oder downstream) zu erzielen, etwa durch eigene Naphtha-Produktion oder eine stoffliche Verwertung des C4-Stroms und/oder der Aromaten.

Abbildung 26 verdeutlicht für die modellierten Jahre 2030 und 2035, dass das Europäische Emissionshandelssystem in seiner bisherigen Ausgestaltung keinen ausreichenden Hebel darstellt, um die MtO-Technologie wirtschaftlich tragfähig zu machen.

Die spezifische Emissions-Einsparung der MtO gegenüber dem Steam Cracking ist zu gering. Insofern bedarf es zusätzlicher Instrumente wie die Einbeziehung der Abfallverbrennung in das ETS sowie möglicherweise auch eine Abgabe auf den Einsatz fossilen Kohlenstoffs oder ähnlich funktionierende Hebel wie Quoten. Risiken bestehen zudem über mögliche witterungsbedingte Preisschwankungen im lokalen Methanol-Markt in Folge von Schwankungen im Wasserstoff-Markt. Werden Schwankungen angenommen, wie sie derzeit im europäischen Erdgasmarkt bestehen, so dürften im Winter regelmäßig negative Deckungsbeiträge auftreten und der Betrieb somit zeitweise unwirtschaftlich werden. Ob ein Herunterfahren aber insgesamt wirtschaftlich ist, hängt maßgeblich von den Prozess-An- und Abfahrkosten ab (s. Ausführungen zur Methanol-Synthese).

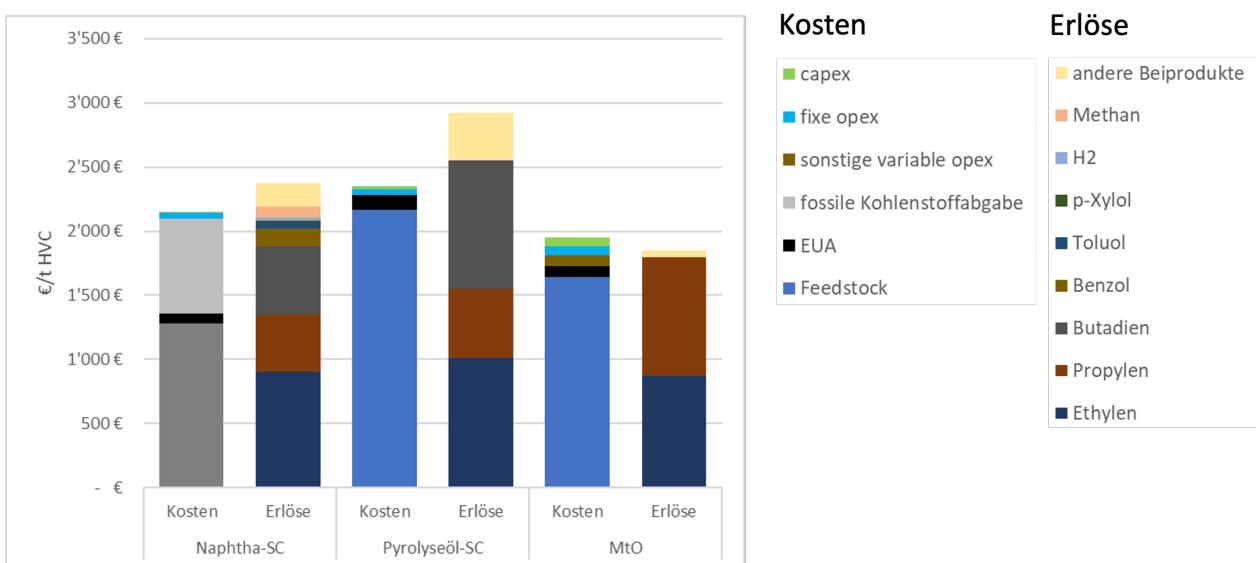


Abbildung 26: Kosten- und modellierte Erlössituation für MtO und Steamcracking.

Eine Kapitalkostenförderung für eine MtO-Investition (sofern politisch und rechtlich umsetzbar) wäre somit alleine nicht ausreichend, um einen Business Case zu schaffen. Höhere Erlöse wären zwar im Hinblick auf eine Prämie auf das Zielprodukt denkbar, jedoch nur, sofern der Rohstoff nicht fossil gewonnen wurde. Damit wird deutlich, dass die Investition in eine MtO-Anlage ohne ein breiteres Ökosystem für nicht-fossiles Methanol schwer anzureihen ist.

Eine Flexibilisierung der Produktionsverhältnisse von Ethylen und Propylen in der MtO-Anlage könnte die Marktchancen verbessern. Derzeit erschwert das relativ fixe Produktverhältnis eine marktgerechte Produktion. Über eine Integration mit Methanol-to-Jet-Komplexen könnte diese Problematik jedoch abgemildert werden. Eine solche Integration würde Raffineriebetreibern erhebliche Synergien bieten, da Marktschwankungen zwischen dem Olefin- und dem (erneuerbaren) Kraftstoffmarkt ausgeglichen werden könnten.

Darüber hinaus könnten Unternehmen, die bereits eigene Nebenprodukte mit einer Methanolsynthese aufwerten oder selbst Methanol-Anlagen betreiben, von Investitionen profitieren. Beispiele dafür sind die Rheinland-Raffinerie von Shell und BASF in Ludwigshafen. Diese Standorte könnten unter Nutzung bestehender Kapazitäten eine Basis für MtO-Anlagen schaffen.

Bezeichnenderweise wird das einzige derzeit in Europa in konkreter Planung befindliche Projekt von einem strategischen Investor verfolgt und nicht von einem der etablierten Unternehmen. Das start-up vimeo plant derzeit eine Anlage mit einer Kapazität von 200.000 Jahrestonnen Olefine in Antwerpen.

Die Investition in Methanol-to-Olefins-Technologie (MtO) stellt angesichts der bestehenden Marktbedingungen und politischen Rahmenbedingungen eine erhebliche Herausforderung dar. Ohne ein Ökosystem für die Bereitstellung von nicht-fossillem Methanol sowie ergänzende Fördermaßnahmen ist ein wirtschaftlich tragfähiger Einsatz kaum realisierbar.

Synergien mit bestehenden Wertschöpfungsketten – etwa durch die Integration in Raffinerieprozesse oder die Verknüpfung mit Methanol-to-Jet-Komplexen – können jedoch einen potenziellen Business Case schaffen. Diese Ansätze ermöglichen es, Marktrisiken durch Diversifikation zu verringern und die Fixität des Produktspektrums von MtO zu flexibilisieren. Investitionen könnten so im Kontext eines integrierten Ansatzes zur Defossilisierung attraktiver werden.

3.4.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

Inwieweit die MtO-Technologie zu einer defossilisierten und klimaneutralen petrochemischen Industrie beitragen kann, hängt ganz von dem für das Methanol verwendeten Rohstoff und dessen Verfügbarkeit ab. Im schlimmsten Fall könnten europäische MtO-Anlagen mit kohlebasiertem Import-Methanol betrieben werden, was klimapolitisch kontraproduktiv wäre. Zumindest denkbar wäre auch, dass Methanol verstärkt in Europa aus Schweröl produziert würde, was dazu beitragen könnte, Geschäftsmodelle für die fossile Rohölverarbeitung zu erhalten.

Unsere Szenarien zeigen jedoch auch, dass MtO einer der robustesten und bedeutendsten Teile einer petrochemischen Industrie im Übergang zur Klimaneutralität und Defossilisierung ist, sowohl während des Übergangs als auch in einem defossilisierten Zustand. Olefine sind die mengenmäßig wichtigsten HVCs, und die Tatsache, dass MtO bereits eine ausgereifte Technologie ist, macht sie zu einer wahrscheinlichen Komponente eines defossilisierten Systems. Die Einführung wird auch durch die hohe Rohstoffflexibilität begünstigt, die es ermöglicht, eine breite Palette von Kohlenstoffquellen, einschließlich atmosphärischem CO₂, zu nutzen und Kohlenstoff in den Produktionskreislauf zurückzuführen und zu binden. Für einige Abfallströme ist die Vergasung und anschließende Methanolsynthese sogar die einzige derzeit verfügbare stoffliche Verwertungsoption.

Die Robustheit der MtO hängt jedoch von der erfolgreichen Entwicklung der Methanolproduktion aus erneuerbaren Quellen ab, und zwar in einem ausreichend großen Maßstab. Wie oben beschrieben, gibt es bisher nur Pilotprojekte für die Vergasung von Abfällen und Biomasse. Darauf hinaus hängt das Ausmaß der Umsetzung des mittelfristigen Ziels von dem Zugang zu erneuerbarem Methanol ab, das in Sweet Spots außerhalb Europas produziert wird. Je nach Szenario wird davon ausgegangen, dass 43 bis 76 % des im Jahr 2050 verbrauchten Methanols importiert werden, aber es ist höchst ungewiss, wie viel solches weltweit gehandeltes Methanol tatsächlich zur Verfügung stehen wird. Die Gestaltung und Umsetzung von Instrumenten zur Förderung von Produktionsketten für erneuerbare Energien ist in diesem

Zusammenhang ebenfalls ein kritischer Faktor. Einerseits besteht ohne geeignete Systeme die Gefahr, dass fossiles Methanol fälschlicherweise als erneuerbares Methanol verkauft wird. Andererseits können ineffizient konzipierte Rückverfolgungssysteme insbesondere für kleinere Methanol-Produzenten zu bürokratischen Hindernissen werden. Daher wäre die Entwicklung eines einfachen und robusten Zertifizierungsmechanismus für Methanol-Importe von entscheidender Bedeutung.

3.5 Methanol-to-Aromatics

Mit Methanol-to-Aromatics werden Verfahren zur Herstellung von Aromaten (Benzol, Toluol und Xylol) aus Methanol bezeichnet. Im Gegensatz zur oben beschriebenen MtO befinden sich diese noch im Forschungsstadium.

Die Reaktion findet im Allgemeinen bei Temperaturen von 400-500 °C statt. Die Methanolaromatisierung selbst ist stark exotherm und setzt daher Energie frei, die zurückgewonnen und zur Dampferzeugung verwendet werden könnte (Jiang et al., 2020). Experimente ergeben eine BTX-Selektivität von bis zu etwa 60 % des Kohlenstoffeinsatzes (Zheng et al., 2024). Die in unseren Szenarien angenommene Ausbeutestruktur basiert auf (Chen et al., 2019), die einen mehrstufigen Wirbelschichtreaktor und einen Zn/ZSM-5-Katalysator verwenden und BTX-Massenausbeuten von ca. 9 % Benzol, 23 % Toluol und 21 % Xylol (ca. 5 % Para-Xylol) erzielen. Der Rest der Ausbeute besteht aus einer Reihe von Nebenprodukten, vor allem leichten Alkanen und C9-Verbindungen. Im industriellen Maßstab hängen die Emissionen der MtA davon ab, wie die Nebenprodukte verwendet werden. Ihre Verbrennung als Brennstoff ist eine Möglichkeit, würde aber zu erheblichen Emissionen führen. Idealer wäre es, sie stofflich zu nutzen und in HVC-Produkte umzuwandeln. In unseren Szenarien wird davon ausgegangen, dass die leichteren Gase in einem Cracker verwendet werden können und die schwerere Fraktion vergast wird, um zusätzliches Methanol herzustellen.

3.5.1 Technologiereife und Skalierung

MtA ist noch kein kommerziell etablierter Prozess. Ein Schwerpunkt der gegenwärtigen Forschung liegt auf Modifikationen bei den verwendeten ZSM-5-Katalysatoren und der katalytischen Reaktionsbedingungen (Zheng et al., 2024). Auch wenn die Forschung im Allgemeinen im Labormaßstab stattfindet, sind bereits einige MtA-Pilotanlagen in Betrieb, so dass sich der TRL auf 6-7 beziffern lässt. Die größte Pilotanlage stammt aus dem Jahr 2013 und hat eine Kapazität von 30 kt Aromaten pro Jahr (Qian & Wei, 2017, Li et al., 2021). Eine weitere kleine Pilotanlage aus dem Jahr 2017 testet ein zweistufiges MtA-Verfahren mit einer Aromaten-Selektivität von ~83 % und hat eine Kapazität von 0,1 kt Methanol/Jahr (etwa 0,03 kt Aromaten/Jahr) (Li et al., 2021).

Da es für diese Technologie noch keine Anlagen im kommerziellen Maßstab gibt, ist eine Abschätzung über deren zukünftig typische Größe schwierig. Zum Vergleich: Die Aromatenproduktion eines typischen Naphtha-Steamcrackers liegt in der Größenordnung von 100-200 kt/Jahr. Geht man von einer MtA-Kapazität von 100 kt Aromaten pro Jahr aus und davon, dass die Nebenprodukte für eine zusätzliche Produktion recycelt werden, so würde der Methanolbedarf einer solchen Anlage etwa 500 kt

pro Jahr betragen. Im Abschnitt 3.4 zur MTtO wird erläutert, wie viele vorgelagerte Vergasungsanlagen hierfür erforderlich wären.

Für die Szenarien wurde davon ausgegangen, dass die MtA-Technologie ab dem Jahr 2040 zur Verfügung steht, sie spielt aber erst gegen 2045-2050 eine bedeutende Rolle in der Optimierung. Die Einführung der MtA fällt mit dem Zeitpunkt zusammen, ab dem in den Szenarien große Mengen Methanol importiert werden (siehe Abbildung 2 in Kapitel 2). Der Import ergänzt dann die bereits etablierte Methanolproduktion aus Abfällen, Nebenprodukten und möglicherweise Biomasse. Im Jahr 2050 erreicht die gesamte Aromatenproduktion über MtA in den Szenarien 1 000 - 1 100 kt/Jahr in Deutschland, was Methanolmengen von mehr als 5.000 kt/Jahr erfordert.

3.5.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Für die MtA wird stets Methanol benötigt, welches jedoch unterschiedlichen Ursprungs sein kann. Im nicht-fossilen Fall könnte das Methanol aus atmosphärischem CO₂, aus Biomasse, aus Abfall oder aus Nebenprodukten durch Vergasung hergestellt werden. Im vollständig defossilen System des Jahres 2050 macht importiertes erneuerbares Methanol in unseren Szenarien den größten Teil des verwendeten Methanols aus, gefolgt von einer abfallbasierten Herstellung.

3.5.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Der Infrastrukturbedarf in Bezug auf die Methanolversorgung ist ähnlich wie bei der MtO und wird in Abschnitt 3.4.3 ausführlich behandelt. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass das defossilisierte System eine umfangreiche Transportinfrastruktur erfordert, um sowohl MtO- als auch MtA-Anlagen mit Methanol zu versorgen. Dies umfasst sowohl die Importinfrastruktur, insbesondere Häfen, als auch den Transport im Landesinneren, wo Pipelines erforderlich wären, um große Mengen zu bewältigen und Skaleneffekte zu erzielen.

Wie bereits erwähnt, werden beim MtA-Verfahren nicht nur die Zielaromaten, sondern auch eine Reihe von Nebenprodukten wie Gase und schwerere Fraktionen erzeugt. MtA sollte daher mit Anlagen gekoppelt werden, die Nebenprodukte verwertern oder recyceln können, idealerweise stofflich. Zu solchen Anlagen gehören Vergasungs- und Gastrennanlagen, die heute in vielen Chemieparks vorhanden sind.

Eine CO₂-Infrastruktur ist zudem erforderlich, um Emissionen aus dem Kreislauf (oder der Verbrennung) der Nebenprodukte zu vermeiden. Die CO₂-Mengen fallen je nach Ansatz unterschiedlich aus: Wenn die Nebenprodukte im Kreislauf geführt werden, entstehen ~0,6 t CO₂/t Aromatenprodukt; werden die Nebenprodukte jedoch verbrannt und für die Wärmeerzeugung genutzt, erhöht sich dieser Wert auf ~2,3 t CO₂. Somit ist der Anschluss an eine CO₂-Infrastruktur gerade auch bei dezentralen Varianten ohne Recycling der Nebenprodukte erforderlich.

3.5.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Die MtA wird im OCE-Szenario erstmals 2045 und im CL-Szenario 2050 eingesetzt. Dabei werden zwei verschiedene Konfigurationen verwendet: Eine stand-alone MtA, bei der die Nebenprodukte zur Wärmeerzeugung genutzt werden, und eine integrierte MtA, bei der die Nebenprodukte in andere Prozesse eingeschleift werden, um

die HVC-Umwandlung zu erhöhen. Obwohl beide Konfigurationen zum Einsatz kommen, wird letztere in beiden Szenarien generell präferiert. Die geschätzten Produktionskosten belaufen sich für beide Varianten in OCE 2045 auf ca. 1600 €/t HVC, wenn der Wert der aus Nebenprodukten erzielten Wärme und Brennstoffe berücksichtigt wird. Bei der MtA haben die Nebenprodukte einen großen Einfluss auf die Gesamtwirtschaftlichkeit. Würde die Gutschrift aus den Nebenprodukten nicht berücksichtigt, stiege die Produktion im Falle der Kreislaufführung auf etwa 2300 €/t HVC an, im Falle des stand-alone-Betriebs sogar noch deutlich mehr. Käme im Jahr 2045 in CL eine stand-alone MtA zum Einsatz, lägen die Produktionskosten bei Berücksichtigung der Nebenprodukte aufgrund des höheren Methanolpreises im Szenario bei etwa 3200 €/t HVC. Durch die Einbindung der Nebenprodukte können diese Kosten drastisch auf ca. 2100 €/t HVC gesenkt werden. In der Konfiguration mit Kreislaufführung tragen auch die Olefine wesentlich zum Gesamtwert der HVC bei. Dies reicht jedoch noch nicht aus, um das Verfahren im Jahr 2045 in CL zu implementieren. Erst im Jahr 2050 wird die MtA in beiden Szenarien eingesetzt, obwohl die Kosten ähnlich hoch sind. Der Grund dafür ist, dass der Wert der Aromaten drastisch ansteigt, da keine fossilen Brennstoffe mehr importiert werden dürfen.

Der größte Teil der Kosten entfällt auf den Methanol-Input, der je nach Szenario und Jahr etwa 60-80 % der Gesamtkosten ausmacht. Der Rest setzt sich aus Investitions- und Betriebskosten für Energie, Wasserstoff und Emissionszertifikaten zusammen. Im stand-alone Betrieb liegen die Emissionskosten höher, bei der Kreislaufkonfiguration hingegen muss mehr für die Investitions- und Betriebskosten aufgewendet werden.

Da die MtA-Technologie bislang nur im Labor- oder Pilotmaßstab existiert, sollten diese Kostenschätzungen lediglich als grober Anhaltspunkt betrachtet werden. Insbesondere die Kreislaufkonfiguration zeigt, dass sich die wirtschaftliche Bewertung durch eine Verbesserung der Produktausbeute drastisch ändern könnte. Es ist auch noch ungewiss, welche Anlagenkapazitäten notwendig oder möglich wären (die verwendeten Daten gehen von einer Kapazität von ca. 300 kt Aromaten/Jahr aus). Dennoch helfen diese Angaben dabei, die Herausforderung einer nicht-fossilen Herstellung von Aromaten zu verstehen.

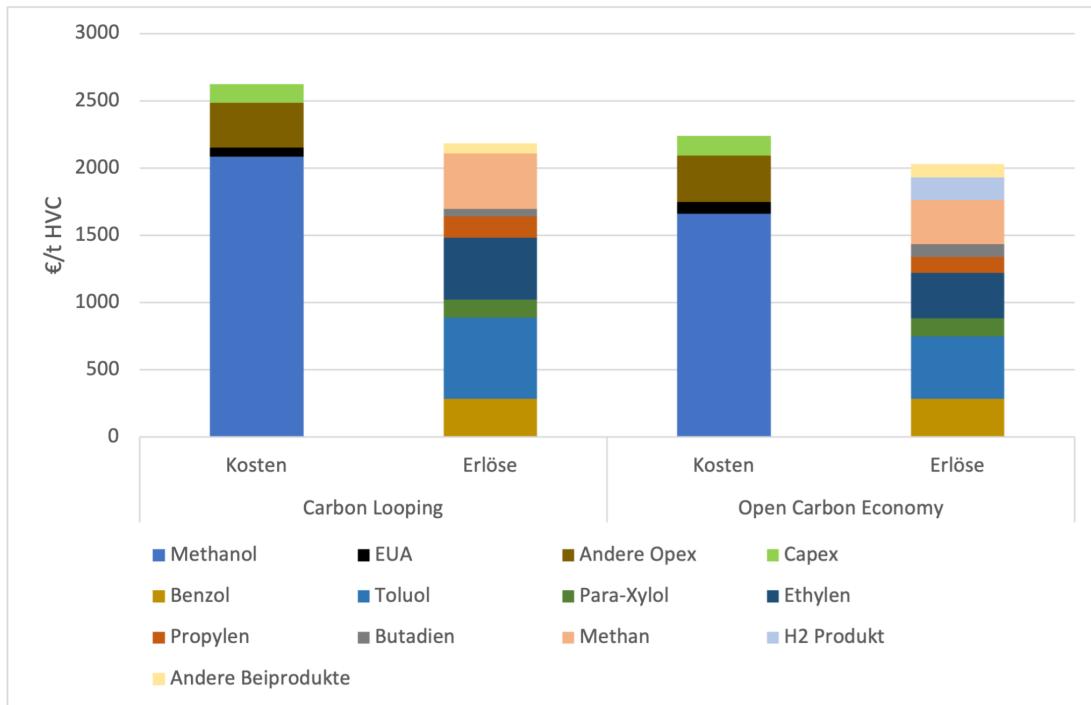


Abbildung 27: Kosten- und Erlösstruktur der MtA.

3.5.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Damit die MtA mit der fossilen Aromatenproduktion konkurrieren kann, müssen mehrere Bedingungen erfüllt sein: Sehr günstige Bezugspreise für Methanol, hohe Preise für fossile Inputs und ein hoher Wert für Nebenprodukte (entweder als Brennstoff oder als Produkt). Diese Bedingungen sind im OCE-Szenario ab dem Jahr erfüllt. Am offensichtlichsten erscheint ein Business Case für die MtA, wenn ausschließlich nicht-fossile Aromaten nachgefragt werden, was in den Szenarien im Jahr 2050 der Fall ist. Der eindeutige Vorteil und die Nische der MtA besteht darin, dass sie eines der wenigen bekannteren Verfahren ist, das Aromaten aus nicht-fossilien Quellen herstellen kann. Zwar lassen sich mit FT-Naphtha oder Pyrolyseöl betriebene Steamcracker ebenfalls gewisse Mengen an Aromaten produzieren, die Ausbeuten sind hier jedoch sehr gering (siehe Abschnitt 3.2). In diesem Sinne stellt die MtA eine Ergänzung zu anderen nicht-fossilien Routen dar.

Eine Erhöhung der Aromaten-Ausbeuten oder eine lukrative Verwertung der Nebenprodukte würde den Business Case für die MtA deutlich verbessern. Ein wichtiger Aspekt wäre dabei die Integration mit den umliegenden Prozessen, einschließlich der Abtrennung der Outputs, der Kohlenstoffabscheidung und, im Falle des Loopings, auch der Vergasung, der Methanolsynthese und des Crackens leichter Alkane. Infolgedessen werden MtA-Anlagen wahrscheinlich in sehr große petrochemische Komplexe integriert, in denen sich durch Größenvorteile eine synergetische Nutzung der Nebenprodukte erreichen lässt.

Der große Unsicherheitsfaktor bei der MtA (und alternativen Verfahren einer nicht-fossilen Aromatenproduktion) ist der niedrige TRL. Da bislang kaum Anlagen existieren, ist unklar, inwieweit sich die Ausbeuten verbessern lassen. In jedem Fall dürfte eine nicht-fossile Aromatenproduktion deutlich komplizierter bleiben als die

konventionellen Verfahren, was sich in hohen Kosten für die Produkte widerspiegelt. Dies könnte sich wiederum auf die Nachfrage nach Aromaten auswirken und beispielsweise dazu führen, dass Polymere wie PET und PS soweit möglich substituiert oder vermieden werden. Einschränkend sei an dieser Stelle ebenfalls darauf verweisen, dass in unserer Modellierung nur wenige alternative Routen für die Aromatenproduktion berücksichtigt wurden, da sich diese typischerweise in noch früheren Technologiestadien befinden. In Kapitel 4 werden einige dieser möglichen Game-Changer jedoch kurz beschrieben.

3.5.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

In beiden Szenarien kommt die MtA in den letzten Jahren umfangreich zum Einsatz. Dies ist nicht überraschend, da zum Ende des Szenarios kein fossiler Input erlaubt ist, aber weiterhin eine Nachfrage nach Aromaten besteht. In diesem Sinne kann die MtA als robuste Alternative zur Herstellung von Aromaten auf fossiler Basis betrachtet werden. Es ist auch erwähnenswert, dass die MtA im OCE-Szenario bereits im Jahr 2045 eingesetzt wird, d. h. bevor die vollständige Defossilisierung erforderlich ist. Dies deutet darauf hin, dass die MtA auch gegenüber der konventionellen Aromatenproduktion wettbewerbsfähig sein kann, solange die in 3.5.5 genannten Voraussetzungen erfüllt sind. MtA-Anlagen dürften über eine klare klimapolitische Richtungssicherheit verfügen, da die Route lediglich für eine nicht-fossile Produktion sinnvoll erscheint. Dies liegt darin begründet, dass eine konventionelle Aromatenproduktion in bestehenden Raffinerien und Naphtha-Crackern stets kostengünstiger sein dürfte als eine auf fossiler Basis betriebene MtA.

3.6 Vergasung von Biomasse

Biomasseressourcen wie land- und forstwirtschaftliche Rückstände können durch Pyrolyse und/oder Vergasung in Methanol oder andere Produkte umgewandelt werden. Dies ähnelt den chemischen Recyclingverfahren, und es gibt verschiedene Konzepte:

- Feste Biomasse, getrocknet und in Stücken, kann in einem Wirbelschichtreaktor vergast werden. Bei der Vergasung entsteht ein Synthesegas, das anschließend gereinigt und auf ein angemessenes Verhältnis von H₂ zu CO eingestellt wird. Das Synthesegas kann dann in eine Reihe von Produkten umgewandelt werden, darunter Methanol oder Fischer-Tropsch. Die Vergasung findet bei Temperaturen im Bereich von 750-850 °C statt.
- Die Vergasung kann alternativ auch in einem Flugstromreaktor bei Temperaturen um 1300 °C erfolgen. Anschließend wird die Biomasse aufbereitet: Zum einen durch Torrefizierung und Zerkleinerung zu einem Pulver, zum anderen wird die Biomasse zunächst durch Schnellpyrolyse bei ca. 500 °C in einen flüssigen „Schlamm“ umgewandelt. Auf diese Weise muss die Rohbiomasse nur zu kleineren, dezentralen Vorverarbeitungsanlagen transportiert werden, und das leichter zu transportierende Pulver bzw. der Schlamm kann zu einem zentraleren Vergaser transportiert und dort verarbeitet werden.

- Feste und ggf. vorbehandelte Biomasse kann auch pyrolysiert werden. Dabei entsteht ein flüssiges Gemisch von Verbindungen, das veredelt und weiterverarbeitet werden kann. In fortschrittlichen katalytischen Anlagen ist das erzeugte Gemisch bereits reich an Zielchemikalien, die dann abgetrennt werden können.

Wenngleich kaum kommerzielle Anlagen für diese Routen existieren, werden alle Verfahren erforscht. Das Wirbelschichtkonzept ist unter den bestehenden und geplanten Projekten weiter verbreitet, aber für unsere Modellierung wurde aufgrund der Datenverfügbarkeit das Konzept mit Pyrolysevorbehandlung und Flugstromvergasung unterstellt. Der dritte Ansatz, bei dem keine Vergasung zum Einsatz kommt, wird aufgrund der schlechten Datenverfügbarkeit und der nur wenigen Pilotanlagen nicht näher untersucht. Insgesamt erfordert die Umwandlung von Biomasse in Synthesegas thermische Energie, und ein Teil der Biomasse kann hierzu als Brennstoff verwendet werden. Sowohl die Pyrolyse als auch die Vergasung sind leicht endotherm, und Wärme wird auch für Schritte der Biomasseaufbereitung wie die Trocknung benötigt (Thunman, 2018a). In unserer Modellierung wird die Kohlenstoffumwandlungsrate von Biomasse in sauberes Synthesegas mit etwa 50-60 % angenommen (H_2/CO -Verhältnis 1). Das geeignete H_2/CO -Verhältnis für die Methanolproduktion (ca. 2) kann entweder durch die Umwandlung von CO und Wasser in CO_2 und H_2 oder durch die Zugabe von H_2 erreicht werden. Letztere Methode verringert die Kohlenstoffverluste, erfordert aber erneuerbaren Wasserstoff.

Die beschriebenen Konzepte sind teilweise in der Lage, ein breites Spektrum an Einsatzstoffen zu verarbeiten, einschließlich verschiedener Biomassen und gemischter Abfälle.

