

Handbuch Umweltkosten

Methodenkonvention 4.0



Für Mensch und Umwelt

Umwelt 
Bundesamt

HANDBUCH UMWELTKOSTEN - METHODENKONVENTION 4.0

von

Nadia Eser

Dr. Astrid Matthey

Dr. Björn Bünger

Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Basierend auf den Ergebnissen der Forschungsprojekte „Methodenkonvention 4.0 – Grundlagen für die Erweiterung und Aktualisierung der Methodenkonvention zur Ermittlung von Umweltkosten – Teil 1“ und „Methodenkonvention 4.0 – Grundlagen für die Erweiterung und Aktualisierung der Methodenkonvention zur Ermittlung von Umweltkosten – Teil 2“ sowie Arbeiten von David Anthoff (Anthoff 2025).

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt (UBA)

Wörlitzer Platz 1

06844 Dessau-Roßlau

Tel: +49 340-2103-0

Fax: +49 340-2103-2285

buergerservice@uba.de.de

Internet: www.umweltbundesamt.de

Titelbild: Julien Jandric / Fotolia.com

(bearbeitet vom Umweltbundesamt)

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 2363-832X

Dessau-Roßlau, Dezember 2025

Verantwortlich für den Inhalt dieser Veröffentlichung sind die AutorInnen.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	6
1 Einleitung.....	8
2 Treibhausgasemissionen	10
2.1 Kostensätze für Kohlendioxid- und andere Treibhausgasemissionen	10
2.2 Methodischer Hintergrund	12
2.2.1 Kostenkonzept – Schadenskosten- vs. Vermeidungskostenansatz	12
2.2.2 GIVE Modell	12
2.2.3 Diskontierung und die Reine Zeitpräferenzrate	14
2.2.4 Equity Weighting.....	16
3 Luftschadstoffemissionen	17
3.1 Durchschnittskostensätze für Luftschadstoffemissionen	17
3.2 Differenzierte Kostensätze für Luftschadstoffe aus verschiedenen Quellen.....	18
3.3 Kostensätze für Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs	20
3.4 Methodischer Hintergrund	21
4 Strom- und Wärmerzeugung und Kühlung	23
4.1 Kostensätze für die Stromerzeugung.....	23
4.2 Kostensätze für die Wärmeerzeugung.....	24
4.3 Umweltwirkungen der Kälteerzeugung	25
4.4 Methodischer Hintergrund	27
4.4.1 Strom- und Wärmeerzeugung	27
4.4.2 Kälteerzeugung	28
5 Personen- und Güterverkehr in Deutschland	30
5.1 Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten	30
5.2 Kostensätze für Lärm	43
5.3 Methodischer Hintergrund	47
5.3.1 Personen- und Güterverkehr	47
5.3.2 Lärm	48
6 Stickstoff- (N) und Phosphor- (P) Emissionen	50
6.1 Emissionen in die Luft (direkt und indirekt).....	50
6.2 Emissionen in Oberflächengewässer und Grundwasser.....	50
6.3 Methodischer Hintergrund	52
7 Landwirtschaft.....	55

7.1	Kostensätze für ausgewählte Lebensmittel	55
7.2	Kostensätze für Tierhaltungsplätze.....	56
7.3	Kostensätze für Düngemiteleinsetz	57
7.4	Kostensätze für Nährstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen.....	58
7.5	Methodischer Hintergrund	58
8	Baumaterialien	60
9	Ökosystemleistungen und Biodiversität.....	63
10	Wasserentnahme und -verschmutzung	66
11	Anhang	68
12	Literaturverzeichnis.....	77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kostensätze für Treibhausgasemissionen in € ₂₀₂₅ / t THG	11
Tabelle 2:	Durchschnittliche Kostensätze für Luftschadstoffemissionen aus unbekannter Quelle (in € ₂₀₂₅ / t)	18
Tabelle 3:	Gesundheitsbezogene Kostensätze für Luftschadstoffemissionen aus Kraftwerken, Verbrennungsprozessen in der Industrie und Kleinf Feuerungsanlagen (in € ₂₀₂₅ / t)	19
Tabelle 4:	Gesundheitsbezogene Kostensätze für Luftschadstoffemissionen im Verkehr (in € ₂₀₂₅ / t)	20
Tabelle 5:	Kostensätze für die Stromerzeugung in Deutschland einschließlich Vorketten in €-Cent ₂₀₂₅ / kWh _{el}	24
Tabelle 6:	Kostensätze für die Wärmeerzeugung der Haushalte in Deutschland in €-Cent ₂₀₂₅ / kWh _{Endenergie}	25
Tabelle 7:	GWP100 Werte und Kostensätze für häufig verwendete Kältemittel	27
Tabelle 8:	Verteilung der Fahrleistung im Straßenverkehr (Innerorts, Außerorts, Autobahn) nach Fahrzeugkategorie, Durchschnitt 2021-2023	30
Tabelle 9:	a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Durchschnitt aller Strecken) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG-Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	31
Tabelle 10:	b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Durchschnitt aller Strecken) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	33
Tabelle 11:	a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Autobahn) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	35
Tabelle 12:	b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Autobahn) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	36
Tabelle 13:	a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Außerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	37
Tabelle 14:	b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Außerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	38
Tabelle 15:	a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Innerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	39
Tabelle 16:	b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Innerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm	40
Tabelle 17:	Besetzungs-/Auslastungsgrade nach Fahrzeugtyp	41

Tabelle 18:	Kostensätze je Passagier- oder Tonnenkilometer für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland in €-Cent ₂₀₂₅ / Pkm oder tkm	42
Tabelle 19:	Kostensätze für verkehrslärmbedingte Belästigungen, basierend auf L _{DEN} Werten (€ ₂₀₂₅ /Person/Jahr).....	43
Tabelle 20:	Kostensätze für verkehrslärmbedingte kognitive Einschränkungen bei Kindern sowie Auswirkungen auf die physische und psychische Gesundheit, basierend auf L _{DEN} Werten (€ ₂₀₂₅ /Person/Jahr)	44
Tabelle 21:	Verkehrslärmbelastung der Bevölkerung und resultierende Auswirkungen durch kognitive Beeinträchtigung von Kindern und Belästigung (Referenzjahr der Kartierung: 2022).....	46
Tabelle 22:	Kostensätze für Stickstoffemissionen in die Luft (direkt und indirekt, unbekannte Quelle)	50
Tabelle 23:	Kostensätze für Stickstoffemissionen ins Grundwasser und für Stickstoff- und Phosphoremissionen als jeweils wachstumslimitierende Faktoren in Oberflächengewässer.....	51
Tabelle 24:	Kostensätze für Stickstoff- und Phosphoremissionen in Oberflächengewässer, wenn unbekannt ist, welcher Stoff in den betroffenen Gewässern limitierend ist	52
Tabelle 25:	Kostensätze für tierische Produkte aus konventioneller Landwirtschaft (ohne Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Biodiversität, die meisten Ökosystemleistungen und den Tierschutz)	55
Tabelle 26:	Kostensätze für den Einsatz von Stickstoff- und Phosphordüngemitteln in der Landwirtschaft.....	57
Tabelle 27:	Kostensätze für Nährstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen	58
Tabelle 28:	Emissionen und Kostensätze je Tonne Beton 45/55, LCA Stufen A1-A3 (Herstellung).....	61
Tabelle 29:	Emissionen und Kostensätze je Tonne Stahl Stahlprofil, LCA Stufen A1-A3 (Herstellung).....	62
Tabelle 30:	a) Kostensätze Verkehr: Differenziert nach Emissionskategorie (Euro-Norm) für die verschiedenen Fahrzeugtypen, 0% RZPR für THG-Kostensätze, in €-Cent ₂₀₂₅ / Fahrzeugkilometer	68
Tabelle 31:	b) Kostensätze Verkehr: Differenziert nach Emissionskategorie (Euro-Norm) für die verschiedenen Fahrzeugtypen, 1% RZPR für THG-Kostensätze, in €-Cent ₂₀₂₅ / Fahrzeugkilometer	73

1 Einleitung

Die in diesem Handbuch vorgestellten Kostensätze basieren auf Untersuchungen des Umweltbundesamtes (UBA) und den Ergebnissen folgender Forschungsprojekte:

- ▶ Methodenkonvention 4.0 – Grundlagen der Aktualisierung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Ermittlung von Umweltkosten – Teil 1 (Osterwald et al. 2024)
- ▶ Methodenkonvention 4.0 – Grundlagen der Aktualisierung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Ermittlung von Umweltkosten – Teil 2 (Walther et al. 2024a)
- ▶ Erweiterung des GIVE-Modells um Equity Weighting und Emissionsjahre über 2025 hinaus, einschließlich Methan und Lachgas (Anthoff 2025)

In den Kapiteln dieses Handbuchs wird auf die jeweils relevanten Teile der Forschungsprojekte Bezug genommen. Die zugrunde liegenden Sachstandspapiere sind auf Anfrage erhältlich (Bjoern.Buenger@uba.de, Nadia.Eser@uba.de, Astrid.Matthey@uba.de).

Kostensätze übersetzen Umweltbelastungen in Geldwerte und können grundsätzlich auf drei Kostenkonzepten basieren:

1. *Schadenskosten* bezeichnen die Verluste, die Einzelpersonen oder der Gesellschaft durch Umweltauswirkungen wie Verschmutzung, Landnutzungsänderungen oder Treibhausgasemissionen entstehen.
2. *Vermeidungskosten* bezeichnen die Kosten, die durch die Verringerung von Umweltbelastungen (Emissionen usw.) entstehen, um schädliche Umweltauswirkungen zu vermeiden.
3. *Wiederherstellungskosten* bezeichnen die Kosten, die entstehen, wenn Schäden behoben und der ursprüngliche Zustand der Umwelt wiederhergestellt wird.

Die Kostensätze in diesem Handbuch verfolgen das Ziel, die Auswirkungen oder Schäden, die der Gesellschaft bspw. durch Umweltverschmutzung oder Bodendegradation entstehen, in Geldwerten auszudrücken. Wir verwenden daher durchgängig den Schadenskostenansatz. Wir verzichten generell darauf, Vermeidungskosten oder Wiederherstellungskosten als Ersatz für Schadenskosten zu verwenden, um Datenlücken zu schließen, weil:

- ▶ die Vermeidungskosten vom Minderungsziel abhängen. Je weniger ambitioniert das Ziel ist, desto niedriger fallen die Vermeidungskosten aus. Umweltbelastungen, die auf Grundlage des Vermeidungskostenansatzes geschätzt werden, erscheinen daher umso geringer, je weniger ambitioniert die Vermeidungsmaßnahmen sind, obwohl die Umweltauswirkungen der nicht geminderten Belastungen gleichbleiben. Darüber hinaus können Vermeidungskosten, die selbst von einem Minderungsziel abhängen, nicht zur Ableitung politischer Ziele herangezogen werden.
- ▶ Wiederherstellungskosten real oder virtuell sein können. Wenn die Wiederherstellung real und vollständig ist, verbleiben keine Auswirkungen, die bewertet werden müssen. Wenn die Wiederherstellung virtuell ist, bleiben die Auswirkungen bestehen, bis die Wiederherstellung tatsächlich erfolgt, falls sie jemals erfolgt. Daher ist die Wiederherstellung für die Dauer der Auswirkungen kein aussagekräftiger Ersatzwert, auch weil es keinen allgemeinen Zusammenhang zwischen dem Ausmaß eines Schadens und den Kosten seiner Wiederherstellung gibt.

Unsere Analyse der Wirkungspfade basiert auf dem von der Europäischen Umweltagentur (EEA) eingeführten DPSIR-Modell (Drivers-Pressures-States-Impacts-Responses bzw. Treiber-Belastungen-Zustand-Auswirkungen-Reaktionen)¹. Innerhalb dieses Modells konzentriert sich unsere Arbeit auf den Zusammenhang zwischen Belastungen (Pressures) und Auswirkungen (Impacts).

Bei den Kostensätzen in diesem Handbuch handelt es sich um Durchschnittswerte für Emissionen und wirtschaftliche Aktivitäten in Deutschland, die jedoch auch Auswirkungen im Ausland haben können. Dies gilt insbesondere für Schäden, die durch Treibhausgasemissionen verursacht werden. Emissionen klassischer Luftschadstoffe und Lärm verursachen je nach Emissionskontext Schäden unterschiedlicher geografischer Reichweite. Sollen die Umweltauswirkungen für spezifische lokale Gegebenheiten ermittelt werden, sollten die Kostensätze nach Möglichkeit an die jeweiligen Gegebenheiten angepasst werden. Durchschnittswerte können nur eine Annäherung liefern. Um die Kostensätze außerhalb Deutschlands anzuwenden, sollten sie an das jeweilige Einkommensniveau und gegebenenfalls an lokale Gegebenheiten wie Bevölkerungsdichte, Hintergrundemissionen usw. angepasst werden.

Bitte beachten Sie, dass es sich bei den Kostensätzen in diesem Handbuch um Schätzungen handelt. Sie stellen eher ungefähre als exakte Zahlen dar und zeigen die Größenordnung der Umweltauswirkungen. Dementsprechend sind die meisten Kostensätze gerundet. In einigen Bereichen umfasst die Bewertung der Umweltauswirkungen jedoch tendenziell größere Mengen, wie beispielsweise Millionen von gefahrenen Kilometern oder erzeugten Kilowattstunden. Für diese Bereiche haben wir uns entschieden, auf zwei Dezimalstellen zu runden, um eine übermäßige Anhäufung von Rundungsfehlern zu vermeiden.

Alle in diesem Dokument angegebenen Kostensätzen sind an das Preisniveau von 2025 angepasst. Für die Anwendung der Kostensätze auf Aktivitäten oder Emissionen nach 2025 ist eine Preisanpassung erforderlich. Dafür empfehlen wir, die Kostensätze anhand des Verbraucherpreisindex des jeweiligen nationalen Statistikamtes anzupassen.

Wir widmen diese Publikation Daniel Sutter, unserem geschätzten Kollegen von INFRAS, der über mehr als ein Jahrzehnt hinweg wesentlich zu unserer Forschung auf diesem Gebiet beigetragen hat. Daniel war auch an den Forschungsprojekten beteiligt, auf denen dieses Handbuch basiert. Er verstarb tragischerweise vor Abschluss der Projekte.

¹ Gemäß dem DPSIR Modell als Systemanalyse führen soziale und wirtschaftliche Aktivitäten (Drivers) zu Umweltbelastungen (Pressures), die wiederum den Umweltzustand (State) verändern, z.B. hinsichtlich der Ressourcenverfügbarkeit, Biodiversität oder Gesundheitsbedingungen. Diese Zustandsveränderungen wirken sich auf die menschliche Gesundheit, Ökosysteme und Materialien (Impacts) aus und können eine gesellschaftliche Reaktion (Response) hervorrufen, die sich dann wiederum durch Anpassungs- und Abhilfemaßnahmen auf die Treiber und Belastungen auswirkt (EEA 1998, S. 6).

2 Treibhausgasemissionen

2.1 Kostensätze für Kohlendioxid- und andere Treibhausgasemissionen

Treibhausgasemissionen tragen zur globalen Erwärmung bei, welche erhebliche Auswirkungen auf Ökosysteme, Infrastruktur, Wirtschaft und die menschliche Gesundheit hat. Wir empfehlen die Verwendung eines Kostensatzes von 990 €₂₀₂₅/t für Emissionen von CO₂-Äquivalenten (CO₂-Äq) im Jahr 2025, wenn das Wohlergehen der heutigen und zukünftigen Generationen gleich gewichtet wird (0% Reine Zeitpräferenzrate). Bei einer stärkeren Gewichtung des Wohlergehens der heutigen gegenüber dem der zukünftigen Generationen (1% Reine Zeitpräferenzrate) empfehlen wir einen Kostensatz von 345 €₂₀₂₅ / t CO₂-Äq². Darüber hinaus empfehlen wir eine Sensitivitätsanalyse mit dem jeweils anderen Wert.

Diese Empfehlungen folgen dem Ansatz der Social Cost of Carbon (SCC) (Schadenskostenkonzept) und basieren auf dem Greenhouse Gas Impact Value Estimator (GIVE)-Modell. Das ursprüngliche GIVE-Modell (Rennert et al. 2022) wurde für dieses Handbuch wie folgt angepasst (Einzelheiten siehe Abschnitt 2.2 Methodischer Hintergrund):

- ▶ Verwendung von Equity Weighting zur Berücksichtigung der Auswirkungen in verschiedenen Weltregionen³;
- ▶ Verwendung von zwei unterschiedlichen Zeitpräferenzparametern: einer Reinen Zeitpräferenzrate (RZPR) von RZPR=0%, die eine gleiche Gewichtung des Wohlergehens künftiger und heutiger Generationen widerspiegelt, und einer RZPR von 1%, die eine erheblich geringere Gewichtung des Wohlergehens künftiger Generationen widerspiegelt (wobei sich die RZPR von der Diskontrate unterscheidet);
- ▶ Verwendung des Wertes eines Statistischen Lebens (WSL) basierend auf Amann et al. (2020a). Dies steht im Einklang mit den Kostensätzen für Luftschadstoff- und Lärmemissionen in den Kapiteln 2 und 5;
- ▶ Verwendung des Verbraucherpreisindex des Statistischen Bundesamtes zur Anpassung der Preise aus dem Basisjahr des GIVE-Modells 2005 an das Jahr 2025⁴;
- ▶ Verwendung der Kaufkraftparitäten der OECD für die Währungsumrechnung von USD in EUR⁵.

² Weitere Informationen zur reinen Zeitpräferenzrate und zur Diskontierung finden Sie in Abschnitt 2.2 (Methodischer Hintergrund).

³ Prest et al. (2024), Anthoff (2025).

⁴ Destatis (2025). €₂₀₂₅ oder Preisniveau von 2025 bedeutet, dass die Preisentwicklung (Inflation) bis zum Ende von 2024 berücksichtigt wurde.

⁵ OECD (2024).

Für die Treibhausgasemissionen im Jahr 2020 sowie für die Jahre nach 2025 liefert das GIVE-Modell die folgenden, an die oben genannten Parameter angepassten Empfehlungen:

Tabelle 1: Kostensätze für Treibhausgasemissionen in €₂₀₂₅ / t THG

Emissions-jahr	Klimaschadenskosten in € ₂₀₂₅ /t THG					
	CO ₂ / CO ₂ -Äq		CH ₄		N ₂ O	
	0% RZPR	1% RZPR	0% RZPR	1% RZPR	0% RZPR	1% RZPR
2020	935	310	7.770	4.580	260.900	105.700
	...	...	...	...	...	...
2025	990	345	9.220	5.800	282.300	118.700
2026	1.000	350	9.510	6.040	286.600	121.300
2027	1.010	355	9.790	6.290	290.900	123.900
2028	1.020	365	10.080	6.530	295.200	126.500
2029	1.040	370	10.370	6.780	299.500	129.100
2030	1.050	375	10.660	7.020	303.800	131.700
	...	...	...	...	...	...
2040	1.150	440	14.200	9.950	339.900	154.500
2050	1.240	485	16.580	12.100	355.400	167.800

Bitte beachten Sie, dass es sich bei den Kostensätzen in dieser Tabelle wie auch im restlichen Handbuch um Schätzungen handelt, die die Größenordnung der Umweltauswirkungen wiedergeben aber keine exakten Werte darstellen.

Quelle: Angepasstes GIVE-Modell (Anthoff 2025) und eigene Berechnungen.

Bei der Verwendung dieser Kostensätze gelten folgende Leitlinien:

- ▶ Um Kostensätze für Jahre zu erhalten, für die in Tabelle 1 keine Zahlen angegeben sind, empfehlen wir eine lineare Interpolation zwischen den angegebenen Kostensätzen.
- ▶ Für eine Preisanpassung der Kostensätze empfehlen wir die Verwendung des Verbraucherpreisindex⁶.
- ▶ Tabelle 1 empfiehlt Kostensätze für die Treibhausgase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). Wenn detaillierte Informationen zu den Emissionen dieser drei Treibhausgase vorliegen, empfehlen wir die Verwendung der entsprechenden Kostensätze. Liegen jedoch nur Daten zu der Emission von CO₂-Äquivalenten vor, so empfehlen wir die Verwendung der CO₂-Kostensätze als Ersatz⁷.
- ▶ Das Treibhauspotenzial (GWP gemäß IPCC-Empfehlung⁸, Zeithorizont 100 Jahre) kann verwendet werden, um die Kostensätze von Kohlendioxid auf Treibhausgase zu

⁶ Für Deutschland siehe Destatis (2025).

⁷ Viele Datenbanken geben Emissionsfaktoren in CO₂-Äquivalenten an. Das bedeutet, dass alle Treibhausgasemissionen unter Verwendung des Treibhauspotenzials (GWP) in CO₂-Einheiten umgerechnet werden, wobei am häufigsten das GWP100 mit einem Zeithorizont von 100 Jahren verwendet wird. Diese GWP-Werte drücken das Treibhauspotenzial verschiedener Treibhausgase im Verhältnis zu CO₂ aus, d. h. in sogenannten CO₂-Äquivalenten; CO₂ hat somit ein Treibhauspotenzial von 1. Weitere Informationen finden Sie in UBA (2022a).

⁸ Vgl. IPCC AR6 (2022), oder IPCC AR7 sobald erschienen.

übertragen, die nicht in der obigen Tabelle enthalten sind, oder um Emissionsdaten für andere Treibhausgase in CO₂-Äquivalente umzurechnen.

- Bei der Verwendung der oben genannten Kostensätze zur Bewertung der Auswirkungen von Treibhausgasemissionen im Luftverkehr ist zu beachten, dass Verbrennungsprozesse in großen Höhen ein höheres Schadenspotenzial entwickeln⁹. Der spezifische Gewichtungsfaktor der Emissionen für einzelne Flüge hängt von einer Reihe von Parametern ab, wie z. B. dem Zeitpunkt und Ort der Emissionen sowie den Wetterbedingungen, und kann erheblich variieren. Liegt kein spezifischer Wert für den Emissionsgewichtungsfaktor für einzelne Flüge vor, kann ein Emissionsgewichtungsfaktor von 3 als Näherungswert verwendet werden (UBA 2025c).

2.2 Methodischer Hintergrund

2.2.1 Kostenkonzept – Schadenskosten- vs. Vermeidungskostenansatz

Wie in der Einleitung erläutert, verwenden wir in diesem Handbuch durchgehend den Schadenskostenansatz, um die Auswirkungen von Umweltbelastungen widerzuspiegeln. Im Zusammenhang mit Treibhausgasemissionen bedeutet dies, dass wir ein Konzept verwenden, das üblicherweise als „Social Cost of Carbon“ (SCC) bezeichnet wird und die Auswirkungen oder Schäden bewertet, die weltweit als Folge von Treibhausgasemissionen entstehen.

In anderen Zusammenhängen ist möglicherweise der Vermeidungs- oder Minderungskostenansatz besser geeignet. Der Vermeidungskostenansatz schätzt die Kosten für (technische oder verhaltensbezogene) Maßnahmen, die erforderlich sind, um ein vorab festgelegtes Emissionsminderungsziel zu erreichen, beispielsweise auf Grundlage nationaler Politik oder einer Unternehmensstrategie. Da die Vermeidungskosten auf einem bestimmten Reduktionsziel basieren, können sie nicht zur Ableitung eines solchen Ziels oder zur Bewertung von Auswirkungen herangezogen werden.

2.2.2 GIVE Modell

Die Klimakosten in früheren Versionen dieses Handbuchs basierten auf den SCC-Schätzungen des Modells „Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution“ (FUND) von Anthoff (2007). In der aktuellen Version verwenden wir SCC-Schätzungen des Nachfolgemodells GIVE, das 2022 eingeführt wurde. Während FUND die SCC für Emissionen von CO₂-Äquivalenten schätzte, modelliert GIVE zusätzlich auch direkt die Auswirkungen von Methan- (CH₄) und Lachgasemissionen (N₂O). Dies hat Vorteile gegenüber der Umrechnung der Methan- und Lachgasemissionen in CO₂-Äquivalente mithilfe des Treibhausgaspotenzials (GWP)¹⁰ und der anschließenden monetären Bewertung der CO₂-Äquivalentwerte, da das GWP100 alle Auswirkungen auf eine atmosphärische Verweildauer von 100 Jahren normalisiert. Dies kann zu Verzerrungen bei der Bewertung der Auswirkungen von Lachgas und Methan führen, da die atmosphärische Lebensdauer dieser Treibhausgase sich von der von CO₂ deutlich unterscheidet. Diese Verzerrungen können durch die direkte Modellierung der Methan- und Lachgasemissionen im GIVE-Modell vermieden werden.

Das GIVE-Modell ist ein Open-Source- Integrated Assessment Modell (IAM), das zur Berechnung der SCC verwendet wird. In einem ersten Schritt werden Prognosen zur wirtschaftlichen und demografischen Entwicklung herangezogen um einen zukünftigen Treibhausgasemissionspfad zu

⁹ UBA (2023a).

¹⁰ GWP100 von 273 für Lachgas, 27 für nicht-fossiles Methan und 29,8 für fossiles Methan, alle Werte gemäß IPCC AR6 (2022).

bestimmen. Anschließend wird der prognostizierte Treibhausgasemissionspfad in ein Klimamodul¹¹ eingespeist, mit dem dann die Treibhausgaskonzentrationen, Temperaturanstiege und der Anstieg des Meeresspiegels¹² modelliert werden können. Schließlich werden die modellierten Auswirkungen des Klimawandels auf verschiedene Sektoren monetarisiert, aggregiert und durch Diskontierung in einen Barwert umgerechnet. Das Modell ist stochastisch, die Ergebnisse (Verteilungen) werden aus einer großen Anzahl von Modellläufen (Monte Carlo) gewonnen.

Im Gegensatz zu älteren Modellen berücksichtigt GIVE Unsicherheiten einzelner Komponenten sowie des gesamten Modellierungsprozesses und ermöglicht so eine konsistente Bewertung der Auswirkungen marginaler Treibhausgasemissionen. Das bessere Verständnis und die bessere Integration von Unsicherheiten und anderen Komponenten, die für die Schätzung der Klimaschadenskosten relevant sind, sowie verbesserte Prognosen der wirtschaftlichen und demografischen Entwicklungen führen zu höheren SCC-Schätzungen als bei älteren Modellen.

Das in GIVE verwendete Schadensmodul umfasst vier Wirkungskategorien: Landwirtschaft, Gesundheit (durch hitzebedingte Mortalität), Energieverbrauch von Gebäuden und Anstieg des Meeresspiegels. Die resultierenden Klimaschadenskosten in den Bereichen Gesundheit, Energieverbrauch und Meeresspiegelanstieg liegen auf Ebene von Nationalstaaten vor, während sie für den Agrarsektor nur auf Ebene von 16 Weltregionen verfügbar sind. In Rennert et al. (2022), welche kein Equity Weighting vornehmen, trägt die durch den Klimawandel bedingte erhöhte hitzebedingte Sterblichkeit 49% zu den gesamten gesellschaftlichen Kosten von CO₂-Äquivalenten bei, während landwirtschaftliche Schäden 45% ausmachen, gefolgt von einem Beitrag des Energieverbrauchs von rund 5% und Schäden durch den Anstieg des Meeresspiegels, die nur 1% der gesamten Klimaschadenskosten ausmachen. Der geringe Einfluss des Anstiegs des Meeresspiegels auf die Klimaschadenskosten ist hauptsächlich darauf zurückzuführen, dass erhebliche Schäden durch den Anstieg des Meeresspiegels erst in der ferneren Zukunft auftreten, wodurch die Diskontierung sich hier am stärksten auswirkt. Der geringe Beitrag des Meeresspiegelanstiegs zu den gesamten Klimaschadenskosten ist auch auf das für diese Wirkungskategorie verwendete Modell (Coastal Impact and Adaptation Model, CIAM) zurückzuführen. In diesem Modell wird eine optimale Anpassungsstrategie unterstellt, wodurch die modellierten Kosten vergleichsweise gering ausfallen. Diese dürften in vielen Fällen aber nicht den tatsächlichen Kosten entsprechen, die sich aus einer womöglich suboptimalen Anpassungsstrategie an den steigenden Meeresspiegel ergeben (Rennert et al. 2022).

Durch die Aggregation der Klimaschadenskosten über die oben genannten Bereiche deckt GIVE vier sehr relevante Auswirkungen des Klimawandels ab. Gleichzeitig werden aber auch in GIVE eine Vielzahl weiterer bedeutender Folgen des Klimawandels nicht oder nicht vollständig berücksichtigt, wie z. B. Kipppunkte, Migration, Konflikte, Auswirkungen auf die Biodiversität, Extremwetterereignisse oder Auswirkungen auf die Arbeitsproduktivität. Die Integration dieser und anderer Auswirkungen in den Modellrahmen dürfte zu einem deutlichen Anstieg der Klimaschadenskostenschätzungen führen, siehe dazu bspw. die jüngsten Arbeiten von Bilal und Känzig (2024). Darüber hinaus decken selbst die berücksichtigten Wirkungskategorien nicht das gesamte Spektrum der in den jeweiligen Sektoren auftretenden Klimaschäden ab. So umfassen die Auswirkungen auf die Gesundheit beispielsweise nur den Anstieg der hitzebedingten Sterblichkeit, Morbiditätseffekte bleiben hingegen unberücksichtigt. Zudem dürften die tatsächlichen Kosten für die Anpassung an den Meeresspiegelanstieg, wie oben beschrieben, deutlich höher ausfallen als mit CIAM prognostiziert. Unter Berücksichtigung dessen, dass eine Vielzahl der durch den Klimawandel verursachten Auswirkungen in GIVE nicht oder nicht

¹¹ Finite Amplitude Impulse Response (FaIR) model, siehe Smith et al. (2018).

