



Welche Prozesse sind für das Umweltverhalten von PFAS im Boden verantwortlich?

E. Weidemann (eva.weidemann@uni-kassel.de)¹, J. Kowalczyk (janine.kowalczyk@bfr.bund.de)², H. Just (hildegard.just@bfr.bund.de)², J. Breuer (joern.breuer@ltz.bwl.de)³, B. Göckener (bernd.goeckener@ime.fraunhofer.de)⁴, R. Lämmer (rene.laemmer@ime.fraunhofer.de)⁴, T. Stahl (thorsten.stahl@cvua-mel.de)⁵, M. Bücking (mark.buecking@ime.fraunhofer.de)^{4,6}, M. Gaßmann (gassmann@uni-kassel.de)¹

¹ Fachgebiet Hydrologie und Stoffhaushalt, Universität Kassel, Kurt-Wolters-Str. 3, 34125 Kassel

² Bundesinstitut für Risikobewertung, Max-Dohrn-Str. 8-10, 10589 Berlin

³ Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ), Neßlerstraße 23, 76227 Karlsruhe

⁴ Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Oekologie IME, Auf dem Aberg 1, 57392 Schmallenberg

⁵ Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe (CVUA-MEL), Joseph-König-Str. 40, 48147 Münster

⁶ School of Chemistry, Monash University, Box 23, Victoria 3800 Australien

Zusammenfassung

Seit den letzten Jahrzehnten rückte die chemische Gruppe der PFAS (Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen) in den Fokus der Wissenschaft. PFAS gelangen durch Industrieprozesse, unsachgemäße Handhabung und Produktverwendungen in die Umwelt und stellen dort eine Gefahr für die Gesundheit von Lebewesen dar. Die Erforschung des Verhaltens von PFAS im Boden und deren Modellierung ist erforderlich, um Langzeitrisiken abschätzen zu können.

In vergangenen Modellierungsstudien wurde bereits festgestellt, dass neben den bekannten reversiblen Sorptionsprozessen weitere Bindungsvorgänge im Boden (irreversible Adsorption, Sorption an Grenzflächen), stattfinden müssen. Die irreversible Sorption wird innerhalb von PROSPeCT in die PFAS-Modellierung integriert.

Hintergrund

Per- und Polyfluorierte Alkylsubstanzen (*engl. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances*, PFAS) sind fluorhaltige, anthropogen hergestellte Verbindungen, die die unterschiedlichsten physikalischen und chemischen Eigenschaften haben können. Derzeit sind 42 Gruppen und Untergruppen von PFAS (Buck et al. 2011) und etwa 5.000 Einzelverbindungen (FDA 2019) bekannt.

Viele PFAS werden aufgrund der hohen thermischen Stabilität (C-F-Bindung), der Verringerung von Oberflächenspannungen, sowie der Fähigkeit, gegenüber Wasser sowie Öl abweisend zu sein, industriell eingesetzt (Bell et al. 2019). PFAS werden unter anderem aufgrund der genannten Eigenschaften zur Herstellung von elektrischen Kabeln und Drähten (thermische Stabilität), in Feuerlöschschäumen (Verringerung der Oberflächenspannung von Wasser) und zur Oberflächenbehandlung von Papier (wasser- und ölabweisende Oberfläche) eingesetzt (Glüge et al. 2020).

Die Eigenschaften der Substanzen, die in der Industrie genutzt werden, können verschiedene unerwünschte Auswirkungen auf das Ökosystem haben. Die hohe Stabilität der

Verbindungen (Remde et al. 1996) beispielsweise erschwert die Substanzentfernung aus der Umwelt.

Der Eintrag von PFAS in die Umwelt ist vielfältig; es gibt zahlreiche Punktquellen sowie diffuse Verbreitungspfade. Zu den Punktquellen gehören beispielweise mit PFAS belasteter Kläranlagenablauf (Ahrens et al. 2011) oder mit PFAS belastete Feuerlöschschäume, die bei Übungen oder Einsätzen über den Boden in das Grundwasser gelangen können (Houtz et al. 2016). Zu den diffusen Verbreitungspfaden gehört der Eintrag über atmosphärische Deposition wie Niederschlag (Eschauzier et al. 2010; Miner et al. 2020).