3.6.1 Technologiereife und Skalierung

Die größten in Betrieb befindlichen Biomasse-/Abfallvergasungsanlagen befinden sich unseres Wissens im Vereinigten Königreich und sind beide als TRL 8 einzustufen (IEA Bioenergy, o. J.). Die von KEW Technology betriebene Anlage verfügt über eine Kapazität von 7 MW gemischter Abfall- oder Biomassezufuhr, was 12-14 kt/Jahr entspricht und erzeugt wasserstoffreiches Syngas (Jordan et al., 2021) (/Fichtner & AECOM 2021). Die andere Anlage hat eine gemischte Abfallkapazität von 8 kt/Jahr und erzeugt Synthesegas, das in Methan und flüssiges CO_2 umgewandelt wird (*Swindon Plant*, o. J.). Eine weitere Demonstrationsanlage wurde von GoBiGas in Schweden errichtet, die 20 MW Biomethan mit einem Input von 150 t trockener Biomasse/Tag produzierte (Thunman, 2018b). Diese Anlage wurde jedoch 2018 aus ökonomischen Gründen stillgelegt. Diese drei Beispiele setzten alle Versionen der Wirbelschichtvergasung ein. Weitere Projekte sind geplant, zu denen Ecoplanta in Tarragona und GIDARA Energy in Amsterdam gehören (Ecoplanta, o. J., van der Zande, 2022). Diese Projekte zielen auf die Herstellung von Methanol ab mithilfe von nicht wiederverwertbaren Abfällen als Input und sollen Kapazitäten von 363 kt und 180 kt Abfallinput pro Jahr aufweisen. Andere geplante Projekte streben die Herstellung von nachhaltigem Flugbenzin (SAF) und Naphtha an. Hierzu gehört beispielsweise die Bioraffinerie Östrand, mit einer geplanten Kapazität von 185 kt SAF und 50 kt Naphtha pro Jahr (MORIN, 2019).

Es gibt auch einige Projekte, die sich mit der Flugstromvergasung von Biomasse-Rohstoffen befassen. Die Flugstromvergasung ist für die Vergasung von Kohle oder

Schweröl ein ausgereiftes Verfahren. Eine Pilotanlage in Dünkirchen von BioTfueL aus dem Jahr 2019 hat eine Variante getestet, bei der Biomasse mit einer Kapazität von 3 t/h torrefiziert und gemahlen (*BioTfueL*, o. J.; MORIN, 2019). Eine Großanlage mit dieser Technologie ist im Industriegebiet Lacq geplant, die jährlich 75 kt SAF und 35 kt Naphtha produzieren soll (Elyse Energy, 2023). Ein weiteres Vergasungspilotprojekt ist das bioliq-Verfahren des KIT in Karlsruhe. Hier wird die Biomasse zunächst in einer Schnellpyrolyse vorverarbeitet, gefolgt von einer Flugstromvergasung der gemischten festen und flüssigen Pyrolyseprodukte. Sie war von 2014 bis 2024 mit einer Vergasungskapazität von 1 t/h in Betrieb und demonstrierte die Benzinproduktion aus Biomasse minderer Qualität (Dahmen et al., 2017). Die Pilotanlagen in Dünkirchen und Karlsruhe wurden von der IEA mit TRL 6-7 eingestuft (Ceccarelli, 2025).

Viele Projekte zur Biomassevergasung sahen sich jedoch mit erheblichen Komplikationen und Rückschlägen konfrontiert. Die Vergasung ist ein komplexer Prozess, der eine sorgfältige Überwachung und Steuerung erfordert, zumal er mit komplexen und variierenden Rohstoffmischungen betrieben werden muss (absl, 2024). Im Vereinigten Königreich wurde die Vergasungsanlage von Energy Works stillgelegt, und in den USA meldete Fulcrum Energy Konkurs an (absl, 2024). Mehrere Pilot- und Demonstrationsanlagen wurden zudem beendet, ohne dass es Pläne für Nachfolger gibt, darunter die bereits erwähnten Projekte GoBiGas und bioliq. Auch wenn die Projekte als solche ihre Ziele erreicht haben, schien der Business Case zu dem Zeitpunkt nicht gegeben, um den Schritt zur Kommerzialisierung zu wagen.

In unseren Szenarien wird davon ausgegangen, dass die Technologie um 2030 zur Verfügung stehen könnte und als Vorstufe zur Methanolerzeugung eingesetzt wird. Im CL-Szenario wird sie zwischen 2030 und 2045 sukzessive ausgebaut. Im OCE-Szenario wird die Technologie aufgrund der günstigen Importmöglichkeiten für Methanol nie wettbewerbsfähig.

3.6.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Wie die vielen Pilot- und Demonstrationsanlagen illustrieren, kann die Vergas 技术 für eine breite Palette von Rohstoffen eingesetzt werden (darunter Forst- und landwirtschaftliche Reststoffe wie Stroh, Äste, Altholz, aber auch feste Siedlungsabfälle und Kunststoffe). Diese Flexibilität sowie die Fähigkeit, Fraktionen zu verarbeiten, die für andere Verfahren ungeeignet sind, stellen einen zentralen Vorteil der Vergasung dar. Das Rohmaterial muss jedoch so aufbereitet werden, dass es die Anforderungen an Zusammensetzung, Verunreinigungen, Stückgrößen und Wasser gehalt erfüllt. Auch der Betrieb muss je nach Ausgangsmaterial überwacht und angepasst werden (Thunman, 2018b). Im Falle der Flugstromvergasung ist zwar eine umfangreichere Vorbehandlung erforderlich, dafür wird jedoch ein effizienterer und homogenerer Input für die Vergasung erzielt, was in Flexibilität beim Feedstock und hoher Syngas-Qualität resultiert. Im Falle der Wirbelschichtvergasung ist der Schritt der Synthesegasreinigung hingegen von entscheidender Bedeutung und kann je nach Menge und Umfang der unerwünschten Stoffe sehr umfangreich sein. Hier liegt eine der größten Herausforderungen für die Kommerzialisierung der Biomassevergasung, sodass die Entwicklung kosteneffizienter Synthesegas-Reinigungsverfahren im Mittelpunkt der Forschung liegt (Abdoulmoumine et al., 2015).

3.6.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Rohbiomasse ist sperrig, lose und hat oft einen hohen Feuchtigkeitsgehalt. Dies stellt eine logistische Herausforderung für den Transport dar und gilt sowohl für das Be- und Entladen als auch für den Transport über große Entfernung. Dies schränkt den Einsatz dieser Technologie geografisch ein. Unsere Szenarien gehen davon aus, dass ein Transport zwischen den europäischen Regionen teuer ist und daher vermieden wird. Auch eine inländische Mobilität von Biomasse kann durch die Kosten begrenzt sein. Zwar bietet sich grundsätzlich die Bahn als relativ günstiges Transportmedium für längere Strecken an, aber auch hier könnten die Kosten allein für das notwendige Management rund 60 €/Tonne trockener, gehäckselter Biomasse betragen (biohub, 2018). Dezentrale kleine Vorverarbeitungsschritte wie die Pyrolyse könnten eine attraktive Alternative sein, um die Biomasse zunächst in eine konzentrierte und transportierbare Form zu bringen. Sie ist jedoch mit einigen Nachteilen verbunden. Die Komplexität des Prozesses wird durch einen zusätzlichen Schritt erhöht, der außerdem zu geografisch verstreuten Emissionen führt, die sich in dezentralen Anlagen vermutlich schlecht auffangen ließen.

Der Vergasungsschritt sollte außerdem am gleichen Standort wie die Methanolsynthese stattfinden, da sich Synthesegas nur bedingt transportieren lässt. Um den vollen Klimanutzen dieser Route zu realisieren, muss die Kohlenstoffumwandlung durch die Zugabe von Wasserstoff erhöht sowie anfallende Emissionen aufgefangen und gespeichert werden. All dies spricht für die Etablierung in Clustern mit nahegelegenem Zugang zu Biomasserrückständen und für den Anschluss an eine überregionale Wasserstoff- und CO₂-Infrastruktur.

3.6.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Obwohl sich Synthesegas zur Herstellung von vielen verschiedenen Produkten verwenden lässt, kann dies in unserer Modellierung vereinfachend nur für Methanol genutzt werden.⁴ Diese Route wird jedoch nur im CL-Szenario genutzt (siehe dazu auch Abschnitt 3.3.4). Langfristig liegen die Kosten hierfür in den Szenarien bei ca. 600-700 €/t Methanol in CL und bei ca. 700-800 €/t in OCE. Im OCE-Szenario sind diese Kosten mindestens 200 €/t höher als der im Modell geschätzte Methanolpreis, der durch den Importpreis aus den globalen erneuerbaren Sweet Spots bestimmt wird. Im CL-Szenario ist die Biomasse-Route jedoch in den meisten Jahren günstiger als der Import und liegt innerhalb der Spanne des geschätzten Marktpreises für Methanol. Im Jahr 2050 haben die Importe im Szenario jedoch einen ähnlichen Preis erreicht. Dies zeigt, dass Methanol aus Biomasse vor allem mittelfristig eine wichtige Rolle spielen kann, also bevor sich liquide Weltmärkte für Methanol etabliert haben, potenziell aber auch langfristig, wenn die Entwicklung solcher Märkte ausbleibt oder länger dauert.

⁴ Genauso wie das Modell erneuerbares Methanol von außerhalb Europas importieren kann, kann es auch erneuerbares FT-Naphtha importieren. Die Wettbewerbssituation für die heimische FT-Naphtha-Produktion auf der Basis von Biomassevergasung im Vergleich zu importiertem FT-Naphtha wäre daher analog zu derjenigen für die heimische Methanolproduktion auf der Basis von Biomasse und importiertem erneuerbarem Methanol (siehe Abschnitt 3.3.4).

Die wichtigsten Kostenfaktoren für Methanol aus Biomasse-Vergasung sind der Rohstoffpreis für die Biomasse, die CAPEX und OPEX für die Vergasung, sowie Preise für Wasserstoff und Energie. Alle diese Komponenten sind recht unsicher und können im Laufe der Zeit erheblich schwanken. Zur Veranschaulichung der Sensitivität zeigt Abbildung 28 die Methanolkosten im Jahr 2045, wenn der Biomassepreis und die Energiepreise um jeweils 50 % variieren, und vergleicht sie mit dem Importpreis für erneuerbares Methanol. Obwohl der Produktionspreis durch die Variation erheblich schwankt, kippt das Verhältnis zwischen Import und biobasierter Methanolproduktion nicht.

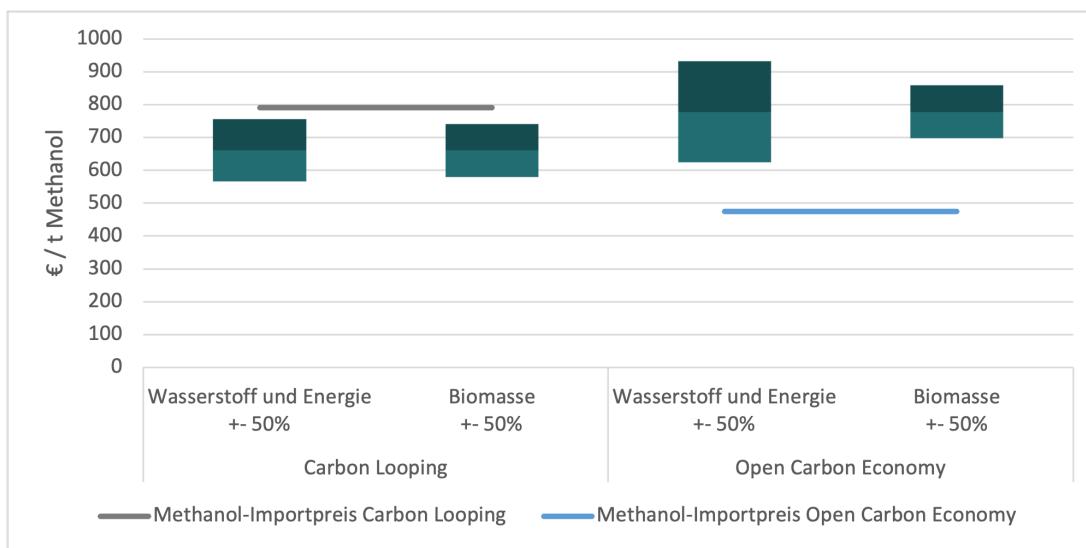


Abbildung 28: Sensitivitätsrechnungen für die Kosten der Methanolherstellung auf Basis von Biomasse-Vergasung im Jahr 2045.

3.6.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Obwohl es seit mehr als zehn Jahren Pilotprojekte zur Biomassevergasung gibt, sind bisher nur wenige über die Demonstrationsphase hinausgekommen. Wie bereits erwähnt, ist eine kritische Hürde die kosteneffiziente Synthesegasreinigung, insbesondere wenn komplexere und möglicherweise kontaminierte Abfall- und Reststoffgemische verarbeitet werden sollen. Eine weitere Herausforderung bei der Vergasung ist die Erzielung von Skaleneffekten, auch unter Berücksichtigung des kostspieligen Transports und Managements. Vergasungsanlagen profitieren in der Regel von einer Größenskalierung - so argumentieren (Thunman, 2018b) beispielsweise, dass die 100 MW-Demoanlage nicht wirtschaftlich war, eine Verdopplung auf 200 MW die Wirtschaftlichkeit aber durchaus begünstigt hätte. Gleichzeitig bedeutet eine größere Anlage ein größeres Investitionsrisiko. Ein diskutierter Ansatz ist daher die Umwidmung bestehender Wirbelschichtkessel in Vergasungsanlagen (Thunman, 2018b), wenngleich diese typischerweise für spezifische Einsatzstoffe ausgelegt sind. Bestehende Ölvergasungsanlagen könnten ggf. ebenfalls nachgerüstet werden, um pyrolysierte Biomasse verwenden zu können, allerdings müsste nach wie vor in die Biomasse-Pyrolyse investiert werden.

Die Verfügbarkeit und der Preis der Biomasse-Rohstoffe ist ebenfalls ein entscheidender Faktor für den Business Case. Hierfür relevant ist auch die Priorisierung der

Ressourcen im Kontext einer nachhaltigen Nutzung, denn Biomasserrückstände bieten viele Verwendungsmöglichkeiten: Für die Erzeugung von Strom, Wärme und Kraftstoffen, für die Herstellung von chemischen Produkten wie Methanol oder SAF sowie für die Nährstoffrückgewinnung, die Kohlenstoffbindung und die biologische Vielfalt.

Der Vergasungsprozess hat den zentralen Vorteil, dass er flexibel ist hinsichtlich des Einsatzstoffs als auch der Nutzung des entstehenden Synthesegases. In einer Phase des Markthochlaufs könnte die Vergasung sogar durch die Nachfrage aus dem Flugkraftstoffsektor angetrieben werden. Hier bestehen vergleichsweise klare regulatorische Anreize für den Einsatz von erneuerbaren Energien und daher schon kurzfristig eine entsprechende Nachfrage. Darüber hinaus könnten SAF zusammen mit Naphtha im Fischer-Tropsch-Verfahren oder in einer Methanol-to-Jet-Raffinerie hergestellt werden. Gegebenenfalls könnten solche Anlagen das Synthesegas später auch für die Herstellung anderer Chemikalien verwenden. Der verwendete Rohstoff könnte auch je nach Preis variieren, da einige Vergasungskonzepte sowohl gemischte Abfälle als auch Biomasse verwenden können z.B. (GIDARA Energy, o. J.).

Wie bereits erwähnt, zeigen unsere Szenarien auch einen Wettbewerb zwischen der heimischen Erzeugung von biobasiertem Methanol und dem Import von grünem Methanol, das mithilfe von Direct Air Capture in Regionen mit günstigen Potentialen für erneuerbare Energien produziert wird. Auch wenn ein solcher Markt gegen Mitte des Jahrhunderts Realität werden könnte, sind die Preise und Mengen höchst ungewiss. In diesem Sinne bietet eine inländische und/oder europäische Produktion von erneuerbarem Methanol mehr Unabhängigkeit und Versorgungssicherheit.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Business Case für Biomassevergasungsrouten auf der Überwindung der heutigen Herausforderungen einer kosteneffizienten Synthesegasreinigung, der Realisierung von Größenvorteilen, der Nutzung von Synergien und Vorteilen der Rohstoff- und Produktflexibilität sowie der Förderung einer heimischen Produktion beruht.

3.6.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

Für nachhaltige biobasierte Produktionsrouten bedarf es nachhaltig gewonnener Biomasse. Allerdings müssen zur Beurteilung stets auch alternative Nutzungspfade berücksichtigt werden. So ergeben sich beispielsweise Konflikte in der Waldnutzung (ernten und nutzen vs. als Senke beibehalten). Doch auch Reststoffe lassen sich vielfältig einsetzen und können beispielsweise bei der Wärmeerzeugung fossile Energieträger verdrängen oder in Vergasungsanlagen verwertet werden. Insofern ist der Einsatz von Biomasse aus einer systemischen Perspektive zu bewerten, was die Notwendigkeit einer ganzheitlichen Biomassestrategie unterstreicht.

Unsere Szenarien adressieren diese Thematik, indem nur ein Teil des gesamten Biomassepotenzials dem Chemiesektor allokiert wird und für die Vergasung nur Biomasserrückstände zur Verfügung stehen. Unter der Annahme, dass es sich um nachhaltige Biomasse handelt und keine erheblichen indirekten Emissionen mit der Nutzung einhergehen, kann die Vergasung durchaus eine wichtige Rolle bei der Transformation spielen und potentiell sogar zu netto-negativen Emissionen beitragen, wenn der Kohlenstoff nach der Nutzung gespeichert wird.

Dieser Pfad geht jedoch nicht ohne Kohlenstoffverluste und -emissionen einher (wenngleich biogenen Ursprungs). Diese entstehen bei der Vorverarbeitung der Biomasse wie der Pyrolyse, bei der Verbrennung zur Bereitstellung von Wärme für die Vergasung, beim Reinigen und Shiften des Synthesegases und bei nachgelagerten Prozessen. Zusammengenommen können diese Emissionen einen erheblichen Teil des ursprünglich eingesetzten Kohlenstoffs ausmachen. Gemäß unserer Modellierung geht etwa die Hälfte des ursprünglichen Kohlenstoffgehalts der Biomasse auf dem Weg zum Methanol verloren. Ohne die Zugabe von Wasserstoff zum Synthesegas wäre der Verlust etwa 10 % höher. Unter Einsatz von CCS ließen sich negative Emissionen erzielen, was allerdings für dezentrale Standorte und Prozessschritte nicht praktikabel erscheint. Die tendenziell großskalige Vergasung sollte daher mit nachgelagerten Schritten an einem Standort mit CCS-Infrastruktur zusammengelegt werden, um den vollen Klimanutzen zu realisieren.

3.7 Pyrolysetechnologien für Kunststoffabfälle

Bei der Pyrolyse werden die Polymere durch erhöhte Temperatur und in Abwesenheit von Sauerstoff in kleine Moleküle gespalten (gecrackt) und es entsteht als Hauptprodukt ein Pyrolyseöl und als Nebenprodukte Pyrolysegas- sowie ein Pyrolyserückstand, der die ausgeschleusten nicht pyrolysierbaren Abfallbestandteile (z.B. Kunststofffüllstoffe) sowie Koks enthält. Die Pyrolyseölausbeute und deren Zusammensetzung hängt maßgeblich vom Abfall-Feedstock und dessen Polymerzusammensetzung ab. Hohe Ausbeuten erhält man bei hohen Anteilen an Kohlenwasserstoffen, insbesondere bei polyolefinreichen Abfällen.

Das Pyrolyseöl aus der Kunststoffabfallpyrolyse stellt einen sekundären Rohstoff dar, der fossile Feedstocks ersetzen kann. Hierfür ist eine Aufbereitung des crude Pyrolyseöls, ähnlich der Erdölaufbereitung in der Raffinerie, notwendig. Bei den hier betrachteten Produktionsketten umfasst dies insbesondere die hydrierende Aufbereitung. Hauptzielsetzung ist der Ersatz des Leichtbenzins (Naphtha) als wichtigstem Rohstoff der organischen Chemie und Polymerherstellung im Steamcracker und damit closed loop-Recycling über die Produktionskette Kunststoffabfallaufbereitung – Pyrolyse – Pyrolyseölaufbereitung – Steamcracking – Polymersynthese – Kunststoffcompounding. Polyolefinreiche Kunststoffabfälle sind für diese Prozesskette besonders geeignet. In den Sonderfällen von Polystyrol und PMMA entsteht bei der Pyrolyse als Hauptprodukt Monomer; diese thermische Depolymerisation ermöglicht direktes closed loop-Recycling. Pyrolyse-Nebenprodukte, insbesondere die Schwerstiegerfraktion des Pyrolyseöls mit niedriger Ausbeute im Steamcracking, können perspektivisch open-loop fossile Rohstoffe in der Vergasung ersetzen.

An verschiedenen Forschungsanlagen im halbtechnischen Maßstab werden seit den grundlegenden Arbeiten von Kaminski unterschiedliche Technologievarianten untersucht (Scheirs & Kaminsky, 2006).

Hier wurde angenommen, dass das bei der Pyrolyse entstehende Gas verbrannt wird, u.a. um die für die Pyrolyse nötige Energie bereit zu stellen. Im Falle von polyolefinreichen Kunststoffabfällen mit geringen Heteroatomgehalten, besonders aber bei katalytischer Pyrolyse, ist die Pyrolysegasausbeute hoch und das Pyrolysegas besteht zu einem großen Teil aus Olefinen, die besonders effizient closed-loop recycelt werden

könnten. Im Zuge dieses Projektes wurde nur die konventionelle thermische Pyrolyse bewertet.

Katalysatorzugabe bei der Kunststoffpyrolyse kann unterschiedliche Ziele erfüllen, beispielsweise die Absenkung der Reaktionstemperatur oder der Reaktorverweilzeit, die Erhöhung der Olefinausbeute, oder aber die Erhöhung der Ausbeuten von Öl oder Gas (Kusenberg et al., 2022). Grundsätzliche Schwierigkeiten liegen in den Kosten des Katalysators der meist relativ schnell durch Koksablagerung deaktiviert wird. Auch muss man sich bei vielen Katalysatoren auf möglichst reinen Polyolefinfeedstock beschränken, da Heteroatome diesen vergiften würden.

Eine weitere Alternative wäre die sich gerade in Entwicklung befindende Pyrolyse mit superkritischem Wasser. Dabei wird die Gas- und Koksbildung zugunsten der Ölbildung unterdrückt, die Reaktionszeit von mehreren Stunden auf Sekunden herabgesetzt sowie viele Verunreinigungen mit dem Wasser ausgeschleust (Allan et al., o. J.; Popelier et al., 2024). Dafür sind aber erhöhte Kosten zu zahlen für den Stromverbrauch zur Hochdruckerzeugung, die Abwasserbehandlung, den Trennschritt von Wasser und Öl sowie den hochwertigen Stahl der Korrosion und Wasserstoffversprödung widersteht (Kusenberg et al., 2022).

3.7.1 Technologiereife und Skalierung

Anlagen unterschiedlicher Technologien zur Pyrolyse von Kunststoffabfällen mit stofflicher Nutzung der Pyrolyseprodukte werden derzeit im Demonstrationsmaßstab betrieben. Anlagen zur Pyrolyse von Kunststoffabfall im Produktionsmaßstab wurden bereits in vergangenen Jahrzehnten in verschiedenen Ländern gebaut, scheiterten aber oftmals an mangelnder Wirtschaftlichkeit (Brandrup, 1995). Ein Sonderfall ist dabei die Pyrolyse von Altreifen, für die es einige kommerzielle Anlagen gibt. Heute gibt es beispielsweise chinesische Anbieter (BESTON, o. J.; DOING, o. J.; GEMCO, o. J.) von Pyrolyseanlagen mit Drehrohrreaktor. Zielsetzung war dabei die energetische Verwertung der Abfälle, beispielsweise zur Herstellung von Dieselkraftstoffsubstitut. Eine stoffliche Nutzung des Öls ist nicht ohne weitere Aufbereitungsschritte möglich. Die wertvollen Komponenten aus der Mischung herauszutrennen wäre meist technisch zu schwierig oder nicht wirtschaftlich. Die nötigen Spezifikationen, um als Naphtha-Ersatz in einem Steamcracker zu dienen, verfehlt es weit, da Siedepunkt, Olefingehalt, Heteroatomgehalt und Metallgehalt viel zu hoch sind. Es bedarf einer Kette von mehreren Reinigungs- und Hydrierschritten, um alle diese Werte unter die nötigen Grenzwerte zu drücken (Kusenberg et al., 2022). Bestehende Hydrieranlagen in heutigen Raffinerien könnten dazu theoretisch angepasst werden. Es bedarf hierzu spezieller Katalysatoren, da etablierte petrochemische Katalysatoren durch die im biogenen oder im Kunststoffpyrolyseöl enthaltenen Heteroatome vergiftet werden können und damit ihre Funktionalität verlieren. Hierzu entwickeln mehrere Unternehmen in den letzten Jahren Anwendungen und bieten diese an (z.B. Neste, o. J.; SpecialChem, 2021).

Alternativ kann das Pyrolyseöl auch in die Flugstromvergasung gegeben werden; dies wird in Kapitel 3.9 genauer betrachtet.

LyondellBasell errichtet derzeit in Wesseling eine 50.000 t/a katalytische Pyrolyseanlage, deren Öl und Gas zur Herstellung von neuem Monomer in den Steamcracker gegeben werden sollen (LyondellBasell, o. J.). Etabliert ist die katalytische Spaltung

von Wachsen, während das Pyrolyseöl noch gasförmig ist, damit diese keine Ablagerungen bilden und ein qualitativ hochwertigeres Öl gebildet wird (Kusenberg et al., 2022). Mura Technology verfolgt die Kommerzialisierung der Pyrolyse mit überkritischem Wasser als Energieträger (Mura Technology, o. J.).

In den zwei Spezialfällen, in denen sortenreine Abfallströme aus Polystyrol oder PMMA pyrolysiert werden, entsteht ein Öl mit einem hohen Anteil an Monomer, welches grundsätzlich destillativ abgetrennt werden kann. In ersterem Fall gibt es dafür weltweit nur eine uns bekannte kommerzielle Anlage, Toyo Styrene in Japan (agilyx, 2023). Im zweiten Fall sind bisher das Bleibadverfahren und die Trockendestillation etabliert, benötigen jedoch viel Energie und sehr reine Abfälle, um ein Produkt von niedriger Reinheit herzustellen (Prozesstechnik online, 2021). Unlängst wurde aber das MMAtwo Projekt erfolgreich abgeschlossen, bei dem ein effizienter Prozess basierend auf einer Schneckenpyrolyse entwickelt wurde, der auch für Post-Consumer Abfälle anwendbar ist. Im Juni 2024 wurde in Italien die erste auf diesem Prozess basierende Anlage eröffnet (Trinseo, 2024). Eine weitere kommerzielle Anlage wird soeben von MyRemono gebaut, die auf dem katalytischen Verfahren CatC beruht (MAIRE, 2023).

Da es bisher in Deutschland nur wenige etablierte Pyrolyseanlagen gibt, ist ein beträchtlicher Ausbau an Kapazitäten erforderlich, um die von dem Modell benötigten Mengen an alternativem Feedstock für die Steamcracker bereitzustellen. Bis 2050 werden dafür europaweit bis zu 400 Anlagen erforderlich, die ca. 20 Mio t Kunststoffabfall pro Jahr verarbeiten. Angesichts dieser Mengen und des niedrigeren spezifischen CAPEX von Großanlagen, werden in unserem Modell große 50-100 kt Anlagen in Chemieparks errichtet, in denen sie zentrale Rückstandsverbrennungsanlagen mitnutzen können. Denkbar ist aber, dass es logistisch schwierig oder unwirtschaftlich werden könnte, genug Kunststoffabfall aus einem immer größer werdenden Umkreis heranzufahren, wenn mehrere solche Anlagen in einem Chemiepark gebaut werden würden. In solchen Fällen sind auch kleinere, dezentrale Anlagen möglich.

3.7.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Das Anlagendesign der Biomassepyrolyse unterscheidet sich grundsätzlich von dem der Kunststoffpyrolyse. Die Ölausbeute ist deutlich geringer als bei Kunststoffen; das entstehende Pyrolyseöl ist sauerstoffreich und verursacht daher einen hohen Aufbereitungsaufwand als Steamcrackerfeedstock. Als Vergasereinsatzstoff ist es dagegen gut geeignet.

Prinzipiell ließe sich auch als Ersatzbrennstoff aufbereiteter Haushaltsrestmüll pyrolysern, der sowohl aus biogenen wie auch aus Kunststoffabfallanteilen besteht. Man erhielte ein Öl von geringerer Qualität als bei der Pyrolyse von Kunststoffabfall.

3.7.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Die bestehende Infrastruktur zur Sammlung und Sortierung von Kunststoffabfall müsste erweitert werden, um die in unserem Modell angenommenen Mengen dem chemischen Recycling zuzuführen. Dafür bedarf es keiner neuen Technologie, aber in manchen Fällen einem erhöhten Arbeits- und Organisationsaufwand um z.B. PE-Rohre, ETICS und PMMA-Überdachungen aus Altbauten zu sammeln.

Um das in der Rauchgaswäsche abgetrennte und komprimierte CO₂ geologisch zu speichern, sind spezielle Pipelines oder Schiffe nötig, sowie eine Anlage am Speicherort, um das Gas zu verpressen.

Pyrolyseanlagen mit ihren Ver- und Entsorgungsbedarfen und Ihrer Technologie sind im rechtlichen Sinne sowohl Abfallbehandlungsanlagen als auch Chemieanlagen. Entsprechende Standortvoraussetzungen müssen für den Betrieb gegeben sein.