¹² Building blocks for Relevant Ice and Climate Knowledge (BRICK), siehe Wong et al. (2017).

umfassend berücksichtigt werden, sind die in diesem Kapitel dargestellten Klimaschadenskosten als sehr konservative Schätzungen zu interpretieren, die die tatsächlichen Schäden durch Treibhausgasemissionen wahrscheinlich erheblich unterschätzen. Eine Verbesserung der Datenbasis um weitere Auswirkungen und/oder die Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips bei der Schätzung von Klimaschäden dürfte die Schadenskosten erheblich erhöhen.

2.2.3 Diskontierung und die Reine Zeitpräferenzrate

Der Zeitpunkt, zu dem die Kosten und Nutzen heutiger Entscheidungen anfallen, spielt in ökonomischen Analysen eine wichtige Rolle. Um gegenwärtige und zukünftige Kosten und Nutzen zu vergleichen, werden zukünftige Kosten und Nutzen unter Verwendung einer Diskontrate auf den heutigen Tag abgezinst. Diese Diskontrate soll zwei Aspekte abbilden: (1) die individuelle oder gesellschaftliche Zeitpräferenz und (2) die relative Veränderung zwischen heutigen und künftigen Preisen verschiedener Güter und Dienstleistungen.

1. Die Zeitpräferenz, die in der Reinen Zeitpräferenzrate (RZPR) erfasst wird, spiegelt wider, in welchem Ausmaß Einzelpersonen oder die Gesellschaft als Ganzes gegenwärtigen Konsum von Gütern und Dienstleistungen gegenüber zukünftigem Konsum bevorzugen oder höher bewerten.

Bei privaten Gütern wird auf individueller Ebene in der Regel eine positive Zeitpräferenz angenommen, d. h. eine Präferenz dafür, zum Beispiel Einkommen oder Konsumgüter lieber früher als später zu erhalten. Die Entscheidungen von Regierungen betreffen jedoch häufig öffentliche Güter. Auswirkungen heutiger Entscheidungen auf öffentliche Güter werden oft erst in ferner Zukunft sichtbar, beispielsweise die langfristigen gesundheitlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung oder die Auswirkungen von Treibhausgasemissionen, die über Jahrzehnte oder Jahrhunderte in der Atmosphäre verbleiben. Solche langfristigen Auswirkungen betreffen Personen, die heute keine Entscheidungen treffen können, beispielsweise Kinder oder künftige Generationen. Die geringere Gewichtung der Präferenzen dieser Personen gegenüber denen der heutigen Entscheidungsträger*innen wirft aus generationenübergreifender Wohlfahrtsperspektive Fragen auf. In ökonomischen Modellen spiegelt eine RZPR von 0% die normative Annahme wider, dass der Nutzen („Wohlfahrt“) künftiger und heutiger Generationen gleich gewichtet werden sollte. Im Gegensatz dazu spiegelt eine $RZPR > 0$ die normative Annahme wider, dass der Nutzen heutiger Generationen höher gewichtet werden sollte als der künftiger Generationen¹³. Numerisch bedeutet eine RZPR von 1%, dass im generationsübergreifenden Vergleich nur 74% des Nutzens (Wohlfahrt) der in 30 Jahren auftritt und nur 55% des Nutzens der in 60 Jahren auftritt, berücksichtigt werden. Bei einer RZPR von 3% sinken diese Werte auf 41% bzw. 17%.

2. Bei Gütern und Dienstleistungen, die im Bruttoinlandsprodukt (BIP) und in Konsumkennzahlen erfasst sind, wird in der Regel davon ausgegangen, dass sie in Zukunft reichlicher verfügbar sein werden (Annahme, dass BIP und Konsum wachsen). Daher wird erwartet, dass ihre relativen Preise im Vergleich zu solchen Gütern und Dienstleistungen sinken werden, die in Zukunft relativ gesehen knapper werden (z. B. viele Ökosystemleistungen) oder konstant bleiben.

Im GIVE-Modell verwenden wir die von Frank Ramsey (Ramsey 1928) entwickelte soziale Diskontrate, die die beiden oben genannten Elemente kombiniert: i) die Reine Zeitpräferenzrate

¹³ Eine $RZPR < 0\%$ würde ein höheres Gewicht auf den Nutzen künftiger im Vergleich zur jetzigen Generation legen, eine Anwendung einer solchen Gewichtung ist jedoch nicht bekannt.

(RZPR) und ii) das erwartete Konsumwachstum, gewichtet nach seinen Auswirkungen auf den Grenznutzen der Verbraucher.

In GIVE ist die Konsumwachstumsrate eine abhängige Variable und variiert daher während über die Modellläufe (Monte Carlo Simulation) hinweg. Daher ist es nicht möglich, die genaue Diskontrate anzugeben, die für die in diesem Kapitel dargestellten Klimakosten verwendet wird. Die reine Zeitpräferenzrate wird jedoch über die Monte Carlo-Läufe hinweg konstant gehalten, und die Ergebnisse werden für eine RZPR von 0 % und 1 % dargestellt.

Angesichts dessen sind zwei weitere Aspekte zu beachten:

- ▶ Es ist zu erwarten, dass die relativen Preise für Konsumgüter sinken werden, wodurch sich die Diskontrate für diese Güter und Dienstleistungen erhöht. Demgegenüber nimmt die Bereitstellung vieler Ökosystemleistungen aufgrund der Zerstörung von Habitaten, Klimawandel und Biodiversitätsverlust ab. Dementsprechend besteht für die ökonomische Bewertung der meisten Umweltauswirkungen Konsens darüber, dass die relative Verknappung von Ökosystemleistungen zu relativen Preissteigerungen führt und darum eine niedrigere Diskontrate anzuwenden ist (siehe z. B. Drupp et al. 2024). Selbst wenn die Umweltzerstörung gestoppt würde, würden steigende Einkommen zu einer relativen Verknappung der Ökosystemleistungen führen und somit zu einer Steigerung der Zahlungsbereitschaft (Willingness to Pay - WTP) für diese Leistungen (Einkommenseffekt). Wenn jedoch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen, wie viele ökologische Indikatoren (z. B. Arten der Roten Liste der IUCN, Verlust der Waldfläche, Living Planet Index, Ecosystem Integrity Index) zeigen, weiter zurückgeht, würde die Zahlungsbereitschaft für Ökosystemleistungen noch weiter steigen (Knappheitseffekt) (Drupp et al. 2024, Baumgärtner et al. 2015), was eine noch niedrigere Diskontrate bedeuten würde.
- ▶ Bei privatwirtschaftlichen Entscheidungen, die auf individuellen Präferenzen basieren, ist es üblich, einen Marktzinssatz zur Diskontierung künftiger Kosten und Erträge zu verwenden. Dieser Marktzinssatz entspricht den Opportunitätskosten des Kapitals. Dahinter steht die Idee, dass bei diesem Zinssatz künftige Kosten durch heute investiertes Kapital ausgeglichen werden können. Dem zugrunde liegen die Annahmen, dass i) das investierte Kapital und die künftigen Kosten dieselbe wirtschaftliche Entität betreffen und ii) die Kosten dem gleichen allgemeinen Markttrend folgen wie die finanziellen Erträge. Für politische Entscheidungen ist der Marktzinssatz jedoch kein geeignetes Konzept. Zum einen kann angesichts der zeitlichen, geografischen und sozialen Distanz zwischen Entscheidung und Eintreten der Folgen vieler politischer Entscheidungen nicht sichergestellt werden, dass die Erträge aus den Investitionen denjenigen zur Verfügung stehen, die die Kosten tragen. Zum anderen folgen grundlegende Wohlfahrtskomponenten wie Ökosystemleistungen nicht unbedingt dem Markttrend (in Bezug auf Preise und Mengen, siehe z. B. Punkt 1 oben). Da die Monetarisierung von Umweltauswirkungen auf einem Grenznutzenkonzept basiert, muss die Diskontrate außerdem berücksichtigen, dass der Zusammenhang zwischen den Finanzmärkten und dem Grenznutzen der Betroffenen unvollständig ist, z. B. wenn betroffene Gemeinschaften überhaupt keinen Zugang zu den Finanzmärkten haben. Zudem muss die bei politischen Entscheidungen anzuwendende Diskontrate, neben den oben genannten Einschränkungen, auch die höhere gesellschaftliche Risikoaversion sowie langfristige staatliche Ziele wie Generationengerechtigkeit und langfristige gesellschaftliche Wohlfahrt berücksichtigen.

2.2.4 Equity Weighting

Das UBA befürwortet seit der ersten Ausgabe dieses Handbuchs „Methodenkonvention 1.0“ im Jahr 2007 die Verwendung von Equity Weighting, um die Wohlfahrtseffekte für alle Menschen gleichermaßen zu berücksichtigen. Beim Equity Weighting werden die Schäden, die durch in Deutschland emittierte Treibhausgase verursacht werden, aber in verschiedenen Teilen der Welt auftreten, mit dem jeweiligen Verhältnis der Durchschnittseinkommen gewichtet (siehe Kasten „Equity Weighting“). Wir bewerten somit die durch eine Tonne Treibhausgase verursachten Schadenskosten so, als ob sie (vollständig) in Deutschland entstanden wären, oder vielmehr, als ob die ganze Welt das gleiche Einkommensniveau wie Deutschland hätte. Einkommensunterschiede innerhalb Deutschlands werden nicht berücksichtigt, d. h. der Schaden wird so bewertet, als ob die Auswirkungen des Klimawandels die ärmeren und reicheren Teile der Bevölkerung gleichermaßen betreffen würden.

Equity Weighting wäre bei der Berechnung der Klimakosten nicht erforderlich, wenn die Betroffenen tatsächlich umgehend von den Verursachern entschädigt würden. Dies ist jedoch weder für interregionale noch für intertemporale Entschädigungen eine realistische Annahme. Equity Weighting ist daher erforderlich, um sicherzustellen, dass die Klimaschadenskosten die tatsächlichen Auswirkungen der Emissionen auf die Lebensqualität der betroffenen Menschen erfassen (ökonomisch ausgedrückt der „Nutzen“ oder die „Wohlfahrt“) und nicht nur nominale Einkommensverluste bewerten.

Hintergrund und Anwendung von Equity Weighting

Die Auswirkungen des Klimawandels sind global, sie treten unabhängig davon auf, wo Treibhausgase ausgestoßen werden. Dementsprechend verursacht jede Tonne Treibhausgas, die in Deutschland ausgestoßen wird, Schäden auf der ganzen Welt.

Aufgrund des unterschiedlichen wirtschaftlichen Wohlstands in verschiedenen Regionen der Welt entsprechen vergleichbare Schäden jedoch unterschiedlichen nominalen Geldwerten. Wenn beispielsweise Wohngebäude durch Unwetterereignisse zerstört werden, ist ihr materieller Wert in reicheren Ländern im Durchschnitt höher als in ärmeren Ländern. Die Menschen in ärmeren Ländern sind jedoch in Bezug auf ihre Lebensqualität (ökonomisch ausgedrückt ihrem „Nutzen“ oder „Wohlfahrt“) mindestens genauso stark betroffen wie Menschen in reicheren Ländern, oft sogar noch stärker, da ihnen Versicherungen und staatliche Hilfen fehlen. Der Ersatz der entstandenen Schäden (z.B. Reparatur von Gebäuden und Infrastruktur) ist zwar nominal in ärmeren Ländern billiger, jedoch ist auch der Nutzenverlust pro Geldeinheit größer, der dadurch entsteht, dass das für die Reparatur benötigte Geld nicht für andere Zwecke verwendet werden kann. Diese Wohlfahrtsunterschiede lassen sich bei der Schätzung globaler Klimaschäden durch Equity Weighting berücksichtigen. Die Verwendung deutscher Equity Weights bedeutet somit, dass wir die durch eine Tonne Treibhausgas verursachten Schadenskosten so schätzen, als ob die ganze Welt das gleiche Einkommensniveau wie Deutschland hätte.

Durch Equity Weighting werden die nominalen Geldwerte der Schäden mit dem Durchschnittseinkommen des Landes, in dem sie auftreten, gewichtet. Verursacht der Klimawandel in einem Land mit einem Durchschnittseinkommen von 500 € pro Kopf einen angenommenen Schaden von 1 €, so beläuft sich der Schaden auf 1/500 des Pro-Kopf-Einkommens. Wenn derselbe Schaden jedoch in einem Land mit einem Durchschnittseinkommen von 5.000 € entsteht, würde dieser Schaden nur 1/5.000 des Pro-Kopf-Einkommens ausmachen. Equity Weighting bedeutet, den Schaden entsprechend dem Durchschnittseinkommen zu gewichten. Wenn das Pro-Kopf-Einkommen in einem armen Land zehnmal geringer ist, werden die nominalen Schadenskosten zehnmal höher gewichtet.

3 Luftschadstoffemissionen

3.1 Durchschnittskostensätze für Luftschadstoffemissionen

Luftschadstoffemissionen haben erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt und die Gesundheit, was zu hohen wirtschaftlichen Kosten führt. Die in diesem Kapitel dargestellten Kostensätze basieren auf den Arbeiten von van der Kamp et al. (2024) und eigenen Berechnungen. Sie berücksichtigen Auswirkungen auf die Gesundheit (Mortalität und Morbidität), Nutzpflanzen sowie Materialien und Gebäude¹⁴ und beruhen auf den folgenden methodischen Festlegungen (weitere methodische Hintergründe siehe Abschnitt 3.4):

- ▶ Die Kostensätze beziehen sich auf die Emissionen von Luftschadstoffen in Deutschland, nicht auf Immissionen, und werden als durchschnittliche Kosten je emittierter Einheit des jeweiligen Luftschadstoffs angegeben. Dies dient dem Zweck, die Kostensätze für praktische Anwendungen wie Kosten-Nutzen-Analysen besser nutzbar zu machen, da so der Zusammenhang zwischen spezifischen Emissionen von Luftschadstoffen und den daraus resultierenden (monetarisierten) Auswirkungen hergestellt werden kann.
- ▶ Die Kostensätze spiegeln das Preis- und Einkommensniveau (gemessen am Pro-Kopf-BIP) für Deutschland im Jahr 2025 wider.
- ▶ Die Luftqualität und die Exposition gegenüber Luftschadstoffen werden mit EcoSenseWeb modelliert, einem Modell, das für das EU-Projekt NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability) entwickelt wurde, Version v1.3 (Preiss et al. 2008). Die Expositions-Wirkungs-Funktionen basieren weitgehend auf dem Projekt HRAPIE (Health Risks of Air Pollution In Europe), mit folgender Ausnahme: Für das Mortalitätsrisiko durch langfristige Feinstaubexposition verwenden wir die Expositions-Wirkungs-Beziehung von Chen und Hoek (2020).
- ▶ Die monetäre Bewertung der Gesundheitswirkungen basiert auf Amann et al. (2020a), während die Bewertung der nicht gesundheitsbezogenen Auswirkungen auf Daten aus dem NEEDS-Projekt sowie auf Expositions-Wirkungs-Beziehungen in Mills et al. (2007) zur Bewertung der Auswirkungen auf Nutzpflanzen basiert.
- ▶ Die Kostensätze für NO_x, SO₂ und NH₃ bewerten nicht die direkten Auswirkungen dieser Schadstoffe, sondern erfassen nur indirekte Auswirkungen über den Beitrag zur sekundären Feinstaubbildung.

Tabelle 2 zeigt die durchschnittlichen Kostensätze je emittierter Tonne des jeweiligen Schadstoffs¹⁵ für Emissionen aus „unbekannten Quellen“¹⁶ in Deutschland. Diese Durchschnittswerte können für eine grobe Schätzung der durch Luftschadstoffe verursachten Auswirkungen herangezogen werden, wenn keine spezifischen Informationen über die Emissionsquelle verfügbar sind.

¹⁴ In früheren Versionen dieses Handbuchs wurden auch die Biodiversitätsverluste durch Luftverschmutzung auf Grundlage des NEEDS-Projekts berücksichtigt. Angesichts der Schwierigkeiten bei der Bewertung von Biodiversitätsauswirkungen haben wir jedoch beschlossen, diese Auswirkungen nicht mehr zu berücksichtigen. Folglich sollten die Kostensätze als eher konservative Schätzungen der tatsächlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung interpretiert werden. Eine ausführlichere Erläuterung finden Sie in Kapitel 9.

¹⁵ Die wichtigsten Luftschadstoffe in diesem Zusammenhang sind Feinstaub (PM), Stickoxide (NO_x), Schwefeldioxid (SO₂), flüchtige organische Verbindungen außer Methan (NMVOC) und Ammoniak (NH₃).

¹⁶ Unbekannte Quelle (unbekannte Freisetzungshöhe) bedeutet, dass keine Angaben zur Schornsteinhöhe der jeweiligen Emissionsquelle vorliegen. Es handelt sich daher um Durchschnittswerte. Die Auswirkungen nehmen mit abnehmender Höhe der Emissionsquelle zu, d. h. Emissionen aus niedrigen Emissionsquellen (Anlagen mit geringer Schornsteinhöhe) führen zu stärkeren Auswirkungen als Emissionen aus höheren Emissionsquellen.

Tabelle 2: Durchschnittliche Kostensätze für Luftschadstoffemissionen aus unbekannter Quelle (in €₂₀₂₅ /t)

	Kostensätze für Emissionen in Deutschland in € ₂₀₂₅ /t			
	Gesundheits-schäden	Ernteschäden	Material-/Gebäudeschäden	Gesamt
PM_{2,5}	128.200	-	-	128.200
PM_{coarse}	1.690	-	-	1.690
PM₁₀	90.200	-	-	90.200
NO_x	36.000	1.530	210	37.740
SO₂	34.500	-140	965	35.325
NMVOC	525	1.450	-	1.975
NH₃	30.400	-125	-	30.275

Annahme: PM₁₀ besteht zu 70 % aus PM_{2,5} und zu 30 % aus PM_{coarse}. Für NH₃, NO_x und SO₂ spiegeln die Kostensätze nur die Auswirkungen über den Beitrag zur sekundären Feinstaubbildung wider. Die negativen Werte für die Auswirkungen auf Nutzpflanzen resultieren aus Düngungseffekten. Diese Effekte werden derzeit kritisch hinterfragt, da sie mit einem Qualitätsverlust der betroffenen Nutzpflanzen in Verbindung gebracht werden könnten.

Quelle: Van der Kamp et al. (2024) und eigene Berechnungen.

3.2 Differenzierte Kostensätze für Luftschadstoffe aus verschiedenen Quellen

Die negativen Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit nehmen tendenziell zu, je geringer die Höhe der Emissionsquelle und je höher die Bevölkerungsdichte in ihrer Umgebung ist. Folglich wirken sich diese Parameter auch auf die Höhe der Kostensätze je Tonne emittierter Luftschadstoffe aus. Die Abhängigkeit von Freisetzungshöhe und Bevölkerungsdichte ist für die Kostensätze für Feinstaubemissionen besonders relevant. Die Kostensätze für die anderen Luftschadstoffe weisen hingegen nur geringe Schwankungen auf. Daher ist es für die meisten Anwendungsfälle ausreichend, durchschnittliche Kostensätze zu verwenden. Wenn jedoch standortspezifische Bewertungen erforderlich sind oder der Anteil der Feinstaubemissionen relativ hoch ist, kann die Anwendung differenzierter Kostensätze zusätzliche Erkenntnisse liefern.

Tabelle 3 zeigt die gesundheitsbezogenen Kostensätze für Luftschadstoffemissionen durch Kraftwerke, industrielle Verbrennungsprozesse und Kleinf Feuerungsanlagen in Deutschland. Die monetarisierten Gesundheitseffekte werden nach Freisetzungshöhe (Kraftwerke (>100 m), industrielle Stromerzeugung (20–100 m) und kleine Verbrennungsanlagen (0–20 m)) sowie nach Standort der Emissionsquelle (Ballungsräume (Stadt) und städtische Gebiete (Kleinstadt)) differenziert.

Für die Auswirkungen auf Nutzpflanzen und Materialien/Gebäude (siehe Tabelle 2) wird keine Unterscheidung nach Sektor, Umgebung oder Freisetzungshöhe vorgenommen. Die entsprechenden Kostensätze bleiben über die verschiedenen Emissionshöhen und -umgebungen hinweg konstant und sollten zu den differenzierten gesundheitsbezogenen Kostensätzen (in Tabelle 3) addiert werden.

Tabelle 3: Gesundheitsbezogene Kostensätze für Luftschadstoffemissionen aus Kraftwerken, Verbrennungsprozessen in der Industrie und Kleinf Feuerungsanlagen (in €₂₀₂₅ / t)

Kostensätze für Gesundheitswirkungen in € ₂₀₂₅ /t Emission											
Sektor:	Kraftwerke	Verbrennungsprozesse in der Industrie					Kleinf Feuerungsanlagen				
Umgebung:	Unbekannt	Unbekannt	Großstadt		Stadt		Unbekannt	Großstadt		Stadt	
Emissionshöhe (in m):	>100	0-100	0-20	20-100	0-20	20-100	0-100	0-20	20-100	0-20	20-100
PM _{2,5}	66.900	137.400	245.900	138.700	170.300	138.700	130.300	233.200	131.600	161.500	131.600
PM _{coarse}	745	1.870	3.350	1.890	2.320	1.890	1.690	3.030	1.710	2.100	1.710
PM ₁₀	47.000	96.700	173.100	97.700	119.900	97.700	91.700	164.100	92.600	113.700	92.600
NO _x	28.800	38.100	38.100	38.100	38.100	38.100	39.400	39.400	39.400	39.400	39.400
SO ₂	31.800	35.600	35.600	35.600	35.600	35.600	35.900	35.900	35.900	35.900	35.900
NM VOC	530	535	535	535	535	535	530	530	530	530	530
NH ₃	33.300	33.200	33.200	33.200	33.200	33.200	33.100	33.100	33.100	33.100	33.100

Kategorien "Großstadt" und "Stadt" unterscheiden sich nach der Gemeindegröße (Großstadt >100.000, 2.000<Stadt<100.000)

Annahme: PM₁₀ besteht zu 70 % aus PM_{2,5} und zu 30 % aus PM_{coarse}. Für NH₃, NO_x und SO₂ spiegeln die Kostensätze nur die Auswirkungen über den Beitrag zur sekundären Feinstaubbildung wider.

Quelle: Van der Kamp et al. (2024) und eigene Berechnungen.

3.3 Kostensätze für Luftschadstoffemissionen des Straßenverkehrs

Wie oben erwähnt, fallen die gesundheitlichen Auswirkungen durch Luftschadstoffe in der Regel umso schwerwiegender aus, je niedriger die Emission freigesetzt wird. Folglich sind die gesundheitlichen Auswirkungen von Luftschadstoffemissionen im Straßenverkehr besonders gravierend, da die Emissionsquellen in Form von Fahrzeugen (Freisetzungshöhe 0–3 m) in unmittelbarer Nähe zu Menschen als Rezeptoren liegen. Dieser Effekt ist bei Feinstaubemissionen besonders ausgeprägt. In Ballungsräumen mit hoher Bevölkerungsdichte, in denen eine größere Anzahl von Menschen mit einem höheren Straßenverkehrsaufkommen zusammenfällt, wird dieser Effekt noch verstärkt, wodurch sich die negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit weiter verschärfen. Um diesen Unterschied in der Schwere der gesundheitlichen Auswirkungen in verschiedenen Umgebungen zu berücksichtigen, werden die Kostensätze anhand eines Anpassungsfaktors justiert, der die unterschiedlichen Bevölkerungsdichten in den jeweiligen Umgebungen (städtisch, vorstädtisch, ländlich) widerspiegelt.

Für die Auswirkungen auf Nutzpflanzen und Materialien/Gebäude (siehe Tabelle 2) wird keine Unterscheidung nach Sektor, Umgebung oder Freisetzungshöhe vorgenommen. Die entsprechenden Kostensätze bleiben über die verschiedenen Emissionshöhen und -umgebungen hinweg konstant und sollten zu den differenzierten gesundheitsbezogenen Kostensätzen (in Tabelle 4) addiert werden.

Tabelle 4: Gesundheitsbezogene Kostensätze für Luftschadstoffemissionen im Verkehr (in €₂₀₂₅ / t)

Kostensätze für Gesundheitswirkungen in € ₂₀₂₅ / t Emission				
Umgebung	Unbekannt	Urban	Suburban	Ländlich
PM _{2,5}	125.900	511.600	147.500	86.600
PM _{coarse}	1.600	7.800	1.940	965
PM ₁₀ Abrieb	63.800	259.700	74.700	43.780
NO _x	37.100	37.100	37.100	37.100
SO ₂	34.600	34.600	34.600	34.600
NMVOC	525	525	525	525
NH ₃	32.100	32.100	32.100	32.100

Die Kategorien Urban, Suburban und Ländlich unterscheiden sich hinsichtlich der Bevölkerungsdichte (Urban > 1.500/km², 300/km² < Suburban < 1.500/km², Ländlich < 300/km²).

Annahmen zur Zusammensetzung von Feinstaub: Für Reifen-, Bremsen- und Straßenabrieb wird angenommen, dass PM₁₀ zu 50 % aus PM_{2,5} und zu 50 % aus PM_{coarse} besteht. Für Abgasemissionen aus dem Straßenverkehr wird angenommen, dass der Anteil von PM_{2,5} an PM₁₀ 100% beträgt, sodass die entsprechenden Kostensätze für PM_{2,5} verwendet werden können. Für NH₃, NO_x und SO₂ spiegeln die Kostensätze nur die Auswirkungen über den Beitrag zur sekundären Feinstaubbildung wider.

Quelle: Van der Kamp et al. (2024) und eigene Berechnungen.

3.4 Methodischer Hintergrund

Für die Modellierung der Luftqualität ebenso wie für die Expositionsmodellierung verwenden wir das für das EU-Projekt NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability) entwickelte Modell EcoSenseWeb, Version v1.3 (Preiss et al. 2008). Es wurde bereits in früheren Versionen dieses Handbuchs verwendet (Methodenkonventionen 2.0, 3.0 und 3.1, vgl. z. B. UBA (2023c)). EcoSenseWeb ist ein Integriertes Ausbreitungs- und Expositionsmodell für Luftschadstoffe, mit dem die externen Kosten der Luftverschmutzung mit einem Schwerpunkt auf den Gesundheitsauswirkungen berechnet werden (Universität Stuttgart 2024). Es basiert auf dem Modell des European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). Aufgrund der sinkenden Emissionen in Deutschland wird für die Kostensätze in diesem Handbuch das EcoSenseWeb-Emissionsszenario für das Jahr 2020 verwendet, im Gegensatz zum Emissionsszenario 2010, welches für frühere Versionen verwendet wurde und ein höheres Emissionsniveau zugrunde legte. Zwar liegen neuere Erkenntnisse zur Modellierung der atmosphärischen Ausbreitung von Emissionen innerhalb des EMEP-Modells vor, diese werden jedoch in der derzeit verfügbaren Version von EcoSenseWeb nicht berücksichtigt und können daher nicht zur Schätzung der Kostensätze herangezogen werden. Neben den Auswirkungen auf die Gesundheit umfassen die Kostensätze für die Emission von Luftschadstoffen auch Auswirkungen auf Nutzpflanzen sowie Materialschäden. Soweit möglich wurden die Auswirkungen auf Nutzpflanzen auf der Grundlage der Expositions-Wirkungs-Beziehungen in Mills et al. (2007) bewertet. Für die übrigen Luftschadstoffe sowie für die Material- und Gebäudeschäden wurden die Kostensätze aus aktualisierten NEEDS-Daten abgeleitet.