Aus der Persistenz vieler PFAS, insbesondere der Untergruppe der PFAA (*engl. perfluoroalkyl acids*), resultiert eine Akkumulation im Boden und in auf ihm wachsenden Pflanzen, einschließlich Nutzpflanzen, die als Futtermittel und Lebensmittel angebaut werden. Persistente PFAS mit einer hohen Mobilität können hingegen zu einer langfristigen Kontamination des Grundwassers führen. Eine Vielzahl von PFAS wurde sowohl in besiedelten als auch abgelegenen unbesiedelten Gebieten nachgewiesen, wie z.B. auf der westlichen antarktischen Halbinsel (Vento et al. 2012). PFAS wurden bereits in zahlreichen Umweltmatrices gefunden, hierzu zählen unter anderem Messungen in Böden (Rankin et al. 2016), in Luft (Bell et al. 2019), in Gewässern (Ahrens et al. 2009), in Nahrungsnetzen (Tomy et al. 2004), in Tieren (Kannan et al. 2001) und in Menschen (Yeung et al. 2006).

Ein aktueller Schadensfall in Deutschland ist die Kontamination von landwirtschaftlichen Flächen in Rastatt/Baden-Baden. Diese wurde durch Papierschlämme, die als Bodenverbesserer eingesetzt wurden, und PFAS-Verbindungen enthielten, verursacht (Regierungspräsidium Karlsruhe 2018). Innerhalb des Förderprogramms BWPLUS des Landes Baden-Württemberg wurde eine Forschungsreihe gestartet, um PFAS und ihr Verhalten in der Umwelt näher zu beleuchten. Innerhalb des Projektes PROSPeCT (PFAA and Precursors Soil Plant Contamination) aus der BWPLUS-Forschungsreihe, wird das Verhalten verschiedener PFAS im Boden, der Transfer in Maispflanzen sowie die Transformation von sogenannten Vorläuferverbindungen (*engl. precursors*) untersucht. Als Vorläuferver-

bindungen werden die PFAS bezeichnet, die in der Umwelt zu den persistenten PFAA abgebaut werden können.

Informationen über das physikalisch-chemische Verhalten von PFAS sind notwendig, um Langzeitfolgen bei Kontaminationen wie bspw. in Rastatt/Baden-Baden abschätzen zu können und um langfristig Grenzwerte für den Vollzug festzulegen. Bei einer Bodenkontamination können Risiken für Landwirtschaft und Grundwasser entstehen und somit über den Eintrag in die Nahrungskette für den Endverbraucher. Mit Hilfe von Modellierungstools sollen Sorptions- und Abbauprozesse von PFAS sowie der Transfer in die Pflanze nachgebildet werden. Im Folgenden werden mögliche Prozesse, die im Boden ablaufen (können), Experimente, die hierfür durchgeführt werden, sowie die Nutzung von Modellen zur Prozessbeschreibung fokussiert.

Das Sorptionsverhalten von PFAS

Das Sorptionsverhalten der PFAS im Boden ist abhängig von ihrer Kettenlänge und funktionellen Gruppe (Gellrich et al. 2012; Milinovic et al. 2015), den jeweiligen Bodeneigenschaften wie u.a. pH-Wert, Gehalt an organischem Kohlenstoff, Salzgehalt und Huminsäuren (Campos Pereira et al. 2018; Chen et al. 2013), den Substanzeigenschaften und vermutlich dem Vorhandensein von weiteren Kontaminanten (Brusseau 2020). Der Einfluss verschiedener Parameter wurde in vielen Studien bereits belegt (Campos Pereira et al. 2018; Du et al. 2014; Li et al. 2019). Eine Untersuchung durch Li et al. (2018) ergab jedoch, dass der relative Einfluss der in Studien untersuchten Parameter, aufgrund einer zu geringen Informationslage nicht quantifiziert werden konnte.