3.7.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Wie bereits in Kapitel 3.2.4 dargestellt, ergeben sich für die Industrie derzeit nur vereinzelt wirtschaftliche Anwendungsfelder für den Einsatz von Pyrolyseöl. Mittelfristig dürften sich mit strengerer Recyclingquoten-Vorgaben im Verpackungssektor hingegen verschiedene Cases für den Einsatz von Pyrolyseöl ergeben. Die folgende Abbildung 29 ordnet die Kosten- und Erlössituation des Einsatzes von Pyrolyseöl für das Jahr 2035 gegenüber dem Cracken von fossilem Naphtha und der MtO ein.

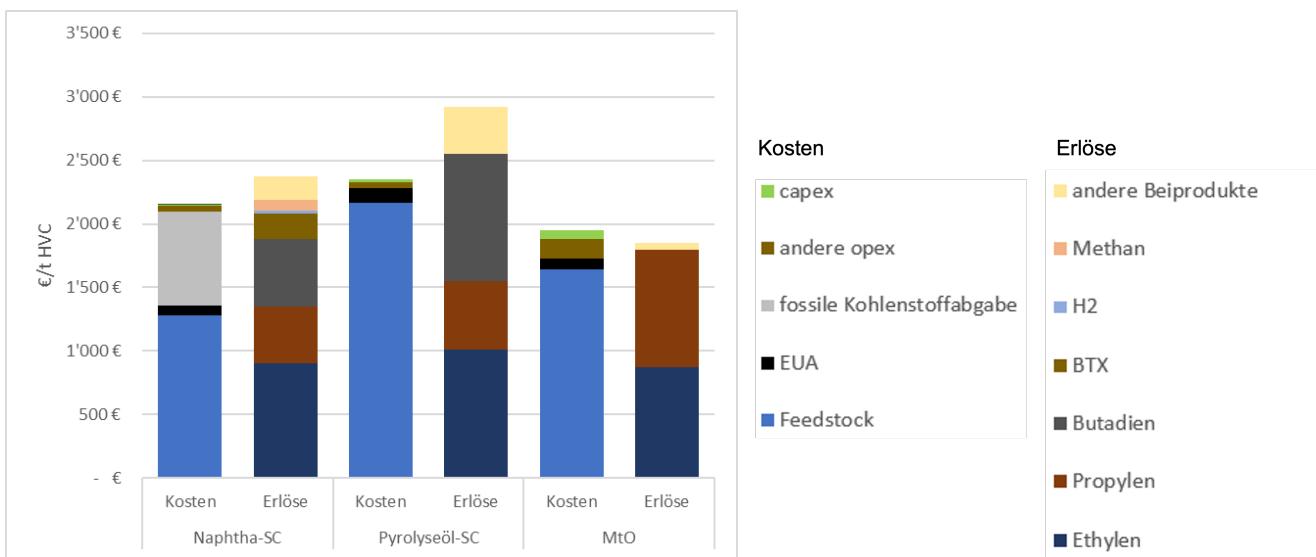


Abbildung 29: Kosten- und Erlösstruktur für das Steamcracking von fossilem Naphtha und Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen im Vergleich zur MtO im Jahr 2035.

Hierbei wurde für die GreenFeed-Szenarien keine Recyclingquote, sondern eine Kohlenstoffabgabe in Höhe von 155 € pro Tonne CO₂-Äquivalent für den fossilen Kohlenstoffeinsatz angenommen (siehe Abbildung 30). Hydriertes Pyrolyseöl aus Kunststoffabfällen zeigt sich in dieser Situation gegenüber dem fossilen Feedstock deutlich vorteilhaft, ist jedoch im Hinblick auf die Verfügbarkeit des Rohstoffs limitiert. Noch vorteilhafter wäre die Kosten- und Erlössituation für diese Route bei einer integrierten Betrachtung der Wertschöpfungskette vom Abfall bis zum HVC. Denn beim Cracken von hydriertem Pyrolyseöl sind hier nicht die Herstellungskosten des Feedstocks dargestellt, sondern sein Marktwert, d.h. entlang der Wertschöpfungskette bestehen je nach Abfallsorte teilweise erhebliche weitere Gewinn- und Wertschöpfungspotenziale. Abbildung 30 zeigt die angenommene Preisentwicklung der Cracker-Einsatzstoffe Naphtha und Pyrolyseöl und verdeutlicht den Zusammenhang mit der oben beschriebenen Kohlenstoffabgabe.

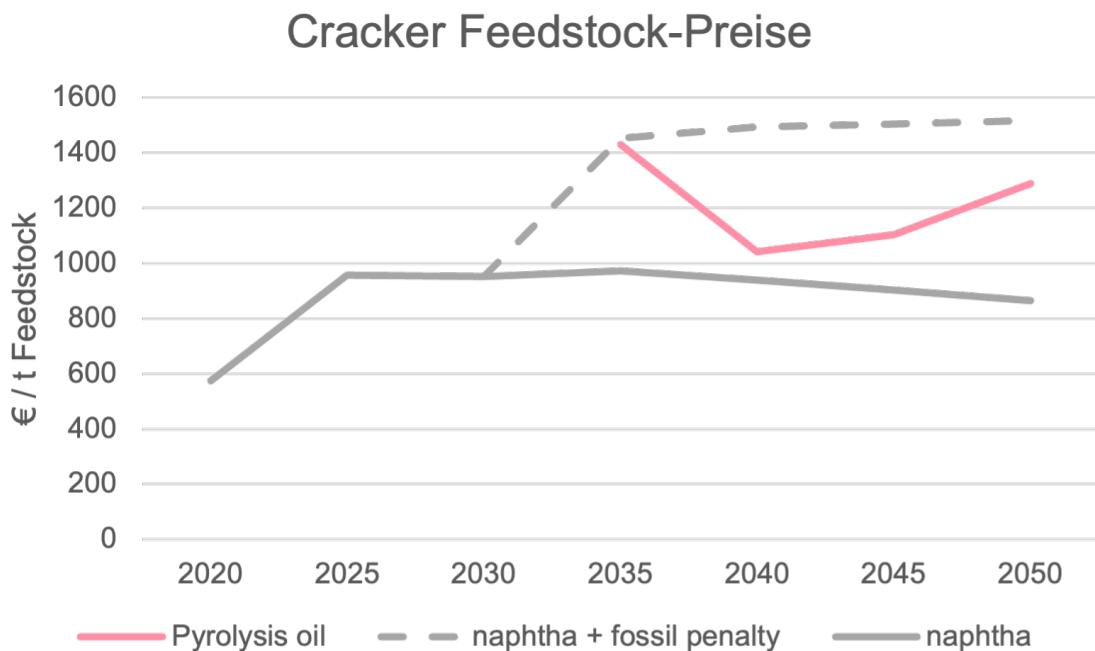


Abbildung 30: Vergleich der Feedstock-Preise für Pyrolyseöl und Naphtha.

3.7.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Die heutige Situation, bei der sich mit der Pyrolyse aufgrund des Mangels auch bei niedrigerer Qualität hohe Preise erzielen lassen und bei der die Feedstocks, die alternativ mit Entsorgungskosten der Verbrennung zugeführt werden, negative Preise aufweisen können, wird absehbar nicht bestehen bleiben. Andererseits dürfte es mit zunehmender Elektrifizierung des Straßenverkehrs sowie höheren Recyclingquoten steigende Bedarfe nach Naphtha-Ersatz geben, und auch die Verbrennung von Abfall dürfte mit steigendem CO₂-Preis teurer werden.

Je nach Pyrolysetechnologie besteht eine höhere oder niedrigere Flexibilität gegenüber den einsetzbaren Abfallarten. Nicht katalytische Verfahren mit robuster, skalierbarer Technologie sind hier im Vorteil. Es ist zu erwarten, dass höherwertige, polyolefinreichere Feedstocks in Zukunft verstärkt nachgefragt werden und damit ein entsprechendes Preisgefüge entsteht.

Pyrolyseöl für die stoffliche Nutzung in Steamcrackern wird aus einer Vielzahl von Quellen oft dezentral bereitgestellt werden und eine breite Qualitätsschwankung aufweisen. Es werden daher zentrale Upgrading-Facilities gebaut werden müssen, die durch hydrierende Aufbereitung die vom Steamcracker benötigte Qualität sicherstellen. Je höher die Pyrolyseölqualität des Anbieters, desto besser der erzielbare Preis. Grundsätzlich können Pyrolyseprodukte immer auch der Vergasung zugeführt werden, wodurch eine hohe Flexibilität in der stofflichen Nutzung entsteht.

Die gasförmigen und festen Rückstände aus der Pyrolyse werden üblicherweise der energetischen Verwertung zugeführt, was für viele feste Rückstände eine Voraussetzung für die anschließende Deponierung des mineralischen Anteils darstellt. Ggf. können weitere Aufbereitungsschritte zur Erhöhung der stofflichen Nutzbarkeit oder je nach Qualität auch eine Vergasung vorteilhaft sein.

3.7.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

Für viele Kunststoffabfallströme ist das mechanische Recycling nicht möglich, nicht wirtschaftlich, oder führt zu Produkten niedriger Qualität. Die Ergebnisse dieses Projektes beruhen auf einem Modell der Abfallströme, in dem bereits eher optimistische Annahmen über den zukünftigen Anteil des mechanischen Recyclings gemacht wurden. Die Pyrolyse wird nur auf den danach verbleibenden Rest angewandt, für den es sonst nur die Alternativen der Wirbelschichtvergasung oder der Verbrennung gäbe. Auch im ungünstigsten Fall, also einer kleinen Pyrolyseanlage die kein CCS betreibt, den ungeeignetsten Feedstock nimmt und zusätzliches Erdgas zugeben muss um den Reaktor zu beheizen, wird immer noch weniger als halb so viel CO₂ wie bei der Verbrennung des Feedstocks emittiert, wenn man dem Strombedarf die CO₂ Intensität des aktuellen deutschen Strommixes zugrunde legt.

Des Weiteren ist zu bedenken, dass die Pyrolyse mit Hydrierung ein wertvolles Substitut für fossiles Naphtha produziert, für das es als Alternative nur das teure Fischer-Tropsch Naphtha gäbe. Mit diesem werden dann im Steamcracker die für die Chemieindustrie unverzichtbaren Molekülausteine Ethylen, Propylen sowie Butadien erzeugt. Würde man das Plastik stattdessen in die Wirbelschichtvergasung mit Aminwäsche geben, hätte man zwar keine CO₂ Emissionen, erhielte aber im MtO Prozess kein Butadien.

Im Fall der PMMA Pyrolyse mit Destillation steht außer Frage, dass es sinnvoller ist, das teure MMA Monomer aus Altplastik zu gewinnen als aufwändig zu synthetisieren. Im Fall des Polystyrols hat der LCA von Holtkamp et al. gezeigt, dass die Rückgewinnung von Styrol Monomer in allen Kategorien besser abschneidet als die Verbrennung (Holtkamp et al., 2024).

3.8 Vergasungstechnologien für Kunststoffabfälle

Bei der Vergasung erfolgt die thermische Spaltung des Kunststoffabfalls unter Anwesenheit von Sauerstoff als partielle Oxidation und bei hoher Temperatur. Hauptprodukt ist Synthesegas (ein Gemisch aus CO und H₂), Nebenprodukte der Teilverbrennung sind Wasser und CO₂ sowie die nicht pyrolysbaren Abfallbestandteile. Die Synthesegasausbeute hängt weniger von der Feedstockzusammensetzung ab als bei der Pyrolyse; auch sauerstoffhaltige Polymere können hohe Ausbeuten erzielen.

Im Vergasungsreaktor werden bei hohen Temperaturen Kohlenwasserstoffe mit Hilfe von Luft oder reinem Sauerstoff und/oder Wasserdampf zu Synthesegas umgesetzt (teilverbrannt), das immer aus den nutzbaren Bestandteilen CO und H₂ sowie CO₂ und Wasser besteht und nicht vollständig umgesetzte Restkohlenwasserstoffe enthalten kann. Soll das Synthesegas stofflich genutzt werden, so schließt sich an den Reaktor die Gasreinigung an, um Wasser und CO₂ sowie andere ungewünschte Bestandteile, die aus dem verwendeten Feedstock resultieren, abzuscheiden, meist gefolgt von dem katalytisch betriebenen Wassergas-Shift-Reaktor, in dem das Wasserstoff-zu-CO-Verhältnis eingestellt wird (z.B. 2:1 für die Methanolsynthese), wobei ein Teil des CO in CO₂ umgewandelt wird.

3.8.1 Technologiereife und Skalierung

Die ersten Vergasungstechnologien wurden in den 20er Jahren des letzten Jahrhunderts in Deutschland entwickelt, um Kohle zu vergasen und damit Wasserstoff für die

Ammoniaksynthese sowie Wasserstoff und CO für die Methanolsynthese und die Fischer-Tropsch-Synthese bereit zu stellen. Mit der Verfügbarkeit von Erdölprodukten und von Erdgas kam in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts auch die verwandte sogenannte POx-Technologie zur Synthesegasherstellung hinzu. Die beiden Ölkrisen waren Auslöser für die Weiterentwicklung der Vergasungstechnologie zur Nutzung von lignocelluloser Biomasse und von kunststoffhaltigen Abfällen als Feedstocks (siehe Kapitel 3.6). Man kann in der Reihenfolge ihrer Entwicklung drei Technologiearten unterscheiden: die Festbettvergasung, die Wirbelschichtvergasung und die Flugstromvergasung.

Bei der auch in kleinem Maßstab relativ einfach zu betreibenden **Festbettvergasung** sind verschiedenste Reaktorarten und Betriebsweisen möglich, für die es eine Vielzahl von Technologieanbietern gibt: Vergasung mit Sauerstoff oder mit Luft, jeweils im Gleichstrom oder Gegenstrom, atmosphärisch oder druckaufgeladen mit niedrigeren Drücken. Soll das Synthesegas für chemische Synthesen und nicht energetisch genutzt werden, ist der Betrieb mit Sauerstoff (stickstofffrei) notwendig und der Betrieb bei höherem Druck der folgenden Synthese vorteilhaft. Festbettvergaser mit diesen Eigenschaften wurden bis in den industriellen Maßstab entwickelt und kamen als Kohlevergaser für die Fischer-Tropsch-Synthese großskalig und kommerziell zum Einsatz, wo Kohle als einziger Chemierohstoff kostengünstig zur Verfügung stand (Deutsches Reich, DDR, Südafrika, China), und erfuhren eine Renaissance als kleine Einheiten zur Holzvergasung. Kleinvergaser können keine chemische Synthesegasqualität herstellen, da aufgrund der relativ niedrigeren Vergasungstemperaturen und der Strömungsführung bzw. der geringen Durchmischung im Reaktor im Synthesegas nicht umgesetzte Kohlenwasserstoffe (Teere) enthalten sind. Der Aufwand zu deren Vermeidung oder Abtrennung ist auch im großen, mit Sauerstoff betriebenen Festbettvergaser hoch. Der dauerhafte Betrieb von Festbettvergasern ausschließlich mit Kunststoffabfällen als Feedstock wurde bisher nicht erreicht, sondern nur in Co-Vergasung mit Kohle als zweitem Feedstock (Thomé-Kozmiensky & Thiel, 2016).

Die **Wirbelschichtvergasung** wurde in den 20er Jahren des letzten Jahrhunderts in Deutschland entwickelt, um aus Kohle hochwertiges Generatorgas für die Methanol- und Fischer-Tropsch-Synthese herstellen zu können, was später auch mit Lurgi-Festbettvergasern gelang. Bei der Wirbelschichtvergasung ist die Strömungsführung bzw. Durchmischung im Reaktor optimal. Hierfür muss allerdings zusätzliche Energie zur Fluidisierung beispielsweise durch Dampf aufgewendet werden; der Betrieb unter erhöhtem Druck ist technisch schwierig. Da die Vergasungstemperatur meist auf ca. 850°C begrenzt ist, sind auch im Synthesegas der Wirbelschichtvergasung Teere enthalten, die abgereinigt werden müssen. Wirbelschichtvergasungseinheiten sind nur im größeren Maßstab zu betreiben und es wurden in Europa und Nordamerika einige Demonstrationseinheiten für Biomassevergasung gebaut, aber nicht dauerhaft kommerziell erfolgreich betrieben (siehe Kapitel 3.6). Der großkalige, dauerhaft erfolgreiche Betrieb eines Wirbelschichtvergasers mit reinen Kunststoffabfällen zur stofflichen Nutzung des Synthesegases erfolgt bisher weltweit nur in der von Ebara errichteten Anlage in Kawasaki / Japan, allerdings mit Luft als Vergasungsmedium und zur Nutzung des Wasserstoffs in einer Ammoniaksynthese (Waldheim, 2018). Hierbei ist der Wirbelschicht eine zweite, partielle Oxidation mit Sauerstoff

und hohen Vergasungstemperaturen nachgeschaltet, sodass die Teere der Wirbelschichtstufe abgebaut werden. Es ist davon auszugehen, dass diese Technologiekombination auch für die Vergasung mit reinem Sauerstoff und Dampf weiterentwickelt werden kann, sodass die Wirbelschichtvergasung für Kunststoffabfälle in der Zukunft großskalig zur Verfügung steht. Eine technische Grenze für die Vergasergröße liegt hier bei ca. 250 MW. Das erforderliche Druckniveau der Methanolsynthese wird nicht erreicht, sodass immer ein energieintensives Gebläse für das gereinigte Synthesegas eingesetzt werden muss. Eine Gasreinigung mit CO₂-Abscheidung zur stofflichen Nutzung des Synthesegases aus der Wirbelschichtvergasung für heterogene Feedstocks (Kunststoffabfälle) ist noch nicht Stand der Technik; hier erscheint die Übertragung der Aminwäsche aus der Rauchgasreinigung für Synthesegas aussichtsreich. Vorher müssen die auch in der Wirbelschichtvergasung aufgrund der niedrigeren Vergasungstemperaturen (max. 850°C) entstehenden Teere abgeschieden oder in einer dem Reaktor nachgeschalteten partiellen Oxidationsstufe (POx) zu Lasten der Synthesegasausbeute nachvergast werden. Für die Vergasung mit Sauerstoff ist dies großskalig noch zu entwickeln.

Die **Flugstromvergasung** wurde als großskalige Technologie zur Wasserstofferzeugung aus Schweröl in der petrochemischen Raffinerie entwickelt. Für die stoffliche Nutzung auch des Kohlenmonoxids wird diese Technologie oft als sogenannte POx (partielle Oxidation) von Erdgas betrieben. Um Kohle für die Methanolsynthese nutzbar zu machen, wurden besonders in China große Flugstromvergasungsanlagen für Kohlestaub errichtet, und die Flugstromvergasungstechnologie hat inzwischen die Festbettvergasungstechnologie ersetzt (Waldheim, 2018). Da die Flustromvergasung bei hohem Druck (ca. 40 – 60 bar) und hoher Temperatur (ca. 1300°C) erfolgt, ist die Synthesegasqualität sehr gut und eine weitere Kompression auf den Druck der Methanolsynthese ist nicht erforderlich. Die Anlagengrößen liegen bei bis zu 2000 MW. Die Flugstromvergasung ist die wirtschaftlichste der genannten Technologien und industrieller Standard. Standard für die Synthesegasaufbereitung (insbesondere Entfernung von Schwefel und des CO₂) ist die Tieftemperatur-Methanolwäsche, die großskalige Anlagen erfordert. Die Flugstromvergasung kann jedoch nur flüssige oder staubförmige Feedstocks verwenden. Sollen heterogene Abfälle oder Biomasse als Feedstock eingesetzt werden, müssen diese daher erst verflüssigt werden, wofür vorab deren Pyrolyse notwendig ist (siehe oben). Die Vergasung solcher Öle erfolgte bisher im Demonstrationsmaßstab (Dahmen et al., 2017) oder als Beimischung zu Schweröl in kommerziellen Anlagen. Es ist davon auszugehen, dass die Umnutzung bestehender Schweröl- oder Kohlevergasungsanlagen oder der Bau reiner Pyrolyseölvergasungsanlagen relativ kurzfristig erfolgen kann. Der Bau neuer Flugstromvergasungsanlagen ist kapitalintensiv.

In Tabelle 4 werden die technologischen Reifen der genannten Vergasungstechnologien zusammenfassend gegenübergestellt (Stapf et al., 2019). Keine der Synthesegasproduktionsketten mit Abfallaufbereitung (mechanische Vorbehandlung bzw. Pyrolyse - Reaktortechnologie mit Synthesegaskühlung und Teerabscheidung - Synthesegasreinigung einschließlich CO₂-Abscheidung) wurde bereits vollständig kommerziell etabliert.

Tabelle 4: TRL der Einzeltechnologien der Synthesegas-Produktionsketten aus Kunststoffabfällen für unterschiedliche Vergasungstechnologien.

Vergasungs-technologie	Einsatzstoff-aufbereitung	Gas-erzeugung	Synthesegas-aufbereitung	Synthesegas-nutzung
Festbett	9	7	7	Methanolsynthese
Wirbelschicht	9	7	7	Methanolsynthese
Flugstrom	6	6	9	Methanolsynthese

Um ausreichend Synthesegas für die Produktion von HVC aus Kunststoffabfall via Methanol und MtO bereitzustellen, ist ein beträchtlicher Neubau an Wirbelschichtvergasungsanlagen erforderlich, um von fast null auf die 17,4 GW zu kommen, die bis 2050 europaweit in dem hier entwickelten Modell gebaut werden. Da Synthesegas nicht über lange Strecken transportiert werden kann, stehen alle diese Anlagen idealerweise in einem Chemiepark. Falls es logistisch schwierig wird, genug Kunststoffabfall aus der Umgebung einzusammeln, könnten auch dezentral verteilte Anlagen gebaut werden, sofern zumindest die Methanolsynthese dort betrieben wird.

3.8.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Prinzipiell kann jeder Kohlenwasserstoff vergast werden. Die Umstellung vorhandener Vergasungsanlagen, die für bestimmte Rohstoffe gebaut wurden, hängt von der Technologieart ab. Vergasungsanlagen zur Brennstofferzeugung (energetische Nutzung des Synthesegases) können nur mit hohem Kapitalaufwand zur Synthesegasaufbereitung umgerüstet werden. Hier ist eine Wirtschaftlichkeit unwahrscheinlich. Insbesondere kleinskalige Festbettvergaser zur energetischen Biomassenutzung sind technologisch ungeeignet.

Es gibt relativ wenige kommerzielle Wirbelschichtvergasungsanlagen, die zur energetischen Kohle- oder Biomassenutzung betrieben werden. Wegen des Einsatzstoff-abhängigen Wirbelschichtreaktor designs sind solche Anlagen kaum flexibel, müssten aber zur stofflichen Verwertung wie die Festbetttechnologie mit sehr hohem Kapitalaufwand nachgerüstet werden.

Die Flugstromvergasung kann keine heterogenen, grobkörnigen Feststoffe aufnehmen. Da Kunststoffabfälle wegen des Aufschmelzens der Thermoplaste nicht wirtschaftlich in großem Maßstab zu staubförmigen Feedstocks gemahlen werden können, ist eine vorgeschaltete Pyrolyse zur Verflüssigung notwendig. Flugstromvergasungsanlagen sind in der Regel zur Erzeugung von Methanol- oder Oxo-Synthesegas oder zur Wasserstoffgewinnung im Einsatz. Es ist davon auszugehen, dass die notwendigen Aufwendungen zur Einsatzstoff-Flexibilisierung begrenzt sind, sofern es sich nicht um reine Erdgas-POx-Anlagen handelt. Zusätzlich können flüssige und gasförmige Nebenströme aus anderen petrochemischen Prozessen wie dem Steamcracking durch Flugstromvergasung einer stofflichen Verwertung zugeführt werden.

3.8.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Vergaser werden immer am Ort des Synthesegasbedarfs betrieben, da der sichere Transport des giftigen und explosiven Synthesegases in der Regel nicht außerhalb von Chemiestandorten erfolgt. Die benötigte Infrastruktur für die Methanolerzeugung und dessen Transport ist bereits in den Kapiteln 3.3.3 sowie 3.4.3 beschrieben. Zum Zwecke der Wirtschaftlichkeit müssen Synthesegasanlagen eine ausreichende Kapazität aufweisen, weshalb sich bei der stofflichen Nutzung die Flugstromvergasung durchgesetzt hat.

Um Kunststoffabfall einer Wirbelschichtvergasung oder Festbettvergasung (oder im Falle der Flugstromvergasung einer vorgelagerten Pyrolyse) zuzuführen, ist eine mechanische Vorbehandlung erforderlich, bei der das Material geeignet zerkleinert, Metalle und Sande entfernt und Störstoffgehalte (beispielsweise durch PVC-Ausschleusung) eingestellt werden (Stapf, Ciceri, et al., 2019). Diese Technologien sind kommerziell verfügbar. Deutschland verfügt bereits über etablierte Sammelsysteme für alle Arten geeigneter Kunststoffabfälle, jedoch werden die “Sortierreste” des mechanischen Recyclings nahezu vollständig als Ersatzbrennstoffe oder ohne weitere Aufbereitung verbrannt. Erste großskalige Aufbereitungsanlagen zur Bereitstellung von Einsatzstoffen für die Pyrolyse polyolefinreicher Abfälle wurden 2024 in Betrieb genommen. Es ist davon auszugehen, dass mit zunehmendem Einsatzstoffbedarf für das chemische Recycling weitere solche Anlagen die notwendigen Mengen bereitstellen werden. Eine systemische Optimierung der Rezyklatbereitstellung für die verschiedenen Produktionsketten der Kunststoffkreislaufwirtschaft haben wir im Rahmen dieses Projektes nicht betrachtet.

Um eine große Flugstromvergasungsanlage ebenso wie Steamcracker mit Pyrolyseöl zu beliefern, bedarf es einer Vielzahl von zentralen oder dezentralen Pyrolyseanlagen. Wegen des geringeren Kapitalaufwands der Pyrolyseinvestition gegenüber der Investition in eine großskalige Vergasungsanlage entstehen aktuell wenige Pyrolyseanlagen im Demonstrationsmaßstab und die Ölnutzung erfolgt wegen der geringen Mengen in vorhandenen Steamcracking- und Vergasungsanlagen “drop-in”. Um das in der Aminwäsche oder Rectisolwäsche abgetrennte und komprimierte CO₂ klimaneutral zu verwerten oder zu entsorgen, ist eine CO₂-Infrastruktur unabdingbare Voraussetzung.

3.8.4 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Die Vergasung von Kunststoffabfällen trägt in unseren Szenarien maßgeblich zur Bereitstellung von Syngas und der anschließenden Methanolsynthese bei. Wie bereits in Abschnitt 3.3.4 dargelegt, könnten abfallbasierte Verfahren in beiden Szenarien bereits zur Mitte der 2030er Jahre wirtschaftlich sein (unter den im Folgeabschnitt beschriebenen Bedingungen).

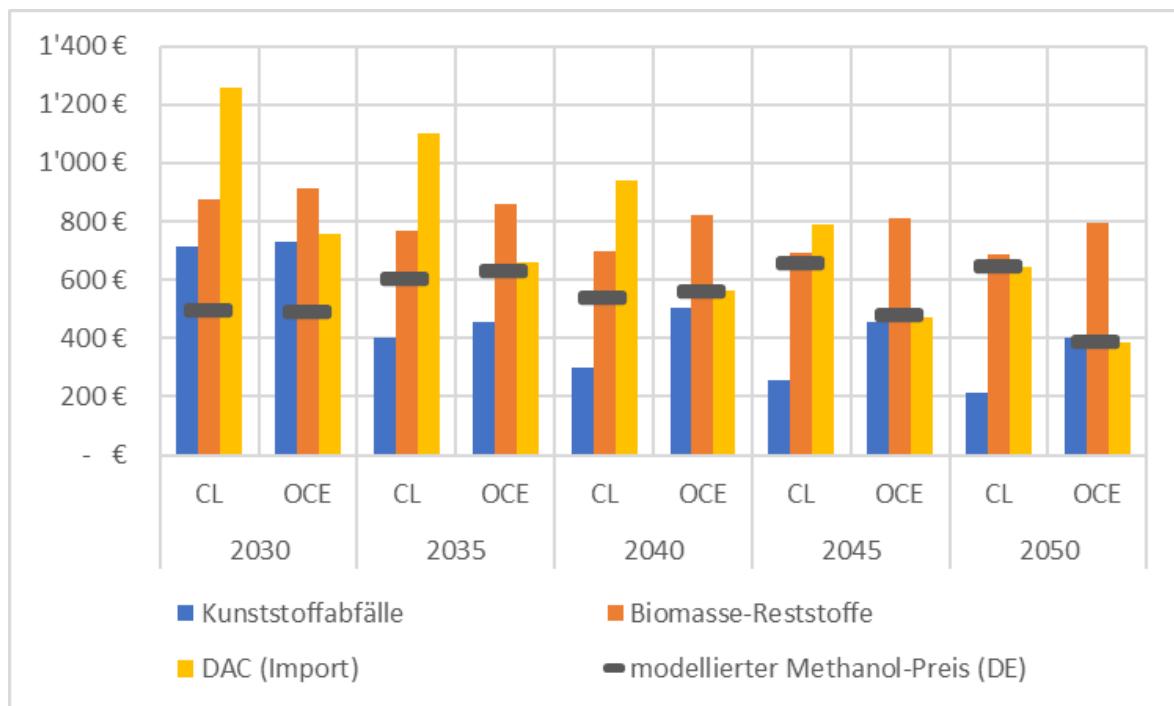


Abbildung 31: Methanol-Gestehungskosten für unterschiedliche Rohstoffe und modellierte Grenzkosten der Methanol-Bereitstellung (als Näherungswert für Marktpreis) in den beiden Szenarien CL und OCE.

