
Soziale Kosten der Stromerzeugung

Von der Fakultät Energie-, Verfahrens- und Biotechnik
der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung.

Vorgelegt von
Philipp Preiss
geboren 04.04.1972 in Worms

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich
Mitberichter: Prof. Dr.-Ing. Michael M. Resch

Tag der Einreichung: 07.10.2019
Tag der mündlichen Prüfung: 24.09.2020

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung
Prof. Dr.-Ing. K. Hufendiek
Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)
Prof. Dr.-Ing. R. Friedrich

Inhalt

TABELLENVERZEICHNIS	I
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	V
KURZFASSUNG	VIII
ABSTRACT.....	X
1. EINFÜHRUNG	1
1.1. <i>Problembeschreibung</i>	1
1.1.1. Nachhaltige Entwicklung	1
1.1.2. Trade-offs zwischen internen, externen und sozialen Kosten	6
1.1.3. Zusammenfassung der Problemstellung	8
1.2. <i>State-of-the-Art der sozialen Kostenermittlung</i>	9
1.2.1. Wirkungspfadansatz zur Berechnung der externen Kosten	9
1.2.2. Lebenszyklusansatz zur Berechnung der externen Kosten	12
1.2.3. Soziale Kosten der Stromerzeugung	15
1.3. <i>Ziele der Dissertation</i>	17
2. METHODISCHE VERBESSERUNGEN ZUR BERECHNUNG DER SOZIALEN KOSTEN DER STROMERZEUGUNG	18
2.1. <i>Integrierte Bewertung</i>	18
2.2. <i>Externe Kosten von Treibhausgasen: Vermeidungskosten vs. Schadenskosten</i>	20
2.3. <i>Chemische Umwandlung und Transport klassischer Luftschadstoffe</i>	27
2.3.1. Konzept der Source-Rezeptor-Matrizen	29
2.3.2. EMEP: SRM für Europa	30
2.3.3. TM5-FASST: SRM für die Welt	35
2.3.4. Lokales Modell	35
2.4. <i>Bewertung der Auswirkungen auf Ökosysteme</i>	36
2.4.1. Verlust von Biodiversität durch Deposition von Luftschadstoffen	37
2.4.2. Verlust der Biodiversität durch Landnutzungsänderung	39
2.5. <i>Regionale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – Auswirkungen auf menschliche Gesundheit</i>	40
2.5.1. Integriertes Assessment Modell ESW2.0	41
2.5.2. Update - CRF und monetäre Bewertung	43
2.5.3. Externe Kosten der direkten Wirkung von Stickstoffdioxid	45
2.6. <i>Globale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – Auswirkungen auf menschliche Gesundheit</i>	47
2.7. <i>Externe Kosten toxischer Schadstoffe</i>	48
2.8. <i>Externe Kosten von Radionukliden</i>	49
2.8.1. Ausbreitung und Dosis-Wirkungsbeziehung von Radionukliden	49
2.8.2. Monetäre Bewertung der Emission von Radionukliden	50
2.9. <i>Zeitabhängigkeit der externen Kosten</i>	51
2.9.1. Anpassung an die Inflation	51
2.9.2. Aufwertung der Zahlungsbereitschaft	51
2.9.3. Diskontierung zum durchschnittlichen Gegenwartswert pro kWh	54
2.10. <i>Räumlich und zeitlich differenzierte Sachbilanz</i>	54
2.10.1. Räumliche Differenzierung	55
2.10.2. Zeitliche Differenzierung	55
2.10.3. Weitere Daten und Annahmen	56

2.11.	<i>Externe Kosten durch schwere Unfälle und Risikoaversion</i>	59
2.12.	<i>Kosten für den Ausgleich fluktuierender Stromerzeugung</i>	63
2.12.1.	<i>Interne Kosten für PV-Batterie-Systeme</i>	64
2.12.2.	<i>Interne Kosten der Systemintegration</i>	65
2.13.	<i>Soziale Kosten von Power-to-Gas</i>	70
2.14.	<i>Interne Kosten von Stromerzeugungstechnologien bei Inbetriebnahme in 2030</i>	76
2.15.	<i>Berechnungsmodell</i>	83
3.	ERGEBNISSE	84
3.1.	<i>Externe Kosten pro Mg klassischer Luftschadstoffe</i>	84
3.1.1.	<i>Regionale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – mit EMEP-SRM</i>	84
3.1.2.	<i>Globale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – mit TM5-FASST</i>	88
3.2.	<i>Externe Kosten der Stromerzeugung pro MWh</i>	88
3.3.	<i>Soziale Kosten der Stromerzeugung pro MWh</i>	91
3.4.	<i>Soziale Kosten von P2G</i>	95
3.5.	<i>Betrachtung der Unsicherheiten</i>	96
4.	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	103
4.1.	<i>Schlussfolgerungen</i>	103
4.2.	<i>Ausblick</i>	106
5.	LITERATURVERZEICHNIS	108
6.	ANHANG	122

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung der Universität Stuttgart (IER).

Besonderer Dank gilt Herrn Prof. Rainer Friedrich. Sein Interesse an meiner Arbeit, seine Offenheit für neue Erkenntnisse und die wertvollen Diskussionen haben wesentlich zum Erfolg dieser Arbeit beigetragen.

Herrn Prof. Michael M. Resch danke ich für die Übernahme des Mitberichts.

Auch meinen Kolleginnen und Kollegen am IER möchte ich für die vielen interessanten Diskussionen, ihre Hilfsbereitschaft und die gute Zusammenarbeit danken.

Ebenso möchte ich mich bei meiner Familie für die Liebe und Unterstützung bedanken. Mein Dank geht an alle, die mir Antrieb geben, insbesondere an Kerstin und unseren Sohn Phileon.

Worms, 01.10.2019

Philipp Preiss

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Globales CO ₂ -Budget vor Erreichung des 1,5°C bzw. des 2°C-Ziels, und jährliche Emissionen in 1990 und 2018 (in Milliarden Gramm [Gg]).....	5
Tabelle 2: Empfehlungen des UBA zur Bewertung von CO ₂ Äq -Emissionen [€ ₂₀₁₆ /MgCO ₂ Äq] in 2016, 2030 und 2050 (UBA 2018b).....	22
Tabelle 3: Preise für CO ₂ Zertifikate nach BMU (2019: 4)	26
Tabelle 4: Bewertung von THG-Emissionen durch marginale Vermeidungskosten in € ₂₀₁₆ /Mg CO ₂ Äq – Interpolation mit 3% pro Jahr	26
Tabelle 5: Vermeidungskosten in € ₂₀₁₆ /Mg CO ₂ Äq - Interpolation mit 5% pro Jahr.....	27
Tabelle 6: THG-Potentiale (GWP) von CH ₄ und N ₂ O relativ zu CO ₂	27
Tabelle 7: Aufschlagsfaktoren für Schadenskosten durch Primärpartikelemissionen im städtischen Raum differenziert nach Freisetzungshöhe (GENIUS 2016: 74).....	36
Tabelle 8: PDF pro Deposition von Stickstoff und Schwefel auf natürliche Böden	39
Tabelle 9: Externe Kosten der Flächenumnutzung in Europa (OTT et al. 2006)	40
Tabelle 10: Übersicht über die Konzentrationswirkungsbeziehungen (CRF) für Partikel (primärer Feinstaub und sekundärer anorganische Aerosole (SIA) PM _{2.5}) und Ozon und die entsprechenden Geldwerte (Stand: 2008, u.a. in ESW2.0, NEEDS)	42
Tabelle 11: Aggregierter Schadensfaktoren.....	43
Tabelle 12: Update der CRF für Mortalität, Risikogruppe und Altersgruppe	43
Tabelle 13: Relatives Risiko (RR) und Bandbreiten für Feinstaub & Ozon aus (WHO HRAPIE 2013)	44
Tabelle 14: Kostenfaktoren zur monetären Bewertung von Gesundheitsendpunkten.....	45
Tabelle 15: Aggregierte Schadensfaktoren zur Multiplikation mit den akkumulierten Expositionen pro Mg Emission	45
Tabelle 16: CRF für NO ₂ (WHO HRAPIE 2013)	46
Tabelle 17: Externe Kosten Faktoren für Emissionen in Deutschland [€/Mg] für die direkte Wirkung von NO ₂ (SCHMID 2019) pro Emission von NO _x mit eigenen Anpassungen (ZB = Zahlungsbereitschaft).....	47
Tabelle 18: Externe Kosten pro Mg Spurenschadstoffe.....	49
Tabelle 19: Monetäre Bewertung der Endpunkte durch Radionuklide	50
Tabelle 20: Umrechnungsfaktor zu € ₂₀₁₆ basierend auf durchschnittlichen, jährlichen Verbraucherpreisänderungen	51
Tabelle 21: Faktor zur Anpassung der Zahlungsbereitschaft	52
Tabelle 22: Gewählte Zinssätze und Elastizitätsfaktoren zur Aufwertung der Zahlungsbereitschaft auf das Jahr der Emission und Diskontrate zur Berechnung des Gegenwartwertes.....	53
Tabelle 23: Typische Lebensdauer (LD) für die untersuchten Technologien im Jahr 2030 und der Einfluss auf die externen Kosten durch Aufwertung und Diskontierung	54
Tabelle 24: Code zur Auswahl der Regionen zur Bewertung der Lebensphasen der Technologien.....	56
Tabelle 25: Getroffene Auswahl der externe Kostenfaktoren zur Bewertung der Lebensphasen der jeweiligen Energieträger und Technologien.....	57
Tabelle 26: Emissionsfaktoren für zukünftige Steinkohlekraftwerke - Inbetriebnahme im Jahr 2030 – ohne CO ₂ -Abtrennung (ohne Abtr.) und mit CO ₂ -Abtrennung [kg/kWh] (BAUER et al. 2017: 670), linear interpoliert zwischen 2025 und 2050.....	58
Tabelle 27: Emissionsfaktoren für zukünftige Braunkohlekraftwerke - Inbetriebnahme im Jahr 2030 - ohne (ohne Abtr.) und mit CO ₂ -Abtrennung ([kg/kWh] (BAUER et al. 2017: 670), linear interpoliert zw. 2025 und 2050.....	58
Tabelle 28: Externe Kosten durch schwere Unfälle, Summe aus (NEWEXT 2004); Werte für Kernenergie aus eigener Berechnung nach PREISS et al. (2013: Tabelle 7).....	61
Tabelle 29: In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren (KATARISK 2002; UBA 2007, 2018b).....	62
Tabelle 30: Stromgestehungskosten für PV-Batteriespeicher im Vergleich zu den Stromgestehungskosten von PV-Aufdachanlagen (KOST et al. 2018 Abbildung 15).....	64
Tabelle 31: Mögliche Bandbreite der Kosten der Stromerzeugung aus grünem Wasserstoff.....	69
Tabelle 32: Wirkungsgrade der Power-to-Gas Prozesskette (WESSELAK et al. 2017: 762)	71
Tabelle 33: Externe Kosten durch Gesundheit- und Umweltschäden von fossilen Technologien - ohne Treibhausgase – [€ ₂₀₁₆ /MWh] (vgl. Abbildung 34).....	74
Tabelle 34: Gegenüberstellung der Preise für grünen Wasserstoff in den Jahren 2040 und 2050.....	76
Tabelle 35: Ausbeute von PV-Anlagen in kWh/kWp/a für Zentraleuropa und Südeuropa von FRANKL et al. (2005: 51).....	79
Tabelle 36: Stromgestehungskosten in 2030 [€ _{ct2016} /kWh], eigene Berechnung basierend auf SHAMMUGAM (2019)	80

Tabelle 37: Interne Kosten für Laufwasserkraftwerk, Staudamm und Pumpspeicherkraftwerk, mittlerer Wert vgl. (BLES� et al. 2008), unterer und oberer Wert nach eigenen Schätzungen.....	81
Tabelle 38: Interne Kosten €ct ₂₀₁₆ / kWh (BLES� et al. 2008), eigenen Anpassungen.....	81
Tabelle 39: Zusammenfassung der Annahmen bezüglich interner Kosten € ₂₀₁₆ /MWh in 2030	82
Tabelle 40: TM5-FASST - [€ ₂₀₁₆ pro Mg] für globale Regionen	88
Tabelle 41: Abkürzungen zur Beschreibung der Kombination des Energieträgers und der Technologie	89
Tabelle 42: Einschätzung der internen Kosten der Stromerzeugung aus Wasserstoff.....	96
Tabelle 43: Substanzen des CTM EMEP.....	122
Tabelle 44: Definitionen	123
Tabelle 45: Anteile der Risiko- und Altersgruppen an der Bevölkerung (NEEDS/ESW2.0)	129
Tabelle 46: Liste der Mitglieder der EU 27	130
Tabelle 47: 12 Nicht-EU-Länder und Fünf Meeresregionen	131
Tabelle 48: Externe Kosten der klassischen Luftschadstoffe in € ₂₀₁₆ pro Mg in 2030 für Deutschland und EU27 auf Basis von EMEP SRM	131
Tabelle 49: Externe Kosten der klassischen Luftschadstoffe in € ₂₀₁₆ pro Mg in 2030 auf Basis von TM5-FASST.	132
Tabelle 50: Ausbreitungs- & Expositions-faktoren [manSv/PBq] für Emissionen im Betrieb von Kernkraftwerken [Bq/kWh] zu Dosis [manSv/kWh].....	133
Tabelle 51: Ausbreitungs- & Expositions-faktoren [manSv/PBq] für die Bewertung von Emissionen in Luft während des Bergbaus bzw. Mahlen	134
Tabelle 52: Ausbreitungs- & Expositions-faktoren [manSv/PBq] für die Bewertung von Emissionen in Luft während Wiederaufbereitung	135
Tabelle 53: Angenommene Bevölkerungsdichte[Person / km ₂] für verschiedene Prozesse	135
Tabelle 54: Stromgestehungskosten in 2030 [€ct ₂₀₁₆ /kWh], eigene Berechnung basierend auf (BAUER et al. 2017: 673)	137
Tabelle 55: Stromgestehungskosten in 2030 [€ct ₂₀₁₆ /kWh], eigene Berechnung basierend auf (BLES� et al. 2008) und inflationsangepasst auf von € ₂₀₀₅ auf € ₂₀₁₆	138
Tabelle 56: Mittlerer Wert aus Abbildung 50 und abgelesene Abweichung.....	139

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Nachhaltigkeitsziele (SDGs) der Vereinten Nationen (BMU 2018a).....	1
Abbildung 2: Globaler Stromerzeugungsmix im Jahr 2018 (IEA 2019: 22).....	2
Abbildung 3: Stromerzeugung in Deutschland in 2018, eigene Darstellung nach (AGEB 2019)	3
Abbildung 4: "That's how fast the carbon clock is ticking" (MCC 2019), Stand 25.09.2019	5
Abbildung 5: Wirkungspfadansatz (EC 2005).....	11
Abbildung 6: Produktlebenszyklus, basierend auf (GOYMANN 2011).....	13
Abbildung 7: Rahmen einer Ökobilanz und Beziehung zwischen den Phasen (ISO 14044 2018)	14
Abbildung 8: Konzept der Wirkungsindikatoren (ISO 14044 2018).....	14
Abbildung 9: Beziehung zwischen internen, externen und sozialen Kosten. Abgeleitet nach (BACHMANN 2014). Anmerkung: Da in der Regel zwar die wichtigsten, aber nicht alle Externalitäten quantifiziert werden können, ist die Obergrenze der Umweltschadenskosten durch eine gestrichelte Linie angezeigt.	16
Abbildung 10: DPSIR Ansatz, eigene Darstellung nach (SMEETS & WETERINGS 1999).....	18
Abbildung 11: Erweiterter Wirkungspfadansatz (IEHIAS 2011)	19
Abbildung 12: Trade-off zwischen MSK und MVK.....	24
Abbildung 13: Merit-Order-Vermeidungskostenkurve (global) für THG in 2030. Vermeidung über das BAU (Business-As-Usual) hinaus (MCKINSEY & COMPANY 2010).....	25
Abbildung 14: Veranschaulichung des SRM Konzepts (PREISS et al. 2008)	30
Abbildung 15: Überblick über die Quellregionen (Länder und Subregionen) (ROOS 2017)	31
Abbildung 16: Methodik zur Bewertung von Biodiversitätsverlusten (OTT et al. 2006)	37
Abbildung 17: Verfahren zur Berechnung der externen Kosten pro kg Schadstoffablagerung.....	38
Abbildung 18: Bewertung der Auswirkungen der Freisetzung von Radionukliden (eigene Darstellung)	50
Abbildung 19: Beitragsanalyse der wichtigsten Emissionen für die wichtigsten Lebenszyklusphasen (DONG ENERGY 2008: 41)	59
Abbildung 20: Lebenszyklus-THG-Emissionen der Wasserstoffherzeugung (ZHANG et al. 2017).....	72
Abbildung 21: Produktionskosten von erneuerbarem Wasserstoff im Vergleich zu fossilem Wasserstoff mit und ohne Kohlenstoffabscheidung (AGORA ENERGIEWENDE AND GUIDEHOUSE 2021: 14)	73
Abbildung 22: Auswirkungen der Kohlenstoffpreisgestaltung auf die Wasserstoffproduktionskosten im Jahr 2030 (AGORA ENERGIEWENDE AND GUIDEHOUSE 2021: 15).....	73
Abbildung 23: Kosten der grünen Wasserstoffproduktion in Abhängigkeit vom Einsatz des Elektrolyseurs, unter Verwendung eines durchschnittlichen (65 USD/MWh) und eines niedrigen (20 USD/MWh) Strompreises (konstant über den Zeitraum 2020-2050), (IRENA 2020).....	75
Abbildung 24: Angenommene Preispfade für den Import synthetischer Energieträger, (unterer Pfad mit niedrigeren Kosten entspricht dem Szenario „optimistisch“), (BRANDES et al. 2020).....	75
Abbildung 25: Entwicklung von Stromgestehungskosten (KOST et al. 2018) N.B.: LR steht für „Lernrate“	78
Abbildung 26: Stromerzeugungskosten in [CHF/kWh] aus Kraft-Wärme-Kopplung Brennstoffzellensystemen mit Erdgas in der Schweiz (BAUER et al. 2017: 692)	82
Abbildung 27: € ₂₀₁₆ pro Mg PPM2.5 in 2030	85
Abbildung 28: € ₂₀₁₆ pro Mg NO _x in 2030	85
Abbildung 29: € ₂₀₁₆ pro Mg NH ₃ in 2030	86
Abbildung 30: € ₂₀₁₆ pro Mg SO ₂	86
Abbildung 31: € ₂₀₁₆ pro Mg NMVOC in 2030.....	87
Abbildung 32: € ₂₀₁₆ pro Mg PPMcoarse in 2030.....	87
Abbildung 33: Beiträge der gesamten externen Kosten zu den Lebenszyklusphasen. (Referenzrechnung mit 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq} in 2030).....	89
Abbildung 34: Externe Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	90
Abbildung 35: Externe Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 83 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	90
Abbildung 36: Externe Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 256 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	91
Abbildung 37: Bandbreite der internen Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh	92
Abbildung 38: Soziale Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	93
Abbildung 39: Soziale Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 83 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	94
Abbildung 40: Soziale Kosten in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 256 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	94
Abbildung 41: Externe Kosten für Stromerzeugung mit PV, CSP und Wind in 2030 in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	95
Abbildung 42: Bandbreite der externen Kosten durch Luftschadstoffe in € ₂₀₁₆ pro MWh bei 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	99

Abbildung 43: Einfluss der Unsicherheit der externen Kosten durch Luftschadstoffe auf die sozialen Kosten € ₂₀₁₆ pro MWh bei 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	100
Abbildung 44: Einfluss der Risikoaversion ggü. schwere Unfälle auf die sozialen Kosten € ₂₀₁₆ pro MWh bei 146 € ₂₀₁₆ pro Mg CO _{2Äq}	101
Abbildung 45: Bandbreite und „beste Schätzung“ der sozialen Kosten € ₂₀₁₆ pro MWh.....	102
Abbildung 46: Beispiel für die Korngrößenverteilung in einer Feinstaubprobe (eigene Darstellung)	126
Abbildung 47: Illustration der Korngrößen (US EPA 2019)	126
Abbildung 48: Beitragsanalyse für eine durchschnittliche PV-Anlage des Szenarios 2025 RO (FRANKL et al. 2005: 57)	136
Abbildung 49: Beitragsanalyse zur elektrolytischen Wasserstoffherzeugung bei Verwendung des UCTE-Stromerzeugungsmix (MAACK 2008: 16)	136
Abbildung 50: Verlauf und Variation der pagatorischen Gestehungskosten in Rappen pro kWh [Rp./kWh] , aufgeteilt in die vier Unternehmenskategorien (inflationsbereinigt auf Basis 2015), vgl. (GEISSMANN & FILIPPINI 2014: 14)	139

Abkürzungsverzeichnis

Abk.	Erklärung
€ct	Euro-Cent
µm	Mikro Meter = 1/1.000.000 Meter
AccExp	Akkumulierte Exposition pro Emission pro Jahr [Rezeptor*(µg/m ³)/(g/a)]
AOT	Accumulated exposure Over Threshold
As	Arsen
BIP	Bruttoinlandsprodukt
c	Konzentration
CB	chronische Bronchitis
CBA	Kosten-Nutzen-Analyse (von en: Cost-Benefit Analysis)
CC	Gas und Dampf-Technologie (von en: Combined Cycle)
CCS	Speicherung von Kohlendioxid (von en: Carbon Capture and Storage)
CSP	Sonnenwärmekraftwerk, z. B. Parabolrinnenkraftwerke; (von en: concentrated solar power)
Cd	Cadmium
CH ₂ O	Formaldehyd
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
CO ₂ Äq	Kohlendioxid Äquivalente (Summe der THG gewichtet mit dem Global Warming Potential (GWP))
COPD	chronisch obstruktive Lungenerkrankung
Cr VI	Chrom in Oxidationszustand VI
CRF	Konzentration-Wirkungsfunktion (von en: concentration-response function)
CTM	Chemisches Transportmodell (von en: Chemical Transport Model)
DALY	Die Maßeinheit DALY [Jahre] vereint Informationen zum Versterben (Mortalität) und Erkranken (Morbidität) und stellt Gesundheitsverluste in Form verlorener gesunder Lebensjahre dar. (von en: Disability-Adjusted Life Years)
DG	Generaldirektion (von en: Directorate General)
DPSIR	DPSIR (Abkürzung für D iving F orces, P ressures, S tates, I mpacts and R esponses) ist ein Ansatz zur Darstellung des Zusammenhanges von Umweltbelastungen und Umweltschutzmaßnahmen. Driving Forces = Aktivität, Treiber, Pressures = Umwelteinwirkung, State = Umweltqualität, Umweltzustand, Impacts = Folgen für Mensch und Umwelt, Responses=Maßnahmen bzw. Antworten der Politik / Gesellschaft
DRF	Dosis-Wirkungs-Funktion (von en: dose-response function)
en	Englisch
EC	Europäische Kommission (von en: European Commission)
EEA	European Environment Agency (Europäische Umweltbehörde)
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EMEP-SRM	Source-rezeptor-Matrix mit dem EMEP Modelle abgeleitet
EPA	Umweltschutzbehörde der USA (von en: Environmental Protection Agency)
EPR	europäische Druckwasserreaktor (von en: European Pressurized Water Reactor)
ERF	Expositions-Wirkungs-Beziehung (von en: Exposure-Response Function)
ESW2.0	EcoSenseWeb2.0
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FLH	Volllaststunden (von en: full load hours)
GBD	Global Burden of Disease
GT	Gasturbine
HA	Krankenhausaufnahme (von en: hospital admission)
Hg	Quecksilber

Abk.	Erklärung
HLW	Hochradioaktive Abfälle (von en: high-level radioactive waste)
HRAPIE	Health Risks of Air Pollution In Europe (Projekt der WHO)
IGCC	Integrated Gasification & Combined Cycle
ISC	Industrial Source Complex (lokales Ausbreitungs-Modell)
KNA	Kosten-Nutzen Analyse
kWh	Kilowattstunde Elektrizität
LCA	Ökobilanz (von en: Life Cycle Analysis)
LCI	Sachbilanz (von en: Life Cycle Inventory)
LCOE	Stromgestehungskosten (von en: Levelized Cost of Electricity)
LE	Lebenserwartung (von en: life expectancy)
LLW	schwachradioaktive Abfälle (von en: low-level waste)
LRS	Symptome der unteren Atemwege (von en: lower respiratory symptoms)
MCFC	Schmelzkarbonatbrennstoffzelle (von en: Molten Carbonate Fuel Cell)
mRAD	Tage mit gering eingeschränkter Aktivität (von en: minor restricted activity day)
MSK	marginale Schadenskosten
MVK	marginale Vermeidungskosten
N ₂	Stickstoff
NEEDS	New Energy Externalities Developments for Sustainability (EU Forschungsprojekt)
Ni	Nickel
NMVOG	flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (von en: non-methane volatile organic compounds)
NO	Stickstoffmonoxid
NO _x	nicht spezifizierte Mischung aus NO und NO ₂
NO ₂	Stickstoffdioxid
O ₃	Ozon
oxy	„oxy“ bezieht sich auf „Oxifuel-Technologie“, d.h. die Zuluft wird so vorbehandelt, dass der Sauerstoffgehalt erhöht ist; zusätzlich wird Rauchgas rezirkuliert. Die CO ₂ Konzentration im Rauchgas steigt und die CO ₂ Abscheidung kann effizienter sein.
PAH	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, auch PAK (von polycyclic aromatic hydrocarbons)
Pb	Blei
PDF	potenzieller Artenverlust (von en: Potentially Disappeared Fraction of species)
PM	Feinstaubpartikel (von en: Particulate Matter)
PM _{2.5}	Feinstaubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 2,5µm
ppb	Teile pro Milliarde (von en: parts per billion)
PPM	Primäre Feinstaubpartikel (von en: Primary Particulate Matters)
PPM _{2.5}	Primäre Feinstaubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 2,5 µm
PPM _{co}	Primäre Feinstaubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10 aber größer 2,5 µm (von en: PM coarse)
Prefix E	Exa = 1000.000.000.000.000
Prefix G	Giga = 1000.000.000
Prefix k	kilo = 1000
Prefix M	Mega = 1000.000
Prefix T	Terra = 1000.000.000.000
Prefix P	Peta = 1000.000.000.000.000
P RTP	Reine Zeitpräferenzrate (von en: pure rate of time preference)
PV	Photovoltaik
RAD	Tag mit eingeschränkten Aktivität (von en: restricted activity day)

Abk.	Erklärung
REVIHAAP	Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution (Projekt der WHO)
RR	relatives Risiko
S	Schwefel
SCR	Steigung der CRF: [Fälle/(person-yr- $\mu\text{g}/\text{m}^3$)]
SIA	Sekundäre anorganische Aerosole (von en: Secondary Inorganic Aerosols)
SIA _{2,5}	Sekundäre anorganische Aerosole mit einem aerodynamischen Durchmesser < 2,5 μm
SIA _{co}	Sekundäre anorganische Aerosole mit aerodynamischem Durchmesser < 10 und > 2,5 μm
SNAP	Selected Nomenclature for Air Pollution
SOFC	Festoxidbrennstoffzelle (von en: Solid Oxide Fuel Cell)
SRM	Quellen-Rezeptor-Matrix (von en: source-receptor Matrix)
TEQ TCDD	Toxizitätsäquivalente zu 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin (TCDD) = Dioxin
THG	Treibhausgase
Tonne	metrische Tonne: 1.000.000 Gramm, (Mega Gramm = Mg)
UCTE	UCTE-Stromerzeugungsmix (von en: Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity)
vgl.	„vergleiche“; zeigt die Quelle des indirekten Zitats an
VOC	flüchtige organische Verbindungen (inklusive Methan), (von en: volatile organic compounds)
VOLY	Wert eines verlorenen Lebensjahres (YOLL) (von en: value of a life year)
VPF	Wert eines verhinderten Todesfalls (von en: value of a prevented fatality)
VSL	Wert eines statistischen (verlorenen) Lebens (von en: Value of a Statistical Life)
WCED	World Commission on Environment and Development
WDL	Verlorener Arbeitstag (von en: work day lost)
WHO	Weltgesundheitsorganisation (von en: World Health Organization)
WKA	Windkraftanlagen
WTP	Zahlungsbereitschaft (von en: willingness-to-pay)
YOLL	verlorene Lebensjahre (von en: years of life lost)
ZB	Zahlungsbereitschaft
μ	Mittelwert (meist arithmetischer Mittelwert)
μ_g	geometrischer Mittelwert = Median
σ	Standardabweichung
σ_g	geometrische Standardabweichung

Kurzfassung

Der Wirkungspfadansatz erlaubt es, bei der Bewertung von Stromerzeugungstechnologien nicht nur die Stromerzeugungskosten, sondern auch externe Effekte, insbesondere Umweltbelastungen zu berücksichtigen. Die ganzheitliche Bewertung berücksichtigt die drei Ziele:

- Reduktion der Folgen des Klimawandels durch Treibhausgasemissionen,
- Reduktion der Gesundheitsrisiken und Umweltschäden durch Umwelteinwirkungen,
- geringe Stromgestehungskosten im Energiemix.

Zu diesem Zweck wird der gesamte Lebenszyklus der Technologien berücksichtigt, und somit werden auch Emissionen und Kosten berücksichtigt, die außerhalb von Deutschland entstehen. Es gibt Sachbilanzen zu Emissionen durch die Herstellung und den Betrieb der Technologien, und Sachbilanzen zu vor- und nachgelagerten Prozessen. Da der Vergleich solcher Emissionen zu keinen eindeutigen Aussagen führt, müssen diese Daten bewertet werden. Dies ist durch die Berechnung von Schäden und der anschließenden monetären Bewertung der Schäden möglich.

Die Ziele der Arbeit lassen sich in drei Teile unterteilen:

- methodische Weiterentwicklung des Wirkungspfadansatzes,
- die Anwendung der Methodik zur Berechnung der externen und sozialen Kosten von Stromerzeugungstechnologien, die im Jahr 2030 neu installiert werden,
- die Einordnung der Ergebnisse in den Kontext der nachhaltigen Entwicklung.

Die Verbesserungen der Methodik umfassen insbesondere:

- die integrierte Bewertung von Klimawandel und Luftschadstoffen,
- die Verwendung eines neuen regionalen Ausbreitungsmodells für Luftschadstoffe:
 - verbesserte Bewertung der sekundären Schadstoffe Ozon und anorganische Aerosole
 - räumliche Ausdehnung der Modellierung von Luftschadstoffen auf die nördliche Hemisphäre
 - Verwendung verschiedener Hintergrundemissionsszenarien
 - Anwendung verschiedener meteorologischer Jahre
 - Implementierung eines „Generators lokaler meteorologischer Daten“ für die lokale Ausbreitungsmodellierung
- eine Bewertung der Auswirkungen auf Ökosysteme und Biodiversität,
- die Verwendung eines globalen Ausbreitungsmodells für Luftschadstoffe,
- die Implementierung der Bewertung von toxischen Stoffen und Radionukliden,
- die Berücksichtigung der Zeitabhängigkeit der monetären Bewertung,
- die Bewertung von schweren Unfälle und Risikoaversion,
- die Berücksichtigung von Backup-Kosten,
- eine Einschätzung der sozialen Kosten von „Power-to-Gas“.

Mit der verbesserten Methodik werden externe und soziale Kosten verschiedener Stromerzeugungstechnologien berechnet. Die Ergebnisse und das Wissen über externe Kosten können zur Unterstützung der Entscheidungsprozesse bei Investitionen in verschiedene Stromtechnologien genutzt werden. Es wurden Daten für neue, erst in der Zukunft verfügbare Technologien ausgewertet. Im Mittelpunkt steht die Stromerzeugung für die Inbetriebnahme im Jahr 2030.

Ergebnisse: Photovoltaik (PV), Windenergie, Wasserkraftwerke und Kernkraft in Form eines EPR weisen die geringsten sozialen Kosten auf. PV und Wind benötigen dabei Backup-Systeme zur Bereitstellung von Strom, wenn die Sonne nicht scheint und der Wind nicht weht. Deren Kosten sind in den sozialen Kosten mit enthalten. Auch Braunkohlekraftwerke mit Abscheidung und Speicherung von Kohlendioxid, sogenanntes „Carbon Capture and Storage“ (CCS) haben noch relativ geringe soziale Kosten. Zu beachten ist, dass Deutschland bis 2038 aus der Kohle und schon bis 2022 aus der Kernenergie austreten will und, dass CCS bisher in Deutschland nicht akzeptiert wird. Somit können die entsprechenden Technologien nur im Ausland betrieben werden.

Mit der in dieser Arbeit entwickelten methodischen Verbesserungen und Erweiterungen konnten neue, genauere soziale Kosten von Stromerzeugungstechniken berechnet werden. Die ermittelten Ergebnisse können zur Unterstützung von Entscheidungen zur Gestaltung des zukünftigen Stromerzeugungssystems im Rahmen der Energiewende herangezogen werden.

Abstract

The Impact Pathway Approach makes it possible to consider not only electricity generation costs but also external effects, in particular environmental impacts, when evaluating electricity generation technologies. The holistic assessment takes into account the three goals:

- reduction of the consequences of climate change through greenhouse gas emissions,
- reduction of health risks and environmental damage due to environmental impacts,
- low electricity production costs in the energy mix.

To this end, the entire life cycle of the technologies is taken into account, and thus emissions and costs that arise outside Germany are also considered.

There are life cycle inventories for emissions from the production and operation of the technologies, but also from upstream and downstream processes. Since the comparison of emissions does not lead to any clear statements, these data must be evaluated. This is possible through the calculation of damages and the subsequent monetary valuation of the damages.

The objectives of the work can be divided into three parts:

- methodological further development of the impact pathway approach,
- the application of the methodology to calculate the external and social costs of electricity generation technologies newly installed in 2030,
- placing the results in the context of sustainable development.

The improvements to the methodology include in particular:

- the integrated assessment of climate change and air pollutants,
- the use of a new regional dispersion model for air pollutants:
 - improved assessment of secondary pollutants ozone and inorganic aerosols.
 - spatial extension of air pollutant modelling to the Northern Hemisphere
 - use of different background emission scenarios
 - application of different meteorological years
 - implementation of a "generator of local meteorological data" for local dispersion modelling
- an assessment of the impact on ecosystems and biodiversity,
- the use of a global dispersion model for air pollutants,
- the implementation of the assessment of toxic substances and radionuclides,
- the consideration of the time dependency of monetary valuation,
- the valuation of severe accidents and risk aversion,
- the consideration of backup costs,
- an assessment of the social costs of "power-to-gas".

With the improved methodology, external and social costs of different power generation technologies are calculated. The results and the knowledge about external costs can be used to support decision-making processes for investments in different electricity technologies. Data for new technologies that will only be available in the future were evaluated. The focus is on electricity generation for commissioning in 2030.

Results: Photovoltaic (PV), wind, hydro and nuclear power in the form of an EPR have the lowest social costs. PV and wind require backup systems to provide electricity when the sun is not shining and the wind is not blowing. Their costs are included in the social costs. Lignite-

fired power plants with carbon capture and storage (CCS) also have relatively low social costs. It should be noted that Germany wants to phase out coal by 2038 and nuclear energy by 2022, and that CCS has not yet been accepted. Thus, the corresponding technologies can only be operated abroad.

With the methodological improvements and extensions developed in this work, new, more accurate social costs of power generation technologies could be calculated. The results obtained can be used to support decisions on the design of the future power generation system in the context of the energy transition.

1. Einführung

Die Einführung umfasst die Problembeschreibung, eine Beschreibung des State-of-the-Art der Berechnung von sozialen Kosten und die Ziele der Dissertation.

1.1. Problembeschreibung

1.1.1. Nachhaltige Entwicklung

„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.“ (UNITED NATIONS 1987). Dies ist eine der bekanntesten Definitionen für die sogenannte „Nachhaltige Entwicklung“ aus dem Bericht „Our Common Future“ der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen (WCED). Seitdem hat sich „Nachhaltigkeit“ zu einem sogenannten Megatrend entwickelt (MITTELSTAEDT et al. 2014). Das ZUKUNFTSINSTITUT (2018) spricht vom Megatrend „Neo-Ökologie“.

Die Ziele der nachhaltigen Entwicklung, die „Sustainable Development Goals“ (SDGs), wurden auf der Grundlage des Entwicklungsprozesses der Millenniumsentwicklungsziele konzipiert und traten im Januar 2016 für einen Zeitraum von 15 Jahren (bis 2030) in Kraft. Die SDGs sind ein Entwurf für eine bessere und nachhaltigere Zukunft für die gesamte Menschheit. Sie befassen sich mit den globalen Herausforderungen, wie z. B. Armut, Ungleichheit, Klima, Umweltzerstörung, Frieden und Gerechtigkeit. Maßnahmen zur Erreichung der Ziele können Synergien aber auch Interessenkonflikte auslösen. Um niemanden zu benachteiligen und Belastungen nicht zu verlagern, ist es wichtig, dass nicht nur einzelne Ziele, sondern jedes dieser Ziele bis 2030 erreicht werden. Dies kann in einem integrativen Prozess gelingen. In Abbildung 1 sind die 17 Hauptziele dargestellt. Diese teilen sich in 169 Unterziele auf, zu deren Erreichung sich 193 nationale Regierungen verpflichtet haben, vgl. (EC 2017).



Abbildung 1: Nachhaltigkeitsziele (SDGs) der Vereinten Nationen (BMU 2018a)

Das Ziel 7 „Bezahlbare und saubere Energie“ zielt darauf ab, den Zugang zu erschwinglicher, zuverlässiger, nachhaltiger und moderner Energie für alle zu gewährleisten. Das Ziel 12 „Verantwortungsvolle Konsum- & Produktionsmuster“ zielt darauf ab, nachhaltigen Konsum und Produktion zu gewährleisten. Ziel 13 „Maßnahmen zum Klimaschutz“ zielt darauf ab, Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels und dessen Auswirkungen zu ergreifen.

Ein nachhaltiges Energiesystem sollte also nicht nur ehrgeizige CO₂-Ziele erreichen, sondern auch andere negative Auswirkungen auf die Gesellschaft minimieren.

Die Luftverschmutzung wird in SDG 7 „Bezahlbare und saubere Energie“ und SDG 11 „Nachhaltige Städte und Gemeinden“ thematisiert. Die Bekämpfung der Luftverschmutzung und der damit verbundenen Auswirkungen ist ein direktes Ziel von SDG 3 „Gesundheit und Wohlergehen“.

Mehrere andere Ziele sind indirekt mit der Energiewende verbunden. Maßnahmen zur Erreichung eines Ziels können sich positiv oder auch negativ auf andere Ziele auswirken, vgl. (PRADHAN et al. 2017). Es müssen also Kompromisse eingegangen werden.

Viele Nachhaltigkeitsziele sind direkt oder indirekt mit der Energiewende verbunden. Nachhaltige Stromerzeugung ist eine der zentralen Herausforderungen unserer Zeit!

Anmerkung: in dieser Arbeit werden die Energiemengen an Elektrizität bzw. Strom in kWh oder MWh, etc. angegeben, d.h. es wird auf einen weiteren Index wie z. B. in kWh_{el} verzichtet. Wenn hingegen „primär Energie“ oder „thermische Energie“ ausgewiesen werden, wird die Energiemenge entsprechend mit einem Index gekennzeichnet (d.h. kWh_{prim} bzw. kWh_{th}).

Der globale Strombedarf (ca. 26700 TWh) stieg 2018 um 4%, d.h. fast doppelt so schnell wie der gesamte Energiebedarf. Der globale Stromerzeugungsmix im Jahr 2018 ist in Abbildung 2 dargestellt. Die Erzeugung aus Kohle- und Gaskraftwerken stieg deutlich an, was die CO₂-Emissionen des Sektors um 2,5% erhöhte. Die Erzeugung aus Kohle wuchs 2018 mit 26% der gesamten zusätzlichen Erzeugung stärker als jede andere einzelne Erzeugungsquelle. Mit einem Marktanteil von 38% ist sie die größte Stromerzeugungsquelle. Den stärksten Anstieg der Kohleverstromung verzeichnete China, gefolgt von Indien. Diese Länder haben die Reduktionen in den USA, Europa und Japan überkompensiert, vgl. (IEA 2019: 21f).

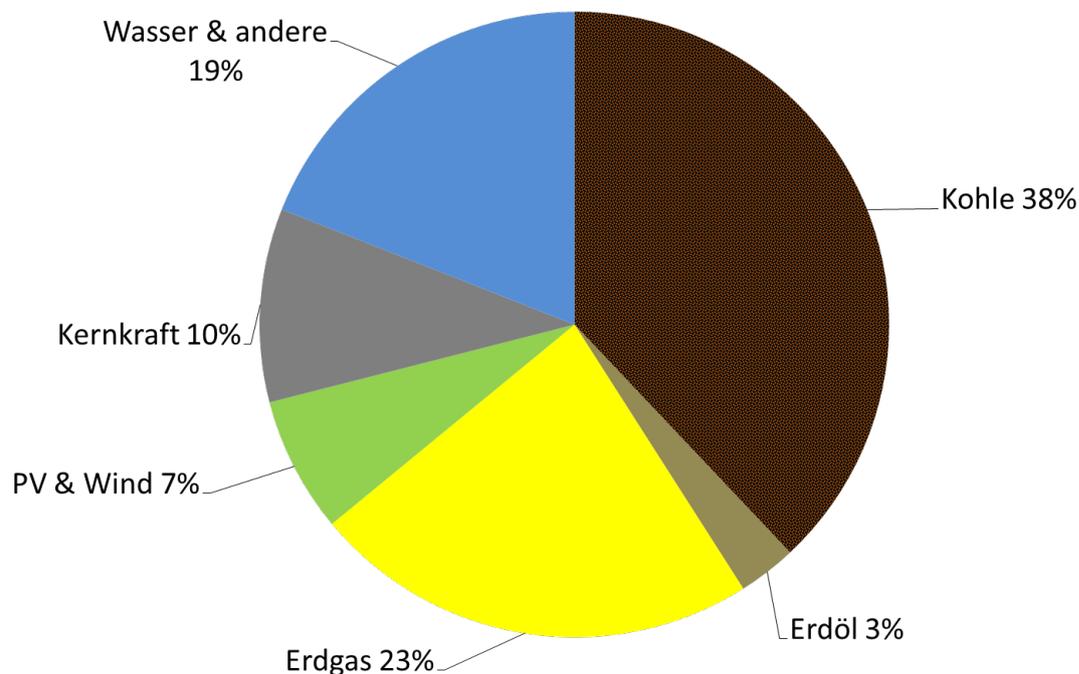


Abbildung 2: Globaler Stromerzeugungsmix im Jahr 2018 (IEA 2019: 22)

Ein anderes Bild ergibt sich in Abbildung 3 für Deutschland. Hier wird die Stromerzeugung in Deutschland (ca. 640 TWh) in 2018 dargestellt. Die Erneuerbaren Energien liefern rund

226 Milliarden kWh. Onshore-Windenergie trägt ca. 14%, Biomasse und Photovoltaik jeweils ca. 7% bei.

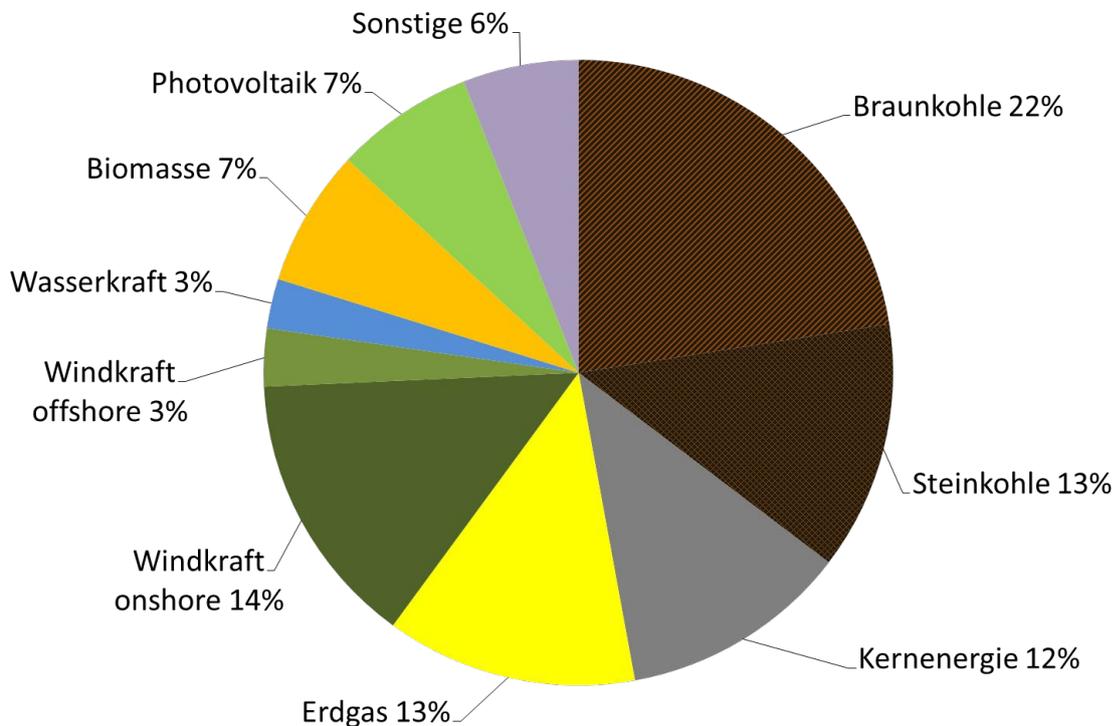


Abbildung 3: Stromerzeugung in Deutschland in 2018, eigene Darstellung nach (AGEB 2019)

Die Umweltaspekte, insbesondere die Emission von Luftschadstoffen (siehe Definition im Anhang A4) und Treibhausgasen (THG) und die sich daraus ergebenden Umweltauswirkungen werden im Rahmen von Ökobilanzen (Life Cycle Analysis / LCA) quantifiziert.

Von SLEESWIJK (2010) wurden Daten zu ca. 860 Umweltaspekten analysiert, welche die wichtigsten menschlichen Aktivitäten (Industrie, Handel & Dienstleistung, Konsum, etc.) abdecken. Sie fand heraus, dass davon nur 48 Umweltaspekte gesamtverantwortlich für 75 Prozent der Ergebnisse für die insgesamt 15 betrachteten Wirkungskategorien sind. Alle emissionsabhängigen Auswirkungen werden dominiert durch die Emissionen von nur 10 Stoffen oder Stoffgruppen: Treibhausgase Kohlendioxid (CO₂) und Methan (CH₄), die Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃), Feinstaub, flüchtige organische Chemikalien ohne Methan (NMVOCs), (H)FCKW-Emissionen und Emissionen von Stickstoff und Phosphorverbindungen in Süßwasser. Dies unterstreicht die Relevanz der durch fossile Stromerzeugung verursachten Emissionen. Daraus entstand die Motivation in dieser Arbeit, die räumliche und zeitliche Verteilung von Aktivitäten und Umweltaspekten genauer zu unterscheiden, als dies im Rahmen von Ökobilanz üblich ist.

Nachhaltige Entwicklung und Klimawandel

1992 beschlossen die Vereinten Nationen erstmals ein Klimaschutzabkommen (United Nations Framework Convention on Climate Change - UNFCCC). Insgesamt 197 Vertragsparteien haben das Abkommen bisher ratifiziert. Ziel der Vereinbarung ist es, die THG-Konzentrationen auf einem Niveau zu stabilisieren, das eine vom Menschen verursachte Störung des Klimasystems verhindert, vgl. (UBA 2018a).

1997 wurde das Kyoto-Protokoll vereinbart, vgl. (UNITED NATIONS 1997). Dieses Protokoll berücksichtigt sechs THG (d.h. CO₂, CH₄, N₂O, HFC/HFC, PFC/PFC und SF₆). Das Protokoll enthält konkrete Emissionsminderungsziele für die teilnehmenden Industrieländer. Die

Industrieländer hatten sich verpflichtet, ihre THG-Emissionen im Zeitraum 2008-2012 gegenüber dem Referenzjahr 1990 um ca. 5% (Deutschland 21%) zu reduzieren. Der zweite Verpflichtungszeitraum erstreckt sich von 2013-2020 mit dem Ziel, die Emissionen bis 2020 um 18% (EU 20%) gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren, vgl. (UBA 2013a).

Im Jahr 2015 wurde das Pariser Klimaschutzabkommen verabschiedet, das im November 2016 in Kraft trat. Laut Bundesumweltministeriums (BMU) „...*bekannt sich die Weltgemeinschaft völkerrechtlich verbindlich zu dem Ziel, die Erderwärmung auf deutlich unter 2 Grad gegenüber vorindustriellen Werten zu begrenzen und Anstrengungen zu unternehmen, den Temperaturanstieg auf 1,5 Grad zu begrenzen.*“, (BMU 2016: 6).

Ziel der EU ist es, ihre THG bis 2030 um 40% gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren. Deutschland hat sich zum Ziel gesetzt, die THG bis 2030 um 55% und bis 2050 um 80 bis 95% gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren. Die EU hat das langfristige Reduktionsziel von 80-95% bis 2050, vgl. (BMU 2016: 23)

Laut einer Studie des Bundesministeriums für Umwelt (BMU 2018b) ist fast allen Deutschen bewusst, dass mehr für den Klimaschutz getan werden muss. Daher stellt sich die Frage, wie viele Ressourcen für diese Aufgabe in Deutschland aufgewendet werden sollen? Es stellt sich aber auch die Frage, welcher Aufwand von der Bevölkerung in anderen Regionen der Welt noch erwartet wird, und wieviel Aufwand von diesen Menschen noch akzeptiert wird?

In den öffentlichen Medien wird seit der „Fridays for Future“ Bewegung und insbesondere im Hinblick auf die Beschlüsse des Klimakabinetts, vgl. (BMU 2019), darüber diskutiert, wie eine Bepreisung von THG ausgestaltet werden kann (ob bestimmte Steuern erhoben werden sollen oder wie Abgaben auf Bürger bzw. Industrie verteilt werden können). Die öffentlichen Diskussionen über die Kosten der Energiewende waren überfällig, denn es geht darum, dass breiten Teilen der Bevölkerung bewusst wird, dass eine Energiewende hin zu aufwändigeren Technologien auch höhere Kosten mit sich bringt. Dazu könne aber nur vorhandene Ressourcen umverteilt werden, die dann von den Bürgern an anderer Stelle eingespart werden müssen bzw. nicht investiert werden können. HERTWICH & PETERS (2009) haben berechnet, dass 72% der globalen THG-Emissionen auf den Verbrauch der Haushalte entfallen. GOERMER et al. (2019) erklären, dass zwar das Umweltbewusstsein des Einzelnen in den letzten Jahrzehnten gestiegen ist, es aber noch immer an einer grundlegenden Verhaltensänderung weg vom übermäßigen Konsum von Waren und Dienstleistungen mangelt. Diese Gemengelage kann im Rahmen dieser Arbeit nicht ausführlicher diskutiert werden und es sollen auch keine Lösungsvorschläge gegeben werden. Die Wahrnehmung und Wünsche der Bevölkerung sind aber Grundlage für Annahmen bezüglich einer gewissen Zahlungsbereitschaft Risiken zu reduzieren und somit für die Bewertung der „Sozialen Kosten der Stromerzeugung“ in dieser Arbeit.

The “carbon clock” in Abbildung 4 zeigt, wieviel CO₂ noch emittiert werden darf, wenn der Klimawandel einen Anstieg von 1.5 °C bzw. 2 °C nicht überschreiten soll.

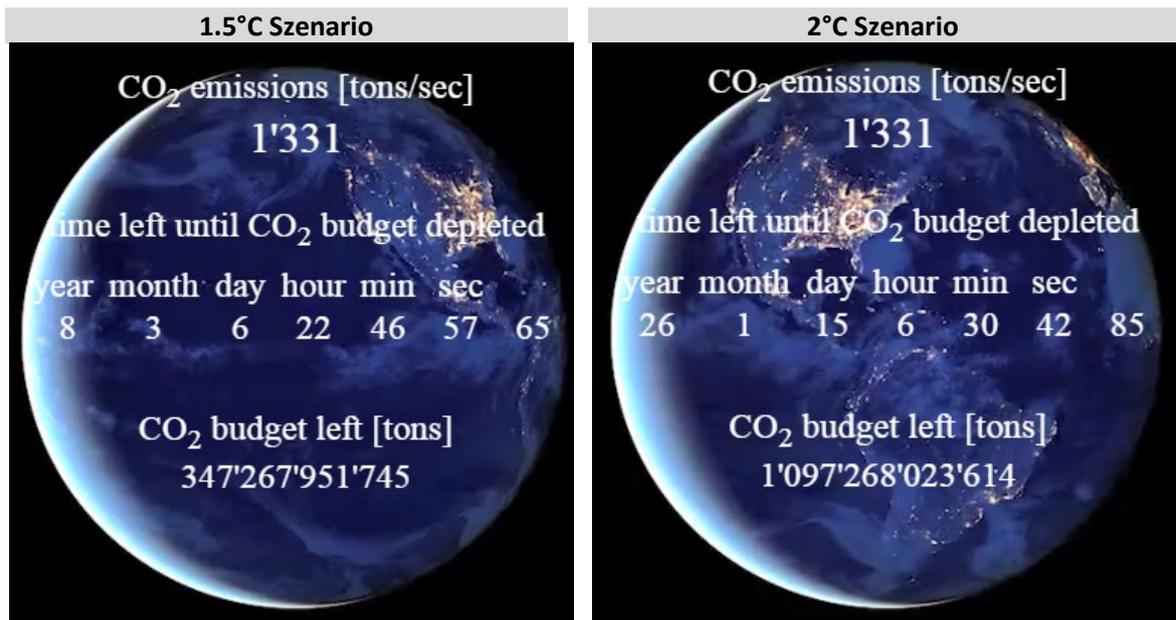


Abbildung 4: “That’s how fast the carbon clock is ticking” (MCC 2019), Stand 25.09.2019

Demnach müssten zur Erreichung des 1,5°C -Ziels (unter der Annahme von 1331 Mg CO₂ pro Sekunde) die anthropogenen Emissionen in ca. acht Jahre und drei Monaten auf null zurückgefahren werden. In Tabelle 1 sind die globalen Budgets den jährlichen Emissionen in verschiedenen Regionen der Welt gegenübergestellt.

Tabelle 1: Globales CO₂-Budget vor Erreichung des 1,5°C bzw. des 2°C-Ziels, und jährliche Emissionen in 1990 und 2018 (in Milliarden Gramm [Gg])

	[Gg]	
Globales CO ₂ Budget zum 2°C Ziel	1.105.511.400	
Globales CO ₂ Budget zum 1,5°C Ziel	355.511.440	
	Emissionen in 1990	Emissionen in 2018
Welt (GCP 2019)	22.181.807	36.153.262
Europa EU28 (GCP 2019)	4.479.329	3.543.683
Deutschland (GCP 2019)	1.012.902	799.373

Um die oben genannten Ziele in den folgenden Jahrzehnten zu erreichen, wird es in Deutschland, Europa und dem Rest der Welt in vielerlei Hinsicht und insbesondere in Bezug auf die Energiesysteme einen grundlegenden Strukturwandel geben müssen (die sogenannte Energiewende). Diese strukturelle Veränderung wird durch mehrere Faktoren beeinflusst. Am wichtigsten sind die Änderungen in:

- Aktivität, d.h. die verschiedenen Technologien zur Deckung des Energiebedarfs für Wärme, Strom und Mobilität
- Effizienz der Energieumwandlungstechnologien und technologische Innovation, die zu neuen Entwicklungen führen können. Diese haben Einfluss auf
 - Stromerzeugungskosten
 - Emissionsfaktoren und Sachbilanz (LCI)
 - Gesamtvolumen der Emissionen, deren chemischen Umwandlung und Verteilung (Dispersion), Konzentrationsänderung und Schadstoffbelastung
 - Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit
- Zahlungsbereitschaft für Energiedienstleistung bzw. zur Vermeidung von Umwelt- und Gesundheitsschäden in der eigenen Umgebung, aber auch im Rest der Welt.

1.1.2. Trade-offs zwischen internen, externen und sozialen Kosten

Soziale Kosten pro kWh einer Stromerzeugungstechnologie ergeben sich aus der Summe der entsprechenden internen Stromerzeugungskosten und der externen Kosten.

Formel 1: Berechnung von sozialen Kosten

$$\text{Soziale Kosten} = \text{Interne Kosten} + \text{Externe Kosten}$$

Die Entscheidung zwischen verschiedenen Technologien ist dann herausfordernd, wenn die verfügbaren Technologien mit niedrigen internen Kosten relativ hohe externe Kosten erzeugen bzw. wenn die verfügbaren Technologien mit relativ hohen internen Kosten niedrige externe Kosten mit sich bringen. Die sozialen Kosten sind ein Maß für die Gesamtkosten einer Technik aus gesellschaftlicher Sicht, denn es werden die Kriterien Umwelt- und Gesundheitsschutz, Klimaschutz und Kostenminderung berücksichtigt.

Der Zielkonflikt zwischen den internen Kosten der Stromerzeugungstechnologien und ihren Umweltauswirkungen wird untersucht, um faktenbasiert die politische Entscheidungsfindung unterstützen zu können.

Umweltexternalitäten – Externe Kosten

Laut (EC 2005) entstehen Externalitäten, wenn die sozialen oder wirtschaftlichen Aktivitäten einer Personengruppe Auswirkungen auf eine andere Gruppe haben und wenn diese Auswirkungen von der ersten Gruppe nicht vollständig berücksichtigt oder kompensiert werden.

Eine kurze und prägnante Definition gibt (BUCHANAN & CRAIG S. 1962) nach BAUER et al. (2017: 73) „Externe Kosten sind Kosten, die nicht vom Verursacher getragen werden müssen“. Das bedeutet, dass die Nebenwirkungen einer Maßnahme nicht berücksichtigt werden, solange sie nicht in den Markttransaktionen der Verantwortlichen berücksichtigt werden. Viele unterschiedliche Effekte können daher „extern“ sein. Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf der Methodik zur Berechnung und Bewertung von Umwelt- und Gesundheitseffekten, insbesondere durch Luftverschmutzung und THG-Emissionen.

Eine wichtige Voraussetzung für die Zuweisung der Verantwortung an die verschiedenen Gruppen, welche die Umweltbelastungen verursachen, ist das Verursacherprinzip. Das Verursacherprinzip ist im Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union, vgl. (EUROPEAN UNION 2012) verankert. Die Richtlinie 2004/35/EG des Europäischen Parlaments und des Rates von 2004 über die Umwelthaftung zur Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden basiert ebenfalls auf diesem Grundsatz.

Öffentliche Güter und Marktversagen

In einem perfekten Markt treffen Angebot und Nachfrage aufeinander, d.h. es werden Preise gebildet und Waren ausgetauscht. Der perfekte Markt ist Grundlage für die Bewältigung der Knappheit und der damit verbundenen Folgen. Knappheit entsteht, weil die Ressourcen nur begrenzt verfügbar sind (beispielsweise begrenztes Einkommen, begrenzte Verfügbarkeit von Produktionsfaktoren etc.). Knappheit spiegelt sich in den Preisen wider, vgl. (NEUBÄUMER et al. 2017). Die Preise werden in einem perfekten Markt durch Angebot und Nachfrage auf dem Markt gebildet. Der Preis ändert sich, bis Angebot und Nachfrage gleich sind, wodurch ein Marktgleichgewicht mit einem Gleichgewichtspreis und einer Gleichgewichtsmenge entsteht. Eine wichtige Voraussetzung für das Funktionieren eines Marktes ist, dass er perfekt ist. Das bedeutet: homogene Güter, keine Präferenzen in Bezug auf Personal, Raum und Zeit, sofortige Reaktion auf Marktveränderungen und perfekte Markttransparenz und vollkommener Wettbewerb, vgl. (NEUBÄUMER et al. 2017). Werden diese Bedingungen nicht erfüllt, entstehen Ineffizienzen. Sind diese Bedingungen dagegen erfüllt, führt dies zu einer effizienten

Marktsituation und einem stabilen Marktgleichgewicht, vgl. (DEIMER et al. 2017). Des Weiteren trifft die klassische Volkswirtschaftslehre folgende Annahmen. Der Konsum einer Ware führt zur Befriedigung der Bedürfnisse eines Haushalts. Dies stellt den Nutzen dar. Bei mehreren Gütern und einem bestimmten Budget wählt ein Haushalt immer die Kombination von Gütern, die den Nutzen maximiert. Entscheidungen bedeuten eine Umverteilung und führen daher zu „Gewinnern“ und „Verlierern“. Eine Volkswirtschaft funktioniert effizient, wenn das Gesamtwohl, d.h. der Gesamtnutzen aller in der Volkswirtschaft tätigen Personen, maximiert wird. Dieser Zustand wird erreicht, wenn keine Person bessergestellt werden kann, ohne eine andere in eine schlechtere Position zu bringen. Dies wird auch als „Pareto Optimum“ bezeichnet. Es gibt mehrere Gründe für das Auftreten eines Marktversagens. Im Folgenden geht es um Marktversagen aufgrund von sogenannten „öffentlichen Gütern“. Öffentliche Güter (wie beispielsweise saubere Luft) zeichnen sich durch einen fehlenden Marktmechanismus aus. Charakteristisch für öffentliche Güter ist, dass das Ausschlussprinzip nicht gilt und es keine Rivalität im Konsum gibt. Es gibt keinen Preis für die Ressourcen und somit keinen Anreiz mit den Ressourcen sparsam umzugehen (sogenannter Free-Riders-Effekt), siehe Anhang A3.

Kosten-Nutzen-Analyse

In sogenannten Kosten-Nutzen-Analysen (KNA), vgl. (ATKINSON et al. 2018; ATKINSON & MOURATO 2015), werden interne Kosten dem monetarisierten Nutzen gegenübergestellt. Wenn der „Nutzen“ nicht monetarisiert werden kann, kann eine Kosten-Wirksamkeits-Analyse durchgeführt werden. Dies kann dann sinnvoll sein, wenn z. B. zwei Maßnahmen zum gleichen Ergebnis führen bzw. wenn die Betrachtung auf einen Parameter ausgerichtet ist. Wenn aber Nebeneffekte mitbewerten werden sollen, ist es notwendig, die verschiedenen Effekte implizit oder explizit zu gewichten. Implizit werden Effekte mit Null gewichtet, wenn sie nicht in den Vergleich einbezogen werden. Bei einer Entscheidung für eine Alternative A (mit niedrigen internen Kosten, aber höheren Emissionen) anstatt der Alternative B (mit höheren internen Kosten, aber niedrigeren Emissionen) werden implizit (auch ohne Ökobilanz oder sonstigen Nachhaltigkeitsbewertungen) die Emissionen mit der Differenz der internen Kosten bewertet. Es wird implizit angenommen, dass die zusätzlich entstehenden Schäden niedriger sind als die Differenz der internen Kosten.

Eine Technologie verursacht im Rahmen des Lebenszyklus eine Reihe von Umweltaspekten (z. B. Emissionen von Luftschadstoffen und Treibhausgasen), (vgl. Definitionen in ISO 14008 (2019) und ISO 14007 (2018)), welche eine Vielzahl von negativen Umweltauswirkungen verursachen können. Epidemiologische Studien belegen, dass die natürliche und anthropogene Konzentration von Luftschadstoffen und anderen Belastungen (z. B. Lärm) Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt haben. Die anthropogenen Belastungen werden durch Aktivitäten verursacht, die in der Regel die Lebensqualität erhöhen sollen, wie z. B. die Verwendung von elektrischen Haushaltsgeräten oder elektrisch betriebene industrielle Fördereinrichtungen. Die entsprechenden Stromerzeugungskosten stellen die internen Kosten solcher Aktivitäten dar. Diese werden in „Markttransaktionen“ berücksichtigt.

Effekte, die bei Markttransaktionen nicht berücksichtigt werden, werden als Externalitäten bezeichnet. Im Rahmen dieser Arbeit sind die Umweltauswirkungen von besonderem Interesse. Solange die negativen Auswirkungen bei der Entscheidungsfindung nicht berücksichtigt werden, kann das Wirtschaftssystem suboptimal sein. Die Ressourcenallokation des freien Marktes wird aus gesellschaftlicher Sicht nicht optimal sein, solange negative Externalitäten nicht internalisiert werden, vgl. (VARIAN & BUCHEGGER 2004).

In der öffentlichen Diskussion und in den Medien werden oft nur Teilaspekte der Herausforderungen der Energiewende beleuchtet. Es wird häufig die Frage nach dem technisch möglichen betont ohne auch eine Antwort zum gesellschaftlich sinnvollen zu stellen. So werden beispielsweise in der folgenden Aussage die internen Kosten nicht genannt.

„A global transition to 100% renewable energy across all sectors – power, heat, transport and desalination before 2050 is feasible“ (RAM et al. 2019: I). Es ist eine Voraussetzung, dass ein Ziel prinzipiell technisch realisierbar ist. In der Regel sind aber die internen Kosten verschiedener Alternativen Grundlage für Entscheidungen.

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel die internen Kosten und die monetarisierten Umwelteffekte einzelner Stromerzeugungstechnologien gegenüberzustellen. Aus dem Vergleich der sich ergebenden sozialen Kosten der Stromerzeugungstechnologien werden Empfehlungen für die Ausgestaltung des zukünftigen Stromerzeugungsmix abgeleitet. Ziel der Energiewende, vgl. (EU 2006), sollte es sein, ein gesamtgesellschaftlich optimales Niveau der Reduzierung der Umweltbelastung zu erreichen. Stromerzeugungstechnologien sollten so ausgewählt werden, dass das Energiesystem möglichst niedrige soziale Kosten hat, und sowohl inter- als auch intragenerational gerecht und nachhaltig ist. Dazu ist ein integrativer Ansatz notwendig, der die Zielkonflikte zwischen verschiedenen Schutzgütern, Schadstoffen und anderen Nachhaltigkeitszielen in Betracht zieht. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Methoden entwickelt und weiterentwickelt, die helfen, diese Fragen möglichst objektiv beantworten zu können.

1.1.3. Zusammenfassung der Problemstellung

Welche Stromerzeugungstechnologie müsste wann und wo installiert werden, um einen optimalen Pfad für den Übergang vom derzeitigen Energiesystem in ein nachhaltige(re)s Energiesystem zu finden? Zur Beantwortung dieser Frage bedarf es komplexer globaler Modelle, die u.a. soziologische Aspekte und Modelle zur Sektorenkopplung im Energiebereich (Wärme, Mobilität, Elektrizität etc.) und vielen weiteren wirtschaftlichen Bereichen berücksichtigen. Dieser Aufgabe stellen sich viele Forscher, Erfinder, Ingenieure, Manager etc. in Wissenschaft, Wirtschaft und Politik. Es sind bereits viele Initiativen und Projekte mit erheblichen Fördervolumen auf den Weg gebracht worden. Diese fanden aber meist mehr oder weniger unabhängig voneinander und nicht in der integrativen Art- und Weise, wie in der hier vorliegenden Arbeit statt. Die vorliegende Arbeit will zu den Entscheidungsgrundlagen beitragen. Die entwickelten Methoden werden in einem wichtigen Teilbereich, nämlich der Stromerzeugung angewendet. Die Erkenntnisse aus dieser Arbeit können auch bei weiteren Fragestellungen Beiträge leisten.

Elektrischer Strom kann aus mehreren Primärenergieträgern und durch verschiedene Technologien erzeugt werden. Diese Technologien haben unterschiedliche Eigenschaften, Umweltaspekte und Auswirkungen auf das Klima. Es gibt eine Reihe von Interessengruppen (Stakeholder), welche zum Teil unterschiedliche Informationen, Motivationen und Auffassungen von diesen Merkmalen haben. Der Vergleich verschiedener Optionen der zukünftigen Stromversorgung muss daher auf möglichst objektiven und transparenten Methoden basieren.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die Umweltauswirkungen und die internen Stromerzeugungskosten berücksichtigt. Die Umweltauswirkungen der Stromerzeugung müssen quantifiziert und bewertet werden, um sie zusammen mit den internen Stromerzeugungskosten bei der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen. Da es viele verschiedene Umweltauswirkungen gibt, müssen diese zusammengefasst und dafür gewichtet werden. Diese Gewichtung basiert im besten Fall auf der Zahlungsbereitschaft der betroffenen Bevölkerung gewisse Risiken, Umwelt- und Gesundheitsschäden zu vermeiden.

Um die internen Kosten und die Umweltauswirkungen in einem Vergleich addieren zu können, müssen die Umweltauswirkungen ebenfalls monetär ausgedrückt werden. Dies sind die so genannten „externen Kosten“ (genaue Definitionen zu den Begriffen Umweltaspekte, Umweltauswirkungen, Umweltschäden, Umweltkosten, externe Kosten etc. sind im Anhang A2 zu finden).

Das Hauptziel der externen Kostenberechnung besteht darin, verschiedene Arten von Umweltauswirkungen zu einem einzigen monetären Wert zusammenzufassen. Die Gewichtung sollte sich nach den Annahmen der Wohlfahrtökonomie, an den Präferenzen der betroffenen und gut (vollständig) informierten Bevölkerung orientieren. Eine Aggregation und Gewichtung nach Vorgaben von „Experten“ führt oft zu keinen eindeutigen Ergebnissen (Stichwort Expertendilemma). Politische Entscheidungen müssen bei der Bevölkerung auf Akzeptanz treffen und / oder nachvollziehbar sein. Der Vorteil eines monetären Wertes für Umweltauswirkungen besteht darin, dass er einen direkten und objektiven Vergleich mit anderen Kosten und Nutzen ermöglicht.

Vergleichbare Schäden, z. B. bestimmte Krankheitsbilder oder „ein verlorenes Lebensjahr“, sollten unabhängig von der Ursache bewertet werden können. Der Aufwand, um ein bestimmtes Risiko zu reduzieren, sollte unabhängig von der Ursache sein (anthropogene Ursachen können z. B. Luftschadstoffe, Arbeitsunfälle, Verkehrsunfälle oder der Klimawandel etc. sein). Nur so kann eine optimale Verteilung der vorhandenen Ressourcen ermöglicht werden.

1.2. State-of-the-Art der sozialen Kostenermittlung

Es gibt verschiedene Ansätze der Bewertung von Umweltaspekten von Technologien, Dienstleistungen und Gütern. Diese überschneiden sich teilweise mit der Methodik und den Grundprinzipien der Bewertung der externen Kosten. Die verschiedenen Ansätze wurden für mehr oder weniger unterschiedliche Fragen und Zwecke entwickelt. Insbesondere sind innerhalb dieser Arbeit die folgenden Ansätze relevant:

- Wirkungspfadansatz (WPA)
- Ökobilanz (LCA)
- Risikoanalyse
- Berechnung von Stromgestehungskosten.