Bei der Aktualisierung dieses Handbuchs folgt die Bewertung der gesundheitlichen Auswirkungen von Luftschadstoffen weitgehend den Empfehlungen von Amann et al. (2020b), die Expositions-Wirkungs-Beziehungen aus dem HRAPIE-Projekt (Health Risks of Air Pollution In Europe) beizubehalten, mit einer Ausnahme: Für das Mortalitätsrisiko durch langfristige Exposition gegenüber Feinstaub verwenden wir die Expositions-Wirkungs-Beziehung von Chen und Hoek (2020). Die Expositions-Wirkungs-Funktionen aus HRAPIE und Chen und Hoek (2020) werden in ein vereinfachtes Berechnungsmodell eingegeben, das die Zunahme der verlorenen Lebensjahre (Years of Life Lost, YLL) aufgrund erhöhter Luftschadstoffkonzentrationen ermittelt. Im Vergleich zur vorherigen Version dieses Handbuchs fallen die berechneten YLL etwa 30 % höher aus, was zu einem deutlichen Anstieg der Kostensätze für die Emissionen der meisten Luftschadstoffe führt. Für die Monetarisierung der gesundheitlichen Auswirkungen der Exposition gegenüber Luftschadstoffen verwenden wir die in Amann et al. (2020a) angegebenen Kosten für verschiedene Morbiditätseffekten sowie für Mortalität. Für fast alle in Amann et al. (2020a) bewerteten Gesundheitsendpunkte haben sich die monetarisierten Gesundheitsauswirkungen im Vergleich zur vorherigen Version dieses Handbuchs deutlich erhöht. Diese beiden Effekte, d. h. der Anstieg der YLL in Kombination mit höheren Werten für monetarisierte Gesundheitsauswirkungen, führen zu einem deutlichen Gesamtanstieg der meisten Kostensätze für die Emission von Luftschadstoffen. Sie überwiegen den dämpfenden Effekt niedrigerer Emissionswerte von Luftschadstoffen, der durch die Verwendung des Emissionsszenarios für 2020 in EcoSenseWeb berücksichtigt ist.

Wie Amann et al. (2020a) hervorheben, stützen sich viele Forschungsprojekte, teils um zusätzliche Gesundheitsauswirkungen erweitert, weiterhin auf die Expositions-Wirkungs-Beziehungen und Ergebnisse aus HRAPIE. Dies führt jedoch tendenziell zu einer Unterschätzung der gesundheitlichen Auswirkungen der Luftverschmutzung (Amann et al. 2020a). Darüber hinaus ist es nach wie vor nicht möglich, die Auswirkungen der direkten NO₂-Exposition zu quantifizieren, was zu einer Unterschätzung der Auswirkungen von NO₂ Emissionen führt. Die in den Tabellen dieses Kapitels aufgeführten Kostensätze für die Emission von Luftschadstoffen

sollten daher als konservative Schätzungen interpretiert werden, die die tatsächlichen Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit wahrscheinlich unterschätzen.

Die Kostensätze für Luftschadstoffe werden als durchschnittliche Kosten je emittierter Einheit angegeben. Dies spiegelt den allgemeinen Schwerpunkt dieses Handbuchs wider, die Kostensätze für praktische Anwendungen wie Kosten-Nutzen-Analysen nutzbar zu machen – wie hier für die Betrachtung von spezifischen Luftschadstoffemissionen und den daraus resultierenden (monetären) Auswirkungen. Diese Anwendungsperspektive ist auch der Grund dafür, dass sich die Luftschadstoffkostensätze auf Emissionen statt auf Immissionen beziehen: Oft ist es einfacher, die Emissionen einzelner Anlagen, Projekte, Gesetzesentwürfe usw. zu quantifizieren als die damit verbundenen Immissionen. Die Beziehung zwischen Emissionen und Immissionen wird im Rahmen des Wirkungspfadansatzes (DPSIR, siehe Einleitung) modelliert.

Die in Tabelle 2 bis Tabelle 4 enthaltenen Werte sind in Preisen von 2025 angegeben und berücksichtigen die Einkommensentwicklung in Deutschland bis zum Jahr 2025. In der Originalquelle, Amann et al. (2020a), sind die Geldwerte in Euro des Jahres 2005 angegeben und beziehen sich auf den EU27-Raum und nicht speziell auf Deutschland. Um den aktuellen Wert des Euro widerzuspiegeln, wurde die Preisniveauentwicklung in Deutschland zwischen 2005 und 2024 berücksichtigt. Wir haben den Verbraucherpreisindex des Statistischen Bundesamtes verwendet, um die Kostensätze in €₂₀₂₅ umzurechnen¹⁷. Um zudem Kaufkraftunterschiede zwischen dem EU27-Durchschnitt und Deutschland zu berücksichtigen, werden die Geldwerte für Deutschland mithilfe des Pro-Kopf-BIP als Näherungsgröße kaufkraftbereinigt¹⁸. Wir haben ferner berücksichtigt, dass die Zahlungsbereitschaft zur Vermeidung immaterieller Gesundheitsbeeinträchtigungen (Schmerzen und Leid) mit dem Einkommen steigt. Daher erfolgt eine Anpassung der Kostensätze entsprechend der Entwicklung des Bruttoinlandsprodukts pro Kopf in Deutschland zwischen 2005 und 2025¹⁹ (unter Verwendung einer Elastizität von 0,85, die auf dem NEEDS-Projekt basiert und den angenommenen Zusammenhang zwischen dem Anstieg des Einkommens und dem Anstieg der Zahlungsbereitschaft widerspiegelt).

¹⁷ Destatis (2025). Wenn von €₂₀₂₅ oder dem Preisniveau von 2025 die Rede ist, bedeutet dies, dass die Preisentwicklung (Inflation) bis zum Ende des Jahres 2024 berücksichtigt wurde.

¹⁸ Eurostat (2025).

¹⁹ Eurostat (2025).

4 Strom- und Wärmerzeugung und Kühlung

4.1 Kostensätze für die Stromerzeugung

Die Umweltauswirkungen der Stromerzeugung hängen stark von der eingesetzten Technologie, d. h. der zur Stromerzeugung genutzten Energiequelle, ab. Generell lässt sich festhalten, dass die Umweltkosten pro Stromeinheit (Kilowattstunde) bei erneuerbaren Energien deutlich niedriger ausfallen als bei fossilen Energieträgern. Die Kostensätze in diesem Kapitel basieren auf den Arbeiten von Walther et al. (2024b), van der Kamp et al. (2024) und Anthoff (2025).

Eine detailliertere Beschreibung der Methodik findet sich in Abschnitt 4.4. Im Folgenden geben wir einen Überblick zu wichtigen Festlegungen für die Kostensätze in Tabelle 5:

- ▶ Zur Ermittlung der Kostensätze in diesem Kapitel werden Emissionsfaktoren zu direkten und indirekten Emissionen der Stromerzeugung mit den in den Kapiteln 2 und 3 dargestellten Kostensätzen für Treibhausgase und Luftschadstoffe kombiniert.
- ▶ Die Kostensätze in diesem Kapitel erfassen die mit Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen im Zusammenhang stehenden Umweltauswirkungen der Stromerzeugung. Andere Umweltauswirkungen, wie z. B. Auswirkungen auf Ökosysteme und Biodiversität durch Landnutzungsänderungen oder andere Formen der Umweltverschmutzung, werden nicht berücksichtigt.
- ▶ Alle Werte sind Durchschnittswerte für die Stromerzeugung in Deutschland; wenn eine standortspezifische, differenzierte Bewertung angestrebt wird, sind Informationen und Annahmen zu den Standorten der Stromerzeugungsanlagen sowie zu deren spezifischen Emissionen erforderlich.
- ▶ Für jede Energiequelle werden zwei Kostensätze angegeben – einer mit einer Reinen Zeitpräferenzrate (RZPR) von 0% und einer mit einer RZPR von 1% für Treibhausgasemissionen (weitere Informationen siehe Abschnitt 2.2).

Tabelle 5: Kostensätze für die Stromerzeugung in Deutschland einschließlich Vorketten in €-Cent₂₀₂₅ / kWh_{el}

Kostensätze für die Stromerzeugung in €-Cent ₂₀₂₅ /kWh _{el}					
Stromerzeugung durch	Luftschadstoffe	Treibhausgase (1% RZPR)	Treibhausgase (0% RZPR)	Umweltkosten gesamt (1% RZPR)	Umweltkosten gesamt (0% RZPR)
Deutscher Strommix 2024*	2,23	11,56	32,53	13,79	34,76
<i>Fossile Energien</i>					
Braunkohle	3,93	35,89	103,34	39,82	107,27
Steinkohle	4,82	29,08	82,26	33,90	87,09
Erdgas	1,18	14,72	41,23	15,90	42,41
Öl	8,94	28,91	83,06	37,85	92,00
<i>Erneuerbare Energien</i>					
Biomasse**	8,08	7,45	16,48	15,54	24,56
Photovoltaik	0,82	1,90	5,36	2,72	6,18
Wasserkraft	0,08	0,13	0,36	0,21	0,43
Windenergie***	0,37	0,56	1,58	0,93	1,95

Bitte beachten Sie, dass die Kostensätze in dieser Tabelle Größenordnungen der Umweltauswirkungen wiedergeben und keine exakten Werte darstellen. Da es bei der Bewertung von Umweltauswirkungen im Energiesektor jedoch tendenziell um größere Mengen geht, z. B. Millionen von erzeugten Kilowattstunden, haben wir uns entschieden, nicht weiter als auf zwei Dezimalstellen zu runden, um eine übermäßige Anhäufung von Rundungsfehlern zu vermeiden.

* Basierend auf AG Energiebilanzen e.V. (2025).

** Durchschnittswert, gewichtet nach Erzeugungsanteilen für gasförmige, flüssige und feste Biomasse.

*** Durchschnittswert aus Onshore- und Offshore-Windenergie, gewichtet nach Erzeugungsanteilen.

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von Walther et al. (2024b), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigenen Berechnungen.

4.2 Kostensätze für die Wärmeerzeugung

Das allgemeine Vorgehen zur Ermittlung der Umweltkosten der Wärmeerzeugung entspricht dem für die Stromerzeugung: Zur Bewertung der direkten und indirekten Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen aus der Wärmeerzeugung für verschiedene Energiequellen werden Emissionsfaktoren des Umweltbundesamtes herangezogen. Diese Emissionsfaktoren werden dann mit den Kostensätzen für Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen aus den Kapiteln 2 und 3 verschnitten, um die in Geldwerten ausgedrückten Umweltwirkungen der Wärmeerzeugung zu ermitteln.

Analog zum Vorgehen bei der Stromerzeugung verfolgen wir auch hier einen generischen Ansatz auf nationaler Ebene. Wenn eine standortspezifische Bewertung erforderlich ist, sollten die differenzierten Kostensätze aus Kapitel 3 zur Bewertung der Luftschadstoffauswirkungen verwendet werden. Weitere methodische Hintergründe finden Sie in Abschnitt 4.4. Für jede Energiequelle werden zwei Kostensätze angegeben – einer mit einer Reinen Zeitpräferenzrate (RZPR) von 0% und einer mit einer RZPR von 1% für Treibhausgasemissionen (weitere Informationen zur RZPR finden Sie in Abschnitt 2.2).

Tabelle 6: Kostensätze für die Wärmeerzeugung der Haushalte in Deutschland in €-Cent₂₀₂₅ / kWh_{Endenergie}

Kostensätze für die Wärmeerzeugung in €-Cent ₂₀₂₅ /kWh _{Endenergie}					
Wärmeerzeugung durch	Luftschadstoffe	Treibhausgase (1% RZPR)	Treibhausgase (0% RZPR)	Umweltkosten gesamt (1% RZPR)	Umweltkosten gesamt (0% RZPR)
Fossile Energien					
Heizöl	1,51	10,73	30,88	12,24	32,39
Erdgas	0,65	8,07	22,69	8,72	23,34
Braunkohle (Brikett)	12,17	15,04	42,55	27,21	54,72
Fernwärme mit Netzverlusten*	1,78	9,82	27,62	11,60	29,40
Stromheizung mit Netzverlusten**	2,85	16,42	46,60	19,26	49,45
Erneuerbare Energien					
Solarthermie	0,45	0,75	2,12	1,20	2,57
Oberflächengeothermie und Umweltwärme	1,31	5,50	15,60	6,81	16,91
Tiefengeothermie	0,28	1,18	3,36	1,47	3,64
Biomasse***	4,01	1,20	2,83	5,22	6,85

Bitte beachten Sie, dass die Kostensätze in dieser Tabelle Größenordnungen der Umweltauswirkungen wiedergeben und keine exakten Werte darstellen. Da es bei der Bewertung von Umweltauswirkungen im Energiesektor jedoch tendenziell um größere Mengen geht, z. B. Millionen von erzeugten Kilowattstunden, haben wir uns entschieden, nicht weiter als auf zwei Dezimalstellen zu runden, um eine übermäßige Anhäufung von Rundungsfehlern zu vermeiden.

* Die Kostensätze variieren je nach Wärmequelle teilweise erheblich.

** Dies basiert auf dem Durchschnittssatz für die Stromerzeugung (einschließlich erneuerbarer Energiequellen und unter Berücksichtigung der vorgelagerten Wertschöpfungsketten für die Erzeugung der jeweiligen Brennstoffe).

*** Durchschnittswert für gasförmige, flüssige und feste Biomasse, gewichtet nach Produktionsanteilen.

Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Walther et al. (2024b), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigenen Berechnungen.

4.3 Umweltwirkungen der Kälteerzeugung

Im Gegensatz zur Wärmeerzeugung, bei der der Gesamtenergieverbrauch in den letzten Jahren aufgrund des Einsatzes effizienterer und umweltfreundlicherer Technologien zurückgegangen ist, zeigt sich bei der Kälteerzeugung ein gegenläufiger Trend. Die Nachfrage nach Klimaanlage steigt aufgrund steigender Temperaturen, insbesondere in städtischen Gebieten. Darüber hinaus trägt die deutliche Zunahme von Rechenzentren, die eine erhebliche Kühlung erfordern, zu diesem Trend bei. Trotz technologischer Fortschritte bei der Kälteerzeugung reichen Effizienzsteigerungen nicht aus, um den steigenden Bedarf auszugleichen. Neben dem steigenden Energieverbrauch und den damit verbundenen Umweltwirkungen verursacht die Kälteerzeugung auch durch die Freisetzung von Kältemitteln erhebliche Umweltschäden. Insbesondere Fluorkohlenwasserstoffe (FKW), deren Verwendung als Kältemittel weltweit weiter zunimmt, haben in der Regel eine längere atmosphärische Verweildauer und ein deutlich höheres Treibhauspotenzial als CO₂ (UBA 2025a, 2025b).

Über 80% der gesamten Kälteenergie wird für die Prozesskühlung (industrielle Prozesse, Rechenzentren, Kältetechnik) verwendet, während die restlichen knapp 20% für die Klimatisierung genutzt werden. Rund 98% der für die Kälteerzeugung verwendeten Energie stammt aus Strom, die restlichen 2% aus Öl und Gas.

Derzeit ist es nicht möglich, Kostensätze für Anlagen zur Kälteerzeugung zu empfehlen. Dieser Abschnitt konzentriert sich darum auf die spezifischen Herausforderungen bei der Ableitung von Kostensätzen für Kälteerzeugung und stellt Kostensätze für verschiedene Kältemittel zur Verfügung. Eine Beschreibung des methodischen Ansatzes von Walther et al. (2024b), auf deren Arbeit dieses Kapitel basiert, findet sich in Abschnitt 4.4.

Die Effizienz von Anlagen zur Kälteerzeugung hängt stark von ihrer Gesamtkonstruktion ab und variiert je nach verwendeter Technologie sowie dem eingesetzten Kältemittel²⁰. Dies gilt insbesondere für industrielle Anwendungen, da die Verwendung von Wärmetauschern die Zuordnung des Energieverbrauchs und der damit verbundenen Umweltwirkungen zu einem bestimmten Prozess oder Gerät erschwert: Die Rückgewinnung von Abwärme wirkt sich positiv auf die Gesamtenergiebilanz aus, da sie für die Warmwasserbereitung oder die Wärmeerzeugung im Allgemeinen genutzt werden kann und somit zu einem geringeren Energieverbrauch in diesen Bereichen führt. Die Wärmerückgewinnung wird jedoch bei der Bestimmung der standardisierten Wirkungsgrade von Anlagen zur Kälteerzeugung nicht berücksichtigt und hängt stark vom spezifischen Aufbau und der Auslegung der betrachteten Anlage ab. Daher ist es schwierig, allgemeine Schlüsse zur Umweltleistung bestimmter Kälteanlagen zu ziehen.

Aufgrund der schlechten Datenverfügbarkeit und weil die Umweltwirkungen je nach Energieverbrauch, Umweltintensität der Energiequelle, GWP100 des Kältemittels sowie den jährlichen Kältemittelverlusten und Rückgewinnungsraten stark variieren, ist es derzeit nicht möglich, aussagekräftige Durchschnittswerte für verschiedene Arten von Anlagen zur Kälteerzeugung zu ermitteln.

Die treibhausgas- und luftschadstoffbezogenen Auswirkungen bestimmter Anlagen zur Kälteerzeugung können jedoch anhand von Informationen zum Energieverbrauch sowie zu den kältemittel- und systemspezifischen Eigenschaften bewertet werden – soweit diese verfügbar sind. Die untenstehende Tabelle 7 gibt einen Überblick zu den am häufigsten verwendeten Kältemitteln im Haushalts-, Industrie- und Gewerbebereich und deren Treibhauspotenzial als GWP100-Werte. Alle aufgeführten Kältemittel haben ein Ozonabbaupotenzial von Null. Auf Grundlage der GWP100-Werte sowie der Kostensätze für CO₂-Emissionen aus Kapitel 2 berechnen wir Kostensätze pro kg Kältemittelverlust.

Die Kostensätze in Tabelle 5 in Abschnitt 4.1 können zur Bewertung des Energieverbrauchs von Anlagen zur Kälteerzeugung herangezogen werden. Um die monetären Umweltwirkungen im Zusammenhang mit Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen einer bestimmten Anlage zu bewerten, sind also Daten zum Nettoenergieverbrauch der Anlage und zu Kältemittelverlusten mit den Kostensätzen in Tabelle 5 und Tabelle 7 kombinieren.

²⁰ Die Dampfkomppressionskühlung ist die am häufigsten verwendete Technologie für Klimaanlage sowie Kühlschränke und industrielle Prozesse. Diese Technologie basiert auf der Verwendung von Kältemitteln, die oft mit einem hohen Treibhauspotenzial (GWP100) verbunden sind. Andere Technologien, die für diese Anwendungen eingesetzt werden, sind Adsorptions- und Absorptionskälteanlagen.

Tabelle 7: GWP100 Werte und Kostensätze für häufig verwendete Kältemittel

Einstufung	Kategorie	Kältemittel	GWP100	Kostensatz € ₂₀₂₅ / kg Kältemittel (1% RZPR)	Kostensatz € ₂₀₂₅ / kg Kältemittel (0% RZPR)
In der Luft stabile Kältemittel	HFKW	R-32	675	230	670
		R-134a	1.430	490	1.415
		R-410A	2.088	720	2.070
In der Luft nicht stabile Kältemittel	Propan	R-290	3	1	3
	NH ₃	R-717	0	0	0
	CO ₂	R-744	1	0,3	1
	Isobutan	R-600a	3	1	3
	Propan	R-1270	2	0,7	2

Eigene Darstellung basierend auf Walther et al. (2024b).

4.4 Methodischer Hintergrund

4.4.1 Strom- und Wärmeerzeugung

Wie in den Abschnitten 4.1 und 4.2 kurz erläutert, beruhen die Kostensätze für die Strom- und Wärmeerzeugung auf den vom Umweltbundesamt (UBA 2022b) veröffentlichten Emissionsfaktoren und den Kostensätzen für Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen aus den Kapiteln 2 und 3.

Die Emissionsfaktoren geben an, wie viele Gramm des jeweiligen Schadstoffs pro Kilowattstunde erzeugtem Strom oder Wärme ausgestoßen werden (d. h. g/kWh_{el} für die Stromerzeugung und g/kWh_{Endenergie} für die Wärmeerzeugung) und unterscheiden zwischen direkten und indirekten Emissionen. Direkte Emissionen sind Emissionen, die im unmittelbaren Zusammenhang mit der Energieerzeugung entstehen, d. h. während der Betriebsphase der Energieerzeugung mit verschiedenen Technologien, wie z. B. bei der Verbrennung von Kohle. Indirekte Emissionen entstehen während der vor- und nachgelagerten Phasen des Lebenszyklus, z. B. beim Bau, der Wartung und der Stilllegung von Kraftwerken. Die zur Berechnung der Kostensätze in diesem Kapitel verwendeten Emissionsfaktoren berücksichtigen indirekte Emissionen im Zusammenhang mit der Lieferkette sowie Hilfsenergien. Sie berücksichtigen jedoch keine nachgelagerten Phasen des Lebenszyklus.

Durch Multiplikation der Emissionsfaktoren mit den in den Kapiteln 2 und 3 bereitgestellten Kostensätzen lassen sich die monetären Umweltwirkungen der Stromerzeugung in Bezug auf Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen (in €-Cent/kWh) berechnen. Durch den Vergleich der resultierenden Kostensätze pro kWh lassen sich unter anderem die Umweltwirkungen bewerten, die durch die Nutzung erneuerbarer Energiequellen anstelle von fossilen Brennstoffen bei der Stromerzeugung vermieden werden. Es ist jedoch zu beachten, dass die Kostensätze nur Treibhausgase und Luftschadstoffe berücksichtigen. Andere Umweltwirkungen, wie z. B. Auswirkungen auf Ökosysteme oder Landnutzungsänderungen, werden in den Kostensätzen nicht berücksichtigt.

Bei der Ermittlung von Kostensätzen für die Strom- und Wärmeerzeugung können zwei verschiedene Ansätze gewählt werden: Wenn eine quellspezifische Analyse angestrebt wird, sind Informationen und Annahmen zu den Standorten der Strom- oder Wärmeerzeugungsanlagen sowie zu deren spezifischen Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen erforderlich. Für solche Fälle, in denen individuelle, standortspezifische Umweltauswirkungen bewertet werden sollen, empfehlen wir die Verwendung der differenzierten Kostensätze aus Kapitel 3 zur Bewertung von Luftschadstoffen. Für eine Analyse auf nationaler Ebene dagegen reichen Informationen zu den Gesamtemissionen in Deutschland aus. Solche eher allgemeinen Berechnungen sind einfacher durchzuführen und zu aktualisieren, sobald neue Emissionsfaktoren verfügbar sind, da nur nationale Durchschnittswerte und keine Quellspezifischen Parameter angepasst werden müssen. Standortspezifische Analysen weichen tendenziell vom Durchschnitt ab, insbesondere bei Quellen mit sehr hohen oder sehr niedrigen Emissionen. Für diese kann eine individuelle Analyse gerechtfertigt sein. Im Rahmen dieses Handbuchs konzentrieren wir uns jedoch auf die durchschnittlichen Auswirkungen der Strom- und Wärmeerzeugung. Dementsprechend basieren die Kostensätze in diesem Kapitel auf den Gesamtemissionen. Für die Bewertung von Luftschadstoffen bedeutet dies, dass für direkte und indirekte Emissionen die generischen Kostensätze aus Abschnitt 3.1 verwendet wurden.

4.4.2 Kälteerzeugung

Der Einsatz von Kältetechnik lässt sich in vier große Anwendungsbereiche unterteilen: Industrie, Haushalte, Verkehr und tertiärer Sektor (Handel, Gewerbe und Dienstleistungen). Für dieses Kapitel wurde der Verkehrssektor nicht berücksichtigt. Innerhalb der verbleibenden drei Anwendungsbereiche kann allgemein zwischen Klimakälte (Klimaanlagen) und Prozesskühlung (Kühlregale, Serverkühlung etc.) unterschieden werden.

Die Effizienz von Kältemaschinen für Klimakälte und Prozesskühlung wird in der Regel durch den Energieeffizienzgrad (Energy Efficiency Ratio, EER) oder bei Klimaanlagen durch den saisonalen Energieeffizienzgrad (Seasonal Energy Efficiency Ratio, SEER) angegeben. Diese Kennzahlen erfassen das Verhältnis zwischen Kälteleistung und elektrischer Leistungsaufnahme unter standardisierten Außen- und Innentemperaturbedingungen. Um ähnlich wie für die Wärmeerzeugung Werte für die Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen der Kälteerzeugung zu erhalten, haben Walther et al. (2024b) die Wirkungsgrade gängiger Kältemaschinen sowie den Energiemix und die zugehörigen Emissionsfaktoren für Luftschadstoffe und Treibhausgase herangezogen, um die Emissionen pro Einheit Kälteenergie (g/kWh) zu ermitteln. Walther et al. (2024b) konzentrierten sich auf die Betriebsphase der Kälteerzeugung, d. h. Emissionen aus dem Energieverbrauch in anderen Lebenszyklusphasen wurden nicht berücksichtigt. Dies lag an der schlechten Datenverfügbarkeit, aber auch daran, dass nach Expertenmeinung der Energieverbrauch in anderen Lebenszyklusphasen im Vergleich zur Nutzungsphase vernachlässigbar ist (Lang und Werner 2022).

Bei Treibhausgasen müssen darüber hinaus die mit dem eingesetzten Kältemittel verbundenen Treibhausgasemissionen berücksichtigt werden. Das Vorgehen von Walther et al. (2024b) stützt sich auf Teile des Total Equivalent Warming Impact (TEWI), einer standardisierten Berechnungsmethodik, welche die Kältemittelverluste und die Emissionen durch die Energiebereitstellung für den Betrieb einer Anlage über den gesamten Lebenszyklus abbildet. Wie oben erwähnt, wird in Walther et al. (2024b) die Energieversorgung jedoch nur für die Betriebsphase berücksichtigt. Bei den Kältemittelverlusten werden die Nutzungs- und Entsorgungsphase berücksichtigt, da die meisten Kältemittelverluste in der Entsorgungsphase auftreten. Die Kältemittelverluste werden für die verschiedenen Anlagentypen in der Einheit „% der Füllmenge pro Jahr“ angegeben. Die Menge des Kältemittelverlusts (in g) kann aus der

Kältemittelfüllmenge (in g), der Leckagerate während der Nutzung (in %/a), der durchschnittlichen Lebensdauer und den Verlusten während der Entsorgung berechnet werden. Anhand der jährlichen Verluste (in g/a) und der jährlichen Kälteenergie (in kWh) lassen sich die spezifischen Verluste in (g/kWh) abschätzen. Die Emissionen von CO₂-Äquivalenten in Gramm pro Kilowattstunde lassen sich aus den GWP100-Werten der Kältemittel und den Kältemittelverlusten pro Kilowattstunde Kälteenergie bestimmen.

Wie oben bereits erläutert, ist es derzeit aufgrund der starken Abhängigkeit der Umweltwirkungen von anwendungsspezifischen Parametern und der schlechten Datenverfügbarkeit nicht möglich, robuste Durchschnittswerte für die Kälteerzeugung in Deutschland abzuleiten.

Zur Betrachtung einzelner Anlagen zur Kälteerzeugung kann man jedoch die gesamten Treibhausgasemissionen (Energiebereitstellung und gegebenenfalls Kältemittelverluste) mit den Klimaschadenskosten multiplizieren und die Luftschadstoffemissionen mit den jeweiligen Kostensätzen für die Luftschadstoffe. Sofern also Daten zum Energieverbrauch und Kältemittelverlust vorliegen, ergäben sich daraus dann spezifische Kostensätze für die Kälteerzeugung pro kWh für das jeweilige Gerät oder die jeweilige Technologie.

5 Personen- und Güterverkehr in Deutschland

Sowohl der Personen- als auch der Güterverkehr erzeugen erhebliche direkte und indirekte Umweltauswirkungen, z. B. durch den Ausstoß von Treibhausgasen und Luftschadstoffen (Abgase und Abrieb). Darüber hinaus verursacht der Verkehr Lärm sowie negative Auswirkungen auf Natur und Landschaft, vor allem durch die Landschaftszerschneidung und die Versiegelung von Flächen für die erforderliche Infrastruktur. Die Ergebnisse und Kostensätze in diesem Kapitel basieren auf den Arbeiten von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) sowie eigenen Berechnungen. Aufgrund fehlender Daten sind die Auswirkungen von Lärm und die Auswirkungen auf Ökosysteme und Landschaft nicht berücksichtigt.

5.1 Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten

Die Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten werden für verschiedene Straßentypen und Umgebungen dargestellt, d. h. als Durchschnitt des Verkehrsaufkommens auf allen Strecken, in städtischen Gebieten, in ländlichen Gebieten und auf Autobahnen. Die Aufschlüsselung der Fahrleistung für verschiedene Umgebungen in Tabelle 8 stammt aus dem TREMOD-Modell (Transport Emission Model), das vom Umweltbundesamt verwendet wird.

Tabelle 8: Verteilung der Fahrleistung im Straßenverkehr (Innerorts, Außerorts, Autobahn) nach Fahrzeugkategorie, Durchschnitt 2021-2023

Fahrzeugtyp	Innerorts	Außerorts	Autobahn
PKW	26%	44%	30%
Leichte Nutzfahrzeuge	36%	37%	27%
LKW	14%	28%	59%
Krafträder	47%	44%	9%
Linienbusse	31%	62%	7%
Reisebusse	23%	36%	41%

Quelle: HBEFA 4.2 und TREMOD 6.61c.

