



Umwelt & Gesundheit. Umweltmedizin. Verbraucherschutz.

Aus dem Inhalt:

Schadstoffe aus rostender Weltkriegsmunition im Meer –  
Eine Gefahr für Menschen und Meeresökosysteme?

Europäische Partnerschaft zur Bewertung von Risiken  
durch Chemikalien (PARC) – Deutschlands Beitrag im  
Überblick

Wir müssen reden! –  
Hilft ein Chatbot im radiologischen Notfall?



## Impressum | Imprint

### UMID – Umwelt + Mensch Informationsdienst

Nr. 1/2024  
April 2024

ISSN 2190-1147 (Internet)

#### Herausgeber

Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)  
Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR)  
Robert Koch-Institut (RKI)  
Umweltbundesamt (UBA)

#### Redaktion

Dr. Monika Asmuß  
Bundesamt für Strahlenschutz  
Ingolstädter Landstraße 1  
85764 Oberschleißheim (Neuherberg)  
E-Mail: [masmuss@bfs.de](mailto:masmuss@bfs.de)

Dr. Suzan Fiack  
Bundesinstitut für Risikobewertung  
Max-Dohrn-Str. 8–10  
10589 Berlin  
E-Mail: [pressestelle@bfr.bund.de](mailto:pressestelle@bfr.bund.de)

Dr. Hildegard Niemann  
Robert Koch-Institut  
General-Pape-Straße 62–66  
12101 Berlin  
E-Mail: [niemannh@rki.de](mailto:niemannh@rki.de)

Kerstin Gebuhr  
Umweltbundesamt  
Corrensplatz 1  
14195 Berlin  
E-Mail: [kerstin.gebuhr@uba.de](mailto:kerstin.gebuhr@uba.de)

#### Gesamtkoordination

Denise Köhler  
Umweltbundesamt  
Corrensplatz 1  
14195 Berlin  
E-Mail: [denise.koehler@uba.de](mailto:denise.koehler@uba.de)

#### E-Mail für UMID

[umid@uba.de](mailto:umid@uba.de)

#### UMID im Internet

<https://www.umweltbundesamt.de/umid>

#### Editorial Design, Satz und Layout

[odenthal-design.de](http://odenthal-design.de)

#### Titelbild

GEOMAR

Die Zeitschrift „UMID – Umwelt + Mensch Informationsdienst“ erscheint im Rahmen des Aktionsprogramms Umwelt und Gesundheit (APUG) und kann kostenfrei als Online-Ausgabe abonniert werden unter: <https://www.umweltbundesamt.de/service/newsletter>. Sie dient der Information von Behörden und Institutionen, die im Bereich Umwelt und Gesundheit arbeiten, in der Umweltmedizin tätigen Fachkräften sowie interessierten Bürgerinnen und Bürgern.

Die Zeitschrift sowie die in ihr enthaltenen einzelnen Beiträge sind urheberrechtlich geschützt. Jegliche Vervielfältigung, Verbreitung und öffentliche Wiedergabe zu gewerblichen Zwecken ist untersagt. Die Verwertung der Beiträge im Rahmen wissenschaftlicher Arbeiten bedarf der Zitierung des Autors in Verbindung mit den bibliografischen Angaben. Die inhaltliche Verantwortung für einen Beitrag trägt ausschließlich der Autor/die Autorin. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen der Herausgeber übereinstimmen. Die am Ende eines Beitrags angegebene Kurzbezeichnung der Institution verweist auf das für die redaktionelle Betreuung zuständige Redaktionsmitglied.

UMID ist ein Beitrag zum  
„Aktionsprogramm Umwelt  
und Gesundheit“ (APUG) und  
Teil der Öffentlichkeitsarbeit.



- 2 Schadstoffe aus rostender Weltkriegsmunition im Meer – Eine Gefahr für Menschen und Meeresökosysteme?**  
*Hazardous substances released from corroding munitions in the seas – Danger for humans and marine ecosystems?*  
Anita Künitzer, Jennifer Strehse, Tobias Bünning, Edmund Maser
- 16 Formaldehydemissionen aus Holzwerkstoffen und Möbeln – aktuelle Entwicklungen in Deutschland und der EU**  
*Formaldehyde emissions from wood-based panels and furniture – current developments in Germany and the EU*  
Frank Brozowski
- 26 Pflanzenschutzmittel – vom Winde verweht**  
*Plant protection products – Gone with the wind*  
Konstantin Kuppe, Ulrike Krug, Christina Pickl
- 37 Europäische Partnerschaft zur Bewertung von Risiken durch Chemikalien (PARC) – Deutschlands Beitrag im Überblick**  
*European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals (PARC) – Germany’s contribution at a glance*  
Liana Liebmann, Jessica Baesler, Nicole Bandow, Anja Duffek, Matthias Herzler, Marike Kolossa-Gehring, Philip Marx-Stoelting, Claudia Röhl, Tewes Tralau
- 50 Die Gesundheitsbelastung durch Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) in Deutschland 2010–2021**  
*Health-related exposure to particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in Germany 2010–2021*  
Sarah Kienzler, Dietrich Plaß, Dirk Wintermeyer
- 62 Wir müssen reden! – Hilft ein Chatbot im radiologischen Notfall?**  
*We need to talk! – Can a Chatbot help during a radiological emergency?*  
Maren Größ

# Schadstoffe aus rostender Weltkriegsmunition im Meer – Eine Gefahr für Menschen und Meeresökosysteme?

## *Hazardous substances released from corroding munitions in the seas – Danger for humans and marine ecosystems?*

Anita Künitzer<sup>1</sup>, Jennifer Strehse<sup>2</sup>, Tobias Bünning<sup>2</sup>, Edmund Maser<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

<sup>2</sup> Institut für Toxikologie und Pharmakologie für Naturwissenschaftler, Universitätsklinikum Schleswig-Holstein, Kiel

### Kontakt

Dr. Anita Künitzer | Umweltbundesamt | Fachgebiet II 2.3 Schutz der Meere und Polargebiete |

Wörlitzer Platz 1 | 06844 Dessau-Roßlau | E-Mail: anita.kuenitzer@uba.de

### Zusammenfassung

Weltweit wie auch in Nord- und Ostsee wurden während und nach den Weltkriegen große Mengen konventioneller Munition und chemischer Kampfstoffe eingetragen. Aufgrund ihrer toxischen, krebserzeugenden und/oder erbgutverändernden Eigenschaften können diese Stoffe der Meeresumwelt und dem Menschen schaden. Durch die fortschreitende Korrosion der Munitionshüllen kommt es zu einer verstärkten Freisetzung von Schadstoffen in die Umwelt, was 30-jährige Zeitreihen von sprengstofftypischen Verbindungen (STV) in Miesmuscheln belegen. Fische und Sedimente aus Niedersachsen sind gering belastet. Eine Anreicherung von STV im marinen Nahrungsnetz ist unwahrscheinlich, da nur in Miesmuscheln und Plattfischen, nicht aber in Aalmuttern, Eiderenten und Meeressäugern, STV gefunden wurden. Generell sind die Belastungen von Meeresfrüchten noch so gering, dass sie verzehrt werden können, in der Nähe von freiliegendem Sprengstoff können jedoch kritische Konzentrationen erreicht werden.

---

### Abstract

*Large quantities of conventional munitions and chemical warfare agents were dumped globally as well as in the North Sea and Baltic Sea during and after the world wars. Due to their toxic, carcinogenic and/or mutagenic properties, these substances can harm the marine environment and humans. Ongoing corrosion of the munitions leads to an increased release of contaminants into the environment. This could be shown by increased residues of energetic compounds (EC) in blue mussels over the last 30 years. Fish and sediments from Lower Saxony show low contamination. Accumulation of EC in the marine food web has low probability as except for mussels and flatfish, no EC were found in the eelpouts, eider ducks, harbour porpoises and seals. Overall the contamination of seafood still seems to be such low that they can be eaten, but at chunks of EC without metal shell, critical concentrations of EC can be reached.*

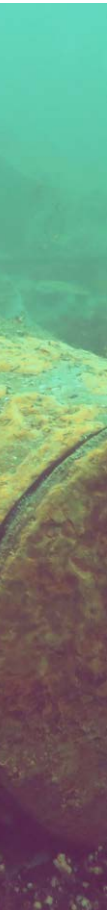







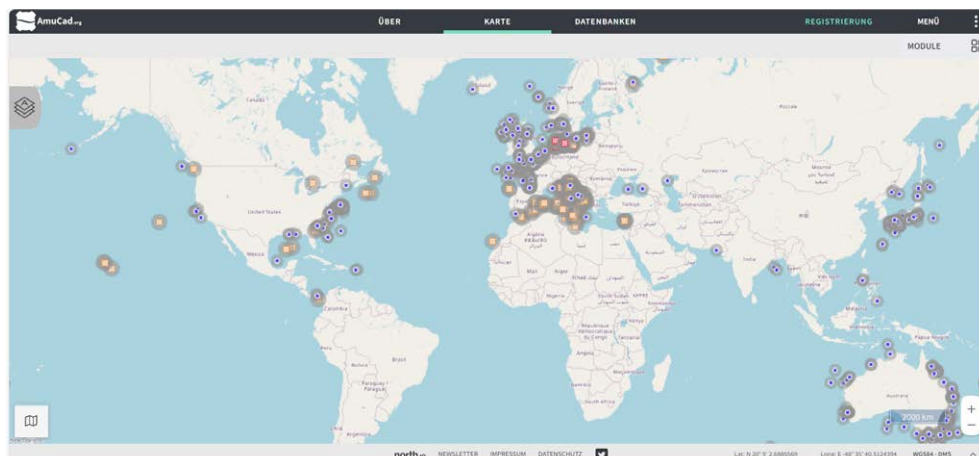
Foto: Mine mit offener Metallhülle am Meeresboden der Ostsee und freiem Sprengstoff im Hintergrund.  
Quelle: Copyright GEOMAR

## Einleitung

Weltweit liegen große Mengen an Munition aus den beiden Weltkriegen sowie unzählige Kriegswracks auf den Meeresböden ( **Abbildung 1**). Die größten Mengen sind in den Küstenmeeren zu finden.

**Abbildung 1: Karte der globalen munitionsbelasteten Gebiete.**

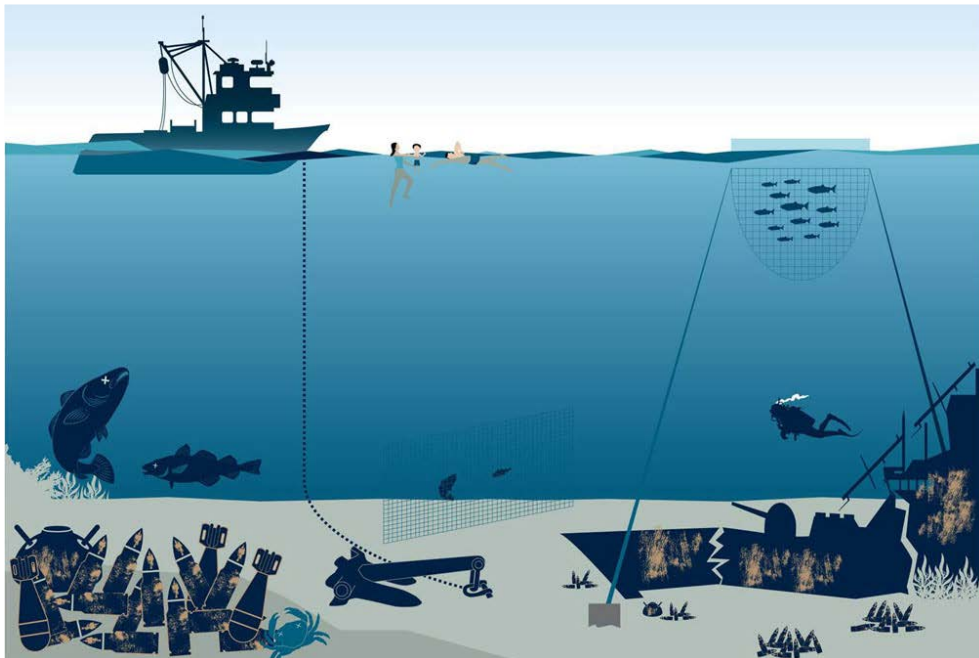
Quelle: [www.Amucad.org](http://www.Amucad.org), abgerufen: 15.02.2024.



Es wird geschätzt, dass allein in den deutschen Teilen der Nord- und Ostsee circa 1,6 Millionen Tonnen konventionelle Munition, die TNT und andere Explosivstoffe enthalten, und mehr als 5.000 Tonnen chemischer Kampfstoffe (Böttcher et al., 2011) als Relikte aus den beiden Weltkriegen vorhanden sind. Der Eintrag ins Meer erfolgte auf verschiedene Weise: Während Kriegshandlungen, bei Übungen oder Manövern, aber auch in der Nachkriegszeit durch Verklappung oder bei militärischen Übungen in Friedenszeiten. Munition wurde zur Abwehr oder im Angriff verschossen, als Sperrwaffe, wie beispielsweise Seeminen, und zur U-Bootabwehr ausgebracht oder gelangte durch Schiffshavarien, Flugzeugabstürze und vor allem durch Verklappung durch die Alliierten am Ende des Zweiten Weltkrieges ins Meer. Das Verklappen erfolgte entlang der deutschen Küstenlinien in offiziellen Versenkungsgebieten der Nord- und Ostsee. Es war jedoch ebenfalls eine gängige Praxis, die Munition bereits auf dem Weg ins Versenkungsgebiet über Bord zu werfen.

Munition im Meer wird aktuell immer öfter zu einem Problem, da hierdurch Near- und Offshore-Aktivitäten, wie zum Beispiel der Bau von Windparks und das Verlegen von Kabeltrassen und Pipelines, erheblich behindert werden können. Aber auch Schifffahrt, Fischerei, Badende, Taucher und mögliche Aquakultur sind durch die Munition gefährdet (□ **Abbildung 2**). Denn wie an Land kann auch im Wasser liegende Kriegsmunition nach wie vor zu einer Explosion führen. Die Metallhüllen der versenkten Munition korrodieren nach mehr als 75 Jahren auf dem Meeresboden, sodass ihre toxischen Inhaltsstoffe, das heißt sprengstofftypische Verbindungen, austreten und sich in der Meeresumwelt verteilen.

**Abbildung 2: Gefahren für Mensch und Umwelt durch Munitionsbelastung der Meeresgewässer.**  
 Quelle: Forsvarets forskingsinstitutt – the Norwegian Defence Research Establishment (FFI).



## Toxizität von Sprengstoffen

Neben der Explosionsgefahr durch den Sprengstoff ist die Toxizität von Sprengstoffen, wie beispielsweise Trinitrotoluol (TNT), eine nicht zu unterschätzende Gefahr für die Meeresumwelt und den Menschen als Konsumenten von Meeresfrüchten. TNT gehört zu den am häufigsten verwendeten Sprengstoffen weltweit. TNT und dessen Umbauprodukte wirken toxisch auf Wasserorganismen, aber auch auf den Menschen. Es wurden bereits toxikologische Auswirkungen auf einige Wasserorganismen wie beispielsweise Seeigel (*Arbacia punctulata*), Schwebegarnelen (*Mysidopsis bahia*), Miesmuscheln (*Mytilus galloprovincialis*) sowie verschiedene Fischarten nachgewiesen. Neben letalen Effekten, von denen in besonderem Maße juvenile Tiere betroffen sind, können sprengstofftypische Verbindungen generell die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen, bei Jungtieren Wachstum und Entwicklung stören, Tumoren verursachen, Zellfunktionen einschränken sowie zu Verschiebungen im Energiehaushalt führen, was zu einer allgemeinen Konditionsverschlechterung beitragen kann (Lotufo et al., 2013; 2017). Eine Anreicherung in der Nahrungskette durch Bioakkumulation wäre auch für den Menschen beim Verzehr von Fisch und Meeresfrüchten gefährlich, da TNT sowohl akut als auch chronisch toxisch wirkt. Akut kann TNT beim Menschen Gelbsucht, Anämie und eine Schädigung des zentralen Nervensystems bewirken, wobei es als Blutgift vor allem den Sauerstofftransport vermindert, da es Hämoglobin zu Methämoglobin umsetzt. Außerdem konnte gezeigt werden, dass TNT sowohl kanzerogen als auch mutagen wirkt. Für die Bewertung des Gefahrenpotentials von TNT sind jedoch auch dessen Hauptbauprodukte 4- und 2-Amino-dinitrotoluol (4- und 2-ADNT) zu berücksichtigen. Diese sind kaum weniger giftig als TNT selbst und wirken ebenfalls mutagen und karzinogen.

Auch wenn chemische Kampfstoffe mengenmäßig einen bedeutend geringeren Teil der im Meer versenkten Munition ausmachen, so gehen von dieser Substanzgruppe nach wie vor erhebliche Gefahren aus. Sie wurden entwickelt, um Personen direkten Schaden zum Beispiel in Kampfeinsätzen zuzufügen. Diese Gefahren gehen auch noch heute von chemischer Munition aus, wenn sie in Granaten, Bomben oder Lagerbehältnissen wie Fässern in die Meere eingetragen wurde. Von chemischen Kampfstoffen und Begleitsubstanzen, aus der Produktion oder auch aus Abbauprodukten, gehen jedoch auch akute und chronische Gefahren für die marine Ökosphäre aus. So wurden beispielsweise negative Auswirkungen auf Miesmuscheln und Wasserflöhe durch Senfgas und arsenhaltige Kampfstoffe in Laborversuchen festgestellt (Czub et al., 2020; 2021).

In der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO) wurde eine Stoffliste der wichtigsten Schadstoffe, die in Munition der Nord- und Ostsee enthalten ist, erarbeitet (☐ [Tabelle 1](#)). Neben den gelisteten sprengstofftypischen Verbindungen kommen auch Blei und Quecksilber als Bestandteile von Zündern, Kupfer als Bestandteil der Hüllen und Arsen als Bestandteil chemischer Kampfstoffe vor. Diese Stoffe sollen im Rahmen von zukünftigen Screening-Untersuchungen auf ihr Vorkommen in Wasser, Sediment und Organismen in Nord- und Ostsee untersucht werden.

**Tabelle 1: Liste der sprengstofftypischen Verbindungen aus Munition im Meer,**  
 Quelle: BLANO, 2021.

Kurzname	Langname	CAS. Nr.	Kategorie	Bemerkungen
TNT	2,4,6-Trinitrotoluol	118-96-7	Sprengstoff	<b>Häufigster Sprengstoff</b> ; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON), REACH-registrierter Stoff
4-ADNT	4-Amino-2,6-dinitrotoluol	19406-51-0	Abbauprodukt/ Metabolit	TNT Abbauprodukt; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON)
2-ADNT	2-amino-4,6-dinitrotoluol	35572-78-2	Abbauprodukt/ Metabolit	TNT Abbauprodukt; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON)
2,4-DANT	2,4-diamino-6-nitrotoluol	6629-29-4	Abbauprodukt/ Metabolit	TNT Abbauprodukt; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON)
2,6-DANT	2,6-diamino-4-nitrotoluol	59229-75-3	Abbauprodukt/ Metabolit	TNT Abbauprodukt; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON)
TNAzoxy	2,2',6,6'-tetranitro-4,4'-azoxytoluol	–	Abbauprodukt/ Metabolit	TNT Abbauprodukt; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON)
TNB	1,3,5-Trinitrobenzol	99-35-4	Sprengstoff	TNT Abbauprodukt; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON)
DNT	Dinitrotoluol	121-14-2	Sprengstoff	Nachweis in der Meeresumwelt; toxisch; (Projekt UDEMM); ggf. alle Isomere zu betrachten
DNB	Dinitrobenzol	528-29-0	Sprengstoff	Nachweis in der Meeresumwelt; toxisch; (Projekt UDEMM); ggf. alle Isomere zu betrachten
RDX	Hexogen, Hexahydrodi- nitrotriazin	121-82-4	Sprengstoff	<b>Zweithäufigster Sprengstoff</b> ; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekte UDEMM, DAIMON), REACH-registrierter Stoff
HMX	Oktogen, Octahydro- 1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7- terazocine	2691-41-0	Sprengstoff	Produktionsnebenprodukt von RDX; toxisch; Nachweis in der Meeresumwelt (Projekt UDEMM), REACH-registrierter Stoff
Hexyl	Hexanitrodiphenylamin	131-73-7	Sprengstoff	gängiger Sprengstoff; Nachweis in der Meeresumwelt nicht bekannt
PETN	Nitropenta, Pentaerythryltetranitrat	78-11-5	Sprengstoff	gängiger Sprengstoff; Nachweis in der Meeresumwelt gemessen und publiziert (Gledhill et al., <u>2019</u> ), REACH-registrierter Stoff



## Aktuelle Forschungsergebnisse

In einem aktuellen Forschungsprojekt, welches das Universitätsklinikum Schleswig-Holstein (UKSH) im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) durchführte, wurde die Belastung von Sediment und Organismen mit sprengstofftypischen Verbindungen in Nord- und Ostsee untersucht. Dabei wurde die zeitliche und räumliche Entwicklung der Belastung mit sprengstofftypischen Verbindungen, die Anreicherungen entlang der marinen Nahrungskette sowie mögliche Hinweise auf chemische Kampfstoffe untersucht (Strehse et al., 2024).

### Zeitliche Entwicklung der Belastung von Nord- und Ostsee mit sprengstofftypischen Verbindungen

Über 30 Jahre wurden Miesmuscheln in Nord- und Ostsee von der Umweltprobenbank (UPB) des UBA als Jahresmischproben gesammelt und tiefgefroren eingelagert, um in der Zukunft auf neue Schadstoffe analysiert werden zu können. Von diesen Muschelproben wurde Material auf den Gehalt an sprengstofftypischen Verbindungen untersucht. Die Muscheln entstammen den Jahresmischproben aus zwei Regionen der Nordsee und einer Ostseeregion. Die Sammlungen in den Nordseeregionen (Eckwarderhörne und Königshafen) werden seit Mitte der 1980er Jahre durchgeführt. Muscheln aus der Ostseeregion Darßer Ort werden seit 1992 beprobt.

Vor Beginn der eigentlichen Zeitreihenuntersuchungen wurden umfassende Validierungen der Probenaufarbeitung sowie der analytischen Messung mittels GC-MS/MS durchgeführt. Auf Grundlage der optimierten Methoden wurden die Miesmuscheln der Zeitreihen entsprechend aufgearbeitet und vermessen. Die Muscheln wurden auf die sprengstofftypischen Verbindungen TNT, 2-ADNT, 4-ADNT, 1,3-DNB sowie 2,4-DNT untersucht. Durch das Optimieren der Probenaufarbeitung sowie einer signifikanten Verbesserung von Geräteparametern bezüglich der GC-MS/MS Analytik, konnten die Nachweisgrenzen für sprengstofftypische Verbindungen erheblich abgesenkt werden. Die gerätespezifischen Nachweisgrenzen liegen aktuell in einem Bereich von 10 bis 50 fg/ $\mu$ L.


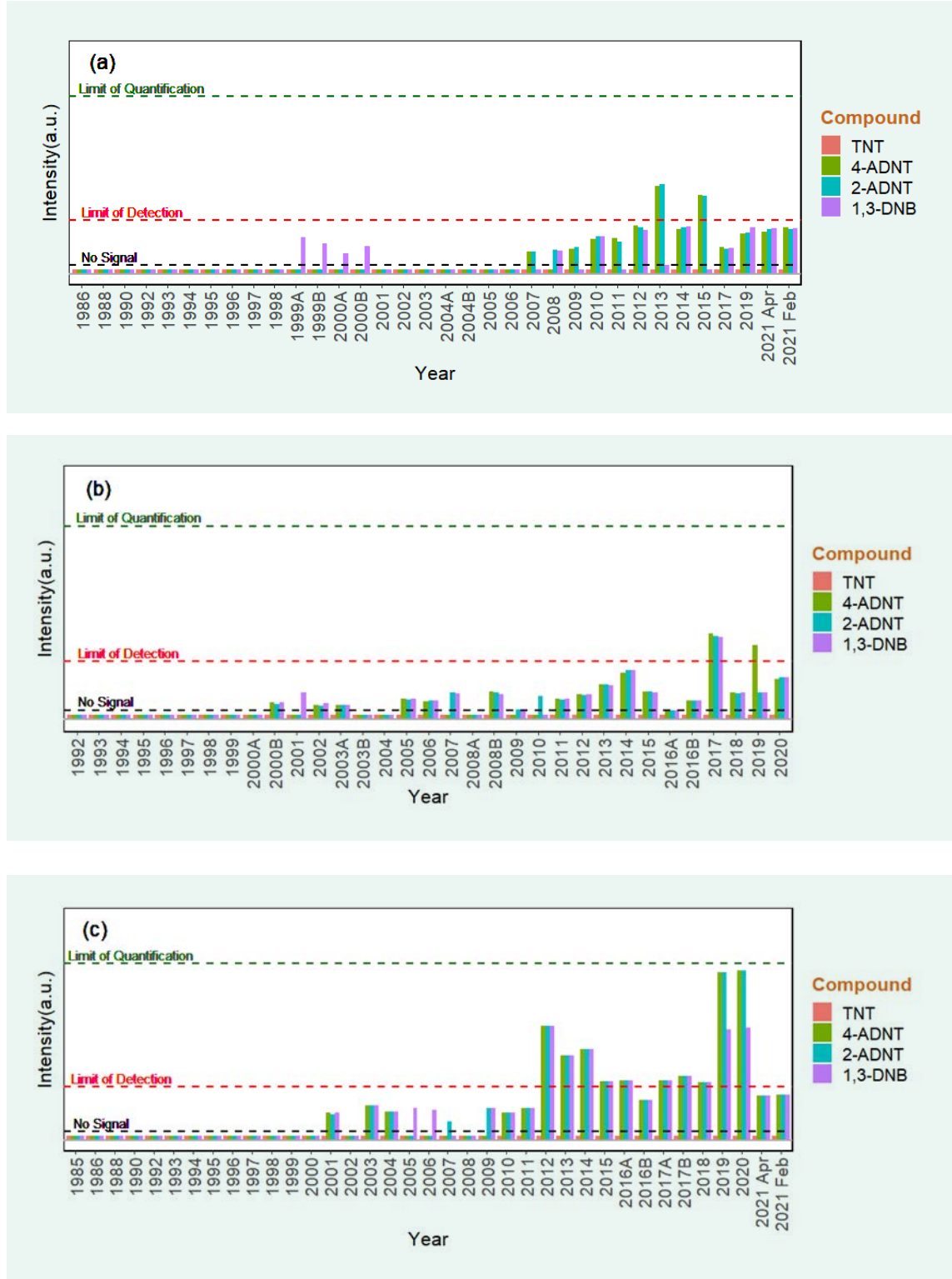

Beginnend im Jahr 1999 konnten in den Miesmuscheln der UPB aus allen drei untersuchten Regionen erste Hinweise auf das Vorhandensein von sprengstofftypischen Verbindungen erhalten werden ( **Abbildung 3**). Ab den Jahren 2012 (Eckwarderhörne), 2013 (Königshafen) und 2017 (Darßer Ort) konnten mit hinreichender Wahrscheinlichkeit erste Messsignale sprengstofftypischer Verbindungen oberhalb der Nachweisgrenze detektiert werden. In den Proben der Sammlungen der Jahre 2019 und 2020 in der Region Eckwarderhörne (Niedersachsen) konnten zudem 2- und 4-ADNT geringfügig unterhalb der Quantifizierungsgrenze gemessen werden (2-ADNT 0,14 ng/g (t. w.), 4-ADNT 0,17 ng/g (t. w.)) (Strehse et al., 2023). Es zeichnet sich somit in allen drei untersuchten Regionen ab, dass sich auch in den zukünftig gesammelten Miesmuschelproben sprengstofftypische Verbindungen nachweisen lassen werden. Aufgrund voranschreitender Korrosion der Metallhüllen der im Meer liegenden Weltkriegsmunition werden die Konzentrationen von sprengstofftypischen Verbindungen in den Muscheln wahrscheinlich zunehmen.

Abbildung 3: Sprengstofftypische Verbindungen in Miesmuschelproben aus (a) Königshafen (Sylt), (b) Darßer Ort und (c) Eckwarderhörne mit den entsprechenden Signalintensitäten.  
 Quelle: Strehse et al., 2023.

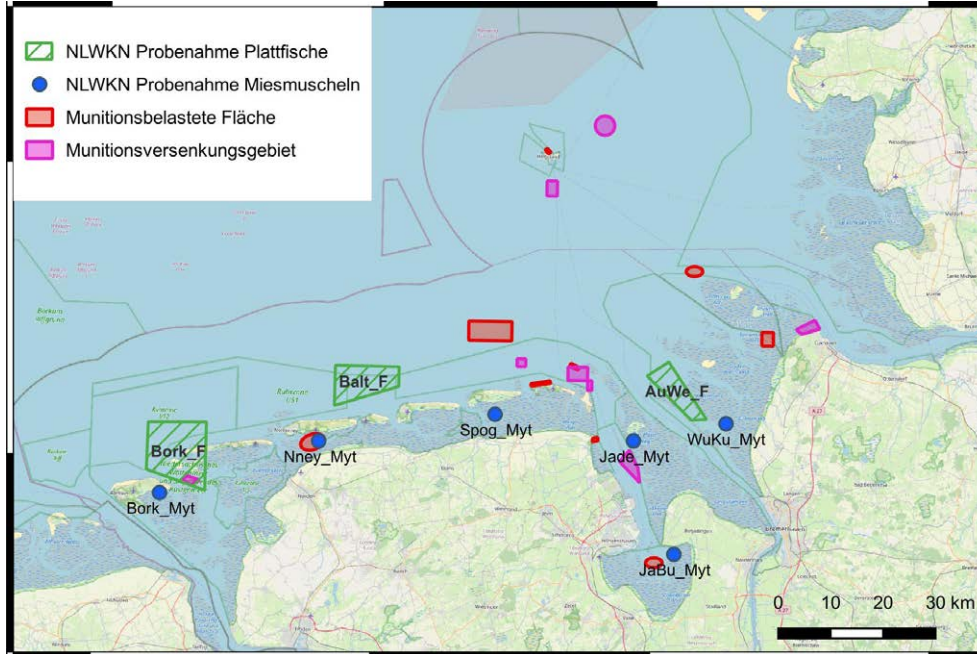


## Räumliche Belastung von Nord- und Ostsee mit sprengstofftypischen Verbindungen

Zur Untersuchung der räumlichen Verteilung der Belastung von Sediment, Miesmuscheln und Plattfischen mit sprengstofftypischen Verbindungen wurde die Probennahme mit den drei Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Niedersachsen abgestimmt und organisiert. Die Probennahme wurde als Erweiterung des Biota-Schadstoffmonitorings der Länder im Rahmen des Bund/Länder Messprogramms Nord- und Ostsee (BLMP) an den Muschelstationen des BLMP durch die Küstenländer beziehungsweise deren Auftragnehmer durchgeführt. Die Proben aus Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern stammen jeweils von acht Probenahmestellen, aus Schleswig-Holstein gab es einen Probenahmeort in der Ostsee. Die Sediment-, Miesmuschel- und Fischproben wurden mit Acetonitril extrahiert, aufkonzentriert und anschließend mittels GC-MS/MS und im späteren Projektverlauf zusätzlich mittels LC-MS/MS analysiert.

