

CLIMATE CHANGE

02/2026

Teilbericht

Techno-ökonomische Analyse von CO₂- Entnahmetechnologien und Bewertung der CO₂- Speicherkapazitäten und - Projekte in Europa

von:

Sebastian Lübbers, Saskia Lengning, Dr. Fabian Muralter, Purnima Kulkarni
Prognos AG, Berlin, Basel

Dr. Florian Krob, Dr. Andreas R. Köhler, Wolfram Jörß
Öko Institut, Freiburg, Darmstadt, Berlin

Herausgeber:

Umweltbundesamt

CLIMATE CHANGE 02/2026

KLIFOPLAN des Bundesministeriums für Umwelt,
Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3722 41 502 0
FB002010

Teilbericht

Techno-ökonomische Analyse von CO₂- Entnahmetechnologien und Bewertung der CO₂-Speicherkapazitäten und -Projekte in Europa

von

Sebastian Lübbbers, Saskia Lengning, Dr. Fabian Muralter,
Purnima Kulkarni
Prognos AG, Berlin, Basel

Dr. Florian Krob, Dr. Andreas R. Köhler, Wolfram Jörß
Öko Institut, Freiburg, Darmstadt, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

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

Durchführung der Studie:

Prognos AG
Goethestraße 85
10623 Berlin

Abschlussdatum:

August 2025

Redaktion:

Fachgebiet V 1.2 Szenarien und Strategien zu Klimaschutz und Energie
Joris Spindler, (Kirsten op de Hipt - Layout)

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7960>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Januar 2026

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Techno-ökonomische Analyse von CO₂-Entnahmetechnologien und Bewertung der CO₂-Speicherkapazitäten und -Projekte in Europa

In dieser Studie wurden auf Basis einer techno-ökonomischen Analyse die Negativemissionstechnologien DACCU/S, BECCU/S, Pflanzenkohle und Beschleunigte Verwitterung untersucht. Dabei wurde die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen detailliert untersucht. Darüber hinaus wurden die CO₂-Speicherkapazitäten für Europa dargestellt. Über eine Auswertung der laufenden und geplanten CO₂-Speicherprojekte in Europa wurde die Entwicklung der CO₂-Injektionskapazitäten in Europa skizziert. Darüber hinaus wurde die Rolle von CCS und Negativemissionstechnologien in den Klimastrategien analysiert und der Begriff der Umweltintegrität wurde beleuchtet.

Abstract: Techno-economic analysis of CO₂ capture technologies and assessment of CO₂ storage capacities and projects in Europe

In this study, the negative emission technologies DACCU/S, BECCU/S, biochar and enhanced weathering were examined on the basis of a techno-economic analysis. The CO₂ storage in geological formations was examined in detail. In addition, the CO₂ storage capacities for Europe were presented. An evaluation of the ongoing and planned CO₂ storage projects in Europe was used to outline the development of CO₂ injection capacities in Europe. In addition, the role of CCS and negative emission technologies in climate strategies was analyzed and the concept of environmental integrity was examined.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis	12
Abkürzungsverzeichnis.....	14
Zusammenfassung.....	16
Summary	26
1 Einführung, Ausgangslage und Motivation	35
2 Techno-ökonomische Analyse ausgewählter CO ₂ -Entnahmetechnologien.....	38
2.1 BECCU/S und DACCU/S	38
2.1.1 CO ₂ -Abscheidung	39
2.1.1.1 CO ₂ -Abscheidung an einer biogenen Punktquelle (BECC)	39
2.1.1.2 CO ₂ -Abscheidung direkt aus der Atmosphäre (DACC).....	55
2.1.1.3 BECC- und DACC-Projekte in Europa und Global.....	65
2.1.1.4 Bewertung des Potenzials von BECCS und DACCS.....	72
2.1.2 CO ₂ -Transport	74
2.1.2.1 Komprimierung und Verflüssigung	76
2.1.2.2 Pipeline	79
2.1.2.3 Schiff	85
2.1.2.4 Zug	88
2.1.2.5 Lkw	90
2.1.2.6 CO ₂ -Transportprojekte.....	91
2.1.3 CO ₂ -Speicherung in geologischen Formationen	97
2.1.3.1 Grundlagen, Prozessbeschreibung, Standortauswahlkriterien und Zeitbedarfe	97
2.1.3.2 Speicherbedingungen und Rückhalte- und Speichermechanismen	100
2.1.3.3 Speicheroptionen.....	105
2.1.3.4 Risiken, Risikomanagement und Monitoring beim CO ₂ -Transport und bei der CO ₂ -Speicherung	112
2.1.3.5 Kosten der CO ₂ -Speicherung.....	126
2.1.3.6 Bewertung	135
2.1.4 CO ₂ -Speicherung in Produkten	139
2.1.4.1 Grundlagen der CO ₂ -Nutzung	140
2.1.4.2 CCU-Optionen zur produktbasierten CO ₂ -Speicherung.....	143
2.1.4.3 Permanenz der CO ₂ -Speicherung in Produkten.....	148
2.1.4.4 Potenzialabschätzung von CCU zur produktbasierten CO ₂ -Speicherung	150

2.1.4.5	THG-Bilanz, Energiebedarfe und Kosten von CCU zur produktbasierten CO ₂ -Speicherung	152
2.2	Pflanzenkohle.....	155
2.2.1	Prozessbeschreibung	155
2.2.2	Eigenschaften, Potenzial und Kosten.....	158
2.2.3	Bewertung.....	161
2.3	Beschleunigte Verwitterung	163
2.3.1	Speicheroptionen.....	163
2.3.1.1	In-situ Mineralisation von CO ₂ in Gesteinskörpern:.....	163
2.3.1.2	Ex-situ Mineralisation von natürlichem Gestein oder technisch erzeugten Schlacken mit CO ₂	163
2.3.2	Prozessbeschreibung der technologischen Ansätze zur beschleunigten Verwitterung.....	164
2.3.2.1	In Situ Verfahren	164
2.3.2.2	Ex-Situ Verfahren	165
2.3.3	Stand der Technik und Kosten	166
2.3.4	Risiken	168
2.3.5	Bewertung.....	169
2.4	Zusammenfassung der techno-ökonomischen Analyse	170
3	CO ₂ -Speicherkapazitäten in Europa	173
3.1	Herausforderungen und Unsicherheiten bei der Quantifizierung von CO ₂ -Speicherkapazitäten.....	173
3.2	Speicherkapazitäten EU und Großbritannien, Norwegen und Schweiz	177
3.2.1	Fokus EU, Großbritannien, Norwegen und Schweiz	178
3.2.2	Fokus Nordsee	185
3.2.3	Fokus Deutschland.....	189
4	CO ₂ -Speicherprojekte in Europa.....	192
4.1	Übersicht der CO ₂ -Speicherprojekte.....	192
4.2	Bewertung der CO ₂ -Speicherprojekte.....	198
5	CCS und negative Emissionen in Klimastrategien	202
5.1	CCS in den Strategien.....	202
5.2	Bewertung der Strategien hinsichtlich des CCS-Einsatzes	208
6	Kriterien für umweltintegre Negativemissionstechnologien	211
6.1	Begriffsbestimmung zu „Umweltintegrität“	211
6.1.1	Allgemeine Begriffsbedeutungen von Umweltintegrität.....	211

6.1.2	Umweltintegrität im Kontext der internationalen Klimapolitik.....	212
6.1.3	Umweltintegrität im Rahmen des europäischen Klimagesetzes	216
6.1.4	Umweltintegrität im EU-weiten freiwilligen Rechtsrahmen für die Zertifizierung von Kohlenstoffsinken (CRCF).....	217
6.1.5	Umweltintegrität im Kontext der EU-Taxonomie-Verordnung	220
6.1.6	Bedeutung der Umweltintegrität im Zusammenhang mit technischen Kohlenstoffsinken bzw. Negativemissionstechnologien	222
6.2	Schlussfolgerung zur Umweltintegrität in Hinblick auf Negativemissionstechnologien	224
6.2.1	Allgemeine Paradigmen der Umweltintegrität und Verankerung im EU-Recht	224
6.2.2	Ableitung von Kriterien für umweltintegre Negativemissionstechnologien	225
7	Quellenverzeichnis	230
A	Anhänge.....	255
A.1	Projektdatenbank BECC- und DAC-Abscheideprojekte in Europa	255
A.2	Dokumentation zur Erstellung der Datenbank der europäischen CO ₂ - Speicherprojekte .	262
A.3	Projektdatenbank CO ₂ -Speicherungsprojekte in Europa.....	264
A.4	Übersicht der Regulatorik in der EU, Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich	271

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Prozesskette BECCU/S und DACCU/S	38
Abbildung 2:	CO ₂ -Abscheidungsverfahren mit jeweiligem TRL	39
Abbildung 3:	Prozessschema Post Combustion chemische Absorption (Aminwäsche)	40
Abbildung 4:	Prozessschema Oxyfuel-Verfahren.....	41
Abbildung 5:	Prozessschema Pre-Combustion Verfahren	42
Abbildung 6:	Volumenbezogene CO ₂ -Konzentration im (Ab)gasstrom nach CO ₂ -Quelle	43
Abbildung 7:	Spezifische Kosten CO ₂ -Abscheidung an Punktquellen	50
Abbildung 8:	Abscheidungsprozess L- DAC.....	56
Abbildung 9:	Abscheidungsprozess S-DAC.....	57
Abbildung 10:	DAC-Unternehmen weltweit nach Ländern	58
Abbildung 11:	CAPEX-Vergleich S-DAC	63
Abbildung 12:	Entwicklung CO ₂ -Abscheidekapazitäten aus geplanten und laufenden Projekten in Europa nach Sektoren.....	66
Abbildung 13:	Angekündigte Gesamtabscheidekapazitäten aus geplanten und laufenden DAC-Anlagen in Europa nach Ländern für 2045*, in Mt	68
Abbildung 14:	Aufteilung der Abscheidekapazitäten für 2045* aus geplanten und laufenden DAC-Projekten in Europa nach Verwendung des abgeschiedenen CO ₂	69
Abbildung 15:	Entwicklung der Abscheidekapazitäten von geplanten und laufenden DAC-Anlagen weltweit nach Regionen.....	70
Abbildung 16:	Kapazität und Anzahl der geplanten und laufenden DAC- Projekte weltweit nach CO ₂ -Freisetzungsmechanismus	71
Abbildung 17:	Verwendung des CO ₂ nach Kapazität und Anzahl der geplanten und laufenden DAC-Projekte weltweit für 2045*	71
Abbildung 18:	Globaler CO ₂ -Abscheidungsbedarf BECC und DACC im Net Zero Szenario	74
Abbildung 19:	Phasendiagramm für reines CO ₂	75
Abbildung 20:	Prozessschema Verflüssigungsanlage mit offenem Kreislauf und einem Regelventil.....	77
Abbildung 21:	Prozesskette beim CO ₂ -Pipelinetransport.....	79
Abbildung 22:	Investitionskosten CO ₂ -Pipeline onshore als Funktion der Transport-Kapazität	81
Abbildung 23:	Spezifische Kosten CO ₂ -Transport nach Transportmodus.....	84
Abbildung 24:	Prozesskette beim CO ₂ -Schiffstransport	85
Abbildung 25:	Konzept des CO ₂ -Transports und der -Speicherung von Northern Lights.....	86
Abbildung 26:	Prozesskette beim CO ₂ -Zugtransport	88
Abbildung 27:	Flüssiggas-Kesselwagen für den CO ₂ -Transport	89

Abbildung 28:	Maße eines Flüssiggas-Kesselwagens für tiefkalte Gase	90
Abbildung 29:	Semi-Trailer für den CO ₂ -Transport.....	90
Abbildung 30:	Prozesskette beim CO ₂ -Lkw-Transport.....	91
Abbildung 31:	Skizzierung eines CO ₂ -Transportnetzes von OGE	92
Abbildung 32:	Skizzierung eines CO ₂ -Transportnetzes von VDZ.....	93
Abbildung 33:	Potenzielle CO ₂ -Infrastruktur in der EU im Jahr 2050, Szenario C1.....	96
Abbildung 34:	CO ₂ -Rückhalte- und Speichermechanismen im Reservoir.....	102
Abbildung 35:	CO ₂ -Rückhalte- und Speichermechanismen, und - Speichersicherheit in Abhängigkeit von der Zeit.....	104
Abbildung 36:	Potenzielle CO ₂ -Speicheroptionen in geologischen Formationen	105
Abbildung 37:	Die CO ₂ -Speicherung in einem tiefen, salinaren Aquifer	107
Abbildung 38:	Schematische Darstellung des Prinzips der CO ₂ -Speicherung in Sandsteinformationen in der deutschen Nordsee	109
Abbildung 39:	Globale Verbreitung von Onshore- und Offshore-Basaltgesteinsformationen als potenzielle Ziele für eine mögliche in-situ Mineralisation.....	111
Abbildung 40:	Qualitative Darstellung des Risikoprofils bei der Injektion von CO ₂ in geologische Formationen in Abhängigkeit von der Zeit nach der Betriebsphase	112
Abbildung 41:	Potenzielle Wegsamkeiten für den Austritt von CO ₂ aus der Speicherstätte.....	115
Abbildung 42:	Darstellung der verschiedenen Nutzungsräume in der deutschen AWZ und das CDRmare Untersuchungsgebiet (A) für die Offshore CO ₂ -Speicherung.....	118
Abbildung 43:	Die Tiefenlage der insgesamt neun CO ₂ -Speicherschichten von <i>Sleipner</i> innerhalb der <i>Utsira</i> -Formation.....	120
Abbildung 44:	Zeitlicher Verlauf der Injektivität der <i>Tubåen</i> Formation beim <i>Snøhvit</i> -CO ₂ -Speicherprojekt.....	125
Abbildung 45:	Spezifische Kosten CO ₂ -Speicherung nach Art und Ort der Speicherung.....	127
Abbildung 46:	Überblick des CO ₂ -Nutzungskreislaufs	142
Abbildung 47:	Überblick zu CCU-Produkten	148
Abbildung 48:	Wertschöpfungskette der CO ₂ -Nutzung im Kontext Importe/Exporte	153
Abbildung 49:	Herstellung der Pflanzenkohle	157
Abbildung 50:	Varianten der Mineralisierung von Kohlenstoffdioxid	164
Abbildung 51:	CO ₂ -Senkenpotenzial der ex-situ Ausbringung von Basaltmehl auf Agrarflächen	167
Abbildung 52:	Kosten der ex-situ Ausbringung von Basaltmehl auf Agrarflächen	168

Abbildung 53:	Geografische Verteilung von potenziellen Speicheroptionen in Europa	174
Abbildung 54:	Verlässlichkeitspyramide der Clean Air Task Force zur Bewertung von Methoden zur theoretischen Abschätzung von Speicherkapazitäten	175
Abbildung 55:	Stand der Bewertung der CO ₂ -Speicherkapazitäten in der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz	178
Abbildung 56:	Theoretische Abschätzungen der Clean Air Task Force (CATF) zu den Speicherkapazitäten für die Länder der EU und Großbritannien, Norwegen und die Schweiz (in Gt CO ₂)	182
Abbildung 57:	Theoretische Abschätzungen der CATF für Speicherkapazitäten zur CO ₂ -Speicherung in geologischen Formationen in der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz	184
Abbildung 58:	Darstellung Verbreitung von Speicheroptionen und deren Speicherkapazitäten auf dem europäischen Kontinent	186
Abbildung 59:	Speicherkapazitäten der Nordseeanrainerstaaten	187
Abbildung 60:	CO ₂ -Speicherkapazitäten in der deutschen AWZ	189
Abbildung 61:	Industrielle CO ₂ -Punktquellen und die Verbreitung geologischer Formationen mit CO ₂ -Speicherpotenzialen in Deutschland	190
Abbildung 62:	Entwicklung der Einspeisekapazitäten aus geplanten und laufenden Projekten in Europa (EU inklusive Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich) bis 2045	194
Abbildung 63:	Entwicklung der Einspeisekapazität aus geplanten und laufenden Projekten in der EU bis 2045	195
Abbildung 64:	Entwicklung der Einspeisekapazität in Europa bis 2100 unter Einbeziehung der projektspezifischen Speicherkapazitäten ..	197
Abbildung 65:	Realisierungswahrscheinlichkeit der geplanten Einspeisekapazität in Europa für 2030	200
Abbildung 66:	Einstufung der untersuchten Länder zur politischen Auseinandersetzung mit CCS	209

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Methoden und Technologien für Negativemissionen im LNe-Eckpunktepapier und in dieser Studie.....	35
Tabelle 2:	Überblick Energiebedarf CO ₂ -Abscheidung an Punktquellen...	49
Tabelle 3:	Investitionsausgaben (CAPEX) CO ₂ -Abscheidung an Punktquellen.....	51
Tabelle 4:	Betriebskosten (OPEX) CO ₂ -Abscheidung an Punktquellen	54
Tabelle 5:	Klassifizierung der verschiedenen DAC-Technologien	60
Tabelle 6:	Vergleich der DAC-Kennwerte für S-DAC und L-DAC	61
Tabelle 7:	Techno-ökonomische Daten S-DAC.....	64
Tabelle 8:	DACCS- und BECCS-Bedarf für Deutschland in ausgewählten Szenarienstudien	72
Tabelle 9:	Zielwerte für die CO ₂ -Entnahme natürlich und industriell in der EU	73
Tabelle 10:	CO ₂ -Transporteigenschaften im Vergleich	76
Tabelle 11:	Grenzwerte von Begleitstoffen für den CO ₂ -Transport.....	78
Tabelle 12:	Investitionskosten für CO ₂ -Fernleitungen in EUR/m.....	82
Tabelle 13:	Investitionskosten CO ₂ -Transport	82
Tabelle 14:	Betriebskosten CO ₂ -Transport.....	83
Tabelle 15:	Kosten beim Schiffstransport	87
Tabelle 16:	Leitungsgebundene (grenzüberschreitende) CO ₂ -Transportprojekte in Deutschland.....	94
Tabelle 17:	Investitionsausgaben CO ₂ -Speicherung.....	128
Tabelle 18:	Betriebskosten CO ₂ -Speicherung	131
Tabelle 19:	Kostenparameter der Betriebskosten CO ₂ -Speicherung	133
Tabelle 20:	Generische Bewertung zum Vergleich von CO ₂ -Speicheroptionen in geologischen Formationen in Deutschland anhand ausgewählter Kriterien	137
Tabelle 21:	Anwendungen der CCU-Hydrogenierung und mögliche Produkte	144
Tabelle 22:	Eigenschaften von weiteren CCU-Produkten (1. Reihe: HVC, 2. Reihe: Polymere)	145
Tabelle 23:	Kohlenstoffgehalt in ausgewählten Chemikalien.....	147
Tabelle 24:	Nutzungsdauern ausgewählter Zielprodukte	149
Tabelle 25:	Verfahren zur Herstellung von Pflanzenkohle.....	155
Tabelle 26:	Entstehende Emissionen durch Pyrolyse bei 850 °C für verschiedene Ausgangsstoffe	160
Tabelle 27:	Hauptkriterien der ausgewerteten Negativemissionstechnologien.....	171
Tabelle 28:	CO ₂ -Speicherkapazitäten EU, Norwegen, Großbritannien und der Schweiz.....	179

Tabelle 29:	Zusammenfassung der Kategorisierung der Speicherprojekte in Europa193
Tabelle 30:	Zieljahre der THG-Neutralität der EU inklusive Norwegen, Island, Vereinigtes Königreich und Schweiz, sowie der EU selbst202
Tabelle 31:	Einteilung der Länder nach Beschäftigung mit CCS in den Klimastrategien.....203
Tabelle 32:	Quantitative Angaben zu CCS in den ausgewerteten Strategien203
Tabelle 33:	CCU/S und negative Emissionen in der Folgenabschätzung der EU-Kommission zum 2040-Ziel206
Tabelle 34:	CO ₂ -Entnahme-Ziele für Länder in Europa gemäß Carbon Gap Tracker207
Tabelle 35:	Technische Bewertungskriterien für CCU, CCS, DAC.....222
Tabelle 36:	BECC- und DAC-Abscheideprojekte in Europa.....256
Tabelle 37:	Betrachtete CCS-Projektdatenbanken nach den Datenbanken262
Tabelle 38:	CO ₂ -Speicherungsprojekte in Europa264
Tabelle 39:	CCS-Regulatorik in der EU, Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich.....271

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BECCS	Bioenergy with Carbon Capture and Storage
BMWK	Bundesministerium für Wirtschaft und Klima
CIEL	Center for International Environmental Law
CC	Carbon Capture
CCS	Carbon Capture and Storage
CCU	Carbon Capture and Utilization
CMS	Carbon Management Strategie
CRCF	Carbon Removals and Carbon Farming
DACC	Direct Air Carbon Capture
DACCS	Direct Air Carbon Capture and Storage
Destatis	Statistisches Bundesamt
EC	European Commission
ECBM	Enhanced Coal Bed Methane
EGR	Enhanced Gas Recovery
EOR	Enhanced Oil Recovery
ERW	Enhanced Rock Weathering
F&E	Forschung und Entwicklung
GCCSI	Global Carbon, Capture and Storage Institute
GDB	Genossenschaft Deutscher Brunnen e.G., Bonn
GEOSTOR	Verbundprojekt zur geologischen Charakterisierung zur Beurteilung des Potenzials und der Sicherheit für die CO ₂ -Speicherung in der deutschen Nordsee
GOK	Geländeoberkante
GuD	Gas und Dampf
HSE	Health and Safety Executive of UK Government
IEA	International Energy Agency
ICM	Industrial Carbon Management
ICR	Industrial Carbon Removals
IOGP	International Association of Oil & Gas Producers

Abkürzung	Erläuterung
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KSpG	Gesetz zur Demonstration der dauerhaften Speicherung von Kohlenstoffdioxid (Kohlendioxid-Speicherungsgesetz)
LNe	Langfriststrategie „Negativemissionen zum Umgang mit unvermeidbaren Restemissionen“
MAH	Major Accident Hazard
MEACP	Ministry of Economic Affairs and Climate Policy, Netherlands
MMV	Monitoring, Measurement and Verification
MPa	Megapascal
Mtpa	Million Tons per annum (Millionen Tonnen pro Jahr)
NABU	Naturschutzbund Deutschland e.V.
NEKP	Nationaler Energie- und Klimaplan
ppm	Parts per million
UBA	Umweltbundesamt
THG	Treibhausgas
TRL	Technology Readiness Level
WACC	Waste Carbon Capture
WACCU/S	Waste Carbon Capture, Utilisation and Storage

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der gesetzlich festgelegten Netto-Treibhausgasneutralitätsziele in Europa bis zum Jahr 2050 und in Deutschland bis 2045, gewinnen **negative Emissionen** zunehmend an Bedeutung. Diese umfassen Ansätze, die darauf abzielen, bereits emittierte Treibhausgase aktiv aus der Atmosphäre zu entfernen, um unvermeidbare Restemissionen auszugleichen und Netto-Treibhausgasneutralität zu erreichen. Insbesondere präsent in den Debatten sowie in relevanten Szenarien (z. B. IPCC) sind die Negativemissionstechnologien die direkte Abscheidung aus der Atmosphäre und Speicherung (DACCS), die Kombination aus Bioenergie und CO₂-Abscheidung und -Speicherung (BECCS) sowie die beschleunigte Verwitterung und Pflanzenkohle. Natürliche Negativemissionen sind sowohl in der EU mit dem Ziel 310 Mt CO₂/a bis 2030, als auch national mit den Zielen für den LULUCF-Sektor in § 3a KSG festgelegt. Demnach sollen im Jahr 2045 in Deutschland 40 Mt/CO₂ eingebunden werden. Technische CO₂-Entnahmeverfahren bieten eine Ergänzung zu den natürlichen negativen Emissionen – so auch festgeschrieben nach § 3b KSG und im Rahmen der LNe festzulegen. Deren Implementierung erfordert jedoch nicht nur erhebliche technologische Fortschritte, sondern auch die Entwicklung geeigneter politischer, ökonomischer und gesellschaftlicher Rahmenbedingungen. Die erfolgreiche Integration dieser Ansätze und ihre Nachhaltigkeitsanforderungen werden entscheidend für den Beitrag technischer Negativemissionstechnologien für die europäischen Klimaziele sein ohne andere Umwelt- und Nachhaltigkeitsziele zu beeinträchtigen.

Die Negativemissionstechnologien BECCS und DACCS sind dabei Verfahren, die für die CO₂-Entnahme eine neue CO₂-Infrastruktur benötigen und stehen in diesem Bericht im Fokus, neben den beiden anderen betrachteten Optionen der Pflanzenkohle und der Beschleunigten Verwitterung. Im ersten Teil der Prozesskette dieser Verfahren wird das CO₂ entweder an CO₂-Punktquellen abgeschieden oder direkt der Atmosphäre entzogen. Die **Abscheidung an biogenen Punktquellen (BECC)** umfasst z. B. Biogasaufbereitungsanlagen oder Biomasseheizkraftwerke. Die am häufigsten verwendete Abscheidungstechnik an Punktquellen ist die chemische Absorption mit Aminwäsche (MEA). Es gibt jedoch auch weitere Technologien wie das Membranverfahren, Kalzium oder chemisches Calcium-Carbonate Looping (CCL) und die Oxyfuel-Trennung, die noch unterschiedliche Technologiereifegrade haben. Die CO₂-Abscheidung an der Punktquelle kann in drei Hauptverfahren unterteilt werden: Post-Combustion, Oxyfuel-Verfahren und Pre-Combustion. Bei der Post-Combustion wird das CO₂ nach der Verbrennung abgeschieden, beim Oxyfuel-Verfahren findet die Verbrennung in reiner Sauerstoffumgebung statt und beim Pre-Combustion wird das CO₂ vor der Verbrennung abgetrennt. Die Abscheidungstechnologien erfordern thermische Energie für die Lösung des CO₂ aus den Aminen sowie elektrische Energie für die Zirkulation der Amine, die Ventilation und Komprimierung des CO₂. Der Energiebedarf variiert je nach Abscheidungsverfahren und CO₂-Konzentration im Rauchgas. Die CO₂-Abscheidung aus biogenen Quellen erfolgt hauptsächlich bei der Verbrennung von Biomasse für Energie oder Prozesswärme sowie bei der Gasifizierung von Biomasse. Auch die Fermentation und Verbrennung von Fermentationsprodukten sowie die Dampfreformierung von Biomethan zur Wasserstoffherzeugung bieten Potenziale für BECC. Die technologische Reife dieser Verfahren variiert je nach Anwendung. Die Investitionsausgaben für die Abscheidungstechnologien sind hoch, insbesondere bei den first-of-a-kind Projekten. Insgesamt gibt es noch großen Entwicklungsbedarf für die verschiedenen Abscheidungstechnologien und weitere Forschung und Skalierung ist erforderlich, um die Effizienz zu verbessern und die Kosten zu senken.

Bei **Direct Air Carbon Capture (DACC)** wird CO₂ direkt der Atmosphäre entzogen. Die am weitesten entwickelte Technologie basiert auf einem thermischen Ansatz, bei dem thermische Ener-

gie zur Freisetzung des CO₂ genutzt wird. Es gibt eine Hochtemperatur DAC-Anlage (Liquid-DAC) mit einem flüssigen Absorptionsmittel und eine Niedrigtemperatur DAC-Anlage (Solid-DAC) mit einem festen Adsorptionsmittel. Carbon Engineering aus Kanada hat sich auf die L-DAC-Anlage spezialisiert, während Climeworks aus der Schweiz die S-DAC-Anlage entwickelt. Beide Anlagen gehören zu den Pionierunternehmen, die CO₂ aus der Atmosphäre entnehmen, um es zu speichern (DACCS) oder als Kohlenstoffquelle zu nutzen (DACCU). Es gibt auch neue DAC-Technologien wie Membranabtrennung und kryogene Abtrennung. Die DAC-Anlagen der neusten Generation zeichnen sich durch neue Abscheidungs- und Freisetzungsmechanismen aus. Die Kosten für DAC-Anlagen sind noch unsicher und hängen von verschiedenen Faktoren ab, wie der Technologieentwicklung, Skaleneffekten und Effizienzsteigerungen. Langfristig ist das Ziel die Kosten auf etwa 100-300 EUR/tCO₂ zu senken.

In der vorliegenden Studie wurden die **geplanten und laufenden CO₂-Abscheideprojekte** in Europa ausgewertet, mit dem Fokus auf BECC- und DACC-Projekte. Dafür wurden Projektdatenbanken mit geplanten und laufenden Projekten ausgewertet und analysiert. Insgesamt wurden 183 Projekte zur Abscheidung von CO₂ identifiziert. Die meisten Projekte konzentrieren sich auf 18 europäische Länder, wobei das Vereinigte Königreich mit 61 Projekten führend ist. Deutschland, die Niederlande und Norwegen folgen auf den nächsten Plätzen. Die meisten Projekte zielen auf die Abscheidung von fossilem CO₂ ab, während nur wenige Projekte nicht-fossiles CO₂ abscheiden. Für DAC-Projekte wird bis 2030 eine Abscheidekapazität von 0,8 Mt/a angestrebt. Weltweit laufen insgesamt 82 DAC-Projekte, die langfristig eine Abscheidekapazität von 19,4 Mt/a erreichen sollen. Die meisten Projekte konzentrieren sich auf Nordamerika und den Nahen Osten, verfolgen einen thermischen Ansatz zur CO₂-Abscheidung und planen die Speicherung des abgeschiedenen CO₂ in geologischen Formationen (DACCS).

Es ist zu unterscheiden zwischen **Bedarf und Potenzial von negativen Emissionen**. Der Bedarf an negativen Emissionen leitet sich aus den nationalen und europäischen Klimazielen ab. Um Netto-Treibhausgasneutralität zu erreichen, müssen Restemissionen durch negative Emissionen ausgeglichen werden. Der Bedarf an technischer CO₂-Entnahme wurde bisher weder auf EU-Ebene noch auf nationaler Ebene festgelegt. Um ein optimales Portfolio von natürlichen und technischen Entnahmeoptionen für das Jahr 2050 und darüber hinaus zu erstellen, ist eine Potenzialabschätzung notwendig. Jede Entnahmeoption hat mindestens einen limitierenden Faktor, der das Potenzial begrenzt. BECCU/S wird vor allem durch das nachhaltige Biomassepotenzial begrenzt, während DACCU/S insb. durch das Angebot erneuerbarer Energien begrenzt ist. Die CO₂-Speicherkapazität ist ebenfalls für beide Optionen ein limitierender Faktor. Auf europäischer Ebene spielt die industrielle CO₂-Entnahme neben der Dekarbonisierung eine zentrale Rolle auf dem Weg zur Treibhausgasneutralität bis 2050. Laut der Folgenabschätzung der EU-Kommission zum 2040-Ziel sollen bis zu 121 Mt CO₂ mittels BECCS und DACCS im Jahr 2050 der Atmosphäre entnommen werden. Die Internationale Energieagentur sieht in ihrem Szenario "Net Zero" einen globalen CO₂-Abscheidungsbedarf von bis zu 2,4 Gt CO₂ bis 2050. Globale Schätzungen zeigen langfristig einen Bedarf von bis zu 10 Gt CO₂/a an negativen Emissionen.

Der **CO₂-Transport** ist ein zentraler Bestandteil der CCU/S-Wertschöpfungskette und umfasst die Schritte Komprimierung, Verflüssigung, Verladung, Entladung, Zwischenspeicherung und den Transport selbst. Je nach Transportmodus und -menge variieren die Anforderungen an das CO₂-Transportsystem. CO₂ kann in gasförmiger, flüssiger oder dichter Phase transportiert werden, wobei die Dichte des CO₂ eine entscheidende Rolle spielt. Der Transport per Pipeline ist besonders für große CO₂-Mengen und lange Distanzen geeignet. Dabei wird das CO₂ auf ein Druckniveau von 80-150 bar komprimiert und bei Umgebungstemperaturen von +5 bis +25 °C

transportiert. Der Pipelinetransport erfordert Verdichterstationen, um den Druckverlust auszugleichen. Die Investitions- und Betriebskosten für den CO₂-Transport hängen von den Faktoren wie der Transportart, der Distanz und der Transportkapazität ab. Der Pipelinetransport ist auf weiten Distanzen und großen Mengen kostengünstiger als der Transport per Schiff, Bahn oder Lkw. Es gibt bereits Pläne für einen leitungsgebundenen CO₂-Transport in Deutschland, die ein nationales CO₂-Kernnetz mit einer Leitungslänge von bis zu 4.800 km abbilden und durch die Anbindung von Grenzübergangspunkten einen grenzüberschreitenden CO₂-Transport ermöglichen. Auch auf europäischer Ebene wurde ein europaweites CO₂-Netz skizziert, das eine Leitungslänge von bis zu 19.000 km im Jahr 2050 vorsieht. Der Schiffstransport bietet Flexibilität und die Nutzung bestehender Hafeninfrastruktur, während der Zugtransport für kleine Mengen und kurze Distanzen geeignet ist. Flüssiges CO₂ kann auch per Zug oder Lkw transportiert werden. Der Zugtransport eignet sich besonders für dezentrale Standorte mit geringen CO₂-Mengen, die nicht über eine Pipeline angeschlossen werden können oder einen Zugang zu einer Bundeswasserstraße haben. Beim Zugtransport wird das CO₂ abgeschieden, verflüssigt und in Kesselwagen geladen. Der Transport per Lkw findet bereits in der Lebensmittel- und Chemieindustrie statt. Dabei können nur kleine Mengen von flüssigem CO₂ transportiert werden. Dadurch ist es die teuerste Variante, aber auch die flexibelste.

Die **CO₂-Speicherung in geologischen Formationen** stellt das letzte Glied in der der CCU/S-Wertschöpfungskette dar. Für die Speicherung muss das CO₂ komprimiert und anschließend in geeignete geologische Gesteinsformationen (Reservoirs) injiziert werden. Im Gestein soll es durch Rückhalte- und Speichermechanismen möglichst dauerhaft gebunden werden.

Rückhalte- und Speichermechanismen umfassen einerseits physikalische Prozesse, wie Immobilisierung durch stratigraphische und strukturelle Fallen- und Barrierestrukturen oder die residuale Bindung des CO₂ über Kapillarkräfte im Porenraum der Gesteine sowie andererseits geochemische Lösungs- und Abscheidungsprozesse, wie die Lösung im Formationswasser oder die Mineralisation mit dem Speichergestein selbst. Bis Rückhalte- und Speichermechanismen in Kraft treten, können je nach Mechanismus einige wenige Monate bis mehrere Tausende bis Zehntausende Jahre vergehen. Die Zeiträume, bis das CO₂ über die unterschiedlichen Prozesse gebunden ist, hängen maßgeblich von den geologischen Reservoirseigenschaften ab. Je größer der Anteil des CO₂ über Lösung im Formationswasser oder die Mineralisation mit dem Speichergestein gebunden ist, desto geringer ist ein Leackagerisiko und desto höher die Speichersicherheit. Bis ein signifikanter Teil des Gases jedoch durch Mineralisation im Speichergestein gebunden ist, können auch Jahrtausende von Jahren vergehen.

Optimale Speicherstätten sind poröse Sedimentgesteine in 800 bis 3.000 Metern Tiefe, die von undurchlässigen Barrieren überlagert werden, um ein Entweichen des CO₂ zu verhindern. Solche Standorte müssen geologisch stabil und infrastrukturell erschlossen sein und gesellschaftliche sowie umweltbezogene Standortanforderungen erfüllen.

Die Vorbereitung und Inbetriebnahme eines CO₂-Speicherprojekts dauert insgesamt 8 bis 12 Jahre, einschließlich der Standortbewertung, Infrastrukturentwicklung und Prozessimplementierung. Der gesamte Lebenszyklus eines Projekts, einschließlich Betrieb, Überwachung und Übergabe an Behörden, kann 50 bis 70 Jahre umfassen. Der Ausbau zusätzlicher Infrastrukturen, wie Transport- und Umschlagkapazitäten, könnte bis zu 15 Jahre in Anspruch nehmen und müsste frühzeitig geplant werden.

Kritik erfährt die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen dadurch, dass wesentliche Erfahrungen auf nur wenigen Projekten (z. B. *Sleipner* und *Snøvit*) aufbauen, welche schon in

frühen Phasen des Betriebs mit erheblichen Schwierigkeiten durch unvorhersehbare Probleme mit dem Verhalten von CO₂ im Reservoir umgehen mussten. Auch wenn diese Schwierigkeiten durch die frühzeitige Identifizierung und rechtzeitige Gegenmaßnahmen behoben werden konnten, bleiben Fragen bezüglich des Langzeitverhaltens von CO₂ im Reservoir weit nach Beendigung der CO₂-Speicherprojekte offen.

Generell können Risiken bei Projekten zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen über die gesamte Prozesskette – vom Transport des CO₂ zur Speicherstätte, der Betriebsphase während der Injektion und nach dem Verschluss und der Übergabe der Zuständigkeit an die verantwortliche Behörde – auftreten. Risiken betreffen im Wesentlichen technische Schwierigkeiten während der Injektion, die entweder auf eine unzureichende Charakterisierung der Speicherstätte oder auf unvorhersehbares Verhalten der Reservoirgesteine oder auf das Langzeitverhalten von CO₂ zurückzuführen sind. Dadurch können Schäden am Speicherkomplex und Wegsamkeiten im Deckgebirge entstehen, welche Austritte (sogenannte Leckagen) von CO₂ oder mit CO₂-angereichertem Formationswasser aus dem Reservoir in höhere Erdschichten oder an die Erdoberfläche bzw. den Meeresboden begünstigen.

Leckagen stellen die größte Gefahr der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen dar, da Mensch und Umwelt erheblich von unkontrollierten Austritten von CO₂ oder mit CO₂-angereichertem Formationswasser betroffen sein können. Leckagen bringen somit erhebliche Umweltauswirkungen mit sich und stellen ein direktes Risiko für betroffene und bereits instabile Ökosysteme dar. Letzendlich könnten aber auch kleinere und unbemerkte Leckagen von CO₂ über längere Zeiträume die mögliche Klimawirksamkeit der CO₂-Speicherung deutlich beeinträchtigen oder sogar aufheben.

Die CO₂-Speicherung birgt aber auch im sozioökonomischen und finanziellen Kontext zahlreiche Gefahren. Gerade Technologien wie EGR und EOR, welche als Vorwand CO₂-Speicherung und Emissionsverminderung nutzen, um im eigentlichen Sinne die weitere Förderung und Verbrennung fossiler Brennstoffe zu rechtfertigen, weisen enorme Risiken auf, die Akzeptabilität der Bevölkerung zu gefährden. Darüber hinaus können u. a. betriebliche Schwierigkeiten zu enormen Kostensteigerungen der Speicherprojekte führen.

Wohingegen die Dauer von CO₂-Speicherprojekten nur auf einige Dutzende Jahrzehnte ausgelegt ist, muss gerade bei der Gesamtrisikoaanalyse der CO₂-Speicherung auch die Zeiträume nach dem Verschluss der Speicherstätten betrachtet werden. So können mehrere Tausende, bis einige Zehntausende Jahre vergehen, bis ein Großteil des CO₂ möglichst dauerhaft gespeichert ist. Bis dahin sind theoretisch Leckagen von CO₂ möglich, welche trotz geringem Eintrittsrisiko mitberücksichtigt werden müssen, da auch niedrige Risikowahrscheinlichkeiten über derart lange Zeiträume zu einem größeren kumulierten Gesamtrisiko beitragen. Insbesondere beim Langzeitverhalten von CO₂ bleiben große Unsicherheiten bei abnehmender Vorhersagegenauigkeit, wodurch eine abschließende Einschätzung der Risiken nicht möglich ist.

Darüber hinaus konnte bisher kein Nachweis der dauerhaften Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen erbracht werden. Auf der Gegenseite konnte aber auch nach einigen Jahrzehnten der Erfahrung bei CO₂-Speicherprojekten nicht nachgewiesen werden, dass CO₂ oder mit CO₂-angereichertes Formationswasser dem Speicherkomplex einer Speicherstätte entweichen konnte. Ob dies aber auch für einen Zeitraum von mehreren Hundert bis einigen Tausend Jahren angenommen werden kann, bleibt weiterhin unklar. Dennoch könnte auf der Basis heutiger wissenschaftlicher Erkenntnisse die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen das Potential für eine langfristige Einlagerung bieten. Aus diesen Gründen brauchen CO₂-Speicherprojekte eine standortspezifische Risikoanalyse im Vorfeld der Injektionstätigkeiten, um potenzielle Risiken einzuschätzen und diese im Eintrittsfall

ausreichend zu adressieren und mit spezifisch festgelegten Maßnahmen Schäden zu minimieren. Teil des Risikomanagements sind Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen, die die Speichersicherheit über den gesamten Prozesszyklus der CO₂-Speicherung – vom Transport, über die Injektion und die Speicherung und Verschlussphase der Speicherstätten – hinweg gewährleisten sollen. Sogenannte „Monitoring, Measurement and Verification“ (MMV)-Programme dienen dazu die Betriebs- und Speichersicherheit von CO₂-Speicherprojekten während und nach dem Betrieb zu überwachen, Schwierigkeiten zu identifizieren und rechtzeitig und passend reagieren zu können.

Bei allen CO₂-Speicherungs-Technologien besteht weiterhin hoher F&E-Bedarf. Auch wenn bereits viele der Technologien einen hohen Reifegrad besitzen, bestehen vor allem im Hinblick auf das Langzeitverhalten von CO₂ innerhalb der verschiedenen Speicherstrukturen große Unsicherheiten. Des Weiteren bestehen vor allem hinsichtlich der Austrittsraten, dem Austrittsvolumen und den Umweltauswirkungen von Leckagen auf bspw. marine Ökosysteme aber auch zur Akzeptanz von CO₂-Speicherungs-Technologien weitere Forschungs- und Entwicklungserfordernisse.

Die **CO₂-Speicherung in Produkten** erfolgt über die Nutzung von CO₂ (CCU) als Rohstoff für die Produktion von Stoffen und Materialien. So können (fossile) Rohstoffe ersetzt werden. Dies ist besonders relevant für die Chemie- und Kunststoffproduktion, wo CCU in verschiedenen THG-Neutralitätsstudien eine wichtige Rolle im Rahmen der Transformation sowie der Defossilisierung der Rohstoffbasis spielt. Über den stofflichen Einsatz von CO₂ können verschiedene Chemie- und Kunststoffprodukte, wie Methanol und Kunststoffe, hergestellt werden. Die Speicherung von CO₂ in Produkten kann jedoch nur bei Verwendung von biogenem oder atmosphärischem CO₂ zu einer (temporären) CO₂-Senke führen. Die Permanenz der CO₂-Speicherung hängt dabei von der Nutzungsdauer des jeweiligen Produkts ab, die v. a. bei Bauprodukten vergleichsweise hoch ist und bei einigen Jahrzehnten liegt. Die THG-Bilanz, Energiebedarfe und Kosten von CCU zur CO₂-Speicherung sind von verschiedenen Faktoren abhängig, wie der CO₂-Quelle, dem Zielprodukt und den Prozessen entlang der Wertschöpfungskette. Sie müssen also im Einzelfall betrachtet werden. CCU ist derzeit in der Regel v. a. durch die großen Mengen an notwendigem Strom/Wasserstoff, teurer als die fossile Produktion und mögliche Alternativen. U. a. mit steigenden CO₂-Preisen und Kostenreduktionen in der H₂-Bereitstellung wird zunehmende, aber standortabhängige und immer noch schwierige Wettbewerbsfähigkeit erwartet. Die rechtliche Ausgestaltung und Anreize für CCU v. a. hinsichtlich CO₂-Speicherung sind noch nicht klar definiert.

Eine weitere Option zur technischen CO₂-Entnahme ist die Ausbringung von **Pflanzenkohle**. Pflanzenkohle wird durch den thermischen Abbau von Biomasse in einer sauerstoffarmen Umgebung hergestellt. Sie kann zur Verbesserung der Bodenqualität beitragen und CO₂ speichern. Es gibt verschiedene Herstellungsverfahren wie Pyrolyse, hydrothermale Karbonisierung, Biomasse-Vergasung und Torrefizierung. Die Pyrolyse ist das meistverwendete Verfahren. Die Ausbringung von Pflanzenkohle auf landwirtschaftliche Böden kann das Pflanzenwachstum und die Nährstoffbindung verbessern. Es gibt jedoch auch negative Auswirkungen wie die Verringerung der Oberflächenalbedo. Pflanzenkohle kann auch als Energieträger in der Eisen- und Stahlindustrie, zur Energiespeicherung oder zur Einspeicherung in Beton verwendet werden. Die Verfügbarkeit von Biomasse und die Qualität der Pflanzenkohle sind limitierende Faktoren. Die Herstellung von Pflanzenkohle ist eine ausgereifte Technologie, während die Nutzung als negative Emissionstechnologie noch im Forschungsstadium ist. Die Kosten für Pflanzenkohle variieren stark (bis zu 1.000 EUR/tCO₂).

Die **Beschleunigte Verwitterung** (enhanced rock weathering, ERW) ist eine weitere technische Methode zur Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre. Dabei wird CO₂ gezielt durch menschliche

Aktivitäten entfernt und in geologischen, terrestrischen oder ozeanischen Reservoirs oder in Verwitterungsprodukten gespeichert. Die Speicherung erfolgt in Form fester mineralischer Verbindungen, insbesondere Karbonate der Erdalkalimetalle Kalzium und Magnesium. Die technisch induzierte Mineralisierung von CO₂ ahmt den natürlichen Verwitterungsprozess in beschleunigter Form nach. Es werden verschiedene technologische Ansätze erprobt, von denen jedoch noch keiner großtechnisch verfügbar ist. Für die meisten Varianten der beschleunigten Verwitterung ist eine vorgeschaltete CO₂-Abtrennung aus industriellen Punktquellen oder aus der Atmosphäre erforderlich. Die In-situ Mineralisation von CO₂ in Gesteinskörpern und die Ex-situ Mineralisation von natürlichem Gestein oder technisch erzeugten Schlacken mit CO₂ sind die beiden Hauptansätze. Die In-situ Verfahren werden derzeit vor allem in Island erprobt und haben eine hohe Dauerhaftigkeit der CO₂-Speicherung. Geologisch junge, hydrothermal aktive Basaltvorkommen, wie sie in Island auftreten, sind besonders attraktiv, da einige davon bereits zur geothermischen Energiegewinnung erschlossen und somit verfügbar sind. Zudem könnte die geothermisch gewonnene Energie kostengünstig zur energieaufwendigen Abscheidung des CO₂ aus der Luft (DAC) am Ort der CO₂ Speicherung eingesetzt werden. Insofern bestehen dort ökonomische und technische Synergien. Ein weiterer Vorteil der geologischen Eigenschaften der isländischen Basalte ist, dass sich durch die hydrothermalen Bedingungen im Gestein Reaktionsdynamiken entwickeln, die eine schnellere Mineralisation des CO₂ bewirken. Dennoch ist ein Einsatz der In-Situ Mineralisation in ausreichend porösen Basaltformationen aus rein geologischer Sicht weltweit denkbar und die hydrothermalen Bedingungen für die geologische Speicherung nicht zwingend notwendig. Für andere (ultra)mafische Gesteine, wie z. B. Peridotit, Serpentin, fehlen bislang Erfahrungen über deren Eignung als CO₂ Speicherstätte auf Basis der in-situ Mineralisierung. Eine Erschließung weniger poröser Wirtsgesteine für die CO₂-Einlagerung könnte mit erheblichem technischen Erschließungsaufwand verbunden sein. Die Ex-situ Verfahren befinden sich noch in unterschiedlichen Stadien der technologischen Reife. Die Kosten für die CO₂-Speicherung variieren je nach Verfahren und liegen zwischen 25 und 130 Euro pro Tonne CO₂. Es gibt jedoch noch Risiken und Herausforderungen, die berücksichtigt werden müssen, wie z. B. die Wiederfreisetzung von CO₂ aus mineralischen Verbindungen und die Auswirkungen auf die Umwelt. Insgesamt bieten die beschleunigte Verwitterung und die Nutzung von Betonabfällen als CO₂-Senke Potenzial zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen, erfordern jedoch weitere Forschung und Entwicklung.

Die **CO₂-Speicherkapazitäten in Europa** zeigen aufgrund der geologischen Gegebenheiten in der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz gute Voraussetzungen für die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen. Hauptsächlich werden für den europäischen Kontinent salinare Aquifere und ausgediente Kohlenwasserstofflagerstätten für die konventionelle CO₂-Speicherung bei der Abschätzung der CO₂-Speicherkapazitäten in Betracht gezogen.

Die theoretischen Abschätzungen der CO₂-Speicherkapazitäten für die EU, Großbritannien, Norwegen und die Schweiz gehen deutlich auseinander. Während konservative Abschätzungen zu den theoretischen Speicherpotentialen im Größenbereich von 250 Gt CO₂ liegen, sind Angaben im Bereich von > 1.000 Gt CO₂ nach heutigem Kenntnisstand allenfalls als spekulativ zu interpretieren. Die Nordsee und deren Anrainerstaaten (Großbritannien, Norwegen, Deutschland, Dänemark und die Niederlande) weisen insgesamt die höchsten CO₂-Speicherpotenziale auf und bilden mit 60 % der gesamten europäischen CO₂-Speicherkapazitäten den Mittelpunkt einer potenziellen europäischen CO₂-Speicherinfrastruktur. Für Deutschland geht man zurzeit von tendenziell konservativ geschätzten Offshore-Speicherkapazitäten zwischen 0,9 – 5,5 Gt CO₂ aus, welche in salinaren Aquiferen der Buntsandsteinschichten seewärts der Küstenzone gespeichert werden könnten.

Hierbei handelt es sich aber um die theoretischen Speicherkapazitäten, die vorhandene Flächennutzungskonkurrenzen nicht berücksichtigen.

Da die Abschätzungen in der Regel oft auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen und nur generischen Überlegungen der Geologie aufbauen, kommt es teilweise zu großen Abweichungen der Speicherkapazitäten in den Angaben verschiedener Quellen. Einerseits bestehen bei der überregionalen Abschätzung von salinaren Aquiferen wesentliche Herausforderung im Umgang mit oft nicht ausreichend verfügbaren Informationen zu den geologischen Begebenheiten potenzieller Speicherstätten. Andererseits wird bei den Angaben zu den Speicherkapazitäten in ausgedienten Kohlenstoffwasserlagerstätten in der Regel angenommen, die bereits geförderten Erdgasvolumina durch eine äquivalente Menge an CO₂ zu ersetzen („In-for-out“-Ansatz). Dabei ist es äußerst unwahrscheinlich, dass Gasvolumina eins zu eins ersetzt werden können. Angaben zu Speicherkapazitäten in Erdöllagerstätten sind daher ebenfalls mit großen Unsicherheiten behaftet. Zudem bleibt offen, inwieweit umstrittene Verfahren wie EOR und EGR zum Einsatz kommen würden.

Somit ist die Aussagekraft aktueller Abschätzungen der CO₂-Speicherkapazitäten mit Vorsicht zu genießen. Oft unterscheiden sich die Abschätzungen qualitativ und quantitativ enorm. Darüber hinaus beruhen diese meist auf rein geologischen Überlegungen im Untergrund und andere Standortfaktoren, wie ökologische, wirtschaftliche, rechtliche oder raumplanerische Auflagen bleiben bisher gänzlich unberücksichtigt. Insgesamt bringt die Mehrheit der Abschätzungen große Unsicherheiten und Ungenauigkeiten mit sich und können allenfalls als optimistisch bis spekulativ interpretiert werden. Letztendlich kann die genaue Speichereignung und -kapazität einer potenziellen Speicherstätte nur durch detaillierte geologische und standortspezifische Erkundungsarbeiten festgestellt werden.

Generell ist zu erwarten, dass auch bei genauer Berechnung geologischer Speicherkapazitäten für die kommerzielle Nutzung, geotechnische und sozioökonomische Auflagen das Volumen der realistisch nutzbaren Speicherkapazität enorm beeinflussen. Tatsächlich operative nutzbare Speicherkapazitäten werden erheblich unter dem technischen Potenzial bleiben und nur einen Bruchteil der theoretischen Abschätzungen ausmachen. Des Weiteren werden sowohl durch regulatorische Vorgaben auf europäischer oder nationaler Ebene als auch durch Nutzungskonflikte, wie z. B. durch Besiedlung und Nähe zu urbanen Gebieten und durch Flächenbedarfe von Industrie, Energiegewinnungsanlagen, Transport- und Schifffahrtsrouten sowie durch Natur- und Meeresschutzgebiete erheblichen Einschränkungen von Speicherkapazitäten entstehen.

Realistische CO₂-Speicherkapazitäten für die EU, Großbritannien, Norwegen und die Schweiz liegen vermutlich in Größenordnungen von einigen wenigen bis mehreren Hunderten Gigatonnen an CO₂. Inwieweit sich diese jedoch unter dem Einfluss ökologischer, wirtschaftlicher, rechtlicher und raumplanerischer Auflagen für die tatsächlich kommerzielle Speicherung realisieren lassen, ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht absehbar. Gemäß des Vorsorgeprinzips sollten in Zukunft in jedem Fall nur die Mengen an CO₂ betrachtet werden, welche am Ende realistisch und sicher eingelagert werden könnten.

In Europa gibt es 47 geplante **CO₂-Speicherprojekte**, von denen bereits 4 in Betrieb sind. Die meisten Projekte konzentrieren sich auf die Nordsee in Großbritannien und Norwegen. Die geplante Einspeisekapazität aus geplanten und laufenden Projekten in Europa (EU inklusive Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich) beträgt bis 2030 insgesamt 212 Mt CO₂/a, wobei die meisten Projekte in ehemaligen Gasfeldern und salinaren Aquiferen geplant sind. In Süd- und Osteuropa laufen derzeit nur wenige Projekte. Laut den angekündigten CCS-Projekten wird bis 2040 eine Einspeisekapazität von 314 Mt CO₂/a erwartet. Zum aktuellen

Stand können 2025 voraussichtlich weniger als 17 Mt CO₂/a in Europa eingespeichert werden. Insgesamt ist zu beachten, dass die Projekte zur Abscheidung und Einspeicherung eine wechselseitige Abhängigkeit aufweisen.

Auch der Aufbau der Abscheidekapazitäten ist zeitlich sehr ambitioniert und Verzögerungen aufgrund politischer oder projektspezifischer Situationen sind aktuell nicht abschätzbar. Neben der Auswertung der Injektionskapazitäten der Speicherprojekte in Europa wurden deren Realisierungswahrscheinlichkeit bis zum Jahr 2030 geprüft. Dabei wurden verschiedene Parameter wie geplante Finale Investitionsentscheidung (FID), Förderzusagen und Speicherlizenzen herangezogen. Anhand eines Punktesystems wurden die Projekte in drei Kategorien eingeteilt: hohe, mittlere und geringe Realisierungswahrscheinlichkeit. Die meisten geplanten Projekte bis zum Jahr 2030 fallen in die mittlere Kategorie (123 Mt CO₂/a). Die Kategorie mit hoher Realisierungswahrscheinlichkeit erreicht 50 Mt CO₂/a im Jahr 2030. Dies ist der Wert für 2030, der entsprechend dem NZIA an CO₂-Injektionskapazität für Europa (exkl. Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich) geplant ist.

In einem weiteren Arbeitspaket wurde die **Rolle von CCS** (Carbon Capture and Storage) und **negativen Emissionen** in den **Klimastrategien** der EU-Länder sowie Norwegen, Island, dem Vereinigten Königreich und der Schweiz untersucht. Dabei wurden verschiedene Datenbanken und politische Strategien berücksichtigt. Der Fokus liegt auf dem Einsatz von CCS und der technischen CO₂-Entnahme. Natürliche Senken wurden nicht explizit untersucht. Die Auswertung der nationalen Energie- und Klimapläne (NEKP) der EU-Mitgliedstaaten zeigt, dass die meisten Länder das Jahr 2050 als Ziel für die THG-Neutralität verfolgen. Finnland und Island streben bereits 2035 bzw. 2040 an, Deutschland und Schweden das Jahr 2045. Die Auswertung der NEKPs zeigt, dass die Länder in drei Kategorien eingeteilt werden können: Kategorie 1 umfasst Länder, die sich nicht intensiv mit CCS auseinandersetzen, Kategorie 2 sind Länder, die CCS grob in ihren Strategien erwähnen, und in Kategorie 3 fallen Länder, die quantitative Angaben zum Einsatz von CCS machen. Einige Länder, wie Finnland, Deutschland, Frankreich, Irland, die Niederlande, Portugal und Spanien, setzen sich bereits intensiv mit CCS auseinander und verfolgen entsprechende Programme. Schweden plant die Entwicklung einer CCS-Strategie, Tschechien erwähnt eine Roadmap für die CEE-Region, und Rumänien hat ein CO₂-Speichergesetz. Die Strategie der EU auf dem Weg zur Treibhausgasneutralität beinhaltet ebenfalls die Abscheidung von CO₂-Emissionen aus Industrieprozessen und Kraftwerken. Die industrielle CO₂-Entnahme (BECCS, DACCS) macht bis zu 25 % der gesamten CO₂-Entnahme im Jahr 2050 aus, während der Großteil aus dem LULUCF-Sektor stammt. Die CO₂-Entnahme-Ziele der Länder in Europa unterscheiden sich stark voneinander. Das Vereinigte Königreich und die Schweiz geben konkrete Zahlen für technische Negativemissionen an, während die meisten anderen Länder keine konkreten CDR-Ziele haben. Insgesamt zeigt die Analyse, dass sich bereits einige Länder mit CCS und negativen Emissionen auseinandersetzen, es jedoch an einheitlichen und klaren Zielsetzungen für die verschiedenen Bereiche fehlt. Es folgt eine Bewertung der Klimastrategien der einzelnen Länder, um eine Einschätzung über den Einsatz von CCS und CDR in verschiedenen Ländern zu geben. Dabei wurden den Daten Gewichtungen zugewiesen und die Länder in drei Kategorien eingeteilt: Vorreiter, Mittelfeld und Einsteiger. Länder wie Dänemark, das Vereinigte Königreich, die Niederlande, die Schweiz, Frankreich und Belgien planen CCS in einem größeren Umfang ein. Diese Länder haben konkrete Pläne und Ziele für den Einsatz von CCS und haben bereits Maßnahmen ergriffen, um die Ziele zu erreichen. Dänemark hat im August 2023 einen Plan für Carbon Capture veröffentlicht, der eine Abscheidungs- und Speicherungsrate von 2,3 Mt/a bis 2030 vorsieht. Die dänische Regierung stellt dafür staatliche Unterstützung in Höhe von 26,8 Mrd. dänischen Kronen bereit. Das Vereinigte Königreich strebt bis 2030 eine Abscheidungs- und Speicherungsrate von 20 bis 30 Mt/a an und plant Investitionen in Höhe von 20 Mrd. Pfund. Die Niederlande haben eine CDR-Roadmap entwickelt,

die eine Abscheidungsrate von 1 Mt/a durch BECCS und eine Speicherungsrate von 5 bis 11 Mt/a vorsieht. Die Schweiz strebt bis 2050 eine CO₂-Vermeidung von 5 Mt/a durch CCS und 7 Mt/a durch NET an. Frankreich plant eine Abscheiderate von 4 bis 8,5 Mt/a bis 2030 und 15 bis 20 Mt/a bis 2050. In Belgien gibt es bisher keine spezifische CCS-Strategie, aber konkrete Planungen für den Aufbau einer CO₂-Infrastruktur. Andere Länder wie Italien, Norwegen, Island, Griechenland, Irland, Litauen, Schweden, Tschechische Republik, Deutschland und Estland befinden sich im Mittelfeld. Schweden und Deutschland haben angekündigt, eine Carbon Management Strategie zu entwickeln. Insgesamt gibt es eine große Dynamik im Bereich CCS und negativen Emissionen, sowohl auf Projektebene als auch in der Regulatorik. Dennoch sind die Maßnahmen und Zielvorgaben in vielen Ländern Europas noch nicht konkret genug und es gibt große Unterschiede zwischen den Ländern. Bei der Auslegung der Infrastruktur und der Förderung sollte sich auf die nicht bzw. schwer vermeidbaren Emissionsquellen fokussiert werden vor dem Hintergrund, dass (reale) Einspeisekapazitäten begrenzt sind, offene Fragen bezüglich des Monitorings von CO₂-Speichern bestehen und generell vorrangig eine Vermeidung von CO₂-Emissionen angestrebt wird. Außerdem sollten mit einer vorausschauenden Planung stranded assets vermieden werden.

Zum Schluss wird der Begriff "**Umweltintegrität**" im Kontext der technischen Kohlenstoffsinken, die auch als Negativemissionstechnologien (NET) bezeichnet werden, definiert und abgegrenzt. Es werden Kriterien für umweltintegrative NET mit Kohlendioxidspeicherung abgeleitet, um Ansätze zur sicheren und überprüfbaren Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre zu bewerten und zu priorisieren. Das Ziel ist eine umweltgerechte und nachhaltige Kohlendioxidspeicherung durch NET zu gewährleisten. Der Begriff "Environmental Integrity" wurde im Rahmen des Pariser Klimaabkommens und zuvor beim Clean Development Mechanism (CDM) des Kyoto-Protokolls geprägt. Außerhalb des klimapolitischen Kontexts wird Integrität eher moralisch verstanden, Umweltintegrität jedoch bezieht sich spezifisch auf den ökologischen Zustand des Planeten. Im Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework wird die Wahrung der ökologischen Integrität als eines der obersten Ziele festgelegt. Dabei geht es um die Erhaltung, Verbesserung oder Wiederherstellung der Integrität, Vernetzung und Widerstandsfähigkeit aller Ökosysteme. Im Pariser Klimaabkommen wird Umweltintegrität im Zusammenhang mit der Funktion von Ökosystemen und der Vermeidung von Doppelzählungen verwendet. Es gibt jedoch keine konkrete Definition des Begriffs. Im engeren Kontext der THG-Bilanzierung bezieht sich Umweltintegrität auf die Vermeidung von Doppelzählungen bei internationalen Transfers von THG-Emissionsreduktionen. Auch die Qualität der Einheiten und die robuste Buchhaltung sind wichtige Aspekte der Umweltintegrität. Es besteht weiterhin Bedarf an einer klareren Definition des Begriffs im Zusammenhang mit internationalen Klimakooperationen. Im europäischen Klimagesetz wird Umweltintegrität in verschiedenen Rechtsvorschriften erwähnt und es betont die Bedeutung des Schutzes der Umwelt und der biologischen Vielfalt vor den Auswirkungen des Klimawandels. Es gibt jedoch keine genaue Definition des Begriffs Umweltintegrität. Auch die Verordnung für einen EU-weiten freiwilligen Rechtsrahmen für die Zertifizierung von Kohlenstoffsinken (CRCF) bezieht sich auf Umweltintegrität. Der CRCF zielt darauf ab, finanzielle Anreize für die zusätzliche Entfernung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre zu schaffen und dabei auch soziale und ökologische Auswirkungen zu berücksichtigen. Die EU-Kommission definiert den Begriff Umweltintegrität jedoch nicht eindeutig. Die EU-Taxonomie-Verordnung zur Erleichterung nachhaltiger Investitionen berücksichtigt ebenfalls die Umweltintegrität. Die technischen Bewertungskriterien sollen sicherstellen, dass wirtschaftliche Tätigkeiten, die zum Klimaschutz beitragen, keine erheblichen Beeinträchtigungen anderer Umweltziele verursachen. Der Begriff "Umweltintegrität" wird jedoch nicht explizit erwähnt.

Im Zusammenhang mit technischen Kohlenstoffsinken oder Negativemissionstechnologien gibt es noch Unsicherheiten bezüglich der Umweltintegrität. Es besteht Bedarf an weiterer Forschung und konkreten Regelungen, um die Umweltintegrität bei der Nutzung von Kohlenstoffsinken zu gewährleisten. Die Umweltintegrität von Negativemissionstechnologien kann auf zwei Ebenen betrachtet werden: Erstens müssen Aktivitäten als Kohlenstoffsinken korrekt bewertet werden, um Betrug und finanzielle Mitnahmeeffekte zu vermeiden. Zweitens sollten sie neutrale oder positive Auswirkungen auf Nachhaltigkeitsaspekte wie den Klimawandel, den Schutz von Wasserressourcen, die Kreislaufwirtschaft, den Umweltschutz und die biologische Vielfalt haben – bzw. mindestens keinen Schaden anrichten (DNSH). Um die Umweltintegrität bei Negativemissionen sicherzustellen, müssen die bestehenden Kriterien für Emissionsminderungsmaßnahmen spezifiziert und ergänzt werden. Dabei sollten Aspekte wie Treibhausgasemissionen, Langfristigkeit der Kohlenstoffsinke, Beitrag zur Abschwächung des Klimawandels, Auswirkungen auf die Anpassung an den Klimawandel, Beiträge zur Kreislaufwirtschaft und Vermeidung von Umweltverschmutzung, sowie nicht zuletzt auch der Schutz der biologischen Vielfalt und der Ökosysteme berücksichtigt werden. Es gibt bereits wissenschaftlich fundierte Grundlagen für Kriterien von umweltintegren Negativemissionstechnologien, die in den bestehenden Rechtstexten festgelegt sind. Diese Kriterien sollten möglicherweise ergänzt oder modifiziert werden. Eine kohärente und umfassende Bewertung der Nachhaltigkeitsaspekte von verschiedenen NET ist wichtig. Die Betonung der Umweltintegrität sollte im Gesetzgebungsprozess bei der Erarbeitung der delegierten Rechtsakte erfolgen. Eine Definition der Umweltintegrität in den rechtlichen Texten könnte begriffliche Unklarheiten vermeiden. Zusammenfassend sollte die Umweltintegrität möglichst umfassend definiert werden, zur Vermeidung von Doppelzählungen und zum Erhalt eines guten ökologischen Zustands des Planeten. Umweltintegrität ist bei Negativemissionstechnologien von großer Bedeutung und sollte durch spezifische Kriterien und Maßnahmen gewährleistet werden.

Summary

In the context of striving for net greenhouse gas neutrality in Europe by 2050 and in Germany by 2045, **negative emissions** are becoming increasingly important. These include approaches that aim to actively remove greenhouse gases that have already been emitted from the atmosphere in order to offset unavoidable residual emissions and achieve net greenhouse gas neutrality. In particular, the technologies of direct air capture (DAC), bioenergy and carbon capture and storage (BECCS), and enhanced weathering and biochar are present in the debates. Natural negative emissions are defined both in the EU with the target of 310 Mt CO₂/a by 2030 and nationally with the targets for the LULUCF sector in § 3a KSG. According to these, 40 Mt/CO₂ are to be stored in Germany in 2045. Technical CO₂ removal processes offer a potential supplement to natural negative emissions. However, their implementation requires not only significant technological advances, but also the development of suitable political, economic and social framework conditions. The successful integration of these approaches and their sustainability requirements will be crucial for the contribution of technical negative emission technologies to European climate targets without compromising other environmental and sustainability goals.

The negative emission technologies BECCS and DACCS are processes that require a new CO₂ infrastructure for CO₂ removal and are the focus of this report, along with the other two options considered, biochar and accelerated weathering. In the first part of the process chain, these methods either capture CO₂ at CO₂ point sources or extract it directly from the atmosphere.

Capture at biogenic point sources (BECC) includes, for example, biogas processing plants or biomass heating plants. The most commonly used capture technique at point sources is chemical absorption with amine scrubbing (MEA). However, there are also other technologies such as membrane processes, calcium or chemical calcium carbonate looping (CCL) and oxyfuel separation, which still have varying degrees of technological maturity. CO₂ separation at the point source can be divided into three main processes: post-combustion, oxyfuel and pre-combustion. Post-combustion involves capturing CO₂ after combustion; in the oxyfuel process, combustion takes place in an environment of pure oxygen; and in pre-combustion, CO₂ is captured before combustion. The capture technologies require thermal energy for dissolving the CO₂ from the amines and electrical energy for circulating the amines, ventilating and compressing the CO₂. The energy requirement varies depending on the capture method and the CO₂ concentration in the flue gas. CO₂ separation from biogenic sources (BECC) occurs primarily during the combustion of biomass for energy or process heat, as well as during the gasification of biomass. The fermentation and combustion of fermentation products, as well as the steam reforming of biomethane for hydrogen production, also offer potential for BECC. The technological maturity of these processes varies depending on the application. The capital expenditures for the capture technologies are high, especially for first-of-a-kind projects. Overall, there is still a great need for development for the various capture technologies and further research is needed to improve efficiency and reduce costs.

Direct air carbon capture (DACC) removes CO₂ directly from the atmosphere. The most advanced technology is based on a thermal approach that uses thermal energy to release the CO₂. There is a high-temperature DAC (Liquid-DAC) with a liquid absorbent and a low-temperature DAC (Solid-DAC) with a solid absorbent. Carbon Engineering from Canada specializes in the L-DAC system, while Climeworks from Switzerland is developing the S-DAC system. Both plants are among the pioneering companies that remove CO₂ from the atmosphere for storage (DACCS) or use it as a carbon source (DACCU). There are also new DAC technologies such as membrane separation and cryogenic separation. The third generation of DAC plants is characterized by new capture and release mechanisms. The costs for DAC plants are still uncertain and depend on various factors, such as technology development, economies of scale

and efficiency improvements. The learning rate, i.e. the cost reduction per doubled production volume, is an important factor. The long-term goal is to reduce costs to around 100-300 EUR/t CO₂.

In the present study, the **planned and ongoing CO₂ capture projects** in Europe were carried out, with an in-depth analysis of BECC and DACC. To this end, various project databases with planned and ongoing projects were evaluated and analyzed. A total of 183 projects for the capture of CO₂ were identified. Most of the projects are concentrated in 18 European countries, with the United Kingdom leading the way with 61 projects. Germany, the Netherlands and Norway follow. Most projects aim to capture fossil CO₂, while only a few projects capture non-fossil CO₂. The target for DAC projects is a capacity of 0.8 Mt/a by 2030. A total of 82 DAC projects are currently underway worldwide, with the long-term goal of achieving a capture capacity of 19.4 Mt/a. Most of the projects are concentrated in North America and the Middle East, pursue a thermal approach to CO₂ capture and plan to store the captured CO₂ in geological formations (DACCS).

A distinction must be made between the **need for negative emissions** and the potential for achieving them. The need for negative emissions can be derived theoretically from national and European climate targets. To achieve net greenhouse gas neutrality, residual emissions must be offset by negative emissions. The need for technical CO₂ removal results from the difference between residual emissions, which have not yet been defined at either the EU or national level, and natural negative emissions. The long-term goal is to achieve net negative emissions after 2050. To create an optimal portfolio of natural and technical removal options for 2050 and beyond, an estimate of the potential is necessary. The potential depends on various factors. Each option has at least one limiting factor that limits the potential. BECCU/S is mainly limited by the sustainable biomass potential, while DACCU/S is mainly limited by the supply of renewable energies. The CO₂ storage capacity is also a limiting factor. At the European level, industrial CO₂ removal plays a central role alongside decarbonization on the path to greenhouse gas neutrality by 2050. According to the European Commission's impact assessment of the 2040 target, up to 121 Mt of CO₂ are to be removed from the atmosphere using BECCS and DACCS in 2050. In its "Net Zero" scenario, the International Energy Agency sees a global CO₂ capture demand of up to 2.4 Gt CO₂ by 2050. Global estimates even show a demand of up to 10 Gt CO₂/a of negative emissions.

CO₂ transport is a central component of the CCU/S value chain and includes the steps of compression, liquefaction, loading, unloading, intermediate storage and transportation itself. Depending on the mode and quantity of transport, the requirements for the CO₂ transport system vary. CO₂ can be transported in a gaseous, liquid or dense phase, with the density of CO₂ playing a crucial role. Pipeline transport is particularly suitable for large quantities of CO₂ and long distances. The CO₂ is compressed to a pressure level of 80 to 150 bar and transported at ambient temperatures of +5 to +25 °C. Pipeline transportation requires compressor stations to compensate for pressure loss. The investment and operating costs for CO₂ transportation depend on factors such as the type of transportation, the distance and the transportation capacity. Pipeline transport is more cost-effective than transport by ship, rail or truck over long distances and for large quantities. There are already plans for CO₂ transport by pipeline in Germany, which depict a national CO₂ core network with a pipeline length of up to 4,800 km and enable cross-border CO₂ transport by connecting border crossing points. A European CO₂ network has also been outlined at the European level, which envisages a pipeline length of up to 19,000 km in 2050. Ship transport offers flexibility and the use of existing port infrastructure, while rail transport is suitable for small quantities and short distances. Liquid CO₂ can also be transported by train or truck. Rail transport is particularly suitable for decentralized locations

with small quantities of CO₂ that cannot be connected by pipeline or have access to a federal waterway. For rail transport, the CO₂ is captured, liquefied and loaded into tank wagons. Temporary storage is necessary both at the point of capture and at the point of discharge at a CO₂ hub. Transportation by truck is already used in the food and chemical industries. Only small quantities of liquid CO₂ can be transported in this way. Intermediate storage is also required, which makes this the most expensive option, but it is also the most flexible.

CO₂ storage in geological formations is the final link in the CCU/S value chain. For storage, the CO₂ must be compressed and then injected into suitable geological rock formations (reservoirs). It should be permanently bound in the rock by retention and storage mechanisms.

On the one hand, retention and storage mechanisms include physical processes such as immobilization by stratigraphic and structural trap and barrier structures or the residual binding of CO₂ via capillary forces in the pore space of the rocks. On the other hand, they include geochemical dissolution and deposition processes, such as dissolution in formation water or mineralization with the storage rock itself. Depending on the mechanism involved, it can take anything from a few months to several tens or even hundreds of thousands of years for the retention and storage mechanisms to take effect. The time it takes for the CO₂ to be bound by the various processes depends largely on the geological reservoir properties. The greater the proportion of CO₂ is bound with the reservoir rock via dissolution in the formation water or mineralization, the lower the risk of leakage and the higher the storage security. However, it can take thousands of years for a significant portion of the gas to be bound by mineralization in the reservoir rock.

Optimal storage sites are porous sedimentary rocks at depths of 800 to 3,000 meters, which are overlain by impermeable barriers to prevent the CO₂ from escaping. Such sites must be geologically stable and accessible in terms of infrastructure, and they must meet societal and environmental site requirements.

The preparation and commissioning of a CO₂ storage project takes a total of 8 to 12 years, including site evaluation, infrastructure development and process implementation. The total lifecycle of a project, including operation, monitoring and handover to the authorities, can take 50 to 70 years. The expansion of additional infrastructure, such as transport and transfer capacities, could take up to 15 years and would need to be planned at an early stage.

One criticism of CO₂ storage in geological formations is that significant experience is based on only a few projects (e.g. *Sleipner* and *Snøvit*), which had to deal with significant difficulties due to unforeseeable problems with the behavior of CO₂ in the reservoir in the early phases of operation. Even though these difficulties were resolved through early identification and timely countermeasures, questions remain about the long-term behavior of CO₂ in the reservoir long after the CO₂ storage projects have ended.

In general, risks can arise in projects for CO₂ storage in geological formations across the entire process chain – from the transport of the CO₂ to the storage site, the operating phase during injection and after closure and handover of responsibility to the relevant authority. Risks mainly concern technical difficulties during injection, which may be due either to inadequate characterization of the storage site or to unpredictable behavior of the reservoir rock or to the long-term behavior of CO₂. This can cause damage to the storage complex and pathways in the overlying rock, which can lead to leakage of CO₂ or CO₂-enriched formation water from the reservoir into higher layers of the earth or to the earth's surface or seabed.

Leakage is the greatest risk posed by CO₂ storage in geological formations, as humans and the environment can be severely affected by uncontrolled releases of CO₂ or formation water

enriched with CO₂. Leakage thus has significant environmental impacts and poses a direct risk to affected and already unstable ecosystems. Finally, even small and undetected CO₂ leaks over long periods of time could significantly impair or even negate the potential climate impact of CO₂ storage.

However, CO₂ storage also poses numerous socio-economic and financial risks. In particular, technologies such as EGR and EOR, which use the pretext of CO₂ storage and emission reduction to justify the continued extraction and combustion of fossil fuels, pose enormous risks of jeopardizing public acceptance. Furthermore, operational difficulties, among other things, can lead to enormous cost increases for storage projects.

Whereas the duration of CO₂ storage projects is only designed for a few dozen decades, the periods after the storage sites have been closed must also be considered, especially in the overall risk analysis of CO₂ storage. It can take several thousand to several tens of thousands of years for a large proportion of the CO₂ to be stored permanently. Until then, CO₂ leaks are theoretically possible and must be taken into account despite the low risk of occurrence, since even low-risk probabilities contribute to a larger cumulative overall risk over such long periods of time. In particular, major uncertainties remain in the long-term behavior of CO₂ as the prediction accuracy decreases, making it impossible to provide a conclusive assessment of the risks.

Furthermore, no proof of the permanent storage of CO₂ in geological formations has been provided so far. On the other hand, however, even after several decades of experience with CO₂ storage projects, it has not been possible to prove that CO₂ or CO₂-enriched formation water has escaped from the storage complex of a storage site. However, it is still unclear whether this can be assumed for a period of several hundred to several thousand years. Nevertheless, based on current scientific knowledge, CO₂ storage in geological formations could offer the potential for long-term storage. For these reasons, CO₂ storage projects require a site-specific risk analysis prior to injection activities in order to assess potential risks and to address these adequately in the event of their occurrence, and to minimize damage with specifically defined measures. Risk management includes control and monitoring measures to ensure storage safety throughout the entire CO₂ storage process cycle, from transport, injection and storage, to the closure of storage sites. So-called “Monitoring, Measurement and Verification” (MMV) programs serve to monitor the operational and storage safety of CO₂ storage projects during and after operation, to identify difficulties and to be able to react in a timely and appropriate manner.

There is still a high demand for R&D in all CO₂ storage technologies. Even though many of the technologies are already highly developed, there are still major uncertainties regarding the long-term behavior of CO₂ within the various storage structures. Furthermore, there is a need for further research and development, particularly with regard to leakage rates, leakage volumes and the environmental impacts of leaks on marine ecosystems, for example, but also regarding the acceptance of CO₂ storage technologies.

CO₂ storage in products is achieved by using CO₂ (CCU) as a raw material for the production of substances and materials. This can replace (fossil) raw materials. This is particularly relevant for the production of chemicals and plastics, where CCU plays an important role in various GHG neutrality studies in the context of the transformation and defossilization of the raw material base. Various chemical and plastic products, such as methanol and plastics, can be produced using CO₂ as a raw material. However, the storage of CO₂ in products can only lead to a (temporary) CO₂ sink if biogenic or atmospheric CO₂ is used. The permanence of CO₂ storage depends on the useful life of the respective product, which is comparatively high, especially for construction products, at several decades. The greenhouse gas balance, energy requirements and costs of CCU for CO₂ storage depend on various factors, such as the CO₂ source, the target

product and the processes along the value chain. They must therefore be considered on a case-by-case basis. Currently, CCU is generally more expensive than fossil fuel production and possible alternatives, mainly due to the large quantities of electricity/hydrogen required. However, increasing CO₂ prices and cost reductions in H₂ supply are expected to improve competitiveness, although this will vary from location to location and is still difficult. The legal framework and incentives for CCU, especially with regard to CO₂ storage, have not yet been clearly defined.

Another option for technical CO₂ removal is the application of **biochar**. Biochar is produced by the thermal decomposition of biomass in an oxygen-deficient environment. It can help improve soil quality and store CO₂. There are various manufacturing processes such as pyrolysis, hydrothermal carbonization, biomass gasification and torrefaction. Pyrolysis is the most commonly used process. The application of biochar to agricultural soils can improve plant growth and nutrient retention. However, there are also negative effects such as the reduction of surface albedo. Biochar can also be used as an energy source in the iron and steel industry or for energy storage. The availability of biomass and the quality of biochar are limiting factors. The production of biochar is a mature technology, while its use as a negative emissions technology is still in the research stage. There are various research projects and manufacturers in Germany. The costs for biochar vary greatly (up to 1,000 EUR/tCO₂) and depend on various factors. There are positive aspects such as CO₂ storage, but also negative aspects such as competition for biomass and the possible introduction of pollutants into the soil.

Enhanced rock weathering (ERW) is another technical method for removing CO₂ from the atmosphere. In this process, CO₂ is deliberately removed by human activity and stored in geological, terrestrial or oceanic reservoirs or in weathering products. The storage takes the form of solid mineral compounds, in particular carbonates of the alkaline earth metals calcium and magnesium. The technically induced mineralization of CO₂ mimics the natural weathering process in an accelerated form. Various technological approaches are being tested, but none of them is yet available on a large scale. Most variants of accelerated weathering require CO₂ to be captured upstream from industrial point sources or from the atmosphere. The two main approaches are the in-situ mineralization of CO₂ in rock bodies and the ex-situ mineralization of natural rock or technically produced slag with CO₂. The in-situ methods are currently being tested mainly in Iceland and have a high degree of permanence of CO₂ storage. Geologically young, hydrothermally active basalt formations, such as those found in Iceland, are particularly attractive because some of them have already been developed for geothermal energy production and are therefore available. In addition, the geothermal energy could be used cost-effectively for the energy-intensive separation of the CO₂ from the air (DAC) at the site of the CO₂ storage. In this respect, economic and technical synergies exist there. Another advantage of the geological properties of Icelandic basalts is that the hydrothermal conditions in the rock develop reaction dynamics that cause faster mineralization of the CO₂. Nevertheless, the use of in-situ mineralization in sufficiently porous basalt formations is conceivable from a purely geological point of view worldwide and the hydrothermal conditions are not absolutely necessary for geological storage. For other (ultra)mafic rocks, such as peridotite and serpentinite, there is a lack of experience regarding their suitability as CO₂ storage sites based on in-situ mineralization. The development of less porous host rocks for CO₂ storage could involve considerable technical development effort. The ex-situ processes are still at different stages of technological maturity. The costs for CO₂ storage vary depending on the process and range between \$25 and \$130 per tonne of CO₂. However, there are still risks and challenges to be considered, such as the re-release of CO₂ from mineral compounds and the impact on the environment. Overall, the accelerated weathering and use of concrete waste as a CO₂ sink offers potential for reducing greenhouse gas emissions, but requires further research and development.

The **CO₂ storage capacities in Europe** show good conditions for CO₂ storage in geological formations due to the geological conditions in the EU, Great Britain, Norway and Switzerland. Mainly saline aquifers and disused hydrocarbon reservoirs for conventional CO₂ storage on the European continent are considered in the estimation of CO₂ storage capacities.

The theoretical estimates of CO₂ storage capacities for the EU, Great Britain, Norway and Switzerland differ significantly. While conservative estimates of the theoretical storage potentials are in the range of 250 Gt CO₂, figures in the range of > 1,000 Gt CO₂ can only be interpreted as speculative based on current knowledge. The North Sea and its neighboring countries (Great Britain, Norway, Germany, Denmark and the Netherlands) have the highest CO₂ storage potential overall and, with 60 % of the total European CO₂ storage capacity, form the center of a potential European CO₂ storage infrastructure. For Germany, the currently estimated offshore storage capacities tend to be on the conservative side, ranging from 1 to 6 Gt CO₂, which could be stored in the saline aquifers of the Buntsandstein layers seaward of the coastal zone. However, these are theoretical storage capacities that do not take into account existing land-use competition.

Since the estimates are often based on different methodological approaches and only generic geological considerations, there are sometimes large discrepancies in the storage capacities given by different sources. On the one hand, a major challenge in the supra-regional estimation of saline aquifers is the lack of sufficient information about the geological conditions at potential storage sites. On the other hand, it is generally assumed in the data on storage capacities in depleted carbon water reservoirs that the natural gas volumes already extracted are replaced by an equivalent amount of CO₂ (“in-for-out” approach). It is extremely unlikely that gas volumes can be replaced one-to-one. Information on storage capacities in oil reservoirs is therefore also subject to a high degree of uncertainty. Furthermore, it remains unclear to what extent controversial methods such as EOR and EGR would be used.

Thus, the informative value of current estimates of CO₂ storage capacities should be treated with caution. Often, the estimates differ qualitatively and quantitatively enormously. Furthermore, these are mostly based on purely geological considerations in the subsurface and other site factors, such as ecological, economic, legal or spatial planning requirements, have so far been completely disregarded. Overall, the majority of estimates are subject to a high degree of uncertainty and inaccuracy and can at best be interpreted as optimistic or speculative. Ultimately, the exact storage suitability and capacity of a potential storage site can only be determined by detailed geological and site-specific exploration work.

In general, it is to be expected that even with exact calculations of geological storage capacities for commercial use, geotechnical and socio-economic constraints will have an enormous influence on the volume of realistically usable storage capacity. The actually operable storage capacity will remain considerably below the technical potential and will only account for a fraction of the theoretical estimates. Furthermore, both regulatory requirements at the European or national level and conflicts of use, such as settlement and proximity to urban areas and the space required by industry, energy generation plants, transport and shipping routes, as well as nature and marine protected areas, will result in considerable restrictions on storage capacities.

Realistic CO₂ storage capacities for the EU, Great Britain, Norway and Switzerland are thought to be in the range of a few to several hundred gigatonnes of CO₂. However, it is not possible to say at this stage to what extent these can be realized under the influence of ecological, economic, legal and spatial planning requirements for actual commercial storage. In accordance with the

precautionary principle, only those quantities of CO₂ should be considered in the future that could realistically and safely be stored in the end.

There are 47 **planned CO₂ storage projects** in Europe, of which 4 are already in operation. Most projects are concentrated in the North Sea in the UK and Norway. The planned injection capacity from planned and ongoing projects in Europe (EU including Norway, Iceland, Switzerland and the United Kingdom) totals 212 MtCO₂/a by 2030, with most projects planned in former gas fields and saliniferous aquifers. Only a few projects are currently underway in southern and eastern Europe. According to the announced CCS projects, an injection capacity of 314 MtCO₂/a is expected by 2040. At the current state of play, it is likely that less than 17 Mt CO₂/a will be stored in Europe by 2025. Overall, it should be noted that the projects for capture and storage are interdependent.

The development of capture capacities is also very ambitious in terms of time and delays due to political or project-specific situations cannot be estimated at present. In addition to the evaluation of the injection capacities of the storage projects in Europe, their probability of realization by 2030 was examined. Various parameters such as planned final investment decisions (FID), funding commitments and storage licenses were used. A points system was used to divide the projects into three categories: high, medium and low probability of realization. Most of the projects planned up to 2030 fall into the medium category (123 MtCO₂/a). The category with a high probability of realization reaches 50 MtCO₂/a in 2030. This is the value for 2030 that is planned for CO₂ capture and storage for Europe (excluding Norway, Iceland, Switzerland and the United Kingdom) according to the NZIA.

In a further work package, the **role of CCS** (carbon capture and storage) and **negative emissions in the climate strategies** of EU countries, Norway, Iceland, the United Kingdom and Switzerland was examined. Various databases and political strategies were taken into account. The focus is on the use of CCS and technical CO₂ removal. Natural sinks were not explicitly investigated. The analysis of the National Energy and Climate Plans (NECPs) of the EU member states shows that most countries are pursuing 2050 as their target for GHG neutrality. Finland and Iceland are aiming for 2035 and 2040 respectively, while Germany and Sweden are targeting 2045. The analysis of the NECPs shows that the countries can be divided into three categories: Category 1 includes countries that are not intensively addressing CCS, Category 2 includes countries that roughly mention CCS in their strategies, and Category 3 includes countries that provide quantitative information on the use of CCS. Some countries, such as Finland, Germany, France, Ireland, the Netherlands, Portugal and Spain, are already working intensively on CCS and pursuing corresponding programs. Sweden plans to develop a CCS strategy, the Czech Republic mentions a roadmap for the CEE region, and Romania has a CO₂ storage law. The EU's strategy for achieving greenhouse gas neutrality also includes the capture of CO₂ emissions from industrial processes and power plants. Industrial CO₂ removal (BECCS, DACCS) accounts for up to 25 percent of total CO₂ removal in 2050, while the majority comes from the LULUCF sector. The CO₂ removal targets of countries in Europe vary widely. The United Kingdom and Switzerland provide specific figures for technical negative emissions, while most other countries have no specific CDR targets. Overall, the analysis shows that some countries are already looking at CCS and negative emissions, but that there is a lack of consistent and clear targets for the various areas. An assessment of the climate strategies of individual countries follows to provide an estimate of the use of CCS and CDR in different countries. In this process, the data was weighted and the countries were divided into three categories: pioneers, midfielders and rookies. Countries such as Denmark, the United Kingdom, the Netherlands, Switzerland, France and Belgium plan to use CCS on a larger scale. These countries have specific plans and targets for CCS deployment and have already taken measures to achieve the targets.

Denmark published a carbon capture plan in August 2023 that envisages a capture and storage rate of 2.3 Mt/a by 2030. The Danish government is providing 26.8 billion Danish crowns of state support for this. The United Kingdom is aiming for a capture and storage rate of 20 to 30 Mt/a by 2030 and plans to invest 20 billion pounds. The Netherlands has developed a CDR roadmap that envisages a capture rate of 1 Mt/a through BECCS and a storage rate of 5 to 11 Mt/a. Switzerland aims to avoid 5 Mt/a of CO₂ through CCS and 7 Mt/a through NET by 2050. France plans a capture rate of 4 to 8.5 Mt/a by 2030 and 15 to 20 Mt/a by 2050. Belgium has not yet adopted a specific CCS strategy, but it is making concrete plans to develop a CO₂ infrastructure. Other countries such as Italy, Norway, Iceland, Greece, Ireland, Lithuania, Sweden, the Czech Republic, Germany and Estonia are in the middle range. Sweden and Germany have announced their intention to develop a carbon management strategy. Overall, there is a great deal of momentum in the area of CCS and negative emissions, both at the project level and in the regulatory arena. Nevertheless, the measures and targets in many European countries are not yet specific enough and there are major differences between countries. In the context of limited (real) injection capacities, open questions regarding the monitoring of CO₂ storage sites and the general priority of avoiding CO₂ emissions, infrastructure design and support should focus on sources that are difficult or impossible to avoid. Furthermore, stranded assets should be avoided through forward-looking planning.

Finally, the term “**environmental integrity**” is defined and delimited in the context of technical carbon sinks, also known as negative emission technologies (NET). Criteria for environmentally integrative NET with carbon dioxide storage are derived to evaluate and prioritize approaches to the safe and verifiable removal of CO₂ from the atmosphere. The goal is to ensure environmentally sound and sustainable carbon dioxide storage through NETs. The term “environmental integrity” was coined in the context of the Paris Agreement and before that in the Clean Development Mechanism (CDM) of the Kyoto Protocol. Outside the climate policy context, integrity is understood more in moral terms, but environmental integrity refers specifically to the ecological state of the planet. The Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework sets the maintenance of ecological integrity as one of its top priorities. This involves maintaining, improving or restoring the integrity, connectivity and resilience of all ecosystems. In the Paris Agreement, environmental integrity is used in the context of ecosystem functioning and avoiding double counting. However, there is no specific definition of the term. In the narrower context of GHG accounting, environmental integrity refers to the avoidance of double counting in international transfers of GHG emission reductions. The quality of units and robust accounting are also important aspects of environmental integrity. There is a continued need for a clearer definition of the term in the context of international climate cooperation. In the European climate legislation, environmental integrity is mentioned in various legal provisions. The European Climate Law (Regulation (EU) 2021/1119) emphasizes the importance of protecting the environment and biodiversity from the impacts of climate change. However, there is no precise definition of the term environmental integrity. The Regulation for an EU-wide voluntary framework for carbon removals certification (CRCF) also refers to environmental integrity. The proposal aims to provide financial incentives for the additional removal of carbon dioxide from the atmosphere, while also taking into account social and environmental impacts. However, the EU Commission does not define the term environmental integrity unambiguously. The EU Taxonomy Regulation to facilitate sustainable investment also takes environmental integrity into account. The technical screening criteria are designed to ensure that economic activities that contribute to climate protection do not significantly harm other environmental objectives. However, the term “environmental integrity” is not explicitly mentioned.

In the context of technical carbon sinks or negative emissions technologies, there are still uncertainties regarding environmental integrity. There is a need for further research and

specific regulations to ensure environmental integrity in the use of carbon sinks. The environmental integrity of negative emissions technologies can be considered at two levels: Firstly, activities as carbon sinks must be correctly evaluated to avoid fraud and financial windfalls. Secondly, they should have a neutral or positive impact on sustainability aspects such as climate change, protection of water resources, circular economy, environmental protection and biodiversity. To ensure environmental integrity in negative emissions, the existing criteria for emission reduction measures must be specified and supplemented. In doing so, aspects such as greenhouse gas emissions, the long-term nature of the carbon sink, the contribution to climate change mitigation, the impact on climate change adaptation, contributions to the circular economy and pollution prevention, and, last but not least, the protection of biodiversity and ecosystems, should be taken into account. There are already scientifically sound foundations for criteria of environmentally integral negative emissions technologies, which are laid down in the existing legal texts. These criteria should possibly be supplemented or modified. A coherent and comprehensive assessment of the sustainability aspects of various NETs is important. The emphasis on environmental integrity should be made in the legislative process when drafting the delegated acts. Defining environmental integrity in the legal texts could avoid conceptual ambiguity. In summary, environmental integrity should be defined as comprehensively as possible to avoid double counting and to maintain a good ecological state of the planet. Environmental integrity is of great importance for negative emissions technologies and should be ensured by specific criteria and measures.

1 Einführung, Ausgangslage und Motivation

Negative Emissionen werden notwendig werden, um die Klimaziele zu erreichen. Laut IPCC müssen bis zum Jahr 2050 auf globaler Ebene rund 10 Gt CO₂/Jahr der Atmosphäre entzogen werden, um die Erderwärmung auf weit unterhalb des 2 °C-Ziels zu begrenzen (Fuss et al., 2018). Auf europäischer Ebene werden laut der kürzlich veröffentlichten Strategie für das industrielle Carbon Management (ICMS) bis zum Jahr 2050 über 100 Mt CO₂ über die direkte Entnahme aus der Atmosphäre benötigt (Europäische Kommission, 2024a). Auch in Deutschland zeigen die „Big5“-Szenarien (Stiftung Klimaneutralität, 2022) den Bedarf für negative Emissionen, um das im Bundes-Klimaschutzgesetz (KSG) gesteckte Ziel der Netto-Treibhausgasneutralität bis zum Jahr 2045 zu schaffen. Dafür werden im Jahr 2045 zwischen -45 und -80 Mt natürliche und technische negative Emissionen benötigt (Stiftung Klimaneutralität, 2022). Im § 3a KSG ist für den Sektor Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft ein Ziel von -40 MtCO₂äq für das Jahr 2045 angegeben. Der § 3b „Beitrag technischer Senken, Verordnungsermächtigung“ sieht laut dem Referentenentwurf zur Novellierung des Klimaschutzgesetzes (KSG) vom 21. Juni 2023 vor, Ziele für technische Senken für die Jahre 2035, 2040 und 2045 zu bestimmen (BMWK, Referentenentwurf des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz - Entwurf eines Zweiten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Klimaschutzgesetzes, 2023). Vor diesem Hintergrund will die Bundesregierung auch eine Langfriststrategie „Negativemissionen zum Umgang mit unvermeidbaren Restemissionen“ (LNe) entwickeln. In dem vom BMWK veröffentlichten Eckpunktepapier zur LNe (BMWK, 2024b) werden zwölf Methoden und Technologien zur Erzielung negativer Emissionen aufgelistet (Tabelle 1). Die Kategorisierung dieser Optionen der CO₂-Entnahme (englisch: carbon dioxide removal – CDR) als ‚technisch‘ (oder ‚industriell‘¹) oder ‚natürlich‘ ist angesichts der teilweise komplexen Prozessketten mit Schwierigkeiten behaftet, wenn z. B. ‚natürliche‘ Aufnahme von CO₂ in Biomasse mit ‚technischen‘ Prozessschritten, wie Pyrolyse oder CO₂-Abscheidung aus Abgasen kombiniert werden (Siemons et al., 2023; Jörß et al., 2024). In Anlehnung an Smith et al., (2023) können Entnahmetechnologien auch als ‚konventionell‘ oder ‚neuartig‘ kategorisiert werden:

Tabelle 1: Methoden und Technologien für Negativemissionen im LNe-Eckpunktepapier und in dieser Studie

Methoden und Technologien für Negativemissionen im LNe-Eckpunktepapier	Einstufung ‚natürlich‘ vs. ‚technisch‘	Einstufung ‚konventionell‘ vs. ‚neuartig‘	Abdeckung in dieser Studie
Wald und die Potenziale der Erstaufforstung	natürlich	konventionell	-
Moore	natürlich	konventionell	-
Bodenmanagement	natürlich	konventionell	-
Erzeugung von Biomasse	natürlich	konventionell	-
Stoffliche Nutzung von Biomasse	natürlich	konventionell	-
Marine Biomasse	natürlich	neuartig	-

¹ Im englischsprachigen Kontext ist neben ‚technical removals‘ und ‚industrial removals‘ auch weitgehend synonym von ‚engineered removals‘ die Rede, vgl. (Jörß et al., 2024) .

Methoden und Technologien für Negativemissionen im LNe-Eckpunktepapier	Einstufung ‚natürlich‘ vs. ‚technisch‘	Einstufung ‚konventionell‘ vs. ‚neuartig‘	Abdeckung in dieser Studie
Biokohle/Pflanzkohle	hybrid technisch / natürlich	neuartig	✓
Bioenergienutzung mit CO ₂ -Abscheidung und -Nutzung bzw. -Speicherung (<i>Bio-Energy with Carbon Capture, Utilisation and Storage, BECCU/S</i>)	hybrid technisch / natürlich	neuartig	✓
Thermische Abfallbehandlung mit CO ₂ -Abscheidung und -Nutzung bzw. -Speicherung (<i>Waste Carbon Capture, Utilisation and Storage, WACCU/S</i>)	technisch	neuartig	✓
Direkte CO ₂ -Abscheidung aus der Luft und -Nutzung bzw. -Speicherung (<i>Direct Air Carbon Capture, Utilisation and Storage/Sequestration, DACCU/S</i>)	technisch	neuartig	✓
CO ₂ -Nutzung, Bindung in Produkten (CCU) (mit Fokus auf dauerhafte Bindung von atmosphärischem CO ₂)	technisch	neuartig	✓
Beschleunigte Verwitterung	technisch	neuartig	✓

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (BMWK, 2024b), (Smith et al., 2023), (Siemons et al., 2023; Jörß et al., 2024)

In der vorliegenden Studie wird vor diesem Hintergrund eine techno-ökonomische Analyse für die technischen CO₂-Entnahmeoptionen BECCU/S (inkl. WACCU/S biogener Anteil), DACCU/S, Pflanzkohle und Beschleunigte Verwitterung durchgeführt.

Insbesondere bei den Technologien mit einer CO₂-Abscheidung entstehen sehr hohe Investitionskosten beim Hochlauf einer gesamten CCS-Prozesskette die es zu reduzieren gilt, wenn damit im großen Maßstab der Atmosphäre CO₂ entzogen werden soll. Auch entstehen über die gesamte Kette Energiebedarfe, die durch erneuerbare Energien gedeckt werden müssen, um die Umweltintegrität zu sichern. Zusätzlich haben alle Technologieoptionen Vor- und Nachteile und weisen potenzielle Risiken für Menschen und Umwelt auf. Daher werden im ersten Abschnitt dieser Studie detailliert die Parameter und weiteren Herausforderungen der einzelnen Technologieoptionen adressiert und analysiert.

Im Kontext der Prozessketten von BECCU/S und DACCU/S werden im zweiten Abschnitt des Berichts einerseits die theoretischen CO₂-Speicherkapazitäten in Europa und andererseits die aktuell geplanten CO₂-Speicherprojekte mit den jeweiligen Injektionskapazitäten ausgewertet. Darüber hinaus werden die aktuell vorliegenden Strategien der EU-Länder und benachbarter europäischer Staaten (Norwegen, Großbritannien, Island und Schweiz) im Hinblick auf den Einsatz technischer CO₂-Entnahmeoptionen mit CCS (BECCU/S und DACCU/S) ausgewertet. Schließlich wird im Bericht für die betrachteten Optionen von Negativemissionstechnologien ein Konzept herausgearbeitet, wie Kriterien für die Umweltintegrität solcher Aktivitäten operationalisiert werden könnten.

In Kontext dieser Studie ist es wichtig Technologiepfade, die zu einer Nettoentnahme von CO₂ aus der Atmosphäre führen, von Technologiepfaden, die zu Emissionsreduktionen führen und bestenfalls als THG-neutral gelten können abzugrenzen. Für die in dieser Studie betrachteten ‚technischen‘ Optionen ist dies insbesondere für Technologiepfade, welche auf CO₂-Abscheidung setzen und Technologiepfade, welche die nicht-permanente Einbindung von Kohlenstoff in Produkten beinhalten von Relevanz: Die Abscheidung von CO₂ aus fossilen Quellen und dessen Speicherung in geologischen Formationen („fossiles“ CCS) sowie die Nutzung von abgeschiedenem CO₂ („fossiles“ CCU, BECCU oder DACCU) zur Herstellung synthetischer Kraftstoffe mit absehbar kurzfristiger Re-Emission sind deshalb kein Gegenstand der Technologiebewertung in diesem Bericht (Kapitel 2). Beides sind trotzdem wichtige Bestandteile von Dekarbonisierungsstrategien und werden gemeinsam mit einem Teil der Netto-Entnahmepfade unter dem Begriff Carbon Management² zusammengefasst. Angesichts der gemeinsam genutzten CO₂-Transport- und -Einspeichungsinfrastruktur ist „fossiles“ CCS allerdings in den Betrachtungsrahmen dieser Studie zu CO₂-Speicherkapazitäten (Kapitel 3), CO₂-Speicherprojekten (Kapitel 4) und zu CDR und CCS in nationalen Strategien europäischer Staaten (Kapitel 5) einbezogen.

Die Bewertung von konkreten wirtschaftlichen Aktivitäten als „CO₂-Entnahme“ hängt jenseits der in diesem Bericht vorgenommenen generischen Bewertung von Technologien und Prozessketten ab. Sondern sie hängt stark von der sach- und kontextangemessenen Wahl der Bilanzgrenzen ab, inklusive eines Vergleiches mit einer kontrafaktischen Baseline, wie sie für die Quantifizierung eines projektspezifischen Zusatznutzens wichtig ist, der ggf. im Rahmen von Zertifizierungssystemen Grundlage einer finanziellen Vergütung werden könnte. In Kapitel 6 diskutieren wir angemessen bilanzierte Netto-CO₂-Entnahme als eines der wesentlichen Kriterien für die Umweltintegrität der bewerteten Technologiepfade.

Für eine Diskussion der Anrechenbarkeit von Negativemissionstechnologien im Rahmen von projektspezifischen Zertifizierungssystemen und für nationale Klimaziele, die auf der Bilanzierung in THG-Emissionsinventaren beruhen, sowie zwischen beiden Kontexten fundamental verschiedenen Quantifizierungsansätze verweisen wir auf Jörß et al. (2024).

² Vgl. dazu auch die 2024 veröffentlichte „Strategie für das industrielle Carbon Management“ (ICMS) der Europäischen Kommission, sowie auf nationaler Ebene die Eckpunkte zur deutschen Carbon-Management-Strategie (CMS). (Europäische Kommission, 2024c; BMWK, 2024a).

2 Techno-ökonomische Analyse ausgewählter CO₂-Entnahmetechnologien

In einem ersten Schritt werden ausgewählte CO₂-Entnahmetechnologien anhand einer techno-ökonomischen Analyse bewertet. Die folgenden CO₂-Entnahmetechnologien werden in der vorliegenden Studie analysiert:

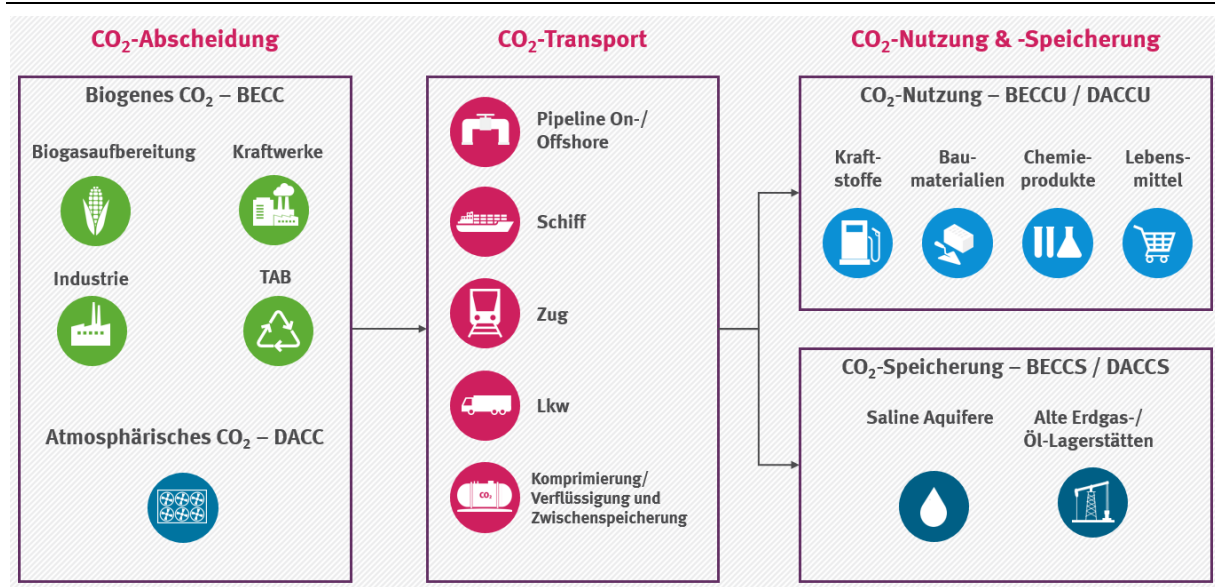
1. BECCU/S (inkl. WACCU/S)
2. DACCU/S
3. Pflanzenkohle
4. Beschleunigte Verwitterung

Dabei werden die einzelnen Technologien hinsichtlich der Prozessbeschreibung, dem Stand der Technik, der Eigenschaften bzgl. Kosten und Energiebedarfe und einer grundlegenden Bewertung untersucht.

2.1 BECCU/S und DACCU/S

Der erste Teil der techno-ökonomischen Analyse bewertet die technischen CO₂-Entnahmeoptionen **BECCU/S** und **DACCU/S**. Die Analyse von BECCU/S und DACCU/S orientiert sich entlang der Prozesskette bestehend aus der CO₂-Abscheidung von biogenem oder atmosphärischem CO₂, dem CO₂-Transport und der CO₂-Speicherung bzw. der CO₂-Nutzung über einen klimarelevanten Zeitraum³ (siehe Abbildung 1).

Abbildung 1: Prozesskette BECCU/S und DACCU/S



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

BECCU/S = Bio Carbon Capture and Utilization/Storage; DACCU/S = Direct Air Carbon Capture and Utilization/Storage

Hinweis: CO₂-Abscheidung bei Industrie, Kraftwerken und TAB (= Thermische Abfallbehandlungsanlagen) kann auch fossiles CO₂ beinhalten. Dies fällt nicht unter BECC, sondern gilt als Vermeidung von (fossilem) CO₂ (nur CC).

³ In der Carbon Removals and Carbon Farming (CRCF)-Verordnung wird für die Zertifizierung der CO₂-Entnahme für die Kohlenstoffspeicherung in Produkten eine Mindestdauer von 35 Jahren angesetzt (Europäisches Parlament und Rat, 2024).

2.1.1 CO₂-Abscheidung

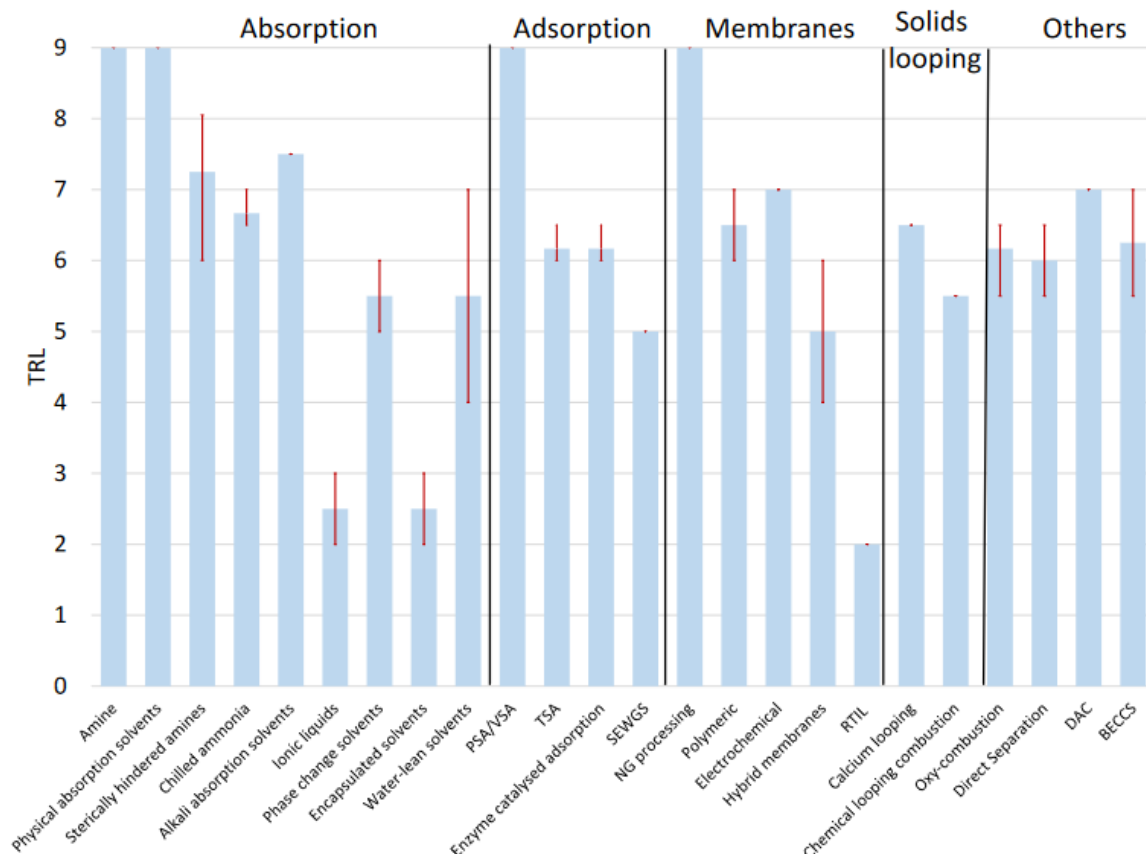
In diesem Kapitel wird der erste Teil der Prozesskette untersucht. Das CO₂ kann entweder an einer **biogenen Punktquelle (BECC)**, z. B. Biogasaufbereitungsanlage oder Biomasseheizkraftwerk) oder **direkt aus der Atmosphäre (DACC)** abgeschieden werden. In einem ersten Schritt werden die einzelnen Abscheidungstechnologien analysiert. Danach werden der Stand der Technik, der Energiebedarf und die Kosten beschrieben. Im dritten Schritt werden aktuelle Abscheideprojekte in Europa ausgewertet mit dem Fokus auf BECC und DACC und im letzten vierten Schritt werden BECC und DACC anhand von Potenzialabschätzungen bewertet.

2.1.1.1 CO₂-Abscheidung an einer biogenen Punktquelle (BECC)

2.1.1.1.1 Grundlagen der CO₂-Abscheidung

Die CO₂-Abscheidung an der Punktquelle kann grundsätzlich in drei Hauptverfahren unterteilt werden – Post-Combustion, Oxyfuel-Verfahren und Pre-Combustion. Laut (IEA, 2020) ist die chemische Absorption mit einer Aminwäsche (MEA) die derzeit meistangewendete Abscheidungstechnik. Neben diesen wird an weiteren Technologien, wie dem Membranverfahren, Kalzium oder Calcium-Carbonate Looping (CCL) geforscht, die bislang einen unterschiedlichen Technologiereifegrad (TRL) erreicht haben (siehe Abbildung 2).

Abbildung 2: CO₂-Abscheidungsverfahren mit jeweiligem TRL



*TRL = Technology Readiness Level

4: Labormaßstab, 5: Kleine Prototypen, 6: Pilotmaßstab, 7: Demonstration, 8: Industrieller Maßstab, 9: Erprobtes System

PSA/VSA=Druckwechseladsorption/ Vakuum-Schwingungsadsorption; TSA=Temperaturwechseladsorption;

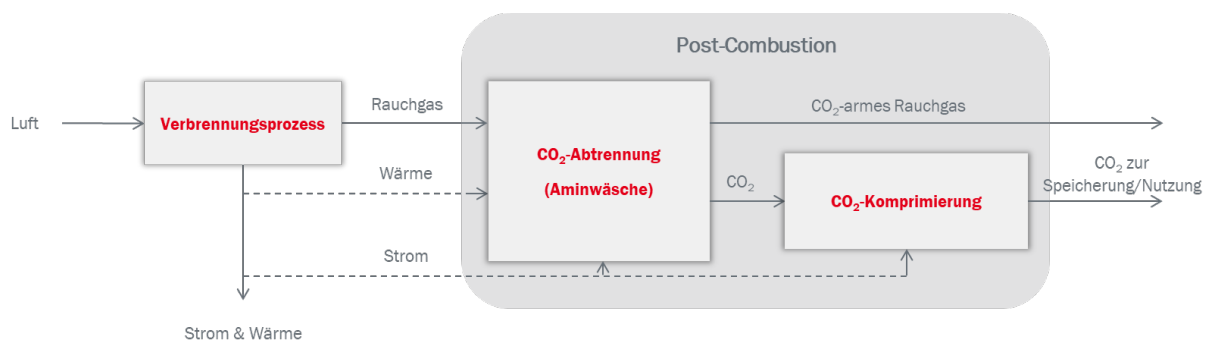
SEWGS=Sorption-Enhanced Water-Gas Shift; RTIL=Room Temperature Ionic Liquid

Quelle: (Martinez Castilla et al., 2024)

Bei Post-Combustion wird das CO₂ nach der Verbrennung abgeschieden, das Oxyfuel-Verfahren ist eine integrierte Lösung und beim Pre Combustion findet die CO₂-Abtrennung vor der Verbrennung (Kombikraftwerk) statt.

Post-Combustion-Capture ist ein Abscheideprozess aus dem Abgasstrom, der als „Tail End“-Lösung an bestehende Punktquellen wie thermischen Kraftwerken, Industriewerken oder sonstigen CO₂-Punktquellen angeschlossen werden kann und keine Anpassung der Quelle benötigt. Das CO₂-haltige Rauchgas aus dem Verbrennungsprozess (oder einer sonstigen CO₂-Punktquelle) wird in eine CO₂-Abtrennungseinheit geleitet. Dabei wird durch den derzeit am weitesten entwickelten Abscheidungsmechanismus, die Aminwäsche, das CO₂ aus dem Rauchgas absorbiert, welches dann der weiteren Behandlung zugeführt oder in die Atmosphäre entlassen wird. Die mit CO₂ **gesättigten** Amine werden anschließend in einer separaten Kammer auf ein Temperaturniveau von 100 bis 140 °C erhitzt und geben das CO₂ in konzentrierter Form wieder ab. Die Amine können dann erneut im Kreislauf eingesetzt werden, um CO₂ aus dem Abgasstrom abzuscheiden (MacDowell et al., 2010). Die Abscheidung im Absorber benötigt entsprechende Mengen an thermischer Energie, um das CO₂ wieder von den Aminen zu lösen. Für die Zirkulation der Amine wird zusätzlich Strom benötigt, ebenso wie für die Ventilation und Komprimierung des CO₂. Dieser Energiebedarf wird entweder die Effizienz des Kraftwerks mindern oder anderweitig zur Verfügung gestellt werden müssen. Der Abscheideprozess ist vereinfacht in Abbildung 3 dargestellt.

Abbildung 3: Prozessschema Post Combustion chemische Absorption (Aminwäsche)



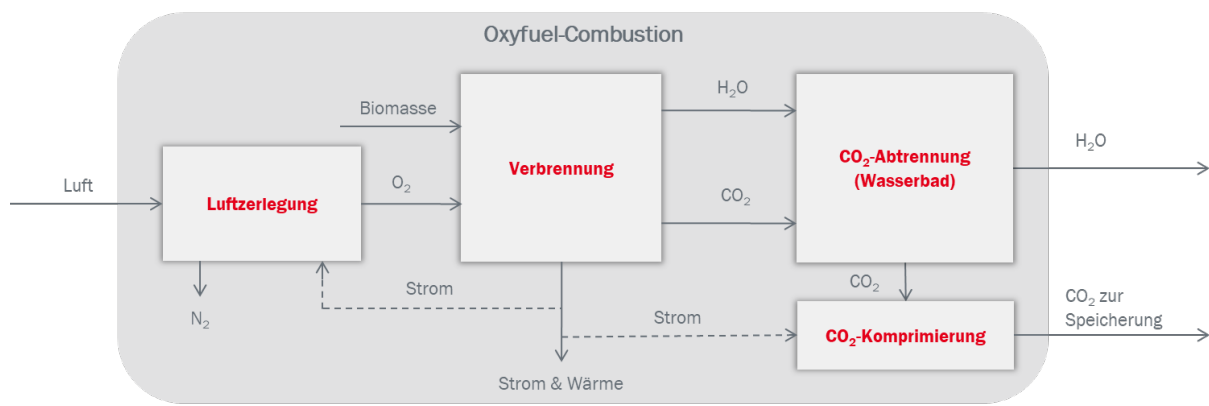
Quelle: (Lübbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

Für die Abscheidung von CO₂ gibt es diverse Verbesserungen und Lösungsansätze, die den Energiebedarf senken, die Komprimierung erleichtern oder eine höhere Abscheiderate erreichen können. Diese Weiterentwicklungen beinhalten u. a. alternative Lösungsmittel, die zirkuliert werden (z. B. Calcium und Carbonate Looping), oder eine CO₂-Abscheidung über Membrane (z. B. mit Metal Organic Frameworks „MOF“) (Kearns et al., 2021). Die meisten Weiterentwicklungen können ebenso wie die Aminwäsche nachträglich als „Retrofit“ in bestehenden Anlagen für die CO₂-Abscheidung eingesetzt werden. Zudem verwenden die neuen Verfahren, wie z. B. das Carbonate Looping, ungiftige Sorptionsmittel. Nach derzeitigem Stand ist die Abscheidung mittels der Aminwäsche das am weitesten entwickelte Abscheideverfahren, insgesamt besteht noch großer Entwicklungsbedarf hinsichtlich der verschiedenen Abscheideverfahren.

Oxyfuel Combustion Capture (integrierte Lösung) ist eine Abscheidungsmethode, die auf einer Verbrennung unter Sauerstoffatmosphäre basiert. Weil beim Oxyfuel-Verfahren der Verbrennungsprozess auf eine Verbrennung in reiner Sauerstoffumgebung umgestellt wird, und die Abgase rezirkuliert werden, stellt das Oxyfuel-Verfahren eine integrierte Lösung dar. Dies erfordert einen Neubau der Anlage. Da das Rauchgas in diesem Fall fast nur aus CO₂ und

Wasserdampf besteht, ist die Abscheidung des CO₂ einfach möglich, indem der Wasserdampf in einem Wasserbad kondensiert wird, wobei das restliche Gas fast ausschließlich aus CO₂ besteht. Um diese Abscheidung zu ermöglichen, müssen Stickstoff und die übrigen Bestandteile der Luft, außer dem Sauerstoff für die Verbrennung, in einer kryogenen Luftzerlegungseinheit bei tiefen Temperaturen (<– 180 °C) separiert werden (MacDowell et al., 2010). Aufgrund des fehlenden Stickstoffs bei der Verbrennung ändern sich die thermischen Parameter in der Brennkammer. Es muss daher spezifisch für jede Anlage geprüft werden, ob Oxyfuel Combustion Capture nachgerüstet werden kann oder ob die Anlage für diese Abscheidetechnologie neu ausgelegt werden muss. Der zusätzliche Energieaufwand der Abscheidung besteht ausschließlich aus elektrischer Energie für die Luftzerlegungseinheit sowie für zusätzliche Ventilation und die Komprimierung des CO₂. Die Abscheidung mit Oxyfuel Combustion Capture ist vereinfacht in Abbildung 4 dargestellt.

Abbildung 4: Prozessschema Oxyfuel-Verfahren

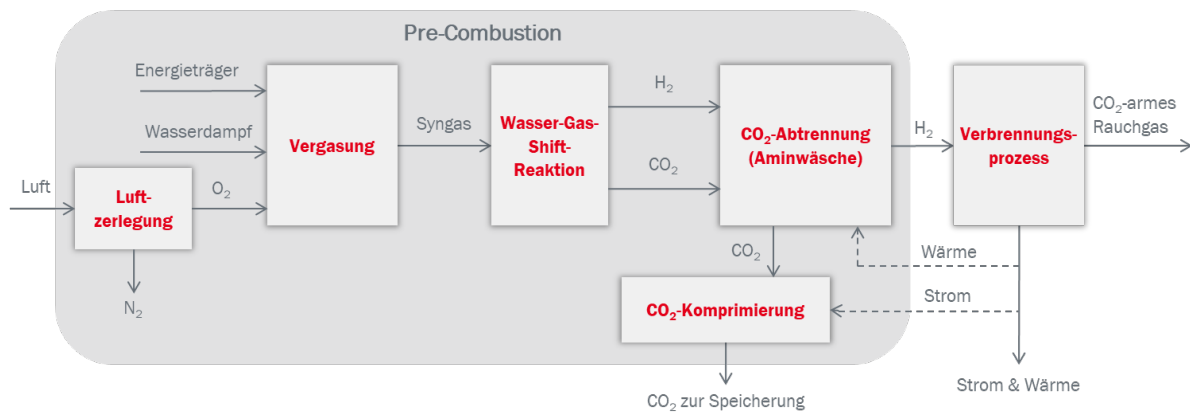


Quelle: (Lübbbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

Pre-Combustion Capture ist als Abscheidungstechnologie deutlich komplizierter als die anderen Technologien, kann aber theoretisch höhere Effizienzen (DOE, 2024; NETL, 2024) erreichen und mit unterschiedlichen Energieträgern genutzt werden. Analog zum Oxyfuel-Verfahren wird Sauerstoff aus der Luft abgeschieden und zusammen mit Wasserdampf und dem Brennstoff in den Vergaser geleitet. Der Brennstoff (C_xH_y) wird als Kohlenstoffträger unter Wasserstoff- und Sauerstoffatmosphäre vergast (Partialoxydation) und der Kohlenstoff wird als Syngas⁴ freigesetzt (eine Mischung aus Wasserstoff, Kohlenstoffmonooxid und Kohlenstoffdioxid). Der Brennstoff (besonders Mineralöl und Kohle) muss vorher von Verunreinigungen wie Asche, schwefelhaltige Verbindungen und Chlor bereinigt werden. Das Kohlenstoffmonooxid im Syngas wird anschließend mit Wasserdampf in einer Wasser-Gas-Shiftreaktion zu Wasserstoff und CO₂ reagiert. Das CO₂ im Gemisch wird dann mit einer CO₂-Abscheideeinheit analog zum Post-Combustion-Capture-Verfahren abgeschieden und komprimiert, während der Wasserstoff beispielsweise in einer Gas- und Dampf-(GuD)-Turbine verstromt werden kann. Die Abscheidung von CO₂ ist aufgrund der höheren Konzentrationen von CO₂ im Gasgemisch deutlich effizienter als bei den geringkonzentrierten Rauchgasen im Post-Combustion-Verfahren, bei dem noch große Mengen an Stickstoff im Gas enthalten sind. Das Pre-Combustion-Capture-Verfahren ist in Abbildung 5 vereinfacht dargestellt.

⁴ Syngas: Synthesegas ist ein Gasgemisch und besteht aus Wasserstoff (H₂), Kohlenstoffdioxid (CO₂) und Kohlenstoffmonooxid (CO).