Die Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten je Fahrzeugkilometer (Fzkm), die in den Tabellen 9 bis 16 dargestellt sind²¹, werden berechnet, indem die Emissionsfaktoren für die verschiedenen Fahrzeugkategorien und Lebenszyklusphasen mit den Kostensätzen für Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen aus den Kapiteln 2 und 3 verknüpft werden. Sie werden für die Treibhausgas-Kostensätze mit einer RZPR (siehe Kapitel 2) von 1% und 0% angegeben. Die Sternchen (***) in der Spalte Lärm weisen darauf hin, dass Verkehrslärm erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt sowie die menschliche Gesundheit und das Wohlbefinden hat, diese Auswirkungen jedoch auf Grundlage der derzeit verfügbaren Daten nicht

²¹ Bitte beachten Sie, dass die Kostensätze in dieser Tabelle Größenordnungen der Umweltauswirkungen wiedergeben und keine exakten Werte darstellen. Da die Bewertung der Umweltauswirkungen im Verkehrssektor jedoch in der Regel mit größeren Mengen verbunden ist, z. B. Millionen von gefahrenen Kilometern, haben wir uns entschieden, nicht weiter als auf zwei Dezimalstellen zu runden, um eine übermäßige Häufung von Rundungsfehlern zu vermeiden.

nach Fahrzeug-, Personen- oder Tonnenkilometern aufgeschlüsselt werden können (Einzelheiten siehe Abschnitt 5.2).

Tabelle 9: a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Durchschnitt aller Strecken) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG-Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Durchschnitt aller Strecken, 0% RZPR								
Fahrzeug-kategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	16,09	0,46	0,20	***	8,00	6,15	30,91
PKW	Diesel	17,48	2,40	0,20	***	8,20	4,90	33,18
PKW	Elektro	0,00	0,00	0,20	***	12,35	9,24	21,79
kleines Kraftrad	Benzin	6,21	3,16	0,07	***	3,49	2,44	15,38
Kraftrad	Benzin	12,38	0,71	0,07	***	5,31	4,36	22,83
LNF	Diesel	24,40	3,39	0,20	***	9,16	7,44	44,59
LNF	Benzin	18,46	0,77	0,20	***	9,16	7,06	35,65
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,20	***	14,15	12,05	26,40
LKW <7,5t	Diesel	37,07	5,69	1,08	***	9,16	7,44	60,43
LKW 7,5-14t	Diesel	41,90	5,52	1,08	***	12,37	9,96	70,83
LKW 14-28t	Diesel	62,87	6,81	1,08	***	32,49	22,37	125,61
LKW: Trailer 28-40t	Diesel	82,83	4,78	1,08	***	54,50	24,90	168,09
Linienbus	Diesel	97,65	14,57	2,05	***	26,22	33,25	173,74
Reisebus	Diesel	68,82	9,39	1,24	***	26,01	22,39	127,84
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	0,00	0,00	6,24	***	175,32	827,05	1.008,60
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	52,69	20,71	3,15	***	48,36	338,80	463,72
Güterzug	gewichteter Ø	110,16	50,77	7,38	***	329,67	849,85	1.347,83
Personen-Luftverkehr	Kurz- und Mittelstrecken	1.844,76	223,29	-	***	31,32	271,64	2.371,02
Personen-Luftverkehr	Langstrecken	3.753,59	357,33	-	***	30,23	405,43	4.546,58
Güter-Luftverkehr	gewichteter Ø	4.942,15	531,21	-	***	48,49	555,03	6.076,89

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Durchschnitt aller Strecken, 0% RZPR								
Fahrzeug- kategorie	Emissions- konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb		Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
Binnengüter- schifffahrt Gütermotor- schiffe	National	1.981,45	1.223,09	-	***	766,18	567,59	4.538,32
Binnengüter- schifffahrt Tankmotor- schiffe	National	2.892,37	1.772,09	-	***	795,86	828,53	6.288,85
Binnengüter- schifffahrt Schub- verbände	National	4.416,48	2.715,51	-	***	766,18	706,14	8.604,31

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt

Bei den Kostensätzen für den Luftverkehr wird Belly Freight anteilig berücksichtigt.

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020). Wenn wir davon ausgehen, dass die gesamten Treibhausgasemissionen aus der Stromerzeugung (d. h. im Zusammenhang mit dem Strommix, aber auch den Emissionen aus dem Bau und Betrieb der Kraftwerke) beispielsweise um 80 % gegenüber 2022 sinken würden, würden die Kostensätze für BEV unter der Annahme einer RZPR von 0% auf 15,19 €-Cent sinken.

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 10: b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Durchschnitt aller Strecken) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Durchschnitt aller Strecken, 1% RZPR								
Fahrzeug-kategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	5,58	0,46	0,20	***	3,55	2,71	12,50
PKW	Diesel	6,08	2,40	0,20	***	3,64	2,10	14,43
PKW	Elektro	0,00	0,00	0,20	***	6,34	3,85	10,39
kleines Kraftrad	Benzin	2,27	3,16	0,07	***	1,59	1,05	8,15
Kraftrad	Benzin	4,31	0,71	0,07	***	2,48	1,87	9,44
LNF	Diesel	8,48	3,39	0,20	***	4,16	3,19	19,42
LNF	Benzin	6,40	0,77	0,20	***	4,16	3,10	14,64
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,20	***	7,61	5,02	12,84
LKW <7,5t	Diesel	12,88	5,69	1,08	***	4,16	3,19	27,00
LKW 7,5-14t	Diesel	14,56	5,52	1,08	***	5,64	4,27	31,07
LKW 14-28t	Diesel	21,86	6,81	1,08	***	14,93	9,60	54,27
LKW: Trailer 28-40t	Diesel	28,82	4,78	1,08	***	24,80	10,69	70,17
Linienbus	Diesel	33,92	14,57	2,05	***	11,25	14,09	75,88
Reisebus	Diesel	23,92	9,39	1,24	***	11,61	9,61	55,77
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	0,00	0,00	6,24	***	79,01	322,46	407,72
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	18,28	20,71	3,15	***	21,80	133,89	197,83
Güterzug	gewichteter Ø	38,22	50,77	7,38	***	148,26	334,87	579,50
Personen-Luftverkehr	Kurz- und Mittelstrecken	640,11	223,29	-	***	12,06	122,56	998,02
Personen-Luftverkehr	Langstrecken	1.302,00	357,33	-	***	11,64	182,93	1.853,90
Güter-Luftverkehr	gewichteter Ø	1.714,33	531,21	-	***	18,67	250,56	2.514,77

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Durchschnitt aller Strecken, 1% RZPR								
Fahrzeug- kategorie	Emissions- konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb		Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
Binnengüter- schifffahrt Gütermotor- schiffe	National	687,37	1.223,09	-	***	331,61	273,58	2.515,65
Binnengüter- schifffahrt Tankmotor- schiffe	National	1.003,37	1.772,09	-	***	355,50	399,35	3.530,30
Binnengüter- schifffahrt Schub- verbände	National	1.532,09	2.715,51	-	***	331,61	335,27	4.914,49

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt

Bei den Kostensätzen für den Luftverkehr wird Belly Freight anteilig berücksichtigt.

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 11: a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Autobahn) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Autobahn, 0% RZPR								
Fahrzeug-kategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahrzeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	17,00	0,55	0,14	***	8,00	6,15	31,84
PKW	Diesel	18,42	3,06	0,14	***	8,20	4,90	34,71
PKW	Elektro*	0,00	0,00	0,14	***	12,35	9,24	21,72
kleines Kraftrad	Benzin	6,17	2,31	0,03	***	3,49	2,44	14,44
Kraftrad	Benzin	12,87	0,87	0,03	***	5,31	4,36	23,43
LNF	Diesel	29,27	4,81	0,14	***	9,16	7,44	50,81
LNF	Benzin	21,88	0,83	0,14	***	9,16	7,06	39,06
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,14	***	14,15	12,05	26,34
LKW <7,5t	Diesel	37,91	5,31	0,60	***	9,16	7,44	60,41
LKW 7,5-14t	Diesel	41,61	5,06	0,60	***	12,37	9,96	69,60
LKW 14-28t	Diesel	59,45	5,93	0,60	***	32,49	22,37	120,84
LKW 28-40t	Diesel	76,68	4,05	0,60	***	54,50	24,90	160,73
Linienbus	Diesel	71,98	11,92	0,60	***	26,22	33,25	143,96
Reisebus	Diesel	62,25	7,08	0,60	***	26,01	22,39	118,33

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 12: b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Autobahn) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Autobahn, 1% RZPR								
Fahrzeug-kategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahrzeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	5,90	0,55	0,14	***	3,55	2,71	12,83
PKW	Diesel	6,40	3,06	0,14	***	3,64	2,10	15,34
PKW	Elektro*	0,00	0,00	0,14	***	6,34	3,85	10,32
kleines Kraftrad	Benzin	2,24	2,31	0,03	***	1,59	1,05	7,23
Kraftrad	Benzin	4,47	0,87	0,03	***	2,48	1,87	9,73
LNF	Diesel	10,16	4,81	0,14	***	4,16	3,19	22,46
LNF	Benzin	7,59	0,83	0,14	***	4,16	3,10	15,82
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,14	***	7,61	5,02	12,77
LKW <7,5t	Diesel	13,17	5,31	0,60	***	4,16	3,19	26,42
LKW 7,5-14t	Diesel	14,46	5,06	0,60	***	5,64	4,27	30,03
LKW 14-28t	Diesel	20,67	5,93	0,60	***	14,93	9,60	51,73
LKW 28-40t	Diesel	26,68	4,05	0,60	***	24,80	10,69	66,82
Linienbus	Diesel	25,02	11,92	0,60	***	11,25	14,09	62,87
Reisebus	Diesel	21,64	7,08	0,60	***	11,61	9,61	50,54

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 13: a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Außerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Außerorts, 0% RZPR								
Fahrzeugkategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	14,47	0,40	0,14	***	8,00	6,15	29,17
PKW	Diesel	16,18	2,05	0,14	***	8,20	4,90	31,47
PKW	Elektro	0,00	0,00	0,14	***	12,35	9,24	21,72
kleines Kraftrad	Benzin	6,21	2,38	0,04	***	3,49	2,44	14,56
Kraftrad	Benzin	11,32	0,71	0,04	***	5,31	4,36	21,74
LNF	Diesel	22,58	3,01	0,14	***	9,16	7,44	42,32
LNF	Benzin	16,90	0,70	0,14	***	9,16	7,06	33,95
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,14	***	14,15	12,05	26,34
LKW <7,5t	Diesel	36,70	5,50	0,77	***	9,16	7,44	59,56
LKW 7,5-14t	Diesel	42,81	5,37	0,77	***	12,37	9,96	71,27
LKW 14-28t	Diesel	66,57	6,72	0,77	***	32,49	22,37	128,91
LKW: Trailer 28-40t	Diesel	89,62	4,82	0,77	***	54,50	24,90	174,61
Linienbus	Diesel	95,41	12,83	1,01	***	26,22	33,25	168,72
Reisebus	Diesel	71,18	8,97	0,87	***	26,01	22,39	129,42
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	0,00	0,00	6,24	***	175,32	827,05	1.008,60
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	52,69	20,41	3,15	***	48,36	338,80	463,43
Güterzug	gewichteter Ø	110,16	49,80	7,38	***	329,67	849,85	1.346,87

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 14: b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Außerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Außerorts, 1% RZPR								
Fahrzeugkategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	5,02	0,40	0,14	***	3,55	2,71	11,81
PKW	Diesel	5,63	2,05	0,14	***	3,64	2,10	13,56
PKW	Elektro	0,00	0,00	0,14	***	6,34	3,85	10,32
kleines Kraftrad	Benzin	2,27	2,38	0,04	***	1,59	1,05	7,33
Kraftrad	Benzin	3,94	0,71	0,04	***	2,48	1,87	9,04
LNF	Diesel	7,85	3,01	0,14	***	4,16	3,19	18,35
LNF	Benzin	5,86	0,70	0,14	***	4,16	3,10	13,96
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,14	***	7,61	5,02	12,77
LKW <7,5t	Diesel	12,75	5,50	0,77	***	4,16	3,19	26,37
LKW 7,5-14t	Diesel	14,87	5,37	0,77	***	5,64	4,27	30,92
LKW 14-28t	Diesel	23,14	6,72	0,77	***	14,93	9,60	55,16
LKW: Trailer 28-40t	Diesel	31,18	4,82	0,77	***	24,80	10,69	72,25
Linienbus	Diesel	33,15	12,83	1,01	***	11,25	14,09	72,33
Reisebus	Diesel	24,74	8,97	0,87	***	11,61	9,61	55,80
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	0,00	0,00	6,24	***	79,01	322,46	407,72
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	18,28	20,41	3,15	***	21,80	133,89	197,53
Güterzug	gewichteter Ø	38,22	49,80	7,38	***	148,26	334,87	578,53

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt Elektrisch/Diesel

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 15: a) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Innerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 0% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Innerorts, 0% RZPR								
Fahrzeugkategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	16,90	0,47	0,85	***	8,00	6,15	32,38
PKW	Diesel	17,98	2,26	0,85	***	8,20	4,90	34,19
PKW	Elektro	0,00	0,00	0,85	***	12,35	9,24	22,44
kleines Kraftrad	Benzin	6,21	10,88	0,33	***	3,49	2,44	23,35
Kraftrad	Benzin	12,90	1,15	0,33	***	5,31	4,36	24,05
LNF	Diesel	22,31	3,02	0,85	***	9,16	7,44	42,78
LNF	Benzin	17,20	0,81	0,85	***	9,16	7,06	35,08
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,85	***	14,15	12,05	27,05
LKW <7,5t	Diesel	33,73	8,14	7,86	***	9,16	7,44	66,32
LKW 7,5-14t	Diesel	40,50	7,79	7,86	***	12,37	9,96	78,47
LKW 14-28t	Diesel	68,28	10,62	7,86	***	32,49	22,37	141,61
LKW: Trailer 28-40t	Diesel	92,80	8,03	7,86	***	54,50	24,90	188,10
Linienbus	Diesel	104,28	17,16	11,10	***	26,22	33,25	192,01
Reisebus	Diesel	76,81	14,34	8,22	***	26,01	22,39	147,76
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	0,00	0,00	6,24	***	175,32	827,05	1.008,60
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	52,69	23,58	3,15	***	48,36	338,80	466,59
Güterzug	gewichteter Ø	110,16	60,21	7,38	***	329,67	849,85	1.357,28

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt Elektrisch/Diesel

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 16: b) Kostensätze je Fahrzeugkilometer (Innerorts) für verschiedene Fahrzeugtypen in Deutschland, 1% RZPR für THG Kostensätze, €-Cent₂₀₂₅ / Fzkm

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, Innerorts, 1% RZPR								
Fahrzeugkategorie	Emissions-konzept	Betrieb			Lärm	Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb		Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW	Benzin	5,86	0,47	0,85	***	3,55	2,71	13,44
PKW	Diesel	6,26	2,26	0,85	***	3,64	2,10	15,11
PKW	Elektro	0,00	0,00	0,85	***	6,34	3,85	11,04
kleines Kraftrad	Benzin	2,27	10,88	0,33	***	1,59	1,05	16,12
Kraftrad	Benzin	4,49	1,15	0,33	***	2,48	1,87	10,32
LNF	Diesel	7,76	3,02	0,85	***	4,16	3,19	18,98
LNF	Benzin	5,97	0,81	0,85	***	4,16	3,10	14,89
LNF	Elektro	0,00	0,00	0,85	***	7,61	5,02	13,49
LKW <7,5t	Diesel	11,73	8,14	7,86	***	4,16	3,19	35,07
LKW 7,5-14t	Diesel	14,08	7,79	7,86	***	5,64	4,27	39,63
LKW 14-28t	Diesel	23,74	10,62	7,86	***	14,93	9,60	66,74
LKW: Trailer 28-40t	Diesel	32,29	8,03	7,86	***	24,80	10,69	83,67
Linienbus	Diesel	36,22	17,16	11,10	***	11,25	14,09	89,82
Reisebus	Diesel	26,70	14,34	8,22	***	11,61	9,61	70,47
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	0,00	0,00	6,24	***	79,01	322,46	407,72
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	18,28	23,58	3,15	***	21,80	133,89	200,70
Güterzug	gewichteter Ø	38,22	60,21	7,38	***	148,26	334,87	588,94

LNF = Leichtes Nutzfahrzeug; LKW = Lastkraftwagen

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt Elektrisch/Diesel

* Bitte beachten Sie, dass 2022 als Basisjahr für die Emissionsdaten dient. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (Battery Electric Vehicle, BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu denen für Benzin- und Dieselfahrzeuge relativ hoch sind. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der anhaltenden Wende des Energiemix hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren im Zusammenhang mit den Treibhausgasemissionen von BEV entlang der Wertschöpfungskette in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für indirekte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Detaillierte Daten zu den Kostensätzen pro Fahrzeugkilometer für die verschiedenen Euronorm-Klassen finden Sie im Anhang dieses Dokuments.

Um eine Umrechnung der Kostensätze pro Fahrzeugkilometer für die verschiedenen Fahrzeugtypen in Kostensätze je Personenkilometer (pkm) und Tonnenkilometer (tkm) zu ermöglichen, werden Angaben zu den Besetzungs-/Auslastungsgraden der Fahrzeugkategorien benötigt. Hier wurden für den Bahnverkehr Daten aus der Marktuntersuchung der Bundesnetzagentur (Bundesnetzagentur 2024) zu Auslastungsgraden und für alle anderen Fahrzeuge Empfehlungen aus TREMOD 6.51 herangezogen, jeweils für das Jahr 2022. Diese Daten sind in Tabelle 17 zusammengefasst.

Tabelle 17: Besetzungs-/Auslastungsgrade nach Fahrzeugtyp

Fahrzeugtyp	Personen / Fzg.	Tonnen / Fzg.
PKW	1,40	
Kleines Kraftrad	0,95	
Kraftrad	1,40	
Linienbus	12,90	
Reisebus	24,90	
Personenzug, Fernverkehr	261	
Personenzug, Nahverkehr	72	
Personen-Luftverkehr (Kurz- und Mittelstrecke)	124	
Personen-Luftverkehr (Langstrecke)	199	
Leichte Nutzfahrzeuge (LNF)		0,40
LKW <7,5t		0,92
LKW 7,5-14t		1,59
LKW 14-28t		3,39
LKW 28-40t		10,03
Güterzug		560
Güter-Luftverkehr		52,82
Binnengüterschifffahrt Motorschiffe		938
Binnengüterschifffahrt Schubverbände		1.902

Für leichte Nutzfahrzeuge (LNF) liegen keine Daten zur Auslastung vor.
Quelle: TREMOD 6.51 und Bundesnetzagentur (2024).

Mit diesen Besetzungs-/Auslastungsgraden können alle als €-Cent pro Fahrzeugkilometer angegebenen Kostensätze in €-Cent pro Personenkilometer (Pkm) oder Tonnenkilometer (tkm) umgerechnet werden.

Tabelle 18 veranschaulicht beispielhaft die sich daraus ergebenden durchschnittlichen Kostensätze (über alle Strecken, Emissionsfaktoren für 2022) je Personen- oder Tonnenkilometer.

Tabelle 18: Kostensätze je Passagier- oder Tonnenkilometer für verschiedene Fahrzeugtypen In Deutschland in €-Cent₂₀₂₅ / Pkm oder tkm

Fahrzeugkategorie	Emissionskonzept	Einheit	Umweltkosten gesamt (THG- Kostensatz 1% RZPR)	Umweltkosten gesamt (THG- Kostensatz 0% RZPR)
PKW	Benzin	€-Cent/Pkm	8,93	22,09
PKW	Diesel	€-Cent/Pkm	10,31	23,72
PKW	Elektro	€-Cent/Pkm	7,43	15,57
Kleines Kraftrad	Benzin	€-Cent/Pkm	8,57	16,19
Kraftrad	Benzin	€-Cent/Pkm	6,74	16,30
Linienbus	Diesel	€-Cent/Pkm	5,88	13,47
Reisebus	Diesel	€-Cent/Pkm	4,32	9,91
Personenzug, Fernverkehr	elektrisch	€-Cent/Pkm	1,56	3,86
Personenzug, Nahverkehr	gewichteter Ø	€-Cent/Pkm	2,75	6,44
Personen-Luftverkehr*	Kurz- und Mittelstrecken	€-Cent/Pkm	7,81	18,55
Personen-Luftverkehr*	Langstrecken	€-Cent/Pkm	9,04	22,16
LKW <7.5t	Diesel	€-Cent/tkm	29,32	65,62
LKW 7.5-14t	Diesel	€-Cent/tkm	19,59	44,66
LKW 14-28t	Diesel	€-Cent/tkm	15,99	37,01
LKW 28-40t	Diesel	€-Cent/tkm	7,00	16,76
Güterzug	gewichteter Ø	€-Cent/tkm	1,03	2,41
Güter-Luftverkehr	gewichteter Ø	€-Cent/tkm	52,32	127,04
Binnengüterschiffahrt Motorschiffe	National	€-Cent/tkm	2,68	4,84
Binnengüterschiffahrt Tankmotorschiffe	National	€-Cent/tkm	3,76	6,71
Binnengüterschiffahrt Schubverbände	National	€-Cent/tkm	2,58	4,52

Gewichteter Ø = gewichteter Durchschnitt.

Die Kostensätze in Tabelle 18 berücksichtigen keine lärmbezogenen Auswirkungen.

*Kostensätze für Personen-Luftverkehr sind um Belly Freight bereinigt, d.h. die mit der Fracht im Frachtraum verbundenen Umweltauswirkungen werden nicht den Passagierkilometern zugerechnet.

Quelle: Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

5.2 Kostensätze für Lärm

Aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte und des hohen Verkehrsaufkommens sind weite Teile der deutschen Bevölkerung von Lärm betroffen. Menschen, die einer hohen Lärmbelastung ausgesetzt sind, leiden unter gesundheitlichen Beeinträchtigungen und der Lärmbelastung, was zu einer verminderten Lebensqualität führt. Die Hauptquellen der Lärmbelastung sind Straßen-, Schienen- und Flugverkehr. Kostensätze für diese Lärmquellen werden in diesem Kapitel auf Grundlage der Arbeiten von Bieler und Sutter (2022) und eigenen Berechnungen diskutiert. Für die Bewertung der lärmbedingten Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und das Wohlbefinden ist es besonders wichtig, die spezifischen Umgebungsbedingungen und Umstände (Lärmcharakteristik, Entfernung zur Lärmquelle, Tageszeit, Bevölkerungsdichte usw.) zu berücksichtigen.

Die monetarisierten Gesundheitsauswirkungen des Verkehrslärms werden nach Lärmpegelklassen differenziert. Es wird zwischen Straßen-, Schienen- und Flugverkehr unterschieden, um die akustischen Eigenschaften und die daraus resultierenden Lärmwirkungen dieser Verkehrsträger angemessen zu berücksichtigen.

Die in Tabelle 19 und Tabelle 20 angegebenen Kostensätze können beispielsweise verwendet werden, um in Geldwerten auszudrücken, wie Lärmschutzmaßnahmen die Auswirkungen der Lärmbelastung verringern. Es ist jedoch zu beachten, dass es sich hierbei um Durchschnittswerte handelt – für eine Bewertung der Lärmwirkungen an bestimmten Orten oder in bestimmten Situationen werden Lärmmessungen vor Ort empfohlen.

Tabelle 19 zeigt die Auswirkungen, die Menschen in Form von Belästigungen durch unterschiedliche Lärmpegel erleben, gemittelt über Tag und Nacht. Um Doppelzählungen zu vermeiden sind in den Werten selbstberichtete Schlafstörungen, eine Hauptursache für Belästigung, nicht berücksichtigt.

Tabelle 19: Kostensätze für verkehrslärmbedingte Belästigungen, basierend auf L_{DEN} Werten (€₂₀₂₅/Person/Jahr)

dB(A)	Kostenfunktionen nach Kategorien (€/Person/Jahr)						Gesamtkosten (€/Person/Jahr)		
	Immaterielle Kosten - YLD			Immaterielle Kosten - YLL					
	Straße	Bahn	Flug	Straße	Bahn	Flug	Straße	Bahn	Flug
Gesamtergebnis Belästigungen (ohne selbstberichtete Schlafstörungen)									
45-49	118	66,45	187	-	-	-	118	66,45	187
50-54	138	123	315	-	-	-	138	123	315
55-59	183	200	447	-	-	-	183	200	447
60-64	253	299	585	-	-	-	253	299	585
65-69	348	418	728	-	-	-	348	418	728
70-74	469	558	877	-	-	-	469	558	877
>= 75	615	720	1.031	-	-	-	615	720	1.031

L_{DEN} = Tages-Abend-Nacht-Lärmpegel; YLD = Years lived with disability bzw. mit Behinderung gelebte Jahre; YLL = Years of life lost bzw. verlorene Lebensjahre;

Quelle: Bieler und Sutter (2022), eigene Berechnungen.

Über Belästigung hinaus kann Lärmbelastung auch zu kognitiven Beeinträchtigungen (gemessen als Lernverzögerungen) bei Kindern führen sowie Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit haben, wie in Tabelle 20 dargestellt. Es ist zu beachten, dass die verschiedenen Krankheitsbilder nicht als statistisch unabhängig angesehen werden können, was bedeutet, dass sie nicht ohne weiteres aggregiert werden können.

Tabelle 20: Kostensätze für verkehrslärmbedingte kognitive Einschränkungen bei Kindern sowie Auswirkungen auf die physische und psychische Gesundheit, basierend auf L_{DEN} Werten (€₂₀₂₅/Person/Jahr)

dB(A)	Kostenfunktionen nach Kategorien (€/Person/Jahr)						Gesamtkosten (€/Person/Jahr)		
	Immaterielle Kosten - YLD			Immaterielle Kosten - YLL					
	Straße	Bahn	Flug	Straße	Bahn	Flug	Straße	Bahn	Flug
Kognitive Einschränkungen von Kindern									
45-49	k.A.	k.A.	k.A.	-	-	-	-	-	-
50-54	2,14	2,14	2,14	-	-	-	2,14	2,14	2,14
55-59	13,55	13,55	13,55	-	-	-	13,55	13,55	13,55
60-64	34,08	34,08	34,08	-	-	-	34,08	34,08	34,08
65-69	54,61	54,61	54,61	-	-	-	54,61	54,61	54,61
70-74	75,14	75,14	75,14	-	-	-	75,14	75,14	75,14
>= 75	95,67	95,67	95,67	-	-	-	95,67	95,67	95,67
Ischämische Herzerkrankungen, alle Formen									
45-49	k.A.	k.A.	0,65	k.A.	k.A.	0,29	k.A.	k.A.	0,94
50-54	k.A.	k.A.	2,27	k.A.	k.A.	1,01	k.A.	k.A.	3,28
55-59	1,15	0,86	3,89	0,51	0,39	1,73	1,67	1,25	5,62
60-64	2,59	2,30	5,51	1,16	1,03	2,46	3,75	3,33	7,97
65-69	4,03	3,75	7,13	1,80	1,67	3,18	5,83	5,42	10,31
70-74	5,47	5,19	8,75	2,44	2,31	3,90	7,91	7,50	12,65
>= 75	6,91	6,63	10,37	3,08	2,95	4,62	10,00	9,58	15,00
Tödlicher Myokardinfarkt									
45-49	k.A.	k.A.	0,25	k.A.	k.A.	1,25	k.A.	k.A.	1,51
50-54	k.A.	k.A.	0,88	k.A.	k.A.	4,39	k.A.	k.A.	5,27
55-59	0,63	0,47	1,51	3,14	2,35	7,52	3,77	2,82	9,04
60-64	1,42	1,26	2,14	7,05	6,27	10,66	8,47	7,53	12,80
65-69	2,21	2,05	2,77	10,97	10,19	13,79	13,18	12,24	16,57
70-74	2,99	2,84	3,40	14,89	14,11	16,93	17,89	16,94	20,33
>= 75	3,78	3,62	4,03	18,81	18,03	20,07	22,59	21,65	24,10
Bluthochdruck (Hypertonie)									
45-49	k.A.	k.A.	0,11	k.A.	k.A.	0,02	k.A.	k.A.	0,13
50-54	k.A.	k.A.	0,40	k.A.	k.A.	0,07	k.A.	k.A.	0,47
55-59	0,23	0,17	0,69	0,04	0,03	0,12	0,27	0,20	0,81
60-64	0,52	0,46	0,98	0,09	0,08	0,17	0,60	0,54	1,14
65-69	0,80	0,75	1,26	0,14	0,13	0,22	0,94	0,87	1,48
70-74	1,09	1,03	1,55	0,19	0,18	0,26	1,28	1,21	1,81
>= 75	1,38	1,32	1,84	0,24	0,23	0,31	1,61	1,54	2,15
Schlaganfall									
45-49	k.A.	k.A.	1,30	k.A.	k.A.	0,67	k.A.	k.A.	1,97
50-54	k.A.	k.A.	4,56	k.A.	k.A.	2,35	k.A.	k.A.	6,91
55-59	k.A.	k.A.	7,82	k.A.	k.A.	4,02	k.A.	k.A.	11,84
60-64	k.A.	k.A.	11,07	k.A.	k.A.	5,70	k.A.	k.A.	16,77
65-69	k.A.	k.A.	14,33	k.A.	k.A.	7,37	k.A.	k.A.	21,70
70-74	k.A.	k.A.	17,59	k.A.	k.A.	9,05	k.A.	k.A.	26,64
>= 75	k.A.	k.A.	20,84	k.A.	k.A.	10,73	k.A.	k.A.	31,57

	Kostenfunktionen nach Kategorien (€/Person/Jahr)						Gesamtkosten (€/Person/Jahr)		
	Immaterielle Kosten - YLD			Immaterielle Kosten - YLL					
dB(A)	Straße	Bahn	Flug	Straße	Bahn	Flug	Straße	Bahn	Flug
Diabetes Mellitus									
45-49	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
50-54	0,19	0,19	0,02	0,35	0,35	0,04	0,55	0,55	0,07
55-59	0,68	0,68	0,08	1,24	1,24	0,15	1,92	1,92	0,24
60-64	1,17	1,17	0,15	2,12	2,12	0,26	3,28	3,28	0,41
65-69	1,65	1,65	0,21	3,00	3,00	0,38	4,65	4,65	0,58
70-74	2,14	2,14	0,27	3,88	3,88	0,49	6,02	6,02	0,75
>= 75	2,62	2,62	0,33	4,77	4,77	0,60	7,39	7,39	0,92
Brustkrebs bei Frauen									
45-49	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
50-54	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
55-59	0,13	0,13	0,13	0,32	0,32	0,32	0,45	0,45	0,45
60-64	0,45	0,45	0,45	1,12	1,12	1,12	1,57	1,57	1,57
65-69	0,78	0,78	0,78	1,91	1,91	1,91	2,69	2,69	2,69
70-74	1,10	1,10	1,10	2,71	2,71	2,71	3,81	3,81	3,81
>= 75	1,43	1,43	1,43	3,51	3,51	3,51	4,93	4,93	4,93
Unipolare depressive Episoden bei Erwachsenen									
45-49	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
50-54	0,24	0,16	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,24	0,16	k.A.
55-59	0,49	0,33	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	0,49	0,33	k.A.
60-64	0,73	0,49	0,46	k.A.	k.A.	k.A.	0,73	0,49	0,46
65-69	0,98	0,65	1,60	k.A.	k.A.	k.A.	0,98	0,65	1,60
70-74	1,22	0,81	2,74	k.A.	k.A.	k.A.	1,22	0,81	2,74
>= 75	1,47	0,98	3,88	k.A.	k.A.	k.A.	1,47	0,98	3,88

L_{DEN} = Tages-Abend-Nacht-Lärmpegel; YLD = Years lived with disability bzw. mit Behinderung gelebte Jahre; YLL = years of life lost bzw. verlorene Lebensjahre;

Quelle: Bieler und Sutter (2022), eigene Berechnungen.