In Muschel- und Sedimentproben aus Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein konnten keine sprengstofftypischen Verbindungen nachgewiesen werden. Dies gilt ebenfalls für die untersuchten Miesmuschelproben aus Niedersachsen. In den Sedimentproben der niedersächsischen Nordseeküste konnten dagegen eindeutig sprengstofftypische Verbindungen nachgewiesen werden. Diese lagen aber zum Teil unterhalb der Quantifizierungsgrenze. Die höchsten gemessenen Konzentrationen betragen circa 1 ng/kg Sediment. Die Proben stammten aus der Region Jade und Jadebusen sowie der Insel Norderney. In Galle und Filet von Plattfischen, die ebenfalls in der niedersächsischen Nordsee gefangen wurden, konnten in allen Fanggebieten sprengstofftypische Verbindungen im niedrigen ng/ml- beziehungsweise ng/g-Bereich nachgewiesen werden. Diese Analysen wurden mit historischen und aktuellen Daten in entsprechenden digitalen Plattformen wie dem Munitionskataster AmuCad<sup>®</sup> verglichen, um mögliche „Hot spots“ der Freisetzung von sprengstofftypischen Verbindungen zu identifizieren. In den untersuchten Regionen der niedersächsischen Nordsee ( **Abbildung 4**) konnte gezeigt werden, dass eine Korrelation zwischen Munitionsvorkommen und dem Auftreten von sprengstofftypischen Verbindungen in Sediment und in Fischen besteht. Aufgrund der hier vorliegenden Ergebnisse kristallisieren sich im Bereich der niedersächsischen Nordsee mehrere Hot Spots bezüglich der Freisetzung von sprengstofftypischen Verbindungen heraus. Dazu zählen die Regionen im Bereich der Jade und des Jadebusens sowie die Ostfriesischen Inseln, hier vor allem Borkum und Baltrum. Vor der niedersächsischen Küste liegen vermutlich die größten Munitionsmengen.

**Abbildung 4: Stationen der Sammlung von Miesmuscheln und Sedimentproben im Sommer/Herbst 2020 und Herbst 2022 sowie die Fangregionen von Plattfischen im Juli 2019 vor der niedersächsischen Küste.**



Myt = Miesmuscheln, F = Plattfisch, Bork = Borkum, Nney = Norderney, Spog = Spiekerooog, Jade = Jade/Mellum, JaBu = Jadebusen, WuKu = Wurster Nordseeküste, AuWe = Außenweser, Balt = Baltrum. Quelle: Strehse et al., 2024.

## Anreicherung in der Nahrungskette

Für die Untersuchungen einer möglichen Anreicherung von sprengstofftypischen Verbindungen im marinen Nahrungsnetz wurden marine Lebewesen aus unterschiedlichen trophischen Ebenen untersucht. Ziel war es, einen ersten Nachweis zu erbringen, ob sich sprengstofftypische Verbindungen in den unterschiedlichen marinen Spezies finden lassen und mögliche Einflüsse auf das marine und humane Nahrungsnetz abzuschätzen. Dafür stellte das UBA über den Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) und die Tierärztliche Hochschule Hannover (TiHo) entsprechendes Probenmaterial zur Verfügung. Neben Fischen und Eiderenten wurden auch Proben von Spitzenprädatoren wie Seehunden und Schweinswalen auf mögliche Belastungen untersucht.

Den Tieren wurden unterschiedliche Organe entnommen und diese auf eine mögliche Belastung mit sprengstofftypischen Verbindungen untersucht. Für die Analyse der unterschiedlichen Gewebetypen wurden auf die jeweilige Gewebeart optimierte Aufarbeitungsmethoden entwickelt und entsprechende Methoden zum Nachweis sprengstofftypischer Verbindungen mittels GC-MS/MS und LC-MS/MS etabliert.

In den untersuchten Eiderenten, Aalmuttern, Seehunden und Schweinswalen konnten in keinem der Organe die STV 1,3-DNB, 2,4-DNT, TNT, 4-ADNT und 2-ADNT nachgewiesen werden. In den aus der niedersächsischen Nordsee stammenden Plattfischen konnten, wie bereits erwähnt, sowohl in der Galle wie auch im Filet sprengstofftypische Verbindungen nachgewiesen werden. Die Konzentrationen liegen im niedrigen Nanogramm pro



Gramm-Bereich. In den Galleproben waren die TNT-Metabolite 2- und 4-ADNT die beiden dominierenden Schadstoffe, wohingegen im Filet mehr TNT als ADNTs detektiert wurde. Das deutet auf eine Aufnahme von TNT aus dem Umgebungswasser hin und nicht auf eine Aufnahme über die Nahrung.

## Belastung mit chemischen Kampfstoffen

Im Gegensatz zu den großen Mengen an konventioneller Munition in deutschen Meeresgebieten ist die vermutete Menge an chemischer Munition mit 90 Tonnen in der Nordsee bei Helgoland und 5.000 Tonnen in der Ostsee verhältnismäßig gering (Böttcher et al., 2011). Deutlich größere Mengen wurden außerhalb der deutschen Gewässer in Schiffen im Skagerrak und bei Bornholm versenkt.

Da etliche chemische Kampfstoffe arsenhaltig sind, könnte ein erhöhtes Arsenaufkommen im Meeresboden auf das Vorhandensein von chemischen Kampfstoffen hindeuten. Das betrifft vor allem Nasen- und Rachenkampfstoffe sowie Hautkampfstoffe und den Lungenkampfstoff Arsin (Arsenwasserstoff). Um dies zu untersuchen, wurden Daten aus der [Meeresumweltdatenbank MUDAB](#) zu Arsen in Wasser, Sediment und Miesmuscheln ausgewertet.

Die Auswertungen der MUDAB-Daten bezüglich der Arsenkonzentrationen in Wasser, Sediment und Miesmuscheln aus Nord- und Ostsee lassen keinen Zusammenhang der Arsenkonzentrationen mit möglichen Munitionsvorkommen vermuten. Generell liegen die durchschnittlichen Arsenkonzentrationen nur vereinzelt über der Umweltqualitätsnorm (UQN) von 40 mg/kg Sediment. Auch bei Helgoland, wo chemische Kampfstoffe verklappt wurden, sowie in den Verdachtsgebieten in der Flensburger Förde und bei Wolgast sind keine höheren Arsenkonzentrationen gefunden worden, die Rückschlüsse auf mögliche Vorkommen chemischer Kampfstoffe zulassen würden.

## Gefährdung des Menschen durch sprengstofftypische Verbindungen aus Munition

Bereits im Jahr 2005 wurden fundierte Leitwerte für Trinkwasser abgeleitet, die auch die Kanzerogenität der einzelnen sprengstofftypischen Verbindungen berücksichtigen (Wollin & Dieter, 2005). Die Trinkwasserleitwerte für TNT, 2- und 4-ADNT wurden mit 0,2 µg/L angegeben. Für 2- und 4-ADNT lagen zum Zeitpunkt der Ableitung keine eigenen geeigneten Studien vor, sodass die Ableitung aufgrund von Struktur- und Aktivitätsbetrachtungen sowie In-vitro- und In-vivo-Kurzzeitstudien vorgenommen wurde. Auf dieser Grundlage wurde diesen Nitroaromaten ein vergleichbares Wirkungsspektrum wie TNT zugeschrieben, sodass der Trinkwasserleitwert von TNT für 2- und 4-ADNT gleichgesetzt wurde (Wollin & Dieter, 2005). Für HMX und RDX wurden Trinkwasserleitwerte von 175 µg/L beziehungsweise 1 µg/L ermittelt (Wollin & Dieter, 2005).

Das UBA hat bezüglich TNT vorläufige Umweltqualitätsnormen erstellt. Für den Verzehr von Fischprodukten wurde ein vorläufiger Oral Slope Factor von  $3,0 \cdot 10^{-2}$  [mg/kg b.w.\*d]<sup>-1</sup> berechnet (Schudoma et al., 2022). Mit dem Oral Slope Factor wird das zusätzliche Risiko geschätzt, mit dem bei lebenslanger oraler Aufnahme einer karzinogenen Substanz mit einer (Trinkwasser-)Konzentration von 1 µg pro Liter eine Krebserkrankung eintreten kann.

Dabei sind die Autoren von einem Fischkonsum von 115 Gramm pro Tag ausgegangen (Schudoma et al., 2022). Schudoma et al., (2022) haben des Weiteren vorläufige Umweltqualitätsnormen für die toxische beziehungsweise kanzerogene Wirkung auf den Menschen durch kontaminierte Muscheln und Fische mit 60 µg/kg (Biota Feuchtwicht) beziehungsweise 4,1 µg/kg (Biota Feuchtwicht) angegeben.

Berechnungen des Instituts für Toxikologie und Pharmakologie für Naturwissenschaftler des Universitätsklinikums Schleswig-Holstein haben ergeben, dass sich selbst bei einem lebenslangen täglichen Konsum einer durchschnittlichen Verzehrmenge von circa 37 Gramm Fisch und Meeresfrüchten (FIZ, 2017), die sich wie im von Appel et al., (2018) beschriebenen Untersuchungsszenario in der Nähe von intakten aber korrodierenden Munitionskörpern befunden haben, momentan keine negativen gesundheitlichen Auswirkungen vermuten lassen (Maser & Strehse, 2021). Dies würde auch für die Konzentrationen im Filet der in diesem Projekt untersuchten Plattfische gelten. Meeresfrüchte und Fische, die jedoch aus einem Gebiet mit nicht von Metallhüllen umgebenen Sprengstoffen stammen, sind dagegen unter Umständen so hoch belastet, dass ein täglicher Konsum nicht empfohlen werden kann (Maser & Strehse, 2020; 2021).

Langfristig ergibt sich somit für die Fischerei wie auch für das Installieren von Aquakulturen, dass diese nur in nicht mit Kriegsaltslasten belasteten Gebieten erfolgen sollten. Eine Überwachung von Munitionsversenkungsgebieten, zum Beispiel mit einem Biomonitoring mit Muscheln (Strehse et al., 2017; Appel et al., 2018; Maser & Strehse, 2020), ist zum Schutz der Konsumenten von Fisch und Meeresfrüchten empfehlenswert. Zudem ist in den kommenden Jahren zunehmend damit zu rechnen, dass die schützenden Metallhüllen immer weiter durchrosten, ihren giftigen Inhalt vermehrt freigeben und somit ein Übergang in die Nahrung wahrscheinlicher wird.

## Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffbelastung aus Munition im Meer

Während an Land die mit Munition belasteten Flächen in den letzten Jahrzehnten beräumt wurden und die gefundene Munition verbrannt wurde, ist dies im Meer nicht erfolgt. Über viele Jahrzehnte wurde es als die beste Lösung angesehen, die Munition im Meer zu belassen. Auch war der Umfang der versenkten Menge nicht genau und außerdem nur wenigen bekannt. Die Kampfmittelräumdienste der Länder haben die Aufgabe, gefundene Munition zu bergen und zu vernichten, um die Sicherheit des Schiffsverkehrs zu gewährleisten. Die Lage von Kriegsschiffen als Schifffahrtshindernis wird vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie überwacht.

Die Metallhüllen der Munition rosten jedoch nach mehr als 75 Jahren im Salzwasser immer weiter durch und die toxischen und krebserregenden Sprengstoffe gelangen in die Meeresumwelt. Es hat in den letzten 15 Jahren eine große Zahl von internationalen Forschungsvorhaben gegeben, die die Munitionsproblematik in den Fokus der Öffentlichkeit gerückt haben. Der Ausbau der Offshore-Windenergie wird in großem Umfang durch die überall vorkommenden Munitionsobjekte behindert. Die Sprengung der Munition tötet die Meeressäuger in der Nähe der Sprengung, sodass Sprengungen bei der Vielzahl der Munitionsobjekte keine Lösung sind. Sprengung auf Sandbänken oder im tieferen Wasser

führt nicht zur vollständigen Vernichtung der Munition, sondern zu deren Verteilung in der Meeresumwelt (Maser et al., 2023) und sollte daher nicht mehr gängige Praxis sein. Ziel sollte es sein, die Munition in großem Maßstab aus dem Meer zu holen und zu vernichten. Für solche Mengen fehlen aber die Verbrennungsanlagen und auch der Transport solcher Mengen von Sprengstoff ist nicht praktikabel. So wurde im Expertenkreis für Munition im Meer der Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO) die weltweit einmalige Idee für eine schwimmende mobile Anlage zur Vernichtung der Munition aus dem Meer entwickelt. Diese soll durch das jetzige Sofortprogramm der Bundesregierung verwirklicht werden.

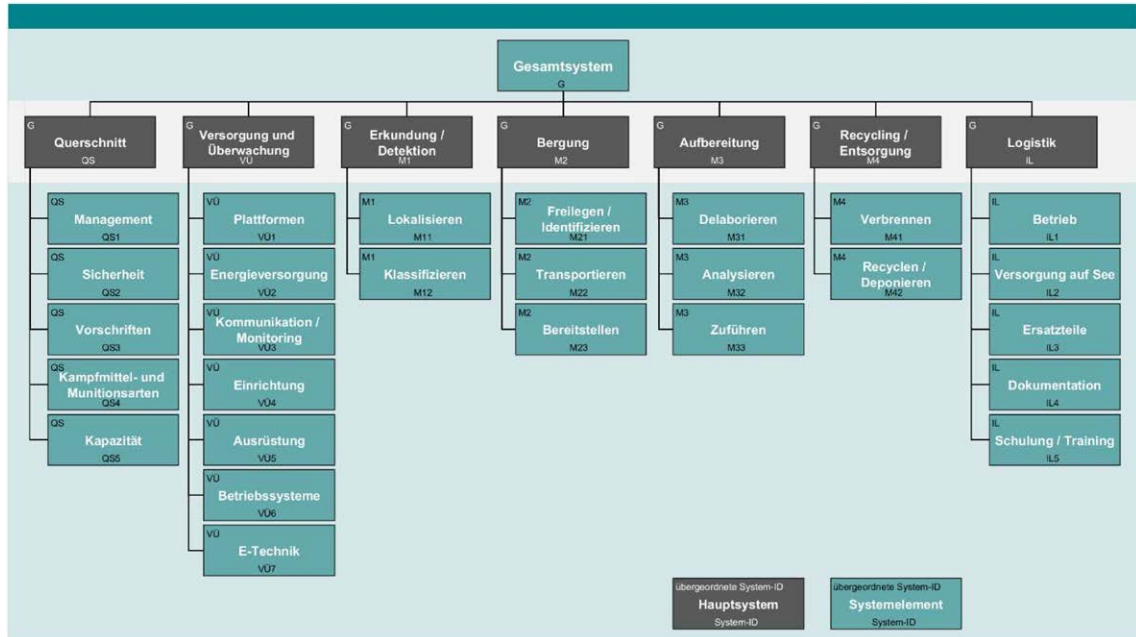
### Sofortprogramm der Bundesregierung

Im Koalitionsvertrag 2021–2025 der Bundesregierung heißt es „Für die Bergung und Vernichtung von Munitionsaltlasten in der Nord- und Ostsee wird ein Sofortprogramm aufgelegt sowie ein Bund-Länderfonds für die mittel- und langfristige Bergung eingerichtet und solide finanziert“. Für das Sofortprogramm hat der Haushaltsausschuss 100 Millionen Euro zur Verfügung gestellt. Dieses Sofortprogramm wird vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) umgesetzt. Dazu hat das BMUV die Firma Seascope mit der Durchführung einer Machbarkeitsstudie und einem Koordinationsvorhaben zum Sofortprogramm Munitionsaltlasten in Nord- und Ostsee beauftragt (Deutscher Bundestag, 2023). Im erstellten Detailkonzept hat die Firma Seascope unter anderem ein Vorgehensmodell vorgestellt:

Im Rahmen des Sofortprogramms soll die Machbarkeit einer sicheren, effizienten und umweltgerechten Bergung und Entsorgung von Munitionsaltlasten in einem exemplarischen Munitionsversenkungsgebiet in der Ostsee nachgewiesen werden. Hierbei kommen erprobte Technologien der Meerestechnik, der Prozess- und Verfahrenstechnik, der Kampfmittelbeseitigung sowie in den letzten Jahren entwickelte Lösungsansätze mit einem hohen technologischen Reifegrad zum Einsatz (□ **Abbildung 5**). Die gewonnenen Erkenntnisse dienen Bund und Ländern als Grundlage für den systematischen Einstieg in die industrielle Beseitigung von Munitionsaltlasten in deutschen Meeresgebieten. Dies bedeutet auch, dass eine Skalierbarkeit und eine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Anwendung unter Umgebungsbedingungen in der Nordsee Berücksichtigung finden soll.

Das Sofortprogramm Munitionsaltlasten in Nord- und Ostsee sieht gegenwärtig zwei Stufen vor: Stufe 1 – Pilotierung: Erprobungen zur Munitionsbergung vom Meeresboden und Anlandung an Land mit aktuell verfügbaren Technologien in der Lübecker Bucht, Stufe 2 – Entwicklung und Bau einer schwimmenden mobilen Anlage zur Beseitigung (Zerschneidung und Verbrennung) von Munitionsaltlasten im industriellen Maßstab (Deutscher Bundestag, 2023). Beide Stufen werden in getrennten Vergabeverfahren europaweit ausgeschrieben. Die Stufe 1 wurde im Oktober 2023 ausgeschrieben. Die Bergungsarbeiten sind über 6 Monate im Frühjahr/Sommer 2024 geplant. Die Stufe 2 soll im Sommer 2024 ausgeschrieben werden.

Abbildung 5: Systemstruktur des Gesamtumfangs im Sofortprogramm Munitionsaltslasten in Nord- und Ostsee, Quelle: Deutscher Bundestag, 2023.



## Bergung von Kriegsschiffwracks

In der ferneren Zukunft muss auch die Schadstoffbelastung durch Wracks von Kriegsschiffen angegangen werden. In der deutschen Nord- und Ostsee liegen Tausende von Schiffswracks, viele davon Wracks von Kriegsschiffen aus den Weltkriegen. Diese enthalten oftmals noch Munition und Treibstoff, sodass sie eine potenzielle Quelle von Schadstoffen und Ölverschmutzung darstellen. Das UBA hat daher eine Studie über Arbeitsschritte zur Bergung von gefährlicher oder wassergefährdender Ladung aus Schiffswracks aus den zwei vergangenen Weltkriegen in Auftrag gegeben, die auch über Wrackdatenbanken informiert und Beispiele für erfolgreiche Bergungen gibt (Schütt et al., 2023). Auf dieser Basis kann eine Strategie und ein Handlungs- und Leitfaden zur systematischen Vorgehensweise bei der Identifizierung und Bergung solcher gefährlicher Ladungen aus Schiffswracks für Behörden und Bergungsunternehmen aufgestellt werden.

## Literatur

- [1] Appel, D., Strehse, J. S., Martin, H.-J. et al. (2018). Bioaccumulation of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) and its metabolites leaking from corroded munition in transplanted blue mussels (*M. edulis*). *Mar Pollut Bull* 135, 1072–1078. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.028>
- [2] BLANO – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee. (2021). KORA30\_TOP\_8.1\_Anlage\_2\_Stoffliste. Unveröffentlicht.
- [3] Böttcher, C., Knobloch, T., Rühl, N.-P. et al. (2011). Munitionsbelastung der Deutschen Meeresgewässer – Bestandsaufnahme und Empfehlungen (Stand 2011).
- [4] Czub, M., Nawala, J., Popiel, S. et al. (2021). Acute aquatic toxicity of arsenic-based chemical warfare agents to *Daphnia magna*. *Aquat Toxicol*, 230, 105693. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105693>



- [5] Czub, M., Nawala, J., Popiel, S. et al. (2020). Acute aquatic toxicity of sulfur mustard and its degradation products to *Daphnia magna*. *Mar Environ Res*, 161, 105077. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105077>
- [6] Deutscher Bundestag. (2023). Bericht des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz über den Fortgang des Sofortprogramms Munitionsaltlasten BMF-V 354/2023, mit Bericht zum Stand des Verfahrens: Machbarkeitsstudie und Koordinationsvorhaben zum Sofortprogramm Munitionsaltlasten in Nord- und Ostsee. BT-Drucksache 20(8)4854. Unveröffentlicht.
- [7] FIZ – Fisch-Informationszentrum e.V. Germany. (2017). Abgerufen am 22. Juni 2023 von <https://www.fischinfo.de/>
- [8] Gledhill, M., Beck, A. J., Stamer, B. et al. (2019). Quantification of munition compounds in the marine environment by solid phase extraction–ultra high performance liquid chromatography with detection by electrospray ionisation–mass spectrometry. *Talanta*, 200, 366–372. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2019.03.050>
- [9] Lotufo, G. R., Chappell, M. A., Price, C. L. et al. (2017). Review and Synthesis of Evidence Regarding Environmental Risks Posed by Munitions Constituents (MC) in Aquatic Systems.
- [10] Lotufo, G. R., Rosen, G., Wild, W. et al. (2013). Summary of review of the aquatic toxicology of munitions constituents. In: Technical Report ERDC/EL TR-13-8. Vicksburg, MS. U. S. Army Engineer Research and Development Center
- [11] Maser, E., Andresen, K. J., Bünning, T. H., et al. (2023). Ecotoxicological Risk of World War Relic Munitions in the Sea after Low- and High-Order Blast-in-Place Operations. *Environ Sci Technol*, 57 (48), 20169–20181. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c04873>
- [12] Maser, E., Strehse, J. S. (2021). Can seafood from marine sites of dumped World War relics be eaten? *Arch Toxicol*, 95, 2255–2261. <https://doi.org/10.1007/s00204-021-03045-9>
- [13] Maser, E., Strehse, J. S. (2020). “Don’t Blast”: blast-in-place (BiP) operations of dumped World War munitions in the oceans significantly increase hazards to the environment and the human seafood consumer. *Arch Toxicol*, 95, 19411953. <https://doi.org/10.1007/s00204-020-02743-0>
- [14] Schudoma, D., Bauer, K., Baumgartner, L. et al. (2022). EQS Data Sheet Environmental Quality Standard 2,4,6-Trinitrotoluol, Umweltbundesamt, Entwurf 03.2022.
- [15] Strehse, J. S., Appel, D., Geist, C. et al. (2017). Biomonitoring of 2,4,6-trinitrotoluene and degradation products in the marine environment with transplanted blue mussels (*M. edulis*). *Toxicology*, 390, 117–123. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2017.09.004>
- [16] Strehse, J. S., Bünning, T. H., Koschorreck, J. et al. (2023). Long-Term Trends for Blue Mussels from the German Environmental Specimen Bank Show First Evidence of Munition Contaminants Uptake. *Toxics*, 11, 347. <https://doi.org/10.3390/toxics11040347>
- [17] Strehse, J., Bünning T. H. & Maser, E. (2024). Trend und Daten zur Verbreitung von Munitionsresten in der Meeresumwelt. Umweltbundesamt, UBA-TEXTE, im Druck.
- [18] Schütt, M., Meckel E.-M. & Raabe T. (2023). Vorgehen bei der Untersuchung und Bergung der gefährlichen oder wassergefährdenden Ladung von Schiffswracks aus den zwei Weltkriegen Konzeptstudie zur Entwicklung einer Bergungsstrategie. UBA-TEXTE 103, Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/vorgehen-bei-der-untersuchung-bergung-der>
- [19] Wollin, K.-M. & Dieter, H. H. (2005). Neue Trinkwasser-Leitwerte für monocyclische Nitroverbindungen. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz*, 48, 1289–1295. <https://doi.org/10.1007/s00103-005-1157-8>

# Formaldehydemissionen aus Holzwerkstoffen und Möbeln – aktuelle Entwicklungen in Deutschland und der EU

## *Formaldehyde emissions from wood-based panels and furniture – current developments in Germany and the EU*

Frank Brozowski

### Kontakt

Dr. Frank Brozowski | Umweltbundesamt | Fachgebiet III 1.4 – Stoffbezogene Produktfragen |  
Wörlitzer Platz 1 | 06846 Dessau-Roßlau | E-Mail: frank.brozowski@uba.de

### Zusammenfassung

Das Umweltbundesamt hat in Zusammenarbeit mit anderen Behörden (insbesondere Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) und Instituten unter Beteiligung der Industrie vor einigen Jahren ein neues Prüfverfahren für Formaldehydemissionen aus Holzwerkstoffen und Möbeln aus Holz und Holzwerkstoffen erarbeitet, welches seitens des Bundesumweltministeriums online veröffentlicht wurde und seit Anfang 2020 breit genutzt wird. Auf europäischer Ebene lief in den letzten Jahren ein Beschränkungsverfahren bei der Europäischen Chemikalienagentur, bei dem sich das Umweltbundesamt mehrfach eingebracht hat. Am 17. Juli 2023 wurde als Ergebnis des Verfahrens eine neue europäische Verordnung veröffentlicht. Diese legt für Holzwerkstoffe und holzbasierte Möbel Grenzwerte für Formaldehyd und Formaldehydabspalter fest, die ab 6. August 2026 wirksam werden. Die nationale Regelung der Chemikalien-Verbotsverordnung muss rechtzeitig angepasst werden.

---

### Abstract

*A few years ago, the German Environment Agency in cooperation with other authorities (in particular Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung) and institutes with the participation of industry developed a new testing procedure for formaldehyde emissions from wood-based materials and furniture made from those. This was published online by the German Ministry for the Environment and has been widely used since the beginning of 2020. At European level, a restriction procedure has been running at European Chemicals Agency in recent years, in which the German Environment Agency has been involved on several occasions. A new European regulation has now been published as a result of the procedure. This will come into force for wood-based materials and wood-based furniture on August 6th 2026. The national regulation of the Chemicals Prohibition Ordinance must be adapted in good time.*





Quelle: Pixelot / Fotolia

## Einleitung

Holzwerkstoffe werden immer noch überwiegend mit Bindemitteln auf der Basis von Formaldehyd verleimt (Wilke & Jann, 2016). Holzwerkstoffe mit Bindemitteln auf Basis von Harnstoff und Formaldehyd können auch noch nach Jahrzehnten eine relevante Formaldehydquelle darstellen. In der Industrie kommen diese Bindemittel nach wie vor verbreitet zum Einsatz, da sie kostengünstig sind und sich gut verarbeiten lassen (Brozowski & Plehn, 2019). Sie gelten – zusammen mit den Möbeln, die aus ihnen hergestellt werden – als eine Hauptquelle von Formaldehydemissionen im Innenraum. Das Umweltbundesamt (UBA) hat schon vor längerer Zeit den Handlungsbedarf auf nationaler Ebene aufgezeigt (Brozowski & Plehn, 2012) mit dem Ziel, ein hinreichend hohes Schutzniveau für die Bevölkerung zu gewährleisten.

Das Umweltbundesamt (UBA) und auch andere Institutionen haben in der Vergangenheit immer wieder darauf hingewiesen, dass mit dem alten „Prüfverfahren für Holzwerkstoffe“ (Prüfverfahren, 1991) ein solches Ziel in Deutschland nicht vollumfänglich erreichbar war. Insbesondere seit 2010 hat das UBA sich in einem intensiven Austausch mit der Holzwerkstoff- und Möbelindustrie, relevanten Prüflaboren, verschiedenen Behörden und weiteren Stakeholdern dafür eingesetzt, eine geeignete Lösung zu finden.

Nach teilweise kontroversen Gesprächen und längerer Planungszeit hat das UBA gemeinsam mit der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) ein Forschungsvorhaben gestartet, welches auf die Entwicklung eines neuen Prüfverfahrens zur Chemikalien-Verbotsverordnung hinauslief (UBA, [2020](#)). Dieses neue Prüfverfahren wurde seitens des Bundesumweltministeriums (BMU) im November 2018 im Bundesanzeiger veröffentlicht und löste in Deutschland zum 01.01.2020 das alte Prüfverfahren als Referenzverfahren ab (BMU, [2018](#)).

Als Reaktion auf häufige Fragen zur konkreten Umsetzung und zu speziellen Produkten in den ersten Jahren nach der Veröffentlichung hat das UBA in Abstimmung mit anderen Beteiligten [↗ FAQ](#) zu dem Thema veröffentlicht, die inzwischen punktuell aktualisiert wurden. Inzwischen haben entsprechende Nachfragen deutlich abgenommen. Es ist davon auszugehen, dass sich alle Beteiligten – zumindest in Deutschland – mit dem neuen Prüfverfahren arrangiert haben.

## Regelungen in Deutschland

In Deutschland regelt die aktuelle Chemikalien-Verbotsverordnung (ChemVerbotsV, [2017](#)), dass beschichtete und unbeschichtete Holzwerkstoffe nur in Verkehr gebracht werden dürfen, wenn sie in Bezug auf ihre Formaldehydemission den Grenzwert von 0,1 ppm ( $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) in einer genormten Prüfkammermessung einhalten können. Das heißt, dass die durch den Holzwerkstoff verursachte Ausgleichskonzentration des Formaldehyds in der Luft eines Prüfraums 0,1 ml je Kubikmeter (entspricht 0,1 ppm bzw.  $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) nicht überschreiten darf.

Auf nationaler Ebene erarbeitet der Ausschuss für Innenraumrichtwerte (AIR), der auf Mandat der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden (AOLG) benannt wurde und sich aus Expertinnen und Experten der Bundesländer und des Bundes zusammensetzt, Beurteilungsmaßstäbe für Schadstoffe in der Innenraumluft. Für Formaldehyd wurde 2016 ein Richtwert I von  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgelegt, der auch kurzzeitig, bezogen auf einen Messzeitraum von einer halben Stunde, nicht überschritten werden sollte (AIR, [2016](#)). Das entspricht der Empfehlung der Weltgesundheitsorganisation (WHO, [2010](#)).