Abbildung 5: Prozessschema Pre-Combustion Verfahren

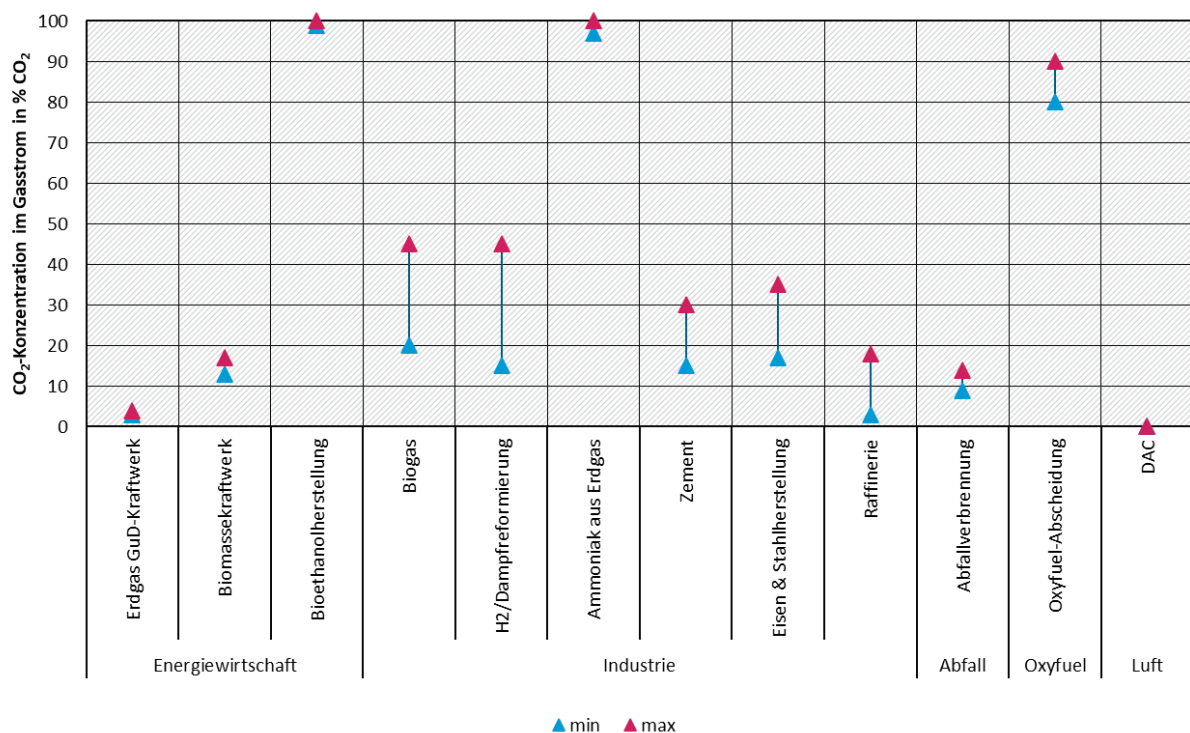


Quelle: (Lübbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

CO₂-Konzentration im Rauchgas

Je nach CO₂-Quelle unterscheidet sich die **CO₂-Konzentration** im Rauchgas. Das Rauchgas bei Biomassekraftwerken weist eine Konzentration von 13 bis 17 % auf. Bei der Verbrennung von Abfällen tritt eine Konzentration von 9 bis 14 % auf. Im Vergleich dazu weist der Luftstrom, bei der CO₂-Abscheidung direkt aus der Umgebungsluft, eine Konzentration von derzeit rund 419 ppm oder 0,04 % auf und variiert je nach Standort und Zeitpunkt. In der Industrie unterscheidet sich die CO₂-Konzentration sehr stark je nach Anwendung und weist eine große Bandbreite von 3 bis 100 % auf. Der Abgasfluss der Ammoniakherstellung aus Erdgas weist z. B. eine Konzentration von bis zu fast 100 % CO₂ auf. Im Vergleich dazu variiert die CO₂-Konzentration bei Industrieprozessen der Grundstoffchemie zwischen 13 und 15 %. Die Wasserstoff-Herstellung aus Methan oder die H₂-Dampfreformierung weisen zwei deutlich unterschiedliche Konzentrationswerte innerhalb des Prozesses aus. Der Abgasstrom aus der Dampferzeugung hat eine CO₂-Konzentration zwischen 15 und 20 %, während der Abgasstrom aus der Wassergas-Shift-Reaktion eine Konzentration bis zu 45 % aufweist (NETL, 2014). Bei der Zementherstellung variiert die Konzentration in Abhängigkeit des eingesetzten Brennstoffes sowie des Klinkeranteils im Zement. Abbildung 6 stellt die volumenbezogene CO₂-Konzentration im Gasstrom für ausgewählte Prozesse dar. Aufgrund der großen Bandbreite in der Literatur werden hier Min- und Max-Werte ausgewiesen.

Abbildung 6: Volumenbezogene CO₂-Konzentration im (Ab)gasstrom nach CO₂-Quelle



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, nach (IEA, 2020), (NETL, 2014), (Wang & Song, 2020), (West, 2021, 20. Dezember), (Heß, Klumpp, & Dittmeyer, 2020), (Kearns, 2019), (ECRA, 2022), (Fröhlich, Blömer, Münther, & Brischke, 2019)

CO₂-Partialdruck

Die CO₂-Konzentration im Rauchgas hat einen Einfluss auf den **CO₂-Partialdruck** und darüber auf die CO₂-Abscheidungskosten. Die Abscheidungskosten sinken mit zunehmender CO₂-Konzentration, da pro abgeschiedener CO₂-Menge geringere Mengen an Verdünnungsgasen verarbeitet werden müssen. Der CO₂-Partialdruck wirkt sich auf die Abscheidungsrate von CO₂ aus und ergibt sich aus der CO₂-Konzentration im Rauchgas und dem Druck des Gasstroms. Je höher die CO₂-Konzentration und/oder je höher der Druck des Gasstroms, desto größer ist der Partialdruck des CO₂. Je höher der Partialdruck von CO₂ in einem Gasstrom ist, desto höher ist die Abscheidungsrate. Der Partialdruck hat einen Einfluss auf die Größe der Anlage, den Energiebedarf und die angewendete Abscheidungstechnik. Ein höherer Partialdruck führt zu kleineren Anlagengrößen und zu einem geringeren Energiebedarf. Zum Beispiel weist der Abgasstrom bei der Erdgas-Prozessierung, Ethanol-Herstellung und bei der Oxyfuel-Abscheidung eine sehr hohe CO₂-Konzentration und daher einen hohen Partialdruck auf. Eine einfache Behandlung des Abgases wie Trocknung oder Dehydration genügt, um nahezu reines CO₂ zu gewinnen.

2.1.1.1.2 Stand der Technik, Energiebedarf und Kosten

BECC ist die Abscheidung von Kohlenstoff bzw. CO₂ aus biogenen Quellen. Als CO₂-Entnahme kann dies deshalb gelten, weil zur Entstehung der Biomasse CO₂ aus der Atmosphäre darin gebunden wird. Die Nachhaltigkeit (bzw. THG-Neutralität) der eingesetzten Biomasse ist dabei ein entscheidender Faktor.

Der Begriff Biomasse bezeichnet (nach RED⁵) den „biologisch abbaubaren Teil von Produkten, Abfällen und Reststoffen biologischen Ursprungs der Landwirtschaft, einschließlich pflanzlicher und tierischer Stoffe, der Forstwirtschaft und damit verbundener Wirtschaftszweige,

⁵ Renewable Energy Directive (Erneuerbare-Energien-Richtlinie)

einschließlich der Fischerei und der Aquakultur sowie den biologisch abbaubaren Teil von Abfällen, darunter auch Industrie- und Haushaltsabfälle biologischen Ursprungs“ (EU-RL, 2018). Für BECC, also CO₂-Abscheidung im Zusammenhang mit biogenem Kohlenstoff, sind Biomassearten bzw. -bezeichnungen wie Holz, Industrie- und Energiepflanzen sowie Nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo) und die entsprechenden Abfälle und Reststoffe relevant. In der Biomassebereitstellung spielen hier u. a. die Nachfrage und Verfügbarkeit von Biomasse, Flächen, Logistik etc. sowie Effekte von Landnutzungsänderung eine Rolle hinsichtlich THG-Bilanz. Auch in Bezug auf Nachhaltigkeitskriterien gibt die RED Orientierung.

In der deutschen Wirtschaft werden über die letzten Jahre relativ konstant knapp 400 Mt Biomasse pro Jahr eingesetzt. Die verwendete inländische Entnahme liegt aktuell bei über 200 Mt/a, der Großteil stammt aus der Landwirtschaft (Lutter et al., 2018; 2022). Über 100 Mt Biomasse werden jeweils direkt exportiert und importiert, mit leichtem Importüberhang. Inklusive indirekter Rohstoffaufwendungen (in den Lieferketten) liegen diese Werte bei über bzw. um 150 Mt (Lutter et al., 2022). Jährlich werden dabei rund 70 Mt TM⁶ NaWaRo und knapp 60 Mt TM Holzrohstoffe verwendet. Mehr als 96 % der NaWaRo und rund die Hälfte der Holzrohstoffe werden energetisch genutzt (FNR, 2023; Szarka et al., 2021). Daneben werden biogene Neben-, Rest- und Abfallprodukte insgesamt in der Größenordnung von rund 80 Mt TM verwendet, was ca. drei Viertel des technischen Potenzials entspricht; mehr als ein Drittel wird rein energetisch genutzt (Brosowski et al., 2019).

Dabei wird die möglichst hochwertige und langfristige Nutzung der Biomasse (Kaskadennutzung), wie sie in der neuen Fassung der RED (III) für Holzbiomasse vorgeschlagen wird, angestrebt. Auch die Nationale Biomassestrategie⁷ soll entlang dieses Prinzips ausgerichtet sein (BMWK; BMEL; BMUV, 2022). Gemäß folgender Rangfolge ist der höchste wirtschaftliche und ökologische Mehrwert (Ressourceneffizienz) zu erzielen (EU-RL, 2023):

1. (Holz-)Produkte,
2. Verlängerung ihrer Lebensdauer,
3. Wiederverwendung,
4. Recycling,
5. Bioenergie und
6. Entsorgung

BECC betrifft hier die letzten Stufen (5 und 6) und kann eine Sonderstellung einnehmen, da der biogene Kohlenstoff bei der Energiegewinnung (Stufe 5) abgeschieden wird und langfristig eingelagert (also in gewisser Weise entsorgt) oder wieder einer erneuten stofflichen Nutzung (CCU) zugeführt werden kann. Dadurch können wieder Produkte hergestellt werden und die Kaskade wieder auf einer höheren Stufe beginnen. Die CO₂-Abscheidung kann dabei durchweg über dieselben technischen Verfahren erfolgen, die in Abschnitt 2.1.1.1 zu finden sind. Für die THG-Bilanz und eine mögliche Senkenwirkung ist die Verwendung des CO₂ zentral, wie in weiteren Kapiteln dieses Berichts diskutiert wird. Dabei steht die Biomassenutzung für Bioenergy with Carbon Capture (BECC) in Konkurrenz mit anderweitiger Verwendung, bspw. der (direkten) stofflichen Nutzung, bei der der entsprechende Kohlenstoff auch für die Nutzungsdauer in Produkten gebunden ist und für die in der Regel geringere Energiebedarfe

⁶ Wo möglich wurden Biomasse-Mengen in der Einheit Tonnen Trockenmasse (t TM) angegeben, um die Vergleichbarkeit trotz unterschiedlicher Wassergehalte der verschiedenen Biomassearten zu erhöhen.

⁷ Die Nationale Biomassestrategie (NABIS) der deutschen Bundesregierung wird derzeit erarbeitet, ein Eckpunktepapier des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz (BMWK) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) steckt ihre Eckpfeiler ab. Die NABIS hat zum Ziel, „zur mittel- und langfristigen nachhaltigen Ressourcennutzung sowie zum Klima- und Biodiversitätsschutz beizutragen“ und „Rahmenbedingungen für eine nachhaltige Nutzung von Biomasse aus der Wald-, Land- und Abfallwirtschaft zu schaffen“. (BMWK; BMEL; BMUV, 2022)

bestehen als für BECC. BECC bringt jedoch den Vorteil der Doppelnutzung eines bestimmten Produkts oder einer Leistung (Energie und CO₂-Entnahme, Syngas und CO₂-Entnahme etc.), ist also hinsichtlich Wertschöpfung ggü. reiner Bioenergie oder Entsorgung (Stufen 5 und 6) zu bevorzugen.

In diesem Abschnitt werden verschiedene Verfahren besprochen, in denen BECC (theoretisch) dazu beitragen kann, Negativemissionen bzw. CO₂-Senken zu generieren:

- ▶ CO₂-Abscheidung bei der Verbrennung von Biomasse für Prozesswärme oder Energie
- ▶ CO₂-Abscheidung bei der Gasifizierung von Biomasse
- ▶ CO₂-Abscheidung bei der Fermentation und Verbrennung von Fermentationsprodukten
- ▶ CO₂-Abscheidung bei der Dampfreformierung von Biomethan zur Wasserstoffherzeugung
- ▶ Pyrolyse von Biomasse

Dies baut bspw. auf Arbeiten von (Borchers et al., 2023) und (Borchers et al., 2022) auf, die einen Überblick zu CDR und BECC in Deutschland geben.

CO₂-Abscheidung bei der Verbrennung von Biomasse für Prozesswärme oder Energie

Biomasse oder biobasierte Produkte können zur Energiegewinnung, im Wesentlichen zum Zweck der Strom- und Wärmebereitstellung, eingesetzt bzw. verbrannt werden. Dies kann (zentral) in Kraftwerken, in Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung (TAB) und in der Industrie erfolgen und unterschiedlichste Biomassearten betreffen. In jedem Fall entsteht dabei CO₂, das abgeschieden werden kann. In Kombination mit CO₂-Abscheidung entspricht dies der gängigen Bezeichnung Bioenergy with Carbon Capture (BECC). Bei der Verwendung von Abfällen (bspw. in TAB-Anlagen) wird auch von Waste Carbon Capture (WACC) gesprochen. Möglich ist die Abscheidung hier bspw. in Müllverbrennungsanlagen (MVA), Ersatzbrennstoffanlagen (EBS-Anlagen), Klärschlammmonoverbrennungsanlagen und Anlagen zur Verbrennung von Altholz sowie Sonderabfall. Dabei können die eingesetzten Energieträger vollständig biogenen Ursprungs sein oder einen fossilen Anteil aufweisen, wie dies bei gemischten Abfallströmen der Fall ist. In den deutschen TAB-Anlagen entstehen aktuell in etwa gleiche Anteile biogenes und fossiles CO₂, dies kann sich in Zukunft u. a. durch verändertes Recycling und alternative Kunststoffproduktion ändern (Hoffmeister, Birnstengel, Häusler, & Faulstich, 2020). Es findet also gleichzeitig BECC und die Abscheidung von fossilem CO₂ statt. Das bedeutet, die Prozesse sind nur bilanziell aber nicht physisch voneinander trennbar. In der THG-Bilanz und für eine mögliche Senkenwirkung ist dies zu berücksichtigen.

Das im Verbrennungsprozess entstehende CO₂ kann über verschiedene technische Abscheidungsverfahren (bspw. Post-Combustion oder Oxyfuel), wie bereits beschrieben, aus dem Abgasstrom abgetrennt werden (siehe Kapitel 2.1.1.1.1). Beispiele für Bereiche, die aktuell oder auch perspektivisch zentral große Mengen an Biomasse zur Energiebereitstellung verbrennen und damit für BECC und WACC infrage kommen, sind die Papierindustrie, Biomasse-Kraftwerke und Biogas-Verstromungsanlagen, die TAB sowie Öfen zum Zementklinker- und Kalkbrennen.⁸

Bei Umstellung von Kohlekraftwerken auf holzartige Biomasse mit Retrofit von CO₂-Abscheidungsanlagen wird davon ausgegangen, dass in Deutschland bis zu 30 Mt CO₂ jährlich abgeschieden werden könnten (Borchers et al., 2022). Der Verband der deutschen

⁸ Das Hauptziel der Abscheidung an Zement-/Kalköfen und TAB-Anlagen liegt aus heutiger Perspektive in der Vermeidung fossiler/geogener Emissionen. BECC erscheint hier eher als Nebenzweck.

Zementindustrie (VDZ) geht in einer aktuellen Studie für 2045 szenarisch davon aus, dass hinsichtlich BECC über 10 Mt biogenes CO₂ aus der Abfallverbrennung⁹ und zusätzlich knapp 5 Mt biogenes CO₂ in Zement- und Kalkwerken abgeschieden werden kann (VDZ, 2024).

Die technologische Reife für BECC bei der Verbrennung von Biomasse wird zu TRL 7 bis 9 eingeschätzt (IEA, 2020).

CO₂-Abscheidung bei der Gasifizierung von Biomasse

Die Gasifizierung ist eine etablierte Technologie zur Herstellung von Synthesegas (CO/CO₂ + H₂), vorwiegend aus fossilen Brennstoffen und Abfällen. Die Biomassevergasung ist marktreif, deren Umsetzung erfolgt bislang aber vor allem in Kleinanlagen und großen Pilot-/Demoprojekten. Vor allem holzartige, feste Bioabfälle eignen sich dafür (Borchers et al., 2022).

Bei der Gasifizierung fällt CO₂ als Nebenprodukt an, das abgetrennt werden kann. In integrierten Anlagen zur Synthesegas-, Strom- und Wärme Gewinnung (Integrated Gasification Combined Cycle) scheint es zudem möglich, (auch) das bei der Verbrennung entstehende CO₂ abzuscheiden (Klepper et al., 2019). Dabei ist zu beachten, dass selektiv nur jener Anteil des biogenen C abgeschieden werden kann, der nicht im weiteren Prozess (chemisch) genutzt wird. Dennoch ist die CO₂-Konzentration im Synthesegas höher als jene im Abgas der Verbrennung (Klepper et al., 2019). Tendenziell dürfte BECC an großtechnischen Umwandlungsanlagen wirtschaftlicher und hinsichtlich CO₂-Mengen bzw. Senkenpotenzial ertragreicher sein. Kleinere Gasifizierungsanlagen sind zudem tendenziell dezentraler gelegen. Es wird geschätzt, dass über die Abscheidung in der Gasifizierung holzartiger Biomasse knapp 4 Mt CO₂ pro Jahr in Deutschland abgeschieden werden könnten (Borchers et al., 2022).

Die technologische Reife liegt hier knapp vor der großtechnischen Kommerzialisierung (Borchers et al., 2022).

CO₂-Abscheidung bei der Fermentation und Verbrennung von Fermentationsprodukten

Über Fermentation (Vergärung) können aus organischen Substraten biobasierte Energieträger und Produkte, u. a. Biogas und Bioethanol hergestellt werden. Biogas wird dabei über anaerobe Fermentation gewonnen, Alkohole über die sog. alkoholische Gärung. Als Eingangsstoffe dienen z. B. Abfälle und Reststoffe wie Ernterückstände, Gülle oder Bioabfälle. Zur Biogaserzeugung wird daneben aber aktuell auch (feuchte) Anbaubiomasse eingesetzt. Alkoholisch werden bspw. Getreide oder Zuckersirup umgesetzt. Diese Prozesse stehen in Konkurrenz zur Nahrungsmittelherstellung. Die (alkoholische) Fermentation verholzter Biomasse¹⁰ ist aktuell (kommerziell) noch nicht möglich.

CO₂ fällt in all diesen Prozessen als Nebenprodukt, u. U. bei der Produktaufbereitung bspw. von Biogas zu Biomethan, sowie ggf. bei der Verbrennung der Fermentationsprodukte (in Blockheizkraftwerken) an. An diesen Quellen ist es wiederum möglich, das CO₂ abzuscheiden.

Bei der alkoholischen Fermentation wird neben den intendierten Zielprodukten etwa die Hälfte des Kohlenstoffs aus den Eingangsstoffen in CO₂ umgewandelt. Dieses CO₂ kann aufgrund der hohen Konzentration im Abgas mit geringem Aufwand abgeschieden werden (Klepper et al., 2019).

Biogas wird bspw. mit einem CO₂-Anteil von bis zu 50 % hergestellt (Fischedick, Görner, & Thomeczek, 2015). Anschließend wird es aktuell in Deutschland meist direkt am Ort der Erzeugung zur Energiegewinnung verbrannt. 2021 wurden in Deutschland rund 8.600 Biogas-

⁹ Hier wird auf MVA, EBS, Klärschlammmono- und Altholzverbrennung Bezug genommen.

¹⁰ hohe Ligninanteile

BHKW mit einer elektrischen Gesamtleistung von 6,5 GW betrieben (FNR, 2022). Eine dortige Abscheidung nach Verbrennung ist aufwändig, da viele kleinere, dezentrale Anlagen vorliegen (pro Anlage <100 kt CO₂/a). Das Prinzip ist hier wieder BECC, wobei von Potenzialen von einigen Mt CO₂ ausgegangen wird (Borchers et al., 2022).

Alternativ zur direkten Biogasnutzung wird zur Aufbereitung zu Biomethan das CO₂ abgetrennt. Dazu werden v. a. die Verfahren Druckwasserwäsche, Aminwäsche und Druckwechseladsorption eingesetzt. CO₂ kann so mit geringem Aufwand abgeschieden werden, wobei auch diese Anlagen häufig dezentral verteilt sind. Aktuell wird das entsprechende CO₂ meist in die Atmosphäre entlassen oder in der Nahrungsmittelproduktion eingesetzt. Alternativ kann abgeschiedenes, biogenes CO₂ auch in Abbruchbeton injiziert werden. Dabei wird ein Mineralisierungsprozess ausgelöst, bei dem das CO₂ in Kalkstein umgewandelt und so an die Poren und die Oberfläche des Granulats gebunden wird (Neustark, 2023, 29. September). In Deutschland werden derzeit über 200 derartige Aufbereitungsanlagen betrieben, das Biomethan wird meist direkt ins Erdgasnetz eingespeist (FNR, 2022).

Potenziale für BECC auf Basis von Biogas (Aufbereitung und Verbrennung), das aus Abfällen und Reststoffen hergestellt wird, werden auf über 10 Mt CO₂ geschätzt (Billig et al., 2019).

Die technologische Reife von CO₂-Abscheidung im Zuge der Ethanolproduktion aus Lignocellulose liegt bei TRL 5 bis 6, aus Zucker/Stärke existieren bereits großtechnische Anlagen, wodurch der TRL hier 7 bis 9 ist. Für die Biomethanherstellung existieren Pilot-/Demonstrationsanlagen und die technologische Reife wird entsprechend mit TRL 7 bis 8 eingeschätzt (IEA, 2020).

CO₂-Abscheidung bei der Dampfreformierung von Biomethan zur Wasserstoffherzeugung

Über Dampfreformierung wird Methan zu Synthesegas umgesetzt. Aktuell wird dafür Erdgas genutzt, infolge wird daraus bspw. Methanol synthetisiert oder Wasserstoff für die Ammoniakproduktion bereitgestellt. Die CO₂-Abscheidung an Anlagen zur Dampfreformierung dient so (heute) zur Produktion von „blauem Wasserstoff“. Bei Nutzung von Biomethan statt Erdgas wäre derselbe Prozess mittels BECC möglich (Klepper et al., 2019). Die Nutzung des Biomethan zur Wasserstoffproduktion stünde allerdings in Konkurrenz zu anderweitiger (bspw. derzeitiger) Nutzung zur direkten Strom- oder Wärmeerzeugung.

Pyrolyse von Biomasse

Pyrolyse ist die thermische Spaltung von organischen Verbindungen unter Sauerstoffausschluss. Je nach Prozess (Geschwindigkeit, Bedingungen, Ausgangsstoffe etc.) entsteht ein unterschiedliches Produktgemisch, das sich aus festen, flüssigen und gasförmigen Anteilen zusammensetzt. Im Wesentlichen werden diese als Kohlen,¹¹ Pyrolysegase und Pyrolyseöle bezeichnet, zu denen der im Ausgangsstoff enthaltene Kohlenstoff umgesetzt wird. CO₂ entsteht als Nebenprodukt und kann direkt aus dem Pyrolysegas bzw. nach Verbrennung von Pyrolyseprodukten (wie CO, H₂ und CH₄) abgeschieden kann. V. a. feste, holzartige Biomassen können der Pyrolyse zugeführt werden. In der Folge gibt es je nach Produkt unterschiedliche Möglichkeiten zur Speicherung des Kohlenstoffs, die als PyCC bezeichnet werden (Werner, Schmidt, Gerten, Lucht, & Kammann, 2018).

Pyrolysetechnologien sind für fossile und biogene Brennstoffe bereits etabliert. Über Schnellpyrolyse werden v. a. Pyrolysegase und -öle hergestellt. Derzeit werden Pyrolyseöle bspw. als Heizöl eingesetzt. In Zukunft ist eine Verwendung zur Herstellung von alternativen Kraft-/Treibstoffen und Chemikalien (in Steamcrackern) möglich. Als PyCC-Option ist auch eine

¹¹ bei Pyrolyse von Biomasse auch Pflanzkohle

Injektion in Öllagerstätten zur langfristigen Speicherung des Kohlenstoffs denkbar (Werner, Schmidt, Gerten, Lucht, & Kammann, 2018). Bei langsamer Pyrolyse wird u. a. Bio-/Pflanzenkohle gewonnen. Diese kann als Einsatzstoff in der Industrie (bspw. bei der Stahlproduktion), zur Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, aber auch als Kohlenstoffspeicher genutzt werden (siehe Kapitel 3) (Borchers et al., 2022).

Energiebedarfe bei Abscheidung an Punktquellen

Wie oben diskutiert hängt der Energiebedarf für die CO₂-Abscheidung an einer Punktquelle vom CO₂-Reinheitsgrad, dem Partialdruck des CO₂ und dem angewendeten Abscheidungsprozess ab. Je höher der Partialdruck, desto geringer der erforderliche Energiebedarf der Abscheidung. Tabelle 2 stellt den spezifischen thermischen Energiebedarf für die Abscheidungsprozesse Post-Combustion, Oxyfuel-Combustion und Calcium-Looping nach Industriebranchen und nach Energieerzeugungsanlagen dar. Die Abbildung stellt auch Anlagen dar, wo kaum biogenes CO₂, sondern im wesentlichen fossiles CO₂ abgeschieden wird, z. B. Ammoniak-Herstellung, Aluminium-Herstellung, Grundstoffchemie, Zement-Herstellung sowie Steinkohle-Kraftwerke. Die chemische Absorption z. B. anhand MEA (Monoethanolamin) benötigt höhere Temperaturen. Dahingegen sind für die physische Adsorption niedrigere Temperaturen und damit eine geringere Wärmezufuhr notwendig. Beim Post-Combustion-Prozess wie der Amin-basierten (MEA) chemischen Absorption wird das CO₂ in einem Lösungsmittel bei einer Temperatur von ca. 40 bis 50 °C aufgelöst. Für die Abscheidung des CO₂ aus dem Lösungsmittel und für die Regenerierung des Lösungsmittels wird Wärme auf einem Temperaturniveau von ca. 90 bis 130 °C (Energiebedarf ca. 600 bis 1.500 kWh_{th}/t CO₂)¹² zugeführt (Bravo et al., 2021). Ähnlich benötigt der Calcium-Looping-Prozess Hochtemperatur-Wärme. In dem ersten Schritt reagiert das Abgas (aus dem Drehofen oder aus der Zement-Herstellung) mit Kalziumoxid (CaO), um Kalziumkarbonat (CaCO₃) zu formen. Dies ist eine exotherme Reaktion und findet bei den Temperaturen zwischen 600 bis 700 °C statt. Im nächsten Schritt wird bei einem endothermen Regenerationsprozess das Kalziumkarbonat in Kalziumoxid und CO₂ umgewandelt. Dieser Prozess findet bei mehr als 900 °C Temperatur statt (ECRA, 2022). Die Oxyfuel-Abscheidung benötigt keine Wärmezufuhr (IEA, 2020; Kearns et al., 2021).

Tabelle 2 stellt den spezifischen elektrischen Energiebedarf zur Abscheidung für wesentliche Industriebranchen und für Energieerzeugungsanlagen dar. Im Vergleich zum Wärmebedarf fällt der notwendige Strombedarf geringer aus. Die elektrische Energie wird bei dem Abscheidungsprozess großenteils für die CO₂-Komprimierung aber auch für die Hilfsanlagen wie Pumpen, Ventilatoren, Antriebe und Steuerung benötigt. Bei der Oxyfuel-Abscheidung wird Sauerstoff anhand einer Niedertemperatur-Luftzerlegungsanlage (ASU) aus der Luft separiert und anschließend in die Verbrennung zugeführt. Das entstehende Abgas besteht nahezu ausschließlich aus CO₂ und Wasserdampf. Der Wasserdampf wird aus dem CO₂-reichen Abgas anhand einer Tieftemperatur-Reinigungsanlage (Cryogenic purification unit = CPU) ausgeschieden, um CO₂ zu gewinnen. Für die Luftzerlegung und die anschließende Trocknung mittels CPU bzw. Reinigung wird ausschließlich elektrische Energie benötigt. Der Strombedarf liegt zwischen ca. 100 und 360 kWh_{el}/t CO₂.¹³ Im Anschluss wird das abgeschiedene CO₂ für den Weitertransport per Pipeline oder zur Zwischenspeicherung durch Kompressoren, bspw. auf 110 bar, verdichtet. Der Strombedarf dazu beträgt ca. 115 bis 150 kWh_{el}/t CO₂ (DEA, 2024).

Die letzten Spalte in der Tabelle 2 fasst die spezifischen thermischen und elektrischen Energiebedarfe zur Abscheidung sowie den elektrischen Energiebedarf zur Verdichtung zusammen. Die Post-Combustion Abscheidung mittels Aminwäsche (MEA) weist eine große

¹² thermischer (th) Energiebedarf

¹³ elektrischer (el) Energiebedarf

Bandbreite im Energiebedarf auf. Das liegt unter anderem am unterschiedlichen CO₂-Reinheitsgrad im Rauchgas.

Tabelle 2: Überblick Energiebedarf CO₂-Abscheidung an Punktquellen

Abscheidungsverfahren	Anwendung	Thermischer Energiebedarf	Elektrischer Energiebedarf	Elektrischer Energiebedarf, Komprimierung auf 110 bar
		(kWh _{th} /t CO ₂)	(kWh _{el} /t CO ₂)	(kWh _{el} /t CO ₂)
Post-Combustion capture	Steinkohle-Kraftwerk	944-1.17	105-410	129
	GuD-Kraftwerk	734	335	129
	Biomasse-Kraftwerk	758	300-1.000	129
	Grundstoffchemie	878	253	129
	Ammoniak aus Erdgas	3	111	129
	Eisen und Stahl	695-1.223	97-214	129
	Zement & Kalk	556-1.529	97-214	129
Oxyfuel-Combustion capture	Zement & Kalk	152-206	68-220	129
Ca-Looping	Zement & Kalk	445-1.626	14-260	129

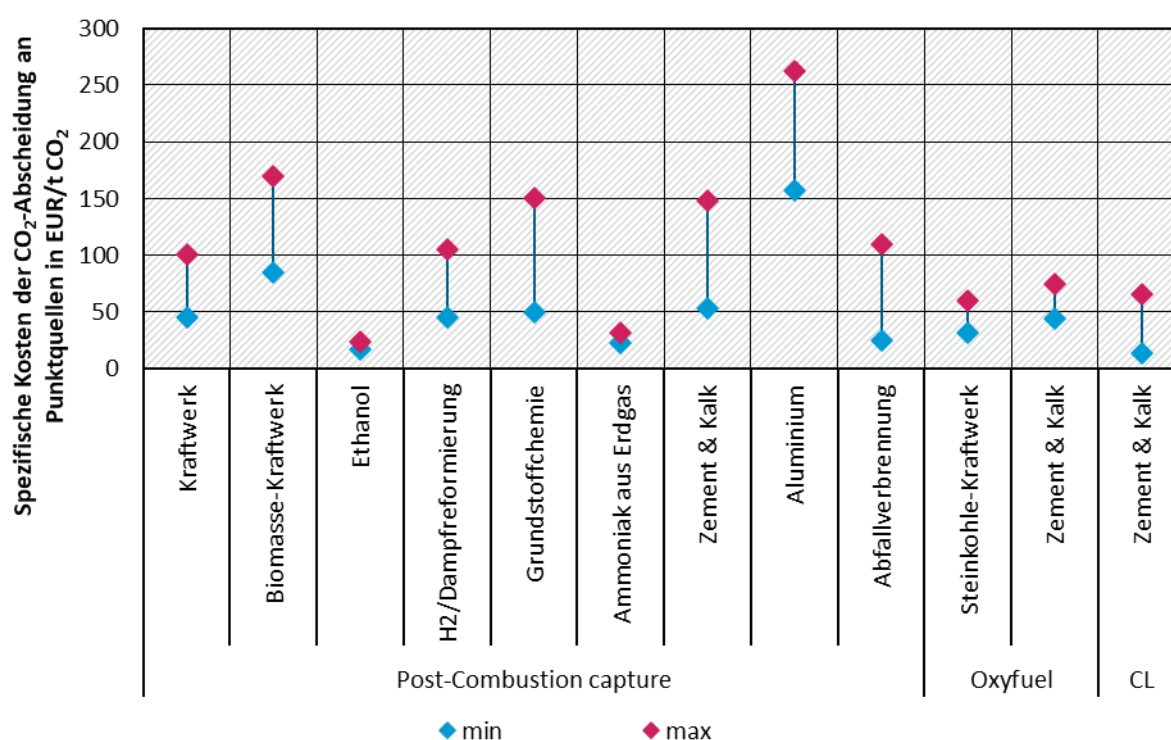
Anmerkung: In den dargestellten Optionen werden unterschiedliche Anteile biogenes CO₂ abgeschieden. Bei Bandbreiten von Energiebedarfen bei einer Anwendung wurde der Mittelwert angesetzt.

Quelle: Eigene Berechnung, Prognos auf Basis von (Stec et al., 2015), (GCCS, 2017), (Rubin, Davison, & Herzog, 2015), (ECRA, 2022), (Heß, Klumpp, & Dittmeyer, 2020), (Hermann, Matthes, & Athmann, 2012)

Kosten bei Abscheidung an Punktquellen

Abbildung 7 stellt die Bandbreiten der **spezifischen Kosten** aus der Literatur für die Abscheidung an einer Punktquelle gegenüber. In Bezug auf Bio-CC, die Abscheidung von biogenem CO₂ an Kraftwerken liegt zwischen 85 und 170 EUR/t CO₂ und der Einsatz an einer thermischen Abfallbehandlung zwischen 25 und 110 EUR/t CO₂. Die Abbildung stellt auch Anlagen dar, wo im wesentlichen fossiles CO₂ abgeschieden wird, z. B. Ammoniak-Herstellung, Aluminium-Herstellung, Grundstoffchemie, Zement-Herstellung sowie Steinkohle-Kraftwerke.

Abbildung 7: Spezifische Kosten CO₂-Abscheidung an Punktquellen



Oxyfuel: Oxyfuel-Combustion Capture, CL: Calcium-Looping

Umrechnung Wechselkurs anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023), 1 EUR (2014) = 1,33 USD, 1 EUR (2018) = 1,18 USD, 1 EUR (2019) = 1,12 USD, 1 EUR (2020) = 1,14 USD

Quelle: Eigene Abbildung, Prognos auf Basis von (IEA, 2020), (Rubin, Davison, & Herzog, 2015), (DOE, 2023b), (NETL, 2014), (Fuss et al., 2018), (Kearns et al., 2021), (Bui et al., 2018), (Heß, Klumpp, & Dittmeyer, 2020), (MWIDE NRW, 2021)

Die Kosten der Abscheidung bei der Ethanolproduktion liegen bei rund 20 EUR/t CO₂. Der technologische Aufwand der CO₂-Abtrennung ist hier geringer aufgrund der höheren CO₂-Reinheit (v. a. Aufbereitung und Kompression). Bei Biomasse-Kraftwerken liegen die spezifischen Kosten zwischen 90 und 170 EUR/t CO₂ (IEA, 2020).

Tabelle 3 stellt **Investitionsausgaben (CAPEX)** für unterschiedliche Abscheidungsverfahren wie Post-Combustion (Amin-basierte chemische Absorption), Oxyfuel und Calcium-Looping jeweils für Zementanlagen, Abfallverbrennungsanlagen sowie Biomassekraftwerke dar. Die Kostenwerte stammen aus dem Demonstrationsprojekt Northern Lights, das bereits in Umsetzung in Norwegen ist (DNV GL, 2020), sowie aus weiterer Literatur. Bei den Projekten handelt es sich um ein Zementwerk (Brevik, Norwegen) und eine Abfallverbrennungsanlage (Klemetsrud, Norwegen). Hier wird das CO₂ mittels dem Post-Combustion-Verfahren abgeschieden. Es handelt sich um first-of-a-kind (FOAK) Projekte, die also noch sehr hohe Investitionskosten aufweisen. Die wichtigsten Komponenten eines Amin-basierten (MEA) chemischen Absorptionsprozesses sind Abgasentschwefelung, CO₂-Abscheider und Lösungsmittel-Regenerator, die erheblich zu den Investitionskosten beitragen. Für ein Oxyfuel-Verfahren sind die Luftzerlegungsanlage (Air separation unit (ASU)) und die kryogenische Reinigungsanlage (Cryogenic purification unit (CPU)) die wesentlichen Komponenten, die mehr als 60 % der Kapitalkosten aufweisen (Gerbelová, van der Spek, & Schakel, 2017).

Tabelle 3: Investitionsausgaben (CAPEX) CO₂-Abscheidung an Punktquellen

Projekt/ Studie	Zeitpunkt	CO ₂ -Quelle	Abscheidungs- technologie	CAPEX, in Mio EUR		Abscheide- kapazität Mt CO ₂ /a	spez. CAPEX, in EUR/t CO ₂ /a		spez. CAPEX, in EUR/t CO ₂		Quelle
				Min	Max		Min	Max	Min	Max	
Brevik, Norwegen	FOAK	Zement	Post-Combustion		390	0,4		975		39	[1]
Hafslund Oslo Celsio - Klemetsrud CCS Project Norwegen	FOAK	Thermische Abfallbehandlung	Post-Combustion Just Catch™ 400		800	0,4		2.000		80	[1]
ECRA (2022)	2020	Zement	Oxyfuel Neubau	200	250	1,2	167	208	7	8	[2]
	2030	Zement	Oxyfuel Neubau	200	230	1,2	167	192	7	8	[2]
	2020	Zement	Oxyfuel Retrofit	290	330	1,2	242	275	10	11	[2]
	2030	Zement	Oxyfuel Retrofit	260	290	1,2	217	242	9	10	[2]
	2030	Zement	Post-Combustion MEA	200	275	1,2	167	229	7	9	[2]
	2020	Zement	Ca-Looping Tail End Retrofit	365	495	1,2	304	413	12	17	[2]
	2030	Zement	Ca-Looping Tail End Retrofit	330	450	1,2	275	375	11	15	[2]
DEA (2024)	2020	Thermische Abfallbehandlung	Post Combustion Retrofit		106	0,3		419		17	[3]

Projekt/ Studie	Zeitpunkt	CO ₂ -Quelle	Abscheidungs- technologie	CAPEX, in Mio EUR		Abscheide- kapazität	spez. CAPEX, in EUR/t CO ₂ /a		spez. CAPEX, in EUR/t CO ₂		Quelle
	2030	Thermische Abfallbehandlung	Post Combustion Retrofit		86	0,3		342		14	[3]
	2050	Thermische Abfallbehandlung	Post Combustion Retrofit		68	0,3		240		10	[3]
	2020	Biomassekraftwerk	Post Combustion Retrofit		167	1,3		129		5	[3]
	2030	Biomassekraftwerk	Post Combustion Retrofit		166	1,3		129		5	[3]
	2050	Biomassekraftwerk	Post Combustion Retrofit		175	1,4		121		5	[3]
	2020	Biomassekraftwerk	Oxyfuel Retrofit		254	1,5		172		7	[3]
	2030	Biomassekraftwerk	Oxyfuel Retrofit		241	1,5		164		7	[3]
	2050	Biomassekraftwerk	Oxyfuel Retrofit		201	1,5		137		5	[3]
	2020	Zement	Post Combustion Retrofit		456	1,2		381		15	[3]
	2030	Zement	Post Combustion Retrofit		395	1,2		330		13	[3]
	2050	Zement	Post Combustion Retrofit		288	1,3		216		9	[3]
	2020	Zement	Oxyfuel Retrofit		113	0,7		152		6	[3]

Projekt/ Studie	Zeitpunkt	CO ₂ -Quelle	Abscheidungs- technologie	CAPEX, in Mio EUR		Abscheide- kapazität	spez. CAPEX, in EUR/t CO ₂ /a		spez. CAPEX, in EUR/t CO ₂		Quelle
	2030	Zement	Oxyfuel Retrofit		109	0,7		146		6	[3]
	2050	Zement	Oxyfuel Retrofit		100	0,8		120		5	[3]
Gardarsdottir et al. (2019)	2030	Zement	Oxyfuel		76	0,8		99		4	[4]
	2030	Zement	Post-Combustion MEA		128	0,8		167		7	[4]
	2030	Zement	Chilled Ammonia Process (CAP)		149	0,8		195		8	[4]
	2030	Zement	Membrane-Assisted CO ₂ Liquefaction (MAL)		247	0,8		323		13	[4]

Hinweis: CAPEX - Capital Expenditures = Investitionsausgaben: CAPEX gilt nur für Abscheideanlage; FOAK – First of a kind = erste Generation von Anlagen

Annahme Prognos: Lebensdauer 25 Jahre, CO₂-Emissionsfaktor 0,832 Mt CO₂/t Klinker, Abscheiderate 90-96 %

ECRA: 6.000 t Klinker/Tag, 75 % Auslastung

DEA: 100 MW_{th} für thermische Abfallbehandlung; 500 MW_{th} für Biomassekraftwerk; 4.500 t Klinker/Tag Post Combustion; 3.000 t Klinker/Tag Oxyfuel; CAPEX inkl. CO₂ -Komprimierung auf 110 bar

Quelle: Eigene Abbildung, Prognos auf Basis von: [1] (DNV GL, 2020); [2] ECRA - European Cement Research Academy (ECRA, 2022); [3] (DEA, 2024); [4] (Gardarsdottir et al., 2019)

Tabelle 4 stellt die **Betriebskosten (OPEX)** für die Abscheidung an einer Punktquelle für unterschiedliche Abscheidungsverfahren und unterschiedliche Anwendungen dar. Die Werte stammen aus dem Demonstrationsprojekt Northern Lights sowie aus weiterer Literatur. Für eine gleiche Menge an abgeschiedenem CO₂ und für dasselbe Verfahren, fallen bei einer Abfallverbrennungsanlage ca. 62 EUR/t CO₂ an, zweimal mehr als bei einem Zementwerk. Dies liegt u. a. an der geringen CO₂-Konzentration im Abgas aus der Abfallverbrennungsanlage (siehe Abbildung 1). Aus der Literatur ist ersichtlich, dass die spezifischen Betriebskosten für ein Post-Combustion-Verfahren vergleichsweise höher als für ein Oxyfuel-Verfahren ausfallen. Die Betriebskosten setzen sich aus zwei Komponenten zusammen: fixe und variable Kosten. Fixe Kosten beinhalten die Kosten für Wartung, Verwaltung und Personal. Variable Kosten sind die anfallenden Kosten für Chemikalien, Energie, Abfallbehandlung und Wasser. Der Energiebedarf weist dabei den höchsten Anteil an den Betriebskosten auf.

Tabelle 4: Betriebskosten (OPEX) CO₂-Abscheidung an Punktquellen

Projekt-name	Standort	Abscheidungs-prozess	CO ₂ -Quelle	CO ₂ -Kapazität in Mt CO ₂ /a	OPEX in Mio. EUR min / max		sp. OPEX in EUR/tCO ₂ min / max		Zeit-punkt
Northern Lights	Norwegen	Post-Combustion	Zement (Norcem Brevik) ¹	0,4	-	12,5	-	31,0	2018
Northern Lights	Norwegen	Post-Combustion	Abfallverbrennung (Fortum Oslo) ¹	0,4	-	24,9	-	62,0	2018
Literaturwerte		Post-Combustion	Zement ²	2,2	97,9	-	44,5	-	2020
Literaturwerte		Post-Combustion	H ₂ -Dampf-reformierung ³	0,3	-	7,4	-	24,8	2011
Literaturwerte		Post-Combustion	Eisen & Stahl ⁴	3,9	-	75,3	-	19,3	2011
Literaturwerte		Oxyfuel-Combustion	Zement ⁵	1,6	41,0	47,2	25,6	29,5	2020
Literaturwerte		Ca-Looping	Zement ²	2,4	21,6	38,4	9,0	16,0	2020
Literaturwerte		Indirekte Kalzinierung	Zement ⁵	1,0	12,0	18,0	12,0	18,0	2020

Umrechnung mittels Wechselkurses anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023),

1 € = 9,59 NOK (2018), 1 € = 1,33 \$ (2011)

Eigene Abbildung Prognos (2024) auf Basis von:

1) Norwegian Full-Scale CCS Demonstrationsprojekt mit zwei Abscheidungsquellen und Schiff- & Pipelinetransport und Speicherung in Salinare Aquifere, (DNV GL, 2020)

2) Neue Anlage, für eine Anlage mit Kapazität von 2 Mio. t Klinker/a, (ECRA, 2022)

3) Neue Anlage, (NETL, 2014)

4) Retrofit Anlage, (NETL, 2014)

5) Retrofit Anlage, für eine Anlage mit Kapazität von 2 Mio. t Klinker/a, (ECRA, 2022)

2.1.1.2 CO₂-Abscheidung direkt aus der Atmosphäre (DACC)

2.1.1.2.1 Grundlagen der CO₂-Abscheidung

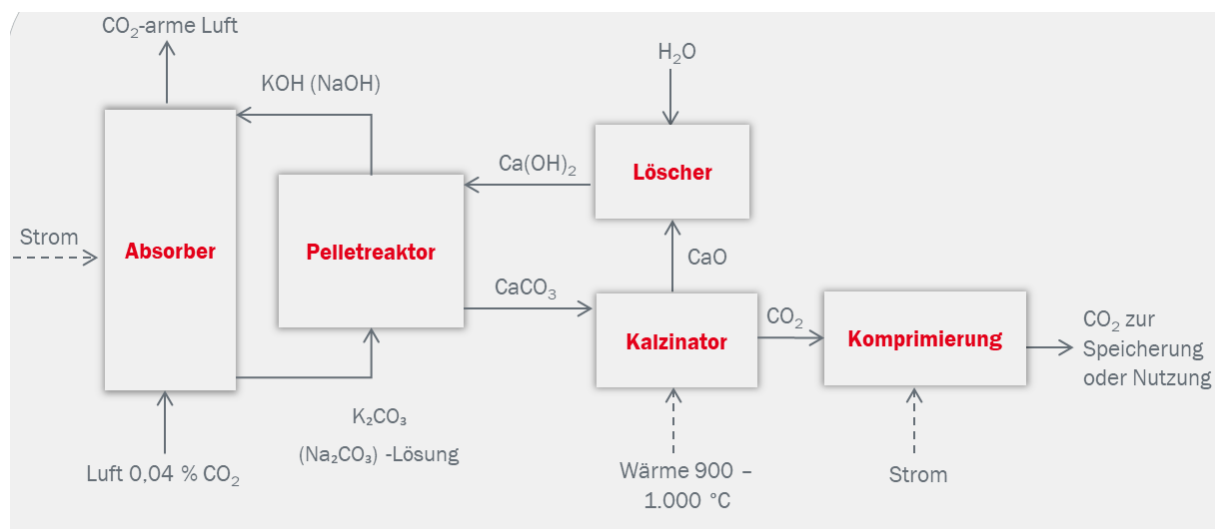
Bei der **Abscheidung direkt aus der Atmosphäre (Direct Air Carbon Capture, DACC)** wird CO₂ der Umgebungsluft entnommen. Die am weitesten entwickelte Abscheidungstechnologie basiert auf einem thermischen Ansatz, in dem thermische Energie zur Freisetzung des CO₂ vom Sorptionsmaterial genutzt wird. Es wird unterschieden zwischen einer **Hochtemperatur DAC-Anlage mit einem flüssigen Absorptionsmittel (Liquid absorption and high temperature regeneration DAC; L-DAC)** und einer **Niedrigtemperatur DAC-Anlage mit einem festen Adsorptionsmittel (Solid adsorption and low temperature regeneration DAC; S-DAC)**.

Carbon Engineering aus Kanada und den USA hat sich auf die L-DAC-Anlage spezialisiert, wohingegen Climeworks aus der Schweiz die S-DAC-Anlage entwickelt. Beide Anlagen verfolgen den thermischen Ansatz als CO₂-Freisetzungsmechanismus und gehören damit zu den Pionierunternehmen, die CO₂ der Atmosphäre entnehmen, um es langfristig zu speichern (DACCS) oder als Kohlenstoffquelle für die Produktion von synthetischen Kraft- und Kunststoffen zu nutzen (DACCU). Im Kapitel 2.1.1.2.2 wird explizit der Stand der DAC-Technologie eingeordnet und auf die neuen Entwicklungen beim Abscheidungsprozess und dem Freisetzungsmechanismus eingegangen. Im weiteren Verlauf dieses Kapitels wird der Abscheidungsprozess auf Basis der DAC-Anlagen mit einem thermischen Ansatz erklärt.

Hochtemperatur L-DAC-Anlage

1. **Luftaufnahme und Vorbehandlung:** Die Umgebungsluft wird durch einen Lufterlassmechanismus angesaugt und durch verschiedene Vorbehandlungsschritte geleitet, um Partikel, Feuchtigkeit und andere Verunreinigungen zu entfernen. Dazu gehören üblicherweise Vorfilterung, Kühlung und Trocknung der Luft, um sie für den nächsten Schritt der CO₂-Abscheidung vorzubereiten.
2. **CO₂-Abscheidung durch chemische Absorption:** Die vorbehandelte Luft wird durch einen Absorber geleitet, der aufgrund der starken CO₂-Bindungsaffinität mit einem flüssigen Absorbermaterial wie z. B. Kaliumhydroxid (KOH) gefüllt ist. Das Kaliumkarbonat (K₂CO₃) gelangt anschließend in den Pelletreaktor. Im Pelletreaktor wird das Kaliumkarbonat (K₂CO₃) unter Hinzugabe von Kalziumhydroxid (Ca(OH)₂) umgewandelt in Kalziumkarbonat (CaCO₃), das im Absorber/Kalzinator als Sorptionsmittel dient.
3. **Regeneration des Absorbermaterials:** Das gesättigte Absorbermaterial wird im Kalzinator durch Erhöhung der Temperatur auf rund 900 °C regeneriert. Dies führt dazu, dass das gebundene CO₂ aus dem Kalziumkarbonat freigesetzt wird, wobei das Kalziumoxid (CaO), das beim Austreiben von CO₂ aus CaCO₃ entsteht, im Löscher unter Zugabe von Wasser für den nächsten Abscheidungszyklus zu Kalziumhydroxid hydratisiert wird. Die regenerierte Luft wird abgeführt, während das freigesetzte CO₂ für die weitere Verarbeitung bereitgestellt wird.
4. **CO₂-Aufbereitung:** Das freigesetzte CO₂ wird von Verunreinigungen durch andere Gase gereinigt und aufbereitet, um Verunreinigungen zu entfernen und es in einem hochreinen Zustand zu erhalten. Dieser Schritt umfasst üblicherweise die Verwendung von Adsorptions- oder Membrantrennverfahren, um das CO₂ von Stickstoff und anderen Spurengasen zu trennen. Anschließend wird es für den Transport komprimiert und ggf. verflüssigt.
5. **CO₂-Nutzung oder -Speicherung:** Das aufbereitete CO₂ kann entweder für kommerzielle Anwendungen wie die Herstellung von Treibstoffen, Chemikalien oder in der Lebensmittelindustrie verwendet werden (DACCU), oder es wird unterirdisch gespeichert, um es dauerhaft aus der Atmosphäre zu entfernen (DACCS).

Abbildung 8: Abscheidungsprozess L- DAC



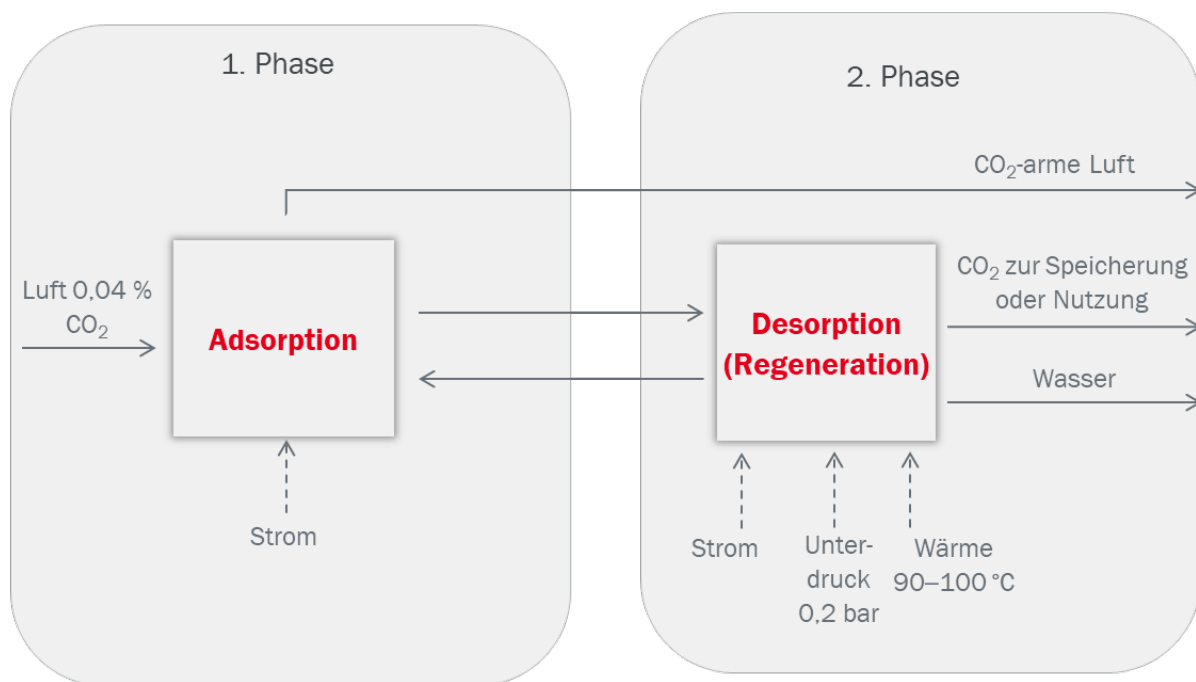
Quelle: (Lübbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

Niedrigtemperatur S-DAC-Anlage

Die CO₂-Abscheidung in einer adsorptionsbasierten DAC-Anlage basiert auf den wiederholenden Zyklen von Adsorption und Regeneration (siehe Abbildung 9).

1. **Luftaufnahme:** Die DAC-Anlage verwendet in den Modulen Ventilatoren, um Umgebungsluft anzusaugen.
2. **CO₂-Adsorption:** Bei der organisch-chemischen Adsorption wird das CO₂ an ein festes Adsorptionsmittel gebunden (z. B. poröses Granulat mit Aminverbindungen an der Oberfläche).
3. **CO₂-Desorption/Regeneration:** In der zweiten Phase der Regeneration erfolgt die Abtrennung des CO₂ vom festen Sorptionsmittel erfolgt in einem Vakuum und einer Umgebungstemperatur von rund 100 °C (TVSA = Temperature Vacuum Swing Adsorption). Durch Erhöhung der Temperatur oder anderer physikalischer oder chemischer Verfahren wird das CO₂ aus dem Sorptionsmittel desorbiert, um es in einem konzentrierten Zustand freizusetzen.
4. **CO₂-Aufbereitung:** Das freigesetzte CO₂ wird von Verunreinigungen durch andere Gase gereinigt und aufbereitet, um Verunreinigungen zu entfernen und es in einem hochreinen Zustand zu erhalten. Dieser Schritt umfasst üblicherweise die Verwendung von Adsorptions- oder Membrantrennverfahren, um das CO₂ von Stickstoff und anderen Spurengasen zu trennen. Anschließend wird es für den Transport komprimiert und ggf. verflüssigt.
5. **CO₂-Nutzung oder -Speicherung:** Das aufbereitete CO₂ kann entweder für kommerzielle Anwendungen wie die Herstellung von Treibstoffen, Chemikalien oder in der Lebensmittelindustrie verwendet werden (DACCU), oder es wird unterirdisch gespeichert, um es dauerhaft aus der Atmosphäre zu entfernen (DACCS).

Abbildung 9: Abscheidungsprozess S-DAC



Quelle: (Lübbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

Neben den klassischen DAC-Anlagen mit einem thermischen Ansatz zur Freisetzung des CO₂, haben sich in den letzten Jahren neue Abscheidetechnologien, wie die Membranabtrennung und die kryogene Abtrennung entwickelt. Aber auch innerhalb der Ab- und Adsorption wurden neue Freisetzungsmechanismen etabliert. Die neuen Generationen der DAC-Anlagen werden im Kapitel 2.1.1.2.2 beschrieben.

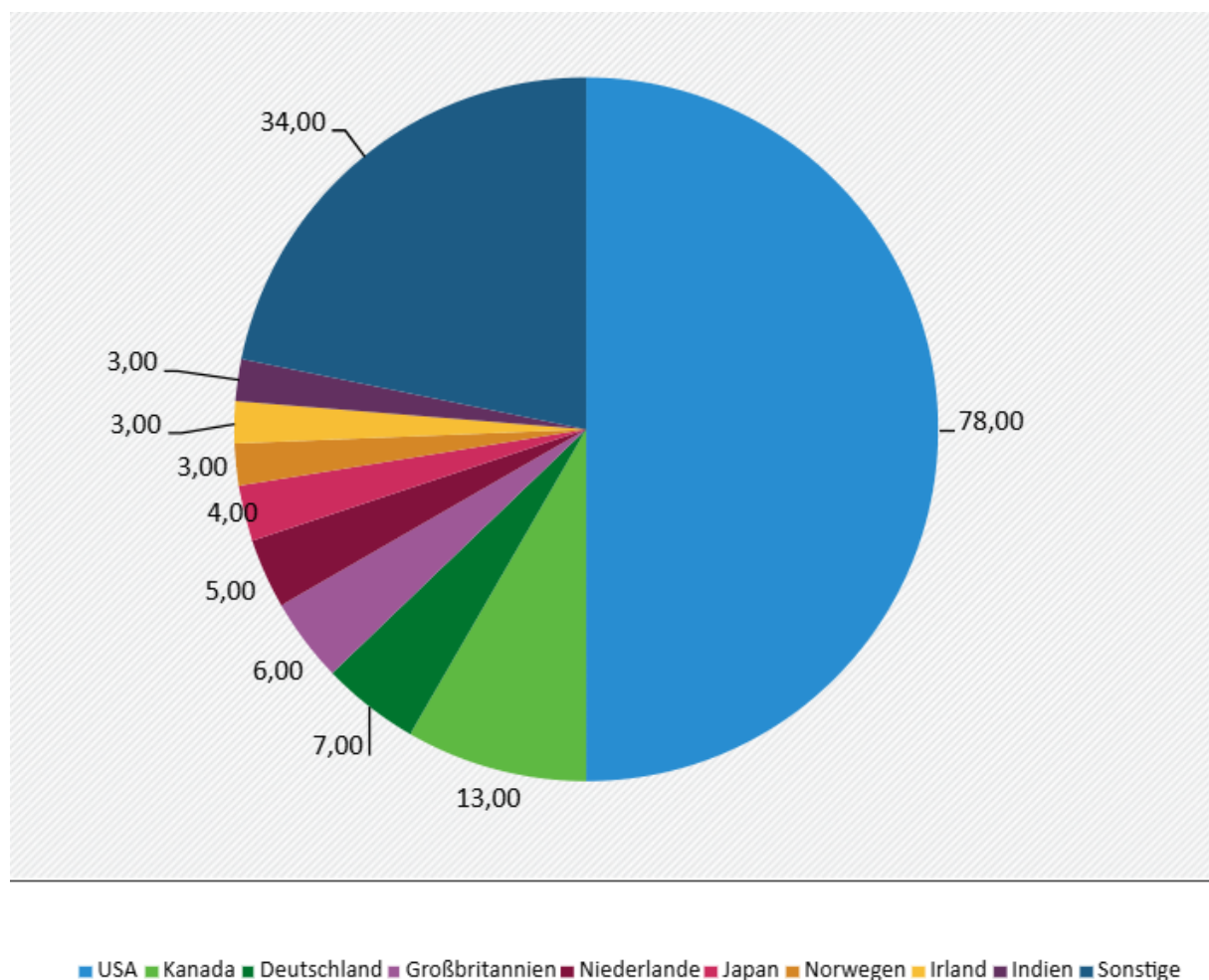
2.1.1.2.2 Stand der Technik, Energiebedarfe und Kosten

Die direkte CO₂-Abscheidung aus der Atmosphäre (DAC) nimmt eine zentrale Rolle auf dem Weg zur Treibhausgasneutralität bzw. Netto-Negativität nach 2050 ein. Mit einer doppelten Funktion einerseits zum Erzielen von **negativen Emissionen** (CO₂-Entnahme) und andererseits als **C-Feedstock** für die Produktion von synthetischen Kraftstoffen (z. B. synthetisches Kerosin) bzw. von High Value Chemicals (HVC)-Produkten über die Methanolroute ist die DAC-Branche in den letzten Jahren von sehr viel Dynamik gekennzeichnet. Die beiden Pionierunternehmen Climeworks¹⁴ (Schweiz, Gründung 2009) mit der Solid Sorbent Low Temperature DAC-Anlage und Carbon Engineering¹⁵ (Kanada/USA, Gründung 2009) mit einer Liquid Solvent High Temperature DAC-Anlage haben die ersten Pilotanlagen an den Start gebracht. Seitdem sind in den letzten Jahren neue DAC Start Ups mit unterschiedlichen CO₂-Abscheide- und CO₂-Freisetzungsmechanismen gegründet worden. Weltweit gibt es aktuell 156 DAC-Unternehmen, wovon über 50 % in den USA und Kanada gegründet wurden (siehe Abbildung 10). Auch in Deutschland arbeiten sieben DAC-Unternehmen (Carbon Atlantis, DACMA, Greenlyte Carbon Technologies, Lanxess, NeoCarbon, Porsche/Volkswagen, Ucanéo) an der Entwicklung von bezahlbaren DAC-Anlagen, die bei erfolgreicher Technologienentwicklung ab 2030 CO₂ im Mt-Bereich pro DAC-Hub und pro Jahr der Atmosphäre entnehmen könnten.

¹⁴ <https://climeworks.com/>

¹⁵ <https://carbonengineering.com/>

Abbildung 10: DAC-Unternehmen weltweit nach Ländern



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (Faber, 2024), Stand: März 2024

Sonstige Länder: 2 Unternehmen: Australien, Österreich, Finnland, Frankreich, Israel, Portugal, Schweden, Schweiz, Ukraine, UAE, Brasilien; 1 Unternehmen: Belgien, Estland, Ungarn, Ghana, Italien, Polen, Kenia, Neuseeland, Saudi-Arabien, Süd Afrika, Südkorea, Spanien

Mit dem Aufkommen neuer Start-Ups hat sich auch die Bandbreite der angewendeten DAC-Technologien vergrößert. Grundsätzlich kann man bei den verschiedenen DAC-Ansätzen zwischen dem Abscheidungs- und Freisetzungsmechanismus unterscheiden. Während es bis 2018 nur Ansätze mit flüssigen Lösungsmitteln (z. B. Carbon Engineering) und festen Sorptionsmitteln (z. B. Climeworks) zur **CO₂-Abscheidung** gab, sind seitdem membranbasierte und kryogene Lösungen dazugekommen. Darüber hinaus gibt es auch bei den festen Sorptionsmitteln eine große Vielfalt, die auf Innovationen bei neuartigen Materialien zur CO₂-Abscheidung beruht. Dazu gehören nicht nur Amine, sondern auch metallorganische Gerüste, Zeolithe, Hydroxide und viele mehr. Auch beim **CO₂-Freisetzungsmechanismus** entwickelt sich eine größere Bandbreite an technologischen Optionen. Anfangs dominierten die thermischen Ansätze mit niedriger (Climeworks) und hoher Temperatur (Carbon Engineering). Seitdem haben sich neue Systeme zur CO₂-Freisetzung entwickelt, wie z. B. durch Spannungs- und pH-Wert-Änderungen, die einen wesentlich geringeren Energieverbrauch ermöglichen (Küng et al., 2023); (Schreiter, 2024).

Forschende der ETH Zürich haben eine Methode erfunden, bei der lichtreaktive Moleküle verwendet werden, um den Säuregrad einer Flüssigkeit zu beeinflussen und so das CO₂ abzuscheiden (De Vries, Goloviznina, Reiter, Salanne, & Lukatskaya, 2024). Dabei wird die eingesogene Luft durch eine photosäurehaltige Flüssigkeit geleitet. Das CO₂ reagiert mit der Flüssigkeit und bildet Salze der Kohlensäure. Sobald sich diese Salze in der Flüssigkeit stark angereichert haben, wird die Flüssigkeit mit Licht bestrahlt. Dadurch wird diese sauer und die Kohlensäuresalze wandeln sich zu CO₂ um. Das CO₂ perlt aus und kann in Gastanks aufgefangen werden. Sind kaum noch Kohlensäuresalze in der Flüssigkeit vorhanden, schalten die Forschenden das Licht aus, und der Kreislauf beginnt von neuem. Vorteilhaft gegenüber den thermischen Ansätzen von Climeworks und Carbon Engineering ist der geringe Energieverbrauch. Da bei diesem Ansatz nicht aufgeheizt bzw. gekühlt werden muss, was sehr energieintensiv ist, sondern zur Freisetzung nur Licht benötigt wird und theoretisch dafür Sonnenlicht genutzt werden kann.

Nach (Schreiter, 2024) hat sich mittlerweile die dritte Generation der DAC-Anlagen entwickelt. DAC 1.0 Generation entstand in den späten 2000er Jahren und basiert vor allem auf den thermischen Ansatz, hier sind am bekanntesten Climeworks und Carbon Engineering. Ab etwa 2018 wurden mit der DAC 2.0 Generation neuartige und zuvor nicht getestete Abscheidungs- und Freisetzungsansätze eingeführt. Dazu gehören membranbasierte Abscheidungsansätze wie RepAir Carbon (Israel)¹⁶ (keine Flüssigkeiten) und Mission Zero (UK)¹⁷ Technologies (auf der Basis von flüssigen Lösungsmitteln), die beide vor Kurzem den Labormaßstab hinter sich gelassen haben und Pilotanwendungen im Feld ankündigen, wobei sie innerhalb von drei Jahren nach ihrer Einführung TRL 6 erreichen wollen. Erwähnenswert ist auch Verdox (USA)¹⁸, das Pionierarbeit bei einem vollständig spannungsgesteuerten Aufnahme- und Freisetzungsprozess geleistet hat, bei dem eine proprietäre redoxaktive Verbindung zum Einsatz kommt.

Die DAC 3.0 Generation ist eine dritte Welle von Unternehmen, die um das Jahr 2021 herum entstand, als DAC 2.0 scheinbar keine völlig neuen Ansätze mehr hatte. Es ging darum, Innovationen auf Prozessebene voranzutreiben, indem neue Erfassungs- und Freigabekombinationen geschaffen wurden, die zuvor noch nie ausprobiert worden waren, oder mehrere Erfassungs- oder Freigabeansätze in einem System zu kombinieren. Zu dieser Generation von Unternehmen gehören Unternehmen wie Greenlyte Carbon Technologies (Deutschland)¹⁹ oder Parallel Carbon (UK)²⁰, die thermische Verfahren durch ein Verfahren zur Abscheidung in flüssigen Lösungsmitteln und elektrochemische Freisetzung (Greenlyte) oder durch eine Strategie der passiven Kontaktierung mit Luft und der Freisetzung über pH-Schwankungen (Parallel Carbon) ersetzt haben. (Küng et al., 2023) haben in ihrem Papier DAC-Unternehmen eingeordnet bzgl. des angewendeten Abscheide- und Freisetzungsmechanismus (siehe Tabelle 5).

¹⁶ <https://www.repair-carbon.com/>

¹⁷ <https://www.missionzero.tech/>

¹⁸ <https://verdox.com/>

¹⁹ <https://www.greenlyte.tech/>

²⁰ <https://www.parallelcarbon.com/>

Tabelle 5: Klassifizierung der verschiedenen DAC-Technologien

Abscheidungs- mechanismus	Freisetzungs- mechanismus	Abscheidematerial	DAC- Unternehmen	Verfahrens- daten	Anlagen- daten
1. Absorption (mit flüssigem Lösungsmittel)	1A: Hochwertige Wärme	Hydroxid (KOH)	Carbon engineering (1PointFive)	hoch	hoch
	1B: Kristallisierung und geringwertige Wärme	Aminosäure	-	gering	keine Daten
	1C: geringwertige thermische Ablösung	Monoethalonamin (MEA)	-	mittel	mittel
		Aminosäure	-		
	1D: Elektrische Spannung	Hydroxid (KOH/NaOH)	Carbon Blade, CO ₂ CirculAir (SMART-DAC)	hoch	keine Daten
		Unbekannt	E-Quester, Mission Zero Technologies		
2. Adsorption (mit festem Sorptionmittel)	2A: Hochwertige Wärme	Hydroxid (Ca(OH) ₂)	Heirloom, Origen/ 8 Rivers	hoch	hoch
	2B: Feuchtigkeit	Ammonium-Harze	Avnos, Infinitree, Carbon Collect MechanicalTrees)	gering	keine Daten
		Alkalicarbonat	Clairity		
	2C: Niedrigwertige Wärme und/oder Vakuum und/oder Dampf	Amin	Carbyon, Climeworks, Emissol, Global Thermostat, Hydrocell	hoch	hoch
		Metallorganische Gerüstverbindung	Airthena, Carbon Infinity, AspiraDAC		
		Zeolithe	TerraFixing, GreenCap solutions (Removr)		
		Alkalicarbonat	Sustaera (Susteon spinout)		

Abscheidungsmechanismus	Freisetzungsmechanismus	Abscheidematerial	DAC-Unternehmen	Verfahrensdaten	Anlagendaten
		Unbekannt	Air View Engineering, BlancAir, Carbon Capture, DAC City, InnoSeptra, Noya, ReCarbon, Skytree		
	2D: Elektrische Spannung	redoxaktives Molekül	Verdorex, Holy Grail	gering	keine Daten
		Ionenaustauschfaser	Carbominer		
		Hydroxid (Ca(OH) ₂)	ParallelCarbon		
3. Membran-Trennung	3A: Druckgefälle	Polymermembran	-	gering	keine Daten
	3B: Elektrische Spannung	Ionenaustauschermembran	RepAir	mittel	keine Daten
4. Tieftemperatur-Trennung	4A: Phasenübergang (Dampf-Feststoff)	k. A.	HighHopes	gering	keine Daten

Quelle: (Küng et al., 2023)

Hinweis: In den Spalten „Verfahrensdaten“ (technische Leistungsdaten, d. h. Massen- und Energiebilanz) und „Anlagendaten“ (wirtschaftliche Leistungsdaten) sind die Angaben folgendermaßen zu verstehen: (i) hoch = hohes Vertrauen (mehrere von Fachleuten überprüfte Studien, theoretisches Verständnis mit experimenteller Validierung); (ii) mittel = mittleres Vertrauen (mehrere Modellierungs- oder Simulationsstudien, fehlende Tests und Validierung); (iii) gering = geringes Vertrauen (einzelne Studie, mehrere Nachrichtenartikel, meist unvollständige Daten aus Simulationen oder Konzeptstudien); (iv) keine Daten = es wurden keine Daten gefunden.

Am meisten ist jedoch bisher über die DAC-Anlagen der 1. Generation mit einem thermischen Abscheidungsansatz bekannt. Hier kann unterschieden werden zwischen einer Niedrigtemperatur DAC-Anlage mit einem festen Sorptionsmittel (solid sorbent) (S-DAC, z. B. Climeworks) und einer Hochtemperatur DAC-Anlage mit einem flüssigen Lösungsmittel (liquid solvent) (L-DAC, z. B. Carbon Engineering). In Tabelle 6 werden die wesentlichen Kennwerte der beiden DAC-Ansätze gegenübergestellt.

Tabelle 6: Vergleich der DAC-Kennwerte für S-DAC und L-DAC

Kennwert	Einheit	Solid Sorbent Low Temperature DAC (S-DAC)	Liquid Solvent High Temperature DAC (L-DAC)
Pionierunternehmen		Climeworks	Carbon Engineering
Bauweise		Modular	Kraftwerkseinheit
Abscheidungsmechanismus		Festes Adsorptionsmittel	Flüssiges Lösungsmittel
Regenerationstemperatur	°C	80 - 100	rund 900

Kennwert	Einheit	Solid Sorbent Low Temperature DAC (S-DAC)	Liquid Solvent High Temperature DAC (L-DAC)
Regenerationsdruck		Vakuum	Umgebungsdruck
Elektrischer Energiebedarf	kWh _{el} /t CO ₂	400 - 700	150 - 250
Thermischer Energiebedarf	kWh _{th} /t CO ₂	1.500 – 2.250	1.400– 2.200
Wasserbedarf	tH ₂ O/t CO ₂	-2 - 0	0 - 50
direkter Flächenbedarf	m ² /t CO ₂	0,26	0,04

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (IEA, 2022b)

S-DAC-Anlagen können in modularer Bauweise skaliert werden, wohingegen L-DAC-Anlagen in größeren Kraftwerkseinheiten geplant werden. Wie oben beschrieben sind beides thermische Ansätze für das Freisetzen des CO₂, jedoch unterscheiden sie sich in der Höhe der Regenerationstemperatur und dadurch auch im **Energiebedarf**. Bei S-DAC-Anlagen wird das CO₂ in einem Vakuum bei Temperaturen zwischen 80 bis 100 °C freigesetzt, wohingegen bei L-DAC-Anlagen der Vorgang bei Umgebungsdruck und Temperaturen um die 900 °C abläuft. Die thermische Energie wird für die Freisetzung des CO₂ gebraucht, um das CO₂ vom Sorptionsmittel zu lösen und variiert in der Literatur je nach Anwendung und betrachteten Zeitpunkt. Bei S-DAC-Anlagen liegt der **elektrische Energiebedarf** zwischen 400 bis 700 kWh_{el}/t CO₂ und bei L-DAC-Anlagen zwischen 150 und 250 kWh_{el}/t CO₂. Der **thermische Energiebedarf** liegt bei S-DAC-Anlagen zwischen 1.200 bis 2.250 kWh_{th}/t CO₂. Die erforderliche thermische Energie (für Niedertemperatur-Adsorptionsanlage) kann bei der S-DAC-Anlage von der Abwärme aus einer industriellen Anlage oder aus den Elektrolyseuren oder von einer Wärmepumpe stammen. Bei L-DAC-Anlagen ist aufgrund der höheren Bindungsenergie des flüssigen Sorptionsmittels ein höherer Energieaufwand für die Regeneration notwendig und liegt zwischen 1.400 und 2.800 kWh_{th}/t CO₂. Wenn die Wärme für die L-DAC-Anlage aus einem fossilen Brennstoff erzeugt wird, ist die netto CO₂-Abscheidungsbilanz (Abscheidungsmenge durch DAC-Anlage ggü. Emissionen durch Brennstoff-Verbrennung) deutlich geringer.

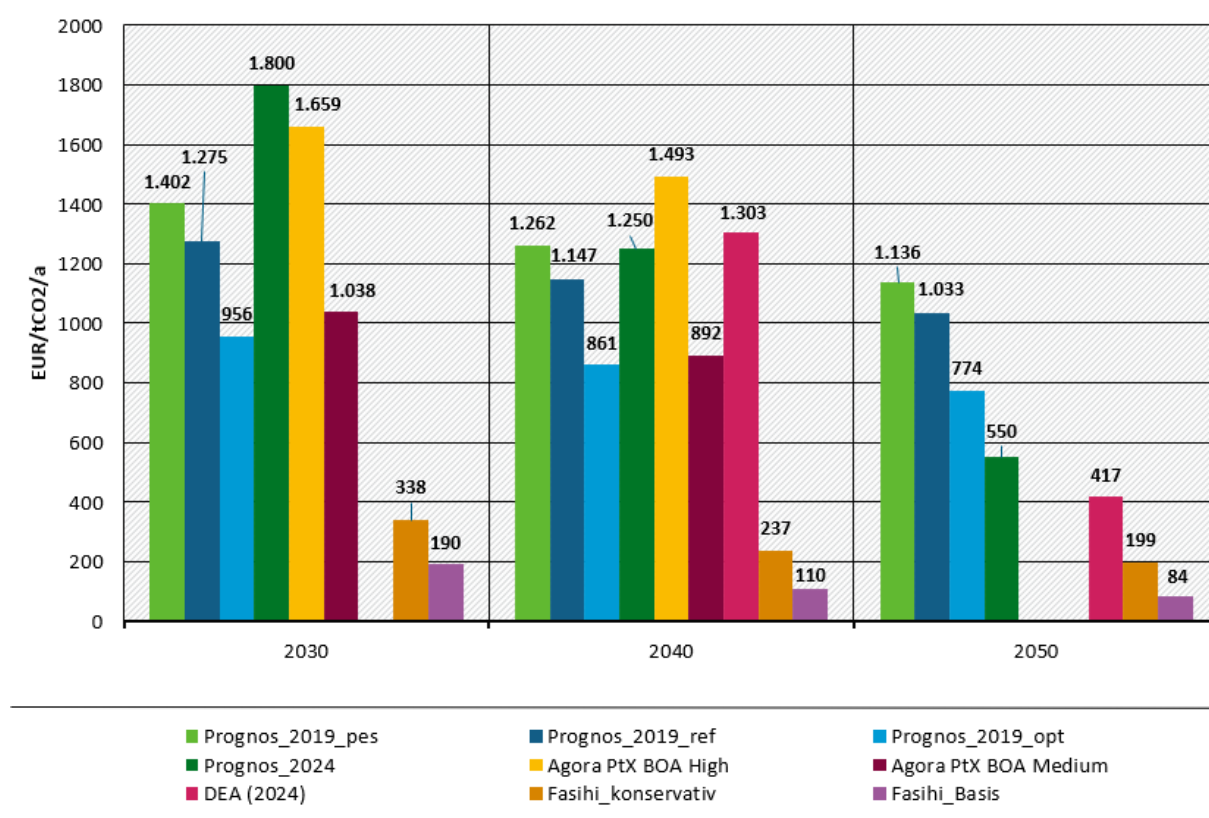
Neben dem Energiebedarf sind der **Wasser- und Flächenbedarf** weitere Parameter, die bei der Hochskalierung von DAC-Anlagen zu berücksichtigen sind. Bei L-DAC-Anlagen muss Wasser dem Prozess kontinuierlich zugegeben werden. Dieser kann bis zu 50 tH₂O/t CO₂ liegen. Im Gegensatz dazu können die S-DAC-Anlagen von Climeworks bis zu 2 tH₂O/t CO₂ aus der Außenluft gewinnen. Wohingegen beim direkten Flächenbedarf (exkl. Flächen für die Stromerzeugung) S-DAC-Anlagen u. a. aufgrund der modularen Bauweise einen kleineren Flächenfußabdruck aufweisen als L-DAC-Anlagen. Die benötigten Flächen für die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien würden den Flächenbedarf für DAC nochmal um ein Vielfaches erhöhen.

Insgesamt lässt sich zusammenfassen, dass die S-DAC-Anlagen energieintensiver sind. Aufgrund der modularen Bauweise sind dieser aber weniger kapitalintensiv und in Zukunft wahrscheinlich in Massenanfertigung skalierbar. Durch das niedrige Temperaturniveau kann die Wärme auch aus Wärmepumpen, aus der Geothermie oder dem Fernwärmenetz stammen. Diese Optionen sind schon erneuerbar bzw. werden durch die Defossilisierung des Energiesystems langfristig leichter erneuerbar. Hingegen wird bei der L-DAC-Anlage von Carbon Engineering derzeit als Wärmequelle auf die Verbrennung von Erdgas gesetzt und dabei wird fossiles CO₂

emittiert, falls dies nicht auch noch abgeschieden wird. Langfristig kann auch hier die Wärmebereitstellung elektrifiziert werden, wobei das Temperaturniveau von rund 900 °C aufwändiger zu elektrifizieren ist. Aufgrund der Bauweise in Kraftwerksgröße ist die Abscheidung im Megatonnen Bereich leichter zu erreichen, wobei diese auch mit höheren Investitionsausgaben einhergehen.

Insbesondere über die **Kostenentwicklung** der direkten Abscheidung aus der Atmosphäre besteht noch eine große Ungewissheit. DAC-Anlagen sind nicht nur energieintensiv, sondern auch kapitalintensiv. In der Literatur findet man eine große Bandbreite bzgl. der **Investitionsausgaben** (CAPEX) über die Zeit. Abbildung 11 zeigt einen CAPEX-Vergleich von Studien zu aktuellen techno-ökonomischen Analysen von S-DAC-Anlagen. Es ist klar zu erkennen, dass eine große Bandbreite besteht, die für das Jahr 2030 zwischen 190 und 1.800 EUR/t CO₂/a liegt und für das Jahr 2050 auf eine Spanne zwischen 85 und 1.200 EUR/t CO₂/a sinkt.

Abbildung 11: CAPEX-Vergleich S-DAC



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (Kreidelmeyer, Dambeck, Kirchner, & Wünsch, 2019); (Fasihi, 2019); (Öko-Institut, 2023); (DEA, 2024); (IEA, 2022b) und Experteninterviews

Die hier erstmalig veröffentlichte Datenreihe von Prognos (2024) bezieht sich dabei auf eine neuste Recherche mit Auswertungen von aktuellen Studien und Fachgesprächen. Neben den Investitionsausgaben sind für die Vollkostenrechnung die Betriebskosten (OPEX) die Lebensdauer der Anlagen und der Energiebedarf entscheidend. Tabelle 7 zeigt die aus der Recherche und den Gesprächen ergebenden **techno-ökonomischen Daten** für eine S-DAC-Anlage über die Zeit bis zum Jahr 2050.

Tabelle 7: Techno-ökonomische Daten S-DAC

Parameter	Einheit	2030	2040	2050
Abscheidekapazität	Mt CO ₂ /a	1	1	1
CAPEX	EUR/(t CO ₂ /a)	1.800	1.250	550
OPEX	%CAPEX/a	4	4	4
Lebensdauer	Jahre	25	30	30
Thermischer Energiebedarf	kWh _{th} /t CO ₂	2.100	1.950	1.870
Elektrischer Energiebedarf inkl. Komprimierung	kWh _{el} /t CO ₂	780	755	725

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

Wie sich die Vollkosten von DAC-Anlagen entwickeln werden, hängt von vielen Faktoren ab. Einerseits ist wie oben beschrieben noch nicht klar, welche DAC-Technologie(n) sich langfristig durchsetzen werden. Die thermischen Ansätze von Climeworks und Carbon Engineering sind am weitesten fortgeschritten und beide Firmen planen Anlagen, die über den FOAK- (first of a kind) Status hinausgehen. Hier liegen die Kosten pro abgeschiedene Tonne noch über 1.000 Euro pro Tonne CO₂. Langfristig liegt bei allen DAC-Unternehmen die Zielgröße für die spezifischen Abscheidekosten bei rund 100 EUR/t CO₂. Diese sind aber nach aktuellem Wissen schwer zu erreichen. Der Weg von FOAK- zu NOAK- (nth of a kind) Anlagen ist unsicher und konkrete Aussagen über die Kostenentwicklung sind schwer zu treffen. Climeworks musste im Jahr 2023 seine Kosten nach oben korrigieren. Im Jahr 2030 sollen 400 und 700 EUR/t CO₂ erreicht werden und langfristig bis zum Jahr 2050 könnten die Kosten zwischen 100 und 300 EUR/t CO₂ liegen (Pontecorvo, 2023, 31. Oktober). Eine neue DAC-Studie von der ETH Zürich (Sievert, Schmidt, & Steffen, 2024) bestätigt, dass das Ziel von 100 EUR/t CO₂ als optimistisch einzustufen ist. In der Studie kommen die WissenschaftlerInnen auf einen Kostenbereich von 226–835 \$/t CO₂ für 1 Gt-CO₂/kumulierte Jahreskapazität. Sowohl die Angaben von Climeworks als auch die Studie von (Sievert, Schmidt, & Steffen, 2024) beziehen sich auf DAC-Anlagen mit einem thermischen Ansatz, sprich Anlagen der 1. DAC-Generation.

Gleichzeitig zeigt die Entwicklung von verschiedenen DAC-Ansätzen in den letzten Jahren, dass sehr viel Dynamik auf dem Markt herrscht. Es entstehen mehr DAC-Start-Ups, und mit denen wächst auch der Erfahrungs- und Wissensschatz über die DAC-Technologie und lässt vermuten, dass noch viel Entwicklungspotenzial besteht. Weil sich diese Anlagen der 3. Generation bisher im Labormaßstab befinden, bleibt auch hier noch offen, zu welchen Bedingungen diese neuen Anlagen im Industriemaßstab umgesetzt werden können. In Bezug auf die Hochskalierung ist Climeworks den neuen Start-Ups ein Stück voraus: Climeworks peilt mit neuen DAC-Hubs in den USA bis 2030 im Megatonnen-Bereich CO₂ der Atmosphäre zu entziehen (siehe Projekt Cypress²¹ (IEA, 2023a).

Eine mögliche Entwicklung der Kosten für DAC wird durch die Faktoren technologische Fortschritte, Skaleneffekte, Effizienzsteigerungen und die Markteinführung von neuen DAC-Systemen beeinflusst werden. Eine entscheidende Metrik, um die Kostenentwicklung im Laufe der Zeit zu bewerten, ist die sogenannte **Lernrate**. Die Lernrate beschreibt, wie sich die Kosten für die Produktion einer Technologie pro verdoppelte Produktionsmenge reduzieren. Im

²¹ <https://www.projectcypress.com/>

Wesentlichen bedeutet eine höhere Lernrate, dass die Kosten schneller sinken. Eine niedrigere Lernrate würde darauf hinweisen, dass die Kosten langsamer sinken oder sogar stagnieren. Die Lernrate bei DAC wird regelmäßig mit der Entwicklungskurve von Photovoltaik (rund 20 %) verglichen werden. PV hat eine bemerkenswerte Lernkurve gezeigt, bei der die Kosten für Solarzellen mit jeder Verdoppelung der weltweiten installierten Kapazität signifikant gesunken sind (Lackner & Azarabadi, 2021). Dies wird teilweise durch Skaleneffekte, technologische Verbesserungen und Effizienzsteigerungen ermöglicht. Ähnliche Dynamiken könnten auch für DAC gelten, wenn die Technologie weiterentwickelt wird, die Produktion steigt und Effizienzsteigerungen erreicht werden. (Schreiter, 2024) unterscheidet bei den Lernraten zwischen den drei DAC-Generationen und argumentiert, dass die DAC-Generation 1.0 ähnliche Lernraten wie Kohlekraftwerke von etwa 5 bis 8 % aufweisen, da sie auf bereits etablierten Komponenten basieren, die in spezifischen Konfigurationen zusammengesetzt werden. Diese Annahme deutet darauf hin, dass die Kosten für DAC 1.0 langfristig im Bereich von rund 250 \$/t CO₂ im Gigatonnen-Maßstab liegen können. Im Gegensatz dazu nutzen DAC 2.0 und 3.0 eher einzigartige Komponenten und Technologieplattformen mit weniger etabliertem Hintergrund. Dies legt nahe, dass ihre Lernraten näher an denen von Windkraft (7 bis 12 %) liegen könnten. Es wird vermutet, dass ihre modulare Struktur und Systemkomplexität der Windkraft ähnlich sind, was zu prognostizierten Lernraten von rund 12 % für DAC 2.0 und 14 % für DAC 3.0 führt. Diese Lernraten könnten es ermöglichen, die Kosten auf 100 \$ pro Tonne CO₂ zu senken, wenn die Technologie in großem Maßstab (im Bereich von Gigatonnen) eingesetzt wird. (Schreiter, 2024).

Es ist festzuhalten, dass die neuen DAC-Technologien bei angemessenen Lernraten das Ziel von 100 bis 300 \$/t CO₂ perspektivisch bis zum Jahr 2050 erreichen können (Fuss et al., 2018). Die Entwicklung der DAC-Kosten ist letztlich von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, darunter politische Unterstützung, Investitionen in Forschung und Entwicklung, die Verfügbarkeit von Ressourcen sowie Marktnachfrage.

2.1.1.3 BECC- und DACC-Projekte in Europa und Global

In diesem Kapitel erfolgt eine Untersuchung **der geplanten und laufenden CO₂-Abscheideprojekte** mit dem Fokus auf Projekte zur CO₂-Entnahme in Europa. Dazu wurden die Projektdatenbanken der IEA, NRW4climate und catf zusammengeführt und nach verschiedenen Aspekten ausgewertet (IEA, 2023a) (CATF, 2024) (NRW.Energy4Climate, 2023). Außerdem wurde für DAC-Projekte die Datenbank der Direct Air Capture Coalition hinzugezogen (Direct Air Capture Coalition, 2024). Die Methodik kann im Anhang A.2 nachvollzogen werden. Es wurden dazu alle Projekte einbezogen, die eine Abscheidung von CO₂ sowohl aus biogenen, atmosphärischen und fossilen Quellen vorsehen, auch im Rahmen eines Projektes der gesamten Wertschöpfungskette. EOR-Projekte wurden ausgeschlossen. Aus den Datenbanken wurden insgesamt 183 Projekte zur Abscheidung von CO₂ identifiziert. Jedoch fehlt bei 72 Projekten eine Veröffentlichung des Startdatums und bei 20 Projektankündigungen die geplante Abscheidekapazität. Dies verdeutlicht insgesamt zwar ein großes Interesse, zeigt allerdings auch die Unsicherheit bezüglich der Projektumsetzung.

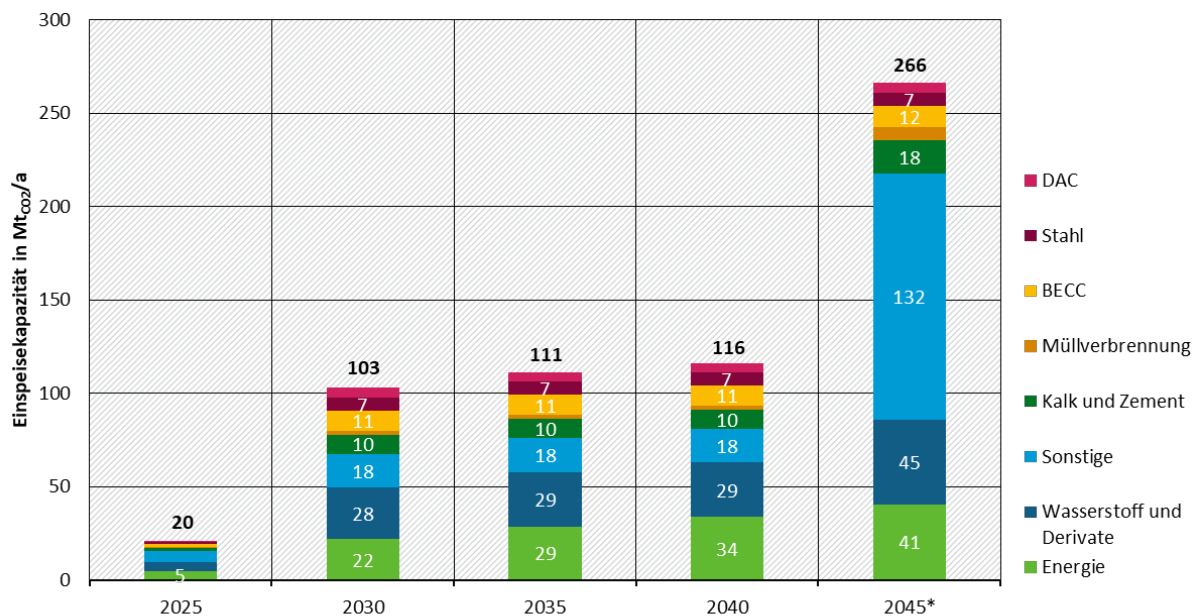
In **Europa** werden in 18 Ländern Projekte zur Abscheidung von CO₂ verfolgt, wobei die meisten Vorhaben sich besonders in den nordwestlichen Ländern konzentrieren. Das Vereinigte Königreich sticht mit 61 Projekten mit Abstand besonders heraus. Nachfolgend kommen Deutschland (21) die Niederlande (20) und Norwegen (19). Länder wie Frankreich, Belgien, Dänemark, Schweden, Griechenland, Kroatien, Italien, Island, Österreich und Irland können ebenfalls mehrere Projektankündigungen vorweisen. In Frankreich sind zwar nur 8 Projekte angekündigt, diese summieren sich europaweit jedoch auf fast ein Viertel der europaweit

angekündigten Kapazitäten (inklusive Projekte ohne genaues Startdatum). In Bulgarien, Finnland, Portugal und die Schweiz sind bisher nur jeweils ein Projekt in Planung.

In dem Kontext dieser Studie sind Projekte relevant, die zu negativen Emissionen führen. Dies ist der Fall bei der Abscheidung und Speicherung von biogenem und atmosphärischem CO₂. Dazu wurden die Projekte im ersten Schritt in 8 Anwendungsbereichen unterteilt²². Anschließend wurden die Projekte mit DAC und BECC genauer betrachtet.

Die **Verteilung der Abscheidkapazitäten nach Anwendungsbereichen** mit zeitlicher Entwicklung ist in Abbildung 12 dargestellt. Die Entwicklung liegt 2025 bei 20 Mt/a und springt 2030 auf 99 Mt/a und steigt in den folgenden 10 Jahren nur langsam auf 113 Mt/a. Wenn 2045 alle angekündigten Projekte hinzugezogen werden (inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum) liegt die Gesamtkapazität bei 266 Mt/a und ist damit mehr als doppelt so hoch wie die Kapazität bis 2040.

Abbildung 12: Entwicklung CO₂-Abscheidkapazitäten aus geplanten und laufenden Projekten in Europa nach Sektoren



Hinweis: Werte bezogen auf die maximale Abscheidkapazität in Europa (Länder der EU, inklusive Vereinigtes Königreich, Norwegen und Island); *inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum.

Sonstige: Erdgasprozessierung, Erdölraffinerien, Metallverarbeitung, Industrieprozesse und andere Kraftstoffherstellung sowie Industrie Hubs mit verschiedenen Prozessen.

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (CATF, kein Datum); (IEA, 2023a) (NRW.Energy4Climate, 2023). Stand: März 2024

Bei Betrachtung der Verteilung unter den Bereichen bis 2040 sind Energie (Strom und Wärme) mit 32 Mt/a und Wasserstoff und Derivate mit 29 Mt/a die größten Anwendungen und machen 54 % der Gesamtkapazitäten aus. Ein großer Teil (20 Mt/a) fällt aber auch auf die Kategorie Sonstiges (z. B. Erdgasprozessierung, Erdölraffinerien etc.). Kalk und Zement sowie BECC weisen eine Kapazität von rund 11 Mt/a auf. Die weiteren Anwendungsbereiche liegen darunter.

²² Die Anwendungsbereiche sind BECC, DAC, Energie (Strom und Wärme), Kalk und Zement, Müllverbrennung, Wasserstoff und Derivate (Wasserstoff und Ammoniak), Stahl (Stahl und Eisen) und Sonstiges (Erdgasprozessierung, Erdölraffinerien, Metallverarbeitung, Industrieprozesse, Industrie-Hubs und andere Kraftstoffherstellung).

Daraus ist ableitbar, dass vor allem Projekte zur Abscheidung fossilen CO₂ verfolgt werden. Lediglich im Bereich BECC, DAC, sowie Teile der Müllverbrennung und ggf. Kalk und Zement beim Einsatz biogener Ersatzbrennstoffe wird nicht-fossiles CO₂ abgeschieden. Diese Bereiche machen jedoch nur 10 bis 22 % aus. Dementsprechend hoch ist der Anteil an Projekten, die lediglich eine Vermeidung von Emissionen anstreben. Da besonders negative Emissionen relevant für die Verringerung der CO₂-Konzentration sind, werden nachfolgend die BECC- und DAC-Projekte genauer beleuchtet.

BECC-Projekte in Europa

Mit einer Abscheidekapazität von 2 Mt/a bis zum Jahr 2025 wurden **BECC-Projekte** angekündigt. Diese Menge steigt ab 2030 auf rund 12 Mt/a. Die BECC-Abscheidekapazitäten stammen aus 14 Projektvorhaben (Aker und E-Kerosin in Deutschland, Drax²³, MGT Tesside, future biogas und ince bioenergy CCS im Vereinigten Königreich, Asmaes und Avedore in Dänemark, Sisak in Kroatien, Igelsta, Project Air und STHLM in Schweden, Grandpuits in Frankreich und Chemiepark Rotterdam in den Niederlanden). Future biogas und chemiepark Rotterdam sind dabei bereits im Bau und sollen noch in diesem Jahr fertiggestellt werden. Die typische Abscheiderate liegt bei unter 1 Mt/a. Lediglich im Project Drax wird eine Abscheidekapazität von 4,3 und 3,7 Mt/a geplant. Im Anhang A.1 befindet sich eine ausführliche Projektdatenbank zu BECC- und DAC-Projekten in Europa.

Das Unternehmen Aker Carbon Capture ist dabei in drei verschiedenen Projekten aktiv, während die Projektkonsortien in den anderen Projekten sehr divers sind. Zusätzlich ist zu erwähnen, dass im Bereich der Energiewirtschaft zwei Projekte mit einer jeweiligen Abscheidemenge von bis zu 7 Mt/a geplant sind, in denen eine Kombination aus Biomasse und Kohle für die Stromerzeugung und Abscheidung genutzt wird (RWE Amer und RWE Eemshaven in den Niederlanden). Da sie keine vollständige Abscheidung von biogenem CO₂ (20 % fossil) verfolgen, wurden sie hier bei den reinen BECC-Projekten nicht mit einbezogen.

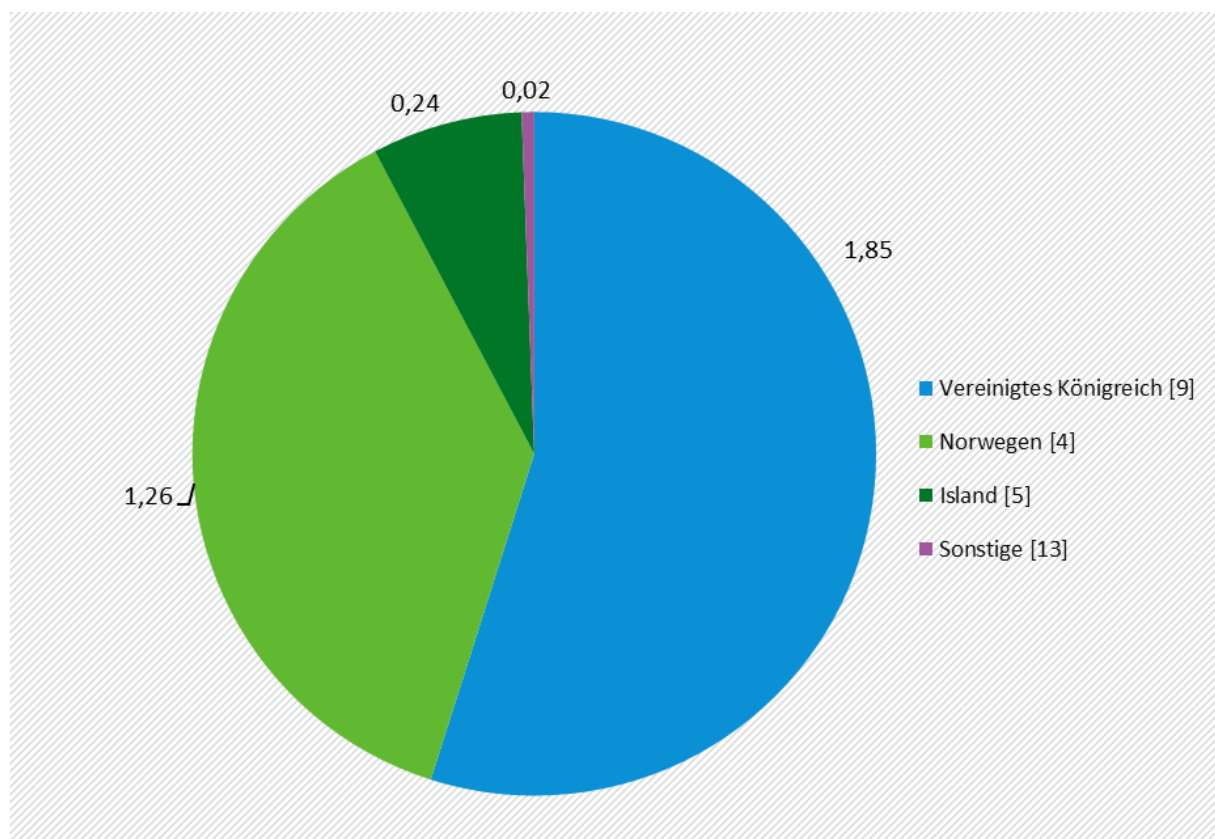
Bei der Abscheidung von biogenem CO₂ (BECC) soll in vier Projekten das abgeschiedene CO₂ zur Herstellung von synthetischen Kraftstoffen genutzt werden. In einem Projekt ist die Verwendung ungeklärt. In den restlichen Projekten ist eine Langzeitspeicherung vorgesehen, wobei bei einigen auch schon die dazugehörige Lagerstätte bekannt ist.

DAC-Projekte in Europa

Bis 2030 wird in Europa mit **DAC-Projekten** eine Kapazität von 0,8 Mt/a angestrebt, insgesamt sind derzeit 3,4 Mt/a in der Pipeline (inklusive Projekte ohne bekanntes Startdatum). Es wurden insgesamt 31 Projekte identifiziert, die sich auf zehn Länder konzentrieren. Die meisten Projekte sind im Vereinigten Königreich (9) angekündigt. Darauf folgt Island mit fünf Projekten, Norwegen und Deutschland mit 4 Projekten, Niederlande mit drei Projekten und Irland mit zwei. In Österreich, Belgien, Polen und Italien gibt es jeweils ein Projekt. Die Projektdatenbank befindet sich im Anhang A.1. Im Vereinigten Königreich sind mit 1,85 Mt/a die größten Kapazitäten angekündigt. Darauf folgt Norwegen mit knapp 1,26 Mt/a und Island mit 0,24 Mt/a.

²³ Im Projekt DRAX in England wird ein Kohlekraftwerk auf Biomasse umgestellt. Die Biomasse wird aus Nordamerika importiert.

Abbildung 13: Angekündigte Gesamtabscheidekapazitäten aus geplanten und laufenden DAC-Anlagen in Europa nach Ländern für 2045*, in Mt



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, Daten aus eigener Datenbank auf Basis von (NRW.Energy4Climate, 2023; Direct Air Capture Coalition, 2024; IEA, 2023a; Carbon Gap, 2024). Stand: März 2024

Hinweis: In [] Anzahl der DAC-Anlagen/Pilotprojekte im Land; *inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum
Sonstige: Irland [2], Polen [1], Niederlande [3], Deutschland [4], Italien [1], Belgien [1] und Österreich [1].

Aus Abbildung 13 lässt sich auch ableiten, dass die große Anzahl an Projekten eher geringe Abscheideraten verfolgen. Die Spanne der Abscheiderate bewegt sich zwischen einer Tonne und 1,5 Megatonnen pro Jahr. Jedoch ist nur in zwei Projekten (Carbon Engineering Anlage in Norwegen und Sizewell C in Großbritannien) angekündigt eine Abscheiderate von 1 bzw. 1,5 Mt/a zu erzielen, wobei keine Informationen zur Inbetriebnahme angegeben sind. Weitere acht Projekte geben eine Abscheiderate von über 0,01 Mt/a an (AtmosFUEL und Sizewell im Vereinigten Königreich, Norsk in Norwegen, Mammoth, Polar und CO-Creator in Island sowie NEG8 in Irland). Alle weiteren Projekte verfolgen eine sehr geringe Abscheiderate (kleiner als 0,01 Mt/a).

Diese Einordnung ist in diesem Kontext besonders wichtig. Die Anzahl der Projekte verdeutlicht zwar das Interesse im Bereich, jedoch ist die Vielzahl der Projekte noch im geringen Maßstab.

Aktuell laufen bereits zwölf Anlagen. Diese weisen jedoch insgesamt eine Abscheidekapazität von unter 5 kt/a auf. Weitere zehn Projekte mit einer gesamten Abscheiderate von circa 0,05 Mt/a sind in Bau. Darunter befinden sich zwei größere Projekte Mammoth in Island und NEG8 in Irland.

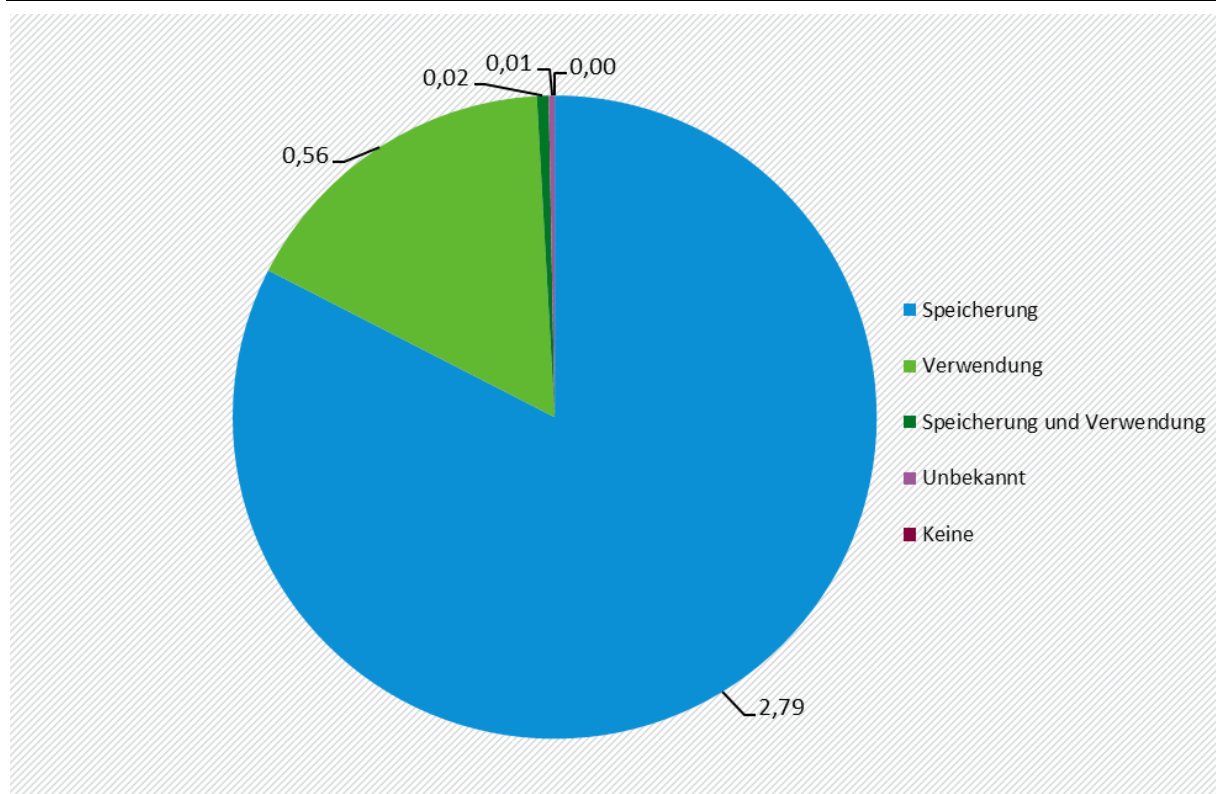
Im Kapitel 2.1.1.2.1 zum Stand der Technik der DAC-Technologie wurden bereits die verschiedenen Freisetzungsmechanismen beschrieben. Mit Abstand die meisten Projekte (17, inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum) verfolgen die Verwendung des Niedertemperaturverfahrens und summieren sich zu einer gesamten Abscheidemenge von fast 2

Mt/a auf. Weitere 1,3 Mt/a sollen mit dem Hochtemperaturverfahren freigesetzt werden. Besonders spannend ist hier, dass dies von nur vier Projekten verfolgt wird. In sechs Projekten kommt das elektrochemische Verfahren zum Einsatz. Jedoch ist die abgeschiedene Menge bei unter 800 t/a. Bei vier Projekten ist das Abscheideverfahren noch unbekannt.

Aus der Betrachtung der Projektkonsortien wird deutlich, dass die Unternehmen Carbfix, Climeworks, Removr und Carbon Engineering in mehreren Projekten aktiv sind und die DAC-Entwicklung weiterentwickeln.

Das abgeschiedene CO₂ in den DAC-Projekten wird entweder in Produkten genutzt oder in geologischen Formationen gespeichert. Dies ist für alle Projekte (inklusive ohne konkretes Startdatum) in Abbildung 14 dargestellt.

Abbildung 14: Aufteilung der Abscheidekapazitäten für 2045* aus geplanten und laufenden DAC-Projekten in Europa nach Verwendung des abgeschiedenen CO₂



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, eigene Datenbank auf Basis von (NRW.Energy4Climate, 2023; Direct Air Capture Coalition, 2024; IEA, 2023a; Carbon Gap, 2024); Stand: März 2024

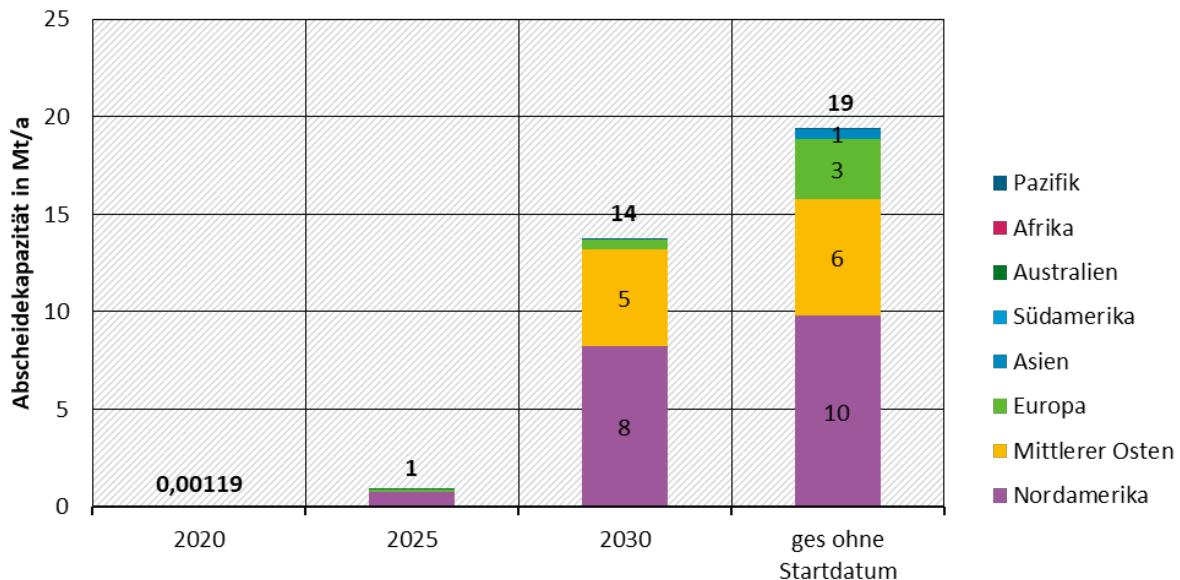
*inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum

Bei acht Projekten ist eine Nutzung des Kohlenstoffs vorgesehen. Für 18 Projekte ist das Einsatzgebiet nicht angegeben und bis auf weiteres unbekannt. Die meisten Projekte verfolgen allerdings eine Speicherung des CO₂ und können damit negative Emissionen erzielen. In 33 % der DAC-Projekte ist eine Speicherung des CO₂ in geologischen Formationen vorgesehen. Diese machen knapp 83 % der gesamten Kapazitäten aus. In 14 Projekten soll das CO₂ weiterverwendet werden (rund 0,6 Mt/a) und in drei Projekten ist sowohl eine Speicherung als auch eine Verwendung vorgesehen. Außerdem ist in zwei Projekten der Verbleib des CO₂ unbekannt und in einem kleinen Projekt (TENET im Vereinigten Königreich) mit weniger als 60 t/a Abscheidemenge soll das CO₂ wieder in die Atmosphäre entlassen werden.

DAC-Projekte weltweit

Für den **weltweiten Vergleich** von DAC-Projekten wurden die zuvor einbezogenen Datenbanken global betrachtet und eine eigenständige DAC-Projektdatenbank angelegt. Aus der Auswertung ergibt sich, dass 82 Projekte angekündigt sind, die sich zu 19,4 Mt/a Abscheidekapazität aufaddieren. In Abbildung 15 ist die Entwicklung nach Regionen aufgezeigt.

Abbildung 15: Entwicklung der Abscheidekapazitäten von geplanten und laufenden DAC-Anlagen weltweit nach Regionen

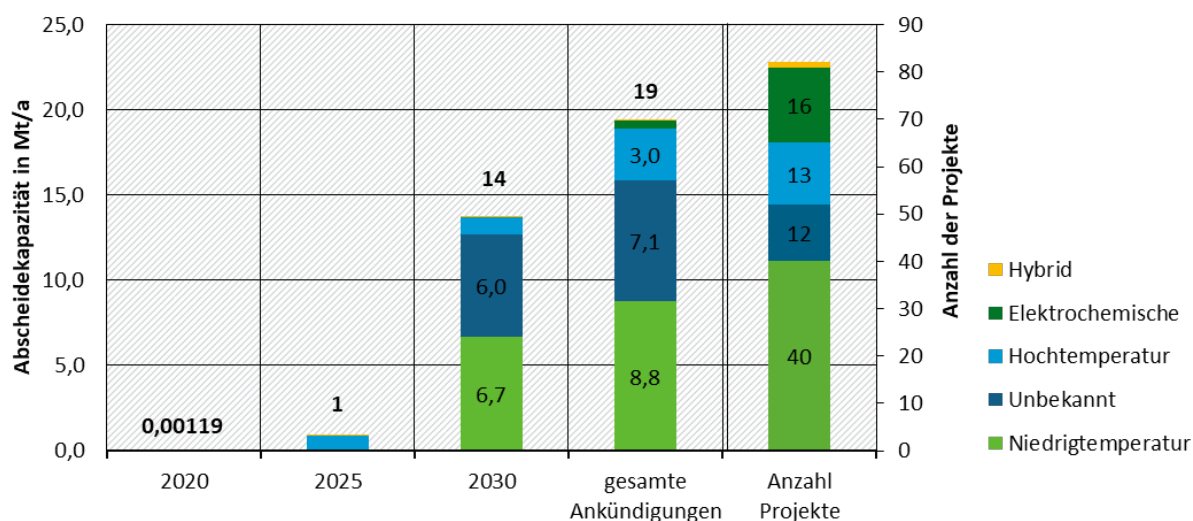


Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, Datenbank auf Basis von (NRW.Energy4Climate, 2023; Direct Air Capture Coalition, 2024; IEA, 2023a; Carbon Gap, 2024); Stand: März 2024

In Nordamerika sind mit 9,8 Mt/a insgesamt die größten Kapazitäten geplant, gefolgt vom Mittleren Osten mit 6 Mt/a. In Europa liegen nur 16 % der gesamten Kapazitäten. Allerdings ist die Anzahl an Projekten in Europa mit 31 gleich, wie in Nordamerika. Im Mittleren Osten sind es lediglich 7 Projektvorhaben. Die maximale Abscheiderate in einem Projekt liegt in Europa jedoch bei 1,5 Mt/a, während sie in Nordamerika und auch im Mittleren Osten bei 6 Mt/a liegt. Es werden also bereits größere Projekte geplant. Nur 3 % der Gesamtkapazitäten sollen in Asien abgeschieden werden. In Australien, Afrika, und im Pazifik werden lediglich kleine Projekte verfolgt.

Im weltweiten Vergleich verfolgen die meisten Projekte, die derzeit in Planung sind, einen thermischen Ansatz. Diese DAC-Anlagen sollen mit dem Niedertemperaturverfahren CO₂ der Atmosphäre entziehen. Ein Vergleich der Anlagen nach dem angewendeten CO₂-Freisetzungsmechanismus ergibt, wie auch im europäischen Vergleich, einen Fokus auf das Niedertemperaturverfahren. Insgesamt sollen die größte Kapazität und auch die meisten Anlagen damit betrieben werden. Für die zweitgrößte Kapazität ist der Mechanismus nicht bekannt. Auffällig ist jedoch das dies nur durch 12 Anlagen abgedeckt wird. Dies resultiert fast ausschließlich aus den Projekten in den vereinigten Arabischen Emiraten und dem Projekt Cypress in den USA. Der Hochtemperaturmechanismus soll in 13 Projekten angewandt werden und summiert sich zu 3 Mt/a Abscheidekapazität auf. Bereits in vier Projekten mit einer Kapazität über 0,2 Mt/a wird dies verfolgt. Das elektrochemische Verfahren ist bei 16 Anlagen in der Planung, jedoch ist nur bei einem Verfahren eine großskalige Anwendung bis zu 0,5 Mt/a in Planung, wobei hier noch kein Startdatum bekannt ist (siehe Abbildung 16).

Abbildung 16: Kapazität und Anzahl der geplanten und laufenden DAC-Projekte weltweit nach CO₂-Freisetzungsmechanismus

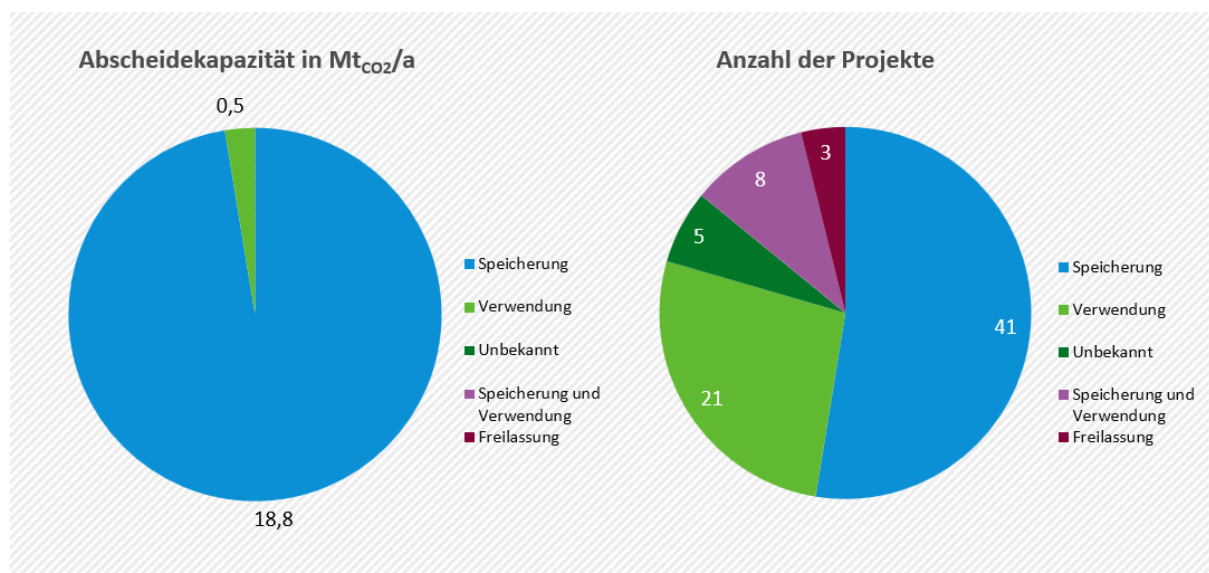


Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (NRW.Energy4Climate, 2023; Direct Air Capture Coalition, 2024; IEA, 2023a; Carbon Gap, 2024). Stand: März 2024

Hinweis: Anzahl Projekte bezieht sich auf die gesamten Ankündigungen.

Auch weltweit wird das abgeschiedene CO₂ in den meisten Projekten in geologischen Formationen gespeichert. Dies ist in dargestellt in Abbildung 17. 97 % der abgeschiedenen Mengen sollen geologisch gespeichert werden. Dies umfasst mit 41 Projekten nur die Hälfte aller Vorhaben. In 23 Projektvorhaben ist eine Verwendung des CO₂ vorgesehen (0,5 Mt/a). In acht Projekten, die jedoch nur circa 0,1 % der Gesamtkapazitäten ausmacht, ist sowohl eine Speicherung als auch eine Verwendung vorgesehen. In sieben Projekten ist die Verwendung unbekannt und in drei Projekten, die sehr geringe Kapazitäten vorsehen, wird das CO₂ wieder in die Atmosphäre entlassen.

Abbildung 17: Verwendung des CO₂ nach Kapazität und Anzahl der geplanten und laufenden DAC-Projekte weltweit für 2045*



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, Stand: März 2024; *inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum

2.1.1.4 Bewertung des Potenzials von BECCS und DACCS

Es ist zu unterscheiden zwischen dem Bedarf und dem Potenzial von BECCS/S und DACCU/S. Der Bedarf an negativen Emissionen wird u. a. durch definierte Klimaziele (national und EU) bestimmt. Bei z. B. dem Ziel der Netto-Treibhausgasneutralität müssen Restemissionen (residuale Emissionen) durch negative Emissionen ausgeglichen werden. Dies kann sowohl über die natürliche als auch über die technische Entnahme passieren. Der Bedarf an technischer CO₂-Entnahme ist das Delta von Restemissionen nach dem Abzug der natürlichen Entnahme. Langfristig werden nach 2050 netto negative Emissionen angestrebt. Um ein optimales, langfristiges Portfolio von natürlichen und technischen Entnahmeoptionen für das Jahr 2050 zu erstellen, ist eine Potenzialabschätzung der jeweiligen Optionen notwendig.

Das Potenzial hängt von vielen Faktoren ab und ist dementsprechend aufwändig es ex-ante abzuschätzen. Pro Option lässt sich mindestens eine (hauptsächliche) Größe bestimmen, die das Potenzial der jeweiligen Entnahmeoption limitiert. BECCU/S wird vor allem durch das nachhaltige Biomassepotenzial begrenzt, wohingegen DACCU/S durch das Angebot von erneuerbaren Energien begrenzt ist. Für beiden Optionen gleichermaßen gilt die CO₂-Speicherkapazität als zusätzlicher limitierender Faktor. Dabei kann vor allem die jährliche Injektionskapazität einen Flaschenhals in der CCS-Prozesskette darstellen. Laut einer MCC-Studie (MCC, 2021) weist BECCS in Deutschland ein maximales Abscheidungspotenzial von 66 – 124 Mt CO₂/a auf (hier gibt es u. a. Wechselwirkungen von (Holz-) Biomassenutzung und mit (Holz-) Biomasseimporten) und DACCS, welches durch den hohen Bedarf an erneuerbarer Energie limitiert ist, zwischen 34 und 54 Mt CO₂/a²⁴.