Diese Ansätze und ihre Unterschiede sind in der wissenschaftlichen Literatur ausführlich beschrieben und diskutiert, z. B. in (HOFSTETTER 1998), (FINNVEDEN 2000), (SONNEMANN 2002), (SLEESWIJK 2010), (EUROPEAN COMMISSION 2010a), (EUROPEAN COMMISSION 2010b). Die Zusammenhänge zwischen Ökobilanz und Risikobewertung werden z. B. in (FLEMSTRÖM et al. 2004) diskutiert. Im Rahmen dieser Arbeit wird der WPA angewendet. Der WPA integriert Informationen aus der LCA und der Risikoanalyse, um alle relevanten Umweltaspekte einzubeziehen. Die externen Kosten können dann zusammen mit den Stromgestehungskosten zur Berechnung der sozialen Kosten kombiniert werden.

1.2.1. Wirkungspfadansatz zur Berechnung der externen Kosten

Der Wirkungspfadansatz (WPA), dargestellt in Abbildung 5, ist ein analytisches Verfahren, das die Abfolge ab einer Aktivität (Stromerzeugung), deren Umweltaspekte (z. B. Emission von Luftschadstoffen) über die Umweltauswirkung (z. B. erhöhte Konzentration von Luftschadstoffen) bis hin zu den Schäden bzw. Umweltkosten durchläuft. Der WPA berücksichtigt den Standort und den Zeitpunkt einer Emission. Modelle für die chemische Umwandlung und den Transport (CTM) von Schadstoffen sind erforderlich, um die Konzentrationsänderung im Umkreis um die Quelle zu quantifizieren. Daraus werden physische Schäden berechnet. Diese werden mit Geldwerten (idealerweise in Höhe der Zahlungsbereitschaft das Risiko dieses Schadens zu vermeiden) gewichtet und aggregiert.

Von Bedeutung ist die Modellierung der chemischen Umwandlung der Luftschadstoffe SO₂, NO_x und NH₃ in sekundäre anorganische Aerosole (SIA). SIA sind Feinstaubpartikel (engl. Particulate Matter) mit einem Durchmesser unter 10 µm (PM10) bzw. unter 2,5µm

(PM2.5). SIA tragen je nach Standort und Jahreszeit zu einem Großteil der Umgebungskonzentration von Feinstaubpartikeln bei. Daher müssen, um Schäden eindeutig einer bestimmten Emissionsquelle zuordnen zu können, zwei Modellläufe durchgeführt werden, um die Änderung der Konzentrationsverteilung von Schadstoffen einer bestimmten Quelle zuordnen zu können. Basierend auf der Exposition der Rezeptoren können die damit verbundenen Auswirkungen durch die Anwendung von Konzentrationswirkungsbeziehungen (CRF) berechnet werden. Schließlich werden alle Umweltauswirkungen nach den Präferenzen der Risikoreduktion der Gesellschaft gewichtet. Diese Präferenzen werden hauptsächlich als Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung bestimmter Risiken von Umweltauswirkungen ausgedrückt. Somit können die Umweltauswirkungen zu den Umweltkosten bzw. externen Kosten zusammengefasst werden.

PM2.5 trägt wesentlich zu den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit bei. Aber auch die Deposition von sekundären anorganischen Aerosolen als säurebildende und eutrophierende Stoffe hat negative Auswirkungen auf Materialien (z. B. Gebäude), Pflanzen und Ökosysteme. Darüber hinaus führen NO_x und NMVOC zu höheren Ozonkonzentrationen. Ozon trägt auch zu den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf die Umwelt bei. Die direkte Wirkung von Stickstoffdioxid (NO_2) auf die menschliche Gesundheit wurde in vorangegangenen Arbeiten noch nicht berücksichtigt.

Diese Methoden, die in Zusammenarbeit zwischen US-amerikanischen und europäischen Forschern entwickelt wurden, haben in den letzten 30 Jahren eine bedeutende Entwicklung erfahren, vor allem dank einer Reihe von Forschungsprojekten, die als ExternE-Projektreihe bekannt sind (External Costs of Energy (EXTERNE 2005)). Obwohl nicht alle Effekte berücksichtigt werden können, ist das Verständnis der externen Kosten relativ ausgereift. Der WPA verwendet Daten aus sogenannten Sachbilanzen (Life Cycle Inventory / LCI), um die Umweltaspekte zu quantifizieren.

Die Methodik zur Berechnung der externen Kosten auf Basis des WPA wurde im Rahmen der ExternE-Projektreihe und mehrerer anderer Projekte entwickelt. Einen umfassenden Überblick enthält z. B. (DI VALDALBERO & VALETTE 2011). Eine Diskussion der ExternE-Methode findet sich u.a. in (EC 2005) und (PREISS 2014).

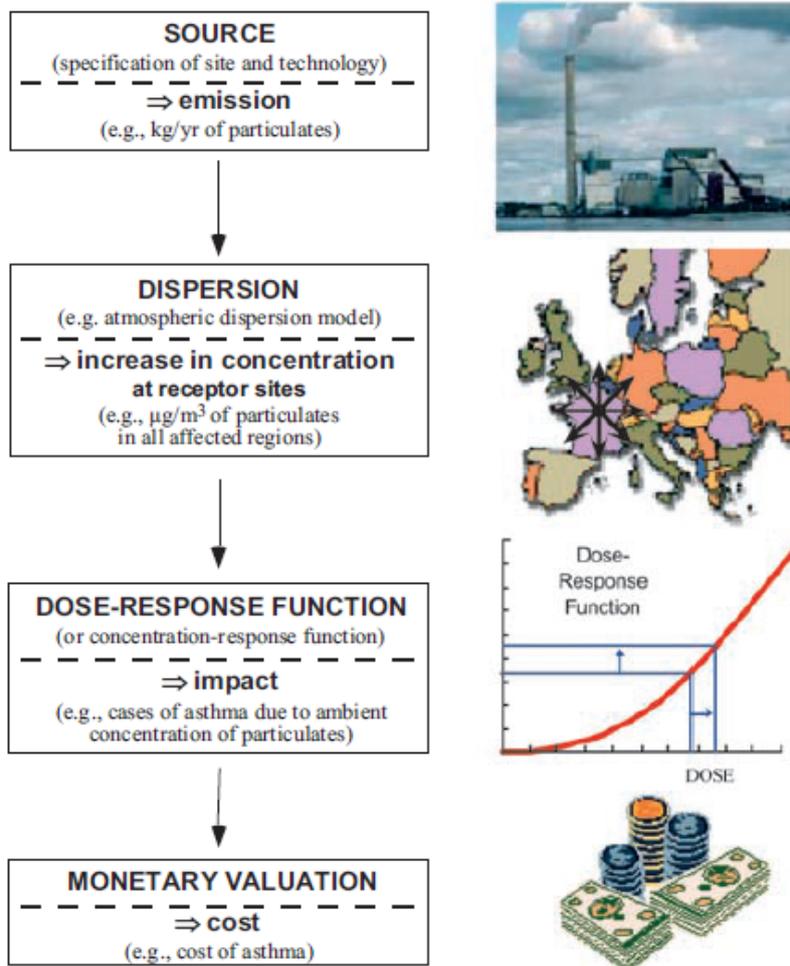


Abbildung 5: Wirkungspfadansatz (EC 2005)

Der WPA wurde bereits in EcoSense4.0 (DROSTE-FRANKE et al. 2004) umgesetzt, einem Computersystem, das für die Bewertung von Umweltauswirkungen und daraus resultierenden externen Kosten entwickelt wurde, die durch Energieumwandlung und andere industrielle Aktivitäten verursacht werden. EcoSense4.0 war eine Desktop-Version und enthält relevante Daten und Modelle, die für den WPA erforderlich sind. Die in EcoSense4.0 enthaltenen Modelle wurden im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr verwendet, sondern durch weiterentwickelte Modelle ersetzt, die im weiterentwickelten online-Tool EcoSenseWeb 2.0 integriert wurden. Dieses Modell bietet die Möglichkeit Daten zu verschiedenen Umweltaspekten einzugeben. Module zur Bewertung der Emissionen in die Luft sowie über Boden und Wasser enthalten die klassischen Luftschadstoffe, wichtige Schwermetalle, THG und Radionuklide. Das vom "Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air pollutants in Europe" genutzte europaweite Netz (EMEP50-Netz) mit einer räumlichen Auflösung von ca. $50 \times 50 \text{ km}^2$ wird verwendet. Die chemische Transformationsmodellierung (CTM) basiert auf relativ einfachen Modellen, bei denen aus Ergebnissen komplexer Ausbreitungsmodelle einfache Zusammenhänge zwischen Emissionen und Konzentrationen abgeleitet wurden. Die regionale Modellierung von Feinstaub in Europa wird mit Hilfe des Windrose Trajektorie-Modells (WTM) durchgeführt, das ein HTM-ähnliches Atmosphärenmodell ist (HTM = Harwell Trajektorie-Modell, entwickelt von Derwent und Mitarbeitern von AEA Technology, Harwell Laboratory, UK). Das Ausbreitungsmodell Industrial Source Complex (ISC) für den lokalen Maßstab etwa 50 km um eine Punktquelle wurde von der U.S. Environmental Protection Agency (WAGNER 2000) entwickelt. Entsprechende meteorologische Daten werden jedoch nicht mit dem EcoSense-Modell bereitgestellt, so dass Berechnungen ohne spezifische Meteorologie-Daten nicht korrekt

durchgeführt werden können. Die Ozonbildung wird durch das Source-Rezeptor Ozon Modell (SROM) geschätzt, das auf den Source-Receptor-Matrizen (SRM) basiert, die in einer großen Anzahl von Durchläufen mit einer älteren Version des Eulerschen Modells im Rahmen des „European Monitoring and Evaluation Programme“ (EMEP) analysiert wurden.

1.2.2. Lebenszyklusansatz zur Berechnung der externen Kosten

Im Folgenden wird das Konzept der Ökobilanz (Life Cycle Analysis, LCA) beschrieben. Es wird dargestellt, an welchen Stellen es Überschneidungen zum WPA gibt, und in welchen Punkten der WPA und die Berechnung der externen Kosten nützlichere Ergebnisse liefern.

Zur Entscheidungsunterstützung bei der Entwicklung oder Implementierung von Technologien und technischen Innovationen müssen diese hinsichtlich vieler verschiedener Merkmale bewertet werden. Eine LCA dient dazu verschiedene Lebenszyklusstufen zu analysieren und gegebenenfalls Prozesse oder Produkte zu optimieren. Im Rahmen der Technologiebewertung dient die LCA zur Gegenüberstellung von verschiedenen Technologien, die das gleiche Produkt erzeugen. Im Fall der Stromerzeugung ist diese sogenannte „funktionelle Einheit“ eine kWh Strom.

Die Bereitstellung einer kWh Strom beinhalten die Umwandlung von Energie und den Transport und Verbrauch von Materialien.

Einerseits gibt es Technologien wie Kohle- oder Erdgaskraftwerke, die den größten Teil der Luftschadstoffemissionen während des Betriebs erzeugen. Auf der anderen Seite gibt es Technologien wie Photovoltaik (PV) oder Wasserkraftwerke, die im Betrieb nahezu emissionsfrei arbeiten. Diese Technologien verursachen jedoch Umweltauswirkungen bei Bau, Produktion und Entsorgung. Um vollständige und möglichst objektive Daten zur Beantwortung von Umweltfragen zu erhalten, muss die Sachbilanz (LCI) aller Stoffe und des Ressourcenverbrauchs über den gesamten Lebenszyklus betrachtet werden. Wie in Abbildung 6 dargestellt, können dabei vorgelagerte Prozesse (z. B. Gewinnung von Ressourcen für die Herstellung), der Betrieb einer Technologie (z. B. Energieumwandlung von fossilen Brennstoffen in elektrischen Strom) und nachgelagerte Prozesse (z. B. Abbau einer Anlage und Recycling der Materialien) unterschieden werden. Technologien benötigen auch Instandhaltung und Brennstoffe, z. B. Erdgas, das zu einem Kraftwerk transportiert werden muss. Die Lebensdauer und die Betriebszeiten der Technologie spielt deshalb auch eine wichtige Rolle. Um nachhaltigere Produktions- und Verbrauchsmuster zu erreichen, müssen die ökologischen Auswirkungen der gesamten Lieferkette von Produkten, d.h. ihres gesamten Lebenszyklus „von der Wiege bis zur Bahre“ berücksichtigt werden, vgl. (JRC-IES 2010).



Abbildung 6: Produktlebenszyklus, basierend auf (GOYMANN 2011)

Die Umweltaspekte und die Umweltauswirkungen von Stromerzeugungstechnologien wurden in sehr vielen LCA-Projekten und Publikationen untersucht. Die Internationale Organisation für Normung (ISO) hat die Normen ISO 14040 (2006) und ISO 14044 (2006) zur Ökobilanz veröffentlicht, wobei die letzte Aktualisierung durch ISO 14044 (2018) stattgefunden hat. In Anhang A2 befinden sich relevante Definitionen.

LCA ist der Rahmen für die Bewertung der Bereitstellung eines Gutes oder einer Dienstleistung in Bezug auf Umweltfragen. Es sind die wissenschaftlichen Ansätze hinter moderner Umweltpolitik und unternehmerischer Entscheidungsunterstützung im Zusammenhang mit nachhaltigem Konsum und nachhaltiger Produktion, vgl. (JRC-IES 2011).

Die LCA quantifiziert alle „relevanten“ Emissionen und verbrauchten Ressourcen sowie die damit verbundenen Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen und die Ressourcenknappheit, die mit Waren oder Dienstleistungen verbunden sind.

In ISO 14044 (2018) werden die Bestandteile einer LCA beschrieben. Die Auswertungsphase einer Ökobilanz- oder Sachbilanz-Studie umfasst mehrere, in Abbildung 7 dargestellte Bestandteile:

- Identifizierung der signifikanten Parameter auf der Grundlage der Ergebnisse der Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungs-Phasen der Ökobilanz
- Beurteilung unter Berücksichtigung der Vollständigkeits-, Sensitivitäts- und Konsistenzprüfungen
- Schlussfolgerungen, Einschränkungen und Empfehlungen.

Die Beziehungen der Auswertungsphase zu anderen Phasen der Ökobilanz sind in Abbildung 7 dargestellt. Die Phasen der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens und der Auswertung einer Ökobilanz stellen den Rahmen der Studie dar, während die anderen Phasen der Ökobilanz (Sachbilanz und Wirkungsabschätzung) die Informationen über das Produktsystem liefern.

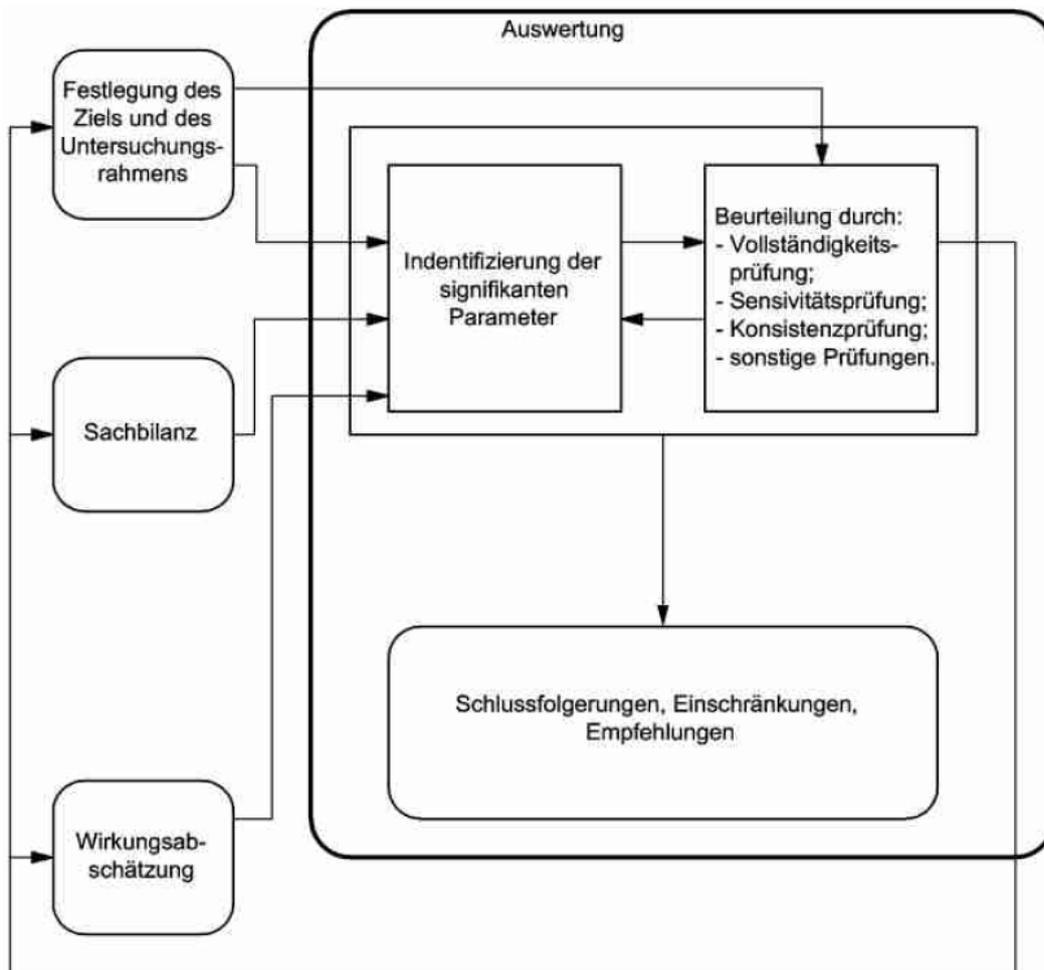


Abbildung 7: Rahmen einer Ökobilanz und Beziehung zwischen den Phasen (ISO 14044 2018)

In Abbildung 8 ist das Konzept von der Sachbilanz über die Wirkungsindikatoren bis zu den Wirkungsendpunkten anhand von Beispielen illustriert.

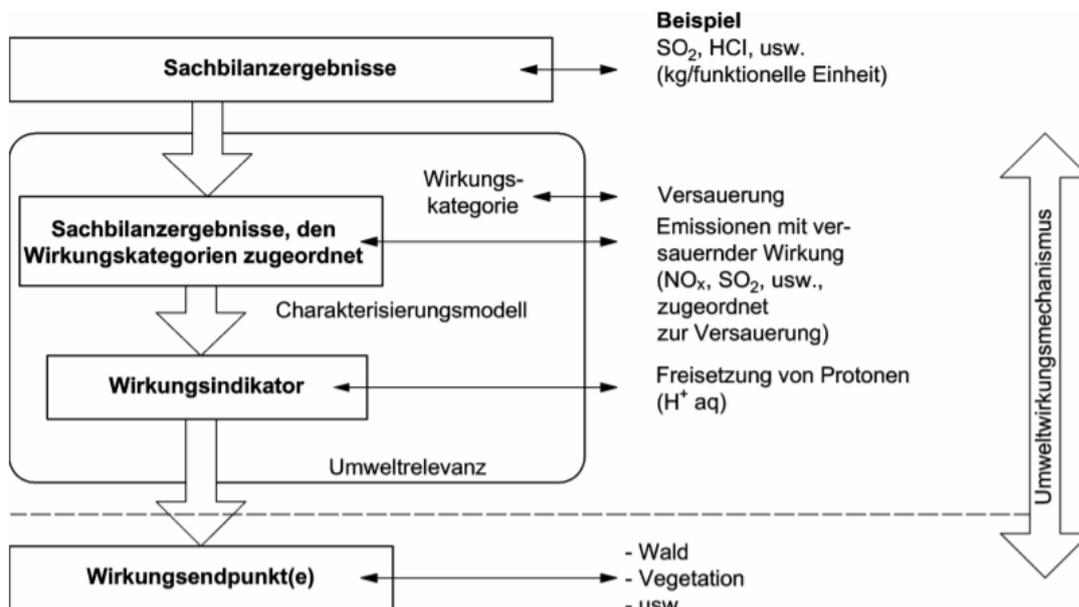


Abbildung 8: Konzept der Wirkungsindikatoren (ISO 14044 2018)

Charakterisierungsmodelle sind der entscheidende Schritt zwischen Umweltaspekt (Emission) und Umweltauswirkung (Schäden). Viele Charakterisierungsmodelle wurden in den letzten drei Jahrzehnten mehr oder weniger parallel und unabhängig voneinander entwickelt. Einen umfassenden Überblick bietet GUINÉE (2016). In den letzten Jahren wurden Anstrengungen unternommen, um die etablierten Methoden zu harmonisieren, d.h. es wurde angestrebt, einen wissenschaftlichen Konsens abzubilden, vgl. VERONES et al. (2017). Eine Herausforderung dabei ist die Abhängigkeit von Charakterisierungsfaktoren vom Ort der Emission. Einerseits gibt es Modelle, die für bestimmte Regionen (z. B. Europa oder Nord-Amerika) sehr genau sind. Andererseits werden auch Durchschnittswerte für andere Regionen bzw. für die ganze Welt benötigt, wenn LCI Daten keinen Regionen zugeordnet werden können. Vorgelagerte Prozesse, wie Erzabbau finden an mehreren Stellen auf der Erde statt und Stoffe (z. B. Kupfer), die z. B. in Deutschland verwendet werden, bestehen aus einem Mix der Materialien aus verschiedenen Herkunftsländern.

Grenzen der Ökobilanz

Eine Schwäche der Ökobilanz besteht darin, dass Belastungen und Auswirkungen durch Arbeitsunfälle und andere schwerwiegende Unfälle nicht in die Bewertung einbezogen werden. Eine weitere große Schwäche der meisten LCIA-Methoden besteht darin, dass sie weder den Ort oder den Zeitpunkt der Emission noch die Auswirkungen auf das menschliche Wohlbefinden berücksichtigen.

Darüber hinaus sind entsprechende räumlich und zeitlich differenzierte LCI-Ergebnisse kaum verfügbar. Die Emissionsdaten werden oft aggregiert und nicht nach verschiedenen Prozessschritten und entsprechenden Standorten differenziert.

Verschiedene neue Studien unterstreichen aber die Bedeutung der geografischen Differenzierung (GENIUS 2016), (WHO 2006), (MARSHALL et al. 2005), (MUTEL et al. 2019), (FRISCHKNECHT et al. 2019) etc.

1.2.3. Soziale Kosten der Stromerzeugung

Die Sozialen Kosten pro kWh einer Stromerzeugungstechnologie ergeben sich aus der Summe der externen Kosten und der internen Kosten.

In Abbildung 9 ist der Zusammenhang zwischen internen, externen und sozialen Kosten graphisch dargestellt.

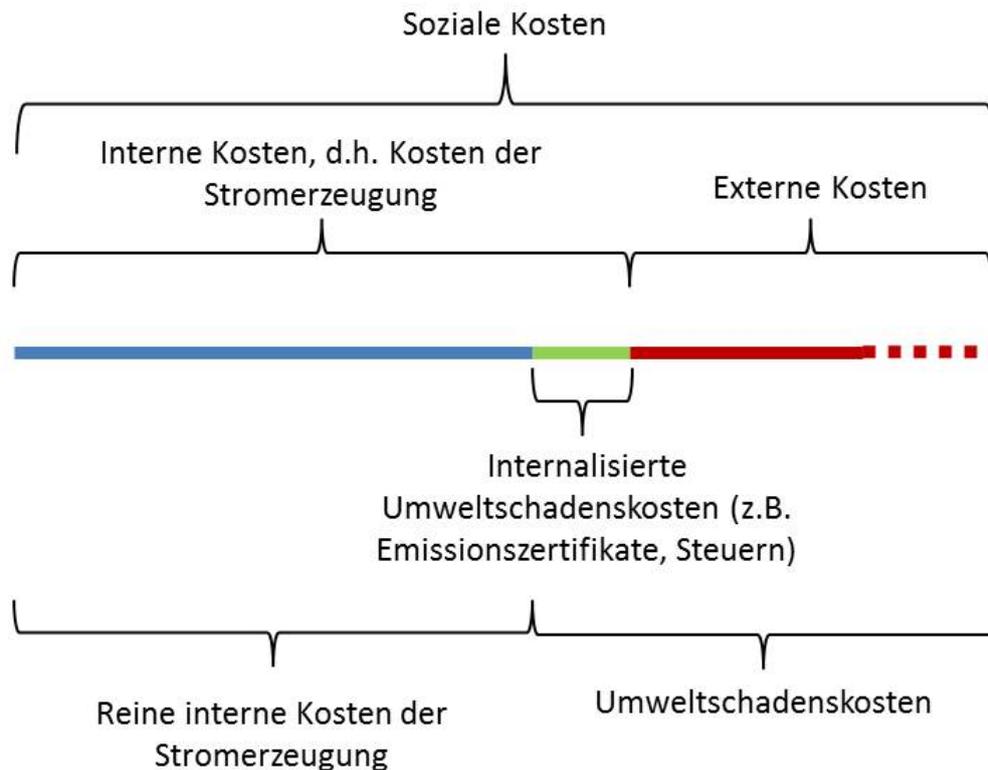


Abbildung 9: Beziehung zwischen internen, externen und sozialen Kosten. Abgeleitet nach (BACHMANN 2014). Anmerkung: Da in der Regel zwar die wichtigsten, aber nicht alle Externalitäten quantifiziert werden können, ist die Obergrenze der Umweltschadenskosten durch eine gestrichelte Linie angezeigt.

Soziale Kosten der Stromerzeugung wurden insbesondere von HOHMEYER (1989), VAN HOREN (1996), KRUPNICK & BURTRAW (1996), durch die NRC (2010), die OECD (2018) und im Rahmen der ExternE-Projektserie, vgl. (EXTERNE 2005) berechnet und veröffentlicht. Während der Projektlaufzeit von NEEDS wurden Zwischenergebnisse im angeschlossenen Projekt CASES (2006-2008) durch MARKANDYA et al. (2010) veröffentlicht.

Die Studien in früheren Arbeiten und die Vergleiche zwischen konventionellen Technologien und den sogenannten Erneuerbaren zeigten, dass insbesondere die hohen Investitionskosten für PV und Windkraftanlagen deren soziale Kosten dominierten. Wärmekraftwerke, die fossilen Energieträger Stein- und Braunkohle und Erdgas in Strom umwandeln, haben durch die Rauchgasreinigung relativ geringe direkte Schadstoffemissionen. Daher spielen Emissionen aus vor- und nachgelagerten Prozessen eine große Rolle. Die Bewertung der THG ist der entscheidende Treiber der sozialen Kosten. Bei Steinkohle haben auch die Methanemissionen aus dem Bergbau einen erheblichen Einfluss auf die externen Kosten der THG. Die Bepreisung von THG Emissionen ist sehr komplex, da sich die Auswirkungen sowohl räumlich also auch zeitlich verteilen und indirekt über die Auswirkungen des Klimawandels verursacht werden. Der Zertifikate-Markt kam lange nur zu relativ niedrigen Preisen (bis 2018 unter 10€ pro Mg CO₂Äq; im September 2019 um die 26 € pro Mg CO₂Äq), vgl. (EEX 2021). Mittlerweile (2021) kommt es aber zu einem Anstieg des CO₂ Preises. So betrug der Preis an der EEX (European Energy Exchange AG Leipzig am 10.9.2021 60,75€/t. Der Ansatz zur monetären Bewertung der THG-Emissionen dieser Arbeit wird in Kapitel 2.2 beschrieben.

1.3. Ziele der Dissertation

Die Ziele der Arbeit lassen sich in drei Teile unterteilen:

- methodische Weiterentwicklung der Berechnung der sozialen Kosten
- die Anwendung der Methodik zur Berechnung der externen und sozialen Kosten von Stromerzeugungstechnologien, die im Jahr 2030 neu installiert werden
- die Einordnung der Ergebnisse im Kontext der nachhaltigen Entwicklung.

Die Verbesserungen der Methodik umfassen insbesondere:

- die integrierte Bewertung von Klimawandel und Luftschadstoffen
- die Verwendung eines neuen regionalen Modelles für Luftschadstoffe
 - verbesserte Bewertung der sekundären Schadstoffe Ozon und anorganische Aerosole
 - räumliche Ausdehnung der Modellierung von Luftschadstoffen auf die nördliche Hemisphäre
 - Anwendung verschiedener Hintergrundemissionsszenarien
 - Anwendung verschiedener meteorologischer Jahre
 - Implementierung eines „Generators lokaler meteorologischer Daten“ für die lokale Ausbreitungsmodellierung
- Bewertung der Auswirkungen auf Ökosysteme und Biodiversität
- Verwendung eines globalen Modelles für Luftschadstoffe
- Implementierung der Bewertung von toxischen Stoffen und Radionukliden
- Berücksichtigung der Zeitabhängigkeit der monetären Bewertung
- Bewertung von schweren Unfällen und Risikoaversion
- Berücksichtigung von Backup-Kosten
- Einschätzung der sozialen Kosten von Power-to-Gas.

Diese methodischen Verbesserungen werden in den Unterkapiteln zu Kapitel 2 beschrieben.

Basierend auf der verbesserten Methodik werden externe Kosten verschiedener Stromerzeugungstechnologien berechnet. Die Ergebnisse und das Wissen über externe Kosten können zur Unterstützung der Entscheidungsprozesse bei Investitionen in verschiedene Stromtechnologien genutzt werden. Es wurden Daten für neue, möglicherweise in der Zukunft verfügbare Technologien ausgewertet. Im Mittelpunkt steht die Stromerzeugung in Deutschland ab dem Jahr 2030. Das Jahr 2030 wird aus mehreren Gründen gewählt:

Erstens steigt die Unsicherheit in Bezug auf die Entwicklung der Technologien bezüglich Umweltaspekten (insbesondere Emissionsfaktoren) und internen Kosten, je weiter entfernt die Technologien in der Zukunft installiert werden. Zweitens sollten die Ergebnisse für aktuelle Entscheidungen relevant sein. Für aktuelle politische Entscheidungen sind die erwarteten externen Kosten für die Jahre ab 2030 relevante Indikatoren.

In Kapitel 3 werden die Ergebnisse vorgestellt. In Kapitel 4 folgen die Zusammenfassung, Schlussfolgerungen und der Ausblick.

2. Methodische Verbesserungen zur Berechnung der sozialen Kosten der Stromerzeugung

Die Methodik zur Berechnung der sozialen Kosten durch Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt wurde weiterentwickelt. Viele Verbesserungen und Erweiterungen wurden im Rahmen der EU-Projekte NEEDS (NEEDS 2004-2009), CASES (CASES 2006-2008), HEITSA, INTARESE und LC-IMPACT (LC-IMPACT 2009-2013) und bei den UBA-Projekten zur Aktualisierung der Methodenkonvention 2.0 (PREISS et al. 2012b; SCHWERMER et al. 2012) und der Methodenkonvention 3.0 (UBA 2018b), siehe auch (VAN DER KAMP et al. 2017) vom Autor entwickelt.

2.1. Integrierte Bewertung

Im Rahmen einer optimalen energiepolitischen Entscheidungsfindung müssen mehrere Prozesse in einer integrierten Bewertung bewertet werden. Von der Europäischen Umweltagentur (EEA) wurde der so genannten DPSIR-Ansatz (siehe Abbildung 10: Driving Forces – Pressures – State – Impact - Responses) von SMEETS & WETERINGS (1999) entwickelt. Dieses Konzept wurde von vielen nationalen und europäischen Institutionen übernommen. Der Rahmen wurde ursprünglich von der EEA für die Umweltberichterstattung entwickelt und strukturiert die Beschreibung der Umweltprobleme, indem er die Beziehungen zwischen verschiedenen Sektoren menschlicher Tätigkeit und der Umwelt als kausale Gliederketten formalisiert. Der Umweltmanagementprozess kann daher als eine Rückkopplungsschleife beschrieben werden, die einen Zyklus steuert, der aus fünf Teilen besteht.

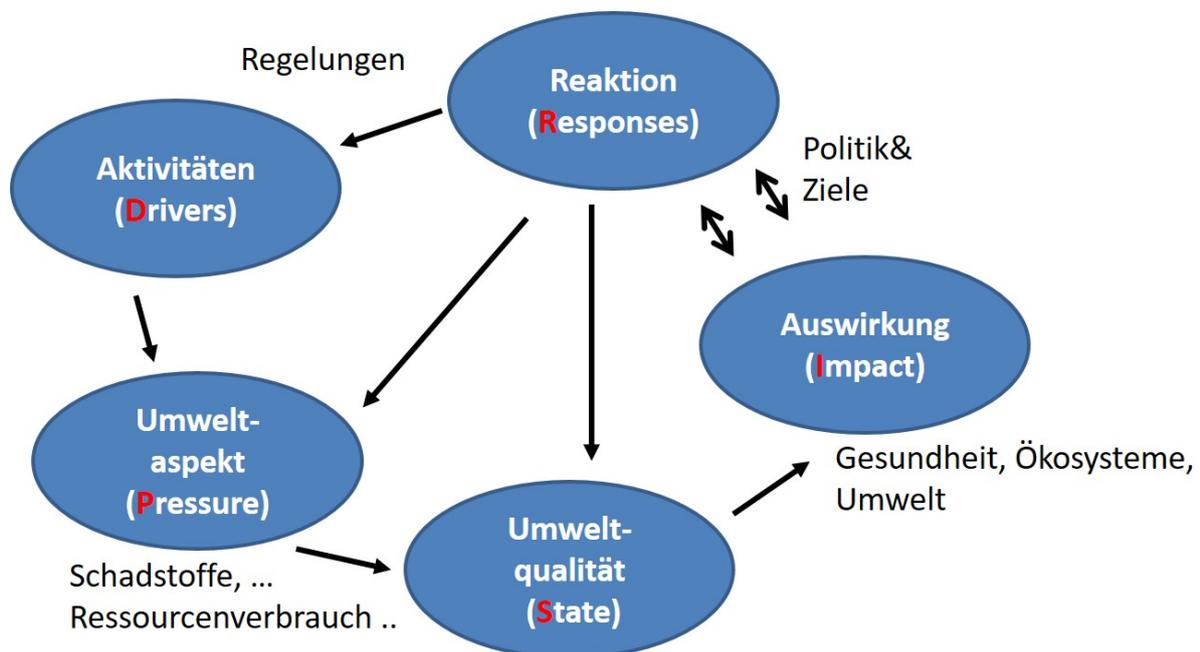


Abbildung 10: DPSIR Ansatz, eigene Darstellung nach (SMEETS & WETERINGS 1999)

Im Rahmen der EU Forschungsprojekte HEIMTSA und INTARESE wurden das „Integrated Environmental Health Impact Assessment System“ entwickelt, vgl. (IEHIAS 2011). Dies führte zur Erweiterung des WPA, wie er in Abbildung 11 dargestellt ist.

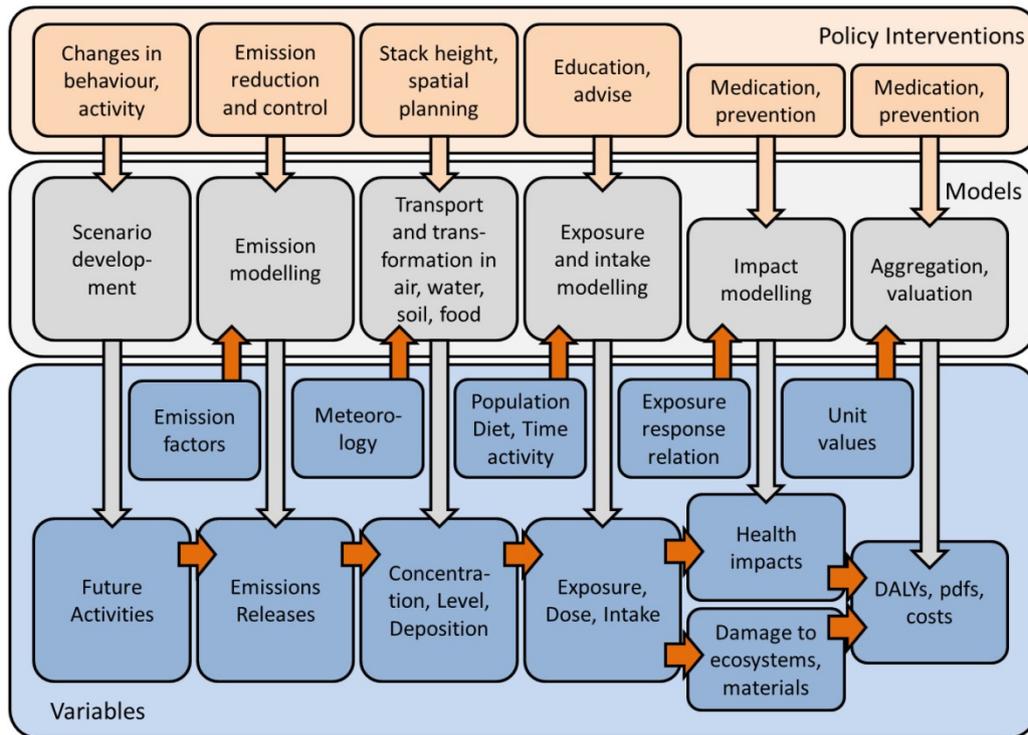


Abbildung 11: Erweiterter Wirkungspfadansatz (IEHIAS 2011)

Die Prozesse der Stromerzeugung und -versorgung verursachen direkt und indirekt eine Vielzahl unterschiedlicher Umweltbelastungen an verschiedenen Standorten, mit unterschiedlichen Schornsteinhöhen bzw. Freisetzungshöhen und zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Die wichtigsten Umweltaspekte, die durch die Prozesse und Aktivitäten bei der Stromerzeugung entstehen, sind die Emission von Kohlendioxid (CO₂), Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxiden (NO_x, NO und NO₂), primärem Feinstaub (PPM2.5 und PPMco) und in kleineren Mengen Ammoniak (NH₃), flüchtige organische Chemikalien (NMVOCs), Methan (CH₄) und Distickstoffmonoxid (N₂O). Darüber hinaus sind in geringerem Maße Emission von Energie in Form von Radioaktivität, Schall (Lärm) und von toxischen Schadstoffen relevant. Weitere Umweltaspekte sind Landnutzung bzw. Landumwandlung.

Ein nachhaltiges Energiesystem muss nicht nur ehrgeizige CO₂-Minderungsziele erreichen, sondern auch andere negative Auswirkungen auf die Gesellschaft minimieren. Da die Luftverschmutzung als die größte Umweltbelastung für die menschliche Gesundheit gilt, vgl. UNECE (2019), ist die Verringerung der Luftverschmutzung und der damit verbundenen Auswirkungen ebenfalls Teil mehrerer Nachhaltigkeitsziele der UN (engl. Sustainable Development Goals, d.h. SDGs). Auch die EU ist bestrebt, die Luftverschmutzung und die damit verbundenen gesundheitlichen Auswirkungen zu verringern. Dies ist im „Clean Air Programme“ festgelegt, vgl. EEA (2018). Die meisten Luftschadstoffe wurden in den letzten Jahren stark reduziert. Dennoch werden nicht überall in Europa die Luftqualitätsnormen eingehalten. Die meisten Emissionen sind immer noch energiebedingt. Da sowohl THG als auch Luftschadstoffe zu einem großen Anteil durch Verbrennungsprozesse fossiler Brennstoffen freigesetzt werden, führt der Klimaschutz oft auch zu einer Verringerung der Luftverschmutzung, es entstehen Synergien zwischen Klimaschutz und Luftreinhaltung. Bis zu einem gewissen Grad kann der Nutzen einer Maßnahme zur CO₂-Vermeidung gesteigert werden, wenn dadurch als Nebeneffekt auch Gesundheitsschäden durch die Reduktion von Luftschadstoffen vermieden werden, vgl. (KITOUS et al. 2017). Daher müssen die Auswirkungen auf die Luftverschmutzung und die damit verbundenen Auswirkungen bei der

Bewertung möglicher Wege zu einem dekarbonisierten und nachhaltigen europäischen Energiesystem berücksichtigt werden.

Der integrierte Ansatz verwendet also externe Kosten von Luftschadstoffen und von THG, um sie mit internen Kosten zu entsprechenden sozialen Kosten zusammenzufassen.

Software EcoSense

EcoSense ist ein computerbasiertes Modell, mit dem der WPA umgesetzt wird. Es wurde im Rahmen von NEEDS zu einer Web-Version weiterentwickelt. Diese Version wird als EcoSenseWeb 2.0 bezeichnet (im Folgenden abgekürzt als ESW2.0) und wurde von PREISS & KLOTZ (2008) dokumentiert. Die Vorgängerversion von DROSTE-FRANKE et al. (2004) EcoSense4.0 war noch keine Web-Version. ROOS (2017) hat für die Bewertung von Politikmaßnahmen eine weitere Version entwickelt, die als EcoSenseWeb2 bezeichnet wird.

ESW2.0 integriert die Abschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen verschiedener Umweltaspekte (Luftschadstoffe, THG, Radionuklide, Landnutzung). Es dient dazu, externe Kosten zu berechnen, um Kosten-Nutzen-Analysen zu ermöglichen, und Umwelteffekte aggregiert als externe Kosten darzustellen. Um die Rechenzeit zu verkürzen, implementiert ESW2.0 ein parametrisiertes atmosphärisches Chemie- und Transportmodell (CTM) in Form von Source-Rezeptormatrizen (SRM) auf Basis des EMEP/MSC-W5 CTM. Die SR-Modelle weisen einer Emission von SO₂, NO_x, NMVOC, NH₃ und Primärpartikeln (PM_{2.5} und PM₁₀) in einem bestimmten Land Veränderungen der Konzentrationen von Ozon und Feinstaub (getrennt in PM_{2.5} und PM₁₀) in den einzelnen Gitterzellen eines 50x50km² Gitter zu, welches ganz Europa und Teile der nordafrikanischen Länder abdeckt.

Das Modell implementiert die im Rahmen des EU-Projektes NEEDS festgelegten Konzentrations-Wirkungs-Beziehungen (CRFs) und monetären Bewertungen für kurz- und langfristige Gesundheitseffekte.

2.2. Externe Kosten von Treibhausgasen: Vermeidungskosten vs. Schadenskosten

Zu den Auswirkungen der anthropogenen THG-Emissionen und des induzierten Klimawandels gehören Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt.

Ein moderater Klimawandel ist ein natürlicher Prozess. Der Klimawandel kann negative und positive Auswirkungen haben und diese Auswirkungen verteilen sich global sehr unterschiedlich. Anthropogene, also durch menschliche Aktivitäten verursachte THG-Emissionen führen nun zusätzlich zu einem unnatürlich beschleunigten Klimawandel und damit zu einer drastisch steigenden globalen Durchschnittstemperatur. Die ökologische Produktivität und die biologische Vielfalt werden durch den Klimawandel und den Anstieg des Meeresspiegels verändert. Einige isolierte Systeme sind besonders gefährdet, darunter einzigartige und wertvolle Systeme wie z. B. Korallenriffe. Besonders unsicher ist die Quantifizierung der Anzahl und der Intensität von extremen Wetterereignissen (z. B. Hitzewellen, Dürren, Überschwemmungen und potenzielle Stürme, tropische Wirbelstürme oder Super-Taifune) und von sogenannten Großereignissen mit potenziell katastrophale Auswirkungen oder große Klimaveränderungen. WATKISS & ANTHOFF (2005) nennen außerdem mögliche Ereignisse wie den Verlust des Eisschildes der Westantarktis, den Verlust des grönländischen Eisschildes, zusätzliche Methanemission (Auflösung von Permafrost oder Methanhydraten im Ozean), Instabilität oder Zusammenbruch des Amazonaswaldes, Abschwächung der thermohalinen Zirkulation im Nordatlantik, Veränderungen in der atlantischen Tiefwasserformation, Veränderungen im südlichen Ozean etc.), indische Monsunumwandlung, Veränderung der Stabilität der Sahara-Vegetation, Albedo-Veränderung, reduzierte Kapazität der Kohlenstoffsenske etc. Mit anderen Worten, es sind sehr viele Effekte

möglich, welche durch Rückkopplungen katastrophale Folgen haben können. Allerdings lassen sich nur wenige dieser Effekte und deren Wahrscheinlichkeit tatsächlich quantifizieren.

Ein Teil der möglichen Auswirkungen kann durch „Integrated Assessment“-Modelle, z. B. das FUND3.0-Modell, vgl. (ANTHOFF 2007; ANTHOFF et al. 2011) modelliert und bewertet werden. In diesem Modell werden Auswirkungen des Klimawandels auf die folgenden Kategorien abgebildet: Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Meeresspiegelanstieg, Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen im Zusammenhang mit Kälte- und Hitzestress, Malaria, Denguefieber, Bilharziose, Durchfall, Energieverbrauch, Wasserressourcen und natürliche Ökosystemen. Die Auswirkungen wurden quantitativ auch bereits mit anderen Modellen wie DICE (NORDHAUS 1992) oder PAGE (HOPE 2006) bewertet. Die Unsicherheit sowie die Variabilität der Ergebnisse durch unterschiedliche Wahl von Parameterwerten ist allerdings sehr groß.

In (ANTHOFF 2007) sind die mit dem Modell FUND3.0 berechneten marginale Schadenskosten dokumentiert. In diesem Modell werden die Ergebnisse durch eine sogenannte Monte-Carlo-Simulation berechnet. Des Weiteren hängen die Ergebnisse sehr stark von normativen Setzungen ab. In (UBA 2018b) steht hierzu *„Dazu gehören die Zeitpräferenzrate und die Verwendung von Equity Weighting. Die Zeitpräferenzrate bestimmt, wie die Nutzen heutiger und zukünftig lebender Menschen gegeneinander abgewogen werden [...]. Equity Weighting bestimmt, wie die Nutzen der Menschen in reicheren und ärmeren Ländern gewichtet werden (vgl. Methodenkonvention 3.0 - Kostensätze, Kapitel 1). Beide Parameter betreffen damit normative Gerechtigkeitsfragen. Sie tragen einen großen Teil zur Bandbreite der Ergebnisse bei, dabei handelt es sich jedoch nicht um Unsicherheit im statistischen Sinne“*.

- Bezüglich „Equity Weighting“ (EW) gibt es drei Varianten: a) kein EW, b) Gewichtung nach Weltdurchschnitt und c) Gewichtung nach westeuropäischem Durchschnitt (West Europa EW).
- Bezüglich der Diskontierung gibt es vier Varianten (0%, 1%, 3% und eine „über die Zeit abnehmende Diskontrate“).
- Bezüglich der statistischen Auswertung (jedes Ergebnis ist ein „Mittelwert“ aus 1000 Modellläufen) gibt es fünf Varianten der Mittelwertbildung („einfacher Durchschnitt“ (arithmetisches Mittel (AM)); „AM 1%-trimmed“; „AM 5%-trimmed“, „AM 10%-trimmed“ und das geometrische Mittel, d.h. der Median).

„Kein Equity Weighting“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass Schäden entsprechend der Zahlungsbereitschaft (ZB) der Region, in der die Schäden anfallen, bewertet werden. Beim „West Europa EW“ werden Schäden überall auf der Welt entsprechend der ZB in Westeuropa bewertet. Siehe dazu die Erläuterungen von ANTHOFF (2007: 11ff).

Die FUND-Modellergebnisse werden anhand verschiedener Mittelwerte der Monte-Carlo-Analyse ausgegeben. Zum arithmetischen Mittel werden auch 1%-, 5%- und 10%-„trimmed“ Mittelwerte ausgegeben. Ein getrimmtes Mittel bedeutet, dass obere und untere Extremwerte nicht mit einbezogen werden. Beim 1%-trimmed-Mittelwert werden die unteren 1% und die oberen 1% der Werte von der Mittelwertberechnung ausgeschlossen (analoges Verfahren für 5%- und 10%-trimmed). Die Begründung für ein getrimmtes Mittel liegt in der Unsicherheit der extremen Werte, die aber die Ergebnisse sehr stark beeinflussen.

Der große Vorteil der detaillierten Ergebnisse von ANTHOFF (2007) ist ihre Transparenz bezüglich der Wertesetzungen. Die Berechnungen basieren auf dem sogenannten „standardisierte EMF 14“ Szenario. In diesem wird von Emissionen ausgegangen, die zwischen 15-17 Gt Kohlenstoff pro Jahr [C/a] im Jahr 2050 und 20-26 Gt [C/a] im Jahr 2100 liegen. Dies entspricht (zumindest bis 2080) etwa dem IPCC-Szenario A1.

Das UBA empfiehlt zur Bewertung der externen Kosten von THG den 1%-trimmed-Mittelwert mit „West Europa EW“. Des Weiteren werden 1% reine Zeitpräferenzrate oder 0% reine Zeitpräferenzrate angenommen. Diese Wertsetzung führt zu relativ hohen Bewertungsfaktoren. Die Auswahl wird wie folgt begründet: *„Wir stellen darin unsere Werturteile und die Maßstäbe*

dar, die wir an die Bewertung von Umweltschäden (und von vermiedenen Umweltschäden) legen und begründen, warum diese für unsere Berechnungen gelten. Damit möchte das Umweltbundesamt einen Beitrag zur Transparenz und Konsistenz der umweltpolitischen Entscheidungsfindung leisten.“ (UBA 2018b: 9).

Tabelle 2: Empfehlungen des UBA zur Bewertung von CO₂-Emissionen [€₂₀₁₆ / MgCO₂] in 2016, 2030 und 2050 (UBA 2018b)

reine Zeitpräferenzrate	2016	2030	2050
1%	180	205	240
0%	640	670	730

Für die Bewertung heranzuziehen wären die marginalen Schadenskosten im pareto optimalen Emissionslevel. Aus diesem Grund kann aber das A1 Szenario nicht verwendet werden.

Im Hinblick auf die großen Unsicherheiten bei der Modellierung der möglichen Umweltauswirkungen des Klimawandels und der großen Bandbreite der externen Kosten in Abhängigkeit von Werturteilen wird in dieser Arbeit auf das Konzept der Vermeidungskosten zurückgegriffen.

Begründung für die Wahl der Vermeidungskosten

a) Unsicherheit der Schadenkosten

Wenn die marginalen Schadenskosten (MSK) mit hinreichender Sicherheit bekannt sind, sollten sie zur Abschätzung der externen Kosten herangezogen werden. Wenn aber die Schadenskosten als zu wenig belastbar (d.h. zu unsicher oder zu unvollständig) angesehen werden, können Vermeidungskosten als sogenannter „zweitbesten Ansatz“ verwendet werden, vgl. (EC 2005; UBA 2013b: 48).

b) Vorsorgeprinzip

In dieser Arbeit wird die Verwendung von Vermeidungskosten auch mit dem Vorsorgeprinzip begründet. Das Vorsorgeprinzip wird so interpretiert, dass bei Anwendung geeigneter Maßnahmen anthropogene THG-Emissionen entsprechend der zuvor beschriebenen Zielsetzungen (Ziel Temperaturerhöhung von <2°C, möglichst 1,5°C) reduziert werden, auch wenn in einer Kosten-Nutzen-Analyse höhere maximale Temperaturanstiege berechnet werden. Begründet wird dies damit, dass Vorsorge gegen noch unbekannt oder nicht quantifizierbare Risiken, die ja bei der Nutzenberechnung fehlen, getroffen werden soll.

c) Akzeptanz

Eine mögliche Ursache bezüglich der fehlenden Akzeptanz der Einführung von hohen CO₂-Preisen und dementsprechend teurer Vermeidungs-Maßnahmen ist, dass die räumliche und zeitliche Verteilung der Emissionen (Verursacher) nicht der Verteilung der Schäden entspricht. Für viele Menschen, auch außerhalb von Deutschland, ist es nicht selbstverständlich, finanzielle Ressourcen für Maßnahmen zu verwenden, die keine direkten Vorteile für die „eigene Bevölkerung“ bringen. Besonders schwer zu kommunizieren ist, dass eine Einheit CO₂, die heute durch menschliche Aktivitäten verursacht wird, mehr Schäden verursacht (marginale Schadenskosten sind höher als durchschnittliche Kosten) als die Emissionen, die bereits in der Vergangenheit stattgefunden haben. Tatsächlich ist es aber so, dass die zukünftigen Emissionen dazu führen werden, dass gegebenenfalls das 2°C Ziel überschritten wird, weil die Konzentration von THG in der Atmosphäre bereits hoch ist. Des Weiteren hängt das Ausmaß möglicher Schäden nicht nur von der Temperaturerhöhung, sondern auch von Anpassungs- und Vorsorgemaßnahmen (z. B. Bau von Dämmen) und der Geschwindigkeit der

Temperaturerhöhung ab. Insbesondere ist die Anpassungsfähigkeit der natürlichen Ökosysteme von der Geschwindigkeit der Temperaturerhöhung herausgefordert bzw. überfordert.

Nicht jede Region ist in gleichem Maß von Folgeschäden des Klimawandels betroffen, aber viele Staaten sehen sich in der Verantwortung den Klimawandel zu begrenzen. Wenn ein Staat sich verpflichtet THG zu reduzieren, können aus diesem Ziel Vermeidungskosten abgeleitet werden. Diese sind „real“ und nachvollziehbar. Dies ist ein weiteres Argument für den Vermeidungskostenansatz, der im Folgenden beschrieben wird.

Vermeidungskostenansatz

Die Festlegung des politisch ausgehandelten Zieles zur Begrenzung der Erderwärmung um deutlich unter 2°C, möglichst 1,5°C im globalen Durchschnitt bis zum Jahr 2100 folgt dem sogenannten Vorsorgeprinzip (Precautionary Principle, vgl. (RABL 2006; EC 2000)). Auch wenn nicht sicher ist, dass dieses Ziel pareto-optimal ist, hat ein sehr großer Teil der Staaten der Welt das genannte Ziel völkerrechtlich verbindlich im Übereinkommen von Paris 2015 beschlossen. Beim Vermeidungskostenansatz werden die marginalen Vermeidungskosten pro Mg CO₂Äq zur Erreichung des o.g. Klimaziels zur Bewertung der THG-Emissionen herangezogen

Vermeidungskosten haben keinen unmittelbaren Bezug zu den Umweltauswirkungen, sondern enthalten Kosten, die bei der Vermeidung oder Verringerung der den Umweltschaden verursachenden Aktivität bzw. deren Emissionsfaktoren ansetzen. Solche Kosten sind z. B. die einer Emissionsvermeidung durch eine direkte Maßnahme, z. B. den Einbau eines Filters oder Katalysators (bezüglich der Emissionen, die dieser reduziert). Vermeidungskosten können aber auch daraus abgeleitet werden, dass eine höherpreisige Technologie A geringere Emissionen als eine günstigere (konventionelle) Technologie B hat. Vermeidungskosten können auch „negativ“ sein, wenn z. B. durch eine Verhaltensänderung nicht nur CO₂ eingespart wird, sondern auch gleichzeitig die Ausgaben für Energie eingespart werden, d.h. wenn sich die Maßnahme auch ökonomisch auszahlt (beispielsweise die Wärmedämmung eines Altbaus).

Wenn die politische Festlegung der Emissionsziele und die daraus resultierenden internen und externen Kosten durch die Gesellschaft akzeptiert werden, können die marginalen Vermeidungskosten als Maßstab zur Bewertung von Emissionen herangezogen werden (Standard-Preis-Ansatz, vgl. (UBA 2018b: 42ff)). Unter der Annahme, dass politische Ziele die Wahrnehmung von Risiken der Gesellschaft widerspiegeln, können die Kosten für die Erreichung dieser Ziele als Zahlungsbereitschaft (ZB) zur Vermeidung entsprechender Risiken interpretiert werden. Durch politische Prozesse und Verhandlungen wird ein politisches Ziel gesetzt. Durch die Schätzung, wie viel es kostet, dieses Ziel zu erreichen kann die implizite ZB quantifiziert werden. Wenn das politische Ziel ein optimales Stabilisierungsniveau der CO₂Äq-Konzentrationen ist, dann entsprechen die MSK den MVK, denn die externen Kosten des letzten emittierten Einheit CO₂Äq sind so hoch wie die Kosten, die notwendig sind, um die Emission dieser Einheit zu reduzieren bzw. zu vermeiden. Dies wird in Abbildung 12 veranschaulicht.

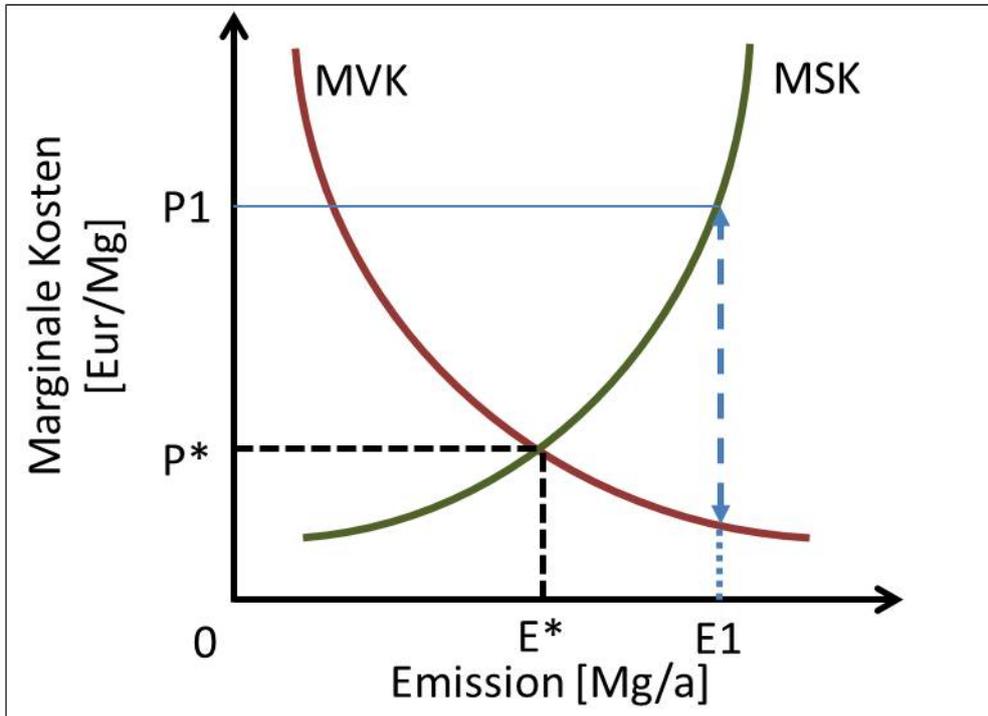


Abbildung 12: Trade-off zwischen MSK und MVK

E_1 : BAU / unkontrollierte Wirtschaft

P_1 : zu hohe Schadenskosten

E^* : effiziente Kontrolle

P^* : optimaler Preis pro Emission

MVK: marginale Vermeidungskosten

MSK: marginale Schadenskosten

Laut KUIK et al. (2009) drücken die marginalen Vermeidungskosten (MVK) die Kosten der teuersten Einheit $\text{CO}_2\text{Äq}$ aus, die reduziert werden muss, um das gesetzte Ziel zu erreichen. Es ist wichtig zu beachten, dass diese Grenzkosten viel höher sein können, als die durchschnittlichen Vermeidungskosten.

Marginale Vermeidungskosten können durch eine sogenannte Merit-Order Kurve ermittelt werden. MCKINSEY & COMPANY (2010) zeigen, dass global gesehen, noch viele Maßnahmen ohne zusätzliche Kosten ergriffen werden können. Werden Maßnahmen mit Vermeidungskosten bis zu 80 € je Mg $\text{CO}_2\text{Äq}$ hinzugenommen, so können ca. 38 Eg ($3,8 \text{ E}+16 \text{ g}$) pro Jahr vermieden werden.

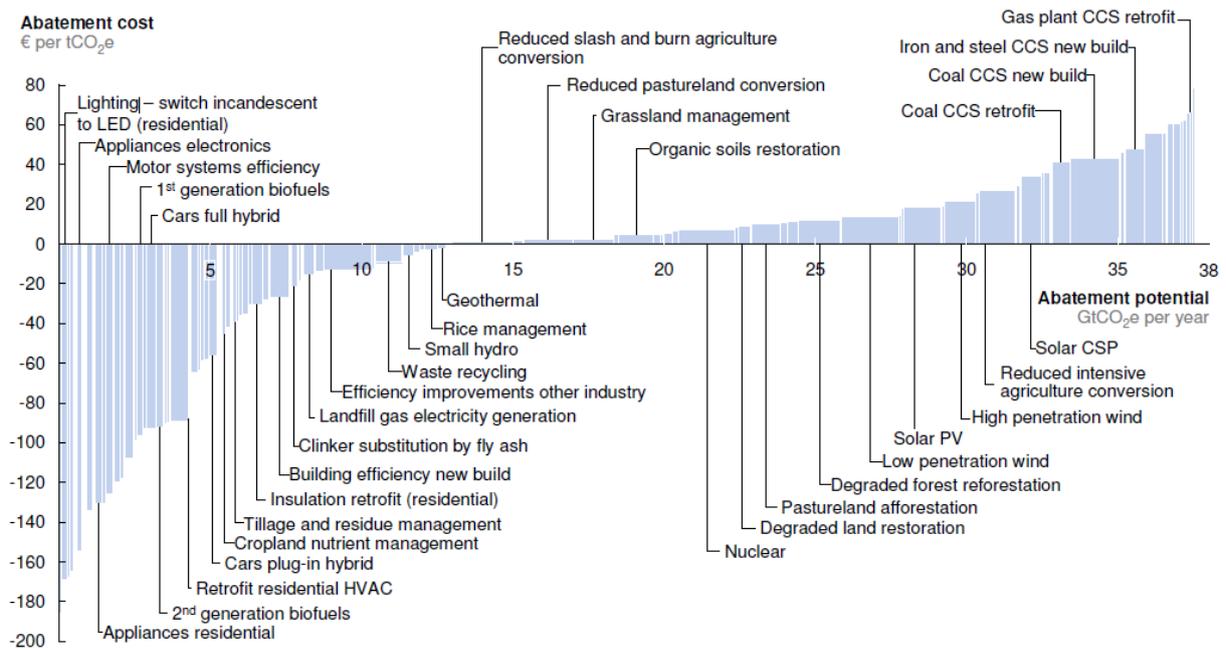


Abbildung 13: Merit-Order-Vermeidungskostenkurve (global) für THG in 2030. Vermeidung über das BAU (Business-As-Usual) hinaus (MCKINSEY & COMPANY 2010)

Die MVK sind abhängig vom Emissionsziel und den angenommenen zukünftigen Technologiekosten.

In (BMU 2019: 1) werden die Eckpunkte für das Klimaschutzprogramm 2030 wie folgt beschrieben.

„Um die EU-Reduktionsziele für große Emittenten aus den Sektoren Industrie und Energie sowie den EU-Flugverkehr gemeinsam zu erreichen, wurde bereits 2005 in der EU ein Emissionshandelssystem (ETS) eingerichtet. Damit werden EU-weit die Emissionen aus diesen Bereichen bis 2030 um 43% gegenüber 2005 reduziert. Die EU ist mit diesen Anstrengungen nicht allein. Weltweit wurde bereits eine Vielzahl solcher Emissionshandelssysteme etabliert. Die Reduzierung der Treibhausgasemissionen in den übrigen Sektoren Verkehr, Gebäude, Kleinindustrie, Landwirtschaft und Abfall (sog. Non-ETS-Bereich) liegt in der Verantwortung der Mitgliedstaaten, die sich im Rahmen der EU-Klimaschutzverordnung verpflichtet haben, definierte Jahresbudgets für den CO₂-Ausstoß einzuhalten. Deutschland hat sich verpflichtet, seine Emissionen im Non-ETS-Bereich bis 2030 um 38% gegenüber 2005 zu mindern.“

Zur Einführung einer CO₂-Bepreisung schreibt das BMU (2019: 4) „Die Bundesregierung wird ab 2021 eine CO₂-Bepreisung für die Sektoren Verkehr und Wärme (Non-ETS-Sektor) einführen. Das nationale Emissionshandelssystem (nEHS) erfasst die Emissionen aus der Verbrennung fossiler Brenn- und Kraftstoffe (insbesondere Heizöl, Flüssiggas, Erdgas, Kohle, Benzin, Diesel). Dabei umfasst das System im Sektor Wärme die Emissionen der Wärmeerzeugung des Gebäudesektors und der Energie- und Industrieanlagen außerhalb des EU-Emissionshandelssystems (EU-ETS). Im Verkehrssektor umfasst das System ebenfalls Emissionen aus der Verbrennung fossiler Kraftstoffe, jedoch nicht den Luftverkehr, der dem EU-ETS unterliegt. Zunächst wird ein Festpreissystem eingeführt, bei dem Zertifikate auf der vorgelagerten Handelsebene an die Unternehmen, die die Heiz- und Kraftstoffe in Verkehr bringen, verkauft werden. Teilnehmer am nEHS sind die Inverkehrbringer oder Lieferanten der Brenn- und Kraftstoffe. Dadurch entsteht ein verlässlicher Preispfad, der es Bürgern und Wirtschaft ermöglicht, sich auf die Entwicklung einzustellen. Gleichzeitig wird eine Handelsplattform aufgebaut, die eine Auktionierung der Zertifikate und den Handel ermöglicht.“

In Tabelle 3 sind die Zertifikate-Preise dargestellt.

Tabelle 3: Preise für CO₂ Zertifikate nach BMU (2019: 4)

Jahr der Zertifikatausgabe	€ pro Mg CO ₂ Äq
2021	10
2022	20
2023	25
2024	30
2025	35

Sollten in einem Jahr mehr Zertifikate ausgegeben werden müssen, als es den Emissionszuweisungen für Deutschland entspricht, müssen diese aus anderen europäischen Mitgliedsstaaten zugekauft werden.

Das BMU (2019: 4) erklärt weiter „Ab 2026 wird eine maximale Emissionsmenge festgelegt, die von Jahr zu Jahr geringer wird. Diese ergibt sich aus den im Klimaschutzplan 2050 und den EU-Vorgaben festgelegten Emissionsbudgets für die deutschen Non-ETS-Sektoren. Analog zum Verfahren im europäischen ETS-System müssen die betroffenen Unternehmen ihre CO₂-Emissionen durch Zertifikate abdecken, die sie im Rahmen von Auktionen oder auf einem Sekundärmarkt erwerben. Der Zertifikatepreis bildet sich grundsätzlich am Markt, außer wenn der Höchstpreis überschritten oder der Mindestpreis unterschritten wird.“

Im Jahr 2026 erfolgt die Auktionierung der Zertifikate in einem Korridor zwischen einem Mindestpreis von 35 Euro pro Tonne CO₂ und einem Höchstpreis von 60 Euro pro Tonne CO₂. Im Jahr 2025 wird festgelegt, inwieweit Höchst- und Mindestpreise für die Zeit ab 2027 sinnvoll und erforderlich sind.“

Die Zertifikatpreis in Tabelle 3 scheinen relativ niedrig mit Hinblick auf die aktuellen ETS-Zertifikatpreise von ca. 60 €₂₀₂₁ pro Mg CO₂Äq, vgl. (EEX 2021). Wenn die Preise nach 2025 weiterhin mit 5 €/Mg pro Jahr steigen würden, wird in 2030 ein Preis von 60 €/Mg CO₂Äq erreicht.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die folgenden Annahmen zur Bewertung von THG getroffen:

Als Vermeidungskosten werden die Werte der Meta-Studie von KUIK et al. (2009) für ein Ziel bei 450ppm CO₂Äq angenommen. Ein Stabilisierungsziel bei 450ppm CO₂Äq entspricht dem weltweit angestrebten 2°C-Ziel. Die Vermeidungskosten entsprechen globalen Vermeidungskosten und liegen 2050 bei 225 €₂₀₀₅/Mg CO₂Äq (mit einer Bandbreite von 128-396 €₂₀₀₅ / Mg CO₂Äq). Die Interpolation der gegebenen Werte mit einer sozialen Diskontrate von 3% führen zu den Werten in Tabelle 4.

Dabei ist zu beachten, dass KUIK et al. (2009) den Geldwert €₂₀₀₅ für 2005 verwenden. Zur Inflationsanpassung wird der Faktor von 1,17 angewendet (siehe Tabelle 22), um auf €₂₀₁₆ (den Geldwert in 2016) zu kommen.

Tabelle 4: Bewertung von THG-Emissionen durch marginale Vermeidungskosten in €₂₀₁₆/Mg CO₂Äq – Interpolation mit 3% pro Jahr

	2030	2040	2050	nach 2050
unterer Wert	83	111	150	150
mittlerer Wert	146	195	263	263
oberer Wert	256	345	463	463

Da Vermeidungskosten direkt am Markt entstehen, folgt in Tabelle 5 die Berücksichtigung eines etwas höher anzusetzenden Marktinzinses. Die Werte von 2050 werden hier mit 5% abgezinst. Daraus folgt für das Jahr 2030 ein mittlerer Wert von 99 €₂₀₁₆/t CO_{2äq} (56-174 €₂₀₁₆/Mg CO_{2äq}).

Tabelle 5: Vermeidungskosten in €₂₀₁₆/Mg CO_{2äq} - Interpolation mit 5% pro Jahr

	2030	2040	2050	nach 2050
unterer Wert	56	92	150	150
mittlerer Wert	99	161	263	263
oberer Wert	174	284	463	463

Die aktuell am Markt beobachtbaren Zinsen sind wesentlich geringer als 3%. Dies ist bedingt durch die Zinspolitik, die als Reaktion auf die Finanzkrise seit 2008 herrscht. Daher werden im Rahmen dieser Arbeit die Werte aus Tabelle 4 verwendet, weil es mittelfristig realistischer scheint, die Annahme zur Interpolation auf 3% statt auf 5% zu basieren. In beiden Fällen liegen die Vermeidungskosten in 2050 in etwa in der Mitte zwischen den Ergebnissen der Studie von GERBERT et al. (2018), die die Sektor-übergreifenden Vermeidungskosten für Deutschland für den 80% bzw. 95%-Klimapfad wie folgt darstellen: „Die teuersten erforderlichen Maßnahmen zur Erreichung des 80%-Klimapfads haben Vermeidungskosten von etwa 100 bis 135 Euro pro eingesparter Tonne CO_{2ä}.“ (GERBERT et al. 2018: 81). „Darüber hinaus würden in vielen Sektoren Maßnahmen für die „letzten Prozente“ substantiell teurer, mit Vermeidungskosten bis fast 400 Euro pro eingesparter Tonne CO_{2ä}. Diese Kosten könnten selbst bei hoher globaler Klimaschutzambition kaum durch internationale CO₂-Preissignale angereizt werden.“ (GERBERT et al. 2018: 83).