Auf Grundlage der Ergebnisse der Lärmkartierung nach der EU-Umgebungslärmrichtlinie und der Kostensätze in Tabelle 19 und Tabelle 20 lassen sich zudem die Gesamtauswirkungen auf die deutsche Bevölkerung ableiten, die sich durch kognitive Beeinträchtigungen bei Kindern und die Belästigung durch Verkehrslärm ergeben. Die Ergebnisse der Lärmkartierung für das Jahr 2022 sind in Tabelle 21 dargestellt. Die Tabelle zeigt die Anzahl der Menschen, die im Referenzjahr 2022 von Lärm der einzelnen Verkehrsträger betroffen waren, sowie die monetarisierten Auswirkungen dieser Lärmbelastung.

Die monetarisierten Gesundheitsauswirkungen im Zusammenhang mit Belästigungen und kognitiven Beeinträchtigungen bei Kindern in Deutschland beliefen sich auf insgesamt 5,1 Mrd. €₂₀₂₅ durch Straßenverkehrslärm, 1,1 Mrd. €₂₀₂₅ durch Schienenverkehrslärm und 415 Mio. €₂₀₂₅ durch Fluglärm. Andere lärmbedingte Auswirkungen sind in diesen Zahlen nicht enthalten, und es ist zu beachten, dass die zugrunde liegende Lärmkartierung nicht alle potenziellen Quellen für Verkehrslärm berücksichtigt.

Tabelle 21: Verkehrslärmbelastung der Bevölkerung und resultierende Auswirkungen durch kognitive Beeinträchtigung von Kindern und Belästigung (Referenzjahr der Kartierung: 2022)

	L_{DEN} 55-60 dB	L_{DEN} 60-65 dB	L_{DEN} 65-70 dB	L_{DEN} 70-75 dB	L_{DEN} >75 dB
Anzahl der durch Straßenverkehrslärm betroffenen Personen	7.487.600	4.694.500	3.477.600	1.488.300	133.300
Anzahl der durch Schienenverkehrslärm betroffenen Personen	2.005.800	1.128.300	524.900	110.300	17.800
Anzahl der durch Fluglärm betroffenen Personen	723.700	121.800	6.900	700	-
Gesundheitskosten durch Straßenverkehrslärm (kognitive Einschränkungen und Belästigung) (€₂₀₂₅)	1.470.525.400	1.347.890.800	1.401.554.100	809.785.600	94.690.200
Gesundheitskosten durch Schienenverkehrslärms (kognitive Einschränkungen und Belästigung) (€₂₀₂₅)	428.775.800	375.332.200	248.024.400	69.859.800	14.510.300
Gesundheitskosten durch Fluglärms (kognitive Einschränkungen und Belästigung) (€₂₀₂₅)	333.507.800	75.429.200	5.403.000	666.500	-

L_{DEN} = Tag-Abend-Nacht-Lärmpegel

Quelle: Lärmkartierung und eigene Berechnungen. Die EU-Umgebungslärmrichtlinie führt tendenziell zu einer Unterschätzung der Gesamtzahl der von Lärm betroffenen Menschen, da die Kartierung nicht alle Verkehrslärmquellen berücksichtigt.

Kilometerbezogene Kostensätze für Lärm (in € pro Fahrzeugkilometer, pro Personenkilometer oder pro Tonnenkilometer) können als reine Umlagequotienten berechnet werden, indem die vorhandene Lärmbelastung bzw. die entsprechenden Auswirkungen durch die Kilometerleistung, z. B. die entsprechenden Fahrzeugkilometer, geteilt werden. Daraus könnte beispielsweise ein lärmbezogener Mautkostensatz für gefahrene Kilometer abgeleitet werden. Ein solcher Kostensatz wäre jedoch ungeeignet, um die Lärmauswirkungen von spezifischen Maßnahmen oder Entwicklungen im Verkehrssektor monetär zu bewerten, da er Unterschiede zwischen Lärmemissionen und Lärmbelastung nicht berücksichtigt. So kann beispielsweise der Bau einer Umgehungsstraße zu einer Zunahme der Fahrzeugkilometer bei gleichzeitiger Verringerung der Lärmbelastung führen, da Umgehungsstraßen in der Regel durch weniger dicht besiedelte Gebiete führen. Ebenso bedeutet ein allgemeiner Rückgang des jährlichen Verkehrsaufkommens (in Fahrzeugkilometern) in Deutschland nicht zwangsläufig eine geringere Lärmbelastung, da der

Verkehr in dünn besiedelten Gebieten zurückgehen kann, während er in dicht besiedelten Gebieten oder nachts, wenn er besonders störend ist, zunimmt. Aus diesem Grund sind in den Kostensätzen für verkehrsbezogene Aktivitäten in Tabelle 9 bis Tabelle 16 keine kilometerbezogenen Lärmkostensätze enthalten²². Um dennoch zu betonen, dass verkehrsbedingter Lärm erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt und die Gesundheit hat, sind die entsprechenden Spalten in diesen Tabellen mit Sternchen (***) gekennzeichnet.

5.3 Methodischer Hintergrund

5.3.1 Personen- und Güterverkehr

Analog zur Strom- und Wärmeerzeugung, werden die Kostensätze für verkehrsbezogene Aktivitäten durch die Verschneidung von Emissionsfaktoren mit den Kostensätzen für Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen aus den Kapiteln 2 und 3 abgeleitet.

Emissionsfaktoren sind für Treibhausgas- und Luftschadstoffemissionen verfügbar und liegen differenziert nach Verkehrsträgern (Straßen-, Luft- und Schienenverkehr sowie Binnenschifffahrt), Antriebstechnologien (z. B. Verbrennungsmotor vs. Elektroantrieb) sowie Lebenszyklusphasen (direkte vs. indirekte Emissionen) vor. Die Emissionsfaktoren werden in Gramm pro Fahrzeugkilometer für die Luftschadstoffe NH₃, NMVOC, NO_x, PM_{2.5} und SO₂ angegeben. Soweit möglich, haben wir Emissionsfaktoren verwendet, die nach den Treibhausgasen CO₂, CH₄ und N₂O differenzieren statt CO₂-Äquivalente zu verwenden. Bei den direkten Emissionen konnte diese Differenzierung für alle Verkehrsträger vorgenommen werden, während die entsprechenden Daten für indirekte Emissionen nur teilweise verfügbar waren. Die Emissionsfaktoren basieren größtenteils auf HBEFA 4.2, TREMOD 6.51 sowie Ecoinvent 3.9 bzw. Mobitool, das auf der Umweltbilanzdatenbank des Schweizer Bundesamtes für Umwelt (BAFU) basiert.

Die Kostensätze für Emissionen aus dem Straßen- und Schienenverkehr in Deutschland werden für die durchschnittliche Flottenzusammensetzung der verschiedenen Fahrzeugtypen sowie für die Euro-Normklassen der Fahrzeugtypen und deren Unterklassen (Euro 1 bis Euro 6 für PKW und Euro I bis Euro VI für LKW²³) berechnet.

Im Luftverkehr findet der Verbrennungsprozess für den größten Teil der zurückgelegten Strecke in großer Höhe statt. Verbrennungsprozesse in großer Höhe wirken sich über den reinen Effekt der Treibhausgasemissionen hinaus auf das Klima aus, insbesondere durch die Freisetzung anderer Verbrennungsnebenprodukte in die Atmosphäre, die in großer Höhe schädlicher sind (UBA 2023a). Um diesen Effekt zu berücksichtigen, können die Kostensätze für die während des Flugbetriebs emittierten Treibhausgase, mit einem Emissionsgewichtungsfaktor multipliziert werden. Der für einzelne Flüge geltende Emissionsgewichtungsfaktor ist stark von spezifischen Parametern wie dem Emissionszeitpunkt und -ort sowie den Wetterbedingungen abhängig, und kann erheblich variieren. Für die vorliegenden Berechnungen wurde ein durchschnittlicher Emissionsgewichtungsfaktor von 3 als Näherungswert verwendet (UBA 2025c).

²² Um beispielsweise zwei Maßnahmen oder Trassenalternativen zu vergleichen, sind die lokale, räumliche und zeitliche Verteilung der Quellen, die Ausbreitungsbedingungen und die Betroffenen in Modellen zu berücksichtigen und die daraus resultierende Lärmbelastung für jeden Einzelfall zu berechnen. Diese kann anschließend anhand der relevanten Expositions-Wirkungs-Beziehungen und, soweit anwendbar, der expositionsbezogenen Lärmkostensätze in diesem Handbuch bewertet werden.

²³ Zusätzlich zu den Euro-Normklassen 1 bis 6 und I bis VI wurden auch die Schadstoffemissionen von Motoren berücksichtigt, die vor Einführung der EU-Abgasnorm verwendet wurden. In der HBEFA 4.2 werden diese Fahrzeuge für PKW als „Euro 0“ und für LKW als „80ties“ angegeben.

2022 dient als Basisjahr für die Emissionsdaten. Dies sollte insbesondere im Hinblick auf die indirekten Treibhausgasemissionsfaktoren für batterieelektrische Fahrzeuge (BEV) berücksichtigt werden, die im Vergleich zu Benzin- und Dieselfahrzeugen relativ hoch ausfallen. Angesichts der rasanten Entwicklung der Batterietechnologie in den letzten Jahren sowie der fortschreitenden Energiewende hin zu mehr erneuerbaren Energien dürften die indirekten Emissionsfaktoren für Treibhausgasemissionen entlang der Wertschöpfungskette von BEV in den kommenden Jahren weiter sinken (Thielmann et al. 2020).

Wie in Kapitel 3 erläutert, hängt die Schwere der gesundheitlichen Auswirkungen von Luftschadstoffemissionen unter anderem von der Bevölkerungsdichte ab. Daraus folgt, dass die Auswirkungen in Städten stärker ausgeprägt sind als in ländlichen Gebieten oder auf Autobahnen. Um verkehrsbezogene Kostensätze (z. B. Auswirkungen pro Fahrzeugkilometer) zu schätzen, ist es daher notwendig, die Luftschadstoffemissionen in der jeweiligen Umgebung zu bewerten und den Anteil der Fahrleistung in städtischen Gebieten, ländlichen Gebieten und auf Autobahnen aufzuschlüsseln.

5.3.2 Lärm

Um Kostensätze für die Auswirkungen von Verkehrslärm zu ermitteln, wurden zunächst Endpunkte in Bezug auf die Wirkungskategorien Belästigung und Schlafstörungen, körperliche Gesundheit sowie kognitive und psychische Gesundheit identifiziert. In einem zweiten Schritt wurden Expositions-Wirkungs-Beziehungen (EWB) ermittelt, um die Auswirkungen von Verkehrslärm auf die ausgewählten Endpunkte für verschiedene Lärmklassen zu bewerten. Im Allgemeinen basieren die EWB für Belästigung und selbst berichtete Schlafstörungen auf Umfragen, während die EWB für Auswirkungen auf die körperliche Gesundheit und kognitive Beeinträchtigungen bei Kindern auf Beobachtungen beruhen. Zur Schätzung der oben dargestellten Kostensätze wurden die folgenden Quellen herangezogen:

- ▶ Für Belästigungen verwenden wir die EWB der Weltgesundheitsorganisation (WHO) von Guski et al. (2017) und die Grade der Beeinträchtigung (Disability Weights, DW) der WHO (2024).
- ▶ Für kognitive Beeinträchtigungen bei Kindern verwenden wir die EWB der WHO (2011), die den Lärmpegel des Luftverkehrs mit Lernverzögerungen bei Kindern in Verbindung bringt, gemessen anhand der Lesekompetenz. Die Grade der Beeinträchtigung (Disability Weights, DW) stammen aus der Global Burden of Disease-Datenbank (IHME (2024), für „leichte motorische und kognitive Beeinträchtigungen“). Diese DW sind etwas höher als für leichte kognitive Beeinträchtigungen bei Erwachsenen nach WHO (2024), was der Tatsache Rechnung trägt, dass kognitive Beeinträchtigungen bei Kindern voraussichtlich einen stärkeren Einfluss auf das allgemeine Wohlergehen haben als Beeinträchtigungen, die bei Erwachsenen auftreten.
- ▶ Für kardiovaskuläre und metabolische Auswirkungen (z. B. Myokardinfarkte, Schlaganfälle oder Diabetes mellitus) verwenden wir die EWB aus van Kempen (2018), die Grade der Beeinträchtigung stammen aus WHO (2024).
- ▶ Für Brustkrebs verwenden wir die EWB von Seidler et al. (2015) und Sörensen (2014), die Grade der Beeinträchtigung stammen aus WHO (2024).

Die immateriellen Kosten für betroffene Bevölkerungsgruppen werden unterteilt in Kostensätze für verlorene Lebensjahre (Years of Life Lost, YLL) und mit Beeinträchtigungen gelebte Lebensjahre (Years lived with disability, YLD). Für die YLL-Kostensätze werden die durchschnittlich verlorenen Lebensjahre mit dem „Wert eines verlorenen Lebensjahres“ (Value of a

Life Year Lost, VOLY, welcher auch in den Kapiteln 2 und 3 angesetzt wird) multipliziert. Für die YLD-Kostensätze hingegen wird der VOLY mit dem Grad der Beeinträchtigung (disability weights) gewichtet. Die EWB wurden dann mit den immateriellen Kosten kombiniert, um monetäre Werte für lärmbezogene Endpunkte zu erhalten, differenziert nach den Lärmpegelklassen und Verkehrsträgern.

Wie aus Tabelle 19 und Tabelle 20 hervorgeht, sind Belästigungen der größte Treiber der lärmbedingten Kosten über alle Verkehrsträger und Lärmpegelklassen hinweg. Es ist darum wichtig anzumerken, dass es eine noch andauernde wissenschaftliche Debatte darum gibt, welche EWB für Belästigungen angemessen ist. Der von Guski et al. (2017) für die WHO entwickelte Ansatz ist für die Schätzung der EWB gut etabliert. Dennoch ist das Vorgehen aus methodischer Sicht nicht unumstritten: Die Wahl einer quadratischen Regression führt bei der Ermittlung des Anteils an hochbelästigten Personen durch Straßenverkehrslärm zu einem Minimum in der Pegelklasse von 45 dB(A) und in Folge zu einem Anstieg an hochbelästigten Personen bei niedrigeren Pegeln, was kontraintuitiv ist. Fenech et al. (2022) haben die EWB mit neuen Studien aktualisiert, dabei jedoch den methodischen Ansatz von Guski et al. (2017) beibehalten. Weitere Forschungen zu diesem Thema sind erforderlich. Bis jedoch eine deutlich verbesserte Schätzung der EWB vorliegt, wird in diesem Handbuch weiterhin die von Guski et al. (2017) geschätzte EWB verwendet.

6 Stickstoff- (N) und Phosphor- (P) Emissionen

Umweltschäden durch Stickstoff- und Phosphoremissionen entstehen entlang verschiedener Wirkungspfade. Stickstoffemissionen verschmutzen unter anderem das Grundwasser und die Luft und führen dadurch zu direkten Gesundheitskosten sowie Kosten für die Wasseraufbereitung. Sowohl Stickstoff- als auch Phosphoremissionen führen zu Eutrophierung und Versauerung von Oberflächengewässern und somit zu einer Beeinträchtigung und zum Verlust von Ökosystemen. Basierend auf Karzai et al. (2025) werden die monetarisierten Umweltschäden durch Emissionen in die Luft, das Grundwasser sowie Oberflächengewässer im Folgenden einzeln dargestellt. Bei der Verwendung der Kostensätze müssen die für den spezifischen Anwendungsfall relevanten Wirkungspfade ermittelt werden.

6.1 Emissionen in die Luft (direkt und indirekt)

Wenn keine genauen Informationen zur Emissionsquelle vorliegen, empfehlen wir für Stickstoffemissionen in die Luft die Verwendung der folgenden Kostensätze (Werte stimmen mit den Kostensätzen für N-Verbindungen im Kapitel zu Luftschadstoffen und den Kostensätzen für N₂O im Kapitel zu Treibhausgasen überein).

Tabelle 22: Kostensätze für Stickstoffemissionen in die Luft (direkt und indirekt, unbekannte Quelle)

N-Verbindung	Kostensatz in € ₂₀₂₅ /kg N
Stickoxide (NO _x)	124
Ammoniak (NH ₃)	36,82
Lachgas (N ₂ O), 1% RZPR	186
Lachgas (N ₂ O), 0% RZPR	444

Quelle: Karzai et al. (2025), Anthoff (2025), van der Kamp et al. (2024) und eigene Berechnungen.

Anmerkung: Im Gegensatz zu den Kapiteln 2 und 3 beziehen sich die Kostensätze hier auf 1 kg N und nicht auf 1 kg der jeweiligen chemischen Verbindung (NO_x, NH₃, N₂O); indirekte Emissionen entstehen z. B. durch die Emission von N₂O aus Böden oder durch den Beitrag von NO_x zur Feinstaubbildung.

Zu den schädlichen Auswirkungen durch Phosphoremissionen in die Luft liegen keine Daten vor, sodass keine Kostensätze angegeben werden können.

6.2 Emissionen in Oberflächengewässer und Grundwasser

Stickstoffemissionen erhöhen die Nitratkonzentrationen (NO₃) im Grundwasser. Bei der Nutzung als Trinkwasser führt dies zu erhöhten Gesundheitsrisiken. Da keine aktuelleren Daten vorliegen, verwenden wir zur Abschätzung von entsprechenden Kostensätzen weiterhin die Studie von van Grinsven et al. (2010) zum Zusammenhang zwischen NO₃ im Trinkwasser und der Prävalenz von Darmkrebs in verschiedenen EU-Ländern, darunter Deutschland.

Bei der Ermittlung der Schäden, die durch die Einleitung von Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässer entstehen, ist zu beachten, dass die mit der Eutrophierung verbundene

schädigende Wirkung erst durch das Zusammenspiel der beiden Stoffe entsteht. Da Pflanzen für ihr Wachstum ein Verhältnis von etwa 16 Teilen Stickstoff zu 1 Teil Phosphor benötigen, wirkt in fast allen Fällen eine der beiden Stoffe wachstumslimitierend. Folglich verursacht die Einleitung der anderen Substanz in das entsprechende Gewässer, zumindest kurzfristig, keine zusätzlichen Schäden.

Die ausschließliche Fokussierung auf den limitierenden Stoff vernachlässigt jedoch, dass in den meisten Gewässern beide Stoffe zu hohe Konzentrationen aufweisen, was bedeutet, dass beide Stoffe das Potenzial haben, Schäden zu verursachen. Die in Tabelle 23 angegebenen Kostensätze sollten daher als **Untergrenze für Schäden** interpretiert werden, da für den nicht limitierenden Stoff ein Kostensatz von 0 € angewendet wird. Dabei wird außer Acht gelassen, dass die Konzentration des nicht limitierenden Stoffes in den meisten Fällen ebenfalls auf einem höheren Niveau liegt, als dies für ein Gewässer in gutem Zustand der Fall sein sollte²⁴.

Die Emission von Stickstoff führt nicht nur zu Eutrophierung, sondern trägt auch zur Versauerung von Oberflächengewässern bei. Für diesen Effekt können derzeit jedoch keine Schadenskosten ermittelt werden.

In Tabelle 23 sind Kostensätze für die Umweltwirkungen von N- und P-Emissionen in Gewässer angegeben, unter der Annahme, dass der jeweilige Stoff der wachstumslimitierende Faktor für die Eutrophierung des betreffenden Gewässers ist. Somit wird die gesamte Umweltbelastung diesem Stoff zugeschrieben. Bei der Anwendung der unten aufgeführten Kostensätze muss im Einzelfall ermittelt werden, welcher Stoff eine limitierende Wirkung hat. Um Doppelzählungen bei der Ermittlung der Gesamtbelastungen zu vermeiden, sind alle Umweltbelastungen diesem Stoff zuzuschreiben.

Tabelle 23: Kostensätze für Stickstoffemissionen ins Grundwasser und für Stickstoff- und Phosphoremissionen als jeweils wachstumslimitierende Faktoren in Oberflächengewässer

Substanz	Wirkungspfad	Kostensätze in €/2025/ kg
Stickstoff	Grundwasser	2,24
	Binnengewässer	14,08
	Küsten- und Meeresgewässer	24,86
Phosphor	Binnengewässer	437
	Küsten- und Meeresgewässer	799

Quelle: Karzai et al. (2025), eigene Berechnungen.

Wenn Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässer gelangen, treten die schädlichen Auswirkungen zunächst in den Binnengewässern auf und anschließend in den Küsten- und Meeresgewässern (mit Ausnahme der seltenen Fälle direkter Emissionen in Küstengewässer). Die Auswirkungen müssen daher addiert werden.

²⁴ Darüber hinaus ist das Verhältnis von 1:16 ein Durchschnittswert, bestimmte Pflanzen können unter anderen Verhältnissen wachsen.

Bei der Erfassung und Bewertung von Phosphor- und Stickstoffemissionen ist in den meisten Fällen nicht bekannt, ob das betroffene Gewässer durch Phosphor oder Stickstoff limitiert ist. Für diesen Fall, empfehlen wir die folgenden Kostensätze:

Tabelle 24: Kostensätze für Stickstoff- und Phosphoremissionen in Oberflächengewässer, wenn unbekannt ist, welcher Stoff in den betroffenen Gewässern limitierend ist

Substanz	Kostensatz in € ₂₀₂₅ /kg
Stickstoff	24,86
Phosphor	437

Quelle: Karzai et al. (2025), eigene Berechnungen.

Diese Durchschnittswerte für Emissionen in Oberflächengewässer basieren auf der Annahme, dass der jeweilige Schadstoff die alleinige Ursache für die Schädigung des jeweiligen Gewässertyps ist. Dies spiegelt wider, dass in den meisten Binnengewässern das Pflanzenwachstum durch Phosphor begrenzt wird, während Stickstoff in den meisten Meeres- und Küstengewässern die wachstumslimitierende Substanz darstellt. Daher sollte für die Gesamtschäden durch Emissionen in Oberflächengewässer (Binnengewässer und Meer) der Kostensatz von 24,86 €/kg (Kostensatz für Emissionen in Meeresgewässer) für Stickstoff und der Kostensatz von 437 €/kg (Kostensatz für Emissionen in Binnengewässer) für Phosphor verwendet werden. So werden Doppelzählungen vermieden.

6.3 Methodischer Hintergrund

Um die Umweltwirkungen von Stickstoff- und Phosphoremissionen abzuschätzen, müssen verschiedene Wirkungspfade berücksichtigt werden. So können erhöhte Nitratkonzentrationen im Trinkwasser (vor allem im Grundwasser), der Anstieg der Stickoxidkonzentrationen (NO_x) in der Luft und der Beitrag von Stickoxiden zur Feinstaubbildung direkt Gesundheitswirkungen nach sich ziehen. Die durch Stickstoff- und Phosphoremissionen hervorgerufene Eutrophierung beeinträchtigt darüber hinaus die Qualität von Oberflächengewässern, die zu einer Verringerung von Ökosystemleistungen führt (Versorgungsleistungen wie Nahrungsmittelproduktion, aber auch kulturelle Leistungen wie Erholung oder Auswirkungen auf die biologische Vielfalt). Wo Oberflächenwasser als Trinkwasser genutzt wird, kommt es auch hier zu direkten Gesundheitsauswirkungen.

Stickstoffemissionen tragen zudem zur Bildung des Treibhausgases Lachgas (N₂O) bei und führen zur Bodenversauerung. Da zu den Auswirkungen auf den Boden allgemein zu wenig Daten vorliegen, konnte dieser Wirkungspfad im Rahmen dieses Handbuchs jedoch nicht berücksichtigt werden.

Die Betrachtung der direkten Gesundheitsauswirkungen durch Emissionen in die Luft basiert auf allgemeinen Hintergrundkonzentrationen und den Auswirkungen der Emissionen auf die Konzentrationen der jeweiligen N-Verbindungen in der Luft sowie auf Expositions-Wirkungs-Funktionen für die verschiedenen gesundheitlichen Auswirkungen (Einzelheiten siehe Kapitel 3). Für NO_x konnten nur die indirekten Gesundheitswirkungen, die sich aus dem Beitrag von NO_x zur Feinstaubbildung ergeben, erfasst werden (siehe Abschnitt 3.4). Die klimabezogenen Auswirkungen basieren auf den in Kapitel 2 dargestellten Kostensätzen.

Für die Analyse der mit Eutrophierung in Verbindung stehenden Auswirkungen in Oberflächengewässern machen wir uns die dem Pflanzenwachstum zugrundeliegende Biologie hinsichtlich der Verfügbarkeit von Nährstoffen zunutze. Dazu verwenden wir das Redfield-Verhältnis, welches das atomare Verhältnis von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor beschreibt, das in marinem Phytoplankton und in den Tiefen der Ozeane vorkommt. Das Redfield-Verhältnis wird dabei als Beschreibung der limitierenden Faktoren für das Pflanzenwachstum in aquatischen Ökosystemen interpretiert. Kurz gesagt besagt es, dass Pflanzen in aquatischen Ökosystemen für ihr Wachstum mehr Stickstoff als Phosphor benötigen bzw. nutzen können, wobei das Verhältnis im Durchschnitt etwa bei 16:1 liegt (jedoch mit erheblichen Abweichungen zwischen verschiedenen Pflanzen und Studien). Anders ausgedrückt: Wenn eine der beiden Substanzen das Pflanzenwachstum in einem Gewässer begrenzt, ist die Wirkung von 1 kg eingetragenen Phosphor weitaus größer als die von 1 kg Stickstoff.

Welcher Nährstoff das Pflanzenwachstum begrenzt, unterscheidet sich zwischen unterschiedlichen Gewässern, je nachdem, ob das Atomverhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor im jeweiligen Gewässer über oder unter dem Redfield-Verhältnis liegt. Wenn die Auswirkungen von Nährstoffeinträgen in einem konkreten Gewässer bewertet werden sollen, sollten daher die im Gewässer vorherrschenden biochemischen Bedingungen berücksichtigt werden. Sollen hingegen die durchschnittlichen Auswirkungen von Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässern bewertet werden, gilt es einerseits zu berücksichtigen, dass die meisten Nährstoffeinträge über den Verlauf von Gewässern weite Strecken zurücklegen und letztlich in Küstengewässer gelangen. Zudem müssen vereinfachende Annahmen hinsichtlich der wachstumslimitierenden Stoffe in verschiedenen Gewässertypen getroffen werden: Die meisten (wenn auch nicht alle) Binnengewässer sind phosphorlimitiert, während in den meisten Küsten- und Meeresgewässern Stickstoff den limitierenden Faktor darstellt. Wir treffen für die Ermittlung der Kostensätze darum die Annahme, dass Phosphoremissionen zu Auswirkungen in allen Binnengewässern, die sie durchlaufen, führen, in Küstengewässern jedoch keine Auswirkungen haben. Für Stickstoff hingegen gehen wir davon aus, dass Einträge in Binnengewässern keine Auswirkungen haben, aber zu Eutrophierung führen, sobald sie das Meer erreichen.