Der Bedarf für die technische CO₂-Entnahme für Deutschland wird auf 15 bis 57 Mt CO₂/a im Jahr 2045 geschätzt. Die Bandbreite ergibt sich aus der Auswertung von bestehenden Szenarienstudien für Deutschland auf dem Weg zur Treibhausgasneutralität (siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: DACCS- und BECCS-Bedarf für Deutschland in ausgewählten Szenarienstudien

DACCS und BECCS im Jahr 2045 in Mt CO ₂ /a	DACCS	BECCS	Industrielle CO ₂ -Entnahme gesamt
Agora KNDE 2045 (2021)	20	37	57
Agora KND2024 (2024)	3	18*	21
BDI Klimapfade 2.0	14	20	34
dena KN 100	0	17	17
Ariadne REMIND Mix	0	42	42

²⁴ Diese Zahlen sind nur ein grober maximaler Anhaltspunkt. Biomasse könnte je nach notwendiger Regulierung und Anforderung hinsichtlich Biodiversität und anderer genannter Wechselwirkungen 2045 in einem kleinen Rahmen für BECCS zur Verfügung stehen. Die Auswirkungen direkter und indirekter Landnutzungswandel, Ernährungssicherheit, Auswirkungen auf Gesundheit, Biodiversitätsverlust, Entwaldung und Walddegradation, durch Luftverschmutzung CO₂-Leckage, Auswirkungen auf Boden und Wasser wurden dabei nicht berücksichtigt.

DACCS und BECCS im Jahr 2045 in Mt CO ₂ /a	DACCS	BECCS	Industrielle CO ₂ -Entnahme gesamt
Ariadne TIMES PanEU-mix	0	47	47
BMWK LFS III T45 Strom	15	0	15
Merfort et al. 2023	0 - 16	0 - 24	0 - 40

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (Prognos, Öko-Institut, Wuppertal Institut, 2021); (BDI, 2021); (dena, 2021); (Luderer, Kost, & Sörgel, 2021); (BMWK, 2021); (Merfort, Stevanović, & Strefler, 2023); (Agora Think Tanks, 2024)

*BioCCS und BECCS

Dabei hängt die Höhe der technischen Entnahme in den Szenarien einerseits davon ab, wie hoch die residualen Emissionen des Landwirtschaftssektors im Jahr 2045 sind und ob die natürliche CO₂-Entnahme im LULUCF-Sektor das KSG-Ziel erreicht (2030: -25 Mt CO₂/a; 2040: -35 Mt CO₂/a; 2045: -40 Mt CO₂/a). Je niedriger die residualen Emissionen sind, desto geringer ist auch der Bedarf für CO₂-Entnahme. Welche Rolle technische Senken nach 2050 einnehmen werden und wie groß der Bedarf sein wird, soll in der Langfriststrategie Negativemissionen (LNe) erarbeitet werden. Hier sollen entsprechend des Entwurfstexts einer KSG-Novelle (§ 3b) Ziele für Negativemissionen für die Jahre 2035, 2040 und 2045 definiert und ein Blick bis zum Jahr 2060 vorgenommen werden.

Auch auf europäischer Ebene nimmt die Rolle von industrieller CO₂-Entnahme einen zentralen Baustein auf dem Weg zur Treibhausgasneutralität im Jahr 2050 ein. Im Impact Assessment 2040 (Europäische Kommission, 2024b) und in der industriellen Carbon Management Strategie (iCMS) (Europäische Kommission, 2024a) wurden erste Zielwerte für die industrielle CO₂-Entnahme dargestellt. Dabei sollen mittels BECCS und DACCS bis zu 121 Mt CO₂/a im Jahr 2050 der Atmosphäre entnommen werden. Das macht rund 25 % der gesamten Entnahme aus (siehe S1 im Jahr 2050). Die übrigen 75 % der CO₂-Entnahme soll im LULUCF-Sektor erreicht werden.

Die europäischen Szenarien und die Ergebnisse aus dem Impact Assessment werden im Kapitel 5 noch detaillierter ausgearbeitet.

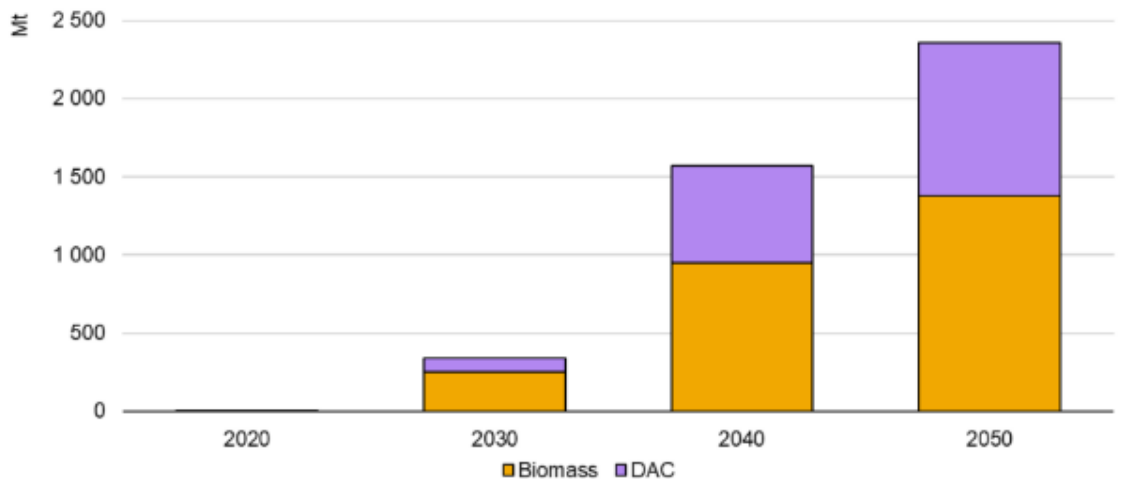
Tabelle 9: Zielwerte für die CO₂-Entnahme natürlich und industriell in der EU

Industrielle CO ₂ -Entnahme und LULUCF	2040				2050			
	S1	S2	S3	LIFE	S1	S2	S3	LIFE
Natürliche Entnahme - LULUCF	-218	-316	-317	-360	-341	-332	-333	-389
Industrielle Entnahme - BECCS	-4	-34	-33	-27	-58	-59	-56	-37
Industrielle Entnahme - DACCS	0	-15	-42	0	-63	-56	-57	-3
Entnahme – gesamt	-222	-365	-392	-387	-462	-447	-446	-429

Quelle: (Europäische Kommission, 2024b)

Auf globaler Ebene können bis zu 10 Gt CO₂/a an negativen Emissionen notwendig sein, um annähernd das 1,5 °C-Ziel noch zu erreichen (Fuss et al., 2018). Diese können aus einem breiten Portfolio generiert werden, worunter auch die technische Entnahme fällt. Die Internationale Energieagentur (IEA) sieht in dem Szenario „Net Zero“ einen globalen CO₂-Abscheidungsbedarf durch BECC und DACC von bis zu 2,4 Gt CO₂ bis zum Jahr 2050 (siehe Abbildung 18).

Abbildung 18: Globaler CO₂-Abscheidungsbedarf BECC und DACC im Net Zero Szenario



IEA. All rights reserved.

Quelle: (IEA 2021)

Die Bandbreite der Abschätzungen für den globalen Abscheidungsbedarf ist sehr hoch, was auf die großen Unsicherheiten der Schätzungen hinweist. Wenn mit einer sektorübergreifenden ambitionierten Klimaschutzpolitik die Residualemissionen auf nach dem Stand der Technik unvermeidbare Restmissionen reduziert werden, können die Negativemissionen aus natürlichen und ergänzenden technischen Senken auf das notwendige Maß reduziert und am effektivsten für den Klimaschutz genutzt werden.

2.1.2 CO₂-Transport

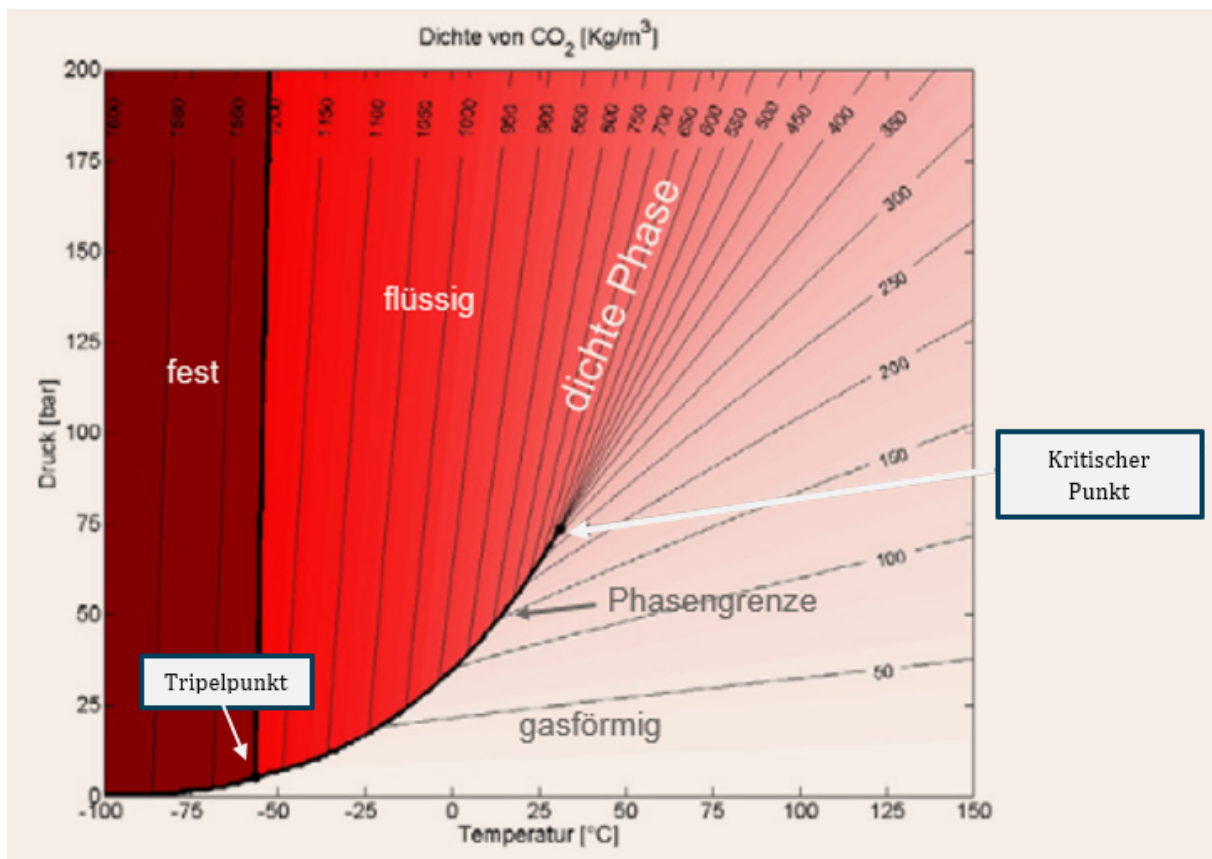
Der CO₂-Transport ist ein Bestandteil der BECCU/S- und DACCU/S-Wertschöpfungskette, der aufgrund der standortabhängigen Rahmenbedingungen komplexe Ansprüche mit sich bringt, die je nach Transportmenge und Transportmodi variieren. Allgemein lassen sich die Elemente des CO₂-Transportsystems in die folgenden Schritte einteilen:

- Komprimierung und Verflüssigung
- Verladung, Entladung und Zwischenspeicherung
- Transport (Lkw, Zug, Schiff und Pipeline)

Die CO₂-Abscheidung und -Speicherung sind davor bzw. dahinter geschaltet. In den Kapiteln 2.1.2.2 bis 2.1.2.5 werden die Prozessschritte je nach Transportoption im Detail beschrieben. CO₂ liegt abhängig von Druck und Temperatur thermodynamisch in gasförmiger, flüssiger und fester (Trockeneis) Phase vor (siehe Abbildung 19). Der kritische Punkt liegt für CO₂ bei 31 °C und 73,8 bar, was zugleich der Punkt mit der höchsten Temperatur und dem höchsten Druck ist, bei dem sich das CO₂ noch in einer flüssigen Phase befindet. Wohingegen der Tripelpunkt den Zustand bei der geringsten Temperatur -56,6 °C und dem geringsten Druck 5,2 bar beschreibt, bis zu dem CO₂ noch in einer flüssigen Phase vorliegt. Am Tripelpunkt selbst liegt das CO₂-

Gemisch zu gleichen Anteilen fest, flüssig und gasförmig vor (Neupert & Hilgenstock, 2022). Je näher man diesem Punkt kommt, desto höher ist die Gefahr, dass sich Feststoffe, sog. Hydrate, bilden und damit technische Probleme beim Transport entstehen. Bei Drücken oberhalb von 73,8 bar und Temperaturen oberhalb von 31 °C verschwindet die Grenze zwischen flüssigem und gasförmigen CO₂. Dieser Zustand wird als dichte Phase²⁵ bezeichnet und wird aufgrund der höheren Energiedichte und des geringeren Energieverbrauchs für den leitungsgebundenen CO₂-Transport auf langen Strecken mit großen Mengen empfohlen. Die Übergänge von einer in eine andere Phase geschehen an den Phasengrenzen mit den entsprechenden Temperatur- und Druckzuständen.

Abbildung 19: Phasendiagramm für reines CO₂



Quelle: (Neupert & Hilgenstock, 2022)

Grundsätzlich kann der leitungsgebundene CO₂-Transport in einer gasförmigen, flüssigen oder dichten Phase ablaufen. Dabei ist die Dichte des CO₂ entscheidend. Je höher die Dichte des CO₂ ist, desto mehr kann mit einer Leitung transportiert werden. Flüssiges CO₂ weist eine etwa 20-fach höhere Dichte als gasförmiges CO₂ auf, beim dichten Transport kann bis zu 7-mal mehr Masse als in der gasförmigen Phase transportiert werden. Die CO₂-Dichte hängt von dem Durchmesser, der Transportdistanz, den CO₂-Temperaturen, den Bodentemperaturen und dem Höhenprofil ab (Nimtz, 2016).

Aus den thermodynamischen Grundlagen bzw. stoffspezifischen Eigenschaften ergeben sich für die Transportoptionen unterschiedliche Anforderungen an die Prozesskette. Für den CO₂-Transport per Schiff, Zug und Lkw wird neben der Zwischenspeicherung auch eine

²⁵ Dieser Zustand ist am besten geeignet für CO₂-Transport und CO₂-Verpressung. Im dichten Zustand hat CO₂ die Viskosität (Zähflüssigkeit) eines Gases aber eine Dichte, die eher einer Flüssigkeit entspricht. Dichtes CO₂ wird gepumpt statt verdichtet und weist nach ISO eine Dichte von mehr als 500 kg/m³ auf.

Verflüssigungsanlage benötigt. Beim Transport per Pipeline sind Kompressoren notwendig, damit das CO₂ auf den Ausgangsdruck von bis zu 150 bar gebracht bzw. nach bestimmten Transportdistanzen der Druckverlust ausgeglichen wird (siehe 2.1.2.1). Beim dichten CO₂-Transport in Pipelines sind im Vergleich zum gasförmigen Transport Pumpstationen und keine Verdichter notwendig. Dies führt zu einem geringeren Energieverbrauch beim dichten Transport. Für den CO₂-Transport in Tanks per Lkw, Zug und Schiff in einem flüssigen Zustand wird das CO₂ auf Temperaturen von -50 bis 0 °C gekühlt und auf ein Druckniveau zwischen 5 und 50 bar eingestellt. Der Pipelinetransport findet bei Umgebungstemperaturen von 0 bis +40 °C und bei einem Druck von 80 bis 150 bar statt (Nimtz, 2016) (siehe Tabelle).

Tabelle 10: CO₂-Transporteigenschaften im Vergleich

Transportmodus/ Parameter	Lkw	Zug	Schiff	Pipeline dicht / gasförmig	
Temperatur in °C	-30 – 25	-30 – 15	Geringer Druck: -50 Mittlerer Druck: -30 - -20 Hoher Druck: > 0	5 – +25	5 – +25
Druck in bar	15 – 25	10-20	Geringer Druck: 5-7 Mittlerer Druck: 15-20 Hoher Druck: 40-50	80 – 150	25 – 35
Dichte in kg/m ³	ca. 1.000	ca. 1.050	ca. 1.100	800 – 1.000	<1.000
Lebensdauer in Jahren	15 – 20	40	25-30	50	50
Transportkapazität in CO ₂ /Option	25 – 30 tCO ₂ /Lkw	62 tCO ₂ /Kesselwagen bei einer Zuglänge von 740m max. 35 Waggon 2.170 tCO ₂ /Zug	7,5 – 85 ktCO ₂ /Schiff Geringer Druck: > 20 ktCO ₂ Mittlerer Druck: bis 7,5 ktCO ₂	> 1 Mt	> 1 Mt

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (Coquelet et al., 2017); (Nimtz, 2016); (Asco, 2024b); (Asco, 2024a); (VTG, 2024)

Auch der CO₂-Transport birgt Risiken, die zu beachten sind. Die Risiken, die beim Transport und der Speicherung auftreten können, werden im Kapitel 2.1.3.4 Risiken, Risikomanagement und Monitoring beim CO₂-Transport und bei der CO₂-Speicherung detailliert analysiert.

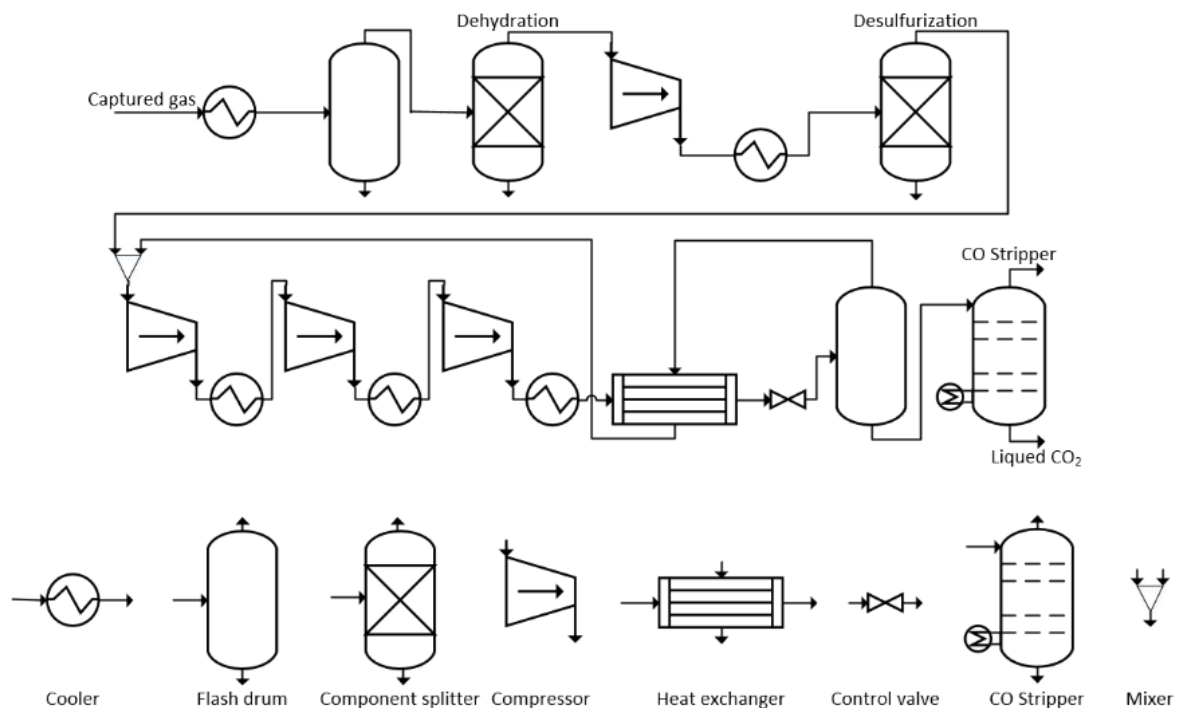
2.1.2.1 Komprimierung und Verflüssigung

Für den Transport muss das abgeschiedene CO₂ auf das jeweilige Temperatur- und Druckniveau gebracht werden. Für den Transport per Lkw, Zug und Schiff wird das CO₂ verflüssigt, beim Pipelinetransport wird es komprimiert. Zudem können Verflüssigung und Komprimierung auch als Zwischenschritte zwischen Abscheidung und Transport oder zwischen zwei Transportmodi

eingesetzt werden, um das abgeschiedene CO₂ auf das jeweils notwendige Druck- und Temperaturniveau zu bringen (Bandbreite in der Temperatur von -56 bis 31 °C und im Druck von 5,2 bis 74 bar).

Für die Verflüssigung gibt es unterschiedliche Methoden. Sie kann entweder im offenen Kreislauf mit einem Regelventil oder mit einer Turbine (und einem Regelventil) oder in einem geschlossenen Kreislauf mit der Verwendung eines separaten Arbeitsmittels (Ammoniak oder Propan) durchgeführt werden (Wentao, Remiezowicz, Fosbol, & von Solms, 2022) (siehe z. B. Abbildung 20).

Abbildung 20: Prozessschema Verflüssigungsanlage mit offenem Kreislauf und einem Regelventil



Quelle: (Wentao, Remiezowicz, Fosbol, & von Solms, 2022)

Bei der Verflüssigung wird Strom für den Betrieb der Kompressions- und Kühlzyklen, die das gasförmige CO₂ in eine Flüssigkeit umwandeln, benötigt. Die erforderliche Energiemenge kann von Faktoren wie dem Druck und der Temperatur, bei der das CO₂ verflüssigt werden soll, und von der Reinheit des CO₂-Stroms abhängen. Bei der Komprimierung und der Verflüssigung von CO₂ entsteht Wärme, die mit Hilfe von dem System dem Kühlwasser oder der Luft entzogen wird. Diese Abwärme kann zurückgewonnen und z. B. für die Abscheidungsanlage genutzt werden.

Das abgeschiedene CO₂ aus den Verbrennungsprozessen bei der Zement- und Klinkerproduktion bzw. bei der thermischen Abfallbehandlung enthält **Verunreinigungen** durch Begleitstoffe (z. B. H₂O, SO_x, O₂, etc.), die für den CO₂-Transport zu minimieren sind. Dafür werden je nach Transportart Grenzwerte in einem Regelwerk (z. B. DVGW C260 (DVGW, 2021)) definiert, die beim Transport eingehalten werden müssen. Je größer der Anteil der Begleitstoffe ist, desto höher ist der Druck im Tank einzustellen. In Tabelle 11 werden die Grenzwerte für den Schiffstransport von flüssigem CO₂ im Northern Lights Projekt und für den Pipelinetransport im Aramis Projekt gezeigt. Dafür wird bei der Abscheidung bzw. bei der Verflüssigung das CO₂ von Begleitstoffen getrennt bzw. diese entfernt. Je nach CO₂-Quelle und der verwendeten Abscheidungstechnologie kann der CO₂-Strom Verunreinigungen wie Schwefelverbindungen,

Stickstoff, Sauerstoff, Argon, Kohlenwasserstoffe und Spurenmetalle enthalten. Ein wesentlicher Teil dieser Verunreinigungen wird im Absorber der Aufbereitungsanlage entfernt. Die verbleibenden Verunreinigungen werden in der Regel während des Verflüssigungsprozesses mit Aktivkohlefiltern, mit Wäschern und mit einer katalytischen Oxidationsanlage entfernt. Auch Wasser ist ein problematischer Begleitstoff. Schon eine geringe Menge H₂O kann beim CO₂-Transport zu Korrosionsschäden in der Pipeline führen. Der Wasseranteil ist aber auch am leichtesten zu entfernen. Dabei wird bei der Verflüssigung der CO₂-Strom auf einen sehr geringen Anteil (in der Regel <30 ppm) dehydriert (Equinor, 2019).

Insgesamt ist zu betonen, dass die Verunreinigungen des CO₂-Stroms eine große Rolle für den Transport spielen und bei bestimmten Anwendungen mit sehr unterschiedlichen Stoffströmen, wie bei einer thermischen Abfallbehandlung, zu großen Herausforderungen bei der Abscheidung führen können. Es müssen zeitnah Grenzwerte für Verunreinigungen festgelegt werden. Dafür soll noch in diesem Jahr ein CO₂-Regelwerk (C-Regelwerk) vom DVGW für die CO₂-Reinheitsgrade in der C 260²⁶ veröffentlicht werden.

Tabelle 11: Grenzwerte von Begleitstoffen für den CO₂-Transport

Komponente	Formel	Konzentration, in ppm	
		Northern Lights - Schiff	Aramis - Pipeline
Wasser	H ₂ O	≤ 30	≤ 70
Schwefeloxid	SO _x	≤ 10	≤ 15
Sauerstoff	O ₂	≤ 10	≤ 40
Stickstoffoxid	NO _x	≤ 1,5	≤ 2,5
Schwefelwasserstoff	H ₂ S	≤ 9	≤ 5
Kohlenstoffmonoxid	CO	≤ 100	
Amine	R-NH ₂	≤ 10	
Ammoniak	NH ₃	≤ 10	
Wasserstoff	H ₂	≤ 50	
Formaldehyd	CH ₂ O	≤ 20	
Acetaldehyd	C ₂ H ₄ O	≤ 20	
Quecksilber	Hg	≤ 0,03	
Cadmium und Thallium	Cd, Ti	≤ 0,03	

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis der Northern Lights Anforderungen für den Schiffstransport (Equinor, 2019)

Für die Kompression des abgeschiedenen CO₂, inkl. der Dehydration, ist ein elektrischer Energiebedarf von 90 bis 120 kWh_{el}/t CO₂ und für die Kühlung von rund 160 kWh_{el}/t CO₂ notwendig. Bei der Verflüssigung werden rund 160 kWh_{el}/t CO₂, inkl. Komprimierung,

²⁶ „Das C-Regelwerk C 260 beschreibt die Eigenschaften und Anforderungen an die Beschaffenheit eines Kohlenstoffdioxidstromes für den Transport in Stahlleitungen und enthält darüber hinaus Empfehlungen und Hinweise hinsichtlich der Auswirkungen von CO₂-Strömen auf die Auslegung und den Betrieb von CO₂-Transportsystemen.“ (C 260 Arbeitsblatt 04/2022)

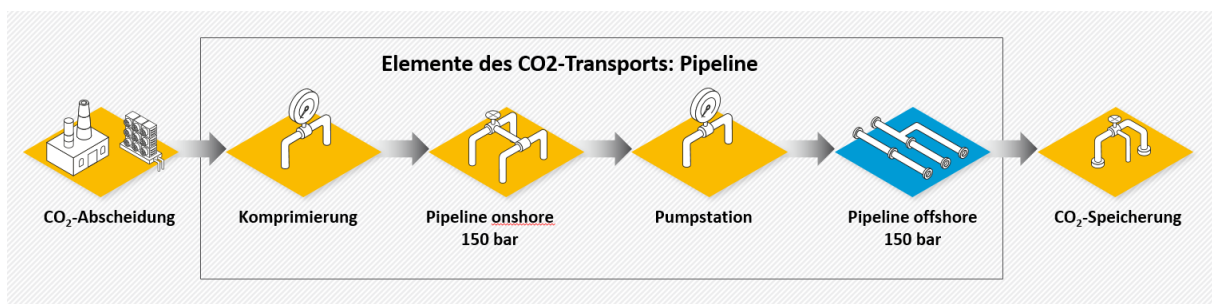
Dehydration und Kühlanlage, und für das Abkühlen rund 260 kWh_{el}/t CO₂, inkl. Kaltluftkühler und Kühlwasser, eingesetzt.

2.1.2.2 Pipeline

Der **CO₂-Transport per Pipeline** ist für große CO₂-Mengen und auf langen Distanzen sinnvoll, damit die CCS-Wertschöpfungskette komplett geschlossen wird. CO₂ wird aktuell schon per Pipeline transportiert. Weltweit gibt es ein Pipelinenetz von rund 9.500 km Länge. Etwa 90 % davon befinden sich in den USA. Es wird genutzt, um CO₂ von industriellen Quellen für die CO₂-unterstützte Ölgewinnung (CO₂-Enhanced Oil Recovery EOR) zu transportieren. Insgesamt weist der leitungsgebundene CO₂-Transport einen TRL von 8 bis 9 auf (Kearns et al., 2021).

Insbesondere bei größeren CO₂-Abscheidemengen ab 0,5 Mt CO₂/a wird der Transport per Pipeline attraktiv. Dabei wird CO₂ an einer Punktquelle abgeschieden, auf ein Druckniveau von 80 bis 150 bar komprimiert und bei Umgebungstemperaturen von +5 bis +25 °C transportiert. Beim Transport findet über die Distanz ein Druckverlust statt, der nach bestimmten Distanzen in Verdichterstationen ausgeglichen wird. Vergleichbar mit dem Erdgastransport muss CO₂ alle 100 bis 300 km in Verdichterstationen komprimiert werden, abhängig vom Rohrdurchmesser und davon, mit welchem Ausgangsdruck das CO₂ ins Netz eingespeist wird. Vor dem Übergang zum CO₂-Weitertransport per Offshore-Pipeline wird eine weitere Pumpstation an der Küste notwendig sein, um den Druck von 150 bar aufrechtzuerhalten. Per Offshore-Pipeline kann das CO₂ direkt zur Injektionsanlage auf See weitergeleitet werden oder es wird zu einem Anlandeterminal an der Küste transportiert, von wo es dann zur Injektionsanlage weitergeleitet wird (siehe Abbildung 21).

Abbildung 21: Prozesskette beim CO₂-Pipelinetransport



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

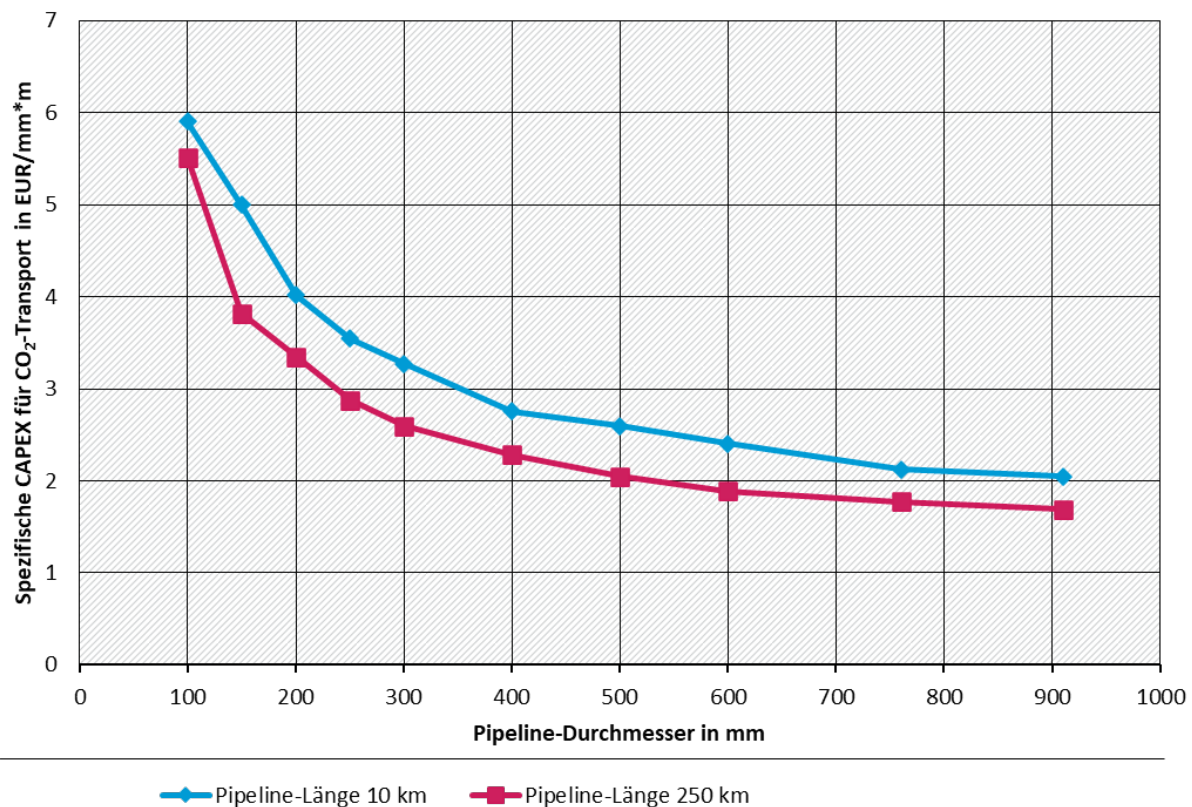
Beim leitungsgebundenen CO₂-Transport wird wie beim Erdgastransport zwischen **Fernleitungen** (Trunkline) und **Sammel- bzw. Verteilleitungen** (Gathering und Distribution Line) unterschieden (IEA, 2023b). Bei kurzen Entfernungen und kleinen Mengen kann der Transport von CO₂ in gasförmiger Form kosteneffizienter sein (Sammel- bzw. Verteilleitungen) (Knoope, Ramírez, & Faaij, 2013), während die Umwandlung des Gases in eine dichtere Phase als überkritisches Fluid oder unterkühlte Flüssigkeit, bei großen Mengen und langen Entfernungen wirtschaftlicher ist (Fernleitungen). In Fernleitungen wird das CO₂ in einem dichten Zustand transportiert, um eine größere CO₂-Menge über weite Distanzen transportieren zu können. Dabei wird das CO₂ mit einer maximalen Einspeisetemperatur von 40 °C und einem maximalen Druck von 150 bar in die Pipeline gepumpt, in der das dichte CO₂ mit einer Strömungsgeschwindigkeit von 2 bis 3 m/s fließt. Die Abkühlung durch den Joule-Thomson-Effekt ist in der dichten Phase vernachlässigbar. Sammelleitungen können CO₂ hingegen auch gasförmig transportieren, damit würde eine Umwidmung bestehender Erdgasleitungen möglich sein. Dabei wird das CO₂ mit einer maximalen Einspeisetemperatur von 50 °C und einem maximalen Druck von 35 bar in die Pipeline gepumpt, in der das dichte CO₂ mit einer

Strömungsgeschwindigkeit von 4 bis 5 m/s fließt. Die CO₂-Temperatur sollte nicht unter 0 °C sinken, damit kein Bodenfrost erzeugt wird. Sammelleitungen führen CO₂ von einzelnen Punktquellen, bspw. in einem CCUS-Cluster zusammen und leiten es gesammelt zur Fernleitung. Dies würde eine Komprimierung z. B. an einem CO₂-Hub zwischen Sammel- und Fernleitung notwendig machen, um das gasförmige CO₂ aus der Sammelleitung bzw. aus dem Zwischenspeicher für den Transport in der Fernleitung in einen dichten Zustand zu komprimieren. Bei einem dichten Transport kann die bestehende Gasinfrastruktur nicht genutzt werden, es wird aufgrund des höheren Drucks (Erdgas bei 60 bis 100 bar, CO₂ bei dichtem Transport 80 bis 150 bar) mit einem Neubau geplant. Je höher der Druck, desto größer ist auch die Dichte. Bei 30 bar liegt die CO₂-Dichte bei ca. 80 kg/m³, wohingegen sie bei dichter Phase auf über 500 kg/m³ ansteigt (IEA, 2020).

Der Durchmesser der Leitung wird von der zu transportierenden CO₂-Menge bestimmt. Da bei den Fernleitungen größere CO₂-Mengen, z. B. zusammengeführtes CO₂ aus den Sammelleitungen, über größere Distanzen in Richtung der Speicherstätten transportiert werden, benötigen die Fernleitungen größere Durchmesser. Die zu erreichenden Skaleneffekte beim Pipelinetransport sind enorm. Mit größerem Durchmesser der Pipeline steigt das transportierbare CO₂-Volumen aufgrund der Querschnittsformel ($\pi \cdot r^2$) quadratisch, wohingegen der Durchmesser nur linear steigt ($2 \cdot \pi \cdot r$) (Smith et al. 2021).

Die zu transportierende Menge und die Distanz bestimmen den Durchmesser und damit auch die Kosten für den Bau einer Pipeline. Zudem bestimmt die Phase des CO₂ die erforderlichen Pipelinespezifikationen, einschließlich der Stahlsorte und der Art des Betriebs. Die spezifischen CAPEX nehmen mit dem steigenden Durchmesser ab. Abbildung 22 stellt den spezifischen CAPEX je km Länge und je mm Durchmesser in EUR/mm*m dar.

Abbildung 22: Investitionskosten CO₂-Pipeline onshore als Funktion der Transport-Kapazität



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, nach (Mallon, Buit, van Wingerden, Lemmens, & Eldrup, 2013); Daten von Mallon et al. (2013) stammen aus (ZEP, 2011)

Hinweis: Die Kosten wurden nicht inflationsbereinigt dargestellt.

Die längere Pipeline mit 250 km weist niedrigere spezifische Kosten bei gleichem Durchmesser auf. Der Transport via eine Onshore-Pipeline, die 20 Mt CO₂/a über eine Entfernung von 1.500 km befördert, kostet etwa 0,007 EUR/ t CO₂/km. Dem gegenüber kostet der Transport mittels Offshore-Pipeline mit einer Kapazität von 2,5 Mt /a transportiertem CO₂ über eine Distanz von 180 km etwa 0,05 EUR/t CO₂/km, also Faktor 8 mehr. Bei gleicher Distanz bzw. Leitungslänge einer Pipeline spielt die Menge des transportierten CO₂ eine wesentliche Rolle. Die spezifischen Kosten für den Onshore-Transport von 2,5 Mt CO₂/a über 180 km betragen 5,4 EUR/t CO₂. Im Vergleich dazu kostet der Transport von 20 Mt CO₂/a über die gleiche Distanz ca. 1,3 EUR/t CO₂ (ZEP, 2011).

Für den Neubau einer CO₂-Fernleitung können die CAPEX-Faktoren aus dem Erdgasbereich eine erste Abschätzung geben. Bei einem dichten CO₂-Transport ist zu berücksichtigen, dass eine höhere Druckstufe benötigt wird und damit auch stärkere Stahlwände eingebaut werden. Damit führt der höhere Stahlverbrauch beim CO₂-Transport zu höheren Investitionskosten. Der Kostenaufschlag kann zwischen 1,5 und 2 liegen (VDZ, 2024). Je nach Leitung und Standort der Abscheidung können Sammel- und Verteilleitungen CO₂ auch in einem gasförmigen Zustand transportieren, sodass hier die Kostenfaktoren angesetzt werden können. Aufgrund der geringeren zu transportierenden CO₂-Mengen werden diese eher kleiner als die 400 DN ausfallen. Für den Aufbau der Pumpstationen werden zusätzliche Investitionen notwendig sein.

Tabelle 12: Investitionskosten für CO₂-Fernleitungen in EUR/m

Transport in EUR/m	Normdurchmesser DN in mm	Druckstufe DP 70 in bar	Druckstufe DP 80 in bar	Druckstufe DP 100 in bar
CH ₄ -Fernleitungen	400	1.350	1.360	1.370
	500	1.500	1.510	1.530
	600	1.640	1.650	1.720
	700	1.800	1.830	1.920
	800	1.970	2.020	2.120
CO ₂ -Fernleitungen 1,5 - 2x so teuer wie Erdgasleitungen	400	2.025 - 2.700	2.040 - 2.720	2.055 - 2.740
	500	2.250 - 3.000	2.265 - 3.020	2.295 - 3.060
	600	2.460 - 3.280	2.475 - 3.300	2.580 - 3.440
	700	2.700 - 3.600	2.745 - 3.660	2.880 - 3.840
	800	2.955 - 3.940	3.030 - 4.040	3.180 - 4.240

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, nach (FNB Gas, 2021)

Tabelle 13 stellt die Investitionskosten für bereits umgesetzte und geplante Projekte zum CO₂-Transport dar. Bei dem „Northern Lights“-Projekt in Norwegen handelt es sich um einen Transport mit Schiff. Das CO₂ wird von den Abscheidungsanlagen, nämlich dem Zementwerk Norcem in Brevik und der Abfallverbrennungsanlage Fortum in Oslo, mit Schiff zum Speicherort in der Nordsee gebracht. Bei den Projekten in UK handelt es sich um einen Transport mittels Offshore-Pipeline zur Offshore-Speicherung. Die Investitionskosten sind reine Transportkosten, ohne Kosten für Onshore-Transport und Komprimierung.

Tabelle 13: Investitionskosten CO₂-Transport

Projektname	Zeitpunkt	Modus	Distanz	CAPEX	Transportkapazität	Lebensdauer	spez. CAPEX	Quelle
			km	Mio. EUR	Mt CO ₂ /a	Jahre	EUR/t CO ₂	
Northern Lights, Norwegen ¹⁾	FOAK	Schiff	-	97	0,8	50	2,4	[1]
Viking A, UK	2015	Pipeline Offshore	185	390	5,0	50	1,6	[2]
Captain X, UK	2015	Pipeline Offshore	86	72	3,0	50	0,5	[2]
Forties 5, Standort 1, UK	2015	Pipeline Offshore	217	908	7,0	50	2,6	[2]
Bunter CL36, UK	2015	Pipeline Offshore	160	520	7,0	50	1,5	[2]

Projektname	Zeitpunkt	Modus	Distanz	CAPEX	Transportkapazität	Lebensdauer	spez. CAPEX	Quelle
Hamilton, UK	2015	Pipeline Offshore	26	141	5,0	50	0,6	[2]

Quelle: [1] (DNV GL, 2020), [2] (Pale Blue Dot Energy; Axis Well Technologies; Energy Technology Institute; Costain, 2016)
Umrechnung mittels Wechselkurses anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023),
1 € = 9,59 NOK (2018), 1 € = 0,73 GBP (2015)

¹⁾ reine Transportkosten für Schiff, Norwegian Full-Scale CCS Demonstrationsprojekt mit zwei Abscheidungsquellen und Schiff- & Pipelinetransport und Speicherung in Salinare Aquifere, Kostenzeitpunkt 2018, (DNV GL, 2020)

Tabelle 14 stellt die Betriebskosten für bereits umgesetzte und geplante Projekte zum CO₂-Transport dar. Bei dem „Northern Lights“-Projekt in Norwegen handelt es sich um ein „First-of-a-kind“-Projekt. Hier erfolgt der Transport via Schiff. Aus diesen Gründen sind die OPEX viel höher als bei Projekten in der UK und wenig vergleichbar. Es ist ersichtlich, dass die spezifischen Betriebskosten mit der Distanz steigen. Für das Projekt Viking A, zum Beispiel, betragen die spezifischen Kosten ca. 1 EUR/t CO₂ für eine Pipeline-Länge von 185 km. Im Vergleich dazu kostet der Transport für das Hamilton-Projekt über eine Länge von 26 km nur 0,3 EUR/t CO₂.

Tabelle 14: Betriebskosten CO₂-Transport

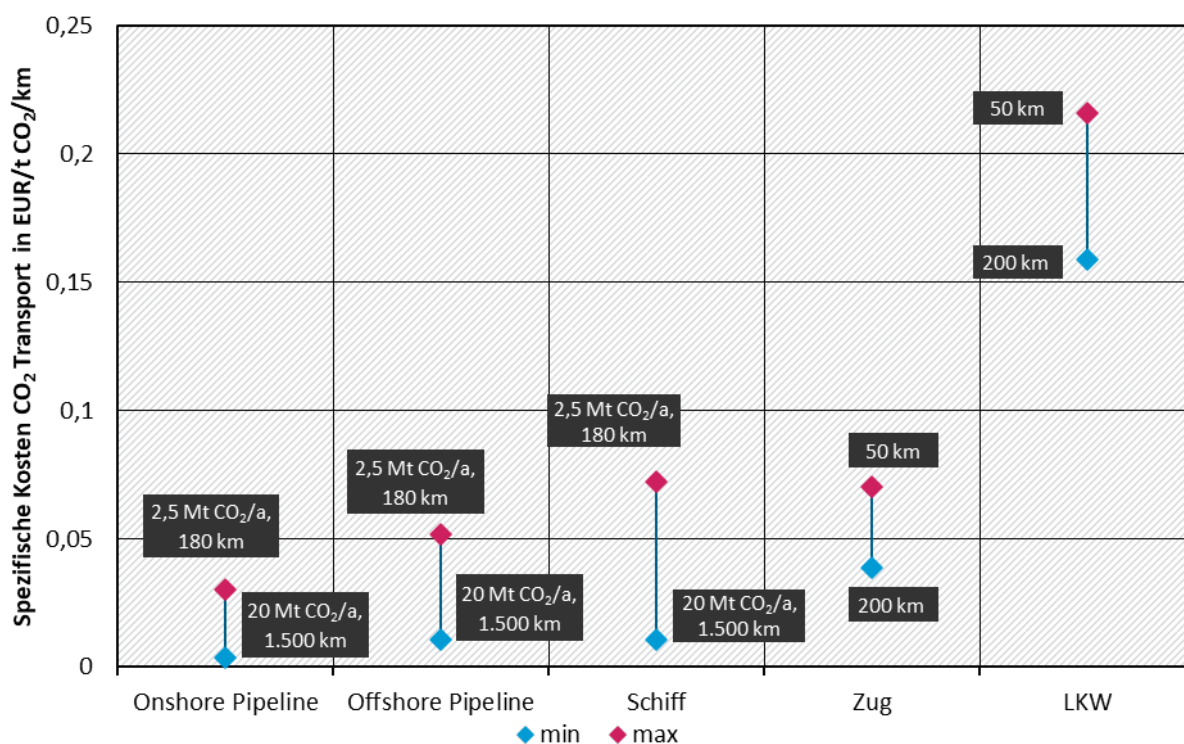
Projektname	Zeitpunkt	Modus	Distanz	OPEX	Transportkapazität	Lebensdauer	spez. OPEX	Quelle
			km	Mio. EUR	Mt CO ₂ /a	Jahre	EUR/t CO ₂	
Northern Lights, Norwegen ¹⁾	FOAK	Schiff	-	438	0,8	50	10,9	[1]
Viking A, UK	2015	Pipeline Offshore	185	250	5,0	50	1,0	[2]
Captain X, UK	2015	Pipeline Offshore	86	46	3,0	50	0,3	[2]
Forties 5, Standort 1, UK	2015	Pipeline Offshore	217	572	7,0	50	1,6	[2]
Bunter CL36, UK	2015	Pipeline Offshore	160	282	7,0	50	0,8	[2]
Hamilton, UK	2015	Pipeline Offshore	26	78	5,0	50	0,3	[2]

Quelle: [1] (DNV GL, 2020), [2] (Pale Blue Dot Energy; Axis Well Technologies; Energy Technology Institute; Costain, 2016)
Umrechnung mittels Wechselkurses anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023),
1 € = 9,59 NOK (2018), 1 € = 0,73 GBP (2015)

¹⁾ reine Transportkosten für Schiff, Norwegian Full-Scale CCS Demonstrationsprojekt mit zwei Abscheidungsquellen und Schiff- & Pipelinetransport und Speicherung in Salinare Aquifere, Kostenzeitpunkt 2018, (DNV GL, 2020)

Abbildung 23 stellt die spezifischen Kosten des CO₂-Transports (EUR je Tonne CO₂ und je km Entfernung) für vier Transportarten – Pipeline, Schiff, Bahn und Lastkraftwagen – jeweils für unterschiedliche Entfernung und Kapazität dar. Die Abbildung zeigt einen Vergleich zwischen den Transportarten, Transportmengen sowie der Entfernung.

Abbildung 23: Spezifische Kosten CO₂-Transport nach Transportmodus



Umrechnung mittels Wechselkurses anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023),
1 EUR (2020) = 1,14 USD

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, nach (DOE, 2023a), (ZEP, 2011), (DEA, 2024)

Der Transport via Pipelines bietet die kostengünstigste Option bei weiten Distanzen und größeren CO₂-Mengen. Die Skaleneffekte spielen bei der Pipeline-Infrastruktur eine wichtige Rolle. Mit steigendem Durchmesser der Pipeline steigt das transportierbare CO₂-Volumen aufgrund der Querschnittsformel ($\pi \cdot r^2$) quadratisch; wohingegen die Kosten insb. bei Materialkosten nur mit dem Kreisumfang ($2 \cdot \pi \cdot r$) linear steigen. Die spezifischen CAPEX nehmen mit dem steigenden Durchmesser bzw. steigenden Kapazität ab. Die längere Pipeline mit 250 km weist niedrigere Kosten bei gleichem Durchmesser auf. Die Lage der Pipeline, ob Onshore oder Offshore, hat weiteren Einfluss an den Investitionskosten. Der Transport via eine Onshore-Pipeline, die 20 Mt CO₂/a über eine Entfernung von 1.500 km befördert, kostet etwa 0,004 EUR/t CO₂/km. Dem gegenüber kostet der Transport mittels der Offshore-Pipeline mit einer Kapazität von 2,5 Mt/a transportiertem CO₂ über eine Distanz von 180 km etwa 0,06 EUR/t CO₂/km mit einem Faktor 15 mehr. Bei gleicher Distanz bzw

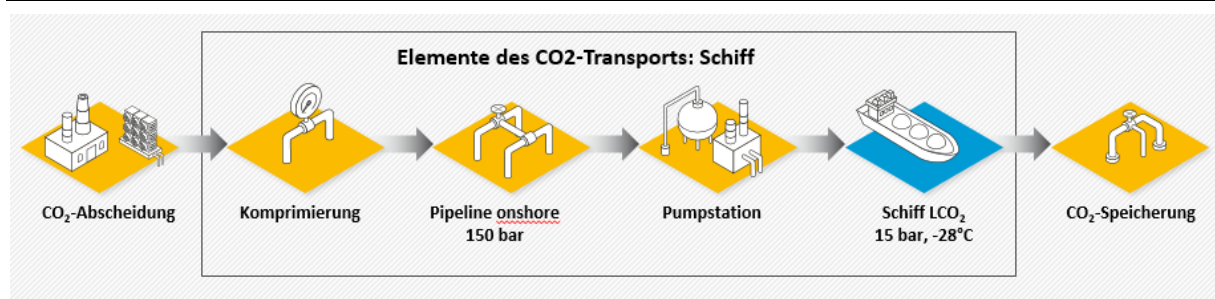
Der Transport mit dem Schiff, teuer im Vergleich zum Pipeline-Transport, bietet Vorteile wie mehr Flexibilität und Nutzung bestehender Hafen-Infrastruktur. Die vorhandene Bahn-Infrastruktur kann zusätzlich für die Verladung genutzt werden. Bei geringen Distanzen und größeren Mengen ist der Schiffstransport günstiger als eine Pipeline. Ähnlich wie bei Pipeline-Transport, für die gleiche Entfernung, beeinflusst die transportierte Menge die spezifischen Kosten. Der Zugtransport eignet sich für kleine Mengen und für geringe Distanzen, besonders für den Transport zur CO₂-Nutzung bzw. als Zwischentransport hin zu einem CO₂-Hub. Der Lkw-Transport ist die teuerste Variante, aber bietet die meiste Flexibilität. Die fixen Kosten für Zug und Lkw sind von der transportierten Menge an CO₂ abhängig. Die variablen Kosten, demgegenüber, hängen von der Entfernung und nicht der Menge des CO₂ ab (ZEP, 2011).

2.1.2.3 Schiff

Neben dem leitungsgebundenen Transport kann CO₂ v. a. auf langen Distanzen auch in Schiffstankern transportiert werden. Der CO₂-Schiffstransport ist auch im Projekt Northern Lights in Norwegen angedacht. Hier wird mit einer Flotte von bis zu vier Schiffen für den CO₂-Transport geplant, aktuell befinden sich zwei Schiffe im Bau (jeweils 7.500 m³) und zwei weitere (bis 12.000 m³) wurden bestellt. Die Schiffe bei Northern Lights sind von der Kategorie mittlerer Druck, sodass hier bei einem Druck von 15 bis 18 bar und einer Temperatur von -25 bis -30 °C 7.500 m³ flüssiges CO₂ pro Schiff transportiert werden können (Northern Lights, 2023). TGE Marine plant CO₂-Transportschiffe mit bis zu 50.000 m³ Transportkapazitäten (LCO₂ Carriers für z. B. das Projekt Greensand in Dänemark) (TGE Marine, 2023). Für den Bau von CO₂-Schiffstankern muss mit einer Bauzeit von bis zu 18 Monaten gerechnet werden.

Der flüssige CO₂-Schiffstransport kann bei Temperaturen von 0 bis -50 °C und bei einem Druck von 5 bis 8 bar ablaufen. Kleinere Tanker mit bis zu 10.000 m³ Fassungsvermögen können ohne weiteres bei mittlerem Druck von 15 bar und bei Temperaturen von -30 °C betrieben werden. Dies sind die Bedingungen, unter denen die derzeitigen kleinen lebensmittelgeeigneten CO₂-Transportschiffe arbeiten. Halb-gekühlte Tanker für LPG, Ammoniak, Propylen und Ethylen weisen auch die passenden Druck- (bis zu 6 bis 8 bar) und Temperatureigenschaften (bis zu -50 °C) auf, sodass diese sich auch für den CO₂-Transport eignen. Diese sind für den Transport von über 10.000 m³ geeignet. Bei einer Doppelnutzung der Schiffe für Ammoniak, LPG und CO₂ ist eine Zwischenspülung vor dem Befüllen mit CO₂ notwendig. LNG-Tanker eignen sich nicht für den CO₂-Transport. Hier ist der Druck zu niedrig <5 bar und es werden kältere Temperaturen mit bis zu -163 °C benötigt. Zudem weist LNG mit 450 kg/m³ eine geringere Dichte auf als flüssiges CO₂ (LCO₂) mit 1.100 kg/m³, was bei der Doppelnutzung zu höheren Kosten beim Transport führen kann. LPG-Tanker können für den CO₂-Transport eingesetzt werden, Flüssiggasschiffe sind jedoch nicht optimal für den CO₂-Transport, da flüssiges CO₂ die doppelte Dichte von Flüssiggas hat, was bedeutet, dass das Fassungsvermögen bei der Beförderung von CO₂ kleiner ausfällt. Vollständig unter Druck stehende LPG-Tanker, die bei -10 °C transportieren sind daher auch nicht für den flüssigen CO₂-Transport geeignet (Roussanaly, Deng, Skaugen, & Gundersen, 2021).

Abbildung 24: Prozesskette beim CO₂-Schiffstransport

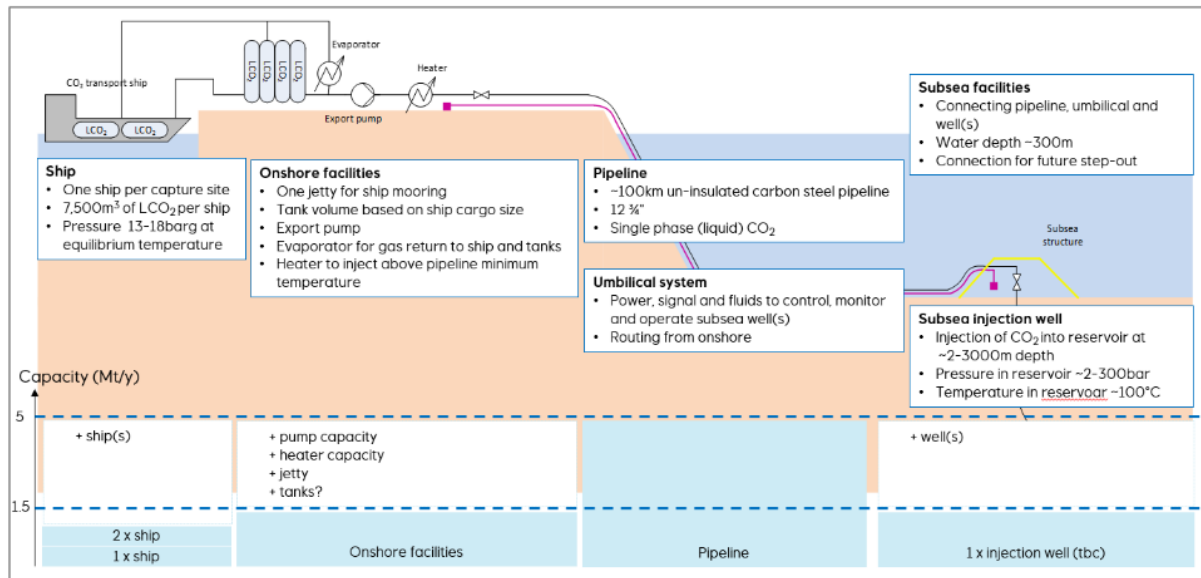


Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

Für den Schiffstransport wird CO₂ am CO₂-Terminal verflüssigt und zwischengespeichert. Anschließend wird der Schiffstanker beladen und entweder direkt zur CO₂-Injektionsplattform Offshore oder zu einem CO₂-Terminal an Land transportiert und entladen, von wo es dann zur CO₂-Speicherung gepumpt wird (siehe Abbildung 25). Bei der Auswahl der geeigneten Entladelösung, ob direkt Offshore oder an einem CO₂-Terminal, und der zugehörigen Infrastruktur gibt es noch keinen klaren Konsens. Es wird erwartet, dass sie sich erheblich auf die Konstruktion der Schiffe, die Prozessausrüstung und die Kosten auswirken wird. Beides ist möglich, wobei die direkte Offshore-Entladung noch nicht erprobt ist. Nach (Neele et al., 2017)

erhöht die Injektion vom Schiff die Kosten um 10 bis 25 % im Vergleich zur Injektion von einer temporären Plattform. Im Projekt Northern Lights ist geplant, das abgeschiedene und flüssige CO₂ per Schiff zu einem Anlandeterminal an der Küste zu transportieren. Von dort wird es in einer Offshore-Pipeline zur CO₂-Speicherung Offshore in 2 bis 3 km Tiefe gepumpt (siehe Abbildung 25).

Abbildung 25: Konzept des CO₂-Transports und der -Speicherung von Northern Lights



Quelle: (Equinor, 2019)

Neben dem Transport ist die Verflüssigung der energieintensivste Schritt. Er ist notwendig, um das CO₂ in das erforderliche Temperatur-, Druckniveau zu bekommen und um die Dichte des CO₂ zu erhöhen. Die CO₂-Terminals werden in der Regel mit Ladepumpen, Transferleitungen, Schiffsverladearmen, Mess- und Rückverflüssigungsanlagen für den Umgang mit verdampfenden Gasen aus den Lagertanks usw. ausgestattet sein. Für die Be- und Entladung werden Pumpen benötigt, die Durchflussraten von bis zu 2.900 – 3.500 t/h haben können (Al Baroudi, Awoyomi, Patchigolla, Jonnalagadda, & Anthony, 2021). Dafür wird ein spezifischer Energiebedarf von 0,2 kWh/t CO₂ oder 1 % des spezifischen Energiebedarfs bei der Verflüssigung angegeben (Aspelund, Mølnvik, & De Koeijer, 2006). Eine **Zwischenspeicherung** beim CO₂-Terminal wird an einem oder beiden Enden erforderlich sein. Die notwendige Speicherkapazität hängt von der tatsächlichen Betriebsphilosophie und den spezifischen Konstruktionsbedingungen der Transportkette ab. Zudem sind Zwischenspeicher beim Schiffstransport notwendig, da das Transportschiff nicht immer am Hafen anliegt und somit ankommendes CO₂ am Terminal nicht direkt verladen werden kann. Je nach Anwendung kann CO₂ in horizontalen und vertikalen Lagertanks oder in Kugeltanks zwischengespeichert werden (Asco, 2024b). In kommerziellen Projekten von Yara Praxair werden zylindrische CO₂-Zwischenspeicher mit einer Kapazität von 3.000 t CO₂ eingesetzt (Haugen, Eldrup, Fatnes, & Leren, 2017).

Der Schiffstransport erlaubt einen flexiblen Transport und kann theoretisch sowohl auf offenen Gewässern als auch auf Binnenschifffahrtsstraßen eingesetzt werden. Während sich einige der Emittenten an Küstenstandorten befinden, befinden sich die größten Emittenten mit schwer vermeidbaren Emissionen (Zement, Kalk und thermische Abfallbehandlung) in Deutschland im Landesinneren. Einige dieser Standorte sind in der Nähe der großen Binnenwasserstraßen der Donau, dem Rhein und der Elbe gelegen. Nicht alle dieser Standorte verfügen aber über eine

Hafeninfrastruktur. Zudem können die Bundeswasserstraßen im Sommer mit öfter auftretenden Dürreperioden einen zu geringen Pegel für den Schiffstransport aufweisen.

Die Kosten beim Schiffstransport hängen maßgeblich von der Transportmenge, den Temperatur- und Druckeinstellungen des jeweiligen Schiffs und dem daraus abgeleiteten Bedarf an Stahl ab (ZEP, 2011) (siehe Tabelle 15). In kleineren Behältern ist die Stahlmasse, die erforderlich ist, um einen Druck von 15 bar zu halten, akzeptabel. In größeren Behältern wird die für einen Druck von 15 bar erforderliche Stahlmasse trotz des höheren Energiebedarfs für die Kühlung des Flüssiggases auf -50 °C unwirtschaftlich. Dahingegen wird beim Transport mit höheren Temperaturen Material benötigt, das einen hohen Druck erlaubt. Je höher die Temperatur, desto höher ist der Druck und desto größer muss die Wandstärke des Druckbehälters sein. Mehr Stahl führt gleichzeitig zu strukturellen Anforderungen an den Schiffsrumpf, der den schwereren Tank zu tragen hat und damit auch zu einem höheren Kraftstoffverbrauch des Schiffes. Generell kann mit einer niedrigeren Temperatur die Dichte erhöht werden und damit kann dadurch mehr CO₂ transportiert werden.

Tabelle 15: Kosten beim Schiffstransport

Schiffskapazität ^A	Investitionskosten ^{B,C}		Fixe Betriebskosten ^D		Spezifischer Treibstoffbedarf
	7 Barge	15 Barge	7 Barge	15 Barge	
kt CO ₂ /Schiff	M€/Schiff	M€/Schiff	M€/Schiff/a	M€/Schiff/a	gTreibstoff/t CO ₂ /km
2,5	16,2	35,4	0,8	1,8	7,1
5,0	23,5	50,0	1,2	2,5	7,0
7,5	29,2	61,2	1,5	3,1	6,9
10,0	34,1	70,6	1,7	3,5	6,8
12,5	38,4	78,9	1,9	4,0	6,7
15,0	42,4	86,4	2,1	4,3	6,6
20,0	49,4	99,7	2,5	5,0	6,4
25,0	55,7	111,5	2,8	5,6	6,2
30,0	61,5	122,1	3,1	6,1	6,0
35,0	66,8	131,8	3,3	6,6	5,8
40,0	71,7	140,9	3,6	7,1	5,6
45,0	76,4	149,4	3,8	7,5	5,4
50,0	80,9	157,5	4,1	7,9	5,2
60,0	89,2	172,4	4,5	8,6	4,8
70,0	96,9	186,2	4,9	9,3	4,4

Schiffskapazität ^A	Investitionskosten ^{B,C}		Fixe Betriebskosten ^D		Spezifischer Treibstoffbedarf
80,0	104,1	199,0	5,2	10,0	4,0
90,0	110,9	211,0	5,6	10,6	3,6
100,0	117,3	222,4	5,9	11,1	3,2

Quelle: Eigene Tabelle, Prognos, nach (Roussanaly, Deng, Skaugen, & Gundersen, 2021)

Hinweis:

A: Die maximal berücksichtigte Schiffskapazität für 7 und 15 Barge Schiffsverkehr sind jeweils 50 und 10 kt CO₂/Schiff.

B: Die Investitionskosten, abhängig von der Schiffskapazität, basieren sich an die Regressionsberechnungen von Element Energy Limited für 7 und 15 Barge Schiffsverkehr.

C: Die Regressionen können über den Bereich hinaus extrapoliert werden, in dem sie nachweislich gültig sind (50 und 10 kt CO₂/Schiff, für jeweils 7 und 15 Barge Schiffsverkehr).

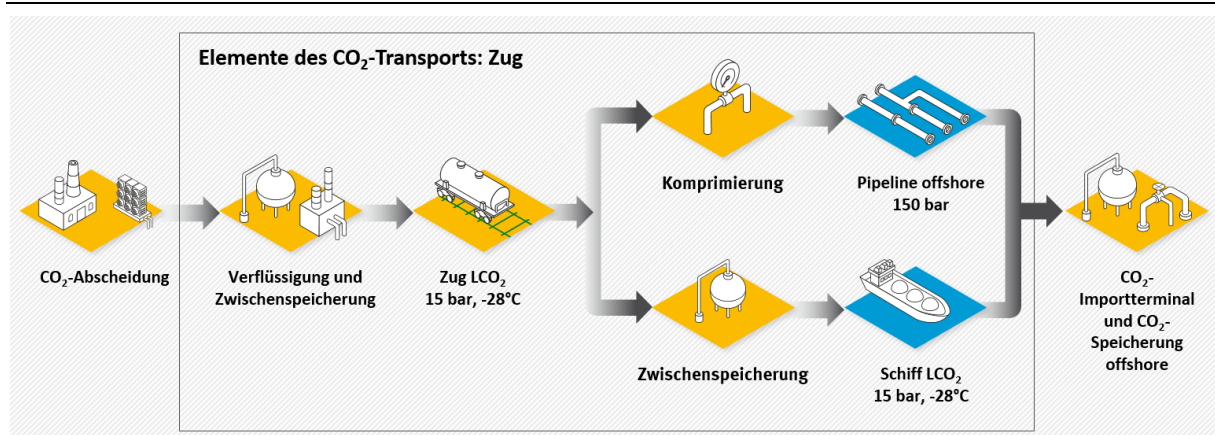
D: Berechnet unter der Annahme, dass die jährlichen Betriebskosten etwa 5 % der Investitionskosten aufweisen.

2.1.2.4 Zug

Flüssiges CO₂ kann auch in Tankern, in sog. Kesselwagen (siehe Abbildung 27), per Zug transportiert werden und weist einen TRL von 7 bis 9 auf (Kearns et al., 2021). Die DB Cargo transportiert aktuell schon rund 15.000 t CO₂ pro Jahr auf der Schiene im Bereich der Lebensmittelindustrie (Fachgespräch, 2023).

Der Zugtransport kann sich insbesondere für Standorte mit geringen CO₂-Mengen eignen, die nur schwer über eine Pipeline angeschlossen werden bzw. nicht direkt an einem schiffbaren Fluss liegen. Dabei wird CO₂ abgeschieden, verflüssigt und in Kesselwagen beladen. Die Zwischenspeicherung ist sowohl beim Abscheidungsort als auch bei der Entladung an einem CO₂-Hub notwendig. Beim Weitertransport per Schiff oder Pipeline wird das CO₂ auf das dafür notwendige Temperatur-/Druck-Niveau gebracht (siehe Abbildung 26).

Abbildung 26: Prozesskette beim CO₂-Zugtransport



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

Einige Standorte verfügen heute schon über einen Gleisanschluss und bieten die Voraussetzungen für einen CO₂-Transport per Zug. Bei den Zementwerken weisen 27 von 33 Standorten einen Gleisanschluss auf. Insbesondere beim Hochlauf der CO₂-Infrastruktur kann ein multimodaler Transport durch z. B. Zug- und Pipeline unterstützen (VDZ, 2024). Langfristig wird man um einen Pipeline-Transport aus heutiger Perspektive nicht herumkommen. Jedoch kann der Zugtransport für die Anbindung von dezentralen Standorten mit Gleisanschluss zu

einem nächstgelegenen CO₂-Hub dienen, wo CO₂ aus mehreren Quellen gesammelt und komprimiert wird, für den Weitertransport in einer Fernleitung in einem dichten Zustand. Der CO₂-Transport ist vergleichbar mit dem Ammoniaktransport, aber bisher gibt es noch keine Zertifizierung für die Doppelbenutzung eines Kesselwagens, der den Ammoniak- und CO₂-Transport ermöglicht. Synergien ergeben sich vor allem an einem Hafen, an dem z. B. Ammoniak per Schiff importiert wird. Ammoniak-Schiffe weisen ähnliche Druck- und Temperaturbedingungen wie für einen CO₂-Export auf (siehe Kapitel 0). Bottlenecks sind hier vor allem die Zuführtrouten zu den Häfen und die Konkurrenz auf den Gleisen mit dem Wasserstoff-, Methanol- und Ammoniaktransport.

Abbildung 27: Flüssiggas-Kesselwagen für den CO₂-Transport

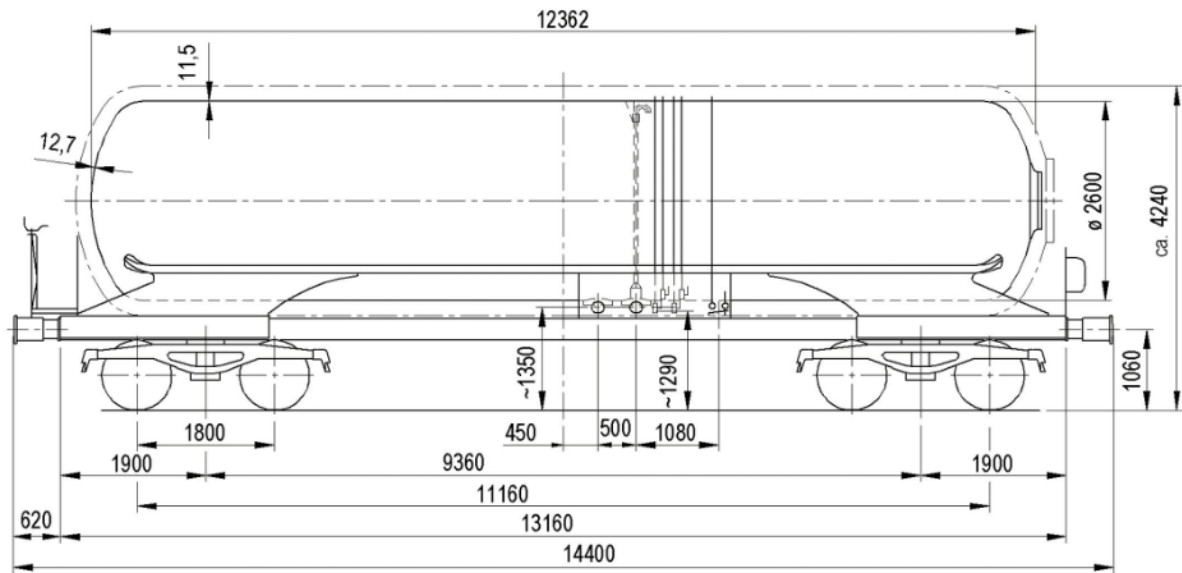


Quelle: (VTG, 2024)

Die Streckenklasse ist eine in der Europäischen Norm EN 15528 festgelegte Klassifizierung von Eisenbahnstrecken und ist entscheidend für die Transportmenge. Sie legt die maximal zulässige Radsatzlast (RSL) und die zulässige Last je Längeneinheit einer Strecke oder eines Streckenabschnitts fest. Es kommt zu deutlichen Unterschieden, wenn der Transport auf den Streckenklassen A (16 t), B (18 t) oder C (20 t) stattfindet. D4 ist Standard für Neu- und Ausbaustrecken und fast alle Hauptbahnen in Europa entsprechen der Klasse D4, Klasse C kommt meist auf Nebenstrecken vor. A und B spielen kaum noch eine Rolle. Das derzeitige Güterzugnetz in Deutschland weist für die Streckenklasse D4 eine Netzlänge von rund 28.577 km auf, das sind rund 86 % des Streckennetzes der DB Netz (Wikipedia, 2024).

Ein Kesselwagen hat eine Lebensdauer von 40 Jahren, ist rund 14,4 m lang und kann rund 60 bis 62 t CO₂ bei der höchsten Streckenklasse D4 (22,5 t) transportieren. Bei einer Lok sind auf der Streckenklasse D4 22 Kesselwagen möglich, bei 2 Loks (Doppeltraktion) sind 26 bis 35 Kesselwagen möglich. Bei einer Zuglänge von 740 m mit maximal 35 Kesselwagen kann somit 2.170 t CO₂/Zug transportieren. Der Transport von flüssigem CO₂ in Kesselwagen findet bei Temperaturen von -20 bis -35 °C und bei einem Druck von 10 bis 20 bar statt (VTG, 2024).

Abbildung 28: Maße eines Flüssiggas-Kesselwagens für tiefkalte Gase



Quelle: (VTG, 2024)

2.1.2.5 Lkw

Der CO₂-Transport per Lkw findet schon heute in CO₂-Tankern in der Lebensmittel- und der Chemieindustrie statt. Dabei können kleine Mengen in der Größenordnung von flüssigem CO₂ von 25 bis 30 m³/Lkw transportiert werden. Das flüssige CO₂ wird bei einem Temperatur- und Druck-Niveau von -25 bis -30 °C und 15 bis 25 bar transportiert. Das Unternehmen Asco bietet derzeit in den Semi-Trailern einen flüssigen CO₂-Transport von bis 24 t CO₂ an (Asco, 2024a) (siehe Abbildung 29).

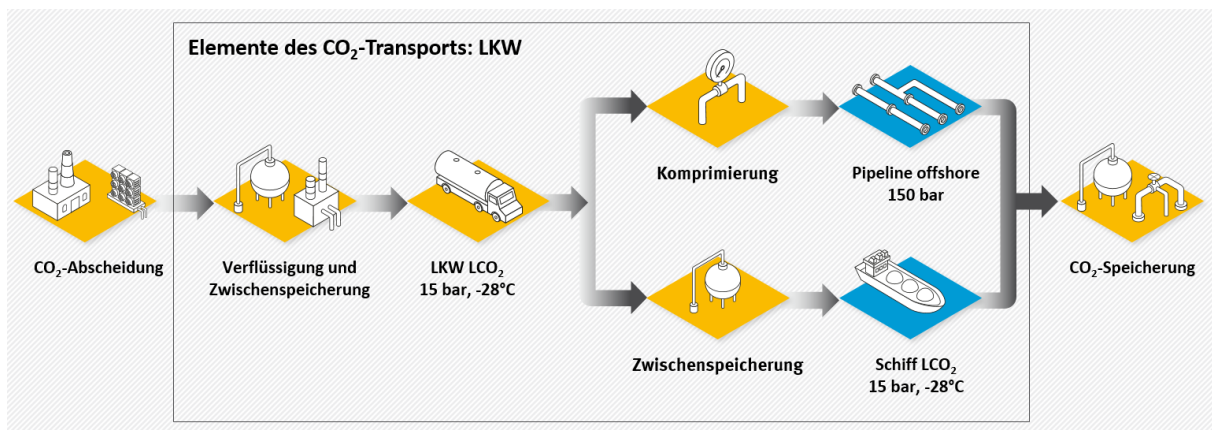
Abbildung 29: Semi-Trailer für den CO₂-Transport



Quelle: (Asco, 2024a)

Tankwagen können wie beim Zugtransport für den CO₂-Transport von sehr kleinen und dezentralen Standorten ohne Gleis- bzw. Pipelineanbindung auf kurzen Distanzen eingesetzt werden. Für den Lkw-Transport werden sowohl bei der Be- als auch bei der Entladung Zwischenspeicher notwendig sein. Der Weitertransport in größeren Mengen kann entweder per Schiff oder Pipeline ablaufen (siehe Abbildung 30).

Abbildung 30: Prozesskette beim CO₂-Lkw-Transport



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

Die Kosten für den Lkw-Transport liegen zwischen 20 bis 90 €/t CO₂ für Distanzen zwischen 100 bis 750 km. Dafür werden Investitionsausgaben von bis zu 280.000 Euro pro Lkw notwendig, die eine Lebensdauer von bis zu 10 bis 20 Jahren aufweisen (Beiron, Normann, & Johnsson, 2022).

2.1.2.6 CO₂-Transportprojekte

Aktuell ist eine große Dynamik in der Ankündigung von neuen CCS-Projekten zu beobachten. Auch beim CO₂-Transport wurden Pläne für einen leitungsgebundenen CO₂-Transport in Deutschland entwickelt. Neben einzelnen Projekten, z. B. Bayernets und Zementwerk Rohrdorf in Bayern oder CapTransCO₂ im Mitteldeutschen Chemiedreieck, entwickelt(e) der größte deutsche Fernleitungsnetzbetreiber Open Grid Europe (OGE) ein indikatives nationales CO₂-Netz für Deutschland (siehe Abbildung 31). Hier werden auf einer Strecke von rund 1.500 km die größten CO₂-Punktquellen miteinander verbunden. Das abgeschiedene CO₂ wird dann in Richtung Nordwesten transportiert, wo die meisten CO₂-Speicherprojekte derzeit geplant werden (siehe dazu Kapitel 3). Dabei werden über den Anschluss von Grenzübergangspunkten (GÜPs) Transitmengen aus den Nachbarländern mitberücksichtigt. Überwiegend werden Neubauleitungen angedacht, die CO₂ in einem dichten Zustand transportieren können. Anfang der 2030er Jahre soll ein Startnetz mit den ersten Projekten im Nordwesten entstehen, das schrittweise in Richtung Südosten erweitert wird (OGE, 2023).

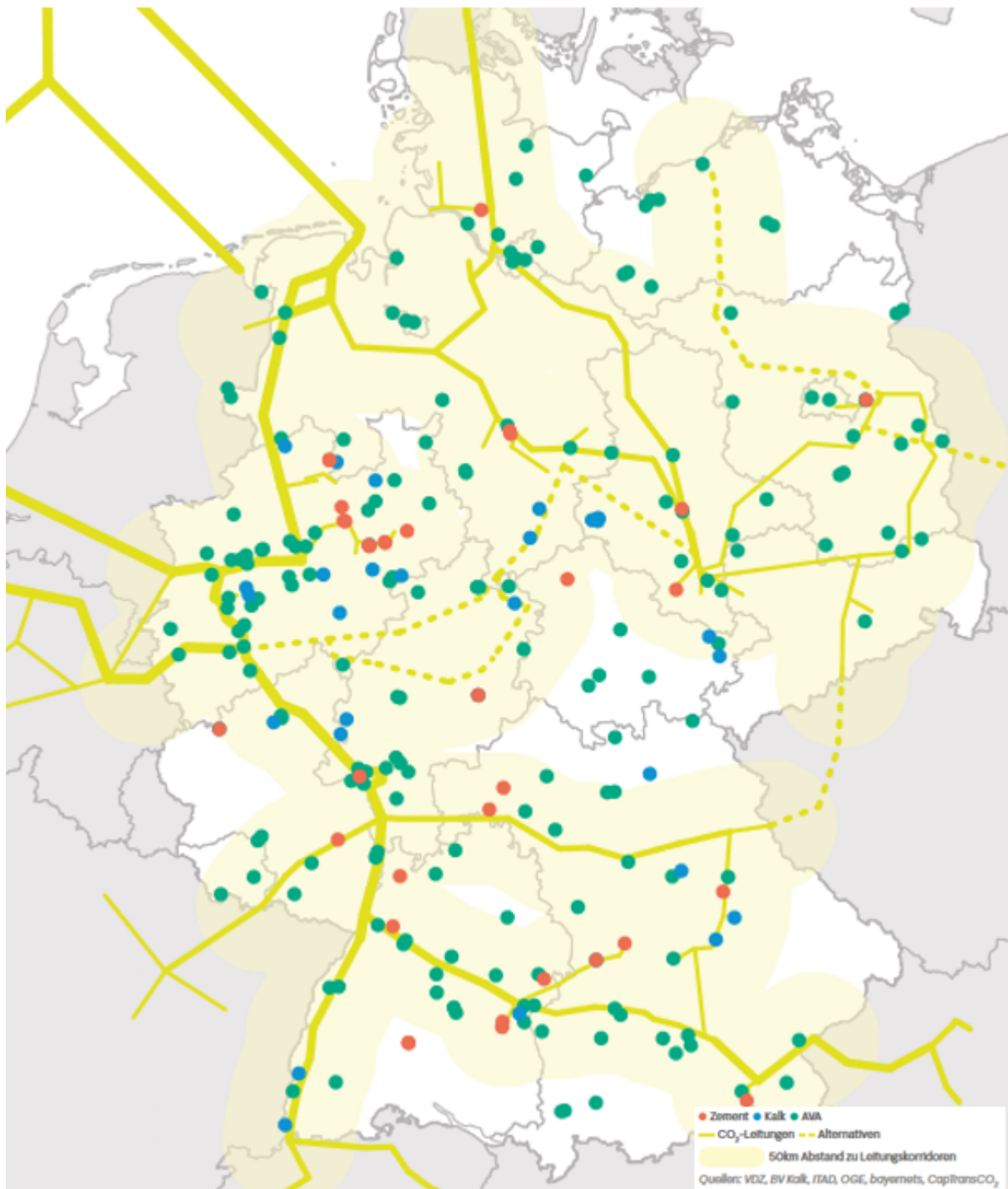
Der VDZ bestätigt in seiner neuen CO₂-Infrastrukturstudie den Bedarf einer leitungsgebundenen CO₂-Infrastruktur für Deutschland und skizziert einen ähnlichen Streckenverlauf wie die OGE (siehe Abbildung 31 und Abbildung 32). Der VDZ weist ein CO₂-Netz mit einer Länge von 4.800 km bis zum Jahr 2045 auf. Für den Anschluss der CO₂-Punktquellen aus der Zement-, Kalk- und Abfallverbrennung wird angenommen, dass für CO₂-Quellen mit mehr als 0,3 Mio. t CO₂ pro Jahr als Orientierungsgröße ein 50 km Abstand für die Anschlussfähigkeit eines Werkes an eine CO₂-Leitung angesehen werden kann. Daraus ergeben sich die hellgelben Korridore um das CO₂-Netz. Setzt man den Radius von 50 km an können fast alle Zement- und Kalkwerke in Deutschland angeschlossen werden. Bei den Abfallverbrennungsanlagen läge ein Großteil der Standorte innerhalb eines solchen Abstands. Ob der Anschluss tatsächlich per Pipeline erfolgen wird oder doch per Zug oder Schiff abtransportiert wird, muss in einer Standortanalyse bewertet werden.

Abbildung 31: Skizzierung eines CO₂-Transportnetzes von OGE



Quelle: (OGE, 2023)

Abbildung 32: Skizzierung eines CO₂-Transportnetzes von VDZ



Quelle: (VDZ, 2024)

Neben den inländischen CO₂-Transportprojekten gibt es auch Pläne, CO₂ grenzüberschreitend zu transportieren. Tabelle 16 listet die grenzüberschreitenden CO₂-Transportprojekte auf, bei denen CO₂ aus bzw. nach Deutschland in ein Nachbarland weitergeleitet wird. OGE hat in seiner CO₂-Marktabfrage aus dem Jahr 2023, in der sowohl nationale als auch Betreiber aus den angrenzenden Staaten CO₂-Transportbedarfe melden konnten, gezeigt, dass ein Bedarf vorhanden ist, CO₂-Mengen durch Deutschland zu transportieren.

Tabelle 16: Leitungsgebundene (grenzüberschreitende) CO₂-Transportprojekte in Deutschland

Projektname	Unternehmen	Verbindungen	Geplanter Beginn	Kapazität in Mt CO ₂	Referenz
CO ₂ -Transportnetz	OGE	Deutschlandweit	Anfang 2030er	> 20	[1]
CO ₂ pipeline	bayernets	Bayern – Österreich			[2]
NOR-GE	Wintershall Dea, Equinor	Wilhelmshaven – Norwegen	2032	20 – 40	[3]
Delta Rhine Corridor - DRC (PCI)	BASF, Gasunie, Shell, OGE	Deutschland - Rotterdam	2028	15	[4]
North Sea CO ₂ corridor Germany - Belgium (PCI)	Fluxys Belgium, Wintershall Dea, OGE	Deutschland - Zeebrugge	2030	30	[5]

Quelle: [1] (OGE, 2023); [2] (Bayernets, 2023); [3] (Wintershall Dea, 2023b); [4] (OGE - DRC, 2023); [5] (Wintershall Dea, 2023a)

Die Projekte Delta Rhein Korridor und der Nordseekorridor wurden offiziell auf der sechsten Liste der PCIs (Projects of Common Interest) und PMIs (Projects of Mutual Interest) aufgenommen (Europäische Kommission, 2023a) und werden als grenzüberschreitende Infrastrukturprojekte von der Europäischen Kommission gefördert.

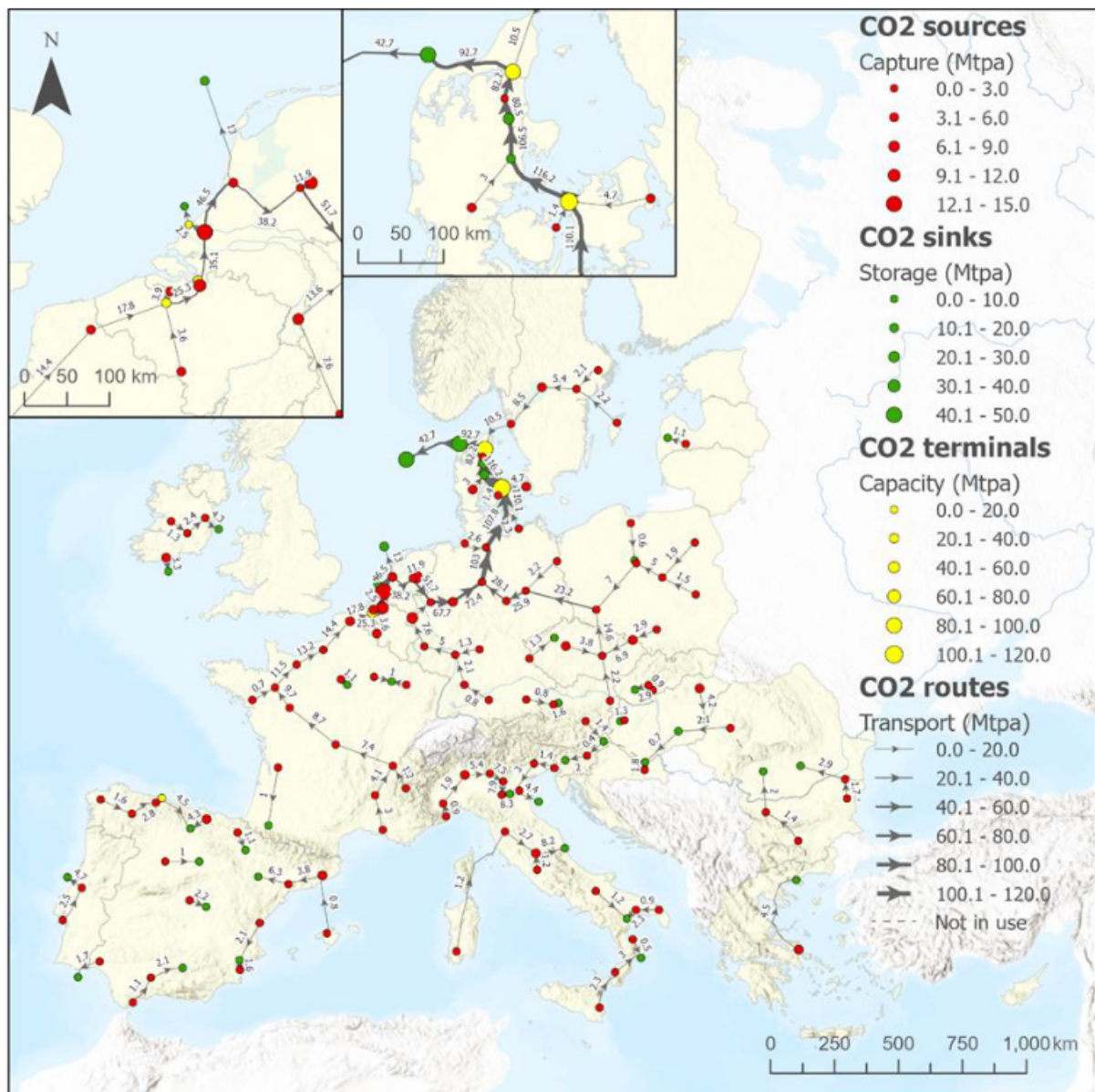
Grundsätzlich wird von einer CO₂-Fließrichtung in nordwestliche Richtung ausgegangen. Die Länder Schweiz, Österreich und Tschechien kommen als potenzielle Exportländer bzw. die Grenzübergangspunkte (GÜP) als Entry points infrage. Frankreich und Polen können CO₂-Mengen sowohl im- als auch exportieren, da in beiden Ländern eigene Projekte zur CO₂-Speicherung (Pycasso in Frankreich) bzw. zum CO₂-Export (Hafen in Danzig) geplant sind. Die Grenzübergangspunkte nach Norwegen über Wilhelmshaven, in die Niederlande und Belgien sind dabei als Exitpoints zu betrachten, an denen abgeschiedenes CO₂ aus Deutschland bzw. Transitmengen aus den südlichen bzw. östlichen deutschen Nachbarländern in Richtung Nordwesten transportiert wird, um es langfristig z. B. in Dänemark oder Norwegen in geologischen Formationen unterhalb der Nordsee zu speichern. Dabei kann Wilhelmshaven als zentraler CO₂-Export-Hub dienen. Hier wird inländisches CO₂ entweder für den Weitertransport per Schiff zwischengespeichert und abgekühlt oder direkt per Offshore-Pipeline zu den Speicherstätten in der Nordsee transportiert. Neben Wilhelmshaven kann der Ostseehafen Rostock als CO₂-Export-Hub etabliert werden, wobei bisher die weitreichendsten Planungen für einen CO₂-Export-Hub in Wilhelmshaven an der Nordsee vorliegen.

Auf europäischer Ebene wurde Anfang des Jahres 2024 in einem Papier des JRC der Europäischen Kommission in acht Szenarien eine **europaweite CO₂-Infrastruktur** skizziert (Uihlein & Hidalgo Gonzalez, 2024). Die Studie zeigt den Bedarf für ein künftiges europäisches CO₂-Netz mit einer Länge bis 2030 von 6.700 bis 7.300 km und bis 2050 von 15.000 bis 19.000 km (siehe Abbildung 33). Auffällig hier ist, dass viele Punkt-zu-Punkt Verbindungen modelliert wurden (siehe z. B. in Spanien). Auch finden die Pläne Wilhelmshaven als CO₂-Umschlagplatz in den europäischen Modellierungen noch keine Berücksichtigung. Jedoch zeigen die europäischen Modellierungen den Bedarf eines grenzüberschreitenden CO₂-Transports. Hier wird beispielhaft das Ergebnis der Infrastruktur-Modellierung für das C1 - CTP 2040 & NZIA 2030 targets

Szenario abgebildet, das neben dem Fit-for-55 Szenario als Hauptszenario gilt. Dabei wird bis 2030 das Ziel einer Speicherkapazität von 50 Mtpa in der EU angesetzt, wie im Net-Zero Industry Act Vorschlag (NZIA) vorgeschlagen, und für den Zeitraum 2030-2050 werden Climate Target Plan (CTP)²⁷ 2040-Daten verwendet. Bis zum Jahr 2030 wird in diesem Szenario in der EU ein CO₂-Netz mit einer Länge von 7.300 km (6.500 km Onshore und 700 km Offshore) notwendig. Dieses wird bis zum Jahr 2050 um 8.400 km erweitert auf eine Gesamtlänge von 15.700 km (14.400 km Onshore und 1.300 km Offshore). In diesem Szenario wird neben der Offshore-Speicherung auch die Onshore-Speicherung zugelassen, sodass einzelne Quellen nicht an ein gesamt europäisches Netz angeschlossen werden, sondern Punkt-zu-Punkt-Verbindungen erlaubt sind (Quelle in rot zu Senke in grün). Abgesehen davon, dass auch in diesem in Südeuropa CO₂ gespeichert wird, wird jedoch der Großteil der Speicherung aufgrund der Speicherkapazitäten in der Nordseeregion ablaufen.

²⁷ Climate Target Plan (CTP): „With the 2030 Climate Target Plan, the Commission proposes to raise the EU's ambition on reducing greenhouse gas emissions to at least 55 % below 1990 levels by 2030.“ <https://www.eea.europa.eu/policy-documents/2030-climate-target-plan>

Abbildung 33: Potenzielle CO₂-Infrastruktur in der EU im Jahr 2050, Szenario C1



Quelle: (Uihlein & Hidalgo Gonzalez, 2024)

Die Karte zeigt ein Netzwerk zur CO₂-Erfassung, -Speicherung und -Transport in Europa. Rote Punkte markieren CO₂-Quellen, die nach ihrer Kapazität in Megatonnen pro Jahr (Mtpa) klassifiziert sind, von 0 bis über 15 Mtpa. Grüne Punkte zeigen CO₂-Senken, ebenfalls nach Kapazität von 0 bis über 50 Mtpa. Gelbe Punkte repräsentieren CO₂-Terminals mit Kapazitäten von 0 bis über 120 Mtpa. Schwarze Linien zeigen die CO₂-Transportwege, deren Kapazität in Mtpa angegeben ist, wobei die Linienbreite die Transportkapazität darstellt. Gestrichelte Linien kennzeichnen nicht genutzte Routen. Ein kleineres Inset bietet einen detaillierten Blick auf einen spezifischen Bereich. Die Karte vermittelt einen umfassenden Überblick über die CO₂-Infrastruktur in Europa.

Aufgrund des Auslaufens der Zertifikate im EU ETS besteht aufseiten der im ETS erfassten Branchen (z. B. Zement, Kalk und ab 2028 auch Abfallverbrennungsanlagen) Handlungsdruck zur CO₂-Vermeidung, daher wächst das CO₂-Transportnetz zwischen den Jahren 2030 und 2040 in diesem Szenario am schnellsten, mit Ausnahme von zwei Szenarien, in denen ein starker

Anstieg der abgeschiedenen CO₂-Mengen zwischen 2040 und 2050 zu verzeichnen ist. Die Kosten für die Errichtung des Netzes liegen den acht Szenarien nach bis 2030 zwischen 6,5 und 19,5 Mrd. EUR und können bis zum Jahr 2050 auf 9,3 Mrd. EUR bis 23,1 Mrd. EUR im Jahr 2050 anwachsen.

Grundsätzlich zeigen die Analysen den Bedarf einer leitungsgebundenen CO₂-Infrastruktur. Dabei müssen die Entries (Abscheidungspunkte) und Exits (Nutzung bzw. Speicherung) aufeinander abgestimmt sein. Insbesondere bei den CO₂-Speicherkapazitäten (Exits) bestehen noch Unsicherheiten bzgl. der zu realisierenden Injektionskapazitäten. Diese Unsicherheiten müssen beim Aufbau einer leitungsgebundenen Infrastruktur berücksichtigt werden. Der Bau neuer Pipelines ist zudem kapitalintensiv und geht mit hohen Investitionen einher, es können jedoch große CO₂-Mengen über weite Distanz kostengünstiger transportiert werden als per Lkw- bzw. Zugtransport. Aber auch die alternativen Transportmodi werden zum Anfang des Hochlaufs als Überbrückung bis ein CO₂-Pipelineanschluss vorliegt bzw. auf gewissen Punkt-zu-Punkt-Verbindungen, an denen die Pipeline nicht wirtschaftlich ist, notwendig werden.

2.1.3 CO₂-Speicherung in geologischen Formationen

Das Kapitel CO₂-Speicherung in geologischen Formationen geht im Folgenden zunächst auf die grundlegenden Prinzipien der CO₂-Speicherung ein (Kapitel 2.1.3.1).

Darauf aufbauend stehen zunächst technische Vorraussetzungen, geologische Speichermechanismen und daraus resultierenden Sicherheitsaspekte bei der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen im Mittelpunkt (Kapitel 2.1.3.2). Im Anschluss werden einzelne konventionelle und unkonventionelle Speicheroptionen (Kapitel 2.1.3.3) und verschiedene Ansätze innerhalb einer Option differenziert betrachtet. Kapitel 2.1.3.4 und Kapitel 2.1.3.5 thematisieren die wesentlichen potenziellen Risiken und Gefahren sowie mögliche Maßnahmen zum Risikomanagement und die Kosten der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen.

Abschließend folgt eine generische Bewertung der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen mit den wesentlichen Vor- und Nachteilen der Speicheroptionen und deren Potenzial für die Anwendung in Deutschland (Kapitel 2.1.3.6).

2.1.3.1 Grundlagen, Prozessbeschreibung, Standortauswahlkriterien und Zeitbedarfe

Nach der Abscheidung von biogenem CO₂ (BECC) oder der direkten Entnahme aus der Atmosphäre (DACC) (vgl. Kapitel 2.1.1) stellt die Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen eine Option dar, CO₂ möglichst dauerhaft unterirdisch zu verbringen und so von der Atmosphäre fernzuhalten (BECCS/DACCS) (Wallmann, 2023). Als Speicherstätte oder -reservoir dienen geologische Gesteinsformationen, in denen das CO₂ gespeichert wird (Metz et al., 2005; Acatech, 2018; Tammé, 2021; Prognos, 2021; IEA, 2022a; Purr & Spindler, 2023).

Versuchsprojekte zur technischen Injektion und Speicherung von CO₂ in unterirdischen Gesteinsformationen wurden in den Vereinigten Staaten bereits seit den 1970er Jahren im Rahmen von Projekten zur „Enhanced Oil Recovery“ (EOR, verbesserte Erdölgewinnung) – einer Technologie zur Erhöhung der Erdölgewinnung –, durchgeführt (Metz et al., 2005).

Forschungsprojekte zur Speicherung von anthropogenem CO₂ in geologischen Formationen zur Minderung von Treibhausgasen in der Atmosphäre kamen jedoch erst in den 1990er Jahren auf (Metz et al., 2005). So wurde 1996 das erste reine CO₂-Speicherprojekt, welches ausschließlich zur Vermeidung von CO₂-Emissionen in die Atmosphäre genutzt wurde auf den Sleipner-Gasfeldern in Norwegen (vgl. Kapitel 3.1) in Betrieb genommen (IEA, 2022a). Hier wird ein Teil des erhöhten CO₂-Anteils im Erdgas nach der Förderung abgetrennt und unterirdisch in einen salinen Aquifer eingespeichert.

Die Grundlage der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen beruht auf den Prozessen, CO₂ in geeignete Speicherreservoirs in tiefen geologischen Formationen zu verpressen und dort anschließend zu speichern (Metz et al., 2005). Beim Verpressen wird das CO₂ je nach Verfahren in unterschiedlicher Form und Zusammensetzung komprimiert und unter passendem Druck und passender Temperatur in das Reservoir injiziert, um die geologischen Begebenheiten im Reservoir ideal nutzen zu können. Die Speicherung erfolgt anschließend, indem das CO₂ durch die Kombination verschiedener Rückhalte- und Speichermechanismen im Reservoir immobilisiert und gebunden wird (IEA 2022; Wallmann, 2023).

Rückhalte- und Speichermechanismen umfassen einerseits physikalische Prozesse, wie Immobilisierung durch stratigraphische und strukturelle Fallen- und Barrierestrukturen oder die residuale Bindung des CO₂ über Kapillarkräfte sowie andererseits geochemische Lösungs- und Abscheidungsprozesse, wie die Lösung im Formationswasser oder die Mineralisation mit dem Speichergestein. Allgemein stellen Rückhalte- und Speichermechanismen fließende Prozesse dar, was dazu führt, dass nach unterschiedlichen Zeiträumen andere Mengen und Anteile des eingespeisten CO₂ durch die verschiedenen Rückhalte- und Speichermechanismen gebunden sind. Dadurch steigt die Speichersicherheit mit der Zeit an. Der sicherste Einschluss ist jedoch erst final durch die Mineralisation und somit Fixierung mit dem vorherrschenden Speichergestein gewährleistet (Metz et al., 2005). Dennoch können auch bereits die Immobilisierung des CO₂ durch stratigraphische und strukturelle Fallen- und Barrierestrukturen oder die residuale Bindung des CO₂ über Kapillarkräfte sowie die Lösung des CO₂ im Formationswasser einen guten Einschluss bieten.

Bei der herkömmlichen CO₂ Speicherung in geologischen Formationen in konventionellen Speicheroptionen steht die Immobilisierung des CO₂ durch physikalische Rückhalte- und Speichermechanismen zu Beginn der Injektion im Vordergrund. Die geochemischen Speichermechanismen nehmen erst nach einigen tausenden Jahren überhand. Im Gegensatz dazu stehen Verfahren, wie die beschleunigte Verwitterung (vgl. Kapitel 2.3), welche auf der in-situ Mineralisation von CO₂ in geeigneten Gesteinsformationen basiert (Snæbjörnsdóttir und Gislason, 2016; Snæbjörnsdóttir et al., 2020). Bei diesem Ansatz wird das CO₂ in erster Linie durch geochemische Reaktionen mit den Speichergesteinen im Untergrund fixiert, welche schon nach wenigen Monaten einsetzt und schon nach einigen Jahren den überwiegenden Speichermechanismus darstellt. Ein vergleichender Grad des Einschlusses kann bei konventionellen Verfahren mit dichtphasigem CO₂ unter Umständen erst nach einigen tausenden bis zehntausenden Jahren eintreten (Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

Ein weiterer wesentlicher Unterschied von Verfahren zur in-situ Mineralisation – die im Endeffekt einer geologischen Speicherung entsprechen – zu den konventionellen Verfahren der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen besteht in der angewandten Injektionstechnik, wie z. B. der Form, in welcher das injizierte CO₂ vorliegt (Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

Während bei der in-situ Mineralisation das CO₂ in Wasser – als Kohlensäure – gelöst in die Reservoirs eingespeist wird, werden bei der Speicherung in geologischen Formationen (nahezu) reines CO₂ komprimiert und direkt in einem flüssigen bis überkritischen Zustand und unter hohem Druck (> 100 bar) gezielt in die geologischen Strukturen (Reservoir) im Untergrund injiziert (Metz et al., 2005). Die geologischen Eigenschaften des Reservoirs sowie die anvisierten Rückhalte- und Speichermechanismen bestimmen dabei über die Misch-, Druck- und Temperaturverhältnisse des CO₂ bei der Injektion (Wallmann, 2023).

Damit die Injektion bei der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen erfolgreich ist, muss der Druck des Gases höher sein als die vorherrschenden Drücke im Zielreservoir, sodass das CO₂ in seiner dichten und komprimierten Phase mit insgesamt niedriger Viskosität verbleibt (IEA,

2022a; Wallmann, 2023). Allgemein kann für die Injektion auf viele, bereits in der Erdgas- und -Erdölindustrie angewandte technologische Prozessschritte, wie z. B. Bohr- und Injektionsverfahren zurückgegriffen werden. Dennoch ist zu betonen, dass spezifische Modellierungen und Simulationen über bzw. die Verteilung des Gases im Reservoir und notwendige Monitoringmethoden immer den speziellen Anforderungen der CO₂-Speicherung angepasst werden müssen (Fischedick et al., 2007).

Nach der Injektion erfolgt die Fixierung und Speicherung des Gases durch physikalische und chemische Prozesse, welche die Speicherung über Zeiträume von Tausenden bis Millionen von Jahren gewährleisten sollen (IEA, 2022a). Dementsprechend müssen die geologischen Strukturen, in welche das CO₂ injiziert wird geeignete geologische Eigenschaften aufweisen, um die technischen Anforderungen an ein CO₂-Speicherreservoir zu erfüllen (Kühn, 2011; Wallmann, 2023).

Standortauswahlkriterien und geologische Voraussetzungen

Aufgrund ihrer geeigneten geologischen Eigenschaften kommen in der Regel als Speichergesteine Sedimentgesteine in Frage (Metz et al., 2005; Wallmann, 2023). Besonders geeignet sind Reservoirs mit porösen und permeablen Speichergesteinen, die in geeigneter Tiefe von etwa 800 – 3.000 Metern mit möglichst großer Mächtigkeit auftreten und sich lateral über große Flächen erstrecken, um eine hohe Speicherkapazität zu gewährleisten (Acatech, 2018; Wallmann, 2023).

Weitergehend müssen die Speichergesteine von geologischen Schichten überlagert werden, welche als undurchlässige Barrieren fungieren und die vertikale Migration von CO₂ aus dem Speicherreservoir im Untergrund in höher liegende Bereiche bzw. an die Erdoberfläche wirksam unterbinden (Kühn, 2011). Idealerweise bilden das Speicher- und Barrieregestein sogenannte geologische Fallenstrukturen, welche die vertikale und horizontale Ausdehnung des Gases im Untergrund begrenzt (Acatech, 2018). Weitere generelle Standortkriterien an potenzielle geologische Speicherstätten sind eine stabile geologische Umgebung fern von tektonischen, seismischen und vulkanischen Aktivitäten, um ein Entweichen von CO₂ möglichst zu verhindern und somit die Integrität der Speicherstätte nicht zu gefährden (Metz et al., 2005).

Weitere allgemeine Anforderungen an die Speicherstätten sind verfügbare Injektions- und Speicherkapazitäten, Vorhandensein und Reifegrad industrieller Infrastruktur sowie gesellschaftliche Aspekte wie Akzeptabilität der Bevölkerung und Umweltbelange (Metz et al., 2005). Aus diesen Gründen ist eine individuelle Bewertung potenzieller CO₂-Speicherstätten in jedem Fall unumgänglich.

Potenziell geeignete CO₂-Speicherreservoirs befinden sich in der Regel in Sedimentgesteinen in großen Sedimentbecken und sind weltweit zahlreich vertreten, jedoch wie andere natürliche Vorkommen von Ressourcen nicht gleichmäßig verteilt (IEA, 2022a). Generell ist die Speicherung von CO₂ in unterirdischen Schichten prinzipiell sowohl an Land (Onshore) als auch vor der Küste (Offshore) in den kontinentalen Schelfbereichen möglich (Metz et al., 2005), sofern die Becken stabile und ungestörte Strukturen aufweisen. Sogenannte „reife“ sedimentäre Becken, in denen z. B. Kohlenwasserstoffvorkommen bekannt sind bzw. bereits fossile Brennstoffe gefördert wurden, bieten besondere Vorteile: die geologischen Begebenheiten sind durch die Explorationstätigkeiten einerseits geologisch gut erschlossen, andererseits weisen sie oft günstige geologische Fallenstrukturen und Barrierensysteme auf.

Zeitbedarfe für die Realisierung von CO₂-Speicherprojekten

Die Realisierung von CO₂-Speicherprojekten hängt jeweils von der Geologie in den CO₂-Speicherreservoirs und der genutzten Speicheroption ab (Metz et al., 2005). Für die individuell

und umfangreich zu gestaltende geologische Charakterisierung der Eignung einer potenziellen Speicherstätte müssen sowohl für die Erkundungen und Tiefbohrungen als auch für die Speicherung selbst Genehmigungen eingeholt werden.

Darüber hinaus bedingen CO₂-Speicherprojekte weitere Genehmigungen für die technischen Anlagen an den Speicherstätten (z. B. zu Baugenehmigungen, zu Immissions-, Arbeits- und Naturschutz). Knopf (2023) erwartet Zeitbedarfe für die Vorbereitung der Speicherbeantragung entsprechend der EU-Speicherrichtlinie von drei bis zehn Jahren je nach Speicheroption. Dazu kämen mindestens weitere zwölf Monate für die Errichtung der Infrastruktur für Transport, Injektion, und Speicherung. IEA (2004) nehmen für Charakterisierung der Speicherstätten, Errichtung der Infrastruktur und der Entwicklung der Prozesse bis zur endgültigen Inbetriebnahme der CO₂-Speicherung unter Volllast Zeitbedarfe von acht bis zwölf Jahren an.

Die Europäische Kommission (2009a) geht von dreieinhalb bis 15 Jahren bis zu endgültigen Betriebsphase aus. Danach könnte je nach Bedarf und Kapazität zwischen fünf und 50 Jahren CO₂ eingespeichert werden. Im Anschluss ist nach Verschluss der Injektionsbohrlöcher mit einem Überwachungs- und Kontrollzeitraum von mindestens 20 Jahren zu rechnen, bis die Verantwortung und Zuständigkeit der Speicherstätten an die nationale Behörde übergeben werden kann²⁸

Damit läge der gesamte Lebenszyklus eines CO₂-Speicherprojekts bei etwa 50 – 70 Jahren b). BMWK (2022) betont zudem, dass ein Ausbau der Infrastrukturen wie z. B. Umschlagplätze, Häfen, Transportwege ebenfalls bis zu 15 Jahre dauern könnte und für eine zeitige Realisierung der CO₂-Speicherprojekte frühzeitig miteingeplant werden muss.

2.1.3.2 Speicherbedingungen und Rückhalte- und Speichermechanismen

Um CO₂ erfolgreich in die Speicherstätte zu injizieren und dort möglichst dauerhaft zu speichern, müssen verschiedene Speicherbedingungen erfüllt sein (IEA, 2022a). Voraussetzungen hierfür sind einmal günstige physikalische Eigenschaften der Speichergesteine im Reservoir sowie der passende Druck und Temperatur des injizierten CO₂, welche zusammen Menge und Rate an injiziertem CO₂ maßgeblich beeinflussen können (IEA, 2022a).

So bestimmt die Permeabilität und Porosität des Speichergesteins und der Druck der Formationswasser im Reservoir, wie viel und wie einfach CO₂ in das Reservoir injiziert werden kann und dessen Verhalten bei der Speicherung. Günstige Mischverhältnisse, wie z. B. geeignete Druckunterschiede zwischen injiziertem CO₂ und Formationswasser und die Reinheit des CO₂ wirken sich deutlich auf die Menge und Geschwindigkeit des einzubringenden CO₂ aus (Metz et al., 2005; Rütters et al., 2015).

Dagegen können komplexe Wechselwirkungen des CO₂ und der Speichergesteine bei der Injektion auch chemische Prozesse auslösen, die die Injektionsrate und Menge des injizierten CO₂ beeinträchtigen können. Um Prozesse bei der Injektion abschätzen zu können, werden daher bereits im Vorfeld numerische Simulationen durchgeführt, um die Verhältnisse im Reservoir bestmöglich abschätzen zu können (CO₂GeoNet, 2010). Trotz dieser sorgfältig durchgeführter Voruntersuchungen kam es in mehreren CO₂-Speicherprojekten zu Abweichungen zwischen dem vorab prognostizierten und dem beobachteten Verhalten des Speichergesteins und der Ausbreitung der CO₂-Fahne (Hauber, 2023; Cames et al., 2024).

²⁸ Zusätzlich verweist die Europäische Kommission daraufhin, dass nationale Behörde nach der Übertragung der Verantwortung die mit der CO₂-Speicherung verbundenen Kosten, z. B. für die Monitoringtätigkeiten tragen müssen. Daher sollten der Betreiber der zuständigen Behörde einen finanziellen Beitrag zur Verfügung stellen, bevor die Verantwortung übertragen wird, um die vorraussichtlichen Unkosten der Überwachungstätigkeiten für einen Zeitraum von mindestens 30 Jahren abzudecken (Europäische Kommission, 2009a).

Das CO₂ wird üblicherweise über ein Bohrloch in das Reservoir eingeleitet. Die vorherrschenden Drücke der Formationswasser im Reservoir können mehr als 100-mal höher sein als an der Erdoberfläche. Zudem bestehen in Tiefen von mindestens 800 Metern Temperaturen von über 30 °C (Wallmann, 2023). Voraussetzung für die erfolgreiche Injektion bei diesen Bedingungen ist, dass das CO₂ die vorhandenen Formationswasser im Zielhorizont verdrängt, um sich im Reservoir ausbreiten zu können. Dazu muss der Druck des Gases höher sein als der Druck der Formationswasser im Speichergestein (IEA, 2022a).

Nach der Injektion bildet das CO₂ im Speichergestein eine sogenannte Fahne (englisch: plume) und breitet sich über verschiedene Transportprozesse (z. B. Migration, Diffusion, Flüssigkeitsströmung) im Reservoir aus (Metz et al., 2005). Die CO₂-Fahne wandert mit der Zeit durch das Reservoir von der Injektionszone weg, was durch die physikalischen Eigenschaften, wie z. B. der Durchlässigkeit und Porosität des Speichergesteins begünstigt wird. Je mehr sich dabei der Druck und Dichte des CO₂ von dem der Fluide im Gestein unterscheidet, desto besser, schneller und weiter verteilt sich das injizierte Gas im Reservoir (IEA, 2022a).

In geeigneten Reservoiren, in Tiefen von über 800 Metern, herrschen Drücke von über 8 MPa und Temperaturen von ungefähr 35 bis 40 °C. Unter solchen Bedingungen erreicht CO₂ seinen überkritischen Zustand (Kühn, 2011). Während der Druck und die Temperatur im Untergrund mehr oder weniger konstant mit der Tiefe zunehmen, nimmt das beanspruchte Volumen von CO₂ beim Erreichen der überkritischen Phase drastisch ab (Kühn, 2011). So hat eine Menge von bspw. 1000 m³ CO₂ an der Erdoberfläche, in Tiefen ab 800 Meter nur noch ein Volumen von etwa 3,8 m³ (CO₂GeoNet, 2010). Eine Tonne CO₂ reduziert sein Volumenbedarf von etwa 540 m³ an der Oberfläche auf etwa 1,64 m³ in einem Kilometer Tiefe.

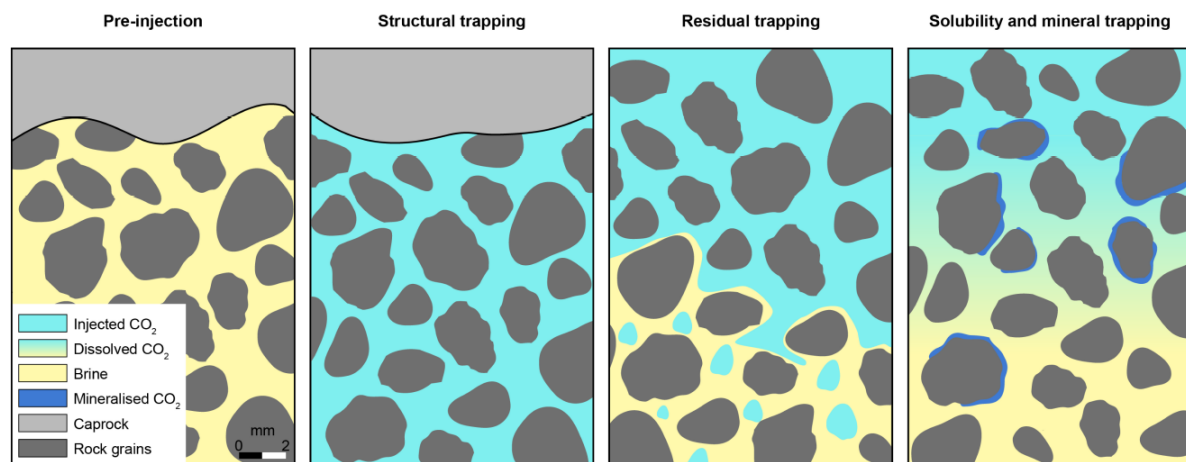
Je größer die Dichte, desto kleiner ist dabei das beanspruchte Volumen des CO₂ im Reservoir und desto mehr CO₂ kann in der Speicherstätte eingespeichert werden. Darüber hinaus besitzt das CO₂ in der überkritischen Phase eine konstant hohe Dichte und sehr gute Fließeigenschaften wodurch der vorhandene Porenraum im Speichergestein optimal genutzt und die Speicherkapazität am effektivsten genutzt werden kann (Kühn, 2011). Aus diesen Gründen wird CO₂ bei der konventionellen CO₂-Speicherung in geologischen Formationen komprimiert und direkt in flüssigem bis überkritischem Zustand unter hohem Druck (~8 bis 10 MPa) in die Speicherstätten injiziert, um die physikalischen Eigenschaften von Gas und Verhältnisse im Speichergestein optimal nutzen zu können (Kühn, 2011; IEA, 2022).

Nach der Injektion kann das Gas im Reservoir Drücke von bis zu über 20 MPa erreichen (Kühn, 2011). Zudem zielen die Betreiber bei der CO₂ Speicherung darauf ab, dass sie das CO₂ nach der Injektion im Reservoir in Form einer CO₂-Fahne (engl. CO₂ plume) rasch ausbreitet. Durch den wesentlich größeren Raum, den das CO₂ im Reservoir einnimmt, entstehen durch die das große Volumen und Oberfläche der CO₂-Fahne günstige Bedingungen, sodass die Rückhalte- und Speichermechanismen greifen können. Je mehr CO₂ in ein Reservoir injiziert wird, desto mehr Porenraum und Mengen an Formationswasser müssen zur Verfügung stehen, damit sich das CO₂ über Kapillarkräfte bindet bzw. im Formationswasser in Lösung tritt.

Auch die Zusammensetzung und Reinheit des eingespeisten CO₂ beeinflussen den Injektions- und Speichervorgang. Bereits geringe Mengen anderer Substanzen wie Wasser, Schwefelwasserstoff, Schwefel- und Stickoxide oder Stickstoff können die physikalischen und chemischen Eigenschaften des CO₂-Stroms sowie dessen Verhalten bei der Einspeisung erheblich verändern (CO₂GeoNet, 2010; IEAGHG, 2011). Solche stofflichen Unreinheiten beeinträchtigen die Effizienz der Rückhalte- und Speichermechanismen erheblich, was dazu führen kann, dass die Speicherkapazität einer Anlage deutlich reduziert wird.(IEAGHG, 2011;

Rütters et al., 2015). Bei laufenden Projekten, wie z. B. dem „Northern Lights“-Projekt²⁹ (Vgl. siehe Kapitel 4) in der Norwegischen Nordsee werden Reinheitsgrade³⁰ von über 95,5 % für den injizierten CO₂-Strom anvisiert (IEAGHG, 2011; Equinor, 2019). Stoffliche Beimischungen sollten Konzentration von 50 bis 100 ppm je nach Substanz nicht überschreiten (IEAGHG, 2011).

Abbildung 34: CO₂-Rückhalte- und Speichermechanismen im Reservoir



Quelle: (IEA, 2022a).

Der Prozess der eigentlichen CO₂-Speicherung erfolgt durch das in Kraft treten verschiedener physikalischer und chemischer Rückhalte- und Speichermechanismen (Abbildung 34) (Metz et al., 2005; IEA, 2022a). Dabei hängen Größe der Fraktion des injizierten CO₂ und Zeiträume nach welchen bestimmten Teilen des CO₂ über die jeweiligen Speichermechanismen gespeichert werden extrem von den geologischen Reservoireigenschaften ab (Abbildung 35). Zudem handelt es sich um fließende Prozesse, die ineinander übergehen. Je nach Auslegung eines Speicherprojekts und geologischen Begebenheiten weichen die angestrebte Werte für die nach Speichermechanismus festgehaltenen Fraktionen deutlich voneinander ab.

Im Wesentlichen gibt es vier Hauptmechanismen, die das CO₂ im Reservoir binden:

Strukturell und lithologisch (englisch: Structural trapping):

Während und direkt nach der Injektionsphase wird das CO₂, welches sich durch seinen überkritischen Zustand in separater Phase im Speichergestein bewegt, hauptsächlich durch physikalische naturgegebene Rückhalte- und Speichermechanismen gebunden. Da auf kurzen Zeitskalen von einigen Jahren, das CO₂ aufgrund seiner geringen Dichte in den Speicherformationen nach oben steigt, wird es durch geologische Fallstrukturen (strukturell) und undurchlässige Deckschichten als Barrieren (lithologisch) zurückgehalten (Abbildung 34). Die Deckschichten verhindern hierbei ein Austreten von CO₂ (Metz et al., 2005).

Direkt nach der Injektion stellt diese physikalische Form der Abscheidung den wichtigsten Mechanismus zur Rückhaltung von CO₂ bei der konventionellen CO₂-Speicherung in geologischen Formationen dar (Abbildung 35), bevor mit weiterer Zeit im Reservoir die geochemischen Speichermechanismen im Kraft treten (Metz et al., 2005; Acatech, 2018). Für die geologische Speicherung von vor allem großer Mengen an CO₂ werden Speicherstätten mit natürlichen strukturellen Fallenstrukturen als notwendig erachtet (Acatech, 2018).

²⁹ <https://www.equinor.com/energy/northern-lights>

³⁰ Das BMWK hat bisher keine Reinheitsgrade im Kohlenstoffspeicherungsgesetz (2012) festgelegt.

Residual (englisch: Residual trapping):

Während das CO₂ über Zeiträume von einigen Zehnerjahren durch das Speichergestein wandert, wird ein Teil des Gases durch Kapillarkräfte in den Porenräumen des Speichergesteins gefangen (Abbildung 34). Dieser Rückhalte Mechanismus trägt zur langfristigen Sicherheit des injizierten CO₂ bei und bleibt auch intakt, wenn strukturelle oder lithologische Barrieren versagen (Metz et al., 2005; Acatech, 2018).

Das Potential residualer Speichermechanismen hängt stark von den geologischen Eigenschaften einer Formation ab (Metz et al., 2005). Vor allem für kleinere Mengen an CO₂, könnten Speicherstätten mit überwiegend residualer Bindung auskommen, ohne dass die CO₂-Fahne im Reservoir von der Injektionsbohrung über weite Strecken wegtransportiert wird (Acatech, 2018).

Lösung (englisch: Dissolution oder Solubility trapping):

Über einen Zeitrahmen von mehreren hundert Jahren ist davon auszugehen, dass mehr als ein Viertel des injizierten CO₂ im Formationswasser als Kohlensäure in Lösung gegangen ist (Abbildung 34). Das mit CO₂ angereicherte Wasser sinkt mit der Zeit aufgrund der höheren Dichte innerhalb des Speichergesteins unten ab. An nach unten angrenzende Gesteinsschichten wird das mit CO₂ angereicherte Formationswasser abgelenkt und breitet sich in der Speicherformation aus (Metz et al., 2005; Kühn, 2011).

Wie schnell und wie viel CO₂ in dem Formationswasser in Lösung geht, hängt maßgeblich von den geologischen und physikalischen Bedingungen im Reservoir ab. Dichteunterschiede von Lösung zu Formationswasser sowie Salinität und Fließgeschwindigkeit der Formationswasser wirken sich dabei auf die Mobilität der Kohlensäure aus (Metz et al., 2005). Beispielsweise nimmt einerseits mit zunehmender Temperatur und Salinität die Löslichkeit von CO₂ im Formationswasser ab, andererseits kann gesättigtes Formationswasser kein weiteres CO₂ mehr aufnehmen. Die Bindung des CO₂ in der Kohlensäure bleibt bestehen, solange sich die physikalischen Bedingungen (Druck und Temperatur) nicht ändern.

Die Hauptvorteile der Lösung von CO₂ in Formationswassern sind zum einen eine potenziell sehr große Speicherkapazität und zum anderen ein deutlicher Anstieg der Speichersicherheit. Sobald das CO₂ in Wasser gelöst ist, existiert es nicht mehr als separate Phase, wodurch das Risiko eines unkontrollierten Austretens des CO₂ drastisch abnimmt (Metz et al., 2005). Dennoch handelt es sich auch bei der Lösung von CO₂ prinzipiell um einen reversiblen Prozess und es ist möglich, dass das CO₂ unter anderen physikalischen Bedingungen im Falle einer Leckage entgast.

Mineralisierung (englisch: Mineralisation):

Nach dem das CO₂ im Formationswasser in Lösung gegangen ist, treten Prozesse zur geochemischen Abscheidung des CO₂ in Kraft. Das CO₂ reagiert dabei mit den Mineralen im Formationswasser in den Reservoiren und fällt anschließend in Form stabiler Minerale (Karbonate) aus (Abbildung 34).