Die Sorption von einzelnen PFAS wird häufig mittels Verteilungskoeffizienten (K_D , K_{OC}) quantifiziert. Aufgrund verschiedener Umstände, die die Sorption eines Stoffes beeinflussen, sind diese Werte oft lediglich für den untersuchten Boden innerhalb der gewählten Versuchsbedingungen gültig und nicht direkt auf einen anderen Boden übertragbar.

Zur Untersuchung des Sorptionsverhaltens von PFAS im Boden werden Leachingexperimente oder Batchversuche durchgeführt. In Leachingexperimenten wird eine bekannte Menge einer Substanz auf oder in einen Bodenkörper gemischt. Der Bodenkörper wird mit Wasser durchflossen, wobei beide vertikalen Fließrichtungen möglich sind. Die Konzentration der Substanz wird im Sickerwasser ermittelt. Die Durchbruchkurve wird mit der eines nicht-sorptiven Tracers verglichen. Zusätzlich können die Substanzen in den Bodenschichten gemessen werden, um eine Massenbilanz der Substanz aufzustellen zu können.

In Batchversuchen wird das Sorptionsverhalten von Substanzen unter verschiedenen Bedingungen untersucht. Hierzu wird eine definierte Menge der Substanz, Wasser und Boden in ein Gefäß gefüllt und meistens für ein paar Tage mechanisch geschüttelt. Nach dem Einstellen eines Sorptionsgleichgewichts wird die Menge der Substanz im Wasser und im Boden

gemessen. Hieraus kann der Sorptionskoeffizient berechnet werden. Wird der Versuch mit mehreren Konzentrationen wiederholt, kann eine Sorptionsisotherme angepasst werden.

Der Aufwand für Batchversuche ist im Gegensatz zu Leachingversuchen wesentlich geringer, jedoch können in Leachingversuchen die realen Gegebenheiten aus dem Feld genauer nachgebildet werden. Bei Leachingexperimenten kann zwischen der Verwendung von Freilandlysometern und Säulenexperimenten (s. Abbildung 1) unterschieden werden. Freilandlysometer sind baulich abgegrenzte Bodenkörper, die auf der Unterseite offen sind, um das Sickerwasser aufzufangen. Die Lysimeter sind den natürlichen Wetterverhältnissen ausgesetzt.



Abb.1: Bodensäulenversuch aus dem Projekt PROSPeCT

Die Wahl der Versuchsbedingungen ist abhängig von der Forschungsfrage. Wenn das Verhalten unter natürlichen (klimatischen) Bedingungen untersucht werden soll, eignet sich ein Freilandlysimeterexperiment (McLachlan et al. 2019; Stahl et al. 2013). Sollen die Einflüsse kontrollierter untersucht werden, eignet sich hingegen ein Säulenexperiment (Gellrich et al. 2012; Lyu et al. 2018). Ebenfalls können die Größe der Versuchsanlagen, die Beschaffenheit des Bodens (gestochen, geschüttet), klimatische Faktoren (natürlich, kontrolliert), die Anzahl der untersuchten Verbindungen (einzeln, Gemisch) und die Wassersättigung (ungesättigt, gesättigt) variieren. Mit der dauerhaften Wassersättigung des Bodens kann das Verhalten in der gesättigten Bodenzone (Grundwasser) untersucht

werden. Mit einem ungesättigten Boden steht die obere Bodenzone im Fokus.

Modelle zur Prozessbeschreibung

Mit den Sickerwassermodellen MACRO (Larsbo et al. 2003) und PELMO (Klein 1995), wurden bereits PFAS-Leachingstudien nachgebildet (Gassmann et al. 2021; McLachlan et al. 2019). Die Software wurde ursprünglich zur Simulation der Pestizidverlagerung im Boden entwickelt. In McLachlan et al. (2019) wurden PFAA innerhalb eines Lysimeterexperiments untersucht und mit PELMO modelliert. Eine PFAA-Massenbilanz wurde aus Analysen der Kompartimente Pflanze, Boden und Sickerwasser ermittelt. Es wurde festgestellt, dass eine erhebliche Masse der Ausgangsmenge nicht wiedergefunden wurde. Die Mengen wurden als NER (Nicht-extrahierbare Rückstände) bezeichnet.