3.8.5 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Business Cases für Produktionsketten des chemischen Recyclings von Kunststoffabfällen werden begünstigt durch steigende Gebühren der thermischen Abfallbehandlungsanlagen, zunehmenden Bedarf an Rezyklaten und Economies-of-scale der chemischen Recyclinganlagen. Bereits die aktuell absehbaren zukünftigen Rahmenbedingungen mit CO₂-Bepreisung der Umweltauswirkungen der Abfallverbrennung mit der Perspektive der notwendigen CO₂-Abscheidung sowie der aufgrund der aktuellen Gesetzgebung massiv steigende Rezyklatbedarf, der nicht durch mechanisches Recycling in ausreichend hoher Qualität gedeckt werden kann, unterstützen den Business Case. Der hohe Investitionsbedarf für chemische Recyclinganlagen und die Entwicklungskosten der Technologieskalierung und der Technologieanwendung auf heterogene, verschmutzte Mischkunststoffabfälle verhindern den zügigen Technologieeinsatz, da die fehlenden regulativen Rahmenbedingungen für Investitionen in das chemische Recycling (siehe Kap. 5.2) insbesondere vor dem Hintergrund der aktuellen wirtschaftlichen Lage Investitionszurückhaltung verursachen.

In unseren Szenarien wird angenommen, dass diese Investitions-Unsicherheiten aufgelöst werden können. Dadurch können in der Zukunft, neben dem massiven Ausbau der Pyrolysetechnologie zur Versorgung der Steamcracker im closed-loop Recycling, große Kapazitäten an neuen Wirbelschicht-Vergasungsanlagen für die weniger polyolefinreichen Kunststoffabfälle entstehen. In der im Projekt betrachteten Anlagenkonfiguration ist die Kohlenstoffeffizienz der Produktionskette mit Wirbelschichtvergasung höher als die der Flugstromvergasung mit vorgesetzter Pyrolyse und Verbrennung des Gases. Die vorhandenen Flugstromvergasungskapazitäten können aber für ölartige Nebenprodukte aus dem Steam Cracking umgenutzt werden.

Die Wirbelschichttechnologie ist nicht Einsatzstoff-flexibel und die Abfallbehandlung muss auf dem Chemiestandort erfolgen, was für die Flugstromvergasungstechnologie mit vorgeschalteter Pyrolyse nicht der Fall ist. Generell lässt sich festhalten, dass die Vergasungstechnologie-basierten Routen wegen des zunehmenden Synthesegasbedarfs zur Methanolherstellung als Zwischenprodukt der Zukunft und ihrer Fähigkeit, schwierig recycelbare Kunststoffabfälle und Biomasse in den Kreislauf zurückzuführen, ein großes wirtschaftliches Potenzial aufweisen.

Bei dem zu erwartenden Wettbewerb um Abfälle als Rohstoff haben einige pyrolyse-basierte Technologien den Vorteil der großen Einsatzstoff-Flexibilität. Dies würde sich besonders auf Flugstromvergasungstechnologien auswirken, die sich aus einem Markt unterschiedlichster Ölqualitäten (Kunststoff-basiert, Biomasse-basiert, Nebenprodukte aus anderen Prozessen) bedienen können und wesentlich flexibler als Steamcracker oder Wirbelschichtanlagen auf schwankende Feedstockpreise und - Verfügbarkeiten reagieren können. Allen Synthesegasanlagentechnologien ist gemeinsam, dass auch auf Produktseite eine hohe Flexibilität hinsichtlich des Einzu-stellenden H₂:CO-Verhältnisses im Synthesegas besteht, so dass hier gut auf schwankende Marktpreise reagiert werden kann.

3.8.6 Klimapolitische Richtungssicherheit

Das Recycling von Abfällen ist im Allgemeinen der effizienteste Weg zur Defossilisierung der Kunststoff herstellenden und Kohlenstoff nutzenden Industrien, sofern nicht spezielle hochselektive Synthesen einzelne chemische Stoffe direkt liefern. Hierbei sind Kunststoffabfälle der Biomasse überlegen und diese wiederum der Nutzung von CO₂. Der Hauptgrund liegt im niedrigen Wasserstoffbedarf beim Recycling im Vergleich zum Biomasseeinsatz und dem immens hohen Wasserstoffbedarf der CO₂-nutzenden Technologien. Die klimaneutrale Wasserstoffherstellung ist mit hohem erneuerbarem Energieaufwand verbunden.

Beim Vergleich der Kunststoffherstellung (closed-loop) oder der Herstellung von Synthesegas / Methanol aus Kunststoffabfällen mit deren Herstellung aus fossilen Rohstoffen kommen nahezu alle wissenschaftlichen Studien zum Ergebnis der Vor- teilhaftigkeit des Recyclings (C.-Y. Zhang & Nakatani, 2024). Der Grund liegt im deutlich niedrigeren, produktbezogenen Energiebedarf der Recyclingrouten im Ver-gleich zu den etablierten Routen auf Basis von Erdöl und Erdgas.

Klimapolitisch stehen die Vergasungstechnologie-basierten Recyclingrouten im Wettbewerb zur Verbrennung (künftig mit CO₂-Abscheidung), da die Deponierung der Kunststoffabfälle nicht mehr zulässig ist. Großtechnische, vergasungsbasierte Produktionsketten für Kunststoffabfälle wandeln einen möglichst großen Anteil des im Abfall enthaltenen Kohlenstoffs zum Monomer um, der übrige Kohlenstoff wird energetisch verwertet. Bei der Verbrennung der Abfälle mit Wärmenutzung erhält man heute eine Gutschrift gegenüber vermiedenen CO₂-Emissionen im aktuellen Energiemix, die im künftigen klimaneutralen Energiesystem nicht mehr anfallen wird. Die vergasungsbasierte Route ist damit auch bei schwierig recycelbaren Abfäl-len mit niedrigerer Kohlenstoffeffizienz der Verbrennung überlegen.

Vergasungstechnologien sind, bezogen auf den Abfall- oder den Biomasseeinsatz, die flexibelsten Technologien zur Vermeidung von Treibhausgasemissionen mit der

besten Skalierbarkeit. In der klimaneutralen Zukunft stehen sie insgesamt in Nutzungskonkurrenz mit anderen Recyclingtechnologien mit ggf. höherer Kohlenstoffausbeute für weniger schwierige Abfälle.

3.9 Solvolysetechnologien für Kunststoffabfälle

Bei der Solvolyse wird im Gegensatz zu den thermochemischen Verfahren der Kunststoff mit einem geeigneten Lösemittel versetzt, das ihn chemisch in seine Monomerbestandteile zerlegt, indem es die Monomerkette genau an den Stellen aufspaltet und sich dort einfügt, an denen sie zusammengefügt wurden. Daher ist Solvolyse nur auf diejenigen Polymere anwendbar, die durch Polymerisation unter Abspaltung eines Lösemittels wie Wasser, Ethylenglykol oder Methanol entstanden sind. Dazu zählen insbesondere PET, PA, PU und grundsätzlich auch PLA, nicht aber die große Gruppe der Polyolefine. Die Solvolyse lässt sich prinzipiell auch auf verunreinigten, sortenreinen Feedstock anwenden, die Art der Verunreinigungen muss aber beim Prozessdesign bekannt sein, um die darauffolgenden Reinigungsschritte entsprechend auszulegen. Da die Solvolyse eine echte Depolymerisation darstellt, wird aus den aufgereinigten Produkten (Monomeren) neues Polymer hergestellt. Es handelt sich direkt um ein closed-loop Recycling.

3.9.1 Technologiereife und Skalierung

Die ersten Patente zur Methanolyse von **PET** erschienen in den 1950er Jahren (Bar tolome et al., 2012). Es sind keine genauen Angaben zu finden, wann die ersten Anlagen gebaut wurden, nur dass es viele gab als der Preis für DMT (Dimethylterephthalat) noch hoch war. Eastman Kodak baute in den 1970er Jahren eine Anlage für die Methanolyse von PET-Filmen und betrieb diese mehrere Jahrzehnte lang. Seit 1980 wurden aber keine weiteren Polyester-Synthesen basierend auf DMT gebaut, da sich die PET-Herstellung durch Polykondensation von Terephthalsäure (TPA) etabliert hatte (Scheirs & Long, 2003). Daher wurde seitdem die solvolytische PET-Rückgewinnung durch Glykolyse und Hydrolyse verfolgt und weltweit in einigen Produktionsanlagen umgesetzt. Meist werden dort ausschließlich PET-Flaschen aus der Getrenntsammlung verarbeitet, in einigen Fällen werden auch neue Fasern aus gesammelten Polyesterfasern erzeugt (Brandrup, 1995). Betreiber weniger Anlagen geben an, jede Art von PET annehmen zu können. Hierfür werden in letzter Zeit vermehrt neue Ansätze erprobt.

Kleinere Anlagen für die **Polyurethan**-Solvolyse werden schon seit den 1990er Jahren mit den Verfahren von H&S Anlagentechnik und Rampf Ecosolutions (H&S Anlagentechnik GmbH, o. J.); (RAMPF, 2024) in Deutschland betrieben. Erstere verarbeiten hauptsächlich post-production Abfälle, letztere zusätzlich auch post-consumer Abfälle. Man erhält dabei ein Polyolgemisch, mit dem man bis zu 30% neues Polyol ersetzen kann. Polyurethane bestehen meist aus Polyolen und Isocyanaten unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung. Neuere Verfahrensentwicklungen zielen darauf ab, sowohl Polyole als auch HVC in Form der wertvolleren Isocyanatvorläufer zurückzugewinnen. Die Isocyanate selbst lassen sich nicht durch chemisches Recycling zurückgewinnen. Verschiedene weitere technologische Ansätze werden derzeit erforscht und erprobt.

Auch die Entwicklung der **Polyamid**-Solvolyse dauerte längere Zeit. Mittlerweile gibt es erste kommerzielle Anlagen (AQUAFIL, o. J.; HYOSUNG, 2022; TORAY, 2022), die post-consumer PA 6 aufnehmen, um daraus neue Fasern zu erzeugen. Da es abgesehen von einer Demonstrationsanlage noch keine kommerziell etablierte Anlage für die PA 6.6 Solvolyse gibt, wurde im Zuge dieses Projektes nur die PA 6-Solvolyse bewertet.

Die **PLA** Solvolyse wird bisher hauptsächlich für post-production Abfälle praktiziert, da noch zu wenig davon im Umlauf ist, um große Mengen an post-consumer Abfällen effizient einzusammeln (NatureWorks, o. J.); (Futerro, o. J.). Aufgrund des noch niedrigen TRL der Technologien und der Datenlage wurde keine Bewertung für dieses Projekt erstellt.

Im Vergleich zur Pyrolyse und Vergasung ist der Investitionsbedarf für neue Solvolyseanlagen gering, da die Solvolyse nur auf wenige Polymerarten anwendbar ist und ein großer Teil des PETs auch mechanisch recycelt werden kann und sollte. Die genaue Menge ist schwer abschätzbar, da sie stark von der Anwendbarkeit des mechanischen Recyclings auf PET und PA abhängt, sowie von den praktischen Möglichkeiten, sortenreine Abfallströme für PA und PU zu erzeugen. Ferner wurden Textilien nicht im Modell des Abfallaufkommens berücksichtigt. Um eine ausreichende Versorgung mit Feedstock aus der Umgebung zu gewährleisten, werden Solvolyseanlagen wahrscheinlich eher geringere Kapazitäten aufweisen als Anlagen zur thermo-chemischen Behandlung gemischter Kunststoffabfallfraktionen. Das flüssige Monomerprodukt kann dann zu einer zentralen Anlage für die Polymerproduktion gefahren werden.

3.9.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Alle Solvolysen sind polymerspezifische Unikate, die keine Feedstocksubstitution erlauben. Polyurethane haben je nach Anwendung unterschiedliche chemische Zusammensetzung, weshalb bei dieser Stoffgruppe nochmals eine Unteraufteilung erfolgen muss.

3.9.3 Infrastrukturvoraussetzungen

Die bestehende Infrastruktur zur Sammlung und Sortierung von Kunststoffabfall müsste erweitert werden, um gezielt sortenreine Abfallströme der drei o.g. Kunststoffarten zu erzeugen, welche der Solvolyse zugeführt werden können. Das in der Wertstofftonne enthaltene PET kann mittels etablierter Trennverfahren heraussortiert werden. Ein großer Teil der aus Polyester und Polyamid bestehenden Kleidung endet heutzutage im Haushaltsrestmüll. Um diese oder die aus Polyamid gefertigten Fischernetze einzusammeln, müssten entsprechende Sammelsysteme etabliert werden. Die gezielte Identifikation und Demontage von PA- bzw. PU-Bauteilen aus Alt-fahrzeugen bedingt hohen Arbeitsaufwand. Um Schaumstoffe in Form von Matratzen, Dämmstoffen und Polstern zu sammeln, bedarf es spezieller Sammelsysteme, sowie spezieller sensorbasierter Sortieranlagen um die verschiedenen Arten von PU aufzutrennen.

3.9.4 Business Case für Investitionen und marktgerechter Einsatz

Solvolyseanlagen für PET, PA und PU haben einen ähnlich hohen spezifischen CAPEX-Bedarf wie thermochemische Verfahren. Die OPEX der Solvolyseanlagen sind hoch, da in thermischen Trennungen das Lösemittel zurückgewonnen und die Produkte aufgereinigt werden müssen, sowie viel Abwasser anfällt. Aus diesem Grund beschränken sich viele Anlagenbetreiber der PET Solvolyse auf Getränkeflaschen, konkurrieren dann aber mit dem deutlich kostengünstigeren mechanischen Recycling. Zukünftige Business Cases sind denkbar, wenn der Rezyklatanteil in Kunststoffprodukten so hoch wird, dass die geforderten Produkteigenschaften nicht mehr erreicht werden, da das Polymer im mechanischen Rezyklat degradiert ist und Verunreinigungen enthält. Durch den zwingenden Bedarf an Neuwarenqualität steht die Solvolyse dann im Wettbewerb mit den thermochemischen Recyclingverfahren.

Im Fall der PU-Solvolyse lässt sich mit den etablierten Verfahren ein Polyol von geringerer Qualität zu leicht niedrigeren Preisen herstellen als durch die fossile Route. Neuere, sich in Entwicklung befindliche Verfahren, bei denen Polyole in höherer Qualität sowie die Isocyanatvorläufer gewonnen werden, könnten in Zukunft eine bessere Wirtschaftlichkeit aufweisen. Die Wirtschaftlichkeit einer Solvolyse ist wegen fehlender Flexibilität der Technologien grundsätzlich anfällig gegenüber schwankenden Edukt- und Produktmarktpreisen.

In den im Projekt untersuchten Modellansätzen wurden nur die Solvolsen von PET und exemplarisch von PA 6 berücksichtigt. Bezogen auf Polymerbedarf und Abfallaufkommen wird zukünftig vor allem die PET-Solvolyse relevant, da PET einen relativ großen Anteil am Kunststoffsegment hat und die Abfälle aus dem Lebensmittelbereich durch Getrenntsammlung und wenige Produktkontaminationen in relativ großer Reinheit vorliegen. Hinzu kommt die relativ geringe Kohlenstoffausbeute der Polyester in der konkurrierenden Pyrolyse.

Business Cases für Solvolysetechnologien werden durch die gleichen Rahmenbedingungen für chemisches Recycling begünstigt wie auch die Pyrolyse- und Vergasungs-technologien (vergleiche Kapitel 3.8.5). Ein Alleinstellungsmerkmal der Solvolyse gegenüber anderen chemischen Recyclingtechnologien ist die hohe Monomerausbeute. Produktspezifische Recyclingquoten in den Hauptanwendungen wären wesentliche Treiber der Rezyklatpreise und fördern die Kombination aus mechanischem und chemischem Recycling.

3.9.5 Klimapolitische Richtungssicherheit

Solvolsen mit hoher Monomerausbeute haben in der Produktionskette vom Abfall zum Polymer mit Neuwarenqualität die höchste Kohlenstoffkonversionseffizienz und damit die niedrigsten Scope 1- und Scope 2- Treibhausgasemissionen im Vergleich mit den chemischen Recyclingalternativen, sofern die Energie in Zukunft klimaneutral bereitgestellt wird.

Im Sonderfall der PA 6-Solvolyse konkurriert diese mit der Pyrolyse, da verunreinigtes PA 6 auch in der thermischen Spaltung selektiv unter Bildung des Monomers Caprolactam depolymerisiert (Bockhorn et al., 2001). Diese Alternative wurde bisher noch nicht kommerzialisiert.

3.10 Biobasierte Routen: PLA

Polymilchsäure (PLA) ist ein Biopolymer, das unter bestimmten Bedingungen biologisch abbaubar und recycelbar ist. PLA ist thermoplastisch und hat eine erhöhte Festigkeit, Transparenz und eine hohe Elastizität. Die Herstellung von PLA beginnt mit der Fermentation von Zucker durch Hefen, wobei Milchsäure entsteht. Die Milchsäure wird anschließend zu Lactid zyklisiert, welches bei 180–200°C polymerisiert wird.

3.10.1 Technologiereife und Skalierung

Der TRL von PLA liegt im Bereich von 8-9, es ist ein kommerziell verfügbares Biopolymer, das derzeit einen der höchsten Marktumsätze aller Biopolymere aufweist. Nature Works, der Betreiber der weltweit größten PLA-Produktionsanlage in den USA, verfügt über eine jährliche Produktionskapazität von rund 150.000 Tonnen. Die Produktionskapazitäten von Futerro, in Asien, und Total Corbion, in Thailand, belaufen sich auf 100.000 bzw. 75.000 Tonnen pro Jahr. Ein weiterer Ausbau ist von Seiten verschiedener Firmen in Planung. Bio Valore World – Sulzer produziert in Europa mit einer Produktionskapazität von 5.000 – 10.000 Tonnen pro Jahr, Thyssenkrupp Industrial Solutions AG in Deutschland mit ca. 10.000 Tonnen pro Jahr.

PLA wird hauptsächlich für Verpackungen, 3D-Druck, Textilien und in der Biomedizin verwendet. PLA substituiert häufig herkömmliches PET. Nachteilig dabei ist, dass PLA im Vergleich zu PET härter ist, weniger hitzebeständig und weniger langlebig. Dies kann für die Herstellung eine Herausforderung darstellen, da es schwierig ist, die Massenproduktion mit Einspritzmaschinen mithilfe reinen PLA durchzuführen, da jedes Mal eine genaue Kontrolle der Temperatur der Einspritzmaschine und des Metallformteils erforderlich ist (Mori, 2023). Aus diesem Grund konzentriert sich die Forschung und Entwicklung auf die Verbesserung der Hitzebeständigkeit und der mechanischen Festigkeit.

Ein weiteres Problem ist, dass PLA ohne zusätzliche Barriere für die Verpackung wasserempfindlicher Produkte, die über längere Zeiträume gelagert werden, nicht geeignet ist (FBR BP Biorefinery & Sustainable Value Chains et al., 2017). Obwohl Modifikatoren, sichere PLA-Nanokomposite und das Mischen mit anderen Biopolymeren viele dieser Schwächen im Vergleich zu den petrochemisch basierten Polymeren lösen können, bleibt PET eine beliebtere Wahl für Mehrweg-Getränke- und Lebensmittelbehälter (Jamshidian et al., 2010). PLA weist eine ähnliche Zugfestigkeit wie die fossilen Polymere auf. Diese Herausforderungen sind zu lösen um den Übergang zu PLA in Anwendungen zu erleichtern, die bisher von PET, PE und PS dominiert werden. Zudem besteht die Herausforderung am Lebenswegende von PLA. PLA kann bislang zwar einzeln, aber nicht in einem Gemisch recycelt werden.

3.10.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Im Projekt wurde die PLA-Produktion auf Basis von Zucker betrachtet. Für die Gewinnung von Zucker werden die etablierten Verfahren der direkten Zuckergewinnung aus zuckerhaltiger Biomasse und die Gewinnung von Zucker aus Stärke möglich. Beide werden seit langem großskaliert in der Lebensmittelindustrie eingesetzt. Zudem kann Zucker aus der Verzuckerung von Hemizellulose und Zellulose gewonnen werden, welche aus dem Holzaufschluss (hier das Organosolv-Verfahren)

extrahiert werden können. Dieses Verfahren wird noch nicht großmaßstäblich und kommerziell eingesetzt.

PLA gehört zu der Kategorie der 100% biobasierten Polymere. Die Kohlenstoffkonzessionseffizienz der PLA-Produktion variiert je nach Rohstoff und liegt bei 63% aus Zellulose, 79% aus Stärke, 84% aus Hemizellulose und 97% aus Zucker.

PLA (oder eine modifizierte Version von PLA) kann als Ersatz zu PET, PE und PS dienen (Babu et al., 2013; Desole et al., 2022). Aufgrund der Dichtefehlerabweichungen würde ein Austausch dieser Materialien durch PLA ungefähr 10-15 % weniger PLA im Volumen im Vergleich zu PET erfordern, 16-19 % mehr PLA im Vergleich zu PS und 30-35 % mehr PLA im Vergleich zu PE (Madival et al., 2009). Die mechanischen Eigenschaften von PLA-Filmen sind mit denen von PET vergleichbar obwohl es immer noch einige Herausforderungen gibt, um diese fossilbasierten Polymere durch PLA zu ersetzen. Beim Ersatz von PLA zu PS wird jedoch bis zu 35 % mehr Masse an PLA benötigt. Herausforderung ist, dass reines PLA spröder ist und unter Belastung leicht reißt oder bricht. Außerdem ist es weniger schlagfest und hitzebeständig als PS, was den Herstellern nicht nur Schwierigkeiten bei der Massenproduktion mit Spritzgussmaschinen, sondern auch bei einigen strukturell kritischen Anwendungen bereiten kann.

3.10.3 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Die Wirtschaftlichkeit von PLA hängt stark von den Rohstoffen (Zucker, Mais) und den weiteren Produktionskosten ab. PLA hat eine hohe Rohstoffausbeute wodurch der Anteil der Rohstoffkosten im Vergleich zu anderen Biopolymeren geringer ist. Einen ebensolchen Einfluss auf die Produktionskosten haben jedoch hohe Kosten für Energie (Wärme) und Hilfsstoffen (CaCO_3 , Microorganismen, H_2SO_4). Die Erlöse durch die Nebenprodukte (v.a. CaCO_4) sind vergleichsweise gering. Insgesamt sind die Kosten im Vergleich zu Kunststoffen aus der Petrochemie nur geringfügig höher, dies zeigt sich auch in den hohen Marktanteilen bei biogenen Kunststoffen.

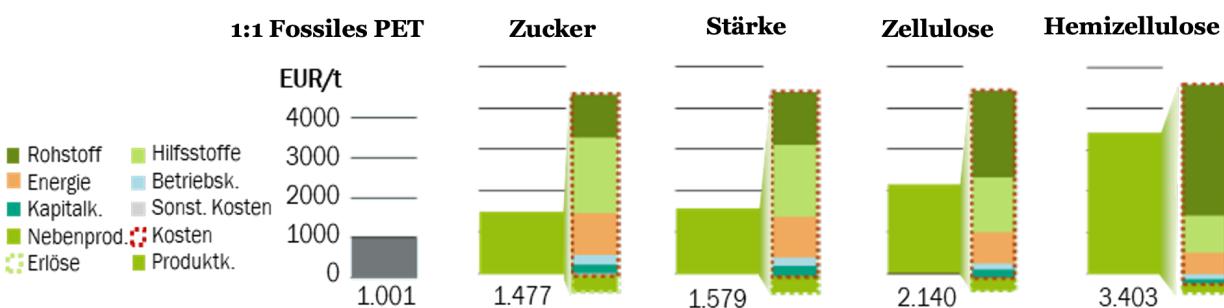


Abbildung 32: Kostenvergleich für PLA-Routen.

3.10.4 Klimapolitische Richtungssicherheit

Durch den Einsatz von PLA können bereits jetzt schon im Vergleich zum angenommenen fossilen Äquivalent PET (1:1 Substitution) deutlich THG-Emissionen und fossile Ressourcen eingespart sowie das Ökotoxizitätspotenzial reduziert werden. Die höchsten Einsparungen sind beim Treibhauspotenzial mit 80 % (stärkebasiertes

PLA) bis 96 % (zuckerrübenbasiertes PLA) zu erwarten. Die Einsparungen beim Verbrauch fossiler Ressourcen liegen bei 62 bis 75 % und bei der Ökotoxizität bei 14 bis 35 %. Der Wasserverbrauch liegt nur beim zuckerrübenbasierten PLA niedriger als beim fossilen Pendant. Der mit der Erzeugung von PLA verbundene Flächenverbrauch sowie das Versauerungs- und Eutrophierungspotenzial sind jedoch höher als bei petrochemisch erzeugtem PET. Hauptverursacher der THG-Emissionen sind die Energieversorgung in der PLA-Herstellung, die Rohstoffbereitstellung sowie der Einsatz von CaCO₃, das sowohl bei der Erzeugung als auch beim Einsatz im Prozess (hier wird CO₂ frei) zum Treibhausgaspotenzial beiträgt.

Tabelle 5: Vergleich der Ökobilanzierungsergebnisse für PLA.

		1:1 Fossiles PET	Zucker	Stärke	Zellulose	Hemizellulose
Treibhausgaspotenzial Foss.	kg CO ₂ Äq./kg	3,48	0,14	0,68	0,61	0,53
Ressourcenverbrauch	kg Öl Äq./kg	1,68	0,42	0,50	0,63	0,61
Wasserverbrauch	m ³ /kg m ²	0,02	0,04	0,07	0,08	0,03
Landnutzung	Anbauäq./kg	0,06	2,23	4,29	2,38	1,97
Eutrophierung	kg P Äq./kg	0,0008	0,0006	0,001	0,0009	0,001
Versauerung	kg SO ₂ Äq./kg kg 1,4 DCB Äq./kg	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
Ökotoxizität		32,55	21,21	23,28	28,08	21,07

Eine vollständige Umstellung der Energieversorgung von fossilen auf erneuerbare Rohstoffe würde weitere Einsparungen von THG-Emissionen und fossilen Ressourcen bedingen. Zudem sind weitere Umweltentlastungen durch Einsatz von umweltfreundlicheren Hilfsstoffs- und Chemikalien-Alternativen und deren effizientem Einsatz möglich.

Inwieweit PLA zu einer klimaneutralen und defossilisierten Kunststoffindustrie beitragen kann, hängt von vielen Faktoren ab, z.B. von der Verfügbarkeit von Biomasse für diesen Industriezweig, von dessen Preis, von den Lösungen bei den Herausforderungen der Materialeigenschaften und des Recyclings, den Kosten alternativer Optionen in der Kunststoffindustrie, etc.

3.11 Biobasierte Routen: PTA

Die biobasierte Herstellung von Terephthalat (PTA) beginnt mit der Dehydratisierung von Zucker wie Glukose oder Fruktose zu 5-Hydroxymethylfurfural (HMF), katalysiert durch Salzsäure (HCl). HMF wird dann hydriert und oxidiert, um Terephthalsäure zu produzieren. Monoethylenglykol (MEG) wird biotechnologisch durch die Fermentation von Zucker zu Ethanol und anschließender Dehydrierung zu Ethylen gewonnen. Ethylen reagiert mit Sauerstoff zu Ethylenoxid, das dann mit Wasser zu MEG hydrolysiert wird. Bio-PET (Polyethylenterephthalat) entsteht durch die Polymerisation von PTA und MEG. Zuerst reagieren sie in einer Esterifikationsreaktion bei 240–260 °C, wobei Wasser als Nebenprodukt entsteht. In der Polykondensation bei 270–290 °C werden die Monomere zu langen PET-Polymerketten verbunden. Bio-PET besitzt dieselben Eigenschaften wie PET aus fossilen Rohstoffen. Es ist recycelbar, jedoch nicht biologisch abbaubar.

3.11.1 Technologiereife und Skalierung

Der technische Reifegrad von biobasiertem PET wird allgemein mit 7 bis 9 angegeben. Der technische Reifegrad von biobasiertem PET wird allgemein mit 7 bis 9 angegeben. Bio-PET ist aber noch nicht in jedem Fall zu 100% auf Biomassebasis. In der Regel erfolgt die MEG-Produktion zu 100% biobasiert, aber die Produktion von biobasiertem PTA steckt noch in der Skalierungsphase und ist kommerziell noch nicht weit verbreitet. Eine vollständige Umstellung auf biobasiertes PTA ist aufgrund der optimierten, kosteneffizienten und tief verankerten Natur der derzeitigen petrochemischen Verfahren eine Herausforderung. Dennoch wird mit Bio-PTA die gleiche hochwertige Terephthalsäure hergestellt wie mit ihrem petrochemischen Gegenstück. Der Markt für biobasierte Terephthalsäure erfährt ein schnelles Wachstum, da sich die Industrie auf nachhaltige Alternativen verlegt. Mit einer voraussichtlichen jährlichen Wachstumsrate (CAGR) von 12-15 % in den kommenden Jahren.