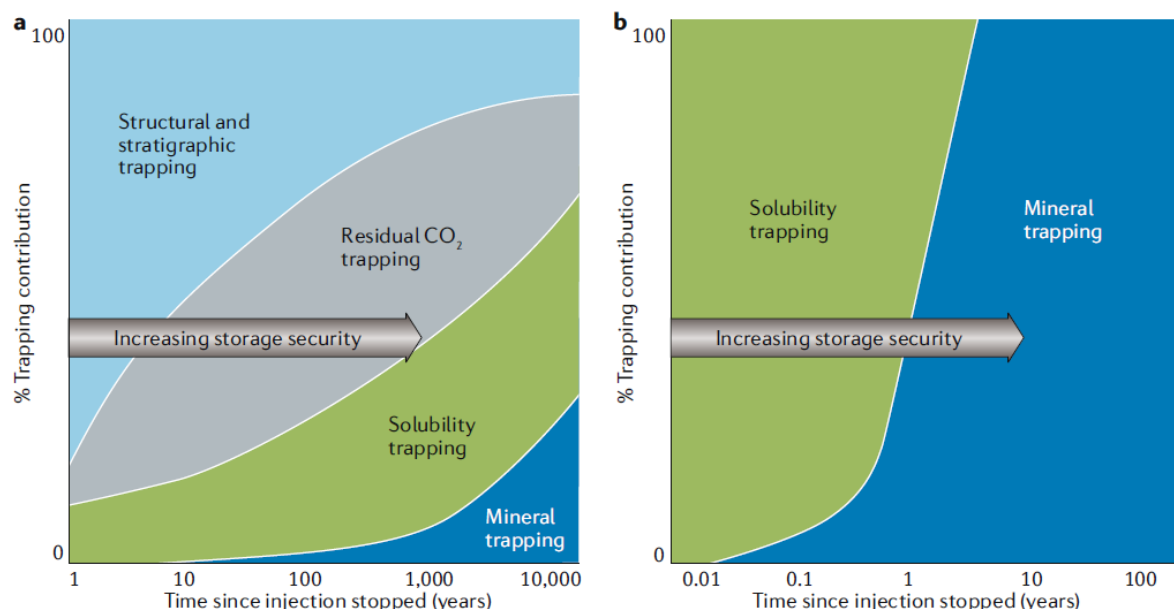
CO₂ erzeugt in Wasser eine schwache Säure, die je nach Angebot im Formationswasser des Reservoirs mit Natrium- und Kaliumsilikaten, Kalzium-, Magnesium- und Eisenkarbonat sowie Silikatmineralen unter Bildung von Bikarbonat reagieren kann. Reaktionen mit Kalzium, Magnesium und Eisen aus bspw. Silikatmineralen wie Tonen, Glimmern, Chloriten und Feldspäten, welche in den Speichergesteinen vertreten sind erfolgen als Folgereaktionen (Metz et al., 2005). CO₂ erzeugt in Wasser eine schwache Säure, die je nach Angebot im Formationswasser des Reservoirs mit Natrium- und Kaliumsilikaten, Kalzium-, Magnesium- und Eisenkarbonat sowie Silikatmineralen unter Bildung von Hydrogenkarbonat reagieren kann.

Reaktionen mit Calcium, Magnesium und Eisen aus bspw. Silikatmineralen wie Tonen, Glimmern, Chloriten und Feldspäten, welche in den Speichergesteinen vertreten sind erfolgen als Folgereaktionen (Metz et al., 2005).

Da das CO₂ zunächst in Wasser gelöst sein muss und die Karbonatisierung relativ langsam von statten geht, läuft der Einschluss des CO₂ bei der Mineralisierung je nach Mineralverfügbarkeit im Speichermedium über große Zeiträume ab. Dabei kann der Prozess der Mineralisation schon nach einigen Minuten bis Stunden beginnen. Bis ein signifikanter Teil des Gases jedoch durch Mineralisation im Speichergestein gebunden ist, können auch Jahrtausende von Jahren vergehen (Metz et al., 2005; IEA, 2022a). Beispielrechnungen gehen davon aus, dass in bestimmten Fällen – je nach Projektauslegung, vorhandener Geologie und den Zielen der Betreiber nach 10.000 Jahren etwas mehr als ein Drittel des injizierten CO₂ mineralisch gebunden sein könnte. Andererseits ist bspw. das Northern Lights Projekt in Norwegen von den Betreibern so ausgelegt, dass nach den ersten 1.000 Jahren lediglich eine Mineralisation von gerade einmal 2 bis 5 % des eingespeisten CO₂ zu erwarten sei (Equinor, 2022; Cames et al., 2024).

Das CO₂ verbleibt in den Mineralen stabil und langfristig eingebunden und bedeutet somit die dauerhafteste Form der Speicherung. Damit stellt die mineralische Bindung von CO₂ den Speichermechanismus mit der größten Speichersicherheit dar (Abbildung 35, a), da sobald der Großteil des CO₂ mineralisch gebunden ist, das Leckagerisiko drastisch sinkt (IEA, 2022a). Darüber hinaus besteht ein mögliches Potenzial, dass sich das CO₂ in den Deckgesteinen bindet, was sich enorm auf die Speicherkapazität auswirken kann (Metz et al., 2005). Um dieses Potenzial zu erschließen, müssten allerdings Leckagen vorliegen, welche eine Migration des CO₂ ins Deckgebirge ermöglichen und in jedem Fall umgangen werden sollten.

Abbildung 35: CO₂-Rückhalte- und Speichermechanismen, und -Speichersicherheit in Abhängigkeit von der Zeit



a: Wirksamkeit einzelner Rückhalte- und Speichermechanismen in Abhängigkeit von der Zeit bei der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen. b: Wirksamkeit einzelner Speichermechanismen in Abhängigkeit von der Zeit bei der In-Situ Mineralisation. Quelle: (Snæbjörnsdóttir et al., 2020)

Dabei führt die Kombination der Rückhalte- und Speichermechanismen zur dauerhaften und sicheren Speicherung von CO₂ im geologischen Untergrund (Kühn, 2011; Wallmann, 2023). Die

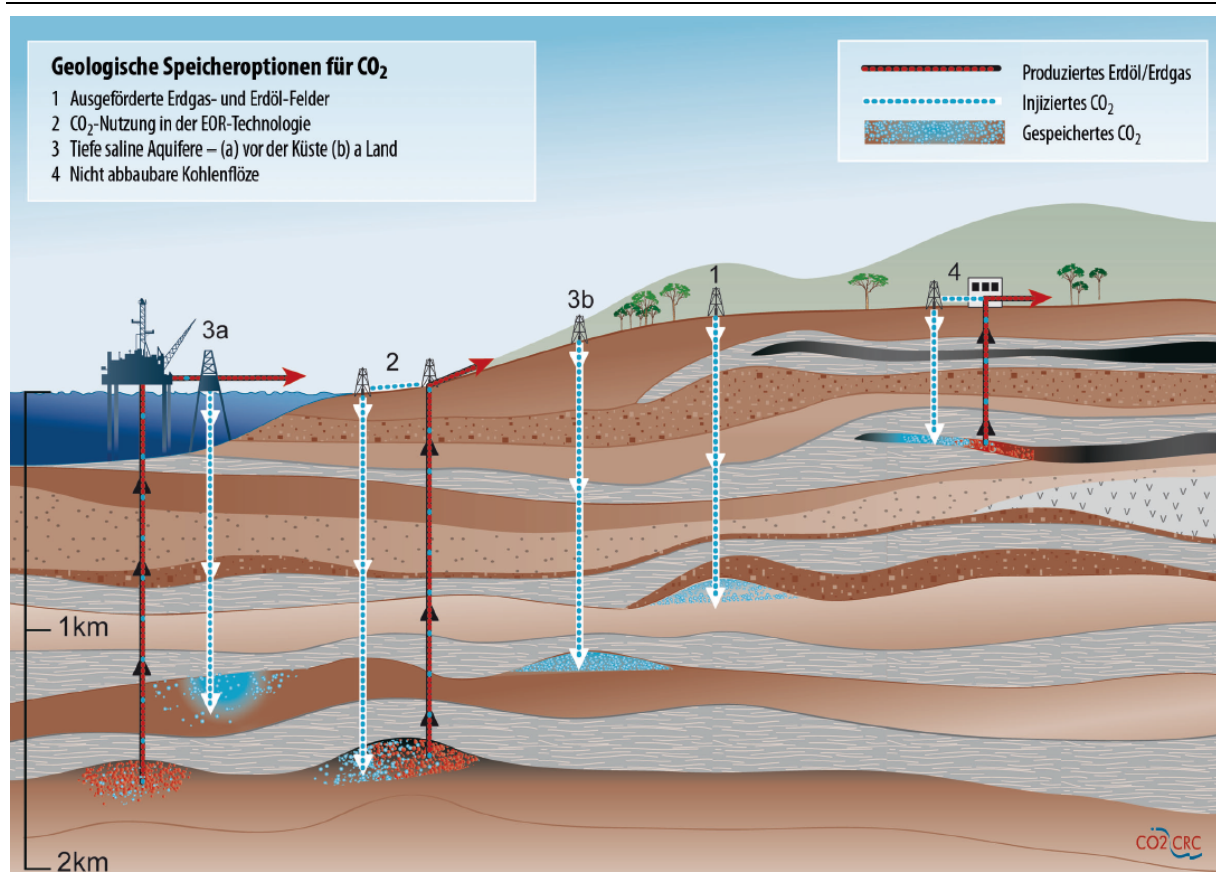
Mechanismen treten nach unterschiedlichen Zeiträumen in Kraft und wirken über verschiedene Zeitskalen (Abbildung 35).

Jeder einzelne Mechanismus trägt somit zum Einschluss und der langfristigen Speichersicherheit bei. Im Wesentlichen hängen die Art des Rückhalte- und Speichermechanismus und die Zeiträume bis zum in Kraft Treten und Wirken von der Art und Weise der Injektion des CO₂ – direkt und flüssig bis überkritisch) oder bereits gelöst in Wasser – und den unterschiedlichen geologischen Verhältnissen in der Speicherstätte ab (Kühn, 2011; Acatech, 2018; IEA, 2022a).

2.1.3.3 Speicheroptionen

Während konventionelle Speicheroptionen für die CO₂-Speicherung in geologischen Formation auf die geologischen Eigenschaften von siliziklastischen Sedimentgesteinen, meist Sandsteinformationen setzen, greifen unkonventionelle Speicheroptionen auf geologische Eigenschaften anderer Gesteinsarten, wie z. B. von Eruptiv (Basalt)- oder organisch reichen Sedimentgesteinen (Kohle) zurück (Metz et al., 2005; Acatech, 2018).

Abbildung 36: Potenzielle CO₂-Speicheroptionen in geologischen Formationen



Quelle: (Fischedick et al., 2007)

Besonders **ausgeförderte Erdgas- und Erdölfelder** bieten Raum für die Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen und stellen eine der konventionellen CO₂-Speicheroptionen dar (Abbildung 36). Ausgeförderte Erdgas- und Erdölfelder sind Lagerstätten, deren Erdgas- und Erdölvorkommen bereits durch die Exploration erschöpft sind. Erdgas- und Erdölfelder bestehen aus einem oder mehreren Reservoiren – in der Regel in Sandsteinformationen als Speichergestein – aus denen die fossilen Kohlenwasserstoffe gefördert wurden (Metz et al., 2005).

Bei der Umwidmung dieser ehemaligen und erschöpften Erdgas- und Erdöllagerstätten zur Speicherung von CO₂ wird üblicherweise komprimiertes flüssiges bis überkritisches CO₂ in die leeren Reservoirs injiziert. Dieses Verfahren entspricht somit einer Rückverlagerung von CO₂ in Formationen, denen zuvor bei der Exploration Kohlenwasserstoffe entnommen wurden. Ziel ist es, die erschöpften Lagerstätten wieder aufzufüllen, und dadurch die ursprünglichen natürlichen Druckbedingungen in den Reservoirs wiederherzustellen (Acatech, 2018).

Durch die vorherigen Explorationstätigkeiten sind die geologischen Strukturen sehr gut erschlossen. Zudem existieren durch die strukturellen und stratigraphischen Fallen- und Barrierensysteme, in denen die Kohlenwasserstoffe auf natürliche Art und Weise über oft mehrere Millionen Jahre gespeichert waren, günstige geologische Voraussetzungen, um sie für die CO₂-Speicherung zu nutzen (IEA, 2022a; Ringrose et al., 2022). Darüber hinaus wird davon ausgegangen, dass weite Teile der bereits vorhandenen Infrastruktur, wie z. B. Bohrinseln und -türme oder Pipelines ebenfalls umgewidmet und weiterhin genutzt werden könnten. Dies gilt ebenso für die etablierten Monitoring- und Überwachungssysteme.

Dennoch eignen sich nicht alle Reservoirs für eine CO₂-Speicherung und die Standortkriterien müssen individuell angewendet werden, da z. B. die Unversehrtheit der Deckschichten, die als Barriere ein Entweichen des Gases verhindern sollen, überprüft werden muss (Metz et al., 2005; Ringrose et al., 2022). So muss ebenfalls berücksichtigt werden, dass durch die Explorationstätigkeiten im Bereich der Lagerstätten zahlreiche Altbohrungen abgeteuft wurden, die nun potentielle Migrationspfade für das CO₂ darstellen können (Acatech, 2018). Des Weiteren handelt es sich bei der Einspeicherung von CO₂ und der Förderung von Kohlenwasserstoffen um grundlegend verschiedene Stoffe und Prozessschritte, die zu beachten sind (Ringrose et al., 2022). Darüber hinaus ist auf Grund der Stoffeigenschaften des superkritischen CO₂ beim Transport fraglich, inwieweit vorhandene Infrastruktur ohne weiteres benutzt werden kann (Kairy et al., 2023). Kearns et al. (2021) schätzen den Stand der Technik der CO₂-Speicherung in ausgeförderten Erdgas- und Erdölfeldern zwar als ausgereift ein und vergeben jedoch nur ein Technology Readiness Level³¹ (TRL) von 5 bis 8, da die Technik bisher nur zu Demonstrationszwecken angewendet wird. Es bleibt festzuhalten, dass es sich nicht um eine vermeintlich einfache Rückverlagerung des CO₂ in die ausgeförderten Erdgas- und Erdölfelder handelt, sondern die Technik viel mehr mit zahlreichen Herausforderungen verbunden ist und große Unsicherheiten mit sich bringt (Ringrose et al., 2022).

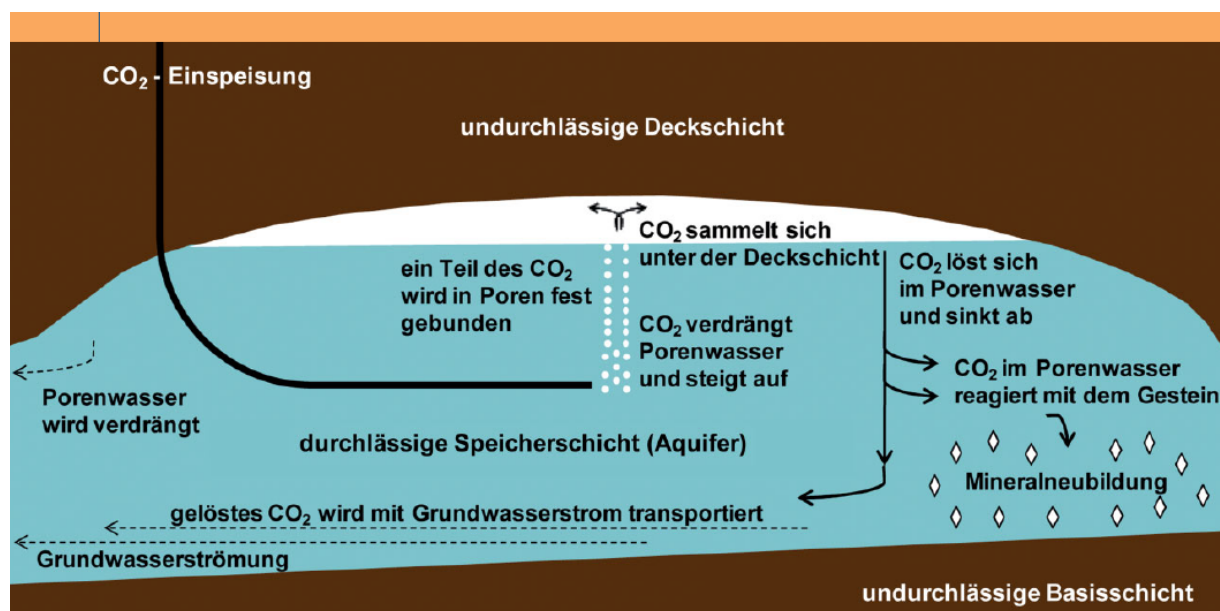
Eine abgewandelte Form der CO₂-Speicherung in fast erschöpften Erdgas- und Erdölfeldern stellen dabei sogenannte Verfahren zu „**Enhanced Gas Recovery**“ (EGR, verbesserte Erdgasgewinnung) bzw. „**Enhanced Oil Recovery**“ (EOR, verbesserte Erdölgewinnung) dar (Abbildung 36). Diese dienen in erster Linie jedoch dazu, residuale fossile Kohlenwasserstoffe aus den fast erschöpften Erdgas- und Erdöllagerstätten zu fördern. Daher sind sie sowohl in der primären Zielsetzung als auch in der technischen Umsetzung klar von der dezidierten CO₂-Speicherung in ausgeförderten Erdgas- und Erdöllagerstätten, die ausschließlich das Ziel verfolgt, CO₂ dauerhaft zu speichern, zu unterscheiden sowie in ihrer Bewertung abzutrennen (Prognos, 2021). Die Speicherung von CO₂ erfolgt bei diesen Verfahren als Vorwand durch die Injektion der Gase den Druck in den Lagerstätten hochzuhalten, um mehr und nicht herkömmlich förderbare fossile Kohlenwasserstoffe zu mobilisieren (Kühn, 2011). Zusätzlich lässt sich das mit CO₂ vermischte Erdöl leichter extrahieren und somit die Fördermenge maximieren (Fischedick et al., 2007). Durch EGR und EOR wird CO₂ in geologischen Formationen gespeichert, die Freisetzung und Verbrennung der zusätzlich gewonnenen fossilen Brennstoffe

³¹ (Kearns et al., 2021) verwenden die Definitionen der (IEAGHG, 2014) für Technology Readiness Level (TRL) von CCS Technologien.

bedingt jedoch weitere Emissionen (Prognos, 2021). Die EOR Technik zur CO₂-Speicherung besitzt laut (Kearns et al., 2021) ein TRL von 9.

Die Speicherung von CO₂ in sogenannten **salinaren Aquiferen** (Abbildung 36) zählt zu den am weitverbreitetsten konventionellen Speicheroptionen in geologischen Formationen (GCCSI, 2022; Wallmann, 2023). Unter salinaren Aquiferen werden poröse und permeable Sedimentgesteine – meist Sandsteinformationen – verstanden, welche in ihren Porenräumen stark salzhaltige Formationswässer führen (Abbildung 37). Sie werden daher auch als tiefe salzwasserführende Grundwasserleiter bezeichnet. Solche salzwasserführende Grundwasserleiter sind geografisch weltweit und zahlreich verbreitet (Goerne et al., 2010; IEA, 2022a). Salinare Aquifere stellen von den Optionen zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen die Option mit dem größten und langfristigsten Speicherpotenzial dar (Lagneau et al., 2005; BGR, 2010).

Abbildung 37: Die CO₂-Speicherung in einem tiefen, salinaren Aquifer



Quelle: (Kühn, 2011)

Salinare Aquifere werden üblicherweise von undurchlässigen Deck- bzw. Basisschichten (z. B. Tonsteinen) begrenzt und bilden somit nach oben und unten hin geschlossene Reservoirs. Potenzielle Speicherstätten dürfen keine Störungen oder andere mögliche strukturelle oder stratigraphisch bedingte Migrationspfade aufweisen und müssen sich daher in geologisch stabilen Gebieten fern von tektonischer, seismischer und vulkanischer Aktivität befinden.

Die Gase werden in der Regel komprimiert und in flüssigem Zustand in Tiefen von mindestens 800 Metern unter Geländeoberkante (GOK) injiziert. Die Speicherung erfolgt zunächst durch die Immobilisierung des CO₂ durch strukturelle Fallen und stratigraphische Barrieren. Mit fortschreitender Zeit im Aquifer löst sich das CO₂ in den Formationswässern, sinkt ab und wird durch die Mineralisation mit den Speichergesteinen in den Porenräumen geochemisch fixiert (Kühn, 2011). Generell eignen sich sowohl Karbonatgesteine und Sandsteinformationen als Speichergesteine (Lagneau et al., 2005).

Als Beispiele für die kommerzielle CO₂-Speicherung in konventionellen Speicheroptionen ist das Sleipner-Projekt³² in der Nordsee vor Norwegen zu nennen (vgl. Kapitel 4). Das CO₂ wird dabei

³² <https://www.equinor.com/news/archive/2019-06-12-sleipner-CO2-storage-data>

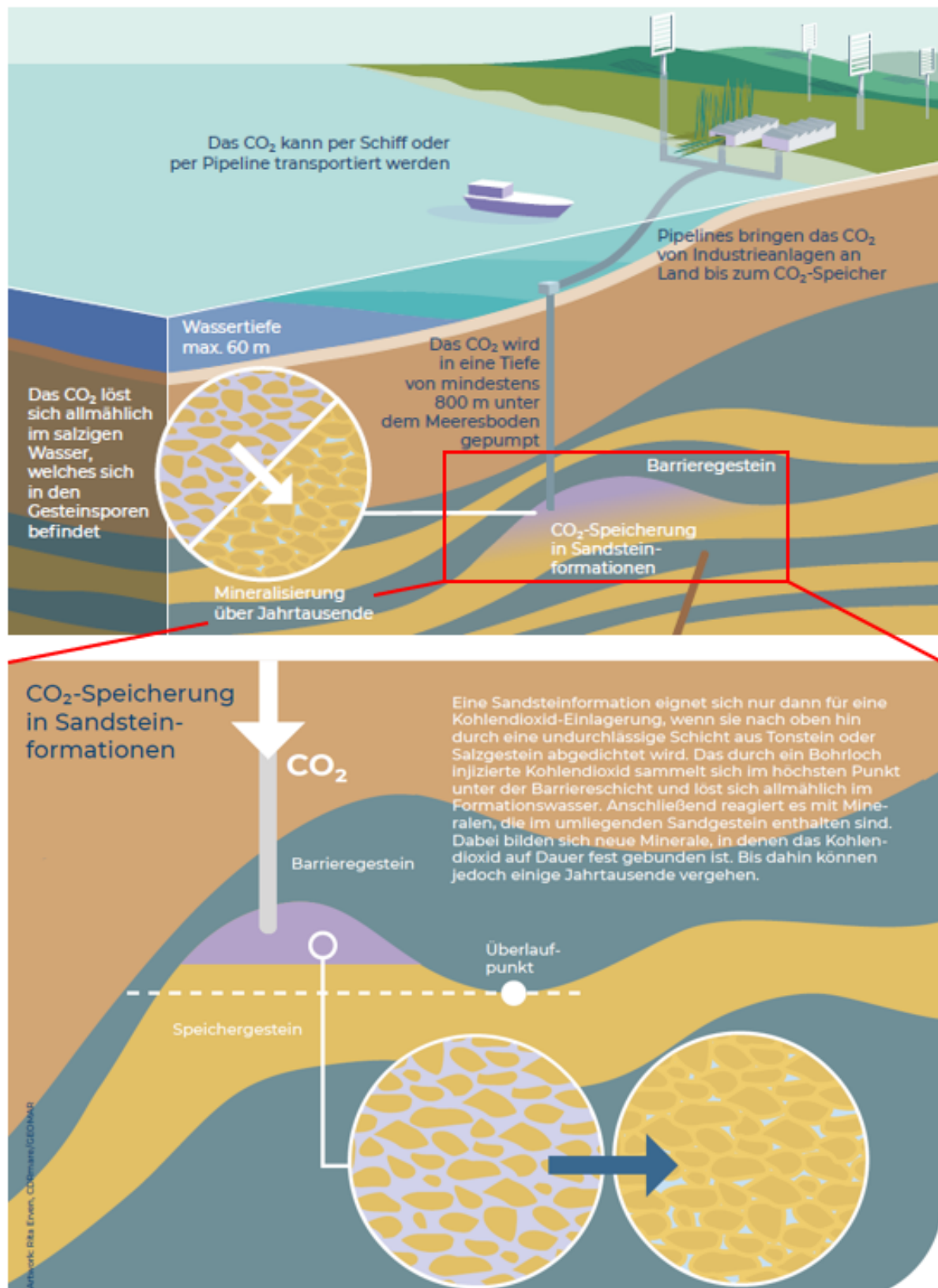
in etwa 800 Meter Tiefe in einen salinaren Aquifer in einer Sandsteinsformation injiziert (Bentham und Kirby, 2005). Als weiteres Pilotprojekte zur CO₂-Speicherung in salinaren Aquiferen ist der deutsche Standort Ketzin in Brandenburg zu nennen, wo zwischen 2008 und 2016 CO₂ erfolgreich in eine Sandsteinformation injiziert wurde (Martens et al., 2014). Es wurden dort in diesem Zeitraum 0,067 Mt CO₂ gespeichert. Kearns et al. (2021) vergeben für die Speicherung von CO₂ in salinaren Aquiferen ein TRL von 9 und betonen, dass die Technik gezeigt hat, dass CO₂ mit Raten von (1Mt CO₂/a) injiziert werden kann, ein Monitoring während und über den Betrieb hinaus praktikabel ist und von einer permanenten Speicherung des Großteils des CO₂ ausgegangen werden kann. Weitere Informationen zum Sleipner Speicher sind in Textbox 1 zu finden.

Forschungsprojekte zur Speicherung von CO₂ in Sandsteinformationen unter der deutschen Nordsee werden zur Zeit vor allem von der Forschungsmission CDRmare³³ vorangetrieben (Abbildung 38). Ein Beispiel ist das Verbundprojekt GEOSTOR „zur geologischen Charakterisierung zur Beurteilung des Potenzials und der Sicherheit für CO₂-Speicherung in der deutschen Nordsee“³⁴ bei dem auch die BGR beteiligt ist (CDRmare, 2023b; 2023a). Als geologische Speicher dienen Sandsteinformationen im tiefen Untergrund der Schelfmeere (800 Meter und tiefer). Vor allem viele Nordsee-Anrainerstaaten, wie z. B. Niederlande, Dänemark, England und Norwegen erkunden weitere Speicherstandorte (Heinemann et al., 2012; Wallmann, 2023). Das CO₂ wird komprimiert in flüssigem Zustand eingespeist. Mit der Zeit im Speicher löst sich das CO₂ im Formationswasser auf und reagiert anschließend mit den im Speichergestein enthaltenden Mineralen (Vgl siehe 2.1.3.2) (Heinemann et al., 2012; CDRmare 2023b).

³³ <https://cdrmare.de/>

³⁴ <https://geostor.cdrmare.de/>

Abbildung 38: Schematische Darstellung des Prinzips der CO₂-Speicherung in Sandsteinformationen in der deutschen Nordsee



Oben: Übersichtsdarstellung. Unten: Detaillierte Darstellung der geologischen Speichermechanismen im Speichergestein
Quelle: verändert nach (CDRmare, 2023b).

Die CO₂-Speicherung in **tief liegenden, nicht abbauwürdigen Kohleflözen** (Abbildung 36). kann als Mischform verstanden werden (Metz et al., 2005; Acatech, 2018), da es verschiedene Verfahrensansätze gibt, das CO₂ in die Speichergesteine zu injizieren. Diese reichen von der Injektion von überkritischem, flüssigen CO₂, über unterschiedliche Gasgemische und auch Abgase (flue gas, Rauchgas) (Perera, 2017; Talapatra, 2020). Je nach Druck, Temperatur und Phase des CO₂ bei der Injektion wirkt sich das Gas im Speichergestein unterschiedlich aus. So wirkt sich die Injektion von überkritischem CO₂ am stärksten auf die sogenannte Schwellung (Swelling) der Kohlestrukturen aus, welche die Ausbildung besonders großer Porenräume ermöglicht.

Allgemein baut die CO₂-Speicherung in tiefen, nicht abbauwürdigen Kohleflözen auf dem Prinzip der Sorption des Gases an der Kohle (Metz et al., 2005). Stein- und Braunkohleformationen enthalten auf Grund ihrer geologischen Eigenschaften eine hohe Kapazität an Porenraum. Die CO₂-Moleküle können zu dem entlang von Klüften diffundieren und von der Kohle adsorbiert werden. Kohleflöze mit hoher Durchlässigkeit eignen sich dabei besonders gut für die CO₂-Speicherung. Mit größerer Tiefe und somit zunehmendem Dichte- und Reifegrad der Kohle nimmt die Eignung zur Speicherung von CO₂ ab (IEA, 2004). Lagerstätten mit hohen Kohlequalitäten und damit verbundenen geringen Injektionsraten wie in Deutschland, kombiniert mit einer hohen Dichte an Wegsamkeiten durch Altbohrungen und tiefen Streckenanlagen bieten sich dadurch weniger als CO₂-Speicherstätte an (Acatech, 2018).

Die Kohle weist generell eine hohe Affinität auf CO₂ zu binden. Jedoch werden im Gegenzug das bereits an der Kohle gebundene Methan verdrängt (Metz et al., 2005). Die Injektion und Speicherung von CO₂ in Kohleflözen bewirkt somit immer auch eine Freisetzung von Methan (IEA, 2022a; 2004). Ähnlich den Verfahren von EGR und EOR existieren bei Kohlelagerstätten daher auch Ansätze zur „**Enhanced Coal Bed Methane Recovery**“ (ECBM, verbesserte Methangewinnung). Bisher kann für Erfahrungen bei der Umsetzung nur auf einige wenige Pilotprojekte zugegriffen werden. Kearns et al. (2021) vergeben daher lediglich einen TRL von 2 bis 3.

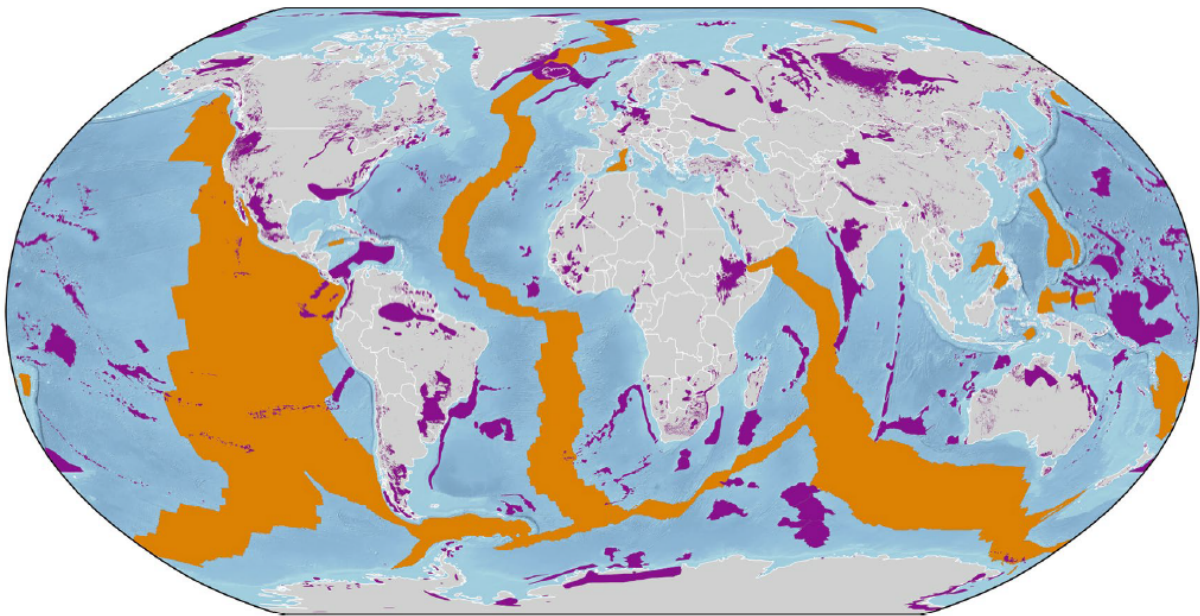
Die CO₂-Speicherung in Eruptivgesteinen, wie **Basalten**, stellt eine der unkonventionelle Speicheroptionen in geologischen Formationen dar. Hier werden die Poren- und Klufräume der Gesteine genutzt, in denen das CO₂, im Gegensatz zur klassischen Porenspeicherung durch geochemische Reaktionen mit dem Gestein mineralisch gebunden wird (Acatech, 2018). Das CO₂ wird dabei üblicherweise als in Wasser gelöste Kohlensäure in die Speichergesteine injiziert (Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

Die Methodik wurde neben einem Pilotprojekt in den USA (Wallula-Projekt) vor allem seit 2007 in dem Forschungsprojekt Carbfix vorangetrieben, aus welchem im Jahr 2020 die gleichnamige Tochtergesellschaft von Reykjavik Energy hervor ging³⁵, die die Methode in den sehr jungen Basaltgesteinen auf Island betreiben. Kearns et al. (2021) schätzen für die CO₂-Speicherung in Basalten das TRL mit 2 bis 6 ein, da vor allem Methoden für eine erfolgreiche Überwachung des Verhaltens von CO₂ im Reservoir noch nicht ausgereift seien und Monitoring Methoden der konventionellen CO₂-Speicherung ohne weiteres angewandt werden können. Snæbjörnsdóttir et al. (2020) verweisen auf hohe Speicherpotenziale, die weltweit verteilt (Abbildung 39). Bisher sind CO₂-Speicherprojekte in Basaltgesteinsformationen jedoch eng mit Industrieanlagen der geothermischen Energiegewinnung verknüpft (Vgl. Kapitel 2.3) oder bilden wenig ausgereifte Speichertechnologien ab, die bisher lediglich nicht über den Experimentstatus hinausgehen (CDRmare, 2023b). Insofern bleibt unklar, inwieweit geologisch junge (jünger als 10 Millionen Jahre (orange), Abbildung 39) Basaltgesteine an den Mittelozeanischen Rücken in der Tiefsee

³⁵ <https://www.carbfix.com/>

sich zur industriellen CO₂-Speicherung eignen und wie aufwendig sich solche Speichervorhaben gestalten würden. Dennoch sind auch große Basaltgesteinsvorkommen in Onshore- und Offshore-Bereichen (magmatische Plateaus und kontinentale Flutbasaltvorkommen (lila), Abbildung 39) global weit verbreitet. Diese sind jedoch meist geologisch deutlich älter (bis zu einige hunderte Millionen Jahren) als die jungen Basaltgesteine auf Island. Daher ist zu erwarten, dass standortspezifische Erkundungen die Eignung der einzelnen Basaltvorkommen erst noch bestätigen müssen. Eine Nutzung der kontinentalen Flutbasaltvorkommen zur CO₂-Speicherung auf industriellen Maßstab ist dennoch nicht gänzlich auszuschließen (Snæbjörnsdóttir et al., 2020).

Abbildung 39: Globale Verbreitung von Onshore- und Offshore-Basaltgesteinsformationen als potenzielle Ziele für eine mögliche in-situ Mineralisation



Lila: Ozeanische magmatische Plateaus und kontinentale Flutbasaltvorkommen. Orange: Basaltgesteine an ozeanischen Rücken (jünger als 10 Millionen Jahre).

Quelle: (Snæbjörnsdóttir et al., 2020)

Auf die genauen Prozesse der in-situ Mineralisation und eine allgemeine Bewertung geht Kapitel 2.3 detaillierter ein.

Organisch-reichen Tonformationen mit hohem Kohlenwasserstoffgehalten werden oft als weitere nebensächliche und bisher wenig erforschte CO₂-Speicheroption in geologischen Formationen mit aufgeführt und sollen an dieser Stelle nur zur Vollständigkeit halber genannt werden (Metz et al., 2005). Die technischen Grundlagen des Verfahrens ähnelt dem Vorgehen bei der Injektion und Speicherung in tiefen, nicht abbauwürdigen Kohleflözen. Ebenso steht hier die sogenannte „Carbon Dioxide-Enhanced Shale-Gas Production (CO₂ getriebene Schiefergasförderung) im Vordergrund und reine CO₂-Speicherpotenziale sind bisher wenig erforscht oder skaliert. Zwar treten potenziell geeignete Tonformationen weltweit verbreitet auf, Standortauswahlkriterien wie Minimumtiefen könnten die Speicherpotenziale im Zusammenhang mit der üblicherweise geringen Permeabilität und Durchlässigkeit solche organisch-reicher Tonsteine deutlich limitieren (Metz et al., 2005).

Zusätzlich führt Metz et al. (2005) auch **Salzkavernen** und **verlassene Bergwerke** als sogenannte „Nischen“-Speicheroptionen auf, die an dieser Stelle nicht weiter betrachtet werden sollen.

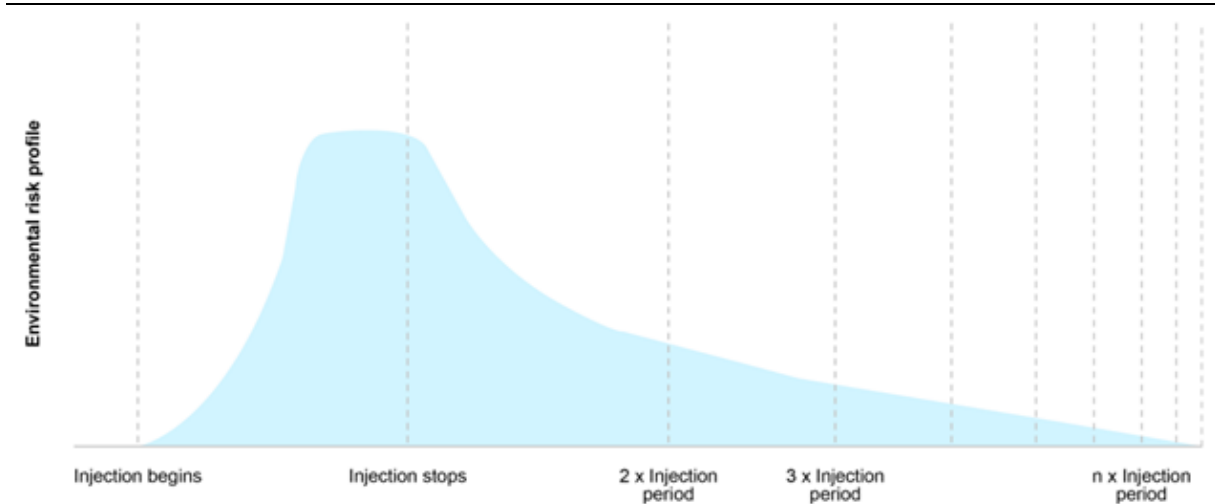
2.1.3.4 Risiken, Risikomanagement und Monitoring beim CO₂-Transport und bei der CO₂-Speicherung

Bei Teilen der Prozesskette während des CCS-Lebenszyklus kann auf seit vielen Jahrzehnten erforschten und bewährten Praktiken aus der Erdgas- und Erdölindustrie zurückgegriffen werden. Dennoch weist CO₂ deutlich abweichende chemische Eigenschaften gegenüber bspw. Erdgas auf. So bestehen vor allem bei der Korrosivität und Phasenverhalten von CO₂ sowie den notwendigen Druck- und Temperaturbedingungen bei Transport und Injektion große Unterschiede. Darüber hinaus umfassen notwendige Voraussagezeiträume mehrere hunderte bis tausende Jahre. Letztendlich müssen dadurch auch die Charakterisierung, Bewertung und Überwachung von Speicherstätten ein wesentlich höheren Detailgrad aufweisen. Dadurch bleibt die Anwendung vieler dieser Prozesse im Bereich der dauerhaften CO₂-Speicherung in geologischen Formationen mit zahlreichen CO₂-spezifischen Risiken behaftet (Havercroft, 2019; Ringrose et al., 2022; Cames et al., 2024):

Das größte Risiko stellt ein unbemerktes und unkontrolliertes Austreten von Gas durch Leckagen auf unterschiedlichster Art und Weise dar (Metz et al., 2005). Die Schwere und die damit verbundenen Auswirkungen eines Austretens ist dabei stets abhängig vom freigesetztem Volumen und der Dauer einer Leckage sowie der Form des CO₂ (Europäische Kommission, 2009b; Harper et al., 2011).

CIEL (2023) betonen, dass die wesentlichen Erfahrungen zur CO₂-Speicherung in Offshore-Speicherstätten im Grunde nur auf wenige Projekte (*Sleipner* und *Snøwhit*, siehe auch Textbox 1 und Kapitel 4) aufbaut. Diese hätten schon im Vorfeld der Injektion mit erheblichen Schwierigkeiten durch unvorhersehbare Probleme beim Gasverhalten im Reservoir umgehen müssen (Hauber, 2023; Cames et al., 2024). Dadurch seien unter anderem enorme Kosten entstanden. CIEL (2023) schließen daraus, dass eine Risikoanalyse einzelner CCS-Projekte nur begrenzte Aussagekraft über die generelle technische und geologische Machbarkeit der Offshore-CO₂-Speicherung an anderen Lokationen und Größenordnungen habe.

Abbildung 40: Qualitative Darstellung des Risikoprofils bei der Injektion von CO₂ in geologische Formationen in Abhängigkeit von der Zeit nach der Betriebsphase



Quelle: (Havercroft, 2019)

Generell können Risiken bei Projekten zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen über die gesamte Prozesskette – vom Transport des CO₂ zur Speicherstätte, der Betriebsphase während der Injektion und nach dem Verschluss und der Übergabe der Zuständigkeit an die verantwortliche Behörde – auftreten. Die EU CCS Richtlinie (Europäische Kommission, 2009a)

geht von etwa 50 bis 70 Jahren für den gesamten Lebenszyklus eines CCS-Projektes aus. Insofern bestehen Risiken an unterschiedlichen Stellen in der Prozesskette und somit auch zu verschiedenen Zeiten (Europäische Kommission, 2009b; Havercroft, 2019; IEA, 2022a). So ist auch an der Speicherstätte selbst das Risikopotenzial während gesamten Lebensdauer der Projekte zur CO₂-Speicherung nicht konstant (BEIS, 2023). Im Verlauf der Injektion steigt das Risikopotenzial durch den Druckanstieg im Reservoir enorm an und sinkt mit der Verteilung des Gases in der Speicherstätte danach deutlich ab (Abbildung 40).

Wohingegen die Dauer von CO₂-Speicherprojekten auf einige Dutzende Jahrzehnte ausgelegt ist, muss bei der Gesamtrisikoaanalyse der CO₂-Speicherung auch die Zeiträume nach dem Verschluss der Speicherstätten betrachtet werden. So können mehrere Tausende, bis einige Zehntausende Jahre vergehen, bis ein Großteil des CO₂ möglichst dauerhaft gespeichert ist. Bis dahin sind theoretisch Leckagen von CO₂ möglich, welche trotz geringem Eintrittsrisiko mitberücksichtigt werden müssen, da auch niedrige Risikowahrscheinlichkeiten über derart lange Zeiträume zu einem größeren kumulierten Gesamtrisiko beitragen. Insbesondere beim Langzeitverhalten von CO₂ bleiben große Unsicherheiten bei abnehmender Vorhersagegenauigkeit, wodurch eine abschließende Einschätzung der Risiken nicht möglich ist (Alcalde et al., 2018).

Weiterhin kann bei den auftretenden Risiken während der Prozesskette in lokale und globale Risiken unterschieden werden. Lokale Risiken betreffen vor allem die Transportwege, Injektionsbohrungen und die Speicherstätte. Globale Risiken sind am ehesten als Unsicherheit der Permanenz der CO₂-Speicherung und somit als Gefahr für die globale Klimakrise zu verstehen (Metz et al., 2005; Havercroft, 2019; CIEL, 2023). Zudem sind bei Auswirkungen auf die Umwelt bspw. bei Offshore-CCS-Projekten in Teilen andere Gefahren als bei Onshore-CCS-Projekten zu erwarten (Metz et al., 2005).

Viele der Risiken sind auch hier aus der Erdgas- und Erdölindustrie oder anderen großen Projekten kritischer Infrastruktur bekannt. Dennoch treten bei der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen auch neue Herausforderungen auf (Havercroft, 2019). Im Folgenden werden die wesentlichen technischen und geologischen Risiken bei der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen näher betrachtet und anschließend die bestehenden Gefahren für Mensch und Umwelt ausgeführt:

Technische Risiken entstehen bei der CO₂-Speicherung schon während dem **Transport** des CO₂ zur Speicherstätte (Vergleich siehe Kapitel ►). Sowohl beim Transport an Land (Zug, LKW oder Pipeline) als auch auf dem Wasser (Schiff oder Pipeline) besteht das Risiko, dass es durch bspw. Unfällen zu Leckagen und dem somit unkontrolliertem Austritt von CO₂ kommen kann (Europäische Kommission, 2009b; CIEL, 2023). Im Jahr 2020 kam es in Mississippi (USA) zu einem Vorfall an einer CO₂-Pipeline, woraufhin die BewohnerInnen unter Sauerstoffmangel, Desorientierung und Herzversagen litten (Simon, 2023). Der Mensch atmet immer etwas Kohlendioxid ein, aber extreme Kohlendioxidbelastungen können zum Erstickungstod führen.

Üblicherweise wird CO₂ in flüssigem bis überkritischem Zustand transportiert, welcher im Fall eines Austrittes sowohl an Land als auf dem Meer erhebliche lokale Auswirkungen für Mensch und Umwelt mit sich brächte. Bei der Nutzung von Erdgas- und Erdöl-Pipelines zum Transport von CO₂ ist zu berücksichtigen, dass diese nicht für die hohen Drücke ausgelegt sind, unter denen CO₂ in den meisten Fällen transportiert wird und so nicht ohne weitere Vorherkehrungen genutzt werden können. CIEL (2023) weisen darauf hin, dass bisher keine geeigneten Behälter bestehen, um den sicheren Transport großer Mengen an CO₂ zu gewährleisten.

An den Speicherstätten ähneln die Oberflächenanlagen zur CO₂-Speicherung im Großen und Ganzen denen der Erdgas- und Erdölindustrie. CIEL (2023) verweisen auch hier darauf, dass vor

allem Offshore-**Infrastrukturanlagen** sehr aufwendig, komplex und teuer seien. Vor allem bestehen hier Risiken durch Extremwetterereignisse in Zuge der Klimakrise. Bei Unfällen bestünde zusätzlich generell weniger Potenzial zur Schadenminimierung und -korrektur. Letzendlich birgt auch der industrielle Ausbau der Infrastrukturanlagen Umweltrisiken und die betroffenen Standorte leiden unter den indirekten Auswirkungen der CO₂-Speicherung (Cames et al., 2024).

Bei der eigentlichen CO₂-Speicherung in geologischen Formationen treten vor allem im Kontext der **Injektion** erhebliche technische Risiken auf. Schon im Vorfeld der Injektion kann eine fehlerhafte geologische **Charakterisierung der Speicherstätte** und deren Kapazität (Site Performance) eine Reihe an Risiken begünstigen (IEA, 2022a). Durch eine Fehleinschätzung der Injektivität und der Druckverhältnisse im Reservoir (Pressure Management) drohen bei hohen Injektionsraten und dem einhergehenden Druckanstieg am Injektionspunkt Spannungsverhältnisse, welche im Falle des Überschreitens einer bestimmte Bruchgrenze zu Rissen und Frakturen im Speicher- und Barrierengestein führen können. Ein Überschreiten dieser Bruchgrenze ist spezifisch je Speichergestein und -stätte und sollte in keinem Fall überschritten werden, da die Integrität des Reservoirs und somit die Speichersicherheit dann nicht mehr gewährleisten werden kann (Metz et al., 2005; Rütters et al., 2013). Das Überschreiten der Bruchgrenze kann in der Folge zu Bruchbewegungen führen, welche bspw. bestehende Störungen reaktivieren oder, durch den injektionsbedingten erhöhten Druck technisch induzierter Spannungen im Gestein neue Störungen entstehen können (Metz et al., 2005). Beide Fälle begünstigen Wegsamkeiten im Deckgebirge und erhöhen die Wahrscheinlichkeit des Austritts des CO₂ aus der Speicherstätte.

Ferner kann es durch die Spannungsentladungen und Bruchbewegungen im Speichergestein zu Bodenbewegungen, Hebungen oder Senkungen und in Zuge dessen zu seismischer Aktivität kommen (Metz et al., 2005; IEA, 2022a). Diese befindet sich aber eher im Bereich der Mikroseismik³⁶ und bleibt für den Menschen meist unbemerkt. Größere Erdbeben sind äußerst unwahrscheinlich (Vilarrasa und Carrera, 2015; IEA, 2022a; CIEL, 2023). Dennoch sind besonders bei Onshore-CCS-Projekten in unmittelbarer Nähe von urbanen Gebieten bspw. Sachschäden an Gebäuden nicht auszuschließen (IEA, 2022a).

Maßnahmen zur Vorbeugung eines zu hohen Druckes im Reservoir bei der Injektion beinhalten einerseits die Nutzung lateral offener Reservoirs z. B. in salinaren Aquiferen oder eine Extraktion von Sole (Formationswasser) aus dem Reservoir im Vorfeld der Injektion. Jedoch bringen beide Vorgänge ihre eigenen Herausforderungen mit sich und sind mit technischen, finanziellen und die Umwelt betreffenden Risiken verbunden (IEA, 2022a).

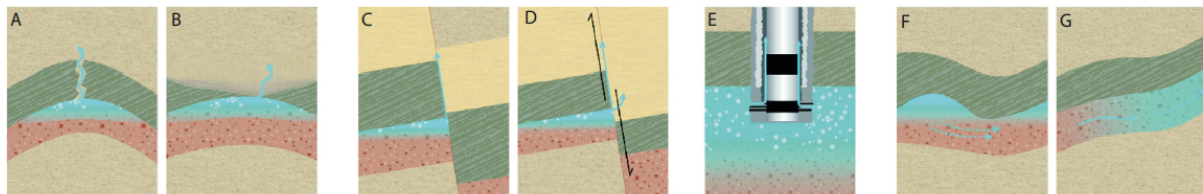
Neben der Gefahr einer fehlerhaften Charakterisierung der Speicherstätte und zu hohen Injektionsraten existieren weitere technische Risiken im Zusammenhang mit der Injektion (Metz et al., 2005). Während der Injektion können eine Reihe von Schwierigkeiten auftreten, wie z. B. ein Kontrollverlust des Bohrdrucks, welcher zu sogenannten „Well Blowouts“, also unkontrollierten Ausbrüchen von CO₂ aus den Injektionsbohrlöchern führen kann. IEA (2022a) führen zwar auf, dass die Anzahl derartiger Unfälle in der Vergangenheit erheblich minimiert werden konnte, dennoch müssen bei der Injektion die Möglichkeit technischer Schwierigkeiten wie z. B. mechanisches Versagen oder beschädigtes Equipment, fehlerhafte Durchführungen sowie unerwartetes Eintreten von technischen Problemen berücksichtigt werden. Auch nach der Betriebsphase stellt der Verschluss und Rückbau der Bohrlöcher eine Reihe von technischen

³⁶ Magnitude < 3 auf der Richterskala (Europäische Kommission, 2009a).

Herausforderungen dar. So bedeuten schlecht versiegelte oder stillgelegte Bohrlöcher (Legacy Wells) ein enormes Risiko für die Integrität der Speicherstätte (Metz et al., 2005).

Im Reservoir selbst bestehen vor allem **geologische Risiken**, indem das CO₂ oder die mit CO₂-angereicherte und verdrängte Sole (Formationswasser) durch Wegsamkeiten aus der Speicherstätte entweichen und mit anderen Ressourcen im Untergrund in verschiedenster Form interagieren (Abbildung 41).

Abbildung 41: Potenzielle Wegsamkeiten für den Austritt von CO₂ aus der Speicherstätte



A: Bruch des Deckgebirges durch zu hohen Druck im Reservoir; B: Austritt von CO₂ durch Bruchstellen im Deckgebirge; C: Wegsamkeiten entlang von Störungen; D: Druck des CO₂ schafft neue Durchlässigkeiten (Permeabilitäten) im Gestein; E: Austritt über schlecht verschlossene Bohrlöcher; F: laterale Ausbreitung von CO₂ durch das Überlaufen von Fallstrukturen; G: CO₂ wird in Formationswasser gelöst in Erdoberflächennahe Bereiche transportiert.

Quelle: verändert nach (Haase, 2015).

Dichtphasiges CO₂ kann nur aus der Speicherstätte austreten, solange es sich in sekundärer Phase – also in flüssigem oder überkritischem Zustand – befindet. Sobald die Speichermechanismen greifen und das CO₂ nach längeren Zeiträumen in Lösung oder Mineralen (bzw. von der Kohle adsorbiert) gebunden ist nimmt das Risiko eines Austritts drastisch ab (Metz et al., 2005). Der Austritt von dichtphasigem CO₂ oder gelöstem CO₂ in Formationswässern aus dem Reservoir geschieht in der Regel über eine Reihe verschiedener Wegsamkeiten (Abbildung 41):

- ▶ A: Brüche und Wegsamkeiten im Deckgebirge, die zu Durchlässigkeiten in den natürlichen Barrierenstrukturen führen. Ausgelöst durch Bruchversagen der Gesteine durch zu hohe Druckverhältnisse im Reservoir.
- ▶ B: Wegsamkeiten durch natürliche und bei der Charakterisierung der Speicherstätte unbemerkte Leckagen im Deckgebirge.
- ▶ C: Wegsamkeiten entlang von geologischen Störungen.
- ▶ D: Wegsamkeiten durch neu entstandene Durchlässigkeiten (Permeabilität) im Gestein. Ausgelöst durch den Druck des Gases und der Formationswasser.
- ▶ E: Wegsamkeiten durch schlecht verschlossene Injektionsbohrlöcher. Hierzu zählen auch stillgelegte und verlassene Bohrlöcher von früheren menschlichen Aktivitäten (Legacy Wells) oder frühere Bergbauaktivitäten.
- ▶ F: Wegsamkeiten durch Überlaufen von Fallstrukturen und einhergehender lateraler Ausbreitung des CO₂ über die eigentliche Speicherstätte hinaus.
- ▶ G: Transport von im Formationswasser gelösten CO₂ in erdoberflächennahe Bereiche.

Trotz der Vielzahl an potenziellen Wegsamkeiten von CO₂ aus der Speicherstätte sind große Leckagen eher unwahrscheinlich (Metz et al., 2005; Europäische Kommission, 2009b; IEA, 2022a). Dennoch kann das CO₂ nach dem Austritt aus der Speicherstätte entweder selbst die Erdoberflächennahen Bereiche erreichen oder die mit CO₂-angereicherten Formationswasser

aus der Speicherstätte verdrängen, welche anschließend selbst über die Wegsamkeiten in Erdoberflächennahe Bereiche gelangen. In beiden Fällen besteht das Risiko, dass sowohl CO₂ als auch Formationswasser andere Ressourcen im Untergrund (z. B. Grundwasser, Rohstoffvorkommen, Tiefengeothermie und andere Speicherformen) kontaminieren und mit den Stoffen durch chemische Reaktion sowie Mobilisation toxischer Minerale interagieren (Metz et al., 2005; Europäische Kommission, 2009b; IEA, 2022a). Letzendlich könnten aber auch kleiner Leckagen von CO₂ über längere Zeiträume die Klimawirksamkeit der CO₂-Speicherung deutlich beeinträchtigen (Haugan & Fortunat, 2004).

Sowohl technische als auch geologische Risiken bergen erhebliche Auswirkungen auf und **Gefahren für Mensch und Umwelt**, welche durch die Art und Weise des Austritts von CO₂ aus der Speicherstätte bestimmt werden. So wird allgemein zwischen eher kurzzeitigen Leckagen mit großen Mengen an freigesetzten CO₂ (z. B. Ausbrüchen bei technischen Vorgängen) und eher andauernden Leckagen mit geringen Austrittsraten (z. B. langsames Entweichen des CO₂ durch natürliche Wegsamkeiten aus der Speicherstätte) unterschieden b). Die Schwere einer Gefahr für terrestrische oder marine Ökosysteme hängt somit immer vom ausgetretenen Gasvolumen und der Intensität des Austritts ab (Metz et al., 2005; IEA, 2022a). Ferner kann zwischen Gefahren von entweder direkt ausgetretenem CO₂ aus der Speicherstätte oder durch Kontamination und Interaktion des CO₂ und oder Formationswasser sowie mit anderen unterirdischen Stoffen differenziert werden (Pearce et al., 2014).

Auswirkungen auf **terrestrische Ökosysteme** können durch das Auftreten beider Gefahren entstehen. Der direkte Ausstoß von CO₂ in die Atmosphäre und eine Exposition von Menschen und Flora und Fauna kann sich erheblich auf deren Gesundheit auswirken (Metz et al., 2005; Pearce et al., 2014). Harper et al. (2011) betonen, dass bei Menschen schon wenige Minuten bei geringen CO₂ Konzentrationen ausreichen, um immense gesundheitliche Schäden hervorzurufen. Die Intensität der Gesundheitsbelastung hängt dabei von verschiedenen Faktoren, wie der Größe und Dauer des CO₂ Austritts und der ausgesetzten Konzentration, welche wiederum auch von der Austrittsstelle und der Topographie sowie Wetterbedingungen abhängig ist (ECO₂, 2015). Dementsprechend definieren Harper et al. (2011) Gefahrenbereiche von bis zu 400 Metern um die Austrittsstelle bei größeren kurzfristigen Ausstößen. Die Autoren weisen darauf hin, dass auch bei geringem Risiko grundsätzlich die Gefahr eines sogenannten „major accident hazard“ (MAH, große Unfallgefahr) im Zusammenhang mit dem Austritt von im Speziellen überkritischem CO₂ bestünde, welche zu berücksichtigen sei. CCS-Projekte in der unmittelbaren Nähe von urbanen Gebieten bergen daher generell ein höheres Risikopotenzial (Pearce et al., 2014). Herausforderungen und Ungewissheiten bestehen in Zukunft vor allem darin, potenziell gefährliche CO₂ Konzentrationen, welche in menschlicher Umgebung durch Leckagen auftreten können und deren gesundheitliche Risiken genauer abzuschätzen und zu definieren (Metz et al., 2005).

Umweltrisiken durch entwichenes CO₂ sowie mit CO₂-angereichertes Formationswasser aus der Speicherstätte entstehen im Wesentlichen dadurch, dass die beiden Substanzen andere erdoberflächennahe Bereiche und deren Ressourcen kontaminieren oder mit deren Stoffen interagieren. Die Auswirkungen auf die oberflächennahen Ökosysteme hängen dabei auch von der Geologie, der Bodenart, der Geomorphologie, klimatischen Bedingungen und der Landnutzung ab (Pearce et al., 2014). Prinzipiell kann es sowohl durch die aus der Speicherstätte entwichenen Substanzen als auch durch die Migration der mobilisierten und kontaminierten Stoffe (z. B. Schwermetalle) zu Grundwasserverunreinigungen kommen. Neben dem Grundwasser als Ressource können auch weitere nutzbare Ressourcen im Untergrund kontaminiert und damit unbrauchbar oder deren Nutzung aufwendiger gemacht werden (Pearce et al., 2014; Purr & Spindler, 2023).

Eine Kontamination der Böden durch die CO₂ sowie Formationswasser würde eine Minderung der Bodenqualität mit sich bringen, welche mit einer Verschlechterung der Bodenluft und Versauerung der Böden einhergeht (IEA, 2022a). Dadurch ergäben sich erhebliche Auswirkungen auf das Ökosystem der Pedosphäre und dies würde eine Großzahl von Mikroorganismen, Pflanzen und Tieren betreffen mit der Folge, dass sich Ökosysteme lokal verschieben und instabil werden könnten. Weitere allgemeine Risiken für Mensch und Umwelt bei der CO₂-Speicherung an Land beinhalten die Emissionen von bspw. Lärm und die mögliche Luftverschmutzung durch die technische Prozesse bei CCS-Projekten (CIEL, 2023).

Gefahren für **marine Ökosysteme** ergeben sich hauptsächlich durch den Austritt von Stoffen (CO₂, Formationswasser, Minerale mit toxischer Wirkung) am Meeresboden und deren Vermischung mit dem Bodenwasser, welche dessen Chemismus nachhaltig verändern können. So sind im Wesentlichen die Organismen am Meeresboden (Benthos) durch die Versauerung des Wassers und hohe CO₂-Konzentrationen in unmittelbarer Umgebung der Leckagen betroffen (UBA, 2008; ECO, 2015). Diese wiederum sind stark abhängig von der Geomorphologie des Meeresbodens oder Meeresbodenströmungen (bzw. Seepassagen). Bei größeren Austritten ist nicht auszuschließen, dass auch das Ökosystem der freien Wassersäule (Nekton und Plankton) betroffen wäre und sich bspw. durch ein langsames Wachstum von Kaltwasserkorallen wie z. B. in der Nordsee ausdrücken könnte (UBA, 2008).

Insgesamt ist für die Nordsee jedoch mit einer raschen Verbreitung von CO₂ und schneller Durchmischung zu rechnen, wodurch sich ausgetretene CO₂-Konzentrationen schnell verdünnen würden und weniger Einfluss auf die marinen Ökosysteme zu erwarten sind (UBA, 2008). Dennoch weisen ECO₂ (2015) auf die generelle Instabilität der marinen Ökosysteme und die Gefahr der Verschiebung von Ökosystemen der Meeresbodensedimente hin, welche dafür bekannt sind, sich nur langsam zu erholen. Bei extremen Austrittsereignissen oder langanhaltender Beeinflussung durch Leckagen sei zu dem mit lokalem Artensterben durch die Versauerung des Bodenwassers zu rechnen.

Auch für die Offshore-CO₂-Speicherung gilt, dass lokal um die Injektionsplattformen mit Emissionen (z. B. Lärm) und Luftverschmutzung durch die technischen Transporte bzw. den Transport des CO₂ zu rechnen ist. Hier ist ebenso wie für bspw. die Tätigkeiten zur Charakterisierung und das Monitoring der Speicherstätten davon auszugehen, dass marine Ökosysteme gestört werden könnten (CDR_{mare}, 2023b). Ein zusätzliches Risiko besteht für die Arbeitenden auf den Offshore-Plattformen auf Grund der Nähe zu Injektionsstellen (ECO₂, 2015; CIEL, 2023).

Sozioökonomische und politische Risiken betreffen vor allem die öffentliche Risikowahrnehmung und Akzeptabilität der Bevölkerung. In der jungen Vergangenheit haben Großprojekte zur Errichtung kritischer Infrastruktur (z. B. Ausbau Stromtrassennetz, Entsorgung radioaktiver Abfälle, Geothermie etc.) vor allem in Deutschland immer wieder große Proteste durch lokale Oppositionen hervorgerufen (Themann und Brunnengräber, 2021). Es ist damit zu rechnen, dass Teile der Bevölkerung der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen äußerst kritisch gegenüber stehen (Europäische Kommission, 2009b; BMWK, 2022; NABU, 2022). Dies gilt vor allem für Transporte und die Onshore-Speicherung. Zudem zeigen Studien des Wuppertal Institutes, dass es große Bevölkerungsteile ohne Wissen und Kenntnis von den Technologien gibt und vor allem dadurch dem Thema kritischer begegnen (Witte et al., 2024). Nur eine frühzeitige Mitnahme und Beteiligung der Bevölkerung kann solchen Risiken entgegenwirken (Riesch & Reiner, 2010; Breukers & Lis, 2011; Szizybalski et al., 2014; Dütschke et al., 2015; Witte et al., 2024).

Zudem bergen vor allem Technologien wie EGR und EOR, welche als Vorwand zur CO₂-Speicherung und Emissionsverminderung eingesetzt werden, um im eigentlichen Sinne die weitere Förderung und Verbrennung fossiler Brennstoffe zu rechtfertigen, enorme Risiken die Akzeptabilität der Bevölkerung zu verspielen (CIEL, 2023).

Abbildung 42: Darstellung der verschiedenen Nutzungsräume in der deutschen AWZ und das CDRmare Untersuchungsgebiet (A) für die Offshore CO₂-Speicherung



Quelle: (CDRmare, 2023b)

In der Zukunft können auch Risiken durch Nutzungskonkurrenzen mit anderen unterirdischen Ressourcen, wie z. B. Tiefengeothermie, Endlagerung, Rohstoffgewinnung und -speicherung, Natur- und Meeresschutzgebiete etc. entstehen, welche zu Interessenkonflikten führen können (Purr & Spindler, 2023). Bei der Offshore-CO₂-Speicherung betrifft dies vor allem Flächenbedarfe an der Wasseroberfläche (Abbildung 42). So ist bereits jetzt abzusehen, dass ein wesentlicher Teil der CO₂-Speicherkapazitäten in der deutschen AWZ nicht für die CO₂-Speicherung zugänglich sein wird, da bereits jetzt große Bereiche der Nordsee für andere Zwecke genutzt werden (Wallmann, 2024, März). Des Weiteren erfolgt bspw. die aufwendige geologische Charakterisierung der Speicherstätten und die an die Injektion anschließende Überwachung des CO₂ im Reservoir mittels 3D seismischer Untersuchungen, indem herkömmlicherweise Schiffe an der Meeresoberfläche systematisch große Gebiete abfahren. Diese Untersuchungen können bspw. durch die Nutzung von großflächigen Windenergiegewinnungsanlagen (Windparks) oder Schifffahrtsrouten sowie durch die Einhaltung von Meeresschutzgebietes beeinträchtigt werden (Robertson & McAreavey, 2021; Fugro, 2022). Auf der anderen Seite können CCS-Projekte den Ausbau von Energiegewinnungsanlagen bspw. ebenso behindern.

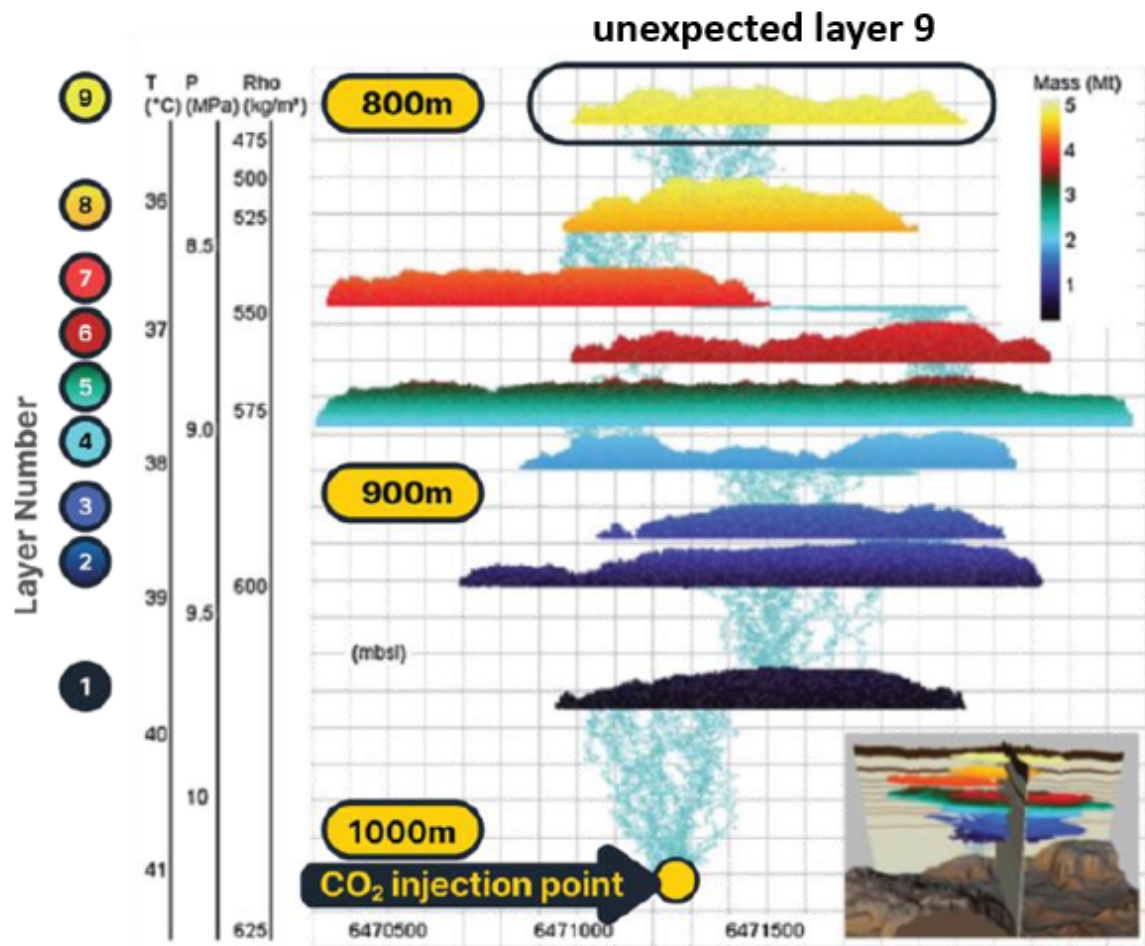
Weiterhin sind innerhalb der sozioökonomischen und politischen Risiken auch Sicherheitsaspekte zu berücksichtigen. CO₂-Speicherprojekte zählen mit ihren Anlagen über und

unter der Erdoberfläche inklusive dem Transport zu den Anlagen zur kritischen Infrastruktur, können prinzipiell immer das Ziel von Sabotage- oder Terrorangriffen sein und müssen daher ausreichend gesichert werden). Darüber hinaus werden mit Projekten in Zusammenarbeit mit anderen Staaten Abhängigkeiten geschaffen werden, welche berücksichtigt werden sollten. Zudem bestehen ökonomische Risiken durch unvorhergesehene Kostenexplosionen, Rohstoffengpässe, Marktsituationen, Monitoringprogramme oder Haftungs- und Versicherungsfälle und ausbleibenden Investitionen oder deren Absprung (IEA, 2022a).

Für ein erfolgreiches **Risikomanagement** müssen im Vorfeld der CO₂-Speicherung potenzielle Risiken eingeschätzt und deren Auswirkungen auf die Gesundheit, Sicherheit sowie der Umwelt aber auch Kostenfaktoren und die Wahrnehmung der Bevölkerung bewertet werden (Metz et al., 2005; IEA, 2022a). Wenn ein Risiko eintritt, ist es darüber hinaus wichtig, dass das Risikomanagement gezielt angewandt wird, um die Auswirkungen mit individuell angepassten Maßnahmen zu kontrollieren, zu steuern und im besten Fall zu minimieren. Dazu ist es im Vorfeld der CO₂-Speicherung unabdinglich eine Maßnahmenstrategie zu erarbeiten (Metz et al., 2005; IEA, 2022a).

Teil eines umfangreichen Risikomanagements sind **Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen**, die die Speichersicherheit über den gesamten Prozesszyklus der CO₂-Speicherung – vom Transport, über die Injektion und die Speicherung und Verschlussphase der Speicherstätten – hinweg gewährleisten sollen (Europäische Kommission, 2009b; Rütters et al., 2013; NABU, 2022). Sogenannte „**Monitoring, Measurement and Verification**“ (**MMV**)-**Programme** dienen dazu die einzelnen Abschnitte der Prozesskette, wie z. B. die geologische Charakterisierung der Speicherstätte und der Errichtung der Infrastruktur (pre-injection) über die Betriebsphase während der Injektion (injection) bis zur Nachbetriebsphase nach dem Verschluss der Injektionsbohrlöcher (post-closure) langfristig und sowohl präventiv als auch proaktiv zu überwachen (May et al., 2004; Rütters, 2013; Hauber, 2023). Dazu werden von der Geo- und Hydro- bis zur Bio- und Atmosphäre alle betroffenen Zonen durch Felddatenerhebungen kontrolliert und Sicherheitsnachweise erbracht (Rütters et al., 2013; Pearce et al., 2014; IOGP, 2023b). Einerseits können mittels Bohrlochmessmethoden die vorherrschenden Drücke im Reservoir und somit die Injektionsraten und die Bohrlochbeschaffenheit kontrolliert werden (NABU, 2022; IOGP, 2023b). Andererseits können anhand von 3D seismischer Untersuchungen bspw. die Integrität der Speicherstätte und die Verteilung des CO₂ im Reservoir überwacht werden (ECO₂, 2015). Programme am Meeresboden helfen z. B. durch entweder statische Messstationen oder mobile und autonome Unterwasserfahrzeuge, welche z. B. durch Wasserproben, Hydroakustik und Videoüberwachungen mögliche Umweltauswirkungen frühzeitig zu erkennen. Zusätzlich sind Messungen der Grundwasser-, Boden- und Luftqualität sowie Auswirkungen auf die jeweiligen Ökosysteme Teil der MMV-Programme (Rütters et al., 2013; NABU, 2022).

Abbildung 43: Die Tiefenlage der insgesamt neun CO₂-Speicherschichten von *Sleipner* innerhalb der *Utsira*-Formation



Quelle: (Hauber, 2023).

Textbox 1: Erfahrungen bei den CO₂-Speicherprojekten *Sleipner* und *Snøhvit*

Zwar besteht weitestgehend Konsens, dass die CO₂-Speicherprojekte *Sleipner* und *Snøhvit* den Nachweis der kommerziellen CO₂-Speicherung erbracht haben und die anfänglichen Schwierigkeiten bei der Injektion durch Anpassungen und Zusatzmaßnahmen rechtzeitig identifiziert und erfolgreich adressiert wurden (Cames et al., 2024).

Dennoch haben sowohl *Sleipner* als auch *Snøhvit* gezeigt, dass es während der Injektion von CO₂ in geologische Formation zu zahlreichen technischen Schwierigkeiten und unvorhergesehenen Problemen mit dem (Langzeit-)Verhalten des CO₂ in den Speicherstätten kommen kann. Diese führten zu Unregelmäßigkeiten im Betrieb und erheblichen Kostensteigerungen. So haben die Erfahrungen bei den Projekten gezeigt, dass die tatsächliche Injektivität und das Verhalten von CO₂ in der Speicherstätte während des Betriebs oft erhebliche Abweichungen von den modellierten Vorhersagen der Speicherkapazitäten bei der Charakterisierung der Lagerstätten vor der Injektion aufwiesen (Hauber, 2023; CIEL, 2023; Cames et al., 2024).

Dies führt zu der Annahme, dass bei der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen generell geologisch und geochemisch unvorhersehbaren Prozessen und gewissen Überraschungen zu erwarten seien, welche bei der Risikoanalyse im Vorfeld der Projekte berücksichtigt werden muss.

Auch wenn daher die direkten Lerneffekte aus früheren CO₂-Speicherprojekten für künftige Projekte aufgrund der Einzigartigkeit jeder Speicherstätte begrenzt sein mögen, sind die gewonnenen Erfahrungen für die gesamte Lernkurve aller Beteiligten vor Ort von entscheidender Bedeutung (Cames et al., 2024).

Sleipner

Das CO₂-Speicherprojekt *Sleipner* liegt ca. 250 km vor der Küste Norwegens, wo seit dem Jahr 1974 Erdgas aus geologischen Formationen unter der Nordsee gefördert wird (ZEP, 2019; Hauber, 2023). Die Betreiber begannen im Jahr 1996³⁷ mit der Injektion von verflüssigtem bis überkritischem³⁸ CO₂ in das saline Aquifer der hochporösen *Utsira*-Formation (~ 1.000 m unter dem Meeresboden³⁹ (Furre et al., 2017). Unmittelbar nach Beginn der Arbeiten manifestierten sich erste Schwierigkeiten bei der Injektion, welche durch einen hohen Fluss an Sanden aus dem Reservoir in das Bohrloch bei der Injektion ausgelöst wurden. Diese Schwierigkeiten konnten jedoch durch den Einbau von Sandfiltern erfolgreich behoben werden (Furre et al., 2019; Ringrose und Sæther, 2020).

Seit 1997 lag die CO₂ Injektion stabil bei ca. 0,9 Mio. Tonnen injiziertem CO₂ pro Jahr⁴⁰ (Furre et al., 2019). Die Injektivität und die Druckverhältnisse im Reservoir (engl. pressure management) werden bei *Sleipner* am Bohrlochkopf am Meeresboden kontrolliert. Dadurch kann laut Betreibern auf die aufwendigere Installation von Sensoren am unteren Ende des Bohrlochs im Reservoir und die Überwachung im Bohrloch verzichtet werden. Hauber (2023) kritisieren jedoch, dass das Fehlen von Bohrlochsensoren im Reservoir keine Überwachung der Temperatur von CO₂ zuließe, was für das Verständnis des langzeitlichen Migrationsverhaltens der CO₂-Fahne entscheidend sei. Dadurch seien die Betreiber auf die Interpolation von Daten aus den umliegenden Bohrlöchern angewiesen, was generell mit Unsicherheiten verbunden ist. Dagegen argumentieren Furre et al., (2019), dass die Überwachung des Bohrlochdrucks vom Bohrlochkopf aus ausreiche und verweisen auf einen reibungslosen Injektionsbetrieb.

Im Vorfeld der Arbeiten untersuchten die Betreiber die *Utsira*-Formation mittels üblicher 3D-seismischer Untersuchungen (engl. baseline surveys). Diese ergaben insgesamt acht unterirdisch Schichten in Tiefen von 1.050 m und 850 m unter dem Meeresboden, welche als geeignet für die dauerhafte Speicherung von CO₂ identifiziert wurden (Abbildung 44). Infolgedessen injizierten die Betreiber CO₂ über eine einzelne abgelenkte Bohrung in die unterste der acht identifizierten Schichten. Das Ziel war es, dass die CO₂-Fahne im Reservoir durch die sieben darüber liegenden Schichten aufsteigen konnte und sich so das Gas nach und nach in den Schichten festsetzen und speichern ließe (Cavanagh und Haszeldine, 2014; Furre et al., 2019).

Nach den ersten drei Jahren der Injektionstätigkeiten sollte eine erste 3D-seismische Untersuchung die Vorhersagen des Verhaltens des CO₂ im Reservoir bei der Charakterisierung der Speicherstätte bestätigen. Die Ergebnisse führten jedoch zu einer ersten Überraschung (Hauber, 2023; ZEP, 2019). Die 3D-Bilder zeigten zwar, dass das CO₂ wie erwartet zu wandern begonnen hatte. Die vom Gas zurückgelegte Entfernung und somit die Geschwindigkeit der Migration, mit der das CO₂ innerhalb der ersten drei Jahre sich durch die *Utsira*-Formation bewegte,

³⁷ Sleipner war zu Beginn des Jahres 1996 das erste Offshore-Injektionsprojekt (Furre et al., 2019).

³⁸ Die Bedingungen für CO₂ liegen in der Nähe des Tripelpunkts (Ringrose und Sæther, 2020).

³⁹ Die Wassertiefe bei Sleipner beträgt ca. 80 m (Furre et al., 2019).

⁴⁰ Bis 2019 wurden ca. 17,9 Mio. t CO₂ eingespeist (Furre et al., 2019). Dies führt zu der Annahme, dass bei gleichbleibender Injektionsraten mittlerweile mehr als 20 Mio. t injiziert wurden.

widersprachen jedoch den Vorhersagen über das Verhalten des CO₂ im Reservoir (Furre et al., 2017; Furre et al., 2019).

Die unerwarteten Ergebnisse zeigten, dass das Gas nach 3 Jahren bereits über 220 m innerhalb des Reservoirs in die höheren Schichten zurückgelegt hatte. Darüber hinaus stellten die Betreiber fest, dass das CO₂ mittlerweile in eine, bisher nicht identifizierte neunte Schicht in einer Tiefe von etwa 800 m eingedrungen war (Cavanagh und Haszeldine, 2014). Somit deutete die CO₂-Akkumulation in der neu entdeckten Schicht darauf hin, dass die Migration viel schneller als angenommen stattgefunden hatte. Cavanagh und Haszeldine (2014) vermuten daher, dass die acht Schichten weitaus stärker zerklüftet und/oder dünner waren als bisher angenommen⁴¹. Diese Erkenntnisse führten zu ersten Bedenken bezüglich des Langzeitverhaltens von CO₂ innerhalb der Speicherstätte und deren Einschlusseigenschaften (Hauber, 2023). Darüber hinaus liegt die neunte Schicht nur in Tiefen von 800 Metern, welche als kritische Grenze angenommen wird, in der das CO₂ noch in superkritischer Form vorliegt. Ein möglicher Wechsel des Aggregats-/Phasenzustand des CO₂ in den gasförmigen Zustand birgt die Gefahr einer noch schnelleren und unkontrollierten Ausbreitung. Zudem muss die Ausdehnung und Integrität, der die neunte Schicht überlagernden Deckschicht erst noch bestimmt werden (Hauber, 2023; Krupp, 2025).

Die Betreiber reagierten daraufhin mit der Einführung einer umfassenden Überwachung durch eine Reihe von 3D-seismischen Untersuchungen, die zwischen 1999 und 2010 alle zwei Jahre wiederholt wurden, um die Bewegung der CO₂ Fahne genauer zu verfolgen und mehr über das Ausmaß der neu identifizierten neunten Schicht (engl. *Layer 9*, Abbildung 43) zu erfahren. Durch die Aneinanderreihung der wiederholten 3D-Modelle gelang es den Betreibern auch ein hochmodernes Zeitraffer-Modell zu entwickeln (Furre et al., 2017; Ringrose et al., 2021).

Dennoch bestätigten die weiteren Überwachungen das unerwartete Verhalten des CO₂ im Reservoir. Mit fortschreitender Injektion beschleunigte sich die Ausbreitung der CO₂-Fahne weiter, was die Betreiber dazu veranlasste, ihre Bemühungen des Verhalten der Speicherprozesse zu verstehen, weiter zu untersuchen⁴² (Hauber, 2023).

Dennoch konnte auch die intensive Überwachung der Speicherstätten bis dato keine Gewissheit über deren Speicherintegrität⁴³ liefern und die Herausforderungen bei der Vorhersage des Langzeitverhaltens der Gasfahne im sogenannten *Layer 9* blieben während des Betriebs über viele Jahre hinweg bestehen (White et al., 2018b). Aktuelle 3D-seismischen Daten zeigen laut Betreiber jedoch die klare Tendenz, dass der zunehmende Anteil von CO₂ durch stratigraphische Barrierenstrukturen in Schicht acht und neun zurückgehalten werden könne⁴⁴ (Furre et al., 2024).

Hauber (2023) betont jedoch die Notwendigkeit einer kontinuierlichen Verbesserung der Modellierungs- und Überwachungstechniken und weist auf die Unsicherheiten hin, die nach wie vor bestehen, wenn es darum geht, die Risiken und potenziellen Auswirkungen der Kohlenstoffspeicherung besser zu erfassen. Furre et al. (2024) räumen ebenfalls Schwierigkeiten

⁴¹ Cavanagh und Haszeldine (2014) stellten die Theorie auf, dass die Deglaziierung regionaler Eisschilde zu einer Hydrofrakturierung der dünnen Schiefer zwischen den Zielschichten geführt habe, die einen schnellen Aufstieg von CO₂ über eine mehrschichtige Fahne ermöglicht. Dieses Szenario könnte auch auf andere flache CO₂-Speicherstätten in der nördlichen Nordsee oder in anderen von quartären Eisschilden betroffenen Gebieten zutreffen.

⁴² Die Betreiber reagierten mit der Erstellung eines neuen und detaillierteren Modells der Geologie der Speicherstätte Sleipner. Außerdem gewährten sie Forschern freien Zugang zu ihren seismischen Daten (Sleipner Benchmark, 2011), was eine offene Forschung zur Modellierung künftiger Speicherstätten und deren geologischer Randbedingungen ermöglicht (Hauber, 2023).

⁴³ Bis heute hat *Sleipner* sein Einschluss gewahrt (Hauber, 2023). Dennoch blieb die Frage nach der lateralen Ausdehnung der neunten Schicht und ob sie die Ränder des Deckgebirges oder sogar die geografischen Grenzen der Betriebsgenehmigung von *Sleipner* überschreitet, während des größten Teils der Betriebszeit offen (White et al., 2018b).

⁴⁴ Schicht neun wird voraussichtlich die letzte Schicht sein, die mit CO₂ aufgeladen wird (Furre et al., 2024).

bei der Interpretation des Langzeitverhaltens von CO₂ ein⁴⁵, das sich mit zunehmenden CO₂ Volumina veränderten und weisen auf ein ungewöhnliches CO₂-Verhaltensmuster⁴⁶ in der Speicherstätte hin. Hauber (2023) kommt zu dem Schluss, dass es trotz der Verfügbarkeit eines umfassenden seismischen Datensatzes, eines hochmodernen Zeitraffer-Modells zur Überwachung und für die Forschung offen zugänglicher Daten, immer noch eine grundlegende Herausforderung darstelle, das Speicherverhalten von *Sleipner* über Jahre bis Jahrzehnte hinweg zu bewerten.

Andererseits sollte auch anerkannt werden, dass die MMV-Programme von *Sleipner* von Beginn an sehr umfassend, fallspezifisch und risikobasiert angelegt waren und die Erkenntnisse dazu beitrugen weitere Überwachungsrichtlinien für künftige CO₂-Speicherprojekte festzulegen (Furre et al., 2024; ZEP, 2019). Die Betreiber verweisen neben den zehn aufwendigen 3D-seismischen Untersuchungen und dem hochmodernen Zeitraffer-Modell auf das breitgefächerte MMV-Programm des *Sleipner*-Projekts, das auch durch gravimetrische Untersuchungen, CSEM, Sonar- und chemisches Monitoring wertvolle Einblicke in die Physik des Speicherprozesses lieferte (Furre und Eiken, 2014; Furre et al., 2017; Ringrose und Sæther, 2020). Daher sehen Furre et al. (2024) *Sleipner* als eine einzigartige und sehr experimentelle Speicherstätte, die oft als Proxy⁴⁷ bezeichnet wird, wenn es um Beispiele für erfolgreiche Überwachung geht und stetig neue Einblicke in das Langzeitverhalten des CO₂ im Reservoir liefert.

Dennoch gilt es festzuhalten, dass das tatsächliche Verhalten des CO₂ in der Speicherstätte nicht mit den Modellvorhersagen bei der Charakterisierung der Speicherstätte im Vorfeld der Injektion übereinstimmte. Hauber (2023) schlussfolgern deshalb, dass MMV-Programme im Allgemeinen zwar frühzeitig ermöglichen Unregelmäßigkeiten während der Injektion zu erkennen, stellen jedoch gleichzeitig in Frage, ob die Charakterisierung der Speicherstätten vor der Injektion ausreichend genau erfolgen kann (Hauber, 2023).

Nichtsdestotrotz gibt es bislang keine Anzeichen dafür, dass CO₂ aus dem Speicherkomplex entweichen konnte (Furre et al., 2019; Furre et al., 2024; Ringrose et al., 2021). Das kleinste nachweisbare Volumen, welches durch die 3D-seismischen Messungen bei *Sleipner* beobachtet werden konnte, beträgt etwa 10,500 t CO₂. Das sind mehr als 1 % der jährlich in *Sleipner* eingespeicherten CO₂-Menge. Furre et al. (2024) sind zuversichtlich, dass sie in der Lage wären, Mengen ab dieser Größenordnung zu erkennen, wenn das CO₂ begonnen hätte in das Deckgebirge zu wandern.

Snøhvit

Das *Snøhvit*-CO₂-Speicherprojekt ist Teil des *Hammerfest*-Projekts zur Förderung von fossilem Erdgas und liegt ca. 150 km vor der Küste Norwegens in der Barentssee (Hansen et al., 2013; ZEP, 2019). Fossiles Erdgas wird aus dem *Snøhvit*-Gasfeld gefördert und über eine Pipeline auf dem Meeresboden zur Onshore-LNG-Anlage in *Hammerfest* transportiert. Dort wird das CO₂ aufgefangen, in einen überkritischen Zustand komprimiert und zurück zur Offshore-Injektionsbohrung transportiert (Hauber, 2023; White et al., 2018a). Da sich die Injektionsbohrung auf dem Meeresboden in Wassertiefen zwischen 290 m und 350 m befindet, haben die Betreiber aufgrund fehlender technischer Realisierbarkeit auf eine Offshore-Plattform verzichtet. Stattdessen beschlossen die Betreiber, einen am Meeresboden befestigten Bohrlochkopf zu

⁴⁵ Da tiefere Anomalien von flacheren Anomalien in der 3D-seismischen Abbildung überlagert werden, erschwert die Perkolation von CO₂ in höhere Schichten die sichere Interpretation tieferer Ansammlungen (Furre et al., 2024).

⁴⁶ Furre et al. (2024) gehen von einer ungewöhnlichen Kombination aus vertikalen und lateralen Migrationspfaden aus, die sich von dem bisher beobachteten Migrationsverhalten unterscheiden.

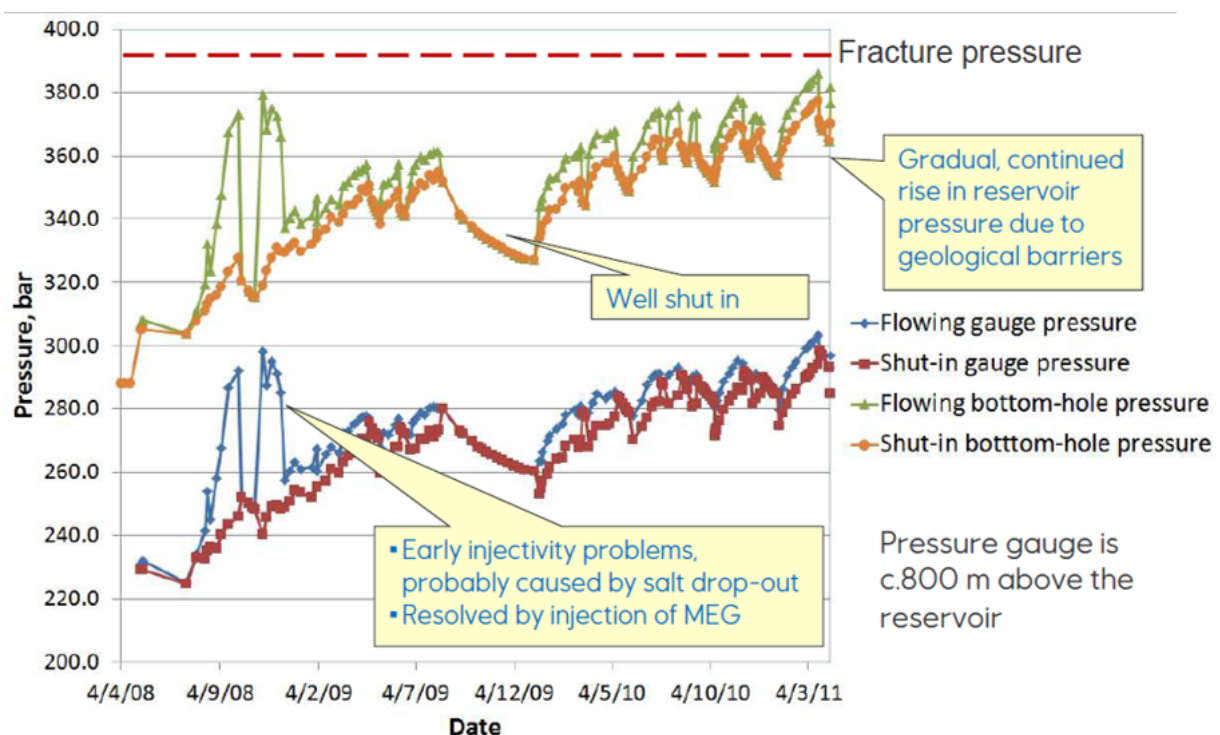
⁴⁷ Furre et al. (2024) kommen zu dem Schluss, dass dünne interne tonhaltige Barrieren die Verteilung von CO₂ innerhalb des Reservoirs verbessern und sich positiv auf das restliche Einfangen und die Auflösung von CO₂ im Formationswasser auswirken.

einen signifikanten Anstieg des Drucks im Bohrloch gäbe. Auf der Basis einer kontinuierlichen und stabilen Injektion⁵⁰ wurde eine neue Injektionsbohrung in die *Stø*-Formation gebohrt, die seither ohne größere Probleme in Betrieb ist (Hauber, 2023).

Furre et al. (2019) berichten über ein umfassendes und erfolgreiches MMV-Programm, das auf wiederholte 3D-seismische Untersuchungen aufbaue (Zeitraffer-Modell)⁵¹. Darüber hinaus lieferte die Überwachung im Bohrloch mit Hilfe von Bohrlochdrucksensoren wichtige Erkenntnisse für künftige CO₂-Speicherungsprojekte, wie z. B. über den Pipelinetransport von CO₂ in Chromstahlrohren und dem Betrieb von Unterwasser-Injektionsbohrungen.

Bislang gibt es keine Hinweise darauf, dass CO₂ aus dem Speicherkomplex entwichen ist (Furre et al., 2019; Hauber, 2023). Hauber (2023) kritisiert jedoch, dass bisher weniger als die Hälfte des prognostizierten CO₂ hätten gespeichert werden können und eine zusätzliche Kapazität⁵² von mindestens 11 bis 14 Mio. Tonnen CO₂ gefunden werden müsste, um die ursprünglich angedachte Menge an CO₂ aufzunehmen.

Abbildung 44: Zeitlicher Verlauf der Injektivität der *Tubåen* Formation beim *Snøhvit*-CO₂-Speicherprojekt



Quelle: (Ringrose und Sæther, 2020).

Gemäß der EU CCS Richtlinie b) sind die Betreiber der Anlagen zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen dazu verpflichtet, die Speichersicherheit für mindestens 20 Jahre nach der Betriebsphase zu gewährleisten, bevor die Verantwortung auf die verantwortlichen Behörden der jeweiligen EU Staaten übertragen wird. In Deutschland sind momentan gemäß § 31 Abs. 1 des Kohlenstoffdioxidspeicherungsgesetzes mindestens 40 Jahre für entsprechende Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen durch die Betreiber veranschlagt (BMWK, 2022).

⁵⁰ Bis Anfang 2019 wurden in *Snøhvit* insgesamt 5,8 Mio. Tonnen CO₂ eingespeist.

⁵¹ Im Jahr 2012 führten die Betreiber die größte 3D-seismische Untersuchung durch, bei dem mehr als 84 km vermessen wurden.

⁵² Es wird davon ausgegangen, dass die *Stø*-Formation zwischen 8 und 9 Mio. Tonnen CO₂ aufnehmen kann.

Diese dient nicht nur der Risikovermeidung sondern auch für die korrekte Bilanzierung von Emissionen (BMWK, 2022). Vor allem aus der Perspektive nachfolgender Generationen sei eine langfristige Überwachung der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen erforderlich (NABU, 2022). Dazu zählt auch die eindeutige Regelung von Verantwortlichkeiten zwischen Lagerstättenbetreiber und den verantwortlichen Ländern bzw. der Bundesrepublik (NABU, 2022).

Im Speziellen bei der Langzeitüberwachung besteht dennoch der Bedarf umfassender Grundlagenforschung zu den Umweltauswirkungen und der stringenten Umsetzung und Ausgestaltung der Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen b). Beispielsweise besteht Forschungsbedarf bei der Überwachung von teils sehr dynamischen Bodenwasserverhältnissen wie z. B. in der Nordsee, wo – auch in Bereichen, die nicht von Seepassagen betroffen sind und wo Speicherstätten für eine CO₂-Speicherung in Frage kämen – Salinität und CO₂-Werte im Bodenwasser abhängig von saisonalen Temperaturen deutlich schwanken können (ECO₂, 2015; IOGP, 2023b).

2.1.3.5 Kosten der CO₂-Speicherung

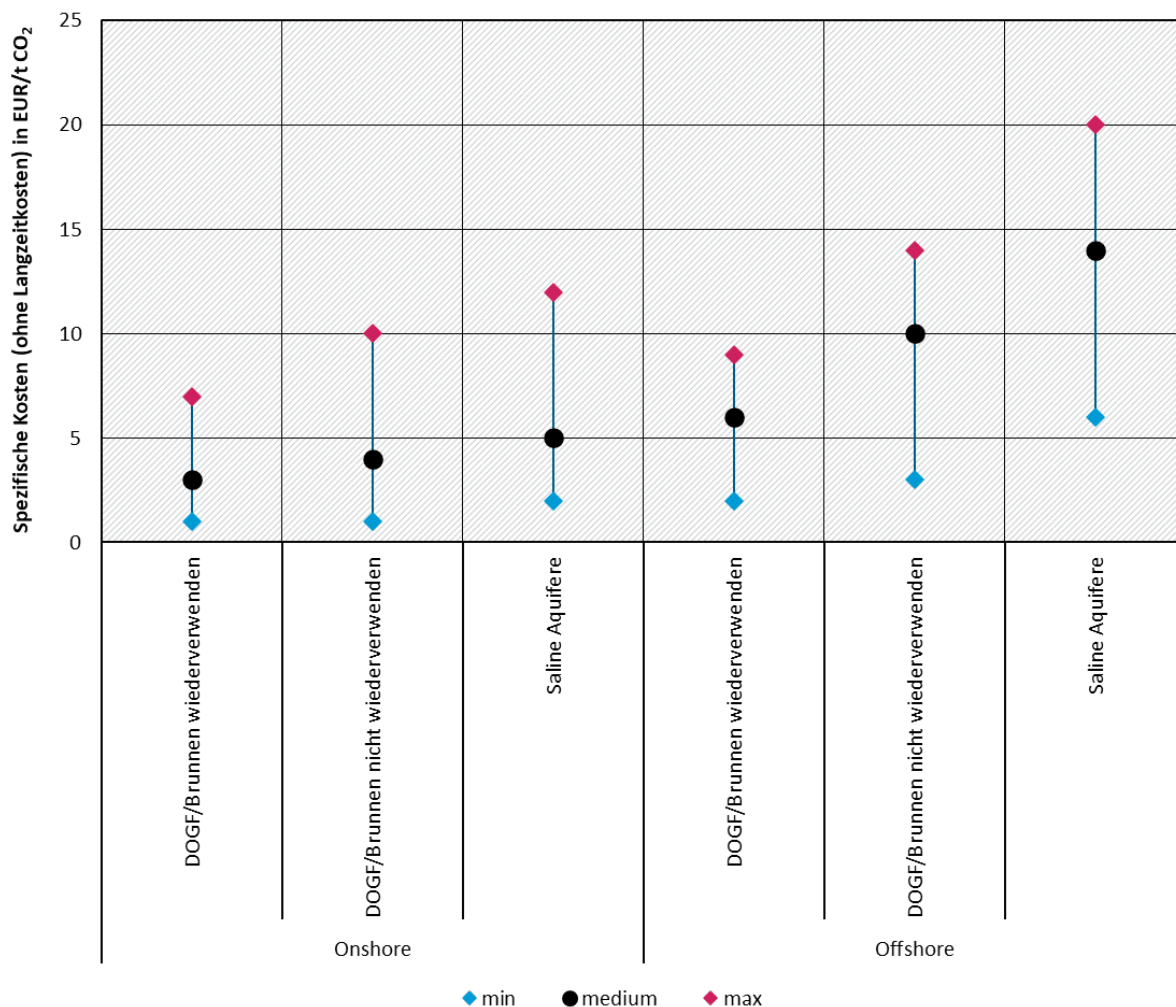
Abgeschiedenes CO₂ kann entweder Onshore oder Offshore in geologischen Formationen wie salinaren Aquiferen oder in ausgebeuteten Gas- und Öllagerstätten gespeichert werden. Dabei sind die wesentlichen Kostenfaktoren für die Speicherung des CO₂ die Kapazität und die Qualität der Injektion. Die Kosten für eine Onshore-Speicherung fallen geringer aus als für eine Offshore-Speicherung. Die Speicherstätten mit vorhandener Infrastruktur, wie Bohrungen und Leitungen, sind kostengünstiger. Werden die vorhandenen Bohrungen in der Zukunft für die Speicherung von CO₂ genutzt, dann sollten diese auf deren Durchlässigkeit und Integrität geprüft werden, um die Dichtigkeit sicherzustellen und das Risiko der CO₂-Leckage zu minimieren. Altbohrungen können bei der CO₂-Speicherung immer auch einen Leckageweg darstellen, bestehende Bohrungen können nicht immer einfach weiter genutzt werden (Ringrose et al., 2022). Nach Ringrose et al. (2022) weist die Infrastruktur von Bohrungen für die Öl- und Gasproduktion und die für die CO₂-Einspeicherung wesentliche Unterschiedlichkeiten auf. Die optimale Lage der Bohrung ist für die Öl- und Gasproduktion an der höchsten Stelle des cap-rocks, für die CO₂-Einspeicherung am tiefsten Punkt des Speichergesteins oder in einer sonstigen tieferen Position, deutlich unterhalb der höchsten Stelle des cap-rocks. Es sind für die CO₂-Einspeicherung Metalle und Elastomer-Bohrlochkomponenten mit höherer Korrosionsbeständigkeit (z. B. 13 bis 25 % Cr-Stahl) erforderlich. Es müssen für die CO₂-Einspeicherung strenge Zementierungs- und Isolierungsverfahren angewandt werden.

Des Weiteren spielen die Kapazität und Qualität der Speicherstätten eine wichtige Rolle. Je höher die Injektionskapazität und die gesamte Speicherkapazität sind, desto geringer sind die spezifischen Kosten (Kearns et al., 2021) (DOE, 2023b) (ZEP, 2011). Skaleneffekte sind möglich durch höhere Speicherkapazitäten und durch Erfahrungen aus Demonstrationsanlagen oder Pilotprojekten. Der Aufwand für die geologische Erkundung und die Datenerfassung vor Ort sowie die Messung, Überwachung und Überprüfung während und nach dem Betrieb, tragen zu den anfallenden Kosten bei. Die Dauer der Anrechnung der Kosten für das Monitoring nach der CO₂-Einspeicherung ist in den Ländern unterschiedlich. Laut (DEA, 2024) werden hier 20 Jahre angesetzt. Nach der EU CCS directive 2009/31/EC muss der Betreiber zum Einen die finanzielle Vorsorge für die voraussichtlichen Kosten der Überwachung während des Zeitraums von 30 Jahren nach Übertragung der Verantwortung an die zuständige Behörde entsprechend der CCS-directive 2009/31/EC (37) treffen und zum Anderen muss der Betreiber das Monitoring in einem Zeitraum von mindestens 20 Jahren nach Schließung der Speicherstätte ausführen – es sei denn alle verfügbaren Hinweise deuten darauf hin, dass das gespeicherte CO₂ vollständig und dauerhaft zurückgehalten wird (EU-RL, 2009). Nach § 31 KSpG kann frühestens nach 40 Jahren

nach Abschluss der Stilllegung des Kohlendioxidspeichers die Verantwortung an die zuständige Behörde übertragen werden. Dafür sollten die wirtschaftlichen und umweltbezogenen Auswirkungen aufgrund einer Leckage durch die Regierungen konkret adressiert und durch Prozesse definiert werden (IEA 2022).

Abbildung 45 weist die oben diskutierten Kostenkomponenten und deren Einfluss anschaulich auf. Die Abbildung stellt die Bandbreite der spezifischen Kosten zur CO₂-Speicherung für Onshore- und Offshore-Standorte dar. Aufgrund der schweren Zugänglichkeit und dem höheren Aufwand zum Infrastrukturaufbau sind die Offshore-Standorte teurer als die Onshore-Standorte. Dabei fallen die spezifischen Kosten für ausgebeutete Gas- und Öllagerstätten (DOGF) geringer aus als für die salinaren Aquifere. Die Gründe dafür sind die bereits vorliegenden geologischen Untersuchungen, vorhandene Brunnen sowie die Möglichkeit der Weiternutzung bestehender Infrastrukturen. Die Speicherung in Onshore-DOGF-Lagerstätten mit wiederverwendbaren Brunnen kostet zwischen 1 bis 7 EUR/t CO₂. Im Vergleich dazu können Offshore gelegene salinare Aquifere zwischen 6 bis 20 EUR/t CO₂ kosten – dabei ist zu beachten, dass die Kostenangaben von 2009 nicht inflationsbereinigt sind und aktuell deutlich höher liegen würden.

Abbildung 45: Spezifische Kosten CO₂-Speicherung nach Art und Ort der Speicherung



DOGF (Depleted Oil and Gas Fields) = Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten

Langzeitkosten: Kosten für dauerhaftes Monitoring der Lagerstätten, Vorsorge im Schadensfall u. ä.

Hinweis: Diese Werte beruhen auf Kostenschätzungen von Mitgliedsorganisationen der Zero Emission Platform von 2010.

Die Kostenangaben sind nicht inflationsbereinigt und würden aktuell deutlich höher liegen.
Quelle: (ZEP, 2010)

Tabelle 17 zeigt die Investitionskosten (CAPEX) für umgesetzte oder geplante Projekte in Norwegen und im Vereinigten Königreich sowie aus der Literatur auf. Die Investitionskosten bestehen aus den Kosten für die Bohrungen, Pipelines und Rohre, die Infrastruktur wie Injektionsanlagen, Plattform (für Offshore-Anlagen) und Zwischenspeicherung sowie die Energieversorgungsanlagen. Die Investitionskosten für die Projekte in dem Vereinigten Königreich beinhalten die Kosten für die Untersuchung vor der Investitionsentscheidung (Englisch: costs before Final Investment Decision oder Pre-FID costs), die Kosten für die Speicherung und die Kosten für die Außerbetriebnahme. Die Investitionsausgaben variieren zwischen ca. 0,5 EUR/t CO₂ für Onshore-Speicherung in ausgebeuteten Gaslagerstätten mit wiederverwendenden Brunnen bis 6,3 EUR/t CO₂ für Offshore-Speicherung in salinaren Aquiferen. Das „Northern Lights“-Projekt ist ein „first of a kind“ (FOAK)-Projekt und weist daher höhere Kosten auf im Vergleich zu anderen Anlagen für einen späteren Zeitpunkt aus der Literatur.

Tabelle 17: Investitionsausgaben CO₂-Speicherung

Projektname	Zeitpunkt	Art der Speicher	Lage	CAPEX	Injektionskapazität	Lebensdauer	spez. CAPEX	Quelle
				Mio. EUR	Mt CO ₂ /a	Jahre	EUR/t CO ₂	
Northern Lights, Norwegen ¹⁾	FOAK	Salinare Aquifere	Offshore	570	0,8	30	23,8	[1]
Viking A, UK ²⁾	2015	Ausgebeutete Gaslagerstätten Bohrung	Offshore	365	5,0	26	2,8	[3]
Captain X, UK ³⁾	2015	offene Salinare Aquifere	Offshore	377	3,0	20	6,3	[3]
Forties 5, Standort 1, UK ⁴⁾	2015	offene Salinare Aquifere	Offshore	776	7,0	40	2,8	[3]
Bunter CL36, UK ⁵⁾	2015	Salinare Aquifere-Struktur	Offshore	599	7,0	40	2,1	[3]
Hamilton, UK ⁶⁾	2015	Ausgebeutete Gaslagerstätten Bohrung	Offshore	349	5,0	25	2,8	[3]
ZEP 2013	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen wiederverwenden	Onshore	27	2,0	30	0,5	[2]
	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Onshore	48	2,0	30	0,8	[2]

Projektname	Zeitpunkt	Art der Speicher	Lage	CAPEX	Injektionskapazität	Lebensdauer	spez. CAPE X	Quelle
DEA 2021 ⁷⁾		Bohrung/Brunnen nicht wiederverwenden						
	2011	Salinare Aquifere	Onshore	70	2,0	30	1,2	[2]
	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen wiederverwenden	Offshore	48	2,0	30	0,8	[2]
	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen nicht wiederverwenden	Offshore	120	2,0	30	2,0	[2]
	2011	Salinare Aquifere	Offshore	199	2,0	30	3,3	[2]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	89	1,0	30	3,0	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	80	1,0	30	2,7	[4]
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	73	1,0	30	2,4	[4]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	355	5,0	30	2,4	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	321	5,0	30	2,1	[4]
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	290	5,0	30	1,9	[4]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	165	1,0	30	5,5	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	150	1,0	30	5,0	[4]

Projektname	Zeitpunkt	Art der Speicher	Lage	CAPEX	Injektionskapazität	Lebensdauer	spez. CAPEX	Quelle
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	135	1,0	30	4,5	[4]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	584	5,0	30	3,9	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	528	5,0	30	3,5	[4]
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	478	5,0	30	3,2	[4]
	2020	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Offshore Reuse	602	5,0	30	4,0	[4]
	2030	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Offshore Reuse	545	5,0	30	3,6	[4]
	2050	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Offshore Reuse	493	5,0	30	3,3	[4]

[1] (DNV GL, 2020); [2] (ZEP, IEAGHG, 2013); [3] (Pale Blue Dot Energy; Axis Well Technologies; Energy Technology Institute; Costain, 2016); [4] (DEA, 2024)

Umrechnung mittels Wechselkurses anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023),
1 € = 9,59 NOK (2018), 1 € = 0,73 GBP (2015)

- 1) Norwegian Full-Scale CCS Demonstrationsprojekt mit zwei Abscheidungsquellen und Schiff- & Pipelinetransport und Speicherung in Salinare Aquifere
- 2) Betriebszeitraum 2031 bis 2057, Anschließende Überwachung bis 2077, Investitionskosten für Speicherung inkl. Bohrung, Infrastruktur und Außerbetriebnahme, ohne Investitionskosten für CO₂-Abscheidung, Onshore-Transport und Offshore-Transport und Komprimierung
- 3) Betriebszeitraum 2022 bis 2042, Anschließende Überwachung bis 2063, Investitionskosten für Speicherung inkl. Bohrung, Infrastruktur und Außerbetriebnahme, ohne Investitionskosten für CO₂-Abscheidung, Onshore-Transport und Offshore-Transport und Komprimierung
- 4) Betriebszeitraum 2030 bis 2070, Anschließende Überwachung bis 2090, Investitionskosten für Speicherung inkl. Bohrung, Infrastruktur und Außerbetriebnahme, ohne Investitionskosten für CO₂-Abscheidung, Onshore-Transport und Offshore-Transport und Komprimierung
- 5) Betriebszeitraum 2027 bis 2067, Anschließende Überwachung bis 2087, Investitionskosten für Speicherung inkl. Bohrung, Infrastruktur und Außerbetriebnahme, ohne Investitionskosten für CO₂-Abscheidung, Onshore-Transport und Offshore-Transport und Komprimierung
- 6) Betriebszeitraum 2026 bis 2051, Anschließende Überwachung bis 2071, Investitionskosten für Speicherung inkl. Bohrung, Infrastruktur und Außerbetriebnahme, ohne Investitionskosten für CO₂-Abscheidung, Onshore-Transport und Offshore-Transport und Komprimierung
- 7) Investitionskosten für Onshore-Speicherung inkl. Bohrung, Injektionsanlage, Zwischenspeicherung, Investitionskosten für Offshore-Speicherung inkl. Bohrung, Injektionsanlage, Bühne, Schiff-Transport

Tabelle 18 zeigt die Betriebskosten (OPEX) für umgesetzte und geplante Projekte in Norwegen und im Vereinigten Königreich sowie aus der Literatur auf. Die Betriebskosten ergeben sich aus

der Injektion, dem Monitoring, dem Energieverbrauch und der Zwischenspeicherung. Nach Inbetriebnahme einer Speicherstätte können diese bis zu dreißig Jahre lang betrieben werden. Danach werden sie für weitere zwanzig Jahre überwacht (Monitoring nach dem Betrieb) und dann an die zuständige Behörde übergeben.

Die Betriebskosten variieren zwischen ca. 1,5 EUR/t CO₂ für Onshore-Speicherung in ausgebeuteten Gaslagerstätten mit wiederverwendenden Brunnen bis auf 19,5 EUR/t CO₂ für Offshore Speicherung in salinare Aquifere. Mit höherer Injektionskapazität sinken die spezifischen Preise weiter. Das „Northern Lights“-Projekt ist ein „first of a kind“-Projekt und weist daher höhere Kosten im Vergleich zu anderen Anlagen auf.

Tabelle 18: Betriebskosten CO₂-Speicherung

Projektname	Zeitpunkt	Art der Speicher	Lage	OPEX	Injektionskapazität	Lebensdauer	spez. OPEX	Quelle
				Mio. EUR	Mt CO ₂ /a	Jahre	EUR/t CO ₂	
Northern Lights, Norwegen ¹⁾	FOAK	Salinare Aquifere	Offshore	522	0,8	30	21,8	[1]
Viking A, UK ²⁾	2015	Ausgebeutete Gaslagerstätten Bohrung	Offshore	644	5,0	26	5,0	[3]
Captain X, UK ³⁾	2015	offene Salinare Aquifere	Offshore	608	3,0	20	10,1	[3]
Forties 5, Standort 1, UK ⁴⁾	2015	offene Salinare Aquifere	Offshore	1.810	7,0	40	6,5	[3]
Bunter CL36, UK ⁵⁾	2015	Salinare Aquifere-Struktur	Offshore	802	7,0	40	2,9	[3]
Hamilton, UK ⁶⁾	2015	Ausgebeutete Gaslagerstätten Bohrung	Offshore	629	5,0	25	5,0	[3]
ZEP 2013	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen wiederverwenden	Onshore	90	2,0	30	1,5	[2]
	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen nicht wiederverwenden	Onshore	90	2,0	30	1,5	[2]
	2011	Salinare Aquifere	Onshore	90	2,0	30	1,5	[2]
	2011	Ausgebeutete Gas- und	Offshore	180	2,0	30	3,0	[2]

Projektname	Zeitpunkt	Art der Speicher	Lage	OPEX	Injektionskapazität	Lebensdauer	spez. OPEX	Quelle
DEA 2024 ⁷⁾		Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen wiederverwenden						
	2011	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten Bohrung/Brunnen nicht wiederverwenden	Offshore	180	2,0	30	3,0	[2]
	2011	Salinare Aquifere	Offshore	210	2,0	30	3,5	[2]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	189	1,0	30	6,3	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	171	1,0	30	5,7	[4]
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	155	1,0	30	5,2	[4]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	452	5,0	30	3,0	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	409	5,0	30	2,7	[4]
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Onshore	370	5,0	30	2,5	[4]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	584	1,0	30	19,5	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	529	1,0	30	17,6	[4]
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	478	1,0	30	15,9	[4]
	2020	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	1.746	5,0	30	11,6	[4]
	2030	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	1.579	5,0	30	10,5	[4]

Projektname	Zeitpunkt	Art der Speicher	Lage	OPEX	Injektionskapazität	Lebensdauer	spez. OPEX	Quelle
	2050	Speicherung in geologischen Formationen	Offshore	1.428	5,0	30	9,5	[4]
	2020	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Offshore Reuse	1.145	5,0	30	7,6	[4]
	2030	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Offshore Reuse	1.036	5,0	30	6,9	[4]
	2050	Ausgebeutete Gas- und Erdöllagerstätten	Offshore Reuse	937	5,0	30	6,2	[4]

[1] (DNV GL, 2020); [2] (ZEP, IEAGHG, 2013); [3] (Pale Blue Dot Energy; Axis Well Technologies; Energy Technology Institute; Costain, 2016); [4] (DEA, 2024)

Umrechnung mittels Wechselkurses anhand Bundesbank-Statistiken und Zeitreihen (Deutsche Bundesbank, 2023), 1 € = 9,59 NOK (2018), 1 € = 0,73 GBP (2015)

1) Norwegian Full-Scale CCS Demonstrationsprojekt mit zwei Abscheidungsquellen und Schiff- & Pipelinetransport und Speicherung in Salinare Aquifere

2) Betriebszeitraum 2031 bis 2057, Anschließende Monitoring bis 2077, Betriebskosten für Injektion und Monitoring, ohne die Kosten für CO₂-Abscheidung, Transport und Kompression

3) Betriebszeitraum 2022 bis 2042, Anschließende Monitoring bis 2063, Betriebskosten für Injektion und Monitoring, ohne die Kosten für CO₂-Abscheidung, Transport und Kompression

4) Betriebszeitraum 2030 bis 2070, Anschließende Monitoring bis 2090, Betriebskosten für Injektion und Monitoring, ohne die Kosten für CO₂-Abscheidung, Transport und Kompression

5) Betriebszeitraum 2027 bis 2067, Anschließende Monitoring bis 2087, Betriebskosten für Injektion und Monitoring, ohne die Kosten für CO₂-Abscheidung, Transport und Kompression

6) Betriebszeitraum 2026 bis 2051, Anschließende Monitoring bis 2071, Betriebskosten für Injektion und Monitoring, ohne die Kosten für CO₂-Abscheidung, Transport und Kompression

7) Investitionskosten für Onshore-Speicherung inkl. Bohrung, Injektionsanlage, Zwischenspeicherung, Investitionskosten für Offshore-Speicherung inkl. Bohrung, Injektionsanlage, Bühne, Schiff-Transport

In Tabelle 19 werden die Anteile der Betriebskosten für die Onshore und Offshore-Speicherung verglichen. Für Onshore-Anlagen weisen die Monitoringkosten während des Betriebs, die Energiekosten, die Kosten für Bohrungen und Injektion mehr als 80 % an gesamten Betriebskosten auf. Demgegenüber machen bei der Offshore-Anlage die Kosten für Energieversorgung, für Plattform, Injektionsanlage und das Schiff mehr als 60 % aus. Die Betriebskosten für die Offshore-Speicherung fallen höher (ca. 68 % an Gesamtkosten) aus als für die Onshore-Speicherung (ca. 49 %).

Tabelle 19: Kostenparameter der Betriebskosten CO₂-Speicherung

OPEX-Bestandteile	Kostenanteil Speicherung Onshore 5 Mt CO ₂ /a	Kostenanteil Speicherung Offshore 5 Mt CO ₂ /a
Basiskosten	8 %	5 %
Plattform	0 %	21 %
Zwischenspeicher	6 %	0 %

OPEX-Bestandteile	Kostenanteil Speicherung Onshore 5 Mt CO ₂ /a	Kostenanteil Speicherung Offshore 5 Mt CO ₂ /a
(Onshore oder Offshore) Injektionsanlage	15 %	8 %
Pipeline und Aufladesystem	2 %	8 %
Bohrungen	13 %	5 %
Schiff & Injektionsanlage	0 %	14 %
Reserveschiff	0 %	5 %
Monitoring während Betrieb	31 %	8 %
Energieversorgung	26 %	26 %
OPEX gesamt	100 %	100 %
OPEX gesamt Anteil an Gesamtkosten	49 %	68 %
Monitoring während Betrieb Anteil an Gesamtkosten	11 %	5 %
Monitoring nach Betrieb (bis zu 20 Jahre) Anteil an Gesamtkosten	9 %	4 %

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (DEA, 2024)

Die Messung, Überwachung und Überprüfung (Englisch: Monitoring, Measurement and Verification oder MMV) der CO₂-Einspeicherung besteht aus vier Phasen: Vor-Einspeicherungs- (Pre-injection phase), Einspeicherungs- (Injection phase), Abschluss- (Closure phase) und Nach-Abschlussphase (Post-closure phase). Das erste Ziel der MMV ist die Eindämmung des Speicherstandorts sicherzustellen und die Bedenken der Stakeholder hinsichtlich der Leckagen-Risiko zu adressieren. Zweitens sollte das Verfahren die Speicherung und das langfristige Verhältnis des CO₂ während der Einspeicherungs-, Abschluss- und Nach-Abschlussphasen überwachen und nachweisen. Zuletzt sollte durch MMV-Verfahren die Übertragung der Verantwortung (nach der Abschlussphase) an Dritte ermöglichen und Daten zur Emissionsbilanzierung bereitstellen (IOGP, 2022; IOGP, 2023b) (siehe auch Kapitel 2.1.3.4).

Abhängig von den regulatorischen Anforderungen müssen die Betreiber den Speicherkomplex bis zu 30 Jahre nach der Betriebsphase überwachen (IEA, 2022c). Die Art der Messung (indirekt vs. direkt), die Häufigkeit der Messung, der Standort (Onshore oder Offshore) sowie die eingesetzte Technologie, wie das 3D Seismik Monitoring, (auch genannt 4D oder Zeitraffer-Seismik) beeinflusst die MMV-Kosten (DNV GL, 2020). Die Höhe der MMV-Kosten variiert und hängt von vielen Faktoren ab. Laut (IEAGHG, 2020) betragen die MMV-Kosten für die CO₂-Speicherung von 1 Mt CO₂/a von ca. 0,9 bis 3,5 Mio. EUR/a. Die dänische Energie Agentur geht von jährlichen Monitoringkosten in Höhe von 1,33 Mio. EUR/a für die Onshore-Speicherung und 2,67 Mio. EUR/a für die Offshore-Speicherung aus. Laut der Studie (siehe Tabelle 19) machen die Monitoringkosten nach der Außerbetriebnahme für Onshore-Speicherung ca. 9 % und für Offshore-Speicherung ca. 4 % aus (DEA, 2024).

2.1.3.6 Bewertung

Die Frage nach der Permanenz der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen ist von großer Wichtigkeit bei deren Bewertung, da die Dauerhaftigkeit der geologischen Speicherung über den Einfluss der CCS-Technologien zur Abschwächung der Klimakrise bestimmen (Havercroft, 2019). Bereits das Intergouvernemental Panel on Climate Change (IPCC) wies darauf hin, dass Austrittsraten von weniger als 0,01 % pro Jahr für die Erfüllung der Klimaziele gewährleistet werden müssten, was einer Speicherung von 99 % des injizierten CO₂ über 100 Jahre entspräche (Metz et al., 2005).

Generell geht man durch die Lösung in Formationswasser und der Mineralisation des CO₂ von einem dauerhaften Einschluss aus, auch wenn einzelne Speichermechanismen im Reservoir erst nach einigen wenigen Dutzend bis mehreren hundert Jahren greifen und auch nicht alle Teile des CO₂ erfassen können (Fischedick et al., 2007; CO₂GeoNet, 2010; Kühn, 2011). Dennoch ist laut Metz et al. (2005) selbst nach 1.000 Jahren der Verbleib von 99 % des eingespeicherten CO₂ noch als wahrscheinlich⁵³ zu betrachten (Abbildung 35). Das Umweltbundesamt (UBA) plädierte bereits frühzeitig dafür, Leckageraten von 0,01 % pro Jahr nicht zu überschreiten, um auch nach 1.000 Jahren eine Rückhaltung von mindestens 90 % des injizierten CO₂ zu gewährleisten (Blohm et al., 2006).

Wallmann (2023) legt nahe, natürliche bzw. an verlassenen Bohrlöchern gemessene Erdgas-Leckageraten in der Nordsee⁵⁴, welche bei ca. 1 bis 30 Tonnen pro Jahr liegen als Referenzwerte heranzuziehen. Demnach sei denkbar, dass mit ähnlichen CO₂-Austrittsraten zu rechnen ist, womit die Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen unter dem Meeresboden auch aus meeresökologischer Perspektive vertretbar wäre, da die Nordsee jährlich weitaus höhere Mengen an CO₂ aus der Atmosphäre aufnehme (Vielstädte et al., 2019). Zudem verweist Wallmann (2023) darauf, dass aufgrund der höheren Dichte von überkritischem CO₂ gegenüber weniger dichtem Erdgas und der üblicherweise tiefer liegenden CO₂-Speicherreservoirs durchaus mit geringeren Austrittsraten von CO₂ gegenüber den beobachteten Leckageraten von Erdgas gerechnet werden könne.

Da bei den jetzigen CO₂-Speicherprojekten Injektionsraten von einigen Millionen Tonnen CO₂ pro Jahr anvisiert werden, würden auch auf Grundlage der Erdgasleckageraten jährlich nur wenige Tonnen CO₂ freigesetzt werden. Wallmann (2023) vermutet daher jährliche CO₂-Leckageraten von ca. 0,0001 % am Meeresboden der Nordsee, was einer dauerhaften Rückhaltung von mehr als 99 % des CO₂ im Untergrund entspräche (ECO₂, 2015; Metz, B., et al., 2005). Havercroft (2019) diskutieren eine Studie von Alcalde et al. (2018), die eine 50 %ige Wahrscheinlichkeit berechnen, dass sogar nach über 10.000 Jahren noch mehr als 98 %, bzw. 78 % (in einem Worst-Case-Szenario) des injizierten CO₂ im Untergrund eingeschlossen sind.

Auch wenn damit bisher kein Nachweis der dauerhaften Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen erbracht werden konnte, herrscht in der Wissenschaft der Konsens, dass – mit der technischen Machbarkeit und den notwendigen Sicherheitsmaßnahmen – die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen nicht nur das Ziel sondern vielmehr auch das Potenzial für eine möglichst dauerhafte Lösung besitzt (Havercroft, 2019; Cames et al., 2023; Cames et al., 2024).

⁵³ Das IPCC verwendet für die Begriffe „höchstwahrscheinlich“ eine Wahrscheinlichkeitsrate zwischen 90 % und 99 % und für „wahrscheinlich“ von 66 % und 90 % (Kearns et al., 2021).