Um die Auswirkungen der Eutrophierung als Folge von Nährstoffeinträgen zu bewerten, betrachten wir zunächst den Anteil der Binnengewässer, die sich in einem mäßigen, schlechten oder sehr schlechten ökologischen Zustand befinden. In Deutschland trifft dies für einen Anteil von 90% der fließenden und 71 % der stehenden Gewässer zu (UBA 2022c, 2022d). Verrechnet man diese Anteile mit den jeweiligen Flächenanteilen der Gewässer ergibt sich ein Gesamtanteil von 80 %. Für diese Gewässer gehen wir nun davon aus, dass durchschnittlich 50 % des Wertes der Ökosystemleistungen durch Eutrophierung verloren gehen. Für Gewässer in schlechtem und sehr schlechtem Zustand ist diese Annahme vermutlich eine Unterschätzung, während sie für Gewässer in mäßigem ökologischen Zustand hingegen eher eine Überschätzung der Eutrophierungsauswirkungen darstellt, sodass die Annahme im Durchschnitt als konservative Schätzung der tatsächlichen Folgen interpretiert werden kann. Um nachfolgend den Verlust an Ökosystemleistungen durch Eutrophierung zu monetarisieren, stützen wir uns auf Studien, die den Gesamtwert der betroffenen Ökosysteme und Ökosystemleistungen schätzen, und gehen davon aus, dass die oben genannten 50 % des Gesamtwertes infolge der Eutrophierung verloren gehen. Der monetarisierte Verlust an Ökosystemleistungen für alle Gewässer wird dann auf die Gesamtemissionen von Stickstoff und Phosphor verteilt, um Kostensätze pro kg Stickstoff- und Phosphoremissionen zu erhalten.

Ein ähnlicher Ansatz wird für die Bewertung der Auswirkungen auf Meeresgewässer angewendet. Für die Ostsee nutzen wir zur Schätzung der betroffenen Fläche Daten der Europäischen Umweltagentur (EEA, 2019). Der EEA-Indikator „direkte Auswirkungen der Nährstoffanreicherung“ zeigt, dass etwa 97% der Fläche der Ostsee einen mäßigen oder schlechten ökologischen Zustand aufweisen. Unter der Annahme, dass die Eutrophierung zu einem durchschnittlichen Verlust von 50% der Ökosystemleistungen führt, ergibt sich ein Gesamtverlust an Ökosystemleistungen von 48%. Die Monetarisierung basiert auf Studien zur Bewertung der betroffenen Ökosysteme und Ökosystemleistungen. Als Mengengerüst für die Stickstoff- und Phosphoreinträge stützen wir uns auf Daten aus HELCOM (2021) um auch hier Kostensätze je eingetragenem Kilogramm angeben zu können.

Für die Nordsee ergibt sich bei Anwendung desselben Ansatzes eine betroffene Fläche von 12% (EEA, 2019), das Mengengerüst stammt von OSPAR (Axe et al., 2022). Die Werte für die Ost- und Nordsee unterscheiden sich aufgrund ihrer geologischen Unterschiede erheblich, wobei die Auswirkungen in der Ostsee, als Binnenmeer mit sehr geringem Austausch mit den offenen Ozeanen, deutlich gravierender ausfallen. Es ist daher anzunehmen, dass die ausgewiesenen Durchschnittswerte die Auswirkungen auf die Nordsee überschätzen, während sie die Auswirkungen auf die Ostsee unterschätzen.

7 Landwirtschaft

Die Landwirtschaft liefert nicht nur Nahrungsmittel, Energie und Rohstoffe. Mit einem Flächenanteil von 50% in Deutschland prägt sie auch das Landschaftsbild und beeinflusst Klima und Ökosysteme. Sie erzeugt eine Reihe von Umweltwirkungen und damit verbundene Kosten, wobei die meisten Auswirkungen, wenn auch nicht alle, bei intensiven Formen der Landwirtschaft stärker ausgeprägt sind:

- ▶ Treibhausgasemissionen, sowohl direkt durch Tierhaltung, den Einsatz von Maschinen, Fahrzeugen usw. als auch indirekt durch Landnutzungsänderungen;
- ▶ Nährstoffemissionen in Böden, Wasser und Atmosphäre durch verschiedene Prozesse in den vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsketten; der intensive Einsatz von Düngemitteln und die Tierhaltung (Gülle) führen zur Verschmutzung von Grund- und Oberflächengewässern, zum Verlust der biologischen Vielfalt und zu Schäden an der menschlichen Gesundheit;
- ▶ direkte Auswirkungen auf die Biodiversität und Ökosysteme sowie auf landwirtschaftliche Böden durch intensive landwirtschaftliche Produktionsprozesse.

Insgesamt gilt die Landwirtschaft als einer der relevantesten Treiber für den Verlust von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen. Derzeit ist es jedoch nicht möglich, robuste Kostensätze abzuleiten mit denen die Auswirkungen der Landwirtschaft auf Biodiversität und Ökosystemleistungen umfassend ökonomisch bewertet werden können (siehe Kapitel 9).

Dieses Kapitel basiert auf Karzai und Hirschfeld (2024) und konzentriert sich auf die mit der Emission von Treibhausgasen, Stickstoff und Phosphor sowie Luftschadstoffen zusammenhängenden Umweltwirkungen der Landwirtschaft.

7.1 Kostensätze für ausgewählte Lebensmittel

Tabelle 25: Kostensätze für tierische Produkte aus konventioneller Landwirtschaft (ohne Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Biodiversität, die meisten Ökosystemleistungen und den Tierschutz)

Produkt	Aggregierte Umweltkosten € ₂₀₂₅ /kg (1% RZPR)	Aggregierte Umweltkosten € ₂₀₂₅ /kg (0% RZPR)
Milch	0,63	1,35
Hartkäse (vor Verkauf)	6,65	12,46
Rindfleisch (Schlachtgewicht)	33,51	52,40
Rindfleisch (mit Milchviehhaltung - Schlachtgewicht)	7,00	11,80
Schweinefleisch (Schlachtgewicht)	5,83	9,38
Geflügelfleisch (Schlachtgewicht)	3,16	6,43
Eier	2,34	4,11

Quelle: Karzai und Hirschfeld (2024), eigene Berechnungen.

Die Kostensätze in Tabelle 25 basieren auf den Emissionsfaktoren in Korteland et al. (2023)²⁵, die wiederum deutschlandspezifische Emissionsfaktoren aus der Lebenszyklusanalyse (LCA) der Agri-Footprint-Datenbank (Mérieux NutriSciences Blonk, o.J.) und Ecologic (unveröffentlicht, Emissionsfaktoren basierend auf Rösemann et al., 2021) verwenden. Die Emissionsfaktoren werden dann auf Grundlage der in diesem Handbuch angegebenen Kostensätze monetarisiert. Die Berechnungen umfassen Emissionen bis zum Hoftor und decken die folgenden Auswirkungen ab:

- ▶ Treibhausgasemissionen (CO₂-äq);
- ▶ Eutrophierungspotenzial für Meeres- und Küstengewässer (N-äq);
- ▶ Eutrophierungspotenzial für Binnengewässer (P-äq);
- ▶ Feinstaubemissionen (PM10);
- ▶ Flüchtige organische Verbindungen (NMVOC).

Aufgrund fehlender Daten decken die Kostensätze keine über die Eutrophierung hinausgehenden Auswirkungen auf die Biodiversität ab. Weitere Informationen zur Eutrophierung finden Sie in Kapitel 6. Korteland et al. (2023) beziehen auch Emissionsdaten für die ökologische Landwirtschaft ein. Da jedoch zu wenige Datenpunkte vorliegen, um daraus nationale Durchschnittswerte abzuleiten, werden diese hier nicht berücksichtigt.

Tabelle 25 enthält nur Werte für tierische Produkte. Die Kostensätze zeigen die absoluten Auswirkungen und ermöglichen den Vergleich zwischen verschiedenen tierischen Produkten. Pflanzliche Produkte sind in Korteland et al. (2023) hingegen nicht abgedeckt. Daten dazu wären nur aus weniger aktuellen Quellen mit Abweichungen hinsichtlich der berücksichtigten Umweltauswirkungen (hauptsächlich Treibhausgase) verfügbar. Da dies einen aussagekräftigen Vergleich zwischen verschiedenen Produkten verhindern würde, verzichten wir darauf, Umweltkostensätze für pflanzliche Produkte anzugeben. Unter Verwendung geeigneter Emissionsfaktoren und den in diesem Handbuch angegebenen Kostensätzen können die monetarisierten Umweltwirkungen für pflanzliche Produkte aber eigenständig ermittelt werden.

7.2 Kostensätze für Tierhaltungsplätze

Ergänzend zu den produktbezogenen Kostensätzen in Tabelle 25, können die treibhausgas- und luftschadstoffbezogenen Kosten, die mit Tierhaltungsplätzen²⁶ in einem Unternehmen oder einer Region zusammenhängen, berechnet werden. Dafür können die Kostensätze in den Kapiteln 2 und 3 mit den Emissionsfaktoren pro Tierart, Tierplatz und Jahr aus dem Informative Inventory Report (UBA 2023d) multipliziert werden.

²⁵ Um die Vergleichbarkeit der Werte zu verbessern und die Einheitlichkeit der Annahmen, Systemgrenzen und Betrachtungsebenen für die Emissionswerte zu gewährleisten, folgen wir der Empfehlung von Bieler und Sutter (2019), Daten aus einer einzigen Datenquelle zu verwenden.

²⁶ Tierhaltungsplätze beziehen sich auf die Anzahl der Tiere, die von einem Unternehmen oder in einer Region gehalten werden, in der Regel als Jahresdurchschnitt.

7.3 Kostensätze für Düngemiteleinsatz

Düngemittel werden in der landwirtschaftlichen Praxis eingesetzt, um Pflanzen mit den für ihr Wachstum notwendigen Nährstoffen zu versorgen. Die optimale Nährstoffmenge pro Hektar hängt von einer Vielzahl von Parametern ab, wie etwa der Kulturpflanze, dem Standort, den Bodeneigenschaften, den Wetterbedingungen etc., sodass es schwierig ist, pauschale Aussagen zur optimalen Düngemitteldosierung zu treffen. Die Kombination aus schwieriger optimaler Dosierung von Düngemitteln und einem allgemeinen Gülleüberschuss in Deutschland, der sich wiederum aus der Tierhaltung ergibt, führt dazu, dass oft zu große Mengen Düngemittel pro Hektar eingesetzt werden und somit zu viele Nährstoffe auf die Felder gelangen. Da die Pflanzen nur eine bestimmte Menge an Nährstoffen aufnehmen können, wird der Überschuss entweder durch Regen ausgewaschen und in Oberflächen- und Grundwasser transportiert oder gelangt durch Wind oder mechanische Bodenbearbeitungsprozesse in die Luft.

Tabelle 26 gibt durchschnittliche Kostensätze für den Düngemiteleinsatz an, ohne zu berücksichtigen, welcher Anteil im Einzelnen von den Pflanzen aufgenommen wird und wie viel in die Atmosphäre und Hydrosphäre gelangt.

Tabelle 26: Kostensätze für den Einsatz von Stickstoff- und Phosphordüngemitteln in der Landwirtschaft

Substanz	Kostensätze (in € ₂₀₂₅ / kg ausgebrachtem kg)
Stickstoff (1% RZPR)	8,40
Stickstoff (0% RZPR)	12,00
Phosphor	22,27

Quelle: Eigene Berechnungen basierend auf Karzai und Hirschfeld (2024).

Um die Umweltkosten durch Düngemiteleinsatz zu ermitteln, wird zunächst der durchschnittliche Nährstoffeintrag pro Hektar²⁷ mit der landwirtschaftlichen Gesamtfläche multipliziert. Diese Zahlen werden anschließend mit Daten des deutschen nationalen Stickstoffbudgets in Bach et al. (im Erscheinen) zu den Stickstoffmengen und aus der Studie „Modeling of Regionalized Emissions“ (MoRE) zu Phosphormengen in Fuchs et al. (2022) kombiniert. So ist es möglich, die Folgen des jährlichen Düngemiteleinsatzes in Deutschland in den relevanten Umweltkompartimenten (Atmosphäre, Grundwasser und Oberflächengewässer) zu erfassen. Unter Verwendung der Kostensätze zu Luftschadstoffen und N- und P-Einträgen aus den Kapiteln 3 und 6 kann der entstehende Gesamtschaden, der durch den Düngemiteleinsatz und den Abfluss in die verschiedenen Umweltkompartimente entsteht, berechnet werden. Anschließend wird dieser Gesamtschaden auf die ausgebrachte Menge an Nährstoffen heruntergebrochen, um Kostensätze je kg Nährstoff auszuweisen.

Es ist zu beachten, dass die Modellierung der Nährstoffüberschüsse, auf der die Werte in Tabelle 26 basieren, ausdrücklich Daten für Deutschland berücksichtigt. Dies unterscheidet sich von den in Korteland et al. (2023) verwendeten Emissionsfaktoren, welche Tabelle 25 zugrunde liegen. Diese basieren weitgehend auf der Agri-Footprint-LCA-Datenbank. Aufgrund fehlender Daten konnte diese Inkonsistenz nicht behoben werden.

²⁷ Daten für N: BMELH, o. J.; Daten für P: Destatis, 2022.

7.4 Kostensätze für Nährstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen

Sind die spezifische Nährstoffaufnahmekapazität und somit der tatsächliche Nährstoffüberschuss auf einer bestimmten Fläche bekannt, können diese Überschussmengen unter Verwendung der Umweltkosten für Auswirkungen in den relevanten Kompartimenten Atmosphäre, Grundwasser und Oberflächengewässer direkt bewertet werden. Dieser Bewertung liegt jedoch ein durchschnittlicher Wirkungspfad für Nährstoffüberschüsse in den genannten Umweltkompartimenten²⁸ zugrunde. Lokal können die Wirkungspfade je nach geologischen und hydrologischen Bedingungen sowie Wetterbedingungen stark variieren.

Tabelle 27: Kostensätze für Nährstoffüberschüsse auf landwirtschaftlichen Flächen

Substanz	Kostensätze (in € ₂₀₂₅ / kg)
Stickstoff (1% RZPR)	21,06
Stickstoff (0% RZPR)	28,82
Phosphor	437

Quelle: Eigene Berechnungen basierend auf Karzai und Hirschfeld (2024).

Die Kostensätze in Tabelle 27 beruhen auf den Umweltkostensätzen in den Kapiteln 2 und 6, sind für die berücksichtigten Stickstoffverbindungen aber auf 1kg N normiert.

7.5 Methodischer Hintergrund

Die Kostensätze in diesem Kapitel werden mithilfe von Emissionsfaktoren für Produkte (z. B. Agri-Food-Datenbank) oder landwirtschaftliche Praktiken (z. B. Bach et al., im Erscheinen) und den in früheren Kapiteln angegebenen Kostensätzen für die Emission von Treibhausgasen, Stickstoff, Phosphor etc. berechnet. Es muss jedoch betont werden, dass sämtliche in diesem Kapitel angegebenen Kostensätze nur einen Teil der tatsächlich durch die Produkte und Praktiken entstehenden Umweltwirkungen abdecken. Insbesondere Ökosystem- und Biodiversitätseffekte, aber auch über die Eutrophierung aquatischer Ökosysteme hinausgehende Auswirkungen auf Wasser und Böden finden aufgrund fehlender Daten keine Berücksichtigung. Das bedeutet beispielsweise, dass die erheblichen Auswirkungen von Landnutzungsänderungen oder dem Einsatz von Pestiziden nicht berücksichtigt werden.

Die Kostensätze zum Düngemiteleinsatz und zu Nährstoffüberschüssen sind in zweierlei Hinsicht Durchschnittswerte:

- Sie spiegeln eher durchschnittliche Schäden auf nationaler Ebene wider als regionsspezifische Auswirkungen. Das bedeutet unter anderem, dass die Umweltkostenkosten für den Einsatz von Düngemitteln nicht die erheblichen Unterschiede beim Stickstoff- und Phosphoreintrag pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche in Deutschland berücksichtigen (siehe z. B. Häußermann et al., 2019; UBA, 2023b). Ebenso berücksichtigen die Umweltkosten der Nährstoffüberschüsse nicht die regionalen

²⁸ Für P-Überschüsse wird davon ausgegangen, dass alle Überschüsse zu einer Eutrophierung der Binnengewässer führen (vgl. Karzai et al. 2025), während für N-Überschüsse Auswirkungen entsprechend dem Anteil der N-Flüsse in Bach et al. (im Erscheinen) angenommen werden.

Unterschiede in den Hintergrundkonzentrationen von Stickstoff und Phosphor in Oberflächengewässern.

- Sie basieren auf der vereinfachenden Annahme, dass die Schäden linear zur Menge des ausgebrachten Stickstoffs und Phosphors sind, d. h. unabhängig von z. B. dem bestehenden Eutrophierungsgrad. Bei der Anwendung der Kostensätze auf spezifische lokale Begebenheiten sollte daher die Verfügbarkeit lokaler Daten zu Nährstoffen und deren Auswirkungen geprüft werden.

Ein alternativer Ansatz zur Ermittlung der Umweltkosten durch Phosphordüngung an bestimmten Standorten basiert auf der Verwendung von Phosphorgehaltsklassen A bis E (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, 2018, 2015). Diese Gehaltsklassen dienen zur Unterteilung der Böden gemäß ihres Phosphorgehalts, wobei der (natürliche) Phosphorgehalt im Boden von Klasse A bis E zunimmt. Für die Gehaltsklassen A und B wird ein sehr geringer bis geringer Phosphorgehalt angenommen, sodass auch bei Eintragsmengen, die höher als die durch die Pflanzen aufgenommene Menge sind, nicht zwingend Umweltkosten durch Auswaschung o.ä. entstehen. Die Gehaltsklasse C ist das Optimum. Hier wird empfohlen, dem Boden die gleiche Menge Phosphor zuzuführen, wie ihm entzogen wird (z. B. durch den Anbau von Nutzpflanzen). Wird diesen Böden mehr Phosphor zugeführt als ihnen entzogen wird, ist davon auszugehen, dass der Einsatz von Düngemitteln Umweltkosten verursacht. Das bedeutet, dass in diesen Fällen auch die Phosphordüngung entsprechend bewertet werden sollte. Bei den Gehaltsklassen D und E ist der Phosphorgehalt so hoch, dass die Phosphordüngung unterhalb der Entnahmerate erfolgen sollte oder aus Sicht des Pflanzenbaus gar nicht notwendig ist. Daher ist jede Ausbringung von Phosphordünger direkt mit Umweltkosten verbunden. Liegen spezifische Phosphordaten vor, kann der Nährstoffüberschuss berechnet und bewertet werden.

8 Baumaterialien

Gebäude verursachen über ihren Lebenszyklus, d. h. während ihrer Bau-, Nutzungs-, Instandhaltungs-, Abriss- und Entsorgungsphase, erhebliche direkte und indirekte Umweltwirkungen. Neben den Baumaterialien selbst hängen die Umweltwirkungen auch stark von der Art des Gebäudes, seiner Nutzung, den Transport- und Instandhaltungstechnologien, den Recyclingquoten etc. ab. Dementsprechend sollten die Umweltkosten für Baumaterialien nicht isoliert betrachtet werden, sondern immer in Verbindung mit der Nutzungs- und End-of-Life-Phase des Gebäudes. Beispielsweise kann der Materialeinsatz bei einem besser isolierten Gebäude zu höheren Umweltwirkungen führen, während diese in der Nutzungsphase dann aber deutlich geringer ausfallen.

Aufgrund von Einschränkungen bei der Datenverfügbarkeit ist es derzeit nicht möglich, durchschnittliche und dennoch umfassende Kostensätze für Baumaterialien zu empfehlen. Stattdessen werden in diesem Kapitel auf Grundlage der Arbeiten von Bruinsma et al. (2024) die wichtigsten Herausforderungen bei der Ermittlung von Kostensätzen für Baumaterialien analysiert und Beispiele für deren Anwendung aufgezeigt.

Um die Umweltwirkungen von Gebäuden und Baumaterialien entlang ihres Lebenszyklus richtig erfassen und bewerten zu können, bedarf es spezifischer Daten für sämtliche Lebenszyklusphasen sowie alle relevanten Wirkungskategorien. Leider liefern Ökobilanz (LCA)-Datenbanken in der Regel keine vollständigen Daten. Selbst für die Bauphase sind die LCA-Daten für die ersten Stufen der Lieferkette (Rohstoffgewinnung und -verarbeitung) tendenziell unvollständig, insbesondere hinsichtlich der Biodiversitätswirkungen, der Umweltverschmutzung und der Wassernutzung und -verschmutzung. Wie Bruinsma et al. (2024) analysiert haben, folgen die meisten aktuellen Datenbanken für Baumaterialien gemäß DIN EN 15804+A2 der Methode des Product Environmental Footprint (PEF). DIN EN 15804+A2 gibt zehn Wirkungskategorien vor, welche verpflichtend in die Analyse einbezogen werden müssen. Weitere Wirkungskategorien wie Luftverschmutzung, Landnutzung und Toxizität sind hingegen optional und müssen somit nicht berücksichtigt werden. Das führt dazu, dass die meisten aktuellen und öffentlich zugänglichen Umweltdatenbanken für Baumaterialien, wie z. B. ÖKOBAUDAT, keine Daten für die meisten dieser wichtigen, aber derzeit optionalen Wirkungskategorien zur Verfügung stellen. Die tatsächlichen Auswirkungen von Baumaterialien werden somit mitunter stark unterschätzt und können nicht umfassend bewertet werden. Da die Relevanz einzelner Wirkungskategorien bei den Baumaterialien stark unterschiedlich ausfällt, variiert auch das Ausmaß in dem die tatsächlichen Umweltwirkungen unterschätzt werden. Wenn bei einer Analyse lediglich die nach DIN EN 15804+A2 vorgegebenen Wirkungskategorien berücksichtigt werden, ist es darum nicht möglich, eine verlässliche Aussage zur Größenordnung der tatsächlichen Umweltwirkungen der betrachteten Baumaterialien zu treffen oder die Umweltwirkungen verschiedener Baumaterialien miteinander zu vergleichen. Wie von Bruinsma et al. (2024) vorgeschlagen, ist es möglich, die Auswirkungen der nach DIN EN 15804+A2 optionalen Wirkungskategorien abzuschätzen, indem man sich auf andere Quellen stützt, die Daten zu diesen Wirkungskategorien zur Verfügung stellen. Dieser Ansatz ermöglicht jedoch nur eine grobe Näherung der tatsächlichen Umweltwirkungen und kann zu Inkonsistenzen führen, da die Daten nicht vollständig kompatibel sind. Wir haben uns daher dagegen entschieden, in diesem Handbuch durchschnittliche Umweltkostensätze für Baumaterialien zu empfehlen.

Verfügbare LCA-Daten können aber mit den in diesem Handbuch angegebenen Kostensätzen kombiniert werden, um spezifische Auswirkungen von Baumaterialien über die

Lebenszyklusphasen hinweg monetär zu bewerten. Die untenstehenden Tabellen 28 und 29 veranschaulichen dieses Vorgehen für die Beispiele Beton und Stahl mithilfe von Daten der in ÖKOBAUDAT abgedeckten Phasen und der in diesem Handbuch enthaltenen Kostensätze.

Die öffentlich zugängliche Datenbank ÖKOBAUDAT verwendet standardisierte Lebenszyklusphasen (oder „Module“) für Baumaterialien gemäß der Klassifizierung in DIN EN 15804+A2:

- ▶ die Herstellungsphase (Rohstoffbereitstellung, Transport und Herstellung) (Module A1-A3),
- ▶ die Bauphase (Transport und Bau/Einbau) (Module A4-A5),
- ▶ die Nutzungsphase (Module B1-B7),
- ▶ die Entsorgungsphase (Module C1-C4) und
- ▶ Vorteile und Belastungen außerhalb der Systemgrenze (Modul D).

So deckt ÖKOBAUDAT beispielsweise für Beton 45/55 die Lebenszyklusphasen A1-A5, B1, C1-C4 und D ab. Für die Phasen A1-A3, unter die für Beton 45/55 die Rohstoffgewinnung, -aufbereitung und Betonherstellung fällt, liefert ÖKOBAUDAT die folgenden Emissionsfaktoren für die in diesem Handbuch betrachteten Umweltwirkungen, die mit den entsprechenden Kostensätzen aus den Kapiteln 2 und 6 kombiniert werden können:

Tabelle 28: Emissionen und Kostensätze je Tonne Beton 45/55, LCA Stufen A1-A3 (Herstellung)

Auswirkung	Einheit der Emissionen	Emissionsfaktor	Kostensatz für die jeweilige Auswirkung	Umweltkosten in € ₂₀₂₅ /t _{Material} (1% RZPR für THG-Emissionen)	Umweltkosten in € ₂₀₂₅ /t _{Material} (0% RZPR für THG-Emissionen)
Gesamtes Treibhauspotenzial	t CO ₂ -Äq / t	0,114	345€ ₂₀₂₅ /t CO ₂ -Äq (1% RZPR) 990€ ₂₀₂₅ /t CO ₂ -Äq (0% RZPR)	39,2	112,6
Eutrophierungspotenzial Binnengewässer	kg P-Äq / t	0,00013	437.300 € ₂₀₂₅ /t P-Äq	0,0567	0,0567
Eutrophierungspotenzial Küsten- und Meeresgewässer	kg N-Äq / t	0,056	24.900 € ₂₀₂₅ /t N-Äq	1,39	1,39
Kostensatz € / t_{Material}				40,49	114,06

Die Kostensätze wurden wie folgt umgeformt:

kg CO₂-Äq/1m³ ist äquivalent zu kg CO₂-Äq/2.400kg, was äquivalent zu t CO₂-Äq/2.400t ist und umgerechnet wurde in t CO₂-Äq/t

kg P-Äq/1m³ ist äquivalent zu kg P-Äq/2.400kg und wurde umgerechnet in kg P-Äq/t

kg N-Äq / 1m³ ist äquivalent zu kg N-Äq / 2.400kg und wurde umgerechnet in kg N-Äq / t

Quelle: Eigene Berechnungen basierend auf ÖKOBAUDAT gemäß DIN EN 15804+A2 (Sphera MLC).

Als weiteres Beispiel ergeben sich für eine Tonne Stahlprofil in der Herstellungsphase A1-A3 folgende Emissionsfaktoren und Umweltkosten:

Tabelle 29: Emissionen und Kostensätze je Tonne Stahl Stahlprofil, LCA Stufen A1-A3 (Herstellung)

Auswirkung	Einheit der Emissionen	Emissionsfaktor	Kostensatz für die jeweilige Auswirkung	Umweltkosten in € ₂₀₂₅ /t _{Material} (1% RZPR für THG-Emissionen)	Umweltkosten in € ₂₀₂₅ /t _{Material} (0% RZPR für THG-Emissionen)
Gesamtes Treibhauspotenzial	t CO ₂ -Äq/t _{Material}	2,922	345€ ₂₀₂₅ /t CO ₂ -Äq (1%RZPR) 990€ ₂₀₂₅ /t CO ₂ -Äq (0% RZPR)	1.008,1	2.892,8
Eutrophierung Binnengewässer	kg P-Äq/t _{Material}	<0,0001	437.300 € ₂₀₂₅ /t P-Äq	0,0001	0,0001
Eutrophierung Küsten und Meeresgewässer	kg N-Äq/t _{Material}	0,0016	24.900 € ₂₀₂₅ /t N-Äq	0,0387	0,0387
Kostensatz € / t_{Material}				1.008,14	2.892,84

Quelle: Eigene Berechnungen basierend auf ÖKOBAUDAT gemäß DIN EN 15804+A2 (Sphera MLC).

Wie oben erläutert, berücksichtigen diese Kostensätze nur einen Teil der tatsächlich entstehenden Umweltwirkungen und es ist davon auszugehen, dass sie die Auswirkungen insbesondere am Anfang der Wertschöpfungskette unterschätzen. Daher können sie nur zur Bewertung derjenigen Lebenszyklusphasen und Umweltwirkungen verwendet werden, die ausdrücklich in den Emissionsfaktoren enthalten sind. Zudem ist zu beachten, dass es sich bei den Emissionsfaktoren in LCA-Datenbanken, sofern nicht anders angegeben, um Durchschnittswerte handelt. Für die Analyse eines bestimmten Produkts sollten daher, sofern verfügbar, die LCA-Daten für dieses spezifische Produkt verwendet werden.