Zur Bewertung der anderen relevanten THG Methan (CH₄) und Distickstoffmonoxid (N₂O) werden die THG-Potentiale (Global Warming Potential / GWP) bezüglich dem 100 Jahre Zeithorizont von (IPCC 2014) verwendet (zum Vergleich sind auch die GWP aus den IPCC Berichten für 1995 und 2007 in der Tabelle 6 dargestellt).

Tabelle 6: THG-Potentiale (GWP) von CH₄ und N₂O relativ zu CO₂

	5th AR (IPCC 2014)	2nd AR (IPCC 1995)	4th AR (IPCC 2007)
CO ₂	1	1	1
CH ₄	28	21	25
N ₂ O	265	310	298

2.3. Chemische Umwandlung und Transport klassischer Luftschadstoffe

Drei Ausbreitungsmodelle wurden in das ESW2.0 System integriert.

- Das Industrial Source Complex Modell ist ein von der Umweltschutzbehörde der USA (US-EPA) entwickeltes Gaußsches Fahnenmodell vgl. (WAGNER 2000; BRODE RW & WANG J 1992; KREWITT et al. 2001). Das ISC dient der Ausbreitungsmodellierung von primären partikulären Luftschadstoffen im **lokalen Maßstab** (100 x 100 km² um den Kraftwerksstandort, mit einer Rasterauflösung von 10 x 10 km²). ESW2.0 implementierte eine Version mit kurzem Zeithorizont des Modells, die stündliche standortspezifische meteorologische Daten verwendet. Im Rahmen von NEEDS wurde ein Tool entwickelt und implementiert, um standortspezifische meteorologische Daten abzuleiten, vgl. (DOUROS et al. 2007)

- Source-Rezeptor(SR)-Matrizen für die **regionale Modellierung** basierend auf Ergebnissen des EMEP/MSC-West Eulerian CTM (Chemical Transformation and Dispersion Model), vgl. (TARRASÓN 2009a, 2009b)
- SR-Matrizen für die interkontinentale Transportmodellierung in der **nördlichen Hemisphäre** basieren auf Ergebnissen des EMEP-Modells Version rv2_4 CTM, (WIND 2006). Dieses Modell wurde auch in NEEDS für SR-Matrizen zur Modellierung nordafrikanischer Länder angewendet.

Von größter Bedeutung für die Berechnung der externen Kosten der Stromerzeugung in Europa ist die „regionale Dimension“, da die Emissionen über mehrere tausend Kilometer von der Quelle entfernt transportiert und umgewandelt werden, es somit großflächig zu Konzentrationserhöhungen von Schadstoffen kommt, die eine große Anzahl von Individuen betrifft.. Daher wird dies ausführlicher beschrieben.

Um die genauen marginalen Schadenskosten einer bestimmten Aktivität zu kennen, müssten die von ihr ausgehenden Umweltaspekte / Emissionen (d.h. an einem bestimmten Ort und Zeitpunkt) bewertet werden. Dazu muss die Ausbreitung und chemische Umwandlung mit sogenannten Chemietransportmodellen (CTM) modelliert werden. Die Konzentrationsänderung der primären oder sekundären Schadstoffe bei allen Rezeptoren muss errechnet werden. Dies ist nicht praktikabel, da zur Internalisierung der externen Kosten durchschnittliche Ergebnisse, z. B. externe Kosten pro kWh durch Braunkohlekraftwerke in einem bestimmten Land benötigt werden. Daher ist es das Ziel, sogenannte „quasi marginale“ externe Kosten pro Einheit einer Emission von Luftschadstoffen für bestimmte Quellparameter zu berechnen. Dies sind Charakterisierungsfaktoren, ausgedrückt als „Euro pro Mg Emission“ für die relevanten Schadstoffe. Diese werden anschließend zur Multiplikation mit den entsprechenden durchschnittlichen LCI Daten pro kWh für jede Technologie verwendet. Es stehen verschiedene CTM zur Verfügung. Sie unterscheiden sich in den folgenden Merkmalen:

- Geografische Abdeckung: Lokaler Maßstab (ca. 50 km); regionaler Maßstab (mehrere 1000 km in Europa); hemisphärischer Maßstab (nördliche Hemisphäre) und Weltmodell.
- Räumliche Auflösung, d.h. die Größe von Quell- und Rezeptorgitterzellen. Die Gitter basieren auf geographischen Projektionen, die in Sekunden, Minuten oder mehreren Grad ausgedrückt werden. Daher hängt die Länge und Breite in km der Zellen vom Längen- und Breitengrad der entsprechenden Gitterzelle ab (Mitteleuropa: lokales Raster ca. 10 km, regionales Raster ca. 50 km, hemisphärisches und globales Raster ca. 150 km).
- Zugrundliegende Daten, insb. meteorologische Daten wie Niederschlag, Windgeschwindigkeit, Mischungsschichthöhe, Windrichtung etc. als Jahresmittelwert oder Stundenwerte.
- Modellerte Luftschadstoffe und Annahmen zur Atmosphärenchemie: Es gibt Modelle, die nur die Ausbreitung von primären Feinstaub abdecken und es gibt Modelle, die auch die Ausbreitung und chemische Umwandlung (zu sekundären Schadstoffen wie Nitrate, Sulfate und Ozon) modellieren.
- CPU-Zeit: je nach Komplexität und verfügbarer Hardware kann ein Modelllauf bis zu mehreren Tagen dauern.

Die Wahl des zu verwendenden Modells hängt daher von den verfügbaren Ressourcen, der Größe des Untersuchungsgebietes und der erforderlichen Genauigkeit ab.

Für diese Arbeit wurden die im Folgenden genauer beschriebenen Modelle verwendet und Ergebnisse für verschiedene Schadstoffe abgeleitet, um auch archetypische Unterschiede zwischen den Emissionsquellen mit ausreichender Genauigkeit zu berücksichtigen.

2.3.1. Konzept der Source-Rezeptor-Matrizen

Das Konzept wurde von PREISS et al. (2008) beschrieben. Zur Erstellung der Source-Rezeptor-Matrizen wird mit einem CTM anhand eines Hintergrundemissionsszenarios ein Hintergrundkonzentrationsfeld modelliert. Danach wird ein weiterer Modellauf durchgeführt, wobei die Emissionen eines primären Luftschadstoffs in einer Quellregion mit bestimmten Quelleigenschaften (Source) gegenüber dem jeweiligen Hintergrundemissionsszenario um x% gemindert werden. Durch Subtraktion der sich in diesem reduzierten Szenario in bestimmten Rezeptorregionen berechneten Konzentrationen von den Hintergrundkonzentrationen können die Konzentrationsänderungen durch diese Reduktion der Emission ermittelt werden. Modellläufe werden für alle klassischen Luftschadstoffe und alle Quellregionen durchgeführt. Aus den Ergebnissen werden die sogenannten Source-Rezeptor-Matrizen (SRM) erstellt. Die Emissions-Minderung x wurde so gewählt, dass die eigentlich nicht-lineare Beziehungen bei der Bildung von sekundären Schadstoffen so gut abgebildet wird, dass die Beziehung zwischen Emission und Konzentrationsänderung für die Emissionen der Stromerzeugung verwendet werden können.

Das SRM-Konzept ist in Abbildung 14 veranschaulicht. Für eine 15%ige Reduktion eines Luftschadstoffes (z. B. NO_x) innerhalb eines Landes / einer Teilregion Europas (z. B. Belgien) wurde ein Modelllauf durchgeführt, der bestimmte meteorologischen Bedingungen (z. B. im Jahr 2000) und bestimmte Hintergrundemissionen (z. B. Emissionskataster für das Jahr 2010) verwendet. Das Ergebnis ist eine Matrix, die die resultierende Konzentrationsänderung darstellt. Diese Matrix enthält die Ergebnisse in Form von Konzentrationen der primären (z. B. NO_x) und sekundären (Nitrate und Ozon, erhöhte Sulfate etc.) Luftschadstoffe die sich in jeder Rezeptor-Gitterzelle ergeben. Die chemischen Reaktionen und Wechselwirkungen sind komplex. Eine Reduzierung der SO_2 -Emissionen in Regionen, in denen auch NH_3 z. B. durch landwirtschaftliche Prozesse emittiert wird, hinterlässt beispielsweise mehr Hintergrund NH_3 für die Reaktion mit Hintergrund NO_x als ohne Reduktion von SO_2 . Die Reaktion von NH_3 und NO_x erhöht die Konzentration von Ammoniumnitrat an Orten in Windrichtung nach der Quelle.

$$\Delta\text{Conc} = c(-15\% \text{ Szenario}) - c(\text{Background Szenario})$$

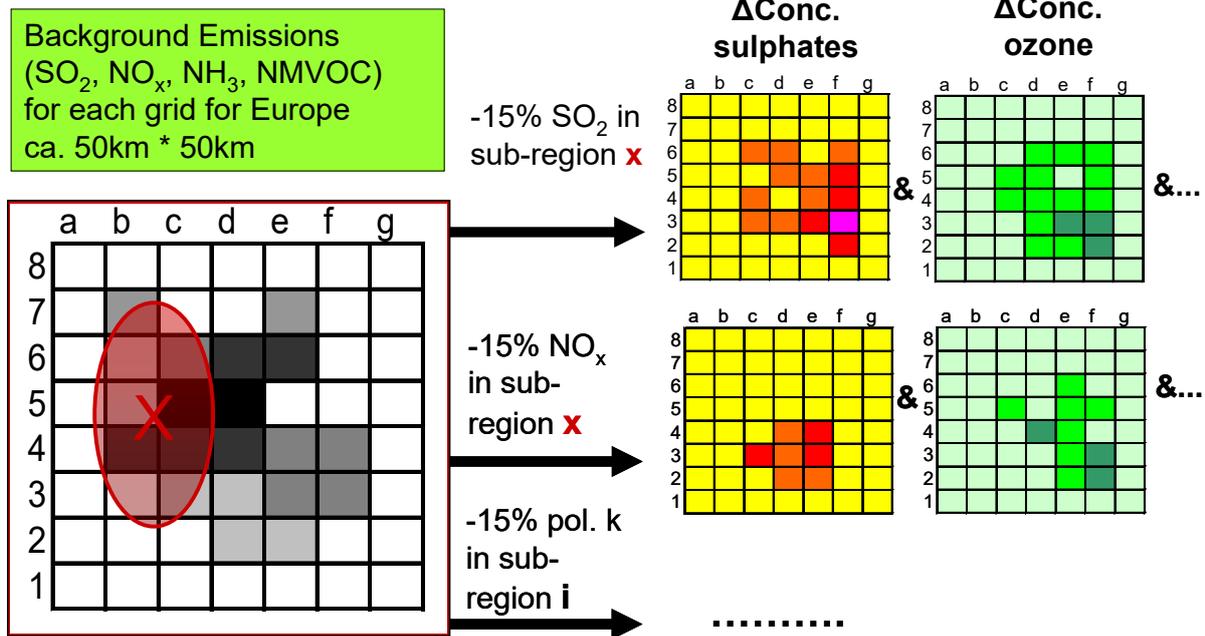


Abbildung 14: Veranschaulichung des SRM Konzepts (PREISS et al. 2008)

Das SRM Konzept wurde im Rahmen von NEEDS mit dem EMEP Modell, im Rahmen von LC-IMPACT mit dem globalen TM5 Modell durchgeführt. Diese beiden Modelle und die daraus resultierenden SRM werden im Folgenden kurz beschreiben.

2.3.2. EMEP: SRM für Europa

Die Verwendung der Ergebnisse der Modellläufe des EMEP Modells wurde im Rahmen von NEEDS von PREISS et al. (2008) und PREISS & KLOTZ (2008) beschrieben. Primäre Informationen über das EMEP Modell, Annahmen und Ergebnisse im Rahmen von NEEDS finden sich in (TARRASÓN 2009a, 2009b; WIND 2006).

Es wurden SRM für die fünf primären Schadstoffe Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂), Ammoniak (NH₃), Feinstaub (PPM2.5 und PPM10) und NMVOCs abgeleitet. Zu beachten ist, dass primärer Feinstaub mit PPM2.5 bzw. PPM10 abgekürzt wird, wohingegen PM2.5 oder PM10 generell Feinstaub Fraktionen bezeichnen, die sowohl primären als auch sekundären Feinstaub enthalten können.

Die Emissionen wurden räumlich differenziert. Große Länder wurden in Subregionen unterteilt. Z. B. wurde Deutschland in vier Regionen unterteilt. Einen Überblick über alle Länder und Subregionen bietet Abbildung 15.

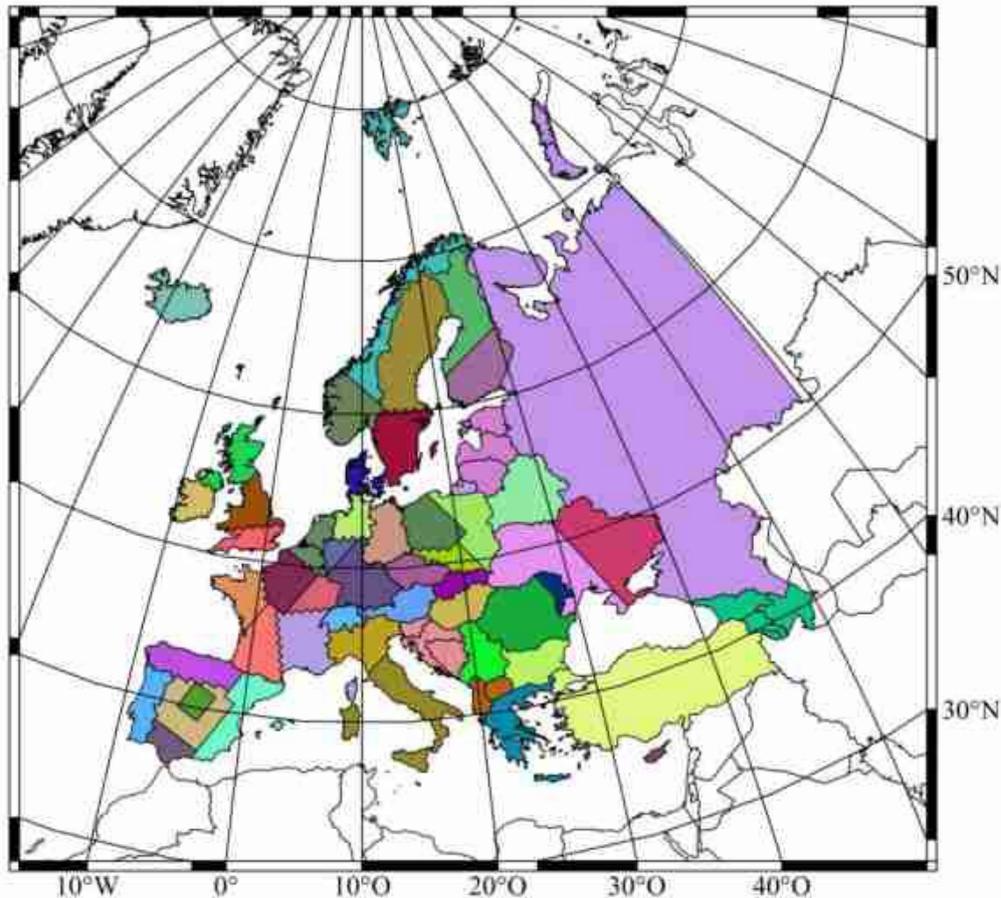


Abbildung 15: Überblick über die Quellregionen (Länder und Subregionen) (ROOS 2017)

Im Anhang Tabelle 46 und Tabelle 47 sind die entsprechenden Länder und Meeresgebiete aufgelistet. Die Modellläufe basieren auf bestimmten Emissionsszenarien, welche die räumliche und zeitliche Verteilung verschiedener Quellen auf dem EMEP50-Netz (ca. 50 km x 50 km) in ganz Europa berücksichtigen.

Folgende Verbesserungen wurden implementiert:

- Die räumliche Ausdehnung der regionalen Ausbreitungsmodellierung wurde erhöht. Die SRM decken weitere Länder in Osteuropa ab.

- Die räumliche Auflösung wurde erhöht

Das Modell wurde für insgesamt 54 Regionen angewendet, wobei kleinere Quellländer eine Region bilden, einige größere Länder aber in Sub-Regionen unterteilt wurden (siehe Anmerkungen unter Tabelle 47). Anschließend wurden für diese großen Länder emissionsgewichtete Durchschnittswerte berechnet, um Schadenskostenfaktoren pro Mg Emission für jedes der größeren Länder zu erhalten.

Es ist zu beachten, dass bei Anwendung dieser emissionsgewichteten Durchschnittswerte implizit von einer ähnlichen Verteilung der Emissionen innerhalb der einzelnen Teilregionen ausgegangen wird. Werden jedoch die Emissionen neuer oder zukünftiger Kraftwerke bewertet, kann der Standort dieser Kraftwerke von der zugrunde liegenden Verteilung abweichen (siehe Diskussion zu Unsicherheiten Kapitel 3.5).

- Es wurde SRM für unterschiedliche Freisetzungshöhen entwickelt. Berücksichtigung von Freisetzungshöhe und Bevölkerungsdichte

Die Freisetzungshöhe (meistens die Schornsteinhöhe) bezieht sich im Allgemeinen auf die physische Freisetzungshöhe und nicht auf die effektive Freisetzungshöhe. Bei der sogenannten „effektiven Freisetzungshöhe“ geht noch der Auftrieb durch die erhöhte Rauchgastemperatur mit ein). Da die Konzentrationsverteilung von PPM stark von der Freisetzungshöhe abhängt, ist es wichtig, die Freisetzungshöhe und die Bevölkerungsverteilung zu berücksichtigen vgl. (HUMBERT et al. 2011).

Die SRM wurden auf zwei Arten abgeleitet:

1. Für alle bewerteten Schadstoffe aus allen Quellen, d.h. allen SNAP-Kategorien (SNAP = Selected Nomenclature for Air Pollution), d.h. einschließlich Verkehr, Industrie, Hausfeuerungsanlagen und auch Großfeuerungsanlagen).
2. Nur für Schadstoffe (Primärpartikel, SO₂ und NO_x) aus dem SNAP-Bereich 1 (Verbrennung in Kraftwerken). Diese Unterscheidung ist nicht für alle Schadstoffe möglich, da Ammoniak und NMVOC nicht in großen Höhen freigesetzt werden.

Da das erste SRM-Set einen Durchschnittswert für alle Emissionen liefert, werden diese Werte verwendet, wenn die Höhe der Freisetzung unbekannt ist. Das zweite SRM-Set entspricht Freisetzungshöhen über 100m. Aus diesen Ergebnissen für primären Feinstaub wurden Werte abgeleitet, die einer niedrigen Freisetzungshöhe für Primärpartikel entsprechen, d.h. einen Durchschnittswert für Emissionen unter 100m liefern.

- SRM für verschiedene meteorologische Jahre

Berechnungen wurden für die Jahre 1996, 1997, 1998, 2000 und 2003 durchgeführt. Während die ersten vier Jahre als repräsentativ für die Witterungsbedingungen der letzten Jahrzehnte angesehen werden, wurde das besonders heiße Jahr 2003 als Beispiel für ein mögliches Klima der zukünftigen Jahre herangezogen. Diese Übung wurde durchgeführt, um nicht nur ein, mehr oder weniger willkürliches Jahr, sondern typische und durchschnittliche Bedingungen für Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Niederschlag, Temperatur, atmosphärische Stabilität usw. zu erhalten.

- SRM für Hintergrund-Emissionsszenario 2020

Da das Hintergrund-Emissionsszenario, und damit die Konzentration von NH₃, NMVOC, NO_x und SO₂, die Entstehung und Konzentration von Sekundärschadstoffen (Sulfate, Nitrate, Ozon) beeinflusst, wurden zwei SRM-Sätze in ESW2.0 implementiert, um diese Unterschiede analysieren zu können. Der erste Satz von SRM entspricht einem Emissionsszenario im Jahr 2010 und der zweite einem für 2020 erwarteten Emissionsszenario. Für viele Länder sind diese Emissionen im Jahr 2020 niedriger als im Jahr 2010. Darüber hinaus sind die Emissionsverteilungen unterschiedlich, so dass die Entstehung von Sekundärschadstoffen und die marginalen externen Kosten pro Emissionseinheit zwischen den beiden Szenarien unterschiedlich sind. Es sei nochmals betont, dass aufgrund der nichtlinearen Atmosphärenchemie und der unterschiedlichen Hintergrundkonzentrationen von z. B. NO_x und NMVOC, insbesondere im Hinblick auf die Ozonbildung, große Unterschiede in den marginalen Schadenskosten [Euro pro Mg] zwischen den Ländern und Teilregionen auftreten können. Negative externe Kosten können für die NO_x-Emission im Jahr 2010, aber auch für einige wenige Standorte und Gitterzellen in Europa für das 2020 Szenario auftreten.

Im Rahmen der Dissertation werden Emissionen ab 2030 bewertet, daher werden nur die SRM basierend auf dem Hintergrundemissionsszenario 2020 verwendet.

- Unterscheidung des primären Feinstaubes PPM10 in Feinstaubpartikel in PPM2.5 und PPMcoarse

In den Anfängen der ExternE-Projektserie wurde nur PPM10 modelliert. Um CRF für PM2.5

anwenden zu können, wurde die Annahme getroffen, dass PPM10 zu ca. 60% aus PPM2.5 besteht (PMcoarse oder PMco bezeichnet die Differenz zwischen PM10 und PM2.5). Dies wurde aus der Verteilung der Umgebungskonzentration von PM10 abgeleitet (PM10 besteht aus primärem und sekundärem Feinstaub). Tatsächlich unterschieden sich die Quellen von primärem Feinstaub aber sehr in der Zusammensetzung. Z. B. besteht der PPM10 Feinstaub aus Abgasen zu mehr als 90% aus PPM2.5. Andererseits besteht PPM10 Feinstaub aus Straßen- oder Reifenabrieb zu einem großen Teil aus Partikeln, die größer als 2.5µm sind (siehe dazu Abbildung 46 in Kapitel A4 und (PREGGER 2006))

- Bewertung der sekundären Luftschadstoffe SIA und Ozon

Sekundäre anorganische Aerosole (engl.: secondary inorganic aerosols = SIA), entstehen durch Reaktionen von SO₂, NO_x und NH₃ miteinander. Diese Substanzen stammen aus unterschiedlichen Quellen. NH₃ stammt zum einen aus der Landwirtschaft, zum anderen aber auch aus natürlichen Quellen. So kann dann z. B. das NO_x aus Emissionen einer zu untersuchenden Technologie (z. B. ein Kohlekraftwerk) mit NH₃ zu Ammoniumnitrat reagieren.

Der Einfluss auf troposphärisches Ozon wird bezüglich der NO_x- und NMVOC-Emissionen betrachtet. NMVOC-Emissionen haben auch indirekt einen Einfluss auf die Bildung von SIA, da sie die NO_x-Konzentration beeinflussen. SIA umfasst alle sekundären anorganischen Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von < 10µm. SIA besteht hauptsächlich aus Ammoniumnitrat und -sulfat. Um geeignete CRF hinsichtlich der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit anzuwenden, wird SIA in PM2.5 und PMco unterschieden.

Gemäß (EMEP 2011) bezeichnet SIA sekundäres anorganisches Aerosol und ist definiert als die Summe aus modelliertem Sulfat, Nitrat und Ammonium gemäß Formel 2.

Formel 2: Zusammensetzung von SIA

$$SIA = x SO_4^{-2} + y NO_3^- + z NH_4^+$$

Die Ergebnisse des CTM bezüglich Sulfaten und Nitraten werden als Massenkonzentration [µg/m³] Schwefel und Stickstoff ausgedrückt. Daher ist nicht definiert, um welche Stoffe es sich handelt. Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat sind die Hauptbestandteile, aber auch andere Chemikalien wie H₂SO₄ tragen zur Konzentration von SIA bei. Daher müssen bestimmte Annahmen getroffen werden, um die tatsächliche Massenkonzentration [µg/m³] von SIA aus den verfügbaren Modellergebnissen zu berechnen. Dies ist für die Anwendung der CRFs notwendig. Die Menge anderer zusätzlicher Sulfate wie z. B. Calciumsulfat (CaSO₄) oder Nitrate wie Natriumnitrate (NaNO₃) ist in der Umgebungsluft relativ gering und wird in den EMEP-Modellergebnissen nicht berücksichtigt. Die Molekulargewichte der Kationen Ca⁺, Na⁺ und Ammonium⁺ und damit die Masse der verschiedenen Aerosole in der Luft sind jedoch ohnehin sehr ähnlich:

Molekulargewichte (M)

M Calcium (Ca): 40 g/mol

M Bi-Ammonium ((NH₄)₂): 38 g/mol

M Natrium (Na): 23 g/mol

Für die praktikable Umsetzung der SRM-Ergebnisse in ESW2.0 wurde die folgende Zuordnung verwendet:

1. SIA [µg/m³] = SO₄[µgS/m³]*96/32 + aNH₄[µgN/m³]*18/14 + tNO₃[µgN/m³]*62/14

2. SIA_{2.5} = SIA - pNO₃.

Für sekundäre Schadstoffe haben die Charakteristiken der Quelle (Freisetzungshöhe; Bevölkerungsdichte in der näheren Umgebung) nur einen geringen Einfluss auf die Höhe der akkumulierten Exposition, da sie nicht nur an der Quelle der Vorläuferemissionen, sondern entlang der Trajektorie der Ausbreitung entstehen. Daher sind die sekundären Schadstoffe im Allgemeinen weiter verteilt als die primären Schadstoffe.

Für das troposphärische Ozon stehen die SRM für verschiedene Metriken zur Verfügung. Die Ozonkonzentrationen werden bezüglich menschlicher Gesundheit als „Summe der Mittelwerte für 35 ppbV“ (SOMO35), und als Summe der Mittelwerte für 0 ppbV (SOMO0) ausgegeben. Bezüglich der Auswirkungen auf Pflanzen wird der Indikator als „Kumulierte Ozonbelastung oberhalb des Grenzwertes von 40 ppb“ (AOT40) angegeben. Im Anhang A1 sind in Tabelle 43 die primären und sekundären Luftschadstoffe, die mit EMEP-SRM abgedeckt werden aufgelistet.

- Bewertung von Schäden durch Ernteauffälle und Korrosion an Gebäuden und Materialien

Die Ergebnisse aus den SRM wurden auch verwendet, um die Bewertung der Schäden durch Ernteauffälle und durch Gebäude- und Materialschäden zu aktualisieren. PREISS & KLOTZ (2008: 60) beschreiben die Aktualisierungen. Schäden durch SO₂, Ozon, Versauerung und Eutrophierung werden berücksichtigt. Die Effekte sind ausführlich in (EC 2005: 109ff) beschrieben. Die Datenlage dazu ist in der Zwischenzeit nicht wesentlich besser geworden und, wie in den Abbildung 28, Abbildung 29 und Abbildung 30 dargestellt ist, ist der Beitrag zu den externen Kosten der klassischen Luftschadstoffe im Vergleich zu den Kosten durch Gesundheitsschäden sehr gering. Die Schäden werden in den Ergebnissen berücksichtigt, aber sie werden nicht extra ausgewiesen. Im Folgenden werden die Methode und die Daten auch nicht weiter dokumentiert.

- SRM zur Abdeckung der nördlichen Hemisphäre

Das Modell der Nordhalbkugel ist ein Ansatz, der es ermöglicht, die Auswirkungen von Emissionen in vier verschiedenen Regionen der Nordhalbkugel zu bewerten. Mit der Integration in ESW2.0 wurde die räumliche Abdeckung erheblich erweitert. Das Konzept der hemisphärischen Analyse, ergibt sich aus der Notwendigkeit, eine Abschätzung des interkontinentalen Einflusses auf die Konzentration von primären und sekundären Luftschadstoffen durchzuführen. Die Analyse basiert auf entsprechenden EMEP/MS-Cost West-Eulerschen CTM, welches SRM im hemisphärischen Maßstab erzeugt. Die Emissionsdaten basieren auf der „Emissions Database for Global Atmospheric Research“ (EDGAR); innerhalb des EMEP-Raums werden weiter verfeinerte Daten verwendet. Die meteorologischen Eingangsdaten entsprechen dem Jahr 2001. Die Methodik wurde von WIND (2006) beschrieben. Die nördliche Hemisphäre wurde in die vier Bereiche unterteilt: Fernost (FE), Mittlerer Osten (ME), Nordamerika (NA), Europa (EU). Es wurde eine fünfte Region (WEU) definiert, in der Russland von Europa ausgeschlossen ist.

Die Wirkung der Reduktion von sechs verschiedenen Schadstoffen (NO_x, SO₂, NMVOC, NH₃, PPM2.5 und PPM10) wurde analog zu den Europäischen SRM berechnet. Jedes Szenario reduziert einen Schadstoff aus einem Gebiet um 15%.

Auf der Grundlage dieser SRM können Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit außerhalb der regionalen Gebiete Europas, die durch Emissionen innerhalb Europas verursacht werden, quantifiziert werden. Die Werte werden abgeleitet, indem in allen Regionen der nördlichen Hemisphäre dieselben CRF und dieselben monetären Werte pro Schaden angewendet werden wie in Europa, unabhängig davon, ob die Auswirkungen in Amerika oder Asien stattfinden usw. Dies führt strenggenommen in bestimmten Gebieten zu einer Überschätzung der externen Kosten. Da der Einfluss auf die Endergebnisse für die Zwecke dieser Arbeit jedoch nicht kritisch ist, wurde keine detailliertere Bewertung durchgeführt.

2.3.3. TM5-FASST: SRM für die Welt

Der Ansatz, SRM mit dem TM5-Modell zu erzeugen, entspricht dem oben beschriebenen Ansatz mit dem EMEP-Modell. Der Hauptunterschied ist, dass die ganze Welt in Quellen- und Rezeptor-Regionen unterteilt ist. Der Hauptvorteil ist, dass auch für Regionen außerhalb Europas für relativ kleine Quell-Regionen SRM vorhanden sind. Es zeigt aber auch den Trade-Off auf, der bei der Wahl der Modelle eingegangen wird. Einerseits, werden auch Schäden in größeren Entfernungen einbezogen. Andererseits, ist aber die „räumliche Auflösung“ der Ergebnisse geringer, da es keine Differenzierung zwischen Freisetzungshöhe gibt und die Quellregionen teilweise mehrere Länder umfassen.

Zur globalen Bewertung der Emissionen klassischer Luftschadstoffe auch außerhalb Europas wurden im Rahmen des EU Projektes LC-IMPACT Ergebnisse des Modells TM5 verwendet. TM5 wurden von KROL et al. (2005) und HUIJNEN et al. beschreiben. Es ist ein globales CTM, welches beim Joint Research Centre (JRC) in Ispra betrieben wird. Das Modell berücksichtigt räumliche Gegebenheiten an der Emissionsquelle sowie Ausbreitungsverhalten und Umwandlung und deckt dabei die ganze Welt ab. Das Hintergrund-Emissionsszenario basiert auf Emissionen des Jahres 2000, vgl. (LAMARQUE et al. 2010). Es wurden unter anderem auch von RAO et al. (2012) und CHAFE et al. (2014) verwendet. Die SRM werden als TM5-FASST (FAst Scenario Screening Tool for Global Air Quality and Instantaneous Radiative Forcing) bezeichnet. Im Modell TM5-FASST ist die Welt in 56 Quell- und identische 56 Rezeptorregionen unterteilt. Die SRM wurden durch die Reduktion um 20% für jeden Schadstoff in jeder dieser Quellregionen berechnet. Die Regionen entsprechen den Ländern oder einer Gruppe von Ländern (siehe Anhang A10). Es werden auch Durchschnittswerte für die Kontinente und ein „globalgewichteter Durchschnittswert“ ermittelt.

Der Ansatz bezüglich Feinstaub wurde von PREISS et al. (2012a) beschrieben, bezüglich Ozon ist das Vorgehen von PREISS et al. (2012c) beschrieben.

2.3.4. Lokales Modell

Ein Ausbreitungsmodell im regionalen Maßstab kann die Auswirkungen in der Nähe der Quelle aufgrund der Größe der Gitterzelle von ca. 50 km x 50 km über- oder unterschätzen, vgl. (DROSTE-FRANKE et al. 2004). FRIEDRICH & BICKEL (2001) und TORRAS ORTIZ (2011) beschreiben, dass die primären PM_{2.5}-Auswirkungen bei Emissionen nahe am Boden und in dicht bewohntem Gebiet, wie z. B. im städtischen Straßenverkehr um ein Vielfaches größer sind als bei stationären Quellen. Daher wurden für die Werte für Primärpartikel aus Quellen < 20m eine weitere Anpassung vorgenommen, um die örtlichen Gegebenheiten genauer wiederzugeben. Dies ist notwendig, da sich innerhalb einer 50 x 50 km² großen Gitterzelle die Bevölkerung und die Emissionsquellen oft im gleichen, kleineren Ausschnitt dieser Gitterzelle befinden. Daher wird die Konzentration in dem Bereich, in dem Menschen arbeiten und leben, höher sein als die durchschnittliche Konzentration innerhalb dieser Gitterzelle. Dadurch werden die Exposition und die Auswirkungen tatsächlich höher sein, als dies vom regionalen Modell berechnet wird.

Das Industrial Source Complex Modell (ISC) ist ein von der US-EPA entwickeltes Gaußsches Fahnenmodell. Das ISC kann zur Transportmodellierung von primären Luftschadstoffen (SO₂, NO_x, Partikel) im lokalen Maßstab (100 x 100 km² um den Kraftwerksstandort) eingesetzt werden. In ESW2.0 ist das ISC integriert. Im Rahmen von NEEDS wurde ein Modell entwickelt, welches entsprechende, standortspezifische meteorologische Daten generiert vgl. (DOUROS et al. 2007). Der Benutzer muss nur die Längen- und Breitengrade angeben. Das entsprechende Tool generiert meteorologische Daten, die aus 50 x 50 km² durchschnittlichen meteorologischen Daten abgeleitet werden. Das Gaußsche Fahnenmodell liefert daher grobe Schätzungen bei einer Auflösung von 10 x 10 km². Die lokale Modellierung ist innerhalb des ESW2.0-Tools in allen europäischen Ländern einfach anwendbar. Das ISC-Modell kann somit für einzelne Punktquellen eingesetzt werden.

Der Beitrag von Feinstaub zu den Gesamtergebnissen der externen Kosten im Umkreis von 100km, insb. bei Freisetzungshöhen über 20 Meter ist relativ gering. Das Modell wird für die Berechnung der externen Kosten der Stromerzeugung in dieser Arbeit nicht direkt verwendet. Mit dem Modell wurden von MÜLLER et al. (2010) Aufschlagsfaktoren für Schadenskosten durch Primärpartikelemissionen im städtischen Raum und differenziert nach Freisetzungshöhe abgeleitet, welche auch in dieser Arbeit angewendet werden. VAN DER KAMP et al. (2017) ergänzen hierzu „Trotz dieser methodischen Grenzen wurde auf Basis des ISC Modells ein vereinfachter Ansatz entwickelt, um Emissionen im städtischen Raum mit einem Aufschlagsfaktor zu versehen. Dieser Ansatz wurde in der Methodenkonvention 2.0 verwendet und ist in Müller et al. (2010) und der dazugehörigen Doktorarbeit (GENIUS 2016) beschrieben. Für Emissionen primärer Partikel im städtischen Raum ergeben sich die unten abgebildeten Aufschlagsfaktoren. Diese erlauben außerdem eine Unterteilung je nach Freisetzungshöhe und damit die Abbildung unterschiedlicher Sektoren: Kleinf Feuerungen (0-20 Meter Emissionshöhe), sowie Industrie Feuerungen (20-80 Meter Emissionshöhe)“

Tabelle 7: Aufschlagsfaktoren für Schadenskosten durch Primärpartikelemissionen im städtischen Raum differenziert nach Freisetzungshöhe (GENIUS 2016: 74)

	PPM2.5	PPMcoarse
Großstadt		
Niedrige Freisetzungshöhe (0-20 Meter)	1,79	2,93
Mittlere Freisetzungshöhe (20-80 Meter)	1,01	1,17
Mittelgroße Stadt		
Niedrige Freisetzungshöhe (0-20 Meter)	1,24	1,60
Mittlere Freisetzungshöhe (20-80 Meter)	1,01	1,05

2.4. Bewertung der Auswirkungen auf Ökosysteme

Ein Indikator für die Auswirkungen auf die Biodiversität ist die Veränderung oder Verringerung der potenziellen Biodiversität an einem bestimmten Standort. Der angewandte Ansatz zur Schätzung und Bewertung des Verlusts der biologischen Vielfalt durch Landnutzungsänderungen wurde von OTT et al. (2006) ausführlich beschrieben. Diese Arbeit basiert auf dem Öko-Indikator, vgl. (GOEDKOOP & SPRIENSMA 2001) und (KOELLNER 2001), um potenziell verschwundene Fraktionen (Potentially Disappeared Fractions of species = PDF) aufgrund bestimmter Landnutzungsänderungen oder aufgrund von Ablagerungen / Deposition von Reaktionsprodukten von SO_x, NO_x und NH₃ abzuleiten.

Für jede Landnutzungsart wird eine bestimmte Anzahl von Arten definiert. Wechselt die Landnutzungsart von einer Art mit einer höheren Anzahl verschiedener Arten zu einer Art mit einer niedrigeren Anzahl verschiedener Arten, wird die Anzahl verschiedener Arten reduziert und damit auch die Biodiversität reduziert. Es kann ein Delta-PDF berechnet werden.

Die monetäre Bewertung der verschwundenen Biodiversität basiert auf den Kosten der Wiederherstellung zur Verbesserung eines Landnutzungstyps von einer mit einer geringeren Anzahl verschiedener Arten auf eine mit einer höheren Anzahl verschiedener Arten, d.h. vorausgesetzt, die Wiederherstellung wird durchgeführt, um die Biodiversität zu erhöhen.

Die folgende Abbildung 16 zeigt den zugrunde liegenden Ansatz für den Wertverlust der Biodiversität durch Luftemissionen und Landnutzungsänderungen aufgrund von Energieerzeugung und Infrastrukturen.

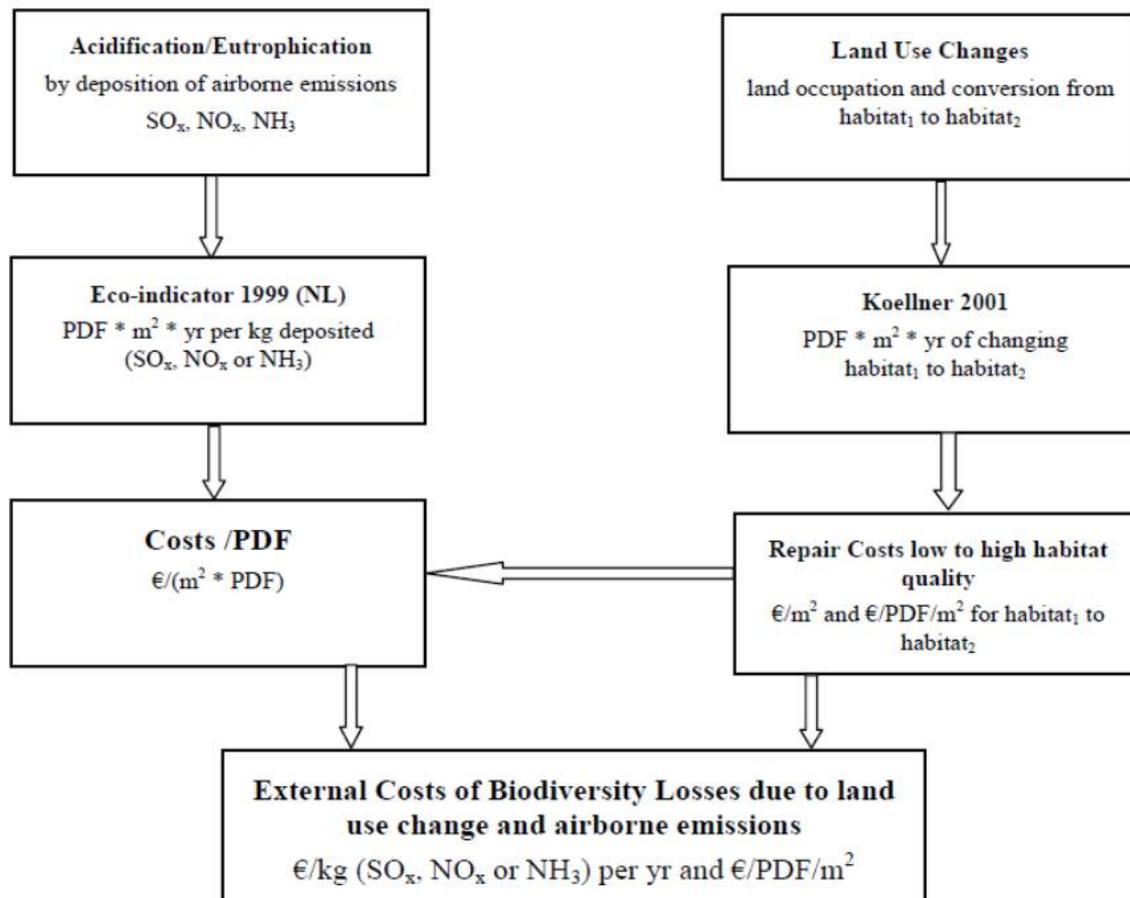


Abbildung 16: Methodik zur Bewertung von Biodiversitätsverlusten (OTT et al. 2006)

2.4.1. Verlust von Biodiversität durch Deposition von Luftschadstoffen

Der Ansatz zur Berechnung der externen Kosten pro kg Deposition ist in Abbildung 17 dargestellt. Die Auswirkungen werden durch die Versauerung und Eutrophierung von natürlichen Böden verursacht. Die Beziehung der PDF-Änderung pro Einheit der abgelagerten Substanz wurde mit einem Modell für die Niederlande abgeleitet. Die PDFs werden nach einem niederländischen Modell namens "Natuurplanner" erstellt, die Änderungen der Ablagerungen werden in Änderungen im PDF von Pflanzen übersetzt. Die Versauerung wird hauptsächlich durch Emissionen von Schwefeldioxid (SO_x), Stickoxiden (NO_x) und entsprechende Ablagerungen von säurebildenden Substanzen, wie H₂SO₄ und verschiedenen Sulfaten verursacht. Die Eutrophierung durch Luftschadstoffe wird hauptsächlich durch NO_x und NH₃ und entsprechende Ablagerungen verursacht. Diese Depositionen pro Emission der jeweiligen Luftschadstoffe wird ebenfalls mit dem EMEP Modell (Kapitel 2.3.2) abgeleitet.

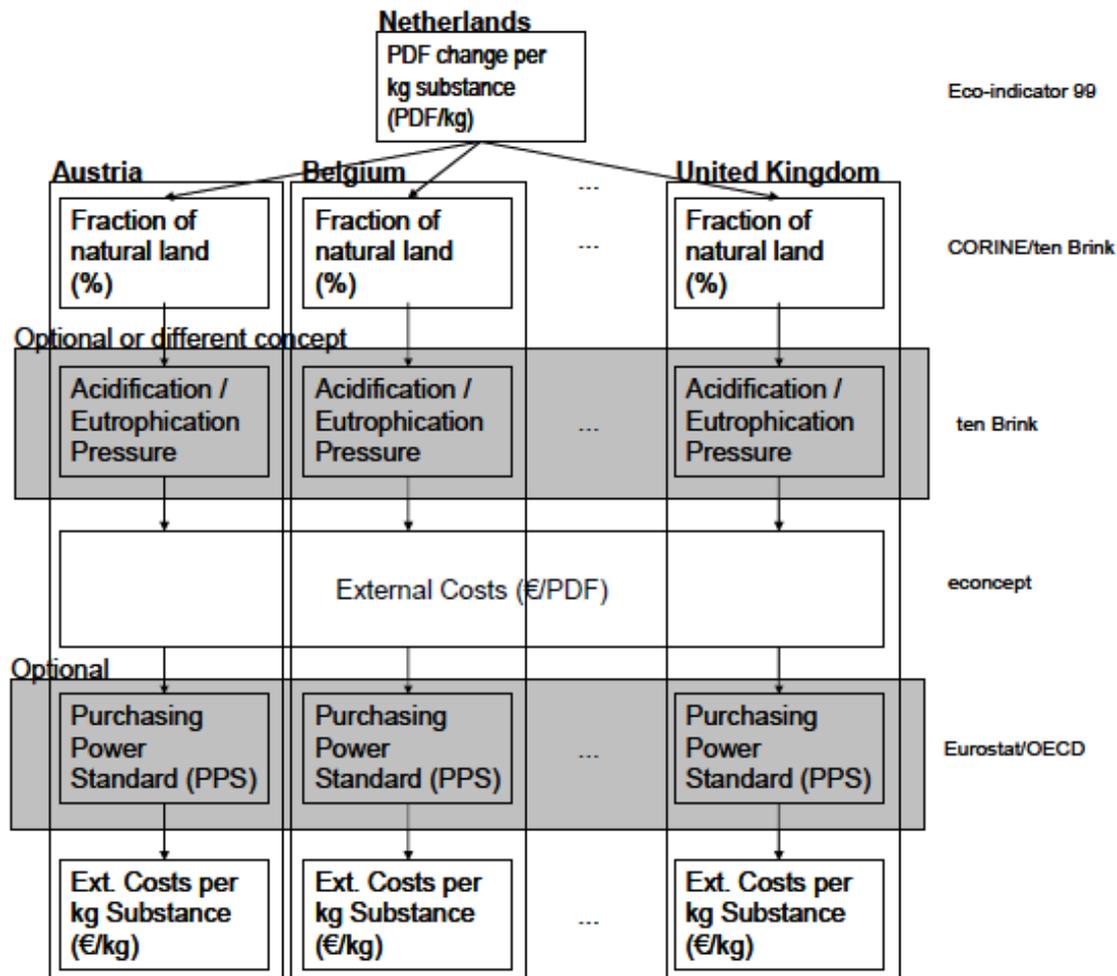


Abbildung 17: Verfahren zur Berechnung der externen Kosten pro kg Schadstoffablagerung für verschiedene Länder (OTT et al. 2006)

Berechnung der PDFs per Emission von SO₂ und NO_x

Wie bereits erwähnt, wird für eine bestimmte Landnutzungsart in der Regel eine bestimmte Anzahl von Arten gefunden. Ist der Boden durch Ablagerung verunreinigt, wechselt die Biodiversität von einem Typ mit einer höheren Anzahl verschiedener Arten zu einem Typ mit einer niedrigeren Anzahl verschiedener Arten. Die Anzahl der Arten wird reduziert und damit auch die Biodiversität. Somit kann ein „Delta-PDF pro Deposition“ berechnet werden.

Die Werte „PDF pro Deposition durch N bzw. S“ auf natürlichen Flächen (siehe Tabelle 8) stammen von OTT et al. (2006).

Aus der regionalen Ausbreitungsmodellierung stehen Depositionen pro Gitterzelle zur Verfügung. Für jede 50 x 50 km² Rasterzelle wurde der Anteil des natürlichen Bodens aus den Daten CORINE Landbedeckungsdatenbank (Basisjahr 1990) abgeleitet, vgl. (CORINE 1990) und (EROS 2000). Schließlich wird ein sogenannter länderspezifische "Pressure Index" verwendet, der die Empfindlichkeit der Böden anzeigt, vgl. (BRINK 2000) und (OTT et al. 2006).

Tabelle 8: PDF pro Deposition von Stickstoff und Schwefel auf natürliche Böden (GOEDKOOPT & SPRIENSMA 2001: 62)

Luftschadstoffe	Deposition auf natürlicher Flächen [kg/m ² * a]	Durchschnittliches PDF der natürlichen Flächen für die Niederlande mit/ohne Depositionserhöhung	PDF * m ² * a pro kg Deposition
Referenz Wert (Background Level)	--	0,75	--
SO _x	6,4 * 10 ⁻⁵	0,75	1,73
NO _x	4,6 * 10 ⁻⁵	0,75	9,52
NH ₃	1,7 * 10 ⁻⁵	0,75	25,94

Monetäre Bewertung des Verlusts der biologischen Vielfalt durch Luftschadstoffe

Die monetäre Bewertung der veränderten Biodiversität nach OTT et al. basiert auf Wiederherstellungskosten zur Verbesserung einer Landnutzungsart von einer mit einer geringeren Anzahl verschiedener Arten auf eine mit einer höheren Anzahl von Arten. Mit anderen Worten, es wird angenommen, dass die Wiederherstellung durchgeführt wird, um die Biodiversität zu erhöhen. Die Wiederherstellung von Lebensräumen mit den geringsten Kosten und einer Biodiversitätsveränderung von mindestens 20% ist die Wiederherstellung von integrierten Ackerflächen in organische Ackerflächen in Deutschland. Da es sich um eine in allen betrachteten Ländern übliche Flächenkonversion handelt, wurde sie als minimale Grenzkosten für die Verbesserung der biologischen Vielfalt und damit der Zahlungsbereitschaft gewählt. Diese Bewertung wurde entsprechend der durchschnittlichen ZB von KUIK et al. (2008) aktualisiert. Für Europa beträgt die Zahlungsbereitschaft 0,47 €/PDF/m² statt 0,45 €/PDF/m². Die beiden Werte liegen sehr nahe beieinander, was als Indikator für deren Plausibilität angesehen wird. Da der Wert von Kuik auf ZB-Studien basiert, wird angenommen, dass er für die externe Kostenkalkulation besser geeignet ist.

Für weitere Berechnungen zu den zukünftigen Auswirkungen wird angenommen, dass die ZB für Ökosysteme und Biodiversität mit dem Wirtschaftswachstum zunehmen wird, (mit einem Elastizitätsfaktor von 0,85, siehe weitere Erläuterungen in Kapitel 2.9).

Basierend auf dem beschriebenen Ansatz wurden für Emissionen aus Quellen in einer der 66 Teilregionen, die von der regionalen Modellierung abgedeckt werden, räumlich differenzierte externe Kosten pro Emissionseinheit abgeleitet. So sind beispielsweise die Ergebnisse für Deutschland in Euro₂₀₀₀ für die Emissionen im Jahr 2000 wie folgt:

- SO₂: 0,60 €₂₀₀₀/kg
- NO_x: 1,57 €₂₀₀₀/kg
- NH₃: 6,26 €₂₀₀₀/kg.

2.4.2. Verlust der Biodiversität durch Landnutzungsänderung

Flächen werden in bestimmte Landnutzungsarten eingeteilt. Beispielsweise wird beim Bau eines neuen Kraftwerks auf einem Ackerland die Landnutzungsart von einer Landnutzungskategorie auf eine andere geändert. Durch eine Landnutzungsänderung, z. B. von einem natürlichen Waldgebiet zu einem Industriegebiet, verändert sich die Biodiversität. Diese Veränderung der Biodiversität wird mit Hilfe des PDF-Konzeptes abgeschätzt.

Anmerkung: Der Ansatz ist so konzipiert, dass er auf europäischer Ebene anwendbar ist. Er spiegelt nicht sehr spezifische lokale Bedingungen wider, z. B. das Auftreten bestimmter Arten, die nur an einem Ort einzigartig sind. Diese Fragen werden jedoch durch eine Umweltverträglichkeitsstudie abgedeckt, die immer erforderlich ist, bevor eine geplante Anlage (Kraftwerk, Verbrennungsanlage, Fabrik, usw.) genehmigt werden kann. Mit diesem regionalen Ansatz können erste Annäherungen zur Einschätzung der externen Kosten

vorgenommen werden, und mit der Einbeziehung dieser Wirkungskategorie wird der Bedeutung der biologischen Vielfalt und die beobachtbare ZB zur Vermeidung ihres Verlustes Rechnung getragen.

Um einen operativen und einfachen Ansatz für die Bewertung jeder Landnutzungsänderung zu haben, wurden monetäre Werte pro m² für verschiedene Landnutzungsänderungen abgeleitet. Diese wurden in ESW2.0 implementiert. Die Landnutzungsarten sind unter in CORINE (1990) dargestellt.

Es wird angenommen, dass die ZB pro PDF vom Einkommensniveau abhängt. Da sich die Auswirkungen auf das Land beschränken, in dem die Landnutzungsänderung stattfindet, unterscheiden sich die monetären Werte pro km² von Land zu Land, da sie um die Kaufkraftparität angepasst werden. Die Werte der „durchschnittlichen Landnutzungsart“ berücksichtigen den tatsächlichen Anteil der verschiedenen Landnutzungsarten pro Land. Für die Bewertung der LCI-Ergebnisse für Stromtechnologien werden die in Tabelle 9 aufgeführten externen Kosten pro m² für die Landnutzung zugrunde gelegt.

Tabelle 9: Externe Kosten der Flächennutzung in Europa (OTT et al. 2006)

Transformation	€ ₂₀₀₀ /m ² in 2000	€ ₂₀₁₆ /m ² in 2030
arable, unspecified	0,17	0,26
forest, unspecified	2,66	3,99
pasture and meadow, unspecified	0,55	0,83
pasture and meadow, extensive	0,76	1,14
pasture and meadow, intensive	0,34	0,51
unknown	1,52	2,28

2.5. Regionale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – Auswirkungen auf menschliche Gesundheit

Die externen Kosten berechnen sich wie in Formel 3 dargestellt.

Formel 3: Berechnung der externen Kosten klassischer Luftschadstoffe

$$EK_{HH,k,x,i} = \sum_j \left((AccExp_{k,x,i \rightarrow j}) * \sum_e (CRF_{e,k,j} * ZB_{e,k,j}) \right)$$

Die externen Kosten (EK) aufgrund von Gesundheitsschäden (HH) durch den in der Region i in einem Jahr emittierten (primären) Stoff x ergeben sich durch die jährlichen Durchschnittskonzentrationen des sekundären Schadstoff k und der daraus resultierenden Exposition der Bevölkerung in den Rezeptorregionen j.

Die Atmosphärenchemie wird im nicht-linearen CTM modelliert. Daher haben auch z. B. Emissionen von PPM2.5 eine Auswirkung auf die Konzentrationsverteilung von sekundärem PM2.5, wenn z. B. Partikel agglomerieren und durch Deposition die Dispersion beeinflusst wird.

Die rechte Seite der Gleichung kann in zwei Kategorien eingeteilt werden:

- AccExp_{k,x, i→j} zeigt die sogenannte akkumulierten Exposition der Bevölkerung gegenüber dem Schadstoff k in der Rezeptorregion j [Pers*µg/m³/a] nach einer Emissionsänderung [Mg/a] des Vorläufers x in der Quellregion i an
- Der zweite Teil der rechten Seite der Gleichung stellt die Bewertung dieser akkumulierten Exposition dar. Die Konzentrationswirkungsfunktionen CRF_{e,k,j}

berechnen die Fälle von gesundheitlichen Auswirkungen (e) pro $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{Pers}$ des Schadstoffs k in der Rezeptorregion j. Der Faktor $ZB_{e,k,j}$ gewichtet die verschiedenen gesundheitlichen Auswirkungen mit monetären Werten (für Endpunkt e, Schadstoff k in der Region j).

2.5.1. Integriertes Assessment Modell ESW2.0

Als klassische Luftschadstoffe werden Feinstaub und Ozon sowie die entsprechenden Vorläufer betrachtet. Eigenschaften von Feinstaub, die sich je nach Quelle unterscheiden können (wie Form, Zusammensetzung, Toxizität), werden durch die Summenparameter PM2.5 bzw. PM10 nicht berücksichtigt, sondern nur die Massenkonzentration in der Umgebungsluft in $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$. Im Rahmen von NEEDS wurden mehrere Weiterentwicklungen und Aktualisierungen durchgeführt. In ESW2.0 wurden neue Bevölkerungsdaten und die entsprechenden Risiko- und Altersgruppenanteile implementiert. Die Bevölkerungsdaten für Europa und die nördliche Hemisphäre wurden entsprechend den Daten aus (SEDAC 2007) aktualisiert. Je nach Endpunkt werden die CRFs entweder auf die Gesamtbevölkerung oder auf bestimmte Risikogruppen und/oder Altersgruppen angewendet. Im Anhang in Tabelle 45 sind die in ESW2.0 implementierten Anteile der Risiko- und Altersgruppen an der Bevölkerung aufgelistet.

Einen Überblick über die betrachteten Gesundheitsendpunkte und die entsprechenden CRFs und monetären Werte für Partikel (PM) und Ozon gibt Tabelle 10. Dies sind die wichtigsten, in NEEDS aktualisierten und in ESW2.0 integrierten CRFs für Europa. Die monetären Werte pro Gesundheitsauswirkung basieren im Wesentlichen auf den Ergebnisse von DESAIGUES et al. (2007), (EC 2005) und HURLEY et al. (2005).

Folgende vereinfachende Annahmen liegen der Methode zu Grunde: Die Auswirkungen der klassischen Schadstoffe werden durch den (jährlichen durchschnittlichen) Konzentrationsanstieg im gleichen Jahr verursacht, in dem die (jährliche durchschnittliche) Freisetzung der Schadstoffe stattfindet. Daher treten auch die meisten Auswirkungen im selben Jahr auf. Im Falle der sogenannten „chronischen Mortalität“ wird die Reduzierung der Lebenserwartung am Ende der Lebensdauer jedoch mit dem VOLY (value of a life year lost, d.h. „Wert eines verlorenen Lebensjahres“) eines so genannten „chronischen YOLL“ bewertet, der sich auf 40.000 €_{2005} beläuft, wenn die Emission im Jahr 2005 stattfindet. Es wird angenommen, dass dieser chronische YOLL-Wert eine gewisse implizite Diskontierung der ZB berücksichtigt, um diese zukünftigen Auswirkungen zu vermeiden. Unter dieser Annahme wird der Wert für ein sogenanntes akutes YOLL, d.h. die Mortalität im gleichen Jahr wie die Emission, auf 60.000 €_{2005} festgelegt.

Die monetären Werte pro Gesundheitsauswirkung in (EC 2005), Tabelle 7.6 wurden als €_{2000} ausgedrückt, d.h. Preise im Jahr 2000. Anmerkung: In der Quelle wurde nicht eindeutig ausgedrückt, für welches Jahr die Auswirkungen bzw. die Emission der Schadstoffe angenommen wurde.

Die Anteile der verschiedenen Risiko- und Altersgruppenanteile (siehe Anhang A4, Tabelle 45) sind bereits in den Faktoren in der letzten Spalte von Tabelle 10 berücksichtigt, so dass die Faktoren auf die Gesamtbevölkerung angewendet werden können. Die reduzierte Lebenserwartung (YOLL, Years of Lost Lifetime) ist der wichtigste Endpunkt im Hinblick auf den Anteil der externen Kosten durch Gesundheitseffekte von Luftschadstoffen (und zu einem noch größeren Anteil, wenn die Gesundheitseffekte in DALYs (disability-adjusted life years) ausgedrückt werden). Das DALY-Konzept ist im Anhang A7 erläutert. Alle Auswirkungen können aufgrund der Gewichtung durch die monetäre Bewertung der Krankheit zu den gesamten externen Kosten zusammengefasst werden.

Tabelle 10: Übersicht über die Konzentrationswirkungsbeziehungen (CRF) für Partikel (primärer Feinstaub und sekundärer anorganische Aerosole (SIA) PM₂) und Ozon und die entsprechenden Geldwerte (Stand: 2008, u.a. in ESW2.0, NEEDS)

Schadstoff und Endpunkt	Schaden pro Person pro $\mu\text{g} / \text{m}^3$ [1/Pers/ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)]	Einheit	€ ₂₀₀₀ -Wert pro Fall bzw. pro YOLL [€ ₂₀₀₀]	Externe Kosten pro Pers * ($\mu\text{g} / \text{m}^3$) [€ ₂₀₀₀ /(Pers* $\mu\text{g}/\text{m}^3$)]
Primary Particle and SIA < 2.5 μm , i.e. PM _{2.5} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				
Life expectancy reduction - YOLLchronic	6,51E-04	Jahre	40000	26,0
net Restricted activity days (netRADs)	9,59E-03	Tage	130	1,3
Work loss days (WLD)	1,39E-02	Tage	295	4,1
Minor restricted activity days (MRAD)	3,69E-02	Tage	38	1,4
Primary Particle and SIA < 10 μm , i.e. PM ₁₀ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]				
Increased mortality risk (infants)	6,84E-08	Fälle	3000,000	0,2
New cases of chronic bronchitis	1,86E-05	Fälle	200000	3,7
Respiratory hospital admissions	7,03E-06	Fälle	2000	1,41E-02
Cardiac hospital admissions	4,34E-06	Fälle	2000	8,68E-03
Medication use / bronchodilator use	4,03E-04	Fälle	1	4,03E-04
Medication use / bronchodilator use	3,27E-03	Fälle	1	3,27E-03
Lower respiratory symptoms (adult)	3,24E-02	Tage	38	1,2
Lower respiratory symptoms (child)	2,08E-02	Tage	38	0,8
Ozone [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] - from SOMO35 by multiplication by *1/365				
Increased mortality risk (akut)	2,23E-06	Jahre	60000	0,1
Respiratory hospital admissions	1,98E-06	Fälle	2000	3,95E-03
MRAD	7,36E-03	Tage	38	0,3
Medication use / bronchodilator use	2,62E-03	Fälle	1	2,62E-03
LRS excluding cough	1,79E-03	Tage	38	6,81E-02
Cough days	1,04E-02	Tage	38	0,4

CRF: concentration-response function
YOLL: years of life lost
RAD: Restricted activity days → netRAD*
WLD: Work loss days
MRAD: Minor restricted activity days
LRS: lower respiratory symptoms.

*netRAD: Um Doppelzählungen bezüglich RAD (Tage mit eingeschränkter Aktivität) zu vermeiden werden Arbeitsausfalltage (WLD), Tage mit kleineren Einschränkungen (MRAD), und koronarbedingte Krankenhausaufenthalte (CHA) & atemwegsbedingte Krankenhausaufenthalte (RHA) herausgerechnet.

Aus RAD werden die netRAD wie folgt berechnet:

Formel 4: Berechnung von netRAD

$$netRAD = RAD - WLD - MRAD - (RHA \text{ und } CHA) * 10 \text{ Tage}$$

Die Faktoren aus der letzten Spalte in Tabelle 10 lassen sich pro Schadstoff zusammenfassen.

Tabelle 11: Aggregierter Schadensfaktoren

Schadstoff	Aggregierter Faktor [€ ₂₀₀₀ /(Pers*µg/m ³)]
PM2.5	32,8
PM10	5,93
Ozon	0,87

Diese Faktoren können mit der akkumulierten Exposition [Pers*µg/m³ pro Mg Emission] multipliziert werden. Somit erhält man die externen Kosten pro Mg Emission.

2.5.2. Update - CRF und monetäre Bewertung

Die wichtigste CRF für Mortalität durch PM2.5 in Tabelle 12 hat sich im Vergleich zur Empfehlung in NEEDS nicht geändert. In NEEDS wurde eine CRF beschrieben, die auf alle Altersgruppen, d.h. auf die gesamte Bevölkerung angewendet wurden. Die CRF aus HARPIE wird nur auf die Altersgruppe 30 Jahre und älter angewendet. In Deutschland bzw. im Durchschnitt von Europa hat diese Altersgruppe ca. 66% Anteil. Dieser Ansatz (altersgruppenspezifische CRFs zu verwendenden) hat seine Berechtigung für Regionen der Welt in denen der Anteil der Altersgruppe 30+ wesentlich kleiner oder größer ist als in Europa. Dies wird in Kapitel 2.6 weiter betrachtet.

Anmerkung zur Tabelle 12: Die Bezeichnung „keine“ in der Spalte „Risikogruppe“ bedeutet, dass die CRF auf die gesamte Bevölkerung angewendet wird, da es keine explizite Risikogruppe gibt.

Tabelle 12: Update der CRF für Mortalität, Risikogruppe und Altersgruppe

Krankheits-indikator	Quelle	Risiko-gruppe	Alters-gruppe	CRF YOLL per µg/m ³	Auf die gesamte Bevölkerung in EU angewendet CRF YOLL per µg/m ³
All-cause mortality (chronic)	NEEDS / ESW2.0	keine	Alle	0,0065	0,0065
	HRAPIE	keine	30+	0,0095	0,0063 =0,0095*0,66

In Tabelle 13 sind die Werte für die relativen Risiken (RR) aus (WHO HRAPIE 2013) für Feinstaub und Ozon dargestellt.

Die Einteilung in Gruppe A oder B wird in (WHO HRAPIE 2013) folgendermaßen erklärt:

- Gruppe A: CRFs, für welche ausreichend Daten verfügbar sind, um eine Auswirkung zuverlässig zu quantifizieren
- Gruppe B: CRFs, bei denen eine größere Unsicherheit über Genauigkeit der Daten zur Quantifizierung der Auswirkungen besteht.

Tabelle 13: Relatives Risiko (RR) und Bandbreiten für Feinstaub & Ozon aus (WHO HRAPIE 2013)

Krankheitsindikator	Schadstoff	RR per 10 µg/m ³ (Konfidenzintervall) Mittelwert (5% & 95%)			Gruppe
Für Feinstaub					
Mortalität (alle Ursachen), chronisch	PM2.5	1,062	1,04	1,083	A
Arbeitsausfalltage (Work loss days / WLDs)	PM2.5	1,046	1,039	1,053	B
Eingeschränkte Aktivitätstage (Restricted activity days / RADs)	PM2.5	1,047	1,042	1,053	B
Kardiovaskulär bedingte Krankenhauseinweisungen (Cardiovascular Hospital Admissions / CHA)	PM2.5	1,0091	1,0017	1,016	A
Atemwegs bedingte Krankenhauseinweisungen (Respiratory Hospital Admissions / RHA)	PM2.5	1,019	0,9982	1,0402	A
Säuglingssterblichkeit (Infant Mortality)	PM10	1,04	1,02	1,07	B
Chronische Bronchitis (CB)	PM10	1,117	1,04	1,189	B
Tage mit Asthmasymptomen	PM10	1,028	1,006	1,051	B
Prävalenz der Bronchitis bei Kindern im Alter von 6-12 (oder 18) Jahren	PM10	1,08	0,98	1,19	B
Für Ozon					
Sterblichkeit (alle Ursachen), akut	Ozon	1,0029	1,0014	1,0043	A
Atemwegs bedingte Krankenhauseinweisungen	Ozon	1,0044	1,0007	1,0083	A
Kardiovaskulär bedingte Krankenhauseinweisungen	Ozon	1,0089	1,005	1,0127	A
Leicht eingeschränkte Aktivitätstage (Minor Restricted Activity Days / MRADs)	Ozon	1,0154	1,006	1,0249	B

Das RR wird mit Hintergrunddaten und den monetären Werte verrechnet.

Die Beschreibung der Anpassung der Inflation auf €₂₀₁₆ und die Anpassung der Zahlungsbereitschaft auf die Jahre, in denen die Emissionen stattfinden, findet sich in Kapitel 2.9.

In Tabelle 14 sind die aktualisierten Kosten pro Endpunkt aufgelistet, vgl. (FRIEDRICH et al. 2011a) und *(HOLLAND 2014a), zitiert nach (ROOS 2017) und aktualisiert auf Emission in 2016 in €₂₀₁₆. Zu der Umrechnung der Kostenfaktoren aus (ebd.) von €₂₀₁₀ für Emissionen in 2010 auf €₂₀₁₆ für Emissionen in 2016 wird wie folgt vorgegangen:

Zur Berechnung der Inflation in der Periode von 2010 bis 2016 wird die durchschnittliche Inflationsraten von 1,47%: $(1+0,0147)^6 = 1,09$ verwendet.

Zur „Aufwertung der Zahlungsbereitschaft“ in der Periode von 2010 bis 2016 folgender Ansatz verwendet: $(1+0,0139*0,85)^6 = 1,073$

Tabelle 14: Kostenfaktoren zur monetären Bewertung von Gesundheitsendpunkten

Krankheitsindikator	Mittelwert für 2010 (€ ₂₀₁₀) (FRIEDRICH et al. 2011a)	Mittelwert für 2016 (€ ₂₀₁₆)
Kardiovaskulär bedingte Krankenhauseinweisungen (Cardiovascular Hospital Admissions / CHA)	2990	3502
Atemwegs bedingte Krankenhauseinweisungen (Respiratory Hospital Admissions / RHA)	2990	3502
Chronische Bronchitis (CB)	60000	70272
Leicht eingeschränkte Aktivitätstage (Minor Restricted Activity Days / MRADs)	57	67
Eingeschränkte Aktivitätstage (Restricted activity days / RADs)	194	227
Arbeitsausfalltage (Work loss days / WLDs)	441	517
Säuglingssterblichkeit (Infant Mortality)	2475000	2898731
Mortalität (alle Ursachen), chronisch	60000	70272
Sterblichkeit (alle Ursachen), akut	89715	105075
Prävalenz der Bronchitis bei Kindern im Alter von 6 - 12 (bzw. 6 - 18) Jahren	593	695
Tage mit Asthmasymptomen	43	50

Die aggregierten Faktoren aus Tabelle 11 werden in Tabelle 15 den Faktoren, die sich durch die Aktualisierungen ergeben, gegenüber gestellt.

Tabelle 15: Aggregierte Schadensfaktoren zur Multiplikation mit den akkumulierten Expositionen pro Mg Emission

	NEEDS / ESW2.0 [€ ₂₀₀₅ /(Pers*µg/m ³)] für Emissionen in 2005	Update [€ ₂₀₁₆ /(Pers*µg/m ³)] für Emissionen in 2016
PM2.5	32,8	61,0
PMco	5,9	2,9
Ozon	0,87	1,2

Die Werte für PM2.5 und Ozon haben sich erhöht (zum Großteil durch die Anpassung an Inflation und Aufwertung der Zahlungsbereitschaft), wohingegen sich der Wert für PMco etwas reduziert hat. Wichtiger Grund hierfür ist, dass die CRFs für herz- und atemwegsbedingte Krankenhauseinlieferung nun auf PM2.5 als Schadstoff und nicht mehr auf PM10 basieren.

2.5.3. Externe Kosten der direkten Wirkung von Stickstoffdioxid

Die Stickoxidemissionen haben sich in Deutschland seit 1990 um ca. 60% reduziert, vgl. (UBA 2019b). Nach wie vor sind Diesel-Pkw die Hauptquelle für Stickoxid, insbesondere in den Städten. In 2017 hatte die Energiewirtschaft einen Anteil von ca. 24% an den NO_x-Emissionen, vgl. (UBA 2019c).