⁵⁴ Im Rahmen des ECO₂-Consortiums (2015) Wurden die aktiven Offshore-Speicherstätten *Sleipner* und *Snohvit* überwacht. Es konnten im Umfeld beider Speicherstätten keine CO₂-Leckagen nachgewiesen werden. Im direkten Umfeld der Speicherstätten wurden Stellen ausgemacht, aus denen Erdgas am Meeresboden austritt. Das Erdgas stammt laut Wallmann (2023) aus 0,5 – 1 km Tiefe und steigt entlang von alten Bohrungen und natürlichen Störungszonen zum Meeresboden auf.

Insofern stellen CO₂-Speicherungstechnologien einen elementaren Bestandteil bei BECCS und DACCS auf einem Weg zur einer THG neutralen Industrieproduktion dar (BMWK, 2022).

Die Bundesregierung von Deutschland betont in den Eckpunkten für eine mögliche Carbon Management Strategie, dass „aus heutiger Sicht klar ist“, dass auch Technologien wie CCS einen „Beitrag auf dem Weg zur Klimaneutralität leisten“ müssen (BMWK, 2024a). Um die Klimaneutralität bis zum Jahr 2045 zu erreichen, müssten bereits ab dem Jahr 2030 relevante Mengen von CO₂ abgeschieden oder gespeichert werden.

Die Bundesregierung verweist zudem auf den „international dynamischen Hochlauf“ (siehe Kapitel 4⁵⁵) der CCS/CCU Technologie in Europa und den Nordseeanrainerstaaten, sowie Großbritannien und Norwegen (BMWK, 2024a). In diesem Kontext möchte Deutschland in Zukunft „die momentan bestehenden Hürden für die Anwendung von CCS (und CCU) in Deutschland beseitigen und auf die industrielle Entstehung von schwer oder nicht vermeidbare Emissionen fokussieren“. Dazu sollen die „Erkundung von Offshore-Speicherstätten in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) bzw. dem Festlandssockel gesetzlich ermöglicht“ werden (BMWK, 2024a). Eine Injektion von CO₂ in Meeresschutzgebieten würde dabei ebenso ausgeschlossen, wie die dauerhafte Speicherung im geologischen Untergrund auf dem Gebiet des deutschen Festlands (Onshore), welche weiterhin nicht ermöglicht würde. Zu mindestens für die letztere Option könnten einzelne Bundesländer jedoch darum bitten eine gesetzliche Grundlage zu schaffen, die eine „Opt-in einzelner Bundesländer zur Onshore-Speicherung ermöglicht“ (BMWK, 2024a).

Vom Stand der Technik her wird der Transport von CO₂ und die Speicherung in geologischen Formationen als technisch machbar und praktikabel bewertet (Fischedick et al., 2007; Kearns et al., 2021; Barlow et al., 2023). Kearns et al. (2021) heben vor allem die CO₂-Speicherung in salinaren Aquiferen (TRL 9), in ausgeförderten Erdgas- und Erdöllagerstätten (TRL 5-8) und EGR/EOR (TRL 9) für ihre prinzipielle technische Machbarkeit und Langzeitstabilität hervor (Tabelle 20).

Dennoch sind Ansätze von CCS-Technologie, die im Kern das Ziel verfolgen die Förderung von fossilen Brennstoffen zu maximieren als äußerst kritisch zu sehen und werden in der folgenden Bewertung deswegen nicht berücksichtigt. Durch die zusätzlichen Emissionen wird die effektive Senkenwirkung der Speicherung reduziert und es ist unklar, inwieweit EGR und EOR in eine Klimaneutralitätsstrategie aufgenommen werden können und nicht die Bemühungen zur Förderung erneuerbarer Energien und zur Energieeffizienz untergraben (Europäische Kommission, 2009b; Prognos, 2021; NABU, 2022; CIEL, 2023). Cames et al. (2024) halten diesbezüglich fest, dass Technologien wie EGR und EOR keine Lösungen für Netto Null-Emissionstechnologien darstellen, da die CO₂-Speicherung als Vorwand für den Ausbaue der Förderung fossiler Brennstoffe instrumentalisiert werde, was neben der Klimawirkung zusätzliche Risiken hinsichtlich der öffentlichen Akzeptanz von CCS-Technologien mit sich bringe.

Dies gilt ebenso für Verfahren bei der CO₂-Speicherung in Kohlelagerstätten, die den Ansatz der ECBM, welche auf Grund der Gewinnung von und Freisetzung von Methan als Treibhausgas kritisch gesehen werden müssen (Kühn, 2011; Acatech, 2018). Trotzdem führen bspw. GCCSI (2022) mehr als doppelt so viele kommerzielle und zu Demonstrationszwecken vollzogene, aktuelle oder zukünftige Projekte zur EGR/EOR-Methode als zur reinen Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen auf.

55 Kapitel 4 nennt und beschreibt (Pilot-)Projekte zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen mit Fokus auf Deutschland und Europa.

Allgemein gibt es sowohl in Deutschland als auch in Europa große Potenziale für die Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen (Vgl. Kapitel 3). Für Deutschland und auch die Nordseeanrainerstaaten ist die Speicherung von CO₂ in salinaren Aquiferen und in ausgeförderten Erdgas- und Erdöllagerstätten aufgrund der technischen Machbarkeit und verfügbaren Speicherkapazitäten sowie aus ökologischer und ökonomischer Sicht die zur Zeit attraktivste Option CO₂ in geologischen Formation zu verbringen (Kühn, 2011; Kühn et al., 2020; Wallmann, 2023). Perspektivisch könnte bei Bedarf in Europa auf die Speicherung von CO₂ in tiefen Kohleflözen auf dem Festland eine Rolle spielen (Fischedick et al., 2007). Es ist abzusehen, dass die Speicherung von CO₂ in tiefen Kohleflözen in Deutschland aufgrund der Kohleflöz-spezifischen geologischen Begebenheiten und den damit verbundenen Speicherkapazitäten aber keine Rolle spielen wird (Kühn, 2011; Knopf, 2023). Auch ausgeförderte Erdöllagerstätten sind hierzulande ungeeignet, da sie entweder durch geologischen Strukturen gestört sind oder nicht in ausreichender Tiefe liegen und die Speicherstätten somit in der Regel zu klein sind, um eine sichere und effiziente CO₂-Speicherung zu gewährleisten (Acatech, 2018).

Generell sind in Deutschland potenzielle Speicherstätten geografisch deutlich ungleich verteilt und befinden sich hauptsächlich in den Off- und Onshore-Sandsteinformationen im Bereich des Norddeutschen Becken (Vergleich siehe Kapitel 3; (Kühn, 2011; Kühn et al., 2020; Knopf, 2023; Wallmann, 2023). Aufgrund der aktuellen Entwicklungen der Bundesregierung und den Carbon Management Strategien der Nordseeanrainerstaaten fokussiert die generische Bewertung der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen im Folgenden hauptsächlich auf die Offshore Speicherung in der Nordsee. In der deutschen AWZ werden ohnehin die mengenmäßigen größten Speicherkapazitäten vermutet (Acatech, 2018; Wallmann, 2023). Insgesamt wird die CO₂-Speicherkapazität⁵⁶ der Sandsteinschichten unter der gesamten Nordsee auf ca. 150 Milliarden Tonnen geschätzt (Wallmann, 2023). Auf dieser Basis sind die vermuteten Kapazitäten für die Speicherung von CO₂ in salinaren Aquiferen in der AWZ im Vergleich am positivsten zu bewerten (Tabelle 20).

Tabelle 20: Generische Bewertung zum Vergleich von CO₂-Speicheroptionen in geologischen Formationen in Deutschland anhand ausgewählter Kriterien

Speicheroption	vermutete Kapazität*	Langzeit-stabilität	Kosten**	Stand der Technik	Risiken
Salinare Aquifere	++	+	+	++	+
Ausgeförderte Gasfelder	+	+	++	+	+
Ausgeförderte Erdölfelder	-	+	++	++	+
Tiefe Kohlenflöze	-	+	--	--	-
Salzkavernen	--	--	--	--	--
Stillgelegte Kohlebergwerke	-	--	--	--	--

Quelle: Eigene Darstellung, verändert nach (Fischedick et al., 2007; Wallmann, 2023; Kühn, 2011; Kühn et al., 2020; Knopf, 2023). *: Vergleiche siehe Kapitel 3; **: Kostenbewertung bezieht sich nur auf die Speicherkosten ohne Abscheidung, Verdichtung und Transport. Bewertungshinweise: --: Kriterium wird negativ/bzw. als sehr problematisch eingestuft; -: tendenziell negative Bewertung, auch wenn Schwierigkeiten ggf. lösbar sind; +: gute Bewertung bzw. geringe Hindernisse; ++: sehr gute Bewertung.

⁵⁶ Kapitel 3 zeigt eine detaillierte Aufstellung der CO₂-Speicherkapazitäten in Europa sowie Norwegen, Großbritannien und der Schweiz und wird an dieser Stelle nur in Ansätzen mit in die Bewertung miteinbezogen.

Da salinare Aquifere in der Vergangenheit von geringerem ökonomischem Nutzen waren, gibt es generell wenige Nutzungskonkurrenzen mit anderen Aktivitäten im Untergrund⁵⁷. Dies führt aber auch dazu, dass die potenziellen Speicherstätten geologisch wenig erschlossen sind und sich die individuelle und im Vorfeld der Speicherung notwendige geologische Charakterisierung der geologischen Begebenheiten als aufwendig und kostspielig darstellt (Bentham und Kirby, 2005). Aufgrund der aufwendigen geologischen Charakterisierung und Erschließung der Speicherstätten ist die CO₂-Speicherung in salinaren Aquiferen im Vergleich zu der CO₂-Speicherung in ausgeförderten Erdgas- und Erdölfeldern hinsichtlich entstehender Kosten leicht schlechter zu bewerten (Tabelle 20).

Insgesamt zeigt die Bewertung, dass CO₂-Speicherungs-Technologien hohe Potentiale besitzen, um CO₂ möglichst sicher und langfristig aus der Atmosphäre zu ziehen und im Untergrund zu speichern. Dies gilt auch für den Vergleich mit CCU-Ansätzen, da die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen auf wesentlich höhere Speicherkapazitäten zurückgreifen kann und vor allem auch bei der Langfristigkeit der Speicherung deutliche Vorteile gegenüber CCU-Technologien mit sich bringt.

Nichtsdestotrotz bringt die Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen auch erhebliche Herausforderungen und Grenzen mit sich, einschließlich potenzieller Risiken für die Umwelt, die Sicherheit und die öffentliche Akzeptanz sowie aus ökonomischer und infrastruktureller Sicht (Europäische Kommission, 2009b; NABU, 2022; Purr & Spindler, 2023; Cames et al., 2024). Risiken bestehen während der gesamten Prozesskette der CO₂-Speicherung in geologischen Formationen, vom Transport über die Injektion und Speicherung bis hin zur Übergabe der Verantwortung an die staatlichen Behörden. Die CCS-Richtlinie der EU geht von einer Lebensdauer von 50 bis 70 Jahren aus, wobei kritische Phasen während des CO₂ Transports und zu Beginn der Injektion auftreten. Die Risiken sind während der Betriebszeit (fünf bis 50 Jahre) aufgrund des steigenden Lagerstättendrucks am größten (Europäische Kommission, 2009b; Havercroft, 2019). Gerade betriebliche Unregelmäßigkeiten bei der Injektion und die Nutzung der bestehenden Infrastruktur der fossilen Gas- und Erdölindustrie stellen erhebliche Risiken dar. Bei Offshore-Speicherprojekten wie *Sleipner* und *Snøvit* sind unvorhergesehene Probleme mit dem Verhalten von CO₂ während der Injektion aufgetreten, die zu betrieblichen Unregelmäßigkeiten und erheblichen Kostensteigerungen geführt haben (Hauber, 2023; Cames et al., 2024). Die Erfahrungen bei bisherigen CO₂-Speicherprojekten haben gezeigt, dass insbesondere bei der tatsächlichen Injektivität und dem Langzeitverhalten von CO₂ in der Lagerstätte während des Betriebs oft erhebliche Abweichungen gegenüber den modellierten Vorhersagen bei der vorbetrieblichen Charakterisierung der Speicherstätteneignung auftraten (Hauber, 2023; Cames et al., 2024).

Aus finanzieller Sichte mag die Nutzung bestehender Infrastrukturen wie Pipelines und Injektionsbohrungen grundsätzlich attraktiv erscheinen, sollte aber nicht in Betracht gezogen werden, da die bestehenden Infrastrukturen höhere Risiken bergen und nicht immer den spezifischen Anforderungen für den CO₂ Transport und die Injektion entsprechen.

Momentan sind zudem die Kosten der Speicherung noch sehr hoch und die CO₂-Speicherungs-Technologiekette funktioniert nur, wenn notwendige Voraussetzungen wie z. B. Zwischenspeicher und Transportinfrastruktur rechtzeitig zur Verfügung stehen. Hier verweist schon BMWK (2022) darauf, dass notwendige Planungs- und Umsetzungszeiten mit berücksichtigt werden müssen. Daher müssen CCS-Projekte sorgfältig geplant, überwacht und reguliert werden, um sicherzustellen, dass sie effektiv und sicher umgesetzt werden.

⁵⁷ Nichtsdestotrotz bestehen bei CO₂-Speicherprojekten Nutzungskonkurrenzen an der Meeres- bzw. Erdoberfläche hinsichtlich der Infrastrukturanlagen und Überwachungstätigkeiten (siehe hierzu Kap. 3)

Für Mensch und Umwelt geht das größte Risiko von einer unkontrollierten Freisetzung von CO₂ aus, welche je nach Menge, Dauer und Form des freigesetzten CO₂ auf unterschiedliche Art und Weise und in verschiedenen Bereichen auftreten kann und daher unterschiedliche Auswirkungen hat (Cames et al., 2024).

Gerade bei der Betrachtung der hohen Speicherpotenziale ist darauf zu verweisen, dass die wirkliche Eignung einzelner Speicherstrukturen und deren angenommenen Speicherkapazität letztendlich immer erst durch detaillierte und standortspezifischer Erkundung und Überwachung der Speicherstätten bestätigt werden können (siehe hierzu auch Kap. 3; (Knopf, 2023; Cames et al., 2024)). Dazu gehört auch eine umfassende und standortbezogene Risikoanalyse und ein Regelwerk zur Festlegung eines Risikomanagements (Fischedick et al., 2007; CIEL, 2023; Cames et al., 2024).

Abschließend gilt es darauf zu verweisen, dass bei allen CO₂-Speicherungs-Technologien weiterhin hoher F&E Bedarf besteht (Europäische Kommission, 2009b; Purr & Spindler, 2023; Kearns et al., 2021). Auch wenn bereits viele der Technologien einen hohen Reifegrad besitzen, bestehen vor allem im Hinblick auf das Langzeitverhalten von CO₂ innerhalb der verschiedenen Speicherstrukturen große Unsicherheiten (Fischedick et al., 2007; Alcalde et al., 2018; Cames et al., 2024). Darüber hinaus besteht unter anderem F&E Bedarf bei den Auswirkungen von Leckagen von CO₂ und der Entstehung von Umweltrisiken (NABU, 2022; CIEL, 2023). So fehlt es bspw. bisher an ausgereiften Methoden zur Abschätzung von Leckagevolumen und -raten sowie den daraus resultierenden CO₂-Konzentration, denen Mensch und Umwelt ausgesetzt sind und deren Auswirkungen (Harper et al., 2011). Des Weiteren verweisen UBA (2008) auf bisher fehlende Feldstudien zu den spezifischen Auswirkungen von CO₂ auf marine Ökosysteme. Auch im Hinblick auf die Akzeptanz von CO₂-Speicherungs-Technologien gibt es Bedarfe an Forschung und Entwicklung, um eine mögliche Grundlage für die Akzeptanz in der Bevölkerung zu schaffen (Wuppertal Institut, 2008; Cames et al., 2024). Darüber hinaus bleiben, auch wenn die CCS-Richtlinie der EU eine Grundlage für die Mitgliedsstaaten bietet, noch offene Punkte beim rechtlichen Rahmen, gerade wenn gegebenenfalls individuelle nationale Gegebenheiten berücksichtigt werden müssen. Dies betrifft vor allem Richtlinien der Umweltverträglichkeitsprüfungen, der regelmäßigen Überwachung und die Verantwortung und Haftung nach der Schließung und Übergabe der CO₂-Speicherprojekte an die jeweilige Regierung.

2.1.4 CO₂-Speicherung in Produkten

Neben der Speicherung von CO₂ in geologischen Formationen kann CO₂ auch rohstofflich für die Produktion von Stoffen und Materialien, bspw. als Edukt in chemischen Reaktionen, genutzt werden. Damit wird einerseits – analog zur Speicherung in geologischen Formationen – abgeschiedenes CO₂ (zumindest für die Nutzungsdauer) in Produkten gespeichert. Andererseits stellen derartige Prozesse aber auch Möglichkeiten zur alternativen rohstofflichen Bereitstellung von Kohlenstoff, v. a. für chemische Produkte, dar. Zum Erreichen von THG-Neutralität der Chemie- sowie Kunststoffproduktion ist ohnehin eine Umstellung sowie Defossilisierung der entsprechenden Rohstoffbasis erforderlich. Neben der Vermeidung direkter und vorgelagerter Emissionen betrifft dies vor allem auch Emissionen am Nutzungsende dieser Produkte (bspw. bei Verbrennung von Kunststoffabfällen), die nach Schätzungen mehr als 50 % der Gesamtemissionen im Lebenszyklus ausmachen (Agora Industrie, 2023).

Vor diesem Hintergrund nimmt CCU eine mitunter zentrale Rolle in diversen nationalen und europäischen THG-Neutralitätsstudien und -Szenarien ein. In der Industrial Carbon Management Strategy (ICMS) der EU wird für 2050 bspw. CCU im Umfang von rund 200 Mt CO₂ ausgewiesen (Europäische Kommission, 2024a). Aus heutiger Sicht gilt CCU als unverzichtbarer Bestandteil

eines möglichen (nachhaltigen) Wirtschaftssystems. Wie bereits erwähnt können dadurch u. a. fossile Rohstoffe ersetzt und Kohlenstoffkreisläufe geschlossen werden (bspw. für Methanol (MeOH) oder Kunststoffe). Dazu hat ein Urteil des Europäischen Gerichtshofs (EuGH) die Abzugsfähigkeit von eigenen Emissionen aus der Kalzinierung (im EU-ETS) festgestellt, die in einer Anlage zur Herstellung von gefällttem Kalziumkarbonat (precipitated calcium carbonate, PCC) verwendet werden. Daraufhin wurden auch die Monitoringregeln im EU-ETS angepasst (Europäische Kommission, 2018a).

Zu einer CO₂-Senke kann CCU grundsätzlich allerdings lediglich bei Nutzung von biogenem und/oder atmosphärischem CO₂ führen – bspw., wenn CO₂ aus DAC mit grünem Wasserstoff zu Methanol synthetisiert wird, das nicht direkt wieder verbrannt wird. Für eine Abschätzung der Wirkung hinsichtlich THG-Emissionen bzw. Senke sind dabei (wie auch im Fall von CCS) Emissionen entlang der gesamten Wertschöpfungskette sowie des gesamten Produktlebenszyklus bilanziell zu berücksichtigen. Dies kann sich bei CCU allerdings äußerst komplex gestalten, da dadurch (bestehende) Nutzungszyklen sowie Bilanzgrenzen oder funktionale Einheiten erweitert werden.⁵⁸ Wichtig ist dabei auch die Berücksichtigung der Permanenz der CO₂-Speicherung. Die Nutzung von CO₂ in kurzlebigen Produkten, wie z. B. in synthetischen Kraftstoffen, soll hier (dezidiert) nicht tiefer betrachtet werden, da keine entsprechende (nachhaltige) Senkenwirkung vorliegt (vgl. Garvens & Purr, 2021). Im Gegensatz dazu kann die Bindung und Speicherung von CO₂ in mittel- bis langlebigen Produkten bspw. in Zeithorizonten von einigen Jahrzehnten liegen. Damit kann eine ähnliche Permanenz gegeben sein wie bei anderen (technischen) Senken.⁵⁹ Auf europäischer Ebene ist die Bindung von biogenem/atmosphärischem CO₂ in langlebigen Produkten bspw. auch Teil des Zertifizierungsrahmens für CO₂-Speicher (BECCU/DACCU) (vgl. (Europäische Kommission, 2022a). Auch das IPCC spricht in diesem Fall von CCUS bzw. CDR (IPCC, 2018b).

Die mittel- bis langfristige Speicherung von CO₂ wird v. a. für Basischemikalien sowie Baumaterialien diskutiert. In dieser Studie wird CCU in der Chemieproduktion als zentrale Anwendung analysiert.⁶⁰ Dies basiert auch auf der Tatsache, dass CCU in diesem Bereich zur alternativen C-Bereitstellung voraussichtlich notwendig sein wird (vgl. (Kloo, Scholz, & Theisen, 2023) und die potenzielle Senkenwirkung von CCU hier aus Gesamtsystemperspektive relevante Größenordnungen annehmen kann (vgl. Methanolbedarf, Kunststoffproduktion etc.).

2.1.4.1 Grundlagen der CO₂-Nutzung

Abbildung 46 gibt einen grundsätzlichen Überblick zum CO₂-Nutzungskreislauf. In Anlehnung an (RIFS, 2021) ist es möglich, diesen in drei wesentliche Bestandteile zu unterteilen: Quellen, Nutzung und End-of-life. Diese können wie folgt weiter präzisiert werden:

1. Quellen:
 - a. Atmosphärisch: CO₂ ist nicht zuletzt durch biologische sowie technologische Prozesse Bestandteil der Atmosphäre, wenn auch (aktuell) nur mit einem Volumenanteil von rund 0,04 % (400 ppm). Trotzdem kann sie als CO₂-Quelle fungieren. Bspw. über Verfahren wie Direct air capture (DAC) kann CO₂ aus der Atmosphäre entnommen bzw. abgeschieden werden.
 - b. Biogen: Damit sind CO₂-Quellen biologischen Ursprungs gemeint, also Biomasse in jeglicher Form, von Holz über Anbaubiomasse, Pflanzenbestandteile bis hin zu Rest- und Abfallstoffen. Das entsprechende CO₂ wurde im Wesentlichen ähnlich wie bei

⁵⁸ siehe auch Abschnitt 2.1.4.5

⁵⁹ siehe restliche Abschnitte in Kapitel 2

⁶⁰ in Abstimmung mit dem Auftraggeber

atmosphärischem CO₂ zu einem vorhergehenden Zeitpunkt aus der Atmosphäre entnommen. Für CCU relevant sind v. a. konzentrierte Abgasströme, wie sie bspw. bei Biogasanlagen, an Industriestandorten (bspw. in der Papierproduktion) und in Biomasse-Kraftwerken entstehen.

- c. Fossil: Hier wird auf fossile Energieträger, wie Kohle, Mineralöle und Erdgas, abgestellt. In diesem Zusammenhang wird v. a. bei deren Verbrennung (zur Energiebereitstellung) CO₂ emittiert. Für die CO₂-Nutzung sind wiederum konzentrierte Abgasströme in der Industrie und in Kraftwerken interessant, wobei diese im Zuge der Dekarbonisierung und Defossilisierung in den nächsten Jahren vermieden werden sollten.
- d. Geogen: Dies sind Minerale, wie Kalkstein, die vorwiegend in industriellen Prozessen, wie beim Zementklinker- oder Kalkbrennen, CO₂ in chemischen Reaktionen produzieren und freisetzen. Zum Teil gelten diese auch zukünftig als schwer vermeidbare Emissionen, die für CCU-Relevanz haben können. Für die klimapolitische Bewertung können derartige Emissionen mit fossilen gleichgesetzt werden.

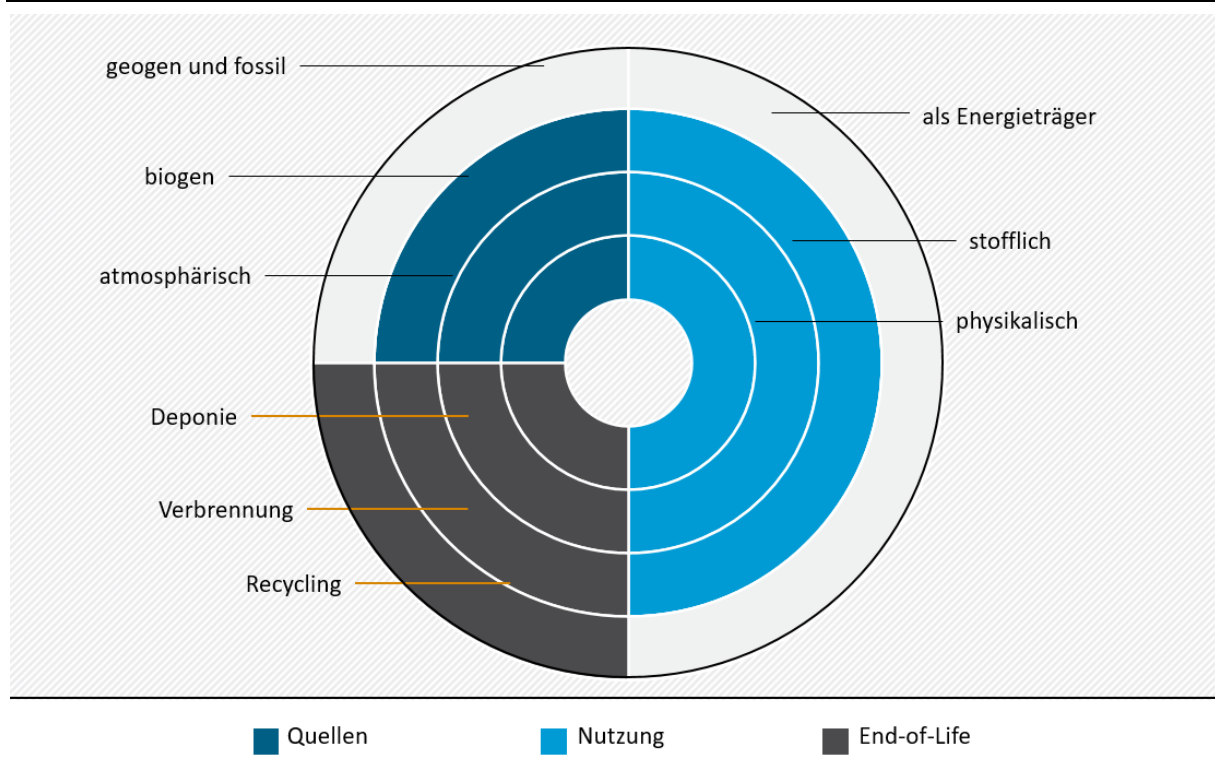
2. Nutzung:

- a. Physikalisch: Physikalische CO₂-Nutzung bezieht sich auf Nutzungsmöglichkeiten, die das Molekül ohne weitere chemische Veränderungen einsetzen. Dies wird auch direkte Nutzung genannt, wie es bspw. für Getränke, in Gewächshäusern und zur Kühlung (u. a. als Kältemittel) der Fall ist. Derart direkt wird am meisten CO₂ auf globaler Ebene derzeit zur Enhanced Oil/Gas Recovery (EOR/EGR) eingesetzt (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021). Eine weitere bzw. erneute Abscheidung ist bei direkter Nutzung nur schwer möglich.
- b. Stofflich: Stoffliches CCU setzt CO₂ in chemischen Reaktionen ein, wodurch es vorwiegend als Kohlenstoffquelle für viele mögliche Produkte gilt. Dies sind u. a. Lösungs- und Düngemittel, Plattformchemikalien, Schäume, Farben, Kunststoffe, aber auch Beton und Zement. Aktuell wird CO₂ indirekt v. a. zur Harnstoffproduktion (vorwiegende Nutzung als Düngemittel) eingesetzt (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021). Neben derart chemischen Umwandlungen sind auch biologische, wie über Algen und Photosynthese, möglich.
- c. Als Energieträger: CO₂ kann daneben auch zur Herstellung von Energieträgern, von flüssigen wie e-Kerosin bis zu gasförmigen wie SNG, eingesetzt werden. Einige derartige Energieträger gelten auch als Optionen zur Energiespeicherung. In großen Mengen wird die Nutzung von CO₂ zur Herstellung von Energieträgern bislang nicht eingesetzt.

3. End-of-life:

- a. Deponierung: Die Produkte landen in der Umwelt (bspw. auf einer Deponie) und werden nicht weiter genutzt.
- b. Verbrennung: Bei Verbrennung wird das genutzte CO₂ (wieder) freigesetzt, ggf. emittiert, es kann aber auch (wieder) abgeschieden werden, sofern die (Müll-)Verbrennungsanlage mit CO₂-Abscheidung ausgestattet ist.
- c. Recycling: Im Fall des Recyclings wird das Produkt einer erneuten Nutzung zugeführt, es tritt also (zumindest zum Teil) in einen neuen Nutzungszyklus ein, wobei am erneuten End-of-life wieder die drei skizzierten Optionen zur Verfügung stehen.

Abbildung 46: Überblick des CO₂-Nutzungskreislaufs



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, in Anlehnung an (RIFS, 2021)

Hinsichtlich Senken sind v. a. die in Abbildung 46 in Farbe dargestellten Möglichkeiten relevant. Quellenseitig besteht nur für biogenes und atmosphärisches CO₂ die Möglichkeit einer netto-negativen CO₂-Bilanz (für die Nutzungsdauer). Bei fossilem und geogenem CO₂ kann diese Bilanz nur CO₂-positiv mit Netto-Emissionen ausfallen. In Bezug auf Nutzungsmöglichkeiten ist v. a. die Permanenz für eine Senkenwirkung relevant. Dementsprechend ist speziell der (stoffliche) Einsatz in langlebigen Produkten, bspw. mit Nutzungsdauern von Jahrzehnten, von Interesse. In der vorliegenden Studie wird deshalb der Fokus auf die derartige stoffliche Nutzung gelegt. Eine Nutzung zur Düngemittelanwendung ist nicht in diesem Sinn langlebig, da CO₂ bei der Ausbringung innerhalb weniger Tage emittiert wird. Eine Verwendung in Energieträgern kann (auch bei biogenen oder atmosphärischen Quellen) maximal CO₂-neutral sein, wenn wie bei e-Kerosin direkt von der Re-Emission des CO₂ bei Verbrennung im Flugzeug ausgegangen wird. Werden die Energieträger zur Energiespeicherung (bspw. für Spitzenlastkraftwerke oder saisonale Speicherung) eingesetzt, geht dies in Richtung Senkenwirkung, die Speicherdauer liegt aber auch dann tendenziell nicht in Zeitskalen von Jahrzehnten, wie dies bei anderen technischen Senken der Fall ist. Auch bei vielen physikalischen Nutzungsmöglichkeiten (bspw. in Getränken, Feuerlöschern) ist aufgrund von zeitnahe Wiedereintritt in die Atmosphäre keine relevante Permanenz gegeben. Eine Nutzung von CO₂ als Kältemittel könnte bei geringen Leckagen (in Kombination mit Nutzungsdauern, die durchaus bis zu Jahrzehnten reichen können), als CO₂-Speicher interpretiert werden. In der Lebensmittelherstellung (bspw. in Gewächshäusern) wirken etwas komplexere Zusammenhänge, als Senke sind derartige Nutzungsmöglichkeiten vermutlich nicht von Bedeutung. Die Optionen am Produktlebensende sind für die grundsätzliche Senkenwirkung und die mit der Nutzungsdauer verbundene Permanenz nur indirekt relevant. V. a. ein Recycling kann jedoch die Speicherdauer verlängern und gleichzeitig eine weitere Wertschöpfung ermöglichen. Auch die Deponierung erhöht die Speicherdauer, geht aber nicht mit einer weiteren Nutzung einher. Es ist vorstellbar, dass so CO₂ über die Nutzungsdauer hinaus gespeichert wird, allerdings mit von Produkt zu Produkt

variierender Speicherdauer, je nach Stabilität, Bedingungen und möglichen Zersetzungs Vorgängen in der jeweiligen Umgebung. In Düngemittelanwendungen wird das Produkt zwar bspw. in der Umwelt ausgebracht, das CO₂ wird aber nach wenigen Tagen bereits wieder emittiert (Hepburn et al., 2019). Bei Verbrennung wäre die Speicherdauer und damit die Senkenwirkung beendet, hier besteht allerdings die Möglichkeit einer erneuten Abscheidung. Dadurch könnte wiederum die Speicherdauer verlängert werden, dies aber mit Verlusten durch die (wieder) nicht vollständige Abscheidung. Für eine Operationalisierung wären in jedem Fall Bilanzierungsansätze notwendig, welche die End-of-life Freisetzung des CO₂ quantitativ erfassen.

2.1.4.2 CCU-Optionen zur produktbasierten CO₂-Speicherung

CCU-Optionen und die entsprechenden Prozesse der CO₂-Nutzung sind gemäß der dargestellten Nutzungskreisläufe vielfältig. Jedenfalls wird in all diesen Optionen CO₂ abgeschieden, aufbereitet, für unterschiedliche Zwecke eingesetzt und gelangt so wieder zu einem End-of-life mit potenzieller Reemission. Im Fall einer stofflichen Nutzung in Chemie- und Kunststoffprodukten wird CO₂ als Edukt für chemische Reaktionen verwendet und demnach (zumindest) für die Nutzungsdauer im Produkt gespeichert. Dabei ist das CO₂-Molekül durch die starken CO-Bindungen unter Normalbedingungen inert. Reaktionen damit haben entsprechend hoher Energiebedarfe und erfordern innovative Katalysatoren (Chauvy & Weireld, 2020). CO₂ wird folglich nicht in dessen unveränderter molekularer Struktur in Chemie- und Kunststoffprodukten gespeichert, sondern in Form von anderen kohlenstoffhaltigen Verbindungen, wie Methylgruppen oder Polymerketten. Bei Verbrennung dieser Produkte (bspw. am End-of-life in Müllverbrennungsanlagen) entsteht aber meist wieder CO₂, das ohne erneute Abscheidung in die Atmosphäre emittiert wird.

Relevante Möglichkeiten für die stoffliche Nutzung von CO₂ bieten folgende chemische Reaktionstypen und (Zwischen-)Produkte. Der Schwerpunkt der Entwicklung liegt (derzeit) auf der Hydrogenierung (Chauvy & Weireld, 2020), (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021):

► **Hydrogenierung** bezeichnet die Addition von Wasserstoff, in diesem Fall zum CO₂-Molekül. Auf diese Art können viele unterschiedliche (Zwischen-)Produkte, wie Methanol, Methan, Ameisensäure, Olefine etc. produziert werden. Für eine THG-Bilanz, die in Richtung Senke geht, ist die Verwendung von grünem H₂ unerlässlich. Dessen Bereitstellung stellt auch den größten Energiebedarfs- und Kostenbestandteil dieser Prozesse dar. Im Folgenden werden einige relevante Prozesse und die entsprechenden (Zwischen-)Produkte sowie deren Synthese skizziert (vgl. Tabelle 21, für Details zu ausgewählten Prozessen siehe (Dieterich, Buttler, Hanel, Spliethoff, & Fendt, 2020)).

- Methanol (infolge auch mit CO₂ zu Formaldehyd, Essigsäure, MTBE, DME/DMC möglich⁶¹): $\text{CO}_2 + 3\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{OH} + \text{H}_2\text{O}$
 - Die Methanolsynthese wird breitflächig eingesetzt, bislang allerdings fast ausschließlich aus fossilen Rohstoffen. Zur Verarbeitung von abgeschiedenem CO₂ und mit grünem H₂ gibt es derzeit noch keine großskaligen Anlagen. In Zukunft ist sogar noch mehr Potenzial als Plattformchemikalie für die High Value Chemicals⁶² (HVC)- und Kunststoffproduktion denkbar.

⁶¹ MTBE = Methyl-tert-butylether; DME/DMC = Dimethyl ether/carbonate

⁶² Unter High Value Chemicals (HVC) werden im Wesentlichen Steamcrackerprodukte, wie Ethylen, Propylen, Benzol oder Toluol, verstanden, von denen aktuell unzählige chemische Wertschöpfungsketten ausgehen.

- Methan (Sabatier-Synthese zu SNG bzw. e-NG⁶³): $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
- Ameisensäure: $\text{CO}_2 + \text{H}_2 \rightarrow \text{HCOOH}$
- DME (Dimethylether): $\text{CO}_2 + 6\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{OCH}_3 + 3\text{H}_2\text{O}$
- (Flüssige) Kohlenwasserstoffe (Fischer-Tropsch-Synthese (FT), über Syngas, $\text{CO} + \text{H}_2$, bspw. durch Wassergassshift auch mit CO_2):
 $n\text{CO} + (2n+1)\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_n\text{H}_{(2n+2)} + n\text{H}_2\text{O}$ für Alkane oder
 $n\text{CO} + (2n)\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_n\text{H}_{2n} + n\text{H}_2\text{O}$ für Alkene oder
 $n\text{CO} + (2n-1)\text{H}_2 \rightarrow \text{C}_n\text{H}_{2n+1}\text{OH} + (n-1)\text{H}_2\text{O}$ für Alkohole
- Die Fischer-Tropsch-Synthese ist v. a. auf Basis fossiler Energieträger kommerzialisiert (TRL 9), über CO₂ liegt die technologische Reife noch etwas niedriger (TRL 5-6).

Tabelle 21: Anwendungen der CCU-Hydrogenierung und mögliche Produkte

	Einheit	(PtL)	(PtL)	(PtG)
Prozess		Fischer-Tropsch-Synthese	Methanolsynthese	Methanisierung
Produkt		Fischer-Tropsch-Syncrude	Methanol	Methan
Molekül		C_xH_y	CH_3OH	CH_4
Heizwert	kWh/kg	11,33	6,29	13,89
Kohlenstoffgehalt	kg C/kg	0,85	0,38	0,75
	kg C/MWh	75	60	54
Vergleichsprodukt		Erdöl	Methanol	Erdgas
Verwendung Vergleichsprodukt		Energieträger und Rohstoffquelle für Kraftstoffe, (Petro-) Chemie	wichtige Basischemikalie, als e-Methanol potenziell zunehmende Bedeutung	Energieträger und Rohstoff für Chemie
Wissenswertes		FT erzeugt C-Ketten bis Wachse, längste Ketten aus Erdöl (z. B. Bitumen) nicht über FT-Synthese	Über Methanol-to-Olefins neue Route für Basischemikalien (HVC) ausgehend von e-Methanol	
Verbrauch Vergleichsprodukt Welt	Mio. t/a	> 4700	35-80	2860
Verbrauch Vergleichsprodukt DE	Mio. t/a	> 100	1,4	68
Energiebedarf	kWh/kWh	2,4	2,1	2,2

⁶³ Synthetic bzw. e-Natural Gas.

	Einheit	(PtL)	(PtL)	(PtG)
	kWh/kg	26,7	13,2	30,6
Wirkungsgrad		42 %	48 %	45 %
CO ₂ -Bedarf	kg CO ₂ /kWh	0,27	0,22	0,20
	kg CO ₂ /kg	3,06	1,38	2,78

PtL = Power-to-Liquid; PtG = Power-to-Gas

Quelle: (Lübbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

- ▶ Unter **Carboxylierung** wird die Einführung einer Carboxygruppe (-COOH) in eine Verbindung verstanden. Dies kann durch Reaktionen mit CO₂ erfolgen. Es können bspw. Polykarbonate, Polyurethane oder auch Harnstoff hergestellt werden.
- ▶ Die **elektrochemische** Transformation von CO₂ (Reduktion) findet in einer Elektrolysezelle statt, die aus Anode, Kathode und Elektrolyt besteht. An der Kathode können über CO₂ je nach Setup Verbindungen wie Kohlenmonoxid, Ameisensäure/Format, Ethanol, Ethylen, aber auch Methanol und Methan synthetisiert werden (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021).
- ▶ Die **photochemische** Nutzung von CO₂ orientiert sich am Prozess der Photosynthese, worin Photokatalysatoren Licht absorbieren und damit eine Transformation von CO₂ in höherwertige Kohlenwasserstoffe bzw. Produkte ermöglichen. Optionen sind beispielsweise die Herstellung von Methanol, Methan und Ameisensäure (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021).
- ▶ Die zur Reaktion mit CO₂ notwendige Energie kann auch durch ein **Plasma**, wie in der Plasmakatalyse, bereitgestellt werden. Dadurch können Produkte wie Methanol oder Essigsäure hergestellt werden (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021).
- ▶ Daneben ist auch die **Mineralisierung** (Beton, Zement) eine Option für die Nutzung von CO₂, teils auch mit hohem TRL von 7-9. Diese Möglichkeit wird in der vorliegenden Analyse der CO₂-Speicherung (in Chemie-/Kunststoffprodukten) nicht weiter betrachtet.

Tabelle 22: Eigenschaften von weiteren CCU-Produkten (1. Reihe: HVC, 2. Reihe: Polymere)

Produkt	Einheit	Ethylen	Propylen	Butadien	Benzol	Toluol
Molekül		C ₂ H ₄	C ₃ H ₆	C ₄ H ₆	C ₆ H ₆	C ₇ H ₈
Heizwert	kWh/kg	14,1	12,3	12,3	11,3	11,4
C-Gehalt	kg C/kg	0,86	0,86	0,89	0,92	0,91
	kg C/MWh	61	70	72	82	80
Verwendung		75 % als Basis für Kunststoffe Polyethylen, Polyester, Tenside (Waschmittel), Ethylbenzol	66 % für Polypropylen, Rest Acrylnitril (Basis für Textilfasern), Propylenoxyd	90 % zu Synthesekautschuk	Kraftstoff-zusatz	TNT, Lösungsmittel, Ausgangs-chemikalie für Synthesen

Produkt	Einheit	Ethylen	Propylen	Butadien	Benzol	Toluol
		(Basis für Polystyrol)	(Basis für Polyurethan, Lacke und Klebstoffe)			
Wissenswertes		überregionale Ethylen-Pipelinesysteme				
Erzeugung DE	Mio. t/a	4,5	3,4	2,1	1,5	0,5

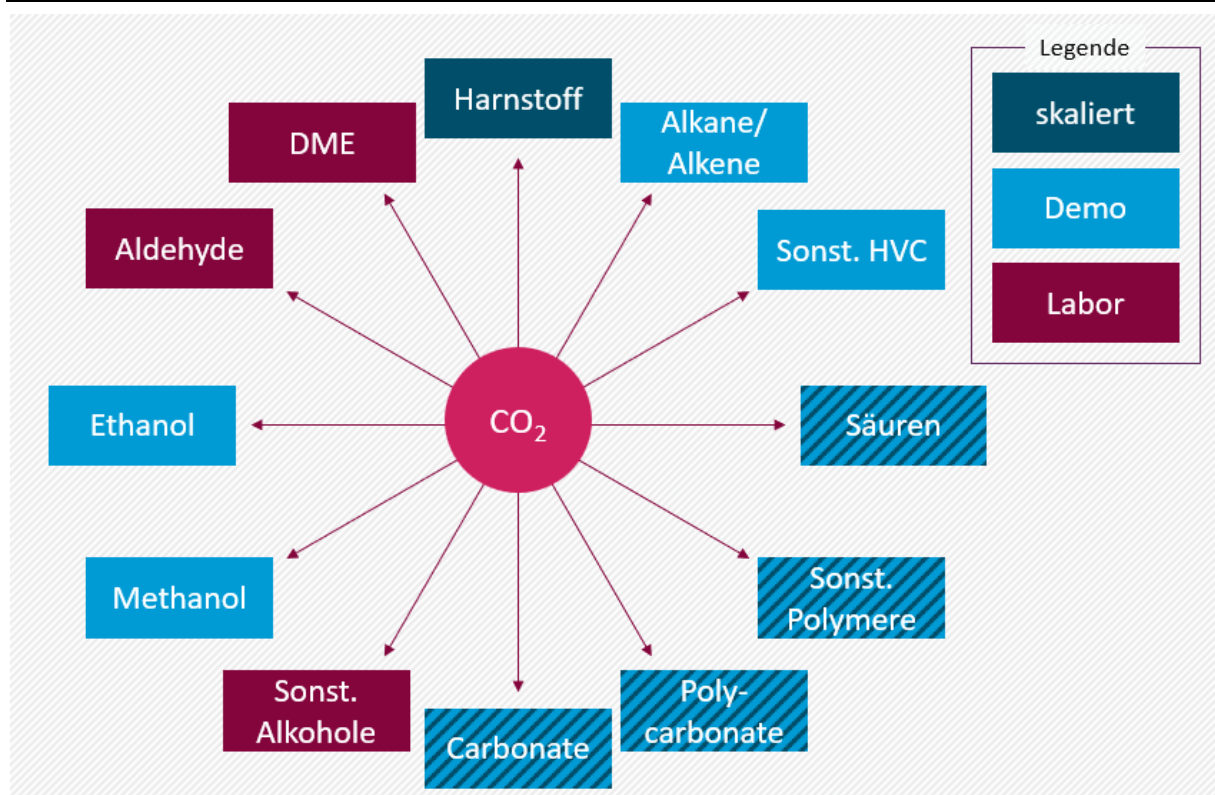
Tabelle 23: Kohlenstoffgehalt in ausgewählten Chemikalien

Produkt	Einheit	Polyethylen	Polypropylen	Polyvinylchlorid	Extrudiertes Polystyrol (XPS)	Expandiertes Polystyrol (EPS)	Polyurethan (PUR)	Polypropylen-Carbonat (PPC)	Polylactid (PLA)
Heizwert	kWh/kg	14,1	12,3	10,3	11,1	11,1	8,2		
C-Gehalt	kg C/kg	0,86	0,86	0,38	0,92	0,92			
Verwendung		häufigster Kunststoff, 38 % der Kunststoffverwendung weltweit	2.-häufigster Kunststoff, Maschinen- und Fahrzeugbau, Elektro, Rohre, Textilien, Verpackung	Fensterprofile, Rohre, Schallplatten, Bodenbeläge etc.	Platz 4 unter den Kunststoffen		32 % Gebäudedämmung, 20 % Möbel & Matratzen, 14 % KfZ, 10 % Lacke & Farben		
Wissenswertes			gute Recyclingeigenschaften, aber geringer Anteil bisher		Aufschäumen u. a. mit CO ₂ , ca. 5 % des Kunststoffes in DE	60 % des weltweiten EPS in Bauindustrie		biologisch abbaubar, lebensmittelverträglich, durchsichtig, hohe Temperatur- u. Wetterstabilität, elastisch	Bio-Kunststoff
Erzeugung DE	Mio. t/a	2,6	1,9	1,6	0,5		1,1		

Quelle: (Lübbers, Hobohm, Thormeyer, & Dambeck, 2022)

Die technologische Reife ist v. a. für ausgewählte Produkte aus Prozessen der Hydrogenierung und Carboxylierung hoch (7 bis 9). Kurz- bis mittelfristig gelten also u. a. Methanol, Methan, Kalzium-/Natriumkarbonate, Harnstoff, Syngas (bspw. für Fischer-Tropsch) und Ethanol als mögliche Zielprodukte, die (bislang) in großen Mengen verwendet werden, aber einen niedrigen Wert bzw. aktuelle Preise aufweisen. Speziell die Herstellung von Methanol, Methan, Fischer-Tropsch-Produkten und Harnstoff erlaubt infolge der Weiterverarbeitung zu einer breiten Masse an Chemie- und Kunststoffprodukten. Analog mögliche Zielprodukte mit einem höheren Wert, die aber in kleineren Mengen gehandelt werden, sind Dimethylkarbonate, Polykarbonate, Ameisen- und Salicylsäure (Chauvy, Meunier, Thomas, & Weireld, 2019). Die Möglichkeit einer Kommerzialisierung in bis zu fünf Jahren wird für Methanol, Methan, DMC, zusätzlich für DME, Propan und Propen gesehen (Garcia-Garcia, Cruz Fernandez, Armstrong, & Woollass, 2021). Damit können u. a. Lösemittel, Harze, Farben und Lacke, Klebstoffe, Baumaterialien, Düngemittel, Treib-/Kraftstoffe und Polymere/Kunststoffe über CCU hergestellt werden. Eine Übersicht zu möglichen CCU-Produkten geben Abbildung 47 und Tabelle 22.

Abbildung 47: Überblick zu CCU-Produkten



Quelle: eigene Darstellung, Prognos, in Anlehnung an (DECHEMA, 2019)

2.1.4.3 Permanenz der CO₂-Speicherung in Produkten

Hinsichtlich Permanenz wird mit Blick auf Senkenwirkung in der vorliegenden Analyse v. a. auf lange Nutzungsdauern und Zeiten bis zur CO₂-Reemission fokussiert. Da viele der aus CO₂ produzierbaren Stoffe Grund- und Plattformchemikalien darstellen, ist dabei auf das Ziel- bzw. Endprodukt abzustellen (vgl. Abbildung 47). Zusätzlich werden im Folgenden mögliche relevante Wertschöpfungsketten skizziert, für die die präsentierten (Zwischen-)Produkte zentral sein können.

Methanol ist, neben dessen Verwendung als Energieträger, auch Ausgangsstoff für viele Folgeprodukte wie DME, Formaldehyd, Essigsäure und DMC. Zukünftig wird Methanol zudem als

mögliche Basis für die HVC-Produktion sowie (infolge) die Herstellung von Kunststoffen und als H₂-Speichermedium sowie als Langfristenergiespeicher diskutiert.

Während fossiles **Methan** v. a. als Energieträger sowie aktuell über die Dampfreformierung zur Herstellung von Grundchemikalien, wie Ammoniak und Methanol, genutzt wird, ist eine derartige Verwendung bei SNG kaum denkbar. Dies ist auf die hohen Produktionskosten und die niedrige Effizienz bei erneuter Umwandlung zu Synthesegas zurückzuführen. Der dafür notwendige (grüne) Wasserstoff wäre direkt effizienter nutzbar. Hinsichtlich Transport bietet Methan allerdings (über das bestehende Netz) eindeutige Vorteile. Tree Energy Solutions (TES), ein europäisches Unternehmen im Energiebereich, plant ein derartiges System, das CO₂ (weltweit) über e-NG im Kreislauf führen soll und das kontrovers diskutiert wird.⁶⁴

Harnstoff wird aus Ammoniak hergestellt und aktuell vorwiegend als Düngemittel verwendet. Daneben wird er aber auch zur Produktion von Klebstoffen, Kunststoffen und Harzen eingesetzt. Zukünftig ist er zudem auch eine mögliche H₂-Quelle.

Neben dessen Verwendung als Energieträger wird **DME** auch als Treibgas in Sprays und in Kältemitteln eingesetzt. Zudem kann er eine Zwischenstufe zur Synthese von HVC darstellen (bspw. über Methanol-to-Olefins).

FT-Produkte gelten neben deren Verwendung als (flüssige) Energieträger v. a. auch als Ausgangsprodukte zur Produktion von HVC, Kunststoffen etc.

Ameisensäure wird zur Desinfektion und Reinigung eingesetzt und ist Ausgangsstoff für Chemikalien, wie Amide, Ketone, Aldehyde.

Essigsäure wird als Antiseptikum, zum Färben und in der Nahrungsmittelproduktion eingesetzt. Zudem ist sie Ausgangsstoff zur Synthese von Estern und Essigsäureanhydrid (infolge Textilfasern, Lacke, Kunststoffe, Arzneistoffe).

Insgesamt werden CO₂-basierte Chemikalien (damit) oftmals als Ausgangsbasis für Kunststoffprodukte gehandelt. Die tatsächliche Nutzungsdauer sowie die erwartbare Zeit bis zur CO₂-Reemission hängen dabei vom Verwendungszweck (also dem intendierten Zielprodukt und dessen Verwendung) ab. Sie kann von wenigen Tagen (wie bei der Ausbringung von Harnstoff als Düngemittel) bis zu vielen Jahrzehnten (wie bei Kunststoffrohren im Gebäudebereich) reichen. Einen Überblick gibt Tabelle 24.

Tabelle 24: Nutzungsdauern ausgewählter Zielprodukte

Zielprodukt	Nutzungsdauer (in Jahren)	Quelle(n)
Kunststoffrohre	> 80	(Conversio, 2022)
Fenster	40-50	(Conversio, 2022)
Dämmungen	40	(Rüter, 2016)
Fußböden	25-30	(Conversio, 2022)
Span- und Faserplatten	20-40	(Rüter, 2016)
Industriegeräte	20	(Geyer, Jambeck, & Lavender Law, 2017), (Lopez et al., 2023)
Fahrzeuge	15-18	(Conversio, 2022)

⁶⁴ <https://tes-h2.com/de/green-cycle>, zuletzt abgerufen am 08.02.2024

Zielprodukt	Nutzungsdauer (in Jahren)	Quelle(n)
Elektrik/Elektronik	8	(Geyer, Jambeck, & Lavender Law, 2017), (Lopez et al., 2023)
Textilien	1-4	(Giemkiewicz, Depireux, Spengler, & Zietlow, 2022)
Verpackungen	<1	(Conversio, 2022), (Geyer, Jambeck, & Lavender Law, 2017), (Lopez et al., 2023)
Düngemittel	0,01	(Hepburn et al., 2019)

Quelle(n) wie angegeben

Das IPCC spricht von „klimarelevanten Zeiträumen“, in denen CO₂ in Produkten gespeichert werden muss, um bei CCU eine Senkenwirkung zu ermöglichen. Für die produktbasierte CO₂-Speicherung in derart „klimarelevanten Zeiträumen“ wird der Begriff CCUS (Carbon dioxide capture, utilisation and storage) vorgegeben. Nur bei CO₂, das kürzlich aus der Atmosphäre entnommen wurde (Anmerkung: biogen oder atmosphärisch) kann von CDR (oder eben einer Senkenwirkung) gesprochen werden (IPCC, 2018b). Auf EU-Ebene wird im Zertifizierungsrahmen für CO₂-Entnahme auf langfristige Speicherung und langlebige Produkte und Materialien abgestellt (Europäische Kommission, 2022a). Eine weitere Spezifikation der Produkte oder Zeiträume ist einer vorläufigen politischen Einigung zu entnehmen, die eine produktbasierte CO₂-Speicherung von mindestens 35 Jahren, inklusive Möglichkeit der Überwachung vor Ort, vorgibt. Tabelle 24 zeigt, dass die mittleren Nutzungsdauern von vielen Produkten, wie Düngemitteln, Verpackungen, Textilien, aber auch Geräten und Fahrzeugen, darunter liegen. Im Wesentlichen sind nur für die Baumaterialien derartige Nutzungsdauern zu erwarten.

Über die Nutzungsdauer hinaus ist jedoch speziell die Dauer bis zur CO₂-Reemission für die Abschätzung der Senkenwirkung und Permanenz der CO₂-Speicherung wichtig. Was am End-of-life mit einem Produkt passiert, hat einen mitunter erheblichen Einfluss darauf. Wiederverwendung und Recycling, aber auch Deponierung verlängern die Dauer bis zur Reemission. Angesichts des Abfallrechts ist dies nur in bestimmten Fällen eine Option, in Deutschland bspw. landen nur hochgradig anorganische Abfallfraktionen wie Bauschutt auf einer Deponie. Kunststoffverpackungen werden dagegen derzeit in Deutschland de facto nicht deponiert und bspw. mit rund 60 % recycelt (GVM, 2021).

Einen zusätzlichen Faktor für die Permanenz der CO₂-Speicherung stellt die Fragmentierung von Stoffströmen dar. Während in Deutschland jährlich über 1,3 Mt Alttextilien gesammelt werden, wird rund eine halbe Megatonne exportiert (vgl. (BVSE, 2020), destatis-Tabelle 32121). Dadurch kann sich die Dauer bis zur CO₂-Reemission von Teilen der Altmaterialien verlängern, aber auch verkürzen. Risiken bestehen bspw. darin, dass oft unklar ist, wo Kunststoffe am End-of-life landen, und diese Teil globaler Handelsströme sind (Geyer, Jambeck, & Lavender Law, 2017).

2.1.4.4 Potenzialabschätzung von CCU zur produktbasierten CO₂-Speicherung

Der stoffliche Einsatz von fossilen Rohstoffen in der deutschen Chemieindustrie liegt aktuell bei über 15 Mt, in Europa bei rund 80 Mt (Schwab, 2023).⁶⁵ Ein Großteil davon (über 70 %) sind raffinierte Mineralölprodukte, v. a. Naphtha, das zur HVC-Produktion in Steamcrackern verarbeitet wird. In den letzten Jahren wurden so in Deutschland ungefähr zwischen 11 und 15 Mt HVC produziert (VCI, 2024).⁶⁶ In der gesamten EU liegt die HVC-Produktion bei um die 40

⁶⁵ Daneben werden ca. 10 % der gesamten Kohlenstoffbasis über biogene Rohstoffe bereitgestellt, speziell zur Herstellung von Spezialchemikalien, vgl. (DECHEMA, 2017).

⁶⁶ für Ethylen, Propylen, die Butene, Benzol, Toluol, die Xylole

Mt.⁶⁷ Daneben wurden in Deutschland bislang über 2 Mt Erdgas stofflich zur Ammoniak- und Methanolproduktion eingesetzt (VCI, 2024). Auch in Europa deckt Erdgas ca. 15 % der stofflichen Rohstoffbasis (Schwab, 2023). Die Methanolproduktion lag in Deutschland in den letzten Jahren bei 1 bis 1,5 Mt, in der gesamten EU bei 1,5 bis 2,4 Mt.⁶⁸ Laut UBA-Inventarbericht werden aktuell rund 13,8 Mt fossiler Kohlenstoff in der deutschen Chemieindustrie nichtenergetisch genutzt. Würden diese Mengen gesammelt auf CO₂-basierte Produktion umgestellt, entspricht dies (stöchiometrisch) in Deutschland einem CO₂-Bedarf von über 50 Mt.

Während die (grüne) Ammoniakproduktion zukünftig durch Einsatz von grünem Wasserstoff potenziell auf kohlenstoffhaltige Energieträger verzichten kann, ist der Großteil der restlichen Produktion voraussichtlich auch langfristig Kohlenstoff-basiert, da C ein grundlegender Bestandteil der (aktuell genutzten) Chemikalien und Kunststoffe ist.

Die mögliche Nutzung von CO₂ als alternative Kohlenstoffbasis in der Chemieindustrie geschieht in einem komplexen Zusammenspiel von Rahmenbedingungen und vor dem Hintergrund der Erreichung der Klimaziele. Neben CCU stehen auch weitere (tendenziell kostengünstigere) Alternativen zur Verfügung: Diese sind v. a. die forcierte Wiederverwendung, die Steigerung von Ressourcen- und Materialeffizienz, das verstärkte Recycling (mechanisch und chemisch) und die Nutzung biogener Rohstoffe. Insgesamt wird jedoch davon ausgegangen, dass zumindest ein gewisser Teil des C-Bedarfs über CCU gedeckt werden muss, da die Potenziale der Alternativen (bspw. für Recycling und Chemikalien biogenen Ursprungs) nicht für einen vollständigen Ersatz der heutigen fossilen Produktion ausreichen. In einem Szenarienvergleich für Europa mit Fokus auf Deutschland wurde gezeigt, dass der CCU-Anteil in bisherigen Studien stark variiert (von 0 bis fast 100 %) und demnach kein typischer Wert angegeben werden kann (Kloo, Scholz, & Theisen, 2023). Deutsche Roadmaps setzen tendenziell stärker auf CCU. Wenn auch nur 10 bis 20 % der Kohlenstoffbasis über CCU bereitgestellt werden, was im Szenarienvergleich durchaus denkbar erscheint, sind dies in Deutschland jährlich dennoch 5 bis 10 Mt CO₂, gemäß Produktion in der EU insgesamt rund das Dreifache. Werden diese Mengen aus atmosphärischem oder biogenem CO₂ gedeckt, ist ein Produktspeicher mit einer Senkenwirkung für die entsprechende Nutzungsdauer in dieser Größenordnung möglich.

In der Industrial Carbon Management-Strategie wird auf EU-Ebene von rund 200 Mt CO₂ ausgegangen, die 2050 für die Herstellung synthetischer Produkte, Chemikalien oder Kraftstoffe verwendet werden. Dabei wird angemerkt, dass perspektivisch auf die Nutzung von biogenem oder atmosphärischem CO₂ abgestellt wird, um einen höheren Klimanutzen zu erzielen. Die Bereitstellung von atmosphärischem CO₂ (aus inländischem DAC) ist v. a. aus Perspektive des Energiebedarfs und der entsprechenden Kosten in Deutschland kritisch zu bewerten. CO₂-Importe über eine etwaige Transportinfrastruktur sind aus heutiger Perspektive nicht vorherzusehen, aber auch nicht auszuschließen. Für biogenes CO₂ können Einschränkungen durch Biomasse- und Abfallpotenziale angenommen werden. Gängige aktuelle Abschätzungen zu Potenzialen für die deutsche Chemieindustrie finden sich in DBFZ (2024), und aufbauend darauf in VCI (2023) und Agora Industrie (2023). Demnach existiert ein Potenzial an ungenutzten, aber technisch mobilisierbaren Reststoffen und Abfallbiomasse von 2,5 bis 8,6 Mt Kohlenstoff (Agora Industrie, 2023). Dies ist in der Größenordnung der angeführten CCU-Abschätzungen (siehe oben). Zukünftige Nutzungskonkurrenzen zu anderen Anwendungen mindern die für CCU nutzbaren Mengen.

Nachfrageseitig ist im Speziellen der Kunststoffverbrauch interessant, der stark von Importen und Exporten geprägt ist. Während in Deutschland aktuell über 20 Mt Plastik produziert

⁶⁷ eurostat, ds-056121, ebenso für Ethylen, Propylen, die Butene, Benzol, Toluol, die Xylole

⁶⁸ eurostat, ds-056121

werden, werden 13 Mt exportiert und 9 Mt importiert.⁶⁹ Zur Kunststoffverarbeitung werden 14 Mt eingesetzt, davon 12 % Rezyklat. Es wird von einem jährlichen Endverbrauch von über 12 Mt ausgegangen, wobei aktuell 5,7 Mt Kunststoffabfälle pro Jahr entstehen (Statista, 2022), (Conversio, 2022).⁷⁰ Im Vergleich werden in Europa um die 60 Mt von weltweit ca. 400 Mt Kunststoffen produziert. Über 90 % der globalen Produktion werden über fossile Primärerzeugung gedeckt, also unter 10 % über Produktkreisläufe (hier fast gänzlich über mechanisches Recycling). Bislang werden weltweit weniger als 0,1 Mt, also unter 0,1 % der Kunststoffproduktion, über abgeschiedenes CO₂ (also CCU) hergestellt (Plastics Europe, 2023). Der europäische Kunststoffverbrauch beläuft sich auf über 50 Mt, es wird tendenziell mehr exportiert als importiert, und es fallen jährlich knapp 30 Mt Kunststoffabfälle an (siehe (Statista, 2022), (Plastics Europe, 2022), (Plastics Europe, 2023)). Gemäß C-Anteil in Kunststoffen kann die Höhe des entsprechenden Kohlenstoffspeichers in Kunststoffprodukten zu jeweils um die 90 % des Verbrauchs abgeschätzt werden. Aus den Molekülmassen lässt sich ein ca. 3,66-mal höherer CO₂-Bedarf für diesen Kunststoffverbrauch ableiten, der in Europa insgesamt bei um die 180 Mt läge, in Deutschland bei rund 40 Mt. Der Bauproduktbereich ist in Deutschland mit über einem Viertel für den größten Anteil am gesamten Kunststoffverbrauch verantwortlich (Conversio, 2022). Dementsprechend ist ein Potenzial dieses Bereichs zur langfristigen CO₂-Speicherung von rund 65 Mt in Europa bzw. 10 Mt in Deutschland abzuleiten. Potenziale für produktbasierte CO₂-Speicherung sind also groß, die Neuheit der Entwicklungen, aktuelle Dynamiken und die limitierte bisherige Umsetzung erschweren aber aussagekräftige und zuverlässige Prognosen.

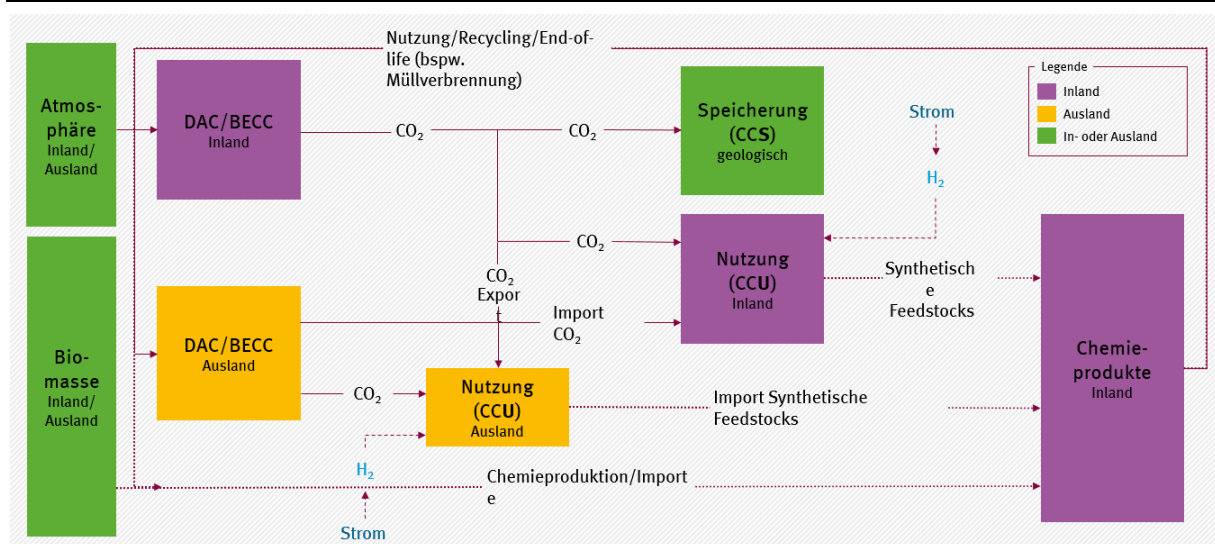
2.1.4.5 THG-Bilanz, Energiebedarfe und Kosten von CCU zur produktbasierten CO₂-Speicherung

In diesem Abschnitt werden THG-Bilanzen, Energiebedarfe und Kosten von CCU zur produktbasierten CO₂-Speicherung diskutiert. Die CO₂-Nutzung passiert dabei in einer Wertschöpfungskette von CO₂-Quellen, Abscheidung, Nutzung und (Zwischen-)Produkten im Kontext von Importen und Exporten (Abbildung 48). Zusätzlich weist die CO₂-Nutzung in der Regel erhebliche Strom- und Wasserstoffbedarfe auf und CCU steht hinsichtlich CO₂-Mengen in Konkurrenz zu CCS. CCU kann dabei eine (zwar unvollständige, aber großskalige) Kreislaufführung des CO₂/Kohlenstoffs ermöglichen, bspw. wenn Kunststoffprodukte aus CO₂ hergestellt werden und am End-of-life bei der Verbrennung, das CO₂ wieder abgeschieden und zur erneuten Kunststoffproduktion genutzt wird. Die Möglichkeit der Methanolproduktion mit CO₂ aus der Thermischen Abfallbehandlung im Vergleich zu DAC in einem weltweiten Kreislauf wird in einer separaten Prognos-Studie für das UBA vertieft und vor allem kostenseitig erörtert.

⁶⁹ Diese Zahlen beziehen sich auf vor 2022 und sind aktuell durch die Energiekrise und Kosten beeinflusst.

⁷⁰ Relevant ist hier auch, dass die Müllverbrennung nur einen Teil der Kunststoffabfälle erfasst.

Abbildung 48: Wertschöpfungskette der CO₂-Nutzung im Kontext Importe/Exporte



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos

Anmerkung: Aufgrund unvollständiger Abscheidung, die derzeit auf 5 bis 10 % des Abgasstroms geschätzt wird, entstehen jeweils CO₂-Emissionen in dieser Höhe. Diese sind bei einer THG-Bilanzierung zu beachten, wobei in den hier skizzierten Prozessen von der Nutzung von biogenem/atmosphärischem CO₂ ausgegangen wird.

Für die THG-Bilanz und CCU mit Senkenwirkung ist es wie erwähnt entscheidend, dass biogenes oder atmosphärisches CO₂ genutzt wird. Die Verfügbarmachung der Biomasse ist sowohl für die THG-Bilanz, Energiebedarfe als auch für die Kosten von Bedeutung. Emissionsseitig ist bei der Abscheidung an (biogenen) Punktquellen außerdem zu beachten, dass diese unvollständig erfolgt. Es ist davon auszugehen, dass Abscheidungsquoten von rund 90 bis 95 % technisch möglich und wirtschaftlich optimal sind (Brandl, Bui, Hallett, & Dowell, 2021). Ein weiterer zentraler Schritt in der CCU-Wertschöpfungskette ist der etwaige Transport des CO₂. Die CO₂-Nutzung erfolgt dann in der Regel mit hohen Energie- und Wasserstoffbedarfen, für die auch deren Bereitstellung inkl. Erzeugung und Transport zu berücksichtigen ist. Je nach Zielprodukt ergeben sich unterschiedliche Bedarfe, auch an CO₂ als Feed. Dieser prozessabhängige (auch stöchiometrische) CO₂-Bedarf determiniert in wesentlichem Ausmaß die Höhe des spezifischen CO₂-Speicherpotenzials eines Produkts. Die weitere Wertschöpfungskette mit Weiterverarbeitung, Nutzung, Transporten und End-of-life spielt für die Gesamtbilanz der Produkte eine Rolle; diese Teile der CO₂-Nutzungskette sind allerdings größtenteils unabhängig davon, ob ein Produkt über CCU hergestellt wurde oder nicht (bspw. über fossile Feedstocks). Demnach bleiben sie bei einer Vergleichsbetrachtung von THG-Bilanzen, Energiebedarfen und Kosten oft unberücksichtigt.

Es existiert eine Vielzahl an Studien, die sich um Lebenszyklus-Analysen (LCA) und techno-ökonomische Analysen für CCU-Produkte dreht.⁷¹ Funktionale Einheiten beziehen sich in der Regel auf den Massen-Output, also auf Kilogramm oder Tonnen des Produkts (Thonemann, 2020). Darin werden u. a. die Treibhaus-Wirkung, Materialbedarfe und Kosten betrachtet und für verschiedene Prozesse miteinander und mit konventionellen Ansätzen verglichen. Der Großteil der Arbeiten beschäftigt sich allerdings nicht mit der möglichen Senkenwirkung der Produkte, sondern untersucht CCU mit Energie- und Materialbedarfen, die (zumindest teilweise) über nicht erneuerbare Quellen gedeckt werden. Im Fall von Strom aus Windkraft oder Photovoltaik, grüner H₂-Produktion und bei Berücksichtigung des genutzten CO₂ als Negativbeitrag werden durchaus negative Emissionswerte, bis unter -1 t CO₂ pro Tonne Produkt

⁷¹ siehe bspw. die Literaturübersichten von (Thonemann, 2020) und (Garcia-Garcia, Cruz Fernandez, Armstrong, & Woolass, 2021)

ermittelt (Garcia-Garcia, Cruz Fernandez, Armstrong, & Woollass, 2021), (Thonemann, 2020), (Kaiser, Gold, & Bringezu, 2022). Ggü. konventioneller Produktion wird von potenzieller Vermeidung in der Größenordnung von 1 bis 2 t CO₂ pro Tonne Produkt ausgegangen (DECHEMA, 2017). Es ist jedoch zu beachten, dass Systemgrenzen unterschiedlich gesetzt werden, bspw. mit Ein- oder Ausschluss unterschiedlicher Prozessschritte, wie der Bereitstellung des CO₂, den Transportbedarfen oder dem notwendigen Anlagenbau. Die mögliche negative THG-Gesamtbilanz ergibt sich wie erwähnt v. a. als Folge des spezifischen Einsatzes von CO₂ zur Herstellung des jeweiligen Produkts. Je nach Zielprodukt werden pro Tonne Produkt zwischen 0,23 und 5,9 t CO₂ als Feed genutzt, im Fall von Methanol sind es rund 1,23 bis 1,53 t CO₂/t Methanol (DECHEMA, 2017), (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021). Eine Analyse zu synthetischem Methanol zeigt, dass die (unvollständige) Abscheidung den größten Emissionsbeitrag liefert, gefolgt von Energie- und Materialbedarfen.⁷² Transport und Synthese machen jeweils nur wenige % der spezifischen Emissionen aus (Kaiser, Gold, & Bringezu, 2022).

Hinsichtlich Energiebedarfe ist die notwendige H₂-Bereitstellung in der Regel der größte Bedarfsblock. Für eine relevante Senkenwirkung ist davon auszugehen, dass grüner Wasserstoff und der Großteil der Energie über Strom bereitgestellt werden müssen. Abhängig vom jeweiligen Zielprodukt und von den Herstellungsprozessen liegt der spezifische Energiebedarf ungefähr zwischen 8 und 49 MWh/t Produkt, für Methanol bei rund 11 MWh/t MeOH; bei MeOH werden über 9 MWh davon für die H₂-Elektrolyse eingesetzt (DECHEMA, 2017). Je höher der H₂-Bedarf, desto größer ist in der Regel auch der Energiebedarf. V. a. die Weiterentwicklung der Prozesse und Anlagen, speziell auch der eingesetzten Katalysatoren sind wichtige Bausteine zur Weiterentwicklung und Etablierung der präsentierten CCU-Optionen (vgl. (Dieterich, Buttler, Hanel, Spliethoff, & Fendt, 2020)). In Relation zum genutzten CO₂ ergeben sich Energiebedarfe im Bereich 6 bis 9 MWh/t CO₂.

Zahlreiche techno-ökonomische Analysen zeigen aktuelle sowie zu erwartende Kosten der CO₂-Nutzung zur Herstellung von Chemieprodukten. Grundsätzlich sind die präsentierten CCU-Optionen fast durchwegs teurer als die (heutige) fossile Produktion. In Zukunft ist v. a. vor dem Hintergrund antizipierter CO₂-Preise und Kostenreduktionen in der H₂-Bereitstellung eine Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit von CCU zu erwarten. Analog zu den Energiebedarfen ist auch kostenseitig die Wasserstoffbereitstellung mit über drei Viertel (sogar bei DAC) der größte Kostenbestandteil (Kamkeng, Wang, Hu, Du, & Qian, 2021), (Kaiser, Gold, & Bringezu, 2022).

Für die Herstellung von synthetischem Methanol in Deutschland wird aktuell bspw. von Gesamtkosten von um die 1.000 €/t MeOH ausgegangen, bis 2030 wird bereits mit Reduktionen um etwa ein Drittel bis zur Hälfte gerechnet (Kaiser, Gold, & Bringezu, 2022), (IRENA, METHANOL INSTITUTE, 2021). Weitere Studien geben Kosten für die Produktion von synthetischem Methanol im Bereich von 300 bis 1000 €/t MeOH an (DECHEMA, 2017), (Dieterich, Buttler, Hanel, Spliethoff, & Fendt, 2020). Zum Vergleich lag der durchschnittliche Preis für (aus fossilen Rohstoffen produziertes) Methanol auf dem europäischen Markt von 2012 bis 2024 bei 247 bis 535 €/t MeOH. In den letzten Jahren war ein Anstieg auf über 500 €/t zu verzeichnen (Statista, 2024). Die Preise entwickeln sich mit den Preisen für fossile Energieträger und werden langfristig weiter ansteigen. Für synthetisches Methanol wird bis 2050 mit Kosten zwischen 250 und 600 €/t MeOH gerechnet. Während die Kosten von CCU mit atmosphärischem CO₂ aus DAC aktuell noch weit darüber liegen, wird erwartet, dass über massive Verbesserungen der DAC-Technologien und der entsprechenden CAPEX bis 2050 ähnliche Kosten erreicht werden können wie über andere Abscheidungsverfahren (IRENA, METHANOL INSTITUTE, 2021). Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Chemieproduktion über CCU auch langfristig

⁷² Dies ist jedoch von der CO₂-Quelle abhängig.

teurer ist als mögliche Alternativen. Die Kosten der CO₂-Speicherung belaufen sich dann mit optimistischen Kostenannahmen auf um die 200 €/t CO₂.

Die rechtliche Ausgestaltung und damit auch Anreize für CCU zur CO₂-Entnahme, bspw. die potenzielle Integration in Emissionshandelssysteme wie den EU-ETS, sind noch unklar. Industrielles CDR wird derzeit weder von der EU-ETS-Richtlinie noch von den Effort Sharing- und LULUCF-Verordnungen erfasst.⁷³

2.2 Pflanzenkohle

Pflanzenkohle entsteht durch thermischen Abbau von Biomasse bzw. der organischen Bestandteile der Biomasse in einer sauerstoffarmen Umgebung. Während des Prozesses wird die Biomasse in einen kohlenstoffreichen Feststoff umgewandelt und der Kohlenstoff wird vor biologischer und chemischer Freisetzung geschützt. Die Ausbringung von Pflanzenkohle auf bestimmte landwirtschaftliche Böden kann zur Verbesserung der Bodenqualität beitragen. Neben der CO₂-Speicherung kann die Pflanzenkohle auch für andere Anwendungen eingesetzt werden, diese bieten aber keine langfristige Speicherung und sind daher für diese Arbeit nicht relevant.

2.2.1 Prozessbeschreibung

Pflanzenkohle wird anhand thermochemischer Verfahren hergestellt. Die unterschiedlichen Verfahren sind: Pyrolyse, hydrothermale Karbonisierung (hydrothermal carbonization (HTC)), Biomasse-Vergasung, Torrefizierung. Pyrolyse und Vergasung sind trockene Prozesse. Oft muss die Biomasse vor der Herstellung getrocknet werden. Pyrolyse findet bei Temperaturen zwischen 200 bis 900 °C und unter einer Sauerstoff-armen Umgebung statt. Die hydrothermale Karbonisierung wird bei niedrigeren Temperaturen zwischen 180 bis 250 °C durchgeführt und eignet sich für Ausgangsstoffe mit einer höheren Feuchtigkeit. Eine Vor-Trocknung ist daher nicht erforderlich. Pflanzenkohlen, die durch HTC hergestellt werden, werden auch Hydrochar genannt. Die Vergasung der Biomasse findet bei hohen Temperaturen zwischen 750 bis 900 °C statt und dabei werden vor allem synthetische Gase, wie CO, CO₂, CH₄ und H₂, sowie weitere aromatische Kohlenwasserstoffe hergestellt. Pflanzenkohle ist hier nur ein Nebenprodukt. Während der Torrefizierung wird die Biomasse bei Temperaturen von ca. 300 °C und unter einer Sauerstoff-armen Umgebung mit einer Verweilzeit zwischen 10 bis 60 Minuten aufbereitet. HTC-Verfahren ergeben den höchsten Pflanzenkohle-Ertrag, zwischen 50 und 80 %. Langsame Pyrolyseverfahren sind mit ca. 35 % Pflanzenkohle ertragsärmer. Die Vergasung liefert, im Vergleich, nur ca. 10 bis 12 % Pflanzenkohle. Pflanzenkohlen aus langsamen Pyrolyseverfahren sind stabiler als jene aus HTC (Teichmann, 2014). Tabelle 25 stellt einen Überblick über verschiedene Verfahren zur Herstellung von Pflanzenkohle dar.

Tabelle 25: Verfahren zur Herstellung von Pflanzenkohle

Herstellungs-verfahren	Prozess-temperatur (°C)	Verweilzeit	Ausbeute Pflanzenkohle (%)	Ausbeute Pyrolyse-Öl (%)	Ausbeute Synthesegas (%)
Pyrolyse (schnell)	500 – 1.000	< 2 s	12	75	13
Pyrolyse (langsam)	300 - 700	Minuten - Tage	35	30	35

⁷³ Verordnung (EU) 2023/857 und 2018/841

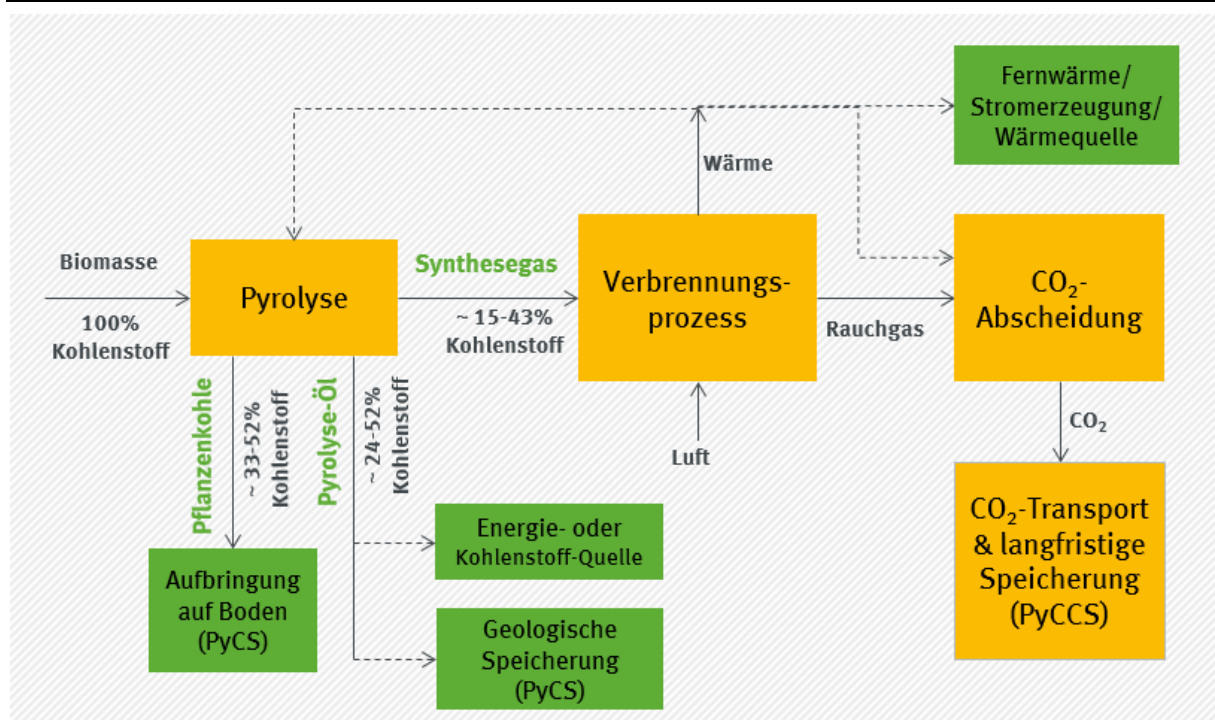
Herstellungsverfahren	Prozess-temperatur (°C)	Verweilzeit	Ausbeute Pflanzenkohle (%)	Ausbeute Pyrolyse-Öl (%)	Ausbeute Synthesegas (%)
hydrothermale Karbonisierung	180 - 300	1 - 16 h	50 - 80	5 – 20	2 - 5
Vergasung	750 - 900	10 - 20 s	10	5	85
Torrefizierung	290	10 - 60 min	80	~ 0	20

Quelle: (Yaashikaa, Senthil Kumar, Varjani, & Saravanan, 2020)

Die Pyrolyse ist das meistverwendete Verfahren. Als Nebenprodukte fallen Pyrolyse-Öl und Synthesegas an. Der Ertrag der Pflanzenkohle ist vom Ausgangsstoff und der Prozesstemperatur abhängig. Weiterhin wird zwischen schnellen (Fast Pyrolysis) und langsamen Pyrolyseverfahren (Slow Pyrolysis) unterschieden. Bei langsamen Pyrolyseverfahren werden relativ niedrige Temperaturen, zwischen 300 – 700 °C, und längere Verweilzeiten von einer Stunde bis zu einem Tag angewendet. Generell ergeben langsame Verfahren einen höheren Anteil an Pflanzenkohle (35 %) und weniger Nebenprodukte (65 %). Schnelle Pyrolyseverfahren werden bei zwischen 500 – 1.000 °C betrieben. Hier beträgt die Verweilzeit weniger als 2 Sekunden und produziert einen niedrigen Anteil an Pflanzenkohle (ca. 12 %) (Yaashikaa, Senthil Kumar, Varjani, & Saravanan, 2020). Das Pyrolyseverfahren wird durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst: Ausgangsstoffe, Betriebstemperatur, die Rate der Wärmezufuhr, und die Teilchengröße beeinflussen den Ertrag an Pflanzenkohle. Die Betriebstemperatur beeinflusst den pH-Wert, bei höheren Pyrolysetemperaturen wird Pflanzenkohle alkalischer. Eine höhere Pyrolysetemperatur beeinflusst auch die Oberflächenstruktur und erhöht die Adsorptionsfähigkeit (Sajdak et al., 2023).

Pflanzenkohle kann aus diversen organischen Materialien, wie landwirtschaftlichen Reststoffen, Rückständen aus Landschaftspflege, nachwachsender Biomasse und rezykliertem Holz, hergestellt werden. Holzartige Biomasse aus Forst- oder Gartenabfällen zeichnet sich durch geringe Feuchtigkeit, hohe Dichte und hohen Heizwert aus. Im Gegensatz dazu weist nicht-holzartige Biomasse aus Landwirtschaft, Industrieabfall oder Klärschlamm eine hohe Feuchtigkeit, niedrige Dichte und einen niedrigen Heizwert auf. Biomasse mit niedriger Feuchtigkeit benötigt vergleichsweise wenig Wärmezufuhr sowie eine geringere Verweilzeit und ist daher wirtschaftlich bevorzugt (Yaashikaa, Senthil Kumar, Varjani, & Saravanan, 2020).

Abbildung 49: Herstellung der Pflanzenkohle



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, Werte basierend auf (Schmidt et al., 2019)

Die Herstellung von Pflanzenkohle, insbesondere anhand der Pyrolyseverfahren, ist im Allgemeinen eine ausgereifte Technologie mit einem Technology Readiness Level (TRL) von 8 bis 9. Von den zehn erfahrenen Anlagenherstellern in der EU verfügen vier bereits über Prozesse auf TRL 9. Die restlichen Hersteller sind mindestens bei TRL 8 (EBI, 2023). Die Technologie von Carboculture liegt bei TRL 8 (24-Stunden-Lauf im industriellen Pilotmaßstab), knapp unter der Kommerzialisierung einer FOAK-Anlage (Carboculture, 2024, 15. Februar). Anlagekapazitäten auf industriellem Maßstab sind allerdings nicht in der Breite vorhanden. Das TRL-Niveau für die Nutzung von Pflanzenkohle als Dünger liegt bei 9 für Anwendung in Europa und bei 7 für Anwendungen in Afrika (Möllersten & Naqvi, 2022). Die Nutzung als negative Emissionstechnologie wird derzeit hinsichtlich der Permanenz, der Auswirkungen auf den Boden und der weiteren Nebenwirkungen noch im Labor erforscht, und die Ergebnisse nach der Hochskalierung im Freiland fehlen noch. Es ist möglich, dass diese auch anders als im Labor sein können (Hepburn et al., 2019; Fuss et al., 2018).

Anwendung

Pflanzenkohlen können vielseitig angewendet werden. Die aktuell meistgenutzte Anwendung ist die Ausbringung als Hilfsmittel auf landwirtschaftlichen Böden. Die deutsche Düngemittelverordnung (DüMV)⁷⁴ erlaubt die Nutzung von Holzkohle mit einem Kohlenstoffgehalt von mindestens 80 % in der Trockenmasse aus chemisch unbehandeltem Holz als Ausgangsstoff für Kultursubstrate, und als Trägersubstanz in Verbindung mit der Zugabe von Nährstoffen über zugelassene Düngemittel. Es wird keine Definition von Holzkohle angegeben. Die Pflanzenkohle mit hohem Mineralstoffanteil (> 20 %) wird laut DüMV nicht zulässig sein. Neben der langfristigen Speicherung von Kohlenstoff (PyCS) kann die Ausbringung positive Effekte auf die Bodenqualität bewirken. Der Einsatz der Pflanzenkohle verändert die

⁷⁴ Tabelle 7.1, Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln¹ (Düngemittelverordnung - DüMV), https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/D%C3%BCMV.pdf

physikochemischen und biologischen Aspekte des Bodens. Diese Veränderungen sind in ihren Auswirkungen nicht immer absehbar und nicht alle positiv. Daher ist der Einsatz im Boden kritisch zu sehen. Die Zugabe kann die Nährstoffbindung im Boden verbessern und das Pflanzenwachstum erhöhen. Diverse Studien (Schmidt et al., 2021), (Zhang, Xiao, Xue, & Zhang, 2020) stellen einen positiven Effekt auf die Bodenfruchtbarkeit und den Ertrag fest, das trifft aber nicht auf alle Bodentypen und nicht auf alle Ausgangsstoffe zu. Die Studien zeigen, dass durch die Aufbringung der Pflanzenkohle auf den Boden die CO₂-, CH₄- und N₂O-Emissionen des Bodens sinken. Dazu kann die Pflanzenkohle aufgrund ihrer hochporösen Struktur die Wasserspeicherung im Boden möglicherweise erhöhen. Allerdings neigt sie dazu, die Böden dunkler zu machen und somit die Oberflächenalbedo zu verringern. Das Vorhandensein eines Vegetationsdaches oder einer Schneedecke kann diese Auswirkungen jedoch abschwächen (Tisserant & Cherubini, Potentials, Limitations, Co-Benefits, and Trade-Offs of Biochar Applications to Soils for Climate Change Mitigation, 2019; Sajdak et al., 2023). Des Weiteren kann Pflanzenkohle zur langfristigen Speicherung in der Bodenaufschüttung oder in der Deponie gelagert werden oder als Zusatz zu Baumaterialien verwendet werden (Schmidt et al., 2019). Die Untersuchungen der letzten Jahre kommen zu unterschiedlichen, teils widersprüchlichen Ergebnissen in Bezug auf die Auswirkung der Pflanzenkohle auf dem Boden. Daher sind die oben zitierten positiven Ergebnisse mit Vorsicht zu genießen.

Pflanzenkohle hat weitere Anwendungsmöglichkeiten, die aber keine negativen Emissionen erzielen, weil die Pflanzenkohle verbrannt bzw. unter Emissionsbildung umgesetzt wird.

- a) Eisen- und Stahlindustrie: Biomassen können als Ersatz für fossile Energieträger und fossile Kohlenstoffquellen eingesetzt werden. Aufgrund der Feuchtigkeit sind aber Biomassen nicht direkt einsetzbar. Pflanzenkohle, durch den Pyrolyse-Prozess, ist ein geeigneter Ersatz für herkömmlichen Kohlenstoff im aeroben Verfahren in der Stahlherstellung (Sajdak et al., 2023).
- b) Energiespeicherungstechnologien: Superkondensatoren werden zur Energiespeicherung genutzt und verwenden Grafit als Anode. Pflanzenkohle ist nach zusätzlichen Aktivierungsverfahren und Anpassungsprozessen als Grafit-Anode einsetzbar (Sajdak et al., 2023).
- c) Alternative zu Zement: Eine kleine Menge an Pflanzenkohle kann als Ersatz für Zement im Beton verwendet werden. Diese Substitution scheint positive Einflüsse auf die Beton-Qualität zu haben (Aman, Selvarajoo, Lau, & Chen, 2022).

2.2.2 Eigenschaften, Potenzial und Kosten

Potenzial der Pflanzenkohle

Die CO₂-Abscheidung aus der Luft geschieht bereits während des Anbaus und Zuwachses der Biomasse (Sajdak et al., 2023; Carboculture, 2024, 15. Februar). Die Umwandlung der Biomasse in Pflanzenkohle überführt das Material dann in eine langfristig stabile Form. Aufgrund ihres stabilen Zustands ist Pflanzenkohle im Boden kaum von biologischem Abbau betroffen und bleibt über längere Zeit stabil. Die Literatur geht von einer Verweilzeit von wenigen Jahrzehnten bis zu einem Jahrhundert aus (Fuss et al., 2018). Eine Tonne der Pflanzenkohle speichert ein Äquivalent von 2,1 bis 4,8 t CO₂.

Das Potential zur Abscheidung von CO₂ aus der Atmosphäre (Carbon Direct Removal, CDR) von Pflanzenkohle ist direkt an die Verfügbarkeit von Biomasse und von Flächen zur Ausbringung der Pflanzenkohle gekoppelt. Eine Abschätzung der Biomassepotenziale aus der Forst- und Agrarwirtschaft sowie der Bioabfälle in der EU für das Jahr 2030 beträgt zwischen 980 bis 1.200 Mio. Tonnen Trockenmasse (Imperial College London, 2021). Besonders relevant sind Abfälle

aus der Forst- & Agrarwirtschaft. Diese Rohstoffquellen stehen in kritischer Konkurrenz mit anderen Anwendungen, z. B. der energetischen Nutzung, der Herstellung von Biofuels (Treibstoffe aus Biomasse), Kompostierung usw. Auch die energetische Verwertung von Biomasse und anschließende Abscheidung des CO₂ verwendet die gleichen Rohstoffe und stellt daher eine Nutzungskonkurrenz dar. Nach konservativer Einschätzung fallen ca. 149 Mt Agrarabfall (mit nachhaltiger Beseitigungsrate der Rückstände) und ca. 38 Mt Forstabfall in Europa (EU, Europäischer Wirtschaftsraum und UK) pro Jahr an. Dabei sind die anderweitig nutzbaren Rückstände aus Agrar- und Forstwirtschaft, z. B. als Futtermittel oder zur Energieerzeugung, bereits abgezogen. Die Obergrenze des Potenzials beträgt 212 Mt/a Agrarabfall (technisches Potential) und 71 Mt/a Forstabfall pro Jahr. Davon wird ein Potenzial für herstellbare Pflanzenkohle in Europa (EU, Europäischer Wirtschaftsraum und UK) abgeleitet, das zwischen 31 Mt/a und 70 Mt/a liegt (Tisserant et al., 2023). Das deutsche Biomassepotenzial, bestehend aus forst- und landwirtschaftlichen Abfällen, Gülle und Klärschlamm, für das Jahr 2030 liegt bei 51 Mt/a Trockenmasse, davon werden ca. 19 Mt TM/a für Pflanzenkohle nutzbar. Die herstellbare Pflanzenkohle in Deutschland aus diesem Potenzial wird auf ca. 7 Mt/a geschätzt (Teichmann, 2014).

Auf Grundlage dieser Potenzialabschätzungen gehen Lebenszyklusanalyse-Studien (Tisserant et al., 2022; Tisserant et al., 2023) von netto-negativen Kohlenstoff-Emissionen, die aus der Atmosphäre entzogen und durch die Pflanzenkohle in den Böden gebunden werden, mit einer konservativen Abschätzung von 70 bis 169 Mt CO₂/a in Europa (EU, Europäischer Wirtschaftsraum und UK) aus. Die Nettoemissionen beinhalten die Lebenszyklusemissionen durch die Sammlung und den Transport der Biomasse und der Pflanzenkohle sowie durch die Herstellung der Pflanzenkohle. Dies entspricht ca. 1,7 bis 3,9 % der gesamten Europäischen Treibhausgasemissionen des Jahres 2021.

Laut dem Marktbericht der europäischen Pflanzenkohleindustrie (European Biochar Industry), beläuft sich die Produktionskapazität der 130 Produktionsanlagen in der EU auf 53.000 Tonnen pro Jahr (Stand Ende 2022). Der Bericht geht davon aus, dass die Anzahl der Anlagen bis Ende 2023 auf 190 Anlagen mit einer Kapazität von 90.000 Tonnen/a ansteigt. Es wird geschätzt, dass im Jahr 2022 etwa 33.500 Tonnen Pflanzenkohle produziert wurden und dass diese Menge im Jahr 2023 auf oder über 50.000 Tonnen ansteigt. Mit ca. 32 % der Produktionskapazität ist Deutschland Vorreiter in der Pflanzenkohleproduktion. Bis 2030 wird EU-weit eine CO₂-Abscheidekapazität von 6 Mt CO₂ oder ca. 2,1 Mt Pflanzenkohle pro Jahr prognostiziert (EBI, 2023).

Energiebedarf und Energieerzeugung

Der Energiebedarf zur Herstellung der Pflanzenkohle ist sehr vom eingesetzten Verfahren, den Ausgangsstoffen, der Feuchtigkeit und der Temperatur abhängig. Die Untersuchung (Al Yahya, Iqbal, Omar, & Ahmad, 2021) geht von einem Strombedarf von 0,9 GJ/t Biomasse und einem Wärmebedarf von ca. 3 GJ/t Biomasse aus. Die Nebenprodukte der Herstellung, Pyrolyse-Öl und Synthesegas, können zur Energieerzeugung genutzt werden. Der Energiegehalt entspricht 5 bis 14 GJ/t abgeschiedenes CO₂, unter der Annahme, dass der Ausgangsstoff einen Heizwert von 16,4 bis 35,3 MJ/kg aufwies. Die Energieverluste von 10 bis 20 % sind in der Rechnung mitberücksichtigt (Sajdak et al., 2023). Laut Hersteller Carboculture lassen sich aus den Nebenprodukten einer Tonne Pflanzenkohle ca. 36 GJ Energie gewinnen (Carboculture, 2024, 15. Februar).

Emissionen

Während der Herstellung von Pflanzenkohle über thermochemische Verfahren entstehen Emissionen und weitere Schadstoffe. Die emittierten Stoffe hängen v. a. von den eingesetzten

Rohstoffen ab. Tabelle 26 stellt die entstehenden Emissionen und Schadstoffe in Pyrolyseverfahren dar. Besonders die Methan-Emissionen sollten in der THG-Bilanzierung berücksichtigt werden.

Tabelle 26: Entstehende Emissionen durch Pyrolyse bei 850 °C für verschiedene Ausgangsstoffe

Rohstoff	Emissionen (g/kg Ausgangsstoff)			
	CH ₄	CO	PAK	Flüchtige Organische Stoffe (VOC)
Obstrester	8	45	0,6	k. A.
Klärschlamm	1,2	64	4,6	k. A.
Holzpellet	k. A.	227	k. A.	92

Quelle: nach (Conesa et al., 2009; Li, 2024)

Spezifische Kosten und Treiber

Die Literatur gibt eine große Spannbreite an spezifischen Kosten an. Die Kosten variieren zwischen 90 bis 120 USD/t CO₂ bzw. 76 bis 102 EUR/t CO₂ (Umrechnung USD in EUR, 1 EUR = 1,181 USD, Preisbasis 2018) (Fuss et al., 2018). Einige Studien rechnen mit noch höheren Preisen pro Tonne Pflanzkohle, von 300 bis 600 EUR/t, umgerechnet (mit 1 t Pflanzkohle = 2,8 t CO₂) 107 bis 214 EUR/t CO₂ (Schmidt et al., 2019; Fawzy et al., 2022). Ohne großskalige Projekte ist eine Preisangabe unsicher. Laut einer Expertin von Carboculture kostet Pflanzkohle derzeit bis zu 1.000 EUR/t CO₂, wenn man die zusätzlichen Kosten der Qualitätskontrolle und Lebenszyklusanalysen aufaddiert. Unter einer optimistischen Aussicht werden die Preise pro t CO₂ auf ein Viertel des heutigen Preises sinken (Carboculture, 2024, 15. Februar). Die Pyrolyse ist die kostenintensivste Stufe im Lebenszyklus der Pflanzkohle und könnte bis zu einem Drittel der Kosten ausmachen. Die Kosten der Biomasse-Sammlung, des Transports und für die Bodenausbringung haben jeweils einen Anteil zwischen 10 bis 15 % der Gesamtkosten (Homagin, Shahi, Luckai, & Sharma, 2016).

Einige Faktoren beeinflussen die Kosten der Pflanzkohle. Der Rohstoffpreis ist einer der wichtigsten Kostentreiber. Die Verfügbarkeit von Biomasse in der Umgebung nimmt v. a. Einfluss über die Transportkosten. Wenn der Herstellungsprozess eine externe Energiezufuhr benötigt, sind Brennstoff- und Strompreise relevant. Es kann davon ausgegangen werden, dass eine Skalierung der Herstellungsprozesse die Preise perspektivisch senken wird (Carboculture, 2024, 15. Februar).

Forschungsprojekte und Hersteller

Derzeit werden einige Forschungs- und Pilotprojekte in Deutschland durchgeführt. Einige davon werden unten beschrieben:

1. TerraBayt: Nutzungspotenziale von Pflanzkohle und Terra Preta in der Bayerischen Landwirtschaft – Beitrag zu Klimaschutz und Klimaanpassung⁷⁵, koordiniert durch Technische Universität München (TUM), Laufzeit von 01/2022 bis 12/2024
2. Denkfabrik „Landwirtschaft 5.0“⁷⁶, geleitet durch Hochschule Offenburg
3. Forschungsvorhaben thebiocharstory: Neue regionale Konzepte zur standardisierten Beladung, Logistik, Herstellung und Verbreitung von Pflanzkohle für den wirksamen

⁷⁵ <https://www.lss.lw.tum.de/oekolandbau/forschung/projekte/terrabayt/>

⁷⁶ <https://lw50.hs-offenburg.de/>

Einsatz zur Bodenverbesserung und C-Sequestrierung⁷⁷, geleitet durch Technische Universität Dresden, Laufzeit von 10/2022 bis 01/2025

4. PyMiCCS: Pyrogener Kohlenstoff und Mineralien-Verwitterung (PyMiCCS) für beschleunigtes Pflanzenwachstum sowie Kohlenstoffentnahme und -speicherung⁷⁸. Das Projekt untersucht, ob die Kombination von Pflanzenkohle und Gesteinsmehlen positive Synergieeffekte hat, um negative Emissionen zu erzielen. Das Projekt wird durch das Institut für Geologie der Universität Hamburg geleitet und durch das Forschungsprogramm CDRterra⁷⁹ vom BMBF gefördert. Laufzeit von 10/2022 bis 10/2025

Die Herstellung der Pflanzenkohle wird durch einige Hersteller in Deutschland vorangetrieben. Dazu zählen folgende Unternehmen:

1. PYREG⁸⁰: Das Anlagenbauunternehmen hat eine patentierte Technologie zur Karbonisierung der Biomasse entwickelt.
2. 3R-Systems⁸¹: Das Unternehmen entwickelt und produziert maßgeschneiderte Lösungen für Kommunen, Entsorgungsunternehmen, landwirtschaftliche und industrielle Betriebe. Die Herstellung basiert auf Pyrolyseverfahren.
3. Circular Carbon⁸²: Das Anlagenbauunternehmen entwickelt und produziert maßgeschneiderte Lösungen. Die Herstellung basiert auf Pyrolyseverfahren.
4. Novocarbo⁸³: Das Unternehmen entwickelt Projekte zur Herstellung von Pflanzenkohle und grüner Energie als Nebenprodukt. Das Unternehmen beteiligt sich auf dem Markt für Kohlenstoffentnahme.

2.2.3 Bewertung

Im Folgenden werden die positiven sowie die negativen Aspekte der Pflanzenkohlenutzung erläutert.

Verfügbarkeit von Biomasse

Die Verfügbarkeit der Biomasse ist ein zentrales Thema für die Herstellung von Pflanzenkohlen. Biomassen, aus verschiedenen Quellen, werden derzeit sowohl stofflich als auch energetisch genutzt. Diese Nutzung steht im direkten Wettbewerb zu Pflanzenkohle. Andere Negativ-Emissionstechnologien, wie BECCS, binden mehr Kohlenstoff als Pflanzenkohle. Während der Herstellung der Pflanzenkohle wird ca. 40 % des Kohlenstoffs in der Biomasse beibehalten, in eine stabile Form umgewandelt und langfristig im Boden gespeichert (PyCS). Während des BECCS-Verfahrens können bis zu 90 % des Kohlenstoffs aus Biomasse abgeschieden werden. Über PyCS und abschließend PyCCS (CO₂-Abscheidung aus dem Rauchgas der Pyrolyse-Verfahren und dessen Speicherung) können bis zu 70 – 80 % des Kohlenstoffs langfristig gespeichert werden (Schmidt et al., 2021). Tabelle 8 ergibt den Bedarf an technischer CO₂-Entnahme für Deutschland bis 57 Mt CO₂/a. Die herstellbare Pflanzenkohle in Deutschland aus agrar- und forstwirtschaftlichem Potenzial wird auf ca. 7 Mt/a geschätzt. Eine Tonne der Pflanzenkohle speichert ein Äquivalent von 2,1 bis 4,8 t CO₂. Das entspricht einer

⁷⁷ <https://tu-dresden.de/bu/umwelt/hydro/iak/forschung/forschungsprojekte/thebiocharstory>

⁷⁸ <https://www.fona.de/de/massnahmen/foerdermassnahmen/CDR/PyMiCCS.php>

⁷⁹ <https://cdrterra.de/de>

⁸⁰ <https://pyreg.com/de/unternehmen/>

⁸¹ <https://www.3r-systems.de/>

⁸² <https://circular-carbon.com/>

⁸³ <https://www.novocarbo.com/de/>

Potenzialobergrenze von 14,7 bis 33,6 Mt CO₂/a. Dieses Potenzial stellt nur einen maximalen Wert dar. Daher kann die Pflanzenkohle einen Teil des Gesamtbedarfs abdecken.

Biomasse, besonders Holz, wird verstärkt nachgefragt und die Preise erhöhen sich stetig. Es ist sinnvoll, Restabfälle aus Biomasse als Ausgangsmaterial für Pflanzenkohle zu verwenden, um die Konkurrenz zu anderen Verwendungszwecken zu vermeiden. Eine zu hohe Nutzung von Biomasseresten aus der Forstwirtschaft zur Herstellung von Pflanzenkohle könnte langfristige Schäden an Waldökosystemen nach sich ziehen, weil Totholz einen wichtigen Lebensraum für Tiere und Pilze darstellt.

Qualität der Pflanzenkohlen

Die Ausgangsstoffe, der Pyrolyseprozess sowie die Pyrolysetemperatur beeinflussen die Qualität der hergestellten Pflanzenkohlen. Eine EU-Vorschrift für Düngemittel⁸⁴ regelt die Qualitätsanforderungen (u. a. pH-Niveau) für Pflanzenkohle, wenn sie als Düngemittelzusatz verwendet wird (Carboculture, 2024, 15. Februar).

Permanenz

Die Permanenz von Pflanzenkohle im Boden ist die wichtigste Eigenschaft für deren Nutzung als Kohlenstoffsenke. Für die Langzeitspeicherung des Kohlenstoffs ist es wichtig, dass die Pflanzenkohlen solange es geht im Boden verweilen. Die Literatur geht von einem Speicherungszeitraum von bis zu hundert Jahren aus. Der Bodentyp und die Pyrolyse-Temperatur beeinflussen den Zeitraum; saure Böden und hohe Temperaturen (wie in den Tropen) haben negative Einflüsse und reduzieren die Permanenz (Fuss et al., 2018). Außerdem kann Bodenerosion dazu führen, dass die zuvor ausgebrachte Pflanzenkohle abgetragen wird und ihre Funktion als Kohlenstoffsenke verliert.

Bodenqualität und Bodenfruchtbarkeit

Der Einsatz der Pflanzenkohle kann sich positiv auf die Bodenqualität und die Bodenfruchtbarkeit auswirken (Schmidt et al., 2021). Eine Meta-Analyse stellt dar, dass die Mittelwerte der Bodenfruchtbarkeit der einzelnen Analysen eine Bandbreite von –28 % bis zu 39 % haben. Dabei hat die Pflanzenkohle einen positiven Einfluss auf Böden mit saurem und neutralem pH. Faktoren, wie Ausgangsstoff, Bodenart, Wetter und Bodenmanagement beeinflussen die Bodenqualität weiter (Jeffery, Verheijen, van der Velde, & Bastos, 2011). Die Wasserrückhaltung kann zunehmen und es könnte zu weniger Dürreperioden führen. Wie in 2.2.1 oben dargestellt, verändert die Zugabe der Pflanzenkohle die physiologischen, chemischen und biologischen Aspekte des Bodens, aber es führt nicht immer zu positiven Auswirkungen auf dem Bodenqualität. Vor allem der Einfluss nach der Hochskalierung ist unbekannt.

Schadstoffeinbringung

Je nach Ausgangsmaterial und Produktionsbedingungen können während der Herstellung, Schadstoffe wie polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), flüchtige organische Verbindungen (VOC) und Schwermetalle entstehen bzw. emittiert werden. Die Abgase, die während des Herstellungsprozesses von Pflanzenkohle entstehen, enthalten Kohlenmonoxid (CO) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Diese Stoffe sind eine Belastung für die Böden und können auch Gewässerökosysteme verunreinigen. Der PAK-Gehalt von Pflanzenkohle hängt von der Prozesssteuerung ab. Durch die Trennung der Pflanzenkohle von den Abgasen (beispielsweise durch Inertgas oder durch ausreichende Gegenstromlüftung) könnte die Belastung reduziert bzw. vermieden werden. Durch Abgasbereinigung in einer

⁸⁴ Die novellierte EU-Vorschriften für Düngemittel werden die Materialien aus Pyrolyse und Vergasung als zulässige Stoffe einstufen. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12136-Fertilising-products-pyrolysis-and-gasification-materials_en

industriellen Anlage können auch die PAK beseitigt werden, damit ist Pflanzenkohle ohne PAK herstellbar (UBA, 2023).

2.3 Beschleunigte Verwitterung

Bei der beschleunigten Verwitterung (enhanced weathering, EW) handelt es sich um Carbon dioxide removal (CDR), also Verfahren, bei denen CO₂ durch gezielte menschliche Aktivitäten aus der Atmosphäre entfernt und dauerhaft in geologischen, terrestrischen oder ozeanischen Reservoirs oder in Verwitterungsprodukten gespeichert wird. Die Speicherung des Kohlendioxids (CO₂) erfolgt dabei in Form fester mineralischer Verbindungen (Karbonate der Erdalkalimetalle Kalzium und Magnesium). Die technisch induzierte Mineralisierung von CO₂ ahmt den natürlichen Verwitterungsprozess in stark beschleunigter Form nach. Bei der natürlichen chemischen Verwitterung von silikatischen Mineralen wird CO₂ aus der Atmosphäre entzogen und langfristig in Form von festen Karbonaten oder gelöstem Hydrogencarbonat in Ozeanen gebunden.

Durch die technisch beschleunigte Verwitterung von silikathaltigen Naturgesteinen oder mineralischen Abfällen (z. B. Betonabbruch oder Hochofenschlacke) kann CO₂ der Atmosphäre schneller entzogen werden als durch natürliche Verwitterung. Hierzu werden verschiedene technologische Konzepte erprobt, von denen jedoch noch keines großtechnisch verfügbar ist. Daher leistet dieses Verfahren derzeit noch keinen nennenswerten Beitrag zur Kompensation der heutigen Treibhausgasemissionen.

Da es sich bei der beschleunigten Gesteinsverwitterung nicht um eine Technologie zur Entnahme von CO₂ aus der Luft handelt, ist für die meisten Varianten dieser NET eine vorgeschaltete CO₂-Abtrennung aus industriellen Punktquellen (Carbon Capture (CS) oder BEC) oder aus der Atmosphäre (DAC) erforderlich. Lediglich bei der Variante der großflächigen, offenen Ausbringung von Gesteinsgranulat in der Landschaft erfolgt die CO₂-Abscheidung aus der Luft gleichzeitig mit der mineralischen Fixierung.

2.3.1 Speicheroptionen

Grundsätzlich lassen sich folgende technologische Ansätze unterscheiden (vgl. Abbildung 50):

2.3.1.1 In-situ Mineralisation von CO₂ in Gesteinskörpern:

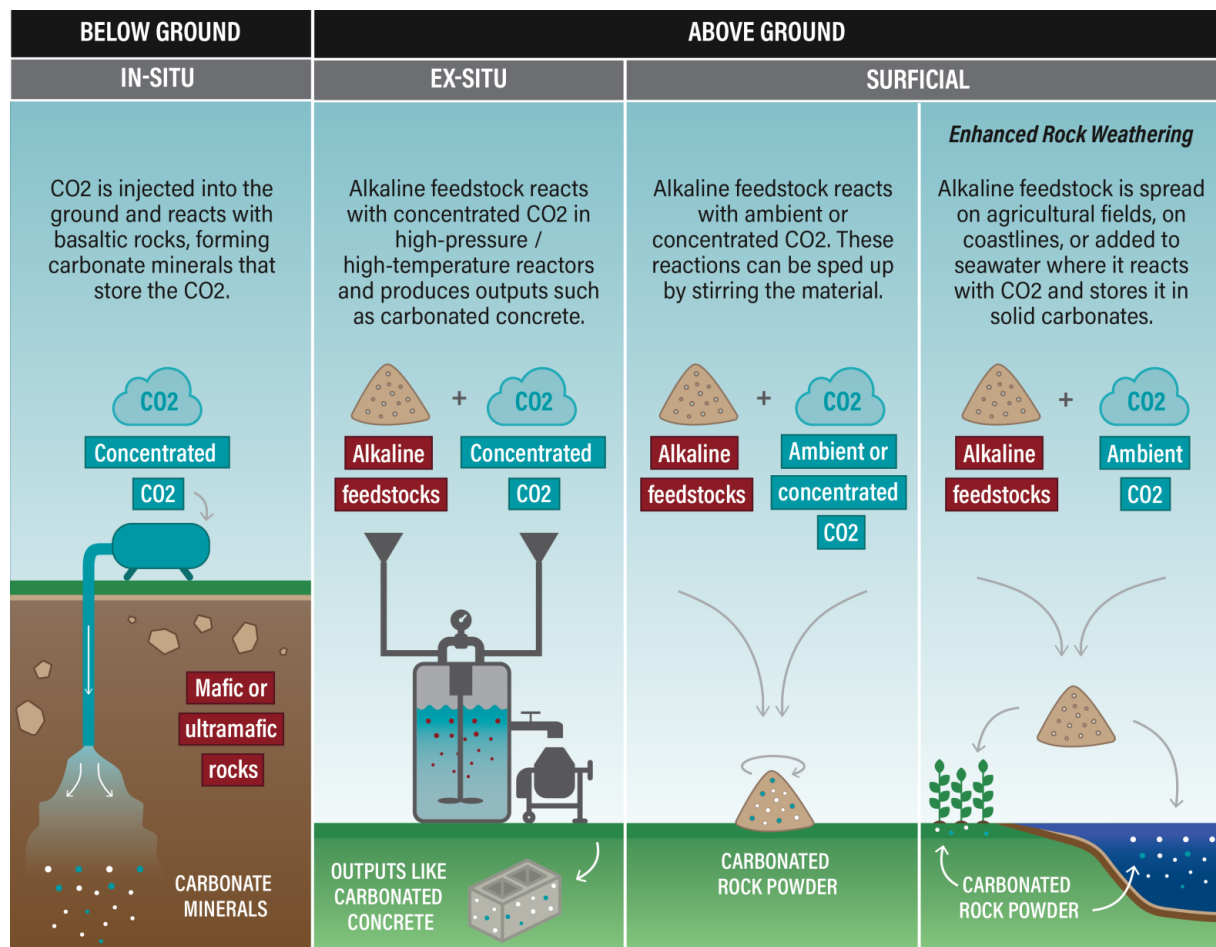
Dazu wird gasförmiges oder in Wasser gelöstes CO₂ unter Druck in den Untergrund gepresst, wo es über Klüfte in das Gestein eindringt und dort eine chemische Karbonatisierung der silikatischen Minerale im Gestein (z. B. Olivin) bewirkt. Geeignete Gesteine sind Silikatgesteine wie Basalt oder Serpentin (Ostovari et al., 2020). Die mineralische Einbindung des CO₂ in den Gesteinskörper als Karbonat ermöglicht prinzipiell eine hohe Dauerhaftigkeit dieser Form der CO₂-Speicherung. Allerdings muss der Einspeichervorgang genau kontrolliert werden, um sicherzustellen, dass nicht Teile des eingepressten CO₂ durch Klüfte im Gestein wieder in die Atmosphäre entweichen, bevor es mineralisch gebunden ist.

2.3.1.2 Ex-situ Mineralisation von natürlichem Gestein oder technisch erzeugten Schlacken mit CO₂

Die CO₂-Bindung an der Erdoberfläche kann hier entweder in einer technischen Anlage oder durch einfache oberflächliche Ausbringung des zerkleinerten Gesteins über einen längeren Zeitraum erfolgen. Im ersten Fall wird hochkonzentriertes CO₂ aus BEC oder DAC-Anlagen verwendet, um Gesteinskörnungen, Hochofenschlacken oder Altbeton in großen Reaktionskesseln in Karbonate umzuwandeln. Dieser Prozess läuft relativ schnell ab. Alternativ können verschiedene Gesteine auch einfach zerkleinert und oberflächlich in der Landschaft oder

auf landwirtschaftlich genutzten Flächen verteilt werden. Hier reagiert das Gestein langsam mit dem CO₂ aus der Luft und bildet ebenfalls Karbonate. Zur Beschleunigung der CO₂-Mineralisierung ist bei beiden Varianten eine mechanische Zerkleinerung des Ausgangsmaterials erforderlich, was relativ energieintensiv ist.

Abbildung 50: Varianten der Mineralisierung von Kohlenstoffdioxid



Alkaline feedstock = alkaline mine tailings, some industrial by-products and certain types of mined rock.

Quelle: (World Resources Institute, 2024)

2.3.2 Prozessbeschreibung der technologischen Ansätze zur beschleunigten Verwitterung

2.3.2.1 In Situ Verfahren

Für diese Variante kommen vor allem mafische⁸⁵ und ultramafische Silikatgesteine mit poröser Struktur, wie z. B. natürliche Gesteinskörper aus Basalt in Frage, die silikatische Minerale wie Olivin enthalten (Snæbjörnsdóttir et al., 2020). Die in diesen Mineralen enthaltenen Erdalkalimetalle Magnesium und Kalzium sowie auch Eisen reagieren in Gegenwart von Kohlensäure (wässrige Lösung von CO₂) zu Karbonaten, welche kaum wasserlöslich sind und daher als Feststoff im Gestein verbleiben. Diese Art der chemischen Verwitterung findet auch auf natürlichem Wege an der Gesteinsoberfläche statt, allerdings dauert das sehr lange. Um den

⁸⁵ Der Begriff „mafisch“ bezeichnet die chemische Zusammensetzung von gesteinsbildenden Mineralen mit hohen Anteilen an Magnesium und Eisen. Basalt enthält bis zu 25 Gewichtsprozent Magnesium, Kalzium und Eisen. In ultramafischen Gesteinen hat dieser Mineralanteil einen Volumenanteil von über 90 %.

Vorgang zu beschleunigen, wird das in Wasser gelöste CO₂ unter Druck in Bohrlöcher verpresst (vgl. Kapitel 2.1.3), wo es sich in schon vorhandeneren Rissen und Poren des Gesteinskörpers ausbreitet (Matter et al., 2016). Die Umwandlung zu Karbonaten erfolgt in einem Zeitraum von 2 Jahren zu über 95 % (Carbfix hf, 2024b).

Dazu ist am Ort der geeigneten geologischen Formationen eine konzentrierte CO₂-Quelle (z. B. Carbon-capture, BEC oder DAC-Anlage) erforderlich, oder das Gas wird von anderswo her an den Ort der Einlagerung transportiert. Der Vorteil der in-situ Verwitterung ist, dass das Wirtsgestein für die CO₂ Speicherung nicht abgebaut, zerkleinert und transportiert werden muss. Im Gegensatz dazu ist für die oberflächliche Verwitterung (ex-situ), ein Gesteinsabbau nötig, der üblicherweise mit erheblichen Eingriffen in die Landschaft und in Ökosysteme verbunden ist. Die Zerkleinerung von Gesteinen zu Korngrößen im Zentimeter- bis Millimeterbereich ist energieaufwändig und Transporte verbrauchen Treibstoffe und verursachen Umweltbelastungen und Störungen entlang der Transportwege. Diese negativen Auswirkungen lassen sich durch die in-situ Methoden vermeiden.

Neben natürlichen Festgesteinen lassen sich auch in Monodeponien abgelagerte Schlacken ehemaliger oder aktiver Stahlwerke oder Bauschuttdeponien mit Betonabbruch oder Abfälle aus der Zementproduktion zur CO₂-Einlagerung nutzen (Knapp et al., 2023). Am Beispiel einer Deponie für Stahlwerksschlacke zeigen Knapp et al. (2023), dass sich CO₂ aus geogenen und atmosphärischen Einträgen über das Sickerwasser im Deponiekörper und in der Drainage in Form von mineralischen Ablagerungen ablagert. Allerdings sind die Senkenpotenziale von Schlackedeponien bisher nicht hinreichend exakt bestimmbar, weil noch keine verifizierbaren Modellierungsmethoden zur Quantifizierung der CO₂-Einlagerung in solchen Senken zur Verfügung stehen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die chemische Zusammensetzung und der Aufbau solcher Deponien im Einzelfall variieren und das Senkenpotenzial daher stark variieren kann.

2.3.2.2 Ex-Situ Verfahren

Diese in mehreren Varianten existierenden Methoden der beschleunigten Verwitterung erfordern zunächst den Abbau von Festgestein wie z. B. Basalt. Dies geschieht in der Regel in oberirdischen Steinbrüchen. Prinzipiell lässt sich auch Tunnelausbruchmaterial verwenden, sofern dabei geeignete mafische Gesteine angeschnitten werden. Oxidierte Minerale wie Kalziumoxid oder Kalziumhydroxid eignen sich ebenfalls zur Bindung und Speicherung von CO₂. Allerdings kommen diese Minerale in natürlichen Gesteinen kaum vor, sondern werden bei der Zementherstellung unter hohen CO₂-Emissionen künstlich hergestellt. Am Ende der Nutzungsdauer fallen diese Minerale jedoch als Abfallprodukt in Form von Betonabbruch in stets begrenzten Mengen an. Mit Hilfe neu entwickelter Verfahren kann betonhaltiger Bauschutt zur Bindung und Speicherung von CO₂ genutzt werden (Cames et al., 2023).

Die Methode des „Enhanced silicate rock weathering“ (ERW) basiert, wie der Name schon sagt, auf der Verwitterung von silikatischen Gesteinen wie z. B. Basalt (Beerling et al., 2020). Dazu wird das Gestein zerkleinert und oberflächlich auf terrestrischen Böden, vorzugsweise land- und forstwirtschaftlichen genutzten Böden, verteilt. Die Zerkleinerung der Gesteine vergrößert die Oberfläche des Materials, wodurch sich die chemische Verwitterung der enthaltenen Erdalkalimineralien stark beschleunigt. Unter trockenen Bedingungen verbindet sich das CO₂ aus der Luft direkt mit den im Gestein vorhandenen Magnesium- und Kalziumionen und bildet schwer wasserlösliche Karbonate. Unter feuchten Bedingungen bilden sich leichter wasserlösliche Hydrogenkarbonate (HCO₃⁻), die in tiefere Bodenschichten und Gewässer ausgewaschen werden. Dieser Prozess führt auch zu einer Erhöhung der Alkalinität (pH-Wert) in Böden und Gewässern, was in vielen landwirtschaftlich genutzten Gebieten und im Ozean

durchaus erwünscht ist. Die Technik der Ausbringung von basischem Gesteinsmehl wird daher bereits als Gegenmaßnahme zur Bodenversauerung eingesetzt.⁸⁶ Die Erhöhung der Alkalinität im Ozean durch direkten Eintrag von Gesteinsmehl, die ebenfalls auf der chemischen Bindung von CO₂ beruht, wird hier nicht weiter betrachtet, da diese Technologie bisher nur im experimentellen Maßstab erprobt wurde. Die permanente Speicherung von CO₂ in Form von Karbonat in terrestrischen Böden und im Ozeanboden kann unter günstigen Bedingungen bis zu 100.000 Jahre betragen (Beerling et al. 2020).

Eine weitere ERW-Variante wäre die Karbonatisierung von Silikatgestein mit Hilfe technischer Anlagen. Durch eine technisch kontrollierte Reaktionsumgebung (hochkonzentriertes CO₂, erhöhter Gasdruck) lässt sich die Verwitterung des Gesteins zu Karbonat stark beschleunigen. Allerdings ist diese Variante aufgrund der großen Mengen an zu verarbeitendem Gestein eher als unpraktikabel und zu teuer zu bewerten.