Aufgrund der Bemühungen zur Energieeinsparung – sprich Wärmedämmung – sind Gebäude in den letzten Jahrzehnten deutlich luftdichter geworden. Bei gleichbleibenden Formaldehydemissionen erwartet man, dass sich Innenraumkonzentrationen leichter anreichern, je weniger Luftwechsel im Gebäude stattfindet (Salthammer, [2019](#)).

Die Einhaltung der europäischen Formaldehydklasse E 1 (gemäß dem alten Prüfverfahren) durch Spanplatten und Möbel aus Spanplatten lieferte nicht (oder jedenfalls nicht mehr) die Sicherheit, dass in der Innenraumluft die Konzentration von 0,1 ppm ( $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) Formaldehyd nicht überschritten wurde. Wichtige Einflussfaktoren sind in Häusern und Wohnungen die Raumbeladung (Verhältnis von Fläche Holzwerkstoff zum Raumvolumen) mit emittierenden Spanplatten, der Luftwechsel und andere Quellen. Die Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) hat [↗ hier](#) eine interessante Übersicht dazu veröffentlicht.



In einem Forschungsvorhaben der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF), welches im Zeitraum von Oktober 2009 bis November 2012 durchgeführt wurde, gab es bei 87 von 2.025 Messungen Überschreitungen des Formaldehyd-Richtwertes in Höhe von  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , was 4 Prozent der untersuchten Häuser und Wohnungen entspricht. Die Konzentration von  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  für Formaldehyd (Anm.: Rundung von 124 auf 120 im Artikel) wurde hier als Gefahrenwert benannt (Hofmann et al., [2014](#)).

Die niedrige Beladung der Prüfkammer mit Holzwerkstoffen und der hohe Luftwechsel im alten Prüfverfahren (beides wie in der DIN EN 717-1 beschrieben, siehe auch Brozowski & Plehn, [2012](#); [2019](#)) waren aus den genannten Gründen nicht mehr vertretbar.

Formaldehydmessungen in zufällig ausgewählten Wohnungen von Kindern und Jugendlichen in Deutschland im Rahmen der Deutschen Umweltstudie zur Gesundheit (GerES) zeigen, dass nur in 2 von 639 Fällen Überschreitungen des Richtwerts für Formaldehyd ( $0,10 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) auftraten (Birmili et al., [2022](#)). Gleichwohl scheinen die typischen Konzentrationen von Formaldehyd in Wohnungen sich über die Jahre nur wenig zu verändern, während für viele andere aliphatische Aldehyde eine deutliche Abnahme zwischen den GerES-Studien 2003–2006 und 2014–2017 feststellbar war.

Der Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (AgBB) hat bereits seit vielen Jahren Begrenzungen für die Ausgasung von flüchtigen organischen Verbindungen aus Bauprodukten in den Innenraum definiert und regelmäßig aktualisiert. Seit Februar 2015 wird im AgBB-Bewertungsschema auch Formaldehyd bewertet, wobei ein NIK-Wert (Niedrigste Interessierende Konzentration, NIK) von  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gilt. Dieser Wert orientiert sich am WHO-Wert (WHO, [2010](#)) und liegt somit unterhalb des Grenzwertes in der Chemikalien-Verbotsverordnung. Die Sinnhaftigkeit der Höhe des WHO-Wertes wurde durch etliche Studien beziehungsweise deren Analyse eindrucksvoll bestätigt (Nielsen et al., [2017](#)).

## Prüfverfahren

Nachdem die wesentlichen Prüfbedingungen für die Marktfähigkeit von Holzwerkstoffen („Prüfverfahren für Holzwerkstoffe“) in Deutschland seit nahezu 30 Jahren unverändert bestanden, hat das UBA in Zusammenarbeit mit weiteren Beteiligten (insbesondere mit fachlicher Unterstützung durch die BAM) ein neues Prüfverfahren entwickelt (Wilke et al., [2019](#)), welches nach Veröffentlichung durch das BMU im November 2018 zum 01.01.2020 das alte Prüfverfahren ablöste und seitdem in Deutschland als Referenzprüfverfahren zur Einhaltung der Vorgaben in der Chemikalien-Verbotsverordnung gilt. Als Anpassung an die heutige Bauweise und Wohnverhältnisse wurden hier für die Prüfverfahren ein niedrigerer Luftwechsel und eine höhere Beladung als früher gewählt. Ein breit besetzter Fachbeirat hat die Entwicklung des Prüfverfahrens begleitet. Vorausgegangen waren jahrelange Vorarbeiten und intensive Gespräche, sowohl mit der Holzwerkstoffindustrie als auch mit zahlreichen anderen Beteiligten. Insbesondere die deutsche Holzwerkstoffindustrie (auch Teile der europäischen) identifizieren sich inzwischen soweit mit den nationalen Anforderungen, dass sie diese nicht nur umsetzen, sondern sich aktiv eine zeitgemäße, neue „Formaldehydklasse“ E05 gewünscht haben und diese Bezeichnung inzwischen auch nutzen. Eine formelle Einführung der neuen Klasse E05 in die europäische Holzwerkstoffnorm EN 13986 zur Ergänzung der bisher verwendeten Klassen E1 und E2

(letztere in Deutschland schon seit längerem nicht mehr marktfähig) war aufgrund eines administrativen Stillstands in der Normung bisher nicht möglich (Europäisches Parlament, 2021).

## ECHA-Prozess und Entscheidung der Kommission

Parallel zu den nationalen Entwicklungen in Deutschland wurde unabhängig davon auf EU-Ebene auf Antrag Frankreichs ein Beschränkungsverfahren für Formaldehyd nach der Europäischen Chemikalien-Verordnung REACH gestartet. Beschränkungsverfahren können durch einen Mitgliedstaat oder auf Ersuchen der Europäischen Kommission durch die ECHA (Europäische Chemikalienagentur) eingeleitet werden, wenn Bedenken bestehen, dass ein bestimmter Stoff beziehungsweise dessen Verwendung ein unannehmbares Risiko für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt darstellen könnte. Die ECHA kann zudem eine Beschränkung für Erzeugnisse vorschlagen, die Stoffe enthalten, die im Verzeichnis der zulassungspflichtigen Stoffe (Anhang XIV) enthalten sind.

Ein zum Beschränkungs-vorschlag erarbeitetes Dossier enthält Hintergrundinformationen wie die Stoffidentität und Begründungen für die Beschränkung von Formaldehyd. Es gibt Auskunft über die festgestellten Risiken und Alternativen für die Stoffe und die Kosten sowie die Vorteile für die Umwelt und die menschliche Gesundheit, die sich aus dieser Beschränkung ergeben. Nachdem die Ausschüsse der ECHA das Dossier erhalten haben, prüfen sie, ob der Vorschlag die Leitlinien zur Beschränkung nach Anhang XV der REACH-Verordnung erfüllt. Ist dies der Fall, wird das Dossier zur Einsichtnahme öffentlich zugänglich gemacht. Interessierte Kreise können dann binnen sechs Monaten nach der Veröffentlichung dieser Beschränkung auf der Website der ECHA Stellung dazu beziehen. Innerhalb von neun Monaten nach der Veröffentlichung gibt der Ausschuss für Risikobewertung (RAC) eine Stellungnahme dazu ab, ob die vorgeschlagene Beschränkung zur Verringerung des Risikos für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt geeignet ist. Dies erfolgt auf der Grundlage des Dossiers und der während der Konsultation eingegangenen Kommentare. Gleichzeitig verfasst der Ausschuss für sozioökonomische Analyse (SEAC) eine Stellungnahme über die sozioökonomischen Auswirkungen der vorgeschlagenen Beschränkungen und berücksichtigt dabei die von den interessierten Kreisen übermittelten Kommentare und sozioökonomischen Analysen. Der Entwurf der SEAC-Stellungnahme wird von der ECHA veröffentlicht und kann 60 Tage kommentiert werden. Unter Berücksichtigung dieser Kommentare beschließt dann der SEAC seine Stellungnahme. Die Stellungnahmen der beiden ECHA-Ausschüsse tragen zur Entscheidung der Europäischen Kommission bei, die dann den festgestellten Risiken sowie Nutzen und Kosten der vorgeschlagenen Beschränkung gleichermaßen Rechnung trägt. Die endgültige Entscheidung wird in einem Ausschussverfahren nach genauer Prüfung und unter Einbeziehung der Mitgliedstaaten getroffen. Der Europäische Rat und das Europäische Parlament können dann das Ergebnis prüfen und gegebenenfalls Einspruch erheben.

Nachdem die Beschränkung angenommen wurde, ist sie für die Industrie, das heißt für alle Akteure, einschließlich der Hersteller, Importeure, Händler, nachgeschalteten Anwender und Einzelhändler, bindend. Die Mitgliedstaaten sind für die Durchsetzung der Beschränkung zuständig (ECHA, 2024).

## Neue europäische Verordnung

Als Ergebnis des darauffolgenden Prozesses, im Rahmen dessen sich UBA und BMUV mehrfach beteiligt haben, hat die Europäische Kommission nun die „[Verordnung \(EU\) 2023/1464](#) vom 14. Juli 2023 zur Änderung des Anhangs XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich Formaldehyd und Formaldehydabspaltern“ veröffentlicht. Diese ist unter anderem für Holzwerkstoffe und holzbasierte Möbel ab 6. August 2026 anzuwenden.

Die Verordnung legt einen Grenzwert von  $0,062 \text{ mg/m}^3$  für Möbel und Erzeugnisse auf Holzwerkstoffbasis fest. Für andere Erzeugnisse wird ein Grenzwert von  $0,080 \text{ mg/m}^3$  gesetzt.

Aus Sicht des UBA und anderer Beteiligter eignet sich die harmonisierte europäische Prüfnorm EN 16516 am besten als Referenzverfahren. Sie ist im Gegensatz zur EN 717-1, die speziell für Holzwerkstoffe entwickelt wurde, eine produktgruppenübergreifende harmonisierte Norm. Auch orientieren sich mehrere der Prüfparameter in der EN 16516 näher an der Realität als in der EN 717-1, die diesen Anspruch im Gegensatz zur EN 16516 gar nicht hat. Der Anspruch der EN 717-1 ist es nur, verlässlich replizierbare Prüfergebnisse zu liefern. Als wichtigster Punkt der größeren Realitätsnähe der EN 16516 ist der halbierte Luftwechsel im Vergleich zur EN 717-1 zu nennen. Der hohe Luftwechsel von  $1/\text{h}$  stand schon bei der Entwicklung der EN 717-1 in den 1990er Jahren in der Kritik. Diese Kritik gilt heute umso mehr, da bei heutigen Häusern mit weiter reduzierten Luftwechselraten selbst der in der EN 16516 gewählte Luftwechsel von  $0,5/\text{h}$  recht hoch angesetzt ist. Ein Luftwechsel von  $0,5/\text{h}$  wird andererseits aus hygienischen Erwägungen als wünschenswert betrachtet und wurde auch deswegen in die Norm aufgenommen.

Diese Aspekte haben dazu geführt, dass die Bekanntmachung analytischer Verfahren zur Chemikalien-Verbotsverordnung seit 2020 in Deutschland die EN 16516 als Referenzprüfnorm nennt. Die EN 717-1 wurde in diesem nationalen Prüfverfahren als Option beibehalten, allerdings müssen die Emissionswerte nach EN 717-1 mit dem Faktor 2 multipliziert werden, um eine Vergleichbarkeit mit den Emissionswerten nach der EN 16516 zu erhalten (BMU, 2018).

Man kann feststellen, dass die neue EU-Verordnung mit dem recht niedrigen Grenzwert von  $0,062 \text{ mg/m}^3$  einen wichtigen Schritt geht. Betrachtet man diesen Wert in Kombination mit dem höheren Luftwechsel der EN 717-1 von  $1/\text{h}$  und den sonstigen in der neuen Verordnung vorgegebenen Prüfparametern, dann ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung mit den aktuellen Vorgaben in Deutschland.

Betrachtet man aber die weiteren Vorgaben in der Verordnung, dann wird klar, dass manches noch fehlt oder sehr vage formuliert wurde. Bei der Prüfung von Emissionen aus Holzwerkstoffplatten ist es zum Beispiel sehr wichtig, wie die Proben in die Prüfkammer eingebracht werden. Dies wird nachfolgend kritisch bewertet.

Insgesamt gibt die Verordnung die folgenden Vorgaben:

- a) Die Temperatur in der Prüfkammer beträgt  $(23 \pm 0,5)$  °C.
- b) Die relative Feuchtigkeit in der Prüfkammer beträgt  $(45 \pm 3)$  %.
- c) Der Beladungsfaktor, der als Verhältnis der gesamten Oberfläche des Prüfstücks zum Volumen der Prüfkammer angegeben wird, beträgt  $(1 \pm 0,02)$  m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. Dieser Beladungsfaktor entspricht der Prüfung von Holzwerkstoffen; bei anderem Material oder anderen Produkten können, wenn ein solcher Beladungsfaktor unter vorhersehbaren Verwendungsbedingungen eindeutig nicht realistisch ist, Beladungsfaktoren nach Abschnitt 4.2.2 der Norm EN 16516 verwendet werden.
- d) Die Luftaustauschrate in der Prüfkammer beträgt  $(1 \pm 0,05)$  h<sup>-1</sup>.
- e) Zur Messung der Formaldehydkonzentration in der Prüfkammer wird eine geeignete Analysemethode angewandt.
- f) Für die Probenahme der Prüfstücke wird eine geeignete Methode angewandt.
- g) Die Formaldehydkonzentration in der Luft der Prüfkammer ist während der gesamten Prüfung mindestens zweimal täglich zu messen, wobei der Zeitraum zwischen zwei aufeinanderfolgenden Probenahmen mindestens 3 Stunden beträgt; die Messung wird wiederholt, bis genügend Daten vorliegen, um die Ausgleichskonzentration zu bestimmen.
- h) Die Dauer der Prüfung ist ausreichend lang, um die Bestimmung der Ausgleichskonzentration durchzuführen, und darf 28 Tage nicht überschreiten.
- i) Die in der Prüfkammer gemessene Ausgleichskonzentration wird verwendet, um die Einhaltung des Grenzwerts für Formaldehyd, das aus den in Absatz 1 Unterabsatz 1 des Eintrags 77 genannten Erzeugnissen freigesetzt wird, zu überprüfen.

Sind Daten aus einer Prüfmethode unter Verwendung der oben genannten Referenzbedingungen nicht verfügbar oder ungeeignet für die Messung des aus einem bestimmten Erzeugnis freigesetzten Formaldehyds, können Daten aus einer Prüfmethode verwendet werden, bei der keine Referenzbedingungen vorliegen, sofern eine wissenschaftlich valide Korrelation zwischen den Ergebnissen der verwendeten Prüfmethode und den Ergebnissen unter Referenzbedingungen besteht.

Ohne dass sie hier genannt wird, kann man erkennen, dass die Kommission in der [Verordnung](#) weiterhin die EN 717-1 als Referenznorm angibt, obwohl diese seitens verschiedener Stakeholder als veraltet kritisiert wurde und in den 1990er Jahren nur für Holzwerkstoffe entwickelt wurde. Für das UBA ist nicht erkennbar, auf welcher Grundlage die Kommission diese Entscheidung getroffen und dabei davon abgesehen hat, die Norm zu benennen.

Unter anderem die fachlich beteiligten deutschen Behörden hatten im Rahmen ihrer Einwendungen kritisiert, dass teilweise konkretisierende Angaben zum genauen Vorgehen bei der Emissionsprüfung fehlten. Gemäß der jetzigen Entscheidung des Regelungsausschusses soll dazu im Nachgang ein separates Dokument erarbeitet werden. Das UBA erreichten auch diverse Rückmeldungen, beispielsweise aus Prüfinstituten, die ebenfalls diese Schwachstelle der Verordnung kritisieren.

Mindestens die folgenden Punkte sind aus Sicht des UBA sehr relevant und müssen unbedingt konkretisiert werden:

- 1 Bei Holzwerkstoffplatten können die Schmalkanten stark zu den Emissionen beitragen. Deshalb gibt es beispielsweise in der EN 717-1 konkrete Vorgaben, welcher Anteil bei den Prüfstücken offenbleiben und welcher abgeklebt werden muss, bevor diese in die Prüfkammer eingebracht werden. Da hier aber keine Norm benannt wird, ist dieser Punkt in der Verordnung nicht geregelt. Eine Prüfung mit komplett oder vorwiegend abgeklebten Kanten kann eine niedrige Emission vortäuschen.
- 2 Auch wie die Platten in die Prüfkammer eingebracht werden, spielt eine Rolle, insbesondere bei der Entscheidung, ob nur die Oberseite oder auch die Unterseite mit emittieren kann.  
Dieses Thema wird unter Punkt f) leider wie folgt abgetan: „für die Probenahme der Prüfstücke wird eine geeignete Methode angewandt“.
- 3 Unter Punkt c) gibt es immerhin einen Verweis auf die EN 16516, wenn es um erlaubte Abweichungen des Beladungsfaktors geht. Allerdings wird nicht erläutert, was „unter vorhersehbaren Verwendungsbedingungen eindeutig nicht realistisch“ genau bedeutet. Hier besteht zum jetzigen Zeitpunkt ein unnötiger Interpretationsspielraum.
- 4 Unter Punkt e) wird eine „geeignete Analyseverfahren“ gefordert, ohne zu erläutern, was darunter zu verstehen ist.
- 5 Die Punkte g), h) und i) geben die der EN 717-1 entnommene und seit vielen Jahren kritisierte „Ausgleichskonzentration“ als verbindlich vor. Es ist zu befürchten, dass diese Vorgabe zu unnötigem Prüfaufwand führen kann und es wird interessant sein, zu beobachten, wie insbesondere Produzenten abseits der Holzwerkstoffindustrie (betroffen ist zum Beispiel Mineralwolle) damit umgehen werden. Ein praktischer Vorteil der harmonisierten Norm EN 16516 ist, dass auf dieses Konstrukt verzichtet wird, ohne dass es zu Qualitätseinbußen bei den Prüfungen kommt.

Letztlich lassen die Vorgaben auch wieder abgeleitete Prüfverfahren zu, wenn eine „wissenschaftlich valide Korrelation“ vorliegt. Das ist durchaus vertretbar, aber leider wird auch hier wieder nicht erläutert, was das konkret bedeutet. In der jetzigen Form – ohne das geplante Zusatzdokument – wird hier ein unnötiger Handlungsspielraum eröffnet.

Die nationale Regelung der Chemikalien-Verbotsverordnung muss wegen der neuen europäischen Verordnung rechtzeitig angepasst werden. Ein [Entwurf](#) dazu liegt bereits vor.

## Fazit

Die neue EU-Verordnung zu Formaldehydemissionen ist insgesamt ein großer Fortschritt, weil es erstmalig eine EU-weite Regelung für Formaldehydemissionen geben wird. Dies könnte auch Vorbild für weitere Stoffe sein. In etlichen EU-Mitgliedstaaten wird diese Verordnung wohl zu einem verbesserten Schutzniveau für die Bevölkerung beitragen. Für Deutschland ist davon auszugehen, dass ein vergleichbares Schutzniveau wie mit den im Jahr 2020 national eingeführten Vorgaben erreicht wird. Identifizierte Schwachstellen müssen in einem Zusatzdokument bereinigt werden. Ansonsten ist zu befürchten, dass eine Vergleichbarkeit verschiedener Prüfergebnisse nicht gegeben ist und dass die Einhaltung des Grenzwertes durch unangemessene Festlegungen für die



Prüfung vorgetäuscht werden kann. Das UBA und andere Beteiligte beabsichtigen, sich bei der Erarbeitung des angekündigten Zusatzdokuments für eine größere Klarheit der Prüfbedingungen einzusetzen.

## Literatur

- [1] AIR – Ausschuss für Innenraumrichtwerte. (2016). Richtwert für Formaldehyd in der Innenraumluft. Bekanntmachung des Umweltbundesamtes. Bundesgesundheitsblatt 59, 1040–1044.  
<https://doi.org/10.1007/s00103-016-2389-5>
- [2] Birmili, W., Daniels, A., Bethke, R. et al. (2022). Formaldehyde, aliphatic aldehydes (C2-C11), furfural, and benzaldehyde in the residential indoor air of children and adolescents during the German Environmental Survey 2014–2017 (GerES V). *Indoor air*, 32(1), e12927.  
<https://doi.org/10.1111/ina.12927>
- [3] BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit. (2018). Bekanntmachung analytischer Verfahren für Probenahmen und Untersuchungen für die im Anhang der Chemikalien-Verbotsverordnung genannten Stoffe und Stoffgruppen vom 5. November 2018. Bundesanzeiger AT vom 26.11.2018 B2. Abgerufen am 16. Dezember 2023 von <https://www.bundesanzeiger.de/pub/de/amtlicher-teil?3&edition=BAAnz+AT+26.11.2018>
- [4] Brozowski, F. & Plehn, W. (2019). Regelungen zur Begrenzung der Freisetzung von Formaldehyd aus Holzwerkstoffen in die Innenraumluft. UMID: Umwelt + Mensch 1/2019, 23–30 <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/4031/publikationen/internetversion-01-2019.pdf>
- [5] Brozowski, F. & Plehn, W. (2012). Formaldehyd-Emissionen aus Holzwerkstoffen: Handlungsbedarf für ein neues Prüfverfahren. UMID: Umwelt+Mensch Informationsdienst 4/2012, 9–14.  
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/umid-042012-biogene-bestandteile-im-urbanen>
- [6] ChemVerbotsV. (2017). Chemikalien-Verbotsverordnung vom 20. Januar 2017 (BGBl. I S. 94; 2018 I S. 1389), die zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 18. Juli 2017 (BGBl. I S. 2774) geändert worden ist. [https://www.gesetze-im-internet.de/chemverbotsv\\_2017/](https://www.gesetze-im-internet.de/chemverbotsv_2017/)
- [7] DIN EN 16516:2018-01. (2018). Bauprodukte – Bewertung der Freisetzung von gefährlichen Stoffen – Bestimmung von Emissionen in die Innenraumluft; Deutsche Fassung EN 16516:2017. Beuth Verlag.
- [8] DIN EN 717-1:2005-01. (2018). Holzwerkstoffe – Bestimmung der Formaldehydabgabe – Teil 1: Formaldehydabgabe nach der Prüfkammer-Methode; Deutsche Fassung EN 717-1:2004. Beuth Verlag.
- [9] DIN EN 13986:2015-06. (2015). Holzwerkstoffe zur Verwendung im Bauwesen – Eigenschaften, Bewertung der Konformität und Kennzeichnung; Deutsche Fassung EN 13986:2004+A1:2015.
- [10] ECHA – European Chemicals Agency. (2024). Beschränkungsverfahren. Abgerufen am 18. Januar 2024 von <https://echa.europa.eu/de/regulations/reach/restrictions/restriction-procedure>
- [11] ECHA – European Chemicals Agency. (2019). ANNEX XV RESTRICTION REPORT. PROPOSAL FOR A RESTRICTION. SUBSTANCE NAME: Formaldehyde and formaldehyde releasers. Abgerufen am 16. Dezember 2023 von [https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/rest\\_formaldehyde\\_axvreport\\_en.pdf/2c798a08-591c-eed9-8180-a3c5a0362e37](https://echa.europa.eu/documents/10162/13641/rest_formaldehyde_axvreport_en.pdf/2c798a08-591c-eed9-8180-a3c5a0362e37)
- [12] Europäisches Parlament (2021):  
[https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/A-9-2021-0012\\_DE.html](https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/A-9-2021-0012_DE.html)

- [13] Hofmann, H., Erdmann, G., Müller, A. (2014). Zielkonflikt energieeffiziente Bauweise und gute Raumluftqualität – Datenerhebung für flüchtige organische Verbindungen in der Innenraumluft von Wohn- und Bürogebäuden (Lösungswege), In Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) e. V., UFOPLAN FKZ 3709 62 211.
- [14] Nielsen, G. D. Larsen, S. T., Wolkoff, P. (2017). Re-evaluation of the WHO (2010) formaldehyde indoor air quality guideline for cancer risk assessment. *Archives of Toxicology* 91(1), 3561
- [15] Prüfverfahren. (1991). Prüfverfahren für Holzwerkstoffe. *Bundesgesundheitsblatt* 10, 488–489.
- [16] Salthammer, T. (2019). Formaldehyde sources, formaldehyde concentrations and air exchange rates in European housings. *Building and environment*, 150, 219232.  
<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.12.042>
- [17] UBA – Umweltbundesamt. (2020). Formaldehydemissionen: Prüfbedingungen für Holzwerkstoffe. Abgerufen am 18. Januar 2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/bauprodukte/studien-zur-messung-bewertung-von-schadstoffen/formaldehydemissionen-pruefbedingungen-fuer>
- [18] WHO – World Health Organization. (2010). Formaldehyde. In: *Selected pollutants. WHO Guidelines for Indoor Air Quality*. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen, 103156.
- [19] Wilke, O., Jann, O. (2016). Emissions of very volatile organic compounds (VVOC) from particle boards. *Proceedings of Indoor Air 2016*, paper id965.
- [20] Wilke, O., Jann, O., Plehn, W. et al. (2019). Untersuchungen zur Etablierung der DIN EN 16516 als neuer Referenznorm für die Prüfung von Formaldehydemissionen aus Holzwerkstoffen gemäß Chemikalien-Verbotsverordnung. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 79(3), 7985.

# Pflanzenschutzmittel – vom Winde verweht

## *Plant protection products – Gone with the wind*

Konstantin Kuppe, Ulrike Krug, Christina Pickl

### **Kontakt**

Konstantin Kuppe | Umweltbundesamt | Fachgebiet IV 1.3 – Pflanzenschutzmittel | Wörlitzer Platz 1 |  
06844 Dessau-Rosslau | E-Mail: konstantin.kuppe@uba.de

### **Zusammenfassung**

Pflanzenschutzmittel können während oder nach ihrer Anwendung über die Luft in weit entfernte Gebiete gelangen. Im Normalfall geht von solchen Einträgen keine direkte Gefahr für die menschliche Gesundheit oder die Natur aus. Dennoch können sie zu Problemen führen, zum Beispiel, wenn Erntegut über die Luft mit Pflanzenschutzmitteln verunreinigt wird und dadurch nur noch eingeschränkt vermarktet werden kann. Das ist besonders für die Koexistenz von Bio- und konventionellem Anbau problematisch und könnte die Ausbauziele der Bundesregierung in Bezug auf die biologische Landwirtschaft gefährden.

---

### **Abstract**

*During or after their application, plant protection products can reach distant areas via the air. Normally, such emissions do not pose a direct threat to human health or nature. Nevertheless, the airborne transport can lead to problems, for example if crops are contaminated with pesticides and can only be marketed to a limited extent. This is particularly challenging for the coexistence of organic and conventional farming and may jeopardize the German government's goals with regard to the increasing role of organic farming.*





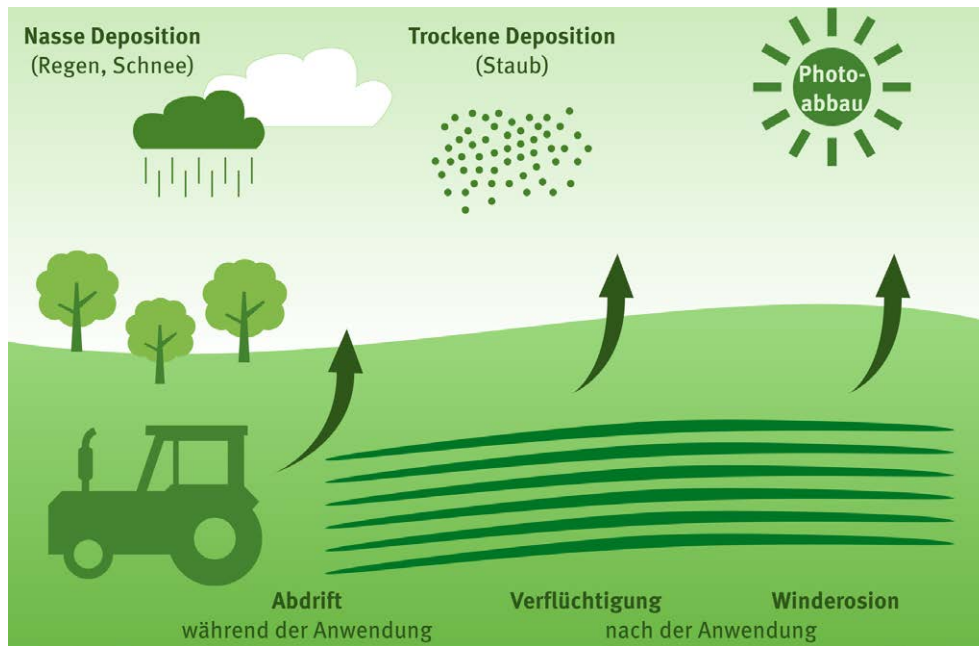
Quelle: oticki / Fotolia

## Hintergrund: Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Luft

Emissionen in die Luft stellen einen wichtigen Verbreitungspfad von Pflanzenschutzmitteln dar. Der Eintrag in die Atmosphäre kann auf sehr unterschiedliche Prozesse zurückzuführen sein ([□ Abbildung 1](#)). Durch direkte Sprühabdrift bei der Ausbringung können bis zu 30 Prozent des Wirkstoffs direkt in die Atmosphäre gelangen (van den Berg et al., [1999](#)). Pestizidhaltiger Staub kann bei der Ausbringung von Granulaten (Nuyttens et al., [2013](#)) oder behandeltem Saatgut (Krahner et al., [2021](#)) freigesetzt werden (sog. Winderosion). Die Verflüchtigung der Wirkstoffe von Pflanzen, Böden, aber auch Oberflächengewässern kann noch mehrere Tage nach der Ausbringung anhalten (Unsworth et al., [2002](#)). Pestizide, die als nicht flüchtig eingestuft werden, können durch Aerosolbildung aus Bodenpartikeln, die sorbierte Pestizide enthalten, in die Atmosphäre gelangen. Diese Winderosion kann auf einer zeitlichen Skala von Tagen oder Wochen nach der Ausbringung auftreten (Glotfelty et al., [2002](#)). Zu den Parametern, die den Eintrag von Pestiziden in die Luft beeinflussen, gehören die physikalisch-chemischen Eigenschaften und das Umweltverhalten der Substanzen, die Art der Ausbringung (Sprühanwendung, Saatgutbehandlung, Granulat), die örtliche Topographie und die meteorologischen Bedingungen (Wind, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit, Bodentemperatur, Bodenfeuchtigkeit). In der Luft können Pflanzenschutzmittel durch Lichteinwirkung abgebaut werden (Photoabbau). Die in der Luft verbleibenden Substanzen können sich auf allen Oberflächen ablagern,

darunter auch auf landwirtschaftlichen Flächen. Bei den Ablagerungen unterscheidet man zwischen der nassen Deposition (in Form von Regen oder Schnee) und der trockenen Deposition (als Staub).