Das HRAPIE-Projekt (WHO HRAPIE 2013) beschreibt mögliche Wirkungen durch Stickstoffdioxid (NO₂) auf die menschliche Gesundheit und stellt entsprechende CRFs bereit. In der Berechnung der Gesundheitsschäden im Rahmen der ExternE-Projektserie, im Projekt NEEDS und auch in der Methodenkonvention des UBA (UBA 2018b, 2019a) wurden die Auswirkungen einer Stickstoffdioxidexposition noch nicht quantifiziert. Zur Belastbarkeit der Datenlage schreibt WICHMANN (2018) „Die Beweiskraft für Effekte der Kurzzeitexposition auf

die Atemwege wird von WHO/EU und US-EPA als hoch angesehen, insbesondere für das Auftreten von Asthma und die Verschlimmerung von Asthma-Symptomen. Die Datenlage zu Effekten der Langzeitexposition von NO₂ ist demgegenüber weniger eindeutig. Die US-EPA sieht keine klaren Belege für unabhängige NO₂-Effekte auf biologische Prozesse, die zu erhöhter Mortalität führen könnten da die Überschneidung mit den von PM_{2.5} verursachten Schäden noch nicht eindeutig ermittelt werden konnte“. Die U.S. EPA (2016) führt eine sogenanntes „Integrated Science Assessment“ (ISA) durch, d.h. die US-Umweltschutzbehörde fasst die Ergebnisse von Studien zu Atmosphärenwissenschaften, Exposition des Menschen, Tiertoxikologie, kontrollierter Exposition des Menschen, Epidemiologie und/oder Ökologie und anderen Wohlfahrtseffekten zusammen.

Auch das „Committee on the Medical Effects of Air Pollutants“ COMEAP (2018) diskutiert in seinem finalen Bericht die Schwierigkeiten bei der Quantifizierung des Zusammenhangs zwischen langfristigen durchschnittlichen Konzentrationen von NO_x und der Mortalität. Eine eindeutige Empfehlung wird nicht gegeben.

Andere Studien zeigen, dass die zusätzlich quantifizierten Gesundheitseffekte durchaus beträchtlich sein können. Die EEA (2018) schätzt pauschal ca. 72000 zusätzliche vorzeitige Todesfälle pro Jahr aufgrund von NO₂-Expositionen in der EU28 Region. Hierbei wurde der Schwellenwert von 20 µg/Nm³ berücksichtigt und das Gesamtergebnis um 30% reduziert, um eine Überschneidung mit (sekundärem) Feinstaub zu vermeiden, vgl. (VAN DER KAMP et al. 2017).

Im Rahmen dieser Arbeit werden entsprechende Schadensfaktoren verwendet, um auch möglichen Schäden durch NO₂ Rechnung zu tragen und die durch direkte NO₂-Exposition verursachten Gesundheitsrisiken in den Schadenskostenfaktoren von NO_x zu berücksichtigen. Wichtige wissenschaftlich noch diskutierte Fragen betreffen dabei einen möglichen Schwellenwert und die mögliche Überlappung mit Feinstaub-Effekten. In dieser Arbeit werden die externen Kosten Faktoren in Tabelle 17 verwendet. Bei deren Berechnung wurden für die direkten Auswirkungen von Stickstoffdioxiden ein Schwellenwert von 20 µg/m³ verwendet. Dieser wurde bei der Anwendung der CRF berücksichtigt. Die CRFs sind in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: CRF für NO₂ (WHO HRAPIE 2013)

Schadstoff	Endpunkt	Relatives Risiko (Mittelwert, 5% und 95% CI)			Gruppe
NO ₂	Mortality, all (natural) causes, threshold 20 µg/m ³	1,055	1,031	1,08	B
NO ₂	Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children, age 5-14 years	1,021	0,99	1,06	B

Im Rahmen des Projekts REEEM (Role of technologies in an energy efficient economy) (REEEM 2016-2019) wurde u.a. die direkte Wirkung von NO₂ berücksichtigt. Die Annahmen bezüglich CRF und monetärer Bewertung entspricht denen von FRIEDRICH et al. (2011b). Die Daten in Tabelle 17 für die Jahre 2030 bis 2050 wurden hieraus abgeleitet. Für die Jahre nach 2050 werden die Annahmen beibehalten, die Werte steigen dann nur noch mit der wachsenden Zahlungsbereitschaft.

Im Rahmen des Projektes REEEM wurde die zukünftige Altersverteilung und Bevölkerungsentwicklung berücksichtigt. In Tabelle 17 ist bei den Werten „€₂₀₁₀/Mg (ohne ZB in Anpassung)“ zu erkennen, dass sich die externen Kosten nur sehr gering unterscheiden. Eine Belastung der Bevölkerung mit Durchschnittskonzentrationen über 20µg/m³ tritt nur relativ selten auf. Dadurch ergeben sich bei der Anwendung entsprechender CRFs auch nur relativ niedrigen Kosten pro Mg Emission.

Tabelle 17: Externe Kosten Faktoren für Emissionen in Deutschland [€/Mg] für die direkte Wirkung von NO₂ (SCHMID 2019) pro Emission von NO_x mit eigenen Anpassungen (ZB = Zahlungsbereitschaft)

Primärer Schadstoff	Jahr der Emission	€ ₂₀₁₀ /Mg (ohne ZB in Anpassung)	€ ₂₀₁₆ /Mg (ohne ZB Anpassung)	€ ₂₀₁₆ /Mg (mit ZB Anpassung von 2005 auf 2016)	€ ₂₀₁₆ /Mg (mit ZB Anpassung auf Jahr der Emission)
NO _x	2030	209	228	259	328
NO _x	2035	209	228	259	343
NO _x	2040	209	228	260	358
NO _x	2045	209	229	260	374
NO _x	2050	210	229	261	391

2.6. Globale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – Auswirkungen auf menschliche Gesundheit

Aufbauend auf den SRM aus dem LC-IMPACT Projekt. vgl. (PREISS et al. 2012a; PREISS et al. 2012c) wurde die Mortalität in [DALYs pro kg] berechnet. Da die Wirkungsbeziehungen auf bestimmte Alters- und Risikogruppen angewendet werden, wurden diese Daten nun länderspezifisch berücksichtigt. Während im NEEDS Projekt und somit in ESW2.0 europäische Durchschnittswerte für all diese Parameter verwendet wurden, wurden länderspezifische Daten für Sterblichkeitsrate, Altersverteilung und Hintergrundkonzentration von Schadstoffen berücksichtigt, vgl. (VAN ZELM et al. 2016; VAN ZELM et al. 2018b) und (VAN ZELM et al. 2018a).

Die verwendeten CRFs von VAN ZELM et al. (2016) bezüglich Mortalität sind wie folgt:

- PM2.5: RRs für Herz-& Lungenerkrankungen [1,014 pro µg/m³] und Lungenkrebs [1,014 pro µg/m³]
- Ozon: RR für Respiratorische Mortalität [1,004 pro µg/m³] basierend auf Daten der täglichen 1-stündigen maximalen Ozonwerte, die von JERRETT et al. (2009) vorgeschlagen wurden.

Die CRF bezüglich Mortalität wird auf den Teil der Bevölkerung ab 30 Jahren angewendet. Das relative Risiko wird auf die „Hintergrundsterblichkeit“ angewendet, um die Sterblichkeit pro Konzentrationsänderung zu berechnen. In Formel 5 ist die Beziehung der Faktoren dargestellt.

Formel 5: regions-spezifische CRF für Mortalität, in Abhängigkeit des relativen Risikos, der Hintergrundmortalität in Region j und der Hintergrundkonzentration des Schadstoffs k

$$CRF_{e,k,j} = \frac{(RR_{e,k}-1) \cdot MR_{e,j}}{(RR_{e,k}-1) \cdot C_{k,j} + 1}$$

RR = relatives Risiko

MR_{e,j} = die Sterblichkeitsrate für die gesundheitliche Auswirkungen e in der Region j [Todesfälle/Person/Jahr]

C_{k,j} = jährliche durchschnittliche Hintergrundkonzentration des Schadstoffs k in einer Region j [mg/m³]

Die Sterblichkeitsraten pro Gesundheitseffekt wurden von der WHO, vgl. (WHO 2015a), für das Jahr 2005 übernommen. Simulierte Hintergrundkonzentrationen pro Region für das Jahr

2000 wurden aus dem TM5-CTM-Referenzlauf entnommen, vgl. (LAMARQUE et al. 2010), zitiert nach VAN ZELM et al. (2016). Der Schadensfaktor $DF_{e,j}$ ist definiert als die mit dem Gesundheitseffekt e verbundenen DALY, die pro Fall ($INC = en.$ Incidence) pro Empfängerregion j aus der Weltgesundheit geschätzt wurden. Die Werte basieren auf Schätzungen der WHO zur Weltgesundheit, Jahr 2012 (WHO 2015b).

Formel 6: Regionaler Schadensfaktor: DALY pro Fall

$$DF_{e,j} = \frac{dDALY_{e,j}}{dINC_{e,j}}$$

Diese Hintergrund-Daten sind in der „Supporting Information“ zu Zelm, Preiss et al (2016) dokumentiert.

Mortalität trägt am meisten zu den Schäden an der menschlichen Gesundheit bei, vgl. (VAN ZELM et al. 2008), (BACHMANN & VAN DER KAMP 2017), daher werden die Effekte durch Morbidität bei dieser Betrachtung vernachlässigt.

Die DALYs wurden entsprechend des vereinfachten Ansatzes zur monetären Bewertung mit dem Wert für chronische Mortalität für Emissionen im entsprechenden Jahr multipliziert. Ausgangswert ist der VOLY von FRIEDRICH et al. (2011b) für 2010 von 60.000€₂₀₁₀. Dieser Wert wird entsprechend Kapitel 2.9 an Inflation und Aufwertung durch Einkommenszuwachs auf €₂₀₁₆ und die entsprechenden Emissionsjahre aktualisiert (siehe Formel 7 und Formel 8) Für die Bewertung eines chronischen YOLLs bzw. eines DALYs ergibt sich hieraus folgender VOLY Wert. Für die zukünftigen Jahre wird der Ansatz nach Kapitel 2.9 angewendet.

Formel 7: Anpassung an die Inflation von €₂₀₁₀ auf €₂₀₁₆

$$60000 \text{ €}_{2010} * 1,09 = 65490 \text{ €}_{2016} \text{ für Emission in 2010}$$

Formel 8: Anpassung an die zeitliche Einkommensentwicklung vom Jahr 2010 auf das Jahr 2016 und 2030

$$65490 \text{ €}_{2016} * 1,073 = 70272 \text{ €}_{2016} \text{ für Emission in 2016}$$

$$70272 \text{ €}_{2016} \text{ für Emission in 2016} * 1,27 = 88977 \text{ €}_{2016} \text{ für Emission in 2030}$$

Die externen Kosten der klassischen Luftschadstoffe in €₂₀₁₆ pro Mg emittiert im Jahr 2030 sind im Anhang A10 aufgeführt.

2.7. Externe Kosten toxischer Schadstoffe

Die Stoffkategorie „toxische Schadstoffe“ (auch „Spurenschadstoffe“ genannt) besteht aus Schadstoffen, die im Vergleich zu den klassischen Schadstoffen in relativ geringen Mengen emittiert werden, insbesondere innerhalb des Lebenszyklus von Stromtechnologien. Die externen Kosten pro Emissionseinheit, d.h. Euro pro Mg, können jedoch sehr hoch sein. Die Schadstoffe, die auf Basis von FANTKE (2008) neu bewertet wurden, sind die Schwermetalle Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Nickel (Ni) und Blei (Pb). Für Quecksilber (Hg) wird der Wert von SPADARO & RABL (2008b) angewendet. Für einige organische Schadstoffe, nämlich Formaldehyd (CH₂O) und Dioxine, werden die Werte aus den Projekten NEWEXT (2004) bzw. METHODEX (2007) übernommen. Für As, Cd, Cr, Ni und Pb sind für die meisten

europäischen Länder länderspezifische Werte verfügbar, vgl. (PREISS et al. 2008). Für die übrigen Länder wird der Durchschnitt der EU27 als Näherungswert verwendet. Die Durchschnittswerte der EU27 sind in Tabelle 18 aufgeführt.

Tabelle 18: Externe Kosten pro Mg Spurenschadstoffe

Schadstoff		[€ ₂₀₀₅ / Mg] in 2005	[€ ₂₀₁₆ / Mg] in 2016
Cadmium	Cd	83.700	111.862
Arsen	As	529.600	707.581
Nickel	Ni	2.300	3.074
Blei	Pb	278.300	371.798
Chrom	Cr	13.300	3.527.137
Chrom in Oxidationszustand 6	Cr-VI	66.300	17704
Quecksilber	Hg	2.640.000	88.521
Formaldehyd	CH ₂ O	200	267
Dioxin Toxizitätsäquivalente 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin	TEQ TCDD	37.000.000.000	49.433.354.880

Werte für Hg aus (SPADARO & RABL 2008b), Formaldehyd (CH₂O) aus NEWEXT (2004), Dioxine aus (METHODEX 2004-2006); dieser Wert ist pro Mg sehr hoch, es werden aber in der Regel nur sehr geringe Mengen emittiert.

2.8. Externe Kosten von Radionukliden

Die Bewertung der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit durch die Emission radioaktiver Stoffe ist komplex, weil:

- radioaktive Stoffe aufgrund von Alpha-, Beta- und Gammastrahlung mehrere unterschiedliche Wirkungsmechanismen haben
- Auswirkungen durch Einatmen, Verschlucken oder dermalen Kontakt mit radioaktiven Stoffen sowie durch externe Strahlenbelastung entstehen
- radioaktive Stoffe sich in der Atmosphäre zwar ähnlich wie Luftschadstoffe verteilen, aber zusätzlich zerfallen die radioaktiven Kerne und wandeln sich zu anderen, teilweise schädlicheren Schadstoffen um.

Hervorzuheben ist, dass das „Centre d'étude sur l'Évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire“ (CEPN) bei der Bewertung der externen Kosten des Kernbrennstoffkreislaufs Anfang der 90er Jahre im Rahmen des ExternE Forschungsprogramms sehr detaillierte Bewertungen bestimmter Anlagen durchgeführt hat (EC 1995). Eine umfassende Bewertung wurde durchgeführt, einschließlich aller Schritte des Brennstoffkreislaufs, einschließlich der Unterscheidung der Verteilung der Auswirkungen auf Raum und Zeit. Eine solche Methodik ermöglicht es, die Sensitivität der externen Kosten in Bezug auf Diskontierung, Bevölkerungsdichte und auch auf die länderspezifische Zahlungsbereitschaft zu analysieren.

2.8.1. Ausbreitung und Dosis-Wirkungsbeziehung von Radionukliden

Eine explizite Ausbreitungsmodellierung von Radionukliden ist mit ESW2.0 nicht möglich. Um jedoch generische LCI-Ergebnisse zu Radionukliden zu bewerten, wurde für diese Arbeit ein vereinfachter Ansatz zur Beurteilung von Radionukliden entwickelt. Der angewandte Ansatz ist in Abbildung 18 dargestellt.

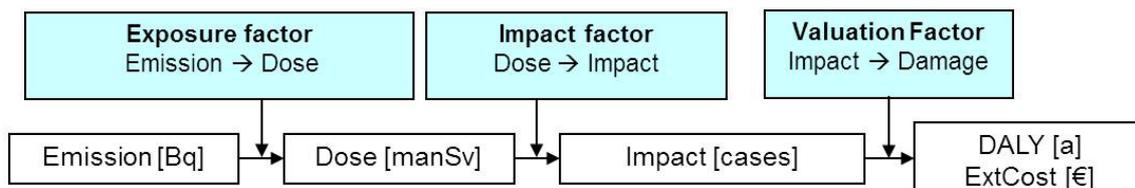


Abbildung 18: Bewertung der Auswirkungen der Freisetzung von Radionukliden (eigene Darstellung)

Die Emissionen verschiedener Radionuklide werden als Radioaktivität in Becquerel pro kWh [Bq/kWh] ausgedrückt. Die Kollektivdosis wird in man*Sievert [manSv] angegeben. Die Beziehung zwischen Emission und Kollektivdosis wurden aus den Berichten der „United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation“, vgl. (UNSCEAR 1993) und (UNSCEAR 2000), abgeleitet und sind im Anhang A11 zusammengefasst.

Die Freisetzung von Radionukliden und die damit verbundene Radioaktivität in die Umwelt wirkt sich auf die menschliche Gesundheit aus. Die betrachteten Auswirkungen sind tödliche Krebserkrankungen, nicht tödliche Krebserkrankungen und mögliche Erbgutschäden. Die Wirkungsfaktoren, die sich auf die kollektive Dosis beziehen, basieren auf den Empfehlungen von TORFS et al. (2007). Die primäre Quelle für diese Risikofaktoren stammt von der „International Commission on Radiological Protection“, vgl. (ICRP 60 1991: 199). Es werden die folgenden linearen Dosis-Wirkungs-Beziehungen angenommen.

- 0,05 Fälle pro manSv tödliche Krebserkrankungen,
- 0,12 Fälle pro manSv nicht tödliche Krebserkrankungen,
- 0,01 Fälle pro manSv von Erbgutschäden / Erbkrankheiten.

Es besteht nach wie vor hohe Unsicherheit bezüglich der Auswirkungen im Zusammenhang mit einer relativ geringen Dosis an Radioaktivität. Auf der einen Seite ist die natürliche Hintergrunddosis oft viel höher als die zusätzliche Dosis in der Nähe von kerntechnischen Anlagen während des normalen Betriebs. Andererseits kann auch die regionale Variation der natürlichen Dosis größer sein als die zusätzliche Dosis durch alle anderen künstlichen Quellen, wie z. B. medizinische Röntgenstrahlen.

Der ICRP Bericht von (2007) enthält etwas niedrigere Werte, insbesondere bei Erbgutschäden bzw. Erbkrankheiten. Für eine konservative Schätzung wurden aber die früheren Empfehlungen verwendet, vgl. (ICRP 60).

2.8.2. Monetäre Bewertung der Emission von Radionukliden

Die Auswirkungen, d.h. die Anzahl der Fälle von tödlichen Krebsarten, nicht tödlichen Krebsarten und Erbkrankheiten, werden durch Multiplikation mit den unten aufgeführten monetären Werten zu externen Kosten aggregiert:

Tabelle 19: Monetäre Bewertung der Endpunkte durch Radionuklide

	€ ₂₀₀₀ pro Fall	€ ₂₀₁₆ pro Fall in 2016	€ ₂₀₁₆ pro Fall in 2030
tödlicher Krebs	1.120.000	1.578.045	1.998.079
nicht tödlicher Krebs, vgl. (FRIEDRICH & BICKEL 2001)	481.000	677.714	858.104
Erbgutschädigung (entspricht dem Wert eines verhinderten Todesfalls, vgl. (NELLTHORP et al. 2001)	1.500.000	2.113.454	2.676.000

2.9. Zeitabhängigkeit der externen Kosten

Der Einfluss der Zeit auf die externen Kosten wird im Folgenden bezüglich drei Aspekten beschrieben:

- Inflation
- Aufwertung der Zahlungsbereitschaft für zukünftige Jahre in Abhängigkeit vom steigenden Einkommen
- Diskontierung der Auswirkungen von Emissionen in verschiedenen Lebenszyklusphasen bzw. Lebensjahren einer Technologie auf einen Gegenwartswert.

2.9.1. Anpassung an die Inflation

Die Entwicklung der Verbraucherpreise in Deutschland zwischen 2000 und 2016 wurden berücksichtigt. Die jährliche Inflation in diesem Zeitraum betrug etwa 1.5%. In Tabelle 20 sind die häufig verwendeten Faktoren aufgelistet.

Tabelle 20: Umrechnungsfaktor zu €₂₀₁₆ basierend auf durchschnittlichen, jährlichen Verbraucherpreisänderungen

Ausgangs - Index	Umrechnungsfaktor auf € ₂₀₁₆
€ ₂₀₀₀ ZU € ₂₀₁₆	1,27
€ ₂₀₀₅ ZU € ₂₀₁₆	1,18
€ ₂₀₁₀ ZU € ₂₀₁₆	1,09

2.9.2. Aufwertung der Zahlungsbereitschaft

Die Anteile der verschiedenen Lebenszyklusphasen (Herstellung, Betrieb, Kraftstoffversorgung, Demontage und Entsorgung) an den gesamten externen Kosten sind je nach Technologie unterschiedlich.

Es wird angenommen, dass die ZB zur Vermeidung von Risiken auch von den verfügbaren Ressourcen abhängt. Daher wird angenommen, dass die ZB mit dem durchschnittlichen Wachstum der Einkommen steigt. Wenn die Emissionen zur gleichen Zeit wie die Stromerzeugung erfolgen, steigen die externen Kosten pro kWh mit der Zeit bzw. mit der zunehmenden ZB zur Vermeidung bestimmter Auswirkungen.

Wenn Emissionen und externe Kosten hauptsächlich während der Bauphase anfallen bedeutet dies, dass die durchschnittlichen externen Kosten pro kWh über die Nutzungsdauer berechnet, entsprechend größer sind. Das Gegenteil ist der Fall bei Emissionen, die am Ende der Lebensdauer einer Anlage stattfinden.

Um die in verschiedenen Jahren anfallenden externen Kosten mit den durchschnittlichen externen Kosten im Betrieb zu summieren, muss der Gegenwartswert (engl. present value) der externen Kosten aller Lebenszyklusphasen bzw. aller Betriebsjahre berechnet werden. Als Basisjahr für den Gegenwartswert wird in dieser Arbeit 2030 definiert. In Tabelle 21 sind die entsprechenden Faktoren aufgelistet. Zunächst werden die monetären Werte pro Endpunkt mit den realen Einkommen bis auf 2016 aktualisiert. Für die Aufwertung auf das Jahr 2030 und die folgenden Jahre wird das Schema in Tabelle 22 angewendet.

ATKINSON et al. (2018) beschreiben das Vorgehen wie folgt:

“Rising relative valuations could also be built into this estimation. For the example where relative value is increasing because of rising per capita incomes, this would entail calculating the following in any particular year: $(1 + [e \times g])^t$, where e = the income elasticity of willingness-to-pay, i.e. the percentage change in willingness-to-pay arising from a given percentage change in real per capita income and g = the rate of growth in per capita (real) incomes. Evidence would need to be obtained for the likely size of e . But for sake of illustration, assume that the estimated range for the benefit being provided by this simplified example

project is around 0.3 to 0.7. For any year t , then, and taking a mid-estimate of 0.5 for e and a rate of growth of real incomes of, say, 2%, a given benefit in that year needs to be multiplied by: $(1 + [0.5 \times 0.02])^t$. If the year is 3 then this means year 4 benefits would be multiplied by 1.04. If the year is 40, then benefits would be multiplied by 1.49. Including relative price changes can therefore make a potentially significant change to the outcome of a CBA.”

Tatsächlich finden sich in der Literatur unterschiedliche Ansätze die Elastizität e auf Zinssatz Z einzurechnen, um die Zahlungsbereitschaft ZB_{t+x} zu einem Zeitpunkt $T= t+x$ in der Zukunft aufzuwerten:

- a) $ZB_{t+x} = ZB_t * (1+Z*e)^x$
- b) $ZB_{t+x} = ZB_t * ((1+Z)^e)^x$

In der Methodenkonvention 3.0 wurde Ansatz b) verwendet. Im Projekt NEEDS und in der Publikation von ATKINSON et al. (2018) wird Ansatz a) verwendet. Unter der Annahme von ca. 2% durchschnittlichen Wachstums und einer Elastizität von 0,85 und dem Betrachtungszeitraum von 2030 bis 2090 bleibt der Unterschied zwischen Ansatz a) und b) unter 0.4%. Da dieser Unterschied der Ergebnisse vernachlässigbar ist, wird in dieser Arbeit Ansatz a) verwendet.

Es wurden folgende Annahmen getroffen:

- Die durchschnittliche Zunahme des realen jährlichen BIP pro Person in Deutschland beträgt im Zeitraum von 2000 bis 2016 1,27%/a und von 2005 bis 2016 um 1,39%/a.
- Für die Elastizität der Zahlungsbereitschaft bezogen auf das persönliche Einkommen wird in SCHWERMER et al. (2012), basierend auf den Ansatz im NEEDS Projekt, ein Wert von 0,85 verwendet. Dieser wird in dieser Arbeit beibehalten.
- In Anlehnung an die Empfehlungen der IEA (2006) wird für Europa bis 2030 eine durchschnittliche jährliche Wachstumsrate von 2% und 1% nach 2030 angenommen.

Tabelle 21 zeigt die mit diesen Annahmen ermittelten Faktoren zur Anpassung der Zahlungsbereitschaft.

Tabelle 21: Faktor zur Anpassung der Zahlungsbereitschaft

	Faktor zur Aufwertung der Zahlungsbereitschaft
Periode von 2000 bis 2016	1,1870
Periode von 2005 bis 2016	1,1379
Periode von 2016 bis 2030	jährliche Zunahme um 2%*0,85
Periode von 2030 bis 2050	jährliche Zunahme um 1%*0,85
Periode nach 2050 bis 2090	jährliche Zunahme um 1%*0,85

2.9.2.1. Vorgehen zur Diskontierung

Eine Begründung für die Diskontierung liegt darin, dass Einzelpersonen einem Nutzen oder Kosten in der Zukunft weniger Gewicht beimessen als in der Gegenwart. Ungeduld, oder „Zeitpräferenz“, ist die Ursache dafür, dass die Gegenwart der Zukunft vorgezogen wird.

Um einen Gegenwartswert der durchschnittlichen externen Kosten zum Bau der Anlage auszurechnen, muss wiederum eine Diskontrate angenommen werden. Eine positive Diskontrate reduziert die durchschnittlichen externen Kosten die nach dem Bau der Technologie anfallen.

Die Gründe für die Diskontierung und die Wahl des Diskontsatzes wurden u.a. von HELLWEG et al. (2003) und in (EC 2005) und (UBA 2018b) beschrieben und diskutiert. Die folgenden Aspekte werden im Detail unterschieden:

- reine Zeitpräferenz
- soziale Rate der Zeitpräferenz
- Opportunitätskosten des Kapitals
- Risiko und Unsicherheit
- Interessen zukünftiger Generationen.

Der Sozialdiskontsatz (SZR), der bei externen Kosten verwendet wird, wird durch die Summe der sozialen Rate der Zeitpräferenz (STP) mit dem Produkt aus der Wachstumsrate des realen Verbrauchs pro Kopf „g“ und der Elastizität des Grenznutzens in Bezug auf den Konsum „ε“ bestimmt. Diese Elastizität „ε“ beschreibt die relative Veränderung des Grenznutzens in Bezug auf die relative Veränderung des Konsumniveaus: Es wird angenommen, dass der Grenznutzen einer zusätzlichen Einheit abnimmt und somit diese Elastizität angewendet werden muss. In der Regel liegt diese Elastizität zwischen 0,5 und 1, vgl. (FRIEDRICH & BICKEL 2001). Die Einkommenselastizität ist je nach Ressourcen und Land unterschiedlich. Die verwendete Einkommenselastizität sollte spezifisch für die zu berücksichtigenden Kosten oder Vorteile sein. Spezifische Empfehlungen werden für Reisezeit, Unfälle, Luftverschmutzung, Lärm und Auswirkungen des Klimawandels genannt. Diese liegen zwischen einem Faktor von 0,7 und 1. Als Basisannahme wird 1 empfohlen und 0,7 für die Sensitivitätsanalyse vorgeschlagen. In dieser Arbeit wird ein durchschnittlicher Faktor von 0,85 verwendet.

Bezüglich der Diskontierung ergibt sich, dass bei der Anwendung von Standardabzinsungsmethoden auf langfristige Sicht zukünftige Kosten, und somit auch zukünftige externer Kosten, für die Investitionsentscheidungen von heute vernachlässigbar werden (selbst bei relativ moderaten Diskontierungssätze von ca. 1% pro Jahr).

Der Gegenwartswert (en. present value) eines zukünftigen Schadens (oder einer Zahlungsbereitschaft) berechnet sich nach Formel 9. Die verwendeten Zinssätze sind unterschiedlich für die Zeit bis 2030 und danach (siehe Tabelle 22), vgl. (NELLTHORP et al. 2001) oder (BICKEL et al. 2004). Aus diesen Referenzen leitet sich die Annahme ab, dass der Elastizitätsfaktor zur Auswertung der Zahlungsbereitschaft zwischen 0,7 und 1 liegt. Daher wurde ein mittlerer Elastizitätsfaktor von 0,85 gewählt, vgl. (UBA 2018b).

Formel 9: Berechnung des Gegenwartswertes

$$GW = \sum_{t=0}^T ZB_t \frac{1}{1+Z^t}$$

Tabelle 22: Gewählte Zinssätze und Elastizitätsfaktoren zur Aufwertung der Zahlungsbereitschaft auf das Jahr der Emission und Diskontrate zur Berechnung des Gegenwartswertes

Jahr	Aufwertung der ZB	Diskontierung Zinssatz Z (EC 2005) (Elastizität = 1)
2000-2030	pure Zeitreferenzrate = 2%; Elastizität = 0,85	3%
2031-2090	pure Zeitreferenzrate = 1%; Elastizität = 0,85	2%

2.9.3. Diskontierung zum durchschnittlichen Gegenwartswert pro kWh

Durch die Anwendung des oben beschriebenen Ansatzes wurden je nach Lebensdauer der Anlagen die Faktoren in Tabelle 23 abgeleitet. Der Faktor für die externen Kosten während der Bauphase ist 1.

Tabelle 23: Typische Lebensdauer (LD) für die untersuchten Technologien im Jahr 2030 und der Einfluss auf die externen Kosten durch Aufwertung und Diskontierung

	Lebensdauer in Jahren	Faktor für Betrieb und Kraftstoffversorgung	Faktor für Entsorgung
Brennstoffzelle	20	0,886	0,786
Wind & PV	25	0,870	0,741
CSP	30	0,855	0,700
Gaskraftwerk	30	0,855	0,700
Stein- und Braunkohlekraftwerke Kernkraft	40	0,819	0,625
Wasserkraft	50	0,783	0,558

Lebensdauern nach (KOST et al. 2018); Nuklear, Wasser nach (BLESLE et al. 2008).

Im Rahmen dieser Arbeit wird für Kraftwerke in Europa eine Lebensdauer von 40 Jahren angenommen. Für manche Regionen werden z. B. für Kernkraftwerke auch von Betriebszeiten von 60 Jahren und länger berichtet, vgl. (NZZ 2019). Durch die Anwendung von Aufwertung und Diskontierung reduziert sich der Anteil der externen Kosten des Betriebes und der Stilllegung je nach Technologie erheblich. Der hier angewandte Ansatz ermöglicht den Vergleich von Technologien mit unterschiedlicher Lebensdauer, da durchschnittliche Kosten pro kWh berechnet werden. Wenn man einheitlich z. B. über einen Zeitraum von 50 Jahren bilanzieren wollte, müsste man im Falle für Wind und PV eine Ersatzinvestition tätigen. Es ist davon auszugehen, dass die Technologien dann bereits wieder effizienter sein werden, sodass die durchschnittlichen Kosten dieser Technologien über diesen Zeitraum etwas geringer wären.

2.10. Räumlich und zeitlich differenzierte Sachbilanz

Die Sachbilanzdaten sind in Lebenszyklusphasen unterteilt.

Im Rahmen der Projekte CASES und NEEDS wurden die vier Lebenszyklusphasen unterschieden:

- Kraftwerksbau
- Kraftwerksbetrieb
- kontinuierliche Versorgung mit dem entsprechenden Energieträger (z. B. Stein- und Braunkohle, Erdgas etc)
- Kraftwerksabbau.

Die Technologien und Emissionsdaten sind in den jeweiligen Projektberichten beschrieben. Von FRANKL et al. (2005) bezüglich PV und von BAUER et al. (2008) bezüglich fossiler Brennstoffe. Alle Projektberichte finden sich unter <https://cordis.europa.eu/project/id/502687/reporting/de>. Es ist zu beachten, dass die LCI-Ergebnisse durchschnittlichen europäischen Bedingungen entsprechen. Darüber hinaus werden die Lebenszyklusdaten der PV in Werte für Mitteleuropa und Werte entsprechend der in Südeuropa verorteten Technologien unterteilt. Wenn PV in Südeuropa angesiedelt ist, reduzieren sich die Emissionen pro kWh entsprechend dem höheren Stromertrag durch die höhere Globalstrahlung [kWh/(m²a)] in Südeuropa im Vergleich zu Mitteleuropa. Darüber

hinaus wird angenommen, dass sich die Technologien der „Concentrated Solar Power“ (CSP) in Südeuropa befinden.

Tatsächlich werden auch der Wirkungsgrad und damit die Emissionen pro kWh und die internen Erzeugungskosten von konventionellen und anderen erneuerbaren Kraftwerken von Land zu Land unterschiedlich sein. Auch vor- und nachgelagerte Prozesse, z. B. Brennstofflieferketten und entsprechende Emissionen, unterscheiden sich unter realen Bedingungen von Land zu Land. Dies spiegelt sich jedoch nicht in den LCI-Daten wider, da sie nicht länderspezifisch sind.

2.10.1. Räumliche Differenzierung

Einerseits hängen die tatsächlichen Auswirkungen und externen Kosten pro Einheit einer freigesetzten Schadstoffemission von der effektiven Freisetzungshöhe und dem Standort aufgrund der Ausbreitung / Dispersion, den chemischen Rahmenbedingungen und der Verteilung der Rezeptoren ab. Andererseits werden z. B. für politische Entscheidungen durchschnittliche Ergebnisse für eine typische (durchschnittliche) Technologiekonfiguration benötigt. Um diesen Ansprüchen zu genügen, müssen technologiespezifische durchschnittliche LCI-Ergebnisse mit durchschnittlichen (generalisierten) externen Kostenfaktoren für bestimmte Regionen kombiniert werden.

Für die Berechnungen der externen Kosten werden die LCI-Ergebnisse für den Lebenszyklusabschnitt „Betrieb“ mit deutschen Durchschnittskostenfaktoren für nach Freisetzungshöhe unter 100 Meter und über 100 Meter (bei Stein- und Braunkohlekraftwerken) angewendet.

Darüber hinaus werden für die LCI-Ergebnisse der vor- und nachgelagerten Prozesse (Bau, Kraftstoffversorgung, Demontage) mit EU27 Faktoren für den Durchschnitt aller Sektoren bewertet.

Auch wenn der Kohleausstieg in Deutschland beschlossen ist, werden in dieser Arbeit Berechnungen für den Standort Deutschland durchgeführt. Die Schadensfaktoren ähneln denen in Nachbarländern wie z. B. Polen, bei denen solch ein Ausstieg zurzeit nicht beschlossen ist. Berechnungen können aber prinzipiell auch für alle anderen Länder durchgeführt werden.

In der Sensitivitätsanalyse wird untersucht, inwiefern dies zu signifikanten Unterschieden führen würde.

Obwohl die Standorte der beteiligten Prozesse und der entsprechenden Emissionen in LCI-Daten nicht zugeordnet sind, lassen sich einige Informationen über das Umfeld der Hauptaktivitäten (z. B. hohe versus niedrige Bevölkerungsdichte) und über die Eigenschaften der Quelle abschätzen (z. B. haben Kohlekraftwerke in der Regel einen Schornstein über 100 Meter, also eine hohe Freisetzungshöhe).

Die Unterteilung in „archetypische Umgebungen“, vgl. (HUMBERT et al. 2011) zielen darauf ab, vertikale und horizontale räumliche Gegebenheiten durch Schätzungen oder Szenarien einzubeziehen, wenn vollständige Details (z. B. die Eigenschaften der Umgebung des Standorts) nicht verfügbar sind.

2.10.2. Zeitliche Differenzierung

Im Rahmen des NEEDS-Projekts wurden LCI Daten zukünftiger Energiesysteme für zwei Zeithorizonte (2025 und 2050), und jeweils drei verschiedene Entwicklungs-Szenarien entwickelt. Die Szenarien unterscheiden sich in den Annahmen der technologischen Entwicklung, z. B. Kostensenkungen und Marktwachstumsraten, Rohstoffkosten, aber auch bezüglich der Energiesysteme im Hintergrund. Dies resultiert in unterschiedliche LCI Daten, vgl. (NEEDS 2004-2009)

- pessimistisch (PE): Sozioökonomische Rahmenbedingungen stimulieren nicht die Marktakzeptanz und technische Innovationen

- realistisch-optimistisch (RO): Starke sozioökonomische Faktoren unterstützen eine dynamische Marktakzeptanz und eine kontinuierliche Technologieentwicklung. Es ist sehr wahrscheinlich, dass die jeweilige Technologie auf dem globalen Strommarkt an Bedeutung gewinnt
- sehr optimistisch (VO): Ein technologischer Durchbruch macht die jeweilige Technologie langfristig zu einer weltweit führenden Stromversorgungstechnologie.

Die verschiedenen Szenarien führen zu unterschiedlichen LCI-Ergebnissen für gleiche bzw. ähnliche Technologien. Tatsächlich sind nicht alle Technologien in jedem Szenario identisch und auch die Liste der Technologien ist nicht identisch. Einige Technologien haben leicht unterschiedliche Eigenschaften, wie z. B. die Größe der installierten Leistung. Daher ist der Datensatz von Technologien mit bestimmten Eigenschaften für die verschiedenen Zukunftsszenarien nicht identisch. So hat beispielsweise der Windpark im Szenario „2025 RO“ eine Größe von 1.068 MW, im Szenario „2025 VO“ 1.332 MW. In „2025 RO“ gibt es auch nur die Kategorie Offshore und kein Onshore Wind.

Die in der „Kraftstoffversorgung“ enthaltenen Prozesse sind relevant für Stromerzeugungstechnologien, die auf Steinkohle, Braunkohle, Erdgas, Biomasse und Kernenergie basieren. Andererseits ist der Kraftwerksbau die wichtigste Phase für erneuerbare Energien wie Solar-, Wind- und Wasserkraft, da er durch die Produktionsprozesse der verschiedenen Komponenten wie Solarmodule oder Wechselrichter die Gesamtlebensdaueremissionen dominiert.

Die Begriffe „upstream-“ und „downstream-Prozesse“ beziehen sich auf das Timing in Bezug auf die Prozesse der Stromerzeugung. Daher ist der Bau eines Kraftwerks, aber auch die Kraftstoffversorgung ein vorgeschalteter Prozess. Andererseits werden der Rückbau eines Kraftwerks nach dem Betrieb, sowie die Entsorgung von Flugasche während des Betriebs den nachgelagerten Prozessen zugeordnet. So können beispielsweise bei einem Kohlekraftwerk die Emissionen von klassischen Luftschadstoffen durch die vor- und nachgelagerten Prozesse wie die Kraftstoffversorgung, aber auch die Produktion und Nutzung von Kalkstein zur Rauchgasreinigung relativ hoch sein. Aufgrund der sehr fortschrittlichen Rauchgasreinigung bei fossilen Kraftwerken können diese Emissionen klassischer Luftschadstoffe die LCI-Daten sogar dominieren, da die Betriebsphase des Kraftwerks relativ emissionsarm ist.

2.10.3. Weitere Daten und Annahmen

Um Länder bzw. regionsspezifisch externe Kosten Faktoren den Lebensphasen der Technologien zuzuordnen kann im Excel-Tool (siehe Abschnitt 2.15) durch Eingabe eines Codes (1 bis 12) die entsprechende Spezifikation aus Tabelle 24 ausgewählt werden.

Tabelle 24: Code zur Auswahl der Regionen zur Bewertung der Lebensphasen der Technologien

Spezifikation von Region, Umgebung und Freisetzungshöhe (Schornsteinhöhe)	Code
Deutschland Emissionen über 100 Meter	1
Deutschland Emissionen unter 100 Meter	2
Deutschland Emissionen Durchschnitt	3
Europa (EU27) Emissionen über 100 Meter	4
Europa (EU27) Emissionen unter 100 Meter	5
Europa (EU27) Emissionen Durchschnitt	6
Deutschland Emissionen über 100 Meter in städtischem Gebiet	7
Deutschland Emissionen unter 100 Meter in städtischem Gebiet	8
Deutschland Emissionen Durchschnitt in städtischem Gebiet	9

Spezifikation von Region, Umgebung und Freisetzungshöhe (Schornsteinhöhe)	Code
Welt	10
Südamerika	11
Asien	12

In Tabelle 25 ist die Auswahl der Spezifikation für die jeweiligen Lebensphasen dargestellt. Ein großer Teil der Emissionen der Konstruktion von PV findet bei der Produktion der Module in Asien statt. Für die Konstruktion von Windrädern werden Rohstoffe benötigt, die u.a. in Südamerika abgebaut werden.

Die Abkürzungen in der linken Spalte von Tabelle 25 stehen für folgende Technologien:

Abkürzungen	Technologie
IGCC	Integrated Gasification Combined Cycle (d.h. Gas und Dampf)
CCS	Carbon Capture and Storage
CC	Combined Cycle
GT	Gasturbine
Oxyfuel	Oxyfuel Verfahren = Zuluft hat erhöhten Sauerstoffgehalt Rauchgas wird rezirkuliert → die CO ₂ Konzentration im Rauchgas steigt und die CO ₂ Abscheidung kann effizienter sein
MCFC	Schmelzkarbonatbrennstoffzelle
SOFC	Festoxidbrennstoffzelle
PV	Photovoltaik
EPR	europäische Druckwasserreaktor (engl. European Pressurized Water Reactor)

Tabelle 25: Getroffene Auswahl der externe Kostenfaktoren zur Bewertung der Lebensphasen der jeweiligen Energieträger und Technologien

Energieträger und Technologien	Konstruktion	Betrieb	Brennstoff-bereitstellung	Rückbau
Steinkohle IGCC CCS	3	1	10	2
Steinkohle	3	1	10	2
Braunkohle	3	1	2	2
Braunkohle IGCC CCS	3	1	2	2
Erdgas CC	3	3	10	2
Erdgas GT	3	3	10	2
Erdgas CC CCS	3	3	10	2
Steinkohle Oxyfuel CCS	3	1	10	2
Brennstoffzelle MCFC	3	2	10	2
Brennstoffzelle SOFC	3	2	10	2
Wind Offshore	11	3	3	2
PV Fläche DEU	12	3	3	2
PV Fläche Süd-EU	12	3	3	2
PV Dach DEU	12	3	3	2
PV Dach Süd-EU	12	3	3	2
CSP Süd-EU	6	6	3	6
EPR	3	3	10	2
Wind Onshore	11	3	3	2
Flußwasserkraftwerk	3	3	3	2

Energieträger und Technologien	Konstruktion	Betrieb	Brennstoff-bereitstellung	Rückbau
Staudamm	3	3	3	2
Pumpspeicher	3	3	3	2

2.10.3.1. Stein- und Braunkohlekraftwerke

Die Emissionsfaktoren werden auf Basis der Lebenszyklusinventar-Daten (LCI) von FRISCHKNECHT (2008) ermittelt. Diese LCI-Ergebnisse basieren auf dem Stabilisierungsszenario 440 ppm, da es im Wesentlichen die europäischen politischen Ziele darstellt. Die LCI-Daten für Braun- und Steinkohle werden bezüglich der Betriebsphase mit neueren Ergebnissen von BAUER et al. (2017) konsolidiert, siehe Tabelle 26 und Tabelle 27. Für das Jahr 2030 als Jahr der Inbetriebnahme werden die Werte zwischen 2025 und 2050 linear interpoliert.

Tabelle 26: Emissionsfaktoren für zukünftige Steinkohlekraftwerke - Inbetriebnahme im Jahr 2030 – ohne CO₂-Abtrennung (ohne Abtr.) und mit CO₂-Abtrennung [kg/kWh] (BAUER et al. 2017: 670), linear interpoliert zwischen 2025 und 2050

kg/kWh	IGCC Steinkohlekraftwerke		Kohlenstaubfeuerung Steinkohlekraftwerke		
	ohne Abtr.	Pre*	ohne Abtr.	Post**	Oxyfuel***
NO _x , initial	3,4E-03	4,0E-03	2,0E-03	2,4E-03	2,3E-03
NO _x , reduced	1,3E-04	1,2E-04	1,2E-04	1,5E-04	7,3E-05
SO ₂ , initial	1,2E-02	1,4E-02	4,8E-03	6,0E-03	5,9E-03
SO ₂ , reduced	4,2E-05	4,5E-05	5,6E-05	3,5E-06	5,2E-05
PM, initial	0,0E+00	0,0E+00	8,2E-05	1,1E-04	9,8E-05
PM, reduced	0,0E+00	0,0E+00	4,0E-07	2,5E-07	2,5E-07
PM2.5, reduced	0,0E+00	0,0E+00	3,4E-07	2,2E-07	2,1E-07
PM>10, reduced	0,0E+00	0,0E+00	2,1E-08	1,3E-08	1,3E-08
PM2.5-10, reduced	0,0E+00	0,0E+00	4,0E-08	2,6E-08	2,5E-08

*Pre = CO₂ Abtrennung vor der Verbrennung; **Post = CO₂ Abtrennung nach der Verbrennung; *** Oxyfuel = Zuluft hat erhöhten Sauerstoffgehalt und Rauchgas wird rezirkuliert. Dies führt dazu, dass die CO₂ Konzentration im Rauchgas steigt und die CO₂ Abscheidung effizienter sein kann.

Tabelle 27: Emissionsfaktoren für zukünftige Braunkohlekraftwerke - Inbetriebnahme im Jahr 2030 - ohne (ohne Abtr.) und mit CO₂-Abtrennung ([kg/kWh] (BAUER et al. 2017: 670), linear interpoliert zw. 2025 und 2050

kg/kWh	IGCC lignite		Pulverized lignite		
	ohne Abtr.	Pre	ohne Abtr.	Post	Oxy
NO _x , initial	1,2E-01	1,4E-01	2,2E-03	2,9E-03	2,8E-03
NO _x , reduced	4,2E-04	3,8E-04	5,9E-04	7,3E-04	3,7E-04
SO ₂ , initial	1,8E-01	2,1E-01	8,5E-03	1,1E-02	1,1E-02
SO ₂ , reduced	6,4E-04	6,9E-04	4,3E-04	2,8E-05	4,0E-04
PM, initial	0,0E+00	0,0E+00	2,9E-02	3,7E-02	3,7E-02
PM, reduced	0,0E+00	0,0E+00	8,8E-05	5,6E-05	5,5E-05
PM2.5, reduced	0,0E+00	0,0E+00	7,4E-05	4,8E-05	4,6E-05

kg/kWh	IGCC lignite		Pulverized lignite		
	ohne Abtr.	Pre	ohne Abtr.	Post	Oxy
PM>10, reduced	0,0E+00	0,0E+00	4,4E-06	2,8E-06	2,7E-06
PM2.5-10, reduced	0,0E+00	0,0E+00	8,8E-06	5,6E-06	5,5E-06

2.10.3.2. Windkraftanlagen

Im Projekt NEEDS wurden Wind-Offshore Anlagen untersucht. Für Wind-Onshore werden daher Daten aus dem CASES Projekt von BLESLE & MAYER-SPOHN (2007) verwendet. In Abbildung 19 ist die Beitragsanalyse der wichtigsten Emissionen für die wichtigsten Lebenszyklusphasen der Wind-Offshore Anlagen von DONG ENERGY (2008) dargestellt. Die Umweltauswirkungen aus der Konstruktion von Windenergie-Anlagen werden sich nach EYMANN et al. (2015) bis 2035 nicht signifikant verringern. Stahl und Beton sind die wichtigsten Materialien für Windkraftanlagen in Bezug auf die verbaute Masse. In den elektronischen Anlagen werden aber auch andere Metalle, z. B. Kupfer und Seltenerd-Oxide verwendet.

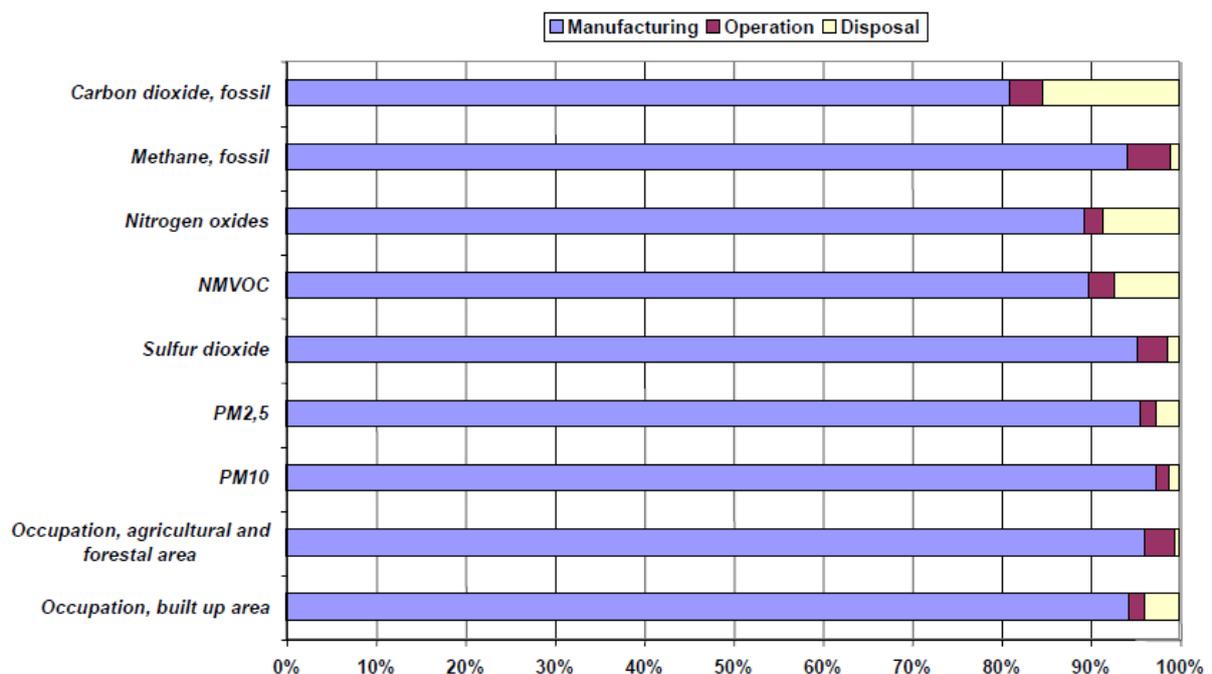


Abbildung 19: Beitragsanalyse der wichtigsten Emissionen für die wichtigsten Lebenszyklusphasen (DONG ENERGY 2008: 41)

2.11. Externe Kosten durch schwere Unfälle und Risikoaversion

Zunächst wird der Begriff „schwere Unfälle“ erklärt, vgl. (EC 2005: 201ff). Unfälle sind seltene unerwünschte Ereignisse. Es kann zwischen Auswirkungen auf die Öffentlichkeit und Arbeitsunfallrisiken unterschieden werden. Öffentliche Risiken können grundsätzlich bewertet werden, indem die möglichen Unfälle beschrieben, die physikalischen Schäden quantifiziert, und daraus Schadenkosten berechnet werden. Die durchschnittlichen externen Kosten pro kWh errechnen sich durch Multiplikation der Schadenkosten mit der Wahrscheinlichkeit der Unfälle und Division durch die in einem bestimmten Zeitraum erzeugten kWh.

Ein sehr umstrittenes Thema ist die Bewertung der sogenannten „Damokles“-Risiken, vgl. (SELLKE & RENN 2011). Dabei handelt es sich um Unfälle mit sehr hohem Schadensausmaß, aber mit sehr geringen Wahrscheinlichkeiten, wie z. B. ein nuklearer Unfall einschließlich Kernschmelze. Die Bewertung von z. B. Todesfällen pro kWh durch eine Kernschmelze nach dem sogenannten Erwartungswert ist problematisch, auch wenn der Erwartungswert pro kWh von Todesfällen pro kWh durch Feinstaub aus den vorgelagerten Prozessen eines Steinkohlekraftwerks gleich wäre. Gründe dafür werden im weiteren diskutiert.

In Formel 10 steht die einfache Gleichung zur Berechnung des Erwartungswertes. Der sogenannte „Erwartungswert“ ist die neutrale Formulierung dessen, was auch als Risiko bezeichnet wird.

Formel 10: Formel zur Berechnung eines Erwartungswertes

$$\text{Erwartungswert} = \text{Eintrittswahrscheinlichkeit} * \text{Schadensausmaß}$$

Die meisten Unfälle mit Bezug zur Energieversorgung, einschließlich schwerer Unfälle, betreffen Berufsrisiken, z. B. durch Unfälle in Kohlebergwerken, und nur in geringerem Umfang die öffentliche Gesundheit. Berufsbedingte Krankheiten und Unfälle verursachen zwar Schadenskosten, aber diese werden nicht als Externalitäten angesehen, wenn diese Kosten bereits internalisiert sind, etwa durch Gefahrenzulagen oder Versicherungsbeiträge, z. B. an die Berufsgenossenschaft. Insbesondere die gängigen Berufsrisiken, wie Arbeitsunfälle und Wegeunfälle, aber auch Berufskrankheiten, wie lärmbedingte Gehörschäden, sind bis zu einem gewissen Grad internalisiert. Bei einem großen Staudammbruch und bei einem sogenannten Super-GAU in einem Kernkraftwerk mit Freisetzung von Radioaktivität kann jedoch auch die Bevölkerung in der Umgebung stark betroffen sein. Im Rahmen des Projekts NEWEXT (2001-2003) wurden Todesfälle, Verletzte und Evakuierte aufgrund schwerer Unfälle auf der Grundlage der ENSAD-Datenbank (Energy Related Severe Accident Database) bewertet, vgl. (PSI 2005: 1ff). Die Ergebnisse in Tabelle 28 werden nach Industrieländern (OECD) und Nicht-OECD-Länder unterteilt. Die Auswirkungen wurden monetärer ausgedrückt. Die ENSAD-Datenbank umfasst nicht nur Unfälle bei der Stromerzeugung, sondern auch entlang der Energiekette, d.h. die Exploration von Primärenergie, Speicher, Transport und Entsorgung.

Die PSI-Datenbank ENSAD verwendet sieben Kriterien, um schwere Unfälle zu definieren:

- 1) mindestens fünf Todesfälle oder
- 2) mindestens zehn Verletzte oder
- 3) mindestens 200 Evakuierte oder
- 4) weitreichendes Verbot des Konsums von Lebensmitteln oder
- 5) Freisetzungen von Kohlenwasserstoffen über 10000 Mg oder
- 6) Notwendigkeit der Reinigung von Land und Wasser auf einer Fläche von min. 25 km² oder
- 7) wirtschaftlicher Schaden von mindestens fünf Millionen US-Dollar.

Von PREISS et al. (2013) wurden externe Kosten von Unfallrisiken der Kernenergie abgeschätzt. Zusammen mit den Ergebnissen aus dem Endbericht zum Projekt NEWEXT (2004) sind diese in Tabelle 28 dargestellt und werden im Rahmen dieser Arbeit verwendet.

Tabelle 28: Externe Kosten durch schwere Unfälle, Summe aus (NEWEXT 2004); Werte für Kernenergie aus eigener Berechnung nach PREISS et al. (2013: Tabelle 7)

Energieträger	Region	€ct ₂₀₀₀ /MWh in 2000	€ct ₂₀₁₆ /MWh in 2030
Kohle	OECD	1,73	3,3
	Nicht-OECD w/o China	6,58	12,5
	China (1994-1999)	12,2	23,2
Erdgas	OECD	0,81	1,5
	Nicht-OECD	1,00	1,9
Wasserkraft	OECD	0,2	0,4
	Nicht-OECD	123	234
	Nicht-OECD ohne Banqiao/Shimantan	16,1	30,6
Kernenergie	Deutschland	0,01 bis 15	0,02 bis 29

Risikoaversion

Der Ansatz zur Berechnung des Erwartungswertes aus Formel 10 geht von einer Linearität des Erwartungswertes im Verhältnis zu Eintrittswahrscheinlichkeit und zum Schadensausmaß aus, und zeigt nicht die möglichen Unterschiede in der „Risikowahrnehmung“, wie dies u.a. in den Arbeiten von SLOVIC et al. (1979), SLOVIC et al. (1982), PREISS (2001) und RENN (2004) diskutiert wird. Die Risikowahrnehmung kann aber durch mehrere Merkmale beeinflusst werden, vgl. (RENN & ROHRMANN 2000) zitiert nach RENN (2004: 109), wie z. B.:

1. Vertrautheit mit der Risikoquelle
2. freiwillige Übernahme des Risikos (z. B. Raucher, Motorradfahrer etc.)
3. die Fähigkeit, den Grad des Risikos selbst zu kontrollieren (Reisen mit dem Auto vs. Flugreisen)
4. Katastrophenpotenzial
5. Auswirkungen auf zukünftige Generationen
6. Eindruck einer gerechten Verteilung von Nutzen und Risiko
7. Eindruck der Reversibilität der Risikoauswirkung
8. Vertrauen in ein staatlich betriebenes Risikocontrolling und Risikomanagement
9. Erfahrung (kollektiv und individuell) mit Technologie und Natur
10. Zuverlässigkeit der Informationsquellen und Klarheit der Informationen über das Risiko (z. B. fehlende Erfahrungen bezüglich sehr kleinen Wahrscheinlichkeit).

Die Punkte 1, 6 und 8 erklären zum Teil die Sympathie für dezentrale Stromversorgung in Teilen der Gesellschaft und das latente Misstrauen gegen eine „Konzentration der Macht“ in relativ wenige Großkraftwerke, vgl. (RENN 2011).

Die Punkte 2, 4 und 5 helfen bei der Erklärung der Risikoaversion bezüglich radioaktiver Strahlung. Durch das wahrgenommene Risiko der Erbgutveränderungen wäre nämlich potentiell nicht nur einzelne Individuen betroffen, sondern „vielleicht“ die Gattung Mensch an sich. Erbliche Effekte haben eine andere Qualität im Vergleich zur verkürzten Lebenserwartung. Bevor jemand z. B. durch einen atemwegsinduzierten Herzinfarkt oder Krebs stirbt, hatte er oder sie die Gelegenheit Kinder zu bekommen. Das vorzeitige Ableben hat daher keine Auswirkungen auf zukünftige Generationen.

Die Frage, die sich bei der Berechnung der externen Kosten stellt, ist, ob die Risikoaversion, die empfundene Angst vor Technologien, zu einem Wohlfahrtsverlust bei den Individuen führt, der wirklich einer höheren Zahlungsbereitschaft für die Reduktion eines Risikos entspricht. Tatsächlich ist in vielen Richtlinien und Gesetzen ein „Vorsorgeprinzip“ zu beobachten, z. B.

in Bezug auf zusätzliche Sicherheitsmargen oder in Bezug auf Schwellenwerte für toxische Stoffe.

Das Konzept der Berechnung der externen Kosten durch Luftschadstoffe basiert auf der Annahme, dass für Individuen relativ kleine Eintrittswahrscheinlichkeiten bestehen.

Bei nuklearen Unfallrisiken hingegen dominiert das katastrophale Potenzial die Wahrnehmung des Risikos. Die sehr geringe Wahrscheinlichkeit eines solchen Ereignisses wird nicht „linear“ berücksichtigt.

In EC (2005: 225) wird die Verwendung eines sogenannten „Aversionsfaktors“ diskutiert. Die Anwendung wurde nicht explizit empfohlen. Es wurde vielmehr als Sensitivitätsbetrachtung eine Rechnung mit einem Faktor von 20 durchgeführt, mit dem Ergebnis, dass selbst dann der Anteil der externen Kosten durch Unfallrisiken nur 5% beträgt. Dennoch wurde der Bedarf einer geeigneten Methode betont. Tabelle 29 zeigt „Aversionsfaktoren“, die aus dem Bericht, vgl. (KATARISK 2002) des Schweizer Bundesamt für Bevölkerungsschutz (BABS) abgeleitet wurden. Die Tabelle enthält Empfehlungen für Aversionsfaktoren, die in der Schweiz für verschiedene Ereignisse, aber nicht explizit für einen nuklearen Unfall, verwendet werden.

Tabelle 29: In der Schweiz verwendete Risikoklassen und Aversionsfaktoren (KATARISK 2002; UBA 2007, 2018b)

Ereignisklassen (EK)	Eintrittswahrscheinlichkeit in der Schweiz	Aversionsfaktor
EK 1: Alltagsereignis Ereignisse, deren Schäden in der Regel mit den lokalen Einsatzmitteln bewältigt werden können.	Mehrere Male pro Tag	1
EK 2: lokale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die lokalen Einsatzmittel überfordern. Nachbarhilfe ist notwendig.	Wenige Male pro Jahr bis einmal in 10 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren mehrmals erwartet.	3
EK 3: regionale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die regionalen Einsatzmittel überfordern. Nachbarhilfe ist kaum möglich. Überregionale Hilfe ist notwendig.	Wenige Male pro Jahr bis einmal in 10 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren wenige Male erwartet.	10
EK 4: überregionale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die überregionalen Einsatzmittel überfordern. Interkantonale oder Bundeshilfe ist notwendig.	Wenige Male in 100 Jahren bis einmal in 1.000 Jahren: wird in der Schweiz in den nächsten 25 Jahren mit einer Wahrscheinlichkeit von 25% mindestens einmal erwartet.	30
EK 5: nationale Katastrophe/Notlage Ereignisse, deren Schäden typischerweise die nationalen Einsatzmittel überfordern. Internationale Hilfe ist nötig.	Wenige Male in 1.000 Jahren bis einmal in 100.000 Jahren. Wird in den nächsten 25 Jahren in der Schweiz mit einer Wahrscheinlichkeit von 2% mindestens einmal erwartet.	100

In einer Folgestudie des BABS (2008) wird in folgende Aspekte der Risikoaversion unterschieden:

- Schadenergänzungsfaktor
 - Zur Veranschaulichung: tatsächlich kann eine Gruppe von Rettungskräften im Laufe eines Jahres z. B. mehrere hundert Unfallopfer versorgen; wesentlich schwerer fällt es aber diese Anzahl bei einem großen Unfall gleichzeitig und ebenso gut zu versorgen
- Zunehmende Unsicherheit bei der Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit und der Schadenprognose (fehlende Erfahrungswerte)
- intrinsische Risikoeinstellung (z. B. Vermeidung von Katastrophen).

Der resultierende Aversionsfaktor für sehr große Auswirkungen mit geringer Wahrscheinlichkeit wurde auf 50 bis 60 geschätzt. Im Rahmen dieser Arbeit wird für die Anpassung des Erwartungswertes von nuklearen Unfällen der höchste Aversionsfaktor in Tabelle 29 von 100 verwendet. Eine objektive, bzw. eine alle Interessengruppen zufriedenstellende Methode zur Berücksichtigung der empirisch beobachtbaren Risikoaversion ist allerdings nach wie vor nicht verfügbar.

Die Anwendung eines hohen Aversionsfaktors hat insbesondere einen Einfluss auf die Schätzung der externen Kosten der Kernenergie. Daher argumentiert das UBA (2019a: 18): *„Bei der Abschätzung der Umweltkosten der Kernenergie besteht das Problem, dass die Ergebnisse der vorhandenen Studien große Bandbreiten aufweisen, was u.a. auf Schwierigkeiten bei der Bewertung nuklearer Störfälle und dem Umgang mit belasteten Abfällen zurückzuführen ist. Zur Bewertung der Emissionen aus der Kernenergie empfehlen wir daher analog zur Methodenkonvention 2.0 die Emissionsfaktoren der Technologie mit den höchsten Umweltkosten, in diesem Fall also Braunkohle, zu verwenden“.*

Dieser Ansatz wird in dieser Arbeit nicht angewendet. In dieser Arbeit wird die Methode des Wirkungspfad-Ansatzes verwendet, um Ergebnisse zu den externen und sozialen Kosten der Stromerzeugung auf Grundlage möglichst objektiver Bewertungskriterien transparent, nachvollziehbar und technologiespezifisch zu ermitteln. Die Grenzen dieses Ansatzes und die Bandbreiten der Ergebnisse werden dargestellt. Bei relevanten Entscheidungen zur Ausgestaltung eines zukünftigen Energiemixes können die Entscheidungsträger dann diese Informationen und weiteren Information verwenden, um den Diskurs möglichst transparent zu gestalten.

2.12. Kosten für den Ausgleich fluktuierender Stromerzeugung

Stromerzeugungstechnologien haben unterschiedliche Angebotscharakteristiken, unter anderem bezüglich der Zuverlässigkeit, Stabilität, Versorgungssicherheit und Importabhängigkeit. Der Vergleich der sozialen Kosten alleine auf Basis der erzeugten Nutzenergie wird nicht das ganze Bild zeigen. Das Primärenergieangebot an Solarstrahlung und Windkraft ist räumlich und zeitlich starken Schwankungen unterworfen. Auch das Primärenergieangebot von Wasserkraft ist saisonal unterschiedlich und kann sich auch von Jahr zu Jahr unterscheiden. Zukünftige Herausforderungen bei einem hohen Anteil an Stromerzeugung der auf Solarstrahlung und Windkraft basiert sind beispielsweise längerfristige „Dunkelflauten“ oder der Einfluss des Klimawandels auf Wasserkrafttechnologien. Je größer der Anteil der Stromversorgung an PV ist, umso wichtiger werden auch die Fluktuationen des Angebots. Wie Saharastaub die Produktivität von PV-Anlagen beeinflussen kann, wird in einem aktuellen Projekt am KIT untersucht, vgl. (PERDUS 2016). Voruntersuchungen gehen von möglichen Leistungseinbußen von 10 bis 20 Prozent aus. Zu der Frage, welchen Einfluss ein Vulkanausbruch (wie z. B. die Eruption des Vulkans Eyjafjöll in 2010) auf die

Stromproduktion durch PV haben könnte, gibt es erst wenige Untersuchungen, vgl. (ZORN & WALTER 2016).

Das Angebot dieser fluktuierenden erneuerbaren Energien entspricht nicht immer der Nachfrage, vgl. (AGORAMETER 2018). Um eine bedarfsgerechte Stromversorgung zu garantieren, werden daher für die fluktuierende Stromerzeugungstechnologien Speicher und Backup-Kraftwerke benötigt. Mögliche Ansätze zum Ausgleich der fluktuierenden Energien sind Pumpspeicherkraftwerke, Stromimport aus dem Ausland, Batterien, Demand Side Management (DSM) und Backup-Wärmeleistungswerke.

Als Backup-Kraftwerke könnten vorhandene Wärmeleistungswerke mittelfristig mit Braunkohle oder Erdgas betrieben werden. Längerfristig müssten solche fossilen Backup-Kraftwerke mit CCS ausgerüstet sein um CO₂ zu reduzieren. Die internen und externen Kosten von Backup-Aufwendungen hängen u.a. vom Primärenergieangebot der erneuerbaren Energien ab, aber auch von der insgesamt installierten Kapazität. Des Weiteren werden die Backup-Kosten von den internen Kosten und Emissionsfaktoren der Backup-Kraftwerke beeinflusst. Die internen Kosten wiederum variieren sehr stark mit den tatsächlichen Volllaststunden der Backup-Kraftwerke pro Jahr.

WISSEL et al. (2010: 17) verwenden Steinkohle- oder Erdgas-Kraftwerke, was aufgrund der jeweiligen Kostenstruktur zu einer Bandbreite bei den Backup-Kosten für PV, Wind und Wasserkraft von ca. 2 bis 2.5 €ct₂₀₀₇ pro kWh führt. Im Folgenden werden aus zwei weiteren Quellen Beispiele zur Schätzung der internen Backup-Kosten aufgezeigt. Diese sind a) interne Kosten für PV-Batterie-Systeme und b) internen Kosten der Integration erneuerbarer Energien in Energiesystemen, vgl. (AGORA ENERGIEWENDE 2015). Definierte Ergebnisse aus b) werden in dieser Arbeit zur Ergänzung der Schätzung der sozialen Kosten der untersuchten Stromerzeugungstechnologien verwendet.

2.12.1. Interne Kosten für PV-Batterie-Systeme

Von Kost et al. werden interne Kosten für PV-Batterie-Systeme im Jahr 2030 berechnet. „Die jährlichen Ausgaben berücksichtigen die Kosten für den Batterieersatz und die Strombezugskosten. Als Strombezugskosten dienen die Stromgestehungskosten von kleinen PV-Anlagen. Die Verluste beim Laden und Entladen sowie die Selbstentladung werden beim Strombezug berücksichtigt.“, KOST et al. (2018: 22).

Tabelle 30: Stromgestehungskosten für PV-Batteriespeicher im Vergleich zu den Stromgestehungskosten von PV-Aufdachanlagen (KOST et al. 2018 Abbildung 15)

Stromgestehungskosten von Strom aus PV- Batteriespeichern	€ct/kWh	
	unterer Wert – gerundet (in Klammern PV alleine)	oberer Wert – gerundet (in Klammern PV alleine)
heute	16 (9)	47 (11)
2030	8 (5)	26 (8)

Es wird darauf hingewiesen, dass diese Systeme einen anderen Markt bedienen als kommerzielle Stromerzeugungstechnologien. Der durch PV-Batteriesystem erzeugte Strom wird im Wettbewerb zum Endkundenstrompreis von ca. 30 €ct/kWh gesehen. Die externen Kosten der Batterie sind nicht eingerechnet. Des Weiteren sind diese Speicher dafür ausgelegt die Schwankungen innerhalb eines oder weniger Tage ausgleichen. Es sind also keine Jahresspeicher, die eine längere Dunkelflaute ausgleichen könnten.

Backup-Kosten für einen Endkunden sind nicht verwendbar als Backup-Kosten, die für die verlässliche Stromversorgung in Deutschland anwendbar und vertretbar sein müssen.

2.12.2. Interne Kosten der Systemintegration

2.12.2.1. Empfehlung aus AGORA ENERGIEWENDE

Im Bericht der AGORA ENERGIEWENDE (2015) werden zur Strukturierung der Debatte zu Kosten der Systemintegration von Wind- und Solarstrom Berechnungsmethoden für die internen Kosten der Integration von Erneuerbarer Energien aufgezeigt.

Die Integrationskosten werden in drei Komponenten unterteilt:

- Kosten des Netzausbaus
- Regel- und Ausgleichsenergie
- die geänderte Fahrweise des „residualen Kraftwerksparks“ (sogenannter „utilization effect“).

Die Kosten variieren je nach Stromversorgungssystem und angewandter Methoden.

Es ist auch nicht eindeutig, inwieweit bestimmte Kosten und Nutzen nicht nur auf die Wind- und Solarenergie, sondern auf das Gesamtsystem zurückzuführen sind.

Laut (AGORA ENERGIEWENDE 2015) sind die Integrationskosten für Netze und Ausgleich relativ klar definiert und eher gering. Bestimmte Kosten für den Aufbau von Stromnetzen und für den Ausgleich lassen sich mehr oder weniger eindeutig als Kosten klassifizieren, die durch den Zubau von PV und Wind Anlagen entstehen. In der Literatur werden diese Kosten auf ca. 5 bis 13 €/MWh geschätzt.