In Gassmann et al. (2021) wurde ein Lysimeterexperiment (Stahl et al. 2013) mit zwei PFAA modelliert. Das PFAA-Verhalten im Boden konnte mit den Prozessen der Konvektion und der Dispersion sowie der reversiblen Sorption nicht abgebildet werden. Durch die Persistenz der simulierten PFAA konnte ein Abbau ausgeschlossen werden. Mit einem zusätzlichen Prozess, bei dem die Substanz in Abhängigkeit von der Zeit an Bodenpartikeln irreversibel adsorbiert, konnte das Verhalten abgebildet werden. Hierbei sind die PFAS in der wässrigen Phase teilweise reversibel und teilweise irreversibel als NER an Bodenpartikeln adsorbiert (vgl. Abbildung 2).

Der Ansatz der irreversiblen Sorption oder des Entstehens von NER wurde bereits in verschiedenen Studien aufgegriffen (Gassmann et al. 2021; McLachlan et al. 2019; Milinovic et al. 2015). Der Begriff der irreversiblen Sorption bezieht sich auf die Beschreibung "einer chemischen Umordnung in der festen Phase nach der Adsorption" (übersetzt aus Kan et al. 1997) und wurde bereits in Milinovic et al. (2015) als zur Beschreibung der Substanzmenge verwendet, die nicht desorbiert werden konnte (Milinovic et al. 2015). In McLachlan et al. (2019) wurden die NER als Rückstände beschrieben, welche unter Umständen durch Verwitterungsprozesse entstanden sein könnten. Durch das Nutzen aggressiverer Extraktionsmethoden, als in dem Versuch angewandt wurden, könnten möglicherweise weitere PFAS extrahiert werden (McLachlan et al. 2019).

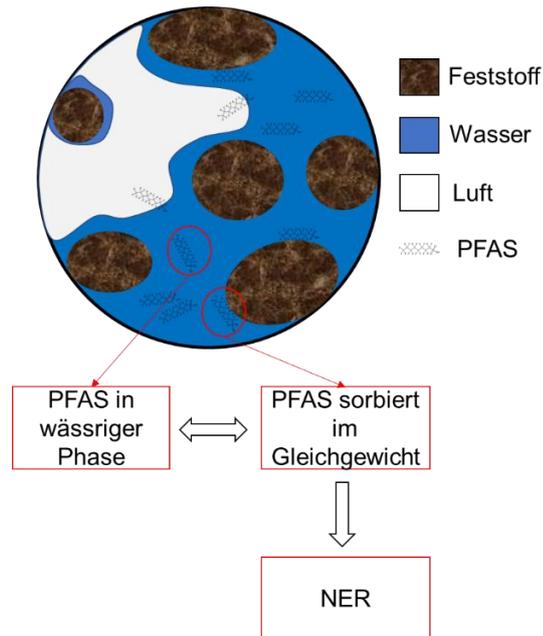


Abb. 2: Ansatz: Reversible und irreversible Sorption (NER) von PFAS an Bodenpartikeln, nicht maßstabsgetreu nach Gassmann et al. (2021)

Ein weiterer Ansatz (vgl. Abbildung 3), beschreibt die Adsorption an den Grenzflächen

- **Luft-Wasser**
engl. *Air-Water-Interface, AWI*
- **Wasser-NAPL**
engl. *water-non-aqueous phase liquid (NAPL)*
- **Bodenpartikel-NAPL**
engl. *bulk-NAPL*

als signifikante Retentionsprozesse die für eine verzögerte Bewegung von PFAS durch den Boden verantwortlich sind (Brusseau (2018)).