Für die Karbonatisierung von Altbeton ist diese Technologieoption jedoch durchaus denkbar, da diese Materialien beim Bauschuttrecycling ohnehin technisch aufbereitet werden (mittels Brecher, Mischer etc.). Beton besteht im Wesentlichen aus einem gebundenen Gemisch aus Sand und Kalziumhydroxid/Silikat. Letzteres wird aus natürlichem Kalkstein durch Erhitzen (Kalzinieren) unter Freisetzung erheblicher Mengen CO₂ hergestellt. Während seiner Nutzungsdauer im Bauwerk nimmt Beton etwa 10 bis 23 % des bei der Zementherstellung freigesetzten CO₂ aus der Umgebungsluft auf und wandelt sich dabei teilweise wieder in Karbonat um (VDZ, 2020). Die aus technischer Sicht unerwünschte Rekarbonatisierung wird durch die Zerkleinerung von Betonabbruch beschleunigt, da die reaktive Oberfläche vergrößert wird. Ohne technisches Zutun dauert die Rekarbonatisierung von zerkleinertem Altbeton jedoch mehrere Jahre. VDZ (2020) schätzt die Menge an CO₂, die während des gesamten Lebenszyklus von Beton wieder aufgenommen wird, auf 25 % der Gesamtemissionen der Zementherstellung (Kalzinierung + Brennstoffe). In technischen Anlagen kann die CO₂-Aufnahme auf einen Zeitraum von wenigen Tagen beschleunigt werden. Dadurch erhöht sich auch die Menge des absorbierten CO₂ auf bis zu 30 % der bei der Zementherstellung freigesetzten CO₂-Emissionen. Damit kann Beton unter den heutigen Bedingungen der Zementherstellung zwar nicht als klimaneutraler Baustoff betrachtet werden – Altbeton stellt jedoch ein Senkenmaterial dar, das kontinuierlich durch technische Prozesse läuft und daher einen kostengünstigen Ansatzpunkt für die Realisierung von Negativemissionen bietet.⁸⁷

2.3.3 Stand der Technik und Kosten

In-Situ Verfahren zur beschleunigten Verwitterung werden derzeit vor allem in Island in einer vulkanisch aktiven Region erprobt und haben in diesem speziellen Umfeld etwa eine TRL von 7 bis 8 (Clark et al., 2020). Das Projekt Carbfix nutzt dazu eine geologisch junge Gesteinsformation aus Basalt in 750 Metern Tiefe als Speicherstätte für CO₂ in karbonatisierter Form. Die Carbfix Versuchsanlage wird im Zusammenhang mit dem bestehenden Geothermiekraftwerk Hellisheiði betrieben, welches auch das Speisewasser und die benötigte Pumpleistung bereitstellt. Auch das in der Versuchsanlage verwendete CO₂ stammt aus der Geothermie und ist vulkanischen Ursprungs. Um das CO₂ in den Gesteinskörper einzulagern, wird das Gas zunächst unter Druck im Speisewasser der Geothermieranlage gelöst und anschließend unter Druck in bereits

⁸⁶ Allerdings wird dazu meist Dolomit (CaMg(CO₃)₂) verwendet, dessen Verwitterung keine CO₂ Bindung bewirkt.

⁸⁶ Allerdings wird dazu meist Dolomit (CaMg(CO₃)₂) verwendet, dessen Verwitterung keine CO₂-Bindung bewirkt. Zum Zweck zusätzlicher CO₂-Bindung und Speicherung müssen silikatische mafische Gesteine verwendet werden.

⁸⁷ Als Negativemission kann dieser Vorgang nur für Altbeton gelten, da die CO₂-Emissionen der Zementherstellung in der Vergangenheit bereits in den nationalen CO₂-Emissionsinventaren der Vorjahre verbucht sind. Für gegenwärtig oder zukünftig produzierten Zement kann jedoch nur dann von einer Negativemission ausgegangen werden, wenn diese Zementproduktion mit CSS gekoppelt ist.

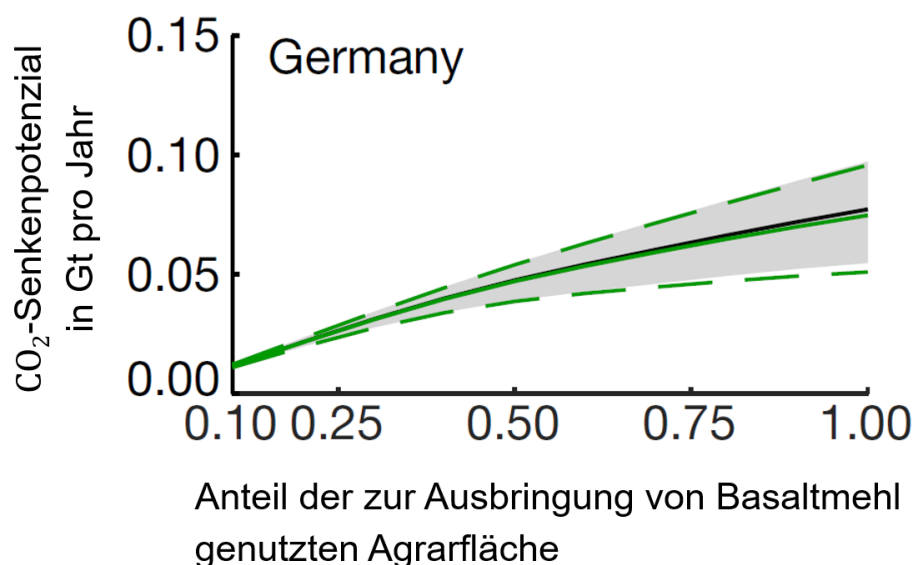
vorhandene Injektionsbohrungen der geothermischen Anlagen eingepresst. Die im Speisewasser gelöste Kohlensäure breitet sich in den im Basalt vorhandenen Klüften und Porenräumen aus, reagiert bei Temperaturen oberhalb von 250 °C mit den Erdalkalisilikaten zu Kalziumkarbonat und lagert sich als Feststoff (Calcit) im Gestein ab. Dieser Vorgang erfordert das Vorhandensein poröser Basaltkörper und eine geeignete hydrothermale Aktivität. Während der Versuchsdauer von 3,5 Jahren wurden 23.200 Tonnen CO₂ in das Gestein injiziert (Carbfix hf, 2024a).

Untersuchungen der Reaktionsdynamik im Gestein lassen darauf schließen, dass innerhalb von neun Monaten bis zu 60 % des CO₂ zu Kalzit mineralisiert werden. Die von Carbfix angegebenen Kosten für das CCS-Verfahren liegen bei 25 \$ pro Tonne CO₂ (Carbfix hf, 2024a). Diese Speicherkosten sind jedoch nur im Zusammenhang mit einer bestehenden Geothermieranlage in einer erschlossenen geothermisch aktiven Region zu sehen. Eine Abscheidung (Carbon Capture) aus konzentrierten CO₂ Quellen (>14 Vol-%) erfordert einen Energiebedarf von über 1.000 kWh per Tonne CO₂ und kostet nach Angaben von Snæbjörnsdóttir et al. (2020) etwa 130 \$ pro Tonne CO₂.

Ex-situ-Verfahren befinden sich derzeit in unterschiedlichen Stadien der technologischen Reife. Während die oberflächliche Ausbringung von Gesteinsgranulaten auf Böden zur pH-Regulierung und Düngung seit Jahrzehnten praktiziert wird, ist die Eignung dieser Methode zur CO₂-Bindung aus der Umgebungsluft noch nicht ausreichend erforscht (Science Media Center, 2024). Ein praktisches Einsatzpotenzial dieser Methode wird vor allem in tropischen Ländern gesehen, da die Ausbringung von Basaltmehl zur Bodenverbesserung beiträgt und damit die biotische CO₂-Speicherung durch Wachstum der terrestrischen Biomasse erhöht (Goll et al., 2021).

Nach Modellberechnungen von Beerling et al. (2020) liegt das globale anorganische⁸⁸ Senkenpotenzial dieser NET bei 0.5 bis 2 Gigatonnen pro Jahr, in Abhängigkeit wieviel Agrarfläche für die oberflächliche Ausbringung von Basaltmehl verwendet wird. In Deutschland liegt das Senkenpotenzial bei maximaler Ausnutzung der verfügbaren Agrarflächen bei 0,05 bis 0,1 Gt pro Jahr (vgl. Abbildung 51). Dafür werden Kosten von 150 bis 250 € pro Tonne fixiertes CO₂ geschätzt (vgl. Abbildung 52) (Beerling et al., 2020).

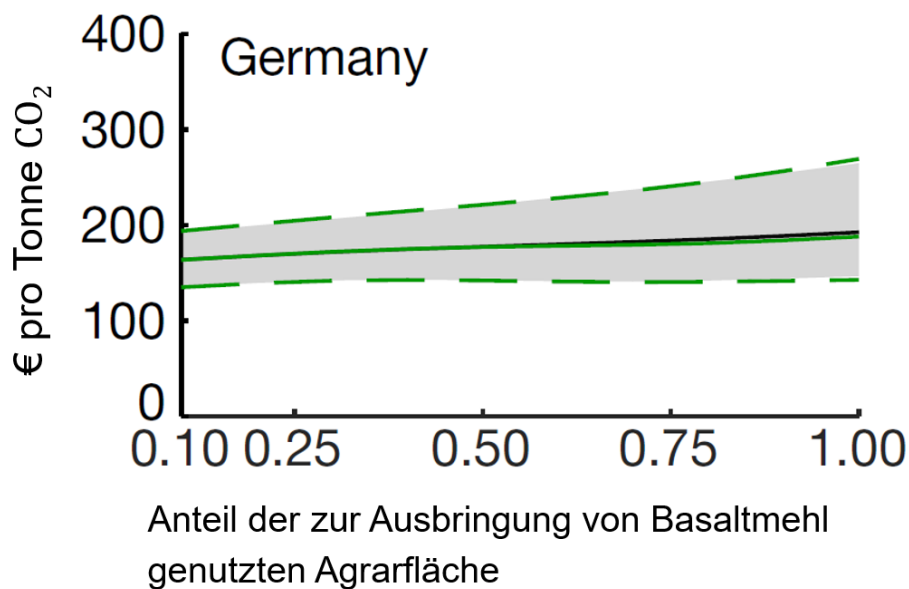
Abbildung 51: CO₂-Senkenpotenzial der ex-situ Ausbringung von Basaltmehl auf Agrarflächen



Quelle: (Beerling et al., 2020)

⁸⁸ Die CO₂ Bindung durch mineralische Fixierung des CO₂ als Karbonat ohne Einbezug der Speicherung in Biomasse als sekundärer Effekt durch die Düngewirkung des Basalts.

Abbildung 52: Kosten der ex-situ Ausbringung von Basaltmehl auf Agrarflächen



Anmerkung: Annahme des Wechselkurses US-Dollar zu Euro von 2020 (ca. 1:1)

Quelle: (Beerling et al., 2020)

Forschung zur Nutzung von Altbeton für die Speicherung von konzentriertem CO₂ (CCS) wird in der Schweiz z. B. von den Firmen Neustark AG (Bern) sowie Sika Technologies AG (Zürich) betrieben. Beide Firmen arbeiten an der Weiterentwicklung und Kommerzialisierung ihrer Verfahren (Cames et al. 2023). Beide Verfahren basieren auf einer Beauftragung des zerkleinerten Altbetons mit reinem CO₂ in speziell dafür entwickelten Reaktionsgefäßen. Die von der Neustark AG entwickelte Technologie ist derzeit in der Lage, 10 kg CO₂ pro Kubikmeter Altbetongranulat zu binden, der theoretische Maximalwert liegt bei 250 kg CO₂/m³ (neustark AG, 2024). Durch die Wiederverwendung des karbonatisierten Altbetons als Zuschlagstoff bei der Betonherstellung können durch Substitution von Primärrohstoffen weitere 20 kg CO₂/m³ Beton vermieden werden. Das zum Patent angemeldete „reCO₂ver-Verfahren“ der Sika Technologies AG basiert ebenfalls auf der technischen Kontaktierung von zerkleinertem Altbeton mit konzentriertem CO₂ (Juilland et al., 2014). Nach Unternehmensangaben können derzeit 50 kg CO₂ pro Tonne Altbeton gebunden werden.

2.3.4 Risiken

Grundsätzlich ist die Permanenz der CO₂-Speicherung in mineralischer Form als sehr hoch einzuschätzen. Insbesondere die Karbonatverbindungen mit Kalzium, Magnesium und Eisen bilden aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit eine CO₂-Fixierung in fester Form, die auch in natürlichen Gesteinen (z. B. Kalkstein, Dolomit) anzutreffen ist.

Hingegen sind Hydrogenkarbonate wasserlöslich und können in Gewässern verfrachtet werden, bis sie sich an Orten mit Kontakt zur Atmosphäre als Karbonate abscheiden (Sinterstein). Dieser Prozess kann die Gewässerökologie verändern und technische Bauwerke beeinträchtigen. Eine Wiederfreisetzung von CO₂ aus mineralischen Verbindungen kann durch starke Erhitzung oder chemische Einflüsse (Säuren) erfolgen. Die Auswahl geeigneter Standorte für die CO₂-Speicherung erfordert daher den Ausschluss dieser Umweltfaktoren.

2.3.5 Bewertung

In-Situ Verfahren, wie die auf Island von Carbfix erprobte Einspeisung von Kohlensäure in basaltische Gesteinskörper, lassen sich mit relativ geringen Eingriffen in die Landschaft umsetzen, sofern geeignete, d.h. natürlicherweise poröse Basaltformationen als Wirtsgesteine zur Verfügung stehen. Prinzipiell gibt es weltweit große Vorkommen an Basaltgesteinen (vgl. Kapitel 2.1.3.3). Inwieweit sich diese durch ihre jeweiligen geologischen Eigenschaften als Wirtsgesteine eignen, müssen erst standortspezifische Erkundungen zeigen. Geologisch junge, hydrothermal aktive Basaltvorkommen, wie sie in Island auftreten, sind besonders attraktiv, da einige davon bereits zur geothermischen Energiegewinnung erschlossen und somit verfügbar sind. Zudem könnte die geothermisch gewonnene Energie kostengünstig zur energieaufwendigen Abscheidung des CO₂ aus der Luft (DAC) am Ort der CO₂ Speicherung eingesetzt werden. Insofern bestehen dort ökonomische und technische Synergien. Ein weiterer Vorteil der geologischen Eigenschaften der isländischen Basalte ist, dass sich durch die hydrothermalen Bedingungen im Gestein Reaktionsdynamiken entwickeln, die eine schnellere Mineralisation des CO₂ bewirken.

Dennoch ist ein Einsatz der In-Situ Mineralisation in ausreichend porösen Basaltformationen aus rein geologischer Sicht weltweit denkbar und die hydrothermalen Bedingungen für die geologische Speicherung nicht zwingend notwendig. Für andere (ultra)mafische Gesteine, wie z. B. Peridotit, Serpentin, fehlen bislang Erfahrungen über deren Eignung als CO₂ Speicherstätte auf Basis der in-situ Mineralisierung. Eine Erschließung weniger poröser Wirtsgesteine für die CO₂-Einlagerung könnte mit erheblichem technischen Erschließungsaufwand verbunden sein.

Die aktive Nutzung von Schlackedeponien als CO₂-Senken ist bislang noch nicht ausreichend erprobt. Existierende Untersuchungsergebnisse zur natürlichen CO₂-Abscheidung in solchen Lagerstätten zeigen, dass diese ein gewisses Sequestrierungspotenzial bieten. Jedoch ist die Quantifizierung dieser Potenziale bislang schwierig, da entsprechende Mess- und Monitoringverfahren noch nicht zur Verfügung stehen. Bevor Schlackedeponien aktiv als CO₂-Senke nutzbar gemacht werden, bedarf es weiterer Untersuchungen zur technischen Machbarkeit und zur Quantifizierung des Sequestrierungspotenzials. Zudem muss sichergestellt werden, dass die technischen Maßnahmen zur CO₂ Einlagerung nicht zur Mobilisierung von Schadstoffen (z. B. Schwermetalle) in die Umwelt führen.

Ex-situ-Verfahren zur beschleunigten Verwitterung werden bereits eingesetzt, allerdings nicht mit dem Ziel der CO₂-Sequestrierung, sondern zur Bodenverbesserung. Um mit dieser Methode negative Emissionen in nennenswertem Umfang zu erzielen, müssten große Mengen Festgestein abgebaut, zerkleinert und ausgebracht werden. Die damit verbundenen Eingriffe in Landschaft und Ökosysteme sind noch nicht hinreichend untersucht, es ist jedoch mit erheblichen Belastungen für Umwelt und Gesellschaft zu rechnen, da Abbau, Aufbereitung und Transport von Festgestein in der Regel mit Umweltauswirkungen und Beeinträchtigungen der Lebensqualität (z. B. Lärm, Staub) verbunden sind. Zudem ist der Energieaufwand zur Zerkleinerung und Transport von Gestein erheblich.

Die Nutzung von Betonabfällen als CO₂-Senke kann eine sinnvolle Alternative dazu darstellen, da solche Materialien kontinuierlich anfallen und diese ohnehin in technischen Prozessen umgesetzt werden. Die technisch beschleunigte Karbonatisierung von Abbruchbeton im Zuge des Bauschuttrecyclings ist bereits in der großtechnischen Erprobung und kann zukünftig einen begrenzten Beitrag zur Realisierung von Negativemissionen leisten. Allerdings ist in diesem Zusammenhang zu klären, wie die bereits bei der Zementherstellung entstandenen CO₂-Emissionen in der Bilanz zu berücksichtigen sind. Dazu ist die Entwicklung einer international harmonisierten Methode für das CO₂-Accounting und Reporting für diese NET erforderlich.

2.4 Zusammenfassung der techno-ökonomischen Analyse

In den Kapiteln zuvor wurde eine technisch-ökonomische Analyse der ausgewählten technischen CO₂-Entnahmeoptionen BECCU/S, DACCU/S, Pflanzenkohle und Beschleunigte Verwitterung durchgeführt.

Tabelle 27 zeigt einen Überblick über die Hauptkriterien der Analyse für die ausgewerteten Negativemissionstechnologien.

Tabelle 27: Hauptkriterien der ausgewerteten Negativemissionstechnologien

Technologie/ Kriterien	BECCS	DACCS	BECCU/ DACCU	Pflanzenkohle	Beschleunigte Verwitterung
Abscheidungs- mechanismus	Photosynthese	Technisch, chemisch aus Atmosphäre	Technisch, chemisch aus Atmosphäre und Photosynthese	Photosynthese	Geochemisch, chemische Bindung durch Mineralisierung
Stand der Technik - TRL	6 – großer Prototyp	6 – großer Prototyp	7 - 9	8 - 9	Basaltverwitterung: 7-9 Karbonatisierung Altbeton: 3-6
Energiebedarf	Abscheidung Aminwäsche: rund 720 kWh _{th} /t CO ₂ rund 300 kWh _{el} /t CO ₂ inkl. Komprimierung	Abscheidung S-DAC: 1.800 – 2.200 kWh _{th} /t CO ₂ Abscheidung: 630 – 830 kWh _{el} /t inkl. Komprimierung	Für die CO ₂ -Nutzung zur Herstellung unterschiedlicher Produkte (z. B. Methanol): 6-9 MWh/t CO ₂	Keine, bzw. Energie- erzeugung von 1,4 – 3,9 MWh/ t CO ₂	1) Carbfix: 75 kWh/t CO ₂ 2) Agrareinsatz Basaltstaub: n.a. 3) Neustark-Verfahren: 250 kWh/t CO ₂ zur CO ₂ - Verflüssigung.
Kosten	100 – 500 EUR/t CO ₂	100 – 1.000 EUR/t CO ₂	noch sehr unsicher, unter optimistischen Annahmen scheinen langfristig um 200 EUR/t CO ₂ möglich	75 – 1.000 €/t CO ₂	1) Carbfix: 44 EUR/t CO ₂ 2) Agrareinsatz Basaltstaub: 80-200 EUR/t CO ₂ 3) Karbonatisierung Altbeton: 150 - 1.000 EUR/t CO ₂
Limitierende Faktoren	Nachhaltige Biomasseverfügbarkeit; CO ₂ -Injektionskapazität	Erneuerbares Energieangebot; CO ₂ - Injektionskapazität	Produktionsmengen, CO ₂ -Verfügbarkeit (auch Biomasse); Erneuerbarer Strom und grüner H ₂	Nachhaltige Biomasse- verfügbarkeit	Flächenbedarf für Gesteinsabbau und oberflächlicher Ausbringung bei ex-situ Variante, Basaltlagerstätten für in-situ-Variante (hydrothermal aktiv oder in Kombination mit CO ₂ - freien Energiequellen) Verfügbarkeit von abbaubaren Basaltvorkommen und Altbeton
Speicherart und Permanenz	Geologisch, Jahrtausende (bis Jahrmillionen)	Geologisch, Jahrtausende (bis Jahrmillionen)	In Produkten, bis Jahrzehnte	Biosphäre, Jahrzehnte bis Jahrhundert	In Mineralen, Jahrtausende (bis Jahrmillionen)

Technologie/ Kriterien	BECCS	DACCS	BECCU/ DACCU	Pflanzenkohle	Beschleunigte Verwitterung
Potenzial in Deutschland	+++	+++	+	+	++

Quellen: Eigene Darstellung, auf Basis von Kapitel 2 und (MCC, 2021); (Smith S. M.; et al. , 2023); (IEA, 2022b)

Potenzialangabe: +++ sehr hohes Potenzial; ++ hohes Potenzial; + geringes Potenzial

3 CO₂-Speicherkapazitäten in Europa

Die Europäische Union (EU) hat sich dazu verpflichtet, bis zum Jahr 2050 wirtschaftsweite Klimaneutralität zu erreichen, um die globale Erwärmung auf 1,5 °C zu begrenzen (Europäisches Parlament und Rat, 2021). Bereits im Net Zero Industry Act schlug die Europäische Kommission (EC) vor, dass bereits ab dem Jahr 2030 mindestens 50 Mt CO₂ pro Jahr in geologischen Formationen gespeichert werden sollen (Europäische Kommission, 2024c).

Die Europäische Kommission (2024d) geht in ihren Modellierungen davon aus, dass bis zum Jahr 2040 pro Jahr insgesamt etwa 280 Mt CO₂ und bis zum Jahr 2050 insgesamt um die 450 Mt CO₂ abgeschieden werden müssten, um die gesetzten Ziele zu erreichen (Tabelle 33). Davon sollen laut EC bis zum Jahr 2040 etwa zwischen 147 Mt CO₂ und 243 Mt CO₂ (0,14 Gt CO₂ – 0,23 Gt CO₂) pro Jahr und bis zum Jahr 2040 etwa 247 Mt CO₂ (0,247 Gt CO₂) pro Jahr in geologischen Formationen gespeichert werden.

Generell versprechen die geologischen Begebenheiten der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz sehr hohe Speicherpotenziale. Vieles deutet daraufhin, dass Speicherkapazitäten in dieser Größenordnung vorhanden sind, um die Klimaziele der EU zu erreichen (Zhang et al., 2022). Baltac et al. (2023) gehen sogar von bis zu 1.500 Gt CO₂ aus. Äußerst vielversprechend sind vor allem große Vorkommen an salinaren Aquiferen in den europäischen Beckenformationen, welche theoretisch erhebliche Speicherpotenziale bieten (Metz et al., 2005; IEA, 2022a). Dennoch wird auf Basis der bereits laufenden und angekündigten CCS-Projekte in Europa bis zum Jahr 2036 erwartet, dass die bis dahin verfügbaren, erschlossenen Speicherkapazitäten lediglich 50 – 60 % des Speicherbedarfs für abgeschiedenes CO₂ decken können (Knopf, 2023). Zhang et al. (2022) weisen ebenso daraufhin, dass die Ziele nur mit einem schnellen Hochlauf der Technologien zu erreichen sind.

Zudem beruhen die optimistischen Angaben derzeit zum Großteil noch auf theoretischen Abschätzungen. Tatsächlich nutzbare Speicherkapazitäten bleiben enorm unsicher. Bisher fehlen meist standortspezifische Daten, um die Speicherstätten ausreichend geologisch zu charakterisieren und somit verlässliche Aussagen über realistische Speicherkapazitäten treffen zu können (IPCC, 2018a; IEA, 2022a; Zhang et al., 2022). Darüber hinaus werden vor allem Nutzungskonkurrenzen sowohl auf dem Meer, wie z. B. durch Gebiete zur Erzeugung regenerativer Energien, der Meidung von Meeresschutzgebieten und militärische Vorrangflächen also auch an Land durch u. a. Siedlungs- oder Gewerbegebiete bzw. landwirtschaftlich genutzte Flächen sowie Nutzungskonflikte im geologischen Untergrund einen Flaschenhalseffekt darstellen. Dadurch können sich die zunächst sehr optimistisch und theoretisch abgeschätzten Speicherpotenziale deutlich verringern und sich extrem auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken (Rütters und Löschke, 2024).

Im Folgenden führt das Kapitel Herausforderungen und Unsicherheiten bei der Quantifizierung von CO₂-Speicherkapazitäten an (Kapitel 3.1) und gibt anschließend einen Überblick über die geologischen Speicherkapazitäten der EU, sowie Großbritannien, Norwegen und der Schweiz (Kapitel 3.2). Dabei stehen besonders die Speicherkapazitäten in der Nordsee und in Deutschland im Fokus.

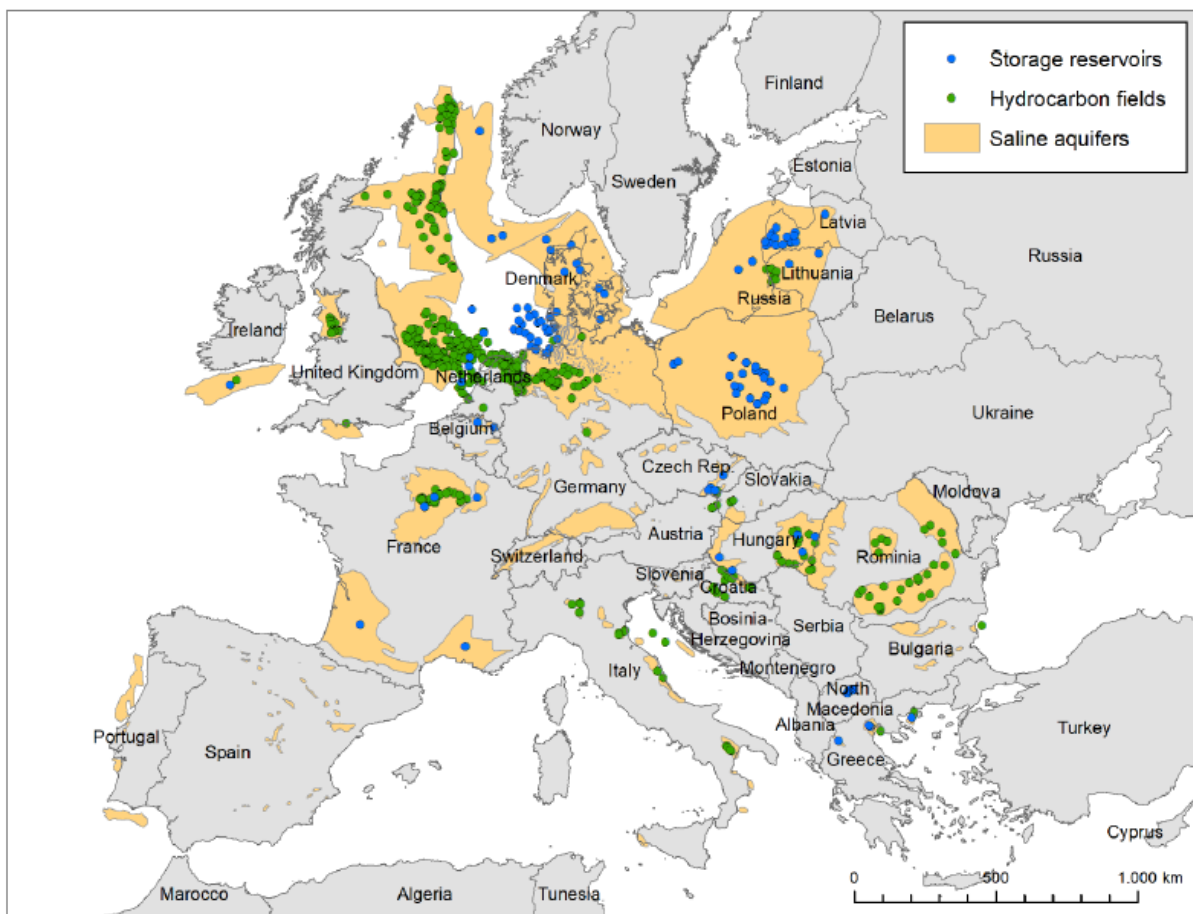
3.1 Herausforderungen und Unsicherheiten bei der Quantifizierung von CO₂-Speicherkapazitäten

Während Speicherpotenziale die grundsätzliche Fähigkeiten bestimmter Gesteinsschichten im tiefen Untergrund, Gase und Flüssigkeiten aufzunehmen und langfristig zu speichern beschreiben, kann mit der Speicherkapazität einer Speicherstätte die potenziell injizierbare und

speicherbare Menge an CO₂ ausgedrückt werden (Knopf und May, 2017; Zhang et al., 2022; Knopf, 2023). Speicherkapazitäten geben genauere – jedoch bei weitem nicht tatsächliche – Auskunft über die später im Betrieb injizierbare Menge an CO₂ und fallen generell deutlich kleiner aus als Hochrechnungen zu Speicherpotenzialen.

Die größten Wahrscheinlichkeiten für hohe Speicherkapazitäten bieten in Europa prinzipiell vor allem die großen sedimentären Becken. Sowohl auf dem Festland als auch Offshore auf dem Festlandsockel sind geeignete geologische Formationen vorhanden, wo sich große salinare Aquifere gebildet haben können (Anthonsen und Christensen, 2021; IEA, 2022a; CO₂GeoNet, 2021). Eine große Rolle als potenzielle Speicherstätten werden dennoch auch Kohlenwasserstofflagerstätten zugeschrieben (siehe Abbildung 53). Dabei ist zum jetzigen Zeitpunkt noch unklar, ob CO₂-Speicherprojekte in Kohlenwasserstoffstätten die ausschließlich reine CO₂-Speicherung zum Ziel haben oder viel mehr eine Maximierung der Förderung fossiler Brennstoffe verfolgen (Vgl. siehe Kapitel 2.1.3.3).

Abbildung 53: Geografische Verteilung von potenziellen Speicheroptionen in Europa



Storage reservoirs (blau): Speicherreservoir in salinaren Aquifern mit bereits bekannten Fallen- und Barrierestrukturen. Hydrocarbon fields (grün): Kohlenwasserstofflagerstätten.

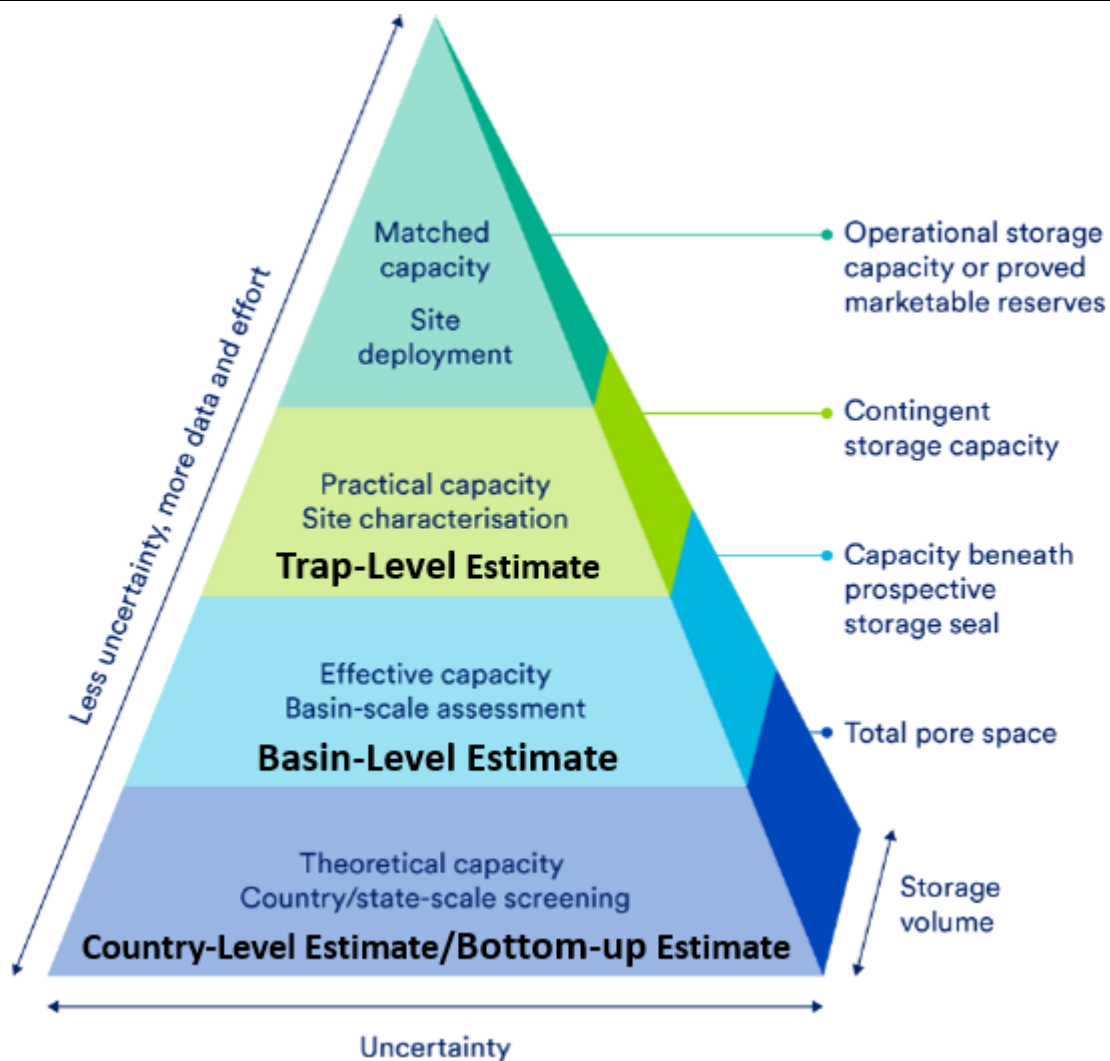
Quelle: (Anthonsen und Christensen, 2021)

Die genaue Speichereignung und -kapazität einer potenziellen Speicherstätte kann jedoch nur durch detaillierte geologische und standortspezifische Erkundungsarbeiten festgestellt werden (Vgl. siehe Kapitel 2.1.3) (Metz et al., 2005; IEA, 2022a; Knopf, 2023). Eine wesentliche Herausforderung bei der überregionalen Abschätzung verlässlicher Speicherkapazitäten ist der Umgang mit oft nicht ausreichend verfügbaren Informationen zu den geologischen

Begebenheiten potenzieller Speicherstätten (Baltac et al., 2023) (Metz et al., 2005; IEA, 2022a; Knopf, 2023). Speicherkapazitäten hängen allgemein von der Tiefe, Größe und dem Volumen der geologischen Formationen, den geologischen Eigenschaften der Speichergesteine (z. B. Porosität und Permeabilität) und der Integrität des Deckgebirges ab (Vgl. siehe Kapitel 2.1.3; (Metz et al., 2005; Vangkilde-Pedersen et al., 2009).

Während einzelne in oder kurz vor Betrieb stehende Speicherprojekte schon relativ genaue Speicherkapazitäten angeben können (Vgl. siehe Kapitel 4), handelt es sich bei den veröffentlichten Angaben zu Speicherkapazitäten ganzer Länder oder in der Literatur meist noch um theoretische Abschätzungen (Baltac et al., 2023). Da diese oft auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen und generischer Annahmen der Geologie aufbauen, kommt es teilweise zu großen Abweichungen der Speicherkapazitäten in den Angaben verschiedener Quellen, was teils zu erheblichen Ungenauigkeiten und Unsicherheiten führen kann (Abbildung 54) (Vangkilde-Pedersen et al., 2009; Zhang et al., 2022; Baltac et al., 2023).

Abbildung 54: Verlässlichkeitspyramide der Clean Air Task Force zur Bewertung von Methoden zur theoretischen Abschätzung von Speicherkapazitäten



Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell

nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden.

Quelle: verändert nach (Baltac et al., 2023).

So werden bei fundierteren, theoretischen Einschätzungen der Speicherkapazitäten von salinaren Aquiferen bspw. häufig zunächst Mächtigkeiten und die flächendeckende Verbreitung der geologischen Formationen bestimmt, um Rückschlüsse über das Speichergesteinsvolumen in definierten Gebieten zu erhalten (volumetrischer Ansatz). Mit Hilfe von generischen Referenzdatensätzen für die angenommenen Speichergesteine wird anschließend das für die CO₂-Speicherung nutzbare Porenvolumen angenommen und unter Berücksichtigung der geschätzten Dichteverhältnisse des injizierten Gases potenzielle Speicherkapazitäten für die definierten Gebiete berechnet (Knopf und May, 2017; Knopf, 2023). Definierte Gebiete können dabei die angenommene regionale Aquifer-Ausdehnung einer geeigneten Speicherformationen innerhalb eines sedimentären Beckens (salinare Aquifere, Vgl. siehe Abbildung 53) oder die angenommene Ausdehnung von Fallen- und Barrierestrukturen (Storage Reservoirs, Vgl. siehe Abbildung 53) sein.

Je nach Definition werden unterschiedliche Speicherwirkungsgrade⁸⁹ für die entweder regionale Aquifer-basierte Bewertung (**Basin-Level-Abschätzung**) oder eine Fallenstruktur-basierte Bewertung (**Trap-Level⁹⁰-Abschätzung**) angewendet (Abbildung 54). Regionale Aquifer-basierte Bewertungen führen aufgrund größerer Gebiete und damit potenziell höherer Variation bei angenommenen Gesteinsparametern allgemein zu höheren Speicherkapazitäten und weisen generell größere Ungenauigkeiten und Unsicherheiten als Fallenstruktur-basierte Berechnungen auf.

Dies führt dazu, dass in der Literatur die Fallenstruktur-basierte Bewertung (**Trap-Level-Abschätzungen**) vor der regionalen Aquifer-basierten Bewertung (**Basin-Level-Abschätzungen**) in der Regel als verlässlichste Methode einzuordnen ist (Abbildung 54) (Knopf und May, 2017; Baltac et al., 2023).

Darüber hinaus muss bei der Hochrechnung von Speicherkapazitäten bisher oft auf Angaben von einzelnen Ländern (**Country-Level-Abschätzungen**) zur Berechnung zu Speicherkapazitäten zurückgegriffen werden, die meist ohne Angaben zur angewendeten Berechnungsmethodik angegeben und in der Regel als Speicherkapazität für das gesamte Land veröffentlicht werden (Baltac et al., 2023a). Sogenannte **Bottom-up-Abschätzungen** sind ähnlich verlässlich einzuschätzen wie **Country-Level-Abschätzungen** (Abbildung 54).

Zur Abschätzung von CO₂-Speicherkapazitäten in ausgedienten Erdgas- und Erdölfeldern wird in der Regel der „In-for-out“-Ansatz verfolgt, bei dem angenommen wird, bereits geförderte Erdgasvolumina in der Lagerstätte durch eine äquivalente Menge an CO₂ zu ersetzen. Dabei ist fraglich, ob Gasvolumina eins zu eins ersetzt werden können (Ringrose et al., 2022; Knopf, 2023). Angaben zu Speicherkapazitäten in Erdöllagerstätten sind daher auch mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Zudem ist nicht immer einzusehen, ob diese auch Methoden wie EGR oder EOR bei der Angabe der Speicherkapazitäten mit einbeziehen.

Deshalb empfiehlt bspw. die North Sea Basin Task Force (NSBTF) eine Optimierung bei der Skalierung der Speicherkapazitäten, um wesentliche Unsicherheiten bei der Berechnung von Speicherkapazitäten in der EU zu minimieren. So könnten die Angaben durch eine schrittweise Verbesserung und ein einheitliches Vorgehen bei der Methodik zur Berechnung von

⁸⁹ Speicherwirkungsgrade liegen üblicherweise zwischen 1 % (konservativere Annahme) und 5 % (hohe Annahmen). Je niedriger die Speicherwirkungsgrade angenommen werden, desto näher kommen die Abschätzungen an die tatsächlichen Speicherkapazitäten heran. Speicherwirkungsgrade > 2 % gelten als eher optimistisch (Knopf und May, 2017; Baltac et al., 2023a).

⁹⁰ Reservoir mit Fallen- und Barrierestrukturen (engl. storage reservoirs, Vgl. siehe Abbildung 53).

Speicherkapazitäten kombiniert mit zunehmender betrieblicher Erfahrung bei der CO₂-Injektion und Migration sowie einer möglichst dauerhaften Einspeicherung von CO₂ in geologischen Formationen deutlich verbessert werden (North Sea Basin Task Force, 2010).

In diesem Zusammenhang werden auch immer wieder Forderungen nach einem einheitlichen Speicherkapazitätskatalog laut (CO₂GeoNet, 2021; Hladik, 2022). Auch die EU CCS Richtlinie (Europäische Kommission, 2009b) betont, dass ein umfassendes Risikomanagement ohnehin bereits mit der Charakterisierung der Speichereignung und -kapazitäten einer potenziellen Speicherstätte beginnt.

Nichtsdestotrotz bleibt die tatsächliche effektive und kommerziell nutzbare Speicherkapazität einzelner Speicherstätten standortspezifisch und wird nur einen Bruchteil der theoretischen Abschätzungen der Speicherkapazitäten ausmachen (Baltac et al., 2023). Generell ist zu erwarten, dass auch bei genauer Berechnung geologischer Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb der CO₂-Injektion (Vgl. siehe Abbildung 54, grüner Bereich: Operational storage capacity) geotechnische und sozioökonomische Auflagen das Volumen der realistisch nutzbaren Speicherkapazität beeinflussen. Dies gilt insbesondere bei einer möglichen Onshore-CO₂-Speicherung und führt dazu, dass operativ nutzbare Speicherkapazitäten erheblich unter dem technischen Potenzial bleiben werden (Metz et al., 2005; Knopf und May, 2017). Sowohl durch regulatorische Vorgaben auf europäischer oder nationaler Ebene als auch durch Nutzungskonflikte, wie z. B. durch Besiedlung und Nähe zu urbanen Gebieten und durch Flächenbedarfe von Industrie, Energiegewinnungsanlagen, Transport- und Schifffahrtsrouten sowie durch Natur- und Meeresschutzgebiete werden deutliche geringere Speicherkapazitäten tatsächlich realisierbar sein (Vgl. in der AWZ der deutschen Nordsee, siehe Abbildung 42) (Metz et al., 2005; CIEL, 2023; CDRmare, 2023b; Wallmann, 2024; Fuhrmann et al., 2024). Insbesondere bereits für Windanlagen eingeplante Gebiete auf dem Meer sind in der Meeresraumplanung bereits festgeschrieben und es bleibt unklar, inwieweit eine gemeinsame Nutzung der Meeresoberfläche mit Monitoringtätigkeiten bei der CO₂-Speicherung überhaupt möglich ist.

3.2 Speicherkapazitäten EU und Großbritannien, Norwegen und Schweiz

Bereits seit den 1990er Jahren wird in zahlreichen Studien versucht, die europäischen CO₂-Speicherkapazitäten zu kartieren. Zu den bekanntesten Projekten gehören u. a. das Joule II-Projekt⁹¹ (1996), das GESTCO-Projekt⁹² (2000 – 2003), das CASTOR-Projekt⁹³ (2004 – 2008), das EU-Projekt GeoCapacity⁹⁴ (2006 – 2008) und das CO₂StoP-Projekt⁹⁵ (2012 – 2013) (Anthonsen und Christensen, 2021; Hladik, 2022).

Daneben haben einzelne Projekte, wie z. B. das NORDICCS-Projekt⁹⁶ eine Bewertung für die nordischen Länder vorgenommen (Anthonsen und Christensen, 2021). Darüber hinaus gibt es jüngere Veröffentlichungen zu den CO₂-Speicherkapazitäten in Europa u. a. von (CO₂GeoNet, 2021) und Baltac et al. (2023), die in Teilen auf den Daten der früheren Projekte aufbauen und fortführen sowie durch die Verbesserung der Abschätzungsmethoden zum Ziel haben verlässlichere Speicherkapazitäten zu berechnen.

⁹¹ <https://cordis.europa.eu/article/id/5622-joule-ii-economyenergyenvironment-models/de>

⁹² <https://cordis.europa.eu/project/id/ENK6-CT-1999-00010>

⁹³ <https://cordis.europa.eu/article/id/87911-up-up-and-away-or-not/de>

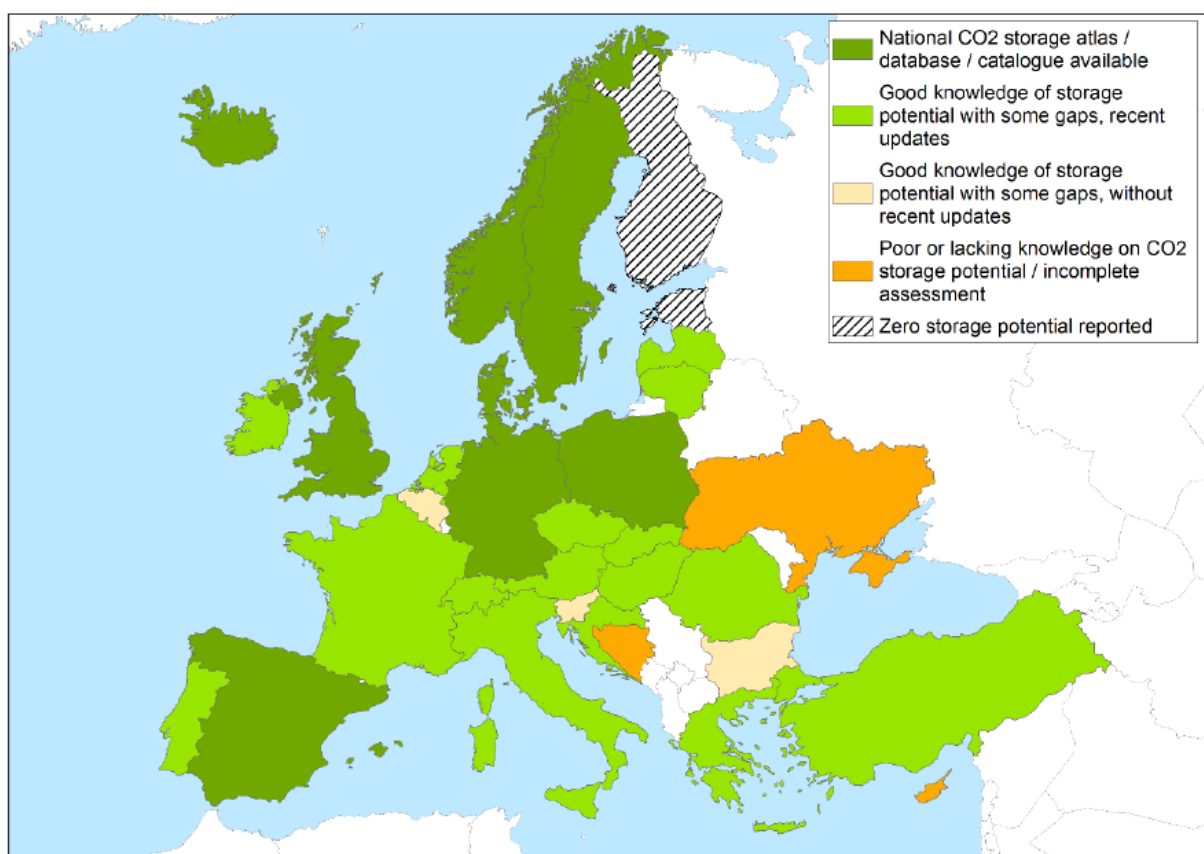
⁹⁴ <https://cordis.europa.eu/project/id/518318/reporting>

⁹⁵ https://energy.ec.europa.eu/publications/assessment-CO2-storage-potential-europe-CO2stop_en

⁹⁶ <https://data.geus.dk/nordiccs/map.xhtml>

Einige Länder führen bereits einen Atlas zu CO₂-Speicherkapazitäten, wie z. B. Norwegen, Großbritannien, Spanien und Deutschland und aktualisieren diese regelmäßig (Abbildung 55). Insgesamt kann die große Mehrheit der Länder in Europa einen ordentlichen bis guten Wissensstand über ihre theoretischen Speicherpotenziale (inklusive einiger kleinerer Lücken) aufweisen. Nur Finnland, Estland und Luxemburg haben laut CO₂GeoNet (2021) keine verfügbaren CO₂-Speicherpotenziale. Die Ukraine, Malta, Zypern und Bosnien und Herzegowina verfügen bisher über eine unvollständige Datenlage mit größeren Lücken im Kenntnisstand zu ihren Speicherpotenzialen (CO₂GeoNet, 2021). Vor diesem Hintergrund ist vorsichtig darauf zu verweisen, dass die Aussagekraft einiger Angaben noch eingeschränkt ist und sich Abschätzungen der Speicherkapazitäten allgemein sowohl qualitativ als auch quantitativ voneinander unterscheiden (Acatech, 2018). Darüber hinaus ist zu betonen, dass die groben Abschätzungen der Speicherkapazitäten zum jetzigen Zeitpunkt im Allgemeinen ohne Berücksichtigung sozioökonomischer oder politischer Faktoren wie z. B. möglicher Nutzungskonkurrenzen oder der Meidung von Meeresschutzgebieten erfolgt.

Abbildung 55: Stand der Bewertung der CO₂-Speicherkapazitäten in der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz



Dunkelgrün: Nationaler CO₂-Speicheratlas vorhanden; Hellgrün: Guter Kenntnisstand über Speicherpotenziale vorhanden, mit einigen Lücken, aktuelle Überarbeitungen inbegriffen; Gelb: Guter Kenntnisstand über Speicherpotenziale vorhanden, mit einigen Lücken und ohne aktuelle Überarbeitungen; Orange: Schlechter Kenntnisstand über Speicherpotenziale, Abschätzungen unvollständig und lückenhaft; Gestrichelt: Keine Speicherpotenziale übermittelt.
Quelle: (CO₂GeoNet, 2021).

3.2.1 Fokus EU, Großbritannien, Norwegen und Schweiz

In den meisten europäischen Ländern werden vor allem salinare Aquifere und ausgediente Kohlenwasserstofflagerstätten für die Speicherung von dichtphasigem CO₂ in Betracht gezogen.

Verdeutlicht wird dies auch in den Angaben zu den CO₂-Speicherkapazitäten in der Literatur (Tabelle 28). Die meisten Küstenländer bevorzugen zudem Offshore- gegenüber Onshore-Speicherstätten (CO₂GeoNet, 2021). Dies gilt vor allem für die Mitgliederstaaten⁹⁷ der NSBTF (North Sea Basin Task Force, 2010).

Für die Länder der EU werden Speicherkapazitäten in salinaren Aquiferen im Bereich von über 75 Gt CO₂ angegeben (Anthonsen und Christensen, 2021; Knopf, 2023). Bezieht man die theoretischen Speicherkapazitäten für Großbritannien, Norwegen und die Schweiz mit ein, steigen die Angaben auf insgesamt über 190 Gt CO₂ an theoretischen Speicherkapazitäten in salinaren Aquiferen an (Tabelle 28).

Dagegen bedeuten die theoretischen Speicherkapazitäten in ausgedienten Kohlenwasserstofflagerstätten von 44 Gt CO₂ für die EU, Großbritannien, Norwegen und die Schweiz zusammen (~9 Gt CO₂ für die EU allein) lediglich ein Bruchteil der gesamten Speicherkapazitäten. Bei den Angaben zu den Speicherkapazitäten in Kohlenstoffwasserlagerstätten bleibt offen, inwieweit umstrittene Verfahren wie EOR und EGR zum Einsatz kommen würden (Vgl. siehe Kapitel 2.1.3.3).

Darüber hinaus verfügen einige Länder auch über theoretische Potenziale für die CO₂-Speicherung in tiefen Kohleflözen, welche mit insgesamt weniger als 1,0 Gt CO₂ nur eine äußerst geringfügige Rolle spielen (Europäische Kommission, 2009b; Anthonsen und Christensen, 2021). Darüber hinaus werden die ohnehin nur theoretische Speicherpotenziale in Kohleflözen auf Grund der fehlenden technologischen Reife des Verfahrens bei der Angabe der CO₂-Gesamtspeicherkapazitäten oft vernachlässigt.

Tabelle 28: CO₂-Speicherkapazitäten EU, Norwegen, Großbritannien und der Schweiz

Land	Angaben aus der Literatur ¹				Angaben der CATF ² [Gt CO ₂]
	Salinare Aquifere [Gt CO ₂]	Kohlenwasserstoff-lagerstätten [Gt CO ₂]	Tiefe Kohleflöze [Gt CO ₂]	Gesamt [Gt CO ₂]	
Europäische Union					
Belgien	0,2	-	-	0,2	0,2 – 1,0
Bulgarien	2,6	0,01	0,03	2,6	2,7 - 450
Dänemark	* > 22	1,1 – 1,8	-	> 23	16 – 25
Deutschland	1,0 – 6,0	0,07	(0,6 – 1,7)	1,0 – 6,0 ¹	20 – 115
Estland	-	-	-	-	-
Frankreich	7,9	0,7	-	8,6	28 – 35
Finnland	-	-	-	-	-
Griechenland	0,2	0,01	-	0,2	2,2 – 10
Irland	-	0,35	1	0,4	8,7 – 94
Italien	4,7	1,8	0,07	6,6	2,9 – 13
Kroatien	4,0	0,2	-	4,2	0,7 – 4,2

⁹⁷ Deutschland, Großbritannien, Norwegen, und die Niederlande (North Sea Basin Task Force, 2010)

Land	Angaben aus der Literatur ¹				Angaben der CATF ² [Gt CO ₂]
	Salinare Aquifere [Gt CO ₂]	Kohlenwasserstoff-lagerstätten [Gt CO ₂]	Tiefe Kohleflöze [Gt CO ₂]	Gesamt [Gt CO ₂]	
Lettland	0,4	-	-	0,4	0,3 – 1,9
Litauen	0,03	0,01	-	0,04	0,1 – 31
Luxemburg	-	-	-	-	-
Malta	-	-	-	-	-
Niederlande	***0,3	1,7	0,30	2,3	0,4 – 3,6
Österreich	-	-	-	0,5	0,4 – 5,1
Polen	1,8	0,8	0,4	3,0	13 – 209
Portugal	7,5	-	-	7,5	3,8 – 7,6
Rumänien	7,5	1,5	-	9,0	22 – 23
Schweden	1,5 – 3,0	-	-	1,5 – 3,0	3,4 - 10
Slowakei	1,7	-	-	1,7	14 – 55
Slowenien	0,1	0,002	-	0,1	0,2
Spanien	14	0,03	0,15	14	13 – 43
Tschechien	0,8	0,03	0,05	0,9	2,7 – 18
Ungarn	0,1	0,4	0,09	0,6	0,1 – 5,0
Zypern	-	-	-	-	-
Gesamt EU	75,8	9,4	1,0	948	155 – 1.160

Weitere Länder

Großbritannien	68	8	-	76	25 – 78
Norwegen****	45	27	-	72	70 - 280
Schweiz	2,6	-	-	2,6	2,6
Gesamt (alle)	191,4	44,4	1,0	245,5	252 – 1.520

Quelle: Eigene Darstellung, auf Basis der veröffentlichten Daten von: Literatur: (May, 2004; Carneiro et al., 2014; BMNT, 2019; Anthonsen und Christensen, 2021; English und English, 2022; Wallmann und Löschke, 2024; Knopf, 2023; Fuhrmann et al., 2024); CATF: (CATF, 2023a; 2023b; Baltac et al., 2023). *: inklusive Onshore Kapazitäten; **: Stand 2009 (Neubewertung derzeit in Arbeit im Rahmen von GEOSTOR); ***: Angaben von 2008; ****: exklusive Speicherpotenzial in der Norwegischen See und Barentssee; -: keine Kapazitäten vorhanden oder bekannt; (): Zur Vollständigkeit halber mit aufgeführt, Abschätzungen sind jedoch sehr theoretisch, nicht aktualisiert und werden ohnehin momentan nicht in der CMS von Deutschland berücksichtigt (BMWK, 2022; 2024a).

Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell

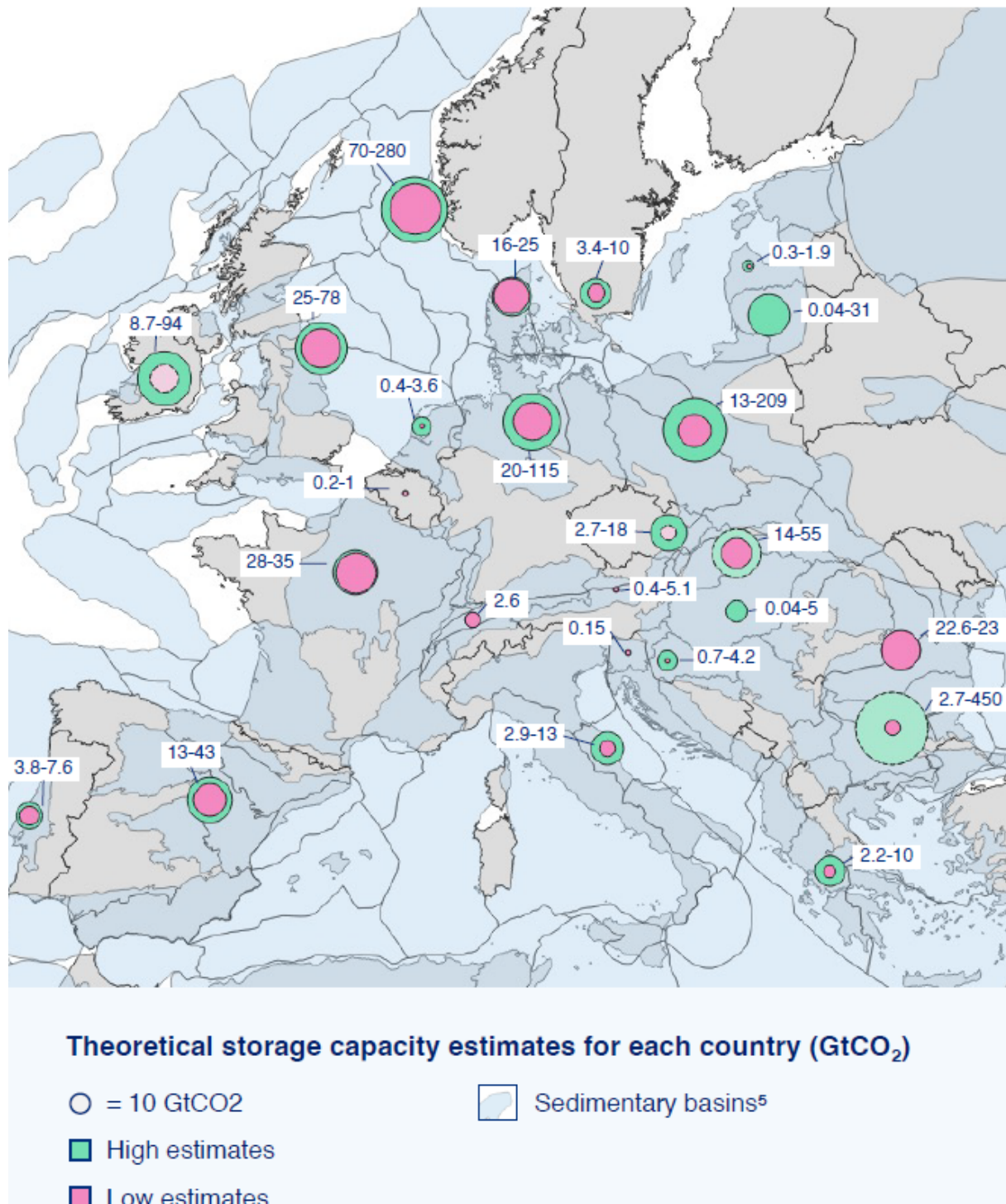
nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden.

Die Angaben zu den CO₂-Speicherkapazitäten beziehen üblicherweise nur die konventionellen CO₂-Speicheroptionen mit ein (Vergleich siehe Kapitel 2.1.3). Island ist bei den Angaben der CO₂-Speicherpotentiale daher ausgenommen und wird aufgrund der technischen Unterschiede in der anvisierten und praktizierten Methode der in-situ CO₂-Speicherung in Basalten (Vergleiche siehe Kapitel 2.1.3.3 und 2.3) daher nicht berücksichtigt. Snæbjörnsdóttir und Gislason (2016) vermuten theoretische Speicherpotenziale der Offshore-Basalte um Island von 60 Gt CO₂ bis 7.000 Gt CO₂. Diese Angaben seien aber mit hohen Unsicherheiten behaftet, da bisher essenzielle Informationen über die Geologie der Standorte und Erfahrungen mit der angewandten Technik fehlen. Zudem wird die Technologie bisher nur zu Demonstrationszwecken betrieben und ein Nachweis zur kommerziellen Nutzung steht noch aus (Cao et al., 2024).

Laut jüngsten theoretischen Abschätzungen der Clean Air Task Force (CATF, (Baltac et al., 2023)) belaufen sich aktuell die gesamten CO₂-Speicherkapazitäten der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz auf zwischen 252 Gt CO₂ und 1.520 Gt CO₂ (Abbildung 56, Tabelle 28). Hierbei bilden die Angaben der unteren Grenze eher konservativere und verlässlichere Trap-Level- bzw. Basin-Level-Abschätzungen mit geringen Speicherwirkungsgraden ab. Die obere Grenze spiegeln Country-Level- bzw. Bottom-up-Abschätzungen wider, welche optimistisch bis spekulativ zu interpretieren sind und generell hohe Unsicherheiten und Ungenauigkeiten mit sich bringen (Baltac et al., 2023).

Insgesamt 17 Länder könnten nach Angaben der CATF über ein Speicherpotential von jeweils mehr als 10 Gt CO₂ verfügen. Die größten theoretischen Speicherpotentiale wären demnach in Bulgarien (bis zu 450 Gt CO₂), Norwegen (bis zu 280 Gt CO₂) und in Polen (bis zu 209 Gt CO₂) zu finden, wobei gerade in Bulgarien und Polen die Angaben eher durch optimistisch hohe bis eher spekulative Abschätzungen (Bottom-up-Estimate) zustande kommen (Baltac et al., 2023a). Belgien, Österreich und Slowenien verfügen laut der CATF über theoretische Speicherkapazitäten von insgesamt weniger als 1,0 Gt CO₂.

Abbildung 56: Theoretische Abschätzungen der Clean Air Task Force (CATF) zu den Speicherkapazitäten für die Länder der EU und Großbritannien, Norwegen und die Schweiz (in Gt CO₂)



Grün: Hohe Abschätzungen (High estimates), meist auf Basis von Country-Level/Bottom-up Abschätzungen (Vgl. siehe Kapitel 3.1); Rot: Niedrige Abschätzungen (Low estimates), meist auf Basis von Basin-Level/Trap-Level Abschätzungen (Vgl. siehe Kapitel 3.1). Folgende Länder wurden von der Autoren der Quelle in einem Bottom-up-Estimate bewertet: Bulgarien (eher spekulativ, hohe Annahmen), Irland (niedrige Annahmen), Tschechien (niedrige Annahmen), Slowakei (hohe Annahmen).

Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich

nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden.

Quelle: (Baltac et al., 2023).

Tabelle 28 stellt den Angaben der CATF eine Zusammenstellung weitaus konservativerer Abschätzungen aus Quellen der letzten 20 Jahre gegenüber (May, 2004; Carneiro et al., 2014; Anthonsen und Christensen, 2021; English und English, 2022; Knopf, 2023; Fuhrmann et al., 2024). Diese stimmen im Großen und Ganzen mit den niedrigen Abschätzungen (Low Estimate) der CATF überein.

Dennoch weichen vor allem die Angaben für Deutschland (Vergleich siehe Kapitel 3.2.3), Frankreich, Griechenland, Irland, Polen, Rumänien und der Slowakei teilweise deutlich von den optimistischen bis hohen Schätzungen der CATF ab (Baltac et al., 2023). Auch die CATF selbst weist auf die teils großen Abweichungen und die enormen Unsicherheiten in ihren Angaben hin und bewerten diese auch hinsichtlich der angewandten Methodik (Abbildung 57, Vgl. siehe Kapitel 3.1, (Baltac et al., 2023)).

Vor diesem Hintergrund sind vor allem Angaben, denen Country-Level- und Bottom-up-Abschätzungen zu Grunde liegen kritisch zu sehen und vorsichtig einzuordnen. In der Zukunft sind für verlässlichere und präzisere Abschätzungen vor allem zusätzliche Information über den regionalen geologischen Untergrund von Nöten (Baltac et al., 2023).

Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass nicht in allen Gebieten eine CO₂-Speicherung in geologischen Formationen technisch umsetzbar ist. Dies betrifft vor allem weniger gut geologisch erschlossene Gebiete abseits der Nordsee⁹⁸. In diesen Gebieten muss prinzipiell mit geringeren tatsächlichen Speicherkapazitäten für den späteren operativen Betrieb gerechnet werden (Anthonsen und Christensen, 2021; Knopf, 2023). Anders ist dies z. B. in Ländern, wie Italien mit vielen Regionen mit hoher Erdbebengefahr, welche möglicherweise nicht für eine sichere CO₂-Speicherung in geologischen Formationen geeignet sind (Baltac et al., 2023).

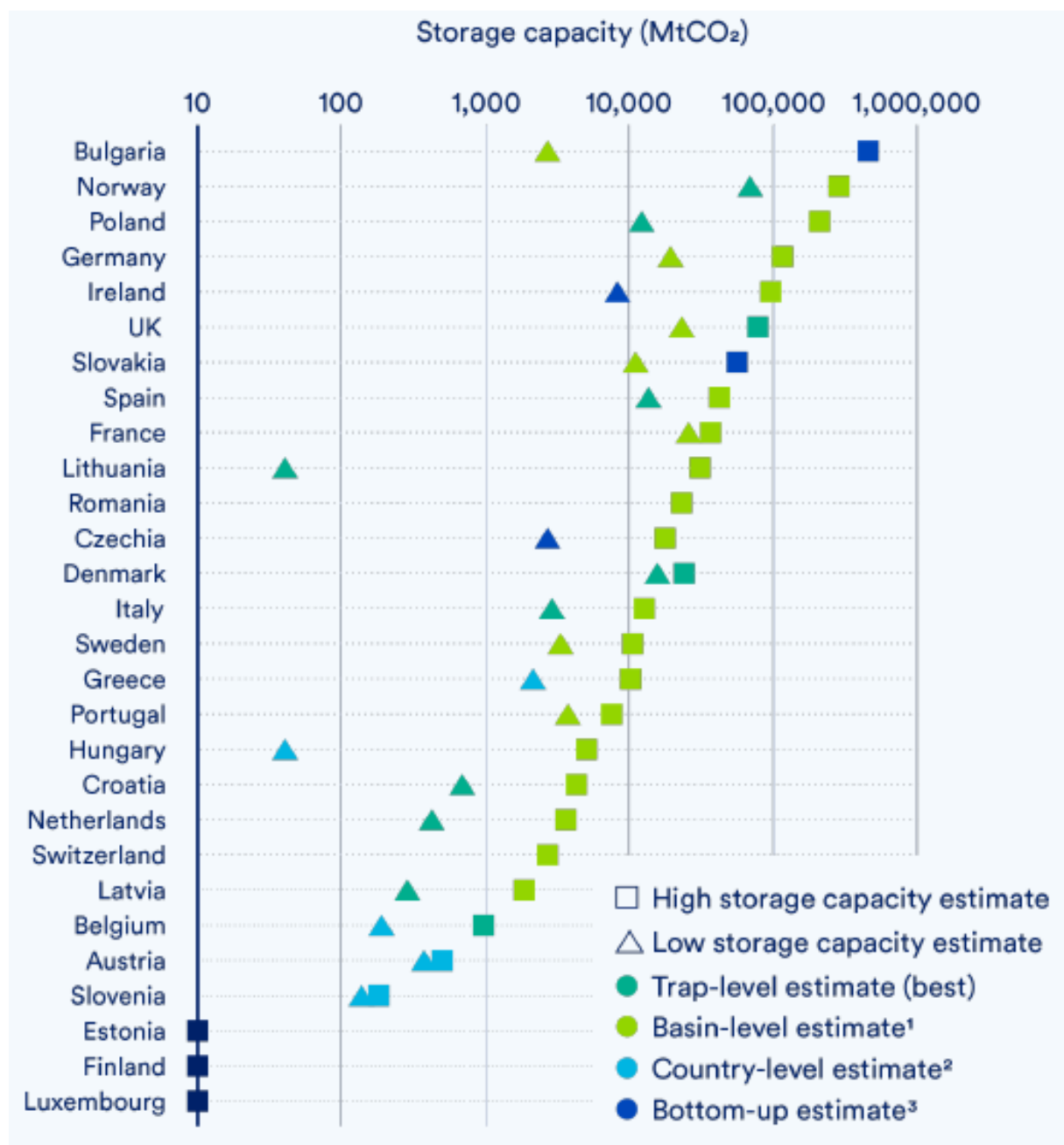
Insofern werden die Angaben zu den Speicherkapazitäten im oberen Bereich der hohen Abschätzungen (High Estimate) der CATF⁹⁹ –vorsichtig als sehr optimistisch eingeschätzt und dürften sehr wahrscheinlich zu hoch sein. Diese Bewertung geschieht zum jetzigen Stand der Technik und basiert auf dem Vergleich mit eher konservativeren Angaben in der Literatur der letzten 20 Jahre. Dennoch schließen wir trotz der bestehenden, großen Unsicherheiten und reiner geologischer Betrachtung¹⁰⁰ nicht aus, dass sich in Zukunft die Angaben zu den Speicherkapazitäten für Europa bei genauerer Erschließung des Untergrunds und einheitlicher Methode zur Abschätzung in Größenordnungen von > 1.000 Gt CO₂ bewegen könnten.

⁹⁸ In der Nordsee ist der geologische Untergrund generell eher gut erschlossen ist und geologische Formationen besitzen darüber hinaus eine hohe Eignung für die CO₂-Speicherung. Dadurch kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass Angaben mit hohen Speicherkapazitäten näher an realistisch Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb herankommen als in geologisch weniger gut erschlossenen Gebieten.

⁹⁹ Für die EU und auch für die EU respektive Großbritannien, Norwegen und der Schweiz

¹⁰⁰ Ohne Berücksichtigung ökologischer, wirtschaftlicher, rechtlicher und raumplanerischer Standortfaktoren

Abbildung 57: Theoretische Abschätzungen der CATF für Speicherkapazitäten zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen in der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz



Farben geben Auskunft über die Verlässlichkeit der Angaben. Viereck: Hohe optimistische Abschätzungen; Dreieck: Niedrige konservative Abschätzungen; Grüner Kreis: Trap-Level-Estimate (best), Schätzungen basieren auf den Einschätzungen der gegebenen Fallstrukturen; Hellgrüner Kreis: Basin-Level Estimate¹, Schätzungen basieren auf der Größe der salinen Aquifere anhand der Größe der Basisflächen von sedimentären Beckenformationen; Blauer Kreis: Country-Level Estimate², Schätzungen basieren auf veröffentlichte Angaben auf Länderebene ohne Angaben zur Methodik der Abschätzungen; Dunkelblauer Kreis: Bottom-Up Estimate³, Schätzungen der Speicherkapazitäten, die von den Autoren der Quelle vorgenommen wurden. Anzeige auf logarithmischer Skala.

Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell

nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden.

Quelle: (Baltac et al., 2023).

Beim Vergleich der gesamten Speicherkapazitäten der EU-Länder aus der Literatur mit den Angaben der CATF finden sich trotzdem Übereinstimmungen im Bereich der niedrigen Abschätzungen (Low Estimate). So lassen sich gewisse Größenordnungen ausmachen, auf denen die Speicherkapazitäten – auf dem heutigen Kenntnisstand – einzuordnen sind. Auch bei der Abschätzung zu den gesamten Speicherkapazitäten der EU, Großbritannien, Norwegen und der Schweiz liegen die Angaben der CATF im Rahmen der Größenordnungen aus der Literatur (Anthonsen und Christensen, 2021; Knopf, 2023; Baltac et al., 2023).

Das CO₂StoP¹⁰¹-Projekt (2015) unterscheidet bei den Abschätzungen zur CO₂-Speicherung in salinaren Aquifere (bis zu ~480 Gt), salinare Aquifere mit bekannten Fallstrukturen (Storage Reservoirs, 31 Gt bis 54 Gt) und in Kohlenwasserstofflagerstätten (25 Gt) und geht somit von insgesamt > 550 Gt an CO₂-Speicherkapazitäten aus (Anthonsen und Christensen, 2021). Die Abschätzungen des EU-Projekt GeoCapacity¹⁰² liegen zwischen 117 Gt CO₂ (Low Estimate) und 326 Gt CO₂ (High Estimate).

Eine Interpretation der Angaben kann also sein, dass sich konservative Abschätzungen (Low Estimate) im Größenbereich von 250 Gt CO₂ eher als realistische CO₂-Speicherkapazitäten für die EU, Großbritannien, Norwegen und die Schweiz einschätzen lassen (Knopf, 2023). Auf Basis des heutigen Kenntnisstands sind höhere Angaben im Bereich von > 1.000 Gt CO₂ bisher allenfalls als Speicherpotenziale zu interpretieren, deren Stichhaltigkeit erst genauere Einschätzungen in der Zukunft zeigen werden.

So liegen realistische CO₂-Speicherkapazitäten für die EU, Großbritannien, Norwegen und die Schweiz vermutlich in Größenordnungen von einigen wenigen bis mehreren Hunderten Gigatonnen an CO₂. Inwieweit sich diese jedoch unter dem Einfluss ökologischer, wirtschaftlicher, rechtlicher und raumplanerischer Auflagen für die tatsächlich kommerzielle Speicherung realisieren lassen, ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht absehbar.

Auch wenn diese noch sehr theoretischen Annahmen tatsächliche effektive und kommerziell nutzbare CO₂-Speicherkapazitäten weit übertreffen sollten, lägen potenziell nutzbare Speicherkapazitäten immer noch deutlich über den, für die von der EC für die CO₂-Speicherung in geologischen Formationen anvisierten Mengen von etwa 250 Mt CO₂ (0,25 Gt CO₂) pro Jahr bis zum Jahr 2050. Gemäß des Vorsorgeprinzips sollten in Zukunft in jedem Fall nur die Mengen an CO₂ betrachtet werden, welche am Ende realistischerweise und sicher eingelagert werden könnten.

3.2.2 Fokus Nordsee

Die NSBTF nehmen CO₂-Speicherkapazitäten im Größenbereich von über 300 Gt CO₂ auf dem gesamten europäischen Kontinent an. Demnach fallen dabei alleine 55 % der gesamten europäischen CO₂-Speicherkapazitäten auf die vier Nordseeanrainerstaaten (Großbritannien, Norwegen, Deutschland und die Niederlande) (North Sea Basin Task Force, 2010). Nimmt man Dänemark hinzu steigen die Speicherkapazitäten in der Nordsee auf 60 % der gesamten europäischen CO₂-Speicherkapazitäten an, so die NSBTF.

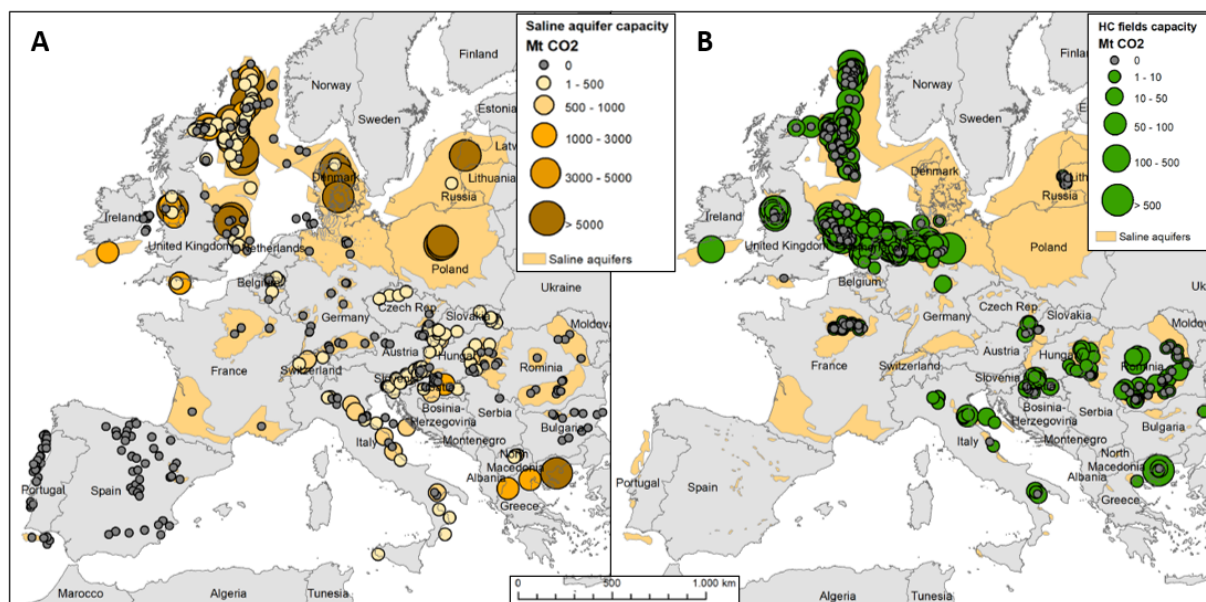
¹⁰¹ Das CO₂StoP-Projekt (2015) stellt eine Weiterführung der bisherigen erhobenen Abschätzungen der CO₂-Speicherkapazitäten aus den voran gegangenen Projekten dar (GESTCO, Castor and EU GeoCapacity) mit der Ausnahme ausschließlich öffentlich zugängliche Daten zu nutzen (Anthonsen und Christensen, 2021).

¹⁰² <https://www.cordis.europa.eu/project/id/518318/reporting>

Die Darstellungen des Geological Survey of Denmark and Greenland zeigen die Verteilung der geschätzten Speicherkapazitäten (Abbildung 58) und verstärken die Annahme der Nordsee als Mittelpunkt einer potenziellen europäischen CCS-Infrastruktur mit den höchsten CO₂-Speicherkapazitäten (Anthonsen und Christensen, 2021).

Dabei werden bis zu 80 % der CO₂-Speicherkapazitäten der fünf Nordseeanrainerstaaten in der Nordsee selbst vermutet. Auch Knopf (2023) und Acatech (2018) gehen von konservativen Abschätzungen aus, dass sich im tiefen Untergrund der gesamten Nordsee in der Größenordnung von über 150 Gt CO₂ speichern lassen könnten. Karvounis und Blunt (2021) berufen sich sogar auf zwischen 400 – 500 Gt CO₂ für die gesamte Nordsee. Die Höhe der Abschätzungen hängen auch hier stark von der Bewertungsmethodik und dem Kenntnisstand zu den geologischen Begebenheiten ab (siehe Kapitel 3.1).

Abbildung 58: Darstellung Verbreitung von Speicheroptionen und deren Speicherkapazitäten auf dem europäischen Kontinent



A: Darstellung der Verbreitung der salinaren Aquifere auf dem europäischen Kontinent und deren geschätzte CO₂-Speicherkapazitäten. B: Darstellung der Verbreitung und geschätzten Speicherkapazitäten der für die CO₂-Speicherung geeigneten Kohlenstoffwasserlagerstätten.

Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren und die Berücksichtigung ökologischer, wirtschaftlicher, rechtlicher und raumplanerischer Erfordernisse massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen können.

Quelle: verändert nach (Anthonsen und Christensen, 2021).

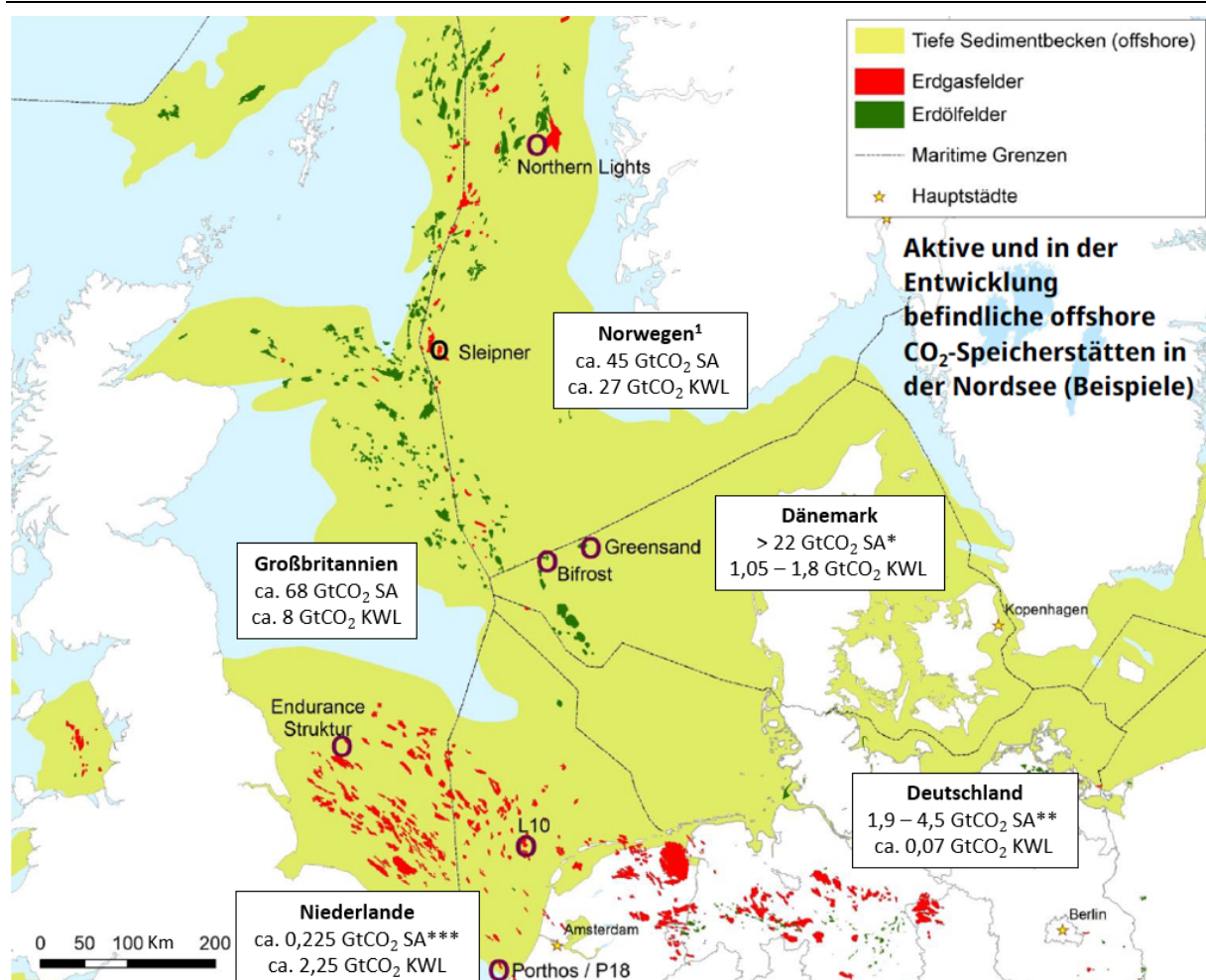
Großbritannien verfügt dabei über die größten Speicherkapazitäten (Vgl. siehe Abbildung 56, Tabelle 28), obwohl bei den Hochrechnungen der möglichen Mengen an CO₂, die im Untergrund gespeichert werden sollen, potentielle Onshore-Speicherstätten bisher nicht charakterisiert und bewertet wurden (Anthonsen und Christensen, 2021). Insgesamt rechnet Großbritannien nach heutigem Kenntnisstand mit insgesamt 25 Gt CO₂ – 78 Gt CO₂, die in den salinaren Aquifern und Kohlenwasserstofflagerstätten im Offshore-Bereich gespeichert werden könnten. Besonders die geologisch prominent auftretende Bunter-Formation, die sich über weite Teile der Nordsee vor der Ostküste Großbritanniens erstreckt, weist äußerst gut geeignete Sandsteinschichten für die

CO₂-Speicherung in geologischen Formationen auf (Heinemann et al., 2012). Insgesamt bis zu 8 Gt CO₂ könnten darüber hinaus in Kohlenwasserstofflagerstätten verbraucht werden (Anthonsen und Christensen, 2021; Baltac et al., 2023; Knopf, 2023).

Für die **Niederlande** gehen die Angaben für die Speicherkapazitäten in Offshore-Kohlenwasserstofflagerstätten teils deutlich auseinander (Vgl. siehe Abbildung 56, Tabelle 28). Während (Anthonsen und Christensen, 2021) von bis zu 10 Gt CO₂ ausgehen, nehmen (Knopf, 2023) und (Baltac et al., 2023) geringere Kapazitäten im Bereich von 1,7 Gt CO₂ bis 3,6 Gt CO₂ für die Niederlande an. Für Speicherkapazitäten in salinaren Aquiferen bewegen sich die Abschätzungen zwischen 0,225 Gt CO₂ und 1,4 Gt CO₂ (Knopf, 2023; Anthonsen und Christensen, 2021).

Belgien ist bisher kein Mitglied der NSBTF. Dennoch werden für Belgien im Bereich der Nordsee etwa 242 Mt CO₂ als Speicherkapazität angenommen (Anthonsen und Christensen, 2021; Baltac, et al. 2023).

Abbildung 59: Speicherkapazitäten der Nordseeanrainerstaaten



SA: salinare Aquifere; KWL: Kohlenwasserstofflagerstätten; Kreise: aktive und in Entwicklung befindliche Offshore CO₂-Speicherstätten in der Nordsee (Beispiele). 1: ohne die norwegischen Speicherpotenziale in der Norwegischen See und der Barentssee; *: inklusive Onshore-Kapazitäten; **: Stand 2009 (Neubewertung derzeit in Arbeit); ***: Angaben von 2008. Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell

nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden.

Quelle: verändert nach (Knopf, 2023).

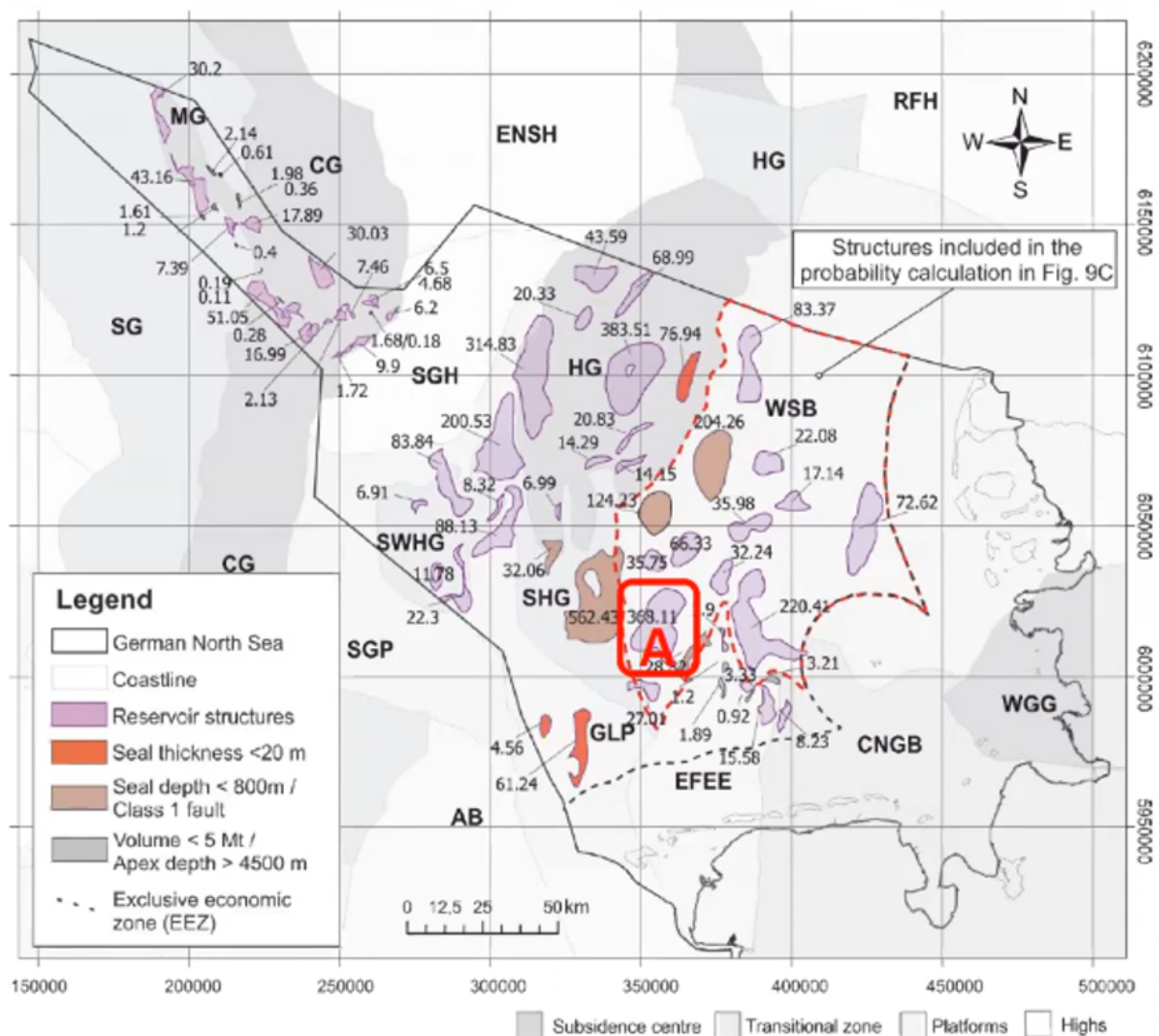
Norwegen verfügt über die größten CO₂-Speicherkapazitäten in der Nordsee (North Sea Basin Task Force, 2010; Karvounis und Blunt, 2021). Die Angaben für die gesamten CO₂-Speicherkapazitäten (On- und Offshore) bewegen sich je nach Quelle zwischen 70 Gt CO₂ und 280 Gt CO₂ zur CO₂-Speicherung in salinaren Aquiferen und Kohlenwasserstofflagerstätten (Anthonsen und Christensen, 2021; Knopf, 2023; Baltac et al., 2023).

Nach Großbritannien und Norwegen werden für **Dänemark** die drittgrößten CO₂-Speicherkapazitäten in der Nordsee angenommen. Die Angaben bewegen sich in Größenordnungen von 12 Gt CO₂ bis 25 Gt CO₂ für die salinaren Aquifere und Kohlenwasserstofflagerstätten der dänischen AWZ (Anthonsen und Christensen, 2021; Knopf, 2023; Baltac et al., 2023).

Im Rahmen des GEOSTOR¹⁰³-Projektes werden aktuell die Speicherkapazitäten der geologischen Formationen in Untergrund der deutschen Nordsee neu bewertet. Für die Offshore-Speicherkapazitäten in **Deutschland** werden derzeit zwischen 0,9 – 5,5 Gt CO₂ in salinaren Aquiferen der Buntsandsteinschichten seewärts der Küstenzone angenommen (Abbildung 60) (Wallmann und Löschke, 2024; Fuhrmann et al., 2024; Wallmann, K. und das GEOSTOR-Konsortium, 2025). Die Abschätzungen basieren auf tendenziell konservativeren und verlässlichen Trap-Level-Estimate-Angaben (Vgl. siehe Kapitel 3.1) bei denen die Speicherkapazitäten aufgrund bekannter Reservoir Strukturen (Fallen- und Barrierestrukturen) berechnet werden (Wallmann, 2024; Fuhrmann et al., 2024). Trotzdem beruhen auch die Modellrechnungen innerhalb von GEOSTOR nur auf geologischen Überlegungen und beziehen andere Faktoren, welche durch ökologische, wirtschaftliche, rechtliche oder raumplanerische Auflagen nicht mit in die Berechnungen der Speicherkapazitäten mit ein (Wallmann und Löschke, 2024; Fuhrmann et al., 2024; Rütters und Löschke, 2024). Auch wenn bereits ein großer Teil der Reservoirs wegen bereits genutzter Flächen und aus Naturschutzgründen nicht zugänglich sein werden und bisher nicht abzusehen ist, inwieweit die berechneten Speicherpotentiale wirklich ausgeschöpft werden könnten (Vgl. Siehe Kapitel 2.1.3.4, Abbildung 42), gehen die Wissenschaftler:innen von GEOSTOR davon aus, dass die Kapazitäten ausreichen, um einen großen Teil der in Deutschland abgeschiedenen CO₂-Mengen im geologischen Untergrund der deutschen AWZ zu deponieren. Darüber hinaus geht man aktuell von etwa 70 MtCO₂ an Speicherkapazitäten in Erdgasfeldern vor der deutschen Küste aus (Knopf, 2023).

¹⁰³ GEOSTOR ist ein Verbundprojekt im Forschungscluster CDRmare und analysiert die geologischen Begebenheiten im geologischen Untergrund der deutschen Nordsee, mögliche Umweltrisiken, neue Methoden zur Speicherüberwachung, rechtliche Rahmenbedingungen, die Betriebs- und Entwicklungskosten sowie die möglichen Konflikte und Synergien einer CO₂-Speicherung mit anderen Nutzungen der Deutschen Nordsee.
https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Nutzung_tieferer_Untergrund_CO2Speicherung/Projekte/CO2Speicherung/Laufend/GEOSTOR.html

Abbildung 60: CO₂-Speicherkapazitäten in der deutschen AWZ



Lila: Reservoir mit bekannten Fall- und Barrierestrukturen. Potenzielle Speicherkapazitäten auf Basis von Trap-Level-Estimate-Angaben.

Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden. Quelle: (Wallmann, 2024).

3.2.3 Fokus Deutschland

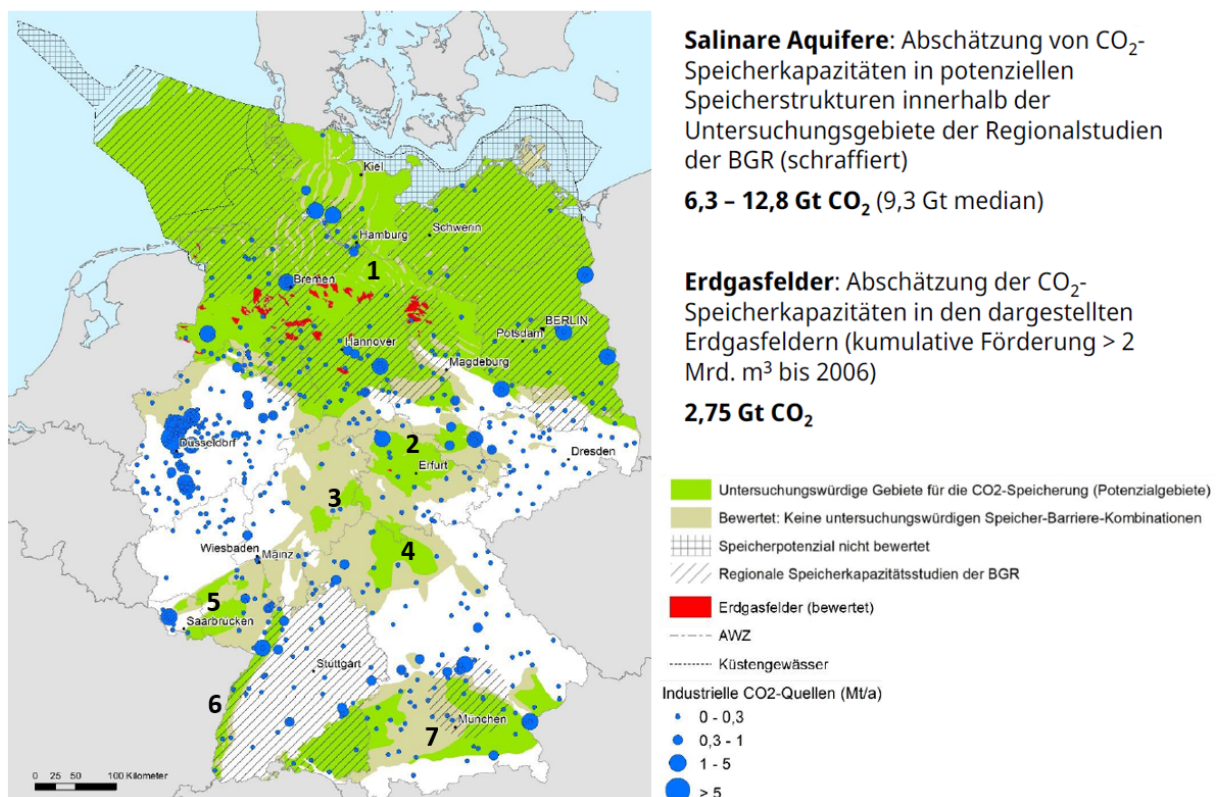
Die Bundesregierung von Deutschland betont in den Eckpunkten der Carbon Management Strategie (CMS), dass in Zukunft die „Erkundung von Offshore-Speicherstätten in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ) bzw. dem Festlandsockel gesetzlich ermöglicht“ werden soll (BMWK, 2024a).

Laut BMWK (2024a) soll die dauerhafte Speicherung von CO₂ im geologischen Untergrund auf dem Gebiet des deutschen Festlands (Onshore) weiterhin nicht ermöglicht werden, die Bundesregierung lässt jedoch Raum für eine „Opt-in“-Option einzelner Bundesländer zur Ermöglichung der Onshore-CO₂-Speicherung. Fest steht, dass auch geologische Formationen

auch auf dem Festland große CO₂-Speicherpotenziale bieten. In der Vergangenheit wurden für Deutschland einige geologische Gebiete für die CO₂-Speicherung in Regionalstudien untersucht und als potenziell nutzbar eingeschätzt (Abbildung 61). Dabei wurden sowohl Onshore als auch Offshore mögliche volumetrische CO₂-Speicherkapazitäten in salinaren Aquifer-strukturen berechnet (Knopf et al., 2010).

Neben den in Kapitel 3.2.2 aufgeführten Offshore-CO₂-Speicherkapazitäten, wurden vor allem die drei Sedimentbecken des Norddeutschen Beckens (inklusive der Offshore-Bereiche), der Oberrheingraben und das Alpenvorlandbecken im Süden Deutschlands als die drei vielversprechendsten Gebiete erfasst. In den teils mächtigen Buntsandsteinformationen befinden sich große salinare Aquifere, die sich für die CO₂-Speicherung eignen (Knopf et al., 2010; Knopf und May, 2017). In diesem Kontext ist darauf zu verweisen, dass lediglich theoretische, volumetrische Abschätzungen getroffen wurden. Inwieweit sich seismische Gebiete wie der Oberrheingraben zur CO₂-Speicherung in geologischen Formationen eignen ist aktuell noch unklar und CCS-Projekte müssten standortspezifisch geprüft werden. Aktuell würden Gebiete wie der Oberrheingraben nicht für die CO₂-Speicherung betrachtet (Wallmann, 2024).

Abbildung 61: Industrielle CO₂-Punktquellen und die Verbreitung geologischer Formationen mit CO₂-Speicherpotenzialen in Deutschland



1: Norddeutsches Becken; 2: Thüringisches Becken; 3: Werra-Fulda Becken; 4: Fränkisches Becken; 5: Saar-Nahe Becken; 6: Oberrheingraben; 7: Nordalpines Vorlandbecken (Molassebecken).

Hier angegebene theoretische Speicherpotentiale und -kapazitäten beruhen im Allgemeinen lediglich auf unterschiedlich fundierten bzw. verlässlichen, geologischen Überlegungen. Es ist zu erwarten, dass sich weitere Standortfaktoren unter Berücksichtigung von ökologischen, wirtschaftlichen, rechtlichen und raumplanerischen Zwängen massiv auf die tatsächlich nutzbaren Speicherkapazitäten auswirken. Selbst bei konservativer und qualitativ hochwertiger Berechnung von standortspezifischen Speicherkapazitäten für den operativen Betrieb ist davon auszugehen, dass tatsächlich kommerziell nutzbare Speicherkapazitäten unter geotechnischen, regulatorischen und sozioökonomischen Auflagen nur einen Bruchteil der theoretischen geologischen Abschätzungen ausmachen werden.

Quelle: verändert nach (Knopf, 2023).

Insgesamt werden so für Deutschland (Onshore und Offshore) CO₂-Speicherkapazitäten zwischen 6,3 Gt CO₂ (mit 90 %iger Wahrscheinlichkeit) und 12,8 Gt CO₂ (mit 10 %iger Wahrscheinlichkeit) angenommen. Mediane Abschätzungen mit 50 %iger Wahrscheinlichkeit liegen bei etwa 9,3 Gt CO₂ (Knopf et al., 2010; Knopf, 2023). Diese Angaben beziehen sich ebenfalls auf konservativere und verlässlichere Trap-Level-Abschätzungen. Knopf und May (2017) haben zusätzlich Basin-Level-Abschätzungen (mit Speicherwirkungsgraden von > 4 %) für die CO₂-Speicherkapazitäten für Deutschland (Onshore und Offshore) veröffentlicht (Vgl. siehe Tabelle 28). Diese liegen im Bereich von 20 Gt CO₂ bis 115 Gt CO₂ für Deutschland und 6,6 Gt CO₂ bis 42 Gt CO₂ für den mittleren Buntsandstein des Norddeutschen Beckens allein. Knopf und May (2017) weisen jedoch darauf hin, dass diese Angaben große Unsicherheiten mit sich bringen und Trap-Level-Abschätzungen näher an tatsächliche Speicherkapazitäten heran kommen, da hier die regionale Geologie besser berücksichtigt wird. Dennoch können mit Basin-Level-Abschätzungen erste Speicherpotentiale berechnet werden und können für erste internationale Vergleiche herangezogen werden. Darüber hinaus wird betont, dass die Angaben keine geotechnischen und sozioökonomischen Faktoren bei den gemachten Abschätzungen berücksichtigen (Knopf und May, 2017).

Dazu kommen Annahmen für CO₂-Speicherkapazitäten in Erdgaslagerstätten auf dem deutschen Festland (Abbildung 61). Für die insgesamt 39 bekannten deutschen Erdgasfelder werden kumulierte CO₂-Speicherkapazitäten von etwa 2,75 Gt CO₂ beziffert (Knopf, 2023).

Weitere Becken, wie das Thüringische (2), Werra-Fulda (3), Fränkische (4) und Saar-Nahe Becken (5) werden als untersuchungswürdige Gebiete für die CO₂-Speicherung (Potenzialgebiete) eingestuft. Für diese liegen bisher noch keine Abschätzungen für CO₂-Speicherkapazitäten vor (Knopf, 2023).

Allenfalls theoretische Speicherpotenziale ergeben sich zudem für die Speicheroption der CO₂-Speicherung in tiefen Kohleflözen. Bereits im Jahr 2004 hat die BGR in einer umfassenden Studie die deutschen Steinkohleformationen in nordrheinwestfälischen Ruhrgebiet und in den Kohleabbaugebieten des Saarlands hinsichtlich möglicher CO₂-Speicherpotenziale betrachtet (May, 2004). In Tiefen zwischen 800 und 1.500 Metern ergeben sich theoretische Abschätzungen für CO₂-Speicherkapazitäten in Kohleflözen von ungefähr 0,6 Gt CO₂ bis 1,6 Gt CO₂. Hierbei handelt es sich jedoch um rein theoretische Abschätzungen, welche zudem mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Die BGR verweist darauf, dass erhebliche F&E Bedarfe nötig sind, um in Zukunft realistischere Abschätzungen treffen zu können. Auch wenn die CO₂-Speicherung in tiefen Kohleflözen aufgrund der Nähe zu den deutschen CO₂-Punktquellen Vorteile verspricht, ergeben sich erhebliche Ungewissheiten durch die große Anzahl an Tiefenbohrungen, die die Integrität des Deckgebirges beeinträchtigen und das tatsächliche technische Speicherpotenzial deutlich verringern würden (May, 2004).

4 CO₂-Speicherprojekte in Europa

Dieses Kapitel beinhaltet die Auswertung von laufenden und geplanten CO₂-Speicherprojekten in geologischen Speicherstätten in Europa (EU-Mitgliedsstaaten inkl. Norwegen, GB, Island und Schweiz). CO₂-Abscheideprojekte werden zum Vergleich herangezogen. Zu Beginn werden die Ergebnisse dargelegt und relevante Schlussfolgerungen gezogen. Abschließend folgt eine Kategorisierung der europäischen Länder auf der Datenbasis.

4.1 Übersicht der CO₂-Speicherprojekte

Zur Erfassung der laufenden und geplanten CO₂-Speicherprojekte wurden verschiedene **Datenbanken ausgewertet** und zu einer eigenen Datenbank zusammengeführt. Die Methodik zur Erstellung der Datenbank ist im Anhang ausführlich dargestellt. Die aktuelle entwickelte Datenbank mit den bekannten Daten ist auch im Anhang aufgeführt. Folgend wird lediglich der aktuelle Stand vom 28.02.2024 abgebildet, um einen Überblick zu erhalten.

Auswertung der Speicherprojekte

In Europa wurden aktuell 47 **geplante Speicherprojekte** identifiziert. Zusätzlich sind bereits 4 Projekte mit einer gesamten Einspeisekapazität von 1,7 Mt/a in Betrieb. Diese Projekte sind Sleipner (Norwegen), Snøhvit (Norwegen), Silverstone (Island) und Orca (Island). Außerdem wurden im Projekt Greensand (Dänemark) im Rahmen einer Testspeicherung 0,015 Mt CO₂ im Jahr 2023 eingespeichert.

In 18 Projekten wird die Speicherung in ehemaligen Gasfeldern angestrebt und 16 in salinaren Aquiferen. Eine Besonderheit bietet das Acorn Projekt im Vereinigten Königreich. In der ersten Projektphase soll ein salinarer Aquifer als Speicherort dienen, der in der zweiten Projektphase um ein ehemaliges Gasfeld erweitert wird. Lediglich bei 3 Projekten ist geplant das CO₂ in einem ehemaligen Ölfeld zu speichern (Prinos in Griechenland sowie Bio-Refinery und Petrokeija Kutina in Kroatien). Es gibt jedoch 9 Projekte mit unbekanntem bzw. unveröffentlichtem Speicherort (Kollnes DAC facility in Norwegen, C4 in Dänemark, Caledonia Clean Energy und Cory EfW geplant im Vereinigten Königreich) (siehe Tabelle 29). Diese Aufteilung spiegelt sich auch in der geplanten Einspeisekapazität bis 2030 wider. 83 % der gesamten Einspeiserate soll in ehemaligen Gasfeldern und salinaren Aquiferen eingespeichert werden, wobei die jeweiligen Raten ähnlich sind. Die restlichen Mengen sollen in Ölfeldern (6 %) gespeichert werden, bzw. ist deren Lagerort noch unbekannt (11 %).

Die meisten Länder in Europa verfolgen bisher keine Speicherprojekte. Die Projekte konzentrieren sich auf wenige Länder, besonders in Großbritannien und Norwegen werden viele Projekte geplant. Weitere wichtige Länder sind Dänemark, Island und die Niederlande. In Frankreich, Italien, Bulgarien, Griechenland, Irland und Kroatien gibt es ebenfalls Planungen zur CO₂-Speicherung. Die meisten Projekte werden in den Nordseeanrainerstaaten verfolgt, während in Süd- und Osteuropa nur sehr wenige Ankündigungen und Planungen bekannt sind.

Zurückzuführen ist dies zum einen auf die geologische Verfügbarkeit von Speicherstätten und die theoretischen Speicherkapazitäten (siehe Kapitel 3). Besonders in der Nordseeregion liegen leere Gas- und Ölfelder. Dementsprechend verfolgen mit 37 Projekten die meisten Vorhaben die Speicherung unter See. Onshore-Speicherstätten werden nur in 9 Projekten angestrebt. Dieses Nord-Süd-Gefälle kann auch durch die Erfahrung mit der Gasförderung, den politischen Ambitionen und der Auseinandersetzung mit den CCS-Technologien erklärt werden. Darauf wird in Kapitel 5 detaillierter eingegangen.

Tabelle 29: Zusammenfassung der Kategorisierung der Speicherprojekte in Europa

		Anzahl der Projekte* * 2045*	Maximale Einspeisekapazität t 2030 in Mt/a	Maximale Einspeisekapazität 2045* in Mt/a
Typ des geologischen Speichers	ehem. Gasfeld	18	92,1	198,3
	ehem. Ölfeld	3	13,1	13,1
	saline Aquifere	16	78,1	122,7
	Noch unbekannt	9	23,8	62,8
	ehem. Gasfeld und saline Aquifere	1	5,0	11,0
Lage des geologischen Speichers	Onshore	9	25,6	41,2
	Offshore	37	185,9	366,1
Projektstatus	In Betrieb	4	1,7	1,7
	In Bau	2	1,6	1,6
	In Planung	45	208,7	404,6

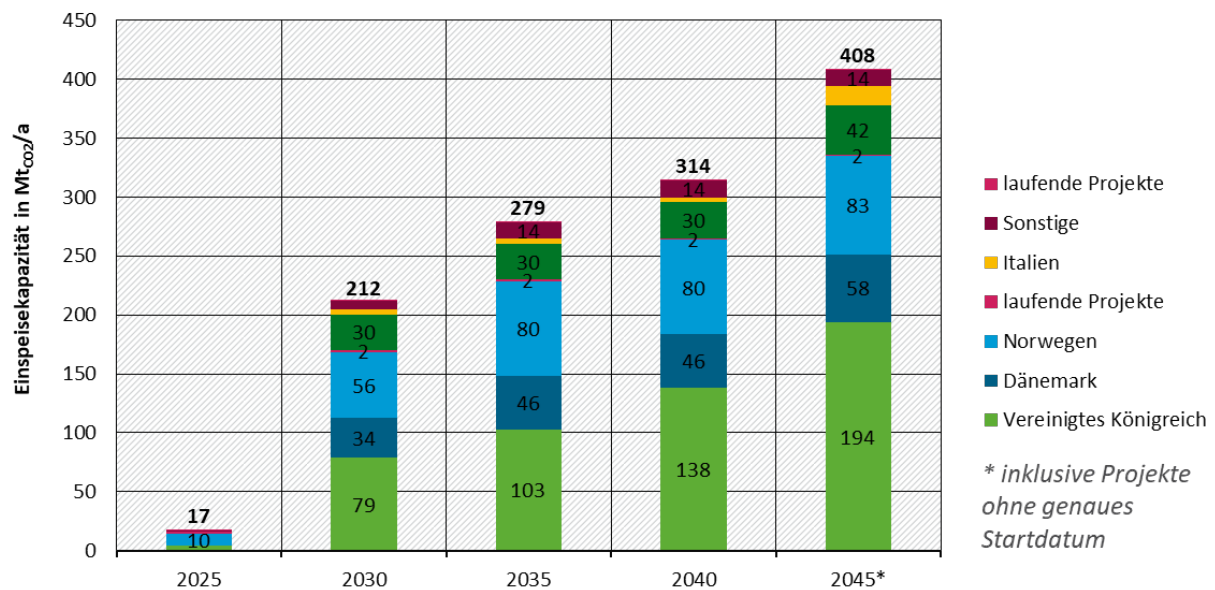
*inklusive Projekte ohne konkretes Startdatum, **ohne laufende Projekte (Außer bei Projektstatus)

Quelle: Eigene Datenbank auf Basis von (IEA, 2024; CATF, kein Datum; IOGP, 2023; IEA, 2023a; ZEP, 2022/2023)

Stand: Februar 2024

Die Auswertung der geplanten Speicherprojekte zeigt bis zum Jahr 2040 eine gesamte Einspeisekapazität von 314 Mt/a. In Abbildung 62 ist die **Entwicklung der Einspeisekapazität in Europa** für die nächsten 20 Jahre nach Ländern dargestellt. Im Jahr 2025 sollen bereits 17 Mt CO₂/a in geologischen Formationen eingespeichert werden. Zusätzlich zu den bereits laufenden Projekten (Einspeisekapazität von circa 1,7 Mt/a) sowie den Projekten, die sich in Bau befinden (Einspeisekapazität von circa 1,6 Mt/a) müssten bis 2025 somit 13 Mt/a Einspeisekapazitäten zusätzlich in Betrieb genommen werden. Darunter sind im Vereinigten Königreich drei Projekte geplant: Acorn, welches bereits 2024 starten soll, sowie Caledonia Clean Energy und Liverpool Bay. In Dänemark soll 2025 das Projekt Greensand mit 1,5 Mt/a starten. Außerdem soll in Kroatien das Projekt Bio-Refinery mit 0,1 Mt/a, in Griechenland Prinos mit 1 Mt/a und in Norwegen Polaris mit 2 Mt/a starten. Da sich jedoch keines der Projekte in der Bauphase befindet, ist es aktuell nicht wahrscheinlich, dass diese Einspeisekapazität bereits im nächsten Jahr erreicht werden kann. So ist eine Einspeisekapazität von circa 3 Mt/a im Jahr 2025 wahrscheinlicher.

Abbildung 62: Entwicklung der Einspeisekapazitäten aus geplanten und laufenden Projekten in Europa (EU inklusive Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich) bis 2045



Hinweis: Werte bezogen auf die maximale Einspeisekapazität, inklusive laufender Projekte.

Sonstige Länder: Bulgarien, Griechenland, Island, Frankreich, Kroatien.

Quelle: Eigene Datenbank, Prognos, auf Basis von (IEA, 2024; CATF, kein Datum; IOGP, 2023; IEA, 2023a; ZEP, 2022/2023)

Stand: Februar 2024

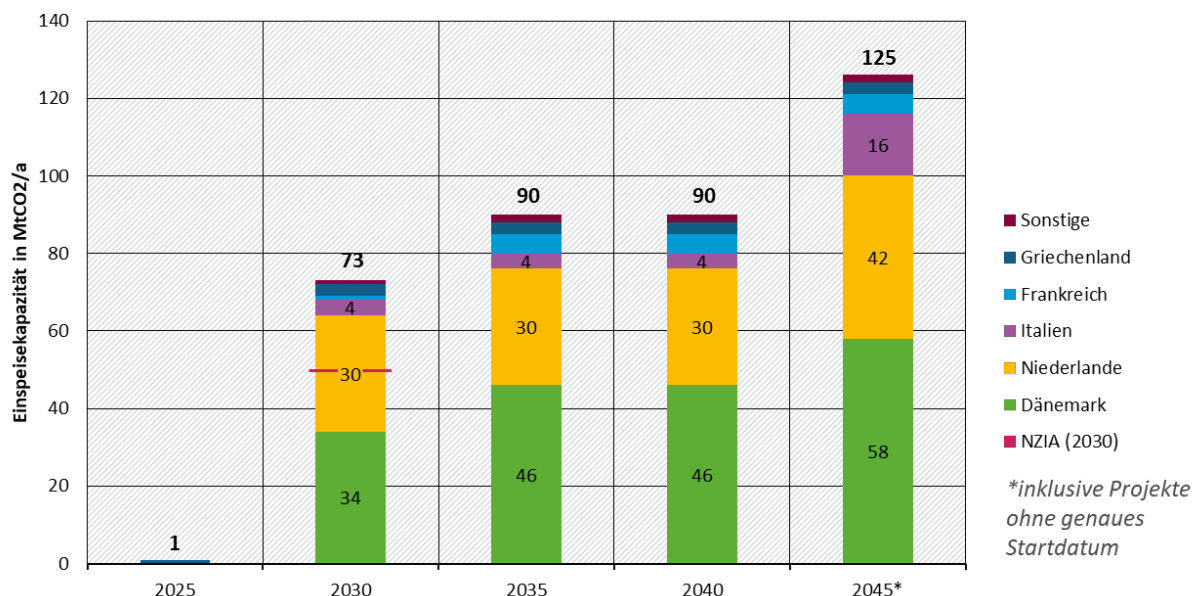
Ein besonders großer Ausbau wird bis zum Jahr 2030 erwartet, wo bereits eine geplante Einspeisekapazität von 212 Mt/a aus den Angaben der Projektvorhaben hervorgeht. Im Vereinigten Königreich, Dänemark und Norwegen sind mit jeweils über 40 Mt/a für 2040 die größten Einspeisekapazitäten geplant. Darunter sind im Vereinigten Königreich acht Projekte mit Offshore-Speicherung geplant, wobei die Projekte Liverpool Bay, Hewett, Acorn und Viking die größten Kapazitäten mit jeweils circa 10 Mt/a planen. In Dänemark sollen sechs Projekte realisiert werden. Das Projekt Norne ist dabei das größte, gefolgt von Greensand und Ruby. Dänemark ist im Vergleich zu den anderen Ländern mit großen Projektvorhaben besonders, da dort auch die Onshore-Speicherung betrachtet wird. Seit Dezember 2023 läuft dort die Vergabe von fünf Lizenzen für Onshore-Speicherstätten¹⁰⁴. In Norwegen wird bereits seit Jahren (fossiles) CO₂ eingespeichert, sodass auf Erfahrung aufgebaut werden kann und bis 2030 11 Projekte laufen sollen. In allen Projekten außer Errai und Kollsness, wo die Speicherstätten noch nicht bekannt gegeben worden sind, soll die Speicherung in salinaren Aquiferen ablaufen. Als weitere für den Zeithorizont 2030 relevante Länder gelten die Niederlande mit einer geplanten Einspeisekapazität von 30 Mt/a und Italien mit 4 Mt/a. In den Niederlanden werden drei Projekte verfolgt: L10 Area mit insgesamt 9 Mt/a Einspeisekapazität sowie Aramis und Porthos. Dies sind alles Projekte mit Speicherung in ehemaligen Gasfeldern in der Nordsee. In Italien gibt es bisher nur das Projekt Ravenna Hub an der Adriaküste, in dem bis 2030 eine Kapazität von 4 Mt/a vorgesehen ist. Zu sonstigen Ländern zählen Frankreich, Island, Griechenland, Bulgarien und Kroatien. In anderen europäischen Ländern sind derzeit keine Projektplanungen bekannt. Ausführlichere Informationen zu den einzelnen Projekten sind im Anhang zu finden.

Die geplante **Einspeisekapazität in den Ländern der EU** (exkl. Norwegen, Vereinigtes Königreich, Island) liegen im Jahr 2030 mit rund 73 Mt bei 35 % der geplanten europäischen

¹⁰⁴ <https://ens.dk/en/our-responsibilities/ccs-carbon-capture-and-storage/licenses-exploration-and-storage-CO2-including>

Einspeisekapazitäten (siehe Abbildung 63). Im Net Zero Industry Act (NZIA) der EU wurde für 2030 die Zielgröße von 50 Mt/a Einspeisekapazität innerhalb der EU (exkl. Norwegen, Vereinigtes Königreich, Island) festgelegt (Europäische Kommission, 2023d). Die Wahrscheinlichkeit für das Ziel des NZIA wird in Kapitel 4.2 analysiert. Als besonders wichtiges Land ist Dänemark wieder hervorzuheben, wo 2030 46 % der EU-weiten Einspeisekapazitäten geplant sind. In Dänemark wurden bereits drei großskalige Speicherlizenzen vergeben (u. a. an Wintershall Dea im Projekt Greensand) und die erste Einspeicherung im Projekt Greensand begonnen. Ebenfalls ist die Niederlande relevant, wo bis 41 % der EU-weiten Einspeisekapazität geplant sind. Beides sind relevante Partnerländer für Deutschland, da sie direkte Nachbarn sind und grenzüberschreitende CO₂-Transportprojekte in Planung sind (siehe Kapitel 2.1.2.6). Besonders die Niederlande liegt geographisch nahe am Industriezentrum in Nordrheinwestfalen, wo erhebliche CO₂Emissionen an Punktquellen anfallen. Somit können beide Länder als potenzielle CO₂-Exportstätten genutzt werden. Dies gilt insbesondere, da in Deutschland die CO₂-Speicherung aktuell rechtlich noch nicht möglich ist, jedoch wurde in einem Eckpunktepapier des BMWK zur Carbon Management Strategie angekündigt die offshore Speicherung zu untersuchen (BMWK, 2024a). Für eine strategische Zusammenarbeit muss frühzeitig mit der Kooperation begonnen werden, besonders mit Bezug auf den Infrastrukturausbau.

Abbildung 63: Entwicklung der Einspeisekapazität aus geplanten und laufenden Projekten in der EU bis 2045



Hinweis: Werte bezogen auf die maximale Einspeisekapazität, inklusive laufender Projekte, Länder der EU, exklusive Vereinigtes Königreich, Norwegen und Island.

Sonstige Länder: Bulgarien, Kroatien.

Quelle: Eigene Datenbank, Prognos, auf Basis von (IEA, 2024; CATF, kein Datum; IOGP, 2023; IEA, 2023a; ZEP, 2022/2023). Stand: Februar 2024

Die **Nordsee-Anrainerstaaten** nehmen bei der CO₂-Speicherung eine zentrale Rolle ein. 95 % der geplanten europäischen Einspeisekapazitäten im Jahr 2030 befinden sich in den Staaten der Nordseeregion¹⁰⁵. Die geplanten Speicherprojekte summieren sich zu einer Einspeisekapazität von 202 Mt/a im Jahr 2030 und 301 Mt/a im Jahr 2040. 95 % der für 2030 geplanten Einspeisekapazität sollen in Offshore-Lagerstätten gespeichert werden. Lediglich in Dänemark

¹⁰⁵ Norwegen, Dänemark, Deutschland, Niederlande, Belgien, Vereinigtes Königreich und Frankreich.

und Frankreich werden zurzeit auch Onshore-Projekte verfolgt. In Dänemark sind dabei Ruby und Norne als Onshore-Speichervorhaben in salinaren Aquiferen aufgrund ihrer Größenordnung von besonderer Relevanz. In Frankreich wird aktuell nur ein Projekt namens Pycasso verfolgt, welches im Süden des Landes lokalisiert ist. Ausführlichere Informationen zu den Projekten sind im Anhang zu finden.

Auswertung der Abscheideprojekte

Den Speicherprojekten stehen die **Abscheideprojekte in Europa** (EU inkl. Norwegen, Island, Vereinigtes Königreich und Schweiz) gegenüber. Diese wurden im Kapitel 2.1.1.3 bereits nach Sektoren kurz vorgestellt. Nach dem heutigen Stand von Juni 2024 sollen bis 2030 in 159 Projekten 134 Mt/a und bis 2040 149 Mt/a abgeschieden werden. Auch hier sind das Vereinigte Königreich, die Niederlande und Norwegen mit den größten Abscheideraten zu nennen. Nachfolgend sind in Frankreich und Deutschland Projekte mit einer hohen Gesamtkapazität geplant. Außerdem sind in Dänemark, Kroatien, Belgien, Schweden, Italien, Griechenland, Irland und Island verschiedene Projekte geplant. In Finnland, Österreich, Polen, der Schweiz, Ungarn und Bulgarien sind jeweils ein Projekt geplant oder angekündigt.

In etwa 26 % der Abscheideprojekten (63 Projekte) ist uns der Projektstart noch nicht konkret bekannt. Projekte bzw. Projektcluster mit hohen Abscheidemengen von über 10 Mt/a sind Grand Quest und Pycasso in Frankreich sowie Bacton Thames Net Zero, South Wales Industrial Cluster und das Scottish Cluster im Vereinigten Königreich.

Vergleich der Abscheide- und Einspeisekapazitäten

Ein einfacher **Vergleich der geplanten Abscheide- und Einspeisekapazitäten** (Abbildung 62) in Europa ergibt einen Überschuss an Speicherprojekten. Daraus kann abgeleitet werden, dass die geplante Einspeiserate der Speicherprojekte theoretisch für die geplante Abscheiderate europaweit ausreichend ist. Wenn die einzelnen Länder betrachtet werden, besteht jedoch ein Unterschied der beiden Raten und zeigt einen Bedarf für eine Exportinfrastruktur auf. In 18 Ländern sind Abscheideprojekte angekündigt, jedoch werden nur in 11 Ländern Speicherprojekte verfolgt. In Frankreich liegt die geplante Einspeicherkapazität von 5 Mt/a bis 2030 unter der geplanten Abscheiderate von 10 Mt/a.