Bezüglich dem „utilization effect“ gehen die Meinungen aber auseinander. Einerseits ist klar, dass ein konventionelles Kraftwerk relativ hohe Kosten pro kWh verursacht, wenn die Volllaststunden niedrig sind. Die Frage ist, ob dies als Integrationskosten betrachtet werden kann, da es schwierig ist zu quantifizieren und neue Anlagen (also auch andere konventionelle) die Auslastung bestehender Anlagen verändern. Werden neue Solar- und Windkraftanlagen zu einem Energiesystem hinzugefügt, reduzieren sie die Auslastung der bestehenden Kraftwerke und damit ihren Umsatz. So steigen in den meisten Fällen die Kosten für Backup-Strom. Die Berechnungen dieser Effekte liegen zwischen -6 und +13 €/MWh (-0,6 und 1,3 €/kWh). Die zugrundeliegende Annahme für Deutschland ist ein Anteil von Wind und PV von 50%.

Im Rahmen dieser Arbeit wird aus den Kostenkategorien die Summe der oberen Wert, d.h. 2,6 €/kWh als Backup-Kosten je kWh aus PV und Wind verwendet. Dies entspricht der Größenordnung anderer Studien, vgl. (WISSEL et al. 2010) und (BLESSEL et al. 2012). Es geht aus AGORA ENERGIEWENDE (2015) nicht hervor, wie sich die Backup-Kosten entwickeln, wenn der Anteil von Wind und PV über 50% sein wird. Es wird auch betont, dass dieser Kostenfaktor nach wie vor sehr umstritten ist.

Für das Inbetriebnahmejahr 2030 ist diese Abschätzung daher geeignet. Für weiter in der Zukunft liegende Jahre mit weitgehend klimaneutraler Stromerzeugung kommen dann allerdings nur Strom aus „grünem Wasserstoff“ bzw. „türkisenem Wasserstoff“ oder noch zu entwickelnde Jahresspeicher in Betracht. Mit den Möglichkeiten von „grünem Wasserstoff“ bzw. „türkisenem Wasserstoff“ beschäftigt sich der nachfolgende Abschnitt.

2.12.2.2. Einschätzung zu „grünem Wasserstoff“ als Energieträger zum Backup fluktuierender Stromerzeugung durch PV und Wind nach dem Kohleausstieg 2038

Ziel der EU ist es, ihre THG bis 2030 um 40% gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren. Deutschland hat sich – einem Urteil des Bundesverfassungsgerichts folgend - zum Ziel gesetzt, die THG bis 2030 um 65% und bis 2040 um 88% gegenüber dem Basisjahr 1990 zu reduzieren; bis 2045 soll ‚Nettotreibhausgasneutralität‘ erreicht sein vgl. (BUNDESREGIERUNG 2021) . Die EU hat das langfristige Reduktionsziel von 80-95% bis 2050, vgl. (BMU 2016: 23). Da dies im Rahmen der Stromerzeugung vor allem durch die PV- und Windkrafttechnologien realisiert wird, die Primärenergien (Sonneneinstrahlung und Windgeschwindigkeit) hierfür aber nicht kontinuierlich zur Verfügung stehen und fluktuieren können, benötigt es entsprechende Backup-Strombereitstellung. Abhängig vom Anteil der PV- und Wind-Technologien am Strommix und der gewünschten Versorgungssicherheit, kann es bei Extremfällen wie den sogenannte Dunkelflauten dann lokal zu einer relativ starken Minderung der Stromerzeugung kommen,

Bis ca. 2038 kann noch Kohle sowie gegebenenfalls auch noch für einen längeren Zeitraum Erdgas als Backup zur Stromerzeugung verwendet werden, wenn entsprechende Kraftwerken-Kapazitäten vorhanden sind.

Die Verwendung von Kohle und Erdgas in Kombination mit der Abscheidung von CO₂ durch CCS ist auch möglich und bei einem gewissen CO₂ Preis auch rentabel (siehe hierzu die Ergebnisse dieser Arbeit).

Wie groß diese Kapazitäten der Wärmekraftwerke zu welchem Zeitpunkt sein müssen, ist Gegenstand aktueller Forschung und von vielen Einflussfaktoren abhängig. Nach BRÜNDLINGER et al. (2018) haben die folgenden Punkte einen entscheidenden Einfluss auf den Bedarf an gesicherter steuerbarer Erzeugungsleistung:

- die Preiselastizität beziehungsweise Steuerbarkeit der Nachfrageseite (Demand Side Management) einschließlich dezentraler Speicher
- die Gleichzeitigkeit der residualen Spitzenlast und der mögliche Beitrag aus dem Ausland
- die Wahrscheinlichkeit von abzudeckenden Wetterereignissen, insbesondere „kalten Dunkelflauten“ über längere Zeit),
- die Notwendigkeit zur Abdeckung besonderer Wetterereignisse beziehungsweise die Akzeptanz von Einschränkungen oder Priorisierungen der Versorgung während seltener Extremwetterereignisse,
- der Grad der Elektrifizierung über alle Sektoren hinweg, beispielsweise von Prozessen in der Industrie, sowie der verstärkte Einsatz von Wärmepumpen und Elektrofahrzeugen.

Von BRÜNDLINGER et al. (2018) wird unter einer „langen, kalten Dunkelflaute“ eine „*längere Zeit mit geringer Stromerzeugung fluktuierender erneuerbarer Energien durch Photovoltaik und Windkraftanlagen bei gleichzeitig erhöhtem Strombedarf für elektrische Beheizungstechnologien aufgrund niedriger Außentemperaturen*“ verstanden. Dann muss über diesen Zeitraum eine relativ hohe Last weitgehend durch gesicherte Kraftwerkskapazitäten und durch Stromimporte gedeckt werden.

Sobald Kohle- und Erdgaskraftwerke in Deutschland nicht mehr zur Verfügung stehen, kann – neben einem eher geringen Beitrag durch Biomasse (Holz) - Wasserstoff in thermischen Kraftwerken verwendet werden.

Nach (BUKOLD 2020) gibt es zwei neue Technologiepfade zur Auswahl, um Wasserstoff emissionsarm herzustellen:

- Blauer Wasserstoff: Verwendet wie bisher Erdgas und soll mit CCS, also der Abscheidung und Endlagerung von CO₂, die Emissionen verringern.
- Grüner Wasserstoff: Elektrolyseure setzen Strom aus PV- und Wind-Technologien ein, um Wasserstoff ohne Emissionen zu produzieren.“

„Grüner Wasserstoff“ kann sowohl in Deutschland als auch gegebenenfalls im Ausland erzeugt werden. Wasserstoff wird aber auch in anderen Sektoren (Industrieprozesse, Wärme, Mobilität) zur Dekarbonisierung benötigt. In der Nationale Wasserstoffstrategie (BMWi 2020) wird dazu folgendes festgestellt:

„Die Bundesregierung sieht bis 2030 einen Wasserstoffbedarf von ca. 90 bis 110 TWh. Um einen Teil dieses Bedarfs zu decken, sollen bis zum Jahr 2030 in Deutschland Erzeugungsanlagen von bis zu 5 GW Gesamtleistung einschließlich der dafür erforderlichen Offshore und Onshore-Energiegewinnung entstehen. Dies entspricht einer grünen Wasserstoffproduktion von bis zu 14 TWh und einer benötigten erneuerbaren Strommenge von bis zu 20 TWh. Dabei ist sicherzustellen, dass die durch die Elektrolyseanlagen induzierte Nachfrage nach Strom im Ergebnis nicht zu einer Erhöhung der CO₂-Emissionen führt. Im Rahmen des Monitorings der nationalen Wasserstoffstrategie wird die Bundesregierung zudem die Bedarfsentwicklung für grünen Wasserstoff detailliert erfassen. Für den Zeitraum bis 2035 werden nach Möglichkeit weitere 5 GW zugebaut, spätestens bis 2040. Um den zukünftigen Bedarf zu decken, wird der überwiegende Teil der Wasserstoffnachfrage aber importiert werden müssen und kann nicht nur mit der lokalen Erzeugung von grünem Wasserstoff bedient werden. Die EU insgesamt verfügt über einige ertragreiche Standorte für Strom aus erneuerbaren Energien und damit auch ein großes Erzeugungspotenzial für grünen Wasserstoff.“

In ihrer Studie: Wege zu einem klimaneutralen Energiesystem stellen STERCHELE et al. (2020) fest, dass eine starke Flexibilisierung der Strombereitstellung und -nutzung zu einem Schlüsselement der Systementwicklung wird. *„Der hohe Anteil an fluktuierenden erneuerbaren Energiequellen für die Stromerzeugung erfordert einen Paradigmenwechsel im Versorgungsmodell. Dabei wird die in der Vergangenheit vorherrschende bedarfsgerechte Energiebereitstellung durch Großkraftwerke zunehmend ersetzt durch ein System, in dem fortwährend ein Ausgleich zwischen nur bedingt regelbarer und prognostizierbarer Bereitstellung aus erneuerbaren Energien und möglichst flexibler Nutzung erfolgt. Hieraus entsteht ein komplexes Zusammenspiel zwischen Energiebereitstellung und zeitlich angepasster Energienutzung (Lastverschiebung, Demand Response) einschließlich der stärkeren Kopplung der Sektoren Strom, Wärme und Verkehr, des temporären Einsatzes flexibler Erzeugungsanlagen, wie Elektrolyseure zur Herstellung von Wasserstoff, und von Speichern verschiedener Bauformen.“*

Des Weiteren *„wird auch langfristig eine Kapazität regelbarer Stromerzeuger benötigt, insbesondere hochflexible Gasturbinen, deren installierte Leistung zwischen 100 GWel und über 150 GWel liegt.“*

Als ein weiteres wichtiges Ergebnis der Studie wird folgendes festgestellt: *„Die Elektrolyse, verbunden mit der Nutzung von Wasserstoff in verschiedenen Anwendungsbereichen, ist ein wichtiger Baustein der zukünftigen Energieversorgung. Eine wichtige Option zur Nutzung erneuerbaren Stroms sind Elektrolyseure, die zur Herstellung von strombasierten Energieträgern, wie Wasserstoff, Methan oder flüssigen Kraftstoffen, genutzt werden können.“*

Obwohl diese Anlagen an Standorten im Ausland mit einer höheren Verfügbarkeit erneuerbarer Energien höhere Volllaststunden erreichen, erweist sich ihre Integration im Sinne einer kostenoptimalen Systemtransformation auch in Deutschland als sinnvoll. Hierfür sind drei wesentliche Gründe maßgeblich:

Erstens können die gewonnenen Energieträger in Anwendungen eingesetzt werden, in denen eine direkte Stromnutzung schwierig umsetzbar ist. Beispiele sind flüssige Kraftstoffe für den Seeverkehr, den Flugverkehr oder den Schwerlastverkehr sowie Wasserstoff und Kohlenwasserstoffe für die chemische Industrie.

Zweitens können geeignete Elektrolyseure, die sehr schnelle An- und Abfahrvorgänge erlauben, als flexible Lasten genutzt werden und erhöhen damit das Potenzial zur Integration erneuerbaren Stroms in das Energiesystem.

Drittens bieten diese Verfahren die Möglichkeit, strombasierte Energieträger in Zeiten hoher Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien herzustellen und diese über einen Zeitraum von mehreren Tagen oder Monaten nahezu verlustfrei zu speichern. Diese Energieträger können in Zeiten geringer Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in regelbaren Kraftwerken genutzt werden und somit auch langfristig eine gesicherte Stromerzeugung ohne Nutzung fossiler Energieträger gewährleisten.

Die installierte Leistung für Elektrolyseure liegt für die untersuchten Szenarien im Jahr 2050 zwischen rund 50 GWel und 120 GWel.“

Die dena-Leitstudie (BRANDES et al. 2020) untersucht unter den im Folgenden beschriebenen zwei Randbedingungen die Versorgungssicherheit mit Strom:

- Jahreshöchstlast (Zeitpunkt der höchsten Stromlast im Jahr, die sich aus der Stromnachfrage aller einzelnen Anwendungen maximal im Gesamtsystem und meistens am späten Nachmittag in einer kalten Winterwoche ergibt.)
- Dunkelflaute („[...]auf Basis historischer Einspeiseprofile der Beitrag von Wind und Photovoltaik während einer zweiwöchigen Phase mit niedriger Einspeisung betrachtet. Während dieser Zeit leisten Windenergieanlagen (Onshore und Offshore) durchschnittlich je 10 Prozent ihrer Leistung, Photovoltaikanlagen durchschnittlich 3 Prozent. Gleichzeitig gibt es aufgrund niedriger Temperaturen von durchschnittlich minus 3 °C eine vergleichsweise konstant hohe Wärme und Stromnachfrage. Stromimporte, Stromspeicher und Demand Side Management leisten in dieser Zeit einen Beitrag, um Last und Deckung der Leistungsspitzen gleichmäßig zu verteilen, tragen aber entsprechend den getroffenen Annahmen nicht absolut zur erforderlichen Energiemenge bei.“)

Ein wichtiger Parameter bei der Berechnung der notwendigen gesicherten Leistung ist die Annahme, ob und inwieweit Stromimporte aus dem europäischen Ausland möglich sind. BRANDES et al. (2020) erklären, dass, während manche Studien Importkapazitäten zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit nicht oder nur gering berücksichtigen, andere Studien auch während einer Dunkelflaute in Deutschland von weitreichend verfügbaren Stromimporten aus dem europäischen Stromnetz ausgehen.

Die oben zitierten Quellen lassen keine eindeutigen Schlüsse darauf zu, welche Kosten durch den Backup mit Wasserstoff den Fluktuationen von PV und Wind zuzurechnen sind.

In Tabelle 31 ist eine Bandbreite der Kosten der Stromerzeugung aus „grünem Wasserstoff“ dargestellt. Diese enthält sowohl Annahmen zu einer kontinuierlichen Reduzierung der Kosten, als auch eine Abschätzung von BUKOLD (2020), der einen Preisrutsch bei Elektrolyseuren annimmt.

Tabelle 31: Mögliche Bandbreite der Kosten der Stromerzeugung aus grünem Wasserstoff

	Kosten der „grünen“ Wasserstoffbereitstellung	Kosten der Stromerzeugung aus Wasserstoff
	€/kgH ₂	€/MWh
Schätzung aus Kapitel 3.4 dieser Arbeit	10	447 – 524
sehr optimistische Annahme nach (BUKOLD 2020: 8)	1	45

Entsprechend der oben zitierten Studie zur Versorgungssicherheit in der dena-Leitstudie (BRANDES et al. 2020) wird davon ausgegangen, dass eine Dunkelflaute 14 Tage dauern kann. Die entspricht etwa $14d/365d = \text{ca. } 4\%$ des Jahres.

Die Schätzungen der Kosten der Stromerzeugung aus Wasserstoff haben eine große Bandbreite. Sie werden aber dominiert durch die Brennstoffkosten. Die Kosten für Speicherung bzw. Bereitstellung und garantierte Verfügbarkeit von Wasserstoff sind ebenfalls schwer zu beziffern. Gegebenenfalls wird in Zukunft auch das Erdgasnetz einen großen Teil Wasserstoff aufnehmen und Wasserstoff kann dann daraus nach Bedarf reformiert werden. Es ist also auch eine Frage der Allokation der Kosten für die Infrastruktur die auch notwendige wird im Rahmen der Sektorenkopplung oder dem Side Demand Management etc.

2.12.2.3. Alternativen zu „grünem Wasserstoff“: „blauer Wasserstoff“ und „türkiser Wasserstoff“ als Energieträger für den Backup fluktuierender Stromerzeugung durch PV und Wind

Solange effiziente Ganzjahresspeicher für Solar- und Windstrom nicht zur Verfügung stehen werden, muss bei (kalten) Dunkelflauten Strom anderweitig erzeugt werden. Nach 2038, wenn Kohle in Deutschland nicht mehr zur Verfügung steht, ist unter anderem die Verwendung von Erdgas mit GuD-Prozess oder in Gasturbinen möglich. Um die Klimaziele zu erreichen, müsste aber dann das Erdgas nach und nach durch Wasserstoff ersetzt werden.

Da „grüner Wasserstoff“ aber zunächst voraussichtlich (siehe Abbildung 21 bzw. Abbildung 23) relativ teuer sein wird, käme gegebenenfalls im Ausland mit CCS erzeugter „blauer Wasserstoff“ als günstigere Alternative (siehe Abbildung 21) für eine Übergangszeit in Frage.

Wasserstoff, der durch thermische Spaltung von Methan (Methanpyrolyse) erzeugt wird, wird als „türkiser Wasserstoff“ bezeichnet. Anstelle von CO₂ entsteht dabei fester Kohlenstoff. Voraussetzungen für eine möglichst vollständige Klimaneutralität des Prozesses sind die klimaneutrale Wärmeversorgung des Hochtemperaturreaktors beispielsweise aus erneuerbaren Energiequellen sowie die dauerhafte Bindung des Kohlenstoffs.

Zu den Kosten dieser Alternative schreibt das BMWI (2021): *„Weitere Verfahren zur Herstellung von dekarbonisiertem Wasserstoff befinden sich derzeit in der Entwicklungsphase und zeigen bereits erste Erfolge. Insbesondere die Pyrolyse von Erdgas, das heißt die Aufspaltung von Methan in Wasserstoff und festen Kohlenstoff (Karbonpulver), bietet ein großes Entwicklungspotenzial. Durch sie könnte Wasserstoff in großem Maßstab und zu Kosten für die Nutzer bereitstellen, die unterhalb des Elektrolyse-Wasserstoffs liegen.“*

2.13. Soziale Kosten von Power-to-Gas

Durch Elektrolyse von Wasser wird elektrische Energie chemisch in Form von Wasserstoff (H_2) und Sauerstoff (O_2) gespeichert. Das ist das Grundprinzip von Power-to-Gas (P2G). Weitere Prozesse können sich anschließen. Die Methanisierung ermöglicht es, aus H_2 und CO_2 Methan zu produzieren. Dieses wird als „Synthetic Natural Gas“ (SNG) bezeichnet. Nach DENA (2015) sind die für P2G relevanten Elektrolyseverfahren

- die alkalische Wasserelektrolyse mit einem flüssigen basischen Elektrolyten
- die saure bzw. Polymer-Elektrolyt-Membran-Elektrolyse (kurz PEM-Elektrolyse) mit einem polymeren Festelektrolyten
- die Hochtemperatur-Wasserdampfelektrolyse mit einem Festoxid als Elektrolyt.

Der Wirkungsgrad beträgt laut DENA 67-82% bei der alkalischen Elektrolyse und 44-86% bei der Polymer-Elektrolyt-Membran-Elektrolyse.

Der erzeugte Wasserstoff muss transportiert und gespeichert werden. Um als Stromspeicher bzw. Puffer für fluktuierende Stromerzeugung zu dienen, muss die chemisch gespeicherte Energie bei Bedarf wieder verstromt werden, z. B. in Gaskraftwerken oder Brennstoffzellen, vgl. (PARRA et al. 2017). Wasserstoff kann direkt als Endenergieträger genutzt oder z. B. zu Methan, Synthesegas oder flüssige Kraftstoffe umgewandelt werden. Systeme, die den Wasserstoff noch weiterverarbeiten, werden als Power-to-X bezeichnet, vgl. (KOBBER et al. 2019; KOPERNIKUS-PROJEKT 2018). Der erzeugte Wasserstoff kann auch auf verschiedenen Pfaden in Power-to-Transport-Systemen genutzt werden, vgl. (KOJ et al. 2018).

WDDDB (2019) kommt zu dem Schluss, dass zur Zeit, aus chemisch-technischer Sicht die Einspeisung in die Erdgasinfrastruktur noch nicht möglich ist, da noch nicht alle Einzelaspekte abschließend geklärt sind. WESSELAK et al. (2017) beschreiben das Potential wie folgt:

„Das Erdgasnetz in Deutschland weist, bezogen auf den Brennwert von Erdgas, eine Speicherkapazität von 217 TWh aus. Es ist prinzipiell in der Lage große Mengen Wasserstoff aufzunehmen. Eine Untersuchung der DVGW [...] geht davon aus, dass das derzeit praktisch wasserstofffreie Erdgas problemlos auf bis zu 10 Vol.-% mit Wasserstoff angereichert werden kann. Auch höhere Konzentrationen bis zu 50 Vol.-% sind seitens des Transportnetzes prinzipiell möglich, allerdings müsste dann der Einfluss auf Aggregate wie Gasturbinen und Verdichter sowie Endgeräte in Haushalten und Industrie zunächst detaillierter untersucht werden. Der volumenbezogene Brennwert von Wasserstoff liegt nur bei etwa 30 Prozent des Brennwertes von Methan, so dass sich Brennwert und Speicherkapazität des Erdgases entsprechend verringern.“, (WESSELAK et al. 2017: 761f).

Daher stellt sich die Frage, ob die Methanisierung sinnvoll ist. *„Über die Methanisierung und die anschließende Verbrennung werden [...] keine Kohlendioxidemissionen vermieden oder dauerhaft abgeschieden, sondern in der gesamten Prozesskette dient das Kohlenstoffmolekül nur als Transporteur für den Wasserstoff“* WESSELAK et al. (2017: 760ff).

Methanisierung könnte dennoch zur Dekolonisierung beitragen, denn *„Unterschiedliche industrielle Prozesse nutzen große Mengen Wasserstoff, der derzeit praktisch ausschließlich aus fossilen Brennstoffen hergestellt wird. Der Einsatz von PtG-Wasserstoff ermöglicht somit eine Dekarbonisierung dieser Prozesse. Die drei wichtigsten wasserstoffverarbeitenden Industrieprozesse in Deutschland sind die Produktion von Ammoniak und Methanol sowie die Entschwefelung von Kohlenwasserstoffen in Raffinerien [...]. Insgesamt beträgt der Wasserstoffbedarf im Jahr 2050 voraussichtlich 36,3 TWh, was bei einem angenommenen Elektrolysewirkungsgrad von 70 Prozent einem Strombedarf von knapp 52 TWh entspricht.“*, (WESSELAK et al. 2017: 762).

In Tabelle 32 sind die Wirkungsgrade der gesamten Power-to-Gas Prozesskette bis zur Rückverstromung dargestellt.

Tabelle 32: Wirkungsgrade der Power-to-Gas Prozesskette (WESSELAK et al. 2017: 762)

	Elektrolyse	Methanisierung	Rückverstromung
Wirkungsgrad	70%	80%	55%
Kumulierter Wirkungsgrad	70%	56%	31%

Es gibt auch bei P2G das Dilemma der Skaleneffekte: je größer die Anlagen zur Elektrolyse bzw. zur Methanisierung sind, umso effizienter sind sie. Dann muss aber der Strom zu den Anlagen übertragen werden. Andererseits steht auch die Frage im Raum, wieviel Ressourcen in den Ausbau der Stromnetze investiert werden soll, wenn ein sehr hoher Grad der Elektrifizierung erreicht werden soll. Alternativ kann der Ausbau der Erdgasnetze und gegebenenfalls eine Anpassung an einen erhöhten Wasserstoff-Gehalt zielführend sein.

WULF et al. (2018) berichten, dass 128 relevante Forschungs- und Demonstrationsprojekte zum Thema P2X in Europa realisiert oder bereits abgeschlossen sind (Stand Mai 2018).

Im Rahmen dieser Arbeit werden vorhandene Abschätzungen der externen Kosten von P2G als Puffer für die fluktuierende Energieerzeugung aus PV & Wind verwendet. Je nach Größe und Auslastung des Elektrolysators werden die Sachbilanzen (LCI-Daten) durch die Emissionen der zugrundeliegenden Stromerzeugungstechnologie dominiert. Das THG-Potential von Wasserstoff, der mit dem gegenwärtigen Strommix aus Deutschland gewonnen wird, ist zu 30mal höher als bei Produktion mit Windenergie, vgl. (BHANDARI et al. 2014).

Im Anhang A12 in Abbildung 49 zeigt die Beitragsanalyse zur elektrolytischen Wasserstoffherzeugung von MAACK (2008: 16) bei Verwendung des UCTE Stromerzeugungsmix ebenfalls, dass die externen Effekte durch die Anlagen relativ niedrig sind.

ZHANG et al. (2017) und PARRA et al. (2017) haben sehr umfassende LCAs von P2G durchgeführt. In Abbildung 20 sind die Lebenszyklus-THG-Emissionen verschiedener Arten der Wasserstoffherzeugung P2H und der konventionellen Erzeugung dargestellt. Es werden aber ansonsten keine LCI-Rohdaten, sondern Ergebnisse nach der Bewertung, z. B. mit dem ILCD Bewertungsansatz veröffentlicht. Diese können aber nicht zur monetären Bewertung verwendet werden.

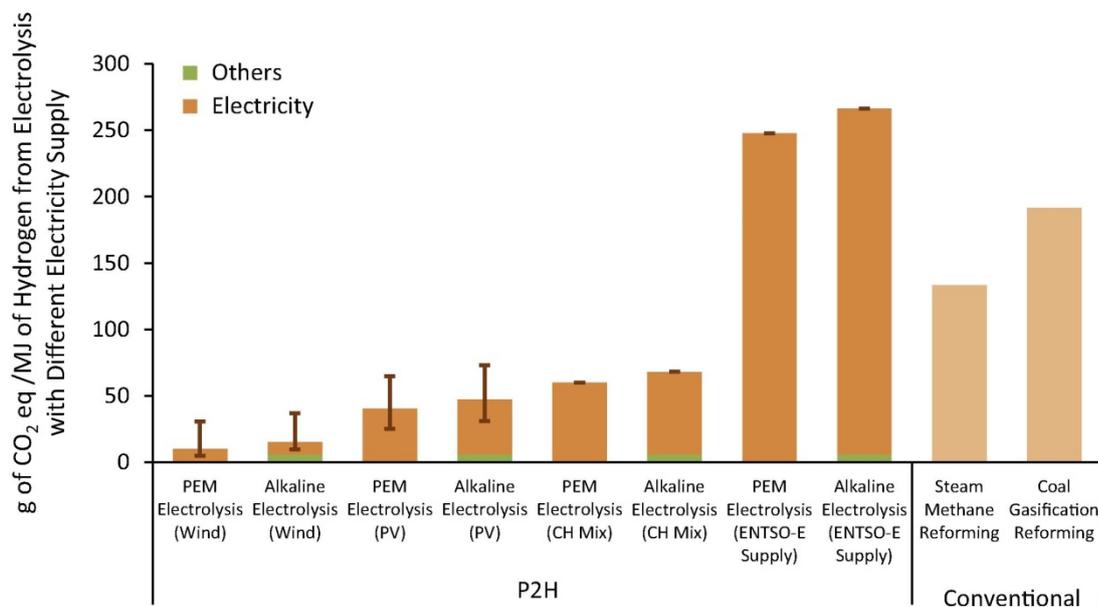


Abbildung 20: Lebenszyklus-THG-Emissionen der Wasserstoffherzeugung (ZHANG et al. 2017)

ZHANG et al. (2017) geben dazu weitere Erläuterungen: „Lebenszyklus-THG-Emissionen der Wasserstoffherzeugung P2H vs. konventionelle Wasserstoffherzeugung (100 kW Elektrolyseur; basierend auf niedrigerem Heizwert) (LHV) von Wasserstoff von 10,8 MJ/Nm³.) Kategorie Others: dazu gehören Beiträge von anderen Eingängen als der Stromversorgung zur Elektrolyse, wie beispielsweise Anlagen, Wasser und Chemikalien, die für die Elektrolyse benötigt werden; Fehlerbalken stellen Schwankungen in der Leistung der Wind- und PV-Stromerzeugung da“.

In Abbildung 21 ist die Entwicklung der Produktionskosten von „grünem Wasserstoff“ mit den Produktionskosten von „fossilen Wasserstoff“, d.h. aus fossiler Energie mit und ohne Kohlenstoffabscheidung und den Kosten von Erdgas als Energieträger gegenübergestellt. Diese Abbildung stammt aus (AGORA ENERGIEWENDE AND GUIDEHOUSE 2021) Die Preisspanne für fossilen Wasserstoff ist in Abbildung 21 für die Jahre von 2020 bis 2030 dargestellt (die blaue Linie zeigt die Preisentwicklung für eine Stromproduktion auf fossiler Basis mit Abscheidung Kohlendioxid, die graue Linie zeigt die Preisentwicklung für eine Stromproduktion auf fossiler Basis mit Abscheidung Kohlendioxid). Die Preise enthalten für die entsprechenden Emissionen von Kohlendioxid einen Kohlenstoffpreis von 50 €/tCO₂ im Jahr 2020, der auf 100 €/tCO₂ im Jahr 2030 steigt.

Für Erdgas wird ein Preis von 20 €/MWh angenommen. Die Abscheidungsrate für fossilen Wasserstoff mit Kohlenstoffabscheidung wird mit etwa 75 % angenommen - d.h. es verbleiben noch 25% des Kohlenstoffpreises in den Kosten. Bei einem Kohlenstoffpreis von 50 €/tCO₂ nähern sich die Kosten der Wasserstoffproduktion aus fossiler Energie mit und ohne Kohlenstoffabscheidung an.

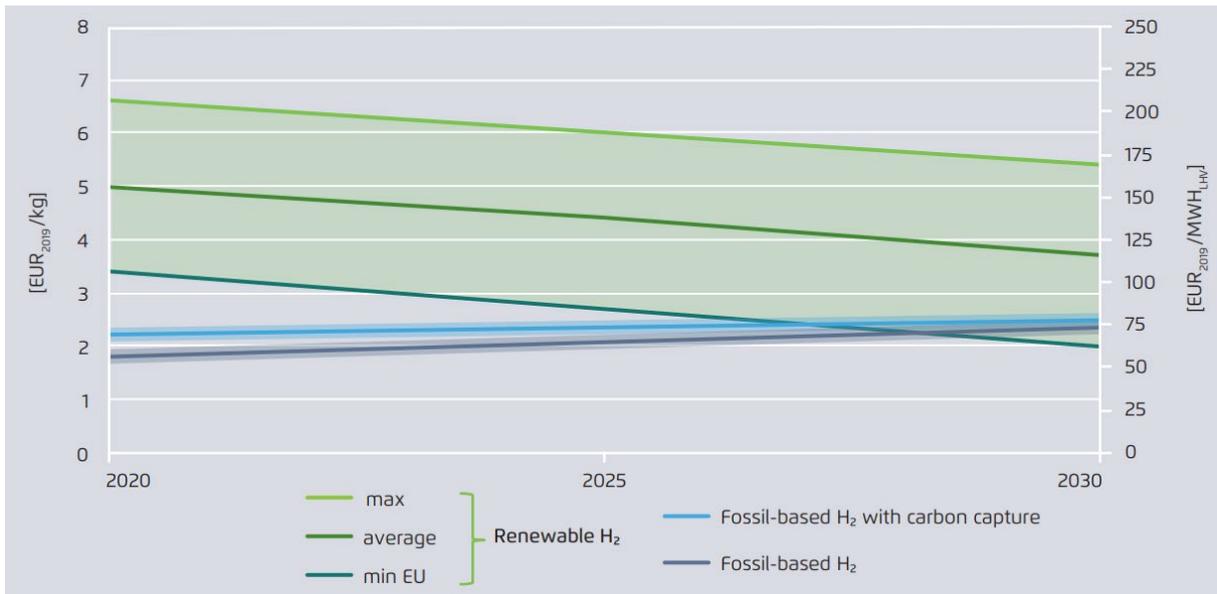


Abbildung 21: Produktionskosten von erneuerbarem Wasserstoff im Vergleich zu fossilem Wasserstoff mit und ohne Kohlenstoffabscheidung (AGORA ENERGIEWENDE AND GUIDEHOUSE 2021: 14)

Die Auswirkungen der Kohlenstoffpreisgestaltung auf die Wasserstoffproduktionskosten sind in Abbildung 22 veranschaulicht. Hier zeigt sich die Auswirkungen der Kohlenstoffpreise auf die Kosten der Wasserstoffproduktion im Jahr 2030. Die Kosten für „grünen Wasserstoff“ haben eine Bandbreite von 60 bis 163 €₂₀₁₉ / MWh. Zum Vergleich sind die Kosten für Erdgas dargestellt. Bis zu einem CO₂-Preis von etwa 200 €/Mg ist Erdgas günstiger als die drei dargestellten Formen von Wasserstoff. In dieser Arbeit wird zur Bewertung der Treibhausgase in 2030 ein mittlerer Wert von 146€ €₂₀₁₆/Mg CO₂Äq – und eine Bandbreite von 83 bis 256 €₂₀₁₆/Mg CO₂Äq (vgl. Tabelle 4) verwendet. Der mittlere Wert beträgt im Jahr 2040 ca. 195 €₂₀₁₆/Mg CO₂Äq

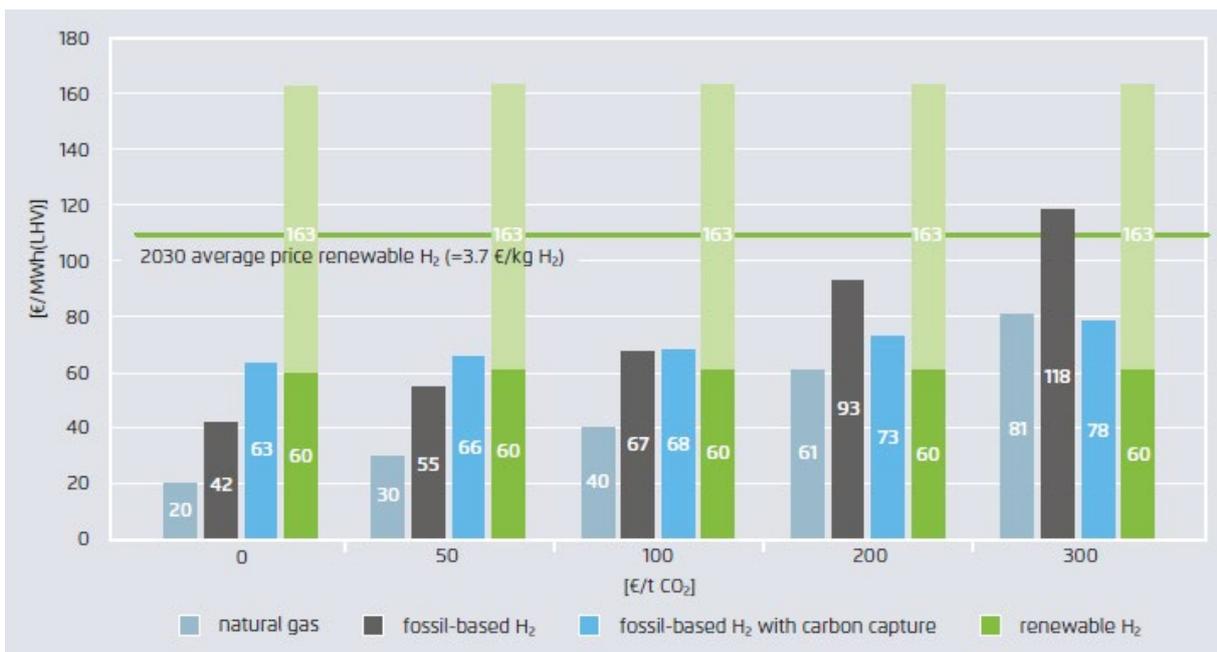


Abbildung 22: Auswirkungen der Kohlenstoffpreisgestaltung auf die Wasserstoffproduktionskosten im Jahr 2030 (AGORA ENERGIEWENDE AND GUIDEHOUSE 2021: 15)

In Tabelle 33 sind die externen Kosten durch Gesundheits- und Umweltschäden - ohne Treibhausgase - von fossilen Technologien aus dieser Arbeit dargestellt.

Tabelle 33: Externe Kosten durch Gesundheit- und Umweltschäden von fossilen Technologien - ohne Treibhausgase – [€₂₀₁₆/MWh] (vgl. Abbildung 34)

Fossile Technologie	Externe Kosten durch Gesundheits- und Umweltschäden; ohne Treibhausgase €₂₀₁₆/MWh
Steinkohle IGCC CCS	7,4
Braunkohle IGCC CCS	18,7
Braunkohle IGCC	18,6
Steinkohle IGCC	6,9
Erdgas CC CCS	4,3
Erdgas CC	3,9
Erdgas GT	7,6

Die externen Kosten durch Gesundheits- und Umweltschäden durch Luftschadstoffe (ohne Treibhausgase) von Erdgas-Technologien unterscheiden sich nicht wesentlich von jenen von Steinkohle-Kraftwerken. Braunkohlekraftwerke haben etwa doppelt so hohe Gesundheits- und Umweltschäden durch Luftschadstoffe (ohne Treibhausgase). Wird der erzeugte Wasserstoff in einem Wärmekraftwerk optimal verstromt, fallen keine weiteren Schadstoffe an (es muss verhindert werden, dass sich bei hohen Temperaturen Stickoxide bilden). Daher werden bei einem Kohlenstoffpreis unter 200 €₂₀₁₆/Mg CO₂Äq die sozialen Kosten zur Stromerzeugung mithilfe von Erdgas-Kraftwerken günstiger bleiben als die Verwendung von „grünem“ oder fossilerzeugten Wasserstoff.

Die zukünftigen Kosten der Produktion von „grünen Wasserstoff“ nach 2030 einzuschätzen unterliegt vielen Annahmen und Unsicherheiten. Einigkeit besteht darüber, dass die Preise fallen werden. Die wesentlichen Kostenfaktoren sind der Elektrizitätspreis und die Kosten für den Elektrolyseur. In Abbildung 23 ist die Entwicklung der Kosten für die Produktion von „grünen Wasserstoff“ in Abhängigkeit von den Kosten des Elektrolyseurs und dem Strompreises aus (IRENA 2020) dargestellt.

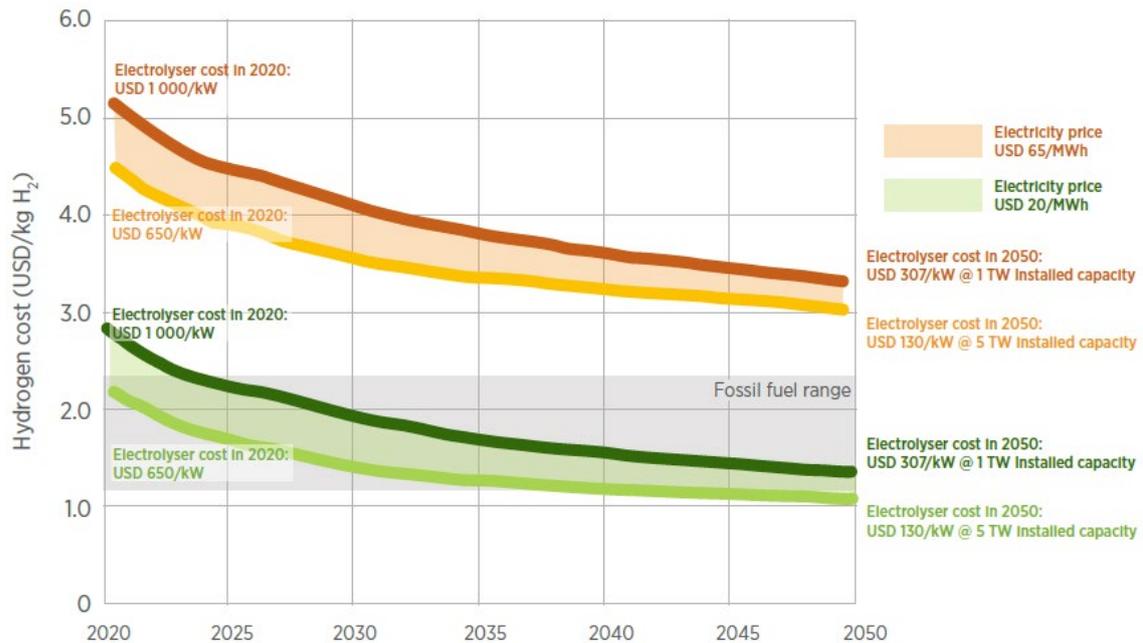


Abbildung 23: Kosten der grünen Wasserstoffproduktion in Abhängigkeit vom Einsatz des Elektrolyseurs, unter Verwendung eines durchschnittlichen (65 USD/MWh) und eines niedrigen (20 USD/MWh) Strompreises (konstant über den Zeitraum 2020-2050), (IRENA 2020)

In Abbildung 24 sind die von BRANDES et al. (2020) angenommenen Preispfade für den Import von Wasserstoff dargestellt.

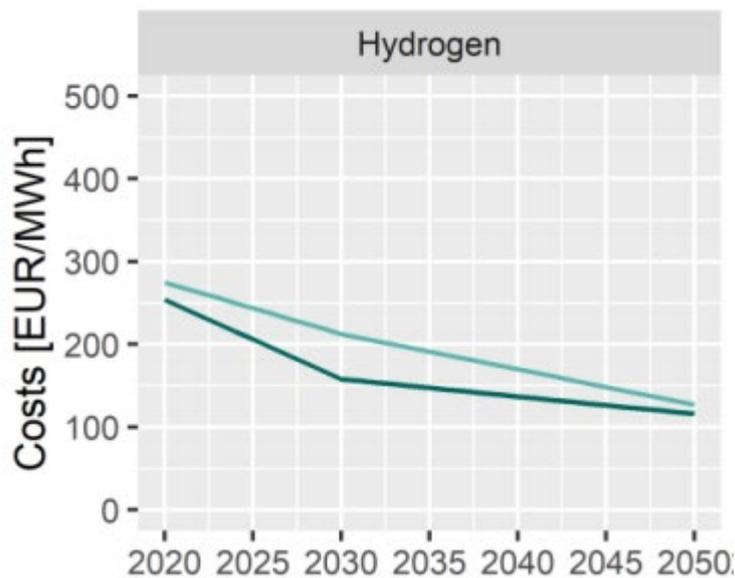


Abbildung 24: Angenommene Preispfade für den Import synthetischer Energieträger, (unterer Pfad mit niedrigeren Kosten entspricht dem Szenario „optimistisch“), (BRANDES et al. 2020)

Die Preise für grünen Wasserstoff in den Jahren 2040 und 2050 aus Abbildung 23 und Abbildung 24 sind in Tabelle 34 gegenübergestellt.

Tabelle 34: Gegenüberstellung der Preise für grünen Wasserstoff in den Jahren 2040 und 2050

€/kg H ₂	IRENA (2020)		Brandes et al (2020)	
	min	max	min	max
2040	1.3	4.2	5.6	6.4
2050	1.1	3.6	4.8	5.2

Die Werte in Abbildung 23 wurden mit dem Faktor 0,9 €/USD umgerechnet. Die Werte in Abbildung 24 wurden mit dem Faktor für den Energiegehalt von Wasserstoff von 40 kWh_{th}/kg (oberer Heizwert) aus Tabelle 42 umgerechnet.

Die Preise für grünen Wasserstoff in Tabelle 34 von IRENA (2020) haben eine relativ große Bandbreite. Sie liegen zwar deutlich unter den Annahmen, die im NEEDS-Projekt verwendet wurden, aber noch in der gleichen Größenordnung.

In MAACK (2008: 15) werden Material- und Energieflüsse für die elektrolytische Wasserstoffproduktion inklusive der Herstellung der Anlagen dargestellt. Für den Betrieb werden hier für ein kg H₂ 62 kWh Strom veranschlagt (53 kWh für die Elektrolyse; 8 kWh für den Kompressor).

Für die Schätzung der internen und externen Kosten und von P2G werden in dieser Arbeit daher folgende Annahmen getroffen:

Zu den internen Kosten finden sich in MAACK (2008: 31) Angaben von 12 bis 16 €₂₀₀₅ pro kg H₂ (bei Stromkosten von ca. 10 €/kWh). Unter Berücksichtigung von Lerneffekten schätzt MAACK (2008: 36) für die Preisentwicklung in der Zukunft eine Bandbreite von ca. 8 bis 9 €₂₀₀₅ pro kg H₂ (bei Stromkosten von ca. 10 €/kWh).

Die Wirkungsgrade aus Tabelle 32 werden auf die externen Kosten von Wind oder PV als Grundlage zur Wasserstoffherzeugung angewendet.

Für die Erzeugung von Strom werden die internen Kosten einer GuD-Gasturbine ohne Brennstoffkosten verwendet. Für die Kostenberechnung wird auf ein Excel-Tool von AGORA ENERGIEWENDE (2014) zurückgegriffen, und für eine „Combined Cycle Gas Turbine (new)“ der Brennstoffpreis und der CO₂ Preis auf null gesetzt. Bei einer Bandbreite der Betriebszeiten von 2000 bis 4000 Volllaststunden ergeben sich daraus Kosten von 3,5 bis 11,2 €/kWh.

2.14. Interne Kosten von Stromerzeugungstechnologien bei Inbetriebnahme in 2030

Die Schätzung der internen Kosten von derzeit in Betrieb befindlichen Stromerzeugungstechnologien ist relativ einfach. Sie basiert auf Marktpreisen für Rohstoffe und Arbeitskosten. Es gibt aber auch viele andere Parameter, die die internen Kosten pro kWh Strom beeinflussen (z. B. Anlagenwirkungsgrad, Brennstoffpreise, Umweltstandards, Annahmen über Volllaststunden, Lebensdauer und Abzinsungssätze etc.). Die Annahmen zu solchen Parametern für Technologien in der Zukunft zu treffen ist daher mit relativ großen Unsicherheiten verbunden.

Die Stromerzeugungskosten [€/MWh] beinhalten alle internen Kostenfaktoren, die für die Umwandlung von Primärenergie in Strom anfallen. Die Stromerzeugungskosten werden aus den Kapitalkosten, einschließlich Finanzierungszinsen (CAPEX), und den festen und variablen Betriebskosten (OPEX) abgeleitet. Bei thermischen Kraftwerken (fossil oder biogen) sind

Brennstoffkosten hinzuzurechnen. Bei der Kraft-Wärme-Kopplung wird ein Bonus für die Wärmeerzeugung auf die Stromerzeugungskosten angerechnet. Auch die Betriebszeiten pro Jahr (Volllaststunden) und die Lebensdauer der Anlagen haben einen starken Einfluss auf die durchschnittlichen Kosten pro MWh.

Die Randbedingungen für Wirtschaftlichkeitsrechnungen werden in (KONSTANTIN 2017: 47ff) erklärt. Die Berechnung der Levelized Cost of Electricity bzw. abgekürzt LCOE ist in Formel 11 dargestellt.

Formel 11: Berechnung der LCOE Stromgestehungskosten in Euro/kWh vgl. (KONSTANTIN 2013: 178)

$$LCOE = \frac{I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{A_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=1}^n \frac{M_{t,el}}{(1+i)^t}}$$

wobei:

I_0 Investitionsausgaben in Euro (CAPEX)

A_t Jährliche Gesamtkosten in Euro im Jahr t

$A_t = \text{Fixe Betriebskosten (OPEX fix)} + \text{Variable Betriebskosten (OPEX var)}$

$M_{t,el}$ Produzierte Strommenge im jeweiligen Jahr in kWh

i realer kalkulatorischer Zinssatz

n wirtschaftliche Nutzungsdauer in Jahren

t Jahr der Nutzungsperiode (1, 2, ...n)

Die Schätzungen zukünftiger interner Kosten, insbesondere für PV und Wind, sind innerhalb des letzten Jahrzehntes sehr stark abgesunken. In der folgenden Abbildung sind interne Kostenschätzungen bis 2035 von KOST et al. (2018) dargestellt. Anschließend werden Kosten aus weiteren Quellen für weitere Technologien dargestellt. Die Werte der Technologien, die Braun-, Steinkohle und Erdgas verwenden, enthalten CO₂ Preise.

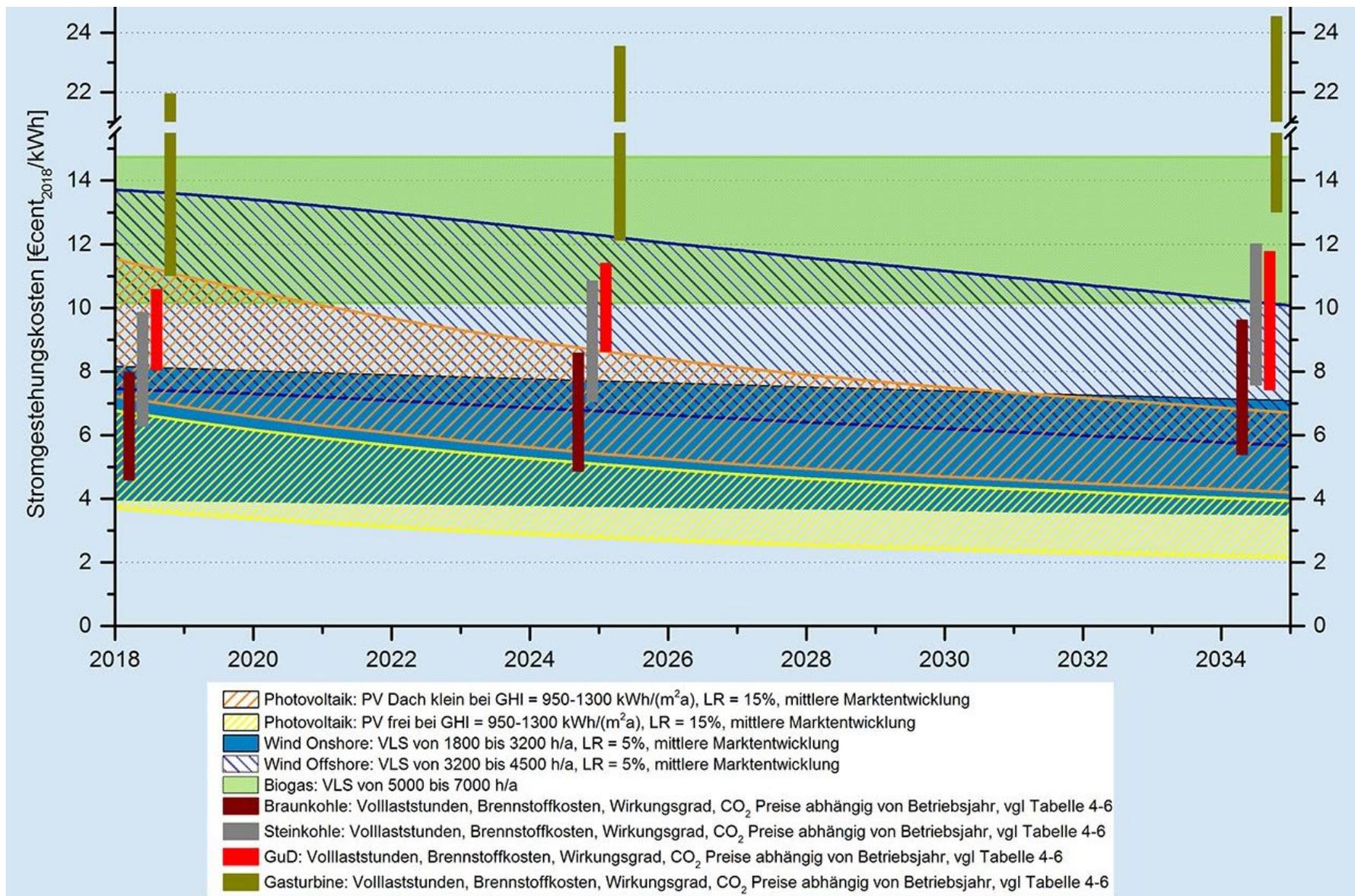


Abbildung 25: Entwicklung von Stromgestehungskosten (KOST et al. 2018) N.B.: LR steht für „Lernrate“

„Für PV-Anlagen wird eine LR von 15% angenommen. Die Stromgestehungskosten für PV-Anlagen sinken ab 2030 unter den Wert von 4,7 (Dachanlagen) beziehungsweise 2,41 €Cent/kWh (Freiflächenanlagen). Ab 2030 erzeugen sogar kleine PV-Dachanlagen in Süddeutschland Strom günstiger als ebenfalls in 2030 neu errichtete Steinkohle- oder GuD-Kraftwerke. Die spezifischen Anlagenkosten von PV liegen im Jahr 2035 bei 350 bis 815 EUR/kWp. PV-Freiflächenanlagen in Süddeutschland werden die durchschnittlichen Stromgestehungskosten aller fossilen Kraftwerke bis zum Jahr 2035 deutlich unterbieten.“, KOST et al. (2018: 3).

Von Kost werden Standorte in Deutschland mit einer horizontalen Globalstrahlung (GHI) von 950 bis 1300 kWh/(m²a) untersucht.

„Für Standorte mit hoher Solarstrahlung werden neben der Photovoltaik-Technologie auch die solarthermischen Großkraftwerke (concentrated solar power) untersucht. Da CSP-Kraftwerke nur unter hoher Direktstrahlung zur Stromerzeugung genutzt werden können, konzentriert sich die Analyse auf Standorte mit einer Direktnormalstrahlung von 2000 kWh/(m²a) (beispielsweise in Spanien) und Standorte mit 2500 kWh/(m²a) (beispielsweise in den MENA-Staaten).

Von den solarthermischen Kraftwerkstechnologien wird nur die Parabolrinnentechnologie analysiert. Fresnelsysteme und Turmkraftwerke, die derzeit auch entwickelt und gebaut werden, werden in dieser Studie nicht betrachtet.“, (KOST et al. 2018: 6).

In Tabelle 36 sind die zugrundeliegenden internen Kosten für 2030 (eigene Berechnung aus Mittelwert zwischen 2025 und 2035) exklusive CO₂ Preise aufgelistet. Die Daten wurden auf Nachfrage dankenswerter Weise von SHAMMUGAM (2019) mitgeteilt. Die Bandbreiten ergeben sich aus Annahmen zu Investitionskosten und Volllaststunden, vgl. (KOST et al. 2018). Bei PV (Standardmodule mit multikristallinen Siliziumsolarzellen) wird die Größe der Anlage und der Standort innerhalb von Deutschland variiert.

Bei den LCI-Daten für PV aus NEEDS von FRANKL et al. (2005) wurden für „Zentraleuropa“ eine Direktnormalstrahlung von 900 kWh/(m²a), und für Südeuropa ein Wert von 1800 kWh/(m²a) angenommen. Darüber hinaus wurde von ebd. (2005: 51) für verschiedene Installations-Anordnungen die Ausbeute in kWh/kWp/a für Zentraleuropa und Südeuropa dargestellt (siehe Tabelle 35).

Tabelle 35: Ausbeute von PV-Anlagen in kWh/kWp/a für Zentraleuropa und Südeuropa von FRANKL et al. (2005: 51)

	Freifläche Kraftwerk	Schrägdach, Nachrüstung	Flachdach, Nachrüstung	Schrägdach, integriert	Vertikalfassade, integriert
Performance Zentraleuropa	93%	86%	92%	88%	62%
Performance Südeuropa	87%	79%	86%	83%	53%
Zentraleuropa kWh/kWp*a	838	772	829	796	509
Südeuropa kWh/kWp*a	1572	1430	1556	1493	954
Verhältnis Südeuropa / Zentraleuropa	1,88	1,85	1,88	1,88	1,87

Das Verhältnis zwischen der Ausbeute in Südeuropa und Zentraleuropa ist ca. 1,9.

Die internen Kosten für PV in Deutschland von KOST et al. (2018) sind bereits unterteilt nach Direktnormalstrahlung in Süddeutschland vs. Norddeutschland, aber es gehen auch andere Faktoren in die Bandbreite der Werte ein. Daher wurde die Bandbreite folgendermaßen angepasst: unterer Wert DE * 1/1,4; mittlerer Wert DE * 1/1,7 und oberer Wert DE * 1/1,9, um eine Bandbreite der internen Kosten auch für Südeuropa zu erhalten.

Tabelle 36: Stromgestehungskosten in 2030 [$\text{€ct}_{2016}/\text{kWh}$], eigene Berechnung basierend auf SHAMMUGAM (2019)

Technologie [$\text{€ct}_{2016}/\text{kWh}$]	unterer Wert	mittlerer Wert	oberer Wert
Braunkohle	3,1	3,7	4,4
Steinkohle	5,5	6,3	7,0
Erdgas GUD	7,2	8,3	9,5
Wind Onshore	3,6	5,5	7,4
Wind Offshore	6,2	8,7	11,2
PV-Dach DE	4,7	6,1	7,5
PV-Dach Südeuropa	3,4	3,6	3,9
PV-Groß DE	3,2	4,4	5,5
PV-Freifläche Südeuropa	2,3	2,6	2,9
PV-Freifläche DE	2,4	3,4	4,4
PV-Freifläche Südeuropa	1,7	2,0	2,3
Biogas	10,1	12,4	14,7
*CSP	8,8	10,2	11,5

*für CSP siehe Lernkurve in (KOST et al. 2018: 31 Abbildung 28)

Wenn Strom mit CSP in nordafrikanischen Ländern produziert wird, sollten für die Stromimporte mittels Gleichspannungsübertragung noch Kosten addiert werden. BAUER et al. (2017: 85) nennen hierzu Werte von 0,5-2 Rp./kWh, d.h. ca. 0,5-1,8 $\text{€ct}/\text{kWh}$ werden addiert.

Kernkraftwerke

BAUER et al. (2017: 78) erklären zum Thema Kernkraftwerke folgendes: *„Die heute dominierenden Leichtwasserreaktoren können als technisch ausgereift angesehen werden; allerdings besteht kontinuierlicher Druck zur Weiterentwicklung, vor allem um die Sicherheit zu erhöhen und gleichzeitig wettbewerbsfähig zu bleiben. Dies führt zu Weiterentwicklungen und neuen Designs (GEN III/III+)“*.

BAUER et al. (2017: Abbildung 2.3, S. 86) zeigen Kosten in Höhe von 4,7 bis 12,5 Rp./kWh, also ca. 4,3 bis 11,4 $\text{€ct}/\text{kWh}$ für „hypothetische Neuanlagen“ von Reaktoren der dritten Generation. Der obere Wert deckt sich mit der Vergütungsgarantie für den EPR (European Pressurized Reactor) Hinkely-Point-C, vgl. (EDF ENERGY 2019), der 2025 in Betrieb genommen werden soll. Die Vergütungsgarantie beträgt £ 92,5/MWh vgl. EU (2015: 3), d.h. ca. 10,4 $\text{€ct}/\text{kWh}$ (beim Wechselkurs am 4.10.2019). Der EPR ist ein Druckwasserreaktor der dritten Generation (III+). Im nicht-europäischen Ausland wird er auch als „Evolutionary Power Reactor“ bezeichnet.

KONSTANTIN (2017: 158) erklärt, dass die Baukosten des finnischen EPR ursprünglich mit 3,2 Milliarden € bzw. rund 2.000 €/kW geschätzt wurden. Konstantin erklärt weiter, dass diese Kosten aus heutiger Sicht nicht mehr realistisch sind, denn es werden nach Kostenstand 2011 ca. 5.339 US\$/kW angegeben. Auch die ursprüngliche Kostenschätzung für Hinkely-Point-C hat sich um ca. 2,1 bis 3,3 Mrd. Euro erhöht. CHEMIETECHNIK (2019) schreibt hierzu *„Aufgrund der Kostensteigerungen rechnet EDF nunmehr mit einer niedrigeren Projektrendite von höchstens 7,8 %. Das Projekt sieht vor, das bestehende Atomkraftwerk Hinkley Point in der Grafschaft Somerset um zwei weitere Blöcke mit einer Gesamtleistung von 3,2 GW zu erweitern. Die geschätzten Gesamtkosten des Projekts liegen nun zwischen 21,5 und 22,5 Mrd. Pfund.“*. Als dritte Quelle für die Einschätzung der zukünftigen LCOE dienen die Angaben von

EIA (2019), die für „Advanced Nuclear“ in 2023 einen Wert von 77,5 \$₂₀₁₈ /MWh angeben. Dies entspricht etwa 7 €ct/kWh.

Für einen EPR werden in dieser Arbeit die folgende Bandbreite für interne Kosten angenommen: 4,3 bis 10,4 €ct₂₀₁₆/kWh bei einem Mittelwert von 7,3€ct₂₀₁₆.

Wasserkraftwerke

Interne Kosten und LCI Daten für ein Laufwasserkraftwerk, Staudamm und ein Pumpspeicherkraftwerk werden aus dem CASES Projekt (BLES� & MAYER-SPOHN 2007; BLES� et al. 2008) entnommen. Hier wurde nur ein Wert angegeben, der als mittleren Wert angenommen wird. Von GEISSMANN & FILIPPINI (2014: 14) werden Abweichungen abgeleitet (siehe Tabelle 56 in A15) und auf den mittleren Wert angewendet.

Tabelle 37: Interne Kosten für Laufwasserkraftwerk, Staudamm und Pumpspeicherkraftwerk, mittlerer Wert vgl. (BLES� et al. 2008), unterer und oberer Wert nach eigenen Schätzungen

Technologie [€ct ₂₀₁₆ /kWh]	unterer Wert	mittlerer Wert	oberer Wert
Laufwasserkraftwerk	3,7	9,2	14,7
Staudamm	9,1	13,0	17,5
Pumpspeicherkraftwerk	3,3	13,0	22,7

Brennstoffzellen

Die internen Kosten werden von BLES� et al. (2008) für 2030 als unteren Wert übernommen. Als oberer Wert wird das Ergebnis von ebd. (2008) für 2020 verwendet. Der Mittelwert wird aus diesen Zahlen gebildet, siehe Tabelle 38.

Tabelle 38: Interne Kosten €ct₂₀₁₆ / kWh (BLES� et al. 2008), eigenen Anpassungen

Brennstoffzelle €ct ₂₀₁₆ / kWh	unterer Wert	mittlerer Wert	oberer Wert
MCFC (Molten carbonate fuel cell)	8,5	12,1	15,7
SOFC (Solid oxide fuel cell)	8,2	10,9	13,5

Die Werte in (BAUER et al. 2017: 692) fallen noch wesentlich höher aus. Die obere Bandbreite für 2035, siehe Abbildung 26 entspricht etwas für PEF = ca. 0,7 CHF/kWh = 63 €ct/kWh ; SOFC (1kW) = ca. 0,4 CHF/kWh = 36 €ct/kWh; MCFC = ca. 0,3 CHF/kWh = 27 €ct/kWh. Die signifikante Abnahme der Kosten für PEF und SOFC liegt an der Abnahme der Investitionskosten und an den steigenden Standzeiten. Die aktuellen Strompreise für Mikro-KWK-Anlagen liegen nach Bauer zwischen 0,65 und 1,25 CHF/kWh, wobei angenommen wird, dass diese in Zukunft stark abnehmen werden. In 2050 wird eine Bandbreite von 0,25-0,47 CHF/kWh erwartet. Es wird von BAUER et al. (2017: 691) darauf hingewiesen, dass Mikro-KWK-Anlagen in der Regel nach benötigtem Wärmebedarf betrieben werden und auch dadurch die Stromkosten höher sind als beim einem Betrieb, der zur Stromerzeugung optimiert wird.

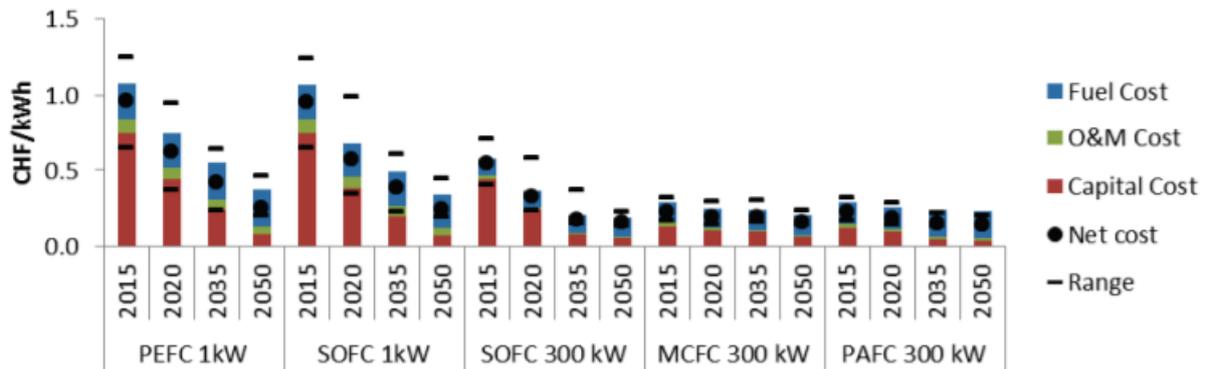


Abbildung 26: Stromerzeugungskosten in [CHF/kWh] aus Kraft-Wärme-Kopplung Brennstoffzellensystemen mit Erdgas in der Schweiz (BAUER et al. 2017: 692)

Zusammenfassung der Annahmen

In Tabelle 39 sind die in dieser Arbeit verwendeten Annahmen zu internen Kosten aufgelistet. Die internen Kosten von BAUER et al. (2017) sind in Anhang A13; die internen Kosten von BLESLE et al. (2008) sind in A14 aufgelistet.

Tabelle 39: Zusammenfassung der Annahmen bezüglich interner Kosten €₂₀₁₆/MWh in 2030

Interne Kosten € ₂₀₁₆ /MWh		unterer Wert	mittlerer Wert	oberer Wert	Quelle	VLH*
1	Steinkohle IGCC CCS	82,0	91,2	105,4	1	7000-8000
2	Steinkohle	55,0	62,7	70,3	3	5350-6350
3	Braunkohle	30,8	37,2	43,6	3	6450-7450
4	Braunkohle IGCC CCS	73,2	85,2	100,2	1	7000-8000
5	Erdgas CC	121,9	127,3	135,7	1	6000-8000
6	Erdgas GT	189,3	206,3	230,9	1	1500-2500
7	Erdgas CC CCS	145,5	155,5	170,7	1	6000-8000
8	Steinkohle oxy CCS	73,8	85,6	100,4	1	7000-8000
9	Brennstoffzelle (BZ) MCFC	85,2	120,9	156,6	2	n.v.**
10	BZ SOFC	82,4	109,0	135,6	2	n.v.
11	Wind Offshore	62,0	86,8	111,6	3	3200-4500
12	PV Fläche D	24,1	34,1	44,0	3	935-1280
13	PV Fläche Süd EU	17,2	20,0	23,2	3	n.v.
14	PV Dach D	47,0	61,0	75,0	3	935-1280
15	PV Dach Süd-EU	33,6	35,9	39,5	3	n.v..
16	CSP Süd-EU/Nordafrika	88,0	102,0	115,0	3	3600
17	EPR	43,0	73,0	104,0	4	ca. 7000
18	Wind Onshore	36,3	55,1	73,9	3	1800-3200
19	Flusswasser Kraftwerk	37,0	92,0	147,0	2	n.v.
20	Staudamm	91,0	129,6	175,0	2	n.v.
21	Pumpspeicher	33,0	129,6	227,0	2	n.v.

Quelle: 1 = (BAUER et al. 2017); 2 = (BLESLE et al. 2008) & eigene Anpassung; 3 = (KOST et al. 2018; SHAMMUGAM 2019); 4 = (BAUER et al. 2017) und eigene Anpassung

*VLH = Volllaststunden - Die Volllaststunden (Äquivalente) entsprechen der Anzahl der Stunden, die eine Anlage bei Nennleistung laufen müsste, um die in einem Jahr gelieferte Strommenge zu erzeugen.

** n.v. = nicht verfügbar

2.15. Berechnungsmodell

Zur Berechnung der sozialen Kosten wurde ein Excel-Tool erstellt. Hierin sind alle benötigten Eingangsdaten, Kostenfaktoren und die entsprechenden Ergebnisse zu finden.

Im Blatt „Übersicht“ sind Hyperlinks zu allen Tabellenblättern mit entsprechender Erläuterung. Es ist möglich Sensitivitätsrechnungen durchzuführen, bzw. verschiedene Annahmen zu treffen. Folgende Parameter können variiert werden:

- LCI Daten können geändert oder neu eingegeben werden
je LC Station für jede Technologie durch Eingabe eines Codes (siehe Tabelle 25) für Europa:
Länderwerte und Freisetzungshöhe (>100m oder < 100m oder Durchschnitt) für klassische Luftschadstoffe bezüglich Gesundheit und Ökosysteme
 - für den Rest der Welt (Durchschnittswerte) bezüglich Gesundheit / Mortalität
- Wahl der Diskontrate a) bis 2030 und b) danach
- Wahl der Kaufkraft-Elastizität
- Wahl des Zinssatzes zur Aufwertung der ZB a) bis 2030 und b) danach
- Bewertung von THG
- Interne Kosten können geändert oder neue eingegeben werden.

3. Ergebnisse

In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der Arbeit vorgestellt.

3.1. Externe Kosten pro Mg klassischer Luftschadstoffe

Es wurden mit zwei verschiedenen CTM Modellen externe Kosten von klassischen Luftschadstoffen berechnet. Das „Regionale Model“ EMEP liefert Ergebnisse für Emissionen in Europäischen Ländern. Das CTM deckt eine „Rezeptorregion“ ab, die Europa und die Nordafrikanischen Länder beinhalten.

Das globale CTM TM5 und die daraus abgeleiteten source-receptor-Matrizen (SRM TM5-FASST) decken 56 Quellregionen ab, die jeweils die ganze Welt als Rezeptorregion umfassen.

3.1.1. Regionale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – mit EMEP-SRM

Die Ergebnisse der Anwendung der aktualisierten CRFs und monetären Wert je Endpunkt auf die EMEP-SRM wurden für die Länder und Teilregionen (siehe Anhang A8) berechnet. Im Anhang A9 sind exemplarisch die Werte für Deutschland und der EU27-Durchschnitt in €₂₀₁₆ pro Mg in 2030 aufgelistet. Die Ergebnisse für Emissionen in Europa und die Auswirkungen auf die nördliche Hemisphäre werden in den folgenden Abbildung 27 bis Abbildung 32 detailliert dargestellt.

Die Abbildungen zeigen die Ergebnisse für die Regionen in Europa für die Einstellungen:

- Emissionen im Jahr 2030
- Durchschnitt für alle Quellen

ausgedrückt als €₂₀₁₆ pro Mg Emission des entsprechenden Schadstoffs.

Die Berechnung beruht auf einem Hintergrund-Emissionsszenario in 2020 und es wurde der Durchschnittlich über vier verschiedene meteorologische Jahre gebildet.

Die Ergebnisse sind in die folgenden Wirkungskategorien unterteilt:

- Gesundheit in Europa (einschließlich Nordafrika)
- Gesundheit außerhalb Europas, in der nördlichen Hemisphäre
- Biodiversität in Europa
- Schäden an Feldfrüchten in Europa durch N-Deposition & O₃ und SO₂
- Schäden an Materialien in Europa durch SO₂.