**Abbildung 1: Pflanzenschutzmittel in der Luft – Übersicht über die wichtigsten Ein- und Austragspfade. Quelle: UBA.**



Als Kurzstreckentransport wird die Verfrachtung über eine Distanz zwischen 1 und 1.000 Metern vom Ausbringungsort bezeichnet (□ **Abbildung 2**). In unmittelbarer Nähe zur Anwendung des Pflanzenschutzmittels werden die höchsten Konzentrationen in der Umwelt erwartet. Diese Konzentrationen werden im Rahmen der Risikobewertung bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland mit dem sogenannten EVA-Modell abgeschätzt. Dabei wird mit Standardwerten, den sogenannten Abdrifteckwerten, berechnet, wie viel Pflanzenschutzmittel über die Luft in angrenzende Flächen gelangt (Rautmann et al., 1995; Rautmann et al., 2001). Da dieses Modell auch die Verflüchtigung mit anschließender Deposition berücksichtigt, wird so auch das Risiko für weiter entfernte Flächen und in Gewässern abgedeckt, für die im Normalfall geringere Konzentrationen vorhergesagt werden. Problematisch ist, dass das Modell bislang nur in Deutschland verwendet wird. Zulassungen in anderen Ländern der EU berücksichtigen den Transport über die Verflüchtigung also nicht.

Als Ferntransport wird die Verfrachtung vom Ausbringungsort über eine Distanz von 1.000 Kilometern und mehr bezeichnet. Um abzuschätzen, wie groß die Neigung eines Pflanzenschutzmittels zum Ferntransport ist, werden in den Zulassungsverfahren relativ einfache Modellierungen auf Basis von Struktur-Wirkungs-Beziehungen herangezogen (AOP-Berechnung nach Atkinson (1986) und Meylan & Howard (1993)). Diese Modelle sagen vorher, wie lange sich das Pflanzenschutzmittel in der Gasphase aufhält, bevor es abgebaut wird. Ist mehr als die Hälfte des Mittels innerhalb von zwei Tagen abgebaut, ist der Ferntransport nach den gültigen Europäischen Leitlinien vernachlässigbar (FOCUS, 2008). Der Abbau in der Luft kann jedoch verlangsamt werden, wenn sich die Pflanzenschutzmittel in



der Luft an Partikel binden. Dies wird von den Modellen nicht berücksichtigt, weshalb die Neigung zum Ferntransport möglicherweise unterschätzt wird (Socorro et al., 2016; Mattei et al., 2019; Mayer et al., 2024). Über diese modellbasierten Abschätzungen hinaus werden im Rahmen von Wirkstoffgenehmigungen auch Messdaten aus entlegenen Gebieten betrachtet. Diese Gebiete liegen fernab von landwirtschaftlichen Einflüssen.

Der Entfernungsbereich zwischen Kurzstrecken- und Ferntransport, also der Transport über mittlere Entfernungen (Mittelstreckentransport), bezieht sich auf Entfernungen von 1 bis 1.000 Kilometern vom behandelten Gebiet. Er wird weder im Rahmen der Genehmigung von Wirkstoffen noch bei der Produktzulassung gesondert betrachtet.

**Abbildung 2: Schematische Darstellung der luftgetragenen Transportentfernungen vom Ort der Anwendung nach FOCUS (2008).**



## Risiko für die Koexistenz von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft

Das Ziel der Bundesregierung ist, den Anteil an ökologischer Landwirtschaft in Deutschland bis zum Jahr 2030 auf 30 Prozent zu erhöhen. Dies setzt voraus, dass konventionelle und ökologische Landwirtschaft nebeneinander existieren können, ohne sich gegenseitig negativ zu beeinflussen. Ökoanbauverbände berichten allerdings schon seit Jahren über kritische Konzentrationen einzelner Wirkstoffe in ihrem Erntegut mit erheblichen Auswirkungen für die Landwirtschaftsbetriebe (Kruse-Platz et al., 2021). Das beeinträchtigt die Koexistenz von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft und könnte damit langfristig auch hinderlich sein für die Erreichung des 30-Prozent-Ziels der Bundesregierung.

Belastungen von Bio-Lebensmitteln können unter anderem auf Pflanzenschutzmittel zurückgeführt werden, die bei ihrer Anwendung in der konventionellen Landwirtschaft vom eigentlichen Ausbringungsort über die Luft weggetragen werden (Schleiffer & Speiser, 2022). Dies betrifft typischerweise kurze und mittlere Entfernungen. Die Bio-Zertifizierung setzt voraus, dass Pflanzen ohne den Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln angebaut werden. Wird festgestellt, dass ökologisch produziertes Erntegut mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln belastet ist, kann es unter Umständen nur eingeschränkt vermarktet werden. Es ist davon auszugehen, dass der Anbau von Kulturen, die weitestgehend rückstandsfrei sein müssen (z.B. für die Weiterverarbeitung als Babynahrung), zurückgeht, wenn die Betriebe mit Pflanzenschutzmittelrückständen rechnen müssen, für die sie selber nicht verantwortlich sind. Da die Verursacher einer Belastung aufgrund der Distanz meist nicht ermittelt werden können, ist eine nachbarschaftliche Einigung in der Regel nicht möglich und die betroffenen

Landwirtschaftsbetriebe bleiben auf dem Schaden sitzen. Dies kann insbesondere für Bio-Betriebe ein existenzielles Problem darstellen.

## Risiko für den Naturhaushalt

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel in Deutschland ist das Umweltbundesamt (UBA) für die Bewertung der möglichen Auswirkungen auf den Naturhaushalt zuständig.

Bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln kommt es zur Abdrift eines Teils der ausgebrachten Menge. Unter Abdrift versteht man die unbeabsichtigte Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielflächen wie zum Beispiel benachbarte Felder, Böschungen oder Wegränder. Das Risiko für Organismen, die von einer Abdrift beeinträchtigt werden können, wird im Zulassungsverfahren durch Standard-Werte berücksichtigt. Nach der Anwendung kann ein Teil des Wirkstoffs durch Verflüchtigung in die Luft gelangen. Auch dieser Anteil wird in der Risikobewertung betrachtet, indem eine Gesamtkonzentration für die Nichtzielgebiete im Nahbereich berechnet wird. Es wird also die Summe aus dem Anteil durch Abdrift und dem Anteil durch Verflüchtigung berechnet. Um einen Risikoquotienten (den sogenannten TER (Toxicity Exposure Ratio)-Wert), Risikoquotient aus Toxizität und Exposition, abzuleiten, wird diese Konzentration mit der Toxizität der Wirkstoffe verglichen. Dieser Risikoquotient ist entscheidend für die Bewertung des Mittels und damit dessen Zulassungsfähigkeit.

Es ist anzunehmen, dass die Rückstände, die in Folge von Mittel- und Langstreckentransporten auftreten, im Regelfall kein hohes Risiko für den Naturhaushalt darstellen. Die hier zu erwartenden Konzentrationen sind in der Regel wesentlich geringer als in unmittelbarer Nachbarschaft der Anwendung, welche durch die oben dargestellte Risikobewertung im Nahbereich abgedeckt ist. Indem schon solche höheren Depositionen im Nahbereich nicht toleriert werden, kann es auch in entfernteren Bereichen nicht zu unannehmbar hohen Depositionen kommen.

Dies gilt allerdings nur für das einzelne Mittel. Denn mögliche negative Effekte auf den Naturhaushalt, die aus der Anwendung verschiedener Wirkstoffe resultieren (Kombinationswirkung), aber auch indirekte Effekte auf Nahrungsnetze oder das Zusammenwirken verschiedener Stressoren werden im Zulassungsverfahren bislang nur ansatzweise berücksichtigt. Die Umweltrisikobewertung bleibt hier sowohl im Nahbereich wie auch in größeren Entfernungen lückenhaft.

## Risiko für die menschliche Gesundheit

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel in Deutschland ist das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) für die Bewertung der möglichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit zuständig.

Im Jahr 2020 hat das BfR zwei Mitteilungen zum Thema veröffentlicht (BfR, [2020a](#); [2020b](#)). Darin wird hervorgehoben, dass Abdrift und Verflüchtigung bei der gesundheitlichen

Risikobewertung berücksichtigt werden. Demnach ist bei sachgerechter und bestimmungsgemäßer Anwendung nicht von einem gesundheitlichen Risiko durch luftverfrachtete Wirkstoffe auszugehen.

## Funde und Risikominderungsmaßnahmen

In der Vergangenheit hat insbesondere die Anwendung Pendimethalin- und Pro-sulfocarb-haltiger Herbizide zu Wirkstoffeinträgen in großer Entfernung von den behandelten Flächen geführt. In der Folge wurden in mehreren Fällen Rückstände in Kulturen (beispielsweise Grünkohl, Fenchel) gemessen, die selbst nicht mit den Wirkstoffen behandelt wurden (LUGV, [2015](#)).

Deshalb hat das zuständige Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) im Jahr 2016 zusätzliche Anwendungsbestimmungen für Pendimethalin- und Pro-sulfocarb-haltige Mittel eingeführt, um derartige Verfrachtungen zukünftig zu vermindern. So wurden Düsen vorgeschrieben, welche die Abdrift um 90 Prozent verringern. Die Fahrgeschwindigkeit wurde auf 7,5 Kilometer pro Stunde limitiert, weil nur so die Verminderung von 90 Prozent erreicht wird. Ein Mindestaufwand von 300 Litern Wasser pro Hektar soll dazu beitragen, den Anteil an Feintropfen zu verringern. Die Vorschrift, das Mittel nur bei einer Windgeschwindigkeit von höchstens drei Metern pro Sekunde auszubringen, soll sowohl die Abdrift des Spritznebels als auch eine Verfrachtung durch Boden-erosion vermeiden.

Inwiefern diese Maßnahmen tatsächlich dazu beitragen, dass Wirkstoffe weniger verfrachtet und Rückstände in nicht behandelten Kulturen reduziert werden, ist noch nicht bekannt. Dazu liegen keine Daten vor.

## Rechtliche Einordnung

Bei der Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln und deren Wirkstoffen spielt der Verbleib und das Verhalten in der Luft nur eine untergeordnete Rolle. Die Verordnung (EU) 283/2013 der Kommission legt die Datenanforderungen für Wirkstoffe fest. Sie schreibt damit den Herstellerfirmen von Pflanzenschutzmitteln vor, dass im Genehmigungsverfahren Daten zum Dampfdruck vorgelegt werden müssen, um Rückschlüsse auf die Verflüchtigungsneigung zu ziehen. Das Potential für den Langstreckentransport wird anhand modellierter Halbwertszeiten (der Zeit, die benötigt wird, bis 50% eines Stoffes auf natürliche Weise abgebaut bzw. eliminiert wurden) in der oberen Atmosphäre bestimmt. Darüber hinaus können Daten aus Monitoringstudien für derartige Abschätzungen verwendet werden. Da aber meist keine umfassenden Monitoringdaten vorliegen, ist diese Methode keine gängige und standardisierte Praxis in der Risikobewertung. Die wissenschaftliche Basis der beschriebenen Datenanforderungen bilden Europäische Leitlinien, welche die europäische FOCUS (FORum for the Coordination of pesticides fate models and their USE)-Arbeitsgruppe für Pflanzenschutzmittel in der Luft 2008 vorgelegt hat.

Gesetzliche Grenzwerte für das Umweltmedium Luft wurden im Pflanzenschutzrecht noch nicht verankert. Beispielsweise gibt es zum Schutz des Grundwassers den Grenzwert

von 0,1 Mikrogramm Pflanzenschutzmittelwirkstoff pro Liter, der nicht überschritten werden darf. Eine vergleichbare obere Grenze, auf deren Basis im Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln reguliert werden kann, gibt es im Bereich der Luft nicht. Aus Sicht des UBA wäre das aber sinnvoll.

Zwar legt die Verordnung (EG) Nr. 396/2005 die Höchstmengen an Pflanzenschutzmittelrückständen fest, die in Erzeugnissen pflanzlichen Ursprungs für den menschlichen Verzehr zulässig sind. Diese gelten aber nur für die landwirtschaftlichen Erzeugnisse selbst und stellen im Zulassungsverfahren für Pflanzenschutzmittel kein Bewertungskriterium dar. Die EU-weit einheitlichen Grenzwerte wurden nach dem sogenannten ALARA-Prinzip („As Low As Reasonably Achievable“ – „So niedrig wie in der Praxis möglich“) festgelegt. So wurden für bestimmte Kulturen vergleichsweise hohe zulässige Rückstandswerte festgelegt, zum Beispiel für Grünkohl, der aufgrund seiner großen Blattflächen oft mit Pflanzenschutzmitteln belastet ist. Die gesetzlichen Rückstandshöchstgehalte gelten für konventionell wie auch für ökologisch erzeugte Waren gleichermaßen.

Entsprechend der EU-Ökoverordnung 2018/848 bezieht sich die Kennzeichnung „ökologisch/biologisch“ primär auf den Produktions- und Verarbeitungsprozess. Die Auslobung ist demnach nicht abhängig von einer möglichen Belastung mit Pflanzenschutzmitteln, solange der Bio-Betrieb diese nicht selbst zu verschulden hat. Jedes biozertifizierte Unternehmen muss im Kontrollverfahren ein vorbeugendes Konzept „Vorkehrungen zur Minimierung des Risikos einer Kontamination durch unzulässige Erzeugnisse oder Stoffe“ vorlegen. Doch trotz einer vorschriftsmäßigen biologischen Produktion und trotz aller vorbeugenden Maßnahmen können Bio-Erzeugnisse durch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln aus dem konventionellen Anbau belastet sein.

Der Bundesverband Naturkost Naturwaren e.V. (BNN) hat einen sogenannten Orientierungswert für die Bio-Produkte seiner Mitgliedsunternehmen festgelegt. Dieser dient nur als Richtwert, er ist nicht rechtlich bindend. Der Orientierungswert liegt bei 0,01 Milligramm pro Kilogramm und bezieht sich auf das unverarbeitete Ausgangsprodukt. Je nach Wirkstoff ist das nur bis zu einem Zehntel des gesetzlichen Grenzwerts. Bei Überschreitung des Orientierungswertes müssen Untersuchungen eingeleitet werden, welche die Ursache für die Rückstandsbelastung klären sollen. Ergeben sich dabei keinerlei Hinweise auf einen unzulässigen Mitteleinsatz durch den Bio-Betrieb selbst, darf die Ware trotzdem als Bio-Ware vermarktet werden.

In vielen Fällen muss Erntegut also strengere Qualitätsstandards erfüllen als die gesetzlich geregelten Grenzwerte. Für bestimmte Produktgruppen gelten eigene Grenzwerte, beispielsweise für Babynahrung oder für Arzneipflanzen. Ein Biobetrieb, dessen Erzeugnisse unverschuldet mit Pflanzenschutzmitteln belastet sind, kann seine Ware beispielsweise nicht mehr als Babynahrung vermarkten. Denn hier gelten die 0,01 Milligramm pro Kilogramm tatsächlich als Grenzwert, nicht nur als Orientierungswert. Auch bestimmte Handelsketten legen eigene Rückstandshöchstwerte für die Produkte aus ihren Lieferketten fest und gehen damit über die gesetzlichen Vorgaben hinaus. Belastete Bio-Ware wird dementsprechend auch hier zurückgewiesen. Solcherart Einschränkungen bei der Vermarktung von Erntegut können zu erheblichen finanziellen Einbußen für Bio-Betriebe führen.

## Luft-Monitoring

Der atmosphärische Transport von Pflanzenschutzmitteln ist ein Thema von wachsender Bedeutung, was sich an der großen Zahl einschlägiger wissenschaftlicher Veröffentlichungen in den letzten Jahren ablesen lässt (siehe u.a. die Übersichtsartikel von Woodrow et al., [2018](#); Langenbach & Caldas, [2021](#); Galon et al., [2021](#); Seiber & Cahill, [2022](#)). Fortschritte in der Analytik, insbesondere die Multimethoden, welche die parallele Bestimmung von Hunderten von Wirkstoffen/Pflanzenschutzmitteln in einer Probe ermöglichen, haben die Durchführung zahlreicher Luftmonitoring-Studien auf der ganzen Welt angeregt (Kruse-Platz et al., [2021](#); López et al., [2021](#); Figueiredo et al., [2021](#); Yera & Vasconcellos, [2021](#); Degrendele et al., [2022](#); Mayer et al., [2024](#)). Häufig werden Rückstände von Pflanzenschutzmitteln da festgestellt, wo sie eigentlich nicht zu erwarten wären, zum Beispiel in Insekten in Naturschutzgebieten (Bruhl et al., [2021](#)), in Staub im Innen- und Außenbereich von Wohnhäusern (Figueiredo et al., [2021](#)), im Regenwasser (Decuq et al., [2022](#)), in Bodenproben von Bio-Betrieben (Geissen et al., [2021](#)) und in Bio-Lebensmitteln (EFSA, [2018](#)).

Darüber hinaus haben Länderbehörden und Nichtregierungsorganisationen (NGO) in den letzten Jahren eine Vielzahl an Monitoring-Untersuchungen zur Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln über die Luft veröffentlicht. Trotz einiger methodischer Schwächen liefern diese Studien wertvolle Daten zur deutschlandweiten Belastungssituation, indem sie aufzeigen, dass Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe und auch deren Abbauprodukte weit verbreitet sind und nicht nur in landwirtschaftlich geprägten Gebieten vorkommen. Generell fällt auf, dass die Wirkstoffe, die in den Untersuchungen am häufigsten gefunden werden, gleichzeitig zu den am meisten verkauften Wirkstoffen gehören (z.B. die Herbizide Glyphosat, Pendimethalin, Prosulfocarb, Terbutylazin, S-Metolachlor und das Fungizid Chlorthalonil).

Da es bislang keine gesetzliche Verpflichtung zur Erhebung von Daten zur Verbreitung von Pflanzenschutzmitteln über die Luft gibt, ist die Datenlage in diesem Bereich sehr dünn. Die für die Umweltüberwachung zuständigen Bundesländer haben in Eigenverantwortung Messkampagnen durchgeführt. Weil diese jedoch mit unterschiedlichen Methoden erfolgen, ist eine Abschätzung der Belastungssituation für ganz Deutschland bislang nicht möglich. In diesem Sinne leisten die Daten der Länder und der NGOs einen wertvollen Beitrag, die vorhandene Wissenslücke zu schließen. In einigen EU-Mitgliedstaaten laufen bereits staatliche Luft-Monitoringprogramme auf freiwilliger Basis, so zum Beispiel in Frankreich, Schweden und Dänemark. Aus Sicht des UBA sollten nationale Untersuchungen zu Pflanzenschutzmitteln im Umweltmedium Luft auf europäischer Ebene für jeden Mitgliedstaat verpflichtend festgelegt werden, um die tatsächliche Verfrachtung über die Luft zu beziffern. Darauf wurde auch im Scientific Opinion Paper des UBA zum Verordnungsentwurf zur „Nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln“ (Sustainable Use Regulation, SUR) hingewiesen (Bär et al., [2022](#)).

Das BVL hat im September 2022 einen Vorschlag für ein bundesweites Monitoringprogramm zur Verfrachtung von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen über die Luft vorgelegt. Dabei sollen Informationen gesammelt werden, wie die Verfrachtung von Pflanzenschutzmitteln über die Luft im Zulassungsverfahren besser berücksichtigt werden kann. Das Konzept sieht vor, fünf Standorte mit jeweils sechs Messstationen auszustatten. An den



einzelnen Messstationen sollen verschiedenartige Proben gesammelt werden. Die Standorte sollen nach Möglichkeit an bestehende Luftmonitoring-Messnetze der Bundesländer angeschlossen werden. Eine Pilotstudie zur Erprobung der Methodik hat 2023 begonnen.

## Literatur

- [1] Atkinson, R. (1986). Kinetics and mechanisms of the gas-phase reactions of the hydroxyl radical with organic compounds under atmospheric conditions. *Chemical Reviews*, 86(1), 69–201. <https://doi.org/10.1021/cr00071a004>
- [2] Bär, S., Knillmann, S., Otto, S. et al. (2022) Auf dem Weg zu einem nachhaltigen Pflanzenschutz – Bewertung des Verordnungsentwurfs zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln 2022/0196 (COD) mit Fokus auf den Umweltschutz. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/auf-dem-weg-zu-einem-nachhaltigen-pflanzenschutz>
- [3] BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung. (2020a). Abdrift, Verflüchtigung und Verfrachtung von Pestiziden: Gesundheitliche Beeinträchtigungen sind bei sachgerechter und bestimmungsgemäßer Anwendung unwahrscheinlich. Mitteilung Nr. 045/2020.
- [4] BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung. (2020b). Fernab vom Feld: Gesundheitliche Beeinträchtigungen durch Abdriften von Pflanzenschutzmitteln sind unwahrscheinlich. vol Mitteilung Nr. 054/2020.
- [5] Bruhl, C. A., Bakanov, N., Kothe, S. et al. (2021). Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Sci Rep*, 11(1) 24144. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>
- [6] Decuq, C., Bourdat-Deschamps, M., Benoit, P. et al. (2022). A multiresidue analytical method on air and rainwater for assessing pesticide atmospheric contamination in untreated areas. *Sci Total Environ*, 823, 153582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153582>
- [7] Degrendele, C., Klanova, J., Prokes, R. et al. (2022). Current use pesticides in soil and air from two agricultural sites in South Africa: Implications for environmental fate and human exposure. *Sci Total Environ*, 807 (Pt 1), 150455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150455>
- [8] EFSA – European Food Safety Authority. (2018). Monitoring data on pesticide residues in food: results on organic versus conventionally produced food. *EFSA Supporting Publications*, 15(4). <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2018.EN-1397>
- [9] Figueiredo, D. M., Duyzer, J., Huss, A. et al. (2021). Spatio-temporal variation of outdoor and indoor pesticide air concentrations in homes near agricultural fields. *Atmospheric Environment*, 262, 118612. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118612>
- [10] FOCUS. (2008). Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment. Report of the FOCUS Working Group on Pesticides in Air. vol SANCO/10553/2006 Rev 2.
- [11] Galon, L., Bragagnolo, L., Korf, E. P. et al. (2021). Mobility and environmental monitoring of pesticides in the atmosphere – a review. *Environ Sci Pollut Res Int*, 28, 3223632255. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14258-x>
- [12] Geissen, V., Silva, V., Lwanga, E. H. et al. (2021). Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe – Legacy of the past and turning point for the future. *Environmental Pollution* 278, 116827. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827>
- [13] Glotfelty, D. E., Leech, M. M., Jersey, J. et al. (2002). Volatilization and wind erosion of soil surface applied atrazine, simazine, alachlor, and toxaphene. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 37(2), 546–551. <http://dx.doi.org/10.1021/jf00086a059>

- [14] Krahner, A., Heimbach, U., Stahler, M. et al. (2021). Deposition of dust with active substances in pesticides from treated seeds in adjacent fields during drilling: disentangling the effects of various factors using an 8-year field experiment. *Environ Sci Pollut Res Int*, 28(47), 66613–66627. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15247-w>
- [15] Kruse-Platz, M., Hofmann, F., Wosniok, W. et al. (2021). Pesticides and pesticide-related products in ambient air in Germany. *Environmental Sciences Europe*, 33(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00553-4>
- [16] Langenbach, T., de Campos, T. M. P. & Querino Caldas, L. (2021). Why Airborne Pesticides Are So Dangerous. In: *Environmental Sustainability – Preparing for Tomorrow*. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.95581>
- [17] López, A., Ruiz, P., Yusà, V. et al. (2021). Methodological Aspects for the Implementation of the Air Pesticide Control and Surveillance Network (PESTNet) of the Valencian Region (Spain). *Atmosphere*, 12(5), 542. <https://doi.org/10.3390/atmos12050542>
- [18] LUGV – Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. Brandenburg. (2015). Durchführung einer Bioindikation auf Pflanzenschutzmittelrückstände mittels Luftgüte-Rindenmonitoring, Passivsammlern und Vegetationsproben Fachbeiträge des LUGV 147. [https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/fb\\_lugv-147.pdf](https://lfu.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/fb_lugv-147.pdf)
- [19] Mattei, C., Wortham, H. & Quivet, E. (2019). Heterogeneous degradation of pesticides by OH radicals in the atmosphere: Influence of humidity and particle type on the kinetics. *Science of The Total Environment*, 664, 1084–1094. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.038>
- [20] Mayer, L., Degrendele, C., Šenk, P. et al. (2024). Widespread Pesticide Distribution in the European Atmosphere Questions their Degradability in Air. *Environmental Science & Technology*, 58(7), 3342–3352. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c08488>
- [21] Meylan, W. M. & Howard, P. H. (1993). Computer estimation of the Atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. *Chemosphere*, 26 (12), 2293–2299. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90355-9](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90355-9)
- [22] Nuyttens, D., Devarrewaere, W., Verboven, P. et al. (2013). Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. *Pest Manag Sci*, 69(5), 564–575. <https://doi.org/10.1002/ps.3485>
- [23] Rautmann, D., Spangenberg, R., Streloke, M. et al. (1995). Studies on the spray drift of plant protection products: results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. In: *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Berlin-Dahlem*, vol 305. Blackwell. <https://doi.org/10.5073/20210701-081329>
- [24] Rautmann, D., Streloke, M., Winkler, R. (2001). New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. Workshop on risk management and risk mitigation measures in the context of authorization of plant protection products. 1999. *Mitt Biol Bundesanst Land- Forstwirtsch* 383, 131 –143.
- [25] Schleiffer, M. & Speiser, B. (2022). Presence of pesticides in the environment, transition into organic food, and implications for quality assurance along the European organic food chain – A review. *Environmental Pollution* 313, 120116. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120116>
- [26] Seiber, J. N. & Cahill, T. A. (2022). *Pesticides, Organic Contaminants, and Pathogens in Air*. vol (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003217602>
- [27] Socorro, J., Durand, A., Temime-Roussel, B. et al. (2016). The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. *Sci Rep*, 6, 33456. <https://doi.org/10.1038/srep33456>

- [28] Unsworth, J. B., Wauchope, R. D., Klein, A. W. et al. (2002). Significance of the long range transport of pesticides in the atmosphere. *Pest Management Science*, 58(3), 314–314. <https://doi.org/10.1351/pac199971071359>
- [29] van den Berg, F., Kubiak, R., Benjey, W. G. et al. (1999). Emission of Pesticides into the Air. *Water, Air, and Soil Pollution*, 115(1), 195–218. <https://doi.org/10.1023/A:1005234329622>
- [30] Woodrow, J. E., Gibson, K. A. & Seiber, J. N. (2018). Pesticides and Related Toxicants in the Atmosphere. *Rev Environ Contam Toxicol*, 247, 147–196. [https://doi.org/10.1007/398\\_2018\\_19](https://doi.org/10.1007/398_2018_19)
- [31] Yera, A. M. B. & Vasconcellos, P. C. (2021). Pesticides in the atmosphere of urban sites with different characteristics. *Process Safety and Environmental Protection* 156, 559–567. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.10.049>

# Europäische Partnerschaft zur Bewertung von Risiken durch Chemikalien (PARC) – Deutschlands Beitrag im Überblick

## *European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals (PARC) – Germany's contribution at a glance*

Liana Liebmann<sup>1</sup>, Jessica Baesler<sup>2</sup>, Nicole Bandow<sup>1</sup>, Anja Duffek<sup>1</sup>, Matthias Herzler<sup>2</sup>, Marike Kolossa-Gehring<sup>1</sup>, Philip Marx-Stoelting<sup>2</sup>, Claudia Röhl<sup>1</sup>, Tewes Tralau<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Umweltbundesamt

<sup>2</sup> Bundesinstitut für Risikobewertung

### Kontakt

Liana Liebmann | Umweltbundesamt | Fachgebiet II 1.2 – Toxikologie, gesundheitsbezogene Umweltbeobachtung | Corrensplatz 1 | 14195 Berlin | E-Mail: liana.liebmann@uba.de

### Zusammenfassung

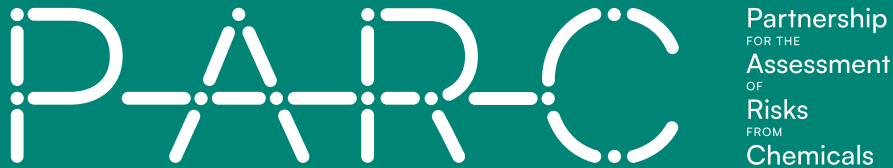
Wie gesundheitsschädlich sind eigentlich Chemikalien oder Mykotoxine? Wie stark sind Verbraucherinnen und Verbraucher und deren Kinder mit potenziell problematischen Chemikalien belastet? Sind wir eigentlich schon gut geschützt oder müssen wir nachbessern? Mit solchen Fragen beschäftigt sich die „Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals“, PARC. Als bedeutende EU-Forschungspartnerschaft im Bereich der Risikobewertung von Chemikalien wird PARC mit über 200 Partnerinstitutionen aus 28 Ländern und einem Gesamtbudget von 400 Millionen Euro maßgeblich dazu beitragen, den Schutz des Menschen und der Umwelt zu stärken und das Schutzniveau in der EU noch weiter zu verbessern. PARC ist in Arbeitspaketen organisiert, die sich unter anderem mit wichtigen Forschungsfragen zur Risikobewertung von Chemikalien und der Verbindung von Wissenschaft und Regulatorik beschäftigen. Die deutschen Partner arbeiten nicht nur EU-weit zusammen, sondern auch interdisziplinär im National Hub.