Die Abscheiderate im Vereinigten Königreich ist mit Abstand die größte. Sie liegt 2030 mit 66 Mt/a unter der Einspeisekapazität von 79 Mt/a. In Deutschland sind beispielsweise keine Speicherprojekte angekündigt, aber bis 2030 7 Mt/a Abscheidekapazität. Die Nähe zur Nordseeregion, wo bislang die größte Einspeisekapazität zu verzeichnen ist, ermöglicht allerdings einen Export des abgeschiedenen CO₂.

Die geplante Abscheidekapazität aus Projekten der EU-Länder liegt 2030 bei 63 Mt/a bzw. 2040 bei 70 Mt/a und liegt damit deutlich unter der EU-weiten geplanten Einspeiserate (73 bzw. 90 Mt/a). Gleichzeitig handelt es sich hier um maximale Einspeiseraten aus den Projektplanungen, die sich von real umzusetzenden Werten unterscheiden können. Zu beachten ist außerdem der Unterschied in der geografischen Verteilung. In Süd- und Osteuropa sind die geplanten Einspeicherkapazitäten deutlich geringer und weniger konzentriert. Dies bedeutet, dass ein Export in die Nordseeregion notwendig ist, um die Menge an abgeschiedenen CO₂ speichern zu können. Aufgrund der großen Distanz wird dies deutlich aufwändiger als bei Abscheideprojekten in Nordeuropa. Zudem können viele kleinere Projekte nicht vom Ausbau einer gemeinsamen Infrastruktur profitieren. Insgesamt ist zu beachten, dass für die sichere Speicherung der abgeschiedenen Mengen auch die gesamte geplante Speicherkapazität wirklich errichtet werden muss. Bisher befinden sich jedoch nicht ausreichend Projekte in der baulichen Umsetzung, um 2025 bereits 17 Mt einspeichern zu können. Gleichzeitig gilt dies auch für

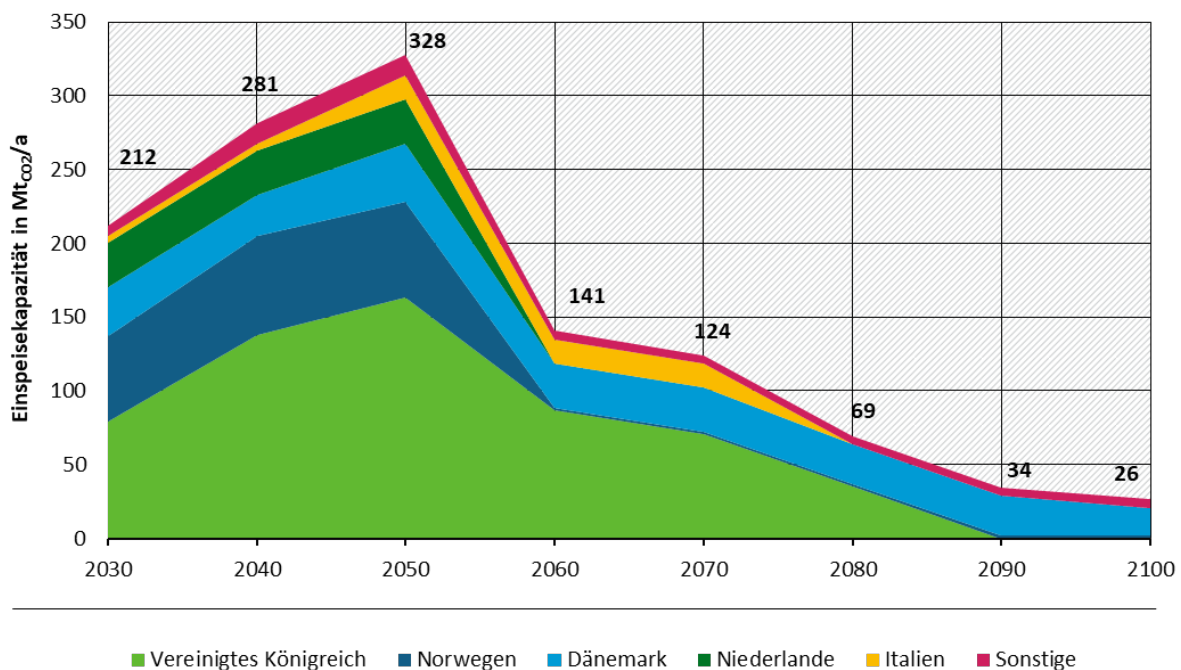
Abscheideprojekte. Der Aufbau der Kapazitäten ist zeitlich sehr ambitioniert und Verzögerungen aufgrund politischer oder projektspezifischer Situationen sind aktuell nicht abschätzbar. Für einen flüssigen Ablauf ist es notwendig den Aufbau zur Abscheidung und zur Speicherung miteinander abzustimmen und Synergien im Aufbau von Infrastrukturen zu nutzen. Dazu ist die Entwicklung von Carbon Management Strategien ein hilfreiches Tool. Außerdem bedarf eine konstante Abscheiderate eine ständige Erschließung neuer Speicherstätten.

Betrachtung der Einspeisekapazität unter Einbeziehung projektspezifischer Speicherkapazitäten

Bei einer **langfristigen Betrachtung der aktuell geplanten Einspeisekapazität** könnten nach Abbildung 62 bis 2045 408 Mt/a erreicht werden, wenn man die Speicherprojekte ohne konkretes Startdatum und die geplanten Aufstockungen dazuzählt. Bei der langfristigen Betrachtung der Kapazitäten ist jedoch zu beachten, dass einige Speicher ihre maximale Speichermenge bis zu einem bestimmten Zeitpunkt erreichen können.

Um eine genauere Aussage über die Entwicklung der Einspeisekapazitäten treffen zu können, wurden die angekündigten Speicherprojekte dahingehend ausgewertet, dass die Laufzeit der Projekte und die Speicherkapazität der Speicherprojekte mit einbezogen werden. Als Quelle für die maximale Speicherkapazität wurde neben anderen Veröffentlichungen Primärdaten nach Clean Air Task Force genutzt (CATF, 2024). Lagen keine Informationen vor wurde alternativ eine durchschnittliche Projektlaufzeit von 30 Jahren angenommen. Das Ergebnis dieser Methodik ist in Abbildung 64 dargestellt.

Abbildung 64: Entwicklung der Einspeisekapazität in Europa bis 2100 unter Einbeziehung der projektspezifischen Speicherkapazitäten



Hinweis: Werte bezogen auf die maximale Einspeisekapazität, inklusive laufender Projekte, bei unbekannten Projektstart wurde 2045 angenommen, Länder der EU, inklusive Norwegen, Island und das Vereinigte Königreich.

Sonstige Länder: Bulgarien, Griechenland, Island, Frankreich, Kroatien.

Quelle: Eigene Datenbank, Prognos, auf Basis von (IEA, 2024; CATF, kein Datum; IOGP, 2023; IEA, 2023a; ZEP, 2022/2023), Speicherkapazitäten: (CATF, 2024).

Stand: Februar 2024

Aus dieser Darstellung wird deutlich, dass durch die aktuell geplanten Einspeiseprojekte erschlossenen CO₂-Speicher nach einer bestimmten Zeit voll sind. Sprich bei einer konstanten bis leicht abnehmenden Abscheidemenge müssen neue Speicherprojekte erschlossen werden, damit das abgeschiedene CO₂ auch langfristig gespeichert werden kann (siehe Kapitel 3). Dies zeigt die abnehmende Einspeisekapazität nach 2050. Doch bereits vor 2040 liegt die Einspeisemenge unter der in Abbildung 62 dargestellten Menge von 314 Mt/a in 2040. Dies liegt daran, dass einige Projekte ihre maximale Kapazität bei angenommener Einspeisemenge bereits erreicht haben. Dazu zählt das Projekt Silverstone (Island), welches bereits 2026 einen vollen Speicher aufweist. Auch der Speicher des Projekts Stenlille (Dänemark) kann nur bis 2034 genutzt werden. Bereits bis 2040 erreichen vier weitere große Projekte ihre maximale Speicherkapazität (Bifrost in Dänemark, Porthos in den Niederlanden, Northern lights in Norwegen und Liverpool Bay im Vereinigten Königreich). 2050 würden nur noch 38 der aktuell geplanten und betriebenen Projekte laufen, während 2060 nur noch 17 dieser Projekte eine Einspeisung vornehmen können.

Es ist jedoch zu beachten, dass weitere Projekte angedacht sind, z. B. veröffentlicht durch Pressemitteilungen oder Absichtserklärungen, die in der Planung noch nicht weit fortgeschritten sind, sodass die Kapazität auch weiter ansteigen kann. Die Abschätzung der nutzbaren gesamten Speicherkapazitäten über die Zeit ist jedoch mit hohen Unsicherheiten, wie Dauerhaftigkeit der Speicherung oder Erschließung neuer Speicherstätten, belegt. Jedoch verdeutlicht diese Untersuchung die Endlichkeit der Speicherinjektionskapazitäten in den geplanten Projekten. Dies ist besonders für eine langfristige Planung von Abscheidemengen zu beachten. Bei einer kontinuierlich hohen Abscheidemenge müssten immer weitere Speicherstätten erschlossen werden. Dies spielt für die Infrastrukturplanung und -investitionen eine zentrale Rolle, gleichzeitig sind die Speicherkapazitäten begrenzt.

4.2 Bewertung der CO₂-Speicherprojekte

Wie aus den Auswertungen zu den geplanten Speicherprojekten erkennbar ist, besteht aktuell ein großes Interesse im Bereich der CO₂-Speicherung und viele Projekte werden angekündigt. Allerdings ist eine Projektankündigung keine Garantie, dass dieses Projekt in der angekündigten Version oder überhaupt umgesetzt wird. Aktuell befinden sich erst zwei der angekündigten Projekte im Bau (Northern Lights in Norwegen und Mammoth in Island). Und nur für ein weiteres Projekt (Porthos in den Niederlanden) wurde bereits eine FID¹⁰⁶ getroffen.

Um eine realistische Einschätzung zu erhalten, wurde in dieser Studie eine Methodik zur Einordnung der Projekte nach **Realisierungswahrscheinlichkeit**¹⁰⁷ angesetzt. Neben den bereits erwähnten Projektdetails wurden Daten zur Speicherlizenz, Förderungen und durgeführte und geplante Finanzentscheidung hinzugezogen. Die Daten für die Speicherlizenzen sind aus Pressemitteilungen entnommen worden. Zusätzlich wurden für die Nordseeprojekte auch die Datenbanken der Länderbehörden ausgewertet. Als Förderzusagen für die Speicherprojekte wurde die Einstufung von zugehörigen Infrastrukturprojekten als „Project of Common Interest (PCI)“ bzw. „Project of Mutual Interest (PMI)“ der 5- und 6. Runde hinzugezogen bzw. ob die Projekte im Horizon, Connecting Europe Facility (CEF) oder im Innovation Funds gefördert werden (Europäische Kommission, 2023b; Europäische

¹⁰⁶ FID: Finanzentscheidung

¹⁰⁷ Was verstehen wir unter Realisierungswahrscheinlichkeit? Die Bedingungen der Projekte können sich in den nächsten Jahren verändern bzgl. Finanzierung, Speicherlizenzen, Einstufung als PCI-Projekt etc. Von daher ist es nur eine Einschätzung mit dem heutigen Zeitpunkt und dem Versuch eine Einschätzung zu erhalten, inwiefern sich die 2030 Angaben aus heutiger Perspektive materialisieren.

Kommission, 2022b). Sofern weitere Informationen zu nationalen Förderungen z. B. aus Pressemitteilungen vorlagen, wurden auch diese mit einbezogen.

Für die Einstufung wurden den Projekten per Punktesystem eine Gewichtung nach den folgenden Parametern zugewiesen:

- ▶ für eine geplante Finanzentscheidung (FID) ein Punkt
- ▶ für die Förderzusage zwei Punkte
- ▶ für eine vorhandene Speicherlizenz zwei Punkte
- ▶ für eine getroffene Finanzentscheidung (FID) vier Punkte

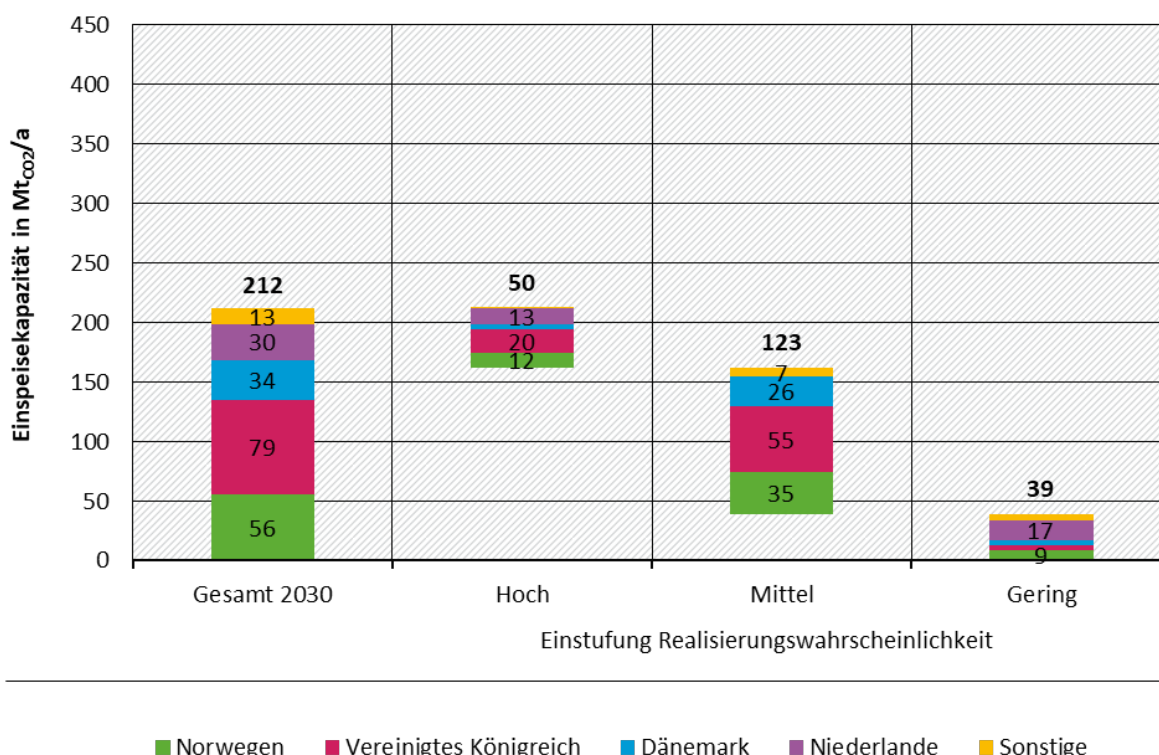
Es wurden drei Kategorien für die Einstufung der geplanten Projekte angesetzt. Die bereits laufenden Projekte wurden dabei außen vorgelassen.

- ▶ Hohe Realisierungswahrscheinlichkeit: ab 4 Punkten
- ▶ Mittlere Realisierungswahrscheinlichkeit: 2 bis 3 Punkte
- ▶ Geringe Realisierungswahrscheinlichkeit: bis zu 1 Punkt

Diese Aufteilung bedeutet, dass Projekte, die eine getroffene Finanzentscheidung haben, in die Kategorie hohe Realisierungswahrscheinlichkeit aufgenommen sind, ebenso Projekte, die eine Förderung erhalten, als auch eine Speicherlizenz erworben haben. Projekte mit geringer Realisierungswahrscheinlichkeit erfüllen entweder keinen Parameter oder haben ausschließlich eine FID angekündigt.

In Abbildung 65 ist die **Realisierungswahrscheinlichkeit der angekündigten Speicherprojekte** nach Einspeisekapazitäten und Länder für das Jahr 2030 dargestellt. Für die geplanten Projekte europaweit fallen 23 % in die Kategorie der hohen Realisierungswahrscheinlichkeit (50 Mt/a) und weitere 58 % in die mittlere (123 Mt/a). 19 % der geplanten Kapazitäten fällt in die Kategorie der niedrigen Realisierungswahrscheinlichkeit (39 Mt/a). Bei diesen Projekten deutet unter Berücksichtigung der aktuellen Datenlage wenig auf eine sichere Umsetzung hin. Diese Einstufung bedeutet zwar nicht unbedingt, dass die Projekte durchgeführt oder gestoppt werden, jedoch kann beispielsweise das angegebene Startjahr oder die geplante Kapazität angezweifelt oder das Projekt aufgrund von finanziellen Bedingungen pausiert werden. Es ist aber zu erwarten, dass zukünftig viele Vorhaben konkretisiert und zusätzliche Projektdetails bekannt gegeben werden.

Abbildung 65: Realisierungswahrscheinlichkeit der geplanten Einspeisekapazität in Europa für 2030



Hinweis: Werte bezogen auf die maximale Einspeisekapazität, inklusive laufender Projekte, Länder der EU, inklusive Norwegen, Island und das Vereinigte Königreich.

Sonstige Länder: Bulgarien, Griechenland, Island, Frankreich, Kroatien.

Quelle: Eigene Datenbank, Prognos, auf Basis von (IEA, 2024; CATF, 2023b; IOGP, 2023; IEA, 2023a; ZEP, 2022/2023).

Stand: Februar 2024

Die Verteilung in den einzelnen Ländern variiert jedoch. In Norwegen sind die Projekte EU2NSEA/Smeaheia und Northern Lights in der ersten Kategorie, womit 21 % der gesamten Kapazität als hoch eingestuft wurden. Fünf Projekte, die alle eine Speicherlizenz erhalten haben, zählen zur mittleren Kategorie. Für Dänemark sind das Projekt Bifrost und die erste Phase vom Projekt Greensand als hoch eingestuft und machen 13 % der Einspeisekapazitäten aus. Weitere 76 % zählen zur mittleren Kategorie, wo das Projekt Norne und die zweite Phase von Greensand dazugehören. Ersteres könnte in näherer Zukunft jedoch eine Speicherlizenz erhalten, da für die Erkundung von Onshore-Speicher die Vergabe läuft. Im Vereinigten Königreich gilt für die Umsetzung der Projekte Liverpool Bay, Northern Endurance und Acorn eine hohe Realisierungswahrscheinlichkeit und diese Projekte machen 25 % der Einspeisekapazität aus. Weitere 70 % werden in die mittlere Kategorie gestuft. In den Niederlanden fallen 44 % der bis 2030 geplanten Einspeisekapazität in die Kategorie der hohen Realisierungswahrscheinlichkeit. Die zwei der vier geplanten Projekte, Aramis und Porthos, sind auf der PCI-Liste und haben bereits eine Speicherlizenz erhalten. Den anderen Projekten ist eine geringe Realisierungswahrscheinlichkeit zugeordnet.

Insgesamt ist zu erwähnen, dass die Einschätzung der Realisierungswahrscheinlichkeit keine konkrete Aussage über die Projekte treffen kann. Diese soll lediglich eine Orientierung und Einstufung der Projekte bieten. Die Vollständigkeit der Daten kann aufgrund der Verfügbarkeit von Informationen und der dynamischen Lage nicht gewährleistet werden, sodass die Einschätzung sich zukünftig ändern kann. Außerdem können auch weitere Parameter

hinzugezogen werden, die eine noch differenzierte Einschätzung ermöglichen können. Diese Analyse bietet jedoch einen Anhaltspunkt, um eine erste Einschätzung aus heutiger Perspektive zu erhalten.

Unter Berücksichtigung dieser Einstufung der Projekte würden bis 2030 in der EU (also ohne Norwegen, Vereinigtem Königreich und Island) 18 Mt/a mit hoher Wahrscheinlichkeit realisiert. Der Zielwert für 2030 des NZIA für EU-Projekte (50 Mt/a) kann somit nicht erreicht werden, auch wenn die Projekte mit mittlerer Stufe realisiert werden (insgesamt 30 Mt/a). Wichtig hierbei zu beachten ist, dass regulatorisch aufgrund des EU-ETS nach aktuellen Regeln abgeschiedenes CO₂ in Norwegen und Island anrechnungsfähig ist, jedoch nicht im Vereinigten Königreich. Dementsprechend müssten die Anstrengung innerhalb Europas konkreter werden, in dem Speicherlizenzen vergeben oder Finanzentscheidungen über Projekte getroffen werden. Dazu bedarf es eines Austauschs zwischen Regulatorik und Projektumsetzung innerhalb der Länder. Außerdem sollten auch EU-Länder mit geplanten Abscheideprojekten nicht nur aus Kostengründen eine Speicherung von CO₂ in ihren Landesgrenzen prüfen, sondern auch um den Bedarf einer Transportinfrastruktur zu reduzieren. Ebenfalls aus Kostengründen und aufgrund endlicher Lagerstättenkapazitäten für die CO₂-Einspeicherung sollte die Kapazitätsabschätzung für ein Transportnetzwerk nur die unvermeidbaren CO₂-Emissionen bzw. negative Emissionen berücksichtigen und keine vermeidbaren fossilen Emissionen mit einplanen. Auch der Vergleich mit den geplanten Abscheidekapazitäten ergibt, dass die geplanten Einspeisekapazitäten mit hoher Realisierungswahrscheinlichkeit nicht die Menge an abgeschiedenem CO₂ aufnehmen können. Jedoch ist zu beachten, dass für einen aussagekräftigen Vergleich auch die geplanten Projekte zur Abscheidung auf die Realisierungswahrscheinlichkeit geprüft werden müssen.

5 CCS und negative Emissionen in Klimastrategien

Um die Rolle von CCS und negativen Emissionen in den Strategien der EU-Ländern sowie Norwegen, Island, im Vereinigten Königreich und der Schweiz zu bewerten, wurden verschiedene Datenbanken und politische Strategien betrachtet. Der Fokus dieser Analyse liegt auf dem Einsatz von CCS (fossil, biogen, atmosphärisch) und der technischen CO₂-Entnahme. Natürliche Senken (z. B. LULUCF) wurden nicht dezidiert untersucht. In einem ersten Schritt wurden die nationalen Energie- und Klimapläne (NEKP)¹⁰⁸ der EU-Mitgliedstaaten ausgewertet. Zusätzlich wurden andere Plattformen, wie der Carbon Gap Tracker (Carbon Gap, 2024) und weitere Papiere hinzugezogen.

Um einen ersten Überblick über die Klimaziele der untersuchten Länder zu erhalten, wurde in Tabelle 30 die Zieljahre für THG-Neutralität aufgezeigt. Dabei stechen insbesondere Finnland und Island heraus, wo bereits 2035 bzw. 2040 als Zieljahr angestrebt wird, sowie Deutschland und Schweden mit dem Zieljahr 2045. Alle weiteren Länder sowie die EU verfolgen das Jahr 2050 als Ziel für die THG-Neutralität.

Tabelle 30: Zieljahre der THG-Neutralität der EU inklusive Norwegen, Island, Vereinigtes Königreich und Schweiz, sowie der EU selbst

Zieljahr	Länder
2050	Vereinigtes Königreich, Dänemark, Niederlande, Frankreich, Belgien, Schweiz, Italien, Griechenland, Litauen, Irland, Norwegen, Estland, Kroatien, Luxemburg, Slowakei, Tschechische Republik, Spanien, Rumänien, Lettland, Portugal, Slowenien, Polen, Bulgarien, Österreich, Zypern, Malta, Ungarn, EU
2045	Schweden, Deutschland
2040	Island
2035	Finnland

Quelle: (Carbon Gap, 2024)

5.1 CCS in den Strategien

Für die **Auswertung der NEKPs** wurden Stichwörter¹⁰⁹ definiert, nach denen die Pläne durchsucht wurden. Der Fokus dieser Auswertung liegt auf der Rolle von CCS in den Strategien. Es ist zu betonen, dass die NEKPs sehr unterschiedlich aufgebaut sind. Es wird kein eindeutiges Wording bzgl. CCS als Vermeidungs- (Abscheidung von fossilem CO₂) und als Entnahmetechnologie (Abscheidung von biogenem und atmosphärischem CO₂, BECCS und DACCS) verwendet. Von daher kann in dieser Auswertung und in den folgenden Tabelle 31 und Tabelle 32 nicht zwischen fossilem, biogenem oder atmosphärischem CCS unterschieden werden. Wobei nur die Abscheidung von biogenem und atmosphärischem CO₂ und der langfristigen Speicherung zu negativen Emissionen führen kann¹¹⁰.

¹⁰⁸ https://commission.europa.eu/energy-climate-change-environment/implementation-eu-countries/energy-and-climate-governance-and-reporting/national-energy-and-climate-plans_en#documents

¹⁰⁹ Diese Stichwörter sind: CCU, CCS, CCUS, Carbon Capture, Carbon Storage, Carbon Usage, Negative Emissions, DAC, BECC, CDR, Carbon Removal, Carbon Dioxide Removal.

¹¹⁰ Dabei muss jedoch insbesondere bei biogenem CO₂ die gesamte Wirkungskette beachtet werden, um die Wechselwirkungen zu anderen Sektoren (u.a. Landnutzung und Biodiversitätsverlust) zu verhindern.

Die meisten Länder haben bereits aktualisierte NEKP-Entwürfe vorgelegt, jedoch gibt es noch einige Länder, wie Polen, Österreich und Bulgarien, die nur NEKPs von 2019 veröffentlicht haben. In der Auswertung werden dementsprechend diese berücksichtigt. Für die Nicht-EU-Länder wurde dies ebenfalls für die aktuellen Klimastrategien angewandt.

Als Auswertung dieser Methodik wurden die Länder in drei Kategorien eingeteilt. In die Kategorie 0 werden die Länder einsortiert, die die Stichwörter gar nicht aufführen bzw. keine politischen Maßnahmen dazu ableiten. Länder, die quantitative Angaben im Zusammenhang mit CCS aufführen, gehören zur 2. Kategorie. Alle weiteren Länder in Kategorie 1 setzten sich bereits mit CCS auseinander, jedoch eher grob. Die Einteilung der Länder nach der Methodik sieht wie folgt aus:

Tabelle 31: Einteilung der Länder nach Beschäftigung mit CCS in den Klimastrategien

Kategorie	Bedeutung	Länder
0	gar keine bzw. keine intensive Auseinandersetzung mit CCS	Bulgarien, Kroatien, Lettland, Malta, Österreich, Polen, Portugal, Slowenien, Ungarn, Zypern
1	CCS als Strategie grob aufgeführt	Deutschland, Estland, Finnland, Irland, Island, Luxemburg, Rumänien, Schweden, Slowakei, Spanien, Norwegen, Litauen, Tschechien
2	Quantitative Angaben zum Einsatz von CCS	Belgien, Dänemark, Frankreich, Schweiz, Vereinigtes Königreich, Griechenland, Italien, Niederlande,

Quellen: Verwendung der NEKPs in EU-Ländern, Norwegen: Climate Action Plan (Norwegian Ministry of Climate and Environment, 2022, Juni), Island: Climate Action Plan (Government of Iceland, 2020, Oktober); Schweiz: Langfristklimastrategie (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2021, 27. Januar), Vereinigtes Königreich: Net Zero Strategy (BEIS, 2021).

Anschließend wurden die Länder mit quantitativen Angaben ausgewertet (Kategorie 2). Diese Angaben beziehen sich überwiegend auf Szenarienrechnungen. Unsere Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Tabelle 32: Quantitative Angaben zu CCS in den ausgewerteten Strategien¹¹¹

	Jahr	CO ₂ -Mengen gesamt in Mt/a*	Länder mit quantitativen CCS-Angaben im NEKP (in Mt/a)
Abscheidekapazität	2030	24	Belgien (5), Frankreich (6), Vereinigtes Königreich (5), Niederlande (5-11)
	2050	145	Belgien (5), Dänemark (5-11), Frankreich (20-25), Schweiz (5), Vereinigtes Königreich (75-81), Griechenland (11), Litauen (0,5), Niederlande (5-11), Tschechische Republik (8)
Einspeisekapazität	2030	8	Griechenland (0,04), Niederlande (8)
	2050	27	Belgien (6), Frankreich (1), Schweiz (7), Griechenland (5,4), Niederlande (8)

¹¹¹ Im November 2023 wurde außerdem eine eigenständige Auswertung der NEKPs von der EU durchgeführt (Europäische Kommission, 2023e). Darin wurden acht EU-Staaten identifiziert, die in ihren NEKPs Projektionen zu Abscheideraten angegeben haben. Diese Länder sind Belgien, Tschechien, Dänemark, Frankreich, Griechenland, Italien, Litauen, Niederlande. Insgesamt wurde für 2030 eine gesamte Abscheiderate von 34,1 Mt angegeben. Außerdem wird eine Speicherrate von 39,3 Mt für 2030 geschätzt.

Hinweis: Bei angegebenen Bandbreiten der CO₂-Mengen wurde für die gesamten Mengen der Mittelwert angesetzt; Ausgewertete Strategien der EU-Länder inkl. Norwegen, Schweiz, Island und UK.

* Bei den gesamten CO₂-Mengen wird nicht unterschieden zwischen fossil, biogen und atmosphärisch

Quellen: Verwendung der NEKPs in EU-Ländern, Norwegen: Climate Action Plan (Norwegian Ministry of Climate and Environment, 2022, Juni), Island: Climate Action Plan (Government of Iceland, 2020, Oktober): Schweiz:

Langfristklimastrategie (Schweizerische Eidgenossenschaft, 2021, 27. Januar), Vereinigtes Königreich: Net Zero Strategy (BEIS, 2021).

Länder, wie Finnland, Dänemark, Deutschland, Frankreich, Irland, Litauen, Luxemburg, die Niederlande, Portugal und Spanien sprechen die Förderung von CCS an und verfolgen entsprechende Programme. Schweden strebt die Entwicklung einer CCS-Strategie an. Tschechien erwähnt eine Roadmap, die für die CEE-Region (Central-Eastern-Europe) erstellt wurde. Ein CO₂-Speichergesetz existiert in Rumänien. In der Nordseeregion setzen einige Länder auf internationale Kooperation, z. B. Deutschland, Schweden und Dänemark, während Belgien auf bilaterale Kooperation mit Dänemark setzt. Italien setzt auf eine Kooperation mit Griechenland.

Im Anschluss an die NEKPs werden in einigen Ländern auch dezidierte Strategien in Bezug auf CCS, CDR und Negativemissionen erarbeitet. Anfang des Jahres 2024 wurden in Deutschland die Eckpunktpapiere des BMWK zur Carbon Management Strategie (CMS) (BMWK, 2024a) und zur Langfriststrategie Negativemissionen (LNe) (BMWK, 2024b) veröffentlicht. Ersteres bezieht sich auf die Beseitigung der rechtlichen Hürden für die Anwendung von CCU/CCS, der Infrastruktur und der Erschließung von Offshore Speicherstätten. Außerdem wurden Förderungsmöglichkeiten diskutiert, deren Fokus auf schwer und nicht vermeidbare Emissionen gesetzt werden soll. Das Eckpunktepapier zur LNe enthält fünf grundsätzlichen Bereiche, die im Dialogprozess bearbeitet werden. Diese umfassen die Bedarfs- und Potenzialermittlung von negativen Emissionen, die Entwicklung, Skalierung und Bewertung von Methoden und Technologien, der Governancerahmen und die Erarbeitung eines Marktrahmens und die Identifizierung von Forschungs- und Entwicklungsbedarf. In der Langfriststrategie sollen Ziele für Negativemissionen für die Jahre 2035, 2040 und 2045 festgelegt werden.

Daneben wurde auch die Strategie der EU auf dem Weg zur Treibhausgasneutralität untersucht. Neben der Klimastrategie „A Clean Planet for All“ aus dem Jahr 2018 wurden die Szenarien aus dem Dokument Folgenabschätzung (Impact Assessment) in Vorbereitung der Festlegung für das EU-Ziel 2040 der Europäischen Kommission und die industrielle Carbon Management Strategie (ICMS) der Europäischen Kommission ausgewertet (Europäische Kommission, 2018b); (Europäische Kommission, 2024b); (Europäische Kommission, 2024a)). Beide wurden im Februar 2024 veröffentlicht.

Im Folgenden werden die Hauptergebnisse aus den beiden Dokumenten der Europäischen Kommission hinsichtlich der CO₂-Abscheidung dargestellt. In der Folgenabschätzung in Vorbereitung der Festlegung für das EU-Ziel 2040 der Europäischen Kommission bilden drei Szenarien S1, S2, S3 die Hauptszenarien ab und besitzen die gleichen Grundannahmen zu 1) sozioökonomischen Annahmen (in Bezug auf die Bevölkerung, Wirtschaftstätigkeit, Industrieproduktion und Nahrungsmittelproduktion), 2) Technologiekosten und 3) gemeinsamen „Standard“-Elementen für die Politik für die Zeit nach 2030.

S1: *“Up to 2040, this scenario relies essentially on the Fit-for-55 energy trends, which allow it to deliver a target in 2040 that is the “linear” reduction path of net GHGs between 2030 and 2050. It does not assume specific mitigation of non-CO₂ emissions beyond their default evolution within the current framework, for instance in agriculture, or in the LULUCF sector. Beyond 2040 though, all sectors need to drastically reduce GHG emissions in view of meeting the climate neutrality objective by 2050 and all technologies need to be deployed.”*

S2: *“To reach a reduction of at least 85 % by 2040, this scenario combines the energy trends reflected in S1 with a further deployment of carbon capture and e-fuels as well as substantial reductions of GHG emissions in the land sector, including non-CO₂ emissions in the agriculture sector and carbon removals in the LULUCF-sector.”*

S3: *“To reach a reduction of at least 90 % by 2040, this scenario builds on S2 and relies on a fully developed carbon management industry by 2040, with carbon capture covering all industrial process emissions and delivering sizable carbon removals, as well as higher production and consumption of e-fuels than in S2 to further decarbonise the energy mix.”*

Neben den drei Hauptszenarien wurde in einer ergänzenden Variante (LIFE) die Sensitivität der Analyse für wichtige gesellschaftliche Trends im Zusammenhang mit nachhaltigeren Lebensstilen, die sich aus Änderungen der Verbraucherpräferenzen, von Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft in Bezug auf die Nutzung von Energie und Materialien sowie aus Veränderungen der Mobilität und des Lebensmittelsystems modelliert:

LIFE: *“LIFE” is not attached to a specific target option and is not used to compare the different target options. It serves to illustrate how these demand-side driven actions can complement the supply-side technology deployment analysed in the core scenarios. LIFE assesses the impact of a shift in consumption patterns to more sustainable alternatives leading to a more efficient use of natural resources. For example, consumers use products longer, repair more goods, shift to a “sharing economy” and products as a service, reduce energy consumption by controlling heating and cooling temperature settings, and adopt more sustainable mobility patterns led by shared mobility and active transport modes such as increased bike use. For the food system, LIFE assumes that consumers gradually shift to healthier and more sustainable diets (46), while production follows the Farm to Fork Strategy and Biodiversity Strategy objectives, in particular reducing nutrient surplus and fertilisers needed to bring nature and biodiversity back to a healthy state and reducing food waste.”*

Dabei nimmt in allen Szenarien das industrielle Carbon Management eine zentrale Säule zum Erreichen der THG-Reduktion von 90 % bis zum Jahr 2040 und Netto-Treibhausgasneutralität im Jahr 2050 ein. Die anderen Säulen sind die CO₂-Entnahmen durch den LULUCF-Sektor (2040: -316,5 Mt CO₂/a und 2050: -333 Mt CO₂/a) sowie der Ausbau von erneuerbaren Energien. Der wesentliche Unterschied zwischen den Szenarien, der auch zu den verschiedenen Ambitionsniveaus bei der Netto-THG-Minderung führt ist die Ausprägung der Rolle von Carbon Management im primären Zieljahr 2040 (EU-Zieljahr 2040 bei der Folgenabschätzung). Bis zum Jahr 2050 gleicht sich die CO₂-Abscheidungsmenge in den Szenarien wieder in etwa an, weil bis dahin in allen Szenarien THG-neutralität erreicht werden soll. Im Szenario LIFE ist der Bedarf an Carbon Management signifikant verringert.

Neben der Abscheidung von Prozessemissionen in der Industrie, ist auch die Abscheidung fossiler CO₂-Mengen aus Kraftwerken in der europäischen Strategie weiterhin vorgesehen. Die industrielle CO₂-Entnahme (Industrial Carbon Removal = BECCS, DACCS und Abscheidung von biogenem CO₂ aus der Aufbereitung von Biogas zu Biomethan) macht bis zu 25 % der gesamten CO₂-Entnahme im Jahr 2050 aus. Der Großteil der CO₂-Entnahme, mit bis zu 75 %, stammt aus dem LULUCF-Sektor.

Von den abgeschiedenen CO₂-Mengen werden über 50 % einer Speicherung in geologischen Formationen zugeführt, über 30 % geht in die Produktion von synthetischen Kraftstoffen (z. B. synthetisches Kerosin), die übrigen CO₂-Mengen werden in Materialien gespeichert (siehe Tabelle 33).

Tabelle 33: CCU/S und negative Emissionen in der Folgenabschätzung der EU-Kommission zum 2040-Ziel

Industrielle CO ₂ -Abscheidung und Nutzung und LULUCF, in MtCO ₂ /a		2040				2050			
		S1	S2	S3	LIFE	S1*	S2*	S3*	LIFE*
CO ₂ -Quelle beim Carbon Management	CO ₂ -Abscheidung gesamt	86	222	344	278	470	460	452	350
	Kraftwerke inkl. biogenes CO ₂	30	75	65	73	k. A.	k. A.	111	k. A.
	Industrie Prozesse inkl. biogenes CO ₂	44	127	159	145	k. A.	k. A.	166	k. A.
	DACC	12	20	121	59	k. A.	k. A.	175	k. A.
CO ₂ -Senke beim Carbon Management (fossiles, biogenes und atmosphärisches CO ₂)	CO ₂ -Senke gesamt	86	222	344	278	470	460	452	350
	CO ₂ -Speicherung in geologischen Formationen	42	147	243	k. A.	247	247	247	165
	Genutztes CO ₂ E-Fuels	43	75	101	k. A.	160	150	147	130
	Genutztes CO ₂ Materialien	0	0	0	k. A.	63	63	59	55
CO ₂ -Entnahme natürlich und industriell	CO ₂ -Entnahme gesamt	-222	-365	-392	-387	-462	-447	-446	-429
	LULUCF	-218	-316	-317	-360	-341	-332	-333	-389
	BECCS	-4	-34	-33	-27	-58	-59	-56	-37
	DACCS	0	-15	-42	0	-63	-56	-57	-3

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, auf Basis von (Europäische Kommission, 2024b)

*Abschätzung auf Basis der Abbildungen 9 und 10 im Part 3

Hinweis: Pflanzenkohle wurde in der Modellierung explizit nicht berücksichtigt. / CO₂-Senken hier im Sinne des Carbon Management benutzt, inkl. E-Fuels, die bei Nutzung direkt wieder zu Emissionen führen.

k. A.= keine Angabe

Für eine umfassende Anwendung der Technologien wird auch der Ausbau einer CO₂-Infrastruktur in der Europäischen Kommission thematisiert (siehe Kapitel 2.1.2.6.). Im Jahr 2021 wurde das CCUS-Forum (Carbon Capture, Utilisation and Storage Forum) von der Europäischen Kommission eingeführt (Europäische Kommission, 2023c). Darin wurde ein

Dialog unter verschiedenen Interessensvertretungen etabliert. Einbezogen werden die EU-Länder sowie Drittländer, Nichtregierungsorganisationen, die Wirtschaft und die Wissenschaft.

Der Carbon Gap Tracker gibt einen Überblick über den Status der Regulatorik bezüglich CCS in Europa. Hier werden die Zusammenfassung sowie die CDR-Ziele betrachtet. Die Datenbank führt außerdem auf, welche Länder eine klare Differenzierung zwischen Emissionsreduktion und Entnahme angeben. Dies sind das Vereinigte Königreich und Frankreich. In vielen Ländern gibt es bereits CDR-Ziele. Eine Darstellung verschiedener konkreter Ziele ist in Tabelle 34 aufgeführt. Darin wird auch in eine Entnahme durch LULUCF und durch technische Senken differenziert. Diese Informationen sind im Carbon Gap Tracker angegeben. Die Aufzählung der Ziele beinhaltet auch bei vielen Ländern eine Differenzierung in welcher Art politischen Dokument dieses festgehalten ist. Dies findet hier jedoch keine Berücksichtigung.

Tabelle 34: CO₂-Entnahme-Ziele für Länder in Europa gemäß Carbon Gap Tracker

Land mit CO ₂ -Entnahme-Ziel	Bezugsjahr	CO ₂ -Entnahme gesamt in Mt	davon natürliche CO ₂ - Entnahme LULUCF	davon industrielle CO ₂ -Entnahme
Belgien	k. A.	5 % im Vgl. zu 1990	k. A.	k. A.
Dänemark	2050	13	k. A.	k. A.
Deutschland	2030/2035/2040	25/35/40	25/35/40	k. A.
Estland	k. A.	20 % im Vgl. zu 1990	k. A.	20 % im Vgl. zu 1990
Finnland	2035	21	21	k. A.
Frankreich	2050	72,5	k. A.	k. A.
Irland	2021-2030	26,8	26,8	k. A.
Litauen	2050	8,5	8,5	k. A.
Luxemburg	2030	0,4	0,4	k. A.
Niederlande	2030	1,9	1,9	k. A.
Portugal	2050	13	13	k. A.
Schweden	k. A.	15 % im Vgl. zu 1990	k. A.	k. A.
Schweiz	2050	2 inländisch, 5 ausländisch	k. A.	2 inländisch, 5 ausländisch
Slowakei	2050	7	7	k. A.
Spanien	k. A.	10 % im Vgl. zu 1990	10 % im Vgl. zu 1990	k. A.

Land mit CO ₂ -Entnahme-Ziel	Bezugsjahr	CO ₂ -Entnahme gesamt in Mt	davon natürliche CO ₂ - Entnahme LULUCF	davon industrielle CO ₂ -Entnahme
Vereinigtes Königreich	2030/2035/2050	5/23/78	k. A. ¹¹²	5/23/78

Hinweis: k. A. - Keine Angaben (Zitat aus Carbon Gap Tracker), - bedeutet keine Angabe dazu im Carbon Gap Tracker

Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, nach (Carbon Gap, 2024)

Länder ohne CDR-Angaben im Carbon Gap Tracker: Lettland, Slowenien, Kroatien, Ungarn, Island, Malta, Norwegen, Österreich, Bulgarien, Zypern, Tschechien, Griechenland, Italien, Polen, Rumänien.

Stand: Februar 2024

Die meisten Länder haben für jenseits von 2030, also nach dem Auslaufen der aktuell gültigen LULUCF-Verordnung der EU, konkrete Ziele zur CO₂-Entnahme im LULUCF-Sektor definiert und Spanien und Finnland ein %uales Ziel. Außerdem haben Lettland, Slowenien und Kroatien angegeben Emissionen zu entnehmen, diese Mengen jedoch nicht konkretisiert. Sie gehen von einer Reduktion durch natürliche Senken aus, wobei Slowenien auch explizit Direct Air Capture (DAC) erwartet. Lediglich das Vereinigte Königreich und die Schweiz geben konkrete Zahlen für technische Negativemissionen an. Frankreich, Dänemark und Belgien verfolgen CDR-Ziele inklusive technischer Reduktion, geben jedoch keinen konkreten Anteil dafür an. Estland verfolgt ebenfalls eine Reduktion durch technische Negativemissionen, gibt jedoch keine absolute Zahl an. Allen weiteren Ländern wurden keine Angaben zu CDR-Zielen zugeordnet.

Aus dieser Untersuchung ist abzuleiten, dass die Zielsetzungen sich sehr stark voneinander unterscheiden, sowohl welche Senken einbezogen werden als auch die Höhe der Ziele. Es zeigt allenfalls, dass sich bereits einige Länder mit CCS und CDR auseinandersetzen. Es fehlt jedoch an einheitlichen und klaren Zielsetzungen für die verschiedenen Bereichen.

5.2 Bewertung der Strategien hinsichtlich des CCS-Einsatzes

Für einen besseren Überblick über den Vergleich des Status der Länder bzgl. des Einsatzes von CCS und CDR in den Strategien wurde die vorangehende Analyse im Kapitel 5.1 sowie die Daten aus den Carbon Gap Tracker zusammengeführt. Der Fokus liegt dabei auf CCS. Eine Übersicht der Strategien befindet sich im Anhang A.4. Dazu wurden den Daten per Punktesystem eine Gewichtung zugewiesen:

1. für geplante CCS-Projekte nach der Datenbank im Anhang
 - a. für mehr als ein CO₂-Speicherprojekt einen Punkt
 - b. für mehr als ein CO₂-Abscheideprojekt einen Punkt
2. für die CCS-Strategie aus den NEKPs nach Tabelle 31
 - a. für Kategorie 1 (CCS als Strategie grob aufgeführt) zwei Punkte
 - b. für Kategorie 2 (Konkrete Planungen zum Einsatz von CCS) vier Punkte
3. für ein vorhandenes CO₂-Entnahme-Ziel aus der Auswertung nach Tabelle 34
 - a. für ein CO₂-Entnahme-Ziel (natürlich/industriell) einen Punkt
 - b. für ein CO₂-Entnahme-Ziel industriell (BECCS, DACCS) einen Punkt

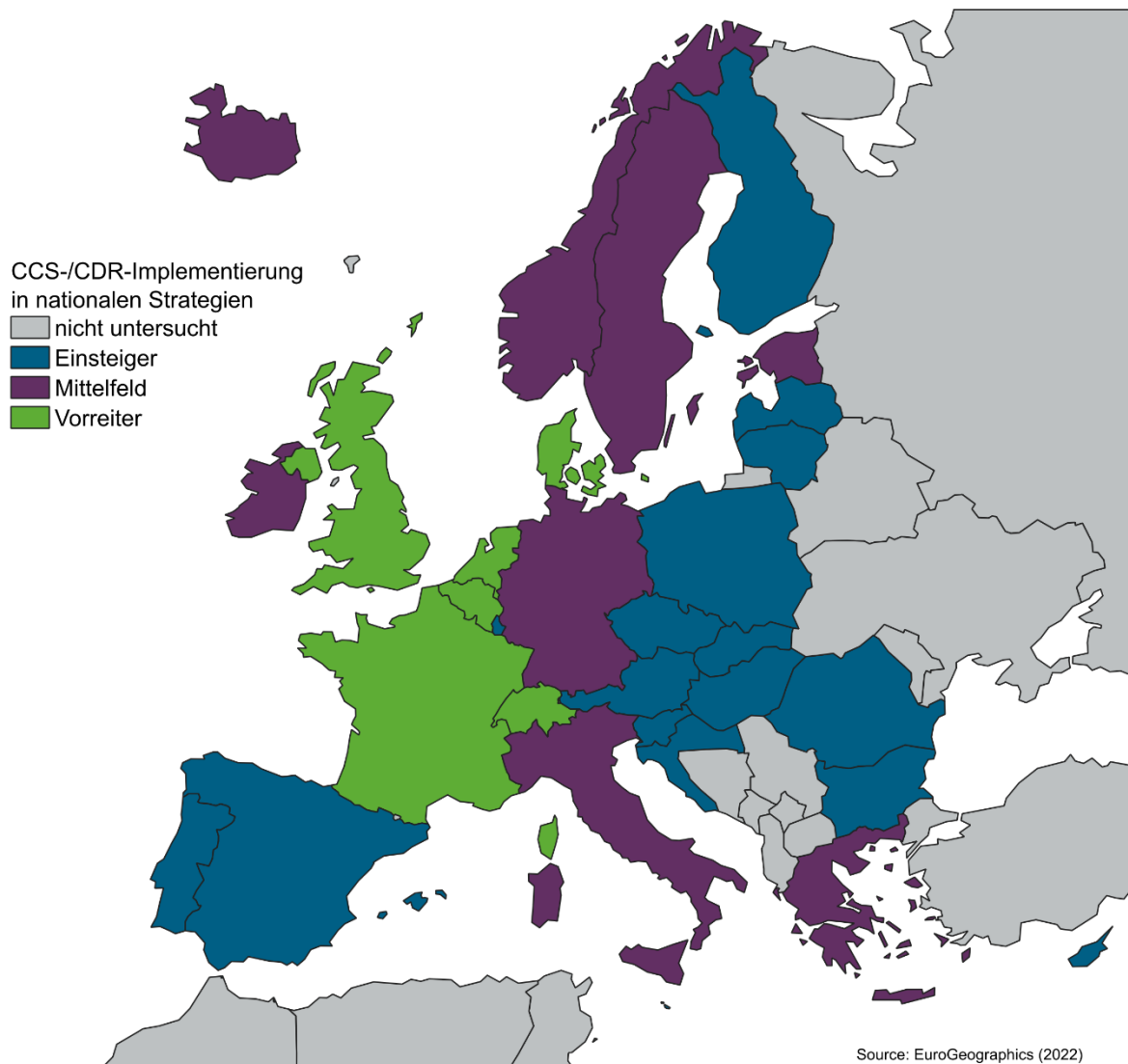
Auf Basis der dieser Informationen wurden die Länder in drei Kategorien eingeteilt:

1. Vorreiter ab sechs Punkten
2. Mittelfeld vier bis fünf Punkten
3. Einsteiger bis drei Punkten.

¹¹² Außerdem sind 19 Mt Negativemissionen bis 2050 für den LULUCF-Sektor vorgesehen. (Quelle: <https://climateactiontracker.org/countries/uk/targets/>)

In Abbildung 66 ist das Ergebnis der Bewertung visualisiert. Nach der durchgeführten Methodik ist die Regulatorik hinsichtlich des Einsatzes von CCS und negativen Emissionen in Dänemark, den Niederlanden, dem Vereinigten Königreich, Belgien, Frankreich und der Schweiz besonders weit fortgeschritten. Italien, Norwegen, Island, Griechenland, Irland, Litauen, Schweden, Tschechische Republik, Deutschland und Estland gehören zum Mittelfeld. Aus der Abbildung 66 ist zu erkennen, dass besonders die Nordwestlichen Länder Europas fortgeschritten sind.

Abbildung 66: Einstufung der untersuchten Länder zur politischen Auseinandersetzung mit CCS



Quelle: Eigene Darstellung, Prognos, nach (EuroGeographics, 2022)
Stand: Februar 2024

Dänemark als Vorreiterland hat im August 2023 einen Plan für Carbon Capture veröffentlicht, der eine Abscheidungs- und Speicherungsrate von 2,3 Mt/a bis 2030 vorsieht. Zur Unterstützung dieser Maßnahmen stellt die dänische Regierung staatliche Unterstützung in Höhe von 26,8 Mrd. dänischen Kronen (ca. 3,6 Mrd. Euro) für einen Zeitraum von 15 Jahren bereit. Für die Speicherung von CO₂ wurden im Jahr 2022 drei Offshore-Speicherlizenzen vergeben und zusätzlich werden aktuell die Onshore-Lizenzen konsultiert. Zudem hat das Land ein internationales Abkommen zur Speicherung unterzeichnet.

Auch das **Vereinigte Königreich** hat ehrgeizige Ziele in Bezug auf die CO₂-Abscheidung und -Speicherung. Eine CCS-Roadmap wurde bereits im Jahr 2012 veröffentlicht und 2018 wurde die „CCUS Deployment Strategy“ veröffentlicht. Bis 2030 strebt das Land laut seiner "Net Zero Strategy" eine Abscheidungs- und Speicherungsrate von 20 bis 30 Mt/a an und für das Jahr 2050 sogar über 50 Mt/a. Um diese Ziele zu erreichen, plant das Vereinigte Königreich im Haushalt vom Sommer 2023 20 Mrd. Pfund (ca. 23 Mrd. Euro) für CCS bereitzustellen. Im September 2023 wurden 21 Lizenzen für die Speicherung in der Nordsee vergeben.

Auch die **Niederlande** setzen auf die Entwicklung einer CDR-Roadmap, welche von der Regierung erarbeitet werden soll. Der Klimaplan sieht eine Abscheidungs- und Speicherungsrate von 1 Mt/a durch BECCS vor und eine CCS-Rate von 5 bis 11 Mt/a. Außerdem sollen bis 2030 bis zu 3,5 Mt Negativemissionen erreicht und eine Speicherkapazität von 10 Mt/a, basierend auf Industrieinitiativen, realisiert sein.

Die **Schweiz** hat ebenfalls eine Roadmap für den Ausbau von CCS und negativen Emissionstechnologien (NET) entwickelt. Im Mai 2022 hat der Bundestrat diese bestätigt. Bis 2025 sollen konkrete Vorschläge geprüft werden. In ihrer Langfristklimastrategie strebt die Schweiz bis 2050 eine CO₂-Vermeidung von 5 Mt/a durch CCS an. Zusätzlich sollen 7 Mt/a schwer vermeidbare Emissionen durch NET ausgeglichen werden, wobei 2 Mt/a im Inland vor allem durch BECCS und 5 Mt/a im Ausland vor allem durch DACCS erreicht werden sollen.

Frankreich hat im Juni 2023 einen Entwurf für eine CCUS-Strategie veröffentlicht, der zur Konsultation mit der Industrie steht. Bis 2030 strebt das Land eine Abscheiderate von 4 bis 8,5 Mt/a an, bis 2050 wird eine Rate von 15 bis 20 Mt/a angestrebt. Aus der Strategie geht hervor, dass potenzielle Speicherstätten untersucht werden sollen, um diese Ziele zu erreichen.

In **Belgien** existiert bisher keine spezifische CCS-Strategie oder Roadmap. Allerdings bestehen bereits konkrete Planungen zum Aufbau einer CO₂-Infrastruktur (z. B. von Fluxys). Im NEKP werden in der Region Wallonie bis 2050 6 Mt/a Speicherrate und in Flandern 5 Mt/a Abscheiderate bis 2030 ausgewiesen. In der Langzeitklimastrategie wurde festgelegt, dass CO₂ sowohl über den LULUCF-Sektor als auch durch technische Entnahme entnommen werden sollen.

Insgesamt besteht aktuell eine große Dynamik im Bereich CCS und negativen Emissionen, sowohl auf Projektebene als auch in der Regulatorik. Schweden und Deutschland haben beispielsweise eine Carbon Management Strategie angekündigt, sodass zu erwarten ist, dass die politischen Rahmenbedingungen geschaffen werden. Dennoch sind in vielen Ländern Europas die bisherigen Maßnahmen und Zielvorgaben zum einen nicht konkret genug. Zum anderen bestehen große Unterschiede zwischen den Ländern und wenig einheitliche Vorgaben. Um den Aufbau einer kompletten CCS-Infrastruktur in Europa weiterzuentwickeln, sollte der Einsatz von CCS in den Staaten der EU gesetzlich erlaubt werden und der Übergang in die konkrete Planung einer Infrastruktur vollzogen werden. Bei der Auslegung der Infrastruktur und der Förderung sollte sich auf die nicht bzw. schwer vermeidbaren Emissionsquellen fokussiert werden vor dem Hintergrund, dass (reale) Einspeisekapazitäten begrenzt sind, offene Fragen bezüglich des Monitorings von CO₂-Speichern bestehen und generell vorrangig eine Vermeidung von CO₂-Emissionen angestrebt wird. Außerdem sollten mit einer vorausschauenden Planung stranded assets vermieden werden.

6 Kriterien für umweltintegre Negativemissionstechnologien

6.1 Begriffsbestimmung zu „Umweltintegrität“

Ziel dieses Abschnitts ist es, den Begriff „Umweltintegrität“ im spezifischen Kontext technischer Kohlenstoffsinken, die auch als Negativemissionstechnologien (NET) bezeichnet werden, zunächst näher zu bestimmen und abzugrenzen. Umweltintegrität wird dabei als deutsche Form des englischen Begriffs „Environmental Integrity“ verstanden. Ausgehend von dieser Definition werden in AP 2 bis 4 Kriterien für umweltintegre NET mit anschließender Kohlenstoffspeicherung abgeleitet, mit deren Hilfe Ansätze für eine langfristig sichere und überprüfbare Entfernung des Treibhausgases CO₂ aus der Atmosphäre bewertet und priorisiert werden können. Dabei soll eine umweltgerechte und nachhaltige Kohlenstoffspeicherung mit Hilfe von NET gewährleistet werden.

Der Begriff „Environmental Integrity“ wurde im Rahmen der internationalen Verhandlungen zu Artikel 6 des Pariser Klimaabkommens und schon zuvor bei Clean Development Mechanismen (CDM) des Kyoto-Protokolls geprägt und wird seither im Zusammenhang mit Kompensationsmechanismen für Treibhausgasemissionen verwendet. Zwar wurde der Begriff „Environmental Integrity“ im englischsprachigen Raum bereits zuvor in verschiedenen, nicht exakt spezifizierten Bedeutungen verwendet, hat er im engeren Kontext der Klimapolitik jedoch eine konkretere Kontur gewonnen.

6.1.1 Allgemeine Begriffsbedeutungen von Umweltintegrität

Außerhalb des engeren klimapolitischen Kontexts wird dem Begriff Integrität / integrity im Deutschen wie auch im Englischen eine eher moralisch geprägte Konnotation beigemessen:

Das Cambridge online Dictionary (Cambridge online Dictionary, 2024) definiert „integrity“ folgendermaßen:

1. „the quality of being honest and having strong moral principles that you refuse ... „ und
2. „the quality of being whole and complete“.

Thesaurus.com (2024) bietet ebenfalls zwei Synonyme mit unterschiedlicher Bedeutung an:

1. honor / uprightness (Ehre / Aufrichtigkeit)
2. completeness (Vollständigkeit).

Im Zusammenhang mit dem ökologischen Zustand des Planeten bietet sich hier die zweitgenannte Bedeutung des Begriffs Umweltintegrität an: Ein gesamtheitlich intakter Zustand der Umwelt mit all seinen ökologischen Parametern.

Payne (2017): „The principle of ‘environmental integrity’ expresses a complex set of concepts that describe a healthy natural system that can support essential processes“.

Eine von einem zivilgesellschaftlichen Akteur verwendete englischsprachige Begriffsdeutung lautet: „The Earth’s environmental integrity refers to a condition where natural processes occur with their expected strength and frequency. “ und „Establishing a balance between the well-being of humans and other living beings in the environment is the key objective of environmental integrity“ (Aspiration Partners Inc., 2022). In noch stärkerer Betonung auf einen intakten Umweltzustand wird davon gesprochen, dass „Environmental integrity is often used in legal and philosophical writing to refer to an undisturbed state of natural conditions. These are circumstances in which plant, animal, and human life can continue freely“(ebda).

In dem internationalen Übereinkommen zum Schutz der Biodiversität, dem Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework ist die Wahrung der ökologischen Integrität eines der obersten Ziele (Parties to the Convention on Biological Diversity, 2022):

Textbox 2: Kunming-Montreal Global Goals for 2050

GOAL A

“The integrity, connectivity and resilience of all ecosystems are maintained, enhanced, or restored, substantially increasing the area of natural ecosystems by 2050; (...)”

TARGET 1

Reducing threats to biodiversity

“Ensure that all areas are under participatory integrated biodiversity inclusive spatial planning and/or effective management processes addressing land and sea use change, to bring the loss of areas of high biodiversity importance, including ecosystems of high ecological integrity, close to zero by 2030, while respecting the rights of indigenous peoples and local communities.”

TARGET 2

“Ensure that by 2030 at least 30 per cent of areas of degraded terrestrial, inland water, and coastal and marine ecosystems are under effective restoration, in order to enhance biodiversity and ecosystem functions and services, ecological integrity and connectivity.”

TARGET 12

“Significantly increase the area and quality and connectivity of, access to, and benefits from green and blue spaces in urban and densely populated areas sustainably, by mainstreaming the conservation and sustainable use of biodiversity, and ensure biodiversity-inclusive urban planning, enhancing native biodiversity, ecological connectivity and integrity, and improving human health and well-being and connection to nature and contributing to inclusive and sustainable urbanization and the provision of ecosystem functions and services.”

Hierbei wird eine angestrebte hohe Integrität von Ökosystemen implizit so verstanden, dass deren Zusammensetzung, Struktur und Funktion im Maße ihrer natürlichen Variabilität in der Lage sein sollen, natürlichen Schwankungen und anthropogenen Störungen zu widerstehen (Resilienz) und sich davon zu erholen (Elsen et al., 2023). Jedoch gibt es im Biodiversitätsabkommen keine explizite und abgestimmte Definition des Begriffs Integrität. In politischen und rechtlichen Rahmenwerken zu Schutz der Ökosysteme ist der Begriff Integrität an eine funktionsorientierte Ökosystemqualität gekoppelt und unterscheidet sich in diesem Aspekt von früheren Schutzkonzepten, die eher auf den Zustand und Menge an Schutzgebieten orientierten (ebda). Elsen et al. (2023) weisen darauf hin, dass eine abgestimmte Konkretisierung des Integritätsprinzips auf internationaler Ebene sowohl im Biodiversitätsschutz als auch Klimaschutz notwendig ist, da sich beide politischen Handlungsfelder in der Natur nicht losgelöst voneinander verhalten.

6.1.2 Umweltintegrität im Kontext der internationalen Klimapolitik

Im Kontext der Klimapolitik und insbesondere der internationalen Abkommen zum Klimaschutz spielt „Umweltintegrität“ eine wichtige Rolle. Laut Schneider et al. (2017) kommt der Begriff „environmental integrity“ im Text des Klimaabkommens von Paris (UNFCCC) und bereits im

Kyoto-Protokoll vor. In den Erwägungsgründen des Übereinkommens von Paris stellen Vertragsparteien den Begriff eindeutig in den Kontext der Funktion von Ökosystemen mit ihrer biologischen Vielfalt – wie auch der Verweis auf die Metapher „Mutter Erde“ verdeutlicht:

Textbox 3: „Mutter Erde“ im Übereinkommen von Paris

In Anbetracht dessen, wie wichtig es ist, die Integrität aller Ökosysteme einschließlich der Meere und den Schutz der biologischen Vielfalt, in manchen Kulturen als Mutter Erde gewürdigt, zu gewährleisten, und in Anbetracht der großen Bedeutung, die der Begriff „Klimagerechtigkeit“ für manche im Zusammenhang mit dem Vorgehen gegen Klimaänderungen hat. (UNFCCC, 2016)

Jedoch bemerken Schneider et al (2017), dass keine der an den Klimaverhandlungen beteiligten Parteien eine konkrete Definition des Begriffs vorgeschlagen hat. Aus den Verhandlungspositionen schlussfolgern diese Autoren, dass das Verständnis der Verhandlungsparteien zu Umweltintegrität mehrheitlich im Sinne von Risiken einer Unterhöhlung von Klimaschutzmaßnahmen zu deuten ist und weniger in Hinblick auf andere Umweltrisiken, die einen gesamtheitlich intakten Zustand der Umwelt beeinträchtigen würden. Einige Verhandlungsparteien scheinen die Umweltintegrität auch im Zusammenhang mit der Zusätzlichkeit von Kompensationsmaßnahmen zu sehen und warnen vor einem geringen Ambitionsniveau.

Insofern scheint das Verständnis der Verhandlungsparteien zur Bedeutung von „Integrität“ hier eher in die Richtung Aufrichtigkeit (uprightness) zu tendieren und weniger zu Vollständigkeit (completeness) im Sinne einer ganzheitlich intakten Umwelt (vgl. oben). Laut Kreibich und Burian (2023) mangelt es auch weiterhin an einem klar spezifizierten Begriffsverständnis.

Schneider et al. (2017) geben fünf Erwähnungen der Umweltintegrität im Klimaabkommen von Paris an:

- ▶ Paragraph 92(g) of decision 1/CP.21: The Ad Hoc Working Group on the Paris Agreement, in developing the recommendations for the modalities, procedures and guidelines for the transparency of action and support, to take into account the need to ensure environmental integrity;
- ▶ Paragraph 107 of decision 1/CP.21: Parties to report transparently on internationally transferred mitigation outcomes, including outcomes used to meet [pre-2020] international pledges (...) with a view to promoting environmental integrity and avoiding double counting;
- ▶ Article 4.13: Parties to promote environmental integrity in accounting for their NDCs;
- ▶ Article 6.1: Parties choosing to pursue voluntary cooperation in the implementation of NDCs to promote environmental integrity;
- ▶ Article 6.2: Parties to ensure environmental integrity where engaging in cooperative approaches.

Die Erwähnungen in § 92 (g) und § 107 wie auch Artikel 4.13 geben keine weiteren Erläuterungen zur Bedeutung der Umweltintegrität, lassen sich aber im Kontext ihrer Erwähnung eher im Sinne einer Aufrichtigkeit bei der Zählung nationaler THG-Emissionen verorten.

Die Erwähnungen in Artikel 6 stehen im Zusammenhang mit dem Reglungsgegenstand dieses Artikels, nämlich den Vorgaben für internationale Marktmechanismen für den Zertifikatehandel mit nationally determined contributions (NDCs). Während Artikel 6.1 diesen Aspekt als einen

von drei von einigen Ländern freiwillig verfolgten Klimaschutzprinzipien im Zertifikatehandel hervorhebt, besagt Artikel 6.2, dass alle Vertragsparteien daran gebunden sind, wenn sie „internationally transferred mitigation outcomes“ (ITMOs) zur Erreichung ihrer vertraglich zugesicherten THG-Reduktionsziele nutzen.

Textbox 4: Artikel 6.1 des Übereinkommens von Paris

„Die Vertragsparteien erkennen an, dass sich manche von ihnen für eine freiwillige Zusammenarbeit bei der Umsetzung ihrer national festgelegten Beiträge entscheiden, um sich für ihre Minderungs- und Anpassungsmaßnahmen höhere Ambitionen setzen zu können und um die **nachhaltige Entwicklung und die Umweltintegrität zu fördern.**“ (UNFCCC, 2016)

Textbox 5: Artikel 6.2 des Übereinkommens von Paris

„Beteiligen sich Vertragsparteien auf freiwilliger Grundlage an kooperativen Ansätzen, die die Verwendung international übertragener Minderungsergebnisse zum Erreichen der national festgelegten Beiträge beinhalten, so **fördern sie die nachhaltige Entwicklung und gewährleisten die Umweltintegrität** und die Transparenz, auch beim Verwaltungshandeln; sie wenden im Einklang mit den Leitlinien, die von der als Tagung der Vertragsparteien dieses Übereinkommens dienenden Konferenz der Vertragsparteien beschlossen wurden, ein verlässliches Abrechnungsverfahren an, um unter anderem die Vermeidung von Doppelzählungen zu gewährleisten.“ (UNFCCC, 2016)

Artikel 4.13 wiederum verpflichtet alle Vertragsparteien dazu, in ihren nationalen Verpflichtungen zur THG-Emissionsreduktion (nationally determined contributions) (NDC) das Prinzip der Umweltintegrität zu beachten.

Textbox 6: Artikel 4.13 des Übereinkommens von Paris

„(13) Die Vertragsparteien rechnen über ihre national festgelegten Beiträge ab. **Bei der Abrechnung über die anthropogenen Emissionen und den Abbau entsprechend ihren national festgelegten Beiträgen fördern die Vertragsparteien die Umweltintegrität**, Transparenz, Genauigkeit, Vollständigkeit, Vergleichbarkeit sowie Konsistenz und gewährleisten die Vermeidung von Doppelzählungen im Einklang mit den Leitlinien, die von der als Tagung der Vertragsparteien dieses Übereinkommens dienenden Konferenz der Vertragsparteien beschlossen werden.“ (UNFCCC, 2016)

Im Allgemeinen bezieht sich das Verständnis des Begriffs Umweltintegrität in der Literatur auf das Risiko von Doppelzählungen bei international implementierten Maßnahmen zur THG-Emissionsreduktion nach Artikel 6.2. Laut Hermwille und Obergassel (2018) bezieht sich die zentrale Annahme dabei auf die Feststellung, dass eine Kohlenstoffeinheit einer Tonne CO_{2eq} entspricht und nur einmal auf eine nationale Reduktionsverpflichtung angerechnet wird. Außerdem wird der Begriff bisweilen auch in Hinblick auf die Vermeidung von Lastenverschiebungen zwischen unterschiedlichen Umweltschutzgütern verwendet, hierbei ist insbesondere Biodiversität besonders relevant. Ein weiterer wichtiger Aspekt im Zusammenhang mit der Umweltintegrität ist die Zusätzlichkeit der THG-Reduktionsmaßnahmen.

Schneider et al. (2017) interpretieren die Bedeutung von Umweltintegrität in Artikel 6 im Sinne einer Vermeidung von Doppelzählungen von THG-Emissionsreduktionen im internationalen Zertifikatehandel: „environmental integrity means that the use of international transfers does not result in higher global GHG emissions than if the mitigation targets in NDCs had been

achieved only through domestic mitigation action, without international transfers. In other words: environmental integrity is ensured if the transfer of mitigation outcomes leads to the same or to lower aggregated global GHG emissions. We thus define environmental integrity in the context of climate mitigation and GHG emissions, and do not consider other environmental impacts, such as impacts on water, land, or biodiversity.“

Für internationale Transfers von ITMOs definieren Schneider und La Hoz Theuer (2019) den Begriff Umweltintegrität folgendermaßen: “environmental integrity would be ensured if the engagement in international transfers leads to aggregated global [greenhouse gas (GHG)] emissions that are no higher as compared to a situation where the transfers did not take place.”

Auch Kreibich et al. (2022) und Kreibich und Burian (2023) stellen Umweltintegrität im Kontext des Artikel 6.2 in Verbindung mit internationally transferred mitigation outcomes (ITMOs), deren internationaler Transfer derart zu gestalten ist, dass die aggregierten THG-Emissionen eines Betrachtungszeitraums nicht diejenigen übersteigen, wenn es keine solche Kooperation gäbe. Demzufolge sind nach Ansicht dieser Autoren die folgenden beiden Aspekte der Schlüssel für die Wahrung der Umweltintegrität bei internationalen Kooperationen zur Implementierung von THG-Reduktionsmaßnahmen.

- ▶ **“Unit quality.** Units transferred as ITMOs under Art. 6.2 need to have quality in order to not undermine environmental integrity. One key requirement for ensuring high quality of units in the context of crediting is additionality. Additionality is about causation (Gillenwater, 2012): It must be ensured that there is a causal relationship between the mitigation activity and the overarching policy intervention that has triggered it, which is the cooperative approach in our case. Due to its counter-factual nature, ensuring additionality has always been challenging and is set to become even more challenging under the new framework conditions of the Paris Agreement (see: (Michaelowa et al., 2019)). Other aspects to take into consideration in the context of unit quality relate to the correct estimation of the emission reductions (or removals), which can be put at risk by inflated baselines, the underestimation of activity emissions, non-permanence and leakage as well as rebound effects. Establishing robust rules for additionality demonstration, baseline setting as well as provisions for the measurement, reporting and verification (MRV) will be important steps to address these risks. The Article 6 Guidance agreed by Parties in Glasgow makes reference to environmental integrity and operationalizes unit quality in the context of reporting provisions by requiring Parties to address the following aspects ((UNFCCC, 2021) Annex, para 18h): avoidance of net increase in global emissions, robust transparent governance and quality of mitigation outcomes, minimized risk of non-permanence.” (Kreibich und Burian, 2023).
- ▶ **“Robust accounting.** Robustly accounting for the ITMOs transferred is another key requirement for ensuring environmental integrity. One key aspect (though not the only one) of robust accounting is the avoidance of double counting. Robust accounting requires accounting systems and accounting rules to be in place, as well as unit tracking systems. The Article 6 Guidance agreed in Glasgow has established the basis for robust accounting. Accounting rules require Parties to implement ‘Corresponding Adjustments’ (CAs) to avoid emissions being claimed twice by both the transferring and the acquiring Party (UNFCCC, 2021) Annex, para 6). Unit tracking is ensured through international and national registries while Parties are to regularly report on for instance how ITMOs have been generated and used. Cooperative approaches under Article 6.2 will be able to build on this infrastructure, limiting the risk of emission reductions being counted more than once. However, some open questions remain, for instance regarding the compatibility of metrics and target years“ (UNFCCC, 2021).

Auch adressiert der Artikel 6.2 die zunehmende Anhebung des Ambitionsniveaus als eines der zentralen Prinzipien des Artikel 6, was aber nicht zu auf Kosten der Umweltintegrität und der Nachhaltigkeit gehen darf.

6.1.3 Umweltintegrität im Rahmen des europäischen Klimagesetzes

Auf europäischer Ebene wird der Begriff der Umweltintegrität in der Verordnung (EU) 2021/1119 zur Erreichung der Klimaneutralität („Europäisches Klimagesetz“) erwähnt (Europäisches Parlament und Rat, 2021).

Textbox 7: Erwägungsgründe im Europäischen Klimagesetz

(9) Die Klimaschutzmaßnahmen der Union und der Mitgliedstaaten zielen darauf ab, ... die Integrität der Ökosysteme und die biologische Vielfalt vor der Bedrohung durch den Klimawandel zu schützen, [...].

(34) Beim Ergreifen der einschlägigen Maßnahmen auf Unionsebene und auf nationaler Ebene zur Verwirklichung des Ziels der Klimaneutralität sollten die Mitgliedstaaten sowie das Europäische Parlament, der Rat und die Kommission unter anderem Folgendem Rechnung tragen: [...] der Verbesserung der Umweltintegrität und der Anhebung des Ambitionsniveaus im Laufe der Zeit.

Allerdings nennt das Klimagesetz den Begriff Umweltintegrität lediglich in den Erwägungsgründen, nicht jedoch im regulatorischen Text. Zudem fehlt der Verordnung eine Begriffsdefinition für Umweltintegrität.

Die Ziele der Verordnung ziehen den Abbau von Treibhausgasen durch Senken mit in Betracht, um das Ziel der Klimaneutralität bis 2050 und darüber hinaus zu gewährleisten. Dabei findet sich ein Bezug zu Teilaspekten der Umweltintegrität lediglich indirekt in Artikel 4, welcher zur Aufstellung von Klimazwischenzielen 2040 u. a. Maßgaben zur Berücksichtigung von ökologischen Auswirkungen und Biodiversität festlegt.

Textbox 8: Artikel 1, 2 und 4 des Europäischen Klimagesetzes

Artikel 1 - Gegenstand und Anwendungsbereich

Mit dieser Verordnung wird ein Rahmen für die unumkehrbare, schrittweise Senkung der anthropogenen Emissionen von Treibhausgasen aus Quellen und die Steigerung **des Abbaus von Treibhausgasen durch Senken**, die im Unionsrecht geregelt werden, geschaffen.

Artikel 2 - Ziel der Klimaneutralität

(1) Die unionsweiten im Unionsrecht geregelten Treibhausgasemissionen und deren Abbau müssen in der Union bis spätestens 2050 ausgeglichen sein, sodass die **Emissionen bis zu diesem Zeitpunkt auf netto null** reduziert sind, und die Union strebt **danach negative Emissionen** an.

Artikel 4 - Klimazwischenziele der Union

(5) Wenn die Kommission das **Klimaziel der Union für 2040** gemäß Absatz 3 vorschlägt, **berücksichtigt** sie dabei Folgendes:

b) die sozialen, wirtschaftlichen und **ökologischen Auswirkungen**, einschließlich der Kosten der Untätigkeit,

m) die Notwendigkeit, natürliche Senken langfristig zu erhalten, zu bewirtschaften und zu verbessern sowie **die biologische Vielfalt zu schützen und wiederherzustellen**.

6.1.4 Umweltintegrität im EU-weiten freiwilligen Rechtsrahmen für die Zertifizierung von Kohlenstoffsinken (CRCF)

Für die Zusätzlichkeit von Senkenpotenziale der NET gegenüber einem Baseline-Szenario wurden im Rahmen von CDM bereits Kriterien für Treibhausgaskompensationszertifikate entwickelt (Schneider et al., 2020), (Reise et al., 2022). Diese Kriterien können im Hinblick auf den hier adressierten Sachverhalt als Ansatz berücksichtigt werden.

Auf europäischer Ebene wurde 2024 der EU-weite freiwillige Rechtsrahmen für die Zertifizierung von Kohlenstoffsinken (Carbon Removal Certification Framework) (CRCF) beschlossen (Europäisches Parlament und Rat, 2024). Mit dem CRCF sollen finanzielle Anreize für eine zusätzliche Entfernung von Kohlendioxid aus der Atmosphäre geschaffen werden. Diese Anreize für den Schutz und Ausbau von Kohlenstoffsinken sollten neben den Klimawirkungen auch die sozialen und ökologischen Auswirkungen berücksichtigen z. B. Biodiversität oder Wasserqualität. Der Begriff Umweltintegrität wird im CRCF in Erwägungsgrund 5 wie folgt erwähnt:

Textbox 9: Umweltintegrität im Erwägungsgrund (5) des CRCF

(5) Ein harmonisierter Unionsrahmen für die Zertifizierung dürfte die Umweltintegrität und Transparenz der dauerhaften CO₂-Entnahmen, der kohlenstoffspeichernden Landbewirtschaftung und der CO₂-Speicherung in Produkte verbessern sowie das Vertrauen in ihre Zertifizierung fördern und zugleich die damit verbundenen Verwaltungskosten senken. Da der Unionsrahmen für die Zertifizierung freiwillig ist, können bestehende und neue öffentliche und private Zertifizierungssysteme im Rahmen der vorliegenden Verordnung eine Anerkennung durch die Kommission beantragen; dies ist aber keine verpflichtende Voraussetzung für ihren Betrieb in der Union. (Europäisches Parlament und Rat, 2024)

Jedoch fehlt dem Verordnungstext jedwede Definition dieses Begriffes und er enthält auch keine explizite Konkretisierung der damit verbundenen Bedingungen. Lediglich aus dem Erwägungsgrund 33 lässt sich erschließen, dass „Integrität“ hier im Sinne von Zuverlässigkeit verwendet wird:

Textbox 10: Integrität im Erwägungsgrund (33) des CRCF

(33) ... Daher **sollten Zertifizierungssysteme** auf der Grundlage zuverlässiger und transparenter Regeln und Verfahren funktionieren und die Nichtabstreitbarkeit der Herkunft sowie den Schutz vor Betrug im Zusammenhang mit Informationen und Daten, die von den Betreibern übermittelt werden, sowie **die Genauigkeit, Zuverlässigkeit, Integrität** solcher Informationen und Daten, **sicherstellen**. Sie sollten ferner sicherstellen, dass die Verbuchung der zertifizierten CO₂-Entnahmeeinheiten oder Einheiten für Verringerung von Bodenemissionen ordnungsgemäß erfolgt, insbesondere durch Vermeidung von Doppelzählungen. ... (Europäisches Parlament und Rat, 2024)

Darüber hinaus enthält der CRCF jedoch auch klare Vorgaben zu den minimalen Nachhaltigkeitsanforderungen von zertifizierbaren Aktivitäten im Zusammenhang mit Carbon removals, carbon farming and carbon storage. Insbesondere wird gefordert, dass dergestalt zertifizierbare Aktivitäten keine substantiellen Umweltgefahren verursachen sollen:

Textbox 11: Nebeneffekte im Erwägungsgrund (24) des CRCF

(24) Tätigkeiten ... haben großes Potenzial, Lösungen für Nachhaltigkeit zu schaffen, die für alle Seiten vorteilhaft sind, selbst wenn Konflikte nicht ausgeschlossen werden können. Daher ist es angezeigt, **Mindestanforderungen an die Nachhaltigkeit festzulegen, um sicherzustellen, dass diese Tätigkeiten die Umwelt nicht erheblich beeinträchtigen** und imstande sind, positive Nebeneffekte für folgende Ziele zu bewirken: Klimaschutz und Anpassung an den Klimawandel; Schutz und Wiederherstellung der Biodiversität und der Ökosysteme, einschließlich der Bodengesundheit und der Vermeidung von Bodendegradation; die nachhaltige Nutzung und der Schutz von Wasser- und Meeresressourcen; Übergang zur Kreislaufwirtschaft, einschließlich der effizienten Verwendung von biobasierten Materialien aus nachhaltigen Quellen; sowie Vermeidung und Verminderung von Umweltverschmutzung. ...

Der CRCF sieht vor, dass eine Zertifizierung von Kohlenstoffsinken in Frage kommt, wenn bestimmte Kriterien erfüllt werden. Dazu gehören Nachhaltigkeitskriterien (Artikel 7) und Kriterien für die Quantifizierung des Nettominderungseffekts (Artikel 4), die Zusätzlichkeit der Senkenpotenziale (Artikel 5) und die langfristige Speicherung von Kohlenstoff als Ergebnis der betreffenden Aktivitäten (Artikel 6). Die Anforderungen an die Langfristigkeit (Artikel 6) werden dabei den Anforderungen an die geologische Speicherung von CO₂ gemäß Richtlinie 2009/31/EC gleichgestellt (Europäisches Parlament und Rat, 2009).

Die im CRCF formulierten Nachhaltigkeitskriterien (Artikel 7) definieren Mindestanforderungen an die Nachhaltigkeit, insbesondere das „shall not significantly harm“ Prinzip (Aktivitäten dürfen keinen erheblichen Schaden an der Umwelt anrichten). Artikel 7 entfaltet keine unmittelbare Regelungswirkung, sondern verweist in Artikel 7 Absatz 3 darauf, dass die Zertifizierungsregeln für die Durchführung der Kohlenstoffsequestrierung in delegierten Rechtsakten festgelegt werden. Artikel 8 Absatz 2 ermächtigt die Kommission, delegierte Rechtsakte zur Festlegung technischer Zertifizierungsmethoden für die Mindestanforderungen an die Nachhaltigkeit zu erlassen. Anhang I enthält eine nicht erschöpfende Liste von Fragen, die in den Zertifizierungsmethoden zu regeln sind, einschließlich eines Verweises auf Vorschriften über die Mindestanforderungen an die Nachhaltigkeit gemäß Artikel 7.

Artikel 15 ermächtigt die Kommission zum Erlass delegierter Rechtsakte zur regulatorischen Ausgestaltung von Anhang II. Darin sind die in den Zertifikaten darzustellenden Mindestinformationen zum Nachhaltigkeits-Zusatznutzen aufgeführt. Demzufolge sollen Tätigkeiten zur Nutzung von Kohlenstoffsinken keine erheblich negativen Umweltauswirkungen haben und im Fall von kohlenstoffspeichernder Landbewirtschaftung („Carbon Farming“) positive Effekte für mindestens ein Nachhaltigkeitsziel erzeugen, einschließlich Klimaschutz, Anpassung, Wasser/Meeresressourcen, Umweltverschmutzung, Kreislaufwirtschaft und Biodiversität (Artikel 7 Absatz 1). Ferner heißt es in der Verordnung, dass die Zertifizierungsmethoden "so weit wie möglich" Anreize für Zusatznutzen bieten sollen, die über den Mindeststandard einer neutralen Wirkung hinausgehen, insbesondere für die biologische Vielfalt und die Wiederherstellung von Ökosystemen (Artikel 7 Absatz 4).

CRCF-Kriterien für die Zertifizierung von Kohlenstoffsinken

Die CRCF-Verordnung zielt darauf ab, im Wesentlichen drei Probleme im Zusammenhang mit der Zertifizierung von Aktivitäten zur Schaffung von Kohlenstoffsinken zu lösen:

1. Die Schwierigkeit, die Qualität der Kohlenstoffsinken zu bewerten und zu vergleichen,
2. Misstrauen von Stakeholdern (und Investoren) gegenüber Zertifikaten für Aktivitäten zur Erschließung von Kohlenstoffsinken,

3. die Anbieter von Zertifikaten für Kohlenstoffsinken haben Schwierigkeiten beim Zugang zu Finanzmitteln.

Zur Behebung des erstgenannten Problems enthält die Verordnung vier „QU.A.L.ITY“-Kriterien, abgekürzt: für QUantifizierung, Zusätzlichkeit (Additionality) und Baselines, langfristige Speicherung (Long-term storage) und Nachhaltigkeit (sustainabilTY). Diese QU.A.L.ITY Kriterien stehen im Sinne des Erwägungsgrunds 24 im Einklang mit der oben erläuterten Bedeutung des Begriffs Umweltintegrität als das das Zertifizierungssystem die Genauigkeit, Zuverlässigkeit, Integrität und Unbestreitbarkeit der Herkunft von Zertifikaten auf der Grundlage zuverlässiger und transparenter Regeln und Verfahren gewährleisten. Die darauf basierenden Zertifikate sollen einerseits den Anbietern von Kohlenstoffsinken den Zugang zu Finanzierungen am Kapitalmarkt ermöglichen und andererseits Investoren in diese Aktivitäten vor Betrug schützen.

Für jedes dieser QU.A.L.ITY-Kriterien wird eine Reihe von Verfahren als Grundlage für die Zertifizierungsmethoden genannt, die die Qualität der in der EU zertifizierten Kohlenstoffsinken gewährleisten sollen, wobei diese Verfahren an die besonderen Umstände der verschiedenen Kohlenstoffsinken angepasst werden. Dies trägt der Herausforderung Rechnung, dass die verschiedenen Kohlenstoffsinken aufgrund ihrer jeweiligen Wirkungsmechanismen für jedes Kriterium einen unterschiedlichen Zertifizierungsansatz notwendig machen.

Die Konkretisierung der QU.A.L.ITY-Kriterien erfolgt in den Artikeln 4-7 CRCF-Verordnung:

- **Quantifizierung** (Artikel 4): Eine Kohlenstoffsinke muss einen Nettonutzen nachweisen und nach folgender Formel quantifizieren:

$$\text{Nettonutzen der Kohlenstoffsinke} = \text{CR}_{\text{baseline}} - \text{CR}_{\text{total}} - \text{THG-Zunahme} > 0$$

wobei:

- $\text{CR}_{\text{baseline}}$ ist die Menge an Kohlenstoff, die der Luft als Ergebnis der jeweiligen Senkenaktivität entzogen wird, die unter den gegebenen rechtlichen und Marktbedingungen ohne weitere Anstrengungen stattfindet;
- CR_{total} ist die gesamte durch die Aktivität zur Erschließung der Kohlenstoffsinke fixierte Kohlenstoffmenge;
- THG-Anstieg ist der Anstieg der direkten und indirekten Treibhausgasemissionen, die nicht aus biogenen Kohlenstoffpools im Falle der Kohlenstoffbewirtschaftung stammen und auf die Durchführung der Kohlenstoffentfernungstätigkeit zurückzuführen sind.

Dieser Ansatz zur Quantifizierung des Senkenpotenzials der verschiedenen NETs erfüllt mehrere Prämissen der oben diskutierten Bedeutung der Umweltintegrität. Erstens muss die zu zertifizierende Aktivität, die eine Kohlenstoffsinke aktiviert, einen Nettonutzen haben, d.h. sie muss der Atmosphäre mehr CO₂ entziehen, als dies unter natürlichen Bedingungen auf der Grundlage der gleichen Mechanismen ($\text{CR}_{\text{baseline}}$) der Fall wäre. Darüber hinaus müssen alle klimarelevanten Emissionen (direkte und indirekte) der Aktivität von der Menge des fixierten CO₂ abgezogen werden. Mit dieser Berechnung wird die Zusätzlichkeit der Aktivität zur Erschließung der Kohlenstoffsinke nachgewiesen.

- **Zusätzlichkeit** (Artikel 5): Die Aktivität zur Erschließung der Kohlenstoffsinke muss beide der folgenden Kriterien erfüllen:

- Sie geht über die gesetzlichen Anforderungen der Union und der Mitgliedstaaten hinaus;
- sie erfolgt aufgrund des Anreizeffekts der Zertifizierung.

- Mit dieser Vorgabe soll verhindert werden, dass für Kohlenstoffsinken, die entweder gesetzlich vorgeschrieben sind oder auch ohne Zutun entstehen würden, Mitnahmegewinne erzielt werden.
- **langfristige Speicherung** (Artikel 6) erfordert einen Nachweis durch den Betreiber einer Kohlenstoffsinke gemäß folgender Kriterien:
 - jedes Risiko einer Freisetzung des gespeicherten Kohlenstoffs während eines Überwachungszeitraums ist zu vermindern, insbesondere durch Darlegung der Maßnahmen zur Überwachung und Risikomanagement der Kohlenstoffsinke,
 - der Betreiber wendet geeignete Haftungsmechanismen an um eine eventuelle Freisetzung des gespeicherten Kohlenstoffs während des Überwachungszeitraums zu verhindern.
- **Nachhaltigkeit** (Artikel 7): Eine Zertifizierung kann nur für solche Aktivitäten erteilt werden, die neutrale Auswirkungen oder sogar einen Zusatznutzen für folgende Nachhaltigkeitsaspekte belegen können:
 - Die Aktivitäten müssen einen Beitrag zur Abschwächung des Klimawandels leisten, der über den Nettonutzen der Kohlenstoffspeicherung hinausgeht. D.h. entsprechend der in (Artikel 4) dargestellten Berechnungsregel, mehr Kohlenstoff aus der Atmosphäre entziehen als die Summe der durch die Aktivität selbst induzierten CO₂ Emissionen sowie die natürlichen Vorgänge der CO₂ Fixierung im gleichen Bezugssystem.
 - Anpassung an den Klimawandel;
 - nachhaltige Nutzung und Schutz der Wasser- und Meeresressourcen;
 - Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft;
 - Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung;
 - Schutz und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und der Ökosysteme.

Die Nachhaltigkeitsaspekte müssen Mindestanforderungen gemäß Artikel 8 erfüllen, die in delegierten Rechtsakten zu einzelnen Entnahmeaktivitäten konkretisiert werden sollen. Diese sollen im Laufe des Jahres 2025 vorgelegt und abgestimmt werden.

6.1.5 Umweltintegrität im Kontext der EU-Taxonomie-Verordnung

Die EU-Taxonomie-Verordnung (2020/852) zur Erleichterung nachhaltiger Investitionen enthält keinen Verweis auf das Konzept der Umweltintegrität (Europäisches Parlament und Rat, 2020). Allerdings werden die Kriterien zur Überprüfung der Konformität nachhaltiger Investitionen mit der Taxonomie-Verordnung unter anderem durch technische Bewertungskriterien (Artikel 19) operationalisiert. Diese legen die Mindestanforderungen fest, die erforderlich sind, um eine erhebliche Beeinträchtigung anderer Umweltziele zu vermeiden. Artikel 19 beschreibt die Anforderungen an technische Bewertungskriterien, welche ihrerseits in Form delegierter Rechtsakte spezifiziert werden.

Der darauf fußende delegierte Rechtsakt 2021/2139 (Europäische Kommission, 2021) erläutert die Anforderungen an technische Bewertungskriterien, dessen zufolge die technischen Bewertungskriterien die Integrität der Umwelt- und Klimaziele gewährleisten sollen, wie folgt (Erwägungsgrund 49):

Textbox 12: Bewertungskriterien unter der Taxonomie-Verordnung

„Die technischen Bewertungskriterien, anhand deren bestimmt wird, ob die Wirtschaftstätigkeiten, die wesentlich zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel beitragen, erhebliche Beeinträchtigungen eines der anderen Umweltziele vermeiden, sollten darauf abzielen zu gewährleisten, dass der Beitrag zu einem der Umweltziele nicht zulasten anderer Umweltziele geht. Das Kriterium der „Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen“ spielt daher bei der Gewährleistung der Umweltintegrität der Einstufung von ökologisch nachhaltigen Tätigkeiten eine zentrale Rolle.“ (Europäische Kommission, 2021)

Im Hinblick auf den hier betrachteten Begriff der Umweltintegrität werden die wirtschaftlichen Tätigkeiten, die in der Verordnung über die Taxonomie und in den auf dieser Verordnung basierenden delegierten Rechtsakten (insbesondere 2021/2139 und 2023/2485) adressiert werden, nicht direkt angesprochen (Europäische Kommission, 2021; 2023). Gleichwohl lässt sich aus den Anforderungen an technische Bewertungskriterien die Intension des Gesetzgebers hinsichtlich der Gewährleistung der Umweltintegrität im Sinne der Taxonomie-Verordnung wie folgt zusammenfassen:

- ▶ Leistung von Beiträgen zu den jeweiligen Umweltzielen unter Berücksichtigung kurzfristiger als auch langfristiger Auswirkungen. Dazu gehören folgende Umweltziele:
 - Klimaschutz im Einklang mit dem langfristigen Temperaturziel des Übereinkommens von Paris, u. a. durch verstärkte Nutzung umweltverträglicher Technologien der CO₂-Abscheidung und -Nutzung (CCU) bzw. der CO₂-Abscheidung und -Speicherung (CCS) und Stärkung von CO₂-Senken auf dem Land. (Artikel 10)
 - Anpassung an den Klimawandel (Artikel 11)
 - nachhaltige Nutzung und Schutz von Wasser- und Meeresressourcen (Artikel 12)
 - Übergang zur Kreislaufwirtschaft (Artikel 13)
 - Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (Artikel 14)
 - Schutz und zur Wiederherstellung der Biodiversität und der Ökosysteme (Artikel 15);
- ▶ Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen eines der Umweltziele unter Berücksichtigung kurzfristiger als auch langfristiger Auswirkungen.

Der delegierte Rechtsakt 2021/2139 spezifiziert entsprechend der oben genannten Bedeutung der Umweltintegrität die technischen Bewertungskriterien für einen signifikanten Beitrag zum Klimaschutz im Sinne der Taxonomiekonformität für Verfahren zur Realisierung von Kohlenstoffsinken (Negativemissionstechnologien), und zwar:

- ▶ CO₂-Abscheidung und -Nutzung (aus industriellen Punktquellen) (CCU),
- ▶ CO₂-Abscheidung und -Speicherung (aus industriellen Punktquellen) (CCS)
- ▶ direkte CO₂-Abscheidung aus der Luft (DAC)

Diese Aktivitäten gelten als Forschung, Entwicklung und Innovation, wobei CCU und CCS als marktnah eingestuft wird. Gemäß der technischen Bewertungskriterien werden Aktivitäten zur Forschung, Entwicklung und Innovation in diesen Verfahren bereits als solche als wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz eingestuft, sofern sie das Potenzial haben, „bei Vermarktung zu einer

Verringerung der Netto-THG-Emissionen insgesamt zu führen.“ In Hinblick auf die Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen werden folgende Kriterien angesetzt:

Tabelle 35: Technische Bewertungskriterien für CCU, CCS, DAC

Umweltziel	Bewertungskriterien
wesentlicher Beitrag zum Klimaschutz	Aktivitäten zur Forschung, Entwicklung und Innovation
Anpassung an den Klimawandel	Die erforschten Technologien, Produkte oder anderen Lösungen erfüllen die Kriterien in Anlage A zu diesem Anhang.*
Nachhaltige Nutzung und Schutz von Wasser- und Meeresressourcen	Jegliche Risiken für den guten Zustand oder das gute ökologische Potenzial von Wasserkörpern, d. h. Oberflächengewässern und Grundwässern, oder den guten Umweltzustand von Meeresgewässern, die aus den erforschten Technologien, Produkten oder anderen Lösungen entstehen könnten, werden bewertet und behoben.
Übergang zu einer Kreislaufwirtschaft	Jegliche Risiken für die Ziele der Kreislaufwirtschaft, die aus den erforschten Technologien, Produkten oder anderen Lösungen entstehen könnten, werden unter Berücksichtigung der Arten möglicher erheblicher Beeinträchtigungen gemäß Artikel 17 Absatz 1 Buchstabe d der Verordnung (EU) 2020/852 bewertet und behoben.
Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung	Jegliche Risiken eines erheblichen Anstiegs der Schadstoffemissionen in Luft, Wasser oder Boden, die aus den erforschten Technologien, Produkten oder anderen Lösungen entstehen könnten, werden bewertet und behoben.
Schutz und Wiederherstellung der Biodiversität und der Ökosysteme	Die erforschten Technologien, Produkte oder anderen Lösungen erfüllen die Kriterien in Anlage A zu diesem Anhang.*

* Anmerkung zu Anlage A zum Anhang des delegierten Rechtsakts 2021/2139: Die Kriterien beziehen sich auf Klimagefahren durch akute und chronische Beeinflussung von Temperatur, Wind, Wasser und Feststoffen in verschiedenen Umweltkompartimenten

Quelle: Delegierter Rechtsakt 2021/2139 (Europäische Kommission, 2021)

6.1.6 Bedeutung der Umweltintegrität im Zusammenhang mit technischen Kohlenstoffsinken bzw. Negativemissionstechnologien

Im spezifischen Zusammenhang mit den verschiedenen Negativemissionstechnologien (NET), die sich zur Erschließung von Kohlenstoffsinken nutzen lassen, stellt sich die Frage nach der Umweltintegrität insbesondere deshalb, weil die Berechnung der Potenziale der NET zur Erreichung des Pariser Klimaziels in den Regularien des Klimaschutzabkommens noch nicht geregelt ist. Diese Situation wird sich zumindest auf EU-Ebene mit dem Abschluss des legislativen Prozesses und dem Inkrafttreten des CRCF-Zertifizierungsschemas (vgl. Abschnitt 6.1.4) verbessern. Auf internationaler Ebene ist allerdings noch keine vergleichbare Initiative im Gange.

Ein Grund für die noch bestehende Ungewissheit bezüglich der Zertifizierbarkeit von Kohlenstoffsinken ist, dass die verschiedenen NET, einschließlich CO₂-Entnahme aus der Luft und die langfristige Kohlenstoffspeicherung sich teilweise noch im Entwicklungsstadium befinden. Im Vergleich zu CCS ist der Nettobeitrag der NET zur Entfernung von Kohlenstoffeinheiten aus der Luft im Sinne von CO₂eq sowie die sonstigen Umweltauswirkungen

noch nicht ausreichend erforscht und es existieren auch noch nicht ausreichend validierbare Daten zur Langfristigkeit der Speicherung für die unterschiedlichen Kohlenstoffsinken. Auch stellt sich in Hinblick auf die Zusätzlichkeit der Senkenpotenziale die Frage nach der geografischen und zeitlichen Systemgrenze im Zusammenhang mit technischen Lebenszyklen.

Beispielsweise kann das CO₂-Senkenpotenzial der beschleunigten Verwitterung von mafischen oder ultramafischen Naturgesteinen entsprechend der CRCF-Verordnung (vgl. Abschnitt 6.1.4) dargestellten Berechnungsformel ermittelt werden:

$$\text{Nettonutzen der Kohlenstoffsenke} = \text{CR}_{\text{baseline}} - \text{CR}_{\text{total}} - \text{THG-Zunahme}$$

Der Nettonutzen einer Ausbringung von gemahlenem Basalt auf Agrarflächen berechnet sich demnach aus dem CR_{baseline} - also der Menge von fixiertem CO₂ infolge der bei natürlicher Verwitterung stattfindenden chemischen Umwandlung von im Ausgangsgestein enthaltenen Erdalkalisilikaten in Karbonate - minus CR_{total} - also der gesamten Menge an fixiertem CO₂ infolge der Karbonatisierung - und abzüglich der THG-Zunahme - also der prozessbedingten THG-Emissionen, die durch den Energieeinsatz beim Festgesteinsabbau, dessen Zerkleinerung und Transporten entstehen.

Der Nettonutzen dieser Methode ist jedoch nicht ohne Einzelfallbeurteilung zu beziffern, da die Werte der einzelnen Variablen in Abhängigkeit vom jeweiligen Gestein (insb. Erdalkalianteil), Korngröße, Transportdistanz und Art der Ausbringung sehr stark variieren. Ungeklärt bleibt in diesem Beispiel insbesondere die Bemessung des Basisszenarios (CR_{baseline}): Wird hier die Verwitterungsrate eines ungestörten natürlichen Gesteinskörpers in Betracht gezogen oder die der bereits praktizierten Ausbringung von Gesteinsmehl auf Agrarböden zu Düngezwecken? Dieses Beispiel verdeutlicht auch eine der wesentlichen Schwierigkeiten bei der Quantifizierung von derartigen Aktivitäten zur Erschließung von Kohlenstoffsinken: der Berechnungsvorschrift in der CRCF-Verordnung fehlt ein für alle NET anwendbarer Zeitbezug für den Prozess der CO₂-Fixierung. Dies könnte im Rahmen der noch ausstehenden delegierten Rechtsakte konkretisiert werden.

Am Beispiel der Karbonatisierung von Betonabbruch (Variante der beschleunigten Verwitterung) zeigt sich eine weitere Schwierigkeit bei der Anwendung der Berechnungsformel aus der CRCF-Verordnung: Die maximal speicherbare Menge CO₂ in Betonabbruch durch Karbonatisierung ist deutlich geringer als die bei der Herstellung der gleichen Menge Zement freigesetzte Menge CO₂ (variabel, je nach Zementanteil im Altbeton). Das liegt daran, dass die Karbonatisierung die chemische Umkehrung der Kalzinierung bei der Zementherstellung ist. Zement kann also ohnehin nur so viel CO₂ aufnehmen, wie bei seiner Herstellung aus dem Rohstoff (Kalkstein) verdrängt wurde. Zusätzlich entstehen bei der Zementherstellung jedoch CO₂-Emissionen durch die Verbrennung fossiler Energieträger. Betrachtet man den gesamten Lebensweg des Betons von Beginn an, so kann die Karbonatisierung von Beton keinesfalls als negative Emissionstechnologie angesehen werden, auch wenn durch das Verfahren eine Kohlenstoffsenke erschlossen wird.

Diese Option kann somit nur dann als netto-negativ angesehen werden, wenn der Faktor „THG-Zuwachs“ die historischen CO₂-Emissionen aus der Zementproduktion nicht berücksichtigt. Für die historischen CO₂-Emissionen aus der Zementproduktion in der Vergangenheit ließe sich argumentieren, dass diese Emissionen bereits in den nationalen CO₂-Inventaren der Vergangenheit erfasst wurden. Um eine Doppelzählung zu vermeiden, könnte der heute anfallende Altbeton als beitragsfrei im Sinne des Faktors „THG-Erhöhung“ eingestuft werden. Für heute und zukünftig produzierten Zement wäre diese Sichtweise hingegen nur dann anwendbar, wenn die Zementproduktion vollständig mit erneuerbaren Energieträgern und Einsatz von CCS erfolgt, da ansonsten die THG-Zunahme in jedem Fall das Senkenpotenzial

übersteigt. Die Auslegung dieser zeitlichen Abgrenzungsproblematik, z. B. durch eine Stichtagsregelung, bleibt der Ausgestaltung der delegierten Rechtsakte überlassen.

6.2 Schlussfolgerung zur Umweltintegrität in Hinblick auf Negativemissionstechnologien

6.2.1 Allgemeine Paradigmen der Umweltintegrität und Verankerung im EU-Recht

Aus der vorstehenden Analyse existierender Rechtstexte lassen sich zwei Bedeutungsebenen des Begriffs Umweltintegrität im Zusammenhang mit Aktivitäten zur Erschließung technischer Kohlenstoffsinken extrahieren:

1. Die Richtigkeit, Zuverlässigkeit, Integrität und Unbestreitbarkeit von als Kohlenstoffsinken bewerteten Aktivitäten bzw. Aktivitätsketten. Dies dient im Kontext fiskalischer Instrumente dem Schutz vor Betrug und Vermeidung von finanziellen Mitnahmeeffekten.
2. Neutrale Auswirkungen oder sogar Zusatznutzen für Nachhaltigkeitsaspekte, insbesondere Beitrag zur Abschwächung des Klimawandels, Schutz der Wasser- und Meeresressourcen, Kreislaufwirtschaft, Vermeidung von Umweltverschmutzung und Schutz der biologischen Vielfalt.

Zusammenfassend lässt sich Umweltintegrität als Paradigma der regulatorischen Operationalisierung von Nachhaltigkeitsaspekten im Kontext fiskalischer Steuerungsinstrumente wie dem Handel mit CO₂-Emissionszertifikaten interpretieren.

Für die Erweiterung dieses Paradigmas auf Aktivitäten und Technologien zur Erschließung technischer Kohlenstoffsinken, bedarf es keiner grundlegenden Neuinterpretation oder Umformulierung der bereits für Maßnahmen zur Emissionsminderung festgelegten Kriterien. Stattdessen ist es sinnvoll, zum einen den Begriff Umweltintegrität in regulatorischen Texten und internationalen Vertragswerken genauer zu spezifizieren. Zum anderen erfordert die Anwendung auf Negativemissionen punktuell Ergänzungen bzw. Konkretisierungen der darauf fußenden Bewertungskriterien in Hinblick auf die Spezifika der jeweiligen NET.

In erster Linie wird es darauf ankommen, die Bedeutung der Umweltintegrität bei der Erarbeitung der delegierten Rechtsakte zu schärfen und hervorzuheben. Bemerkenswerterweise wird der Begriff in den Erwägungsgründen zur CRCF-Verordnung verwendet, jedoch nicht explizit definiert. Die Q.U.A.L.I.T.Y Kriterien, insbesondere die Zusätzlichkeit, Langfristigkeit und Nachhaltigkeit, sind durchaus im Sinne der Umweltintegrität angelegt. Die Methodologien, die den Qualitätskriterien zu Grunde zu legen sind, werden im Rahmen der EU-Expertengruppe für Kohlenstoffentnahmen vorbereitet.

Auch in anderen EU-Rechtstexten, insbesondere in der Taxonomie-Verordnung, fehlt eine konkrete Definition des Begriffs, obwohl hier die Umweltintegrität in den Erwägungsgründen der darauf basierenden delegierten Rechtsakte erwähnt wird. Um diese begriffliche Unklarheit zu beseitigen, sollte eine Definition der Umweltintegrität in der Taxonomie-Verordnung oder zumindest in Form von delegierten Rechtsakten verankert werden. Die für CCU, CCS, DAC als delegierte Rechtsakte festgelegten technischen Bewertungskriterien bieten einen geeigneten Ausgangspunkt für die Festlegung konkreter Umweltintegritätsanforderungen für andere NET, die nicht unter „Direktabscheidung“ fallen, wie Speicherung in geologischen Formationen, beschleunigte Verwitterung und Bodenmanagement.

Für eine Spezifizierung der Umweltintegrität für die Gegebenheiten der NET wird empfohlen, die folgenden Paradigmen zu berücksichtigen:

- Explizite legislative Orientierung am Primat der Vermeidung klimaschädlicher Emissionen und Fokussierung des politischen Gestaltungswillens auf Maßnahmen zur Reduktion dieser Emissionen. Die Nutzung technischer Kohlenstoffsinken sollte als nachsorgender Ansatz nicht die gleichen Anreize erhalten wie Maßnahmen zur Emissionsminderung (z. B. durch geringere Vergütungen pro Tonne CO₂).
- Definition der maximal als “unvermeidbar” anzusehenden Restemissionen nach Ausschöpfung der technisch/wirtschaftlich machbaren Maßnahmen zur Emissionsvermeidung.
- Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips bei der Bewertung der Nachhaltigkeitseffekte von NET, insbesondere im Hinblick auf die Dauerhaftigkeit (Permanenz) der Speicherform, mögliche langfristige Auswirkungen auf Ökosysteme, die Irreversibilität geologischer Eingriffe bei bestimmten Speicherformen und die sozialen und kulturellen Auswirkungen auf die Gesellschaft.
- Vermeidung von Pfadabhängigkeiten und Lock-in-Effekten im Hinblick auf die technischen, wirtschaftlichen, sozialen und rechtlichen Folgen der großräumigen Nutzung technischer Kohlenstoffsinken.

6.2.2 Ableitung von Kriterien für umweltintegre Negativemissionstechnologien

Mit den in den oben diskutierten Rechtstexten festgelegten Kriterien für Maßnahmen zur Förderung von Kohlenstoffsinken (QU.A.L.ITY im CRCF sowie Technische Bewertungskriterien der Taxonomieverordnung) liegen bereits Grundlagen für die Ableitung von Methodologien für umweltintegre NET vor, die in der Folge durch die u. a. dafür eingesetzte EU-Expertengruppe für Kohlentoffentnahmen erarbeitet und dann noch per delegierten Rechtsakt verabschiedet werden müssen. Darauf aufbauend wird im Folgenden die Bedeutungsebene 2 (Auswirkungen auf Nachhaltigkeitsaspekte, siehe 6.2.1) der Umweltintegrität diskutiert, während die Richtigkeit, Zuverlässigkeit, Integrität und Unbestreitbarkeit von Zertifikaten nicht Gegenstand dieser Betrachtung sind.

Mit Blick auf die QU.A.L.ITY Kriterien in der CRCF-Verordnung und die unter der EU-Taxonomieverordnung als delegierte Rechtsakte erlassenen technischen Bewertungskriterien für CCU, CCS, DAC ist zunächst zu klären, ob diese Kriterien für eine kohärente Bewertung der Nachhaltigkeitsaspekte der verschiedenen NET ausreichen oder ob sie ergänzt bzw. modifiziert werden müssen. Unabhängig von ihrer Anwendung zur Bewertung der Zertifizierbarkeit von CO₂-Sequestrierungsaktivitäten haben die folgenden QU.A.L.ITY-Kriterien einen Bezug zur Umweltintegrität der NET im Sinne der Nachhaltigkeit:

- **Vorhandensein einer netto-negativen THG-Bilanz bei angemessenen Bilanzgrenzen:**
Die Bilanz der THG-Emissionen und CO₂-Entnahmen aller Prozessschritte, die mit Negativemissionstechnologien in Verbindung stehen, muss im Sinne eine netto-Senke negativ sein. Übertragen in die Logik der Quantifizierung der zertifizierbaren Senkenleistung einer Aktivität gemäß CRCF bedeutet das, dass die Brutto-CO₂-Entnahme der Tätigkeit größer ist als die Summe der Brutto-THG-Emissionen, die der Entnahmeaktivität zuzuordnen ist.
Von großer Bedeutung sind hierbei die sachlichen und zeitlichen Bilanzgrenzen, die angesichts der großen technologischen Bandbreite der betrachteten Technologieoptionen für permanente CO₂-Entnahmepfade spezifisch für DACCS, BECCS, Pflanzenkohle, und beschleunigte Verwitterung definiert werden sollten:

- Für DACCS sind insbesondere Brutto-Emissionen der Energiebereitstellung, der Errichtung und des Betriebs der Infrastruktur für CO₂-Abscheidung, CO₂-Transport und CO₂-Injektion in geologische Formationen sowie flüchtige CO₂-Emissionen aus Leckagen bei Transport und Lagerung zu betrachten.
 - Für BECCS sind neben den für DACCS genannten Elementen insbesondere direkte und indirekte Emissionen in Verbindung mit Biomasseanbau und Biomasseernte zu berücksichtigen, einschließlich etwaiger Verluste an CO₂-Entnahme auf beernteten Flächen (insbesondere Waldflächen), sowie THG-Emissionen aus dem Transport der Biomasse. Für die Effekte auf den Biomasseanbauflächen sind dabei geeignete mehrjährige zeitliche Integrale zu bilden.
 - Für Pflanzenkohle sind neben den für BECCS genannten Elementen zu Anbau, Ernte, Flächen und Transport der Biomasse insbesondere Methanemissionen aus der Herstellung von Pflanzenkohle sowie Emissionen für den Transport und die Ausbringung zu betrachten.
 - Für beschleunigte Verwitterung sind in dieser THG-Bilanz insbesondere der Energieaufwand für das Mahlen, den Transport und die Ausbringung des Gesteins von Relevanz.
- **Langfristigkeit der Kohlenstoffspeicherung:** Festlegung einer Mindestspeicherdauer, die im Sinne der Nachhaltigkeit das Prinzip der intra- und intergenerationellen Gerechtigkeit widerspiegelt. Diese sollte daher im Bereich von Jahrhunderten liegen.
- **Wesentlichkeit des Beitrags der NET zur Abschwächung des Klimawandels:** NET führen grundsätzlich nicht zur Emissionsminderung, können jedoch einen Beitrag zur Schadensbegrenzung leisten. Indem sie der Atmosphäre bereits emittierte Treibhausgase entziehen, tragen sie zur Abschwächung des Klimawandels bei.¹¹³ Entscheidend ist dabei die Wesentlichkeit des Beitrags: Kann eine NET unter Berücksichtigung der technischen, sozioökonomischen und ökologischen Rahmenbedingungen eine ausreichende Menge CO₂ aus der Atmosphäre entfernen, um die Einhaltung des 1,5 °C-Klimaziels maßgeblich zu unterstützen?
- **Auswirkungen der NET auf die Anpassung an den Klimawandel und Vermeidung von Klimagefahren:** Vor dem Hintergrund der Liste der Klimagefahren in Anlage A zum Anhang des delegierten Rechtsakts 2021/2139 sind in Hinblick auf die NET folgende Aspekte relevant, die zu einer Verstärkung von Klimagefahren führen können:
- Abtauen von Permafrost: möglicher Zusammenhang mit geologischen Speichern in borealen und arktischen Regionen.
 - Wald- und Flächenbrände: möglicher Zusammenhang mit der Ausbringung von Pflanzenkohle und dem Aufbau von organisch gebundenem Kohlenstoff im Oberboden.
 - Staub- und Sandstürme: möglicher Zusammenhang mit der Ausbringung von Basaltmehl auf Agrarflächen zum Zwecke der beschleunigten Verwitterung.
 - Bodendegradierung / Bodenerosion: möglicher Zusammenhang mit der Ausbringung von Basaltmehl (beschleunigte Verwitterung). Hier sind insbesondere Veränderungen

¹¹³ Im Gegensatz dazu leistet CCS zumindest einen Beitrag zur Emissionsminderung im Sinne des nachsorgenden Umweltschutzes. CCS und NET nutzen jedoch ggf. die gleichen Kohlenstoffspeicher und sind daher hinsichtlich der anderen Kriterien der Umweltintegrität ähnlich zu bewerten.

der Bodenbeschaffenheit zu prüfen (chemisch – pH-Wert; physikalisch – Porosität und Aggregatstruktur; biologisch – Auswirkung auf Bodenorganismen)

- Bodenabsenkung (ggf. auch Aufwölbung): möglicher Zusammenhang mit geologischen Speicherforen und der Ausbringung von Basaltmehl (beschleunigte Verwitterung).

► **Risiken für den guten ökologischen Zustand oder das gute ökologische Potenzial von Gewässern:** Ein großskaliger Einsatz von NET kann den Gewässerzustand beeinträchtigen.

- Die Speicherung in geologischen Formationen von CO₂ kann im Umfeld der dazu genutzten Gesteinsformationen zu einer Beeinträchtigung von Grundwasseraquiferen und Oberflächengewässern führen. Neben dem Risiko eines langfristigen Austritts des CO₂ aus den Wirtsgesteinen sind hier vor allem die Auswirkungen der Infrastruktur (z. B. Pipelines, Terminals, Bohrlöcher) zu beachten. Off-shore Speicherung erfordert zudem einen langfristigen Betrieb von Transport- und Injektions-Infrastrukturen auf See.
- Die Ausbringung von Basaltmehl auf Agrarböden zur beschleunigten Verwitterung kann die Gewässergüte angrenzender Fließgewässer beeinflussen. Die chemische Umwandlung von CO₂ in wasserlösliche Hydrogenkarbonate kann eine Verschlammung von Fließgewässern zur Folge haben (Sinterstein). Obwohl diese Vorgänge auch auf natürlichem Weg stattfinden, könnte eine großskalige Anwendung dieser Variante der beschleunigten Verwitterung zu Problemen für die Gewässergüte und Trinkwasserqualität (steigende Härte des Wassers) sowie höheren Kosten der Trinkwasseraufbereitung führen.

► **Beiträge zu einer Kreislaufwirtschaft:** Eine Wiederverwendung von Materialien aus Kohlenstoffszenen (CCU) ist für Pflanzenkohle und karbonatisierten Altbeton denkbar. Letzterer kann im Sinne der Kreislaufwirtschaft als Zuschlagstoff für die Herstellung von neuem Beton verwendet werden. Die Herstellung von Pflanzenkohle aus Abfällen birgt jedoch das Risiko der Schadstoffmobilisierung, so dass diese spezifische Option aus Sicht der Umweltintegrität eher kritisch zu bewerten ist. Auch andere Varianten der CCU erfüllen in der Regel nicht das Kriterium der Langfristigkeit, da die meisten aus CO₂ herstellbaren Produkte (Polymere, Treibstoffe etc.) eine kurze Lebensdauer haben.

► **Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung:** Für Maßnahmen zur Emissionsminderung führt die Anlage C zum Anhang des delegierten Rechtsakts 2021/2139 eine Reihe von Kriterien auf, die auch in Hinblick auf die NET von Belang sind. Dazu gehören:

- Quecksilber und Quecksilberverbindungen können in gebundener Form in Biomasse, und Gesteinen enthalten sein. Eine großskalige Anwendung und Umwandlung dieser Medien zur Nutzung als Kohlenstoffszenen kann zu einer Freisetzung von Quecksilber führen. Insbesondere könnte dies das BECCS verfahren und die Herstellung von Pflanzenkohle betreffen, da hierbei Biomasse thermisch umgewandelt wird. Auch bei der beschleunigten Verwitterung von Basalt besteht ein Risiko der Schadstoffmobilisierung – potenziell nutzbare mafische Gesteine sollten vor ihrer Nutzung unter diesem Gesichtspunkt evaluiert werden.
- Andere als in Artikel 57 der REACH-Verordnung genannte Substanzen – hierunter fallen alle nicht karzinogenen und nicht-endokrin wirksamen Chemikalien. Im Zusammenhang mit NET ist das Risiko einer Umweltverschmutzung durch Freisetzung von Substanzen vor allem in folgenden Bereichen zu prüfen:

- Schadstoffe wie Arsen, Cadmium, Blei, Zink, Chrom und Kupfer können in gebundener Form in Biomasse, und Gesteinen enthalten sein. Eine großskalige Anwendung und Umwandlung dieser Medien zur Nutzung als Kohlenstoffsенke kann zu einer Freisetzung dieser Schadstoffe führen. Insbesondere könnte dies das BECCS-Verfahren und die Herstellung von Pflanzenkohle betreffen. Ein geringes Risiko der Schadstoffmobilisierung besteht auch bei der beschleunigten Verwitterung von mafischen Gesteinen. Bei der Verwendung von Altbeton zur beschleunigten Verwitterung besteht ein hohes Risiko der Schadstoffmobilisierung, da diese Materialien neben den o.g. Schadstoffen auch Asbest und persistente organische Substanzen enthalten können. Die einfache Ausbringung von Altbeton auf Agrarflächen als Alternative zur beschleunigten Verwitterung von Basalt ist deshalb mit diesem Kriterium der Umweltintegrität nicht vereinbar.

Voraussichtlich von geringer Relevanz im Zusammenhang mit der Umweltintegrität von NET sind die folgenden Anstriche der Anlage C des delegierten Rechtsakts 2021/2139:

- Persistente organische Substanzen
- Stoffe, die zum Abbau der Ozonschicht führen Schadstoffe in Elektro- und Elektronikprodukten In Anhang XVII der REACH-Verordnung genannte Schadstoffe In Artikel 57 der REACH-Verordnung genannte Substanzen **Schutz und Wiederherstellung der biologischen Vielfalt und der Ökosysteme:** Zur Erfüllung des o.g. Kriteriums der Wesentlichkeit zur Abschwächung des Klimawandels wäre eine großskalige Anwendung von NET unumgänglich. Für alle NET gilt somit, dass ihre Nutzung zu Beeinträchtigungen der biologischen Vielfalt und der Ökosysteme führen können, wie das bei industriellen Prozessen zumeist der Fall ist. Die Prozesse zur CO₂-Abscheidung und Transporte sowie die massenhafte Umsetzung biogener oder abiotischer Materialien zum Zwecke der CO₂-Speicherung wie auch die notwendigen Eingriffe in die Natur an den Orten der Speicherung in geologischen Formationen stehen in Konflikt mit der Qualität von Ökosystemen. Innerhalb der Prozessketten von CO₂-Abscheidung, Transporte bis hin zur CO₂-Speicherung sind große Energie- und Stoffströme zu erwarten. Diese können zu vielfältigen Beeinträchtigungen der Umweltintegrität führen, insbesondere durch folgende Umstände:
- Für BECCS/Biochar: Biomasse-basierte Pfade der Feedstock-Bereitstellung haben u. a. Auswirkungen auf Nachhaltigkeitsaspekte der Agrarindustrie, z. B.: Energieverbrauch und daraus resultierende zusätzliche CO₂-Emissionen, Landumwandlung und Flächenverbrauch, Verbrauch von Düngemitteln und Pestiziden, Wasserverbrauch für Bewässerung.
- Für DACCS und Karbonatisierung von Altbeton: die THG-Bilanz der Wertschöpfungskette ist in Hinblick auf die prozessbedingten Emissionen und den hohen Energieverbrauch der CO₂ Abscheidung und für Transporte relevant. Für die Variante der Karbonatisierung von Altbeton ist eine Unterscheidung zwischen historisch produziertem und aktuell/zukünftig produziertem Zement zu finden.
- Für enhanced weathering (ex-situ): es bestehen Ökosystemrisiken wie zum Kriterium zur Gewässergüte beschrieben. Des Weiteren, siehe nachfolgender Anstrich.
- Für enhanced weathering (in-situ) und andere geologische Speicherformen: Es bestehen Risiken für die Integrität von Ökosystem an den Orten der Einlagerung infolge der Errichtung und des Betriebs der dazu erforderlichen Infrastrukturen, die oft in

entfernten Regionen oder auf See verortet sind. Zu den möglichen Auswirkungen auf die Natur gehören auch Lärmbelastungen durch Transportmittel und Injektionsanlagen.