Die Ergebnisse für NMVOC unterscheiden sich von den anderen Schadstoffen: a) sind die Kosten eine Größenordnung kleiner (ähnlich wie für PM_{co}); b) gibt es für einige Länder negative externe Kosten. Dieser Effekt kann damit erklärt werden, dass Reaktion von NMVOC mit NO_x die Bildung von SIA aus NO_x reduziert wird, und unterm Strich dadurch Schäden vermieden werden; c) die externen Kosten, die in der restlichen nördlichen Hemisphäre außerhalb von Europa entstehen, haben einen relativ großen Anteil. Die Schäden entstehen durch troposphärisches Ozon. Anthropogens NMVOC stört den Reaktionsprozess und das natürliche Gleichgewicht zwischen Ozon, NO und NO₂. NMVOCs greifen nicht direkt in den Ozon-Zyklus ein, sondern werden in der Luft durch Oxidation abgebaut. Die dabei entstehenden Abbauprodukte fördern die Reaktion von NO zu NO₂. Dadurch steht mehr NO₂ zur Bildung von Ozon zur Verfügung und die Rückreaktion des Ozons mit Stickstoffmonoxid ist reduziert.

Die Werte sind für PPM_{2.5}, NO_x, SO₂, NMVOC und PPM_{co} dargestellt. Zu beachten ist, dass die Skalen der y-Achsen unterschiedliches Maxima haben; PPM_{2.5} reicht bis ca. 100000 €₂₀₁₆ pro Mg, NO_x bis ca. 55000 Euro €₂₀₁₆ pro Mg usw.

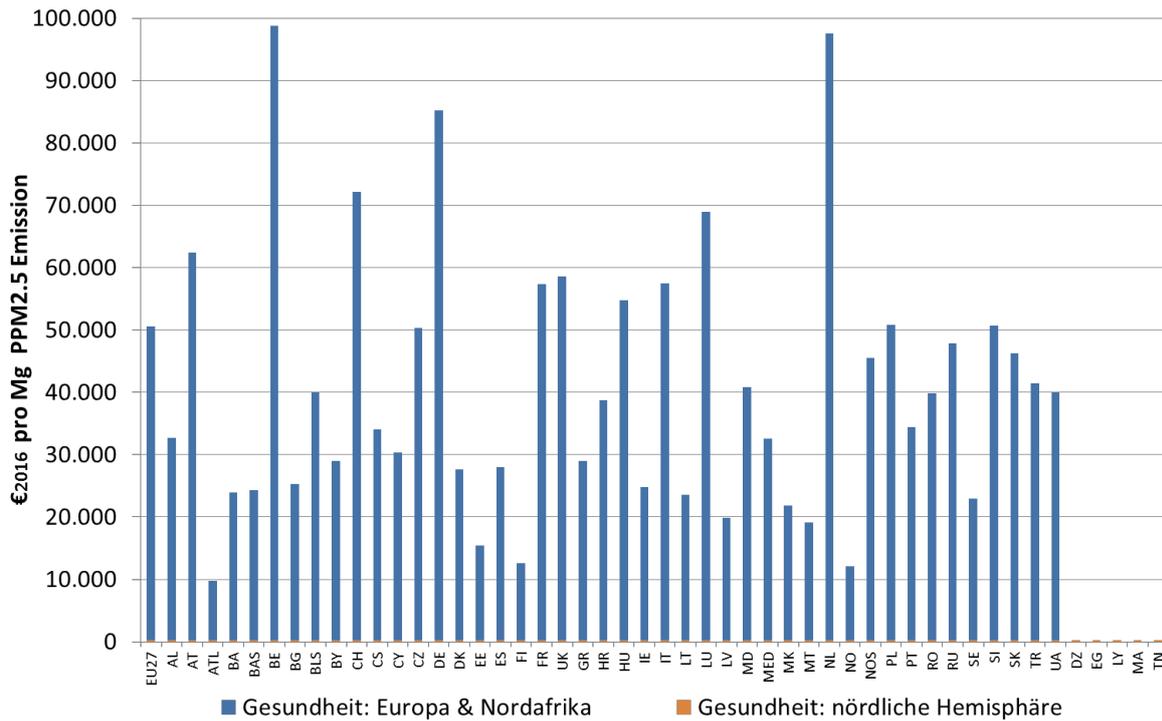


Abbildung 27: €₂₀₁₆ pro Mg PPM2.5 in 2030

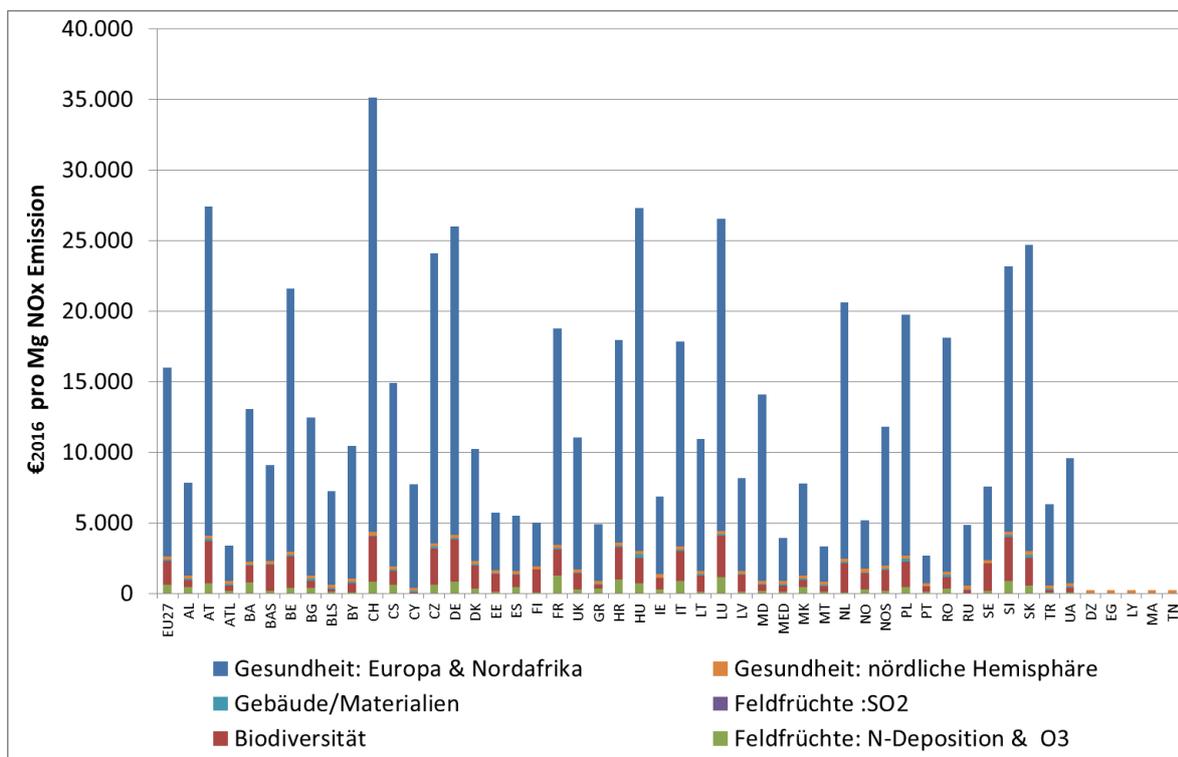


Abbildung 28: €₂₀₁₆ pro Mg NO_x in 2030

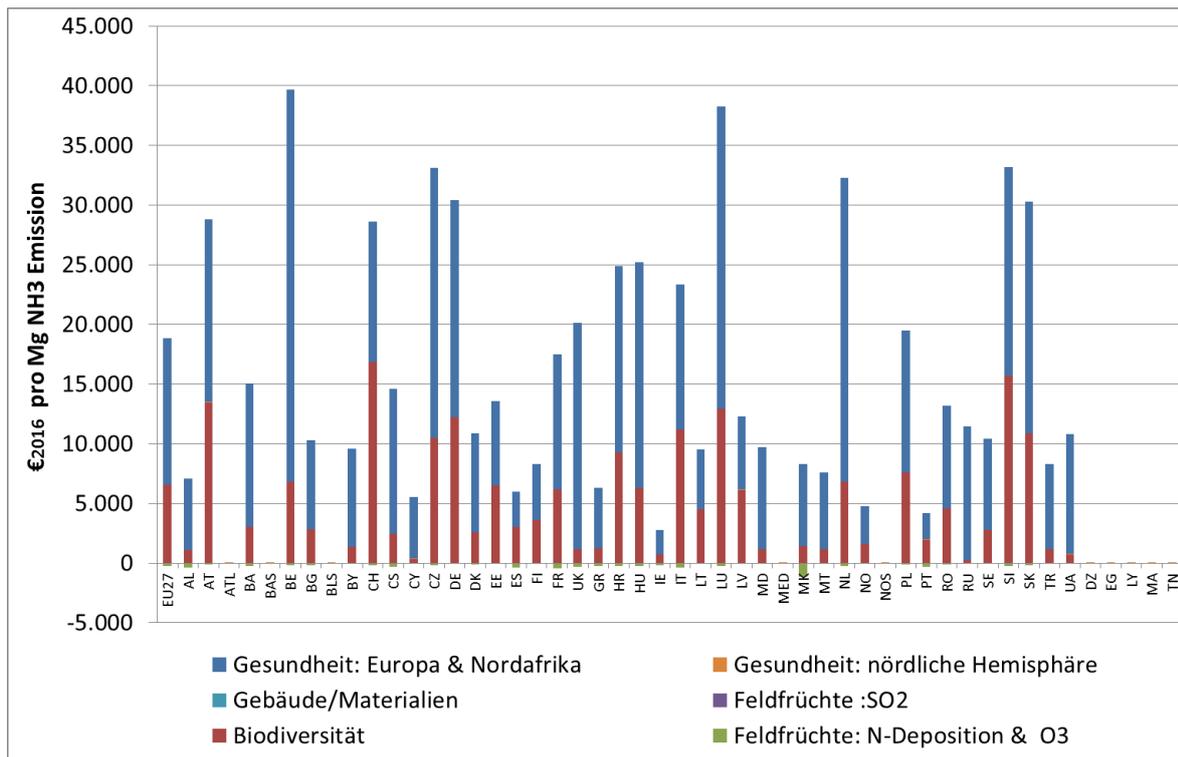


Abbildung 29: €₂₀₁₆ pro Mg NH₃ in 2030

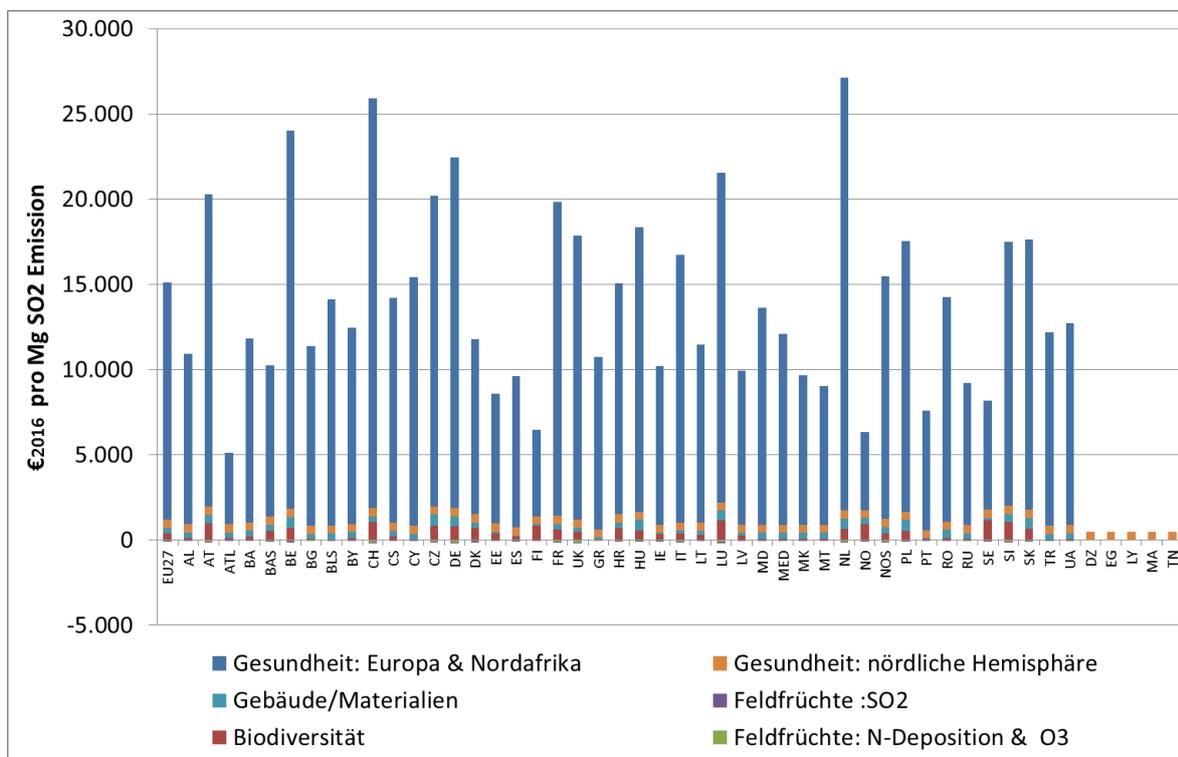


Abbildung 30: €₂₀₁₆ pro Mg SO₂

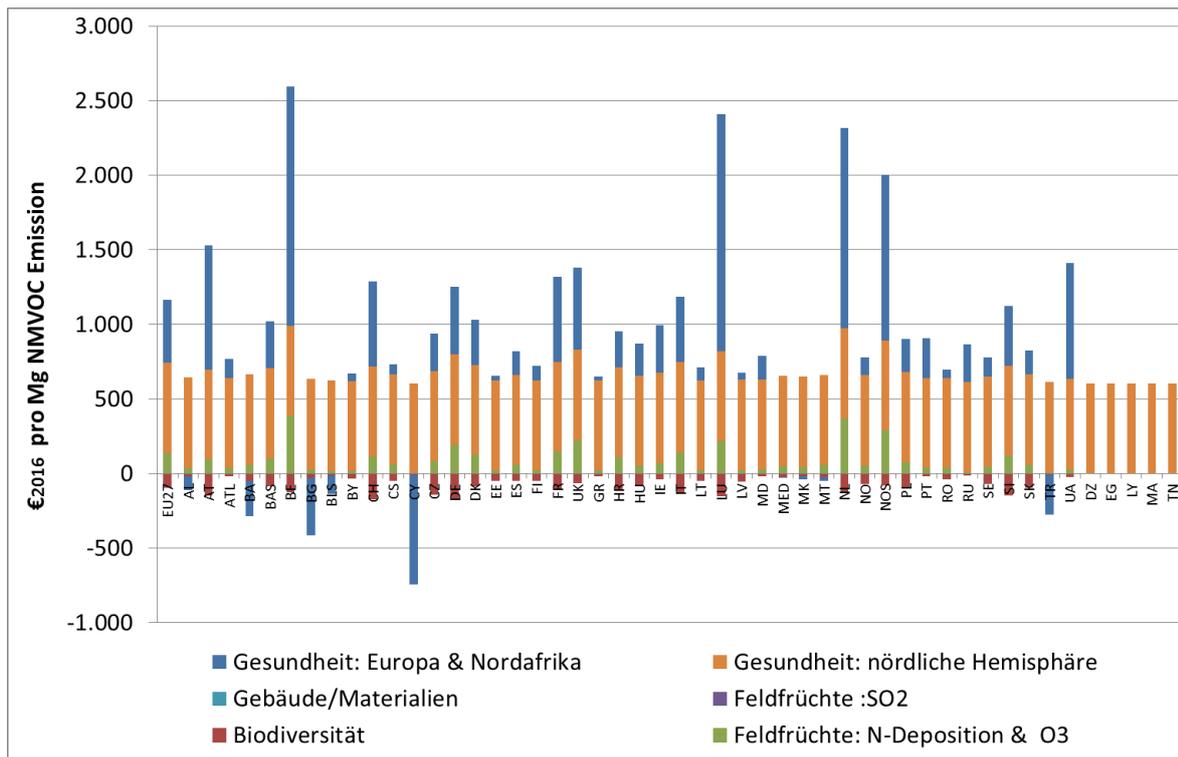


Abbildung 31: €2016 pro Mg NMVOC in 2030

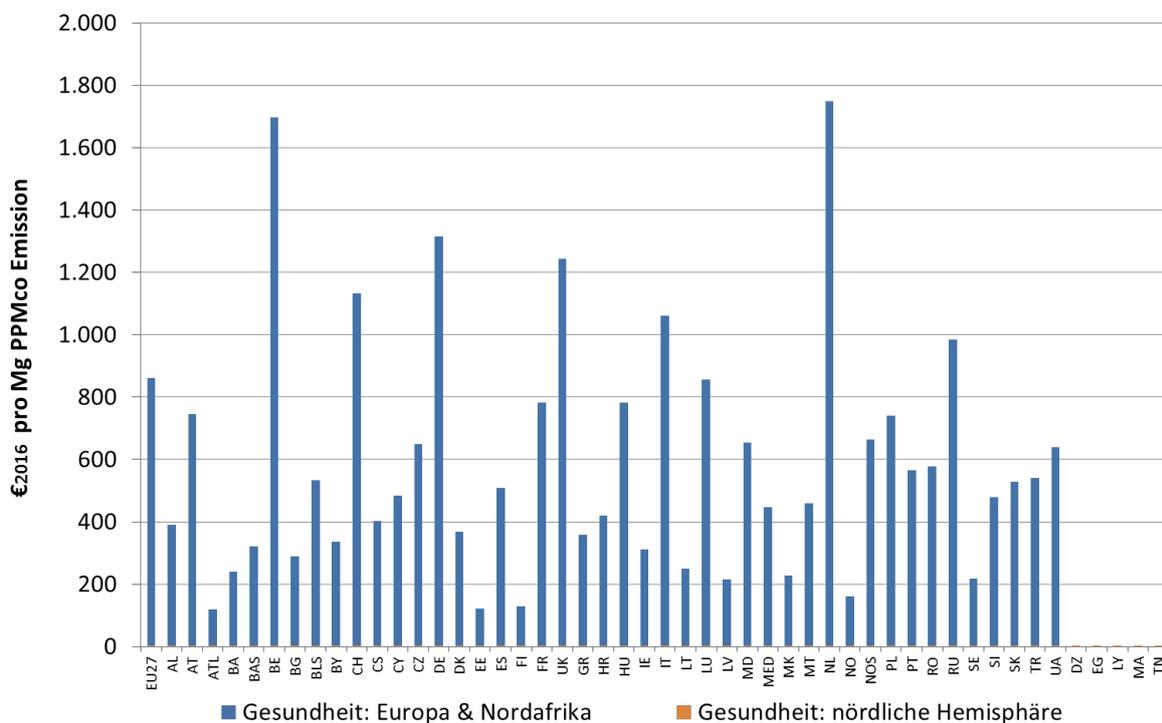


Abbildung 32: €2016 pro Mg PPMcoarse in 2030

Die Werte für niedrige (<100m) bzw. hohe Schornsteine (>100m) sind in Anhang A9 aufgelistet.

3.1.2. Globale Bewertung klassischer Luftschadstoffe – mit TM5-FASST

In Tabelle 40 sind Teilergebnisse der Berechnung der externen Kosten basierend auf TM5-FASST (VAN ZELM et al. 2018b; VAN ZELM et al.) dargestellt.

Die Ergebnisse für die TM5-FASST Regionen sind in Anhang A10 dargestellt. Der Vergleich der Werte für Europa mit den Werten in Abbildung 27 bis Abbildung 31 zeigt eine sehr gute Übereinstimmung für PPM2.5. Die Werte für NH₃, SO₂ und NO_x sind relativ nah beieinander. NMVOC weicht sehr stark von dem Werte in Abbildung 31 ab. Das kann durch die starken nicht-linearitäten bezüglich der Ozonbildung liegen, und TM5-FASST bildet die Auswirkungen in allen Regionen der Welt ab. Dadurch scheint es zu einer Kompensation durch die Verhinderung der Feinstaubbildung (Ammoniumnitrate) zu kommen.

Interessant sind auch der minimale und der maximale Wert, die aus den 56 TM5-FASST Regionen in Anhang A10 ermittelt wurden.

Tabelle 40: TM5-FASST - [€₂₀₁₆ pro Mg] für globale Regionen

TM5-FASST Regionen; Kontinente und Welt [€ ₂₀₁₆ /Mg] in 2030	PPM2.5	NH ₃	SO ₂	N-MVOC	NO _x (durch Ozon & PM)
Africa	14.414	1.557	7.705	98	438
Asia	120.119	17.084	28.829	178	14.253
Europe	52.941	24.113	12.190	28	9.357
North America	27.494	12.279	4.404	17	1.323
Oceania	1.726	934	1.655	24	70
South America	11.033	1.886	4.760	44	322
World (weighted average)	55.966	14.325	16.283	81	6.792
Min	357.687	119.229	84.083	44	32.987
Max	836	294	1.246	1	69

3.2. Externe Kosten der Stromerzeugung pro MWh

Vereinfachend werden die Umweltaspekte (Emissionen) einem bestimmten Jahr zugerechnet. Es wird angenommen, dass die Emissionen kontinuierlich über das Jahr verteilt stattfinden und die entsprechenden Schäden in diesem Jahr verursacht werden. Alle Auswirkungen sind additiv. Auswirkungen von primärem und sekundärem Feinstaub verschiedener Korngrößen (PM2.5 und PM10) führen zu unterschiedlichen Endpunkten. Damit lassen sich die Gesamtschadenskosten einfach berechnen, indem das Produkt aus der jährlichen Emissionsmenge und den jeweiligen schadstoffspezifischen, jährlichen Schadenskosten aufsummiert wird.

In Abbildung 33 sind die Beiträge der externen Kosten zu den Lebenszyklusphasen dargestellt (Referenzrechnung mit 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂A_q in 2030).

Die Abkürzungen, die die Kombination des Energieträgers und die Technologie in den folgenden Abbildungen beschreiben, sind in Tabelle 41 erläutert.

Tabelle 41: Abkürzungen zur Beschreibung der Kombination des Energieträgers und der Technologie

Abkürzungen	Technologie
GT	Gasturbine
BrennZelle MCFC	Schmelzkarbonatbrennstoffzelle
CC	Combined Cycle
BrennZelle SOFC	Festoxidbrennstoffzelle
IGCC	Integrated Gasification Combined Cycle (d.h. Gas und Dampf)
CCS	Carbon Capture and Storage
CC	Combined Cycle
CSP	Concentrated Solar Power (Parabolrinnenkraftwerke)
Steinkohle oxy	Oxyfuel Verfahren = Zuluft hat erhöhten Sauerstoffgehalt Rauchgas wird rezirkuliert → die CO ₂ Konzentration im Rauchgas steigt und die CO ₂ Abscheidung kann effizienter sein
PV	Photovoltaik
EPR	europäische Druckwasserreaktor (engl. European Pressurized Water Reactor)

Es ist zu erkennen, dass sich die Technologien sehr stark unterscheiden. Z. B. setzen sich die externen Kosten der Steinkohletechnologien hauptsächlich aus Betrieb und Brennstoffbereitstellung zusammen. Insbesondere bei Steinkohle kommt es zu relativ hohen Methanemissionen beim Bergbau. Die externen Kosten von Wind, PV und CSP stammen hauptsächlich aus den vorgelagerten Prozessen der Konstruktion (inklusive Herstellung, Transport, Montage und Errichtung etc.) der Technologien. Lediglich beim Windpark spielt auch der Betrieb (inklusive Wartung und Instandhaltung) eine Rolle.

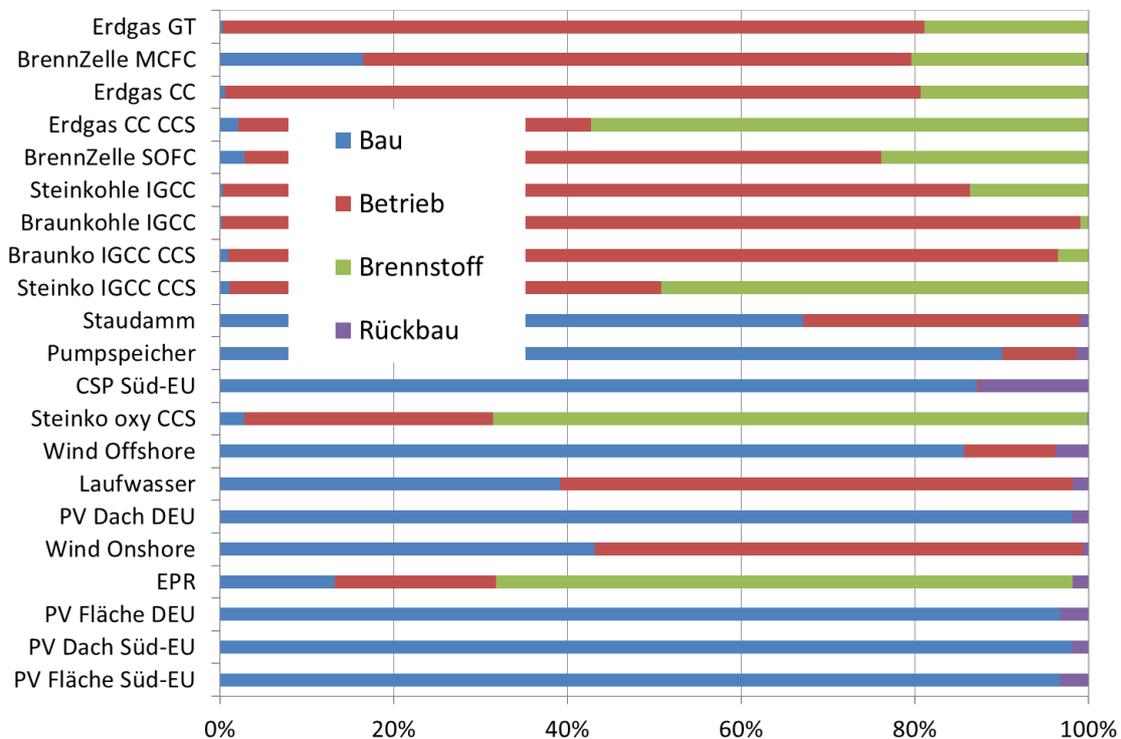


Abbildung 33: Beiträge der gesamten externen Kosten zu den Lebenszyklusphasen. (Referenzrechnung mit 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Aq in 2030)

In Abbildung 34 sind der externen Kosten der Technologien in €₂₀₁₆ pro MWh dargestellt. Diese Referenzrechnung basiert auf der mittleren Annahme zur Bewertung von THG mit 146 €₂₀₁₆

pro Mg CO₂Äq in 2030. Die Anordnung der Technologien orientiert sich an der Höhe der sozialen Kosten in Abbildung 38.

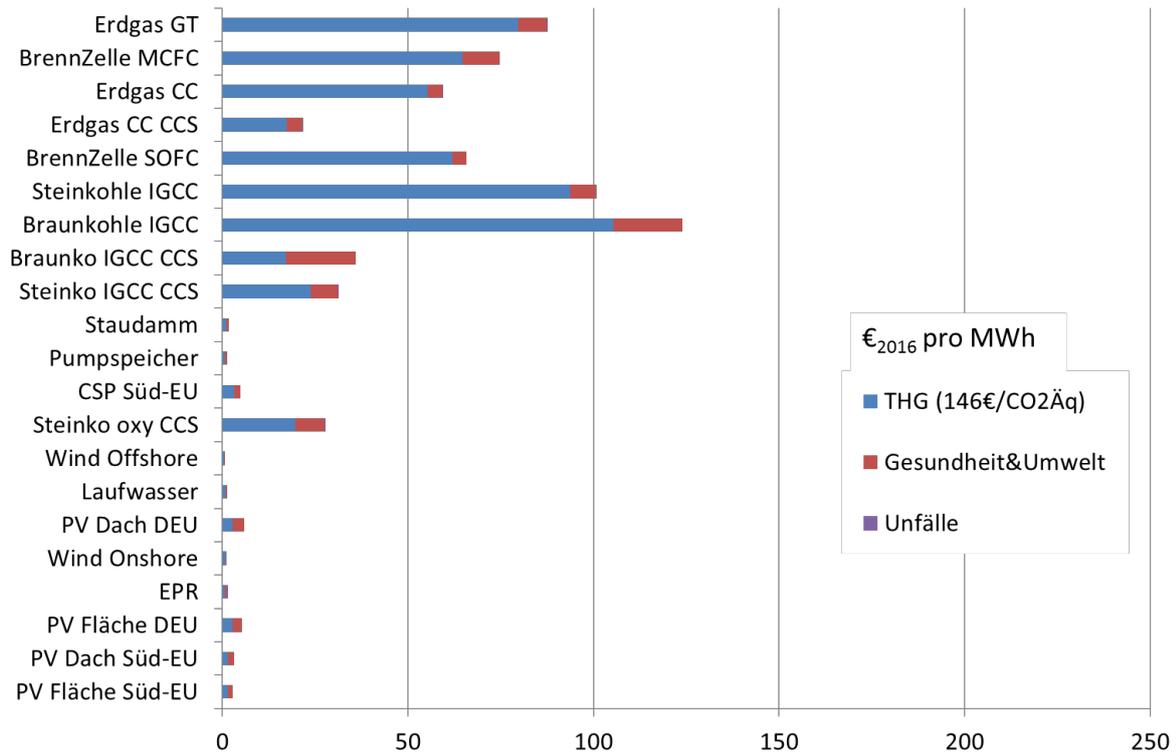


Abbildung 34: Externe Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

In Abbildung 35 sind die externen Kosten der Technologien in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 83 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq in 2030 dargestellt.

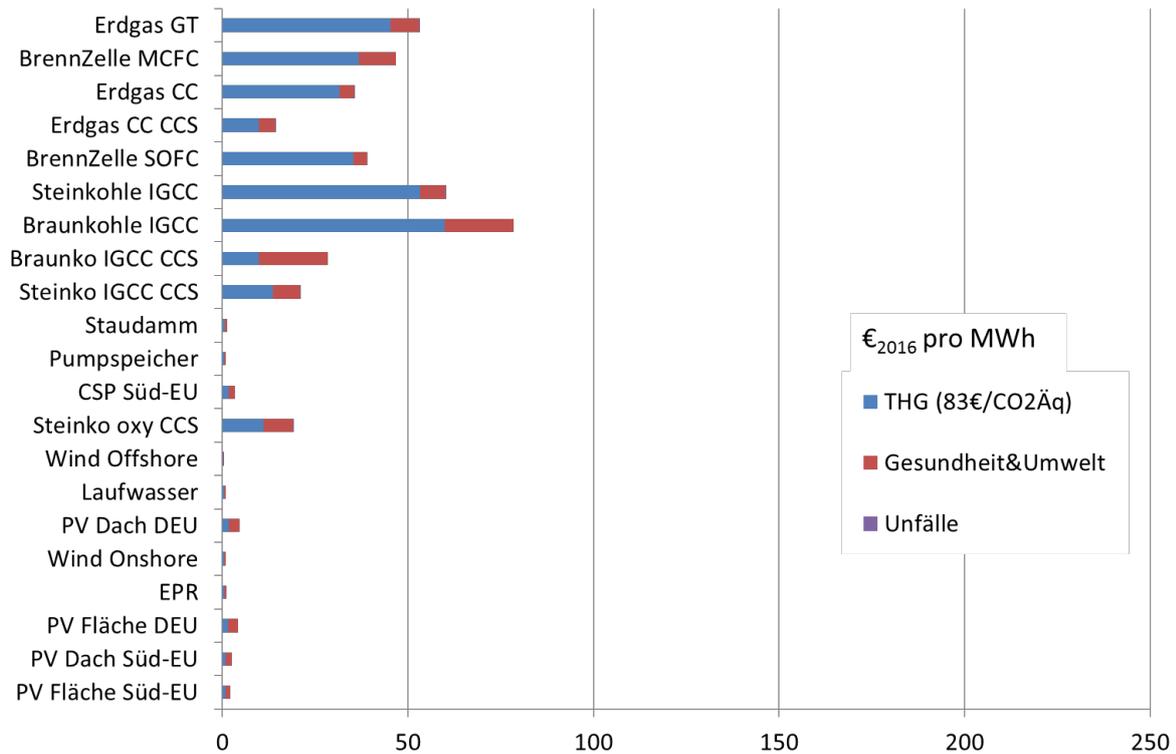


Abbildung 35: Externe Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 83 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

In Abbildung 36 sind die externen Kosten der Technologien in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 256 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq in 2030 dargestellt.

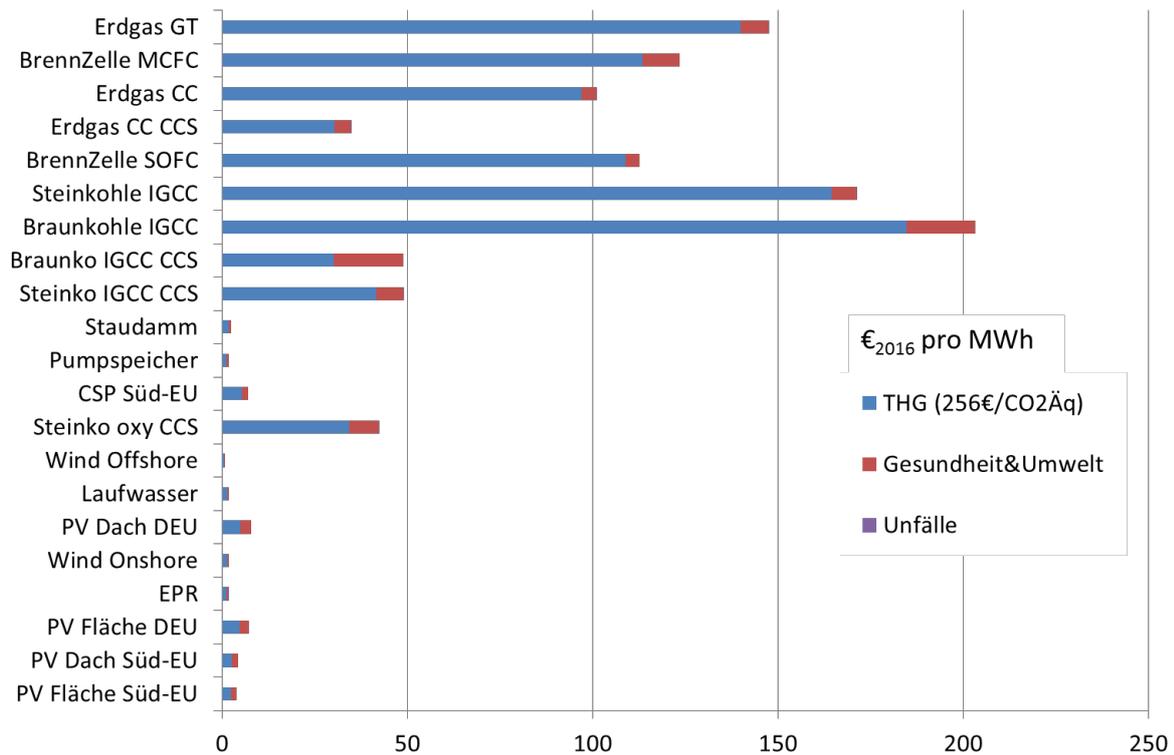


Abbildung 36: Externe Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 256 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

3.3. Soziale Kosten der Stromerzeugung pro MWh

Die sozialen Kosten sind die Summe aus internen und externen Kosten. Zu den sozialen Kosten werden hier auch bei Solar- und Windenergie die Kosten für den Backup, und bei den fossilen Brennstoffen Kosten für „Carbon Transport & Storage“ in Höhe von 15 € pro Mg CO₂ dazugerechnet. Das abgetrennte CO₂ könnte in der Zukunft auch für andere Zwecke benutzt werden (z. B. Methanisierung von Wasserstoff). Dann würden die Kosten für die Speicherung des CO₂ zum Teil wegfallen.

In Abbildung 35 ist die Bandbreite der internen Kosten der Technologien im Jahr 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh dargestellt.

Im Gegensatz zu früheren Arbeiten zu sozialen Kosten haben sich die internen Kosten der Stromerzeugung durch PV stark reduziert. Die internen Kosten für fossile Stromerzeugung mit CCS sind höher als die internen Kosten ohne CCS. Bei den sozialen Kosten zeigt sich dann aber, dass diese Mehrkosten durch die Reduktion der externen Kosten durch THG bei einem Wert von 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq in 2030 mehr als kompensiert werden.

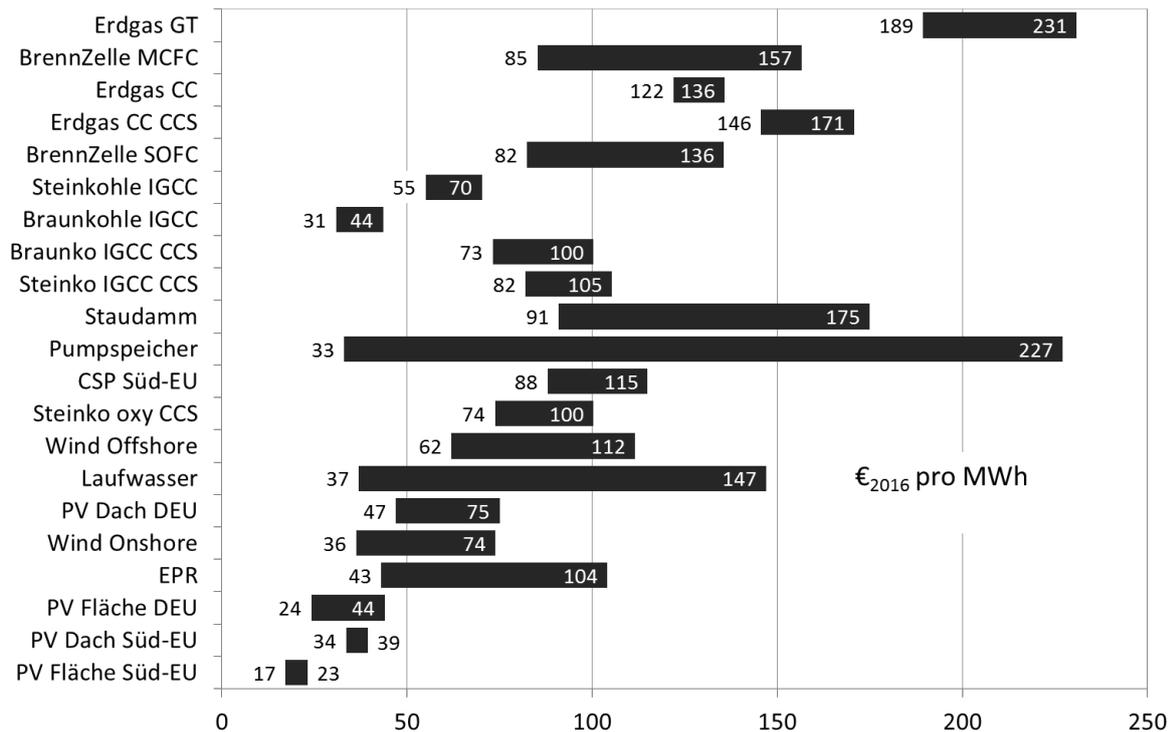


Abbildung 37: Bandbreite der internen Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh

In Abbildung 38 sind die sozialen Kosten der Technologien in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq in 2030 dargestellt.

Die Ergebnisbalken enthalten die Kategorien: interne Kosten, Treibhausgase, Gesundheit & Umwelt (durch Luftschadstoffe), Backup-Kosten, Unfälle und „Carbon Capture, Transport & Storage“ (C Transp. & Storage). Die Werte für Unfälle sind sehr klein. Werte für Unfälle wurden für Erdgas-, Braunkohle-, Steinkohlekraftwerke und EPR berechnet. Werte für Backup-Kosten sind nur für die Solar und Wind-Technologien eingesetzt. Daher sind in Abbildung 38 bis Abbildung 44 bei keiner Technologie gleichzeitig Kosten für Backup-Kosten und Unfälle abgebildet.

Beim EPR wurden die potentiellen Kosten durch Unfälle entsprechend der Berechnungen von PREISS et al. (2013) verwendet (ca. 29 €ct pro MWh). Die Wahrscheinlichkeit für einen Super-GAU und der Entstehung entsprechender Folgeschäden beim Betrieb eines EPR ist aber um mehrere Größenordnungen kleiner als bei Kernkraftwerken der sogenannten zweiten Generation, vgl. (GRS 2019). Hier wurde noch kein Faktor für Risikoaversion eingerechnet. Dies geschieht im Kapitel zu Unsicherheiten.

KOST et al. (2018: 27) beziffert die Stromgestehungskosten bei CSP-Kraftwerke mit Speicher zurzeit zwischen 9,4 €ct/kWh und 10,1 €ct/kWh (bei Direkteinstrahlung DNI von 2000 kWh/m²/a). In Regionen mit höherer Sonneneinstrahlung von bis zu 2500 kWh/m²/a, wie in MENA-Staaten (Middle East & North Africa), können Stromgestehungskosten von 8,1 bis 8,7 €ct/kWh für CSP-Kraftwerke erreicht werden. Bei CSP wurden statt der Backup-Kosten die Kosten für Stromimporte mittels Gleichspannungsübertragung von BAUER et al. (2017: 85), von ca. 18 €/MWh eingerechnet (dieser Wert ist bei CSP in der Kategorie Backup-Kosten mitabgebildet).

Bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq sind die sozialen Kosten der fossilen Technologien mit CCS niedriger, trotz der relativ niedrigen internen Kosten der fossilen Technologien ohne CCS.

Die angenommenen Backup-Kosten (26 €/MWh) liegen in der Größenordnung von früheren Annahmen, machen aber vor allem bei PV-Anlagen einen erheblichen Teil der sozialen Kosten aus.

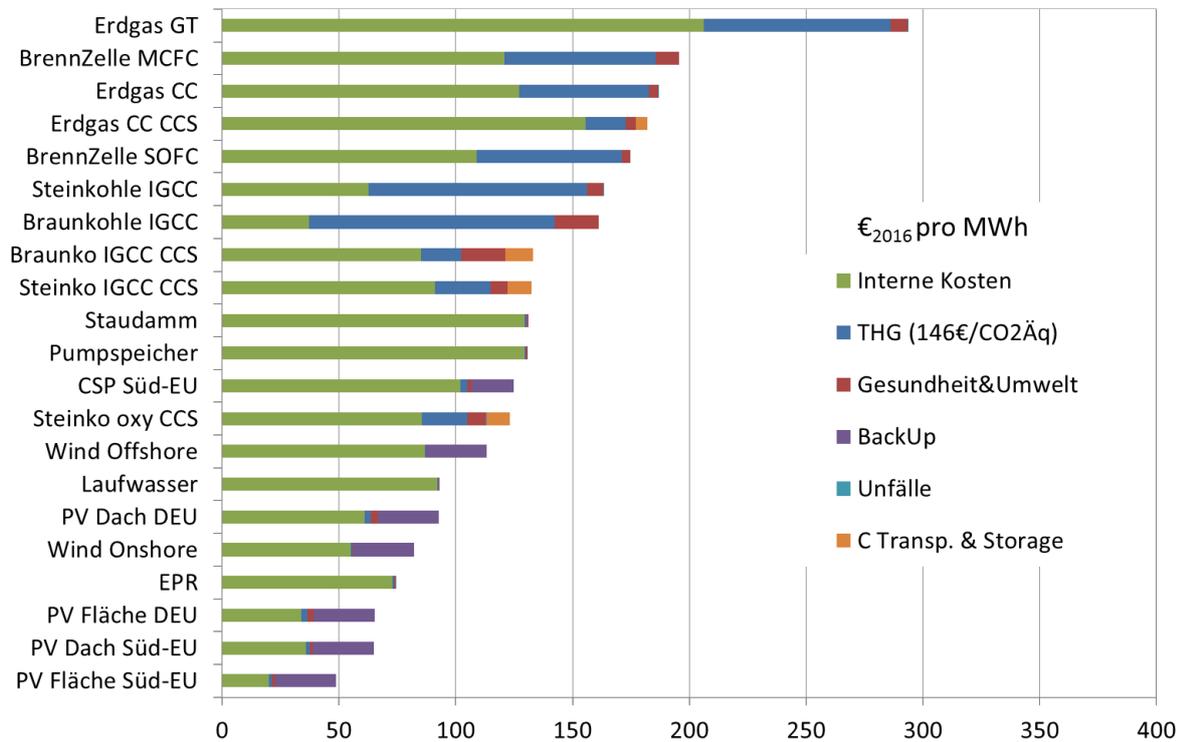


Abbildung 38: Soziale Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

Netzentgelte für den Transport von Strom aus PV aus Südeuropa nach Deutschland wurden nicht berücksichtigt. Für den Strom der mittels Concentrated Solar Power (CSP) in nordafrikanischen Ländern produziert wird, nennen BAUER et al. (2017: 85) Kosten für die Stromimporte mittels Gleichspannungsübertragung von 0,5-2 Rp./kWh, d.h. ca. 0,5-1,8 €/ct/kWh. Ein Aufschlag auf die Kosten in Abbildung 38 für PV aus Südeuropa in dieser Größenordnung (18 €/MWh) würde den Kostenvorteil durch die höhere Sonneneinstrahlung in Südeuropa wieder relativieren. Die Kosten für PV-Anlagen in Südeuropa auf speziellen Flächen (Solarparks) bzw. Dächern würden von ca. 49 €₂₀₁₆/MWh bzw. 65 €₂₀₁₆/MWh auf 67 €₂₀₁₆/MWh bzw. 83 €₂₀₁₆/MWh steigen. PV-Anlagen in Deutschland auf speziellen Flächen (Solarparks), der EPR und Wind Onshore sind dann gegebenenfalls günstiger als PV in Südeuropa.

In Abbildung 39 sind die sozialen Kosten der Technologien in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 83 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq in 2030 dargestellt.

Bei 83 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq sind die sozialen Kosten der fossilen Technologien mit CCS nicht niedriger als die sozialen Kosten der fossilen Technologien ohne CCS.

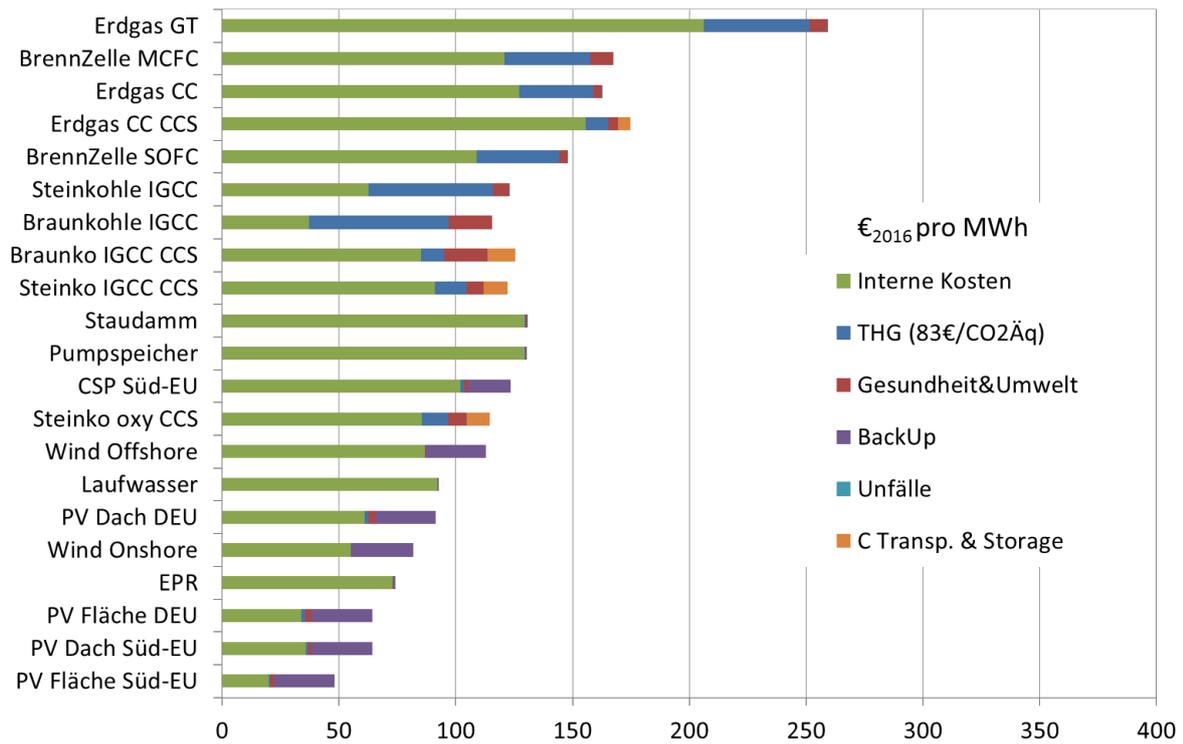


Abbildung 39: Soziale Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 83 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

In Abbildung 38 sind die sozialen Kosten der Technologien in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 256 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq in 2030 dargestellt.

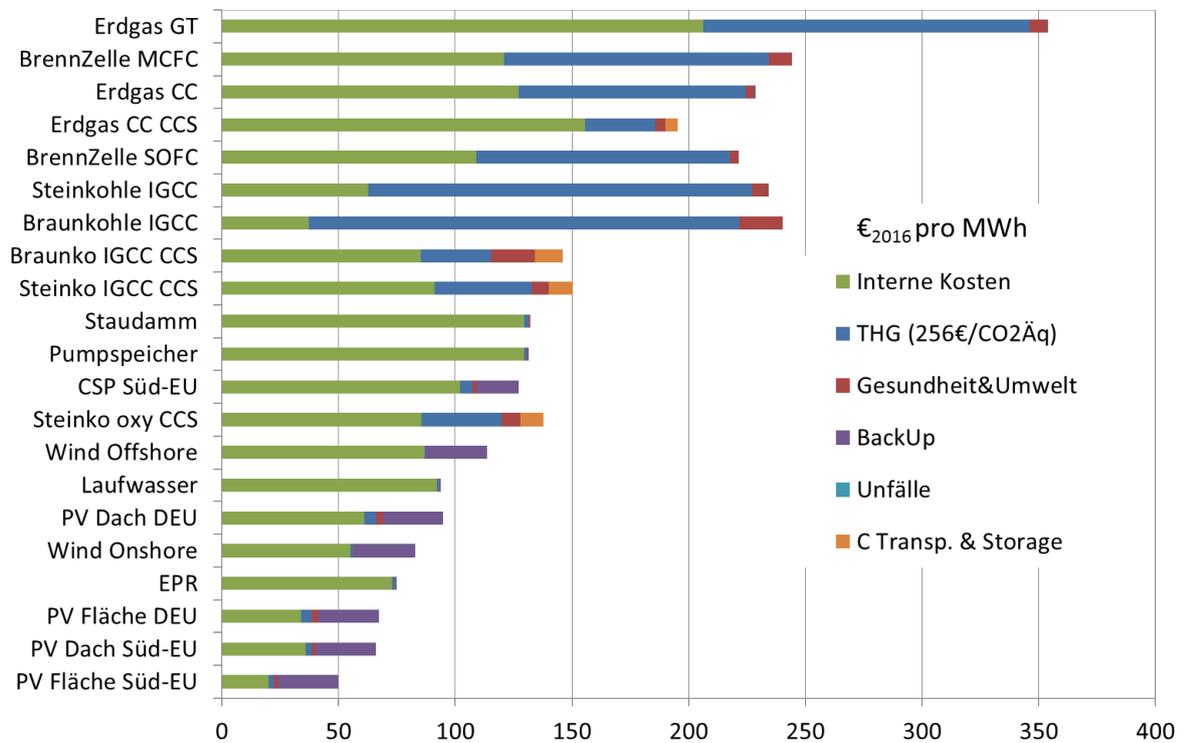


Abbildung 40: Soziale Kosten in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 256 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

Die Ergebnisse werden im Rahmen der Schlussfolgerungen diskutiert und eingeordnet.

3.4. Soziale Kosten von P2G

Die am häufigsten verwendeten Technologien für die Elektrolyse sind die PEM (Polymer Electrolyte Membran) und die alkalische Elektrolyse. Für die Elektrolyse ohne konstante Stromversorgung ist PEM besser geeignet, da sie flexibler ist. Die PEM ist aber auch noch etwas teurer. GÖTZ et al. (2016) erklären, dass P2G eine wichtige Rolle im zukünftigen Energiesystem spielen könnte. Technische und wirtschaftliche Barrieren müssen noch überwunden werden, bevor P2G wirtschaftlich erfolgreich sein kann. Die alkalische Elektrolyse ist derzeit die kostengünstigste und zuverlässigste Technologie. In naher Zukunft könnte die PEM-Elektrolyse die bessere Wahl sein für P2G aufgrund der besseren Performance in Bezug auf den fluktuierenden Betrieb der Stromquelle. Die Festoxid-Elektrolyse befindet sich noch in der Entwicklungsphase, die Technologie hat aber ein Potenzial für die Kopplung mit exothermen Reaktionen im stationären Betrieb.

In Abbildung 41 sind die externe Kosten für Stromerzeugung mit PV, CSP und Wind in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq dargestellt.

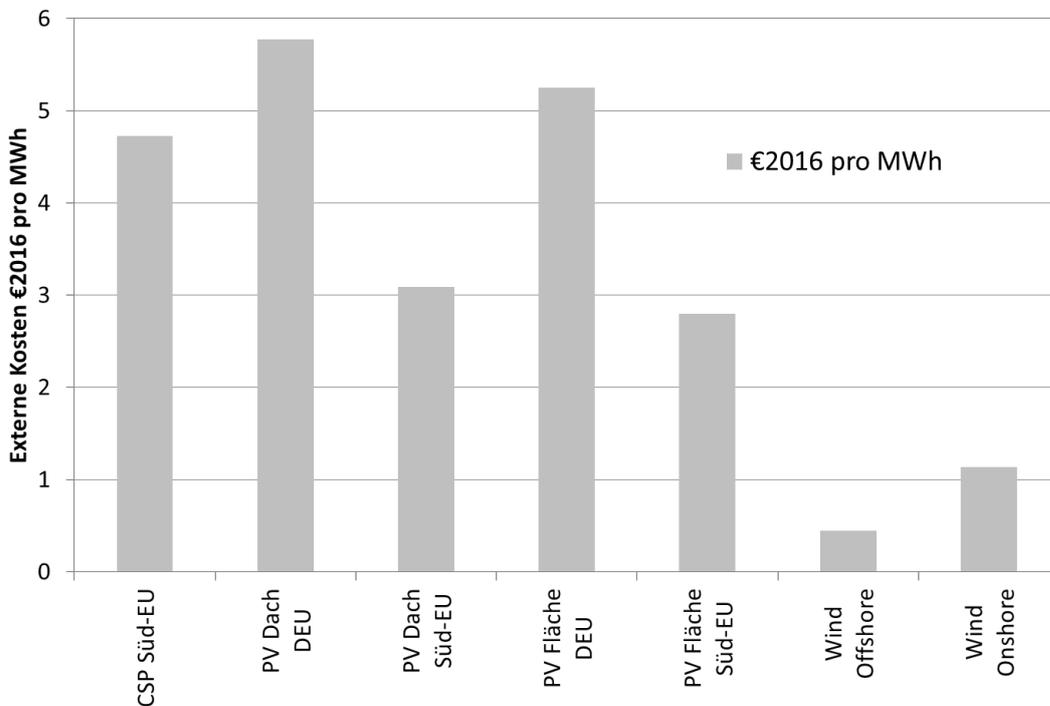


Abbildung 41: Externe Kosten für Stromerzeugung mit PV, CSP und Wind in 2030 in €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

Interne Kosten P2G

Um 1 kWh Strom mit einer GuD-Gasturbine zu erzeugen werden Kosten von 3,5 bis 11,2 €ct pro kWh angenommen (es wurde dazu eine Kostenberechnung ohne Brennstoffkosten mit dem Excel-Tool von AGORA ENERGIEWENDE (2014) durchgeführt mit einer Bandbreite der Betriebszeiten von 2000 bis 4000 Volllaststunden).

Zu den internen Kosten der Wasserstoffproduktion wurde im Rahmen des NEEDS-Projektes von MAACK (2008: 31) Angaben von 12 bis 16 €₂₀₀₅ pro kg H₂ (bei Stromkosten von ca. 10 €ct/kWh) dargestellt. Unter Berücksichtigung von Lerneffekten schätzt MAACK (2008: 36) für die Preisentwicklung in der Zukunft eine Bandbreite von ca. 8 bis 9 €₂₀₀₅ pro kg H₂ (bei

Stromkosten von ca. 10 €/kWh). Die internen Kosten von PV und Wind in Abbildung 37 liegen (bis auf den oberen Wert für Wind-Offshore) unter dem Wert von 10 €/kWh. Für eine konservative Einschätzung wird hier ein Wert von 10 €₂₀₁₆ pro kg H₂ angenommen. Dieser Wert liegt in der Größenordnung der Angaben von MAACK (2008). Die Variabilität von Ergebnissen bzw. Annahmen in unterschiedlichen Studien ist aber noch relativ groß (siehe z. B. Abbildung 23)

Bei einem Energieinhalt von 144 MJ/kg, vgl. (MAACK 2008), und einem Wirkungsgrad der Rückverstromung von 60%, vgl. (AGORA ENERGIEWENDE 2014), ergibt sich die Überschlagsrechnung in Tabelle 42.

Tabelle 42: Einschätzung der internen Kosten der Stromerzeugung aus Wasserstoff

Berechnung der internen Kosten von P2G	
Erzeugungskosten von grünem Wasserstoff € ₂₀₁₆ / kg	10
Energiegehalt MJ _{th} /kg	144
Energiegehalt kWh _{th} /kg (oberer Heizwert)	40
Wirkungsgrad	60%
Stromerzeugung [kWh] aus einem kg H ₂	24
„Brennstoffkosten“ für eine kWh Strom aus Wasserstoff [€/ct pro kWh] (unter der Annahme: 10€/kg H ₂ und 24 kWh pro kg H ₂)	41,2
Kosten für GuD Anlage [€/ct pro kWh]	3,5 bis 11,2
Interne Kosten gesamt [€/ct pro kWh]	44,7 – 52,4

Externe Kosten P2G

In Tabelle 32 wird von WESSELAKE et al. (2017: 762) ein Wirkungsgrad für die Elektrolyse von 70% angegeben. D.h. um 1 kWh Wasserstoff herzustellen wird 1,43 kWh Strom benötigt. Bei einem Wirkungsgrad der GuD von 60% für die Rückverstromung, werden also ca. 2,4 kWh Strom für die Elektrolyse benötigt, um nach der Rückverstromung wieder ein kWh Strom ins Netz einspeisen zu können. Das entspricht einem kumulierten Wirkungsgrad von ca. 40%. WESSELAKE et al. (2017: 762) gibt mit Methanisierung einen kumulierten Wirkungsgrad von 31% an.

Die externen Kosten für PV-Anlagen in Deutschland betragen 5,25 € pro MWh (siehe Abbildung 41). Bei einem kumulierten Wirkungsgrad von 31% entsprechen das ca. 0,525 €₂₀₁₆ pro kWh / 0,31 = 1,7 €₂₀₁₆ pro kWh.

Sozialen Kosten von P2G

Die sozialen Kosten von P2G ergeben sich somit zu ca. 46,4 bis 54,1 €₂₀₁₆ pro kWh. Wenn die Stromkosten 2,5 €/ct / kWh statt 10 €/ct / kWh betragen, und dies linear auf die Kosten des Wasserstoffs umrechnet wird, ergeben sich, bei ansonsten gleichen Annahmen, immer noch interne Kosten von 13,8 bis 21,5 €/ct / kWh. Die externen Kosten betragen dann 5 bis 10%, und es ergeben sich soziale Kosten von 15,5 bis 23,2 €/ct / kWh.

3.5. Betrachtung der Unsicherheiten

Alle Modelle und Bewertungsmethoden weisen zwangsläufig gewisse Unsicherheiten auf. Durch die Standortabhängigkeit des Schadenspotentials von Schadstoffen ergibt sich zusätzlich noch eine Variabilität der Ergebnisse, z. B. in Abhängigkeit von der Freisetzungshöhe, Bevölkerungsdichte, Meteorologie etc. Die Anwendung von länderspezifischen Bewertungsfaktoren hat gegenüber der Verwendung von kontinentalen oder globalen Durchschnittswerten aber den Vorteil, dass diese Variabilität explizit dargestellt wird. Bei

Verwendung von globalen Durchschnittswerten wir die Variabilität zwischen verschiedenen Standorten zur „Unsicherheit“ durch die mögliche Bandbreite des Bewertungsfaktors. Bei den THG ergibt sich bei den Schadenskosten eine relativ große Bandbreite durch die wertenden Annahmen (Diskontierung und Equity Weighting). Unter anderem aus diesem Grund wurde in dieser Arbeit zur Bewertung der THG auf das Konzept der Vermeidungskosten zurückgegriffen.

Im Rahmen von Ökobilanzen und auch bei der Anwendung des Wirkungspfadansatzes ist es zudem nicht möglich vollständig konsistent zu arbeiten. Auf allen Ebenen des WPA (Emission-Faktoren, Ausbreitung-Modelle, Zahlungsbereitschaftsanalysen etc.) und auch bei der Einschätzung der internen Kosten schreitet die Forschung und der Erkenntnisstand voran. Informationen, Daten und Modelle aus vielen wissenschaftlichen Disziplinen werden miteinander verkoppelt. Auf allen Ebenen des Wirkungspfad-Ansatzes wird mehr oder weniger unabhängig voneinander geforscht, da die Modelle (z. B. Ausbreitungsmodellierung von Luftschadstoffen) in anderem Kontext genutzt werden. Neue Erkenntnisse entstehen in verschiedenen Regionen, und nur durch eine enge Vernetzung der Wissenschaftler aus verschiedenen Disziplinen kann eine Harmonisierung der Methoden gelingen. Gleichzeitig arbeiten viele Forscher mehr oder weniger unabhängig voneinander (oder auch in Konkurrenz) an Themen wie Ökobilanz, Luftqualitätsmodelle, Energiesystemmodelle etc. Daher werden in der Regel

- bestehende Modelle nur teilweise mit neueren Daten aktualisiert (z. B. bezüglich Bevölkerungsdaten, aber nicht gleichzeitig bezüglich Emissionsdaten)
- Erkenntnisse aus Studien für einen bestimmten Anwendungsfall auf einen anderen Kontext oder in andere Länder vereinfacht übertragen etc.

Daher muss ein Kompromiss eingegangen werden, zwischen einer möglichst realistischen Einschätzung der sozialen Kosten und einem möglichst konsistenten Ansatz (z. B. müssen unterschiedliche Quellen für interne Kosten und LCI-Daten genutzt werden). Eine Herausforderung bei der Berechnung von „Kosten“ kommt noch dadurch hinzu, dass es verschiedene Währungen und je nach Land auch unterschiedliche Inflationen gibt. Dies kann herausgerechnet werden, aber oft werden in Studien die Basisjahre nicht konsequent dokumentiert.

Wichtige Quellen für Unsicherheiten sind:

- LCI Daten und interne Kosten der Stromerzeugungstechnologien
- Exaktheit der Emissionsmodelle
- Ergebnisse der Chemische Transport Modelle (CTM) (nicht-Linearitäten, Eingangsdaten etc.)
- Epidemiologie (Steigung der CRF, Anwendbarkeit in verschiedenen Ländern, Schwellenwerte (no-Effekt-Level und / oder positive Effekte))
- Synergien zwischen verschiedenen Schadstoffen
- Aspekte der monetären Bewertung (Linearität der ZB, Abhängigkeit vom Einkommen und fehlende Studien in verschiedenen Ländern bzw. Kulturen).

Bei den LCI-Daten der Stromerzeugungstechnologien tritt zudem die Schwierigkeit auf, dass die Technologien und die Einfluss-Parameter sich zurzeit relativ schnell weiterentwickeln. Auf der einen Seite gibt es die weltweit etablierte ecoinvent Datenbank, die LCI Daten für gegenwärtige Technologien liefert. Die Daten beruhen aber teilweise auf Studien die 10 oder 20 Jahre zurückliegen. Zur ecoinvent Datenbank gibt es viele, strukturierte Ansätze Unsicherheiten zu quantifizieren. Die Lognormale Verteilung, vgl. LIMPert et al. (2001), ist die am häufigsten gewählte Verteilung, um die Unsicherheit bei ecoinvent zu beschreiben.

ECOINVENT (2019) gibt Auskunft darüber, wie die Angaben zur Unsicherheit zu interpretieren sind.

In zwei NEEDS-Berichten wird das Thema Unsicherheit externer Kosten diskutiert und es werden Empfehlungen zum Umgang mit Unsicherheit gegeben, vgl. (SPADARO & RABL 2007; SPADARO & RABL 2008a). Spadaro & Rabl zeigen, dass der größte Teil (und in vielen Fällen alle) der Unsicherheitsberechnung Produkte und/oder Produktsummen betrifft, und mit einer einfachen und transparenten analytischen Lösung durchgeführt werden kann. Es werden Bewertungen der Komponentenunsicherheiten vorgestellt und die Gesamtunsicherheit für die Auswirkungen und für die entsprechenden externen Kosten der klassischen Luftschadstoffe empfohlen. Die Verteilung der externen Kosten ist annähernd lognormal und kann in Form von geometrischem Mittelwert μ_g und geometrischer Standardabweichung σ_g charakterisiert werden, was bedeutet, dass das Konfidenzintervall multiplikativ ist.

Für die klassischen Luftschadstoffe beträgt die geometrischer Standardabweichung σ_g etwa drei und das 68% Konfidenzintervall entspricht der Bandbreite von $[\mu_g / \sigma_g]$ bis $[\mu_g \times \sigma_g]$.

Da die Lognormalverteilung bei großer Standardabweichung stark verzerrt ist, ist der Median deutlich kleiner als der Mittelwert. Es wird auch der Fall betrachtet, dass mehrere lognormal verteilte externe Kosten addiert werden, z. B. um die gesamten externen Kosten aufgrund aller von einem Kraftwerk emittierten Luftschadstoffe zu erhalten. Es wurde festgestellt, dass der relative Fehler der Summe deutlich kleiner sein kann als der relative Fehler der Summanden. Spadaro & Rabl kommen zu dem Schluss, dass auch wenn die Verteilung für solche Summen nicht gerade lognormal ist, eine einfache lognormale Annäherung für die meisten Anwendungen ausreichend ist.

Im Rahmen dieser Arbeit wird zur Darstellung des Einflusses der Unsicherheit bezüglich der externen Kosten durch Luftschadstoffe ein Faktor von 3 auf diese Kosten angewendet. Konkret heißt das, dass für die untere Einschätzung der externen Kosten durch Luftschadstoffe der berechnete Wert durch 3 dividiert wird, und für die obere Einschätzung der externen Kosten der berechnete Wert pro MWh mit 3 multipliziert wird.

In Abbildung 42 ist die Bandbreite der externen Kosten durch Luftschadstoffe dargestellt, die sich bei Anwendung des Faktors 3 ergibt. Der blaue und der rote Teil der Balken markieren den unteren Wert, blauer, roter und gelber Teil den oberen Wert der Bandbreite der externen Kosten. Um den Einfluss dieser Unsicherheit auf das Ranking der Technologien zu zeigen, wird diese Bandbreite auf die sozialen Kosten angewendet und in Abbildung 43 dargestellt.

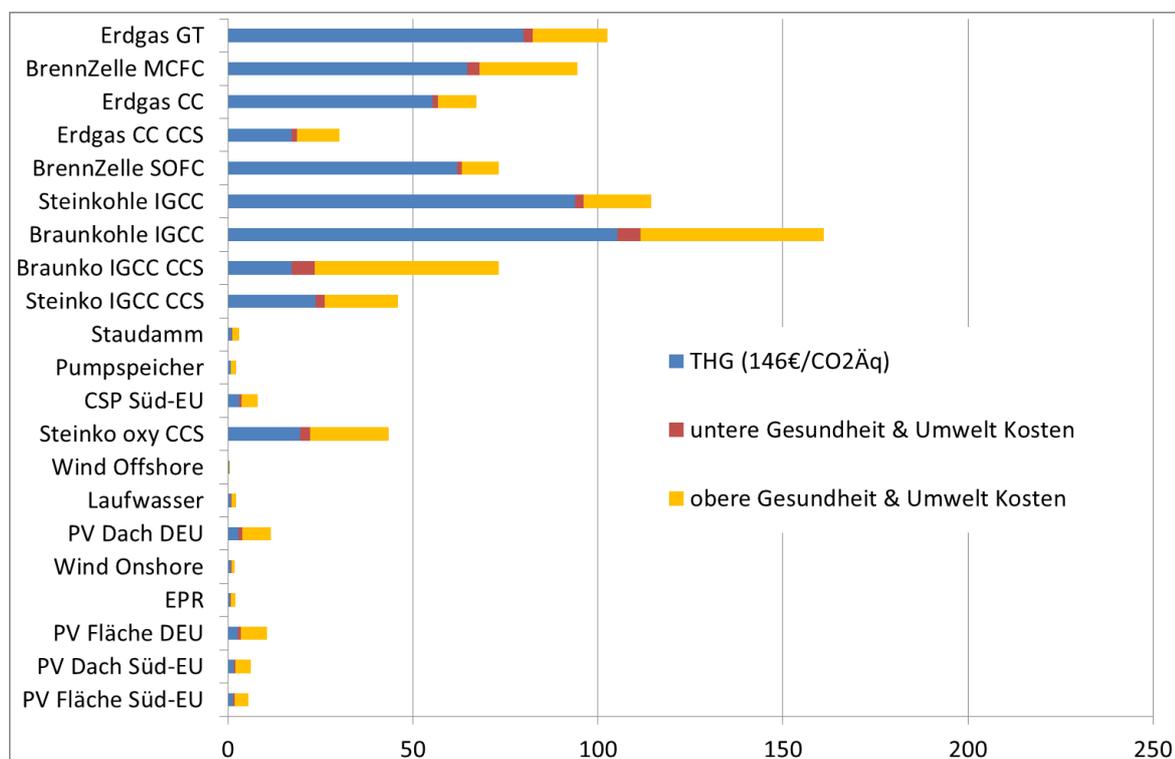


Abbildung 42: Bandbreite der externen Kosten durch Luftschadstoffe in €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq.