---

### Summary

*How harmful are chemicals or mycotoxins to health? How exposed are consumers and their children to potentially harmful chemicals? Are we already well protected or do we need to make improvements? This is the kind of questions addressed by the “Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals”, PARC. As an important EU research partnership in the field of chemical risk assessment with more than 200 partner institutions from 28 countries and a total budget of 400 million euros, PARC will significantly contribute to consumer protection and the protection of the environment and further improve the level of protection in the EU. PARC is organised into work packages dealing inter alia with important research questions regarding the risk assessment of chemicals and the link between science and regulation. The German partners are not only working together with partners across the EU, but are also part of the interdisciplinary network of the National Hub.*





## Überblick zu PARC und der deutschen Beteiligung in PARC

Die „Europäische Partnerschaft für die Bewertung von Risiken durch Chemikalien“ (European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals, PARC) ist im Mai 2022 mit dem Ziel einer vernetzten Forschung europäischer und nationaler Risikobewertungs- und Risikomanagementbehörden für die Chemikalienbewertung gestartet. Sie ist damit die größte Partnerschaft in einer Reihe von Forschungsprojekten, deren übergeordnetes Ziel die Forschung und Datenerzeugung für eine effektive Weiterentwicklung von Regulatorik und Politikberatung ist (Kolossa-Gehring et al., 2023; Marx-Stoelting et al., 2023). Um dem Forschungs- und Innovationsbedarf zu entsprechen und die gesteckten Ziele zu erreichen, ist PARC in neun Arbeitspakete unterteilt (engl. Work Packages, WP). Die Arbeitspakete decken inhaltlich ein breites Themenspektrum zu Forschung und Methoden unter Aspekten der „Nachhaltigkeit“, Innovation und Integration der Themenbereiche ab und werden durch Arbeitspakete mit übergeordneten, koordinierenden und steuernden Aufgaben ergänzt und unterstützt. In Deutschland haben die beiden vertragszeichnenden Behörden, das Umweltbundesamt (UBA) und das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), unter anderem die Co-Leitung des WP 4 („Monitoring und Exposition“, UBA), die Leitung des Projektes P4.1.3.1 („Ableitung von HBM-Richtwerten“) im WP 4, Aufgabengebiet (engl. Task) 4.1, die Co-Leitung des WP 5 („Gefährdungspotenzial“, BfR) sowie im WP 2 („Eine gemeinsame Agenda für Wissenschaft und Politik“) die Leitung der Task 2.2 („Wissensmanagement und Übernahme in die regulatorische Praxis“, BfR) übernommen. Zusätzlich



koordinieren und leiten das UBA und das BfR gemeinsam den deutschen PARC National Hub. Der National Hub ist ein nationales Beratungsgremium, das zentrale Fragestellungen der Partnerschaft diskutiert und die thematische Überschneidung und Zusammenarbeit ermöglicht und bündelt, mit dem Ziel der Integration von menschlicher Gesundheit und Umwelt auf nationaler Ebene. Durch die Beteiligung ausgewählter Expertinnen und Experten der deutschen PARC-Verbundpartner wie auch PARC-extern und der gegenüber UBA und BfR aufsichtsführenden und im PARC Governing Board steuernden Ministerien, der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) und Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), fungiert der deutsche PARC National Hub auch als Bindeglied und Schnittstelle zwischen Wissenschaft, Behörden und Politik. Mit der Einbindung von Stakeholdern dient er der Stärkung und Verbesserung der nationalen Sichtbarkeit der deutschen Beteiligung an PARC und der öffentlichen Wahrnehmung der Partnerschaft.

Über einen Zeitraum von sieben Jahren (Mai 2022 bis April 2029) und mit einem Gesamtbudget von 400 Millionen Euro sind 23 EU-Mitgliedstaaten, drei assoziierte Staaten sowie Großbritannien und die Schweiz und über 200 Partnerinstitutionen mit unterschiedlichem finanziellem Rahmen an der Partnerschaft beteiligt, wobei Deutschland und Frankreich den größten finanziellen Beitrag leisten. Frankreich hat mit der französischen Agentur für Lebensmittel, Umwelt und Arbeitsschutz (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail, ANSES) die Koordination der Partnerschaft übernommen. Jedes teilnehmende Land wird durch vertragszeichnende Behörden vertreten, in Deutschland wird diese Aufgabe durch das UBA und das BfR wahrgenommen. Den vertragszeichnenden Behörden sind wiederum weitere Verbundpartner angegliedert, dem UBA sechs Forschungsinstitutionen und dem BfR zehn. Darüber hinaus sind die Bundesministerien für Umwelt und Verbraucherschutz (BMUV) sowie für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) im Leitungsgremium von PARC vertreten. Außerdem sind drei EU-Behörden (die Europäische Umweltagentur, EEA, die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit, EFSA, und die Europäische Chemikalienagentur, ECHA) beteiligt. Fachlich begleitet wird die Partnerschaft zusätzlich durch fünf Generaldirektionen der Europäischen Kommission: die Generaldirektionen Forschung und Innovation (DG R&I), Umwelt (DG ENV), Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (DG SANTE), Binnenmarkt, Industrie und Unternehmertum (DG GROW) und die gemeinsame Forschungsstelle (Joint Research Center, JRC).

Die Partnerschaft hat zum Ziel, die Innovation der Risikobewertung sowie ein systematisches EU-weites Monitoring von Chemikalien voranzutreiben und dadurch die nachhaltige Nutzung und das Management von Chemikalien zu unterstützen. Der Fokus der Partnerschaft liegt dabei auf dem Schutz der menschlichen Gesundheit und Umwelt sowie dem besseren Verständnis der Interaktionen von Umwelt- und menschlicher Chemikalienexposition. Eine Besonderheit stellt dabei die Zusammenarbeit von forschenden und gesetzgebenden (regulierenden) Institutionen dar. Erreicht werden sollen diese Ziele durch die Stärkung der wissenschaftlichen Grundlagen für die Risikobewertung chemischer Stoffe in der EU, die Schließung von Datenlücken und die Erarbeitung neuer Methoden und Konzepte. Dazu sollen Risikobewerterinnen und Risikobewerter gemeinsam mit Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftlern die notwendigen Daten und Erkenntnisse zusammentragen und somit dem Risikomanagement wesentliche Grundlagen für Entscheidungsprozesse liefern. Ein weiteres wichtiges Ziel besteht darin, das auf die europäische

Human-Biomonitoring-Initiative HBM4EU (Kolossa-Gehring et al., [2023](#)) aufbauende europaweite Human-Biomonitoring fortzusetzen und ein langfristiges und somit nachhaltiges Human-Biomonitoring in Europa zu etablieren. Weiterhin wird angestrebt, die Grundlagen für eine zunehmend auf „New Approach Methodologies“ (NAMs) beruhende Risikobewertung (Bajard et al., [2023](#); Schmeisser et al., [2023](#)) zu erarbeiten und Vorschläge zur Umsetzung zu erstellen, auf der Grundlage neuer Konzepte und Daten zur Exposition.

## Das Arbeitspaket „Eine gemeinsame Agenda für Wissenschaft und Politik“ (WP 2)

Das Arbeitspaket (WP) 2 „A common science-policy agenda“ (eine gemeinsame Agenda für Wissenschaft und Politik) vereint wichtige Elemente für die Verknüpfung der in PARC durchgeführten Arbeiten mit den regulatorischen Bedürfnissen der Behörden und der Politik. Auf diese Weise trägt es dazu bei, dass die in PARC erzielten Ergebnisse nicht nur eine hohe regulatorische Relevanz besitzen, sondern auch zeitnah zur Innovation der Chemikalienregulierung beitragen können.

Das politische Rückgrat für diese Aktivitäten bildet dabei die im Zusammenhang mit dem „Europäischen Green Deal“ veröffentlichte sogenannte „EU-Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit“ ([↗ Europäische Kommission, 2020](#)).

### Task 2.1 Priorisierung

In dieser Task werden neue Projektvorschläge im Vorfeld einer Annahme durch das zuständige PARC-Gremium durch Vertreterinnen und Vertreter der Mitgliedstaaten sowie der ECHA, EFSA und der EEA hinsichtlich ihrer regulatorischen Relevanz begutachtet und priorisiert.

### Task 2.2 Wissensmanagement und Übernahme in die regulatorische Praxis

Task 2.2 („Knowledge management and uptake into policy“) wird vom Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) gemeinsam mit der portugiesischen Partnerbehörde INSA geleitet. Für den Bereich Umwelt ist das Umweltbundesamt (UBA) intensiv eingebunden.

Zum einen soll in dieser Task das in PARC erzeugte Wissen mit Informationen von außerhalb PARCs verknüpft und für eine breite Diskussion allen Stakeholdern zugänglich gemacht werden. Zu diesem Zweck wurde die Wissens- und Community-Plattform [↗ PARCopedia](#) entwickelt, die Mitte November 2023 freigeschaltet wurde und im Wesentlichen folgende Elemente bereitstellt:

- ein sogenanntes Dashboard, das im Kontext der Risikobewertung von Chemikalien und insbesondere der Innovation von Risikobewertungskonzepten über relevante Nachrichten, Veranstaltungshinweise (z.B. auf Webinare, Workshops etc.), aber auch Stellenangebote informiert,
- ein – derzeit noch im Aufbau befindliches – WIKI, das Informationen zu Stoffen und Stoffgruppen, Methoden, regulatorischen Konzepten, Projekten und Aktivitäten sowie

Institutionen der Risikobewertung bereitstellt und in einem Glossar die einschlägige Terminologie erklärt, sowie

- ein soziales Netzwerk, in dem registrierte Nutzerinnen und Nutzer über persönliche Profile eigene Arbeitsergebnisse und Expertise sichtbar machen, sowie Ergebnisse anderer Nutzerinnen und Nutzer kommentieren können und in dem sie öffentliche oder geschlossene Diskussionsgruppen und -foren einrichten können.

*PARCopedia* steht professionell an der Risikobewertung von Chemikalien Interessierten aller Disziplinen offen und soll so helfen, Barrieren zwischen verschiedenen „Kompartimenten“ (Forschung, Risikobewertung und -management, Politik) zu überwinden. Dadurch, dass eine direkte Beteiligung an PARC keine Voraussetzung für die Registrierung darstellt, soll sichergestellt werden, dass sich die an PARC Beteiligten auch intensiv mit der weltweiten Risikobewertungs-Gemeinschaft vernetzen können.

Zum anderen sollen in Task 2.2 Fahrpläne (engl. „Roadmaps“) dafür erarbeitet werden, wie die Innovation der bestehenden Risikobewertungskonzepte und -prozesse in die Tat umgesetzt werden kann. Den Anfang macht hier die Aktivität „[NGRAroute](#)“, die es sich zum Ziel gesetzt hat, bis April 2025 eine konkret anwendbare Roadmap für die Etablierung des „Next-Generation Risk Assessment“ (NGRA), also die Risikobewertung von Chemikalien auf der Grundlage innovativer Konzepte und Technologien unter weitestgehendem Verzicht auf neue Wirbeltierversuche, als Standardansatz in der europäischen Chemikaliengesetzgebung vorzulegen.

Mittlerweile hat die Europäische Kommission, als Reaktion auf eine von über einer Million EU-Bürgerinnen und -Bürgern unterzeichnete Petition, angekündigt, eine Roadmap für die schrittweise Abschaffung von Wirbeltierversuchen in der Chemikalienbewertung vorzulegen ([Europäische Kommission, 2023](#)). Im Dezember 2023 fand hierzu ein erster, gemeinsam von der EU-Kommission und PARC Task 2.2 organisierter Workshop statt, die Präsentationen sind auf der [Webseite](#) der Kommission erhältlich, eine Aufnahme des Workshops ist auf [YouTube](#) zugänglich. In dem von Task 2.2 organisierten Workshopteil wurden Leitprinzipien für ein zukünftiges NGRA-Rahmenwerk sowie ein möglicher Ansatz für die Organisation dieses hochkomplexen Vorhabens vorgestellt und diskutiert. Es ist geplant, die Zusammenarbeit mit der EU-Kommission im Jahr 2024 zu intensivieren sowie die beim Workshop vorgestellten Konzepte unter Einbindung einer größtmöglichen Bandbreite von Stakeholdern weiterzuentwickeln.

### Task 2.3 Nachhaltigkeit

In dieser Task werden Konzepte entwickelt, um die Verfügbarkeit der unter PARC entwickelten Strukturen und Werkzeuge über die Lebensdauer von PARC hinaus sicherzustellen, wo dies wünschenswert erscheint. Darüber hinaus koordiniert diese Task auch die in den einzelnen Mitgliedstaaten eingerichteten nationalen Netzwerke (National Hubs, s. Abschnitt „Der deutsche PARC-National Hub“).

## Das Arbeitspaket „Monitoring und Exposition“ (WP 4)

### Verknüpfung von Human-Biomonitoring und Umwelt in PARC WP 4

Die Hauptziele des von UBA und Santé Public du France geleiteten Arbeitspakets (WP) 4 „Monitoring und Exposition“ sind die Erzeugung zuverlässiger europaweiter Daten zur inneren menschlichen Exposition mittels Human-Biomonitoring und zur Umweltextposition sowie ein besseres Verständnis der Exposition der Umwelt und des Menschen gegenüber Chemikalien, ihrer Wechselwirkungen und der Aufnahme aus verschiedenen Quellen einschließlich der Expositionspfade zwischen Umwelt und Mensch zu entwickeln (PARC SRIA, 2023). Die Daten sollen dabei den FAIR-Kriterien entsprechen (FAIR: engl. findable, accessible, interoperable, reusable; dt. auffindbar, zugänglich, interoperabel und wiederverwendbar). Die Untersuchungen stehen im Einklang mit dem Konzept „ein Stoff, eine Bewertung“ der EU-Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit (EU-Kommission, 2020), das darauf abzielt, eine integrierte Bewertung der Risiken für die menschliche Gesundheit und Umwelt zu ermöglichen. Durch die Erprobung und Harmonisierung von innovativen Probenahme- und Analyseverfahren soll eine große Anzahl an Chemikalien in Human- und Umweltpfunden untersucht und damit die Datenlage entscheidend verbessert werden. Bestehende Monitoringprogramme werden dafür weiterentwickelt, miteinander vernetzt und die Monitoringergebnisse in Zukunft systematisch in der Risikobewertung gefährlicher Stoffe verwendet (UBA, 2023).

Die Arbeiten sind in drei Aufgabenbereiche unterteilt, die folgende drei Hauptziele verfolgen: Task 4.1 die Fortführung und nachhaltige Etablierung des Human-Biomonitoring-Systems, in Weiterführung von HBM4EU (Kolossa-Gehring et al., 2023), Task 4.2 die Weiterentwicklung und Verknüpfung bestehender Umweltmonitoringprogramme für ein frühzeitiges Erkennen von Quellen und Expositionspfaden chemischer Einträge und Task 4.3 die bereits in HBM4EU begonnene Weiterentwicklung innovativer Methoden (Vorkamp et al., 2023) für die Überwachung von Chemikalien und ihren Mischungen in Mensch und Umwelt.

### Task 4.1 Human-Biomonitoring

Die Ergebnisse aus HBM4EU haben wesentlich dazu beigetragen, zahlreiche für die Chemikalienpolitik bedeutsame Datenlücken zu schließen und die Beantwortung politikberatungsrelevanter Fragen sowie eine Einschätzung der Effektivität bestehender Regulatorik zu ermöglichen (Gerofke et al., 2023). Dennoch hat HBM4EU auch gezeigt, dass trotz umfangreicher Regulatorik hinsichtlich der möglichen gesundheitlichen Wirkungen einiger Stoffe weiterer Klärungsbedarf besteht. Dies gilt insbesondere, wenn man Mehrfachbelastungen und die Verwendung toxikologisch weniger gut untersuchter Ersatzstoffe für bereits regulierte Substanzen in die Bewertung einbezieht. Um das Verständnis zu den Zusammenhängen zwischen Exposition und gesundheitlichen Auswirkungen auszubauen, sind zusätzliche gezielte Humanstudien notwendig (Gerofke et al., 2023).

Mit der Fortführung des europaweiten Human-Biomonitorings (HBM) und dem Ziel der Entwicklung eines nachhaltigen und dauerhaften Human-Biomonitoring-Systems in Europa, das an HBM4EU anknüpft, werden in der Partnerschaft PARC im Rahmen des WP 4 Task 4.1 „Human-Biomonitoring“ weitere Studien zur Erfassung und Beschreibung der Exposition, der Analyse von Expositionsfaktoren und möglichen gesundheitlichen Auswirkungen durchgeführt. Ausgewählte Human-Biomonitoring-Daten, die in GerES –

German Environmental Survey IV–VI (2003–2006; 2014–2017 (Murawski et al., [2023](#)); 2023–2024) an Humanproben wie Urin, Blut und in Ausnahmefällen auch Haaren der Allgemeinbevölkerung erhoben wurden und aktuell in GerES VI erhoben werden, fließen auch in PARC in die europaweiten Aligned Studies ein. Weiterhin werden diese HBM-Daten für die Weiterentwicklung, Testung und Einbeziehung der Methodik realer Mischungseffekte und für die Untersuchung regulierter Substanzen und ihrer toxikologisch weniger gut untersuchten Ersatzstoffe in PARC genutzt. Die Aligned Studies umfassen Untersuchungen der Belastung von Kindern (6–11 Jahre) in 16 Ländern mit maximal 3.700 Teilnehmenden, von Jugendlichen (12–17 Jahre) in 11 Ländern mit maximal 2.750 Teilnehmenden und von Erwachsenen (18–39 Jahre) in 20 Ländern mit maximal 5.250 Teilnehmenden. Blut- und Urinproben werden in Bezug auf acht Substanzgruppen für die Kinder, sechs für die Teenager und zehn für die Erwachsenen in den teilnehmenden Ländern untersucht. Zusätzlich werden auf nationaler Ebene individuell weitere Substanzen und Substanzgruppen untersucht. Diese Studien beziehen zu gleichen Anteilen weibliche und männliche Teilnehmende (50:50) mit heterogenem sozio-ökonomischem Status ein (PARC SRIA, [2023](#)). Darüber hinaus werden zusätzlich durch gezielte HBM-Untersuchungen folgende Fragestellungen in Targeted Studies untersucht: spezifische Forschungs- und politikberatungsrelevante Fragen in Bezug auf besonders gefährdete Gruppen (Kleinkinder, Schwangere), stark exponierte Gruppen (Arbeitnehmerinnen und Arbeitnehmer, Anwohnerinnen und Anwohner von Hotspots) oder zeitliche Trends (PARC Annual Workplan 3). Zwei weitere Studien zur Gesundheit am Arbeitsplatz werden in den Sektoren Abfallwirtschaft und Gesundheitswesen durchgeführt, um die Exposition und gesundheitliche Belastung stark exponierter Arbeitnehmerinnen und Arbeitnehmer zu bewerten (PARC SRIA, [2023](#)). Das in HBM4EU aufgebaute Netzwerk von Quality Assurance/Quality Control (QA/QC)-qualifizierten Laboratorien (Esteban-López et al., [2021](#)) koordiniert und führt auch in PARC WP 4 die Analyse von Expositions- und Wirkungsbiomarkern in den HBM-Studien durch. Dabei werden die am besten geeigneten spezifischen und empfindlichen Expositions-Biomarker/Matrizen und Analysemethoden für die in den HBM-Studien zu messenden Chemikalien ermittelt (Vorkamp et al., [2021](#)). Zudem werden die Harmonisierung und Verbesserung der Analysemethoden in den verschiedenen Laboratorien fortgesetzt. Die HBM4EU-Strategie zur Ableitung gesundheitsbezogener Richtwerte (Human Biomonitoring Guidance Values, HBM-GVs; Apel et al., [2020](#)) für eine harmonisierte Bewertung von Gesundheitsrisiken für die Allgemeinbevölkerung und/oder beruflich Exponierte wird in der Task 4.1 weiterentwickelt und neue HBM-GVs abgeleitet. Im Rahmen von PARC wurden bisher stoffspezifische HBM-GVs für 2-(4-(Diethylamino)-2-hydroxybenzoyl)-benzoesäurehexylester (DHHB, UV-Filter mit dem Handelsnamen Uvinul® A Plus), für das Pestizid Cyhalothrin (Pyrethroid) und für Aluminium abgeleitet (PARC AD4.1). Bereits in HBM4EU abgeleitete, vorläufige HBM-GVs werden im Rahmen von PARC durch einen europaweiten Konsultationsprozess über die National Hubs abgestimmt und gegebenenfalls überarbeitet.

## Task 4.2 Umwelt- und Multi-Quellen-Monitoring

Mithilfe von Monitoringstudien werden Datenlücken für eine integrierte Bewertung der Exposition der Umwelt und der menschlichen Gesundheit gegenüber Chemikalien geschlossen. Dadurch werden Daten zu zeitlichen und räumlichen Trends, Quellen einer Belastung und damit verknüpfter Expositionswege für die Risikobewertung geliefert. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der frühzeitigen Identifizierung von Belastungen für ein in PARC zu entwickelndes Frühwarnsystem (WP 8). Eine zentrale Aktivität besteht in

der Etablierung eines automatisierten Ansatzes, um ausgehend vom regulatorischen Bedarf und anhand vorhandener Daten Substanzen oder Substanzgruppen zu identifizieren und zu priorisieren, für die Datenlücken in relevanten Matrizes geschlossen werden sollten. Im nächsten Schritt werden die verfügbaren Ressourcen und bestehenden Monitoringaktivitäten geprüft. Vorzugsweise können bereits vorhandene Daten und Proben genutzt werden. Auf Grundlage dieser Informationen werden konkrete Aktivitäten wie Probennahmen, Auswahl von Analyten und Analysemethoden und die Datenauswertung geplant. Bei den Analysemethoden kann es sich um chemische oder effektbasierte Methoden handeln. Besonderes Augenmerk wird auf ein Konzept zur Sicherung und Kontrolle der Qualität (in Zusammenarbeit mit WP 9) gerichtet. Die Datenanalyse wird durch den Einsatz neuer Methoden der Digitalisierung und des maschinellen Lernens vorangetrieben. Hierfür wurde eine Gruppe für statistische Analyse eingerichtet, um eine einheitliche Nutzung der Daten zu gewährleisten. In Zusammenarbeit mit der Task 2.1 wird außerdem ein Feedbackmechanismus etabliert, um zu überprüfen, ob die regulatorischen Anforderungen erfüllt wurden und ob sich neue Fragen von wissenschaftlicher und/oder regulatorischer Bedeutung ergeben, die in weitere Monitoringaktivitäten einfließen sollten. Empfehlungen für integrierte Überwachungssysteme werden ebenfalls erarbeitet (PARC SRIA, 2023). Als erste Fallstudien sind PFAS (per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen) und endokrin wirksame Chemikalien ausgewählt worden. Beide Gruppen beinhalten ein breites Substanzspektrum mit unterschiedlichen physikochemischen Eigenschaften, sodass neben einer gezielten Targetanalytik von ausgewählten Vertretern auch Summenparameter zum Einsatz kommen. Dabei werden sowohl chemische Ansätze als auch eine Vielzahl von effekt-basierten Methoden basierend auf biologischen Wirkungstests genutzt (PARC AD4.5). Ziel ist es, die Monitoringstrukturen in Synergie zu existierenden Programmen für weitere Studien zu etablieren, um sowohl Umweltkonzentrationen als auch Quellen und Pfade der Exposition für Mensch und Umwelt ermitteln zu können.

### Task 4.3 Innovative Methoden für die Überwachung

In Task 4.3 werden Methoden entwickelt und in Fallstudien getestet: i.) neue Möglichkeiten der Probennahme für Humanproben, ii.) Screening-Ansätze für die chemische Analytik (Suspect und Non-Target Screening, NTS) und iii.) In-vitro- und In-vivo-Bioassays mit einem hohen Probendurchsatz für eine effektbasierte Analyse (EDA). Ziel ist es dabei, das Umweltmonitoring und die Bestimmung der menschlichen Exposition weiterzuentwickeln (Jeddi et al., 2021; Schuijt et al., 2021).

In einem Konzeptpapier (under review: Tkalec et al., 2024) wurden zunächst die Möglichkeiten und Grenzen dieser Methoden in Bezug auf die Anwendung im regulatorischen Kontext als Grundlage für konkrete Fallstudien beschrieben. Gerade im Bereich der analytischen Screening-Methoden zum Vorhandensein von Chemikalien als auch bei effekt-basierten Methoden fehlt es noch an harmonisierten Methoden und Konzepten zur Qualitätssicherung. Die Harmonisierung der Workflows für die Prozessierung der umfangreichen Daten und die Entwicklung von Kriterien für die Qualitätssicherung aufbauend auf bestehende Arbeiten aus HBM4EU in enger Kooperation mit dem WP 9 und dem Frühwarnsystem im WP 8 bilden hier den Schwerpunkt. Dabei werden Human-, Umwelt-



und Lebensmittelproben berücksichtigt und Methoden harmonisiert, um eine Expositionsbeurteilung über alle Kompartimente zu ermöglichen.

Innovative Probennahmekonzepte, die darauf abzielen, die individuelle Exposition des Menschen gegenüber Chemikalien zu ermitteln, sollen mit den oben beschriebenen Screening-Ansätzen in drei Fallstudien kombiniert werden. Diese Fallstudien untersuchen die Anwendbarkeit dieser Ansätze für ein Frühwarnsystem für die menschliche Belastung gegenüber Chemikalien (Pourchet et al., 2020) und für die Ermittlung der Belastung in speziellen Bevölkerungsgruppen am Beispiel der perinatalen Exposition und Exposition am Arbeitsplatz. Die Nutzung der Analyse von weiteren Umweltkompartimenten wird stellvertretend für die menschliche und die integrative Belastung von Mensch und Umwelt in zwei Studien zur abwasserbasierten Epidemiologie und zu Indikatorarten untersucht.

## Das Arbeitspaket „Gefährdungspotenzial“ (WP 5)

Das von ANSES und BfR geleitete WP 5 adressiert die drei derzeit größten Herausforderungen bei der Bewertung des Gefährdungspotenzials von chemischen Substanzen für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Die spezifischen Ziele sind: (5.1 Schließung von Datenlücken) die Schließung von Datenlücken für relevante Gruppen von Substanzen (z.B. Mykotoxine oder manche Bisphenole); (Task 5.2 Innovative Methoden) die Verbesserung des derzeitigen Testparadigmas (z.B. die Toxizitätstestung mittels Tierversuchen) durch die Einführung von Teststrategien, die neuartige Methoden (NAMs) nutzen, sowie (5.3 Systemtoxikologie) die Verbesserung des mechanistischen Verständnisses der Toxizität durch die Anwendung systemtoxikologischer Ansätze.

### Task 5.1 Schließung von Datenlücken

Für zahlreiche Substanzen ist nicht hinreichend geklärt, wie toxisch sie sind, insbesondere dort, wo die bestehenden regulatorischen Verfahren keine Handhabe bieten, Verfahrensteilnehmerinnen und -teilnehmer zur Erzeugung relevanter Daten zu verpflichten oder wo solche Teilnehmerinnen und Teilnehmer fehlen. Das trifft zum Beispiel auf Schimmelpilzgifte, sogenannte Mykotoxine, zu. Auch für andere Toxine gibt es häufig nur unzureichende Daten bezüglich der Toxizität der Substanzen, obwohl bekannt ist, dass Menschen gegenüber diesen Substanzen exponiert sein können. PARC testet solche Substanzen, um herauszufinden, ob sie Mutationen oder Krebs auslösen können, das Hormonsystem oder andere Organsysteme negativ beeinflussen. Außerdem geht es um die Frage, ob sich sichere Grenzwerte ableiten lassen. Auch Fragen der Einstufung und Kennzeichnung solcher Substanzen können mithilfe der in PARC eingesetzten Methoden geklärt werden. Dabei werden etablierte toxikologische Tests nach Testrichtlinien der OECD (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung) eingesetzt, die aber um zusätzliche, empfindliche Prüfmethode ergänzt werden. Die so erzeugten Daten sollen dabei den FAIR-Kriterien entsprechend gespeichert und zur Verfügung gestellt werden.

### Task 5.2 Innovative Methoden

Darüber hinaus werden neuartige Methoden entwickelt, die eine bessere Untersuchung der Toxizität von Substanzen mit weniger Tierversuchen ermöglichen sollen, sogenannte NAMs. Dabei werden sowohl computergestützte Verfahren (in silico), als auch Versuche in Zellkulturen (in vitro) durchgeführt. Da inzwischen klar ist, dass im Normalfall kein

einzelnes In-silico- oder In-vitro-Verfahren allein hinreichend Aufschluss über die Toxizität einer Substanz liefert, werden mehrere Tests zu einer Testbatterie verbunden. Diese Testbatterie wird dann in einem standardisierten integrierten Ansatz für Testung und Bewertung (engl. Integrated Approaches to Testing and Assessment, IATA) eingesetzt, um über eine bestimmte Form der Schadwirkung (einen sogenannten Endpunkt) aufzuklären. Endpunkte, mit denen PARC sich schwerpunktmäßig beschäftigt, umfassen mögliche krebserregende Eigenschaften, Beeinflussung des Stoffwechsels oder des Hormonsystems, Schadwirkungen auf das Immunsystem oder auf das Nervensystem. Im Rahmen des Projektes, das Methoden zur Identifizierung von Substanzen entwickelt, die den Stoffwechsel beeinflussen, sollen sogenannte Obesogene untersucht werden. Das sind Chemikalien, die an der Entstehung von Fettleibigkeit beteiligt sind. Wenn PARC sich mit Immuntoxizität beschäftigt, geht es auch um die Frage, ob und wenn ja wie chemische Stoffe unsere Immunantwort schwächen und somit zu einer weniger guten Reaktion des Körpers auf Infektionskrankheiten beitragen. Im Projektteil, der sich mit dem Nervensystem beschäftigt, stehen Effekte auf das sich entwickelnde Nervensystem im Vordergrund.

### Task 5.3 Systemtoxikologie

Daten oder Erkenntnisse, die in Task 5.1 oder 5.2 gewonnen werden, lassen sich nutzen, um Vorhersagemodelle für schädliche Eigenschaften zu entwickeln oder zu verbessern. Sie können und sollen unter anderem zur Entwicklung sogenannter Adverse Outcome Pathways (AOPs) verwendet werden, die ein besseres molekulares Verständnis von Schadwirkungen erlauben. Auch die Optimierung kinetischer Vorhersagemodelle sowie die Weiterentwicklung systemtoxikologischer Ansätze ist geplant. Zusammen werden diese Projekte somit einen wesentlichen Beitrag bei der Entwicklung einer Risikobewertung der nächsten Generation (engl. Next Generation Risk Assessment, NGRA) leisten.

## Der deutsche PARC-National Hub

Die einzigartige Struktur PARCs bringt nicht nur Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, sondern auch regulierende Institutionen, Behörden und politische Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger auf nationaler und europäischer Ebene zusammen.

Im Rahmen der Partnerschaft sind die an PARC beteiligten Mitgliedstaaten dazu angehalten ständige Expertengremien, sogenannte National Hubs, einzurichten, in denen explizit auch nicht in PARC involvierte Expertinnen und Experten mitwirken, um jeweils nationale Bedürfnisse und Prioritäten in die Partnerschaft einzubringen und den Aufbau interdisziplinärer Netzwerke zu stärken.

Die National Hubs stellen somit nationale Beratungsgremien dar, deren primäre Aufgabe darin besteht, Ergebnisse und relevante Fragestellungen aus PARC arbeitspaketübergreifend zu diskutieren.