7 Quellenverzeichnis

- Acatech (Hrsg.) (2018). CCU und CCS – Bausteine für den Klimaschutz in der Industrie, Analyse, Handlungsoptionen und Empfehlungen (acatech POSITION), München: Herbert Utz Verlag. Online verfügbar unter https://www.acatech.de/wp-content/uploads/2018/09/acatech_POSITION_CCU_CCS_WEB-002_final.pdf [abgerufen am 24.03.2024]
- Agora Industrie (Hrsg.) (2023). Chemie im Wandel: Die drei Grundpfeiler für die Transformation chemischer Wertschöpfungsketten. Online verfügbar unter https://www.agora-industrie.de/fileadmin/Projekte/2022/2022-02_IND_Climate_Positive_Chemistry_DE/A-EW_299_Chemie_im_Wandel_DE_WEB.pdf [abgerufen am 02.02.2024]
- Agora Think Tanks (Hrsg.) (2024). Klimaneutrales Deutschland - Von der Zielsetzung zur Umsetzung. Online verfügbar unter <https://www.agora-energiewende.de/publikationen/klimaneutrales-deutschland-studie> [abgerufen am 08.03.2024]
- Al Baroudi, H., Awoyomi, A., Patchigolla, K., Jonnalagadda, K., & Anthony, E. (2021). A review of large-scale CO₂ shipping and marine emissions management for carbon capture, utilisation and storage. Applied Energy (287): <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.116510>
- Alcalde, J., Flude, S., Wilkinson, M., Johnson, G., Edlmann, K., Bond, C. E., Scott, V., Gilfillan, S. M. V., Ogaya, X., & Haszeldine, R. S. (2018). Estimating geological CO₂ storage security to deliver on climate mitigation. In: Nat Commun 9 (1), S. 1–13. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04423-1>
- Al Yahya, S., Iqbal, T., Omar, M. M., & Ahmad, M. (2021). Techno-Economic Analysis of Fast Pyrolysis of Date Palm Waste for Adoption in Saudi Arabia. Energies, 14(19), S. 6048. <https://doi.org/10.3390/en14196048>
- Aman, A., Selvarajoo, A., Lau, T., & Chen, W.-H. (2022). Biochar as Cement Replacement to Enhance Concrete Composite Properties: A Review. Energies, 15(20), S. 7662. <https://doi.org/10.3390/en15207662>
- Anthonsen, K. L., & Christensen, N. P. (2021). EU Geological CO₂ storage summary, Prepared by the Geological Survey of Denmark and Greenland for Clean Air Task Force. DANMARKS OG GRØNLANDS GEOLOGISKE UNDERSØGELSE RAPPORT 2021/34. Geological Survey of Denmark and Greenland. Danisch Ministry of Climate, Energy and Utilities (Hrsg.). Online verfügbar unter https://data.geus.dk/pure-pdf/GEUS-R_2021_34_web.pdf [abgerufen am 07.10.2025]
- Asco (2024a). ASCO CO₂ Semi-Trailer. Online verfügbar unter https://www.ascoco2.com/fileadmin/PDF_Download/PDF_Produkte/PDF_CO2_und_Trockeneis_Zubehoer/CO2_Lagerung/de/ASCO_Transportable_CO2-Tanks.pdf [abgerufen am 01.03.2024]
- Asco (2024b). CO₂ Lagerung. Online verfügbar unter https://www.ascoco2.com/fileadmin/PDF_Download/PDF_Produkte/PDF_CO2_und_Trockeneis_Zubehoer/CO2_Lagerung/de/ASCO_Vakuuminolierte_CO2-Lagertanks.pdf [abgerufen am 02.12.2024]
- Aspelund, A., Mølsvik, M. J., & De Koeijer, G. (2006). Ship Transport of CO₂: Technical Solutions and Analysis of Costs, Energy Utilization, Exergy Efficiency and CO₂ Emissions. Chemical Engineering Research and Design, 84(9). <https://doi.org/10.1205/cherd.5147>
- Aspiration Partners, Inc. (2022). How to Maintain the Earth's Environmental Integrity. Online verfügbar unter <https://makechange.aspiration.com/how-to-maintain-the-earths-environmental-integrity/> [abgerufen am 21.02.2024]
- Baltac, S., Pusceddu, E., O'Sullivan, C., Galbraith-Olive, H., & Henderson, C. (2023). Unlocking Europe's CO₂ Storage Potential, Analysis of Optimal CO₂ Storage in Europe. Clean Air Task Force (Hrsg.). Online verfügbar unter https://cdn.catf.us/wp-content/uploads/2023/07/21155827/CATF_European-CO2-Storage-Report_July-23.pdf [abgerufen am 07.10.2025]

Barlow, H., Shahi, S. S. M., & Loughrey, M. (2023). State of the Art: CCS Technologies 2023. Global CCS Institute (Hrsg.). Online verfügbar unter <https://zenodo.org/records/14999382/files/State-of-the-Art-CCS-Technologies-2023-Global-CCS-Institute.pdf?download=1> [abgerufen am 09.10.2025]

Bayernets (2023). CO₂peline. Online verfügbar unter <https://www.co2peline.com/> [abgerufen am 12.12.2023]

BDI (Hrsg.) (2021). Klimapfade 2.0 - Ein Wirtschaftsprogramm für Klima und Zukunft. Berlin: Bundesverband der Deutschen Industrie e. V., Online verfügbar unter <https://bdi.eu/publikation/news/klimapfade-2-0-ein-wirtschaftsprogramm-fuer-klima-und-zukunft/> [abgerufen am 25.09.2024]

Beerling, D. J., Kantzas, E. P., Lomas, M. R., Wade, P., Eufrazio, R. M., Renforth, P., Sarkar, B., Andrews, M. G., James, R. H., Pearce, C. R., Mercure, J.-F., Pollitt, H., Holden, P. B., Edwards, N. R., Khanna, M., Koh, L., Quegan, S., Pidgeon, N. F., Janssens, I. A., ... Banwart, S. A. (2020). Potential for large-scale CO₂ removal via enhanced rock weathering with croplands. In: Nature 583 (7815), S. 242–248. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2448-9>

Beiron, J., Normann, F., & Johnsson, F. (2022). A techno-economic assessment of CO₂ capture in biomass and waste-fired combined heat and power plants – A Swedish case study. International Journal of Greenhouse Gas Control, 118, S. 103684. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2022.103684>

BEIS (2021). Net Zero Strategy: Build Back Greener. Department for Business, Energy & Industrial Strategy. Online verfügbar unter <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/6194dfa4d3bf7f0555071b1b/net-zero-strategy-beis.pdf> [abgerufen am 14.03.2024]

BEIS (2023). Deep Geological Storage of CO₂ on the UK Continental Shelf, Containment Certainty. Department for Business, Energy & Industrial Strategy. Online verfügbar unter <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/63dd00c8e90e075da7464b4b/ukcs-co2-containment-certainty-report.pdf> [abgerufen am 07.10.2025]

Bentham, M., & Kirby, M. (2005). CO₂ Storage in Saline Aquifers. In: Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP 60 (3), S. 559–567. <https://doi.org/10.2516/ogst:2005038>

Billig, E., Decker, M., Benzinger, W., Ketelsen, F., Pfeifer, P., Peters, R., Stolten, D., & Thrän, D. (2019). Non-fossil CO₂ recycling—The technical potential for the present and future utilization for fuels in Germany. Journal of CO₂ Utilization. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2019.01.012>

Blohm, M., Erdmenger, C., Ginzky, H., Marty, M., Beckers, R., Briem, S., Clausen, U., Lohse, C., Rechenberg, J., Schäfer, L., & Sternkopf, R. (2006). Technische Abscheidung und Speicherung von CO₂ - nur eine Übergangslösung, Positionspapier des Umweltbundesamtes zu möglichen Auswirkungen, Potenzialen und Anforderungen. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3074.pdf> [abgerufen am 20.03.2024]

BMNT (2019). Long-Term Strategy 2050 - Austria, Period through to 2050. pursuant to Regulation (EU) 2018/1999 of the European Parliament and. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus Österreich. Vienna, Austria

BMWK (2021). Langfristszenarien. Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz. Online verfügbar unter <https://langfristszenarien.de/enertile-explorer-de/> [abgerufen am 21.02.2024]

BMWK (2022). Evaluierungsbericht der Bundesregierung zum Kohlendioxid-Speicherungsgesetz (KSpG). Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz. Online verfügbar unter https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/Energiedaten/evaluierungsbericht-bundesregierung-kspg.pdf?__blob=publicationFile&v=1 [abgerufen am 18.09.2023]

BMWK (2023). Referentenentwurf des Bundesministeriums für Wirtschaft und Klimaschutz - Entwurf eines Zweiten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Klimaschutzgesetzes. Bundesministerium für Wirtschaft und

Klimaschutz. Online verfügbar unter https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/klimaschutz/entwurf-eines-zweiten-gesetzes-zur-aenderung-des-bundes-klimaschutzgesetzes.pdf?__blob=publicationFile&v=8 [abgerufen am 24.01.2024]

BMWK (2024a). Eckpunkte der Bundesregierung für eine Carbon Management Strategie. Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz. Online verfügbar unter https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/E/240226-eckpunkte-cms.pdf?__blob=publicationFile&v=12, [abgerufen am 25.03.2024]

BMWK (2024b). Langfriststrategie Negativemissionen zum Umgang mit unvermeidbaren Restemissionen (LNe) - Eckpunkte. Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz. Online verfügbar unter https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/E/240226-eckpunkte-negativemissionen.pdf?__blob=publicationFile&v=6 [abgerufen am 25.03.2024]

BMWK, BMEL, & BMUV (2022). Eckpunkte für eine Nationale Biomassestrategie (NABIS): Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. Online verfügbar unter https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Nachwachsende-Rohstoffe/eckpunkte-nationale-biomassestrategie-nabis.pdf?__blob=publicationFile&v=4 [abgerufen am 12.03.2024]

Borchers, M., Förster, J., Thrän, D., Beck, S., Thoni, T., Korte, K., Gawel, E., Markus, T., Schaller, R., Rhoden, I., Chi, Y., Dahmen, N., Dittmeyer, R., Dolch, T., Dold, C., Herbst, M., Heß, D., Kalhori, A., Koop-Jakobsen, K., ... Mengis, N. (2023). A Comprehensive Assessment of Carbon Dioxide Removal Options for Germany. *Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.22541/essoar.170110442.26802720/v1>

Borchers, M., Thrän, D., Chi, Y., Dahmen, N., Dittmeyer, R., Dolch, T., Dolg, C., Förster, J., Herbst, M., Heß, D., Kalhori, A., Koop-Jakobsen, K., Li, Z., Mengis, N., Reusch, T. B. H., Rhoden, I., Sachs, T., Schmidt-Hattenberger, C., Stevenson, A., ... Yeates, C. (2022). Scoping carbon dioxide removal options for Germany—What is their potential contribution to Net-Zero CO₂? *Frontiers in Climate*, 4, S. 810343. <https://doi.org/10.3389/fclim.2022.810343>

Brandl, P., Bui, M., Hallett, J. P., & Dowell, N. M. (2021). Beyond 90% capture: Possible, but at what cost? *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 105, S. 103239. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2020.103239>

Bravo, J., Drapanauskaite, D., Sarunac, N., Romero, C., Jesikiewicz, T., & Baltrusaitis, J. (2021). Optimization of energy requirements for CO₂ post-combustion capture process through advanced thermal integration. *Fuel*, 283, S. 118940. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118940>

Breukers, S., & Lis, A. (2011). Engagement and communication strategies for CCS projects: Gaps between current and desired practices and exemplary strategies. ECN. Online verfügbar unter https://www.academia.edu/6966019/Engagement_and_communication_strategies_for_CCS_projects_Gaps_between_current_and_desired_practices_and_exemplary_strategies [abgerufen am 07.10.2025]

Brosowski, A., Krause, T., Mantau, U., Bernd, M., Noke, A., Richter, F., Raussen, T., Bischof, R., Hering, T., Blanke, C., Müller, P., & Thrän, D. (2019). How to measure the impact of biogenic residues, wastes and by-products: Development of a national resource monitoring based on the example of Germany. *Biomass and Bioenergy*, 127, S. 105275. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105275>

Bui, M., Adjiman, C. S., Bardow, A., Anthony, E. J., Boston, A., Brown, S., Fennel, P. S., Fuss, S., Galindo, A., Hackett, L. A., Hallett, J. P., Herzog, H. J., Jackson, G., Kemper, J., Krevor, S., Maitland, G. C., Matuszewski, M., Metcalfe, I. S., Petit, C., ... Mac Dowell, N. (2018). Carbon capture and storage (CCS): the way forward. *Energy & Environmental Science*, 11, S. 1062-1176. <https://doi.org/10.1039/C7EE02342A>

BVSE (Hrsg.) (2020). Textilstudie 2020: Bedarf, Konsum und Wiederverwendung von Bekleidung und Textilien in Deutschland. Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e. V. Online verfügbar unter

https://www.bvse.de/dateien2020/1-Bilder/03-Themen_Ereignisse/06-

[Textil/2020/studie2020/bvse%20Alttextilstudie%202020.pdf](https://www.bvse.de/dateien2020/1-Bilder/03-Themen_Ereignisse/06-Textil/2020/studie2020/bvse%20Alttextilstudie%202020.pdf) [abgerufen am 15.03.2024]

Cames, M., Krob, F., Hermann, H., Kurth, S., & Vittorelli, L. von (2024). Securing the Underground, Managing the Risks of Carbon Storage through Effective Policy Design. Unter Mitarbeit von Veit, L., Flohr-Reija, M. und Cook, V. Öko-Institut. Berlin/Darmstadt. Online verfügbar unter

<https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/Securing-the-Underground.pdf> [abgerufen am 02.02.2024]

Cames, M., Mader, C., Hermann, A., Köhler, A. R., Malinverno, N., Möller, M., Niesen, B., Som, C., & Wäger, P. (2023). Chancen und Risiken von Methoden zur Entnahme und Speicherung von CO₂ aus der Atmosphäre, Empfehlungen aufgrund der Analyse des Wissensstandes und einer systematischen Befragung von Fachleuten in der Schweiz (TA-SWISS 80/2023). Öko-Institut (Hrsg.). <https://doi.org/10.3218/4153-8>

Cao, X., Li, Q., Xu, L., & Tan, Y. (2024). A review of in situ carbon mineralization in basalt. In: Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering 16 (4), S. 1467–1485. <https://doi.org/10.1016/j.jrmge.2023.11.010>

Carbfix hf (2024a). Energy sector. Online verfügbar unter <https://www.carbfix.com/energy> [abgerufen am 21.02.2024]

Carbfix hf (2024b). How it works - Carbfix. Online verfügbar unter <https://www.carbfix.com/how-it-works> [abgerufen am 21.02.2024]

Carboculture (2024, 15. Februar). Fachgespräch Carboculture [unveröffentlicht]

Carbon Gap (2024). Carbon Gap Tracker Map. Online verfügbar unter <https://tracker.carbongap.org/map/> [abgerufen am 14.02.2024]

Carneiro, J., Marques, F., Mesquita, P., Fernandes, V., & Tosaco, J. (2014). CCS Roadmap for Portugal: CO₂ Transport and Storage Options and Risks, Online verfügbar unter https://dspace.uevora.pt/rdpc/bitstream/10174/17160/1/CCS%20roadmap%20PT_D1%20final%20%28print%20version%29.pdf [abgerufen am 25.09.2024]

CATF (2023a). Carbon Capture & Storage in Bulgaria, The Role of Carbon Capture and Storage in Decarbonising Bulgarian Industries. Factsheet. Clean Air Task Force. Online verfügbar unter <https://cdn.catf.us/wp-content/uploads/2024/03/29085258/ccs-fact-sheet-bulgaria.pdf> [abgerufen am 07.10.2025]

CATF (2023b). Europe Carbon Capture Activity and Project Map. (Clean Air Task Force), Online verfügbar unter <https://www.catf.us/ccsmapeurope/> [abgerufen am 14.08.2023]

CATF (2024). Tracking CO₂ storage capacity in Europe. Online verfügbar unter https://cdn.catf.us/wp-content/uploads/2024/01/18105138/CATF_TrackingCO2ProjectEurope_Brief.pdf [abgerufen am 21.02.2024]

Cavanagh, A. J., & Haszeldine, R. S. (2014). The Sleipner storage site: Capillary flow modeling of a layered CO₂ plume requires fractured shale barriers within the Utsira Formation. In: International Journal of Greenhouse Gas Control 21, S. 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2013.11.017>

CDRmare (Hrsg.) (2023a). Chancen und Hürden der marinen geologischen CO₂-Speicherung, Policy Brief (CDRmare Research Mission). Online verfügbar unter https://cdrmare.de/wp-content/uploads/2023/04/CDRmare_policybrief_CCS-1.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

CDRmare (Hrsg.) (2023b). Gezielte Kohlendioxid-Entnahme: Welche Möglichkeiten meeresbasierte Verfahren bieten und wie diese erforscht werden (CDRmare Research Mission). Online verfügbar unter https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/59943/7/CDRmare27_broschuere_240208V2_WEB.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

CEFAS (2024). Offshore Chemical Notification Scheme (OCNS), Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Sciences. Online verfügbar unter <https://www.cefaz.co.uk/data-and-publications/ocns/> [abgerufen am 14.08.2024]

- Chauvy, R., Meunier, N., Thomas, D., & Weireld, G. D. (2019). Selecting emerging CO₂ utilization products for short- to mid-term deployment. *Applied Energy*, 236, S. 662-680.
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.096>
- Chauvy, R., & Weireld, G. D. (2020). CO₂ Utilization Technologies in Europe: A Short Review. *Energy Technology*, 8(12), S. 2000627. <https://doi.org/10.1002/ente.202000627>
- CIEL (Hrsg.) (2023). Deep Trouble - The risk of offshore Carbon Capture and Storage. Center for International Environment Law. Online verfügbar unter <https://www.ciel.org/wp-content/uploads/2023/11/Deep-Trouble-The-Risks-of-Offshore-Carbon-Capture-and-Storage.pdf> [abgerufen am 09.10.2025]
- Clark, D. E., Oelkers, E. H., Gunnarsson, I., Sigfússon, B., Snæbjörnsdóttir, S. Ó., Aradóttir, E. S., & Gíslason, S. R. (2020). CarbFix2: CO₂ and H₂S mineralization during 3.5 years of continuous injection into basaltic rocks at more than 250 °C. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 279, S. 45–66.
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2020.03.039>
- CO₂GeoNet (Hrsg.) (2010). Geologische CO₂-Speicherung - Was ist das eigentlich?. Europäisches Exzellenznetzwerk CO₂GeoNet. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Nutzung_tieferer_Untergrund_CO2Speicherung/Downloads/CO2Geonet-broschuere.pdf;jsessionid=1C6BE279340C3DE3B5D0E1C8A9200EA1.internet011?_blob=publicationFile&v=2 [abgerufen am 28.02.2024]
- CO₂GeoNet (Hrsg.) (2021). State-of-play on CO₂ geological storage in 32 European countries — an update. Europäisches Exzellenznetzwerk CO₂GeoNet. Online verfügbar unter https://co2geonet.com/media/73750/co2geonet_state-of-play-in-europe_2021.pdf [abgerufen am 09.10.2025]
- Conesa, J., Font, R., Fullana, A., Martín-Gullón, I., Aracil, I., Gálvez, A., Moltó, J., & Gómez-Rico, M. F. (2009). Comparison between emissions from the pyrolysis and combustion of different wastes. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 84(1), S. 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2008.11.022>
- Conversio (2022). Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2021: Zahlen und Fakten zum Lebensweg von Kunststoffen. Mainaschaff: Conversio Market & Strategy GmbH. Online verfügbar unter https://www.bvse.de/dateien2020/2-PDF/01-Nachrichten/03-Kunststoff/2022/Kurzfassung_Stoffstrombild_2021_13102022_1_.pdf [abgerufen am 09.10.2025]
- Coquelet, C., Stringari, P., Hajiw, M., Gonzalez, A., Pereira, L., Nazeri, M., Burgass, R., & Chapoy, A. (2017). Transport of CO₂: Presentation of New Thermophysical Property Measurements and Phase Diagrams. *Energy Procedia*, 114, S. 6844-6859. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1822>
- DBFZ (2024). Ressourcendatenbank. Deutsches Biomasseforschungszentrum gGmbH. Online verfügbar unter <https://datalab.dbfz.de/resfdb?lang=de> [abgerufen am 02.02.2025]
- De Vries, A., Goloviznina, K., Reiter, M., Salanne, M., & Lukatskaya, M. R. (2024). Solvation-Tuned Photoacid as a Stable Light-Driven pH Switch for CO₂ Capture and Release. *Chemistry of Materials*, 36(3), S. 1308-1317.
<https://doi.org/10.1021/acs.chemmater.3c02435>
- DEA (2024). Technology Data for Carbon Capture, Transport and Storage. Danish Energy Agency. Online verfügbar unter <https://ens.dk/en/analyses-and-statistics/technology-data-carbon-capture-transport-and-storage> [abgerufen am 21.12.2024]
- DECHEMA (2017). Technology study: Low carbon energy and feedstock for the European chemical industry. Frankfurt/Main: DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. Online verfügbar unter https://dechema.de/dechema_media/Downloads/Positionspapiere/Technology_study_Low_carbon_energy_and_feedstock_for_the_European_chemical_industry.pdf [abgerufen am 14.03.2024]

DECHEMA (2019). Technologies for Sustainability and Climate Protection – Chemical Processes and Use of CO₂. Frankfurt/Main: DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V. Online verfügbar unter https://dechema.de/en/energyandclimate/_/CO2_Buch_engl.pdf [abgerufen am 24.09.2024]

dena (2021). dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität. Berlin: Deutsche Energie-Agentur GmbH. Online verfügbar unter <https://www.dena.de/newsroom/meldungen/dena-leitstudie-aufbruch-klimaneutralitaet/> [abgerufen am 05.05.2024]

Deutsche Bundesbank (2023). Statistiken: Zeitreihen Datenbanken. Deutsche Bundesbank Eurosystem. Online verfügbar unter https://www.bundesbank.de/dynamic/action/de/statistiken/zeitreihen-datenbanken/zeitreihen-datenbank/759778/759778?listId=www_sdks_b01012_3 [abgerufen am 28.02.2024]

Dieterich, V., Buttler, A., Hanel, A., Spliethoff, H., & Fendt, S. (2020). Power-to-liquid via synthesis of methanol, DME or Fischer–Tropsch-fuels: a review. *Energy & Environmental Science*, 13(10), S. 3207-3252. <https://doi.org/10.1039/D0EE01187H>

Direct Air Capture Coalition (2024). Global DAC Deployments Map. Direct Air Capture Coalition. Online verfügbar unter <https://daccoalition.org/global-dac-deployments/> [abgerufen am 21.03.2024]

DNV GL (2020). The Norwegian Full-Scale CCS Demonstration Project: Potential for reduced costs for carbon capture, transport and storage value chains (CCS): Porsgrunn: Gassnova SF. Online verfügbar unter <https://ccsnorway.com/app/uploads/sites/6/2020/07/Report-Cost-reduction-curves-for-CCS-Gassnova-version-2b-1.pdf> [abgerufen am 05.05.2023]

DOE (2023a). Pathway to Commercial Liftoff: Carbon Management. U.S. Department of Energy. Online verfügbar unter https://liftoff.energy.gov/wp-content/uploads/2023/04/20230424-Liftoff-Carbon-Management-vPUB_update.pdf [abgerufen am 12.05.2023]

DOE (2023b). Worldwide CCS Database. U.S. Department of Energy. Online verfügbar unter <https://netl.doe.gov/carbon-management/carbon-storage/worldwide-ccs-database> [abgerufen am 08.08.2023]

DOE (2024). Pre-Combustion Carbon Capture Research. U.S. Department of Energy. Office of Fossil Energy and Carbon Management. Online verfügbar unter <https://www.energy.gov/fecm/pre-combustion-carbon-capture-research#:~:text=Due%20to%20the%20more%20concentrated,traditional%20pulverized%20coal%20power%20plants> [abgerufen am 25.03.2024]

Dütschke, E., Wohlfahrt, K., Schumann, D., Pietzner, K., Carpentier, R., Schwarz, A., & von Winterfeld, U. (2015). Chancen für und Grenzen der Akzeptanz von CCS in Deutschland, "CCS-Chancen". Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung ISI. Online verfügbar unter https://www.isi.fraunhofer.de/content/dam/isi/dokumente/cce/2015/BMBF_03G0831A_CCS_Chancen_Schlussbericht.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

DVGW (2021). Eigenschaften von Kohlenstoffdioxid und Rohrleitungen für Kohlenstoffdioxidströme. In DVGW Regelwerk. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. Online verfügbar unter <https://www.dvgw.de/medien/dvgw/verein/energiewende/gasbeschaffenheit-wasserstoff-g260-klaas-2110.pdf> [abgerufen am 24.03.2024]

EBI (2023). European Biochar Market Report 2022/2023. Freiburg im Breisgau: European Biochar Industry. Online verfügbar unter https://cieem.net/wp-content/uploads/2023/09/European-Biochar-Market-Report_20222023.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

ECO₂ (2015). Best Practice Guidance for Environmental Risk Assessment for offshore CO₂ geological storage. Deliverable Number D14.1 (European Union Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013), EU grant agreement no 265847). Online verfügbar unter <https://www.eco2-project.eu/D14.1.pdf> [abgerufen am 09.10.2025]

- ECRA (2022). The ECRA Technology Papers 2022 - State of the Art Cement Manufacturing - Current Technologies and their Future Development. Düsseldorf: European Cement Research Academy. Online verfügbar unter <https://ecra-online.org/research/technology-papers/> [abgerufen am 12.03.2024]
- Elsen, P. R., Oakes, L. E., Molly S., Cross, M. S., DeGemmis, A., Watson, J., Cooke, H. A., Darling, E. S., Jones, K. R., Kretser, H. E., Mendez, M., & Surya, G. (2023). Priorities for embedding ecological integrity in climate adaptation policy and practice. In: One Earth 6. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.05.014>
- English, J. M., & English, K. L. (2022). Carbon Capture and Storage Potential in Ireland — Returning Carbon Whence It Came. In: First Break 40 (5), S. 35–43. <https://doi.org/10.3997/1365-2397.fb2022035>
- Equinor (2019). Northern Lights Project Concept report. Online verfügbar unter <https://ccsnorway.com/app/uploads/sites/6/2020/05/Northern-Lights-Project-Concept-report.pdf> [abgerufen am 28.02.2024]
- Equinor (Hrsg.) (2022). Northern Lights JV DA, Søknad om tillatelse til injisering og lagring av CO₂ i lagringskomplekset (Doc. No.: NLJV-ISP-0001). Online verfügbar unter <https://hss.miljodirektoratet.no/api/1/publisert/hoering/vedlegg/23332> [abgerufen am 17.10.2025]
- EU-RL (2009). EU-RL 2009/31/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über die geologische Speicherung von Kohlendioxid und zur Änderung der Richtlinie 85/337/EWG. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32009L0031> [abgerufen am 02.02.2024]
- EU-RL (2018). EU-RL 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen (Neufassung): Online verfügbar unter <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-36-2023-INIT/de/pdf> [abgerufen am 05.05.2024]
- EU-RL (2023). EU-RL 2023/... - Richtlinie zur Änderung der EU-RL 2018/2001, der EU-VO 2018/1999 und der RL 98/70/EG im Hinblick auf die Förderung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Aufhebung der EU-RL 2015/652 des Rates. Online verfügbar unter <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/PE-36-2023-INIT/de/pdf> [abgerufen am 24.09.2024]
- EuroGeographics (2022). EuroBoundaryMap. EuroGraphics. Online verfügbar unter <https://eurogeographics.org/maps-for-europe/ebm/> [abgerufen am 08.09.2024]
- Europäische Kommission (Hrsg.) (2009a). DIRECTIVE 2009/31/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 23 April 2009 on the geological storage of carbon dioxide and amending Council Directive 85/337/EEC, European Parliament and Council Directives 2000/60/EC, 2001/80/EC, 2004/35/EC, 2006/12/EC, 2008/1/EC and Regulation (EC) No 1013/2006. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2009/31/oj/eng> [abgerufen am 09.10.2025]
- Europäische Kommission (2009b). Implementation of Directive 2009/31/EC on the Geological Storage of Carbon Dioxide, CO₂ Storage Life Cycle Risk Management Framework. Guidance Document 1. Online verfügbar unter <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/1c2eee9f-83fb-4d3a-9dfe-43f85defd39f/language-en> [abgerufen am 09.10.2025]
- Europäische Kommission (2018a). Commission Implementing Regulation (EU) 2018/2066 of 19 December 2018 on the monitoring and reporting of greenhouse gas emissions pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council and amending Com. Regulation (EU) No 601/2012. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32018R2066> [abgerufen am 14.03.2024]
- Europäische Kommission (2018b, 28. November). A Clean Planet for all. A European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy. Brüssel. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52018DC0773> [abgerufen am 08.08.2024]
- Europäische Kommission (2021). Delegierte Verordnung (EU) 2021/2139 der Kommission vom 4. Juni 2021 zur Ergänzung der Verordnung (EU)2020/852 des Europäischen Parlaments und des Rates durch Festlegung der

technischen Bewertungskriterien, anhand deren bestimmt wird, unter welchen Bedingungen davon auszugehen ist, dass eine Wirtschaftstätigkeit einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz oder zur Anpassung an den Klimawandel leistet, und anhand deren bestimmt wird, ob diese Wirtschaftstätigkeit erhebliche Beeinträchtigungen eines der übrigen Umweltziele vermeidet. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/ALL/?uri=CELEX:32021R2139> [abgerufen am 12.03.2024]18

Europäische Kommission (2022a). European Green Deal: Commission proposes certification of carbon removals to help reach net zero emissions. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_22_7156 [abgerufen am 18.04.2024]

Europäische Kommission (2022b, 08. April). Commission Delegated Regulation (EU) 2022/564 of 19 November 2021 amending Regulation (EU) No 347/2013 of the European Parliament and of the Council as regards the Union list of projects of common interest. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022R0564> [abgerufen am 14.03.2024]

Europäische Kommission (2023a). 166 cross-border energy projects for EU support. Online verfügbar unter https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_23_6047 [abgerufen am 21.12.2023]

Europäische Kommission (2023b). Annex VII to Regulation (EU) No 2022/869 replacing annex VII of the Regulation (EU) 347/2013. ANNEX to the COMMISSION DELEGATED REGULATION (EU) amending Regulation (EU) No 2022/869 of the European Parliament and of the Council. Brüssel: EU. Online verfügbar unter https://cef-hellas.gr/wp-content/uploads/2025/03/%CE%9D%CE%BF-41_plaisio-41_OJ_L_202401041_EN_TXT.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

Europäische Kommission (2023c). EU ETS info data. Online verfügbar unter <https://www.euets.info/download> [abgerufen am 15.05.2024]

Europäische Kommission (2023d). Net Zero Industry Act. Online verfügbar unter https://single-market-economy.ec.europa.eu/publications/net-zero-industry-act_en [abgerufen am 11.01.2024]

Europäische Kommission (2023e, 18. Dezember). EU wide assessment of the draft updated National Energy and Climate Plans. Online verfügbar unter https://commission.europa.eu/system/files/2023-12/EU-wide_assessment_draft_updated_National_Energy_Climate_Plans_2023.pdf [abgerufen am 11.01.2024]

Europäische Kommission (2024a). Communication from the Commission to the European parliament, the Council, the European economic and social committee and the Committee of the regions - Towards an ambitious Industrial Carbon Management for the EU. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52024DC0062> [abgerufen am 23.02.2024]

Europäische Kommission (2024b). Impact Assessment Report - Europe's 2040 climate target and path to climate neutrality by 2050 building a sustainable, just and prosperous society. Online verfügbar unter https://climate.ec.europa.eu/document/download/768bc81f-5f48-48e3-b4d4-e02ba09faca1_en [abgerufen am 23.02.2024]

Europäische Kommission (2024c). Towards an ambitious Industrial Carbon Management for the EU, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (COM(2024) 62 final). Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2024%3A62%3AFIN> [abgerufen am 25.03.2024]

Europäisches Parlament und Rat (2009). Richtlinie 2009/31/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 über die geologische Speicherung von Kohlendioxid. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32009L0031> [abgerufen am 12.03.2024]

Europäisches Parlament und Rat (2020). Verordnung (EU) 2020/852 über die Einrichtung eines Rahmens zur Erleichterung nachhaltiger Investitionen und zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/2088. Online verfügbar

unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A02020R0852-20200622> [abgerufen am 25.03.2024]

Europäisches Parlament und Rat (2021). Verordnung (EU) 2021/1119 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Juni 2021 zur Schaffung des Rahmens für die Verwirklichung der Klimaneutralität und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 401/2009 und (EU) 2018/1999 („Europäisches Klimagesetz“) 2021. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32021R1119> [abgerufen am 12.02.2024]

Europäisches Parlament und Rat (2024). Verordnung (EU) 2024/3012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 zur Schaffung eines Unionsrahmens für die Zertifizierung von dauerhaften CO₂-Entnahmen, kohlenstoffspeichernder Landbewirtschaftung und der CO₂-Speicherung in Produkten 2024. Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32024R3012> [abgerufen am 24.09.2024]

Faber, G. (2024). Direct Air Capture Company List. Online verfügbar unter <https://docs.google.com/spreadsheets/d/1UobgHejUQe8PhMZoV4RLGC0q406M-lIrlRSJAghh8ys/htmlview#> [abgerufen am 02.12.2024]

Fasihi, M. E. (2019). Techno-economic assessment of CO₂ direct air capture plants. *Journal of Cleaner Production*, 224, S. 957-980. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.086>

Fawzy, S., Osman, A., Mehta, N., Moran, D., Al-Muhtaseb, A., & Rooney, D. (2022). Atmospheric carbon removal via industrial biochar systems: A techno-economic-environmental study. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133660>

Fischedick, M., Esken, A., Luhmann, H.-J., Schrüwer, D., & Supersberger, N. (2007). Geologische CO₂-Speicherung als klimapolitische Handlungsoption, Technologie, Konzepte, Perspektiven (Wuppertal Spezial, 35). Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH. Online verfügbar unter <https://epub.wupperinst.org/files/2618/WS35.pdf> [abgerufen am 17.10.2025]

Fischedick, M., Görner, K., & Thomeczek, M. (2015). CO₂-Abtrennung, Speicherung, Nutzung: Ganzheitliche Bewertung im Bereich von Energiewirtschaft und Industrie. Berlin: Springer

FNB Gas (2021). Netzentwicklungsplan Gas 2020–2030. Vereinigung der Fernleitungsnetzbetreiber Gas. Online verfügbar unter https://fnb-gas.de/wp-content/uploads/2021/09/fnb_gas_nep_gas_2020_de-1.pdf [abgerufen am 06.12.2023]

FNR (2022). BASISDATEN BIOENERGIE DEUTSCHLAND 2022. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. Online verfügbar unter https://www.fnr.de/fileadmin/Projekte/2022/Mediathek/broschuere_basisdaten_bioenergie_2022_06_web.pdf [abgerufen am 08.02.2024]

FNR (Hrsg.) (2023). Anbau und Verwendung nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. Fachverband Nachwachsende Rohstoffe e. V. Online verfügbar unter <https://www.fnr.de/fileadmin/Statistik/2023.pdf> [abgerufen am 13.03.2024]

Fröhlich, T., Blömer, S., Münther, D., & Brischke, L.-A. (2019). CO₂-Quellen für die PtX-Herstellung in Deutschland - Technologien, Umweltwirkung, Verfügbarkeit. Heidelberg. Online verfügbar unter https://www.ifeu.de/fileadmin/uploads/ifeu_paper_03_2019_CO2-Quellen-f%C3%BCr-PtX.pdf [abgerufen am 08.02.2024]

Fugro (Hrsg.) (2022). Safety Study CCS and Offshore Wind Farms, Project Technical Outline (F195696-002). Ministry of Economic Affairs and Climate Policy, Netherlands

- Fuhrmann, A., Knopf, S., Thöle, H., Kästner, F., Ahlrichs, N., Stück, H. L., Schlieder-Kowitz, A., & Kuhlmann, G. (2024). CO₂ storage potential of the Middle Buntsandstein Subgroup - German sector of the North Sea. In: International Journal of Greenhouse Gas Control 136, S. 104175. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2024.104175>
- Furre, A.-K., & Eiken, O. (2014). Dual sensor streamer technology used in Sleipner CO₂ injection monitoring. In: Geophysical Prospecting 62 (5), S. 1075–1088. <https://doi.org/10.1111/1365-2478.12120>
- Furre, A.-K., Eiken, O., Alnes, H., Vevatne, J. N., & Kiær, A. F. (2017). 20 Years of Monitoring CO₂-injection at Sleipner. In: Energy Procedia 114, S. 3916–3926. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1523>
- Furre, A.-K., Meneguolo, R., Ringrose, P., & Kassold, S. (2019). Building confidence in CCS: From Sleipner to the Northern Lights Project. In: First Break 37 (7), S. 81–87. <https://doi.org/10.3997/1365-2397.n0038>
- Furre, A.-K., Warchol, M. J., Alnes, H., & Pontén, A. S. M. (2024). Sleipner 26 years: how well-established subsurface monitoring work processes have contributed to successful offshore CO₂ injection. In: Geoenergy 2 (1). <https://doi.org/10.1144/geoenergy2024-015>
- Fuss, S., Lamb, W., Callaghan, M., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., de Oliveira Garcia, W., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G. F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J. L. V., Wilcox, J., del Mar Zamora Dominguez, M., & Minx, J. C. (2018). Negative emissions—Part 2: Costs, potentials and side effects. Environmental Research Letters, 13(6), S. 063002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f>
- Garcia-Garcia, G., Cruz Fernandez, M., Armstrong, K., & Woollass, S. (2021). Analytical Review of Life-Cycle Environmental Impacts of Carbon Capture and Utilization Technologies. ChemSusChem(14), S. 995-1015. <https://doi.org/10.1002/cssc.202002126>
- Gardarsdottir, S., De Lena, E., Romano, M., Roussanaly, S., Voldsund, M., Pérez-Calvo, J.-F., Berstad, D., Fu, C., Anantharaman, R., Sutter, D., Gazzani, M., Mazzotti, M., & Cinti, G. (2019). Comparison of Technologies for CO₂ Capture from Cement Production—Part 2: Cost Analysis. Energies, 12(3), S. 542. <https://doi.org/10.3390/en12030542>
- Garvens, H.-J., & Purr, K. (2021). Diskussionsbeitrag zur Bewertung von Carbon Capture and Utilization (Deutschland. Umweltbundesamt, Hrsg.). <https://doi.org/10.60810/openumwelt-3325>
- GCCSI (o. A.). CO₂RE Facilities Database. Online verfügbar unter <https://co2re.co/FacilityData> [abgerufen am 17.10.2019]
- GCCSI (Hrsg.) (2022). Global Status of CCS, Global CCS Institute Report. Global CCS Institute. Online verfügbar unter <https://status22.globalccsinstitute.com/wp-content/uploads/2022/10/Global-Status-of-CCS-2022-Report-Final-compressed.pdf> [abgerufen am 19.04.2024]
- Gerbelová, H., van der Spek, M., & Schakel, W. (2017). Feasibility assessment of CO₂ capture retrofitted to an existing cement plant: post-combustion vs. oxy-fuel combustion technology. 114, S. 6141 – 6149. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1751>
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Lavender Law, K. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. Science Advances(7): <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Giemkiewicz, J., Depireux, S., Spengler, L., & Zietlow, B. (2022). Die Rolle der Langlebigkeit und der Nutzungsdauer für einen nachhaltigen Umgang mit Bekleidung. (Umweltbundesamt, Hrsg.) (112). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2022-10-19_texte_112-2022_langlebigkeit-bekleidung_bf.pdf [abgerufen am 09.10.2025]
- Gillenwater, M. (2012). What is Additionality? Part 1: A long standing problem, Discussion Paper No. 001 (03. Aufl.). Greenhouse Gas Management Institute. Silver Spring, MD. Online verfügbar unter https://ghginstitute.org/wp-content/uploads/2015/04/AdditionalityPaper_Part-1ver3FINAL.pdf [abgerufen am 12.03.2024]

Goerne, G. von, Weinlich, F. H., & May, F. (2010). STABILITY - CO₂ Storage Ability of deep Saline Formations, Anforderungen und Vorschläge zur Erstellung von Leitfäden und Richtlinien für eine dauerhafte und sichere Speicherung von CO₂ (05-0013). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.). Hannover

Goll, D. S., Ciais, P., Amann, T., Buermann, W., Chang, J., Eker, S., Hartmann, J., Janssens, I., Li, W., Obersteiner, M., Penuelas, J., Tanaka, K., & Vicca, S. (2021). Potential CO₂ removal from enhanced weathering by ecosystem responses to powdered rock. In: Nature Geoscience 14 (8), S. 545–549. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00798-x>

Government of Iceland (2020, Oktober). Iceland's 2020 Climate Action Plan. Online verfügbar unter <https://www.government.is/library/01-Ministries/Ministry-for-The-Environment/201004%20Umhverfisraduneytid%20Adgerdaaetlun%20EN%20V2.pdf> [abgerufen am 12.01.2024]

GVM (2021). Recycling-Bilanz für Verpackungen - Berichtsjahr 2020. Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH. Online verfügbar unter https://gvmonline.de/wordpress/wp-content/uploads/2022/07/Recycling_2020_Zusammenfassung_Ergebnisse.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

Haase, C. (2015). Hydrogeochemische Modellierung der CO₂-Speicherung und -Leckage in geologischen Formationen, Unsicherheiten verursacht durch thermodynamische Datenbanken und numerische Codes. Dissertation, Christian-Albrecht-Universität zu Kiel. Kiel, 2015

Hansen, O., Gilding, D., Nazarian, B., Osdal, B., Ringrose, P., Kristoffersen, J.-B., Eiken, O., & Hansen, H. (2013). Snøhvit: The History of Injecting and Storing 1 Mt CO₂ in the Fluvial Tubåen Fm. In: Energy Procedia 37, S. 3565–3573. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2013.06.249>

Harper, P., Wilday, J., & Bilio, M. (2011). Assessment of the major hazard potential of carbon dioxide. Health and Safety Executive of UK government. Online verfügbar unter <https://www.hse.gov.uk/carboncapture/assets/docs/major-hazard-potential-carbon-dioxide.pdf> [abgerufen am 09.10.2025]

Hauber, G. (2023). Norway's Sleipner and Snøhvit CCS: Industry models or cautionary tales?, Unexpected subsurface geology developments in the two projects call into question the world's offshore CO₂ storage ambitions. Institute for Energy Economics and Financial Analysis. Online verfügbar unter <https://ieefa.org/sites/default/files/2023-06/Norway%E2%80%99s%20Sleipner%20and%20Sn%C3%B8hvit%20CCS-%20Industry%20models%20or%20cautionary%20tales.pdf> [abgerufen am 17.10.2025]

Haugen, H. A., Eldrup, N. H., Fatnes, A. M., & Leren, E. (2017). Commercial capture and transport of CO₂ from production of ammonia. Energy Procedia, 114, S. 6133-6140. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1750>

Haugan, P. M., & Fortunat, J. (2004). Metrics to assess the mitigation of global warming by carbon capture and storage in the ocean and in geological reservoirs. In: Geophysical Research Letters 31 (18). <https://doi.org/10.1029/2004GL020295>

Havercroft, I. (2019). Lessons and Perceptions: Adopting a Commercial Approach to CCSS Liability (Thought Leadership Report). Global CCS Institute. Online verfügbar unter https://cdrlaw.org/wp-content/uploads/2020/10/Thought-Leadership-Liability-Study_FINAL_Digital.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

Heinemann, N., Wilkinson, M., Pickup, G. E., Haszeldine, R. S., & Cutler, N. A. (2012). CO₂ storage in the offshore UK Bunter Sandstone Formation. In: International Journal of Greenhouse Gas Control 6, S. 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2011.11.002>

Hepburn, C., Adlen, E., Beddington, J., Carter, E. A., Fuss, S., Mac Dowell, N., Minx, J. C., Smith, P., & Williams, C. K. (2019). The technological and economic prospects for CO₂ utilisation and removal. Nature, S. 87-97. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1681-6>

Hermann, H., Matthes, F. C., & Athmann, U. (2012). Potenziale und Chancen der Technologie zur CO₂-Abtrennung und -Ablagerung (CCS) für industrielle Prozessemissionen. Öko-Institut e.V., dezentec. Berlin: Umweltstiftung WWF Deutschland. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/oekodoc/1504/2012-070-de.pdf> [abgerufen am 09.10.2025]

Hermwille, L., & Obergassel, W. (2018). Additionality après Paris - Stronghold for Environmental Integrity? - 7124_Additionality.pdf. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy (Hrsg.). Online verfügbar unter https://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/7124/file/7124_Additionality.pdf [abgerufen am 21.02.2024]

Heß, D., Klumpp, M., & Dittmeyer, R. (2020). Nutzung von CO₂ aus Luft als Rohstoff für synthetische Kraftstoffe und Chemikalien. Karlsruhe Institute of Technology, Institut für Mikroverfahrenstechnik (IMVT): Ministerium für Verkehr Baden-Württemberg. Online verfügbar unter <https://vm.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mvi/intern/Dateien/PDF/29-01-2021-DAC-Studie.pdf> [abgerufen am 12.05.2023]

Hladik, V. (2022). Assessment of storage options, potential and capacity in Europe. CO₂GeoNet Webinar State of Play of CO₂geological storage. The European Network of Excellence on the Geological Storage of CO₂, 21.02.2022. Online verfügbar unter <https://co2geonet.com/news-and-events/news/webinar-state-of-play/> [abgerufen am 09.10.2025]

Hoffmeister, J., Birnstengel, B., Häusler, A., & Faulstich, M. (2020). Perspektiven der thermischen Abfallbehandlung - Roadmap 2040. Prognos AG, TU Dortmund. ITAD – Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland e.V.

Homagin, K., Shahi, C., Luckai, N., & Sharma, M. (2016). Life cycle cost and economic assessment of biochar-based bioenergy production and biochar land application in Northwestern Ontario, Canada. Forest Ecosystems, 3(1): <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0081-8>

Hook, S. E., & Revill, A. T. (2016). Understanding the Environmental Risks of Unplanned Discharges – the Australian Context: Non-Hydrocarbon Chemicals (Document No. 1128_01_001/2_RevD). Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation. Australian Energy Producers (Hrsg.). Online verfügbar unter https://www.appea.com.au/wp-content/uploads/2017/08/APPEAWhitePaper_non_Hydrocarbons_Rev0.pdf [abgerufen am 16.05.2024]

IEA (2004). Prospects for CO₂ Capture and Storage (Energy Technology Analysis). International Energy Agency. Paris, France. Online verfügbar unter <https://www.iea.org/reports/prospects-for-co2-capture-and-storage> [abgerufen am 09.10.2025]

IEA (2020). Energy Technology Perspectives 2020. Special Report on Carbon Capture, Utilisation and Storage. International Energy Agency. Online verfügbar unter https://iea.blob.core.windows.net/assets/181b48b4-323f-454d-96fb-0bb1889d96a9/CCUS_in_clean_energy_transitions.pdf [abgerufen am 11.03.2024]

IEA (2021). Net Zero by 2050. International Energy Agency. Online verfügbar unter <https://www.iea.org/reports/net-zero-by-2050> [abgerufen am 09.10.2025]

IEA (2022a). CO₂ Storage Resources and their Development, IEA CCUS Handbook. International Energy Agency. Paris, France. Online verfügbar unter <https://www.iea.org/reports/co2-storage-resources-and-their-development> [abgerufen am 09.10.2025]

IEA (2022b). Direct Air Capture - A key technology for net zero. International Energy Agency. Online verfügbar unter https://iea.blob.core.windows.net/assets/78633715-15c0-44e1-81df-41123c556d57/DirectAirCapture_Akeytechnologyfornetzero.pdf [abgerufen am 22.09.2024]

IEA (2022c). Legal and Regulatory Frameworks for CCUS: An IEA CCUS Handbook. International Energy Agency. Online verfügbar unter <https://iea.blob.core.windows.net/assets/bda8c2b2-2b9c-4010-ab56-b941dc8d0635/LegalandRegulatoryFrameworksforCCUS-AnIEACCUSHandbook.pdf> [abgerufen am 09.10.2025]

IEA (2023a, März). CCUS Project Database. International Energy Agency. Online verfügbar unter <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-product/ccus-projects-database> [abgerufen am 02.12.2023]

IEA (2023b). Energy Technology Perspectives 2023. International Energy Agency. Online verfügbar unter <https://iea.blob.core.windows.net/assets/d1ec36e9-fb41-466b-b265-45b0e7a4af36/EnergyTechnologyPerspectives2023.pdf> [abgerufen am 27.02.2024]

IEA (2024, März). CCUS Project Database. International Energy Agency. Online verfügbar unter <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-product/ccus-projects-database> [abgerufen am 03.12.2024]

IEAGHG (2011). Effects of Impurities on Geological Storage of CO₂ (04). International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme. Online verfügbar unter <https://ieaghg.org/publications/effects-of-impurities-on-geological-storage-of-co2/> [abgerufen am 09.10.2025]

IEAGHG (2014). Assessment of Emerging CO₂ Capture Technologies and their Potential to Reduce Costs, Report: 2014/TR4. International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme. Online verfügbar unter https://ieaghg.org/docs/General_Docs/Reports/2014-TR4.pdf [abgerufen am 17.05.2024]

IEAGHG (2020). Monitoring and Modelling of CO₂ Storage: The Potential for Improving the Cost-Benefit Ratio of Reducing Risk, 2020-01. International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme. Online verfügbar unter <https://climit.no/app/uploads/sites/4/2020/05/2020-01-Monitoring-and-Modelling-of-CO2-Storage.pdf> [abgerufen am 04.03.2024]

Imperial College London (2021). Sustainable biomass availability in the EU to 2050. London: Concawe. Online verfügbar unter <https://www.concawe.eu/publication/sustainable-biomass-availability-in-the-eu-to-2050/> [abgerufen am 09.10.2025]

IOPG (2022). Report 652: Recommended practices for measurement, monitoring, and verification plans associated with geologic storage of carbon dioxide. London: International Association of Oil & Gas Producers. Online verfügbar unter <https://www.iogp.org/bookstore/product/recommended-practices-for-measurement-monitoring-and-verification-plans-associated-with-geologic-storage-of-carbon-dioxide/> [abgerufen am 09.10.2025]

IOPG (2023a). Map CO₂ Storage Projects in Europe. (International Association of Oil & Gas Producers) Online verfügbar unter <https://iogpeurope.org/wp-content/uploads/2023/10/Map-CO2-Storage-Projects-in-Europe.pdf> [abgerufen am 21.02.2024]

IOPG (2023b). Seabed and overburden integrity monitoring for offshore CO₂ storage (657). International Association of Oil&Gas Producers. Online verfügbar unter <https://www.iogp.org/bookstore/product/seabed-and-overburden-integrity-monitoring-for-offshore-co2-storage/> [abgerufen am 09.10.2025]

IPCC (2018a). AI - Annex I: Glossary. In IPCC, Global Warming of 1.5°C - IPCC Special Report on Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-industrial Levels in Context of Strengthening Response to Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty (S. 541-562). Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157940.008>

IPCC (2018b). Global Warming of 1.5 °C, An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Intergovernmental Panel on Climate Change. Online verfügbar unter <https://www.ipcc.ch/sr15/> [abgerufen am 02.02.2024]

- IRENA, METHANOL INSTITUTE (2021). Innovation Outlook: Renewable Methanol. Abu Dhabi: International Renewable Energy Agency. Online verfügbar unter https://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2021/Jan/IRENA_Innovation_Renewable_Methanol_2021.pdf?rev=ca7ec52e824041e8b20407ab2e6c7341 [abgerufen am 03.05.2024]
- Jeffery, S., Verheijen, F., van der Velde, M., & Bastos, A. (2011). A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.015>
- Jörß, W., Gores, S., Siemons, A., Liste, V., Lübbers, S., & Lengning, S. (2024). Herausforderungen zur separaten Ausweisung von Klimazielen für natürliche und technische Senken (Öko-Institut Working Paper, 1/2024). Öko-Institut, Prognos. Online verfügbar unter <https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/WP-Senken-in-Klimazielen.pdf> [abgerufen am 25.03.2024]
- Juilland, P., Gallucci, E., & Eberhardt, A. (2014). Retrieving aggregates and powdery mineral material from demolition waste. Angemeldet durch Sika Technologies AG. Veröffentlichungsnr: EP2978724B1, Online verfügbar unter <https://patentimages.storage.googleapis.com/91/dc/99/2fd5c791cb5bff/US20160046532A1.pdf> [abgerufen am 03.03.2024]
- Kairy, S. K., Zhou, S., Turnbull, A., & Hinds, G. (2023). Corrosion of pipeline steel in dense phase CO₂ containing impurities: A critical review of test methodologies. In: *Corrosion Science* 214, S. 110986. <https://doi.org/10.1016/j.corsci.2023.110986>
- Kaiser, S., Gold, S., & Bringezu, S. (2022). Environmental and economic assessment of CO₂-based value chains for a circular carbon use in consumer products. *Resources, Conservation and Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106422>
- Kamkeng, A. D., Wang, M., Hu, J., Du, W., & Qian, F. (2021). Transformation Technologies for CO₂ Utilisation: Current Status, Challenges and Future Prospects. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128138>
- Karvounis, P., & Blunt, M. J. (2021). Assessment of CO₂ geological storage capacity of saline aquifers under the North Sea. In: *International Journal of Greenhouse Gas Control* (111), 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2021.103463>
- Kearns, D. (2019). Waste-to-Energy with CCS: A pathway to carbon-negative power generation. Global CCS Institute. Online verfügbar unter https://www.globalccsinstitute.com/wp-content/uploads/2019/10/Waste-to-Energy-Perspective_October-2019-5.pdf [abgerufen am 11.09.2024]
- Kearns, D., Liu, H., & Consoli, C. (2021). Technology readiness and costs of CCS. Global CCS Institute. Online verfügbar unter <https://www.globalccsinstitute.com/wp-content/uploads/2021/03/Technology-Readiness-and-Costs-for-CCS-2021-1.pdf> [abgerufen am 03.05.2023]
- Klepper, G., Thrän, D., Witte, J., Erlach, B., Hennig, C., Schünemann, F., & Höhne, M.-C. (2019). Biomasse im Spannungsfeld zwischen Energie- und Klimapolitik. Potenziale – Technologien – Zielkonflikte. (Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina, Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, & Union der Deutschen Akademien der Wissenschaften, Hrsg.) *Energiesysteme der Zukunft*. Online verfügbar unter https://energiesysteme-zukunft.de/fileadmin/user_upload/Publikationen/PDFs/ESYS_Analyse_Biomasse.pdf [abgerufen am 17.10.2025]
- Kloo, Y., Scholz, A., & Theisen, S. (2023). Wege zu einer Netto-Null-Chemieindustrie – eine Meta-Analyse aktueller Roadmaps und Szenariostudien. Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt GreenFee. Wuppertal Institut. Online verfügbar unter https://epub.wupperinst.org/frontdoor/deliver/index/docId/8168/file/8168_GreenFeed_Chemieindustrie.pdf [abgerufen am 17.07.2024]

- Knapp, W. J., Stevenson, E. I., Renforth, P., Ascough, P. L., Knight, A. C. G., Bridgestock, L., Bickle, M. J., Lin, Y., Riley, A. L., Mayes, W. M., & Tipper, E. T. (2023). Quantifying CO₂ Removal at Enhanced Weathering Sites: a Multiproxy Approach. In: *Environmental Science & Technology* 57 (26), S. 9854–9864. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c03757>
- Knoope, M., Ramírez, A., & Faaij, A. (2013). A state-of-the-art review of techno-economic models predicting the costs of CO₂ pipeline transport. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 16, S. 241-270. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2013.01.005>
- Knopf, S. (2023). CO₂-Speicherpotenzial und -kapazitäten. 2. Dialogveranstaltung CMS: Fachworkshop CO₂-Speicherung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 2023
- Knopf, S., & May, F. (2017). Comparing Methods for the Estimation of CO₂ Storage Capacity in Saline Aquifers in Germany: Regional Aquifer Based vs. Structural Trap Based Assessments. In: *Energy Procedia* 114, S. 4710–4721. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1605>
- Knopf, S., May, F., Müller, C., & Gerling, P. (2010). Neuberechnung möglicher Kapazitäten zur CO₂-Speicherung in tiefen Aquifer-Strukturen. In: *Energiewirtschaftliche Tagesfragen*. 60 (4), 2010, S. 76–80.
- Kreibich, N., Arens, C., Carvalho, M., Meneses Campos, M., & Sherman, L. (2022). Suitability and Success Factors of Offsets post-2020. German Environment Agency (Hrsg.). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/cc_59-2021_suitability_and_success_factors_of_offsets_post_2020.pdf [abgerufen am 21.02.2024]
- Kreibich, N., & Burian, M. (2023). Using Article 6.2 to foster ambition (Climate Change, 01/2023). Umweltbundesamt. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/cc_01-2023_using_article_6.2_to_foster_ambition.pdf [abgerufen am 21.02.2024]
- Kreidelmeier, S., Dambeck, H., Kirchner, A., & Wünsch, M. (2019). Kosten und Transformationspfade für strombasierte Energieträger. Endbericht zum Projekt „Transformationspfade und regulatorischer Rahmen für synthetische Brennstoffe“. Prognos AG. Online verfügbar unter https://www.bmwk.de/Redaktion/DE/Downloads/Studien/transformationsspfade-fuer-strombasierte-energetraeger.pdf?__blob=publicationFile [abgerufen am 15.04.2024]
- Krupp, R. (2025). Geologische Risiken der CO₂-Verpressung in der Nordsee. Greenpeace (Hrsg.). Online verfügbar unter <https://www.greenpeace.de/publikationen/20250502-greenpeace-studie-ccs-risiken-nordsee.pdf> [abgerufen am 01.03.2025]
- KSpG (2012). Bundesregierung. Gesetz zur Demonstration der dauerhaften Speicherung von Kohlendioxid (Kohlendioxid-Speicherungsgesetz), KSpG
- Kühn, M. (2011). CO₂-Speicherung, Chancen und Risiken. In: *Chem. Unserer Zeit* (45), 2011, S. 126–138. <https://doi.org/10.1002/ciuz.201100538>
- Kühn, M., Nakaten, N. C., & Kempka, T. (2020). Geological storage capacity for green excess energy readily available in Germany. In: *Advances in Geosciences* (54), 2020, S. 173–178. <https://doi.org/10.5194/adgeo-54-173-2020>
- Küng, L., Aeschlimann, S., Charalambous, C., McIlwaine, F., Young, J., Shannon, N., Strassel, K., Maesano, C. N., Kahsar, R., Pike, D., van der Spek, M., & Garcia, S. (2023). A roadmap for achieving scalable, safe, and low-cost direct air carbon capture and storage. *Energy & Environmental Science*, 16(10): <https://doi.org/10.1039/D3EE01008B>
- Lackner, K., & Azarabadi, H. (2021). Buying down the Cost of Direct Air Capture. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 60(22), S. 8196-8208. <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c04839>

- Lagneau, V., Pipart, A., & Catalette, H. (2005). Reactive Transportmodelling and Long Term Behaviour of CO₂ Sequestration in Saline Aquifers. In: Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP 60 (2), S. 231–247. <https://doi.org/10.2516/ogst:2005014>
- Li, S. (2024). Reviewing Air Pollutants Generated during the Pyrolysis of Solid Waste for Biofuel and Biochar Production: Toward Cleaner Production Practices. Sustainability, 16(3), S. 1169. <https://doi.org/10.3390/su16031169>
- Lopez, G., Keiner, D., Fasihi, M., Koironen, T., & Breyer, C. (2023). From fossil to green chemicals: sustainable pathways and new carbon feedstocks for the global chemical industry. (Royal Society of Chemistry, Hrsg.) Energy & Environmental Science, 16(7), S. 2879-2909. <https://doi.org/10.1039/D3EE00478C>
- Lübbbers, S., Hobohm, J., Thormeyer, C., & Dambeck, H. (2022). Technische CO₂-Senken - Techno-ökonomische Analyse ausgewählter CO₂-Negativemissionstechnologien. Prognos AG. Berlin: Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena): Online verfügbar unter https://www.dena.de/fileadmin/dena/Publikationen/PDFs/2021/211005_DLS_Gutachten_Prognos_final.pdf [abgerufen am 14.04.2024]
- Luderer, G., Kost, C., & Sörgel, D. (2021). Ariadne-Report: Deutschland auf dem Weg zur Klimaneutralität 2045 - Szenarien und Pfade im Modellvergleich. Kopernikus-Projekt Ariadne. Potsdam: Potsdam Institute for Climate Impact Research. <https://doi.org/10.48485/PIK.2021.006>
- Lutter, S., Giljum, S., & Manstein, C. (2018). Die Nutzung natürlicher Ressourcen, Broschüren. Dessau-Roßlau , Wien. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-2314>
- Lutter, S., Kreimel, J., Giljum, S., & Manstein, C. (2022). Die Nutzung natürlicher Ressourcen. Broschüren, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-2408>
- MacDowell, N., Florin, N., Buchard, A., Hallett, J., Galindo, A., Adjiman, C. S., Williams, C. K., Shah, N., & Fennel, P. (2010). An overview of CO₂ capture technologies. Energy & Environmental Science, 3(11), S. 1645-1669. <https://doi.org/10.1039/c004106h>
- Mallon, W., Buit, L., van Wingerden, J., Lemmens, H., & Eldrup, N. H. (2013). Costs of CO₂ transportation infrastructures. Energy Procedia(37), 2969-2980. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2013.06.183>
- Martens, S., Möller, F., Streibel, M., & Liebscher, A. (2014). Completion of Five Years of Safe CO₂ Injection and Transition to the Post-closure Phase at the Ketzin Pilot Site. In: Energy Procedia 59, S. 190–197. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.366>
- Martinez Castilla, G., Tumara, D., Mountraki, A., Letout, S., M., J.-R., Schmitz, A., Ince, E., & Georgakaki, A. (2024). Carbon capture, utilisation and storage in the European Union - Status Report on Technology Development, Trends, Value Chains & Markets. European Commission: Joint Research Centre. Publications Office. <https://doi.org/10.2760/0287566>
- May, F. (2004). CO₂ storage capacity of unminable coal beds in Germany. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Hannover. Online verfügbar unter https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/EN/Themen/Nutzung_tieferer_Untergrund_CO2Speicherung/Projekte/CO2Speicherung/Abgeschlossen/Nur-Deutsch/Gestco/GESTCO_ECBM_Deutschland_report.pdf?blob=publicationFile&v=2 [abgerufen am 09.10.2025]
- MCC (2021). Wissensstand zu CO₂-Entnahmen. Online verfügbar unter https://www.mcc-berlin.net/fileadmin/data/C18_MCC_Publications/2021_MCC_Wissensstand_zu_CO2-Emissionen.pdf [abgerufen am 15.03.2024]
- Merfort, A., Stevanović, M., & Strefler, J. (2023). Energiewende auf Netto-Null: Passen Angebot und Nachfrage nach CO₂-Entnahme aus der Atmosphäre zusammen? Kopernikus-Projekt Ariadne. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung (PIK): Online verfügbar unter <https://ariadneprojekt.de/publikation/energiewende->

auf-netto-null-passen-angebot-und-nachfrage-nach-co2-entnahme-aus-der-atmosphaere-zusammen/
[abgerufen am 02.12.2024]

Metz, B., Davidson, O., Coninck, H. de, Loos, M., & Meyer, L. (2005). IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage. Intergovernmental Panel on Climate Change (Hrsg.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

Michaelowa, A., Hermwille, L., Obergassel, W., & Butzengeiger, S. (2019). Additionality revisited: guarding the integrity of market mechanisms under the Paris Agreement. In: Climate Policy 19 (10), S. 1211–1224.
<https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1628695>

Möllersten, K., & Naqvi, R. (2022). Technology Readiness Assessment, Costs, and Limitations of five shortlisted NETs. Report of the NET-RAPIDO Project: Negative emission technologies: readiness assessment, policy instrument design, options for governance and dialogue. Sweden: Mälardalen University. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/profile/Kenneth-Moellersten-2/publication/359427009_Technology_Readiness_Assessment_Costs_and_Limitations_of_five_shortlisted_NETs_Accelerated_mineralisation_Biochar_as_soil_additive_BECCS_DACCS_Wetland_restoration/links/623ba
[abgerufen am 11.03.2024]

MWIDE NRW (2021). Kohlenstoff kann Klimaschutz: Carbon Management Strategie Nordrhein-Westfalen. Referat VII.5 Energiesystem der Zukunft, Wasserstoff, Klimaschutz in der Industrie. Düsseldorf: Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter https://www.wirtschaft.nrw/sites/default/files/documents/mwide_carbon_management_strategie_barrierefrei.pdf [abgerufen am 09.03.2024]

NABU (2022). NABU-Standpunkt CCU und CCS in der Industrie, Können diese Technologien einen wirksamen Beitrag zur Bekämpfung der Klimakrise leisten? Online verfügbar unter https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/klimaschutz/221027_nabu-standpunktccuccs_pdf.pdf
[abgerufen am 09.10.2025]

Neele, F., de Kler, R., Nienoord, M., Brownsort, P., Koorneef, J., Belfroid, S., Peters, L., van Wijhe, A. & Loeve, D. (2017). CO₂ Transport by Ship: The Way Forward in Europe. Energy Procedia, 114, S. 6824–6834.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1813>

NETL (2014). Cost of Capturing CO₂ from Industrial Sources. National Energy Technology Laboratory. Pittsburg: United States Department of Energy. Online verfügbar unter https://www.netl.doe.gov/projects/files/CostofCapturingCO2fromIndustrialSources_011014.pdf [abgerufen am 02.02.2024]

NETL (2024). 9.2. Carbon Dioxide Capture Approaches. National Energy Technology Laboratory. Online verfügbar unter <https://netl.doe.gov/research/carbon-management/energy-systems/gasification/gasifipedia/capture-approaches> [abgerufen am 25.03.2024]

Neupert, M., & Hilgenstock, A. (2022). CO₂-Transport in Leitungen – nach welchen Regeln? gwf Gas + Energie(3). Online verfügbar unter https://gwf-gas.de/wp-content/uploads/2022/03/GE_03_2022_fb_Neupert.pdf [abgerufen am 27.02.2024]

Neustark (2023, 29. September). Neustark eröffnet die erste kommerzielle Anlage für permanente CO₂-Speicherung in der Europäischen Union. Neustark AG. Online verfügbar unter <https://www.neustark.com/de/news/neustark-er%C3%B6ffnet-die-erste-kommerzielle-anlage-f%C3%BCr-permanente-co2-speicherung-in-der-europ%C3%A4ischen-union> [abgerufen am 02.02.2024]

neustark AG (2024). We remove CO₂ from the atmosphere – and store it permanently. Online verfügbar unter <https://www.neustark.com/> [abgerufen am 21.02.2024]

- Nimtz, M. (2016). Modellierung des Pipelinetransportes von CO₂-reichen Fluiden. Dissertation, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg. Online verfügbar unter <https://opus4.kobv.de/opus4-btu/frontdoor/index/index/docId/3893> [abgerufen am 03.03.2024]
- North Sea Basin Task Force (2010). One North Sea, A study into North Sea cross-border CO₂ transport and storage. Online verfügbar unter https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/OED/OneNortSea_Fulldoc.pdf [abgerufen am 09.10.2025]
- Northern Lights (2023, 14. Dezember). Northern Lights enters charter agreement to expand fleet with a fourth CO₂ ship. Online verfügbar unter <https://norlights.com/news/northern-lights-enters-charter-agreement-to-expand-fleet-with-a-fourth-co2-ship/> [abgerufen am 19.12.2023]
- Norwegian Ministry of Climate and Environment (2022, Juni). Norway's Climate Action Plan for 2021-2030. Online verfügbar unter <https://www.regjeringen.no/contentassets/a78ecf5ad2344fa5ae4a394412ef8975/engb/pdfs/stm202020210013000engpdfs.pdf> [abgerufen am 12.02.2024]
- NRW.Energy4Climate (2023). CCU/CCS Projektsammlung. Online verfügbar unter https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1prz_ns6tdj_1kacbrcm47q_299-3QxA&ll=52.94099116281396%2C16.440609113179804&z=5 [abgerufen am 28.11.2023]
- OGE (2023). CO₂-Transportnetz. Open Grid Europe GmbH. Online verfügbar unter <https://oge.net/de/co2/co2-netz> [abgerufen am 05.12.2023]
- OGE - DRC (2023). Delta Rhine Corridor (DRC): Open Grid Europe GmbH. Online verfügbar unter <https://www.delta-rhine-corridor.com/de> [abgerufen am 05.12.2023]
- Öko-Institut (2023). PTX Business Opportunity Analyser (BOA): Data Documentation. Documentation of data sources and data processing, version 1.0. Agora Energiewende, Agora Industrie. Freiburg, Berlin: Öko-Institut. Online verfügbar unter https://www.agora-energiewende.org/fileadmin/Projekte/2022/2022-09_H2_Introduction_PtX_Argentina/Oeko-Institut_2023_PTXBOA_Data_Documentation_v_1.0.pdf#page=27 [abgerufen am 07.01.2024]
- Ostovari, H., Sternberg, A., & Bardow, A. (2020). Rock 'n' use of CO₂: carbon footprint of carbon capture and utilization by mineralization. In: Sustainable Energy & Fuels 4 (9), S. 4482–4496. <https://doi.org/10.1039/D0SE00190B>
- Pale Blue Dot Energy, Axis Well Technologies, Energy Technology Institute, & Costain (2016). Progressing Development of the UK's Strategic Carbon Dioxide Storage Resource: A Summary of Results from the Strategic UK CO₂ Storage Appraisal Project. Loughborough: Energy Technology Institute. Online verfügbar unter <https://onedrive.live.com/?authkey=%21ANk4zmABaDBBtjA&id=56FC709A2072366C%211559&cid=56FC709A2072366C> [abgerufen am 11.05.2023]
- Parties to the Convention on Biological Diversity (2022). Kunming-Montreal Global biodiversity framework, Draft decision submitted by the President, Umweltprogramm der Vereinten Nationen. Online verfügbar unter <https://www.cbd.int/doc/c/e6d3/cd1d/daf663719a03902a9b116c34/cop-15-l-25-en.pdf> [abgerufen am 21.02.2024]
- Payne, C. R. (2017). Defining the 'Environment' and the Principles of Environmental Integrity. In: Environmental Protection and Transitions from Conflict to Peace: Clarifying Norms, Principles and Practices (C. Stahn, J. Iverson, & J. Easterday (Hrsg.), Oxford University Press 2017)., Rutgers Law School Research Paper. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198784630.003.0003>
- Pearce, J., Blackford, J., Beaubien, S., Foekema, E., Gemeni, V., Gwosdz, S., Jones, D., Kirk, K., Lions, J., Metcalfe, R., Moni, C., Smith, K., Steven, M., West, J., & Ziogou, F. (2014). A guide to potential impacts of leakage from CO₂ storage (RISCS). Specific Targeted Research Project (240837). British Geological Survey. Online verfügbar unter http://www.riscs-co2.eu/UserFiles/file/RISCS_Guide/RISCS_Guide.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

Perera, M. S. A. (2017). Influences of CO₂ Injection into Deep Coal Seams: A Review. In: Energy Fuels 31 (10), S. 10324–10334. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.7b01740>

Plastics Europe (2022). The Circular Economy for Plastics: A European Overview. Online verfügbar unter <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/the-circular-economy-for-plastics-a-european-overview-2/> [abgerufen am 15.03.2024]

Plastics Europe (2023). Plastics – the fast Facts 2023. Online verfügbar unter <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/> [abgerufen am 04.12.2024]

Pontecorvo, E. (2023, 31. Oktober). The World's Biggest Carbon Removal Plant Just Turned 2 - Is it Working? Heatmap-News. Online verfügbar unter <https://heatmap.news/economy/climeworks-orca-data-carbon-removal-direct-air-capture> [abgerufen am 08.02.2024]

Prognos (Hrsg.) (2021). Technische CO₂-Senken - Techno-ökonomische Analyse ausgewählter CO₂-Negativemissionstechnologien: Kurzgutachten zur dena-Leitstudie Aufbruch Klimaneutralität. Deutschen Energie-Agentur GmbH (Hrsg.). Online verfügbar unter https://www.dena.de/fileadmin/dena/Publikationen/PDFs/2021/211005_DLS_Gutachten_Prognos_final.pdf [abgerufen am 18.09.2023]

Prognos, Öko-Institut, & Wuppertal Institut (2021). Klimaneutrales Deutschland 2045. Wie Deutschland seine Klimaziele schon vor 2050 erreichen kann. Langfassung im Auftrag von Stiftung Klimaneutralität, Agora Energiewende und Agora Verkehrswende. Online verfügbar unter https://www.agora-energiewende.de/fileadmin/Projekte/2021/2021_04_KNDE45/A-EW_231_KNDE2045_Langfassung_DE_WEB.pdf [abgerufen am 01.03.2024]

Purr, K., & Spindler, J. (2023). Carbon Capture and Storage (CCS) - Diskussionsbeitrag zur Integration in die nationalen Klimaschutzstrategien, Position. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-3631>

Reise, J., Siemons, A., Böttcher, H., Herold, A., Urrutia, C., Schneider, L., Iwaszuk, E., McDonald, H., Frelih-Larsen, Duin, L., & McKenna, D. (2022). Natur-based solutions and global climate protection (Climate Change). Umweltbundesamt. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-2714>

Riesch, H., & Reiner, D. (2010). Different levels of uncertainty in Carbon Capture and Storage technologies: Challenges for risk communication. In: Energy Procedia, 2010. Online verfügbar unter https://www.communicationnearco2.eu/fileadmin/communicationnearco2/user/docs/GHGT_paper_Hauke_levels_of_risk.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

RIFS (2021). CO₂: From Waste to Feedstock. Von Research Institute for Sustainability Helmholtz Centre Potsdam. Online verfügbar unter <https://www.rifs-potsdam.de/en/output/dossiers/co2-waste-feedstock> [abgerufen am 12.02.2024]

Ringrose, P., Andrews, J., Zweigel, P., Furre, A.-K., Hern, B., & Nazarian, B. (2022). Why CCS is Not Like Reverse Gas Engineering. In: First Break 40 (10), S. 85–91. <https://doi.org/10.3997/1365-2397.fb2022088>

Ringrose, P. S., Furre, A.-K., Gilfillan, S. M. V., Krevor, S., Landrø, M., Leslie, R., Meckel, T., Nazarian, B., & Zahid, A. (2021). Storage of Carbon Dioxide in Saline Aquifers: Physicochemical Processes, Key Constraints, and Scale-Up Potential. In: Annual Review of Chemical and Biomolecular Engineering 12 (Volume 12, 2021), S. 471–494. <https://doi.org/10.1146/annurev-chembioeng-093020-091447>

Ringrose, P. S., & Sæther, Ø. (2020). CO₂ injection operations: Insights from Sleipner and Snøhvit. Carbon Capture Utilisation and Storage Conference – Virtual Event. Aberdeen, 2020. Online verfügbar unter https://www.spe-aberdeen.org/wp-content/uploads/2020/11/Mon_Equinor_SPE-CCUS-Insights-from-Sleipner-and-Sn%C2%A2hv%C3%A2hv%C3%A2hv-26Oct2020.pdf [abgerufen am 09.10.2025]

- Robertson, S., & McAreavey, J. (2021). CCUS & Offshore Wind Overlap Study Report, Report Findings and Recommendations. Unter Mitarbeit von Net Zero Technology Centre, The Crown Estate. Catapult Offshore Renewable Energy
- Roussanaly, S., Deng, H., Skaugen, G., & Gundersen, T. (2021). At what Pressure Shall CO₂ Be Transported by Ship? An in-Depth Cost Comparison of 7 and 15 Barg Shipping. *Energies*, 14(18), S. 5635. <https://doi.org/10.3390/en14185635>
- Rubin, E. S., Davison, J. E., & Herzog, H. J. (2015). The cost of CO₂ capture and storage. 40, S. 378-400. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2015.05.018>
- Rüter, S. (2016). Der Beitrag der stofflichen Nutzung von Holz - Das Modell WoodCarbonMonitor. München: Technische Universität München. Online verfügbar unter <https://mediatum.ub.tum.de/doc/1295127/document.pdf> [abgerufen am 21.02.2024]
- Rütters, H., Bettge, D., Eggers, R., Kather, A., Lempp, C., & Lubenau, U. (2015). CO₂-Reinheit für die Abscheidung und Lagerung (COORAL) – Synthese, Synthesebericht. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz (Hrsg.). Hannover. Online verfügbar unter https://www.mags-projekt.de/DE/Themen/Nutzung_tieferer_Untergrund_CO2Speicherung/CO2Speicherung/COORAL/Downloads/Synthesebericht.pdf [abgerufen am 10.10.2025]
- Rütters, H., & Löschke, S. (2024). CO₂-Speicherung im Meeresgebiet – Nutzungskonflikte und Einbeziehung in die Meeresraumplanung? – Bericht zum Fachworkshop des Forschungsverbundes GEOSTOR der Forschungsmission CDRmare am 11. Oktober 2023 im Geozentrum Hannover. Kiel/Hannover. Online verfügbar unter https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/60286/1/GEOSTOR_Workshop_Bericht_2024Februar.pdf [abgegeben am 10.10.2025]
- Rütters, H., Möller, I., May, F., Flornes, K., Hladik, V., Arvanitis, A., Gülec, N., Bakiler, C., Dudu, A., Kucharic, L., Juhojuntti, N., Shogenova, A., & Georgiev, G. (2013). State-of-the-art of monitoring methods to evaluate CO₂ storage site performance. CGS Europe report No. D3.3, Korre, A., Stead, R., Jensen, N.B. (Hrsg.). Online verfügbar unter http://repository.cgseurope.net/Download.ashx?url=/media/71787/cgs_europe_kr_1_monitoring_d3.3_public.pdf [abgerufen am 10.10.2025]
- Sajdak, M., Muzyka, R., Gałko, G., Ksepko, E., Zajemska, M., Sobek, S., & Tercki, D. (2023). Actual Trends in the Usability of Biochar as a High-Value Product of Biomass Obtained through Pyrolysis. *Energies*. <https://doi.org/10.3390/en16010355>
- Schmidt, H.-P., Anca-Couce, A., Hagemann, N., Werner, C., Gerten, D., Lucht, W., & Kammann, C. (2019). Pyrogenic carbon capture and storage. *GCB Bioenergy*, 11(4), S. 573-591. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12553>
- Schmidt, H.-P., Kammann, C., Hagemann, N., Leifeld, J., Bucheli, T. D., Monedero, M. A. S., & Cayuela, M.L. (2021). Biochar in agriculture – A systematic review of 26 global meta-analyses. Arbaz, Switzerland: GCB Bioenergy. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12889>
- Schneider, L., Füssler, J., La Hoz Theuer, S., Kohli, A., Graichen, J., Healy, S., & Broekhoff D. (2017). Discussion Paper: Environmental Integrity under Article 6 of the Paris Agreement. German Emissions Trading Authority (Hrsg.). Online verfügbar unter https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/EN/project-mechanisms/discussion-papers/Environmental_integrity.pdf?__blob=publicationFile&v=3 [abgerufen am 21.02.2024]
- Schneider, L., Healy, S., Fallasch, F., León, F. de, Rambharos, M., Schallert, B., Holler, J., Kizzier, K., Petsonk, A., & Hanafi, A. (2020). What makes a high-quality carbon credit?, Phase 1 of the “Carbon Credit Guidance for Buyers” project: Definition of criteria for assessing the quality of carbon credits. World Wildlife Fund (WWF-US), Environmental Defense Fund (EDF) und Öko-Institut (Hrsg.). Online verfügbar unter

<https://www.oeko.de/fileadmin/oekodoc/What-makes-a-high-quality-carbon-credit.pdf> [abgerufen am 13.05.2024]

Schneider, L., & La Hoz Theuer, S. (2019). Environmental integrity of international carbon market mechanisms under the Paris Agreement. In: *Climate Policy* 19 (3), S. 386–400.

<https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1521332>

Schreiter, T. (2024). Will Direct Air Capture Ever Be Affordable? The Rise of DAC 3.0. Online verfügbar unter <https://medium.com/extantia-capital/will-direct-air-capture-ever-be-affordable-the-rise-of-dac-3-0-d46cb355f35c> [abgerufen am 03.03.2024]

Schwab, E. (2023). *Raw Material Change in the Chemical Industry*. (Wiley-VCH, Herausgeber)

<https://doi.org/10.1002/chemv.202300033>

Schweizerische Eidgenossenschaft (2021, 27. Januar). Langfristige Klimastrategie der Schweiz. Online verfügbar unter

<https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/klima/fachinformationen/emissionsverminderung/verminderungsziele/ziel-2050/klimastrategie-2050.html> [abgerufen am 12.01.2024]

Science Media Center (2024). Potenzial von negativen Emissionen durch Gesteinsverwitterung. Online verfügbar unter <https://www.sciencemediacenter.de/alle-angebote/research-in-context/details/news/potenzial-von-negativen-emissionen-durch-gesteinsverwitterung> [abgerufen am 21.02.2024]

SCSS (2024). Global CCS Map. Scottish Carbon Capture & Storage. Online verfügbar unter

<https://www.geos.ed.ac.uk/sccs/> [abgerufen am 12.03.2024]

Siemons, A., Böttcher, H., Liste, V., & Jörß, W. (2023). Short typology of carbon dioxide removals: How best to differentiate methods and technologies for establishing and enhancing carbon sinks?. Öko-Institut.

Umweltbundesamt (Hrsg.). Online verfügbar unter

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/factsheet_short_typology_of_carbon_dioxide_removals.pdf [abgerufen am 18.09.2023]

Sievert, K., Schmidt, T. S., & Steffen, B. (2024). Considering technology characteristics to project future costs of direct air capture. *Joule*, 8(4), S. 979-999. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2024.02.005>

Simon, J. (25.09.2023). The U.S. is expanding CO₂ pipelines. One poisoned town wants you to know its story. NPR. Online verfügbar unter <https://www.npr.org/2023/05/21/1172679786/carbon-capture-carbon-dioxide-pipeline> [abgerufen am 06.03.2024]

Smith, S. M., Geden, O., Nemet, G. F., Gidden, M. J., Lamb, W. F., Powis, C., Bellamy, R., Callaghan, M. W., Cowie, A., Cox, E., Fuss, S., Gasser, T., Grassi, G., Greene, J., Lück, S., Mohan, A., Müller-Hansen, F., Peters, G., Pratama, Y., ... Valenzuela, J. M. (2023). *The State of Carbon Dioxide Removal - 1st Edition*. Online verfügbar unter <https://www.stateofcdr.org> [abgerufen am 08.01.2024]

Smith, E., Morris, J., Kheshgi, H., Teletzke, G., Herzog, H., & Paltsev, S. (2021). The cost of CO₂ transport and storage in global integrated assessment modeling. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 109 (103367). <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2021.103367>

Snæbjörnsdóttir, S. Ó., & Gislason, S. R. (2016). CO₂ storage potential of basaltic rocks offshore Iceland, The 8th Trondheim Conference on CO₂ Capture, Transport and Storage. In: *Energy Procedia* (86), 2016, S. 371–380. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.01.038>

Snæbjörnsdóttir, S. Ó., Sigfússon, B., Marieni, C., Goldberg, D., Gislason, S. R., & Oelkers, E. H. (2020). Carbon dioxide storage through mineral carbonation. In: *Nat Rev Earth Environ* 1 (2), S. 90–102. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0011-8>

Staples, C. A., Williams, J. B., Craig, G. R., & Roberts, K. M. (2001). Fate, effects and potential environmental risks of ethylene glycol: a review. In: *Chemosphere* 43 (3), S. 377–383. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(00\)00148-x](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(00)00148-x)

Statista (2022). Plastikmüll. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/themen/4645/plastikmuell/#topicOverview> [abgerufen am 10.10.2025]

Statista (2024). Durchschnittlicher Preis für Methanol auf dem europäischen Markt in den Jahren von 2012 bis 2024. Online verfügbar unter <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/730823/umfrage/durchschnittlicher-preis-fuer-methanol-auf-dem-europaeischen-markt/> [abgerufen am 03.12.2024]

Stec, M., Tatarczuk, A., Więclaw-Solny, L., Krótki, A., Ściążko, M., & Tokarski, S. (2015). Pilot plant results for advanced CO₂ capture process using amine scrubbing at the Jaworzno II Power Plant in Poland. 151, S. 50-56. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2015.01.014>

Stiftung Klimaneutralität (2022). Vergleich der „Big 5“ Klimaneutralitätsszenarien. Online verfügbar unter https://www.stiftung-klima.de/app/uploads/2022/03/2022-03-16-Big5_Szenarienvergleich_final.pdf [abgerufen am 05.03.2024]

Szarka, N., Haufe, H., Lange, N., Schier, F., Weimar, H., Banse, M., Sturm, V., Dammer, L., Piotrowski, S., & Thrän, D. (2021). Biomass flow in bioeconomy: Overview for Germany. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (150): <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111449>

Szzybalski, A., Kollersberger, T., Möller, F., Martens, S., Liebscher, A., & Kühn, M. (2014). Communication Supporting the Research on CO₂ Storage at the Ketzin Pilot Site, Germany – A Status Report after Ten Years of Public Outreach. In: *Energy Procedia* 51, S. 274–280. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.07.032>

Talapatra, A. (2020). A study on the carbon dioxide injection into coal seam aiming at enhancing coal bed methane (ECBM) recovery. In: *J Petrol Explor Prod Technol* 10 (5), S. 1965–1981. <https://doi.org/10.1007/s13202-020-00847-y>

Tamme, E. (2021). Carbon removal with CCS technologies. *Global CCS Institute* (Hrsg.). Online verfügbar unter <https://www.ourenergypolicy.org/resources/carbon-removal-with-ccs-technologies/> [abgerufen am 10.10.2025]

Teichmann, I. (2014). *Climate Protection Through Biochar in German Agriculture: Potentials and Costs*. Berlin: DIW. Online verfügbar unter https://www.diw.de/de/diw_01.c.442804.de/publikationen/economic_bulletins/2014_04_3/climate_protection_through_biochar_in_german_agriculture_potentials_and_costs.html [abgerufen am 10.10.2025]

TGE Marine (2023). Company Presentation. Bonn. Online verfügbar unter https://www.tge-marine.com/fileadmin/PDFs/TGE_Marine.pdf [abgerufen am 02.12.2024]

Themann, D., & Brunnengräber, A. (2021). Using socio-technical analogues as an additional experience horizon for nuclear waste management A comparison of wind farms, fracking, carbon capture and storage (CCS) with a deep-geological nuclear waste disposal (DGD). In: *Utilities Policy* (70), 2021, 101181. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2021.101181>

Thesaurus.com (2024). Synonyms & Antonyms for SEARCH. Online verfügbar unter <https://www.thesaurus.com/browse/search> [abgerufen am 21.02.2024]

Thonemann, N. (2020). Environmental impacts of CO₂-based chemical production: A systematic literature review and meta-analysis. *Applied Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114599>

Tisserant, A., & Cherubini, F. (2019). Potentials, Limitations, Co-Benefits, and Trade-Offs of Biochar Applications to Soils for Climate Change Mitigation. <http://dx.doi.org/10.3390/land8120179>

Tisserant, A., Hu, X., Liu, Q., Xie, Z., Zhao, W., & Cherubini, F. (2023). Biochar and Its Potential to Deliver Negative Emissions and Better Soil Quality in Europe. *Earth's Future*. <https://doi.org/10.1029/2022EF003246>

Tisserant, A., Morales, M., Cavalett, O., O'Toole, A., Weldon, S., Rasse, D., & Cherubini, F. (2022). Life-cycle assessment to unravel co-benefits and trade-offs of large-scale biochar deployment in Norwegian agriculture. *Resources, Conservation & Recycling*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106030>

UBA (2008). CO₂-Abscheidung und Speicherung im Meeresgrund, Meeresökologische und geologische Anforderungen für deren langfristige Sicherheit sowie Ausgestaltung des rechtlichen Rahmens. Texte. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3667.pdf> [abgerufen am 10.10.2025]

UBA (2023, 19. Juli). Pyrolyseöfen: Von privater Pflanzenkohle-Herstellung wird abgeraten. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/garten-freizeit/pyrolyseofen-zur-herstellung-von-pflanzenkohle#warum-sie-biokohle-nicht-selbst-herstellen-sollten> [abgerufen am 21.03.2024]

Uihlein, A., & Hidalgo Gonzalez, I. (2024). Shaping the future CO₂ transport network for Europe. European Commission: Joint Research Centre. Online verfügbar unter <https://data.europa.eu/doi/10.2760/582433> [abgerufen am 17.01.2024]

UNFCCC (2016). Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015, Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-first session. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (Hrsg.). Online verfügbar unter <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf> [abgerufen am 21.02.2024]

UNFCCC (2021). Guidance on cooperative approaches referred to in Article 6, paragraph 2, of the Paris Agreement—Advance unedited version. United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations Framework Convention on Climate Change (Hrsg.). Online verfügbar unter <https://unfccc.int/documents/309978> [abgerufen am 10.10.2025]

Vangkilde-Pedersen, T., Anthonsen, K. L., Smith, N., Kirk, K., Neele, F., van der Meer, B., Le Gallo, Y., Bossie-Codreanu, D., Wojcicki, A., Le Nindre, Y.-M., Hendriks, C., Dalhoff, F., & Peter Christensen, N. (2009). Assessing European capacity for geological storage of carbon dioxide—the EU GeoCapacity project. In: *Energy Procedia* 1 (1), S. 2663–2670. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2009.02.034>

VCI (Hrsg.) (2023). Wie die Transformation der Chemie gelingen kann. Abschlussbericht 2023. Verband der Chemischen Industrie e. V. (VCI), Verein Deutscher Ingenieure e. V. (VDI): Online verfügbar unter <https://www.vci.de/vci/downloads-vci/publikation/broschueren-und-faltblaetter/final-c4c-broschure-langfassung-es.pdf> [abgerufen am 05.03.2024]

VCI (2024). Chemiewirtschaft in Zahlen. Online verfügbar unter <https://www.vci.de/die-branch/zahlen-berichte/chemiewirtschaft-in-zahlen-online.jsp> [abgerufen am 17.01.2024]

VDZ (Hrsg.) (2020). Dekarbonisierung von Zement und Beton, Minderungspfade und Handlungsstrategien. Verein Deutscher Zementwerke e.V. Online verfügbar unter <https://www.vdz-online.de/dekarbonisierung> [abgerufen am 21.02.2024]

VDZ (Hrsg.) (2024). Anforderungen an eine CO₂-Infrastruktur in Deutschland. Düsseldorf: Verein Deutscher Zementwerke e.V. Online verfügbar unter https://www.vdz-online.de/fileadmin/wissensportal/publikationen/zementindustrie/VDZ-Studie_CO2-Infrastruktur-Deutschland.pdf [abgerufen am 12.12.2024]

Vielstädte, L., Linke, P., Schmidt, M., Sommer, S., Haeckel, M., Braack, M., & Wallmann, K. (2019). Footprint and detectability of a well leaking CO₂ in the Central North Sea: Implications from a field experiment and numerical modelling. In: International Journal of Greenhouse Gas Control (84), 2019, S. 190–203.

<https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2019.03.012>

Vilarrasa, V., & Carrera, J. (2015). Geologic carbon storage is unlikely to trigger large earthquakes and reactivate faults through which CO₂ could leak. In: Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112 (19), S. 5938–5943. <https://doi.org/10.1073/pnas.1413284112>

VTG (2024). Flüssiggas-Kesselwagen. VTG GmbH. Online verfügbar unter

<https://www.vtg.de/vermietung/unsere-flotte/g92062d> [abgerufen am 01.03.2024]

Wallmann, K. (2023). CCS (Carbon Capture and Storage). CO₂-Speicherung unter der Nordsee. (Version 1. Auflage). In: Lozán, J. L., Graßl, H., Breckle, S.-W., Kasang, D. und Quante, M. (Hrsg.). Warnsignal Klima: hilft Technik gegen die Erderwärmung? Climate Engineering in der Diskussion, wissenschaftliche Fakten. Hamburg: Wissenschaftliche Auswertungen (Warnsignal Klima), S. 120–125

Wallmann, K. (2024, März). CCS und CO₂ -Speicherung in der Deutschen Nordsee: Chancen und Risiken. CO₂ unterirdisch speichern: Chancen und Risiken einer kontrovers diskutierten Klimatechnologie. Veranstalter: CDRterra. Hannover, 13.03.24. Online verfügbar unter <https://cdrterra.de/news/co2e2%82%82-unterirdisch-speichern-chancen-und-risiken-einer-kontrovers-diskutierten-klimatechnologie> [abgerufen am 03.03.2024]

Wallmann, K. und das GEOSTOR-Konsortium (2025). CO₂-Speicherung unter der deutschen Nordsee?, Ergebnisse aus drei Jahren Forschung. Ergebnisse Phase I (1-142). Online verfügbar unter https://cdrmare.de/wp-content/uploads/2025/04/geostor_ergebnisse_phase1.pdf [abgerufen am 02.01.2024]

Wallmann, K., & Löschke, S. (2024). CDRmare Insights: CO₂-Speicherung tief unter der deutschen Nordsee: Die sieben wichtigsten Erkenntnisse aus der GEOSTOR-Forschung

Wang, X., & Song, C. (2020). Carbon Capture From Flue Gas and the Atmosphere: A Perspective. Frontiers in Energy Research, 8. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.560849>

Wentao, G., Remiezowicz, E., Fosbol, P. L., & von Solms, N. (2022). Design and Analysis of Novel CO₂ Conditioning Process in Ship-Based CCS. Energies, 15(16), S. 5928. <https://doi.org/10.3390/en15165928>

Werner, C., Schmidt, H.-P., Gerten, D., Lucht, W., & Kammann, C. (2018). Biogeochemical potential of biomass pyrolysis systems for limiting global warming to 1.5 °C. Environmental Research Letters. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabb0e>

West, K. (2021, 20. Dezember). Retrofit of post-combustion CO₂ capture for steam crackers using MEA solvents. Energy.nl. Online verfügbar unter <https://energy.nl/data/retrofit-of-post-combustion-co2-capture-for-steam-crackers-using-mea-solvents/#:~:text=The%20flue%20gases%20of%20the,about%2013%2D15%25vol> [abgerufen am 16.05.2023]

White, J. C., Williams, G., & Chadwick, A. (2018a). Seismic amplitude analysis provides new insights into CO₂ plume morphology at the Snøhvit CO₂ injection operation. In: International Journal of Greenhouse Gas Control 79, S. 313–322. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2018.05.024>

White, J. C., Williams, G., Chadwick, A., Furre, A.-K., & Kiær, A. (2018b). Sleipner: The ongoing challenge to determine the thickness of a thin CO₂ layer. In: International Journal of Greenhouse Gas Control 69, S. 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2017.10.006>

Wikipedia (2024). Streckenklasse. Online verfügbar unter <https://de.wikipedia.org/wiki/Streckenklasse> [abgerufen am 18.02.2024]

Wintershall Dea (2023a). Aufbau einer kompletten CCS-Infrastruktur. Online verfügbar unter <https://wintershalldea.com/de/wer-wir-sind/ccs-und-wasserstoff/projekte-norwegen> [abgerufen am 21.12.2023]

Wintershall Dea (2023b). Fluxys, OGE and Wintershall Dea are teaming up to create a CO₂ corridor from Southern Germany to Belgium's CO₂ export hubs. Online verfügbar unter <https://wintershalldea.com/en/newsroom/pi-23-42> [abgerufen am 08.12.2023]

Witte, K., Große-Kreul, F., Reichmann, A., Weber, N., & Altstadt, L. (2024). Akzeptanz von industriellem CCS in Nordrhein-Westfalen: Empfehlungen für Politik und Industrie

World Resources Institute (2024). 5 Things to Know About Carbon Mineralization As a Carbon Removal Strategy. Online verfügbar unter <https://www.wri.org/insights/carbon-mineralization-carbon-removal> [abgerufen am 21.02.2024]

Wuppertal Institut (Hrsg.) (2008). Sozioökonomische Begleitforschung zur gesellschaftlichen Akzeptanz von Carbon Capture and Storage (CCS) auf nationaler und internationaler Ebene, Endbericht. Gemeinschaftsprojekt der Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, des Forschungszentrum Jülich (STE), dem Fraunhofer Institut (ISI) und der BSR Sustainability GmbH

Yaashikaa, P., Senthil Kumar, P., Varjani, S., & Saravanan, A. (2020). A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. Biotechnology Reports. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2020.e00570>

ZEP (2010). The costs of CO₂ Storage. Brüssel: Zero Emissions Platform. Online verfügbar unter <https://zeroemissionsplatform.eu/wp-content/uploads/CO2-Storage-Report.pdf> [abgerufen am 30.09.2024]

ZEP (2011). The costs of CO₂ transport: post-demonstration CCS in the EU. Brüssel: Zero Emissions Platform. Online verfügbar unter <https://www.globalccsinstitute.com/resources/publications-reports-research/the-costs-of-co2-transport-post-demonstration-ccs-in-the-eu/> [abgerufen am 15.02.2024]

ZEP (2019). CO₂ Storage Safety in the North Sea, Implications of the CO₂ Storage Directive, Zero Emissions Platform. Online verfügbar unter <https://zeroemissionsplatform.eu/wp-content/uploads/ZEP-Report-CO2-Storage-Safety-in-NS.pdf> [abgerufen am 09.09.2024]

ZEP (2022/2023). CCS/CCU projects. Brüssel: Zero Emissions Platform. Online verfügbar unter <https://zeroemissionsplatform.eu/about-ccs-ccu/css-ccu-projects/> [abgerufen am 12.08.2023]

ZEP, IEAGHG. (2013). The costs of CO₂ storage: Post-demonstration CCS in the EU. Zero Emission Platform, IEA Greenhouse Gas & RD Programme. Brüssel: Zero Emission Platform. Online verfügbar unter <https://zeroemissionsplatform.eu/wp-content/uploads/CO2-Storage-Report.pdf> [abgerufen am 20.05.2023]

Zhang, Y., Jackson, C., Zahasky, C., Nadhira, A., & Krevor, S. (2022). European carbon storage resource requirements of climate change mitigation targets. In: International Journal of Greenhouse Gas Control 114, S. 103568. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2021.103568>

Zhang, Q., Xiao, J., Xue, J., & Zhang, L. (2020). Quantifying the Effects of Biochar Application on Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Soils: A Global Meta-Analysis. Sustainability. <https://doi.org/10.3390/su12083436>

A Anhänge

A.1 Projektdatenbank BECC- und DAC-Abscheideprojekte in Europa

Tabelle 36: BECC- und DAC-Abscheideprojekte in Europa

Projektname	Beteiligte Firmen	Land	Sektor	Projektphase	geplante Inbetriebnahme	max. Abscheidekapazität Mt/a	Projektstatus	Verwendung CO ₂
Sirona Technologies Pilot	Sirona Technologies,	Belgien	DAC	-	2024	0,00006	In Bau	Speicherung und Verwendung
Sisak biorefinery	INA, AXENS	Kroatien	BECC	-	2045	0,052	In Planung	Speicherung
Asnæs Power Station (Ørsted Kalundborg Hub)	Ørsted, Microsoft, Aker Carbon Capture, and Northern Lights	Dänemark	BECC	-	2025	0,28	In Planung	Speicherung
Avedøre Power Station (Ørsted Kalundborg Hub)	Ørsted, Microsoft, Aker Carbon Capture, and Northern Lights	Dänemark	BECC	-	2025	0,15	In Planung	Speicherung
Air Liquide Total Energies Grandpuits biorefinery	Air Liquide, Total Energies	Frankreich	BECC	-	2045	0,11	In Planung	Verwendung
Aker Carbon Capture biomass CHP Germany	Aker	Deutschland	BECC	-	2045	0,25	In Planung	Unbekannt
BLANCAIR Unit	DACMA GmbH,	Deutschland	DAC	-	2024	0,00006	In Betrieb	Unbekannt
E-Kerosin - Biogasanlage und DAC	atmosfair; Sasol, INERATEC	Deutschland	BECC	-	2045	0	Nicht bekannt	Verwendung
Greenlyte Greenberry 2	Greenlyte Carbon Technologies, H2UB, Stäubli, Essener Wirtschaftsförderung	Deutschland	DAC	-	2023	0,0001	In Betrieb	Verwendung

Projektname	Beteiligte Firmen	Land	Sektor	Projektphase	geplante Inbetriebnahme	max. Abscheidekapazität Mt/a	Projektstatus	Verwendung CO ₂
NeoCore	NeoCarbon,	Deutschland	DAC	-	2024	0,000062	In Betrieb	Verwendung
NeoDuo	NeoCarbon,	Deutschland	DAC	-	2024	0,000005	In Betrieb	Verwendung
Arctic Fox	Climeworks, Carbfix	Island	DAC	-	2017	0,00005	In Betrieb	Speicherung
Climeworks Mammoth Project	Climeworks, Carbfix	Island	DAC	-	2024	0,036	In Bau	Speicherung
Climeworks Orca	Climeworks, CarbFix	Island	DAC	-	2021	0,004	In Betrieb	Speicherung
CO-Creator Pilot Startup program DACCS	COWI, Removr	Island	DAC	-	2045	0,1	In Planung	Speicherung
Polar 1	Removr, Carbfix, COWI, GreenCAP Solutions, ON Power, SINTEF, Metier, Citec and DNV	Island	DAC	1	2025	0,002	In Planung	Speicherung
Polar 2	Removr, Carbfix, COWI, GreenCAP Solutions, ON Power, SINTEF, Metier, Citec and DNV	Island	DAC	2	2027	0,098	In Planung	Speicherung
NEG8 Commerical Facility	NEG8 Carbon,	Irland	DAC	-	2027	0,015	In Bau	Speicherung und Verwendung
NEG8 Pilot	NEG8 Carbon,	Irland	DAC	-	2024	0,001	In Bau	Speicherung und Verwendung
STORE&GO DAC-3 Plant	Climeworks, Atmosstat, Hysytech, IREN Energia, studio BFP, CEA	Italien	DAC	-	2018	0,00015	In Betrieb	Verwendung

Projektname	Beteiligte Firmen	Land	Sektor	Projektphase	geplante Inbetriebnahme	max. Abscheidekapazität Mt/a	Projektstatus	Verwendung CO ₂
Carbon Atlantis Rotterdam Pilot	Carbon Atlantis, Paebbl	Niederlande	DAC	-	2025	0,00026	In Bau	Speicherung
Generation 1	ReCarbn, University of Twente	Niederlande	DAC	-	2022	0,000004	In Betrieb	Verwendung
Shell Energy and Chemicals Park Rotterdam biodiesel & SAF (former Pernis)	Shell	Niederlande	BECC	-	2024	0,38	In Bau	Verwendung
Wall-E	Carbyon, Demcon	Niederlande	DAC	-	2023	0,000005	In Betrieb	Speicherung
Carbon Engineering Norway Project	Carbon Engineering, Oxy Low Carbon Ventures, Carbon Removal	Norwegen	DAC	-	2045	1	In Planung	Speicherung
Climeworks Norsk e fuel phase 1	Sunfire GmbH, Climeworks AG, Paul Wurth SA (SMS group), Valinor (Norsk Vind)	Norwegen	DAC	1	2025	0,039	In Planung	Verwendung
Climeworks Norsk e fuel phase 2	Sunfire GmbH, Climeworks AG, Paul Wurth SA (SMS group), Valinor (Norsk Vind)	Norwegen	DAC	2	2026	0,035	In Planung	Verwendung
Climeworks Norsk e fuel phase 3	Sunfire GmbH, Climeworks AG, Paul Wurth SA (SMS group), Valinor (Norsk Vind)	Norwegen	DAC	3	2029	0,184	In Planung	Verwendung

Projektname	Beteiligte Firmen	Land	Sektor	Projektphase	geplante Inbetriebnahme	max. Abscheidekapazität Mt/a	Projektstatus	Verwendung CO ₂
Genesis	Removr, GreenCap, SINTEF, Metier, DNV, Citec, Carbfix	Norwegen	DAC	-	2024	0,0003	In Bau	Speicherung
GreenCap Solutions Demonstrator	GreenCap Solutions, Removr	Norwegen	DAC	-	2016	0,00005	In Betrieb	Verwendung
Carbon Universe Pilot	Carbon Universe, Łukasiewicz Research Network	Polen	DAC	-	2045	0,005	In Planung	Unbekannt
BECCS @ STHLM	Stockholm Exergi	Schweden	BECC	-	2026	0,8	In Planung	Speicherung
Biorecro Igelsta plant	Biorecro, Soderenergi	Schweden	BECC	-	2045	0,65	In Planung	Speicherung
Project Air	Perstorp Oxo AB (capture and methanol), FORTUM SVERIGE AB (hydrogen), Sydkraft AB	Schweden	BECC	-	2025	0,5	In Planung	Verwendung
AtmosFUEL	LanzaTech, Carbon Engineering, Virgin Atlantic, British Airways	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2029	0,3	In Planung	Verwendung
DACMIN Project	Cambridge Carbon Capture,	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2024	0,0001	In Planung	Verwendung
DAC-to-SAFs Pilot	Mission Zero Technologies, University of Sheffield, Translational Energy Research Centre,	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2023	0,00005	In Betrieb	Verwendung

Projektname	Beteiligte Firmen	Land	Sektor	Projektphase	geplante Inbetriebnahme	max. Abscheidekapazität Mt/a	Projektstatus	Verwendung CO ₂
Drax BECCS Plant (Phase 1)	Drax	Vereinigtes Königreich	BECC	1	2027	4,3	In Planung	Speicherung
Drax BECCS Plant (Phase 2)	Drax, Worley (FEED), Mitsubishi HI (tech)	Vereinigtes Königreich	BECC	2	2030	3,7	In Planung	Speicherung
Future Biogas plants phase 1	Future Biogas	Vereinigtes Königreich	BECC	1	2024	0,2	In Bau	Speicherung
Future Biogas plants phase 2	Future Biogas	Vereinigtes Königreich	BECC	2	2028	0,345	In Planung	Speicherung
Ince Bioenergy Carbon Capture and Storage (BECCS) phase 2	Bioenergy Infrastructure Group (BIG), Peel NRE	Vereinigtes Königreich	BECC	1	2045		In Planung	Speicherung
MGT Tesside	MGT Tesside	Vereinigtes Königreich	BECC	-	2045	0	Nicht bekannt	Speicherung
O.C.O. Wretham	Mission Zero Technologies, O.C.O. Technologies and Department for Energy Security and Net Zero	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2024	0,00025	In Bau	Verwendung
Origen Demonstration	Origen,	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2024	0,001	In Bau	Speicherung
Project ENCORE (ENvironment and CO ₂ REMover)	Rolls-Royce, Commonwealth Scientific Industrial Research Organisation (CSIRO)	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2023	0,0001	In Bau	Verwendung

Projektname	Beteiligte Firmen	Land	Sektor	Projektphase	geplante Inbetriebnahme	max. Abscheidekapazität Mt/a	Projektstatus	Verwendung CO ₂
Project TENET	Airhive, Net-Zero Industry Innovation Centre, Tees Valley Net Zero Launchpad	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2024	0,00006	In Bau	Freilassung
Sizewell C DAC	Sizewell C, Associated British Ports (ABP) , Birmingham University, Nottingham University, Helical, Atkins and Altrad Babcock	Vereinigtes Königreich	DAC	1	0	0,001	In Planung	Unbekannt
Sizewell C DAC	Sizewell C, Associated British Ports (ABP) , Birmingham University, Nottingham University, Helical, Atkins and Altrad Babcock	Vereinigtes Königreich	DAC	2	2030	0,05	In Planung	Speicherung
Sizewell C DAC	Sizewell C, Associated British Ports (ABP) , Birmingham University, Nottingham University, Helical, Atkins and Altrad Babcock	Vereinigtes Königreich	DAC	3	2045	1,5	In Planung	Speicherung
Smart-DAC	CO ₂ CirculAir, Process Design Center, Optimus, and the Research Centre for Carbon Solutions at Heriot-Watt University	Vereinigtes Königreich	DAC	-	2045	0,0001	In Planung	Verwendung

A.2 Dokumentation zur Erstellung der Datenbank der europäischen CO₂- Speicherprojekte

Zur Erfassung der laufenden und geplanten CCS-Projekte wurden verschiedene **Datenbanken ausgewertet** und in drei eigenständigen Datenbanken zusammengeführt. Diese sind unterteilt in Speicherprojekte in Europa, Abscheideprojekte in Europa und DAC-Projekte weltweit. Einige Datenbanken konnten aufgrund ihres Aufbaus nicht berücksichtigt werden. Sie wurden jedoch teilweise hinzugezogen, um weitere Informationen zu Projekten zu erhalten. In Tabelle 37 sind die betrachteten Datenbanken aufgeführt, sowie deren Berücksichtigung innerhalb der verschiedenen Datenbanken und letztes Aktualisierungsdatum. Es ist zu beachten, dass hier nur die angekündigten Projekte und öffentlich zugänglichen Informationen berücksichtigt wurden. Zukünftig kann sich die folgende Analyse durch weitere Projektankündigungen, -veränderungen oder -absagen ändern. Folgend wird lediglich der aktuelle Stand vom März 2024 abgebildet, um einen Überblick zu erhalten.

Tabelle 37: Betrachtete CCS-Projektdatenbanken nach den Datenbanken

Name der Datenbank (Quelle)	Organisation	letztes Änderungsdatum	europäische Speicherprojekte	europäische Abscheideprojekte	DAC-Projekte weltweit
<u>CCS Map Europe</u> (CATF, 2023b)	Clean Air Task Force	August 2023	Ja	Ja	Ja
<u>EU CCS/CCU Projects</u> (ZEP, (2022/2023))	Zero Emissions Platform	k. A.	Nur Projektdetails berücksichtigt	Nein	Nein
<u>CCUS Projects Database</u> (IEA, 2023a, März)	International Energy Agency (IEA)	März 2023	Ja	Ja	Nein
<u>Map CO₂-Storage Projects Europe</u> (IOGP, 2023a)	International Oil and Gas Platform (IOGP)	Oktober 2023	Ja	Nein	Nein
<u>CO₂RE</u> (GCCSI, o. A.)	Global CCS Institute	k. A.	Nein	Nein	Nein
<u>Global CCS Map</u> (SCSS, 2024)	Scottish CCS	k. A.	Nur Projektdetails berücksichtigt	Nein	Nein
<u>Worldwide CCS Database</u> (DOE, 2023b)	DOE Department of Energy (US)	k. A.	Nein	Nein	Nein
<u>CCU/CCS Projekt-sammlung</u> (NRW.Energy4 Climate, 2023)	NRW.Energy4Climate	2023	Ja	Ja	Ja

Name der Datenbank (Quelle)	Organisation	letztes Änderungsdatum	europäische Speicherprojekte	europäische Abscheideprojekte	DAC-Projekte weltweit
<u>CCUS Projects Database</u> (IEA, 2024, März)	International Energy Agency (IEA)	Februar 2024	Nein	nur für DAC-Projekte	Ja
<u>CCS Map global</u> (CATF, 2023b)	Clean Air Task Force	August 2023	Nein	Nein	Ja
<u>Direct Air Capture Deployments</u> (Direct Air Capture Coalition, 2024)	Direct Air Capture	k. A.	Nein	Ja	Ja

Es wurden sowohl einzelne Projekte als auch Projekte, die die gesamte Wertschöpfungskette abdecken, in allen Datenbanken betrachtet. Eine klare Differenzierung zwischen den Vorhaben ist auf Basis der öffentlich zugänglichen Daten nicht einfach durchführbar. Projekte, die für „Enhanced Oil Recovery“ vorgesehen sind, wurden ausgeschlossen, da deren grundsätzliches Ziel nicht die CO₂-Speicherung ist.

Anschließend wurden die Datenbanken hinsichtlich der aufgeführten Projekte sowie der Daten miteinander abgeglichen. Die Daten zu den einzelnen Projekten unterscheiden sich teilweise zwischen den Datenbanken voneinander. Deswegen erfolgte ein Vergleich der Datenbanken und eine punktuelle Recherche, um ein möglichst vollständiges und aktuelles Bild zu erhalten. Da sich viele Vorhaben jedoch noch in der Planung befinden, sind nicht unmittelbar alle Informationen verfügbar, sodass einige Informationen fehlen und teilweise Annahmen getroffen wurden. Dazu wurde für Projekte, die kein genaues Datum der Inbetriebnahme veröffentlicht haben, das Jahr 2045 als Startdatum aufgenommen und in der Auswertungsabbildung kenntlich gemacht. Außerdem wird sich auf die maximalen Kapazitäten bezogen.

Weitere Annahmen für die Auswertung der Speicherprojekte sind, dass die geplanten Finanzentscheidungen, vorhandenen Lizenzen sowie Förderungen auf das gesamte Projektvorhaben angewandt werden, sofern nicht andere Informationen zur Verfügung stehen.

A.3 Projektdatenbank CO₂-Speicherungsprojekte in Europa

Tabelle 38: CO₂-Speicherungsprojekte in Europa

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
ANRAV-CCUS *	Heidelberg Materials	Bulgarien	ehem. Gasfeld	-	1	2028	in Planung	30	off
Bio-Refinery*	MOL group	Kroatien	ehem. Ölfeld	-	0	2024	in Planung	1,65	on
Geothermal CCS*	Hydrocarbons Agency Croatia, AAT Geothermae	Kroatien	salinare Aquifere	-	1	2029	in Planung	450	on
Petrokemija Kutina*	MOL group	Kroatien	ehem. Ölfeld	-	0	2026	in Planung	12	on
Bifrost	Total, Noreco, Ørsted, DTU	Dänemark	ehem. Gasfeld	1	3	2030	in Planung	125	off
Bifrost	Total, Noreco, Ørsted, DTU	Dänemark	ehem. Gasfeld	2	12	2032	in Planung	-	off
C4*	ARC, Argo, BIOFOS, Copenhagen Malmö Port (CMP), CTR, HOFOR, Vestforbrænding, VEKS and Ørsted	Dänemark	Noch unbekannt	-	3	2045	in Planung	90	off
CO ₂ RYLUS/Stenlille	Gas Storage Denmark	Dänemark	salinare Aquifere	-	3	2026	in Planung	20	on
Greensand	INEOS Oil & Gas Denmark, Wintershall	Dänemark	ehem. Gasfeld	1	2	2025	in Planung	500	off

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
	Dea, Maersk Drilling, Aalborg Portland Cement								
Greensand	INEOS Oil & Gas Denmark, Wintershall Dea, Maersk Drilling, Aalborg Portland Cement	Dänemark	ehem. Gasfeld	2	7	2030	in Planung	-	off
Norne, „Gas Storage Denmark“ (GSD)	Fidelis New Energy, Ross Energy	Dänemark	salinare Aquifere	1	2	2026	in Planung	1556	on
Norne, „Gas Storage Denmark“ (GSD)	Fidelis New Energy, Ross Energy	Dänemark	salinare Aquifere	2	16	2030	in Planung	-	on
Ruby	CarbonCuts, Noreco, BlueNord	Dänemark	salinare Aquifere	1	1	2028	in Planung	152	on
Ruby	CarbonCuts, Noreco, BlueNord	Dänemark	salinare Aquifere	2	9	2030	in Planung	-	on
PYCASSO*	Terega, Pole Avenia, Agglo Pau, Holcim Group, Université de Pau, BGRM, IFPEN, Schlumberger, Repsol, CNAM, geostock, geopetrol	Frankreich	ehem. Gasfeld	1	3	2030	in Planung	435	on
PYCASSO*	Terega, Pole Avenia, Agglo Pau, Holcim	Frankreich	ehem. Gasfeld	2	2	2035	in Planung	-	on

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
	Group, Université de Pau, BGRM, IFPEN, Schlumberger, Repsol, CNAM, geostock, geopetrol								
Prinos	Energean	Griechenland	ehem. Ölfeld	1	1	2025	in Planung	100	off
Prinos	Energean	Griechenland	ehem. Ölfeld	2	2	2027	in Planung	-	off
Climeworks Mammoth Project*	Climeworks, Carbfix	Island	salinare Aquifere	-	0	2024	in Bau	1,08	on
Climeworks Orca*	Climeworks, CarbFix	Island	salinare Aquifere	-	0	2021	in Betrieb	0,12	on
Coda Terminal*	Carbfix, Ultragas, Dan-Unity	Island	salinare Aquifere	3	2	2031	in Planung	-	on
Coda Terminal*	Carbfix, Ultragas, Dan-Unity	Island	salinare Aquifere	2	1	2028	in Planung	-	on
Coda Terminal*	Carbfix, Ultragas, Dan-Unity	Island	salinare Aquifere	1	1	2026	in Planung	75	on
Silverstone*	Carbfix, ON Power	Island	salinare Aquifere	1	0	2014	in Betrieb	0,15	on
Silverstone*	Carbfix, ON Power	Island	salinare Aquifere	2	0.022	2025	in Bau	-	on
Cork CCS Project*	Ervia	Irland	ehem. Gasfeld	-	-	2045	in Planung	-	off

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
Ravenna Hub	Eni	Italien	ehem. Gasfeld	1	0	2026	in Planung	500	off
Ravenna Hub	Eni	Italien	ehem. Gasfeld	2	4	2030	in Planung	-	off
Ravenna Hub	Eni	Italien	ehem. Gasfeld	3	12	2045	in Planung	-	off
Aramis	Total, Shell, EBN, Gasunie	Niederlande	ehem. Gasfeld	1	5	2028	in Planung	400	off
Aramis	Total, Shell, EBN, Gasunie	Niederlande	ehem. Gasfeld	2	17	2045	in Planung	-	off
L10 Area	Neptune Energy, EBN Capital B.V.; Rosewood Exploration Lötd., EXXonMobil subsidiary XTO Netherlands Ltd	Niederlande	ehem. Gasfeld	1	5	2026	in Planung	150	off
L10 Area	Neptune Energy, EBN Capital B.V.; Rosewood Exploration Lötd., EXXonMobil subsidiary XTO Netherlands Ltd	Niederlande	ehem. Gasfeld	2	4	2028	in Planung	-	off
Porthos	Energie Beheer Nederland (EBN), Gasunie, and the Port of Rotterdam	Niederlande	ehem. Gasfeld	-	3	2026	in Planung	37	off
Errai	Horisont Energi, Neptune Energy	Norwegen	ehem. Gasfeld	-	8	2026	in Planung	240	off

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
EU2NSEA/Smeaheia	Equinor	Norwegen	salinare Aquifere	-	5	2028	in Planung	500	off
Havstjerne	Wintershall Dea, Altera	Norwegen	salinare Aquifere	-	7	2028	in Planung	200	off
Kollsnes DAC facility*	Carbon Removal, Carbon Engineering, Oxy Low Carbon Ventures	Norwegen	Noch unbekannt	-	1	2026	in Planung	30	0
Luna	Wintershall Dea	Norwegen	salinare Aquifere	-	5	2030	in Planung	120	off
Northern Lights	Shell, Total, Equinor, Northern Lights JV DA, Climeworks	Norwegen	salinare Aquifere	1	2	2024	in Bau	100	off
Northern Lights	Shell, Total, Equinor, Northern Lights JV DA, Climeworks	Norwegen	salinare Aquifere	2	6	2026	in Planung	-	off
Polaris/ Barents Blue	Horisont Energi, Baker Hughes, Equinor	Norwegen	salinare Aquifere	1	2	2025	in Planung	100	off
Poseidon	BP, OMV Norge, Høegh LNG	Norwegen	salinare Aquifere	-	5	2030	in Planung	100	off
Sleipner*	Equinor, Eni	Norwegen	salinare Aquifere	-	1	1996	in Betrieb	599	off
Snøhvit*	Equinor, Petoro, TotalEnergies, Neptune, Wintershall	Norwegen	salinare Aquifere	-	1	2008	in Betrieb	200	off

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
Trudvang	Sval, Storegga, Netptune energy	Norwegen	salinare Aquifere	-	9	2029	in Planung	225	off
Acorn storage site	Storegga, Chrysaor, Shell, Total, UK Government, Scottish Government, Exxon	Vereinigtes Königreich	salinare Aquifere	1	0	2024	in Planung	240	off
Acorn storage site	Storegga, Chrysaor, Shell, Total, UK Government, Scottish Government, Exxon	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld und salinare Aquifere	2	5	2030	in Planung	-	off
Caledonia Clean Energy*	Summit Power	Vereinigtes Königreich	Noch unbekannt	-	3	2025	in Planung	90	0
CORY EfW plant*	Cory	Vereinigtes Königreich	Noch unbekannt	-	1	2030	in Planung	39	off
Hewett	ENI, Fluxys, Interconnector, Enfinium, SUMMIT, SSE Thermal, North London Waste Authority, Cadent, CORY, MVV, Progressive Energy	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	1	4	2027	in Planung	300	off
Hewett	ENI, Fluxys, Interconnector, Enfinium, SUMMIT, SSE Thermal, North London Waste Authority, Cadent,	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	2	6	2030	in Planung	-	off

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
	CORY, MVV, Progressive Energy								
Liverpool Bay CO ₂ storage	Eni	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	1	5	2025	in Planung	130	off
Liverpool Bay CO ₂ storage	Eni	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	2	6	2030	in Planung	-	off
Medway CCS Hub	Oilex, synergia	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld und salinare Aquifere	-	7	2032	in Planung	80,5	off
Northern Endurance Partnership	BP, Eni, Equinor, National Grid, Shell, TotalEnergies	Vereinigtes Königreich	salinare Aquifere	-	4	2027	in Planung	450	off
Orion Carbon Capture and Storage	Perenco, Carbon Catalyst	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	1	1	2031	in Planung	136	off
Orion Carbon Capture and Storage	Perenco, Carbon Catalyst	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	2	0	2035	in Planung	-	off
Orion Carbon Capture and Storage	Perenco, Carbon Catalyst	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	3	5	2040	in Planung	-	off
Poseidon	Perenco, Carbon Catalyst	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	1	2	2029	in Planung	935	off
Poseidon	Perenco, Carbon Catalyst	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	2	9	2032	in Planung	-	off

Projektname	beteiligte Firmen	Land	Typ der geologischen Formation	Projektphase	max. Injektionskapazität in Mt/Jahr	Geplante Inbetriebnahme	Projektstatus	Speicherkapazität	Onshore/Offshore
Poseidon	Perenco, Carbon Catalyst	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	3	30	2045	in Planung	-	off
Spirit Energy CCUS hub	Spirit Energy (Centrica and Stadtwerke Mucnchen GmbH joint venture)	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	-	25	2045	in Planung	1000	off
Viking CCS	Harbour Energy	Vereinigtes Königreich	ehem. Gasfeld	1	10	2030	in Planung	300	off

A.4 Übersicht der Regulatorik in der EU, Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich

Tabelle 39: CCS-Regulatorik in der EU, Norwegen, Island, Schweiz und Vereinigtes Königreich

Land	Zieljahr für Treibhausgasneutralität	Allgemeines CDR-Ziel	CDR-Ziel als technische Negativemissionen	geplante Speicherrate in Mtpa 2040	Anzahl geplanter Speicherprojekte bis 2050	geplante Abscheiderate in Mtpa 2040	Anzahl geplanter Capture Projekte bis 2050	Pläne in Klimastrategien
Vereinigtes Königreich	2050	Ja	Ja	70,8	11	70,8	52	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Dänemark	2050	Ja	Ja	54,2	6	0,4	5	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Niederlande	2050	Ja	Nein	16,5	3	19,6	15	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Frankreich	2050	Ja	Ja	5,0	1	8,3	6	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll

Land	Zieljahr für Treibhausgasneutralität	Allgemeines CDR-Ziel	CDR-Ziel als technische Negativemissionen	geplante Speicherrate in Mtpa 2040	Anzahl geplanter Speicherprojekte bis 2050	geplante Abscheiderate in Mtpa 2040	Anzahl geplanter Capture Projekte bis 2050	Pläne in Klimastrategien
Belgien	2050	Ja	Ja	0,0	0	1,5	7	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Schweiz	2050	Ja	Ja	0,0	0	0,1	1	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Italien	2050	Nein	Nein	4,0	1	1,1	3	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Griechenland	2050	Nein	Nein	3,0	1	2,0	3	Planung existieren, wie CCS eingesetzt werden soll
Litauen	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt
Irland	2050	Ja	Nein	0,0	1	0,0	3	CCS als Strategie grob aufgeführt
Tschechische Republik	2030	Nein	Nein	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt
Island	2040	k. A.	Nein	3,1	2	1,1	5	CCS als Strategie grob aufgeführt
Schweden	2045	Ja	Nein	0,0	0	3,3	6	CCS als Strategie grob aufgeführt
Norwegen	2050	k. A.	Nein	50,7	9	5,6	15	CCS als Strategie grob aufgeführt
Deutschland	2045	Ja	Nein	0,0	0	3,1	14	CCS als Strategie grob aufgeführt
Estland	2050	Ja	Ja	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt
Finnland	2035	Ja	Nein	0,0	0	0,4	1	CCS als Strategie grob aufgeführt
Kroatien	2050	Ja	Nein	0,2	3	0,4	6	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Luxemburg	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt

Land	Zieljahr für Treibhausgasneutralität	Allgemeines CDR-Ziel	CDR-Ziel als technische Negativemissionen	geplante Speicherrate in Mtpa 2040	Anzahl geplanter Speicherprojekte bis 2050	geplante Abscheiderate in Mtpa 2040	Anzahl geplanter Capture Projekte bis 2050	Pläne in Klimastrategien
Slowakei	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt
Spanien	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt
Rumänien	2050	Nein	Nein	0,0	0	0,0	0	CCS als Strategie grob aufgeführt
Lettland	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Portugal	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Slowenien	2050	Ja	Nein	0,0	0	0,0	0	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Polen	2050	Nein	Nein	0,0	0	1,0	1	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Bulgarien	2050	Nein	Nein	0,8	1	0,8	1	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Österreich	2050	Nein	Nein	0,0	0	0,0	0	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Zypern	2050	Nein	Nein	0,0	0	0,0	0	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Malta	2050	k. A.	Nein	0,0	0	0,0	0	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS
Ungarn	2050	k. A.	Nein	0,0	0	0,2	1	keine intensive Auseinandersetzung mit CCS