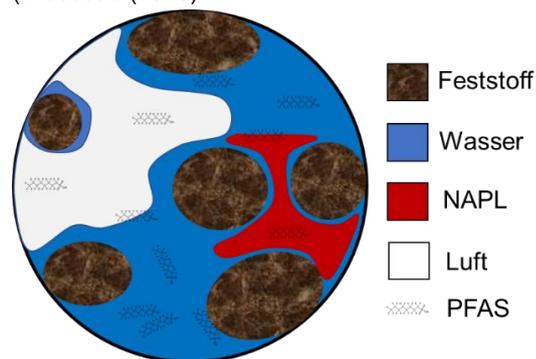


Abb. 3: Ansatz: Sorption von PFAS in Boden mit AWI und NAPL, nicht maßstabsgetreu nach Brusseau (2018)

Hierbei wird jedoch im Gegensatz zu anderen Veröffentlichungen durch den Begriff der Verzögerung die Möglichkeit einer Desorption aufgezeigt, welche in den oben genannten Studien nicht in Betracht gezogen wurde. Dieser Ansatz wurde in einer Modellierungsstudie und dem daraus entwickelten Softwaretool HYDRUS implementiert und mit einem Datensatz erfolgreich getestet (Silva et al. 2020). In diesem Zusammenhang wurde jedoch darauf verwiesen, dass die Interaktion

zwischen sorbierten PFAS und Bodenpartikeln weiter untersucht werden sollte, da dieser Prozess in verschiedenen Fällen dominanter sein könnte als die Adsorption am AWI.

Des Weiteren wurde in einem Literaturreview beschrieben, dass elektrostatische und hydrophobe Interaktionen zwischen den Substanzen und den Bodenpartikeln die Hauptprozesse der Sorption von PFAS darstellen (Du et al. 2014). Anhand dieser Ergebnisse wäre die Bildung von kovalenten Bindungen (Chemosorption) kein dominierender Prozess, der für die Resistenz gegenüber Desorption verantwortlich sein könnte.

Diskussion und Ausblick

Es wurden verschiedene Möglichkeiten vorgestellt, anhand derer das Verhalten von PFAS in Böden untersucht werden kann. Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist jedoch häufig nicht gegeben, da oftmals unterschiedliche Parameter erhoben werden. Einige Bodenparameter wie z.B. der Anteil an organischem Kohlenstoff werden in den meisten Studien erhoben. Andere Parameter wie z.B. der pH-Wert fehlen jedoch oft. So kann der relative Einfluss einzelner Parameter nicht genau festgestellt werden. Es kann oft jedoch ein qualitativer Vergleich beeinflussender Parameter erstellt werden. Eine einheitliche Durchführung von Experimenten und Erhebung von Parametern würde eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse erzeugen. Die Festlegung von Sorptionsparametern ist oft lediglich innerhalb der Versuchsbedingungen eines Experiments gültig und nicht ohne weiteres auf andere Bedingungen übertragbar, wodurch die Modellierung erschwert wird. Hierbei ist ein Lösungsansatz, Parameterbereiche zu wählen, die aus der Literatur bekannt sind.

Durchgeführte Leachingversuche wurden bereits mit den Modellen MACRO, PELMO und HYDRUS nachgebildet. In allen Fällen wurde festgestellt, dass die implementierten Sorptionsprozesse nicht ausreichen, um die Verlagerung von PFAS im Boden zu beschreiben. Vorgeschlagene und bereits erfolgreich getestete Prozesse sind die irreversible Sorption (MACRO) und die Sorption am AWI (HYDRUS). Die beiden Ansätze unterscheiden sich vorrangig durch den Ort der Sorption. Irreversible Sorption bezieht sich auf die Sorption an Bodenpartikeln und die AWI-Sorption an der Grenzfläche Luft-Wasser, wodurch sich die beiden Ansätze nicht gegenseitig ausschließen, sondern theoretisch kombinierbar sind.

Innerhalb des Projektes PROSPeCT werden u.a. Leachingexperimente durchgeführt und modelliert, um Informationen über das reversible sowie das irreversible Sorptionsverhalten von PFAS sowie über das Abbauverhalten von Präkursoren, die sich in PFAA transformieren, in Abhängigkeit verschiedener Böden zu erhalten. Das Verhalten wird hierbei unter Labor- sowie Freilandbedingungen untersucht. Wesentliche Parameter der Versuchsböden wurden dabei erhoben, um das Sickerwassermodell zu erstellen. Die mechanistische Modellierung der Leachingexperimente kann so Aufschluss über das Verhalten von PFAA und Präkursoren in den kontaminierten Böden aus Baden-

Baden geben. Eine Verallgemeinerung der Ergebnisse soll durch den prozessbasierten Ansatz des gewählten Modells erreicht werden, insbesondere durch die Parametrisierung der irreversiblen Sorption.