Der deutsche National Hub vereint dafür die wissenschaftliche Expertise aller deutschen PARC-Partner sowie thematisch ausgewählter Expertinnen und Experten aus Kreisen der deutschen Forschungslandschaft und Stakeholder ([↗ UBA PARC, BfR PARC-NH](#)). Die Mitglieder des Hubs werden dabei auf Basis ihrer jeweiligen persönlichen Expertise ausgewählt. Erweitert wird der Kreis durch Vertreterinnen und Vertreter der relevanten

Ministerien (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) und Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)). Das Gremium kommt mindestens zweimal jährlich zum wissenschaftlichen, strategischen und methodischen Austausch zusammen. Der deutsche National Hub soll weiterhin PARC-Anliegen und -Ergebnisse öffentlichkeitswirksam kommunizieren, unter anderem durch bedarfsorientierte Austauschformate oder Workshops. Der Austausch des Gremiums mit verschiedenen PARC-Akteurinnen und -Akteuren und vor allem mit anderen National Hubs erfolgt durch die Geschäftsführung, die in der Funktion des deutschen National Hub Contact Points (NHCP) das Sprachrohr des deutschen National Hubs bildet und als nationale Ansprechstelle in PARC-Belangen agiert. Die Geschäftsführung des deutschen National Hubs und die Funktion des NHCP wird gleichwertig durch BfR und UBA wahrgenommen. Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) fördert die gemeinsame Koordinierung des deutschen National Hubs und der zugehörigen National Hub Contact Points (NHCP) im Rahmen eines Verbundvorhabens (Förderkennzeichen 01DT21043A).

Die deutsche Beteiligung in PARC ist vielfältig und spiegelt sich, in Übereinstimmung mit dem interdisziplinären Anspruch der Partnerschaft, auch im National Hub wider. Neben Aktivitäten in verschiedenen Entscheidungsgremien der Partnerschaft vertreten UBA und BfR als die vertragsunterzeichnenden PARC-Partner Deutschlands (sog. Grant Signatories) im Konsortium auf wissenschaftlicher Basis unterschiedliche fachliche Bereiche.

Der deutsche National Hub ist deshalb inhaltlich untergliedert in drei Themenbereiche, die in zwei sogenannte Sub-Hubs jeweils unter der fachlichen Zuständigkeit des UBA beziehungsweise des BfR Fragestellungen zu den Schwerpunkten Umweltrisikobewertung sowie Umwelt- und Human-Biomonitoring (Sub-Hub „Human-Biomonitoring/Umwelt“ beziehungsweise zu Themen der humanrelevanten Toxikologie, der Exposition des Menschen und der Risikobewertung (Sub-Hub „Human Tox“) bearbeiten und diskutieren. Im deutschen National Hub wird somit auch ein thematischer Bogen über die Human- und Umwelttoxikologie hinweg gespannt, mit dem Ziel, das gemeinsame Potential zu nutzen, um Synergien auch darüber hinaus nachhaltig zum Zweck des verbesserten Schutzes der menschlichen Gesundheit und der Umwelt zu nutzen.

## Fazit und Ausblick

Eine Stärke von PARC besteht darin, dass bei diesem Projekt eine große Zahl an Behörden und Forschungsinstituten mitwirkt. Mit einer gemeinsamen Forschungsagenda ist es möglich, die Herausforderungen im Bereich Monitoring und Exposition, Beurteilung des Gefährdungspotenzials von Stoffen und Next-Generation Risk Assessment umfassend anzugehen. PARC wird somit dazu beitragen, den Schutz von Mensch und Umwelt vor schädlichen Substanzen europaweit weiter zu verbessern.

## Danksagung

Die Autorinnen und Autoren danken dem European Union's Horizon Europe research and innovation programme (Grant Agreement No 101057014) und dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die Finanzierung der Koordination des National Hubs (Förderkennzeichen 01DT21043A).

## Literatur

- [1] Apel, P., Rousselle, C., Lange, R. et al. (2020b). Human biomonitoring initiative (HBM4EU) – strategy to derive human biomonitoring guidance values (HBM-GVs) for health risk assessment. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 230, 113622. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113622>
- [2] Bajard, L., Adamovsky, O., Audouze, K. et al. (2023). Application of AOPs to assist regulatory assessment of chemical risks – Case studies, needs and recommendations. *Environmental Research*, 217, 114650. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114650>
- [3] Esteban López, M., Göen, T., Mol, H. et al. (2021). The European human biomonitoring platform – Design and implementation of a laboratory quality assurance/quality control (QA/QC) programme for selected priority chemicals. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 234, 113740. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113740>
- [4] EU Kommission (2020). Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen – Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit: Für eine schadstofffreie Umwelt, COM(2020) 667 final.
- [5] Gerofke, A., Apel, P., Lange, R. et al. (2023). Phthalate und der Ersatzstoff DINCH – Die wichtigsten Ergebnisse aus HBM4EU [Phthalates and the substitute DINCH – Main findings from HBM4EU]. *Umwelt und Mensch – Informationsdienst*, 1, 25–37.
- [6] Jeddi, M. Z., Hopf, N. B., Viegas, S. et al. (2021). Towards a systematic use of effect biomarkers in population and occupational biomonitoring. *Environmental International*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106257>
- [7] Kolossa-Gehring, M., Pack, L. K., Hülck, K. et al. (2023). HBM4EU from the Coordinator's perspective: lessons learnt from managing a large-scale EU project. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 247, 114072. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2022.114072>
- [8] Marx-Stoelting, P., Riviere, G., Luijten, M. (2023). A walk in the PARC: developing and implementing 21st century chemical risk assessment in Europe. *Archives of Toxicology*, 97, 893–908. <https://doi.org/10.1007/s00204-022-03435-7>
- [9] Murawski, A., Lange, R., Lemke, N. et al. (2023). Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen 2014–2017 (GerES V). *Umwelt & Gesundheit*, 02(2023), 472.
- [10] PARC AD 4.1: Bessonneau, H., Jimeno, A., Lermen, D. et al. (2023). Additional Deliverable AD4.1: Periodic report on available supporting materials for HBM studies. WP 4 – T4.1. Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals, 739.
- [11] PARC AD 4.5: Vorkamp, K., Dulio, V., Thorsén, G. et al. (2023). Additional Deliverable AD4.5: Technical specifications of the study – Project design, hypotheses and research questions as well as analytical procedures including QA/QC and data flows. WP 4 – T4.2. Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals, 45.

- [12] PARC SRIA, 2023: Rolling Strategic Research and Innovation Agenda (SRIA). 2023. Partnership for the assessment of risks from chemicals, 47.
- [13] Pourchet, M., Debrauwer, L., Klanova, J. et al. (2020). Suspect and nontargeted screening of chemicals of emerging concern for human biomonitoring, environmental health studies and support to risk assessment: from promises to challenges and harmonisation issues. *Environmental International*. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105545>
- [14] Schmeisser, S., Miccoli, A., von Bergen, M. et al. (2023). New approach methodologies in human regulatory toxicology – Not if, but how and when! *Environment International*, 178, 108082. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.108082>
- [15] Schuijt, L. M., Peng, F. J., van den Berg, S. J. P. et al. (2021). (Eco)toxicological tests for assessing impacts of chemical stress to aquatic ecosystems: facts, challenges, and future. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148776>
- [16] Tkalec, Ž., Antignac, J.-P., Bandow, N. et al. (2024). Innovative methodologies for characterising chemical exposure with a view to next-generation risk assessment. *Environment International*, 15 (under review).
- [17] UBA – Umweltbundesamt (2023). PARC – EU Partnerschaft für die Risikobewertung von Chemikalien. Abgerufen am 09.02.2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/parc-eu-partnerschaft-fuer-die-risikobewertung-von#ziele>
- [18] Vorkamp, K., Castaño, A., Antignac, J.-P. et al. (2021). Biomarkers, matrices and analytical methods targeting human exposure to chemicals selected for a European human biomonitoring initiative. *Environment International*, 146, 106082. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106082>
- [19] Vorkamp, K., Esteban López, M., Gilles, L. et al. (2023). Coordination of chemical analyses under the European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU): Concepts, procedures and lessons learnt. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 251, 114183. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2023.114183>

# Die Gesundheitsbelastung durch Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) in Deutschland 2010–2021

## *Health-related exposure to particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in Germany 2010–2021*

Sarah Kienzler, Dietrich Plaß, Dirk Wintermeyer

### Kontakt

Sarah Kienzler | Umweltbundesamt | Fachgebiet II 1.6 – Expositionsschätzung, gesundheitsbezogene Indikatoren | Corrensplatz 1 | 14195 Berlin | E-Mail: sarah.kienzler@uba.de

### Zusammenfassung

Um die Gesundheitsbelastung durch Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) in Deutschland zu bewerten, wurden Zeitreihen (2010–2021) für zwei Indikatoren berechnet: (1) die bevölkerungsgewichtete PM<sub>2,5</sub>-Exposition im Jahresmittel und (2) der Bevölkerungsanteil, der den Luftqualitätsrichtwert der Weltgesundheitsorganisation (WHO) für PM<sub>2,5</sub> im Jahresmittel überschreitet. Hierfür wurden flächendeckend für Deutschland PM<sub>2,5</sub>-Hintergrundkonzentrationen mit räumlichen Informationen zur Bevölkerungsdichte kombiniert. Die durchschnittliche bevölkerungsgewichtete PM<sub>2,5</sub>-Exposition ist zwischen 2010 und 2021 um circa 41 Prozent gesunken (2010: 15,9 µg/m<sup>3</sup>; 2021: 9,3 µg/m<sup>3</sup>). Allerdings waren stets nahezu 100 Prozent der Bevölkerung im Jahresmittel PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen ausgesetzt, die den WHO-Richtwert überschritten. Trotz der positiven Entwicklung der Exposition in den letzten Jahren zeigt der große Bevölkerungsanteil oberhalb des WHO-Richtwertes, dass für den Schutz der Gesundheit weitere europaweite Anstrengungen zur Verbesserung der Luftqualität erforderlich sind.

---

### Abstract

*To assess the health-related exposure to particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in Germany, time series analyses (2010–2021) were performed for two indicators: (1) the population-weighted annual mean PM<sub>2.5</sub> exposure and (2) the proportion of the population exceeding the World Health Organization (WHO) air quality guideline value for PM<sub>2.5</sub> (annual mean). For this purpose, nationwide PM<sub>2.5</sub> background concentrations were combined with spatial information on population density in Germany. The population-weighted annual mean PM<sub>2.5</sub> exposure decreased by approximately 41 percent between 2010 and 2021 (2010: 15.9 µg/m<sup>3</sup>; 2021: 9.3 µg/m<sup>3</sup>). However, almost 100 percent of the population was always exposed to PM<sub>2.5</sub> annual mean concentrations above the WHO guideline value. Despite the positive trend in exposure in recent years, the large proportion of the population that is above the WHO guideline value shows that further Europe-wide efforts to improve air quality are needed to protect human health.*







Quelle: Prasanth/adobestock.com

## Einleitung

Es ist wissenschaftlich eindeutig belegt, dass Feinstaub zu den bedeutendsten Umwelt-  
 risikofaktoren weltweit zählt und sich negativ auf den Gesundheitszustand des Menschen  
 auswirkt. Je kleiner die Feinstaubpartikel sind, desto tiefer können sie in die Atemwege  
 oder teilweise sogar bis in den Blutkreislauf und somit auch in viele weitere Organe gelan-  
 gen. Dadurch begünstigt Feinstaub das Entstehen einer Vielzahl von Erkrankungen, kann  
 bestehende Erkrankungen verschlimmern und das Risiko, an diesen zu versterben, deut-  
 lich erhöhen (US EPA, 2022; WHO, 2013). Insbesondere Feinstaub mit einem aerodynami-  
 schen Partikeldurchmesser von kleiner oder gleich 2,5 Mikrometern (PM<sub>2,5</sub>) verursacht bei  
 verlorenen gesunden Lebensjahren (englisch: Disability-Adjusted Life Years; DALYs) die  
 größte Krankheitslast. Die Maßzahl DALY setzt sich dabei aus den durch Versterben verlo-  
 renen Lebensjahren und den mit gesundheitlichen Einschränkungen gelebten Jahren zu-  
 sammen (Tobollik et al., 2018). Nach aktuellsten Berechnungen des Umweltbundesamtes  
 (UBA) waren in Deutschland 2021 232.863 (95%-Konfidenzintervall: 153.716 – 314.883) DALYs  
 auf eine Langzeitbelastung (Exposition) gegenüber PM<sub>2,5</sub> zurückzuführen (UBA, 2022).

Zum Schutz der Gesundheit empfiehlt die Weltgesundheitsorganisation (WHO) in  
 ihren 2021 aktualisierten Leitlinien für PM<sub>2,5</sub> einen Richtwert im Jahresmittel von  
 5 Mikrogramm pro Kubikmeter (µg/m<sup>3</sup>) nicht zu überschreiten. Grundsätzlich haben  
 Studien jedoch gezeigt, dass es keine Feinstaubkonzentration gibt, unterhalb der eine

gesundheitsschädigende Wirkung mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann. Daher sollte die Exposition gegenüber PM<sub>2,5</sub> so gering wie möglich gehalten werden, um gesundheitsschädliche Effekte zu minimieren (WHO, 2021). Derzeit liegt der EU-Grenzwert für PM<sub>2,5</sub> im Jahresmittel bei 25 µg/m<sup>3</sup> und damit deutlich oberhalb der WHO-Empfehlung (EU, 2008). Die EU-Kommission schlägt derzeit in ihrem Entwurf für eine neue Luftqualitätsrichtlinie schärfere Grenzwerte vor, die sich stärker an den WHO-Richtwerten orientieren. Für PM<sub>2,5</sub> wurde ein Grenzwert von 10 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel ab 2030 vorgeschlagen. Das EU-Parlament votierte im weiteren Verlauf sogar dafür, den Grenzwert weiter zu senken, um ab 2035 den WHO-Richtwert von 5 µg/m<sup>3</sup> zu erreichen (EC, 2022; Europäisches Parlament, 2023). Neben den Grenzwerten soll zusätzlich ein sogenannter „Indikator für die durchschnittliche Exposition“ für PM<sub>2,5</sub> und Stickstoffdioxid in der neuen Luftqualitätsrichtlinie implementiert werden. Hierbei ist für PM<sub>2,5</sub> das Ziel, die Belastung in urbanen Bereichen (durchschnittliche Exposition ermittelt aus ausgewählten Stationen im städtischen Hintergrund) schrittweise bis zur Erfüllung der 5 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel zu reduzieren.

Krankheitslast-Indikatoren, wie das Summenmaß DALY, sind ein wissenschaftlich anerkanntes und weitverbreitetes Instrument, um das Gesundheitsrisiko durch Umweltfaktoren wie Feinstaub für die Bevölkerung zu erfassen und zu beurteilen. Sie können auch bei der Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung der Bevölkerungsgesundheit unterstützend herangezogen werden (Tobollik et al., 2018). Allerdings erfordert die Ableitung der Indikatoren einen hohen Daten- und Berechnungsaufwand. Zudem ist das zugrunde liegende Konzept der Krankheitslasten sehr komplex, was die Erläuterung von Ergebnissen für verschiedene Akteure erschweren kann (Tobollik et al., 2022). In diesem Beitrag werden daher zwei Indikatoren zur Erfassung der Feinstaub-Belastungssituation in Deutschland näher beschrieben, die bezüglich des Datenaufwands und der Komplexität deutlich einfacher abgeleitet werden können und leichter zu interpretieren sind:

- 1 Die bevölkerungsgewichtete Exposition gegenüber Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) im Jahresmittel in Deutschland
- 2 Der Anteil der deutschen Bevölkerung, bei dem der WHO-Richtwert für Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>) im Jahresmittel überschritten wird

Diese Indikatoren werden beispielsweise in angepasster oder erweiterter Form für das Monitoring der Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen (SDGs, Indikator 11.6.2) oder im Rahmen der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie (DNS, Indikator 3.2.b für PM<sub>10</sub>) verwendet (Destatis, 2023a; 2023b; WHO, 2024). Die Expositionsschätzung dient zudem als Datengrundlage für die Berechnung von Krankheitslasten wie sie regelmäßig vom UBA durchgeführt wird (Tobollik et al., 2022; UBA, 2022).

Der vorliegende Beitrag stellt eine Aktualisierung der in Kallweit und Wintermeyer (2013) beschriebenen Vorgehensweise zur Ermittlung der Exposition und Berechnung der Indikatoren dar. Er beschreibt die aktualisierte Methodik sowie die Ergebnisse der Berechnung der beiden Indikatoren für die im Vergleich zu PM<sub>10</sub> gesundheitsrelevantere Feinstaubfraktion PM<sub>2,5</sub> für Deutschland im Zeitraum 2010 bis 2021. Die Ergebnisse werden auf der Webseite des UBA im Bereich [Daten zur Umwelt](#) jährlich aktualisiert (UBA, 2023a; 2023b) und als angepasste/erweiterte SDG-Indikatoren an das Statistische Bundesamt berichtet (Destatis, 2023b). Die aus den Daten zur Exposition resultierenden Ergebnisse

zur Krankheitslast sind nicht Bestandteil dieses Beitrags, sie können in den „Daten zur Umwelt“ (UBA, [2022](#)) eingesehen werden.

## Eingangsdaten, Vorbereitungsschritte und Indikatorberechnung

Für die Berechnung der beiden gesundheitsbezogenen Feinstaub-Indikatoren werden sowohl räumliche Daten zur Verteilung der mittleren jährlichen PM<sub>2,5</sub>-Exposition als auch zur Bevölkerungsverteilung in Deutschland für die Jahre 2010 bis 2021 benötigt. Im Folgenden sollen diese Eingangsdaten sowie Vorverarbeitungs- und finale Berechnungsschritte näher beschrieben werden. Die verwendeten Eingangsdaten und ihre Quellen sind in [Tabelle 1](#) aufgeführt. [Abbildung 1](#) gibt eine Übersicht zum Prozessablauf der Indikatorberechnungen.

### Feinstaubexposition

Um die PM<sub>2,5</sub>-Exposition zu erfassen, ist es notwendig, die individuelle Belastung der Bevölkerung zu kennen. Obwohl zunehmend Messgeräte zur Erfassung der individuellen Belastung eingesetzt werden und die Zahl der PM<sub>2,5</sub>-Messungen in den Messnetzen der Länder stetig steigt, reichen diese Daten nicht aus, um die Ergebnisse auf die Gesamtbevölkerung in Deutschland zu übertragen. Als Näherung an die individuelle Belastung wird daher die mittlere jährliche PM<sub>2,5</sub>-Konzentration am Wohnort verwendet. Unter Anwendung des Chemie-Transport-Modells REM-CALGRID (RCG) kann das UBA auf der Grundlage von räumlich verteilten nationalen Gesamtemissionen flächendeckende Luftschadstoffkonzentrationen für Deutschland für die Jahre 2010 bis 2021 simulieren. Diese Daten gehen als zentraler Bestandteil in die Indikatorberechnung ein. Die räumliche Auflösung beträgt 2x2 km<sup>2</sup>. Da in der Regel Modellrechnungen die Luftschadstoffkonzentrationen unterschätzen, werden im Nachgang Abweichungen zwischen Modellergebnis und den gemessenen PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen durch Kombination der Modelldaten mit Messdaten verringert. Hierfür wurde das Verfahren der Optimalen Interpolation (OI) angewendet, bei dem die Modellergebnisse als Hintergrundfeld genutzt werden, in das die punktuellen Messstationsdaten integriert werden. Die final erzeugten Karten zeigen die Jahresmittelwerte für PM<sub>2,5</sub> in Deutschland von 2010 bis 2021 mit einer räumlichen Auflösung von circa 2,4x2,4 km<sup>2</sup> (Flemming & Stern, [2004](#); Nordmann et al., [2020](#); Stern & Fath, [2006](#)).

Hohe PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen, die lokal begrenzt auftreten, wie beispielsweise an Messstationen entlang verkehrsreicher Straßen, können aufgrund der begrenzten räumlichen Auflösung dieses Ansatzes nicht erfasst werden. Aus diesem Grund wurden für die OI nur Daten von Messstationen berücksichtigt, die für größere Gebiete repräsentativ sind. Das sind Messstationen in typischen städtischen Wohngebieten (städtischer Hintergrund) sowie in ländlichen Gebieten, in denen die Luftqualität weitgehend unbeeinflusst von lokalen Emissionen ist (ländlicher Hintergrund). Andernfalls wäre aufgrund der besonderen Lage und Emissionssituation von Verkehrsmessstationen sowie der häufig vorkommenden dichten Bebauung in der Umgebung eine Ausbreitungsmodellierung von PM<sub>2,5</sub> mit einer deutlich höheren räumlichen Auflösung der Eingangsdaten und Modellergebnisse erforderlich. Derzeit ist dies jedoch flächendeckend für ganz Deutschland nicht realisierbar. Für den Betrachtungszeitraum 2010–2021 ist daher anzunehmen, dass die berechnete jährliche PM<sub>2,5</sub>-Exposition die tatsächliche Belastung der Bevölkerung in Deutschland

unterschätzt, da hoch belastete verkehrsnahen Messstationen bei der OI nicht berücksichtigt wurden. Dies gilt insbesondere für städtische Gebiete mit hohem Verkehrsaufkommen und einer hohen Bevölkerungsdichte. Allerdings haben sich insbesondere in den letzten Jahren verkehrsnahen Belastungen dem Belastungsniveau im urbanen Hintergrund deutlich angenähert (UBA, 2023c). Im Verlauf der Zeitreihe hat sich damit höchstwahrscheinlich auch die Unterschätzung der PM<sub>2,5</sub>-Exposition verringert.

### Bevölkerungsverteilung

Im Rahmen des Zensus 2011 wurden flächendeckend Informationen zur Einwohnerzahl in Deutschland erhoben und von den Statistischen Ämtern des Bundes und der Länder als Geodaten in einer räumlichen Auflösung von 100x100 m<sup>2</sup> veröffentlicht (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2015). Dieser Datensatz diente als Grundlage für die Berechnung der beiden Indikatoren. Da dieser jedoch nur den Bevölkerungsstand von Mai 2011 abbildet, wurden die Einwohnerzahlen für die einzelnen Betrachtungsjahre (2010–2021) auf Basis der Bevölkerungsfortschreibung des Statistischen Bundesamtes auf Bundeslandebene jeweils angepasst (Destatis, 2024). Dazu wurden für jedes Jahr (t) und Bundesland (BL) Skalierungsfaktoren für die Bevölkerungsentwicklung berechnet:

$$\text{Skalierungsfaktor Bevölkerungsentwicklung}_{BL,t} = \frac{\text{Einwohnerzahl}_{BL,t}}{\text{Einwohnerzahl}_{BL,Zensus\ 2011}}$$

Die Einwohnerzahlen aus dem Zensus 2011 wurden dafür mit Hilfe der Software ArcGIS (Version 10.5.1) den einzelnen Bundesländern zugeordnet und anschließend mit den entsprechend abgeleiteten Skalierungsfaktoren der Bevölkerungsentwicklung für das jeweilige Betrachtungsjahr multipliziert.

**Tabelle 1: Eingangsdaten für die Indikatorberechnung**

Eingangsdaten	Jahr	Einheit	Räumliche Auflösung	Quelle
PM <sub>2,5</sub> -Jahresmittelwerte	2010–2021	µg/m <sup>3</sup>	2,4 x 2,4 km <sup>2</sup>	Umweltbundesamt intern
Bevölkerungsverteilung	2011	Einwohner je Hektar	100 x 100 m <sup>2</sup>	Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2015)
Bevölkerungsfortschreibung	2010–2021	Einwohner je Bundesland	–	Destatis (2024)
Administrative Grenzen	2021	–	1:250.000	GeoBasis-DE/BKG (2022)

### Berechnung der Indikatoren

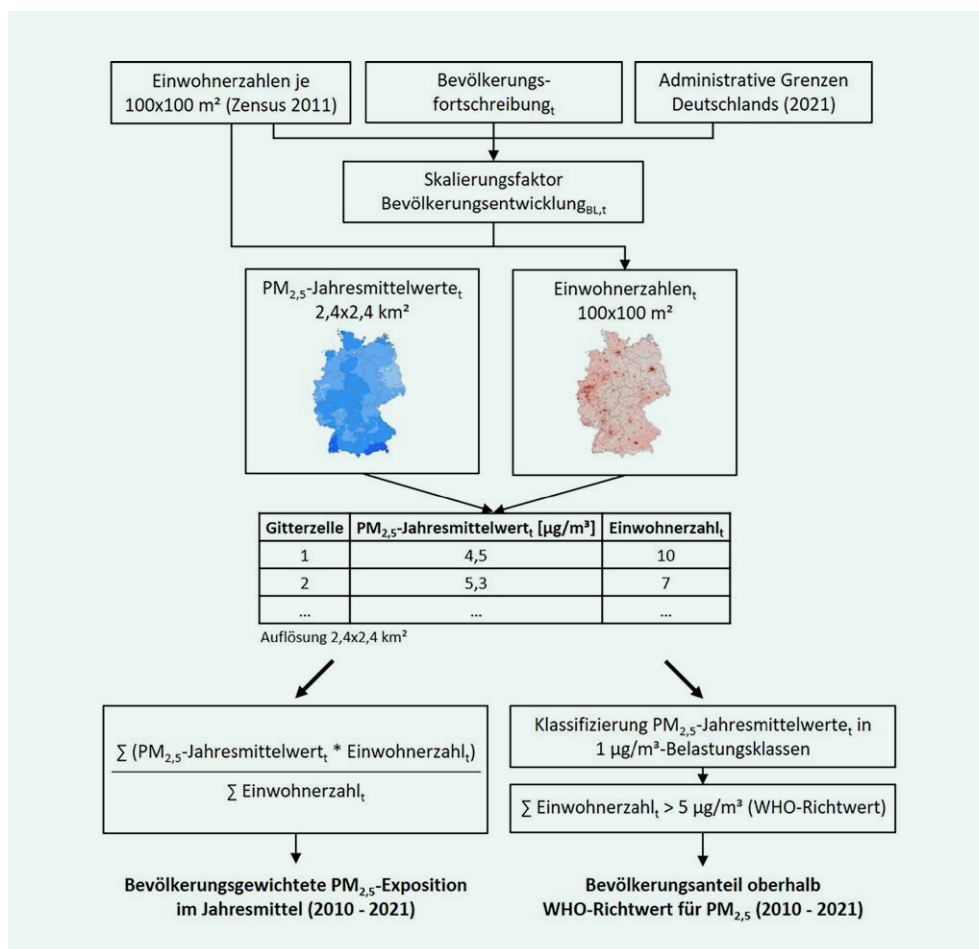
Für die Berechnung der beiden Indikatoren wurden die skalierten Einwohnerzahlen des Zensus 2011 mit den modellierten Jahresmittelwerten der PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen für Deutschland für die Jahre 2010 bis 2021 jeweils kombiniert. Die Bevölkerungsdaten mit einer räumlichen Auflösung von 100x100 m<sup>2</sup> wurden auf die einzelnen 2,4x2,4 km<sup>2</sup>-Gitterzellen der PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen mit Hilfe der Software ArcGIS (Version 10.5.1) übertragen und pro Gitterzelle jeweils aufsummiert. Jeder Gitterzelle wurden somit ein PM<sub>2,5</sub>-Jahresmittelwert und eine entsprechende Anzahl von Personen zugeordnet (□ [Abbildung 1](#)).

Für den bevölkerungsgewichteten Indikator wird die PM<sub>2,5</sub>-Exposition in Gebieten stärker gewichtet, in denen die meisten Menschen leben – und zwar proportional zur jeweiligen Bevölkerungsdichte. Hierzu wurde für jede Gitterzelle die modellierte PM<sub>2,5</sub>-Konzentration mit der zugeordneten Einwohnerzahl multipliziert, anschließend wurden die Produkte aller Zellen aufsummiert und zuletzt ins Verhältnis zur Gesamtbevölkerung des jeweiligen Betrachtungsjahres (t) gesetzt:

$$\text{Bevölkerungsgewichtete Exposition}_t = \frac{\sum (\text{PM}_{2,5} \text{ Jahresmittelwert}_t * \text{Einwohnerzahl}_t)}{\sum \text{Einwohnerzahl}_t}$$

Um den jährlichen Anteil der deutschen Bevölkerung zu ermitteln, an deren Wohnort der WHO-Richtwert für PM<sub>2,5</sub> im jeweiligen Jahr überschritten wurde, wurden die modellierten PM<sub>2,5</sub>-Jahresmittelwerte pro Gitterzelle zunächst in 1 µg/m<sup>3</sup>-Belastungsklassen eingeteilt. Im nächsten Schritt wurde die Anzahl der Personen, die gleichen Belastungsklassen zugeordnet waren, über die gesamte Fläche Deutschlands aufsummiert. Hieraus kann abgeleitet werden, wie hoch der Bevölkerungsanteil oberhalb des WHO-Richtwertes für PM<sub>2,5</sub> von 5 µg/m<sup>3</sup> ist. Das gesamte Berechnungsverfahren ist in [Abbildung 1](#) schematisch dargestellt.

**Abbildung 1: Prozess-Diagramm zur Berechnung der beiden vorgestellten Indikatoren (BL = Bundesland; t = 2010–2021)**



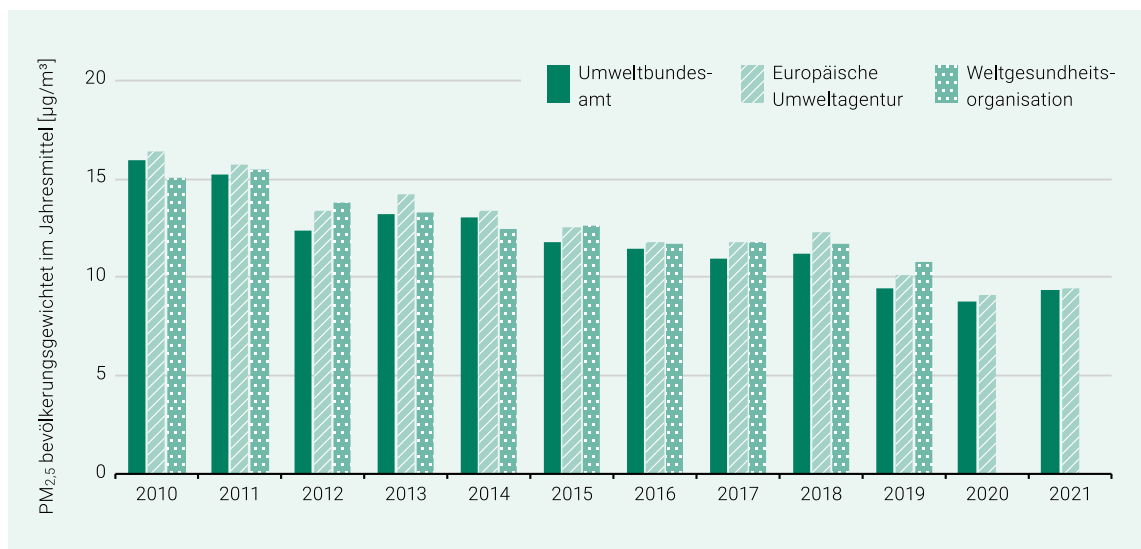
## Ergebnisse

### Bevölkerungsgewichtete PM<sub>2,5</sub>-Exposition im Jahresmittel in Deutschland

Über den Betrachtungszeitraum von 2010 bis 2021 nahm die bevölkerungsgewichtete PM<sub>2,5</sub>-Exposition in Deutschland trotz meteorologisch bedingter zwischenzeitlicher Schwankungen ab. Im Jahr 2021 lag der Indikator mit 9,3 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel deutlich niedriger als im Jahr 2010 mit 15,9 µg/m<sup>3</sup>. Dies entspricht einer Reduktion von circa 41 Prozent. Allerdings hat sich der Abnahmetrend in den letzten Jahren deutlich abgeschwächt (□ **Abbildung 2**, Balken: Umweltbundesamt). Diese Daten werden regelmäßig auch auf der Webseite des UBA in der Rubrik „Daten zur Umwelt“ veröffentlicht (UBA, 2022; 2023b) sowie vom Statistischen Bundesamt als angepasster SDG-Indikator 11.6.2 berichtet (Destatis, 2023b).