Die Indorama Ventures Public Co Ltd. sowie die Coca-Cola-Group in Zusammenarbeit mit Virent gehören zu den führenden Herstellern von Bio-PET. Die Gesamtproduktion im Jahr 2022 betrug ungefähr 93.000 Tonnen in Europa.

PET kann in den gleichen Anwendungen wie fossiles PET eingesetzt werden. Die Herstellung von biobasiertem PET erfordert einen hohen Biomasse- und Energieeinsatz, viele Hilfsstoffe und zahlreiche Umwandlungsschritte, sowohl bei der Herstellung von MEG (Monoethylenglykol) als auch bei der Produktion von PTA. Dennoch wird im Vergleich zur fossilen PET-Produktion weniger Energie verbraucht. Trotzdem ist die derzeitige Produktion von biobasiertem PET nicht wirtschaftlich. Es müsste zu einem fast 3-fach höheren Preis als das fossile Pendant verkauft werden.

3.11.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Im Projekt wurde die biobasierte PET-Produktion auf Basis von Zucker betrachtet. Für die Gewinnung von Zucker werden die etablierten Verfahren der direkten Zuckergewinnung aus zuckerhaltiger Biomasse und die Gewinnung von Zucker aus Stärke möglich. Beide werden seit langem großskaliert in der Lebensmittelindustrie eingesetzt. Zudem kann Zucker aus der Verzuckerung von Hemizellulose und Zellulose gewonnen werden, welche aus dem Holzaufschluss (hier das Organosolv-Verfahren) extrahiert werden können. Dieses Verfahren wird noch nicht großmaßstäblich und kommerziell eingesetzt.

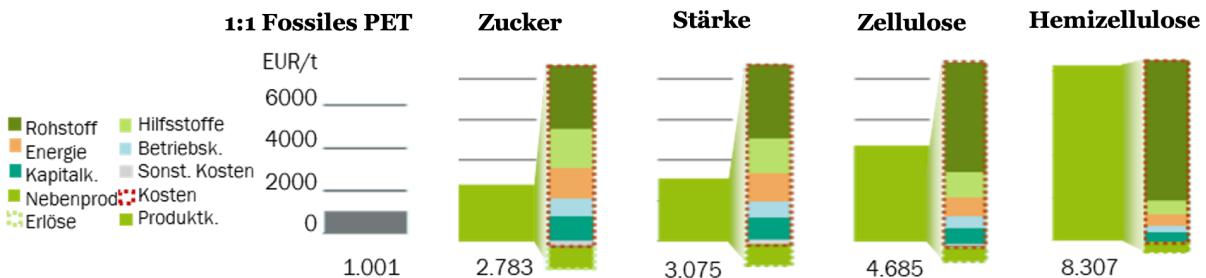
Die Kohlenstoffkonversionseffizienz der PET-Produktion variiert je nach Rohstoff und liegt bei 27% aus Zellulose, 35% aus Stärke, 37% aus Hemizellulose und 43% aus Zucker. Bezieht sich allerdings die Kohlenstoffkonversionseffizienz nicht nur auf das Hauptprodukt PET, sondern auch auf alle verwertbaren Produkte (Lävulinsäure und Humine) dann beträgt sie 49% bei Zellulosenutzung, 62% bei Stärkenutzung, 66% bei Hemizellulosenutzung und 76% bei Zuckernutzung.

3.11.3 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

PET wird durch die Vielzahl der benötigten Hilfsstoffe, hier vor allem NaCl und Ethylen (max. 21 % der Kosten), die vorgeschaltete Ethanol- und teilweise Zuckerproduktion (mind. 35 %) und den notwendigen Energieaufwand (max. 17 %) in den Kosten beeinflusst. Der Vergleich mit der fossilen Herstellung zeigt, dass PET

innerhalb eines Bioraffineriekonzeptes unter Nutzung von Teilen der fossilen Route zu keinem wirtschaftlichen Prozess führen kann und die Biopolymere zu fast 3-fach höheren Preisen als die fossile Referenz kalkuliert wird.

Tabelle 6: Kostenvergleich für Bio-PET Routen.



3.11.4 Klimapolitische Richtungssicherheit

Durch den Einsatz von biobasierten PET können bereits jetzt schon im Vergleich zum herkömmlich petrochemisch erzeugten PET deutlich THG-Emissionen (43 bis 76 % je nach Biomasse) und der Einsatz fossiler Ressourcen (8 bis 34 %) reduziert werden. PET auf der Basis von Zuckerrüben und Hemizellulose aus holzartiger Biomasse hat zudem ein geringeres Ökotoxizitätspotenzial als sein fossiles Pendant. Weiterhin besitzt hemizellulosebasiertes PET eine geringeres Versauerungspotenzial als fossiles PET. In den übrigen Umweltwirkungskategorien verursacht biobasiertes PET potenziell höhere Umweltbelastungen. Hauptverursacher der THG-Emissionen sind die ProzesswärmeverSORGUNG in der PET-Herstellung, die Rohstoffbereitstellung sowie der Einsatz von Salzsäure im Produktionsschritt von PTA zu HMF.

Tabelle 7: Vergleich der Ökobilanzierungs-Ergebnisse für PTA.

	1:1 Fossiles PET	Zucker	Stärke	Zellulose	Hemizellulose
Treibhausgaspotenzial Foss.	kg CO ₂ Äq./kg	3,48	0,14	0,68	0,61
Ressourcenverbrauch	kg Öl Äq./kg	1,68	0,42	0,50	0,63
Wasserverbrauch	m ³ /kg m ²	0,02	0,04	0,07	0,08
Landnutzung	Anbauäq./kg	0,06	2,23	4,29	2,38
Eutrophierung	kg P Äq./kg	0,0008	0,0006	0,001	0,0009
Versauerung	kg SO ₂ Äq./kg kg 1,4 DCB Äq./kg	0,01	0,01	0,03	0,01
Ökotoxizität		32,55	21,21	23,28	28,08
					21,07

Eine vollständige Umstellung der Energieversorgung von fossilen auf erneuerbare Rohstoffe würde weitere Einsparungen von THG-Emissionen und fossilen Ressourcen bedingen. Zudem sind weitere Umweltentlastungen durch Einsatz von umweltfreundlicheren Hilfsstoffs- und Chemikalien-Alternativen und deren effizientem Einsatz möglich.

Inwieweit biobasiertes PET zu einer klimaneutralen und defossilisierten Kunststoffindustrie beitragen kann, hängt von vielen Faktoren ab, z.B. von der Verfügbarkeit von Biomasse für diesen Industriezweig, von dessen Preis, der weiteren

Hochskalierung zur 100% biobasiertem PTA-Produktion, den Kosten alternativer Optionen in der Kunststoffindustrie, etc.

3.12 Biobasierte Routen: Organosolv-Verfahren

Das Organosolv-Verfahren ist eine der vielversprechendsten Strategien um lignozellulosehaltige Biomassen in die relativ reinen und gut weiter zu verarbeitenden Inhaltstoffe Zellulose, Hemizellulose und Lignin zu zerlegen. Dazu werden organische Lösungsmittel wie Ethanol, Aceton oder Ethylenglykol verwendet, wobei häufig Mineralsäuren als Katalysatoren eingesetzt werden (Wagemann & Tippkötter, 2019). Die wichtigsten Schritte des Organosolv-Verfahrens sind Vorbehandlung, Fraktionierung und Rückgewinnung. Bei der Vorbehandlung wird die Biomasse bei hoher Temperatur und hohem Druck mit einem Lösungsmittel vermischt, das das Pflanzenmaterial aufspaltet und Lignin und Hemizellulose auflöst, während ein zellulosereicher Brei zurückbleibt. Das Verfahren endet mit der Rückgewinnung, dabei wird das Gemisch in eine feste Fraktion, den zellulosereichen Brei, und eine flüssige Fraktion, die gelöstes Lignin und Hemizellulose enthält, getrennt (Celignis Bioprocess, o. J.; Tofani et al., 2024).

3.12.1 Technologiereife und Skalierung

Für die Ligningewinnung aus lignozellulosehaltigen Biomassen wurde das Organosolv-Verfahren betrachtet, das im Labor- und Pilotmaßstab validiert wurde und dessen TRL auf 3 bis 6 geschätzt wird. Es eignet sich besonders für die ligninbasierten Pfade, da das mit diesem Verfahren gewonnene Lignin im Vergleich zu anderen im Markt befindlichen Ligninarten eine deutlich höhere Qualität und Reinheit aufweist.

Die meisten technisch-wirtschaftlichen Analysen zeigen, dass die Skalierung des Organosolv-Prozesses aufgrund verschiedener Faktoren schwierig ist. Schließlich ist die Notwendigkeit spezieller Materialien und Anlagen zur Bewältigung der rauen Bedingungen des Prozesses ein weiterer einschränkender Faktor für seine großtechnische Umsetzung (Celignis Bioprocess, o. J.; Tofani et al., 2024). Anwendbar wäre der Prozess auf viele verschiedene Holzarten, zu bedenken ist jedoch, dass die Effizienz des Prozesses bei weniger geeigneten Hölzern abnehmen könnte und entsprechend die Kosten steigen.

Die nachfolgende Umwandlung von Zellulose und Hemizellulose ist die enzymatische Hydrolyse. Studien haben gezeigt, dass die Vorbehandlung die Zuckerausbeute erhöhen kann, die bei Biomasse wie Holz, Gräsern und Mais über 90 % der theoretischen Ausbeute liegt. Bei der Hydrolyse werden Zellulose und Hemizellulose in vergärbare Zucker umgewandelt. Dazu werden Enzyme eingesetzt, die Zellulose in Glukose und Hemizellulose in Pentosezucker aufspalten. Obwohl Hemizellulose aufgrund ihrer lockeren Struktur leichter aufgespalten wird als Zellulose, besteht sie aus fünf verschiedenen Zuckern sowie weiteren Bestandteilen wie Essigsäure, Glukuronsäure und Ferulasäure. Der Technology Readiness Level (TRL) für die Herstellung von Zuckern aus Zellulose und Hemizellulose kann mit 7-9 abgeschätzt werden, da mehrere kommerzielle Anlagen bereits lignozellulosehaltige Biomasse in fermentierbare Zucker umwandeln.

3.12.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Der Großteil des weltweiten Holzes wird für die Energieerzeugung genutzt, während ein kleinerer Teil für die stoffliche Nutzung in der chemischen Industrie und anderen Branchen verwendet wird. Die Verfügbarkeit von Holz für die stoffliche Nutzung in der chemischen Industrie hängt von verschiedenen Faktoren ab, wie zum Beispiel dem nachhaltigen Management von Wäldern, der Qualität des Holzes und den Anforderungen an das Holz in anderen Branchen. Bestimmte Hölzer von höherer Qualität werden bevorzugt, insbesondere Hartholzarten wie Buche, Eiche, Birke und andere Laubhölzer. Diese Hölzer sind jedoch begrenzt verfügbar und die Nachfrage nach ihnen ist hoch, was zu einem Konflikt zwischen den verschiedenen Nutzungsinteressen führen kann. Die chemische Industrie setzt Holz als Rohstoff für eine Vielzahl von Produkten ein, wie zum Beispiel Zellstoff, Papier, Holzwerkstoffe, Chemikalien und Biokraftstoffe.

3.12.3 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Die Kosten gelten als die größte Herausforderung bei diesem Verfahren, da die in diesem Prozess verwendeten organischen Lösungsmittel teuer sein können. Obwohl das Lösungsmittel recycelt werden kann, liegt die Rückgewinnungsrate nicht bei 100%. Deshalb müssen Probleme wie ineffiziente Lösungsmittelrezyklierung und Fraktionierung überwunden werden. Ein weiterer großer Nachteil ist der hohe Energieverbrauch, der für das Verfahren erforderlich ist, einschließlich hoher Temperaturen und Drücke, die die Betriebskosten erhöhen. Die Wahl des Lösungsmittels kann von verschiedenen Faktoren abhängen, darunter die Art der Biomasse, die gewünschten Produkte sowie Umwelt- und Kostenaspekte.

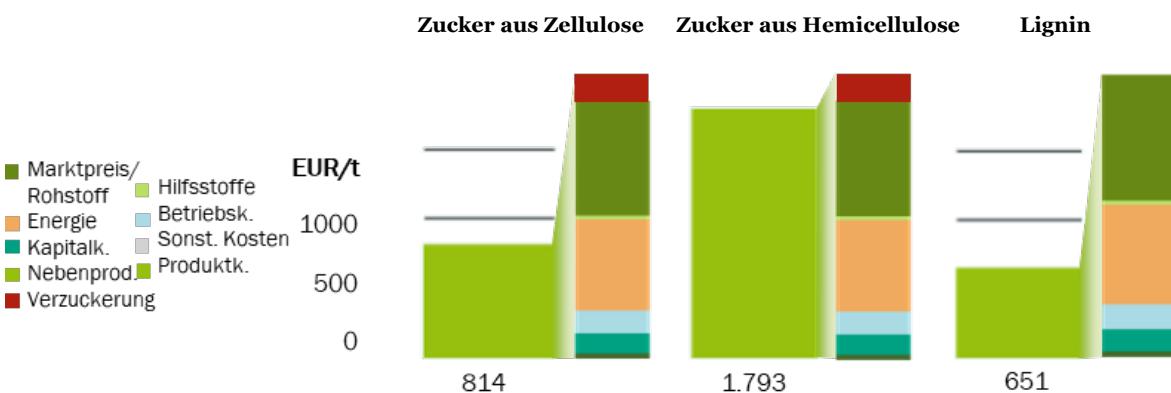


Abbildung 33: Kostenvergleich Organosolv-Produkte.

3.12.4 Klimapolitische Richtungssicherheit

Im GreenFeed-Projekt wird Lignin, aber auch Hemizellulose oder Zellulose aus dem Holzaufschluss für die Biopolymerproduktion betrachtet. Wird Zucker aus Hemizellulose und Zellulose für die Erzeugung von Biopolymeren eingesetzt, so ist dies durch den zusätzlichen Schritt des Holzaufschlusses und der weiteren Verzuckerung verglichen mit der direkten Zuckernutzung aus zuckerhaltiger Biomasse mit zusätzlichem Energie- und Materialeinsatz verbunden. Das Organosolv-Verfahren bietet jedoch die Möglichkeit alle holzigen Biomassen zu reinen Inhaltstoffen zu zerlegen und z.B.

zu Biopolymere weiter zu verarbeiten und somit um petrochemisch erzeugte Biopolymere zu ersetzen. Damit kann ein Beitrag zu einer klimaneutralen und defossilisierten Kunststoffindustrie geleistet werden. Wird der hohe Energieeinsatz über vollständig erneuerbare Energien geleistet, können zudem THG-Emissionen eingespart werden.

Die steigende Nachfrage nach nachhaltigen und umweltfreundlichen Lösungen hat dazu geführt, dass vermehrt auf Holz als Rohstoff gesetzt wird. Um die Verfügbarkeit von Holz für die stoffliche Nutzung in der chemischen Industrie zu erhöhen, ist es wichtig, eine nachhaltige Forstwirtschaft zu fördern und den Einsatz von Abfall- und Reststoffen aus anderen Branchen zu erhöhen. Insgesamt ist die Verfügbarkeit von Holz für die stoffliche Nutzung in der chemischen Industrie begrenzt und es wird erwartet, dass die Nachfrage nach Holz als Rohstoff in den kommenden Jahren weiter steigen wird.

3.13 Biobasierte Routen: Zuckergewinnung aus Stärke

Zucker können aus Stärke gewonnen werden, die in Pflanzenwurzeln, Pflanzensamen und -stängeln wie Reis, Mais, Kartoffeln usw. vorkommt. Bei diesem Verfahren handelt es sich um einen biochemischen Prozess, bei dem stärkereiche Biomasse in fermentierbare Zucker umgewandelt wird. Der erste Schritt besteht darin, die Stärke aus landwirtschaftlichen Quellen zu gewinnen und mechanische Verfahren wie das Mahlen und die mechanische Trennung der Stärke von anderen Bestandteilen wie Proteinen und Fasern anzuwenden, wodurch eine Flüssigkeit entsteht, die als Stärkeaufschämmung bezeichnet wird. Anschließend wird die Stärkeaufschämmung einem Prozess unterzogen, der als Verkleisterung bezeichnet wird. Dabei wird die Stärke in Wasser erhitzt, um die Körner aufzubrechen und in eine dicke Paste zu verwandeln. Durch die Zugabe von Enzymen zu dieser Mischung, die dazu beitragen, die langen Ketten der Stärkemoleküle in kürzere Ketten zu zerlegen, entsteht eine flüssige Stärkelösung. Nach der Hydrolyse wird der Stärkesirup durch Verdampfen weiterverarbeitet. Mehr als 2 t Wasser werden normalerweise verdampft, um 1 t Stärkezucker zu gewinnen. Das Gemisch wird in der Regel raffiniert und gereinigt, um Verunreinigungen oder Stärkereste zu entfernen, so dass eine saubere Zuckerlösung entsteht, die aus Glucose oder anderen Einfachzuckern besteht.

3.13.1 Technologiereife und Skalierung

Mit 70 Stärkeproduktionsanlagen in 20 EU-Mitgliedstaaten lag die Stärkeproduktion in der Europäischen Union im Jahr 2017 bei über 9,4 Millionen Tonnen, was einem Wachstum von 1 % im Vergleich zu fast 9,3 Millionen Tonnen im Jahr 2016 entspricht. Die Stärkeproduktion hat in den letzten Jahren stetig zugenommen. Der Hauptteil der Produktion entfällt auf China, gefolgt von den USA und Europa. Stärke wird in vielen verschiedenen Branchen eingesetzt, darunter Lebensmittel, Papier, Textilien, Klebstoffe und pharmazeutische Produkte. In der Lebensmittelindustrie wird Stärke als Bindemittel, Verdickungsmittel und Füllstoff verwendet, während sie in der Papierherstellung zur Verbesserung der Reißfestigkeit eingesetzt wird. In der Textilindustrie dient Stärke als Hilfsmittel bei der Webereivorbereitung und in der Klebstoffproduktion als Bindemittel.

Die Herstellung von Zucker aus Stärke ist mit mehreren technischen, wirtschaftlichen und ökologischen Herausforderungen verbunden. Die größte Herausforderung bei der Verwendung hochkonzentrierter Stärke zur Herstellung von Stärkezucker ist die Beherrschung ihrer Viskosität während des Prozesses, die andere Schritte wie die Aufspaltung der Stärke in Zucker stören kann. Die technische Schwierigkeit besteht darin, einen Weg zu finden, die Stärkekonzentration zu erhöhen, um die Effizienz und Produktqualität zu verbessern, und gleichzeitig die Mischung dünn genug zu halten, damit die chemischen Reaktionen reibungslos und effizient ablaufen können.

3.13.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Bis zum 18. Jahrhundert war Weizen die Hauptquelle für Stärke in Europa. Heute ist Europa der weltweit größte Produzent von Kartoffelstärke, die in alle Teile der Welt exportiert wird. Die Rohstoffe für die heutige Stärkeproduktion sind hauptsächlich Mais, Weizen, Kartoffeln und Tapioka (Maniok). Mais ist mit etwa 80% der weltweiten Produktion der Hauptrohstoff, während Weizen, Kartoffeln und Tapioka zusammen für den Rest sorgen. Die Möglichkeiten zur Erhöhung der Stärkeproduktion sind begrenzt, da die Anbauflächen für die Rohstoffe begrenzt sind und die Nachfrage nach Nahrungsmitteln aus diesen Rohstoffen ebenfalls hoch ist. Es wird jedoch an alternativen Rohstoffen geforscht, wie zum Beispiel Reis, Hirse, Erbsen und anderen Hülsenfrüchten. Auch der Einsatz von Abfallprodukten wie Stroh oder Bagasse (Zuckerrohrabfälle) wird untersucht, um die Produktion zu erhöhen und gleichzeitig Abfälle zu reduzieren. Insgesamt ist die Stärkeproduktion ein wichtiger Bestandteil vieler Industrien und es werden ständig Anstrengungen unternommen, um die Produktion zu optimieren und alternative Rohstoffe zu finden.

3.13.3 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Stärke wird derzeit auf einem breiten Markt zu Marktbedingungen gehandelt. Die Rohstoffpreise schwanken dabei sehr stark (Zucker zwischen 180 und 580 EUR/t in den letzten Jahren), sodass es hier eine starke Abhängigkeit von den Marktbedingungen gibt. Bei der Stärkeverzuckerung wird die Kostenverteilung hauptsächlich durch die Rohstoffkosten bestimmt, da die Verzuckerung weniger als 10 % der Kosten ausmacht. Ökonomisch entscheidend ist der Verdampfungsschritt im Produktionsprozess. Er braucht in der Regel viel Energie und macht einen großen Teil der Produktionskosten aus. Da die Rohstoffe und die Produktionsbedingungen schwanken, müssen die Hersteller hochentwickelte Anlagen und qualifizierte Mitarbeiter einsetzen, um die Qualität und die Konsistenz der Produktion zu gewährleisten. Dies führt wiederum zu höheren Kosten.

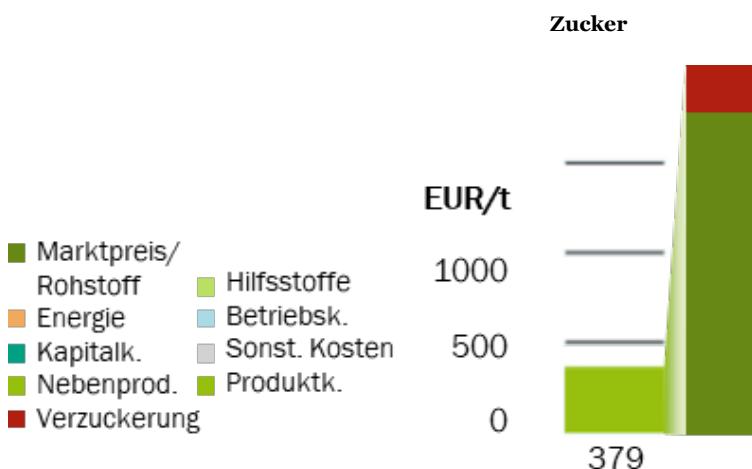


Abbildung 34: Kosten für Zuckergewinnung aus Stärke.

3.13.4 Klimapolitische Richtungssicherheit

Wird Stärke für die Erzeugung von Biopolymeren eingesetzt, so ist dies durch den zusätzlichen Schritt der Verzuckerung mit mehr Energie- und Materialeinsatz verbunden als die Nutzung von Zucker, der direkt aus zuckerhaltiger Biomasse gewonnen wird. Dennoch ist der Einsatz von Stärke für die Biopolymerproduktion, wenn diese petrochemisch Polymerproduktionen ersetzt, ein Weg zu einer klimaneutralen und defossilisierten Kunststoffindustrie.

Die Verzuckerung von Stärke braucht viel Energie. Hier führt eine vollständige Umstellung der Energieversorgung auf erneuerbare Rohstoffe zu weiteren Einsparungen von THG-Emissionen.

Allerdings ist die mengenmäßige Begrenzung zu beachten. Inwieweit biobasierte Stärke als Rohstoff Teil einer klimaneutralen und defossilisierten Kunststoffindustrie sein kann hängt damit entscheidend davon ab ob die Verfügbarkeit von Biomasse für diesen Industriezweig gewährleistet werden kann, insbesondere in der Konkurrenz zu anderen Stärken nutzenden Industriezweigen und der Lebensmittelindustrie. Durch zusätzliche Konkurrenz könnte der Preis steigen und so die Rentabilität in der Kunststoffindustrie gefährden.

3.14 Biobasierte Routen: Polyole

Bei der biobasierten PUR-Herstellung wird Lignin aus lignozellulosehaltiger Biomasse durch Depolymerisation in kleinere Oligomere zerlegt. Dafür wird das Lignin in einer wässrigen Natronlauge mit Schwefelsäure versäuert, während Abgase und Wasser abgeführt werden. Die ligninbasierten Oligomere reagieren mit Polyisocyanaten zu Polyurethan. Hartschaum entsteht durch höhere Isocyanatanteile, was eine hohe Vernetzungsdichte und geschlossenzzellige, starre Strukturen erzeugt, ideal für Dämmstoffe. Weichschaum nutzt weniger Isocyanate, wodurch offenporige, flexible Strukturen entstehen, die sich für Polstermaterialien eignen. Bio-PUR hat ähnliche physikalische Eigenschaften wie PUR aus fossilen Rohstoffen. Recycling ist möglich, aber noch nicht weit verbreitet. Es ist nicht biologisch abbaubar.

3.14.1 Technologiereife und Skalierung

Zahlreiche Unternehmen produzieren und vermarkten bereits teilweise biobasierte PURs kommerziell. Der TRL-Wert von Bio-Polyurethan kann je nach Produktionsverfahren und Anwendung variieren, daher kann man davon ausgehen, dass er im Bereich von 7 bis 9 liegt. BASF in Deutschland, Lubrizol und Mitsui Chemicals sind einige wichtige Hersteller dieses Biopolymers auch wenn genaue Produktionszahlen nicht veröffentlicht sind.

Bio-Isocyanate, nachhaltige Alternativen zu Isocyanaten auf fossiler Basis, die für die Herstellung von Polyurethanen unerlässlich sind, können aus Pflanzenölen, Lignin oder Aminosäuren synthetisiert werden. Sie können in zwei Gruppen eingeteilt werden, nämlich in aliphatische und aromatische Isocyanate. Aliphatische biobasierte Isocyanate können in Anwendungen wie Beschichtungen, Klebstoffen und in der Automobilindustrie eingesetzt werden, da sie eine ausgezeichnete UV- und Wetterbeständigkeit aufweisen. Aromatische Bio-Isocyanate hingegen haben ausgezeichnete mechanische Eigenschaften und können in der Schaumstoff-, Beschichtungs- und Klebstoffindustrie eingesetzt werden. Zu den wichtigsten Unternehmen, die auf dem Markt für biobasierte Isocyanate tätig sind, gehören Covestro AG, BASF SE, Dow Inc, Huntsman Corporation und BioAmber Inc .

Die Verwendung biobasierter Polyole mit hoher Funktionalität führt zu Verzweigungen und ab einem bestimmten Gehalt zu Vernetzungen, die sowohl negative als auch positive Auswirkungen haben (Polylabs, o. J.). Einerseits haben biobasierte Polyole aufgrund der stärkeren Vernetzung eine höhere Druckfestigkeit, insbesondere bei Polyolen mit höherem Hydroxylwert und höherer Funktionalität (Ernzen et al., 2023). Andererseits kann dies zu einigen Schwierigkeiten führen, wie z. B. der erschwerten Verarbeitung oder dem Recycling mit herkömmlichen Techniken wie Extrusion und Injektion. Eine weitere Herausforderung ist die erhöhte Entflammbarkeit von Biopolyolen, die Sicherheitsprobleme und behördliche Auflagen mit sich bringt und ihre Anwendung in feuersensiblen Branchen einschränkt (Olszewski et al., 2024). Diese Einschränkungen können durch die Mischung dieser Biopolyole mit Polyolen auf fossiler Basis, durch chemische Modifikationen oder die Verwendung geeigneter Zusatzstoffe behoben werden.

Das Recycling von biobasiertem PUR ist möglich, aber noch nicht weit verbreitet. Es ist nicht biologisch abbaubar.

3.14.2 Substitutionsmöglichkeiten beim Rohstoffbezug

Im Projekt wurde die biobasierte PUR-Produktion auf Basis von Lignin aus Alt- und Restholz betrachtet. Lignin wird in einem Holzaufschlussverfahren (hier das Organo-solv-Verfahren) extrahiert. Dieses Verfahren wird noch nicht großmaßstäblich und kommerziell eingesetzt.

Die Entwicklung eines vollständig biobasierten und lösungsmittelfreien Polyols kann als Drop-in-Ersatz für synthetisches Polyol verwendet werden kann, wobei die Werte fast identisch mit denen des synthetischen Äquivalents sind (European Coatings, 2024).

Die Kohlenstoffkonversionseffizienz der PUR-Produktion ist für PUR Weichschaum (30%) niedriger als für PUR Hartschaum (51%).

3.14.3 Ökonomische Schwellenwerte für den Einsatz

Die Kosten der Herstellung von biobasiertem PUR sind vergleichbar mit denen fossilen PURs. Innerhalb der biogenen Kunststoffe ist dies somit eine kostengünstige Option als Ersatz eines fossilen Polymers. Jedoch ist auf die enorme Kostenrelevanz der Isocyanate hinzuweisen, welche 28 – 36 % der Gesamtkosten und wesentlichen Einfluss auf jegliche Art von PUR haben. Auch der Hilfsstoff NaOH macht mit 9 – 12 % einen Teil der Produktionskosten aus. Die Hilfsstoffkosten insgesamt sind bei diesem Polymer insofern kostenbestimmend und übertreffen andere Kostenparameter, etwa Kapitalkosten (14 – 15 %), um ein Vielfaches.