9 Ökosystemleistungen und Biodiversität

Alles menschliche Handeln hängt auf die eine oder andere Weise von Ökosystemleistungen und der ihnen zugrunde liegenden Biodiversität ab. Zudem wirken sich nahezu alle durch Menschen verursachten Umweltbelastungen, von Landnutzung und Landnutzungsänderungen über Klimawandel, Boden-, Luft- und Wasserverschmutzung bis hin zur Wasserknappheit direkt oder indirekt auch auf Ökosysteme und ihre Leistungen aus. Die Auswirkungen in den verschiedenen Ökosystemen variieren dabei stark in Abhängigkeit von lokalen, saisonalen und zeitlichen Gegebenheiten, bspw. bis hin zur Tageszeit im Fall von Licht- oder Lärmbelastung. Eine wichtige Rolle bei den konkreten Auswirkungen spielt außerdem das Zusammenspiel verschiedener Belastungen in einer bestimmten Region oder Jahreszeit.

Aufgrund der Vielzahl von Einflussgrößen gestaltet sich die Erfassung der Auswirkungen von Umweltbelastungen auf Ökosysteme und Biodiversität deutlich komplexer als das beispielsweise beim Zusammenhang zwischen Treibhausgasemissionen und globaler Erwärmung der Fall ist. Nichtsdestotrotz ist eine global anwend- und vergleichbare Erfassung von Ökosystem- und Biodiversitätswirkungen erforderlich, um diese in wirtschaftlichen und politischen Entscheidungsprozessen zu berücksichtigen, welche häufig Auswirkungen weit über die lokale Umwelt hinaus erzeugen. Dabei kommt es zwangsläufig zu gewissen Kompromissen und Ungenauigkeiten in den resultierenden Messgrößen, die gegen die Vorteile der Integration von Ökosystem- und Biodiversitätswirkungen in Politik und Investitionsentscheidungen abgewogen werden müssen²⁹.

Ökosystemleistungen (ÖSL)

Die Zahl der Studien, die Ökosystemleistungen bewerten, nimmt kontinuierlich zu. Die Anzahl und Qualität dieser Studien variiert je nach Bewertungsmethode, Ökosystemleistung und Region. Während Daten zu bestimmten Versorgungs- und kulturellen Leistungen in Industrieländern leicht verfügbar sind, ist es schwieriger, zuverlässige Daten zu beispielsweise Nichtgebrauchswerten von Ökosystemen in indigen oder durch Subsistenzkultur geprägten Regionen zu finden. Die Ergebnisse, die sich in Datenbanken finden, sind zudem nur schwer miteinander vergleichbar, da einzelne Studien in der Regel nicht hinsichtlich Kaufkraft, Bewertungsmethode o.ä. normalisiert sind.

Die Ecosystem Services Valuation Database (ESVD) bietet die bislang größte frei zugängliche Sammlung wissenschaftlicher Studien zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen und ist unserer Ansicht nach die beste derzeit verfügbare Referenz. Wenn die ökonomische Bewertung einer Ökosystemleistung für einen Kontext oder eine Entscheidung erforderlich ist, die von den ESVD-Studien abgedeckt wird, und die Ökosystemleistung nur mit ähnlichen Leistungen unter ähnlichen Umständen (z. B. ähnliche sozioökonomische Bedingungen und Ökosysteme) verglichen wird, bietet die Datenbank wertvolle Orientierungshilfen.

Die Nutzung der ESVD-Daten zur Schätzung vergleichbarer Gesamtwerte für unterschiedliche Ökosysteme, geografische Regionen, Jahreszeiten, sozioökonomische Kontexte usw. gestaltet sich derzeit hingegen schwieriger. Da die diversen (Meta-)Studien unterschiedliche Kostenkonzepte zur ökonomischen Bewertung verwenden, müssen die Ergebnisse auch auf Grundlage des jeweils zutreffenden Ansatzes (Schadenskosten, Minderungskosten, Wiederherstellungskosten usw.)

²⁹ Dieses Kapitel orientiert sich am Forschungsbericht von Karzai et al. (2024).

differenziert werden und können nicht ohne weiteres über die Ansätze hinweg miteinander verglichen werden. Darüber hinaus spiegeln die Anzahl und Qualität der Studien in der Datenbank die unterschiedliche Komplexität bei der Bewertung verschiedener Ökosystemleistungen und in verschiedenen Ländern wider, was weitere Herausforderungen für Vergleiche zwischen Regionen, Ökosystemen und Ökosystemleistungen mit sich bringt.

Auf Grundlage unserer Analyse der ESVD sind wir zu dem Schluss gekommen, dass die verfügbaren Daten für die Zwecke dieses Handbuchs zum aktuellen Zeitpunkt noch nicht solide genug sind. Dennoch unterstützen wir das Ziel der ESVD voll und ganz und sind zuversichtlich, dass ihre Weiterentwicklung dazu beiträgt, die Datenlage zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen zu verbessern. Zur Übertragung von Werten (Value Transfer) zwischen eng verwandten Leistungen und Kontexten (Regionen usw.) kann sie bereits jetzt hilfreiche Anhaltspunkte liefern.

Biodiversität

Die ökonomische Bewertung der Biodiversität stellt sich noch komplexer dar als bei den meisten Ökosystemleistungen. Derzeit gibt es kein einheitliches Verständnis darüber, ob und wie Biodiversität mit einem einzigen, konsistenten Indikator gemessen werden kann, welcher einerseits global vergleichbar aber zugleich auch lokal anpassbar ist. Naturwissenschaftlich betrachtet handelt es sich bei der Biodiversität um ein komplexes Konzept, für dessen angemessene Beschreibung es einer Reihe von Indikatoren bedarf. Für die Anwendung in wirtschaftlichen oder finanziellen Entscheidungen stellt ein mehrdimensionaler Indikator jedoch praktische Schwierigkeiten dar, insbesondere wenn es um die Aggregation oder den Vergleich mit anderen Umweltauswirkungen oder mit Finanzdaten geht.

Wir haben einige der derzeit gängigsten Konzepte (Hemerobie, Potentially Disappeared Fraction of Species (PDF), Mean Species Abundance (MSA), Biodiversity Intactness Index (BII), Species Threat Abatement and Recovery Metrics (STAR), Living Planet Index (LPI), Artenvielfalt und Landschaftsqualität) hinsichtlich der Eigenschaften analysiert, die ein Indikator erfüllen muss, um als Grundlage für einen Kostensatz zu dienen:

- ▶ Der Indikator muss kardinal und nicht ordinal sein. Nur dann kann sichergestellt werden, dass auch kleine Veränderungen der Biodiversität im Indikator widergespiegelt werden, und dass der Abstand zwischen verschiedenen Werten des Indikators interpretiert werden kann.
- ▶ Der Indikator muss global anwendbar und vergleichbar sein. Das heißt, er muss bspw. in angemessenem Umfang widerspiegeln können, dass bestimmte Ökosysteme in ihrem ursprünglichen Zustand weniger Arten enthalten als andere, ohne weniger wertvoll zu sein, dass bestimmte Arten stärker auf bestimmte Klimazonen oder geografische Regionen beschränkt und daher weniger widerstandsfähig gegenüber dem Verlust ihres Lebensraums oder dem Klimawandel sind, dass bestimmte Ökosysteme empfindlicher auf den Verlust einzelner Arten reagieren usw., auch wenn uns derzeit noch die Daten fehlen, um solche Unterschiede zu bestimmen.
- ▶ Der Indikator muss in Geld umwandelbar sein, d. h. in einer Form vorliegen, die für die ökonomische Bewertung von Nicht-Marktwerten (wie Willingness To Pay (Zahlungsbereitschaft) oder Willingness To Accept (Bereitschaft zur Akzeptanz) usw.) verwendet werden kann.

Unserer Ansicht nach erfüllt keiner der derzeit verfügbaren Indikatoren alle diese Kriterien vollständig. Die vielversprechendsten Kandidaten, die wir bisher identifiziert haben, sind diejenigen, die einen Kardinalindikator für die derzeitige Biodiversität, wie die Anzahl oder Häufigkeit der in einem Ökosystem vorhandenen Arten, mit dem gleichen Kardinalindikator in einem Referenzzustand desselben Ökosystems vergleichen. Beispiele hierfür sind PDF, MSA und BII.

Neben dem Mangel an global verfügbaren physischen Daten und aggregierbaren Monetarisierungsstudien stellt sich bei Indikatoren, die wie oben beschrieben einen Vergleich mit einem Referenzzustand beinhalten, die entscheidende konzeptionelle Frage, welcher Zustand sich als Referenzpunkt für ein bestimmtes Ökosystem eignet. Beim Indikator PDF bestimmt die Differenz zwischen dem Referenzzustand des Ökosystems und dem aktuellen Zustand die Größe des Anteils, der „potentiell verschwunden“ ist, während der Referenzzustand beim Indikator BII bestimmt, was „intakt“ bedeutet (ein BII von 100 %), und bei MSA, was „full abundance“ (in etwa „vollständige Artenfülle“) bedeutet. Die Indikatorbewertung ändert sich erheblich, je nachdem, ob das Referenzökosystem der ursprüngliche Zustand der Erde vor dem Erscheinen des Menschen ist (und selbst dieser unterscheidet sich je nach gewähltem Zeitpunkt), die biodiversitätsreichen, aber kultivierten Landschaften, die moderne Naturschutzpolitiken als Zielbild anstreben, die „domestizierte“ Landschaft, die viele Bürger in einem Discrete Choice Experiment dem ursprünglichen Zustand vorziehen, oder eine ganz andere Referenz. Obwohl der ursprüngliche Zustand der Erde auf den ersten Blick ein natürlicher und global einheitlicher Bezugspunkt zu sein scheint, bleibt unter anderem die Frage offen, welche Bedeutung ein solcher Bezugspunkt in Gebieten hat, in denen der Mensch die Landschaft seit Jahrtausenden geprägt hat und dies auch auf absehbare Zeit weiterhin tun wird. Andere Bezugspunkte, wie der in Naturschutzstrategien angestrebte Zustand von Ökosystemen, sind anfällig für sich verschiebende Bezugsgrößen (Shifting Baselines), mangelnde wissenschaftliche Fundierung, Unvergleichbarkeit zwischen Ländern und Regionen etc.

Angesichts der Tatsache, dass der Verlust von Ökosystemen und Biodiversität eng mit dem Klimawandel verbunden ist und eine ebenso große Bedrohung für die Zukunft der Menschheit darstellt, unterstützen wir nachdrücklich die Bemühungen um Fortschritte bei der Messung und Bewertung der Biodiversität sowie deren Einbeziehung in wirtschaftliche und politische Entscheidungsprozesse und möchten uns auch weiterhin in entsprechende Bestrebungen einbringen. Derzeit sind die verfügbaren Methoden und Daten jedoch noch nicht ausgereift genug, um einen Kostensatz für Biodiversität in diesem Handbuch zu empfehlen.

10 Wasserentnahme und -verschmutzung

In vielen Teilen der Welt stellen Wasserverschmutzung und Wasserknappheit drängende Probleme dar. In Deutschland lag der Fokus bisher vor allem auf der Wasserverschmutzung, während Wasserknappheit eine sehr untergeordnete Rolle einnahm. Dies ändert sich derzeit infolge des Klimawandels, der über die letzten Jahre zur Einführung von lokalen Beschränkungen bei der Wassernutzung geführt hat, die in Zukunft voraussichtlich verbreiteter vorkommen werden. Darüber hinaus sind die Umweltkosten der globalen Wasserverschmutzung und -knappheit ein relevantes Thema für deutsche Unternehmen mit globalen Aktivitäten und Wertschöpfungsketten.

Wasserentnahme und -verschmutzung werden zwar in der Regel getrennt gemessen und bewertet, sind jedoch eng miteinander verbunden: Die Wasserentnahme erhöht die Konzentration von Schadstoffen in Gewässern, was zu einer stärkeren Verschmutzung führt³⁰.

Wasserverschmutzung

Zur Wasserverschmutzung zählen die Einleitung von Schadstoffen und Nährstoffen in Gewässer, aber auch die thermische Verschmutzung. Die Auswirkungen der Wasserverschmutzung auf Umwelt und Gesundheit hängen dabei von verschiedenen Faktoren ab, z. B. dem Verschmutzungsgrad vor der Einleitung, der Temperatur, dem Wasserstand, den betroffenen Ökosystemen, den mit dem Gewässer zusammenhängenden Ökosystemleistungen oder dem Zusammenspiel der eingeleiteten Schadstoffe. Nach Auswertung der verfügbaren Datenbanken und wissenschaftlichen Literatur sind wir zu dem Schluss gekommen, dass die Daten und Methoden derzeit nicht ausreichen, um Kostensätze abzuleiten, die diese verschiedenen Parameter zufriedenstellend berücksichtigen und somit die durchschnittlichen, wesentlichen Auswirkungen erfassen. Mit Ausnahme der Kostensätze zur Eutrophierung in Kapitel 6 können wir daher keine Kostensätze empfehlen, die für einen allgemeineren Kontext (regional/national/global) geeignet sind.

Wasserentnahme

Die Abschätzung der Auswirkungen von Wasserentnahmen gestaltet sich ebenso komplex wie für die Wasserverschmutzung. Aus einem Gewässer entnommenes Wasser kann „verbraucht“ werden oder mit einer anderen Temperatur und/oder chemischen und biologischen Zusammensetzung (zusätzliche Schadstoffe, verlorene Organismen etc.) in das Gewässer zurückgeführt werden. Die Auswirkungen der Entnahme auf das betroffene Gewässer hängen – wie bei der Verschmutzung – von einer Vielzahl von Faktoren ab, wie beispielsweise vom Zustand des Gewässers vor der Entnahme, der durch die Entnahme und Wiedereinleitung verursachten Veränderung der chemischen und biologischen Zusammensetzung oder den betroffenen Ökosystemen und Ökosystemleistungen. Auf Grundlage unserer Analyse der verfügbaren Daten und Literatur sind wir auch hier zu dem Schluss gekommen, dass die Daten und Methoden derzeit nicht ausgereift genug sind, um durchschnittliche Kostensätze abzuleiten, die dennoch die relevanten Parameter und Umweltwirkungen berücksichtigten. Dementsprechend empfehlen wir in diesem Handbuch keine Kostensätze, die in einem allgemeineren Kontext verwendet werden können.

³⁰ Dieses Kapitel orientiert sich am Forschungsbericht von Görlitz et al. (2024).

Forschungslücken

Um durchschnittliche Kostensätze für Wasserverschmutzung und Wasserentnahme auf aggregierter Ebene ermitteln zu können, braucht es neue Modelle, die die Auswirkungen von Wasserverschmutzung und Entnahme vereinfacht abbilden können. Diese Modelle müssen nicht jedes Detail der potenziellen Auswirkungen in einzelnen Gewässern abbilden. Sie sollten aber in der Lage sein, grundlegende Parameter wie Größe und Zustand der Gewässer oder saisonale Auswirkungen (Sommer/Winter oder Trockenzeit/Regenzeit) zu berücksichtigen, um die aus Einzelstudien vorliegenden Daten zu allgemeineren Kostensätzen zusammenfassen zu können.

11 Anhang

Dieser Anhang bezieht sich auf die Tabellen in Abschnitt 5.1 und bietet stärker differenzierte Kostensätze. Tabelle 30 und Tabelle 31 zeigen die Kostensätze gemäß den Euro-Normen der unterschiedlichen Fahrzeugtypen³¹. Für die unterschiedlichen Arten von Lastkraftwagen wurde eine zusätzliche Differenzierung anhand des Transportgewichts und eine weitere für Schwerlasttransporter vorgenommen. Um die Tabellen übersichtlicher zu gestalten, wurden die berechneten Kostensätze für Herstellung, Wartung, Entsorgung und Treibstoffe anhand der Lebenszyklusphasen zusammengefasst.

Tabelle 30: a) Kostensätze Verkehr: Differenziert nach Emissionskategorie (Euro-Norm) für die verschiedenen Fahrzeugtypen, 0% RZPR für THG-Kostensätze, in €-Cent₂₀₂₅ / Fahrzeugkilometer

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 0% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus-gase	Luftschad-stoffe Abgase	Luftschad-stoffe Abrieb	Infra-struktur und Fahr-zeuge	Energie-bereit-stellung	
PKW (Diesel)	Euro 0	20,32	6,68	0,20	8,20	5,69	41,09
	Euro 1	18,58	4,65	0,20	8,20	5,21	36,83
	Euro 2	18,81	5,39	0,20	8,20	5,27	37,86
	Euro 3	16,99	6,55	0,20	8,20	4,76	36,70
	Euro 4	17,40	4,55	0,20	8,20	4,88	35,22
	Euro 5	16,76	3,59	0,20	8,20	4,70	33,44
	Euro 6	17,82	1,23	0,20	8,20	5,00	32,45
PKW (Benzin)	Euro 0	18,94	7,11	0,20	8,00	7,67	41,92
	Euro 1	18,40	5,40	0,20	8,00	7,41	39,41
	Euro 2	18,15	2,90	0,20	8,00	7,38	36,63
	Euro 3	17,45	1,02	0,20	8,00	7,15	33,83
	Euro 4	16,88	0,64	0,20	8,00	6,92	32,65
	Euro 5	15,57	0,20	0,20	8,00	6,38	30,36
	Euro 6	15,68	0,21	0,20	8,00	6,43	30,51
Kleines Kraftrad (Benzin)	Euro 0	9,58	3,71	0,07	3,49	3,52	20,38
	Euro 1	8,27	1,64	0,07	3,49	3,23	16,71
	Euro 2	6,22	0,95	0,07	3,49	2,33	13,07
	Euro 3	4,88	0,46	0,07	3,49	1,79	10,70
Kraftrad (Benzin)	Euro 0	14,13	1,47	0,07	5,31	4,70	25,67
	Euro 1	13,21	1,29	0,07	5,31	4,40	24,28
	Euro 2	12,37	1,23	0,07	5,31	4,15	23,13
	Euro 3	9,38	0,15	0,07	5,31	3,11	18,02
Leichtes Nutzfahrzeug (Benzin)	Euro 0	30,19	9,72	0,20	9,16	11,57	60,85
	Euro 1	29,27	12,77	0,20	9,16	11,23	62,63
	Euro 2	23,89	4,26	0,20	9,16	9,16	46,67
	Euro 3	20,90	1,59	0,20	9,16	7,99	39,84

³¹ Die Differenzierung der Emissionsfaktoren anhand der Euro-Normen basiert auf HBEFA v3.3.

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 0% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
	Euro 4	18,73	0,72	0,20	9,16	7,16	35,96
	Euro 5	19,16	0,39	0,20	9,16	7,32	36,23
	Euro 6	17,45	0,25	0,20	9,16	6,67	33,74
Leichtes Nutzfahrzeug (Diesel)	Euro 0	34,02	10,69	0,20	9,16	10,36	64,43
	Euro 1	31,88	8,47	0,20	9,16	9,71	59,43
	Euro 2	29,04	7,16	0,20	9,16	8,85	54,40
	Euro 3	22,64	9,36	0,20	9,16	6,90	48,26
	Euro 4	23,39	7,61	0,20	9,16	7,13	47,49
	Euro 5	25,39	6,17	0,20	9,16	7,74	48,65
	Euro 6	24,15	1,49	0,20	9,16	7,36	42,36
Linienbus	Euro 0	101,87	66,77	2,05	26,22	34,70	231,61
	Euro 1	92,88	44,60	2,05	26,22	31,63	197,37
	Euro 2	99,55	47,07	2,05	26,22	33,89	208,77
	Euro 3	109,39	41,54	2,05	26,22	37,24	216,44
	Euro 4	112,51	30,10	2,05	26,22	38,30	209,18
	Euro 5	104,30	25,21	2,05	26,22	35,52	193,30
	Euro 6	92,87	6,20	2,05	26,22	31,63	158,97
Reisebus	Euro 0	83,44	58,95	1,24	26,01	31,53	201,16
	Euro 1	83,16	44,04	1,24	26,01	31,42	185,87
	Euro 2	81,51	42,55	1,24	26,01	30,79	182,10
	Euro 3	84,67	35,56	1,24	26,01	31,98	179,46
	Euro 4	79,38	23,72	1,24	26,01	29,98	160,32
	Euro 5	74,65	26,08	1,24	26,01	28,21	156,19
	Euro 6	66,38	3,40	1,24	26,01	25,09	122,11
Lastkraftwagen (≤7,5t)	80ties	52,16	31,50	1,08	9,16	10,47	104,37
	Euro-I	45,07	20,41	1,08	9,16	9,04	84,76
	Euro-II	39,49	19,72	1,08	9,16	7,92	77,38
	Euro-III	40,75	15,10	1,08	9,16	8,18	74,26
	Euro-IV EGR	42,20	12,90	1,08	9,16	8,47	73,81
	Euro-IV SCR	41,76	8,43	1,08	9,16	8,38	68,80
	Euro-V EGR	39,16	14,81	1,08	9,16	7,86	72,07
	Euro-V SCR	38,38	6,74	1,08	9,16	7,70	63,06
	Euro-VI	33,21	0,45	1,08	9,16	6,67	50,56
Lastkraftwagen (>7,5-12t)	80ties	61,38	37,57	1,08	12,37	14,59	126,99
	Euro-I	56,80	24,16	1,08	12,37	13,49	107,91
	Euro-II	52,00	23,76	1,08	12,37	12,35	101,57
	Euro-III	52,68	17,78	1,08	12,37	12,51	96,43
	Euro-IV EGR	48,23	13,01	1,08	12,37	11,46	86,14
	Euro-IV SCR	47,71	10,47	1,08	12,37	11,33	82,97

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 0% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
	Euro-V EGR	44,45	13,96	1,08	12,37	10,56	82,42
	Euro-V SCR	43,57	9,30	1,08	12,37	10,35	76,67
	Euro-VI	38,23	0,56	1,08	12,37	9,08	61,33
Lastkraftwagen (>12-14t)	80ties	64,67	39,46	1,08	12,37	15,37	132,95
	Euro-I	60,54	27,05	1,08	12,37	14,38	115,43
	Euro-II	55,59	26,53	1,08	12,37	13,20	108,78
	Euro-III	57,44	20,60	1,08	12,37	13,64	105,14
	Euro-IV EGR	52,62	16,63	1,08	12,37	12,50	95,20
	Euro-IV SCR	52,01	9,88	1,08	12,37	12,36	87,71
	Euro-V EGR	50,05	14,72	1,08	12,37	11,90	90,12
	Euro-V SCR	49,03	7,94	1,08	12,37	11,65	82,07
	Euro-VI	43,66	0,53	1,08	12,37	10,38	68,03
Lastkraftwagen (>14-20t)	80ties	72,44	43,63	1,08	32,49	25,78	175,42
	Euro-I	68,19	30,45	1,08	32,49	24,25	156,46
	Euro-II	62,80	29,62	1,08	32,49	22,34	148,33
	Euro-III	65,03	23,30	1,08	32,49	23,13	145,03
	Euro-IV EGR	61,26	19,92	1,08	32,49	21,79	136,53
	Euro-IV SCR	60,56	11,68	1,08	32,49	21,54	127,35
	Euro-V EGR	57,90	21,27	1,08	32,49	20,60	133,34
	Euro-V SCR	56,76	11,91	1,08	32,49	20,20	122,44
	Euro-VI	50,19	1,01	1,08	32,49	17,86	102,63
Lastkraftwagen (>20-26t)	80ties	93,19	58,40	1,08	32,49	33,15	218,30
	Euro-I	87,81	41,43	1,08	32,49	31,24	194,05
	Euro-II	80,67	40,28	1,08	32,49	28,69	183,21
	Euro-III	81,17	31,58	1,08	32,49	28,87	175,19
	Euro-IV EGR	76,25	23,91	1,08	32,49	27,12	160,84
	Euro-IV SCR	75,46	15,66	1,08	32,49	26,84	151,53
	Euro-V EGR	71,76	27,89	1,08	32,49	25,53	158,75
	Euro-V SCR	70,36	17,12	1,08	32,49	25,04	146,09
	Euro-VI	62,02	1,61	1,08	32,49	22,07	119,27
Lastkraftwagen (>26-28t)	Euro-I	95,72	42,50	1,08	32,49	34,05	205,85
	Euro-II	89,01	40,72	1,08	32,49	31,66	194,96
	Euro-III	88,67	32,05	1,08	32,49	31,54	185,83
	Euro-IV EGR	83,94	22,73	1,08	32,49	29,85	170,10
	Euro-IV SCR	83,11	18,97	1,08	32,49	29,56	165,20
	Euro-V EGR	79,41	24,53	1,08	32,49	28,25	165,76
	Euro-V SCR	77,82	16,75	1,08	32,49	27,69	155,83
	Euro-VI	69,33	1,42	1,08	32,49	24,67	129,00
	Euro-I	106,42	47,65	1,08	54,50	31,98	241,64

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 0% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
Lastkraftwagen (>28-32t)	Euro-II	99,20	45,55	1,08	54,50	29,81	230,14
	Euro-III	99,10	35,47	1,08	54,50	29,77	219,92
	Euro-IV EGR	93,55	25,31	1,08	54,50	28,11	202,56
	Euro-IV SCR	92,53	20,30	1,08	54,50	27,80	196,22
	Euro-V EGR	88,63	25,48	1,08	54,50	26,64	196,35
	Euro-V SCR	86,87	17,86	1,08	54,50	26,11	186,43
	Euro-VI	77,33	1,36	1,08	54,50	23,25	157,52
Lastkraftwagen (>32t)	Euro-I	113,92	50,74	1,08	54,50	34,23	254,48
	Euro-II	105,29	48,51	1,08	54,50	31,64	241,02
	Euro-III	104,55	37,78	1,08	54,50	31,41	229,34
	Euro-IV EGR	99,47	27,25	1,08	54,50	29,89	212,19
	Euro-IV SCR	98,39	21,47	1,08	54,50	29,56	205,01
	Euro-V EGR	93,74	27,53	1,08	54,50	28,18	205,04
	Euro-V SCR	91,86	19,07	1,08	54,50	27,61	194,12
	Euro-VI	81,91	1,54	1,08	54,50	24,62	163,66
Lastzüge/Sattel- schlepper (>20-28t)	80ties	79,54	57,66	1,08	54,50	23,91	216,69
	Euro-I	74,44	35,27	1,08	54,50	22,37	187,67
	Euro-II	67,81	34,75	1,08	54,50	20,38	178,52
	Euro-III	68,84	28,84	1,08	54,50	20,68	173,96
	Euro-IV EGR	64,93	22,34	1,08	54,50	19,51	162,37
	Euro-IV SCR	64,26	15,90	1,08	54,50	19,31	155,05
	Euro-V EGR	59,54	20,87	1,08	54,50	17,90	153,90
	Euro-V SCR	58,36	13,64	1,08	54,50	17,54	145,13
	Euro-VI	52,47	0,87	1,08	54,50	15,77	124,70
Lastzüge/Sattel- schlepper (>28-34t)	80ties	103,83	73,94	1,08	54,50	31,21	264,56
	Euro-I	98,64	45,15	1,08	54,50	29,64	229,02
	Euro-II	89,60	43,58	1,08	54,50	26,92	215,69
	Euro-III	90,99	35,89	1,08	54,50	27,34	209,81
	Euro-IV EGR	87,19	27,84	1,08	54,50	26,20	196,81
	Euro-IV SCR	86,27	17,38	1,08	54,50	25,92	185,16
	Euro-V EGR	81,85	23,92	1,08	54,50	24,61	185,97
	Euro-V SCR	80,20	13,35	1,08	54,50	24,11	173,26
	Euro-VI	72,19	0,85	1,08	54,50	21,70	150,33
Lastzüge/Sattel- schlepper (>34-40t)	80ties	116,87	73,87	1,08	54,50	35,12	281,44
	Euro-I	111,03	51,84	1,08	54,50	33,36	251,82
	Euro-II	102,56	49,85	1,08	54,50	30,81	238,81
	Euro-III	101,95	40,06	1,08	54,50	30,63	228,24
	Euro-IV EGR	98,19	30,23	1,08	54,50	29,50	213,50
	Euro-IV SCR	97,13	19,50	1,08	54,50	29,18	201,40

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 0% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
	Euro-V EGR	93,37	33,72	1,08	54,50	28,07	210,75
	Euro-V SCR	91,57	19,21	1,08	54,50	27,53	193,89
	Euro-VI	81,93	1,26	1,08	54,50	24,63	163,42

Motoren, die vor der Einführung der Abgasnormen in Umlauf waren, werden in HBEFA 3.3 mit Euro 0 für PKW und 80ties für LKW bezeichnet.