Zusätzlich stellt □ **Abbildung 2** entsprechende Indikatorwerte der Europäischen Umweltagentur (EEA) und der WHO für Deutschland dar (WHO-Zeitreihe aktuell nur von 2010–2019) (EEA, 2022; WHO, 2024). Ein Vergleich der drei Indikatorergebnisse für die Zeitreihe zeigt eine ähnliche Größenordnung der ermittelten Werte. Die Indikator-Werte der EEA sind im Allgemeinen höher als die des UBA. Die Abweichungen des von der WHO berechneten Indikators von den Ergebnissen des UBA sind dagegen uneinheitlich. Grund für die Abweichungen zwischen den Indikatorwerten in den einzelnen Jahren ist die jeweils etwas unterschiedliche zugrunde liegende Datenbasis sowohl bei der Expositions- als auch bei der Bevölkerungsverteilung.

**Abbildung 2: Zeitreihe der bevölkerungsgewichteten PM<sub>2,5</sub>-Exposition im Jahresmittel in Deutschland – Vergleich der Ergebnisse des Umweltbundesamtes, der Europäischen Umweltagentur (EEA, 2022) und der Weltgesundheitsorganisation (WHO, 2024)**



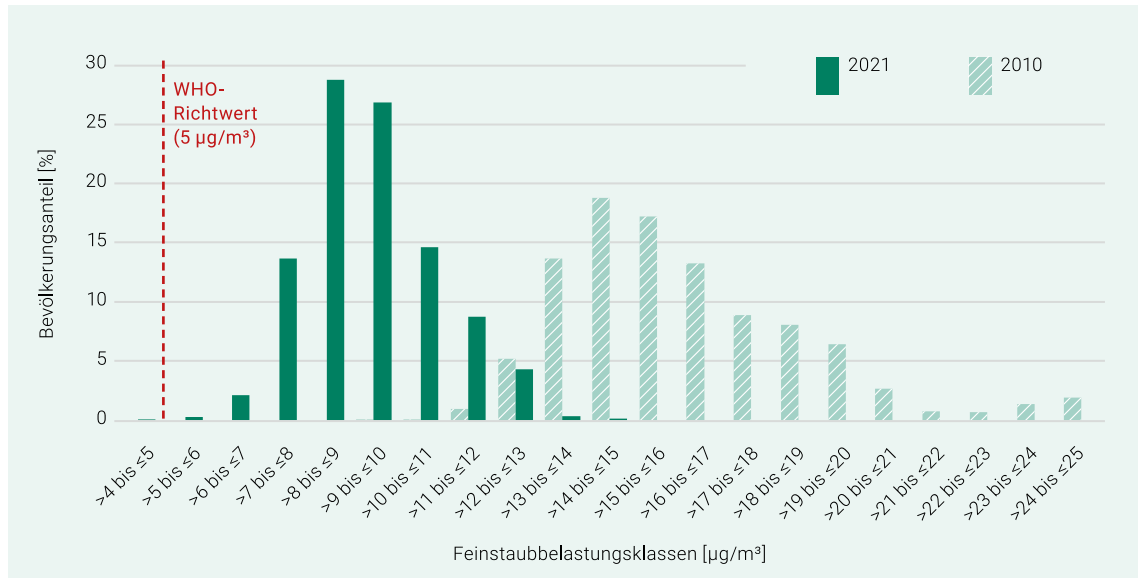
### Anteil der deutschen Bevölkerung, bei dem der WHO-Richtwert für PM<sub>2,5</sub> im Jahresmittel überschritten wird

In Deutschland waren die PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen in den Jahresmitteln stark räumlich differenziert und lagen zwischen 4 und 25 µg/m<sup>3</sup>. Im zeitlichen Vergleich von 2010 zu 2021 ist zudem eine deutliche Verschiebung der Bevölkerungsanteile von höheren Feinstaubbelastungsklassen hin zu niedrigeren Belastungsklassen im Jahresmittel zu erkennen



(**Abbildung 3**). Dies zeigt eine deutliche Verbesserung der Luftqualität in Deutschland im Verlauf der Jahre. Im Betrachtungszeitraum wurde der aktuell gültige EU-Grenzwert für PM<sub>2,5</sub> von 25 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel nicht überschritten. Dies gilt gleichermaßen für verkehrs- und industrienähe Messstationen (UBA, 2023c). Allerdings waren während der gesamten Zeitreihe fast 100 Prozent der Bevölkerung PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen ausgesetzt, die über dem WHO-Richtwert von 5 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel lagen und somit aus gesundheitlicher Sicht als bedenklich einzustufen sind.

**Abbildung 3: Anteile der deutschen Bevölkerung in verschiedenen Feinstaubbelastungsklassen (PM<sub>2,5</sub>), vergleichend für die Jahre 2010 und 2021**



Weitere Darstellungen zum Indikator für alle Jahre der Zeitreihe sind auf der Webseite des UBA in den „Daten zur Umwelt“ zu finden (UBA, 2022; 2023a).

## Diskussion und Ausblick

Die Indikatoren zeigen insgesamt eine rückläufige PM<sub>2,5</sub>-Exposition der deutschen Bevölkerung zwischen 2010 und 2021, was einer durchaus positiven Entwicklung entspricht. Maßnahmen zur Emissionsminderung der letzten Jahre, insbesondere aus stationären Quellen wie Kraftwerken, Müllverbrennungsanlagen, Haushalten/Kleinverbrauchern und verschiedenen industriellen Prozessen sowie aus dem Verkehrssektor, haben maßgeblich dazu beigetragen. Wichtige Beiträge zur weiteren Reduktion der Belastung sind sicherlich auch die Umsetzung von Maßnahmen des nationalen Luftreinhalteprogramms (UBA, 2019) und die angestrebte Revision der EU-Luftqualitätsrichtlinie.

Dieser Trend zeigt sich auch in vergleichbaren bevölkerungsgewichteten PM<sub>2,5</sub>-Expositionsindikatoren der EEA und der WHO für Deutschland. Die EEA kombiniert für die Indikatorenbildung der EU27-Länder die Ergebnisse von chemischen Transportmodellen und weitere ergänzende Daten wie Höhenlage, Meteorologie und Bevölkerungsdichte mit Messstationsdaten von ländlichen und städtischen Hintergrundstationen. Im Gegensatz zu den Berechnungen des UBA werden zusätzlich Daten von städtischen

Verkehrsstationen berücksichtigt. Die modellierte Feinstaubexposition wird mit einer räumlichen Auflösung von 1x1 km<sup>2</sup> etwas feiner dargestellt. Dazu werden zusätzliche approximierete PM<sub>2,5</sub>-Jahresmittelwerte aus PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerten abgeleitet, um die Anzahl und die räumliche Abdeckung der PM<sub>2,5</sub>-Datenpunkte zu erhöhen. Für die Bevölkerungsdichte verwendet die EEA ähnliche statistische Daten von Eurostat, die auf den Zensusdaten von 2011 für Deutschland basieren (ETC HE, 2024). Die WHO ermittelt den Indikator im Rahmen des globalen SDG-Monitorings derzeit für 232 Länder mit Fokus auf urbanen Gebieten (SDG-Indikator 11.6.2). Der Wert wird aber auch für die nationale Ebene berichtet. Zur Berechnung werden Modelle verwendet, in die Satellitenfernerkundungsdaten, Chemietransportmodellsimulationen, Topographie, Bevölkerungsschätzungen sowie Daten von Messstationen einfließen.

Die WHO verwendet für Deutschland berichtete Luftqualitätsdaten der EEA, wobei ebenfalls aus den PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerten zusätzlich PM<sub>2,5</sub>-Jahresmittelwerte abgeleitet werden. Stationen an Hotspots, wie zum Beispiel Industriestandorten, werden jedoch explizit ausgeschlossen. Die von der WHO verwendeten Bevölkerungsdaten basieren dagegen auf Bevölkerungsstatistiken der Vereinten Nationen beziehungsweise nationalen Zensusdaten (WHO, 2016; 2024). Insgesamt liegen die Ergebnisse für Deutschland trotz methodischer Unterschiede in der Indikatorberechnung alle in derselben Größenordnung.

Ungeachtet der Reduktion der PM<sub>2,5</sub>-Exposition der Bevölkerung im Betrachtungszeitraum ist festzustellen, dass bis zum Jahr 2021 nahezu die gesamte Bevölkerung in Deutschland PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen im Jahresmittel ausgesetzt war, die den WHO-Richtwert von 5 µg/m<sup>3</sup> überschreiten. Die Belastung der Luft in Deutschland mit Feinstaub hat viele Ursachen: Neben natürlichen Quellen wie Waldbränden, sind vor allem Verbrennungsprozesse sowie die Bildung von sekundärem Feinstaub durch verschiedene gasförmige Vorläuferstoffe – unter anderem aus Verkehr, Industrie und Landwirtschaft wie Stickoxide, Schwefeldioxid und Ammoniak – zu nennen. Zusätzlich ist zu bedenken, dass Feinstaub und seine Vorläuferstoffe auch über große Entfernungen in der Atmosphäre transportiert werden können, wie beispielsweise der Sahara-Staub zeigt. Dies führt dazu, dass die lokal beziehungsweise regional/national nicht beeinflussbare Hintergrundbelastung der Luft durch natürliche Quellen und den Ferntransport bereits einen nennenswerten Anteil des von der WHO vorgeschlagenen Richtwerts von 5 µg/m<sup>3</sup> für PM<sub>2,5</sub> ausmacht. Daher wird dieser Wert in Deutschland in naher Zukunft nicht flächendeckend einzuhalten sein, insbesondere nicht allein auf Basis nationaler Anstrengungen. Aus Sicht des Gesundheitsschutzes muss es dennoch Ziel bleiben, sich schrittweise dem WHO-Richtwert weiter anzunähern. Daher sind Maßnahmen zur weiteren Reduktion der PM<sub>2,5</sub>-Exposition in Deutschland und damit zur Verringerung der feinstaubbedingten Krankheitslast nicht nur auf nationaler, sondern auch auf europäischer Ebene mit Nachdruck zu fordern.

Blickt man nun in die aktuelle Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (Bundesregierung, 2020) und den darin enthaltenen Indikator zur Gesundheitsbelastung durch Feinstaub (DNS-Indikator 3.2.b „Anteil der Bevölkerung mit erhöhter PM<sub>10</sub>-Feinstaubexposition“ (Destatis, 2023a)), zeigt sich jedoch derzeit ein anderes Bild: Im Gegensatz zum hier dargestellten Indikator der Überschreitungen des im Jahr 2021 aktualisierten WHO-Richtwerts für PM<sub>2,5</sub>, beschreibt der DNS-Indikator, wie viele Menschen in Deutschland PM<sub>10</sub>-Konzentrationen im Jahresmittel oberhalb des inzwischen nicht mehr aktuellen WHO-Richtwerts aus dem Jahr 2005 (20 µg/m<sup>3</sup>) ausgesetzt sind. Das umweltpolitische

Ziel für diesen Indikator ist, dass dieser Bevölkerungsanteil in Deutschland bis zum Jahr 2030 auf 0 sinkt. 2021 waren nur noch 0,3 Prozent der Menschen in Deutschland von einer Überschreitung des früheren Richtwerts für PM<sub>10</sub> betroffen (Destatis, 2023a). Das Ziel ist somit bereits nahezu erreicht und lässt an dieser Stelle fälschlicherweise wenig weiteren Handlungsbedarf vermuten. Aufgrund der höheren gesundheitlichen Relevanz der Feinstaubfraktion PM<sub>2,5</sub> im Vergleich zu PM<sub>10</sub> und wegen der aktualisierten WHO-Richtwerte zur Luftqualität von 2021 ist es aus Sicht eines umfassenden Gesundheitsschutzes der Bevölkerung dringend geboten, den DNS-Indikator 3.2.b umzustellen, ihn auf die Feinstaubfraktion PM<sub>2,5</sub> zu beziehen und die Zielsetzung für das Jahr 2030 entsprechend anzupassen. Eine Zielsetzung, die ähnlich wie für PM<sub>10</sub> keine Überschreitungen des aktuellen WHO-Richtwerts für PM<sub>2,5</sub> anstrebt, erscheint jedoch selbst mit den im Rahmen des nationalen Luftreinhalteprogramms geplanten emissionsmindernden Maßnahmen bis 2030 nicht realisierbar. Aus Sicht des umweltbezogenen Gesundheitsschutzes der Bevölkerung in Deutschland muss es dennoch Ziel der Immissionsschutzmaßnahmen bleiben, die Exposition der Bevölkerung gegenüber Luftschadstoffen zeitnah den aktuellen WHO-Richtwerten anzunähern, um die Richtwerte in absehbarer Zeit flächendeckend einzuhalten. Mit Blick auf die gesundheitlichen Risiken durch Luftschadstoffe besteht in Deutschland der größte Handlungsbedarf weiterhin bei PM<sub>2,5</sub> (ETC HE, 2023).

Die vorgestellten Ergebnisse zu den beiden Indikatoren liefern wichtige Informationen zur Verteilung und Entwicklung von gesundheitsgefährdenden PM<sub>2,5</sub>-Belastungen in der deutschen Bevölkerung. Allerdings ist zu beachten, dass in den Berechnungen der flächendeckenden PM<sub>2,5</sub>-Konzentrationen keine Messstationen in Ballungsgebieten mit einer hohen Verkehrsbelastung berücksichtigt wurden. Dadurch wurde die modellierte PM<sub>2,5</sub>-Exposition in Deutschland im Betrachtungszeitraum geringfügig unterschätzt.

Die beschriebenen Zeitreihen für beide Indikatoren sollen auch zukünftig weiterhin in die Indikatoren-Sets für die SDGs beim Statistischen Bundesamt und in die DNS einfließen. Darüber hinaus werden sie regelmäßig im Rahmen der Berichterstattung zu den „Daten zur Umwelt“ des UBA veröffentlicht. Die hier dargestellten bevölkerungsbezogenen Expositionsschätzungen dienen des Weiteren als Datengrundlage für regelmäßige Berechnungen der Krankheitslast der Bevölkerung in Deutschland durch PM<sub>2,5</sub>.

## Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei den Kolleginnen und Kollegen der Abteilung Luft des UBA und insbesondere Stefan Feigenspan und Stephan Nordmann für die Bereitstellung der PM<sub>2,5</sub>-Expositionsdaten und Kommentierung unseres Beitrags.

## Literatur

- [1] Bundesregierung. (2020). Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie – Weiterentwicklung 2021. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/service/publikationen/deutsche-nachhaltigkeitsstrategie-weiterentwicklung-2021-langfassung-1875178>

- [2] Destatis. (2024). Fortschreibung des Bevölkerungsstandes: Bevölkerung – Bundesländer, Stichtag GENESIS-Online. <https://www-genesis.destatis.de/genesis//online?operation=table&code=12411-0010&bypass=true&levelindex=0&levelid=1702485738613#abreadcrumb>
- [3] Destatis. (2023a). 3 Gesundheit und Wohlergehen: Luftbelastung – Gesunde Umwelt erhalten: Indikator 3.2.b: Anteil der Bevölkerung mit erhöhter PM<sub>10</sub>-Feinstaubexposition. Statistisches Bundesamt. Abgerufen am 10. Dezember 2023 von <http://dns-indikatoren.de/3-2-b/>
- [4] Destatis. (2023b). 11 Nachhaltige Städte und Gemeinden: Indikator 11.6.2: Bevölkerungsgewichtete Jahresmittelwerte der Feinstaubkonzentration (z. B. PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>) in Städten. Statistisches Bundesamt. Abgerufen am 10. Dezember 2023 von <https://sdg-indikatoren.de/11-6-2/>
- [5] EC – European Commission. (2022). Proposal for a revision of the Ambient Air Quality Directives. Abgerufen am 15. Dezember 2023 von [https://environment.ec.europa.eu/publications/revision-eu-ambient-air-quality-legislation\\_en](https://environment.ec.europa.eu/publications/revision-eu-ambient-air-quality-legislation_en)
- [6] EEA – European Environment Agency. (2022). Air Quality Health Risk Assessments (NUTS3 and countries). Abgerufen am 10. Januar 2024 von <https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/srv/api/records/cbde49ae-7e01-4789-a3ed-435929aad38c>
- [7] ETC HE – European Topic Centre on Human Health and the Environment. (2024). Air quality maps of EEA member and cooperating countries for 2021 – PM10, PM2.5, O3, NO2, NOx and BaP spatial estimates and their uncertainties (ETC HE Report 2023/3). <https://www.eionet.europa.eu/etcs/all-etc-reports>
- [8] ETC HE – European Topic Centre on Human Health and the Environment. (2023). Health Risk Assessment of Air Pollution: assessing the environmental burden of disease in Europe in 2021 (ETC HE Report 2023/7). <https://www.eionet.europa.eu/etcs/all-etc-reports>
- [9] Richtlinie 2008/50/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa, EU-RL 2008/50/EG (2008). <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/50/oj>
- [10] Europäisches Parlament. (2023). Luftverschmutzung: Strengere Grenzwerte, um bis 2050 verschmutzungsfrei zu sein. Abgerufen am 15. Januar 2024 von <https://www.europarl.europa.eu/news/de/press-room/20230911IPR04915/luftverschmutzung-strengere-grenzwerte-um-bis-2050-verschmutzungsfrei-zu-sein>
- [11] Flemming, J. & Stern, R. (2004). Datenassimilation auf der Basis der Optimalen Interpolation für die Kartierung von Immissionsbelastungen – Beschreibung der Methodik und praktische Anwendung für 2002. Abschlussbericht im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 201 43 250 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Anwendung modellgestützter Beurteilungssysteme für die bundeseinheitliche Umsetzung der EU-Rahmenrichtlinie Luftqualität und ihrer Tochterrichtlinien“. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/datenassimilation-auf-basis-optimalen-interpolation>
- [12] Kallweit, D. & Wintermeyer, D. (2013). Berechnung der gesundheitlichen Belastung der Bevölkerung in Deutschland durch Feinstaub (PM10) [Calculating environmental burden of disease of the German population caused by particulate matter (PM10)]. *Umwelt und Mensch – Informationsdienst*, 4, 18–24. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/360/publikationen/berechnung\\_belastung\\_feinstaub\\_dtl\\_s\\_18-24.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/360/publikationen/berechnung_belastung_feinstaub_dtl_s_18-24.pdf)
- [13] Nordmann, S., Mues, A. C. & Feigenspan, S. (2020). Evaluierung flächenhafter Daten der Luftschadstoffbelastung in Deutschland aus der Chemie-Transportmodellierung [Evaluation of area-related air quality data in Germany from chemistry-transport modelling]. In *Gefahrstoffe, Reinhaltung der Luft* (pp. 281–290). Springer-VDI-Verlag. <https://doi.org/10.37544/0949-8036-2020-07-08-31>
- [14] Statistische Ämter des Bundes und der Länder. (2015). Einwohner je Hektar – Ergebnisse des Zensus am 9. Mai 2011 pro ha (Version 1, 23.04.2015; dl-de/by-2-0; <http://www.govdata.de/dl-de/by-2-0>). [https://www.zensus2011.de/SharedDocs/Downloads/DE/Pressemitteilung/DemografischeGrunddaten/csv\\_Bevoelkerung\\_100m\\_Gitter.zip?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](https://www.zensus2011.de/SharedDocs/Downloads/DE/Pressemitteilung/DemografischeGrunddaten/csv_Bevoelkerung_100m_Gitter.zip?__blob=publicationFile&v=2)

- [15] Stern, R. & Fath, J. (2006). Kartographische Darstellung der flächenhaften Immissionsbelastung in Deutschland durch Kombination von Messung und Rechnung für die Jahre 1999 bis 2003. Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FKZ 204 42 202/03 auf dem Gebiet des Umweltschutzes „Analyse und Bewertung der Immissionsbelastung durch Feinstaub in Deutschland durch Ferntransporte“. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/kartografische-darstellung-flaechenhaften>
- [16] Tobollik, M., Kienzler, S. E., Schuster, C. et al. (2022). Burden of Disease Due to Ambient Particulate Matter in Germany-Explaining the Differences in the Available Estimates. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19. <https://doi.org/10.3390/ijerph192013197>
- [17] Tobollik, M., Plaß, D., Steckling, N. et al. (2018). Das Konzept der umweltbedingten Krankheitslast [The Environmental Burden of Disease Concept]. *Gesundheitswesen*, 80(02), 154–159. <https://doi.org/10.1055/s-0043-110851>
- [18] UBA – Umweltbundesamt. (2024). Daten zur Umwelt. Abgerufen am 01. Februar 2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/daten>
- [19] UBA – Umweltbundesamt. (2023a). Indikator: Belastung der Bevölkerung durch Feinstaub (PM<sub>2,5</sub>). Abgerufen am 15. Januar 2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-belastung-der-bevoelkerung-durch-0#die-wichtigsten-fakten>
- [20] UBA – Umweltbundesamt. (2023b). Indikator: Bevölkerungsgewichtete Feinstaubbelastung (PM<sub>2,5</sub>). Abgerufen am 15. Januar 2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/indikator-bevoelkerungsgewichtete>
- [21] UBA – Umweltbundesamt. (2023c). Luftqualität 2022 – Vorläufige Auswertung [Hintergrundpapier]. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/luftqualitaet-2022>
- [22] UBA – Umweltbundesamt. (2022). Gesundheitliche Bedeutung von Feinstaub. Abgerufen am 31. Januar 2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-gesundheit/gesundheitsrisiken-durch-feinstaub>
- [23] UBA – Umweltbundesamt. (2019). Nationales Luftreinhalteprogramm der Bundesrepublik Deutschland 2019. Abgerufen am 15. Januar 2024 von <https://www.umweltbundesamt.de/nlrp2019>
- [24] US EPA – United States Environmental Protection Agency. (2022). Supplement to the 2019 Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report, 2022) (EPA/635/R-22/028). [https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p\\_download\\_id=544706](https://ordspub.epa.gov/ords/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=544706)
- [25] WHO – World Health Organization. (2024). The Global Health Observatory: SDG Indicator 11.6.2 Concentrations of fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>). Abgerufen am 10. Januar 2024 von [https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/concentrations-of-fine-particulate-matter-\(pm2-5\)](https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/concentrations-of-fine-particulate-matter-(pm2-5))
- [26] WHO – World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. (Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO). <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1>
- [27] WHO – World Health Organization. (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease [Meeting Report]. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/250141/9789241511353-eng.pdf?sequence=1>
- [28] WHO – World Health Organization. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project [Technical Report]. World Health Organization Regional Office for Europe. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/341712/WHO-EURO-2013-4101-43860-61757-eng.pdf?sequence=1>

# Wir müssen reden! – Hilft ein Chatbot im radiologischen Notfall?

## *We need to talk! – Can a Chatbot help during a radiological emergency?*

Maren Gruß

### **Kontakt**

Maren Gruß | Bundesamt für Strahlenschutz | Referat PB 3 Nationale und internationale Zusammenarbeit,  
Forschungskoordination; gesellschaftliche Aspekte des Strahlenschutzes | Ingolstädter Landstraße 1 |  
85764 Oberschleißheim-Neuherberg | E-Mail: mgruss@bfs.de

### **Zusammenfassung**

Im radiologischen Notfall ist das Informationsbedürfnis der Bevölkerung besonders hoch. Bürgerinnen und Bürger suchen nach Informationen über die aktuelle Situation und wenden sich mit ihren Fragen an zuständige Behörden, wie das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS). Die Anzahl an Anfragen würde das BfS im Krisenfall vor Herausforderungen stellen. Eine automatisierte Beantwortung durch einen Chatbot kann die Krisenkommunikation unterstützen und dem Informationsbedürfnis der Bevölkerung entgegenkommen. Die Entwicklung und der Einsatz eines Chatbots für die Notfallkommunikation birgt sowohl Chancen als auch Herausforderungen, die in diesem Artikel beschrieben werden.

---

### **Abstract**

*In a radiological emergency, the public's need for information is particularly high. Citizens seek information about the current situation and direct their questions to relevant authorities, such as the Federal Office for Radiation Protection (BfS). The volume of inquiries would pose challenges for the BfS in a crisis scenario. Automated responses through a chatbot can support crisis communication and meet the public's information needs. The development and use of a chatbot for crisis communication present both opportunities and challenges, as outlined in this article.*







Quelle: Prostock-studio/stock.adobe.com

## Einleitung

Stellen Sie sich vor, in Europa kommt es zu einer Reaktorkatastrophe in einem Kernkraftwerk nicht weit von Deutschland entfernt. Was wäre die Frage, die Ihnen zuallererst in den Sinn kommt? Vermutlich „Was bedeutet das für mich?“ oder „Bin ich sicher?“. Dieses dringende Bedürfnis nach Informationen würde ein Großteil der deutschen Bevölkerung teilen.

In den Tagen und Wochen, die der Reaktorkatastrophe von Fukushima-Daiichi in Japan (2011) folgten, erreichten das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) unzählige Bürgeranfragen. Und das, obwohl sich dieser Unfall mehr als 9.000 Kilometer von Deutschland entfernt ereignete und in Deutschland keinerlei gesundheitliche Gefährdung darstellte.

### Infobox | Aufgaben des BfS im radiologischen Notfall

Die Information und Kommunikation über Strahlenrisiken und die Kommunikation in einem radiologischen Notfall sind wichtige Aufgaben des BfS. In einem radiologischen Notfall koordiniert das BfS als Teil des „Radiologischen Lagezentrum des Bundes“ (RLZ) bundesweite Umweltmessungen und nimmt selbst Messungen vor. Es erstellt ein radiologisches Lagebild und gibt darauf basierend Empfehlungen für Notfallmaßnahmen.

Wie viele Anfragen würden es sein, wenn es zu einem radiologischen Notfall in unmittelbarer Nähe käme? Das Problem drängt sich auf: Unter normalen Umständen erreichen das BfS circa 5.000 telefonische Anfragen pro Jahr. In einem Krisenfall könnte dies das tägliche Aufkommen sein. Die zu erwartende Welle an Anfragen lässt sich mit den personellen Ressourcen eines Bundesamtes nicht stemmen. Eine andere Lösung muss her.

Während die Telefonhotline mit langen Wartezeiten verbunden sein kann, bietet eine automatisierte Beantwortung den Bürgerinnen und Bürgern schnelle und zuverlässige Informationen. Anstatt in Warteschleifen auszuharren, kann bei Aufruf der Webseite des BfS die informationssuchende Person von einem jederzeit verfügbaren Chatbot begrüßt werden. Dem Informationsbedürfnis der Bevölkerung wird nachgekommen und die Bürgerkommunikation des Amtes ausgebaut.

Auch wenn eine Automatisierung der Kommunikation vor dem Hintergrund aktueller technologischer Entwicklungen auf dem Feld der künstlichen Intelligenz naheliegend ist, muss die Frage gestellt werden: Hilft ein Chatbot im radiologischen Notfall? Während viele Unternehmen bereits auf Chatbots setzen, um mit ihren Kunden und Kundinnen zu kommunizieren, bringen ein radiologischer Notfall und die Kommunikation von Strahlungsrisiken neue und einzigartige Anforderungen mit sich. Welche Herausforderungen sind mitzudenken? Und welche Einschränkungen sind zu beachten? Was kann und soll ein Chatbot für die Notfallkommunikation im radiologischen Notfall leisten?

„In Krisenlagen wollen Menschen schnell wissen, wie sie sich zu verhalten haben und was sie tun können, damit sie und ihre Angehörigen sicher sind. Auch wenn ein Chatbot kein Mensch ist, kann er diese Personen mit ihren Ängsten abholen, indem er mit passenden Formulierungen Nähe herstellt.“

Dennis Schwarz, Bürgerkommunikation am BfS

## Chatbots in der Risiko- und Krisenkommunikation

Für eine effektive Risiko- und Krisenkommunikation braucht es ein Vertrauensverhältnis zwischen staatlichen Institutionen und der Bevölkerung. Eine der grundlegenden Voraussetzungen, um dieses Vertrauen aufzubauen, schafft das Angebot, in einen Dialog über Risiken zu treten. Während unter Risikokommunikation der „Austausch von Informationen und Meinungen über Risiken zur Risikovermeidung, -Minimierung und -Akzeptanz“ (BBK, [o.J.](#)) gemeint ist, wird unter Krisenkommunikation der Austausch „während einer Krise zur Verhinderung oder Begrenzung von Schäden an einem Schutzgut“ (ebd.) verstanden. In beiden Fällen ist es unabdingbar, der Bevölkerung das Angebot zum Dialog zu unterbreiten. Im radiologischen Notfall ist die Krisenkommunikation ein essenzieller Bestandteil eines guten Notfallmanagements. Die Information und der Austausch mit der Bevölkerung dienen dem Schutz der physischen wie mentalen Gesundheit der betroffenen Bevölkerung (Pözl-Viol, [2018](#)). Jeder betroffenen Person ein individuelles Dialogangebot zu unterbreiten, erweist sich, besonders im Krisenfall, als kompliziert. Schon die flächendeckende Information der Bevölkerung ist eine Herausforderung. Ein Chatbot

kann die Krisenkommunikation im radiologischen Notfall entscheidend unterstützen, eine große Anzahl an Personen gleichzeitig mit relevanten Informationen versorgen und dabei ein dialogisches Format anbieten. Damit geht das Kommunikationsangebot durch einen Chatbot über die unidirektionale Informationsbeschaffung auf einer Webseite hinaus und ist weniger personalintensiv als die Betreuung einer Hotline oder das Community Management in den Social-Media-Kanälen.