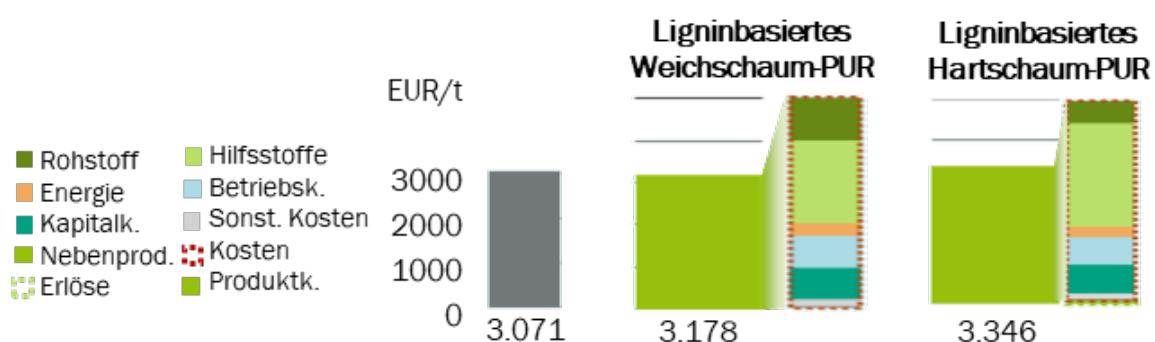


Abbildung 35: Kosten für die PUR-Produktion auf Basis von Lignin.

3.14.4 Klimapolitische Richtungssicherheit

Durch den Einsatz von biobasiertem PUR können bereits jetzt schon im Vergleich zum herkömmlich petrochemisch erzeugten PUR deutlich THG-Emissionen (102% THG-Einsparung bei PUR Weichschaum und 78% bei PUR Hartschaum) und der Einsatz fossiler Ressourcen reduziert werden.

Dabei verursacht PUR-Weichschaum im Vergleich zu PUR-Hartschaum geringere Belastungen in den betrachteten Umweltwirkungen. Im gesamten Herstellungsprozess verursachen die eingesetzten Isocyanate die meisten THG-Emissionen, wobei im PUR-Hartschaum mehr Isocyanate eingesetzt werden als im PUR-Weichschaum. Bei der Herstellung von PUR-Weichschaum wird zwar mehr Wärme benötigt, diese verursacht jedoch nicht so viel THG-Emissionen wie der Mehrbedarf an Isocyanaten im PUR-Hartschaum. Zudem wirken Isocyanate toxisch. Da sie ebenso in den fossilen Pendants eingesetzt werden, erscheint in den Umweltwirkungen kein Unterschied.

Tabelle 8: Ökobilanzierungsergebnisse für ligninbasiertes PUR.

		Fossiles Weichschaum-PUR	Ligninbasiertes Weichschaum-PUR	Fossiles Hartschaum-PUR	Ligninbasiertes Hartschaum-PUR
Treibhausgaspotenzial Foss.	kg CO ₂ Äq./kg	4,95	-0,08	4,61	1,02
Ressourcenverbrauch	kg Öl Äq./kg	2,05	1,13	2,15	1,73
Wasserverbrauch	m ³ / kg	0,04	0,03	0,06	0,04
Landnutzung	m ² Anbauäq./kg	0,19	0,69	0,29	0,44
Eutrophierung	kg P Äq./kg	1,85	1,0	1,67	1,39
Versauerung	kg SO ₂ Äq./kg kg 1,4 DCB	15,29	12,04	18,37	15,94
Ökotoxizität	Aq./kg	60,49	31,43	53,12	40,88

Eine vollständige Umstellung der Energieversorgung von fossilen auf erneuerbare Rohstoffe würde weitere Einsparungen von THG-Emissionen und fossilen Ressourcen bedingen. Die THG-Emissionen und die Ökotoxizität könnten durch eine umweltfreundlichere Variante der Isocyanat-Produktion, zum Beispiel auf Biomassebasis weiter reduziert werden.

Inwieweit biobasiertes PUR zu einer klimaneutralen und defossilisierten Kunststoffindustrie beitragen kann, hängt von vielen Faktoren ab, z.B. von der Verfügbarkeit von Biomasse für diesen Industriezweig, von dessen Preis, der Verbesserung der Materialeigenschaften, der Hochskalierung eines umweltfreundlichen Verfahrens zur Produktion von Isocyanaten, den Kosten alternativer Optionen in der Kunststoffindustrie, etc.

3.15 Die Rolle von Kunststoff in einer zukünftigen Bioökonomie

Für die einzelnen oben dargestellten biobasierten Polymere wurde auf die Darstellung eines Business Case verzichtet. Stattdessen werden mögliche Business Cases für Biopolymere im Folgenden zueinander in Beziehung gesetzt und innerhalb einer zukünftigen Bioökonomie verortet.

Eine technologieneutral angelegte Defossilisierungspolitik wird voraussichtlich große Anreize entfalten, konventionell hergestellte Polymere durch PLA zu ersetzen und damit einen bereits bestehenden Trend verstärken. Unsicherheiten für die Intensität bzw. Geschwindigkeit des Hochlaufs ergeben sich zum einen aus dem tatsächlichen Substitutionspotenzial, das in den Marktsegmenten der Polyolefine und Polystyrol erschlossen werden kann. Additive können zwar das techno-ökonomische Potenzial vergrößern, schränken aber möglicherweise die Recycling-Fähigkeit der Produkte ein. Mögliche biologische Alternativen zu PLA sind derzeit deutlich weniger effizient herzustellen und stellen deshalb nur aufgrund ihrer spezifischen Materialeigenschaften eine mögliche Konkurrenz dar.

Tatsächlich dürften jedoch auch ökonomische Risiken durch Regulierung bestehen. Unsere Modellrechnungen zeigen eindrücklich, dass der Wert von Zucker in einem Defossilisierungsszenario deutlich steigen könnte.

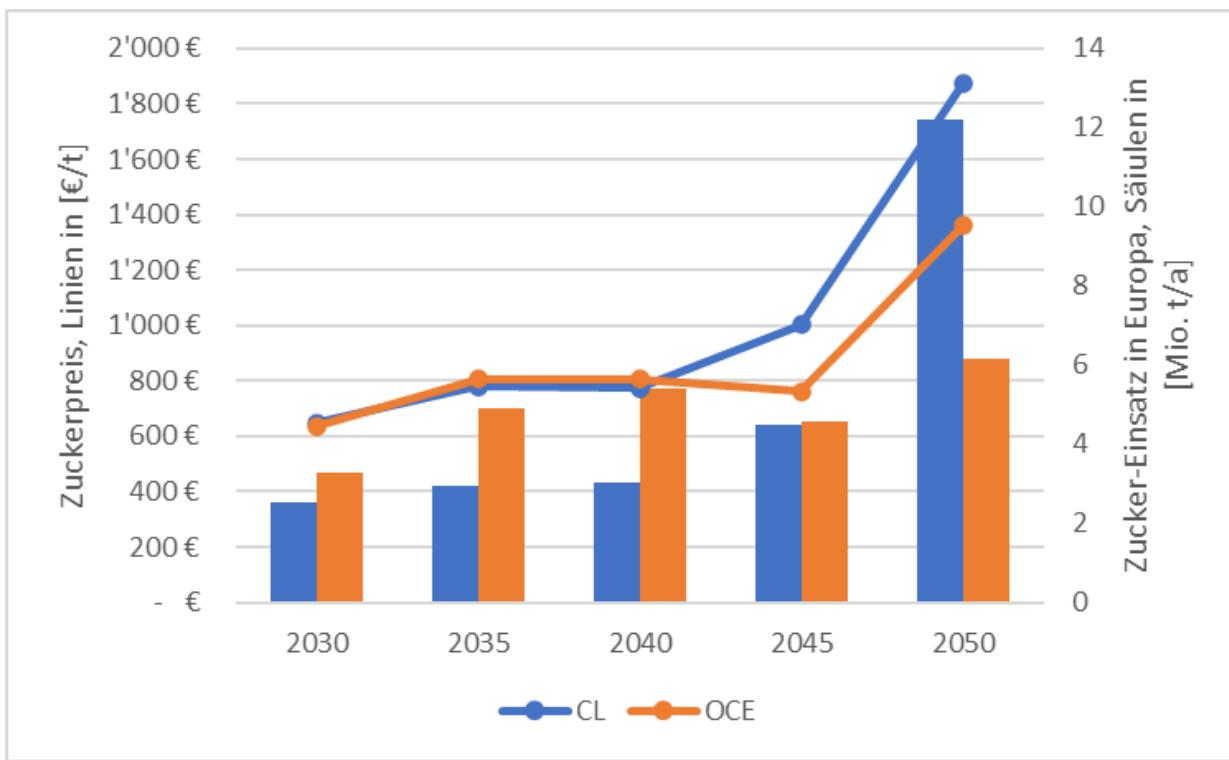


Abbildung 36: Wert von Zucker zur Herstellung von PLA und gesamter Zucker-Einsatz für Kunststoffe in Europa.

Gegenüber dem errechneten Marktpreis der konventionellen Polymere (PE-HD, PE-LD, PP und PS) lässt sich der Wert des Zuckers zur Herstellung von PLA in unseren Szenarien ermitteln. In Abbildung 36dargestellt ist ein Niveau von 600 €/t für 2030. Für dieses Jahr sind noch keine Defossilisierungspolitiken unterstellt. Diese greifen 2035, und der Wert des Zuckers steigt hierdurch auf 800 €/t in beiden Szenarien, im Carbon Looping Szenario bis 2045 sogar bis auf 1000 €/t. Ohne jede zusätzliche Regulatorik würde der Zuckerpreis kurzfristig stark steigen und Europa würde in einem solchen Fall zum Aufkäufer von Zucker weltweit. Durch die Preissignale könnten Anbauflächen im nicht-europäischen Ausland deutlich ausgeweitet werden. Unsere Szenarien zeigen, dass aber auch in Europa ausreichend Potenziale bestehen, die unkonventionelle Zuckererzeugung zu steigern. Diese ist teilweise deutlich teurer als Importe, greift aber auf nachhaltige Potenziale wie Biomasse-Reststoffe zurück. Die Szenarien zeigen, dass PLA selbst damit noch konkurrenzfähig gegenüber Alternativen bleiben könnte. Unter konservativen Annahmen zur Entwicklung nachhaltiger Potenziale sind die Potenziale zum Einsatz von Zucker aus Zuckerrüben oder zum Einsatz von Stärke aus Mais stark begrenzt. In diesem Fall müssten unkonventionelle Potenziale wie lignozellulosehaltige Biomasse-Reststoffe als Zucker-Quelle erschlossen werden. Damit ließe sich Zucker zu knapp 1000 €/t produzieren und somit zumindest im CL-Szenario noch konkurrenzfähig gegenüber nicht-fossilen Alternativen einsetzen. Allerdings müsste eine solche Produktion voraussichtlich vor dem Weltmarkt geschützt werden, bedürfte somit expliziter Politiken. Um die europäische Zuckerproduktion zu steigern, könnte jedoch mittel- und langfristig auch Mais von der Futtermittel- zur Zuckerproduktion (aus Stärke) umgeleitet werden, sofern der europäische Fleischkonsum weiter sinkt und die Fleischproduktion analog gesenkt werden kann.

Um die Robustheit der Biomasse-Pfade jenseits der beiden durchgeführten Haupt-szenarien CL und OCE zu evaluieren, wurden verschiedene Sensitivitätstest durchgeführt (s. Annex), um die Auswirkungen des Umfangs des Biomassemasse-Potenzials, der Bezugskosten für Biomasse und eines größeren Substitutionspotenzials für konventionelle Polymere durch neuartige Biopolymere zu untersuchen. Aus diesen Tests kann geschlossen werden, dass im Allgemeinen der Preis und die (mangelnde) Wettbewerbsfähigkeit für die Nutzung von Biomasse-Reststoffen häufiger ausschlaggebend sind als das Potenzial, während bei zucker- und stärkebasierten Biopolymeren aus Energiepflanzen das Potenzial der ausschlaggebende Faktor ist (s.o. zu PLA). Es kann auch festgestellt werden, dass alle im Modell abgebildeten Biopolymer-Routen in mindestens zwei der Testfälle verwendet werden, so dass keine Route in diesen Tests völlig außer Acht gelassen werden kann. Ein interessantes Ergebnis ist, dass die Ethanolroute zur Herstellung von Ethylen in beiden Szenarien bei Tests mit einem ausreichend niedrigen Zuckerpreis verwendet wird. Während die Ethanolroute in den Hauptszenarien nie genutzt wird, absorbiert sie in den Sensitivitätstests mit niedrigen Zuckerpreisen in den Jahren 2030 und 2035 (und in OCE sogar bis 2045) einen erheblichen Teil des Zuckerpotenzials. Dies weist in erster Linie auf ein erhebliches Importpotenzial für Ethanol oder Ethanolderivate in Form von Polyolefinen (in erster Linie Polyethylen) von außerhalb der EU hin. Ein Import der Produkte auf der Wertschöpfungsstufe von Bio-Ethylen ist dagegen aufgrund der Gasförmigkeit der Olefine bei atmosphärischem Druck unwahrscheinlicher, da die Transportkosten hierfür höher liegen.

3.16 Infrastrukturelle Voraussetzungen für eine biobasierte Produktion

Rohbiomasse ist sperrig, lose und hat oft einen hohen Feuchtigkeitsgehalt. Dies stellt eine logistische Herausforderung für den Transport über größere Entfernung dar und schränkt den Einsatz vieler der hier betrachteten Technologien geografisch ein. Heute bestehen je nach Rohstoff unterschiedliche Transportwege und -Distanzen. So werden Agrar- und forstwirtschaftliche **Reststoffe** oft innerhalb eines Radius von 50–100 km gesammelt und per Traktor oder LKW zur nächsten Verarbeitungsanlage (z. B. Biogasanlage, Pelletierung, Bioraffinerie) transportiert. Holzreste und Hackschnitzel können jedoch auch über mehrere 100 km per Bahn oder Binnenschiff transportiert werden, wenn große Zellstoff- oder Biokraftstoffanlagen beliefert werden müssen. Selbst aus den USA werden Holzpellets nach Europa geliefert, allerdings ist dieser Rohstoff für unsere Szenarien nicht relevant. **Zucker- und Stärke-pflanzen** wie Zuckerrüben und Mais werden meist innerhalb von 50–150 km per LKW oder teilweise per Bahn zur regionalen Weiterverarbeitung transportiert. Rohzucker aus Südamerika und Asien ist jedoch ein weltweit gehandeltes Gut, das oft in anderen Ländern weiterverarbeitet wird. Auch Stärke wird zum Teil über weite Strecken als Pulver in Silos per Bahn, LKW oder Schiff transportiert.

Gerade bei schnell verderblichen Rohstoffen (z. B. Zuckerrüben) oder sperrigen Materialien (Reststoffe wie z. B. Stroh) findet die Verarbeitung also häufig in der Nähe der Produktionsstandorte statt und Biogasanlagen, Bioraffinerien oder Zuckerfabriken sind oft in landwirtschaftlich geprägten Regionen angesiedelt. Bei lagerfähigen Rohstoffen wie Holzpellets, Stärke oder auch Pflanzenölen lohnt sich hingegen ein Transport über lange Distanzen häufig und es besteht ein internationales Handelsnetz für solche Güter.

Um eine verstärkte petrochemische Produktion auf Basis biogener Rohstoffe zu etablieren, kommt es weniger stark auf den Aufbau neuer physischer Infrastruktur wie Pipelines und Hochseeschiffe an. Jedoch bedarf es durchaus dem Aufbau effizienter Lieferketten für biogene Reststoffe, der Entwicklung von Sammel-, Transport- und Lagerkapazitäten für biobasierte Rohstoffe und einer engeren Verzahnung mit der petrochemischen Wertschöpfungskette. Möglichkeiten zur Vorbehandlung beispielsweise über Pyrolyse können eine Möglichkeit darstellen, das Transportvolumen zu reduzieren. Gerade bei der Biomassevergasung muss für die Erhöhung der Kohlenstoffumwandlung auch Wasserstoff hinzugegeben werden sowie anfallende Emissionen ggf. aufgefangen und gespeichert werden. Dies spricht für eine Etablierung in Clustern, die über einen regionalen Zugang zu Biomasserückständen verfügen und perspektivisch an eine überregionale Wasserstoff- und CO₂-Infrastruktur angegeschlossen werden.

Da die biobasierte Produktion auf eine Vielzahl unterschiedlicher Rohstoffe angewiesen ist, könnte eine Biomasseinfrastruktur aus folgenden Komponenten entstehen:

- Regionale Sammelstellen mit Vorbehandlungskapazitäten, um Rohstoffe zu konzentrieren und aufzubereiten.
- Multimodaler Transport, der je nach Entfernung auf LKW, Bahn oder Binnenschiffe setzt.
- Flexibles Lagermanagement, das sowohl trockene als auch flüssige Biomassen effizient handhabt.
- Integration in bestehende Produktionsstrukturen petrochemischer Cluster.

Nicht zuletzt müssen die vorhandenen, nachhaltigen Potentiale für biogene Rohstoffe allerdings auch für die chemische Industrie verfügbar gemacht werden. Es bestehen bereits jetzt hohe Nutzungsgrade bei relevanten Stoffströmen, sodass die Frage der Umlenkung von bestehenden Biomassenutzungen an Relevanz gewinnt. Dabei spielt auch die Debatte über bestehende Flächennutzungen und -verbräuche (z.B. für energetische Biomassenutzung, für Viehhaltung) eine wesentliche Rolle. Insbesondere bei ambitionierter Umsetzung des Kaskadenprinzips (gemäß REDII-Revision*) sind langfristig höhere stoffliche Nutzungsmengen aufgrund einer zunehmenden Einschränkung der energetischen Nutzung von holzartiger Biomasse denkbar.

Es wird zudem sehr klar, dass sektorenübergreifende Optimierungs- und Mobilisierungsstrategien einzelner Rohstoffe erforderlich sind. Die Importmengen gilt es perspektivisch insbesondere hinsichtlich der Bedarfe und Nachhaltigkeitsauswirkungen in den Herkunftsländern zu prüfen. Die nationalen Biomassepotenziale müssen hingegen noch stärker auf die Erfüllung perspektivischer Nachhaltigkeitsanforderungen (z. B. zu Biodiversität und Senkenleistungen (LULUCF)) angepasst werden. Die Chemieindustrie bietet jedoch insbesondere aufgrund einer erhöhten stofflichen Biomassenutzung das Potenzial für höhere Nutzungskaskaden bei einer hohen Wertschöpfung, was Vorteile gegenüber anderen Nutzungssektoren ermöglicht. Dafür ist jedoch auch ein Ausgleich der regulatorischen Schieflage zwischen energetischen und stofflichen Biomasseanwendungen erforderlich. Die derzeitigen Regularien, z. B. die Quotenregelungen der REDII-Revision fördern verstärkt die energetische Biomassenutzung.

4 Mögliche Game-Changer

Nachdem im vorigen Kapitel 3 diejenigen Technologien beschrieben und bewertet wurden, die in beiden Szenarien trotz unterschiedlicher Rahmenbedingungen zum Einsatz kommen und sich somit als robust bezeichnen lassen, widmet sich Kapitel 4 in kürzerem Umfang potentiellen Game-Changer Technologien, deren möglicher Beitrag für die Transformation wegen ihres frühen Entwicklungsstadiums noch sehr unklar ist.

4.1 CO₂-basierte elektrochemische Synthesen

Elektrochemische Verfahren bieten bedeutende Effizienzvorteile für eine CO₂- und wasserbasierte Produktion von chemischen Grundstoffen oder sogar Polymeren. Elektrolysen zur Herstellung von Ethylen werden beispielsweise intensiv beforscht, doch selbst hier ist der technology readiness level noch niedrig. Ob die Technologien rechtzeitig zur Verfügung stehen werden, ist somit fraglich. Kapitalkosten für solche Anlagen lassen sich heute noch nicht seriös abschätzen. Dessen ungeachtet bieten solche Verfahren aufgrund der möglichen Betriebskostenvorteile gegenüber den heute entwickelten defossilisierten komplexen mehrschrittigen Verfahren über Methanol oder die Fischer-Tropsch-Synthese in mehrerer Hinsicht disruptives Potenzial. Da teilweise mehrere Produktionsschritte übersprungen werden, können bestehende Produktionsanlagen entwertet werden. Im Zusammenhang mit den in Deutschland absehbar hohen Strompreise würden sich Fragen einer Produktionsverlagerung für Massenchemikalien damit noch einmal deutlich stärker stellen. Im Hinblick auf eine weitere Spezialisierung der Polymerchemie in Deutschland sind jedoch auch interessante Nischen für Spezialkunststoffe mit hohen Wertschöpfungspotenzialen denkbar. Gerade bei kleineren Produktionsmengen in der Spezialchemie können die modularen Elektrolysen ihre Vorteile besser ausspielen gegenüber den etablierten Verfahren mit ihren enormen Größenvorteilen. Gerade neuartige Kunststoffe, die speziell für bestimmte stark eingegrenzte Anwendungsbereiche produziert werden könnten, könnten einen Teil der engineering plastics ersetzen, die heute synergistisch aus der Steamcracker-Route heraus hergestellt werden. Industriopolitisch wäre die Förderung solcher Verfahren somit erfolgversprechender gegenüber Verfahren zur Produktion von Plattformchemikalien wie Ethylen oder Massenkunststoffen und könnte die Wettbewerbsfähigkeit nachhaltig stärken.

4.2 Feedstock-Raffinerie

In unseren Modellansätzen wurden einige Technologien des chemischen Recyclings in ihrer Anwendung auf bestimmte Abfallarten und Polymertypen nicht berücksichtigt, u.a. Solvolyse von PUR und PA 6.6 und Pyrolyse von PA 6 mit selektiver Rückgewinnung des Monomers sowie die katalytische Pyrolyse von polyolefinreichen Abfällen, die nicht mechanisch recycelt werden.

Können diese Technologien erfolgreich etabliert werden, sind sie durch eine höhere Kohlenstoffkonversionseffizienz gekennzeichnet als die derzeit in unseren Ergebnissen wirksamen Alternativen der thermischen Pyrolyse bzw. der Vergasung. Wären sie wirtschaftlich vorteilhafter, so würden sich bei Ihrer Berücksichtigung in den Szenarien die Anteile des Recyclings voraussichtlich wenig verändern, aber das Technologieportfolio in Teilen beeinflusst.

4.3 Fluid-Catalytic-Cracking (FCC) und Hydrocracking

Von größerer Bedeutung für das Technologieportfolio der Zukunft sind die großen FCC-Anlagen der Raffinerien, die heute den größten Teil der C₄-Olefine (Butadien und Butene), etwa genauso viel Propen wie die Steamcracker und einen Teil des Ethylens der Kunststoffindustrie erzeugen. Bestimmte FCC-Anlagen könnten ebenso wie die Steamcracker Kunststoff-Pyrolyseöl als Feedstock aufnehmen und sie haben hierbei andere Qualitätsanforderungen als die Steamcracker.

Bei den Steamcrackern haben wir angenommen, dass Pyrolyseöle immer vollständig hydriert werden, um Cracker-fähig zu werden. Da der Aufwand hierfür hoch ist, werden qualitativ niederwertige Abfälle dann eher der Vergasung zugeführt. Die FCC-Anlagen könnten viele Pyrolyseöle niedrigerer Qualität ohne diese Vorbehandlung aufnehmen, allerdings sind bestimmte Abfallarten ungeeignet.

Einer Berücksichtigung dieser Option könnte die Bedeutung der Steamcracker in der Zukunft weiter reduzieren. Sie hätte weniger Einfluss auf die Bedeutung der Vergasungstechnologie und die Frage der Bereitstellung von Aromaten. Ggf. würde es zu einer Verschiebung zugunsten der Verfügbarkeit der C₃- und C₄-Olefine und zu ungünstigen von Ethylen kommen.

Voraussetzung ist, dass es in Zukunft eine Umwandlung weniger Raffinerien hin zu petrochemischen Raffinerien gibt, die dann, ggf. in Kombination mit weiteren Veränderungen des Technologieportfolios, der gemeinsamen Bereitstellung der Chemie-rohstoffe in Kombination mit klimaneutralen Kraft- und Treibstoffen für die Langstreckenmobilität dienen.

4.4 Alternative Biopolymere

Polyethylenfuranoat (PEF) und Polyhydroxyalkanoate (PHA) gelten als vielversprechende Alternativen zu petrochemischen Kunststoffen. Aufgrund der steigenden Nachfrage nach nachhaltigen Materialien rücken sie immer mehr in den Fokus der Forschung und Entwicklung. Allerdings gibt es noch Herausforderungen hinsichtlich der Produktionsmengen und der wirtschaftlichen Skalierbarkeit.

Die Skalierbarkeit, Marktreife und Wirtschaftlichkeit von PEF und PHA sind noch nicht vollständig gegeben. PEF wurde im WI-Modell nicht direkt als Ersatz für petrochemische Polymere betrachtet, da die erwarteten Produktionsmengen aktuell noch zu gering sind. Auch bei PHA ist die Produktion bislang nicht ausreichend ausgebaut, was die Marktdurchdringung hemmt. Zudem sind die Produktionskosten aktuell noch vergleichsweise hoch, wodurch eine wirtschaftliche Konkurrenzfähigkeit mit konventionellen Kunststoffen erst mittelfristig erwartet wird.

PEF weist im Vergleich zu PET verbesserte Barriereeigenschaften gegen CO₂ und Sauerstoff auf. Es ist mechanisch und chemisch recycelbar und kann im etablierten PET-Recycling mitverarbeitet werden. Zusätzlich besitzt PEF eine um 12 °C höhere Hitzebeständigkeit, einen um 60 % höheren Modul sowie eine erhöhte Festigkeit im Vergleich zu PET. Dadurch lassen sich leichtere Verpackungen mit geringerem Materialeinsatz entwickeln. Produziert wird PEF aus Furandicarbonsäure, und Ethylenglykol die aus Biomasse gewonnen werden können. Es stellt eine Alternative zu PET mit verbesserten Barriereeigenschaften und mechanischer Stabilität dar und

wird für Verpackungsmaterialien, Flaschen und Lebensmittelverpackungen eingesetzt.

PHA verfügt über ein breites Eigenschaftsprofil, das von hart und spröde bis weich und dehnbar reicht, sowie ein vielseitiges Anwendungspotenzial. Die Produktionsvolumina wachsen mit einer CAGR von über 50 % bis 2027, wodurch PHA zunehmend wettbewerbsfähig wird. Fortschritte in der Fermentation und Herstellungstechnologie werden dazu führen, dass die Kosten bis 2030 konkurrenzfähig sind. Gewonnen wird PHA durch die Fermentation von Zucker oder Ölen mittels Mikroorganismen. Es ist biologisch abbaubar und seine mechanischen Eigenschaften sind je nach Zusammensetzung variabel. PHA findet Anwendung in medizinischen Implantaten, Verpackungsmaterialien, Folien und Einwegprodukten wie Besteck.

4.5 Günstige Ethanolimporte

Die weltweite Produktion von Bioethanol im Jahr 2023 erreichte ein Gesamtvolumen von 127 Mio. m³. Neben 111 Mio. m³ Bioethanol als Kraftstoff wurden lediglich 16 Mio. m³ Industriekohol zur stofflichen Nutzung bereitgestellt. Auf Grund zu erwartender Elektrifizierung und damit Verdrängung des Bioethanols aus der Nutzung im Verkehrssektor ist eine deutliche Erhöhung der stofflichen Nutzung in der Zukunft zu erwarten, welche dann für die Polymerproduktion zur Verfügung ständen. Dieses Ethanol wäre ein Game Changer, da es als günstiger Rohstoff für PE, PP oder PET dienen könnte. Die weltweit exportierten Volumina an Bioethanol beliefen sich im Jahr 2023 auf 17,8 Mio. m³. Das entspricht bislang lediglich 14 % der weltweit produzierten Menge. Damit wird der Großteil des Ethanols im Erzeugerland gehandelt und verbraucht. Dennoch entspricht diese Menge etwa einer Verdopplung des Exports in den vergangenen zehn Jahren und es ist zu erwarten, dass auch dieser Anteil weiter wächst. Sollte dieses Ethanol zur Verfügung stehen, ließe sich beispielsweise mit 7 % des aktuell weltweit produzierten Ethanols der deutsche Bedarf an PE 2025 decken.

Es ist jedoch zu bedenken, dass dies erhebliche Risiken für die europäische Ethanolproduktion, die landwirtschaftliche Nachhaltigkeit, die Ernährungssicherheit und die Umweltstandards mit sich bringt. Obwohl die niedrigeren Preise und die höhere Nachfrage Europa dazu veranlassen würden, Ethanol zu importieren, könnte die Zukunft dieser Importe aufgrund Nachhaltigkeitsbedenken und politischer Veränderungen unklar sein.

4.6 Alternative Verfahren zur Bereitstellung von Butadien und Aromaten

Aromaten und Butadien sind wichtige Produkte im petrochemischen System, doch im Gegensatz zu den großvolumigen Olefinen stehen sie selten im Mittelpunkt des Transformations-Diskurses. Aufgrund des niedrigen TRL enthalten die modellierten Szenarien weniger Optionen für eine alternative Aromaten- und Butadienproduktion. Neben der beschriebenen MtA und dem Pyrolyseöl-Cracking wird jedoch eine breite Palette anderer Routen erforscht (Zheng et al., 2024).