In Abbildung 43 sind die sozialen Kosten der Stromerzeugung aufgeteilt in die Kostenfaktoren dargestellt. Die Bandbreite der unteren bis zur oberen Annahme der externen Kosten durch Luftschadstoffe ergibt den entsprechenden Wert der sozialen Kosten €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq. Das Ranking der Technologien (Technologie mit den höchsten Kosten oben und Technologie mit den niedrigsten Kosten unten) würde sich sowohl bei der unteren als auch bei der oberen Annahme der externen Kosten durch Luftschadstoffe ändern: Im Gegensatz zu den Windkraftanlagen macht sich die Unsicherheit bei den externen Kosten bei PV zwar bemerkbar, dies hat aber keinen Einfluss auf das Ranking der Technologien. Der Vorteil der CCS Technologien reduziert sich etwas. Das liegt daran, dass bei Verwendung von CCS der Wirkungsgrad der Anlage etwas zurückgeht, dadurch also mehr Brennstoffe benötigt werden, und die entsprechenden vorgelagerten Prozesse stärker zu den externen Kosten beitragen.

Die Werte für Unfälle sind im Vergleich zu den anderen Kostenfaktoren sehr klein und daher kaum sichtbar. Werte für Unfälle konnten nur für Erdgas, Braunkohle, Steinkohle und EPR quantifiziert werden. Für die Erneuerbaren wurden keine Werte für Unfälle ermittelt. Andererseits, sind Werte zu Backup-Kosten nur für die Erneuerbaren eingesetzt. Daher sind in Abbildung 43 und Abbildung 44 bei keiner Technologie gleichzeitig Kosten für Backup und Unfälle abgebildet.

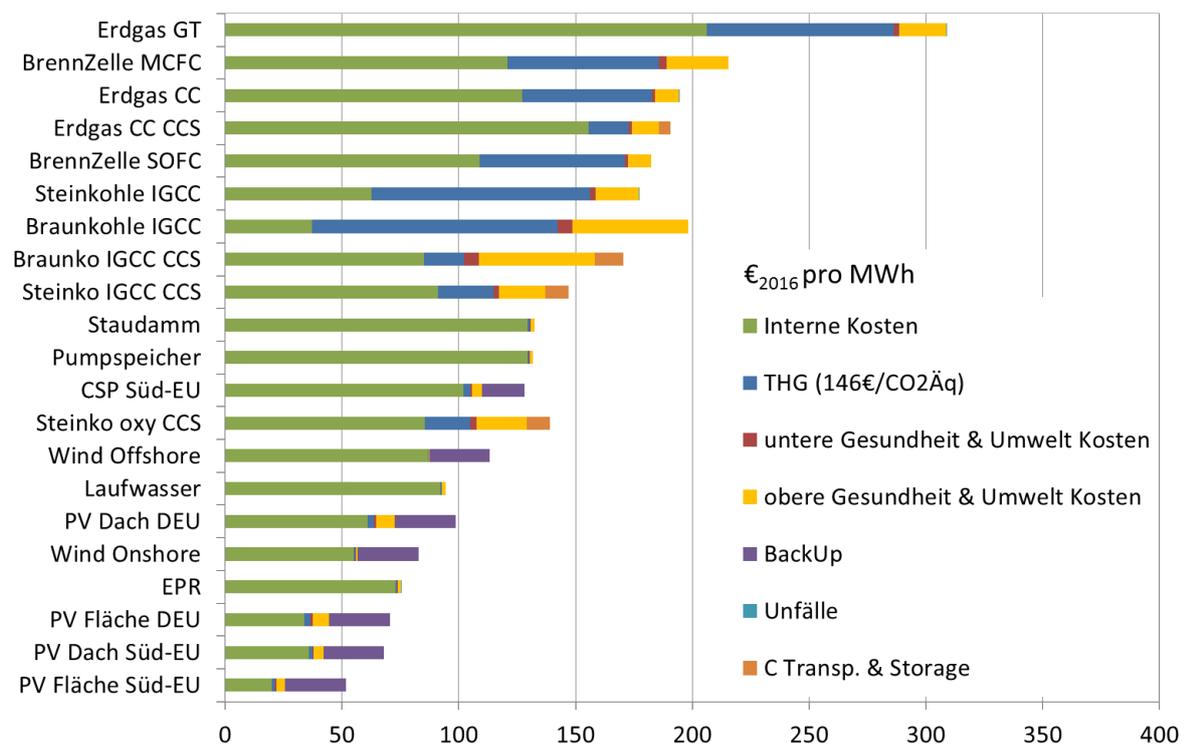


Abbildung 43: Einfluss der Unsicherheit der externen Kosten durch Luftschadstoffe auf die sozialen Kosten €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

In Abbildung 44 ist zusätzlich noch der Einfluss der Risikoaversion gegenüber schweren Unfällen auf die sozialen Kosten dargestellt.

Es sei nochmals betont, dass die Grundlage zur Berechnung der oberen Bandbreite der externen Kosten durch Unfälle jene Unfallwahrscheinlichkeiten sind, die für die Kernkraftwerke der 2ten Generation ermittelt wurden (Leichtwasserreaktoren, vgl. (GRS 2019)). Es konnte im Rahmen dieser Arbeit keine Referenz gefunden werden, die das Verhältnis der Unfallwahrscheinlichkeiten zu denen eines EPR angibt. Trotz der Anwendung des hohen Aversionsfaktors von 100 würden die sozialen Kosten des EPR noch unter den sozialen Kosten der mit Erdgas, Braun- und Steinkohle betriebenen Technologien, aber deutlich über Onshore-Wind und PV liegen.

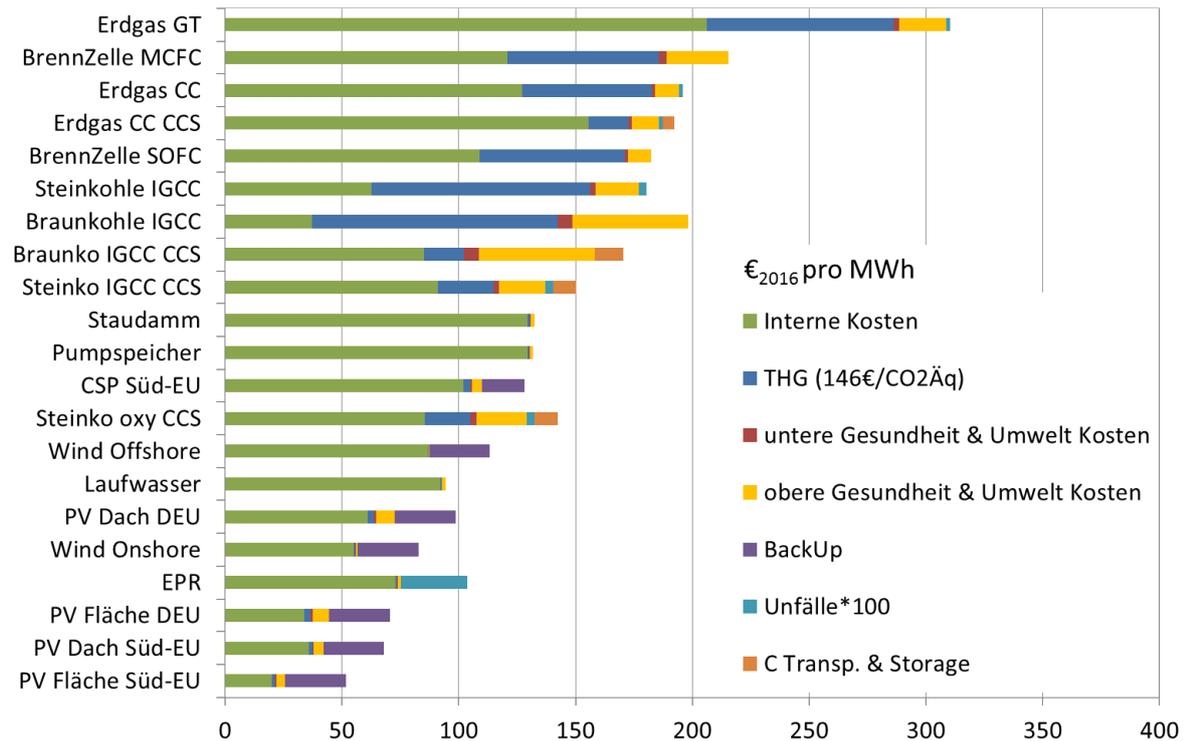


Abbildung 44: Einfluss der Risikoaversion ggü. schwere Unfälle auf die sozialen Kosten €₂₀₁₆ pro MWh bei 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq

In Abbildung 45 ist die komplette Bandbreite der sozialen Kosten dargestellt. Diese ergibt sich durch die unteren und oberen Annahmen bezüglich der internen und externen Kosten, und der Bandbreite der THG-Vermeidungskosten. Die „beste Schätzung“ der sozialen Kosten €₂₀₁₆ pro MWh für die in 2030 in Betriebe gehende Anlagen ergibt sich durch die Annahme der mittleren Werte. Der Aversionsfaktor gegenüber schweren Unfällen ist nicht eingerechnet. Dies würde den oberen Wert für EPR um 28,5 € pro MWh erhöhen. Dies zeigt die Bandbreite der möglichen sozialen Kosten an und ist somit eines der wichtigsten Ergebnisse dieser Arbeit.

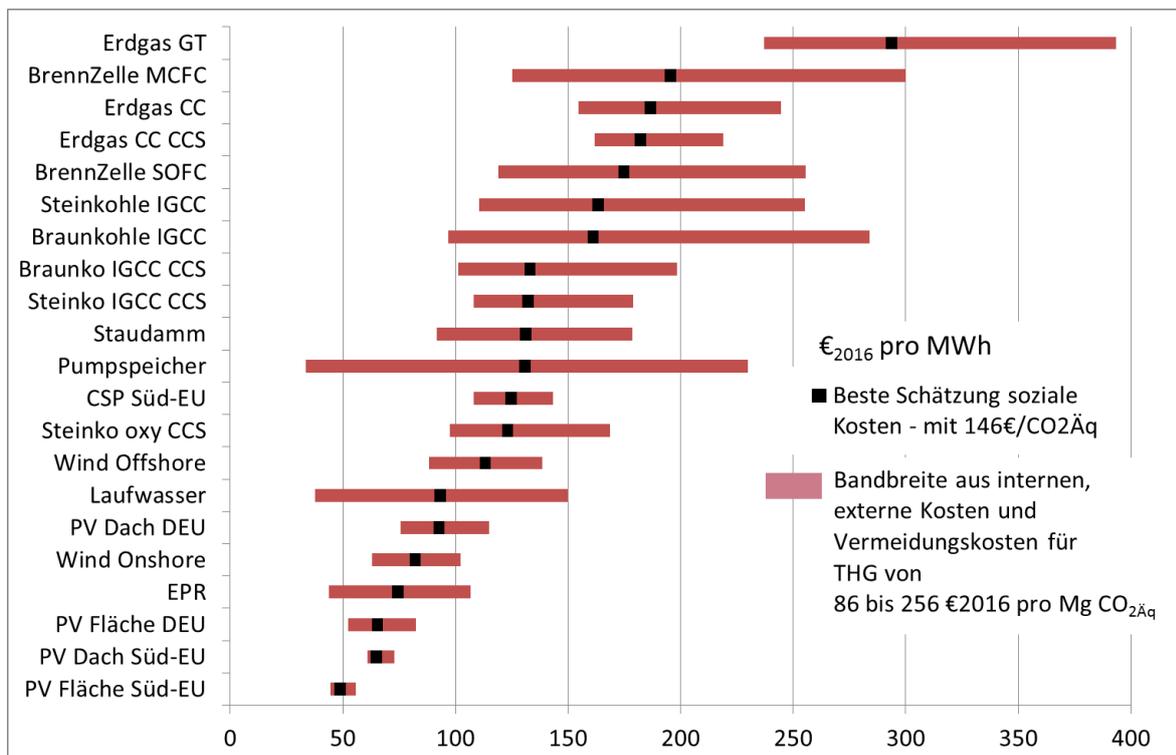


Abbildung 45: Bandbreite und „beste Schätzung“ der sozialen Kosten €₂₀₁₆ pro MWh

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

4.1. Schlussfolgerungen

Der Wirkungspfadansatz erlaubt es, bei der Bewertung von verschiedenen Stromerzeugungstechnologien nicht nur die Stromerzeugungskosten, sondern auch externe Effekte durch Umweltbelastungen zu berücksichtigen. Die ganzheitliche Bewertung berücksichtigt die drei Ziele:

- möglichst geringe Stromgestehungskosten, inkl. Kosten durch Unfälle und durch Backup-Technologien zur Gewährleistung der Versorgungssicherheit,
- Reduktion der Schäden durch Luftschadstoffe,
- Reduktion der Schäden durch Treibhausgase.

Dabei wird der gesamte Lebenszyklus der Technologien berücksichtigt. Somit werden auch Emissionen und Kosten berücksichtigt, die außerhalb von Deutschland entstehen. Die Emissionen sowohl beim Betrieb als auch bei den anderen Prozessen des Lebenszyklus von Kraftwerken können mittlerweile aus verfügbaren Datenbanken entnommen werden.

Da Emissionen unterschiedlicher Stoffe an verschiedenen Orten nicht direkt hinsichtlich ihrer Wirkung verglichen werden können, müssen die Schäden, die durch die verschiedenen Emissionen entstehen, abgeschätzt und anschließend durch Umrechnung in monetäre Werte vergleichbar und damit bewertbar gemacht werden.

Was konnte im Rahmen dieser Arbeit zur Verbesserung dieses Ansatzes beitragen werden?

Die Bewertung von Treibhausgasemissionen wurde auf Basis eines Vermeidungskostenansatzes durchgeführt. Die Annahmen zu den Kostensätzen konnten auch durch aktuelle Studien gestützt werden.

Die Berechnung der externen Kosten klassischer Luftschadstoffe wurde in mehreren Punkten weiterentwickelt und aktualisiert. Die externen Kosten sind vom Standort abhängig. Es wurden länderspezifische Werte in € pro Mg berechnet, die bei der Bewertung von Technologien eingesetzt werden können. Zum ersten Mal konnten Source-Rezeptor-Modelle aus Ergebnissen eines komplexen Chemie-Transport-Modells für die ganze Welt aufgestellt werden. Auch wenn die direkten Emissionen der klassischen Luftschadstoffe bei den modernen Kraftwerken, insbesondere mit CCS, sehr gering sind (siehe Abbildung 43) ist der Anteil an den sozialen Kosten erheblich.

Die genaue Lokalität aller Emissionen war bisher aus Sachbilanz-Datenbanken noch nicht ersichtlich. Die Bandbreite der globalen länderspezifischen Schadenskosten zeigt aber, dass für vorgelagerte Prozesse der Stromerzeugung genauere Berechnung angestellt werden sollten. Im Rahmen dieser Arbeit wurden räumliche Unterscheidungen nach den Lebenszyklusphasen: Herstellung, Betrieb, Brennstoffbereitstellung und Rückbau angewendet.

Zusätzlich wurde auch eine zeitliche Aufteilung der externen Kostenberechnung nach Lebenszyklusphasen umgesetzt. Dadurch konnten die externen Kosten entsprechend auf- oder abdiskontiert werden. Demgemäß konnten die externen Kosten der verschiedenen Technologien genauer berechnet werden. Der Unterschied für externe Kosten durch den Rückbau kann z. B. ca. 40% betragen.

Die Forschung zu Konzentrations-Wirkungsbeziehungen kann auf eine große Anzahl von Studien zurückgreifen. Dennoch sind eindeutige Aussagen schwierig. Die Konzentrations-

Wirkungsbeziehungen wurden nach aktuellen Empfehlungen der WHO aktualisiert. Zum ersten Mal wurden auch externe Kosten der direkten Wirkung von NO₂ berücksichtigt. Diese fallen bei der Berücksichtigung des Schwellenwertes von 20µg/m³ aber relativ niedrig aus, und tragen bei Emissionen in Deutschland nur etwa 1% zu den externen Kosten durch NO_x bei.

Toxische Spurenstoffe und Radionuklide tragen, dank der geringen Emissionen, nur zu einem sehr kleinen Teil zu den externen Kosten der Stromerzeugung bei.

Die externen Kosten durch energiebedingte schwere Unfälle und der potentielle Einfluss einer Risikoaversion wurden bei den sozialen Kosten berücksichtigt. Insbesondere die externen Kosten der Kernkraftwerke der sogenannten 2ten Generation würden sich bei einem Risikoaversionsfaktor von 100 um 40% erhöhen. Für neue Kernkraftwerke wie den EPR sollten daher neue probabilistischen Untersuchungen berücksichtigt werden.

Mit dem Zubau von Wind und PV werden der Ausgleich fluktuierender Stromerzeugung und die Backup-Kosten immer wichtiger. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Schätzungen der internen Kosten der Systemintegration von AGORA ENERGIEWENDE (2015) verwendet. In dieser Arbeit betragen diese Backup-Kosten in Deutschland bei PV ca. 40% und bei Wind ca. 25% der sozialen Kosten. Somit können die sozialen Kosten von Wind und PV höher sein als die internen Kosten von Strom aus Braun- und Steinkohle. Die Unsicherheiten zu den Backup-Kosten in der Zukunft nicht noch relativ große. Daher sollte dieses Thema in Zukunft genauer analysiert werden finden. Bis ca. 2038 kann Kohle sowie gegebenenfalls auch länger Erdgas als Backup zur Stromerzeugung genutzt werden. Wie die Ergebnisse zeigen, haben unter den getroffenen Annahmen und bei CO₂-Preisen von ca. 146€/Mg CO₂ in 2030 Kohle- und Erdgastechnologien mit CCS einen Kostenvorteil gegenüber den Kohle- und Erdgastechnologien ohne CCS. Danach können gegebenenfalls synthetisch Energieträger wie der sogenannte „grüne Wasserstoff“ oder der „türkiser Wasserstoff“ verwendet werden. Die Kostenabschätzungen hierzu sind abhängig vom technischen Fortschritt der Elektrolyseure. Nur wenn es tatsächlich gelingt die Kosten erheblich zu reduzieren kann die Verwendung von Wasserstoff zum Ausgleich von lagen Dunkelflauten sozialverträglich sein. Die Energiekosten zur Erzeugung von grünem Wasserstoff im Ausland und die zusätzlichen Transportkosten haben ebenfalls einen starken Einfluss. Wenn der Bedarf an Wasserstoff zur Erreichung der CO₂-Reduktionsziele aber größer ist als die Produktionskapazitäten in Deutschland, dann müssen gegebenenfalls auch höhere Preise in Kauf genommen werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden aus diesem Grund auch die sozialen Kosten von Power-to-Gas (P2G), insbesondere die elektrolytische Herstellung von Wasserstoff, und die direkt anschließende Rückverstromung eingeschätzt. Wasserstoff kann als Zwischenspeicher für Überangebote aus fluktuierender Stromerzeugung dienen. Unter den getroffenen Annahmen hat ein System aus PV und GuD-Gasturbine soziale Kosten von ca. 50 €/kWh. Bei sehr optimistischen Annahmen können die sozialen Kosten ca. 15 €/kWh betragen. Der Gesamtwirkungsgrad von Strom aus Windenergie über Elektrolyse von Wasserstoff und Methanisierung bis zur erneuten Gewinnung von Strom liegt bei ca. 40 Prozent (DENA 2015: 13). Ob diese Technologie zu tragbaren CO₂-Vermeidungskosten führt, konnte in dieser Arbeit nicht abschließend geklärt werden. Die Kosten scheinen jedenfalls noch relativ hoch zu bleiben. Das Konzept hat aber Potential für die Sektorenkopplung, d.h. als Ansatz zur THG-Vermeidung in den Bereichen Mobilität, Wärmeerzeugung und Industrie. Die vorhandene Erdgasinfrastruktur in Deutschland kann dies ermöglichen.

Die Konzepte zum P2G und die potentiellen Kombinationen sind sehr vielversprechend. Um wirtschaftlich zu sein, müssen aber die Wirkungsgrade der Energieumwandlung verbessert werden. Die Brennstoffzellen können in Zukunft hohe Wirkungsgrade erreichen, müssen aber wesentlich günstiger werden, um wirtschaftlich zu sein. Solarstrom in der Wüste Nordafrikas,

insbesondere aus Solarthermie und CSP, wird in Zukunft laut POPP (2011) eine Rolle spielen. Eine kleinere vielleicht bei der Versorgung Europas, aber eine wichtigere für die Entwicklung der MENA-Regionen. Die Produktion von H₂ oder LNG für den Export nach Europa wäre aber eine Möglichkeit.

Die Bandbreiten der sozialen Kosten in Abbildung 45 zeigen, dass die Überschneidungen noch relativ groß sind. Dies liegt nur zu einem geringen Anteil an den Unsicherheiten der externen Kosten der klassischen Luftschadstoffe. Die Bandbreite der sozialen Kosten wird durch die internen Kosten und durch die THG-Vermeidungskosten aufgespannt.

Im Vergleich zu früheren Einschätzungen der sozialen Kosten sind die internen Kosten von PV und Wind wesentlich niedriger. Somit ist auch nicht mehr von der Hand zu weisen, dass diese Technologien einen wichtigen Anteil an der Ausgestaltung des zukünftigen Stromerzeugungssystems, auch aus gesellschaftlicher Sicht, haben werden.

Die Wasserkraft-Technologien haben niedrige externe Kosten und können dazu beitragen, die Stromversorgung zu stabilisieren. Pumpspeicherkraftwerke haben relative hohe interne Kosten, aber sie sind unverzichtbar. Die dargestellte Bandbreite der internen Kosten in Abbildung 37 spiegelt die tatsächliche Bandbreite der Kosten an verschiedenen Standorten.

Die Rangfolge der fossilen Kraftwerke mit und ohne CCS kann sich durch die Annahmen der Bewertung der THG ändern.

PV, Windenergie, Wasserkraftwerke und Kernkraft in Form eines EPR weisen die geringsten sozialen Kosten auf. PV und Wind benötigen aber Backup-Kraftwerke, die externem Kosten sind aber sehr gering. Braunkohlekraftwerke mit CCS haben auch trotz ambitionierter Klimaschutzziele noch relativ geringe soziale Kosten. Die CCS-Technologie muss aber weiter erforscht werden und nutzbare CCS-Lagerstätten stoßen wahrscheinlich auf Akzeptanzprobleme. Der beschlossene Kohleausstieg verbietet einen Betrieb von Kohlekraftwerken in Deutschland nach 2038, Kernenergienutzung ist in Deutschland schon ab 2022 verboten, ein Neubau eines Kernkraftwerkes in Deutschland ist daher nicht möglich. In anderen Ländern und auch in unseren Nachbarländern werden diese Technologien weiter betrieben und neu gebaut. In der Schweiz wird über eine Laufzeitverlängerung der bestehenden Kernkraftwerke diskutiert, vgl. (NZZ 2019). Die Ergebnisse dieser Arbeit lassen die Schlussfolgerung zu, dass eine Laufzeitverlängerung von sicher funktionierenden Kernkraftwerken ebenso sinnvoll sein kann wie der Neubau in Form eines EPR. Insbesondere, wenn dadurch große Mengen THG-Emissionen günstig vermieden werden. Die Risikoaversion gegenüber sehr schwerwiegenden Unfällen sollte Beachtung finden, um Akzeptanz bei der Bevölkerung zu erreichen. Ein offen geführter Dialog, der Chancen und Risiken berücksichtigt, wäre wünschenswert.

Ein Energiesystem besteht aus einem breiten Technologiemarkt für die Strom- und Wärmeversorgung, und für den Verkehr. Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Methodik zur Bewertung solcher Technologien auf Energietechnologien für die Stromversorgung angewendet.

Die Einordnung der Technologien nach externen und sozialen Kosten ist hilfreich für die Diskussion über die Kompromisse zwischen Vor- und Nachteilen und den entsprechenden Anteilen der Technologien am zukünftigen Energiemix.

Durch die in dieser Arbeit eingearbeiteten Verbesserungen und neuen Erkenntnissen konnte die Methode und die Ergebnisse zu den sozialen Kosten der Stromerzeugung auf den neuesten Stand gebracht werden.

4.2. Ausblick

Der Ausblick auf die Umsetzung der Energiewende in Deutschland, Europa und dem Rest der Welt bleibt sehr spannend. Der Versuch, alle Nachhaltigkeitsziele bis 2030 zu erreichen, scheint sehr ambitioniert. Die Unsicherheit über die möglichen Folgen des Klimawandels zwingt zum Handeln. Die Folgen des Klimawandels, und die Fähigkeit sich daran anzupassen, sind räumlich ungleich verteilt. Langfristig wirken sich negative Folgen auf die Weltwirtschaft und die Ökosysteme aus und treffen somit dann auch die Regionen, die nicht direkt von Veränderungen wie beispielsweise dem Meeresspiegelanstieg, Desertifikation, Ausbreitung von bestimmten Krankheiten oder Wassermangel durch den Klimawandel betroffen sind.

Es muss daher auch darum gehen, einen offenen Dialog zwischen allen Interessengruppen zu führen, um klare, konsistente Ziele zu setzen, die weitestgehend akzeptiert und dann umgesetzt werden.

Um alle Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen (SDGs) als Ziele zu verfolgen, sollte eine globale Sichtweise eingenommen werden. Dadurch kann berücksichtigt werden, dass Ressourcen optimaler verteilt werden.

Die Investitionen in die Energiewende werden unterschiedlich gerechtfertigt. In dieser Arbeit wurden zur Bewertung von THG im Jahr 2030 146 €₂₀₁₆ pro Mg CO₂Äq als mittlerer Wert angesetzt. Tatsächlich ist das für viele Menschen sehr viel Geld.

Es gibt Interessenvertreter, die Deutschland in der Rolle der Innovationsführer sieht, mit der Aussicht, die Innovationen dann gewinnbringend an die Kunden in der ganzen Welt weiterzugeben. Andere Interessenvertreter sehen die Energie-Autarkie und Import-Unabhängigkeit als besonders wichtig an. Es gibt auch Interessenvertreter, die die Bändigung des Klimawandels zum Schutz der Menschen in besonders gefährdeten Gebieten betreiben wollen. Es stellt sich die Frage, ob die jeweiligen Ziele nicht kosteneffizienter erreicht werden können als durch strikte THG-Reduktionsziele in Deutschland. Es war nicht abzusehen, dass die Kosten für PV sich so schnell verändern würden. Dadurch besteht aber z. B. die Chance, zur Erreichung des SDG Ziel 7 „Bezahlbare und saubere Energie“ PV-Module dort hinzubringen, wo auf eine hohe Versorgungssicherheit vorerst noch verzichtet werden kann, aber Zugang zum Internet, zu Informationen, Bildung und etwas Licht in der Nacht sehr viel Wert ist.

Forschungs- und Verbesserungsbedarf bezüglich der bestehenden Methoden des Wirkungspfadansatzes besteht in den folgenden Punkten:

- Sachbilanz / LCI-Daten
Generell wäre es wünschenswert den Ort der Umwelteinwirkungen (insb. Schadstoffemissionen) möglichst genau zuordnen zu können. In der Zukunft wird die Lieferkette und Schadstoffemissionen außerhalb von Europa eine stärkere Rolle spielen. Die länderspezifischen externen Kosten Faktoren der Luftschadstoffe könnten dann sinnvoll eingesetzt werden.
- Die Modellierung der Luftqualitätsveränderung durch Luftschadstoffemissionen sollte räumlich und zeitlich (saisonal) höher aufgelöst werden, um Grenzwerte und Exposition besser berücksichtigen zu können.
- Kenntnisse der Konzentrations-Wirkungsbeziehungen können anhand von detaillierteren epidemiologischen Studien präzisiert und erweitert werden.

Verbesserungen sind prinzipiell möglich. Die Frage ist aber, ob sich Entscheidungen dadurch verändern werden. Der Anteil der THG ist im Vergleich zwischen konventionellen fossilen Technologien und fortschrittlichen erneuerbaren Technologien zurzeit der entscheidende Faktor. Die Bandbreite der Ergebnisse der Bewertung hängt aber nicht nur von den Ergebnissen der Klima-Modelle ab, sondern von den Bewertungskriterien (Diskontierung, equity weighting

etc). Hier müssen Ziele in einem partizipativen Prozess möglichst objektiv diskutiert und festgelegt werden.

Ausblick Richtung Ressourcen und soziale Nachhaltigkeit

Die Energiewende ist wichtig für die nachhaltige Entwicklung. Mit einer steigenden Nachfrage nach Technologien zur erneuerbaren Energieerzeugung ist mit zumindest zeitweiser Verknappung von Rohstoffen zu rechnen.

Forschungsbedarf zur weiteren Verbesserung der Berechnung der externen Kosten als Entscheidungsgrundlage lässt sich in mehrere Bereiche aufteilen.

Zum einen können die Unsicherheiten bei bereits vorhandenen Methoden verbessert werden.

Zum anderen muss der Blick weiter gehen in Richtung einer ganzheitlichen Nachhaltigkeitsanalyse, vgl. (GUINÉE 2016). Das Nachhaltigkeitsindikatoren-System von RÖSCH et al. (2018) und auch Lieferketten außerhalb von Deutschland sollten stärker berücksichtigen werden. Die Nachfrage nach Industriemetallen ist in den letzten 100 Jahren aufgrund der steigenden Weltbevölkerung und der wirtschaftlichen Entwicklung stark angestiegen, vgl. (SCHAFFARTZIK et al. 2014; PATIÑO DOUCE 2016). Die Gewinnung von mineralischen Rohstoffen ist dabei oftmals nicht nur mit erheblichen Auswirkungen auf die Natur und Umwelt verbunden, sondern führt in vielen Ländern zu sozialen Problemen, vgl. (GIERLINGER & KRAUSMANN 2012; POULTON et al. 2013; WIEDMANN et al. 2015). Ereignisse wie der Dambruch von Brumadinho, bei dem der Damm eines Rückhaltebeckens für Schlamm aus der Eisenerzgewinnung gebrochen war, sind mit verheerenden Umweltzerstörungen und vielen Todesopfern verbunden.

Wesentliche Treiber des Rohstoffbedarfs sind einerseits die wirtschaftliche Entwicklung in Schwellenländern und andererseits die technische Entwicklung in Zukunftstechnologien, die letztlich auch einen Beitrag zur Lösung des Klimawandels ermöglichen sollen. So erfordert die Energiewende große Mengen an Industriemetallen, wie etwa Kupfer, Kobalt, Platingruppenmetalle, Sondermetalle wie Indium, Tellur, Gallium und Germanium oder Seltene-Erden-Elemente, vgl. (ANGERER et al. 2016). Es ergeben sich viele Interdependenzen: Der Klimawandel wirkt sich einerseits physisch auf Rohstofflieferketten aus, insbesondere auf Fördermöglichkeiten und Transportrouten. Andererseits entsteht ein zunehmender Energiebedarf der Rohstoffgewinnung selbst und durch das weltweite Wirtschaftswachstum insgesamt. Die Vermeidungsstrategie, die erneuerbaren Energieträger auszuweiten, führt dabei zu einem steigenden Rohstoffbedarf, wobei die Rohstoffförderung wiederum mit massiven ökologischen und sozialen Problemen verbunden ist. In aller Regel fehlen umfassende Kosten-Nutzen-Analysen von nachhaltigeren Fördertechnologien und -verfahren des sogenannten Green Minings. Insbesondere die Darstellung der sozialen Kosten könnte die Vorteile dieser Verfahren unterstreichen und zu deren Durchsetzung beitragen. Nicht zuletzt sind hierdurch auch eine Reihe der SDGs betroffen.

5. Literaturverzeichnis

- AGEB, 2019: Bruttostromerzeugung in Deutschland ab 1990 nach Energieträgern, AG-Energiebilanzen e.V. (AGEB), Stand: März 2019, <https://www.ag-energiebilanzen.de/>.
- AGORA ENERGIEWENDE, 2014: Calculator of Levelized Cost of Electricity for Power Generation Technologies. This tool enables anybody interested to calculate the cost for electricity produced by different power generation technologies under different assumptions. Aufgerufen am 30.09.2019, <https://www.agora-energiewende.de/en/publications/calculator-of-levelized-cost-of-electricity-for-power-generation-technologies/>.
- AGORA ENERGIEWENDE, 2015: The Integration Cost of Wind and Solar Power. An Overview of the Debate on the Effects of Adding Wind and Solar Photovoltaic into Power Systems. 085/07-H-2015/EN. Revision 1.1.
- AGORA ENERGIEWENDE AND GUIDEHOUSE, 2021: Making renewable hydrogen cost-competitive Policy instruments for supporting green H₂.
- AGORAMETER, 2018: Darstellung der aktuellen Stromerzeugung, der Stromnachfrage, der Exporte und Importe sowie des Börsenstrompreises im Agorameter auf der Website. Aufgerufen am 25.09.2019, <https://www.agora-energiewende.de/service/agorameter/chart/matrix/01.01.2018/31.12.2018/>.
- ANGERER, G., BUCHHOLZ, P., GUTZMER, J., HAGELÜKEN, C., HERZIG, P. M., LITKE, R., THAUER, R. K., WELLMER, F.-W. & KRACKE, T., 2016: Rohstoffe für die Energieversorgung der Zukunft. Geologie - Märkte - Umwelteinflüsse ; Analyse. 2015. Aufl., 200 Seiten., München: Deutsche Akademie der Technikwissenschaften.
- ANTHOFF, D., 2007: Report on marginal external costs inventory of greenhouse gas emissions.
- ANTHOFF, D., ROSE, S., TOL, R. S. J. & WALDHOFF, S., 2011: Regional and Sectoral Estimates of the Social Cost of Carbon. An Application of FUND, Discussion Paper No. 2011-18 | June 21, 2011 | <http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2011-18>.
- ATKINSON, G., BRAATHEN, N. A., GROOM, B. & MOURATO, S., 2018: Cost-benefit analysis (CBA) and the environment. Further developments and policy use, 1454 S., Paris: OECD.
- ATKINSON, G. & MOURATO, S., 2015: Cost-Benefit Analysis (CBA) and the Environment (97).
- ATKINSON, R., 2000: Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric Environment* 34: 2063–2101.
- BABS, 2008: Risikoaversion. Entwicklung systematischer Instrumente zur Risiko- bzw. Sicherheitsbeurteilung Zusammenfassender Bericht 31. Oktober 2008.
- BACHMANN, T. M., 2014: Optimal Pollution: The Welfare Economic Approach to Correct Related Market Failures. In: Nriagu J.O. (Ed.) *Encyclopedia of Environmental Health*. 2nd edition. Elsevier, Burlington. 2014, pp. 264–274. Available at: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09382-9>.
- BACHMANN, T. M. & VAN DER KAMP, J., 2017: Expressing air pollution-induced health-related externalities in physical terms with the help of DALYs. *Environment international* 103: 39–50.
- BAUER, C., HECK, T., DONES, R., MAYER-SPOHN, O. & BLES, M., 2008: NEEDS Report RS1a D 7.2 Final report on technical data, costs and life cycle inventories of advanced fossil fuels.
- BAUER, C., S. HIRSCHBERG (EDS.), Y. BÄUERLE, S. BIOLLAZ, A. CALBRY-MUZYKA, B. COX, T. HECK, M. LEHNERT, A. MEIER, H.-M. PRASSER, W. SCHENLER, K. TREYER, F. VOGEL, H.C. WIECKERT, X. ZHANG, M. ZIMMERMANN, V. BURG, G. BOWMAN, M. ERNI, M. SAAR & M.Q. TRAN, 2017: Potentials, costs and environmental assessment of electricity generation technologies, 783 S.
- BHANDARI, R., TRUDEWIND, C. A. & ZAPP, P., 2014: Life cycle assessment of hydrogen production via electrolysis – a review. *Journal of Cleaner Production* 85: 151–163.

- BICKEL, P., FRIEDRICH, R., BURGESS, A., FAGIANI, P., HUNT, A., JONG, G. DE, LAIRD, J., LIEB, C., LINDBERG, G., MACKIE, P., NAVRUD, S., ODGAARD, T., RICCI, A., SHIRES, J. & TAVASSZY, L., 2004: HEATCO Deliverable 5 - Proposal for Harmonised Guidelines. . Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment.
- BLESL, M. & MAYER-SPOHN, O., 2007: CASES-Project: D.02.1 - Database on life cycle emissions for electricity generation technologies. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, (IER), Universitaet Stuttgart.
- BLESL, M., WISSEL, S. & FAHL, U., 2012: Stromerzeugung 2030 – mit welchen Kosten ist zu rechnen? *et – ENERGIEWIRTSCHAFTLICHE TAGESFRAGEN* 62 (10).
- BLESL, M., WISSEL, S. & MAYER-SPOHN, O., 2008: CASES-Project: D.4.1: Private costs of electricity and heat generation. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, (IER), Universitaet Stuttgart.
- BMU, 2016: Klimaschutzplan 2050. Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung, Berlin, https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzplan_2050_bf.pdf.
- BMU, 2018a: Die 2030-Agenda für Nachhaltige Entwicklung. Aufgerufen am 20.08.2019, <https://www.bmu.de/themen/nachhaltigkeit-internationales/nachhaltige-entwicklung/2030-agenda/>.
- BMU, 2018b: Umweltbewusstsein in Deutschland 2018. Broschüre | Nr. 10033.
- BMU, 2019: Eckpunkte für das Klimaschutzprogramm 2030 - Fassung nach Klimakabinett.
- BMWi, 2020: Nationales Reformprogramm 2020 - Die Nationale Wasserstoffstrategie. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi).
- BMWi, 2021: Wasserstoff: Schlüsselement für die Energiewende. Aufgerufen am 15.09.2021, <https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Dossier/wasserstoff.html>.
- BRANDES, J., HAUN, M., SENKPIEL, C., KOST, C., BETT, A. & HENNING, H.-M., 2020: WEGE ZU EINEM KLIMANEUTRALEN ENERGIESYSTEM 2050. Die deutsche Energiewende im Kontext gesellschaftlicher Verhaltensweisen – Update unter einer Zielvorgabe von 65% CO₂-Reduktion in 2030 und 100% in 2050.
- BRINK, B. TEN, 2000: Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy. A feasibility study. RIVM Report no. 402001014. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands.
- BRODE RW & WANG J, 1992: Users' Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Models Volumes I-III. EPA-450/4-92-008a. EPA-450/4-92-008b. EPA-450/4-92-008c. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711.
- BRÜNDLINGER, T., KÖNIG, J. E., FRANK, O., GRÜNDIG, D., JUGEL, C., KRAFT, P., KRIEGER, O., MISCHINGER, S., PREIN, P., SEIDL, H., SIEGEMUND, S., STOLTE, C., TEICHMANN, M., WILLKE, J. & WOLKE, M., 2018: dena-Leitstudie - Integrierte Energiewende - Impulse für die Gestaltung des Energiesystems bis 2050 - Ergebnisbericht und Handlungsempfehlungen., 52 S.
- BUCHANAN, J. M. & CRAIG S., 1962: Externality. *Economica* 29(116): 371-384.
- BUKOLD, S., 2020: Kurzstudie - Blauer Wasserstoff - Perspektiven und Grenzen eines neuen Technologiefades.
- BUNDESREGIERUNG, 2021: Klimaschutzgesetz 2021 - Generationenvertrag für das Klima - Gesetzesnovelle in Kraft getreten am 31. August 2021, <https://www.bundesregierung.de/breg-de/themen/klimaschutz/klimaschutzgesetz-2021-1913672>.
- CASES, 2006-2008: "Cost Assessment of Sustainable Energy Systems", EU Project No 518294 SES6, <http://www.feem-project.net/cases>.

- CHAFE, Z. A., BRAUER, M., KLIMONT, Z., VAN DINGENEN, R., MEHTA, S., RAO, S., RIAHI, K., DENTENER, F. & SMITH, K. R., 2014: Household cooking with solid fuels contributes to ambient PM_{2.5} air pollution and the burden of disease. *Environmental health perspectives* 122 (12): 1314–1320.
- CHEMIETECHNIK, 2019: ANLAGENBAU-GROSSPROJEK Atomkraftwerk Hinkley Point C wird 3 Mrd. Euro teurer. Aufgerufen am 04.10.2019, <https://www.chemietechnik.de/atomkraftwerk-hinkley-point-c-wird-3-mrd-euro-teurer/>.
- COMEAP, 2018: Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality A report by the Committee on the Medical Effects of Air Pollutants.
- CORINE, 1990: CORINE - Coordination of Information on the Environment, Corine land cover (CLC) 1990, European Environment Agency, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-1990-clc1990-and-corine-land-cover-changes-1975-1990-in-a-10-km-zone-around-the-coast-of-europe>.
- DEIMER, K., PÄTZOLD, M. & TOLKMITT, V., 2017: Ressourcenallokation, Wettbewerb und Umweltökonomie, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- DENA, 2015: Systemlösung Power to Gas. Chancen, Herausforderungen und Stellschrauben auf dem Weg zur Marktreife.
- DESAIGUES, B., AMI, D., HUTCHISON, M., RABL, A., CHILTON, S., METCALF, H., HUNT, A., ORTIZ, R., NAVRUD, S., KADERJAK, P., SZÁNTÓ, R., CORVINUS NIELSEN, J. S., JEANRENAUD, C., PELLEGRINI, S. MARKÉTA BRAUN KOHLOVÁ, SCASNY, M., MÁCA, V. U., J., STOECKEL, M.-E., BARTCZAK, A., MARKIEWICZ, O., RIERA, P. & FARRERAS, V., 2007: NEEDS project, FP6, Rs1b_D6.7, “Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution”, February 2007.
- DI VALDALBERO, D. R. & VALETTE, P., 2011: Environmental and Health Costs in the European Union. Policy-Making. In: Jerome O. Nriagu (Hrsg.): *Encyclopedia of Environmental Health*, <http://www.sciencedirect.com/science/referenceworks/9780444522726>. 315–326.
- DONG ENERGY, 2008: Final report on technical data, costs and life cycle inventories of offshore wind farms.
- DOUROS, I., TSEGAS, G. & NANERIS, C., 2007: Report on Sub-grid atmospheric dispersion models, NEEDS project, FP6, Rs1b_TP1.3 - Project no: 502687.
- DROSTE-FRANKE, B., HECK, T., KARNAHL, J., KREWITT, W., MALTHAN, D., MAYERHOFER, P., PATTERMANN, F., SCHMID, S., TRUKENMÜLLER, A., UNGERMANN, R., BICKEL, P. & FRIEDRICH, R., 2004: User's Manual EcoSense 4.0, 62 S., Stuttgart.
- EC, 1995: ExternE – Externalities of Energy Vol. 5 Nuclear, ISBN 92-827-5214-3. European Commission.
- EC, 2000: MITTEILUNG DER KOMMISSION die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips.
- EC, 2005: ExternE - Externalities of Energy - Methodology 2005 Update, 287 S.: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart, Germany. EUR 21951, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2005. ISBN 92-79-00423-9.
- EC, 2017: EU SDG Indicator Set. Indicators For Monitoring The Sustainable Development Goals (SDGs) in an EU Context; Global Indicator Framework after 2019 refinement. Final version of 28 April 2017 as agreed with Commission Services. EUROPEAN COMMISSION EUROSTAT Directorate E: Sectoral and Regional Statistics Unit E-2: Environmental statistics and accounts; sustainable development, <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/276524/7736915/EU-SDG-indicator-set-with-cover-note-170531.pdf>.
- ECONVENT, 2019: How to interpret the uncertainty fields in econvent? Aufgerufen am 01.09.2019, <https://www.econvent.org/support/faqs/methodology-of-econvent-3/how-to-interpret-the-uncertainty-fields-in-econvent.html>.

- EDF ENERGY, 2019: Hinkley-Point-C. Aufgerufen am 09.09.2019, <https://www.edfenergy.com/energy/nuclear-new-build-projects/hinkley-point-c>.
- EEA, 2018: Air quality in Europe — 2018 report. European Environment Agency (EEA). 978-92-9213-990-2.
- EEX, 2021: CO2 Spotmarkt. Aufgerufen am 14.09.2021, <https://www.eex.com/de/marktdaten/umweltprodukte/spotmarkt>.
- EIA, 2019: Energy Information Administration – EIA – Official Energy Statistics from the U.S. Government.
- EMEP, 2011: EMEP Definitions & Statistics used. Aufgerufen am 23.09.2019, <https://www.emep.int/mscw/definitions.pdf>.
- EROS, 2000: Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Global land cover characteristics data base (version 2.0). U.S. Geological Survey (USGS) in cooperation with UNEP/GRID Sioux Falls, vol 2004, University of Nebraska-Lincoln, Joint Research Centre of the European Commission.
- EU, 2006: Europäische Strategie für nachhaltige, wettbewerbsfähige und sichere Energie - Grünbuch. Amtsblatt der Europäischen Union C 317 E/876.
- EU, 2015: Amtsblatt der Europäischen Union. BESCHLUSS (EU) 2015/658 DER KOMMISSION vom 8. Oktober 2014 über die vom Vereinigten Königreich geplante staatliche Beihilfe SA.34947 (2013/C) (ex 2013/N) zugunsten des Kernkraftwerks Hinkley Point C. (Bekanntgegeben unter Aktenzeichen C(2014) 7142).
- EUROPEAN COMMISSION, 2010a: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010.
- EUROPEAN COMMISSION, 2010b: Introduction to LCA.
- EUROPEAN UNION, 2012: Consolidated version of The Treaty on the Functioning of the European Union.
- EXTERNE, 2005: External Costs of Energy. Aufgerufen am 01.09.2019, www.ExternE.Info.
- EYMANN, L., STUCKI, M., FÜRHOLZ, A. & KÖNIG, A., 2015: Ökobilanzierung von Schweizer Windenergie. Im Auftrag des Bundesamtes für Energie BFE, Bern, Schweiz.
- FANTKE, P., 2008: Parameterisation of the environmental fate and exposure assessment of WATSON. Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER). Technical Report, 48 S., Stuttgart.
- FINNVEDEN, G., 2000: On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5 (4): 229–238.
- FLEMSTRÖM, K., CARLSON, R. & ERIXON, M., 2004: Relationships between Life Cycle Assessment and Risk Assessment - Potentials and Obstacles.
- FRANKL, P., MENICHETTI, E. & RAUGEI, M., 2005: NEEDS Report RS1a, D 11.2, Final report on technical data, costs and life cycle inventories of PV applications.
- FRIEDRICH, R. & BICKEL, P., 2001: Environmental External Costs of Transport, 326 S., Berlin, Heidelberg: Springer.
- FRIEDRICH, R., KUHN, A., BESSAGNET, B., BLESLE, M., BRUCHOF, D., COWIE, H. & FANTKE, P., 2011a: Presentation of Methods and results of the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study. HEIMTSA 6th Framework Integrated Project GOCE-CT-2006-036913-2 and INTARESE 6th Framework Integrated Project 018385.
- FRIEDRICH, R., KUHN, A., BESSAGNET, B., BLESLE, M., BRUCHOF, D., COWIE, H., FANTKE, P., GERHARZ, L., GRELLIER, J., GUSEV, A., HAVERINEN-SHAUGHNESSY, U., VAN DEN HOUT, D., HURLEY, F., HUYNEN, M., KAMPPFMEYER, T., KARABELAS, A., KARAKITSIOS, S., KNOL, A., KOBER, T., KOLLANUS, V., KONTOROUPI, P., KUDER, R., KUGLER, U., LOH, M., MELEUX, F., MILLER, B., MÜLLER, W., NIKOLAKI, S., PANASIUK, D., PREISS, P., RINTALA, T., ROOS,

- J., ROUSTAN, Y., SALOMONS, E., SÁNCHEZ JIMÉNEZ, A., SARIGIANNIS, D., SCHENK, K., SHAFRIR, A., SHATALOV, V., SOLOMOU, E., THELOKE, J., THIRUCHITTAMPALAM, B., TORRAS ORTIZ, S., TRAVNIKOV, O., TSYRO, S., TUOMISTO, J., VINNEAU, D., WAGNER, S. & YANG, A., 2011b: "Methods and results of the Common Case Study", FP6 Eu-Project HEIMTSA and INTARESE, Deliverable D 5.3.1/2. Project number HEIMTSA: GOCE-CT-2006-036913-2. Project number INTARESE: 018385.
- FRISCHKNECHT, R., 2008: NEEDS - LCA database content, LCI data V1.1 (13.01.2009) - with 440ppm-mix. NEEDS project, Rs1a_D5.2 - Project no: 502687. ESU-services.
- FRISCHKNECHT, R., PFISTER, S., BUNSEN, J., HAAS, A., KÄNZIG, J., KILGA, M., LANSCH, J., MARGNI, M., MUTEL, C., REINHARD, J., STOLZ, P., VAN ZELM, R., VIEIRA, M. & WERNET, G., 2019: Regionalization in LCA: current status in concepts, software and databases—69th LCA forum, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, 13 September, 2018. *Int J Life Cycle Assess* 24 (2): 364–369.
- GCP, 2019: CO₂ emissions—global and regional trend CO₂ emissions by fuel type, World, <https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>; <http://www.globalcarbonproject.org/carbonbudget>; https://cdiac.ess-dive.lbl.gov/trends/emis/meth_reg.html.
- GEISSMANN, T. & FILIPPINI, M., 2014: Kostenstruktur der Schweizer Wasserkraft. Bundesamt für Energie BFE.
- GENIUS, W., 2016: Grüne Bilanzierung - Internalisierung von Umwelt- und Gesundheitsschäden im Rahmen der Input-Output-Rechnung, Universitätsbibliothek der Universität Stuttgart. Dissertation.
- GERBERT, P., HERHOLD, P., BURCHARDT, J., SCHÖNBERGER, S., RECHENMACHER, F., KIRCHNER, A., KEMMLER, A. & WÜNSCH, M., 2018: Klimapfade für Deutschland, 286 S., München: BCG The Boston Consulting Group.
- GIERLINGER, S. & KRAUSMANN, F., 2012: The Physical Economy of the United States of America. *Journal of Industrial Ecology* 16 (3): 365–377.
- GOEDKOOP, M. & SPRIENSMA, R., 2001: The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. 22 June 2001 Third edition.
- GOERMER, M., LEHMANN, A. & FINKBEINER, M., 2019: Life-LCA: assessing the environmental impacts of a human being—challenges and perspectives. *Int J Life Cycle Assess*.
- GÖTZ, M., LEFEBVRE, J., MÖRS, F., MCDANIEL KOCH, A., GRAF, F., BAJOHR, S., REIMERT, R. & KOLB, T., 2016: Renewable Power-to-Gas: A technological and economic review. *Renewable Energy* 85: 1371–1390.
- GOYMANN, M., 2011: Die Erstellung von Ökobilanzen und Umweltproduktdeklarationen (EPDs) für Bauprodukte in der Praxis. Zweite Fachtagung Nachhaltiges Bauen, 25. Mai 2011. PE International.
- GRS, 2019: Europäischer Druckwasserreaktor (EPR). Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) gGmbH. Aufgerufen am 04.10.2019, <https://www.grs.de/content/begriff-der-woche-epr>.
- GUINÉE, J., 2016: Life Cycle Sustainability Assessment: What Is It and What Are Its Challenges? In: Clift, R. & Druckman, A. (Hrsg.): Taking Stock of Industrial Ecology. 45–68, Cham: Springer International Publishing.
- HELLWEG, S., HOFSTETTER, T. B. & HUNGERBÜHLER, K., 2003: Discounting and the Environment. Should Current Impacts be Weighted Differently than Impacts Harming Future Generations? *International Journal of Life Cycle Assessment* 8: 8–18.
- HÉROUX, M.-E., ANDERSON, H. R., ATKINSON, R., BRUNEKREEF, B., COHEN, A., FORASTIERE, F., HURLEY, F., KATSOUYANNI, K., KREWSKI, D., KRZYZANOWSKI, M., KÜNZLI, N., MILLS, I., QUEROL, X., OSTRO, B. & WALTON, H., 2015: Quantifying the health impacts of ambient

- air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. *International journal of public health* 60 (5): 619–627.
- HERTWICH, E. G. & PETERS, G. P., 2009: Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 43 (16): 6414–6420.
- HITZENBERGER, R. & TURSIC, J., 2008: FINAL REPORT, COST 633, Particulate Matter – Properties Related to Health Effects.
- HOFSTETTER, P., 1998: Perspectives in life cycle impact assessment, a structured approach to combine models of the Technosphere, Ecosphere and Valuesphere: Springer Verlag GmbH.
- HOHMEYER, O., 1989: Soziale Kosten des Energieverbrauchs, 2. Auflage, Berlin, Heidelberg.
- HOLLAND, M., 2014a: Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package - Version 2, Corresponding to IIASA TSAP Report 11, Version 2a.
- HOLLAND, M., 2014b: Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work". EMRC, UK, p. 54. Online available at: Holland, M. (2014b), "Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work.
- HOPE, C., 2006: The marginal impact of CO₂ from PAGE2002. An integrated assessment model incorporating the IPCC's five reasons for concern. *Integrated Assessment* 6.
- HUIJNEN, V., WILLIAMS, J. E., VAN WEELE, M., VAN NOIJE, T. P. C., KROL, M. C., DENTENER, F., SEGERS, A., HOUWELING, S., PETERS, W., DE LAAT, A. T. J., BOERSMA, K. F., BERGAMASCHI, P., VAN VELTHOVEN, P. F. J., LE SAGER, P., ESKES, H. J., ALKEMADE, F., SCHEELE, M. P., NEDELEC, P. & PÄTZ, H. W., 2010: The global chemistry transport model TM5. description and evaluation of the tropospheric chemistry version 3.0. *Geosci. Model Dev. Discuss.* 3 (3): 1009–1087.
- HUMBERT, S., MARSHALL, J. D., SHAKED, S., SPADARO, J. V., NISHIOKA, Y., PREISS, P., MCKONE, T. E., HORVATH, A. & JOLLIET, O., 2011: Intake Fraction for Particulate Matter. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment. *Environmental science & technology* 45 (11): 4808–4816.
- HURLEY, F., HUNT, A., COWIE, H., HOLLAND, M., MILLER, B., PYE, S. & PAUL, W., 2005: Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment, 149 S.
- ICRP, 2007: Die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) von 2007 ICRP-Veröffentlichung 103 Verabschiedet im März 2007 Veröffentlichungen der Internationalen Strahlenschutzkommission Deutsche Ausgabe herausgegeben vom Bundesamt für Strahlenschutz.
- ICRP 60, 1991: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 60. Annals of the ICRP Volume 21/1-3. International Commission on Radiological Protection.
- IEA, 2006: Energy Technology Perspectives - Scenarios & Strategies to 2050.
- IEA, 2019: Global Energy & CO₂ Status Report. Electricity generation mix 2018. The latest trends in energy and emissions in 2018., <https://www.iea.org/geco/electricity/>.
- IEHIAS, 2011: Integrated Environmental Health Impact Assessment System. INTARESE (Integrated Assessment of Health Risks of Environmental Stressors in Europe) / HEIMTSA (Health and environment integrated methodology and toolbox for scenario assessment). Aufgerufen am 15.07.2019, www.integrated-assessment.eu.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IRENA, 2020: Green Hydrogen Cost Reduction: Scaling up Electrolysers to Meet the 1.5°C Climate Goal, International Renewable Energy Agency, Abu Dhabi.

- ISO 14007, 2018: Entwurf - Umweltmanagement – Leitlinien zur Bestimmung von Umweltkosten und -nutzen (ISO/DIS 14007:2018). ICS 13.020.20; Ausgabedatum: 2018-10-00.
- ISO 14008, 2019: ISO 14008:2019 - Monetary valuation of environmental impacts and related environmental aspects.
- ISO 14040, 2006: Environmental management -- Life cycle assessment -- Principles and framework.
- ISO 14044, 2006: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen.
- ISO 14044, 2018: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.
- JERRETT, M., BURNETT, R. T., POPE, C. A., III, ITO, K., THURSTON, G., KREWSKI, D. & ET AL., 2009: Long-term ozone exposure and mortality. *N Engl J Med* 360. 1085–1095.
- JRC-IES, 2010: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010, 1 online resource (394, Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- JRC-IES, 2011: ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment (LCIA) in the European context - first edition - based on existing environmental impact assessment models and factors, EUR24571 EN - 2011.
- KATARISK, 2002: Katastrophen und Notlagen in der Schweiz. Eine Risikobeurteilung aus Sicht des Bevölkerungsschutzes.
- KITOUS, A., KERAMIDAS, K., VANDYCK, T., SAVEYN, B., VAN DINGENEN, R., SPADARO, J. V. & HOLLAND, M., 2017: Global energy and climate outlook 2017. How climate policies improve air quality global energy trends and ancillary benefits of the Paris Agreement, 1151 S., Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- KOBER, T., BAUER, C., BACH, C., BEUSE, M., GEORGES, G., HELD, M., HESELHAUS, S., KORBA, P., KÜNG, L., MALHOTRA, A., MOEBUS, S., PARRA, D., ROTH, J., RÜDISÜLI, M., SCHILDHAUER, T. J., SCHMIDT, T. J., SCHMIDT, T. S., SCHREIBER, M., SEGUNDO SEVILLA, F. R., STEFFEN, B. & TESKE, S. L., 2019: Perspectives of Power-to-X technologies in Switzerland: A White Paper.
- KOELLNER, T., 2001: Land use in product life cycles and its consequences for ecosystem quality.
- KOJ, J. C., WULF, C., LINSSEN, J., SCHREIBER, A. & ZAPP, P., 2018: Utilisation of excess electricity in different Power-to-Transport chains and their environmental assessment. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 64: 23–35.
- KONSTANTIN, P., 2013: Praxisbuch Energiewirtschaft, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- KONSTANTIN, P., 2017: Praxisbuch Energiewirtschaft. Energieumwandlung, -transport und -beschaffung, Übertragungsnetzausbau und Kernenergieausstieg. 4. Aufl., 1590 S., Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- KOPERNIKUS-PROJEKT, 2018: 1. Roadmap des Kopernikus-Projektes „Power-to-X“: Flexible Nutzung erneuerbarer Ressourcen (P2X) OPTIONEN FÜR EIN NACHHALTIGES ENERGIESYSTEM MIT POWER-TO-X TECHNOLOGIEN. Kopernikus-Projekt „Power-to-X“ FKZ: 03SFK2WO (DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V.), 168 S.
- KOST, C., SHAMMUGAM, S., JÜLCH, V., NGUYEN HUYEN-TRAN & SCHLEGL, T., 2018: Stromgestehungskosten erneuerbare Energien, März 2018, 44 S.
- KREWITT, W., TRUKENMÜLLER, A., BACHMANN, T. M. & HECK, T., 2001: Country-specific Damage Factors for Air Pollutants. A Step Towards Site Dependent Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 6 (4): 199–210.

- KROL, M., HOUWELING, S., BREGMAN, B., VAN DEN BROEK, M., SEGERS, A., VAN VELTHOVEN, P., PETERS, W., DENTENER, F. & BERGAMASCHI, P., 2005: The two-way nested global chemistry-transport zoom model TM5. algorithm and applications. *Atmos. Chem. Phys.* 5 (2): 417–432.
- KRUPNICK, A. J. & BURTRAW, D., 1996: The social costs of electricity. *Resource and Energy Economics* 18 (4): 423–466.
- KUIK, O., BRANDER, L., NIKITINA, N., NAVRUD, S., MAGNUSSEN, K. & FALL, E. H., 2008: Report on the monetary valuation of energy related impacts on land use changes, acidification, eutrophication, visual intrusion and climate change.
- KUIK, O., BRANDER, L. & TOL, R. S., 2009: Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis. *Energy Policy* 37 (4): 1395–1403.
- LAMARQUE, J.-F., BOND, T. C., EYRING, V., GRANIER, C., HEIL, A., KLIMONT, Z., LEE, D., LIOUSSE, C., MIEVILLE, A., OWEN, B., SCHULTZ, M. G., SHINDELL, D., SMITH, S. J., STEHFEST, E., VAN AARDENNE, J., COOPER, O. R., KAINUMA, M., MAHOWALD, N., MCCONNELL, J. R., NAIK, V., RIAHI, K. & VAN VUUREN, D. P., 2010: Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application. *Atmos. Chem. Phys.* 10 (15): 7017–7039.
- LC-IMPACT, 2009-2013: "Development and application of environmental Life Cycle Impact assessment Methods for imProved sustAinability Characterisation of Technologies". EU-Project, FP7, Project number. 243827 FP7-ENV-2009-1, <http://www.lc-impact.eu>.
- LIMPERT, E., STAHEL, W. A. & ABBT, M., 2001: Log-normal Distributions across the Sciences: Keys and Clues. *Atmospheric Environment* 35 (5): 341.
- MAACK, M., 2008: NEEDS - RS1a D 8.2 Final report on technical data, costs and life cycle inventories of hydrogen technologies.
- MARKANDYA, A., BIGANO, A. & PORCHIA, R. (Hrsg.), 2010: "The Social Cost of Electricity. Scenarios and Policy Implications", Cheltenham, UK, Northampton, MA, USA: Edward Elgar Publishing Ltd.
- MARSHALL, J. D., TEOH, S. & NAZAROFF, W. W., 2005: Intake fraction of nonreactive vehicle emissions in US urban areas. *Atmospheric Environment* 39: 1363–1371.
- MCC, 2019: That's how fast the carbon clock is ticking. Mercator Research Institute on Global Commons and Climate Change (MCC) gGmbH. Aufgerufen am 26.09.2019, <https://www.mcc-berlin.net/en/research/co2-budget.html>.
- MCKINSEY & COMPANY, 2010: Impact of the Financial Crisis on Carbon Economics: Version 2.1 of the Global Greenhouse Gas Abatement Cost Curve.
- METHODEX, 2004-2006: Methods and data on environmental and health externalities - harmonising and sharing of operational estimates, <http://www.methodex.org/news.htm>.
- METHODEX, 2007: BeTa Benefits Table Database Estimates of the marginal external costs of air pollution in Europe.
- MITTELSTAEDT, J. D., SHULTZ, C. J., KILBOURNE, W. E. & PETERSON, M., 2014: Sustainability as Megatrend. *Journal of Macromarketing* 34 (3): 253–264.
- MÜLLER, W., PREISS, P., KLOTZ, V. & FRIEDRICH, R., 2010: "External cost values to be applied in the EE SUT framework"; Deliverable DIII.1.b.-2, EXIOPOL Project, FP 6, Project N. 037033; Institute for Energy Economics and the Rational Use of Energy, University of Stuttgart.
- MURRAY, C., 1994: Global burden of disease - Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. WHO Bulletin OMS. Vol 72 1994, <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2486718/pdf/bullwho00414-0105.pdf>.
- MUTEL, C., LIAO, X., PATOULLARD, L., BARE, J., FANTKE, P., FRISCHKNECHT, R., HAUSCHILD, M., JOLLIET, O., MAIA DE SOUZA, D., LAURENT, A., PFISTER, S. & VERONES, F., 2019: Overview and recommendations for regionalized life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 24 (5): 856–865.

- NEEDS, 2004-2009: "New Energy Externalities Developments for Sustainability", FP6, Project no. 502687, <http://www.needs-project.org>; <http://www.needs-project.org/needswebdb/background.php>.
- NELLTHORP, J., SANSOM, T., BICKEL, P., DOLL, C. & LINDBERG, G., 2001: Valuation Conventions for UNITE, Deliverable 5. UNIFICATION of accounts and marginal costs for Transport Efficiency. Contract: 1999-AM.11157.
- NEUBÄUMER, R., HEWEL, B. & LENK, T. (Hrsg.), 2017: Volkswirtschaftslehre. Volkswirtschaftslehre Grundlagen der Volkswirtschaftstheorie und Volkswirtschaftspolitik, 676 S. 6. Aufl., Wiesbaden: Springer Gabler.
- NEWEXT, 2001-2003: "New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies", FP7, (NNE5-2000-00045), <http://www.ier.uni-stuttgart.de/forschung/projektwebsites/newext>.
- NEWEXT, 2004: Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD) - NewExt - New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies, 333 S.
- NORDHAUS, W. D., 1992: The 'DICE' Model. Background and Structure of a Dynamic Integrated Climate-Economy Model of the Economics of Global Warming.
- NRC, 2010: Hidden costs of energy. Unpriced consequences of energy production and use, 473 S., Washington, D.C: National Academies Press.
- NZZ, 2019: Kernkraftwerke sollen 60 Jahre laufen. Neue Zürcher Zeitung. Artikel in Neue Zürcher Zeitung, Helmut Stalder, 2.10.2019. Aufgerufen am 02.10.2019, https://www.nzz.ch/schweiz/kernkraftwerke-sollen-60-jahre-laufen-ld.1512560?mktcid=nled&mktcval=107_2019--10-02&kid=n1107_2019-10-1.
- OECD, 2018: The Full Costs of Electricity Provision. NEA Nuclear Technology Development and Economics. NEA No. 7298. NUCLEAR ENERGY AGENCY ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 216 S.
- OTT, W., FRISCHKNECHT, R., BAUR, M., KAUFMANN, Y. & STEINER, R., 2006: Assessment of biodiversity losses. NEEDS project, FP6, Rs1b D4.2 WP4 - Project no: 502687, Stuttgart.
- PARRA, D., ZHANG, X., BAUER, C. & PATEL, M. K., 2017: An integrated techno-economic and life cycle environmental assessment of power-to-gas systems. *Applied Energy* 193: 440–454.
- PATIÑO DOUCE, A. E., 2016: Metallic Mineral Resources in the Twenty-First Century. I. Historical Extraction Trends and Expected Demand. *Nat Resour Res* 25 (1): 71–90.
- PERDUS, 2016: Saharastaub: verlässliche Leistungsprognosen für die Photovoltaik (2016-2020). Aufgerufen am 04.09.2019, https://www.kit.edu/kit/pi_2016_103_saharastaub-verlaessliche-leistungsprognosen-fuer-die-photovoltaik.php.
- POPE, C. A., BURNETT, R. T., KREWSKI, D., JERRETT, M., SHI, Y., E. E. CALLE & THUN, M. J., 2009: Cardiovascular Mortality and Exposure to Airborne Fine Particulate Matter and Cigarette Smoke. Shape of the Exposure-Response Relationship. *Circulation - Journal of the American Heart Association*.
- POPP, M., 2011: Solarstrom aus der Wüste für Mitteleuropa – ist das realistisch. *www.Energie-Fakten.de*.
- POULTON, M. M., JAGERS, S. C., LINDE, S., VAN ZYL, D., DANIELSON, L. J. & MATTI, S., 2013: State of the World's Nonfuel Mineral Resources: Supply, Demand, and Socio-Institutional Fundamentals. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 38 (1): 345–371.
- PRADHAN, P., COSTA, L., RYBSKI, D., LUCHT, W. & KROPP, J. P., 2017: A Systematic Study of Sustainable Development Goal (SDG) Interactions. *Earth's Future* 5 (11): 1169–1179.
- PREGGER, T., 2006: Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. @Stuttgart, Univ., Diss., 2006, Stuttgart, <https://edocs.tib.eu/files/e01dd01/557259398.pdf>.

- PREISS, P., 2001: Risk Perception. Diplomarbeit. IER-Diplom- und Studienarbeiten Band 0360. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Stuttgart 2001, Universität Stuttgart.
- PREISS, P., 2014: Externality Research. In: Janet E., M. & Mikael Skou, A. (Hrsg.): Handbook of Research on Environmental Taxation. ISBN: 978 1 78471 759 9.
- PREISS, P., 2015: "Photochemical Ozone Formation", Chapter 7 in Hauschild, M.Z., 2015. Life Cycle Impact Assessment. Springer, Dordrecht. p. Online-Resource (X, 339 p. 346 illus., 320 illus. in color, online resource). In: Hauschild, M. Z. & Huijbregts, M. A. J. (Hrsg.): Life Cycle Impact Assessment. Online-Ressource (X, 339 p. 46 illus., 20 illus. in color, online resource) (Mary Ann Curran Walter Klöpffer).
- PREISS, P., FRIEDRICH, R. & KLOTZ, V., 2008: Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data, NEEDS project, FP6, Rs3a_D1.1 - Project no 502687.
- PREISS, P. & KLOTZ, V., 2008: Revised Description of the Updated and Extended Tool EcoSenseWeb for the Detailed Site-dependent Assessment of External Costs (<http://EcoSenseWeb.ier.uni-stuttgart.de/>), NEEDS project, FP6, Rs1b_D7.1 - Project no: 502687, Stuttgart.
- PREISS, P., KOUNINA, A., TORRAS, S., ROOS, J., VAN DINGENEN, R., HUMBERT, S., JOLLIET, O., DENTENER, F. & FRIEDRICH, R., 2012a: Recommended assessment framework, method and characterisation factors for human health impacts of fine particulate matter formation: phase 2 (report, model and factors), Deliverable number: D3.4 LC-IMPACT, Project number: 243827 FP7-ENV-2009-1.
- PREISS, P., MÜLLER, W., TORRAS, S., KUHN, A. & FRIEDRICH, R., 2012b: Projekt-Bericht zur UBA Methodenkonvention 2.0, Umweltbundesamt FKZ 3708 14 101. Schätzung Externer Umweltkosten und Vorschläge zur Kosteninternalisierung in ausgewählten Politikfeldern - unveröffentlichtes Sachstandspapier zu den klassischen Luftschadstoffen, 30.Mai 2012.
- PREISS, P., ROOS, J., VAN DINGENEN, R., DENTENER, F. & FRIEDRICH, R., 2012c: "Photochemical ozone formation and effects on human health" in Project report, LC-IMPACT D3.5, FP7, Project Number 243827 FP7-ENV-2009-1, LC-IMPACT (Development and application of environmental Life Cycle Impact assessment. Methods for improved sustainability Characterisation of Technologies).
- PREISS, P., WISSEL, S., FAHL, U., FRIEDRICH, R. & VOSS, 2013: Die Risiken der Kernenergie in Deutschland im Vergleich mit Risiken anderer Stromerzeugungstechnologien. IER - Bericht Nr. 11.
- PSI, 2005: Schwere Unfälle im Energiebereich. in Energie-Spiegel NR. 13 / MAI 2005, <https://doi.org/10.3929/ethz-a-002092999>.
- PUTAUD, J.-P., RAES, F., VAN DINGENEN, R., BRÜGGEMANN, E., FACCHINI, M.-C., DECESARI, S., FUZZI, S., GEHRIG, R., HÜGLIN, C., LAJ, P., LORBEER, G., MAENHAUT, W., MIHALOPOULOS, N., MÜLLER, K., QUEROL, X., RODRIGUEZ, S., SCHNEIDER, J., SPINDLER, G., BRINK, H. T., TORSETH, K. & WIEDENSOHLER, A., 2004: A European aerosol phenomenology 2. chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38 (16): 2579–2595.
- RABL, A., 2006: Report on the methodology for the implementation of the precautionary principle.
- RAM, M., BOGDANOV, D., AGHAHOSSEINI, A., GULAGI, A., OYEWU, A. S., CHILD, M., CALDERA, U., SADOVSKAIA, K. & FARFAN, J., 2019: Global Energy System based on 100% Renewable Energy – Power, Heat, Transport and Desalination Sectors. Study by Lappeenranta University of Technology and Energy Watch Group, Lappeenranta, Berlin, March 2019.
- RAO, S., CHIRKOV, V., DENTENER, F., VAN DINGENEN, R., PACHAURI, S., PUROHIT, P., AMANN, M., HEYES, C., KINNEY, P., KOLP, P., KLIMONT, Z., RIAHI, K. & SCHÖEPP, W., 2012: Environmental Modeling and Methods for Estimation of the Global Health Impacts of Air Pollution. *Environ Model Assess* 17 (6): 613–622.