## Eigenschaften von Chatbots in der Risiko- und Krisenkommunikation

Ein Chatbot ist ein spezifischer Anwendungsfall von künstlicher Intelligenz, der unter die Kategorie der *conversational agents* fällt. Ein *conversational agent* ermöglicht eine menschenähnliche, dialogorientierte Interaktion zwischen Mensch und Maschine. Für diese Interaktion imitiert die künstliche Intelligenz menschliche Konversation, indem sie gesprochene oder geschriebene Sprache nutzt. Diese Fähigkeit beruht auf der Verarbeitung natürlicher Sprache mittels Natural Language Processing (NLP) und Natural Language Understanding (NLU) (s. hierzu Kusal et al., 2022). *Conversational agents* zeichnen sich durch eine einfache Benutzeroberfläche, eine 24/7-Erreichbarkeit, schnelles Antwortverhalten und die Fähigkeit, mit Menschen in einen Dialog zu treten, aus (Kusal et al., 2022). Diese Eigenschaften machen einen *conversational agent*, etwa einen Chatbot, zu einem interessanten und wertvollen Tool für die Risiko- und Krisenkommunikation im Strahlenschutz.

In den vergangenen Jahren folgte ein Entwicklungsdurchbruch auf dem Feld der künstlichen Intelligenz dem nächsten. Sobald der Begriff „Chatbot“ fällt, denkt die Mehrheit vermutlich an ChatGPT von Open Ai oder Copilot von Microsoft. Diese Chatbots sind Beispiele für *conversational agents*, denen eine generative künstliche Intelligenz zugrunde liegt. Ihre Besonderheit liegt darin, einen vollkommen neuen Output generieren zu können. Sie erschaffen etwas Neues (García-Peñalvo & Vázquez-Ingelmo, 2023). Die meisten existierenden Chatbots basieren jedoch nicht auf einer generativen künstlichen Intelligenz, sondern auf einem regelbasierten System. In diesem Fall folgt der Chatbot in der Konversation einem fest definierten Set an Regeln (Adamopoulou & Moussiades, 2020). Antworten werden nicht neu geschaffen, sondern stammen aus einem geschlossenen Pool und die verwendete Sprachregelung ist vordefiniert. Diese Art der Chatbots sind besonders gut dazu geeignet, spezifische Aufgaben zu erfüllen, wie beispielsweise sich häufig wiederholende Fragen (Frequently asked questions = FAQs) zu beantworten (vgl. hierzu die Chatbot-Klassifikation nach Hussain et al., 2019). Hierfür wird die Frage, die eine nutzende Person an den Chatbot stellt (Input), auf bestimmte Schlagworte (keyword-based) oder Muster (pattern-based) hin durchsucht. Wenn eine Übereinstimmung mit einem Set an Antworten in der Datenbank des Chatbots besteht, wird die entsprechende Antwort ausgegeben (Output) (Kusal et al., 2022).

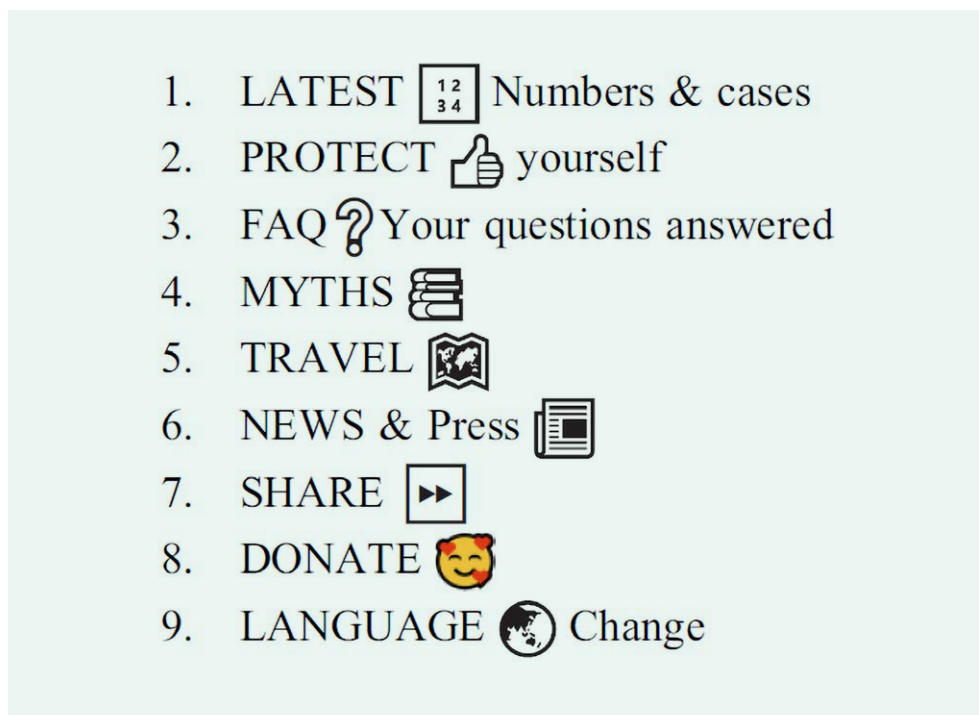
In der Gesundheitskommunikation kommen bereits seit einigen Jahren „Healthbots“ zum Einsatz. Ein Healthbot ist ein Chatbot, der Gesundheitsfragen beantwortet. Da diese zu einem großen Teil Fragen zu Gesundheitsrisiken umfassen, ist ein Healthbot ein gutes Beispiel für die Anwendung eines *conversational agents* in der Risikokommunikation. Während der Covid-19-Pandemie wurden vermehrt Healthbots in der Kommunikation

über das Virus und die Schutzimpfungen eingesetzt, die unterschiedliche Aufgaben erfüllen, wie beispielsweise

- die Beantwortung von FAQs,
- das Stellen von Fragen zum Gesundheitszustand, um eine Diagnose zu erleichtern,
- das Erfassen von Gesundheitsdaten zur Unterstützung von gesundheitsförderndem Verhalten,
- Unterstützung beim Ausfüllen von Formularen,
- Handlungsempfehlungen und Vermittlung an einen Arzt oder eine Ärztin (Almalki & Azeez, [2020](#)).

Ein Fallbeispiel ist der WHO Health Alert. Die WHO hat während der Covid-19-Pandemie die Möglichkeit zur Kommunikation mit einem Healthbot über WhatsApp angeboten. Dabei konnten die nutzenden Personen Informationen erfragen, indem sie mit der entsprechenden Nummer oder den entsprechenden Emojis geantwortet haben ([□Abbildung 1](#)):

**Abbildung 1: WhatsApp-Mitteilung des Health Alert Chatbots der WHO (Walwema, [2021](#)).**



Begleitende Forschung zur User Experience (UX) und User Interface (UI) geben Aufschluss darüber, wie Chatbots, beispielsweise ein Covid-19 Healthbot, wahrgenommen werden und die Benutzung eingeschätzt wird. Es lassen sich einige Charakteristiken eines guten Chatbots festhalten, die zentral für die Zufriedenheit der nutzenden Personen sind:

### 1) Vertrauenswürdigkeit

Ein Chatbot, der für die Zwecke der Risiko- und Krisenkommunikation eingesetzt wird, muss entsprechend vertrauenswürdig sein. Personen treten nur dann in einen offenen Dialog ein, wenn sie ihrem Konversationspartner vertrauen. Das Vertrauen hängt von

verschiedenen Faktoren, wie den wahrgenommenen Fähigkeiten des Chabots oder seinem „Wohlwollen“ ab. Auch die Integrität eines Chatbots spielt eine wichtige Rolle. Die Aussagen, die ein Chatbot tätigt, müssen mit seinen Aktionen übereinstimmen. Wenn der Chatbot beispielsweise ankündigt, dass die Daten der nutzenden Person vertraulich behandelt werden, dann müssen diese auch vertraulich behandelt werden (Dennis et al., [2020](#)).

## 2) Vorurteilsfreiheit

Ein großer Vorteil eines Chatbots gegenüber einem Menschen ist, dass er frei von Vorurteilen in eine Konversation tritt. Bei der Programmierung ist daher genau darauf zu achten, keine Stereotype oder Vorurteile weiterzugeben. Während die Interaktion zwischen Menschen immer von bewussten und unbewussten Einstellungen geprägt ist, welche die Konversation zwangsläufig beeinflussen, kann ein Chatbot als neutraler Gesprächspartner auftreten, der sein Gegenüber nicht bewertet. Dies stellt insbesondere in der Kommunikation über sensible Themen einen großen Vorteil dar, da Personen eher dazu neigen, heikle Themen anzusprechen (Dennis et al., [2020](#); Tsai et al., [2020](#)).

## 3) Künstliche Empathie

Ein Chatbot kann niemals empathisch sein, da diese Eigenschaft eine genuin menschliche ist. Insofern wird in der Literatur meist von künstlicher Empathie in Ermangelung einer passenderen Alternative gesprochen. Allerdings kann ein Chatbot mittels eines sozial-orientierten Kommunikationsstils Eigenschaften suggerieren, die einer effektiven Risiko- und Krisenkommunikation zuträglich sind. So können unter anderem Interesse und Fürsorge, kurz Wärme, vermittelt werden. Die wahrgenommene Wärme in der Konversation mit einem Chatbot, die beispielsweise durch einen informellen Konversationsstil und personalisierte Antworten hervorgerufen werden kann, trägt maßgeblich zu einem positiven Nutzungserlebnis bei (Xu et al., [2022](#)).

## 4) Leistungsfähigkeit und „Intelligenz“

Die Fähigkeiten eines Chatbots, eine Anfrage erfolgreich zu beantworten, beeinflussen dessen wahrgenommene Intelligenz und Nützlichkeit. Damit ein Chatbot als nützlich betrachtet wird, muss er schnell, effizient und zuverlässig kommunizieren (Dennis et al., [2020](#); Piccolo et al., [2018](#); Tsai et al., [2020](#)). Das meint, dass der Chatbot zu einem großen Teil korrekte Antworten gibt. Diese sollten außerdem sachkundig, akkurat und vorausschauend sein (Piccolo et al., [2018](#)). Gibt der Chatbot eine falsche Antwort oder ist nicht in der Lage die Frage zu verstehen, schlägt die Kommunikation fehl.

## 5) Einfachheit

Das Nutzungserlebnis im Allgemeinen hat ebenfalls einen Einfluss auf die Kommunikation. Die Benutzeroberfläche sollte einfach und intuitiv zu verwenden sein. Die Nutzung selbst sollte reibungslos verlaufen und der Chatbot an den Bedürfnissen der nutzenden Person orientiert sein (Piccolo et al., [2018](#)).

All diese Eigenschaften sind nicht nur für die effektive Kommunikation von Healthbots wichtig, sondern können auf viele Anwendungsfelder von *conversational agents* übertragen werden. In der Risiko- und Krisenkommunikation im Strahlenschutz sind sie ebenfalls von zentraler Bedeutung. Im Fall eines radiologischen Notfalls steht die Bevölkerung im ersten Moment vor einer ungewissen Situation, die zu Verunsicherung führen wird. Ein vertrauenswürdiges, fürsorgliches Auftreten ist von zentraler Bedeutung für einen

Notfall-Chatbot. Eine einfache Benutzung und ein zufriedenstellendes Antwortverhalten sind in einer dringlichen und unsicheren Situation, in der betroffene Personen schnell an relevante Informationen gelangen möchten, ebenfalls unabdingbar. Diese Ansprüche an einen Chatbot für den radiologischen Notfallschutz bringen allerdings auch einige Herausforderungen mit sich.

## Herausforderungen in der Kommunikation über Strahlenrisiken mithilfe eines Chatbots

Die Kommunikation und Information über Strahlenrisiken sind in besonderem Maße anspruchsvoll. Das Wort „Strahlung“ löst bei vielen Menschen Ängste und Sorgen aus. Es ist ein abstraktes Risiko, da es weder zu sehen, noch zu schmecken oder zu riechen ist und mögliche gesundheitliche Konsequenzen oft zeitverzögert auftreten (Pözl-Viol, 2022). Um Strahlenrisiken nachvollziehbar kommunizieren zu können, bedarf es einer klaren Darstellung wissenschaftlicher Informationen. Ein derart komplexes Thema verständlich und gleichzeitig präzise und akkurat zu erklären, ist eine der zentralen Herausforderungen guter Risikokommunikation (Brust-Renck et al., 2015). Damit ein Chatbot diese Aufgabe erfüllen kann, muss der Komplexität des Themas bereits während der Programmierung des Chatbots Rechnung getragen werden.

In einem radiologischen Notfall kommt hinzu, dass sich die Situation entwickelt und Informationen entsprechend schnell veraltet sein können. Die Bevölkerung stets mit den aktuellsten Informationen über die radiologische Lage zu versorgen, ist eine der zentralen Aufgaben guter Krisenkommunikation (Pözl-Viol, 2018). Damit auch ein Notfall-Chatbot immer auf aktuelle Informationen zurückgreifen kann, muss die Datenbank des Chatbots regelmäßig aktualisiert werden. Zeit ist in diesem Fall ein ausschlaggebender Faktor.

Die kommunizierten Fakten müssen aus vertrauenswürdigen Quellen stammen. Falschinformationen, irreführende oder schlechte Empfehlungen können schwerwiegende Folgen haben. Für einen Notfall-Chatbot bedeutet dies, dass die Informationen und deren zugrundeliegenden Quellen regelmäßig überprüft und aktualisiert werden. Dabei ist Transparenz von besonderer Bedeutung. Der offene Umgang mit wissenschaftlichen Unsicherheiten, die transparente Darstellung der Quellen sowie die Offenlegung der Datengrundlage des Chatbots können die Vertrauenswürdigkeit steigern (Balog-Way et al., 2020).

Doch Transparenz alleine genügt nicht, um das Vertrauen in die Institutionen des Strahlenschutzes herzustellen oder zu steigern. Ein ehrliches Interesse an den Anliegen der Öffentlichkeit und die Bereitschaft zuzuhören und auf Augenhöhe zu kommunizieren sind ebenfalls wichtig (IRPA 2023; WHO, 2021; Zölzer & Zölzer, 2022). Es ist Empathie, die die Öffentlichkeit, insbesondere die betroffene Bevölkerung, erwartet. Empathie zu zeigen, impliziert, dass die Sorgen der betroffenen Bevölkerung erkannt, verstanden und nachempfunden werden (Zölzer & Zölzer, 2022). Die Fähigkeit Empathie zu zeigen, wird als genuin menschliche Fähigkeit betrachtet und kann durch eine Maschine im besten Fall simuliert werden. Ein Chatbot wird nicht zu Empathie in der Lage sein, kann jedoch einen empathischen Kommunikationsstil unterstützen. Erste Studien zeigen, dass eine künstliche Intelligenz Ärztinnen und Ärzten helfen kann, die Patientenkommunikation empathischer zu gestalten, indem beispielsweise Formulierungshilfen zur Verfügung gestellt werden (Sharma et al., 2023; Amr & Meder, 2023). Ein Chatbot kann zwar



sozial-orientierte Antworten geben („Es tut mir leid, dass es dir schlecht geht.“), diese Art der simulierten Empathie ist jedoch rein textbasiert und programmiert. Aus diesem Grund kann ein Chatbot nur als Unterstützung der Krisenkommunikation menschlicher Kommunikatorinnen und Kommunikatoren gedacht werden, nicht als Ersatz.

Es gibt jedoch auch Situationen, in denen die Kommunikation mittels eines Chatbots im Vorteil ist. Im Falle eines radiologischen Notfalls ist es essenziell, alle betroffenen Personen zeitnah über die radiologische Lage zu informieren. Für einige Bevölkerungsgruppen stellen Sprachbarrieren jedoch ein Hindernis dar. Insbesondere dann, wenn eine radiologische Lage in Grenzgebieten vorliegt. Die Informationen der zuständigen Behörden werden nicht oder falsch verstanden, da sie womöglich nicht in der Muttersprache der betroffenen Person verfügbar sind. Ein Chatbot kann im Krisenfall Informationen in mehreren Sprachen oder in einfacher Sprache anbieten, um diese Sprachbarrieren zu überbrücken. Er kann darüber hinaus barrierefrei gestaltet werden.

Schlussendlich ist bei der Kommunikation über Strahlenrisiken auch die Sicherheit personenbezogener Daten zu beachten. In Gesprächen über Strahlenrisiken fließen mitunter sensible Daten ein, wie beispielsweise Gesundheitsdaten einer Person. Bei der Verwendung eines Chatbots für die Notfallkommunikation müssen entsprechende datenschutzrechtliche Vorkehrungen getroffen werden, um den Schutz personenbezogener Daten zu gewährleisten.

All diese Herausforderungen machen die Umsetzung eines Chatbots für die Kommunikation im radiologischen Notfall zu einer komplexen Aufgabe. Der Mehrwert einer automatisierten Beantwortung von Bürgeranfragen überwiegt jedoch bei weitem. Wie diesen Herausforderungen begegnet wird, wird im Folgenden exemplarisch am Entwicklungsprozess eines Notfall-Chatbots am BfS dargestellt.

## Exkurs: Entwicklungsprozess eines Chatbots für den radiologischen Notfall

Der Mehrwert eines Chatbots liegt auf der Hand: Es können eine Vielzahl von Anfragen gleichzeitig beantwortet werden. Der Chatbot steht rund um die Uhr zur Verfügung und liefert wichtige Informationen schnell und zuverlässig dann, wenn sie gebraucht werden. Ein Chatbot ist nutzerorientiert einsetzbar, einfach zu bedienen und bietet eine komfortable Alternative zu langen Warteschleifen am Telefon. Gleichzeitig werden die personellen Ressourcen der Presse- und Öffentlichkeitsarbeit unterstützt, die in Krisenzeiten besonders beansprucht werden. Aus diesem Grund arbeitet das BfS gemeinsam mit dem Anwendungslabor für Künstliche Intelligenz und Big Data am Umweltbundesamt (KI-Lab) an einem Chatbot für die Kommunikation im radiologischen Notfall.

## Infokasten: Das KI-Lab am UBA

Das KI-Lab ist eine Initiative im Rahmen der Umweltpolitischen Digitalagenda des BMUV und Teil des BMUV 5-Punkte-Programms „Künstliche Intelligenz für Umwelt und Klima“. Es werden rund 30 Mitarbeitende an den UBA-Standorten in Leipzig, Berlin und Dessau-Roßlau beschäftigt. Zu dem interdisziplinären Team gehören unter anderem Expertinnen und Experten aus den Bereichen Projektmanagement, Data Science, Data Engineering, High Performance Computing, KI-Ethik, Remote Sensing, User Experience und Interface Design. Das KI-Lab entwickelt konkrete Anwendungen, die die vielfältige Arbeit des Umweltressorts verbessern – von Arten- bis Strahlenschutz, nuklearer Sicherheit bis zur Klimawandelanpassung und Umweltmonitoring.

## Kollaborativer Entwicklungsprozess mit dem KI-Lab

Dem Ziel eines einsatzfähigen Chatbots geht ein ausführlicher Entwicklungsprozess voraus: das KI-Lab am Umweltbundesamt (UBA) hat hierzu eine ausführliche Workshop-Reihe durchgeführt. Im Rahmen dieser Workshops werden in einem gemeinsamen Team aus Kolleginnen und Kollegen des KI-Labs und des BFS die konzeptionellen Vorarbeiten für die Produktentwicklung geleistet.

Zu Beginn müssen die Bedarfe genau definiert werden. Dabei wird die Perspektive der Nutzenden einer Anwendung eingenommen, um eine maximale Nutzerorientierung bei der Entwicklung des Produkts zu gewährleisten („Design Thinking Prozess“). In einem ersten Schritt werden die relevanten Zielgruppen des Chatbots identifiziert und beschrieben. Die Zielgruppenanalyse erfolgt über die Erstellung von Personae. Eine Persona ist eine fiktive Person, die stellvertretend für eine bestimmte Zielgruppe steht und dieser ein Gesicht verleiht. Dafür werden nicht nur die soziodemografischen Besonderheiten einer Zielgruppe herangezogen, sondern auch deren Interessen, Werte, Motivationen, Kenntnisse und Fähigkeiten beschrieben.

Sind die Zielgruppen identifiziert und mittels Personae beschrieben, stellt sich die Frage: Warum nutzt diese Persona den Notfall-Chatbot des BFS? Was sind ihre Anforderungen an das Produkt? Durch die Beschreibung von sogenannten „User Stories“ werden die fachlichen Anforderungen an den Chatbot ebenfalls aus der Perspektive der Nutzenden definiert.

Auf Basis der fachlichen Anforderungen werden technische Anforderungen an das Produkt abgeleitet. Hierzu wird eine Datenflussanalyse durchgeführt. Diese beginnt mit einer Betrachtung der angestrebten Datenziele der Chatbot-Anwendung, die auf den fachlichen Anforderungen aufbauen. Anschließend wird analysiert, welche Eingangsdaten für den Chatbot vorliegen und benötigt werden; beispielsweise wie diese Daten bereitgestellt und nutzungsrechtkonform verwendet werden können. Abschließend wird die Datenverarbeitung in den Blick genommen: Es werden Analysemethoden oder KI-Ansätze zur Verarbeitung der Eingangsdaten spezifiziert, mit denen die gesetzten Datenziele realisiert werden können.

„Die Ergebnisse aus den Workshops mit dem Blick aus der Perspektive der Menschen, die den Notfall-Chatbot verwenden werden, ist für uns in der kommenden Umsetzungsphase ganz entscheidend: Wir verstehen die Bedürfnisse und Motivationen besser und können mit diesem Wissen die Wege der Nutzenden in der Notfallkommunikation mit dem Chatbot in unterschiedlichen Szenarien vorausdenken und vor dem Rollout mit echten Personen testen.“

Stephanie Hotz, UX/UI-Designerin im KI-Lab am UBA

## Vision

Das Ergebnis ist eine klar definierte Produktvision: Ein dialog-orientierter, hilfsbereiter und vertrauenswürdiger Chatbot, der versucht auf sein Gegenüber einzugehen. Wichtig ist, dass es sich dabei nicht um eine generative künstliche Intelligenz handeln sollte, wie es bei ChatGPT der Fall ist. Ein Notfall-Chatbot kommuniziert in einer Krisensituation und darf sich keine Fehler erlauben. Die Möglichkeit, dass neue Antworten durch den Chatbot geschaffen werden, die nicht vorab geprüft wurden, darf nicht bestehen. Daher wird es sich bei dem Notfall-Chatbot des BfS um ein regelbasiertes System mit einem geschlossenen Antwortpool handeln. Der Antwortpool besteht aus geprüften Informationen, die der Chatbot für seine Antworten heranziehen kann. Der Chatbot soll einfach zu nutzen sein, effizient kommunizieren und nur eine minimale Fehleranfälligkeit besitzen. Ausgehend von dieser Zielvision wird ein Chatbot entwickelt, der auch für zukünftige Entwicklungen anschlussfähig bleibt.

## Hilft ein Chatbot im radiologischen Notfall?

Ein radiologischer Notfall ist als Großschadenslage auch für die Krisenkommunikation des BfS eine besondere Herausforderung. Die Bevölkerung wird ein dringliches Interesse an Informationen über die aktuelle Lage haben, das in einem rapiden Anstieg an Bürgeranfragen münden wird. Diesem Anstieg mit vorhandenen personellen Ressourcen in der Bürgerkommunikation nachzukommen, ist nicht möglich, wie erste Erfahrungen nach der Reaktor Katastrophe in Fukushima-Daiichi 2011 gezeigt haben. Eine automatisierte Beantwortung von Bürgeranfragen mit Hilfe eines Chatbots kann die Bürgerkommunikation des Amtes unterstützen und dem gesteigerten Informationsbedürfnis der Bevölkerung nachkommen. Doch auch wenn die Vorteile einer solchen Lösung auf der Hand liegen, müssen die Herausforderungen, die der Einsatz einer künstlichen Intelligenz in der Notfallkommunikation mit sich bringt, bereits frühzeitig adressiert und in der Umsetzung berücksichtigt werden.

Wenn diesen Herausforderungen Rechnung getragen und die Ansprüche an einen effektiv kommunizierenden Chatbot erfüllt werden, ist die Unterstützung, die er im Krisenfall leistet, von großem Mehrwert. Insbesondere das Angebot zum Dialog, wenn auch mit einem *conversational agent*, gibt der nutzenden Person nicht nur die Möglichkeit Informationen einzuholen, sondern auch, sich darüber auszutauschen. Auch wenn der Dialog mit einem Menschen in den meisten Fällen bevorzugt wird, kann dies aufgrund beschränkter

Ressourcen nicht immer angeboten werden. Ein Chatbot bietet eine Alternative und kommt damit einem wichtigen Anspruch an gute Risiko- und Krisenkommunikation nach: der Möglichkeit zum Dialog.

## Danksagung

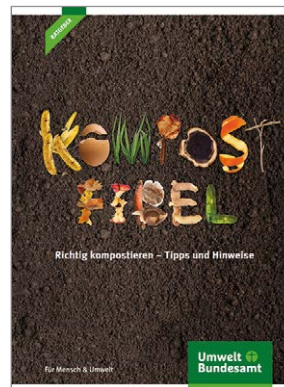
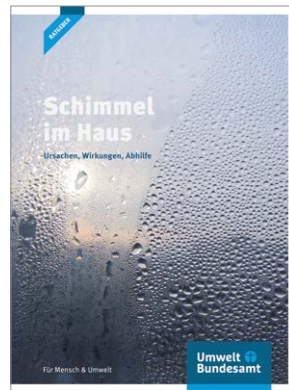
Die Entwicklung des BfS-Chatbots für die Notfallkommunikation wird in Kollaboration mit dem KI-Anwendungslabor am Umweltbundesamt durchgeführt. Die Autorin dankt Dennis Schwarz, Charlotte Fehn, Stephanie Hotz, Simon Becker und Tilman Hartwig für ihren wertvollen Beitrag zu diesem Artikel.

## Literatur

- [1] Adamopoulou, E., & Moussiades, L. (2020). An overview of chatbot technology. In IFIP international conference on artificial intelligence applications and innovations (pp. 373–383). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-49186-4\\_31](https://doi.org/10.1007/978-3-030-49186-4_31)
- [2] Almalki, M., & Azeez, F. (2020). Health chatbots for fighting COVID-19: a scoping review. *Acta Informatica Medica*, 28(4), 241.
- [3] Amr, A., & Meder, B. (2023). Der Aufbruch generativer KI in der Medizin: Empathie durch Emulation. *Aktuelle Kardiologie*, 12(06), 444–449.
- [4] Balog-Way, D., McComas, K., & Besley, J. (2020). The evolving field of risk communication. *Risk analysis*, 40(S1), 2240–2262.
- [5] BBK – Bundesamt für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe (o. J.): Glossar. Abgerufen am 12. Januar 2024 von [https://www.bbk.bund.de/DE/Infothek/Glossar/glossar\\_node.html](https://www.bbk.bund.de/DE/Infothek/Glossar/glossar_node.html)
- [6] Brust-Renck, P. G. R., Reyna V. F., Corbin, J. C. C. et al. (2015). The Role of Numeracy in Risk Communication. In H. Cho, T. Reimer, & K. A. McComas (Eds.), *The SAGE handbook of risk communication* (135–145). SAGE Publications, Inc.
- [7] Dennis, A. R., Kim A., Rahimi M. et al. (2020). User reactions to COVID-19 screening chatbots from reputable providers. *Journal of the American Medical Informatics Association*, 27(11), 1727–1731.
- [8] García-Peñalvo, F., & Vázquez-Ingelmo, A. (2023). What do we mean by GenAI? A systematic mapping of the evolution, trends, and techniques involved in Generative AI. *International Journal of Interactive Multimedia and Artificial Intelligence*, 8(4), 7–16.
- [9] Hussain, S., Ameri Sianaki, O., & Ababneh, N. (2019). A survey on conversational agents/chatbots classification and design techniques. In *Web, Artificial Intelligence and Network Applications: Proceedings of the Workshops of the 33rd International Conference on Advanced Information Networking and Applications (WAINA-2019)* 33 (946–956). Springer International Publishing.
- [10] International Radiation Protection Association (2023). Practical guidance for engagement with the public on radiation and risk. IRPA Executive Council.
- [11] Kusal, S., Patil, S., Choudrie, J. et al. (2022). AI-based conversational agents: A scoping review from technologies to future directions. *IEEE Access*, 10, 92337–92356.

- [12] Piccolo, L. S., Roberts, S., Iosif, A. et al. (2018). Designing chatbots for crises: A case study contrasting potential and reality. In Proceedings of the 32nd International BCS Human Computer Interaction Conference 32 (1–10).
- [13] Pözl-Viol, C. (2018). Krisenkommunikation im Notfallschutz – Ziele und Herausforderungen. UMID: Umwelt und Mensch – Informationsdienst, 1, 73–82.
- [14] Pözl-Viol, C. (2022). Besonderheiten der Risiko- und Krisenkommunikation im Strahlenschutz und radiologischen Notfallschutz. Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz, 65(5), 608–614.
- [15] Sharma, A., Lin I. W., Miner, A. S. et al. (2023). Human–AI collaboration enables more empathic conversations in text-based peer-to-peer mental health support. Nature Machine Intelligence, 5(1), 46–57.
- [16] Tsai, W. H. S., Lun, D., Carcioppolo, N. et al. (2021). Human versus chatbot: Understanding the role of emotion in health marketing communication for vaccines. Psychology & Marketing, 38(12), 2377–2392.
- [17] Walwema, J. (2021). The WHO health alert: communicating a global pandemic with WhatsApp. Journal of Business and Technical Communication, 35(1), 35–40.
- [18] WHO – World Health Organization (2021). Effective risk communication for environment and health: a strategic report on recent trends, theories and concepts. WHO Regional Office for Europe.
- [19] Xu, Y., Zhang, J. Y., & Deng, G. K. (2022). Enhancing customer satisfaction with chatbots: The influence of communication styles and consumer attachment anxiety. Frontiers in psychology, 13, Article 902782.
- [20] Zölzer, F., & Zölzer, N. (2022). The role of empathy in ethics of radiological protection. Journal of Radiological Protection, 42(1), 014002.





Diese Publikationen können Sie auf der Internetseite des Umweltbundesamtes [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de) kostenfrei lesen und herunterladen.