Für die Aromatenbereitstellung ist die Umwandlung von Biomasse und Abfällen durch katalytische Pyrolyse besonders relevant. Hierbei wird das Ausgangsmaterial auf 400-600 °C erhitzt und in eine Mischung aus gasförmigen und flüssigen

Verbindungen sowie Biokohle umgewandelt. Der Katalysator kann verwendet werden, um das Produkt in Richtung Aromaten oder Alkene zu lenken. Die BTX-Ausbeute aus Biomasse liegt in der Regel unter 20 %, aber durch die gemeinsame Zuführung von Biomasse und Kunststoffen werden höhere Ausbeuten von ca. 20-30 % erzielt (Zheng et al., 2024). Die katalytische Pyrolyse wird derzeit in Pilotanlagen von BioBTX in den Niederlanden sowie von Encina und Anellotech Inc. in den USA getestet (Anellotech, o. J.; BioBTX, o. J.; Encina, o. J.). Die meisten Studien zur katalytischen Pyrolyse von Kunststoffabfällen haben ähnlich niedrige Ausbeuten wie bei Biomasse ergeben, obwohl einige neuere Studien etwa 50 % erreicht haben (X. Zhang et al., 2024).

Ein weiterer Weg zur biobasierten Aromatenproduktion führt über Furane. Hierbei wird zunächst Zellulose in Glukose umgewandelt und via Diels-Alder-Reaktion und Dehydratisierung in Aromaten konvertiert. Dies erfordert zwar mehr Verarbeitungsschritte, erfordert jedoch niedrigere Temperaturen und ermöglicht eine höhere Selektivität für bestimmte Zielprodukte (Zheng et al., 2024). Für die vollständige Route gibt es bislang keine Anlagen, allerdings wurde kürzlich in Kanada von Origin Materials eine Anlage im kommerziellen Maßstab für die Umwandlung von holzartiger Biomasse in das para-Xylol-Vorprodukt Chlormethylfurfural gebaut (businesswire, 2023).

Auch für die Butadienproduktion sind biobasierte Wege möglich. So ist die Butadienproduktion aus Ethanol seit langem bekannt und wurde genutzt, bis die naphthabasierte Route in den 1960er Jahren die Oberhand gewann (Shylesh et al., 2016). Neuere Konzepte sind in Planung, und könnten mit anderen biobasierten Produktionsrouten kombiniert werden. So wurde beispielsweise ein Konzept zur Herstellung von para-Xylol und Butadien vorgeschlagen, bei dem Butadien aus dem Nebenprodukt Furfural hergestellt wird (Athaley et al., 2019; Kuznetsov et al., 2020).

Auch Lignin birgt das Potenzial, als Feedstock zur Produktion einer breiten Palette an chemischen Verbindungen zu dienen. Es macht etwa 15-30 % des Trockengewichts der meisten Landpflanzen aus und trägt etwa 40 % zu deren Energiegehalt bei. Derzeit wird der größte Teil des Lignins direkt zur Energieerzeugung verbrannt. Lignin könnte aber insbesondere für die Produktion von Aromaten genutzt werden (Zheng et al., 2024). Tatsächlich ist Lignin die einzige weithin verfügbare erneuerbare Quelle für aromatische Verbindungen. Aufgrund seiner hohen Energiedichte und seiner natürlichen aromatischen Struktur ist Lignin ein hervorragender nachwachsender Rohstoff für moderne Bioraffinerien, aus dem Kraftstoffe, Chemikalien und funktionelle Materialien hergestellt werden können. Allerdings stellt die selektive Umwandlung von Lignin eine große Herausforderung auf Grund seiner heterogenen Struktur dar. Lignin ist in der Natur als robustes Polymer konzipiert und fungiert als lebenswichtiger Klebstoff, der den Pflanzen strukturelle Stabilität und Integrität verleiht und damit besonders widerstandsfähig gegen biologischen oder chemischen Abbau ist. Darüber hinaus wirken sich zahlreiche funktionelle Gruppen wie Methoxylgruppen, phenolische Hydroxylgruppen und einige endständige Aldehydgruppen auf die Ligninreakтивität aus, was die selektive Umwandlung von Lignin erschwert und eine baldige Nutzung großtechnischen Aufschluss aller Bestandteile nicht wahrscheinlich erscheinen lässt.

5 Synthese: Wie kann die deutsche Industrie auf einen defossilen Pfad gelangen?

5.1 Implikationen für Industrie und Politik

Die Szenarien zeigen trotz zum Teil sehr unterschiedlicher Rahmenbedingungen einige robuste Strategieelemente, aus denen sich Schlussfolgerungen für Industrie und Politik ableiten lassen. Dies betrifft insbesondere die zukünftige Rolle der Steamcracker, die Bedeutung von Methanol als klimafreundliche Plattformchemikalie, den elementaren Beitrag des Recyclings sowie die ergänzende Rolle von Biomasse zur Defossilisierung der heutigen Petrochemie.

Mit Blick auf **bestehende Produktionsanlagen** in Deutschland legen unsere Szenarien nahe, dass Steamcracker auch bei einem deutlichen Anreiz in Richtung Defossilisierung noch eine wichtige Rolle im Produktionssystem haben könnten – zumindest sofern CCS rechtzeitig zur Verfügung steht. Selbst in einem vollständig defossilisierten System könnten Steamcracker noch in Routen zum chemischen Recycling und ggf. mit grünem Naphtha eingesetzt werden. Ein gewisser Abbau der Cracker-Flotte erscheint jedoch wahrscheinlich, um das Produktionssystem für langfristig klimapolitisch und gesamtwirtschaftlich vorteilhafte Lösungen zu öffnen. Eine zentrale Herausforderung für Betreiber von Steamcrackern wird sein, dass die benötigten Investitionen in MtO-Anlagen in einem Markt mit bestehenden Olefin-Überkapazitäten erfolgen. Dies hat absehbar zur Folge, dass parallel einzelne Cracker stillgelegt werden müssten. Eine (vollständige) Elektrifizierung der Steamcracker würde hingegen eine sehr relevante Grundlast im Stromsystem schaffen und würde insbesondere im Winter eine signifikante Herausforderung darstellen. Ohne massive Effizienzsprünge sollten daher flexible Power-to-Heat-Systeme wie die hybride Dampfbereitstellung in Chemieparks mit Wärmepumpen und Elektrodenkesseln Priorität haben. Die Vielzahl an Gesprächen mit Stakeholdern der chemischen Industrie im Rahmen von GreenFeed legen außerdem nahe, dass innerhalb der bestehenden Chemieparks und regionalen Cluster ein sehr viel intensiverer Austausch der beteiligten Unternehmen vonnöten ist, um die Transformation anzustoßen. Daher sollten regelmäßige Defossilisierungs-Formate auf regionaler Ebene mit Vertretern der angesiedelten Raffinerien, petrochemischen Unternehmen und Parkbetreibern etabliert werden.

Das mechanische und chemische **Recycling von Kunststoffabfall** stellt eine tragende Säule in beiden Szenarien dar. Für die Realisierung der gezeigten Potentiale müssen drei Voraussetzungen erfüllt werden: **Erstens** bedarf es massiver Investitionen in Vergasungs- und Pyrolysetechnologien, wofür aktuell jedoch zu wenig Kapital in Deutschland zur Verfügung gestellt wird. Angesichts der systemischen Bedeutung sollte die Politik hier entsprechende F&E-Programme aufsetzen, Reallabore ermöglichen und Investitionen in Anlagen im industriellen Demonstrationsmaßstab fördern, um die Skalierung der neuen Wertschöpfungsketten im Zusammenwirken der Einzeltechnologien im noch unwirtschaftlichen Entwicklungszeitraum zu ermöglichen. **Zweitens** bedarf es einer Anpassung und Vereinheitlichung des aktuell hinderlichen regulatorischen Umfelds. Heute besteht kaum Anreiz für den Betrieb einer Pyrolyseanlage durch ein Chemieunternehmen, da diese die Scope 1 Emissionen erhöht, die Reduktion der Scope 3 Emissionen durch die Beseitigung des Abfalls jedoch nicht ETS-relevant ist. Um eine stoffliche Nutzung gegenüber einer energetischen

Verwertung zu priorisieren, sollte die Abfallwirtschaft daher in das ETS aufgenommen werden. Rund um das chemische Recycling bestehen zudem vielfältige regulatorische Unsicherheiten, die möglichst technologieoffen geklärt werden müssen. So unterliegt die betriebliche Genehmigung einer Vergasungsanlage an einem Chemiestandort sowohl dem Abfallrecht als auch den umfassenden Regelungen für chemische Produktion. Für die Nutzung des sauberer Produktes Synthesegas, erzeugt aus Abfällen, muss für jede Anlage und Technologie der “end-of-waste” Status individuell geregelt werden. Hinzu kommen zum Teil regionalspezifisch sehr unterschiedliche rechtliche Anforderungen sowie Fragen rund um die Anrechenbarkeit von chemisch recyceltem Abfall auf Rezyklatquoten (z.B. hinsichtlich der Vergasung von Nebenprodukten). Die Anrechenbarkeit über Massenbilanzierung stellt eine unabdingbare Voraussetzung für die Etablierung des chemischen Recyclings sowie in Teilen auch für biobasierte Routen dar und sollte daher vorangetrieben werden. Hierbei werden verschiedene Ansätze diskutiert, von denen “Fuel Use Exempt” für eine zügige Transformation am vorteilhaftesten ist. Hier können Rezyklate im Produktionsprozess frei zugeordnet werden, mit Ausnahme von Kraftstoffen, was eine Investition in chemisches Recycling attraktiv macht. Ansätze, die sektorale geschlossene Recyclingkreisläufe vorsehen (“Polymer-Only”) begrenzen hingegen die Einsatzmöglichkeiten und fördern eher die Verbrennung von Abfallströmen, die für ein solches Closed-Loop System ungeeignet sind. Diese bürokratischen Hürden führen zu Verunsicherung und Zurückhaltung bei Investitionen und beeinflussen die Wirtschaftlichkeit der Anlagen negativ. **Drittens** bedarf es einer massiven Umschichtung der gegenwärtigen Abfallströme weg von den Müllverbrennungsanlagen und hin zur chemischen Industrie. Hierbei handelt es sich heute um zwei voneinander getrennte Wertschöpfungsketten, die es in wirtschaftlichen Geschäftsmodellen zusammenzuführen gilt.

Angesichts der strategischen Bedeutung von **Methanol** als zukünftiger Plattformchemikalie in unseren Szenarien sollte man sich nicht allein auf den Import von CO₂-basiertem Methanol verlassen. Vielmehr gilt es, auch eine heimische Erzeugung - insbesondere auf Basis von Kunststoffabfall - zu etablieren und zu fördern. Da verschiedene Rohstoffquellen für die Erzeugung des benötigten Synthesegases in Frage kommen und unterschiedliche Anwendungsfelder für Methanol denkbar sind, könnten diverse Geschäftsmodelle im Kontext einer Methanolökonomie entstehen und somit Investitions- und Betriebsrisiken zwischen unterschiedlichen Akteuren in den Wertschöpfungsketten geteilt werden.

Biomassebasierte Routen stellen in beiden Szenarien eine wichtige Ergänzung dar, wenngleich sie aufgrund begrenzter Potenziale für die Verwendung von Zucker als Rohstoff bzw. vergleichsweise hoher Kosten für die Verarbeitung von Biomassereststoffen einen deutlich geringeren Beitrag zu einem zirkulären System leisten als Kunststoffabfall. Eine relevante Rolle spielen vor allem die neuartigen Biopolymere PLA und PBS, sowie die konventionellen Polymere PA-6 und Polyurethan, die teilweise aus biomassebasierten Vorprodukten hergestellt werden können. Sie liegen kostenseitig etwa auf dem Niveau der fossilen Referenz. Eine integrierte Produktion von biomassebasierten Vorprodukten an bestehenden Standorten für fossile Polymere bietet ökonomische Vorteile. Generell haben Rohstoffkosten bei den Biopolymeren und insbesondere bei biobasiertem PE, PP und PA 6 einen sehr starken Einfluss auf die Gesamtkosten. Somit hängt der Beitrag der zucker- und

ethanolbasierten Biopolymere stark vom Zuckerpreis - und in noch stärkerem Maße von der Zuckerverfügbarkeit - ab. Biobasierte Polymere auf Basis holzartiger Biomasse, deren nachhaltige Potenziale deutlich höher liegen, können voraussichtlich nur bei günstigen Markt- und Rahmenbedingungen realisiert werden. Für den Markthochlauf könnte auch eine zunächst teilweise Umsetzung über Drop-in-Anteile ermöglicht werden.

Grundsätzlich führen die derzeitigen politischen Regelungen durch die verbindlich festgelegten Quoten im Energiesektor zu einer verstärkten energetischen Nutzung von Biomasse. Dagegen gibt es für die stoffliche Nutzung von Biomasse in den einzelnen Sektoren noch keine verbindlichen Zielvorgaben, in welchen Anteile an nachwachsenden bzw. biobasierten Rohstoffen definiert sind. Auch findet aktuell keine gezielte Lenkung von Biomasse in diese Sektoren und die stoffliche Nutzung statt. Um jedoch die im Eckpunktepapier zur Biomassestrategie (BMUV, 2022) angestrebte Kaskadennutzung von Biomasse und den Vorrang der stofflichen vor der energetischen Nutzung umzusetzen, ist ein **Ausgleich des regulatorischen Ungleichgewichts** zwischen energetischer und stofflicher Biomassenutzung **zwingend erforderlich**.

Neben diesen spezifischen Maßnahmen muss bereits mittelfristig der **Einsatz von fossilem Feedstock** übergreifend verteilt oder über Quoten für grüne Feedstocks begrenzt werden. Da es sich hierbei um einen komplexen Prozess handelt, der die Raffinerien einbeziehen und Zertifizierungsfragen für Importe adressieren muss, ist mit einer längeren Konzeptionierung und politischen Entscheidungsphase zu rechnen. Zudem werden vermutlich großzügige Übergangsfristen notwendig sein. Der Start eines solchen Prozesses sollte daher möglichst kurzfristig auf europäischer Ebene begonnen werden. Übergangsweise denkbar sind auch Kunststoffabgaben, mit denen sich eine gezielte Förderung von grünen Feedstock-Technologien gegenfinanzieren ließe. Nicht zuletzt ist der **Anschluss von Chemieparks an ein überregionales CO₂-Netz** unabdingbar, um zunächst Emissionen zu reduzieren und langfristig negative Emissionen mit hohem Systembeitrag zu generieren.

5.2 Implikationen für Forschung und Entwicklung

Kreislaufwirtschaft erfolgt über neue Wertschöpfungsketten und unter Verknüpfung mehrerer Prozessstufen bzw. Verfahren. Die heutige Forschungslandschaft ist aber disziplinär gegliedert. Zur Begleitung der Innovation und Vorbereitung einer die nachhaltige Umsetzung fördernden Regelgebung wird dringend eine verstärkte **systemische Forschung** benötigt. Hierbei sollten Wertschöpfungsketten in Gänze betrachtet und die Auswirkungen von Transformationspfaden ganzheitlich aufgezeigt werden. **Reallabore** mit neuen Technologien können hierfür ideal die Innovation fördern und ermöglichen gleichzeitig regulatives Lernen.

Aktuell werden in Deutschland, trotz der besonderen wirtschaftlichen Bedeutung des chemischen Industriesektors, nur wenige **chemische Recyclinganlagen** und auch nur im Demonstrationsmaßstab betrieben. Die Gründe liegen in den unter 5.2 genannten Investitionshemmrisiken, die die aufwendige Entwicklung und besonders die Größenskalierung neuer Technologien verhindern. Unsere Szenarioergebnisse zeigen, dass hierfür besonders Verfahren weiterentwickelt werden müssen, die Kunststoffabfälle niedriger Qualität zu chemischen Rohstoffen umwandeln und

dabei Schad- und Störstoffe ausschleusen. Hierfür werden **Forschungs- und Förderprogramme** benötigt, die längerfristig die Entwicklung über mehrere TRL-Stufen und eine entsprechende Skalierung ermöglichen.

Die technischen Verfahren zur Herstellung von biobasierten Polymeren

weisen überwiegend hohe TRLs auf. Einige Biopolymere wie PLA, PE, PP oder PET werden kommerziell hergestellt, allerdings in der Regel an Standorten mit günstiger Biomasseverfügbarkeit in Amerika und Asien. In Europa und Deutschland gibt es hingegen nur wenige Produktionskapazitäten. Dass der Markthochlauf dieser Biopolymerproduktion nicht in größerem Umfang gelingt, liegt vor allem an den Rahmenbedingungen wie fehlende Investitionssicherheit und mangelnde Wettbewerbsfähigkeit aufgrund höherer Produktionskosten im Vergleich zu petrochemischen Produkten. Für Verfahren zur Herstellung von Biopolymeren mit niedrigerem TRL gibt es zwar nationale Forschungs- und Förderprogramme, jedoch sind diese Budgets für den großen Entwicklungsbedarf nicht ausreichend.

Sehr große technologische Unsicherheiten bestehen zudem bei Verfahren zur **fossil-freien Bereitstellung von Aromaten und Butadien**. Die hier beschriebenen Prozesse befinden sich allesamt noch in einem besonders frühen Technologiestadium und sind daher in defossilen Wertschöpfungsketten stark preistreibend.

6 Anhang

6.1 Potentialszenarien für Biomasse-Verfügbarkeit

Das DBFZ hat im Rahmen des GreenFeed-Projekts eigene Potential-Szenarien für die Verfügbarkeit von Biomasse entwickelt (siehe hierzu auch Kapitel 2). Die folgende Tabelle 9 fasst die wesentlichen Parameter der Szenarien zusammen.

Tabelle 9: Parameter der Biomasseverfügbarkeitsszenarien.

Stoffliche Einsatzmengen in der chemischen Industrie in Deutschland (2020, 2030 und 2050) – geschätzt nach Herkunft																				
Flächenverfügbarkeits-Szenarien und Verfügbarkeits-Szenarien Industriepflanzen (NaWaRo) aufgrund Zielsetzungen bzw. Flächenverbrauchs-einsparungen, Deutschland	2020		2030				2050													
	Status Quo		Niedrig		Mittel		Hoch		Niedrig		Mittel		Hoch							
	Status Quo (Ø 2015-2019)	Status Quo (Ø 2015-2019) Fortschreibung	Ziel (20 % EE-Kohlenstoff in 2030, 13 % biogen in 2020)	Status Quo + Flächeneinsparung Reduktion (-50 %) konv. Biokraftstoffe (stofflich 50 %, Chemie 50 %) + Reduktion (-10 %) weniger Fleisch (stofflich 50 %, 50 % in Chemie)	Ziel (20 % EE-Kohlenstoff in 2030, derzeit 13 % biogen)	Status Quo + Flächeneinsparung Reduktion (-100 %) konv. Biokraftstoffe (stofflich 50 %, Chemie 50 %) + Reduktion (-10 %) weniger Fleisch (stofflich 50 %, 50 % in Chemie)	Status Quo + Flächeneinsparung Reduktion (-100 %) konv. Biokraftstoffe (stofflich 75 %, davon Chemie 75 %) + Reduktion (-46 %) weniger Fleisch (stofflich 50 %, 50 % in Chemie)	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import			
Flächenverfügbarkeit Industriepflanzen im Inland (Mio. ha)	0,3	-	0,3	-	0,4	-	0,6	-	0,4	-	0,7	-	1,5	-						
Industriepflanzen (Mio. t)	1,0	1,5	1,0	1,5	1,6	1,5	2,0	2,8	1,6	1,5	2,4	1,7	5,4	7,6						
2020 (2025)																	2050			
Verfügbarkeits-Szenarien Derbholz, Deutschland	Status Quo		Niedrig		Mittel		Hoch		Niedrig		Mittel		Hoch							
	Status Quo (Verbrauch UPM, Leuna)		Zukünftiges Angebot [WEHAM, Naturschutzzszenario] abzgl. zukünftige Nachfrage (Derbholz-Nutzung Status Quo) [Einschlagsrückrechnung]* Förderszenario Nutzung 2030 [Glazenapp]		wie 2030 Niedrig* Referenzszenario Nutzung 2030 [Glazenapp]		wie 2030 Niedrig* Referenzszenario Nutzung 2030 [Glazenapp]		wie 2030 Niedrig* Förderszenario Nutzung 2050 [Glazenapp]		wie 2030 Niedrig* Referenzszenario Nutzung 2050 [Glazenapp]		wie 2030 Niedrig* Referenzszenario Nutzung 2050 [Glazenapp]							
	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import		
In Mio. tTM	0,3	-	0*	-	0*	-	1,5	-	0*	-	0*	-	0,6	-						
2020																	2050			
Potenziale basierend auf Brosowski et al.; Trendanalyse Top 15-Reststoffe für Potenzialdaten in 2030 (und 2050)																				
Verfügbarkeits-Szenarien biogener Rest- und Abfallstoffe sowie Nebenprodukte, Deutschland	Status Quo		Niedrig		Mittel		Hoch		Niedrig		Mittel		Hoch							
	-		Mobilisierbares Potenzial=10 %, davon 10 % Mobilisierung für Chemie; Anteil energetisch/stofflich genutztes Potenzial für Chemie=0 %; Importfaktor feste Biomasse=0 %		Mobilisierbares Potenzial=15 %, davon 15 % Mobilisierung für Chemie; Anteil energetisch/stofflich genutztes Potenzial für Chemie=1 %; Importfaktor feste Biomasse=0 %		Mobilisierbares Potenzial=20 %, davon 20 % Mobilisierung für Chemie; Anteil energetisch/stofflich genutztes Potenzial für Chemie=2 %; Importfaktor feste Biomasse=100 %		Mobilisierbares Potenzial=30 %, davon 55 % stofflich, davon 20 % für Chemie; Verhältnis stoffl./energ. Nutzung: 55/38 %; Kaskadenfaktor=5 % Anteil energetisch/stofflich genutztes Potenzial für Chemie=2 %; Importfaktor feste Biomasse=50 %		Mobilisierbares Potenzial=45 %, davon 60 % stofflich, davon 40 % für Chemie; Verhältnis stoffl./energ. Nutzung: 60/33 %; Kaskadenfaktor=10 % Anteil energetisch/stofflich genutztes Potenzial für Chemie=4 %; Importfaktor feste Biomasse=0 %		Nicht mobilisierbares Potenzial=+30 %; Mobilisierbares Potenzial=45 %, davon 60 % stofflich, davon 40 % für Chemie; Verhältnis stoffl./energ. Nutzung: 65/28 %; Kaskadenfaktor=15 % Anteil energetisch/stofflich genutztes Potenzial für Chemie=8 %; Importfaktor feste Biomasse=100 %							
	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import		
In Mio. tTM	0,2**		0,3	-	1,5	-	2,9	1	2,7	0,5	5	-	14,7	4,6						
2020																	2050			
Verfügbarkeits-Szenarien Biomasse, EU (ohne Deutschland)	Status Quo		Niedrig		Mittel		Hoch		Niedrig		Mittel		Hoch							
	-		Biomassepotenzial - niedriges Szenario EU ohne Deutschland [Ruiz et al./Enspreso] abzgl. energetische Bedarfe EU [EU KOM]; Importe basierend auf [Cefic]		Biomassepotenzial - mittleres Szenario EU ohne Deutschland [Ruiz et al./Enspreso] abzgl. energetische Bedarfe EU [EU KOM]; Importe basierend auf [Cefic]		Biomassepotenzial - hohes Szenario EU ohne Deutschland [Ruiz et al./Enspreso] abzgl. energetische Bedarfe EU [EU KOM]; Importe basierend auf [Cefic]		Biomassepotenzial - niedriges Szenario EU ohne Deutschland [Ruiz et al./Enspreso] abzgl. energetische Bedarfe EU [EU KOM]; Importe basierend auf [Cefic]		Biomassepotenzial - mittleres Szenario EU ohne Deutschland [Ruiz et al./Enspreso] abzgl. energetische Bedarfe EU [EU KOM]; Importe basierend auf [Cefic]		Biomassepotenzial - hohes Szenario EU ohne Deutschland [Ruiz et al./Enspreso] abzgl. energetische Bedarfe EU [EU KOM]; Importe basierend auf [Cefic]							
	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import	Inland	Import		
In Mio. tTM	-	-	190,9	98,6	322,8	134,1	736,6	183,4	95	100,7	129	191,3	484,6	278,5						

Die vom DBFZ entwickelten Biomasseverfügbarkeitsszenarien (grüne Balken) für Deutschland stellen zunächst den derzeitigen Biomasseverbrauch im Status Quo dar. Dabei sind bereits jene Mengen berücksichtigt, welche erst 2025 als Verbrauch durch die Bioraffinerie in Leuna zu den anderweitigen Verbräuchen hinzukommen. Für die Jahre 2030 und 2050 ergeben sich je nach Szenariobeschreibung für die jeweiligen Rohstoffquellen Bandbreiten der Biomasseverfügbarkeit, inklusive Importen insgesamt 2,9 bis 10,2 Mio. Tonnen in 2030 und 6,2 bis 32,9 Mio. Tonnen in 2050. Nur in den hohen Biomasseverfügbarkeitsszenarien können inländische Biomassemengen den Bedarf (blaue Linie) gemäß Verband der Chemischen Industrie (VCI) abdecken. In den anderen Szenarien (niedrig und mittel) müssten die Importanteile noch höher liegen als bereits angenommen, um den Bedarf zu decken. Hieran zeigt sich analog zu Wasserstoff, dass auch bezüglich biogenem Kohlenstoff perspektivisch weiterhin eine Importabhängigkeit in Deutschland bestehen könnte. Die Biomasseverfügbarkeitsszenarien für die EU (ohne DE) bewegen sich in Bandbreiten von 290 bis 920 Mio. Tonnen in 2030 und 196 bis 763 Mio. Tonnen in 2050. Die Importanteile liegen dabei über alle Jahre und Szenarien hinweg bei 20 bis 60 %.

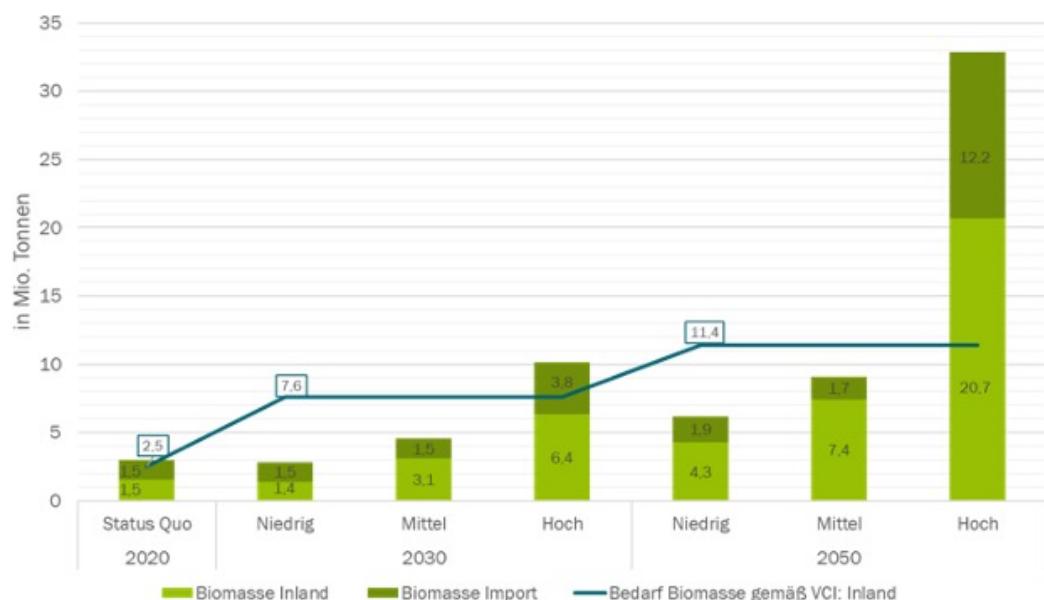


Abbildung 37: Aggregierte Ergebnisse Biomasseverfügbarkeitsszenarien und Abgleich mit VCI-Bedarfen.

Insgesamt weisen die beschriebenen Biomasseverfügbarkeiten erhebliche Bandbreiten auf, welche dahingehend die großen Unsicherheiten der Daten für zukünftige Potenziale und Verfügbarkeiten widerspiegeln. Es bestehen zudem bereits jetzt hohe Nutzungsgrade bei relevanten Stoffströmen, sodass die Frage der Umlenkung von bestehenden Nutzungen an Relevanz gewinnt. Dabei spielt auch die Debatte über bestehende Flächennutzungen und -verbräuche eine wesentliche Rolle. Insbesondere bei ambitionierter Umsetzung des Kaskadenprinzips (gemäß REDII-Revision*) sind langfristig höhere stoffliche Nutzungsmengen aufgrund einer zunehmenden Einschränkung der energetischen Nutzung von holzartiger Biomasse denkbar.