- REEEM 2016-2019: REEEM - Role of technologies in an energy efficient economy – model based analysis policy measures and transformation pathways to a sustainable energy system. Project has received funding from the European Union’s Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 691739.
- RENN, O., 2004: Perception of Risks. *The Geneva Papers on Risk and Insurance - Issues and Practice* 29 (1): 102–114.
- RENN, O., 2011: Wissen und Moral – Stadien der Risikowahrnehmung. Aus Politik und Zeitgeschichte, 61. Jahrgang · 46–47/2011 · 14. November 2011.
- RENN, O. & ROHRMANN, B., 2000: Cross-Cultural Risk Perception. A Survey of Empirical Studies, 241 S., Boston, MA: Springer.
- ROOS, J., 2017: Ermittlung und Bewertung von vermiedenen Gesundheitsschäden im Rahmen der Technikbewertung, Universitätsbibliothek der Universität Stuttgart. Dissertation.
- RÖSCH, C., BRÄUTIGAM, K.-R., KOPFMÜLLER, J., STELZER, V. & FRICKE, A., 2018: Sustainability assessment of the German energy transition. *Energ Sustain Soc* 8 (1): 1.
- SCHAFFARTZIK, A., MAYER, A., GINGRICH, S., EISENMENGER, N., LOY, C. & KRAUSMANN, F., 2014: The global metabolic transition: Regional patterns and trends of global material flows, 1950–2010. *Global Environmental Change* 26: 87–97.
- SCHMID, D.: Externe Kosten Faktoren für NOx durch direkte Wirkung von NO2. E-Mail vom 26.08.2019.
- SCHWERMER, S., PREISS, P. & MÜLLER, W., 2012: Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom -und Wärmeerzeugung, Anhang B der „Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten“.
- SEDAC, 2007: Gridded Population of the World, version 3 (GPWv3), Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University; and Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). 2005. Gridded Population of the World Version 3 (GPWv3). Palisades, NY: Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC), Columbia University. Aufgerufen am Feb 2007.
- SELLKE, P. & RENN, O., 2011: Risiko-Governance in einer komplexen Welt. In: Groß, M. (Hrsg.): Handbuch Umweltsoziologie. 503–528, Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- SHAMMUGAM, S.: LCOE aus (KOST et al. 2018) ohne CO2 Preise. E-Mail vom 30.08.2019.
- SLEESWIJK, A. W., 2010: Regional LCA in a global perspective. A basis for spatially differentiated environmental life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 16 (2): 106–112.
- SLOVIC, P., FISCHHOFF, B. & LICHTENSTEIN, S., 1979: Rating The Risks. *Environment; Apr79, Vol. 21 Issue 3, p14*.
- SLOVIC, P., FISCHHOFF, B. & LICHTENSTEIN, S., 1982: Why Study Risk Perception? *Risk Analysis* 2 (2): 83–93.
- SMEETS, E. & WETERINGS, R., 1999: Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No. 25. European Environment Agency, Copenhagen. 19 pp., 19 S.
- SONNEMANN, G., 2002: Environmental Damage Estimations In Industrial Process Chains, Universität Rovira i Virgili.
- SPADARO, J. & RABL, A., 2007: Report on the methodology for the consideration of uncertainties.
- SPADARO, J. V. & RABL, A., 2008a: Final report on the Uncertainty of the Transfer/Generalization of ExternE Results.
- SPADARO, J. V. & RABL, A., 2008b: Global Health Impacts and Costs Due to Mercury Emissions. *Risk Analysis* 28 (3).
- STERCHELE, P., BRANDES, J., HEILIG, J., WREDE, D., KOST, C., SCHLEGL, T., BETT, A. & HENNING, H.-M., 2020: Studie: Wege zu einem klimaneutralen Energiesystem - Die deutsche Energiewende im Kontext gesellschaftlicher Verhaltensweisen.

- TARRASÓN, L., 2009a: Report on deliveries of source-receptor matrices with the regional EMEP Unified model, NEEDS project, FP6, Rs1b_TP1.2 - Project no. 502687.
- TARRASÓN, L., 2009b: Report on methodology to account for non-linearity of impacts depending on different background emission scenarios.
- TORFS, R., HURLEY, F., MILLER, B. & RABL, A., 2007: A set of concentration-response functions, NEEDS project, FP6, Rs1b_D3.7 - Project no. 502687.
- TORRAS ORTIZ, S., 2011: A hybrid dispersion modelling approach for quantifying and assessing air quality in Germany with focus on urban background and kerbside concentrations, Stuttgart, Universität.
- U.S. EPA, 2016: Integrated Science Assessment (ISA) For Oxides Of Nitrogen – Health Criteria (Final Report, 2016). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-15/068, 2016.
- UBA, 2007: Ökonomische Bewertung von Umweltschäden - Methodenkonvention zur Schätzung externer Umweltkosten.
- UBA, 2013a: Kyoto-Protokoll. Aufgerufen am 02.08.2019, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/internationale-eu-klimapolitik/kyoto-protokoll#textpart-1>.
- UBA, 2013b: Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten.
- UBA, 2018a: Klimarahmenkonvention. Umweltbundesamt. Aufgerufen am 01.07.2019, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/klimarahmenkonvention>.
- UBA, 2018b: Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten - Methodische Grundlagen.
- UBA, 2019a: Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten – Kostensätze.
- UBA, 2019b: Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen seit 1990, Emissionsentwicklung 1990 bis 2017 (Stand 02/2019).
- UBA, 2019c: Tab: Emissionen ausgewählter Luftschadstoffe nach Quellkategorien. Aufgerufen am 10.08.2019, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/luft/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland>.
- UNECE, 2019: Air pollution and health. Aufgerufen am 12.08.2019, <https://www.unece.org/environmental-policy/conventions/envlrapwelcome/cross-sectoral-linkages/air-pollution-and-health.html>.
- UNITED NATIONS, 1987: Our Common Future - Report of the World Commission on Environment and Development (WCED).
- UNITED NATIONS, 1997: Das Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen.
- UNSCEAR, 1993: Sources and effects of ionizing radiation - Report to the General Assembly, with Scientific Annexes.
- UNSCEAR, 2000: Sources and Effects of Ionizing Radiation - Report 2000 Vol. I & II.
- US EPA, 2019: What is PM, and how does it get into the air? Aufgerufen am 20.09.2019, <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>.
- VAN DER KAMP, J., BACHMANN, T. M., PREISS, P., SUTTER, D. & BIELER, C., 2017: Umweltkosten durch Luftschadstoffemissionen - „nicht-endgültige“ Version - Sachstandspapier zur Methodenkonvention 3.0., Umweltbundesamt, Dezember 2017.
- VAN DINGENEN, R., RAES, F., PUTAUD, J.-P., BALTENSPERGER, U., CHARRON, A., FACCHINI, M. C., DECESARI, S., FUZZI, S., GEHRIG, R., HANSSON, H.-C., HARRISON, R. M., HÄGLIN, C., JONES, A. M., LAJ, P., LORBEER, G., MAENHAUT, W., PALMGREN, F., QUEROL, X., RODRIGUEZ, S., SCHNEIDER, J., BRINK, H. T., TUNVED, P., TÄRSETH, K., WEHNER, B., WEINGARTNER, E., WIEDENSOHLER, A. & WÄHRLIN, P., 2004: A European aerosol phenomenology 1. Physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe. *Atmospheric Environment* 38 (16): 2561–2577.

- VAN HOREN, C., 1996: Counting the Social Costs: Electricity and Externalities in South Africa, Cape Town: Elan Press and UCT Press, University of Cape Town.
- VAN ZELM, R., HUIJBREGTS, M. A. J., HENRI A. DEN HOLLANDER, HANS A. VAN JAARSVELD, SAUTER, F. J., STRUIJS, J., HARM J. VAN WIJNEN & DIK VAN DE MEENT, 2008: European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment* (42): 441–453.
- VAN ZELM, R., PREISS, P., VAN DINGENEN, R. & HUIJBREGTS, M., 2018a: LC-IMPACT - Excel - Chapter 6: Particulate Matter Formation. Aufgerufen am 20.08.2019.
- VAN ZELM, R., PREISS, P., VAN DINGENEN, R. & HUIJBREGTS, M., 2018b: LC-IMPACT - Method - Chapter 6: Particulate Matter Formation. Aufgerufen am 20.08.2019, https://lc-impact.eu/doc/method/Chapter6_Part particulate-matter-formation.pdf.
- VAN ZELM, R., PREISS, P., VAN GOETHEM, T., VAN DINGENEN, R. & HUIJBREGTS, M., 2016: Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale. Damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment* 134: 129–137.
- VAN ZELM, R., PREISS, P., VAN GOETHEM, T., VERONES, F., VAN DINGENEN, R. & HUIJBREGTS, M.: LC-IMPACT - Chapter 5. Ozone Formation.
- VARIAN, H. R. & BUCHEGGER, R., 2004: Grundzüge der Mikroökonomik. 6. Aufl., 39 S., München: Oldenbourg.
- VERONES, F., BARE, J., BULLE, C., FRISCHKNECHT, R., HAUSCHILD, M., HELLWEG, S., HENDERSON, A., JOLLIET, O., LAURENT, A., LIAO, X., LINDNER, J. P., MAIA DE SOUZA, D., MICHELSEN, O., PATOULLARD, L., PFISTER, S., POSTHUMA, L., PRADO, V., RIDOUTT, B., ROSENBAUM, R. K., SALA, S., UGAYA, C., VIEIRA, M. & FANTKE, P., 2017: LCIA framework and cross-cutting issues guidance within the UNEP-SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Cleaner Production* 161: 957–967.
- WAGNER, C. P., 2000: ISC - Industrial Source Complex dispersion model. The model is part of "Users' Network for Applied Modeling of Air Pollution" (UNAMAP). Aufgerufen am 23.09.2019, <https://www.ess.co.at/GAIA/models/isc.htm>.
- WATKISS, P. & ANTHOFF, D., 2005: The Social Costs of Carbon (SCC) Review – Methodological Approaches for Using SCC Estimates in Policy Assessment, London, United Kingdom.
- WDDDB, 2019: Grenzwerte für Wasserstoff (H₂) in der Erdgasinfrastruktur. Wissenschaftlichen Dienste des Deutschen Bundestages (WDDDB). Aktenzeichen: WD 8 - 3000 - 066/19, Abschluss der Arbeit: 7.6.2019; Fachbereich: WD 8: Umwelt, Naturschutz, Reaktorsicherheit, Bildung und Forschung.
- WESSELAK, V., SCHABBACH, T., LINK, T. & FISCHER, J., 2017: Handbuch Regenerative Energietechnik, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- WHO, 2006: Air quality guidelines: global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2006 (<http://www.euro.who.int/Document/E90038.pdf>, accessed 19 July 2008).
- WHO, 2015a: World Health Organization Statistical Information System. World Health Organization, https://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates/en/index1.html.
- WHO, 2015b: World Health Statistics 2015. World Health Organization, Geneva, Switzerland., https://www.who.int/gho/publications/world_health_statistics/2015/en/.
- WHO HRAPIE, 2013: Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide.
- WHO REGIONAL OFFICE FOR EUROPE, OECD, 2015: Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

- WICHMANN, H.-E., 2018: Gesundheitliche Risiken von Stickstoffdioxid im Vergleich zu Feinstaub und anderen verkehrsabhängigen Luftschadstoffen. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL AND OCCUPATIONAL HEALTH SCIENCES* 23 (2): 57–71.
- WIEDMANN, T. O., SCHANDL, H. & MORAN, D., 2015: The footprint of using metals: new metrics of consumption and productivity. *Environ Econ Policy Stud* 17 (3): 369–388.
- WIND, P., 2006: NEEDS project, FP6, Rs1b_TP1.1. Source-receptor calculation at the hemispheric level.
- WISSEL, S., FAHL, U., BLESL, M. & VOß, A., 2010: Erzeugungskosten zur Bereitstellung elektrischer Energie on Kraftwerksoptionen in 2015. IER Arbeitsbericht Nr. 8.
- WULF, C., LINBEN, J. & ZAPP, P., 2018: Review of Power-to-Gas Projects in Europe. *Energy Procedia* 155: 367–378.
- ZHANG, X., BAUER, C., MUTEL, C. L. & VOLKART, K., 2017: Life Cycle Assessment of Power-to-Gas: Approaches, system variations and their environmental implications. *Applied Energy* 190: 326–338.
- ZORN, E. & WALTER, T. R., 2016: Influence of volcanic tephra on photovoltaic (PV)-modules: an experimental study with application to the 2010 Eyjafjallajökull eruption, Iceland. *J Appl. Volcanol.* 5 (1): 1886.
- ZUKUNFTSINSTITUT, 2018: Megatrend Neo-Ökologie. Aufgerufen am 22.09.2019, <https://www.zukunftsinstitut.de/artikel/mtglossar/neo-oekologie-glossar/>.

6. Anhang

A1 Output-Substanzen des Chemie-Transport-Modells (CTM) EMEP

In Tabelle 43 sind die Output-Substanzen des CTM EMEP aufgelistet.

Tabelle 43: Substanzen des CTM EMEP

Abkürzung	Substanz	Einheit
aNH ₄	Ammonium Partikel (ammonium nitrate and sulfate)	µgN/m ³
aNO ₃	Nitrate Partikel < 2.5 µm (ammonium nitrate)	µgN/m ³
AOT40c	Ozon	ppb h
AOT40f	Ozon	ppb h
DDEP_OXN	“total dry deposition of oxidized nitrogen”	mg/m ²
DDEP_RDN	“total dry deposition of reduced nitrogen”	mg/m ²
DDEP_SOX	“total dry deposition of sulphur”	mg/m ²
HNO ₃	Salpetersäure	µgN/m ³
MAXO ₃	Ozon (average daily max O ₃)	ppb
NH ₃	Ammoniak	µgN/m ³
NO ₂	Stickoxid	µgN/m ³
NO _x	NO _x = NO ₂ + NO	µgN/m ³
O ₃	Ozon	ppb z.B: µg/kg
PM10	Feinstaub < 10 µm	µg/m ³
PM25	Feinstaub < 2.5 µm	µg/m ³
PM25_H2O	“additional water in particles with diameter below 2.5 µm”	µg/m ³
PMco	2.5 µm < Feinstaub < 10 µm	µg/m ³
pNO ₃	2.5 µm < Nitrate Partikel < 10 µm	µgN/m ³
SIA	„secondary inorganic aerosols“	µg/m ³
SO ₂	Schwefeldioxid	µgS/m ³
SO ₄	SO ₄ includes also ammonium sulphate	µgS/m ³
SOMO35	“Sum Over Means Over 35 ppb”	ppb day
tNO ₃	tNO3 is total coarse and fine nitrate aerosols	µgN/m ³
WDEP_OXN	“wet deposition of oxidized nitrogen”	mg/m ²
WDEP_RDN	“wet deposition of reduced nitrogen”	mg/m ²
WDEP_SO _x	„wet deposition of sulphur“	mg/m ²
PPM25	Primärer Feinstaub < 2.5 µm	µg/m ³
PPMco	Primärer Feinstaub zwischen 2.5 and 10 µm	µg/m ³

1 ppb O₃ = 1.997 mg/m³ of O₃
 1 ppb NO₂ = 1.913 mg/m³ of NO₂
 1 ppm CO = 1.165 mg/m³ of CO

A2 Definitionen

In Tabelle 44 sind Definitionen von den in dieser Arbeit verwendeten Fachausdrücken nach ISO 14007 zitiert.

Tabelle 44: Definitionen

Begriff	Definition
Umweltaspekte	„Bestandteil der Tätigkeiten oder Produkte oder Dienstleistungen einer Organisation, der in Wechselwirkung mit der Umwelt tritt oder treten kann“, ISO 14007 (2018: 8)
Umweltschadenskosten	„Kosten für ungünstige Umweltauswirkungen, die aus den Umweltaspekten einer Organisation entstehen“, ISO 14007 (2018: 9)
Umweltauswirkungen	„Veränderung der Umwelt, ob ungünstig oder günstig, die sich ganz oder teilweise durch Umweltaspekte (3.1) einer Organisation ergibt“, ISO 14007 (2018: 9)
Ökosystem	„dynamischer Komplex von Gemeinschaften aus Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen und ihrer unbelebten Umwelt, die als Funktionseinheit interagieren BEISPIEL Wüsten, Korallenriffe, Feuchtgebiete, Regenwälder, boreale Wälder, Grünland, Parks in der Stadt und kultivierte Ackerböden.“, ISO 14007 (2018: 7)
Ökosystemleistung	„Nutzen, den Menschen aus Ökosystemen ziehen“ Nutzen, den Menschen aus Ökosystemen ziehen.“ ISO 14007 (2018: 7)
Umweltzustand	„Zustand oder Merkmal der Umwelt, wie zu einem gegebenen Zeitpunkt bestimmt Anmerkung 1 zum Begriff: Organisationen können durch den Zustand der Umwelt beeinträchtigt werden, wie z. B. durch ihre Abhängigkeit von wetterbezogenen Ereignissen oder die Verfügbarkeit von Wasser oder natürlichen Ressourcen, einschließlich des Nutzens aus Biodiversität und Ökosystemen. Anmerkung 2 zum Begriff: Der Bestand, die Flüsse sowie die Qualität von erneuerbaren und nicht erneuerbaren natürlichen Ressourcen (wie z. B. Pflanzen, Tiere, Luft, Wasser, Böden, Mineralien), die Organisationen und der Gesellschaft nutzen, werden auch als Naturkapital (en: natural capital) bezeichnet.“, ISO 14007 (2018: 7)
umweltbezogene interne Kosten	„Kosten, die aus den Umweltaspekten und -abhängigkeiten einer Organisation abgeleitet und Teil ihres finanziellen oder betrieblichen Rechnungswesens sind BEISPIEL Kapital- und Betriebsausgaben im Zusammenhang mit Umweltabgaben oder Klimaschutzmaßnahmen für Emissionen, die in den Büchern der Organisation berücksichtigt werden. Anmerkung 1 zum Begriff: Diese Kosten können quantitativ, sowohl in nicht monetärer als auch in monetärer Form, oder qualitativ ausgedrückt werden.“, ISO 14007 (2018: 9)
externe Umweltkosten	„ungünstiger externer Effekt, der aus den Umweltaspekten einer Organisation entsteht Anmerkung 1 zum Begriff: Diese Kosten können quantitativ, sowohl in nicht monetärer als auch in monetärer Form, oder qualitativ ausgedrückt werden.“, ISO 14007 (2018: 10)
externer Effekt	„Externalität Auswirkung einer Tätigkeit, die interessierte Parteien, die nicht Teil der diese Tätigkeit ausübenden Organisation sind, beeinflusst und

Begriff	Definition
	<i>für die die Organisation durch Märkte oder Regulierungsmechanismen weder entschädigt noch bestraft wird</i> Anmerkung 1 zum Begriff: <i>Aktuelle externe Effekte einer Organisation können zukünftige Belange im Hinblick auf Abhängigkeiten dieser Organisation verursachen.</i> “, ISO 14007 (2018: 10)
Auswirkungspfad (in dieser Arbeit wird der Begriff Wirkungspfad verwendet; dieser Endet erst mit der monetären Bewertung)	„Serie von aufeinanderfolgenden, kausalen Beziehungen, die letztlich mit einem Umweltaspekt beginnt und mit einer Umweltauswirkung endet. Anmerkung 1 zum Begriff: Ein Synonym für Auswirkungspfad ist „Ursache-Wirkungskette“. Anmerkung 2 zum Begriff: Er kann als System von miteinander verknüpften Umweltwirkungsmechanismen betrachtet werden.“, ISO 14007 (2018: 10)
interessierte Partei	„Person oder Organisation, die eine Entscheidung oder Tätigkeit beeinflussen kann, die davon beeinflusst sein kann oder die sich davon beeinflusst fühlen kann. BEISPIEL Kunden, Gemeinden, Lieferanten, Aufsichtsbehörden, Nichtregierungsorganisationen, Investoren und Mitarbeiter. Anmerkung 1 zum Begriff: Der Begriff „Anspruchsgruppe“ (en: stakeholder) ist ein Synonym, da er den gleichen Sinn repräsentiert.“, ISO 14007 (2018: 10)
Freisetzungshöhe	Die Höhe der Freisetzung von Emissionen über dem Boden, z. B. Schornstein

A3 Definition und Unterscheidung von „externen Kosten“ und „Umweltschadenskosten“

Der Einfluss eines Umweltaspektes auf die Änderung der Qualität der Umwelt wird nicht systematisch in wirtschaftliche Entscheidungen einbezogen, solange die Umweltinanspruchnahme keinen Preis hat. Daher werden Auswirkungen, die nicht berücksichtigt werden, auch als Externalitäten bezeichnet. Werden die Auswirkungen monetarisiert, spricht man von Umweltschadenskosten. Der Anteil der Umweltschadenskosten, der nicht in Entscheidungen internalisiert ist, ist extern und korrekter Weise wären nur dies die „externe Kosten“. Da oft nicht unterschieden und meist nicht bekannt ist, welcher Anteil an Umweltschadenskosten bereits bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt ist, wird im Rahmen dieser Arbeit der Begriff „externe Kosten“ synonym verwendet bezeichnet.

A4 Klassische Luftschadstoffe

Luftschadstoffe sind alle Schadstoffe, die in der Luft zu finden sind. Der Begriff „klassische Luftschadstoffe“ wurde verwendet, um die Gruppe von Luftschadstoffe zu benennen, die typischer Weise bei der Energieumwandlung und in relativ größeren Mengen emittiert werden. Die THG sind eigentlich keine Luftschadstoffe, weil sie nicht direkt Schäden verursachen, sondern indirekt über den Treibhauseffekt.

Die so genannten "klassischen" Luftschadstoffe Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffoxide (NO_x), Ammoniak (NH₃) und nicht Methan flüchtige organische Verbindungen (NMVOC) sowie Primärpartikel (siehe PPM10, PPM2.5 und PPMco) sind Chemikalien, die in großen Mengen emittiert werden. Die Luftschadstoffe SO₂, NO_x, NH₃, NMVOC sind Vorläufer von Sekundärpartikeln und Ozon (innerhalb dieser Arbeit wird der Begriff „Ozon“ für das verwendet, was tatsächlich als bodennahes oder troposphärisches Ozon bezeichnet wird). Mit

Ausnahme des durch THG verursachten Klimawandels werden die wichtigsten Umweltauswirkungen bei der Stromerzeugung durch Partikel (PM) und Ozon verursacht. Was als PM und Ozon gilt, wird weiter unten näher erläutert.

Umweltaspekte, die primäre und sekundäre Aerosole und Ozon in der Atmosphäre verursachen haben erhebliche negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit reichen von Atemwegsbeschwerden über Krankenhauseinweisungen bis hin zum Tod (WHO 2006; WHO REGIONAL OFFICE FOR EUROPE, OECD 2015; HÉROUX et al. 2015; WHO HRAPIE 2013) (POPE et al. 2009) (FRIEDRICH et al. 2011b) (JERRETT et al. 2009)). Darüber hinaus kann Ozon negative Auswirkungen auf die Vegetation haben, einschließlich einer Verringerung des Wachstums und der Samenproduktion, einer Beschleunigung der Blattseneszenz und einer verminderten Widerstandsfähigkeit gegen Stressoren (siehe z. B. Ashmore 2005; Gerosa et al. 2015).

Was ist Feinstaub (PM) und was ist troposphärisches Ozon?

Was ist Feinstaub (PM)?

Die Eigenschaften von Feinstaub werden im Folgenden beschrieben. Feinstaub (Particulate Matter = PM) ist ein Luftschadstoff, der aus einer Mischung von mikroskopisch kleinen festen und flüssigen Partikeln besteht, die in der Luft suspendiert sind. PM kann entweder direkt in die Luft abgegeben werden (primäres PM oder PPM) oder in der Atmosphäre aus gasförmigen Vorläufern gebildet werden. Hauptsächlich Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x) und Ammoniak (NH₃) bilden sekundäres anorganische Aerosole (SIA).

PM hat eine atmosphärische Lebensdauer von Tagen bis Wochen und wird daher über Entfernungen von typischerweise 100 km bis mehr als 1000 km von seinem Ursprungsgebiet transportiert. Primärer PM (PPM) und die Vorläufergase können aus anthropogene und nicht-anthropogene Quellen stammen. Beispiele für natürliches primäres PM sind Meersalz und Wüstenstaub; die wichtigste anthropogene Quelle für primäres PM ist die Verbrennung von fossilen oder Biokraftstoffen, was zu Emissionen von Black Carbon (Ruß) und sekundären organischen Stoffen (POM) führt.

Häufig verwendete Indikatoren, die PM beschreiben, beziehen sich auf die Massenkonzentration (c) von PM₁₀ [µg pro m³] in der Umgebungsluft (Partikel mit einem Durchmesser <10 µm) und PM_{2.5} (Partikel mit einem Durchmesser <2.5 µm). Die Differenz zwischen c(PM₁₀) und c(PM_{2.5}) wird als PM coarse c(PM_{co}) bezeichnet.

Daher muss die PPM₁₀-Emission weiter unterschieden werden in PPM_{co} (Partikel grob mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner als 10 µm, aber größer als 2,5 µm) und PPM_{2.5} (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von kleiner als 2,5 µm). Die externen Kosten pro Tonne PPM₁₀-Emission hängen stark vom Anteil von PPM_{2.5} innerhalb von PPM₁₀ ab. Zur Veranschaulichung der möglichen Verteilung von Korngröße ist das Beispiel in Abbildung 46 gegeben. Eine weitere Veranschaulichung der Korngröße findet sich in Abbildung 47.

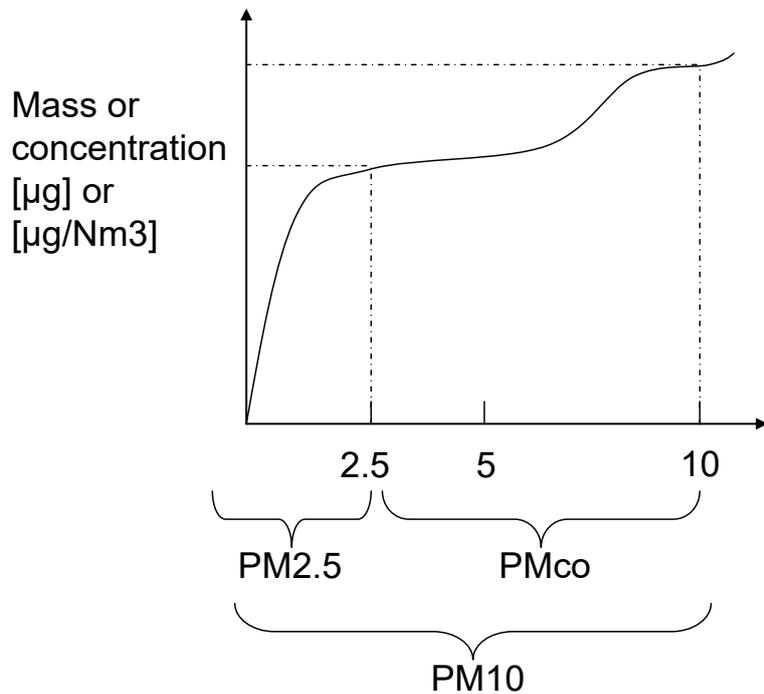


Abbildung 46: Beispiel für die Korngrößenverteilung in einer Feinstaubprobe (eigene Darstellung)

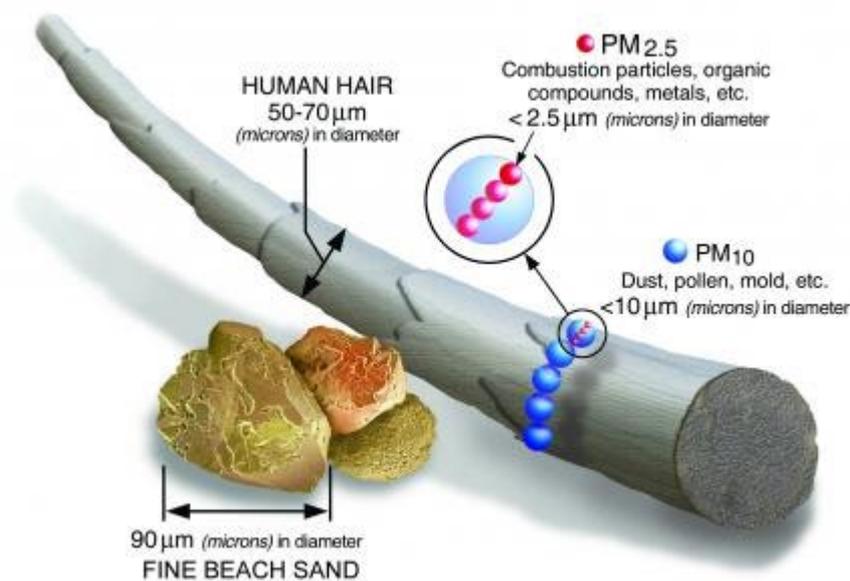


Abbildung 47: Illustration der Korngrößen (US EPA 2019)

Während der Verweilzeit („Lebensdauer“) in der Atmosphäre akkumulieren die Partikel verschiedene chemische Verbindungen und bilden eine Mischung aus Primär- und Sekundärmaterial. Nur in der Nähe von Quellen werden Partikel extern vermischt, d.h. einzelne Partikel können eine stark unterschiedliche chemische Zusammensetzung aufweisen. SIA umfasst alle sekundären anorganischen Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von < 10 µm. Es besteht hauptsächlich aus Ammoniumnitrat und -sulfaten. Sulfate sind meist kleiner als 2,5 µm. Daher werden SIA_{2.5} und SIA_{coarse} abgeleitet, um die entsprechenden Konzentrationswirkungsfunktionen (CRF) bezüglich der Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit anwenden zu können. Innerhalb Europas liegt der Anteil am Feinstaub PM₁₀ (Konzentration in Bodennähe) von PM_{2.5} bei ca. 60% (HITZENBERGER & TURSIC 2008). Bei

einigen Rauchgasen wie im Verkehr kann der Anteil von PPM2.5 bis zu fast 100% betragen. Bei Emissionen beim Verladen von Kohle kann der Anteil von PPM2.5 nur ca. 5% betragen. Eine allgemeine Empfehlung ist daher nicht möglich. Eine umfassende Diskussion über die physikalischen und chemischen Eigenschaften der PM-Konzentration an „Bordsteinkanten“- , Stadt-, Landschafts- und Hintergrundstandorten in Europa findet sich in (VAN DINGENEN et al. 2004) und (PUTAUD et al. 2004).

Was ist troposphärisches Ozon?

Ozon ist ein Gas, das in verschiedenen Schichten der Atmosphäre vorhanden ist. Es ist in der Ozonschicht (stratosphärisches Ozon) enthalten und spielt dort eine wichtige Rolle, da es als UV-Strahlenschutz wirkt. In niedrigeren Konzentrationen ist es im Bodenbereich vorhanden (troposphärisches Ozon). Hier hat Ozon Auswirkungen auf die Mortalität und Morbidität der menschlichen Gesundheit (Krankenhauseinweisungen in die Atemwege, eingeschränkte Aktivitätstage, Asthmaanfälle, Symptomtage). Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf Nutzpflanzen aufgrund von troposphärischem Ozon, bzw. der bodennahen Ozonkonzentration quantifiziert. Ozon ist ein sekundärer Schadstoff, da es nicht direkt emittiert wird, sondern aus den Vorläufern entsteht. Die Bildung und Konzentration von Ozon hängt von der Konzentration von CO, NO₂, NO, CH₄, NMVOCs und der Sonneneinstrahlung ab. Daher hat die Bildung von troposphärischem Ozon einen stark nichtlinearen Zusammenhang mit der Emission von NO_x und NMVOC und ist sehr zeit- und ortsabhängig. In bestimmten Regionen könnte eine begrenzte Verringerung der NO-Emissionen nicht zu einem signifikanten Rückgang des Ozons führen, in städtischen Gebieten könnte die Ozonkonzentration sogar ansteigen. Erst wenn die NO-Emissionen erheblich reduziert sind, könnte eine Verschiebung von einem VOC-begrenzten System zu einem NO-begrenzten System erreicht werden. Die Atmosphärenchemie von VOCs und NO_x ist in (ATKINSON 2000) und (PREISS 2015) beschrieben.

Die Ozonkonzentration kann durch verschiedene Indikatoren ausgedrückt werden, wie z. B. O₃-Mittelwert, O₃ max. 8h, SOMO35, SOMO0 und AOT40 etc. (EMEP 2011). SOMO35 ist die Summe der Ozonmittel über 35 ppb und ist der von der WHO empfohlene Indikator für die Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen. Sie ist definiert als die jährliche Summe des täglichen Maximums von 8 Stunden im Durchschnitt über 35 ppb. Für jeden Tag wird das Maximum des laufenden 8-Stunden-Durchschnitts für O₃ gewählt und die Werte über 35 ppb werden über das ganze Jahr summiert. Die entsprechende Einheit ist ppb-days (auch abgekürzt als ppb-d). SOMO0 ist ähnlich, aber ohne Schwellenwert. AOT40crops ist eine akkumulierte Konzentration über einem Schwellenwert von 40 ppb über eine Anbausaison von Nutzpflanzen und wird hauptsächlich für die Folgenabschätzung von Pflanzen verwendet.

A5 Gesamtübersicht CRF und monetäre Werte für Gesundheitsschäden durch Luftschadstoffe

Quellen: vgl. (FRIEDRICH et al. 2011b; HOLLAND 2014b; VAN DER KAMP et al. 2017; ROOS 2017)

Q	Schadstoff	Durchsch nitte 1= jährlich; 2 = täglich; und	Gesundheitseffekt	Risikogr uppe RG	RG %	Alters- gruppe (AG)	AG %	RR [1/(10µg /m3)]	Basisrate (BR) pro Person (EU Durchschni tt)	Einheit pro Jahr	CRF (RR * BR) [1/((10 µg/m3)* person*a)]		ZB in 2016 €2016/x	Aggregi erter Faktor
A*	PM2.5	1	All-cause, natural mortality	keine	1	Älter als 30	0,66	0,0620	n.a.		0,00949	YOLL	70272	44,0143
A*	PM2.5	2	Cardiovascular hospital admission	keine	1	alle	1	0,0091	0,02400	Fälle	0,00022	Fälle	3502	0,0770
A*	PM2.5	2	Respiratory hospital admission	keine	1	alle	1	0,0190	0,01390	Fälle	0,00026	Fälle	3502	0,0910
B*	PM2.5	1	restricted activity day	keine	1	18 bis 64	0,63	0,0470	19	Fälle	0,56259			
B*	PM2.5	1	Net restricted activity day (netRAD)	keine	1	alle	1			Tage	0,10879	Tage	227	2,4719
B*	PM2.5	1	Work loss day (WLD)	keine	1	20 bis 64	0,61	0,0460	11,70000	Tage	0,4542	Tage	517	14,3103
B*	PM10	2	Asthma symptom day	Asthm. children	0,045	5 bis 19	0,16	0,0280	0,17000	Tage	1,7374	Tage	50	0,0621
B*	PM10	1	All-cause infant mortality	keine	1	Kleinkind	0,01	0,4000	0,00140	Todesfälle	0,00006	Todesfälle	2898731	0,1739
B*	PM10	1	Bronchitis prevalence	keine	1	6 bis 12	0,07	0,0800	0,18600	Fälle	0,01488	Fälle	695	0,0723
B*	PM10	1	Chronic bronchitis case	keine	1	Älter als 18	0,81	0,1170	0,00390	Fälle	0,00046	Fälle	70272	2,6183
A*	O3	SOMO35	All-cause, natural mortality (acute)	keine	1	alle	1	0,0029	0,01080	Todesfälle	0,00003	YOLL	105075	0,3152
A*	O3	SOMO35	Cardiovascular hospital admission (excl. stroke)	keine	1	älter als 65	0,18	0,0089	0,05780	Todesfälle	0,00051	Fälle	3502	0,0321
A*	O3	SOMO35	Respiratory hospital admission	keine	1	älter als 65	0,18	0,0044	0,02970	Fälle	0,00013	Tage	3502	0,0082
B*	O3	SOMO35	Minor restricted activity day (MRAD)	keine	1	alle	1	0,0154	7,80000	Tage	0,12012	Tage	67	0,8019
A*	NO2	Daily 1-h max	All-cause, natural mortality (acute)	keine	1	alle	1	0,0027	0,01080	Todesfälle	0,00003	Fälle	105075	0,3152
A*	NO2	2	Respiratory hospital admission	keine	1	alle	1	0,0180	0,01390	Fälle	0,00025	YOLL	3502	0,0875
B*	NO2	Annual mean, > 20 µg/m ³	All-cause, natural mortality	keine	1	Älter als 30	0,66	0,0550	0,01460	Todesfälle	0,00949	Tage	105075	65,8124
B*	NO2	1	Bronchitis symptom days	Asthm. children	0,045	5 bis 14	0,1	0,0210	0,29900	Fälle	2,29184	Fälle	70272	72,4737

A6 Anteile der Risiko- und Altersgruppen an der Bevölkerung in Europa

In Tabelle 45 sind die in ESW2.0 implementierten Anteile der Risiko- und Altersgruppen an der Bevölkerung aufgelistet. Diese wurden im Rahmen von NEEDS von (TORFS et al. 2007) empfohlen.

Tabelle 45: Anteile der Risiko- und Altersgruppen an der Bevölkerung (NEEDS/ESW2.0)

Altersgruppen	Anteil [%]
Baseline mortality	0.99
Infants 0-1 year	0.9
Adults 15 and above	83
Adults 15 to 64 years	67.2
Adults 18 to 64 years	64
Adults 20 and above	79.8
Adults 27 and above	70
Adults 30 and above	70
Children 0 to 14 years	17
Children 5 to 14 years	11.2
Elderly, i.e. 65 and above	15.8
Risk groups	
Children PEACE criteria EU average	20
Symptomatic adults	30
Asthmatics	4.5

A7 Das DALY-Konzept

Das DALY-Konzept, vgl. (MURRAY 1994), wurde von PREISS et al. (2013: 5) folgendermaßen beschreiben

„Eine Möglichkeit, verschiedene Arten von Gesundheitsschäden und Lebenszeitverlust zu aggregieren, bietet das DALY-Konzept. Die Abkürzung DALY steht für 'Disability-Adjusted Life Years'. Das DALY-Konzept erlaubt es, verschiedene Krankheiten entsprechend ihrer Dauer und ihrer Schwere zu gewichten, und auf eine Einheit, nämlich verlorene gesunde Lebenszeit, umzurechnen. Die insgesamt durch verschiedene Krankheiten in einer Bevölkerung verlorene Lebenszeit YLD (Years lost due disability) berechnet sich wie folgt:

$$YLD = \sum_{i=1}^n I_i \cdot DW_i \cdot L_i$$

wobei

I_i = in der Erfassungsperiode aufgetretene Fälle der Krankheiten i

DW_i = das Gewicht der funktionalen Beeinträchtigung durch die Krankheiten i

L_i = die durchschnittliche Dauer der Krankheiten i (in Jahren).

Hierfür werden Lebenszeiten während denen jemand krank ist, mit einem Faktor für die Schwere der Krankheit (DW_i = Disability Weight) gewichtet. Das Maß für die Schwere der

Krankheit (DW_i) liegt je nach Krankheit zwischen 0, im Falle von vollständiger Gesundheit, und 1, im Falle einer Beeinträchtigung, die einer vollständig verlorenen Lebenszeit entspricht (also durch einen Todesfall). Ein Zeitraum, in dem man krank ist, gilt also je nach Schweregrad der Krankheit als äquivalent zu einer absolut verlorenen Lebenszeit.

Das DALYKonzept

wird z. B. von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) verwendet, um die globalen Krankheitslasten zu quantifizieren. Eine entsprechende Liste von Faktoren für die Schwere der relevanten Krankheiten wurde von Gesundheitsexperten entwickelt.

Durch tödliche Unfälle oder tödliche Krankheiten kommt es durch vorzeitiges Ableben zu einem direkten Verlust von Lebenszeit. Die Anzahl der durch vorzeitigen Tod verlorenen Lebensjahre YOLL (Years Of Lifetime Lost) in einer Bevölkerung berechnet sich nach der Formel

$$YOLL = \sum_{i=1}^n N_i \cdot T_i$$

wobei

N = Anzahl der Todesfälle durch Todesursache i und

T = Standardlebenserwartung minus Alter zum Zeitpunkt des Todes durch Todesursache i (in Jahren) ist.

Die durch Krankheiten beeinträchtigte Lebenszeit und die durch vorzeitige Mortalität verlorene Lebenszeit einer betrachteten Bevölkerungsgruppe kann in einer Summe für die Krankheitslast 'Disability-Adjusted Life Years' nach der folgenden Formel zusammengefasst werden

$$DALY = YOLL + YLD$$

A8 Liste der Länder und Meeresgebiete für die EMEP-SRM abgeleitet wurden

In den folgenden Tabellen sind die Länder und Meeresregionen aufgelistet.

Tabelle 46: Liste der Mitglieder der EU 27

ID	Land	ID	Land
AT	Österreich	IE	Irland
BE	Belgien	IT	Italien
BG	Bulgarien	LT	Litauen
CY	Zypern	LU	Luxemburg
CZ	Tschechische Republik	LV	Lettland
DE	Deutschland	MT	Malta
DK	Dänemark	NL	Niederlande
EE	Estland	PL	Polen
ES	Spanien	PT	Portugal
FI	Finnland	RO	Rumänien
FR	Frankreich	SE	Schweden
GB	Vereinigtes Königreich	SI	Slowenien
GR	Griechenland	SK	Slowakei
HU	Ungarn		

Tabelle 47: 12 Nicht-EU-Länder und Fünf Meeresregionen

ID	Land
AL	Albanien
BA	Bosnien und Herzegowina
BY	Weißrussland
CH	Die Schweiz
CS	Serbien und Montenegro
HR	Kroatien
MD	Republik Moldau
MK	Die EJR Mazedoniens
NO	Norwegen
RU	Russische Föderation
TR	Türkei
UA	Ukraine

ID	Meer-Region
ATL	Nordostatlantik
BAS	Ostsee
BLS	Schwarzes Meer
MED	Mittelmeer
NOS	Nordsee

Die Unterteilung der Länder in Teilbereiche wurde wie folgt vorgenommen:

DE in vier Bereiche, FR: in sieben Bereiche, UK/GB in drei Bereiche, ES in fünf Bereiche, IT in zwei Bereichen, PL in drei Bereichen, NO in zwei Bereichen, SE in zwei Bereichen, FI in zwei Bereiche und UA in zwei Bereiche.

A9 Externe Kosten der Luftschadstoffe für Deutschland und EU27

In Tabelle 48 sind die auf Basis von EMEP-SRM ermittelten externen Kosten der klassischen Luftschadstoffe exemplarisch für Deutschland und EU27 für die Schornsteinhöhe über und unter 100 Meter dargestellt. Des Weiteren ist ein Durchschnitt für alle Quellen dargestellt. Die Ergebnisse für die weiteren Länder finden sich im Excel-Modell zu dieser Arbeit.

Tabelle 48: Externe Kosten der klassischen Luftschadstoffe in €₂₀₁₆ pro Mg in 2030 für Deutschland und EU27 auf Basis von EMEP SRM

	DE			EU27		
	>100m	<100m	Durchschnitt	>100m	<100m	Durchschnitt
NH ₃	32.050	30.298	30.327	20.642	18.599	18.614
NO _x	21.411	26.964	25.980	13.166	16.534	16.000
NM VOC	1.091	1.086	1.086	1.033	1.072	1.071
PM _{2.5-10}	563	1.327	1.314	303	918	862
PM _{2.5}	45.866	87.694	85.262	25.166	53.144	50.578
SO ₂	20.482	23.241	22.263	13.130	17.162	15.051

A10 TM5-FASST externe Kosten Faktoren für klassische Luftschadstoffe pro Land oder Region

In Tabelle 49 sind die auf Basis von TM5-FASST ermittelten externen Kosten der klassischen Luftschadstoffe für die 56 TM5-FASST Regionen dargestellt.

Tabelle 49: Externe Kosten der klassischen Luftschadstoffe in €₂₀₁₆ pro Mg in 2030 auf Basis von TM5-FASST

TM5-FASST Regionen; Kontinente und Welt [€ ₂₀₁₆ /Mg] in 2030	PPM2.5	NH ₃	SO ₂	N-MVOC	NO _x (durch Ozon & PM)
Argentina + Falklands + Uruguay	18.952	573	5.641	3	69
Australia	1.806	294	1.246	2	86
Austria + Slovenia + Liechtenstein	106.772	65.487	15.304	17	14.176
Bulgaria	108.552	31.409	14.770	13	17.741
Belgium + Luxemburg + Netherlands	114.780	62.284	12.101	30	11.993
Brazil	8.586	970	5.659	2	83
Canada + Greenland	7.812	7.225	2.545	10	1.735
Switzerland + Liechtenstein	131.686	119.229	18.418	18	20.146
Chili	58.458	21.621	2.856	7	297
China + Hongkong, Macao	151.261	37.103	23.846	26	20.255
South Korea	61.928	46.001	12.902	44	2.447
Eastern Africa	12.546	705	9.610	4	324
Egypt	193.970	67.533	15.037	22	1.948
Spain + Portugal	54.276	9.432	13.524	20	5.696
Finland	21.177	21.621	4.751	11	3.755
France + Andorra	72.605	16.639	13.080	21	9.282
Great Britain + Ireland	113.001	35.502	9.521	28	5.600
Golf states	50.094	12.813	18.596	14	4.278
Greece + Cyprus	58.191	13.969	15.482	20	12.674
Hungary	128.127	50.806	13.880	15	11.859
Indonesia + Papua new guinea + East timor	16.728	570	8.399	2	1.079
Italy, Malta + San Marino + Monaco	143.253	46.090	19.308	24	16.057
Japan	130.796	36.658	13.258	24	3.275
Kazachstan	21.443	10.766	5.063	9	5.686
Near East: Israel/Jordan/Lebanon/Palestine Terr/Syria	67.178	17.439	15.838	16	2.899
Mexico	19.575	3.764	4.680	7	887
Mongolia + north Korea	63.885	7.323	13.702	4	7.899
Malaysia+Singapore+Brunei	8.604	1.361	5.365	3	645
India+maledives + Sri lanka	298.962	15.393	74.029	37	28.582
Morocco, Tunisia, libya, algeria, egypt	58.992	5.686	14.058	15	3.105
Norway + Iceland + Svalbard	21.888	3.443	4.271	11	4.293
New Zealand	836	5.187	9.610	1	90
Pacific Islands + Papua New Guinea	1.014	616	9.076	1	264
Philippines	49.916	7.109	4.031	6	1.591

TM5-FASST Regionen; Kontinente und Welt [€ ₂₀₁₆ /Mg] in 2030	PPM2.5	NH ₃	SO ₂	N-MVOC	NO _x (durch Ozon & PM)
Poland + Baltic states	72.249	42.353	11.389	16	7.979
RCAM: Central America+Caribic	14.058	2.189	4.200	5	669
Rest of Central Europe: Serbia and Montenegro, Macedonia, Albania	85.329	31.676	13.258	12	14.725
Czech Republic + Slovakia	105.883	58.013	12.101	17	12.560
Germany	118.339	42.887	14.770	22	15.132
Rest of former Soviet Union	96.095	31.587	13.169	13	3.799
Romania	152.150	39.684	18.685	14	24.325
Republic of South Africa + Swaziland Lesotho	28.028	4.920	4.129	10	223
Rest South America	6.326	1.762	5.801	1	359
Rest of South Asia	357.687	10.054	84.083	33	32.987
Cambodia, Laos, Mianmar	29.985	2.082	14.681	4	2.761
Eastern part of Russia	11.300	3.693	4.725	7	5.514
Russia+ Armenia, Georgia, Azerbaijan	120.119	33.900	12.012	13	7.136
Southern Africa (ex RSA):	5.570	363	4.084	2	127
Sweden + Denmark	27.583	9.876	6.273	13	8.105
Thailand	20.554	988	7.857	5	987
Turkey	72.427	20.287	17.706	17	12.957
Taiwan	31.231	20.020	11.656	18	894
Ukrain + Belarus + Moldovaia	119.229	34.790	15.215	15	16.046
United States	40.484	13.613	4.707	17	1.271
Vietnam	85.507	6.415	18.774	4	1.374
West Africa	21.710	1.317	8.284	10	502
Africa	14.414	1.557	7.705	98	438
Asia	120.119	17.084	28.829	178	14.253
Europe	52.941	24.113	12.190	28	9.357
North America	27.494	12.279	4.404	17	1.323
Oceania	1.726	934	1.655	24	70
South America	11.033	1.886	4.760	44	322
World Weighted Average	55.966	14.325	16.283	81	6.792

A11 Expositionsfaktoren [manSv/PBq] für Radionuklide

In Tabelle 50 sind die Ausbreitungs- & Expositionsfaktoren für Bewertung von Emissionen im Betrieb von Kernkraftwerken dargestellt.

Tabelle 50: Ausbreitungs- & Expositionsfaktoren [manSv/PBq] für Emissionen im Betrieb von Kernkraftwerken [Bq/kWh] zu Dosis [manSv/kWh]

Generation	Global	Regional & Lokal (R&L)	Quelle
Emissionen in die Luft			

Generation	Global	Regional & Lokal (R&L)	Quelle
Noble gases (PWR), incl. Kr-85		0.11	Annex A Tab 11 and Annex C Tab 38 (UNSCEAR 2000)
Noble gases (BWR) incl. Kr-85		0.43	Annex A Tab 11 and Annex C Tab 38 (UNSCEAR 2000)
Noble gases (GCR) incl. Kr-85		0.9	Annex C Tab 38 (UNSCEAR 2000)
Iodines (expressed in terms of I-131)	20000	300	Global: Annex C Tab 44 footnote (note the variability as given in Annex A Tab35); R&L: Annex C Tab 38, both: (UNSCEAR 2000)
Particles		2000	Annex C Tab 38, (UNSCEAR 2000)
Kr-85	0,2	0,014	Global: Annex C Tab 44 footnote (note the somewhat higher value of 0.22 in paragraph 78); R&L: Annex A Table 10 Kr-85 only, both: (UNSCEAR 2000)
H-3	2.0	2,1	Global: Annex A p. 51 paragraph 224; R&L: Annex C Tab 38, both: (UNSCEAR 2000)
C-14	92000	270	Global: Annex A p. 53 paragraph 236; R&L: Annex C Tab 38, both: (UNSCEAR 2000)
Emissionen in Wasser			
Particles		330	Annex C Tab 38 (UNSCEAR 2000)
H-3	0,2	0,65	Global: Annex A p. 51 paragraph 224; R&L: Annex C Tab 38, both: (UNSCEAR 2000)

In Tabelle 51 sind die Ausbreitungs- & Expositions-faktoren für Bewertung von Emissionen während dem Bergbau dargestellt.

Tabelle 51: Ausbreitungs- & Expositions-faktoren [manSv/PBq] für die Bewertung von Emissionen in Luft während des Bergbaus bzw. Mahlen

Bergbau/Mahlen	Faktor [manSv/PBq]
Pb-210	1000
Po-210	1000
Ra-226	600
Th-230	30000
U-238	7000
U-234	8000
Rn-222	2,5

Nur für Radon (Rn-222) gibt es eine Neuberechnung in (UNSCEAR 2000). Der Wert ist fünfmal kleiner als in (UNSCEAR 1993). Die Werte entsprechen einer regionalen Skala, d.h. sie umfassen ein Gebiet zu 2000 km Entfernung (siehe (ebd.), S. 106, Absatz 89).

In Tabelle 51 sind die Ausbreitungs- & Expositions-faktoren für Bewertung von Emissionen während der Wiederaufbereitung dargestellt.

Tabelle 52: Ausbreitungs- & Expositionsfaktoren [manSv/PBq] für die Bewertung von Emissionen in Luft während Wiederaufbereitung

Wieder-aufbereitung	Global	Regional & Lokal (R&L)	Quellen
Emissionen in Luft			
H-3	2,0	2,1	Global: Annex A p. 51 Paragraph 224; R&L: Annex C Tabelle 41 (beides in UNSCEAR 2000)
C-14	92000	270	Global: Annex A S. 53 Paragraph 236; R&L: Annex C Tabelle 41 (beides in UNSCEAR 2000)
Kr-85	0,2	0,0074	Global: Tabelle 51, S. 199; R&L: Tabelle 49, S. 197 (beides in UNSCEAR 1993)
I-129	20000	44000	Global: Annex C Tabelle 44 (Fußnote: „note the variability as given in Annex A Tab 35“); R&L: Annex C Table 41 (beides in UNSCEAR 2000)
I-131		300	Annex C Tabelle 41 (UNSCEAR 2000)
Cs-137		7400	Annex C Tabelle 41 (UNSCEAR 2000)
Emission in Wasser			
H-3	0,2	0,0014	Global: Annex A p. 51 paragraph 224; R&L: Annex C Table 41 (both: UNSCEAR 2000)
C-14		1000	Annex C Tabelle 41 in (UNSCEAR 2000)
I-129		99	Annex C Tabelle 41 in (UNSCEAR 2000)
Cs-137		98	Annex C Tabelle 41 in (UNSCEAR 2000)
Sr-90		4,7	Annex C Tabelle 41 in (UNSCEAR 2000)
Ru-106		3,3	Annex C Tabelle 41 in (UNSCEAR 2000)

Anmerkung:

Aus Tabelle 44 in Anhang C in (UNSCEAR 2000) lässt sich ableiten, dass für die weltweit verteilten Radionuklide (d.h. H-3, C-14, Kr-85 und I-129), die bei der Wiederaufbereitung emittiert werden, die gleichen Ausbreitungs- & Expositionsfaktoren gelten wie bei Reaktorfreisetzungen.

Die Werte [manSv/PBq] werden für eine bestimmte Bevölkerungsdichte [Personen / km²] abgeleitet, die nicht unbedingt die tatsächliche Bevölkerungsverteilung des Standorts einer untersuchten Einrichtung widerspiegelt.

Die zugrundeliegenden Annahmen zur Bevölkerungsdichte sind in Tabelle 53 aufgeführt.

Tabelle 53: Angenommene Bevölkerungsdichte [Person / km²] für verschiedene Prozesse

	Uranium mining	Reprocessing	Reactors - Generation
Local (0-100 km for mining; 0-50 km for reactors).	3	400	400
Regional (100-2000 km for mining and fuel fabrication; 50-2000 km for reactors)	25	20	20

Quelle: entnommen aus (UNSCEAR 2000), Anhang A Tab. 26 "Population densities surrounding nuclear fuel cycle installations". Annahme für NEEDS: Die Bevölkerungsdichte „Wiederaufbereitung“ entspricht der Bevölkerungsdichte „Reaktoren – Erzeugung“, da die Werte in Anhang C Tabelle 41 „Normalized releases and collective doses in fuel reprocessing“ identisch sind mit Tabelle 38 „Collective effective dose per unit release of radionuclides from reactors“.

A12 Beitragsanalysen wichtiger LCI Daten für bestimmte Technologien

a. PV-Anlagen

In Abbildung 48 ist für ausgewählte LCI Daten die Beitragsanalyse für eine durchschnittliche PV-Anlage des Szenarios 2025 RO aus (FRANKL et al. 2005: 57) dargestellt.

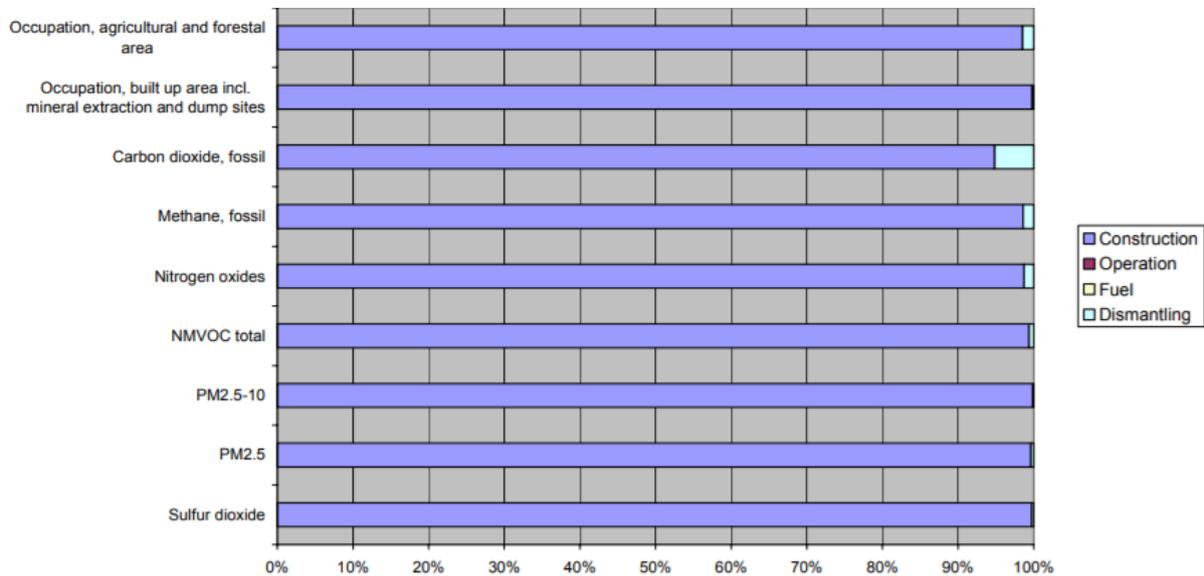


Abbildung 48: Beitragsanalyse für eine durchschnittliche PV-Anlage des Szenarios 2025 RO (FRANKL et al. 2005: 57)

b. Elektrolytische Wasserstoffherzeugung

Beitragsanalyse zur elektrolytischen Wasserstoffherzeugung bei Verwendung des UCTE-Stromerzeugungsmix.

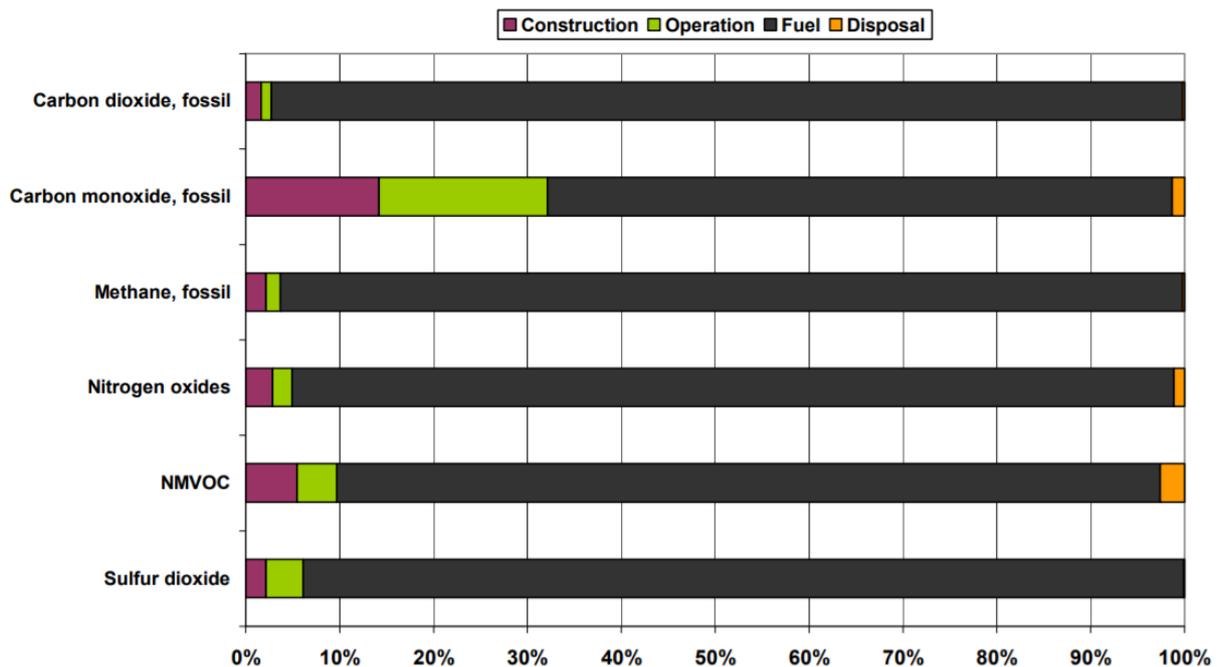


Abbildung 49: Beitragsanalyse zur elektrolytischen Wasserstoffherzeugung bei Verwendung des UCTE-Stromerzeugungsmix (MAACK 2008: 16)

A13 Interne Kosten aus Bauer et al. 2017

In Tabelle 54 finden sich Stromgestehungskosten in 2030 [€ct₂₀₁₆/kWh]. Eigene Berechnung basierend auf (BAUER et al. 2017: 673). Die Stromerzeugungskosten und die THG-Emissionen für Kraftwerke mit CO₂-Abtrennung beinhalten keine Kosten für CO₂-Transport und CO₂-Speicherung. BLESLE et al. (2008: 11) geben für „Transport & Storage“ eine Bandbreite von 3 bis 15 €/Mg CO₂ an. Die oberen Werte ergeben sich aus der Differenz der direkten CO₂ Emissionen der Technologie ohne und mit CCS, und sind in Tabelle 54 in der letzten Spalte mit aufgenommen.

Tabelle 54: Stromgestehungskosten in 2030 [€ct₂₀₁₆/kWh], eigene Berechnung basierend auf (BAUER et al. 2017: 673)

Technologie [€ct ₂₀₁₆ /kWh]	unter er Wert	mittl erer Wert	ober er Wert	C&S bei 15€/Mg €ct pro kWh
Erdgas - Gas- & Dampfkraftwerk	12,2	12,7	13,6	
GuD-Kraftwerk mit CO ₂ -Abscheidung „post-combustion“	14,6	15,6	17,1	0,43
GuD-Kraftwerk mit CO ₂ -Abscheidung „pre-combustion“	14,6	15,4	17,0	0,44
Erdgasturbine	18,9	20,6	23,1	
Erdgas-Blockheizkraftwerk mit Kolbenmotor 1 kWel	48,2	68,4	108,6	
Erdgas-Blockheizkraftwerk mit Kolbenmotor 10 kWel	22,4	29,5	45,1	
Erdgas-Blockheizkraftwerk mit Kolbenmotor 100 kWel	10,5	15,9	21,3	
Erdgas-Blockheizkraftwerk mit Kolbenmotor 1000 kWel	11,4	13,8	16,7	
Steinkohle-GuD-Kraftwerk mit integrierter Kohlevergasung	6,8	7,4	8,6	
Steink.-GuD-Kraftw. mit integr. Kohlevergasung, CO ₂ -Abscheidung „pre-combustion“	8,2	9,1	10,5	0,98
Superkritisches Steinkohlekraftwerk	5,7	6,1	6,5	
Superkritisches Steinkohlekraftwerk mit CO ₂ -Abscheidung “post-combustion“	7,8	8,6	9,5	0,95
Superkritisches Steinkohlekraftwerk mit CO ₂ -Abscheidung „oxyfuel combustion“	7,4	8,6	10,0	1,03
Braunkohle-GuD-Kraftwerk mit integrierter Kohlevergasung	5,7	6,7	7,6	
Braunk.-GuD-Kraftwerk mit integr. Kohlevergasung und CO ₂ -Absch. „pre-combustion“	7,3	8,5	10,0	1,12
Superkritisches Braunkohlekraftwerk	4,2	4,8	5,7	
Superkritisches Braunkohlekraftwerk mit CO ₂ -Abscheidung „oxyfuel combustion“	6,6	7,9	10,4	1,19
Superkritisches Braunkohlekraftwerk mit Wirbelschichtverbrennung (WSVB)	4,2	4,7	5,5	
Braunkraftw. mit superkr. (WSVB), CO ₂ -Abscheidung “post-combustion“	6,8	7,9	9,5	1,10

A14 Interne Kosten aus Blesl et al. 2008

In Tabelle 55 sind die Stromgestehungskosten in 2030 aus dem Projekt CASES aufgelistet. Hieraus werden die Werte für Wind-Onshore und Wasserkraft verwendet

Tabelle 55: Stromgestehungskosten in 2030 [$\text{€}_{2016}/\text{kWh}$], eigene Berechnung basierend auf (BLES� et al. 2008) und inflationsangepasst auf von €_{2005} auf €_{2016}

Technologie	[$\text{€}_{2016}/\text{kWh}$]
nuclear power plant	2,7
heavy oil condensing power plant	8,8
light oil gas turbine	12,1
hard coal condensing power plant	3,7
hard coal IGCC without CO2 capture	4,1
hard coal IGCC with CO2 capture	4,9
lignite condensing power plant	2,5
lignite IGCC without CO2 capture	3,3
lignite IGCC with CO2 capture	3,9
natural gas combined cycle without CO2 capture	5,3
natural gas combined cycle with CO2 capture	6,9
natural gas, gas turbine	7,7
hydropower, run of river 10MW	9,2
hydropower, run of river <100MW	9,3
hydropower, run of river >100MW	8,0
hydropower, dam (reservoir)	13,0
hydropower, pump storage	13,0
wind, on-shore	7,0
wind, off-shore	6,8
solar PV, roof	27,6
solar PV, open space	19,5
solar thermal, parabolic trough	11,2
natural gas CHP with extraction condensing turbine without CO2 capture	5,2
natural gas CHP with extraction condensing turbine with CO2 capture	7,4
hard coal CHP with extraction condensing turbine without CO2 capture	1,6
hard coal CHP with extraction condensing turbine with CO2 capture	3,6
natural gas combined cycle CHP with backpressure turbine	5,0
hard coal CHP with backpressure turbine	1,2
biomass (straw) CHP with an extraction condensing turbine	2,6
biomass (woodchips) CHP with an extraction condensing turbine	1,1
MCFC (natural gas)	8,5
SOFC (natural gas)	8,2
MCFC (biogas)	7,5

A15 Bandbreite der Gestehungskosten von Wasserkraft in der Schweiz

In Abbildung 50 ist der Verlauf und Variation der pagatorischen Gestehungskosten (in der Unterteilung in Rappen der Wahrung Schweizer Franken), aufgeteilt in die vier Unternehmenskategorien dargestellt, vgl. (GEISSMANN & FILIPPINI 2018: 14).

Aus diesen Daten wird die Bandbreite fur die internen Kosten von BLESL et al. (2008) abgeleitet. In Tabelle 56 ist der mittlere Wert des Unternehmenstyps und die abgelesene Standard Abweichung dargestellt.

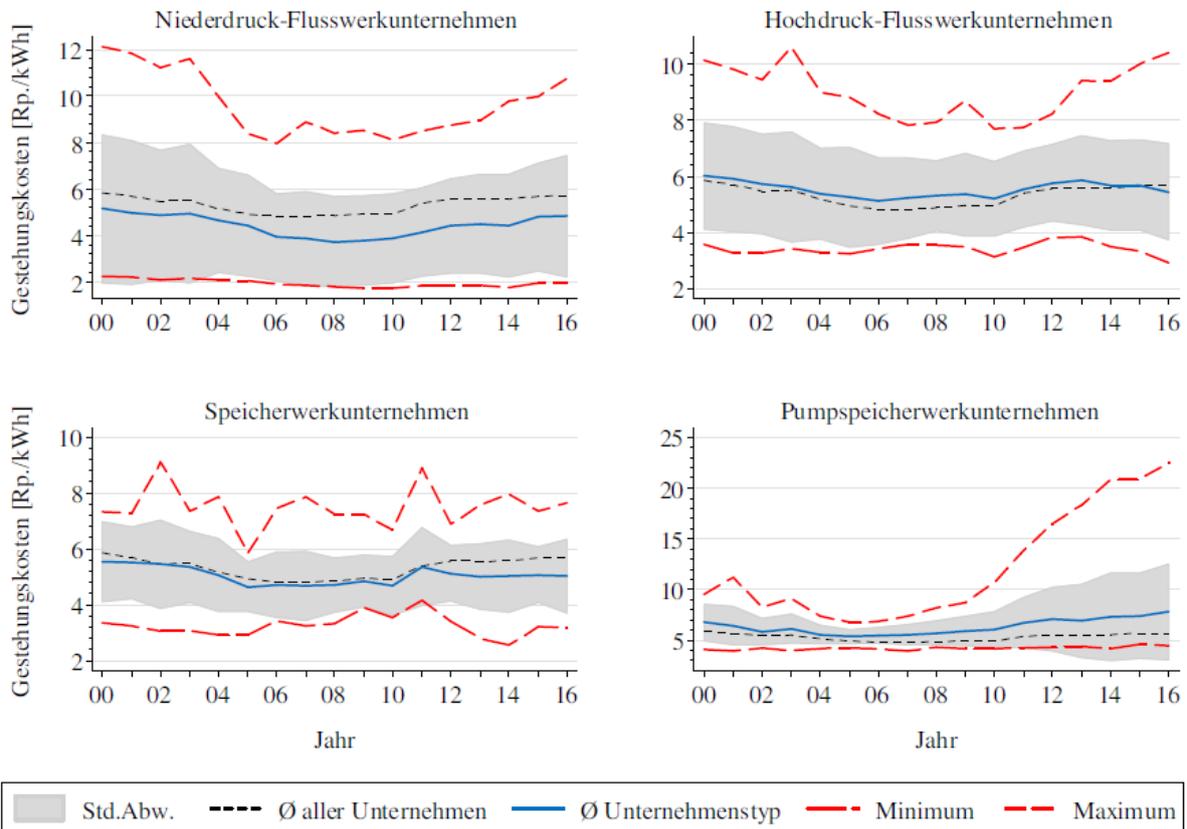


Abbildung 50: Verlauf und Variation der pagatorischen Gestehungskosten in Rappen pro kWh [Rp./kWh], aufgeteilt in die vier Unternehmenskategorien (inflationsbereinigt auf Basis 2015), vgl. (GEISSMANN & FILIPPINI 2014: 14)

Tabelle 56: Mittlerer Wert aus Abbildung 50 und abgelesene Abweichung

Technologie	unterer Wert	mittlerer Wert [Rp./kWh]	oberer Wert
Laufwasserkraftwerk (Niederdruck)	-60%	5	+60%
Staudamm	-30%	5,5	+35%
Pumpspeicherkraftwerk	-75%	8	+75%