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

Tabelle 31: b) Kostensätze Verkehr: Differenziert nach Emissionskategorie (Euro-Norm) für die verschiedenen Fahrzeugtypen, 1% RZPR für THG-Kostensätze, in €-Cent₂₀₂₅ / Fahrzeugkilometer

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 1% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
PKW (Diesel)	Euro 0	7,04	6,68	0,20	3,64	2,44	20,01
	Euro 1	6,45	4,65	0,20	3,64	2,23	17,18
	Euro 2	6,53	5,39	0,20	3,64	2,26	18,02
	Euro 3	5,90	6,55	0,20	3,64	2,04	18,33
	Euro 4	6,04	4,55	0,20	3,64	2,09	16,53
	Euro 5	5,82	3,59	0,20	3,64	2,02	15,27
	Euro 6	6,20	1,23	0,20	3,64	2,15	13,42
PKW (Benzin)	Euro 0	6,60	7,11	0,20	3,55	3,37	20,83
	Euro 1	6,40	5,40	0,20	3,55	3,26	18,81
	Euro 2	6,30	2,90	0,20	3,55	3,24	16,20
	Euro 3	6,05	1,02	0,20	3,55	3,14	13,97
	Euro 4	5,85	0,64	0,20	3,55	3,04	13,29
	Euro 5	5,40	0,20	0,20	3,55	2,81	12,16
	Euro 6	5,43	0,21	0,20	3,55	2,83	12,22
Kleines Kraftrad (Benzin)	Euro 0	3,42	3,71	0,07	1,59	1,51	10,31
	Euro 1	3,04	1,64	0,07	1,59	1,39	7,74
	Euro 2	2,24	0,95	0,07	1,59	1,00	5,86
	Euro 3	1,74	0,46	0,07	1,59	0,77	4,64
Kraftrad (Benzin)	Euro 0	4,91	1,47	0,07	2,48	2,02	10,95
	Euro 1	4,60	1,29	0,07	2,48	1,89	10,33
	Euro 2	4,32	1,23	0,07	2,48	1,78	9,89
	Euro 3	3,26	0,15	0,07	2,48	1,33	7,29
Leichtes Nutzfahrzeug (Benzin)	Euro 0	10,50	9,72	0,20	4,16	5,09	29,66
	Euro 1	10,23	12,77	0,20	4,16	4,94	32,30
	Euro 2	8,34	4,26	0,20	4,16	4,03	20,98
	Euro 3	7,25	1,59	0,20	4,16	3,51	16,71
	Euro 4	6,49	0,72	0,20	4,16	3,15	14,72
	Euro 5	6,64	0,39	0,20	4,16	3,22	14,61
	Euro 6	6,05	0,25	0,20	4,16	2,93	13,59
Leichtes Nutzfahrzeug (Diesel)	Euro 0	11,79	10,69	0,20	4,16	4,45	31,29
	Euro 1	11,06	8,47	0,20	4,16	4,17	28,06
	Euro 2	10,08	7,16	0,20	4,16	3,80	25,39
	Euro 3	7,86	9,36	0,20	4,16	2,96	24,54
	Euro 4	8,12	7,61	0,20	4,16	3,06	23,15
	Euro 5	8,82	6,17	0,20	4,16	3,32	22,66
	Euro 6	8,40	1,49	0,20	4,16	3,16	17,41

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 1% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
Linienbus	Euro 0	35,34	66,77	2,05	11,25	14,70	130,12
	Euro 1	32,22	44,60	2,05	11,25	13,40	103,52
	Euro 2	34,52	47,07	2,05	11,25	14,36	109,24
	Euro 3	37,92	41,54	2,05	11,25	15,78	108,54
	Euro 4	39,03	30,10	2,05	11,25	16,23	98,66
	Euro 5	36,25	25,21	2,05	11,25	15,05	89,81
	Euro 6	32,27	6,20	2,05	11,25	13,40	65,17
Reisebus	Euro 0	28,94	58,95	1,24	11,61	14,08	114,82
	Euro 1	28,84	44,04	1,24	11,61	14,03	99,76
	Euro 2	28,27	42,55	1,24	11,61	13,75	97,42
	Euro 3	29,36	35,56	1,24	11,61	14,28	92,04
	Euro 4	27,54	23,72	1,24	11,61	13,39	77,49
	Euro 5	25,95	26,08	1,24	11,61	12,59	77,48
	Euro 6	23,08	3,40	1,24	11,61	11,20	50,53
Lastkraftwagen (≤7.5t)	80ties	18,09	31,50	1,08	4,16	4,49	59,33
	Euro-I	15,63	20,41	1,08	4,16	3,88	45,16
	Euro-II	13,70	19,72	1,08	4,16	3,40	42,06
	Euro-III	14,13	15,10	1,08	4,16	3,51	37,98
	Euro-IV EGR	14,64	12,90	1,08	4,16	3,63	36,41
	Euro-IV SCR	14,49	8,43	1,08	4,16	3,60	31,75
	Euro-V EGR	13,61	14,81	1,08	4,16	3,37	37,04
	Euro-V SCR	13,34	6,74	1,08	4,16	3,31	28,62
	Euro-VI	11,54	0,45	1,08	4,16	2,86	20,09
Lastkraftwagen (>7,5-12t)	80ties	21,29	37,57	1,08	5,64	6,26	71,84
	Euro-I	19,70	24,16	1,08	5,64	5,79	56,38
	Euro-II	18,03	23,76	1,08	5,64	5,30	53,82
	Euro-III	18,27	17,78	1,08	5,64	5,37	48,14
	Euro-IV EGR	16,73	13,01	1,08	5,64	4,92	41,38
	Euro-IV SCR	16,55	10,47	1,08	5,64	4,86	38,61
	Euro-V EGR	15,44	13,96	1,08	5,64	4,53	40,66
	Euro-V SCR	15,14	9,30	1,08	5,64	4,44	35,60
	Euro-VI	13,28	0,56	1,08	5,64	3,90	24,47
Lastkraftwagen (>12-14t)	80ties	22,44	39,46	1,08	5,64	6,60	75,22
	Euro-I	21,00	27,05	1,08	5,64	6,17	60,95
	Euro-II	19,28	26,53	1,08	5,64	5,67	58,21
	Euro-III	19,92	20,60	1,08	5,64	5,86	53,10
	Euro-IV EGR	18,26	16,63	1,08	5,64	5,36	46,98
	Euro-IV SCR	18,05	9,88	1,08	5,64	5,30	39,96
	Euro-V EGR	17,42	14,72	1,08	5,64	5,11	43,98

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 1% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
	Euro-V SCR	17,07	7,94	1,08	5,64	5,00	36,73
	Euro-VI	15,20	0,53	1,08	5,64	4,45	26,91
Lastkraftwagen (>14-20t)	80ties	25,13	43,63	1,08	14,93	11,06	95,83
	Euro-I	23,65	30,45	1,08	14,93	10,41	80,52
	Euro-II	21,78	29,62	1,08	14,93	9,59	77,00
	Euro-III	22,55	23,30	1,08	14,93	9,93	71,79
	Euro-IV EGR	21,26	19,92	1,08	14,93	9,35	66,53
	Euro-IV SCR	21,01	11,68	1,08	14,93	9,24	57,95
	Euro-V EGR	20,14	21,27	1,08	14,93	8,84	66,26
	Euro-V SCR	19,75	11,91	1,08	14,93	8,67	56,34
	Euro-VI	17,47	1,01	1,08	14,93	7,67	42,15
Lastkraftwagen (>20-26t)	80ties	32,32	58,40	1,08	14,93	14,22	120,95
	Euro-I	30,45	41,43	1,08	14,93	13,40	101,30
	Euro-II	27,98	40,28	1,08	14,93	12,31	96,58
	Euro-III	28,14	31,58	1,08	14,93	12,39	88,12
	Euro-IV EGR	26,45	23,91	1,08	14,93	11,64	78,00
	Euro-IV SCR	26,18	15,66	1,08	14,93	11,52	69,37
	Euro-V EGR	24,95	27,89	1,08	14,93	10,96	79,80
	Euro-V SCR	24,46	17,12	1,08	14,93	10,74	68,34
	Euro-VI	21,56	1,61	1,08	14,93	9,47	48,66
Lastkraftwagen (>26-28t)	Euro-I	33,20	42,50	1,08	14,93	14,61	106,32
	Euro-II	30,87	40,72	1,08	14,93	13,59	101,19
	Euro-III	30,74	32,05	1,08	14,93	13,53	92,34
	Euro-IV EGR	29,12	22,73	1,08	14,93	12,81	80,67
	Euro-IV SCR	28,83	18,97	1,08	14,93	12,68	76,49
	Euro-V EGR	27,60	24,53	1,08	14,93	12,13	80,26
	Euro-V SCR	27,05	16,75	1,08	14,93	11,88	71,69
	Euro-VI	24,10	1,42	1,08	14,93	10,59	52,12
Lastkraftwagen (>28-32t)	Euro-I	36,91	47,65	1,08	24,80	13,72	124,18
	Euro-II	34,41	45,55	1,08	24,80	12,79	118,64
	Euro-III	34,36	35,47	1,08	24,80	12,78	108,49
	Euro-IV EGR	32,46	25,31	1,08	24,80	12,06	95,72
	Euro-IV SCR	32,11	20,30	1,08	24,80	11,93	90,23
	Euro-V EGR	30,83	25,48	1,08	24,80	11,43	93,64
	Euro-V SCR	30,22	17,86	1,08	24,80	11,21	85,18
	Euro-VI	26,91	1,36	1,08	24,80	9,98	64,13
Lastkraftwagen (>32t)	Euro-I	39,51	50,74	1,08	24,80	14,69	130,83
	Euro-II	36,52	48,51	1,08	24,80	13,58	124,49
	Euro-III	36,25	37,78	1,08	24,80	13,48	113,40

Kostensätze in €-Cent ₂₀₂₅ / Fzkm, 1% RZPR							
Fahrzeugkategorie	Euro-Norm	Betrieb			Vorprozesse		Gesamt
		Treibhaus- gase	Luftschad- stoffe Abgase	Luftschad- stoffe Abrieb	Infra- struktur und Fahr- zeuge	Energie- bereit- stellung	
	Euro-IV EGR	34,51	27,25	1,08	24,80	12,83	100,47
	Euro-IV SCR	34,14	21,47	1,08	24,80	12,69	94,18
	Euro-V EGR	32,61	27,53	1,08	24,80	12,09	98,11
	Euro-V SCR	31,95	19,07	1,08	24,80	11,85	88,75
	Euro-VI	28,50	1,54	1,08	24,80	10,57	66,49
Lastzüge/Sattel- schlepper (>20-28t)	80ties	27,59	57,66	1,08	24,80	10,26	121,40
	Euro-I	25,82	35,27	1,08	24,80	9,60	96,58
	Euro-II	23,52	34,75	1,08	24,80	8,74	92,90
	Euro-III	23,87	28,84	1,08	24,80	8,88	87,48
	Euro-IV EGR	22,53	22,34	1,08	24,80	8,37	79,13
	Euro-IV SCR	22,30	15,90	1,08	24,80	8,29	72,36
	Euro-V EGR	20,71	20,87	1,08	24,80	7,68	75,15
	Euro-V SCR	20,30	13,64	1,08	24,80	7,53	67,35
	Euro-VI	18,26	0,87	1,08	24,80	6,77	51,78
Lastzüge/Sattel- schlepper (>28-34t)	80ties	36,02	73,94	1,08	24,80	13,39	149,23
	Euro-I	34,22	45,15	1,08	24,80	12,72	117,97
	Euro-II	31,08	43,58	1,08	24,80	11,55	112,10
	Euro-III	31,55	35,89	1,08	24,80	11,73	105,06
	Euro-IV EGR	30,26	27,84	1,08	24,80	11,24	95,23
	Euro-IV SCR	29,94	17,38	1,08	24,80	11,12	84,33
	Euro-V EGR	28,48	23,92	1,08	24,80	10,56	88,85
	Euro-V SCR	27,91	13,35	1,08	24,80	10,35	77,50
	Euro-VI	25,13	0,85	1,08	24,80	9,31	61,18
Lastzüge/Sattel- schlepper (>34-40t)	80ties	40,53	73,87	1,08	24,80	15,07	155,36
	Euro-I	38,51	51,84	1,08	24,80	14,32	130,56
	Euro-II	35,57	49,85	1,08	24,80	13,22	124,53
	Euro-III	35,35	40,06	1,08	24,80	13,15	114,45
	Euro-IV EGR	34,07	30,23	1,08	24,80	12,66	102,85
	Euro-IV SCR	33,71	19,50	1,08	24,80	12,52	91,62
	Euro-V EGR	32,49	33,72	1,08	24,80	12,05	104,14
	Euro-V SCR	31,86	19,21	1,08	24,80	11,81	88,77
	Euro-VI	28,51	1,26	1,08	24,80	10,57	66,23

Motoren, die vor der Einführung der Abgasnormen in Umlauf waren, werden in HBEFA 3.3 mit Euro 0 für PKW und 80ties für LKW bezeichnet.

Quelle: Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus HBEFA v4.2 und Tremod 6.51; Emissionsfaktoren für direkte Emissionen stammen aus Tremod 6.51, Ecoinvent 3.3 und Mobitool. Berechnungen von Walther et al. (2024c), van der Kamp et al. (2024), Anthoff (2025) und eigene Berechnungen.

12 Literaturverzeichnis

AG Energiebilanzen e.V. (2025): Stromerzeugung nach Energieträgern (Strommix) von 1990 bis 2024 (in TWh) Deutschland insgesamt, <https://ag-energiebilanzen.de/wp-content/uploads/2025/02/STREERZ-Abgabe-2025-06.pdf> (09.09.2025).

Amann, M.; Borken-Kleefeld, J.; Cofala, J.; Heyes, C.; Hoglund-Isaksson, L.; Kiesewetter, G.; Klimont, Z.; Rafaj, P.; Schöpp, W.; Wagner, F.; Winiwarter, W.; Holland, M.; Vandyck, T. (2020a): Support to the development of the development of the Second Clean Air Outlook - Specific Contract 6 under Framework Contract ENV.C.3/FRA/2017/0012 - Final Report. Laxenburg, AT, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA): 71.

Amann, M.; Borken-Kleefeld, J.; Cofala, J.; Heyes, C.; Hoglund-Isaksson, L.; Kiesewetter, G.; Klimont, Z.; Rafaj, P.; Schöpp, W.; Wagner, F.; Winiwarter, W.; Holland, M.; Vandyck, T. (2020b): Support to the development of the development of the Second Clean Air Outlook - Specific Contract 6 under Framework Contract ENV.C.3/FRA/2017/0012 - Final Report ANNEX. Laxenburg, AT, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA): 168.

Anthoff, D. (2007): Report on marginal external damage costs inventory of greenhouse gas emissions. NEEDS Delivery no. 5.4-RS 1b.

Anthoff, D. (2025): Erweiterung des GIVE-Modells um Klimakostensätze für equity weighted zukünftige Emissionsjahre und Klimagase, Berkeley, USA. Auf Nachfrage erhältlich.

Axe, P.; Sonesten, L.; Skarbövik, E.; Leujak, W.; Nielsen, L. (2022): Inputs of Nutrients to the OSPAR Maritime Area - The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR.

Bach, M.; Kanig, M. & Beisecker, R. (im Erscheinen): National Nitrogen Budget: Fortschreibung des nationalen Stickstoff-Inventars für die Jahre 2015 – 2020. UBA-Texte. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau.

Baumgärtner, S.; Klein, A.M.; Thiel, D.; Winkler, K. (2015): Ramsey Discounting of Ecosystem Services. In: Environ Resource Econ, 2015, 61 (2), Springer, Dordrecht, 273–296.

Bieler, C. and Sutter, D. (2019): Umweltkosten durch Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft, Sachstandspapier zur Methodenkonvention 3.0. Auf Nachfrage erhältlich.

Bieler, C. and Sutter, D. (2022): Grundlagen für die Aktualisierung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Ermittlung von Umweltkosten – Arbeitspaket 1.3 Lärm. Auf Nachfrage erhältlich.

Bilal, A. and Känzig, D. R. (2024): The macroeconomic impact of climate change: global vs. local temperature, NBER Working Paper Series: Working Paper 32450; Cambridge, MA, National Bureau of Economic Research (NBER).

BMELH (o. J.): Flächenbilanz von 1990 bis 2022 - in kg N/ha landwirtschaftlicher Fläche, <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/0111130-0000.xlsx> (25.08.2025).

Bruinsma, M.; de Bruyn, S.; Bijleveld, M. (2024): Methodological convention 4.0 - Further development and expansion of the methodological convention for estimating environmental costs. AP 4 Construction materials. Auf Nachfrage erhältlich.

Bundesnetzagentur (2024): Marktuntersuchung Eisenbahnen 2024, https://data.bundesnetzagentur.de/Bundesnetzagentur/SharedDocs/Downloads/DE/Sachgebiete/Eisenbahn/Unternehmen_Institutionen/Veroeffentlichungen/Marktuntersuchungen/MarktuntersuchungEisenbahnen/MarktuntersuchungEisenbahnen2024.pdf (26.08.2025).

Chen, J. and Hoek, G. (2020): Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. In: Environment International, 2020, 143, paper 105974, Elsevier.

Destatis (2022): Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung, Wirtschaftsjahr 2020/2021, Fachserie 4, Reihe 8.2. https://www.statistischebibliothek.de/mir/receive/DEHeft_mods_00136911 (25.08.2025).

Destatis (2025): Consumer Price Index, https://www.destatis.de/EN/Themes/Economy/Prices/Consumer-Price-Index/_node.html (12.05.2025).

Drupp, M. A.; Hänsel, M. C.; Fenichel, E. P.; Freeman, M.; Gollier, C.; Groom, B.; Heal, G. M.; Howard, P. H.; Millner, A.; Moore, F. C.; Nesje, F.; Quaas, M. F.; Smulders, S.; Sterner, T.; Traeger, C.; Venmans, F. (2024): Accounting for the increasing benefits from scarce ecosystems. In: Science, 2024, 383(6687), AAAS, Washington, D.C., 1062–1064.

Ecoinvent, version 3.3, <https://support.ecoinvent.org/> (12.08.2025).

EEA (1998): Environmental indicators: Typology and overview, Technical report No 25. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tec25/tec25/@download/file> (09.07.2025).

EEA (2019): Nutrient enrichment and eutrophication in Europe's seas: moving towards a healthy marine environment. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

ESVD [Ecosystem Services Valuation Database], <https://www.esvd.info/> (12.08.2025).

Eurostat (2025): Gross domestic product (GDP) and main components per capita. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/NAMA_10_PC_custom_15832643/default/table?lang=en (06.03.2025).

Fenech, B.; Clark, S. & Rodgers, G. (2022): An update to the WHO 2018 Environmental Noise Guidelines exposure response relationships for annoyance from road and railway noise. Inter.Noise, 21.-24.08.2022, Glasgow.

Fuchs, S.; Brecht, K.; Gebel, M.; Bürger, S.; Uhlig, M.; Halbfuß, S. (2022): Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren - Neue Ansätze und aktualisierte Ergebnisse von MoRE-DE, UBA-Texte 142/2022. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/phosphoreintraege-in-die-gewaesser-bundesweit> (01.07.2025).

Görlitz, S.; Hirschfeld, J.; Dehnhardt, A.; Bräuer, I.; Karzai, T. (2024): Methodenkonvention 4.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten. AP 2 Umweltkosten Verschmutzung und Verbrauch von Wasser. Auf Nachfrage erhältlich.

Guski R.; Schreckenberger D.; Schuemer R. (2017): WHO environmental noise guidelines for the European Region: a systematic review on environmental noise and annoyance. In: International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(12), MDPI, article 1539.

Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Texte 131/2019. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

HBEFA [Handbuch für Emissionsfaktoren] version 4.2, <https://www.hbefa.net/> (12.08.2025).

HELCOM (2021): Inputs of nutrients to the sub-basins 1995-2021 (HELCOM core indicator report). HELCOM, Helsinki.

IHME (2024): Global Burden of Disease Study 2021 (GBD 2021) Disability Weights, <https://ghdx.healthdata.org/record/ihme-data/gbd-2021-disability-weights> (07.08.2025).

IPCC (2022): Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Working Group II contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, NY, USA, Cambridge University Press.

Karzai, T.; Hirschfeld, J. (2024): Methodenkonvention 4.0 - Methodenkonvention 4.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten. AP 5 Landwirtschaft. Auf Nachfrage erhältlich.

Karzai, T.; Hirschfeld, J.; Dehnhardt, A. (2024): Methodenkonvention 4.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten. AP 3 Umweltkosten Ökosystemschäden und Verlust von Biodiversität. Auf Nachfrage erhältlich.

Karzai, T.; Hirschfeld, J.; Görlitz, S.; Interwies, E. (2025): Methodenkonvention 4.0 – Sachstandsbericht zum Forschungsstand der Umweltkosten durch Stickstoff und Phosphor (AP3). Auf Nachfrage erhältlich.

Korteland, M.; de Bruyn, S.; de Koning, J.; van de Pol, J.; Sinke, P.; de Vries, J.; Scheid, A.; Görlach, B.; Rogissart, L. (2023): Pay as you eat dairy, eggs and meat: Internalising external costs of animal food products in France, Germany and the EU27. CE Delft, Delft.

Lang, T.; Werner, C. (2022): Chefmonteur/in Kälte - Basisanalyse der energie- und umweltrelevanten Aspekte. Zweiweg, Zürich.

Mérieux NutriSciences Blonk (o.J.): Agri-footprint database. <https://blonksustainability.nl/agri-footprint#gsc.tab=0> (09.07.2025).

Mills, G.; Buse, A.; Gimeno, B.; Bermejo, V.; Holland, M.; Emberson, L.; Pleijel, H. (2007): A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. In: Atmospheric Environment, 2007, 41(12), Elsevier, 2630-2643.

Mobitool, <https://www.mobitool.ch> (12.08.2025).

OECD (2024): Purchasing Power Parities (PPP). <https://data.oecd.org/conversion/purchasing-power-parities-ppp.htm> (14.06.2024).

Ökobaudat, <https://www.oekobaudat.de/> (12.08.2025).

Osterwald, S.; Oberpriller, Q.; Walther, U.; Wörner, M.; Zimmermann, M.; Greinus, A.; van der Kamp, J.; Bachmann, T.M.; Görlitz, S.; Interwies, E.; Karzai, T.; Hirschfeld, J.; Dehnhardt, A. (2024): Abschlussbericht – Grundlagen für die Aktualisierung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Ermittlung der Umweltkosten - Teil 1. Auf Nachfrage erhältlich.

Preiss, P.; Friedrich, R.; Klotz, V. (2008): Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data (including a MS excel spreadsheet on: External costs per unit emission, Version as of August 21, 2008). Stuttgart, Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER), University of Stuttgart.

Prest, B. C.; Rennels, L.; Errickson, F.; Anthoff, D. (2024): Equity weighting increases the social cost of carbon - New government guidelines could transform benefit-cost analysis of US climate policy. In: *Science*, 2024, 385(6710), AAAS, Washington, D. C., 715-717.

Ramsey, F. P. (1928): A Mathematical Theory of Saving. In: *The Economic Journal* 38(152), Oxford University Press, 543-559.

Rennert, K.; Errickson, F.; Prest, B. C.; Rennels, L.; Newell, R. G.; Pizer, W.; Kingdon, C.; Wingenroth, J.; Cooke, R.; Parthum, B.; Smith, D.; Cromar, K.; Diaz, D.; Moore, F. C.; Müller, U. K.; Plevin, R. J.; Raftery, A. E.; Sevcikova, H.; Sheets, H.; Stock, J. H.; Tan, T.; Watson, M.; Wong, T. E.; Anthoff, D. (2022): Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO₂. In: *Nature*, 2022, 610(7933), Springer, 687-692.

Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Vos, C.; Dämmgen U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2021): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2019. Thünen-Report 84. https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn063510.pdf (09.07.2025).

Seidler, A.; Wagner, M.; Schubert, M.; Dröge, P.; Hegewald, J. (2015): NORAH Noise-related annoyance, cognition and health - Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld. Endbericht, Band 6: Sekundärdatenbasierte Fallkontrollstudie mit vertiefen-der Befragung. Gemeinnützige Umwelthaus GmbH (Hsg.). Kelsterbach.

Smith, C. J.; Forster, P. M.; Allen, M.; Leach, N.; Millar, R. J.; Passerello, G. A.; Regayre, L. A. (2018): FAIR v1.3: a simple emissions-based impulse response and carbon cycle model. In: *Geoscientific Model Development*, 2018, 11(6), Copernicus Publications, 2273-2297.

Sörensen, M.; Luhdorf, P.; Ketzler, M.; Andersen, Z. J.; Tjonneland, A.; Overvad, K.; Raaschou-Nielsen, O. (2014): Combined effects of road traffic noise and ambient air pollution in relation to risk for stroke? In: *Environmental Research*, 2014, 133, Elsevier, 49-55.

Thielmann, A.; Wietschel, M.; Funke, S.; Grimm, A.; Hettesheimer, T.; Langkau, S.; Loibl, A.; Moll, C.; Neef, C.; Plötz, P.; Sievers, L.; Tercero Espinoza, L.; Edler, J. (2020): Batterien für Elektroautos: Faktencheck und Handlungsbedarf – Sind Batterien für Elektroautos der Schlüssel für eine nachhaltige Mobilität der Zukunft? Fraunhofer ISI: Karlsruhe.

TREMOT [Transport Emission Model] version 6.51.

UBA (2022a): Die Treibhausgase. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase> (06.08.2025).

UBA (2022b): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger 2021 - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2021. *Climate Change* 50/2022. Dessau-Roßlau.

UBA (2022c): Indikator: Ökologischer Zustand der Flüsse.

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-oekologischer-zustand-der-fluesse> (06.08.2025).

UBA (2022d): Indikator: Ökologischer Zustand der Seen.

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-oekologischer-zustand-der-seen#die-wichtigsten-fakten> (06.08.2025).

UBA (2023a): Klimawirkung des Luftverkehrs - Wissenschaftlicher Kenntnisstand, Entwicklungen und Maßnahmen, Dessau-Roßlau.

UBA (2023b): Stickstoffeintrag aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss.

<https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/stickstoffeintrag-aus-der-landwirtschaft#stickstoffuberschuss-der-landwirtschaft> (06.08.2025).

UBA (2023c): Methodological Convention 3.1 for the Assessment of Environmental Costs Value Factors Version 12/2020, Dessau-Roßlau.

UBA (2023d): German Informative Inventory Report.

https://iir.umweltbundesamt.de/2023/sector/agriculture/manure_management/start. (07.08.2025)

UBA (2025a): Persistent Fluorinated Greenhouse Gases.

<https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/climate-energy/fluorinated-greenhouse-gases-fully-halogenated-cfcs/emissions/projections> (07.08.2025).

UBA (2025b): Global F-Gas Emissions up to 2050.

<https://www.umweltbundesamt.de/en/image/global-f-gas-emissions-up-to-2050-total> (16.06.2025).

UBA (2025c): CO₂-Rechner des Umweltbundesamtes. <https://uba.co2-rechner.de/> (18.07.2025).

University of Stuttgart (2024): EcoSense - An integrated atmospheric dispersion and exposure assessment model. <https://www.ier.uni-stuttgart.de/en/research/models/ecosense/> (26.08.2024).

van der Kamp, J.; Bachmann, T. M.; Bieler, C.; Wörner, M.; Walther, U.; Sutter, D. (2024): Empfehlungen zur Bewertung von Umweltkosten durch Emissionen klassischer Luftschadstoffe für die Methodenkonvention 4.0. Auf Nachfrage erhältlich.

van Grinsven, H.J.; Rabl, A.; de Kok, T.M. (2010): Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU: a tentative cost-benefit assessment. In: Environmental Health, 2010, 9, Springer, article 58.

van Kempen, E.; Casas, M.; Pershagen, G.; Foraster, M. (2018): WHO environmental noise guidelines for the European Region: a systematic review on environmental noise and cardiovascular and metabolic effects: a summary. In: Int J Environ Res Public Health, 2018, 15(2), MDPI, article 379.

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2018): Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf (Standpunkt). VDLUFA, Speyer.

Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2015): Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung - Anpassung der Richtwerte für die Gehaltsklassen ist geboten und notwendig (Positionspapier des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten). VDLUFA, Speyer.

Walther, U.; Böwing, E.; North, L.; Osterwald, S.; Greinus, A.; Karzai, T.; Bräuer, I.; Horn, K.; Dehnhardt, A.; Hirschfeld, J.; Görlitz, S.; Interwies, E.; Bruinsma, M.; de Bruyn, S.; Bijleveld, M. (2024a): Abschlussbericht – Grundlagen für die Aktualisierung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Ermittlung der Umweltkosten – Teil 2. Auf Nachfrage erhältlich.

Walther, U.; Böwing, E.; Osterwald, S.; Greinus, A. (2024b): Methodenkonvention 4.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten. AP 1 Energie-, Wärme und Kälteerzeugung. Auf Nachfrage erhältlich.

Walther, U.; Böwing, E.; Osterwald, S.; Greinus, A. (2024c): Methodenkonvention 4.0 – Weiterentwicklung und Erweiterung der Methodenkonvention zur Schätzung von Umweltkosten. AP 2 Verkehr. Auf Nachfrage erhältlich.

WHO (2024): Disability weights for noise-related health states in the WHO European Region. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

WHO (2011): Burden of disease from environmental noise - Quantification of healthy life years lost in Europe. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

Wong, T. E.; Bakker, A. M. R.; Ruckert, K.; Applegate, P.; Slangen, A. B. A.; Keller, K. (2017): BRICK v0.2, a simple, accessible, and transparent model framework for climate and regional sea-level projections. In: Geoscientific Model Development, 2017, 10 (7), Copernicus Publications, 2741–2760.