Es wird zudem sehr klar, dass sektorenübergreifende Optimierungs- und Mobilisierungsstrategien einzelner Rohstoffe erforderlich sind. Die Importmengen gilt es perspektivisch insbesondere hinsichtlich der Bedarfe und Nachhaltigkeitsauswirkungen

in den Herkunftsländern zu prüfen. Die nationalen Biomassepotenziale müssen hingegen noch stärker auf die Erfüllung perspektivischer Nachhaltigkeitsanforderungen (z. B. zu Biodiversität und Senkenleistungen (LULUCF) angepasst werden. Die Chemieindustrie bietet jedoch insbesondere aufgrund einer erhöhten stofflichen Biomassenutzung das Potenzial für höhere Nutzungskaskaden bei einer hohen Wertschöpfung, was Vorteile gegenüber anderen Nutzungssektoren ermöglicht. Dafür ist jedoch auch ein Ausgleich der regulatorischen Schieflage zwischen energetischen und stofflichen Biomasseanwendungen erforderlich. Die derzeitigen Regularien, z. B. die Quotenregelungen der REDII-Revision fördern verstärkt die energetische Biomassenutzung.

6.2 Sensitivitätsrechnungen für die Biomasse-Nutzung

Für die Nutzung der beschriebenen Biomassepotentiale in den Szenarien wurden Sensitivitätsrechnungen durchgeführt. Ziel war es, zu ermitteln, wie sich eine Veränderung zentraler Annahmen sowohl auf die gesamte Biomassenutzung als auch auf einzelne Routen auswirkt. Variiert wurden dabei Potenziale und Preise für Biomasse sowie die Substitution von biobasiertem PLA & PBS mit konventionellen Polymeren.

Tabelle 10 und Tabelle 11 zeigen die zusammengefassten Ergebnisse sowie den Referenzfall für jedes Szenario. Der obere Teil zeigt die Nutzung der verschiedenen Biomassen über den gesamten Zeitraum. Ein Wert von 100 % bedeutet, dass das gesamte Biomassepotenzial in allen Jahren genutzt wurde. Der untere Teil zeigt, welche Biomasse-Routen jeweils zur Anwendung kommen. Ein "X" bedeutet in diesem Fall, dass die Route in einem oder mehreren Jahren in gewissem Umfang genutzt wurde.

Tabelle 10: Sensitivitätsrechnungen für Biomasse-Nutzung im Carbon-Looping-Szenario.

Carbon Looping-Szenario							
Biomasse-Nutzung	Referenz	unbegrenzte Biomasse	unbegrenzte Substitution	Gratis Biomasse	Gratis Reststoffe	Zucker/Stärke 100 €/t	Zucker/Stärke 600 €/t
Stammholz	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Reststoffe	11%	4%	10%	12%	19%	11%	11%
Zucker	81%	346%	100%	100%	80%	100%	56%
Stärke	37%	0%	100%	100%	36%	100%	0%
Biobasierte Routen							
Stärke - Zucker	X		X	X	X	X	
Organosolv	X	X	X	X	X	X	X
PLA	X	X	X	X	X	X	X
Butanediol - succinic acid - PBS		X		X			
PTA (- PET)	X	X	X	X	X	X	X
Adipinsäure (- nylon 66)		X				X	
Caprolactam(- nylon 6)		X		X			
Ethanol - Ethylen (- Propylen)				X		X	
Oligomere/Polyole	X	X	X	X	X	X	X
Vergasung + Methanol-Synthese	X	X*	X	X*	X	X	X

Tabelle 11: Sensitivitätsrechnungen für Biomasse-Nutzung im Open Carbon Economy-Szenario.

Open Carbon Economy-Szenario							
Biomasse-Nutzung	Referenz	unbegrenzte Biomasse	unbegrenzte Substitution	Gratis Biomasse	Gratis Reststoffe	Zucker/Stärke 100 €/t	Zucker/Stärke 600 €/t
Stammholz	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Reststoffe	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Zucker	46%	50%	81%	100%	46%	100%	18%
Stärke	2%	0%	27%	100%	2%	49%	0%
Biobasierte Routen							
Stärke - Zucker	X		X	X	X	X	
Organosolv							
PLA	X	X	X	X	X	X	X
Butanediol - succinic acid - PBS							
PTA (- PET)	X	X	X	X	X	X	X
Adipinsäure (- nylon 66)	X	X		X	X	X	
Caprolactam(- nylon 6)				X		X	
Ethanol - Ethylen (- Propylen)				X		X	
Oligomere/Polyole							
Vergasung + Methanol-Synthese							

7 Literatur

- Abdoulmoumine, N., Adhikari, S., Kulkarni, A., & Chattanathan, S. (2015). A review on biomass gasification syngas cleanup. *Applied Energy*, 155, 294–307.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.05.095>
- absl. (2024). *In-Depth Analysis: ENDS Waste & Bioenergy explores the challenges of waste gasification following recent site tour* | Blog | Advanced Biofuel Solutions Ltd.
<https://absl.tech/news/in-depth-analysis-ends-waste-bioenergy-explores-the-challenges-of-waste-gasification-following-recent-site-tour>
- acea. (2023). *The Automobile Industrie POCKET GUIDE 2023/2024*.
<https://www.acea.auto/files/ACEA-Pocket-Guide-2023-2024.pdf>
- Agora Industrie, & Carbon Minds. (2022). *Klimapositive Chemie. Leitbild für Klimaschutz, Effizienz und Wirtschaftlichkeit*. https://www.agora-industrie.de/fileadmin/Projekte/2022/2022-02_IND_Climate_Positive_Chemistry_DE/2022-11-04_Praesentation_Webinar_Climate_positive_chemistry.pdf
- Agora Industrie, FutureCamp, Wuppertal Institut und Ecologic Institut. (2022). *Klimaschutzverträge für die Industrietransformation: Kurzfristige Schritte auf dem Pfad zur Klimaneutralität der deutschen Grundstoffindustrie* (S. 120). Agora Industrie, FutureCamp, Wuppertal Institut und Ecologic Institut.
- Allan, G. G., Washington, U. of, February 03, S. P., & 2019. (o. J.). *Supercritical solution*. Recycling Today. Abgerufen 18. März 2025, von <https://www.recyclingtoday.com/article/supercritical-water-use-in-plastic-pyrolysis/>
- Anellotech. (o. J.). *Anellotech*. Abgerufen 14. März 2025, von <https://www.anellotech.com/>
- AQUAFIL. (o. J.). *Sustainability in Business: ECONYL® regenerated nylon*. Econyl. Abgerufen 18. März 2025, von <https://econyl.aquafl.com/sustainability/>
- Athaley, A., Saha, B., & Ierapetritou, M. (2019). Biomass-based chemical production using techno-economic and life cycle analysis. *AIChE Journal*, 65(9), e16660.
<https://doi.org/10.1002/aic.16660>
- Babu, R. P., O'Connor, K., & Seeram, R. (2013). Current progress on bio-based polymers and their future trends. *Progress in Biomaterials*, 2(1), 8. <https://doi.org/10.1186/2194->

0517-2-8

- BAFA. (2023). *Amtliche Mineralöldaten Dezember 2023* [Dataset].
- Bartolome, L., Imran, M., Gyoo, B., A., W., & Hyun, D. (2012). Recent Developments in the Chemical Recycling of PET. In D. Achilias (Hrsg.), *Material Recycling—Trends and Perspectives*. InTech. <https://doi.org/10.5772/33800>
- BESTON. (o. J.). Plastic Pyrolysis Plant | Solve Wax Oil Clogging. *Beston Group*. Abgerufen 18. März 2025, von <https://bestonmachinery.com/plastic-pyrolysis-plant/>
- BioBTX. (o. J.). *BioBTX - Leader in Renewable and Biobased Aromatics*. <Https://Bio-btx.Com/>. Abgerufen 14. März 2025, von <https://biobtx.com/>
- biohub. (2018). *Transportation Costs from Forest to Industry*.
- BioTfuel: The biofuel of the future is made from waste*. (o. J.). Thyssenkrupp. Abgerufen 13. März 2025, von <https://www.thyssenkrupp.com/en/stories/sustainability-and-climate-protection/biotfuel-the-biofuel-of-the-future-is-made-from-waste>
- BMUV. (2022). *Eckpunkte für eine Nationale Biomassestrategie (NABIS)*. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/nabis_eckpunkte_bf.pdf
- BMWK. (2024). *Systementwicklungsstrategie 2024*.
- Bockhorn, H., Donner, S., Gernsbeck, M., Hornung, A., & Hornung, U. (2001). Pyrolysis of polyamide 6 under catalytic conditions and its application to reutilization of carpets. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 58–59, 79–94. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(00\)00187-X](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(00)00187-X)
- Brandrup, J. (Hrsg.). (1995). *Die Wiederverwertung von Kunststoffen* (1. Aufl). Hanser.
- Bube, S., Bullerdiek, N., Voß, S., & Kaltschmitt, M. (2024). Kerosene production from power-based syngas – A technical comparison of the Fischer-Tropsch and methanol pathway. *Fuel*, 366, 131269. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.131269>
- businesswire. (2023, Januar 27). *Origin Materials Announces Mechanical Completion of Origin 1 Manufacturing Plant*. <https://www.business-wire.com/news/home/20230127005075/en/Origin-Materials-Announces->

Mechanical-Completion-of-Origin-1-Manufacturing-Plant

Ceccarelli, C. (IKFT). (2025, Januar 29). *bioliq—Das bioliq® Projekt* (KIT) [Text]. Ceccarelli, Christina (IKFT). <https://www.bioliq.de/177.php>

Cefic. (2023). *The European Chemical industry: Facts and Figures 2023—A vital part of Europe’s Future*. European Chemical Industry Council.

Celignis Bioprocess. (o. J.). *Organosolv Pretreatment of Biomass—Bioprocess Development*. Abgerufen 19. März 2025, von <https://www.celignis.com/organosolv-pretreatment.php>

Chen, Hou, Yang, Cai, Song, Wang, & Qian. (2019). A multi-stage fluidized bed strategy for the enhanced conversion of methanol into aromatics. *Chemical Engineering Science*, 204, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2019.04.013>

Chen, Hsieh, Chang, & Ho. (2022). Design and economic analysis of industrial-scale methanol-to-olefins plants. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 130, 103893. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2021.05.040>

Dahmen, N., Abeln, J., Eberhard, M., Kolb, T., Leibold, H., Sauer, J., Stapf, D., & Zimmerlin, B. (2017). The bioliq process for producing synthetic transportation fuels. *WIREs Energy and Environment*, 6(3), e236. <https://doi.org/10.1002/wene.236>

Desole, M. P., Aversa, C., Barletta, M., Gisario, A., & Vosooghnia, A. (2022). Life cycle assessment (LCA) of PET and PLA bottles for the packaging of fresh pasteurised milk: The role of the manufacturing process and the disposal scenario. *Packaging Technology and Science*, 35(2), 135–152. <https://doi.org/10.1002/pts.2615>

DOING. (o. J.). *Manufacture & supplier of plastic to oil pyrolysis machinery plant convert plastic waste into diesel fuel*. DOING Plastic to Oil Machine. Abgerufen 18. März 2025, von <http://www.plastictooilmachine.com>

Dziejarski, B., Krzyżyńska, R., & Andersson, K. (2023). Current status of carbon capture, utilization, and storage technologies in the global economy: A survey of technical assessment. *Fuel*, 342, 127776. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.127776>

Ecoplanta. (o. J.). *PROJECT*. Abgerufen 13. März 2025, von

<https://www.ecoplanta.net/project/?lang=en>

Elyse Energy. (2023). *Elyse Energy, Avril, Axens, Bionext and IFP Energies nouvelles announce the creation of the BioTJet plant in the Lacq industrial area, a new centre of excellence for sustainable fuels.* <https://www.ifpenergiesnouvelles.com/sites/ifpen.fr/files/inline-images/Innovation%20et%20industrie/Biocarburants/202306%20Press%20release%20BioTJet%20project%20localization.pdf>

Encina. (o. J.). *Decarbonizing The Global Chemicals Industry.* Encina. Abgerufen 14. März 2025, von <https://www.encina.com/>

Erlach, B., Gierds, J., Fischedick, M., Matthies, E., Sauer, D., & Pittel, K. (2024). *CO₂ als Rohstoff. Baustein einer klimaneutralen Kohlenstoffwirtschaft.* https://energiesystemezukunft.de/fileadmin/user_upload/Publikationen/PDFs/ESYS_Im-puls_CO2_als_Rohstoff.pdf

Ernzen, J. R., Covas, J. A., Marcos-Fernández, A., Fiorio, R., & Bianchi, O. (2023). Soybean-Based Polyol as a Substitute of Fossil-Based Polyol on the Synthesis of Thermoplastic Polyurethanes: The Effect of Its Content on Morphological and Physicochemical Properties. *Polymers*, 15(19). <https://doi.org/10.3390/polym15194010>

European Coatings. (2024). *Fully bio-based and solvent-free polyester polyol for two-component polyurethane coatings—European Coatings.* <https://www.european-coatings.com/news/application-areas/polyurethane/>

FBR BP Biorefinery & Sustainable Value Chains, FBR Sustainable Chemistry & Technology, Biobased Products, Van Den Oever, M., Molenveld, K., Van Der Zee, M., & Bos, H. (2017). *Bio-based and biodegradable plastics: Facts and figures : focus on food packaging in the Netherlands.* Wageningen Food & Biobased Research. <https://doi.org/10.18174/408350>

futerro. (o. J.). *End of life bioplastic product | Futerro.* Abgerufen 14. März 2025, von <https://www.futerro.com/what-renewtm/end-life>

FutureCamp & DECHEMA (Hrsg.). (2019). *Roadmap Chemie 2050 auf dem Weg zu einer treibhausgasneutralen chemischen Industrie in Deutschland: Eine Studie von*

- DECHEMA und FutureCamp für den VCI.* <https://edocs.tib.eu/files/eo1fn19/1682254917.pdf>
- GEMCO. (o. J.). *Plastic Pyrolysis Plant | Plastic to Fuel Solution | GEMCO Energy.* GEMCO Energy. Abgerufen 18. März 2025, von <https://gasificationplant.com/waste-to-energy/plastic-pyrolysis-plant/>
- GIDARA Energy. (o. J.). HTW® Gasification. *GIDARA Energy.* Abgerufen 13. März 2025, von <https://www.gidara-energy.com/gasification-htw/>
- Gogate, M. R. (2019). Methanol-to-olefins process technology: Current status and future prospects. *Petroleum Science and Technology*, 37(5), 559–565.
<https://doi.org/10.1080/10916466.2018.1555589>
- Holtkamp, M., Renner, M., Matthiesen, K., Wald, M., Luinstra, G. A., & Biessey, P. (2024). Robust downstream technologies in polystyrene waste pyrolysis: Design and prospective life-cycle assessment of pyrolysis oil reintegration pathways. *Resources, Conservation and Recycling*, 205, 107558. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107558>
- Honeywell. (2019). *Advanced Methanol-to-olefins Process Datasheet.* <https://uop.honeywell.com/content/dam/uop/en-us/documents/industry-solutions/petrochemicals/olefins/uop-advanced-methanol-to-olefins-process-datasheet.pdf>
- H&S Anlagentechnik GmbH. (o. J.). PU-Recycling—Nachhaltige Lösungen für Hart- und Weichschäume. *WordPress - Content-Management-Systeme.* Abgerufen 14. März 2025, von <https://www.hs-anlagentechnik.de/recyclen-rohstoffrueckgewinnung/>
- HYOSUNG. (2022). *HYOSUNG Performance Textiles Sustainability Solution fibers.* <https://blog.hyosungtnc.com/wp-content/uploads/2023/05/Hyosung-Sustainability-solution-fibers-regen.pdf>
- IEA Bioenergy. (o. J.). *Installations – Bioenergy.* Abgerufen 13. März 2025, von <https://www.ieabioenergy.com/installations/>
- Jamshidian, M., Tehrany, E. A., Imran, M., Jacquot, M., & Desobry, S. (2010). Poly-Lactic Acid: Production, Applications, Nanocomposites, and Release Studies. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 9(5), 552–571.

<https://doi.org/10.1111/j.1541-4337.2010.00126.x>

Jiang, Feng, Yang, & Wang. (2020). Comparative technoeconomic analysis and life cycle assessment of aromatics production from methanol and naphtha. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123525. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123525>

Jordan, C. A., Weatherby, J., & Barclay, A. (2021). *Advanced Gasification Technologies – Review and Benchmarking: Review of current status of advanced gasification technologies—Task report 2.*

Keil. (1999). Methanol-to-hydrocarbons: Process technology. *Microporous and Mesoporous Materials*, 29(1–2), 49–66. [https://doi.org/10.1016/S1387-1811\(98\)00320-5](https://doi.org/10.1016/S1387-1811(98)00320-5)

Kloo, Y., Scholz, A., & Theisen, S. (2023). *Wege zu einer Netto-Null-Chemieindustrie – eine Meta-Analyse aktueller Roadmaps und Szenariostudien. Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt GreenFeed (No. 2; S. 52).* Wuppertal Institut. https://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/8168/file/8168_GreenFeed_Chemieindustrie.pdf

Kusenberg, M., Eschenbacher, A., Delva, L., De Meester, S., Delikonstantis, E., Stefanidis, G. D., Ragaert, K., & Van Geem, K. M. (2022). Towards high-quality petrochemical feedstocks from mixed plastic packaging waste via advanced recycling: The past, present and future. *Fuel Processing Technology*, 238, 107474. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2022.107474>

Kuznetsov, A., Kumar, G., Ardagh, M. A., Tsapatsis, M., Zhang, Q., & Dauenhauer, P. J. (2020). On the Economics and Process Design of Renewable Butadiene from Biomass-Derived Furfural. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(8), 3273–3282. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06881>

Li, T., Shoinkhorova, T., Gascon, J., & Ruiz-Martínez, J. (2021). Aromatics Production via Methanol-Mediated Transformation Routes. *ACS Catalysis*, 11(13), 7780–7819. <https://doi.org/10.1021/acscatal.1c01422>

Linde. (2024). *Linde Sustainable Olefin Technologies The Carbon Management Toolbox*.

Lindner, C., Schmitt, J., Fischer, E., & Hein, J. (2021). *Stoffstrombild Kunststoffe in*

Deutschland 2021: Zahlen und Fakten zum Lebensweg von Kunststoffen.

https://www.bvse.de/dateien2020/2-PDF/01-Nachrichten/03-Kunststoff/2022/Kurzfassung_Stoffstrombild_2021_13102022_1_.pdf

LyondellBasell. (o. J.). *MoReTec*. LyondellBasell. Abgerufen 18. März 2025, von

<https://www.lyondellbasell.com/en/sites/moretec/>

Madival, S., Auras, R., Singh, S. P., & Narayan, R. (2009). Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production*, 17(13), 1183–1194. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.03.015>

MAIRE. (2023). *MAIRE'S NEXTCHEM ACQUIRES CONTROL OF CATC, AN INNOVATIVE PLASTIC CHEMICAL RECYCLING TECHNOLOGY*. https://www.nextchem.com/media/filer_public/aa/a2/aaa29013-c1db-4739-b74a-608790e7fe9d/pr_20_mt_en_myremono_closing_270423_nis.pdf

McKinsey. (2024). *Global Energy Perspective 2023: Oil outlook*.

<https://www.mckinsey.com/industries/oil-and-gas/our-insights/global-energy-perspective-2023-oil-outlook>

Menzel, N. (2025). *Mabanaft will ein Ammoniak-Importterminal in Hamburg bauen*. CHEMIE TECHNIK. <https://www.chemietechnik.de/energie-utilities/mabanaft-will-ein-ammoniak-importterminal-in-hamburg-bauen-860.html>

Mori, R. (2023). Replacing all petroleum-based chemical products with natural biomass-based chemical products: A tutorial review. *RSC Sustainability*, 1(2), 179–212.

<https://doi.org/10.1039/D2SU00014H>

MORIN, M. (2019). *IEA : BIOENERGY WORKSHOP BioTfueL*. IFP ENERGIES NOUVELLES. https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2022/10/2-2_Morin-IFP.pdf

Mura Technology. (o. J.). *THE NEXT GENERATION OF ADVANCED PLASTIC RECYCLING*.

Mura Technology. Abgerufen 18. März 2025, von <https://muratechnology.com/>

NatureWorks. (o. J.). *NatureWorks | Chemical Recycling*. Abgerufen 14. März 2025, von

<https://www.natureworksllc.com/sustainability/end-of-life-opportunities/chemical->

recycling

Nesselhauf, L., Dr. Fischer, C., Müller, S., Godron, P., Huneke, F., Koch, M., Wauer, N., Weiß, U., Dr. Metz, J., Münnich, P., Brizay, A., Dr. Chemnitz, C., Dr. Klümper, W., Dr. Elmer, C.-F., Vieweg, M., & Wietschel, J. (2024). *Klimaneutrales Deutschland. Von der Zielsetzung zur Umsetzung.* Agora Think Tanks. <https://www.agora-energiewende.de/publikationen/klimaneutrales-deutschland-studie>

neste. (o. J.). *Project PULSE.* Neste. Abgerufen 18. März 2025, von <https://www.neste.com/products-and-innovation/plastics/project-pulse>

Neuwirth, M., Fleiter, T., Manz, P., & Hofmann, R. (2022). The future potential hydrogen demand in energy-intensive industries—A site-specific approach applied to Germany. *Energy Conversion and Management*, 252, 115052. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2021.115052>

Olszewski, A., Kosmela, P., Vēvere, L., Kirpluks, M., Cabulis, U., & Piszczyk, Ł. (2024). Effect of bio-polyol molecular weight on the structure and properties of polyurethane-polyisocyanurate (PUR-PIR) foams. *Scientific Reports*, 14(1), 812. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50764-3>

PlasticsEurope (Hrsg.). (2023). *Plastics—The fast Facts 2023.*

Polylabs. (o. J.). *Home.* Polylabs. Abgerufen 19. März 2025, von <https://www.polylabs.eu/>

Popelier, G., Dossche, G., Kulkarni, S. P., Vermeire, F., Sabbe, M., & Van Geem, K. M. (2024). A critical review of the influence of supercritical water on the pyrolysis of plastic waste: Modelling approaches and process effects. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 183, 106805. <https://doi.org/10.1016/j.jaat.2024.106805>

Prakash, S., Löw, C., Dr. Antony, F., Dehoust, G., Stauber-Rousselle, K., Liu, R., Castillero, L. G., Hernandez, V. L., Hurst, K., Dr. Köhler, A. R., Dr. Schön-Blume, N., Dr. Loibl, A., Dr. Sievers, L., Besler, M., Dr. Schicho, M., Lotz, M. T., Eberling, E., Dr. Langkau, S., Dr. Herbst, A., ... Helleckes, H. (2023). *Modell Deutschland Circular Economy Modellierung und Folgenabschätzung einer Circular Economy in 9 Sektoren in Deutschland.* https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/MDCE_Modellierung.pdf

Prozesstechnik online. (2021). *Thermisches Recycling von Polymethylmethacrylat (PMMA) im Extruder*. <https://prozesstechnik.industrie.de/news-chemie/thermisches-recycling-von-polymethylmethacrylat-pmma-im-extruder/>

Qian, W., & Wei, F. (2017). Rector Technology for Methanol to Aromatics. In *Multiphase Reactor Engineering for Clean and Low-Carbon Energy Applications* (S. 295–311).

John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781119251101.ch9>

RAMPF. (2024). *RAMPF: Chemisches Recycling für eine grünere Zukunft*.
<https://www.rampf-group.com/de/aktuelles/2024/rampf-chemisches-recycling-fuer-eine-gruenere-zukunft/>

Saurat, M. (2024). *EDM-stock plastics model: Application in the GreenFeed project* [Dataset]. Bitbucket. https://bitbucket.org/wupperinst/edm-stock_plastics_green-feed/src/master/

Scheirs, J., & Kaminsky, W. (2006). *Feedstock recycling and pyrolysis of waste plastics: Converting waste plastics into diesel and other fuels*. J. Wiley & sons.

Scheirs, J., & Long, T. E. (Hrsg.). (2003). *Modern polyesters: Chemistry and technology of polyesters and copolyesters*. John Wiley & Sons.

<https://doi.org/10.1002/0470090685>

Schneider, C., Åhman, M., Lechtenböhmer, S., & Saurat, M. (2025). A defossilised EU petrochemical production system: Consequences for the meta-cluster in the Antwerp-Rotterdam-Rhine-Ruhr Area. *Energy and Climate Change*, 6, 100173.

<https://doi.org/10.1016/j.egycc.2024.100173>

Shawkat, A., Metz, J., Straathof, L., Georgarakis, E., Simon, I., Okatz, J., & Herrmann, S. (2023). *Resilienter Klimaschutz durch eine zirkuläre Wirtschaft*. Agora Industrie. https://www.systemiq.earth/wp-content/uploads/2023/11/A-EW_309_Kreislaufwirtschaft_WEB.pdf

Shylesh, S., Gokhale, A. A., Scown, C. D., Kim, D., Ho, C. R., & Bell, A. T. (2016). From Sugars to Wheels: The Conversion of Ethanol to 1,3-Butadiene over Metal-Promoted Magnesia-Silicate Catalysts. *ChemSusChem*, 9(12), 1462–1472.

<https://doi.org/10.1002/cssc.201600195>

SpecialChem. (2021). *Technip Energies and RECENSO Collaborate for Chemical Recycling of Plastics*. <https://polymer-additives.specialchem.com/news/industry-news/new-partnership-for-chemical-recycling-of-plastics-000224181>

Stapf, D., Ceceri, G., Johansson, I., & Whitty, K. (2019). *Biomass pre-treatment for bio-energy*. <https://www.ieabioenergy.com/wp-content/uploads/2019/02/CS3-MSW-pretreatment-for-gasification.pdf>

Stapf, D., Wexler, M., Seifert, H., & Kellner, S. (2019). *Thermal Processes for Feedstock Recycling of Plastics Waste*. https://www.researchgate.net/publication/340454308_Thermal_Processes_for_Feedstock_Recycling_of_Plastics_Waste_Swindon_Plant. (o. J.). Abgerufen 13. März 2025, von <https://absl.tech/swindon-plant>

Thomé-Kozmiensky, K. J., & Thiel, S. (Hrsg.). (2016). *Waste management. Volume 6: Waste-to-energy / Karl J. Thome-Kozmiensky, Stephanie Thiel*. TK.

Thunman, H. (2018a). *GoBiGas demonstration – a vital step for a large-scale transition from fossil fuels to advanced biofuels and electrofuels*.

Thunman, H. (2018b). *GoBiGas demonstration – a vital step for a large-scale transition from fossil fuels to advanced biofuels and electrofuels*.

Tian, P., Wei, Y., Ye, M., & Liu, Z. (2015). Methanol to Olefins (MTO): From Fundamentals to Commercialization. *ACS Catalysis*, 5(3), 1922–1938. <https://doi.org/10.1021/acscatal.5b00007>

Tofani, G., Jasiukaitytė-Grojzdek, E., Grilc, M., & Likozar, B. (2024). Organosolv biorefinery: Resource-based process optimisation, pilot technology scale-up and economics. *Green Chemistry*, 26(1), 186–201. <https://doi.org/10.1039/D3GC03274D>

TORAY. (2022). *Toray to Domestically Sell Chemical Recycled Fiber Products Derived from Fishing Nets | Latest News | Toray Industries, Inc. | TORAY*. TORAY INDUSTRIES, INC. <https://www.toray.com/global/news/details/20221130141626.html>

Trinseo. (2024). *Trinseo Opens Next-Gen Depolymerization Facility in Italy*. <https://investor.trinseo.com/home/news/news-details/2024/Trinseo-Opens-Next-Gen->

Depolymerization-Facility-in-Italy/default.aspx

van der Zande, W. (2022). *KOPIE ALS KENMERK. EUROPOORT KRINGEN.*

VCI. (2023). *Chemiewirtschaft in Zahlen 2023.*

VCI. (2024). *Chemiewirtschaft in Zahlen—2024.*

Voelker, S., Groll, N., Bachmann, M., Mueller, L., Neumann, M., Kossioris, T., Muthyalu, P., Lehrheuer, B., Hofmeister, M., Vorholt, A., Schmitz, K., Pischinger, S., Leitner, W., & Bardow, A. (2024). Towards carbon-neutral and clean propulsion in heavy-duty transportation with hydroformylated Fischer–Tropsch fuels. *Nature Energy*, 9(10), 1220–1229. <https://doi.org/10.1038/s41560-024-01581-z>

Wagemann, K., & Tippkötter, N. (Hrsg.). (2019). *Biorefineries* (Bd. 166). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-97119-3>

Waldheim, L. (2018). *Gasification of waste forenergy carriers: A review.* IEA Bioenergy.

Wallmann, K., & Löschke, S. (2024). *CDRmare Update: Neue Abschätzung der CO₂-Speicherkapazität unter der deutschen Nordsee.* CDRmare.

<https://doi.org/10.3289/CDRmare.43>

Zhang, C.-Y., & Nakatani, J. (2024). Implications of chemical recycling of plastic waste for climate change impacts: A critical review. *Sustainable Production and Consumption*, 48, 301–323. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2024.05.016>

Zhang, X., Yang, H., Chen, Z., Wang, X., Feng, H., Zhang, J., Yu, J., Gao, S., & Lai, D. (2024). Sustainable production of aromatics via catalytic pyrolysis of polyolefins towards the carbon cycle for plastics. *Fuel*, 357, 129897.

<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.129897>

Zheng, S., Zhang, Z., He, S., Yang, H., Atia, H., Abdel-Mageed, A. M., Wohlrab, S., Baráth, E., Tin, S., Heeres, H. J., Deuss, P. J., & de Vries, J. G. (2024). Benzenoid Aromatics from Renewable Resources. *Chemical Reviews*, 124(19), 10701–10876.

<https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.4c00087>