Danksagung

Die Autoren möchten sich bei dem Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg für die Förderung des Projektes PROSPeCT (BWPFC19006) innerhalb des BWPLUS Forschungsprogramms bedanken.

Literatur

- Ahrens, L.; Felizeter, S.; Sturm, R.; Xie, Z.; Ebinghaus, R. (2009): Polyfluorinated compounds in waste water treatment plant effluents and surface waters along the river Elbe, Germany. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (9), 1326–1333.
- Ahrens, L.; Shoeib, M.; Harner, T.; Lee, S. C.; Guo, R.; Reiner, E. J. (2011): Wastewater treatment plant and landfills as sources of polyfluoroalkyl compounds to the atmosphere. *Environmental Science & Technology*, 45 (19), 8098–8105.
- Bell, C. H.; Gentile, M.; Kalve, E.; Ross, I.; Horst, J.; Suthersan, S. (2019): *Emerging Contaminants Handbook*. Milton: Chapman and Hall/CRC.
- Brusseau, M. L. (2018): Assessing the potential contributions of additional retention processes to PFAS retardation in the subsurface. *Science of the Total Environment*, 613-614, 176–185.
- Brusseau, M. L. (2020): Simulating PFAS transport influenced by rate-limited multi-process retention. *Water Research*, 168, 115179.
- Buck, R. C.; Franklin, J.; Berger, U.; Conder, J. M.; Cousins, I. T.; Voogt, P. de; Jensen, A. A.; Kannan, K.; Mabury, S. A.; van Leeuwen, S. P. J. (2011): Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7 (4), 513–541.
- Campos Pereira, H.; Ullberg, M.; Kleja, D. B.; Gustafsson, J. P.; Ahrens, L. (2018): Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) to an organic soil horizon - effect of cation composition and pH. *Chemosphere*, 207, 183–191.
- Chen, Y.-C.; Lo, S.-L.; Li, N.-H.; Lee, Y.-C.; Kuo, J. (2013): Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) onto wetland soils. *Desalination and Water Treatment*, 51 (40-42), 7469–7475.
- Du, Z.; Deng, S.; Bei, Y.; Huang, Q.; Wang, B.; Huang, J.; Yu, G. (2014): Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents--a review. *Journal of Hazardous Materials*, 274, 443–454.
- Eschazquier, C.; Haftka, J.; Stuyfzand, P. J.; Voogt, P. de (2010): Perfluorinated compounds in infiltrated river rhine water and infiltrated rainwater in coastal dunes. *Environmental Science & Technology*, 44 (19), 7450–7455.

- Gassmann, M.; Weidemann, E.; Stahl, T. (2021): Combined leaching and plant uptake simulations of PFOA and PFOS under field conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (2), 2097–2107.
- Gellrich, V.; Knepper, T. P. (2012): Sorption and Leaching Behavior of Perfluorinated compounds in soil. Knepper, T. P.; Lange, F. T. (Hrsg.): *Polyfluorinated Chemicals and Transformation Products*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 63–72.
- Glüge, J.; Scheringer, M.; Cousins, I. T.; DeWitt, J. C.; Goldenman, G.; Herzke, D.; Lohmann, R.; Ng, C. A.; Trier, X.; Wang, Z. (2020): An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science. Processes & Impacts*, 22 (12), 2345–2373.
- Houtz, E. F.; Sutton, R.; Park, J.-S.; Sedlak, M. (2016): Poly- and perfluoroalkyl substances in wastewater: significance of unknown precursors, manufacturing shifts, and likely AFFF impacts. *Water Research*, 95, 142–149.
- Kan, A. T.; Fu, G.; Hunter, M. A.; Tomson, M. B. (1997): Irreversible adsorption of naphthalene and tetrachlorobiphenyl to lula and surrogate sediments. *Environmental Science & Technology*, 31 (8), 2176–2185.
- Kannan, K.; Koistinen, J.; Beckmen, K.; Evans, T.; Gorzelany, J. F.; Hansen, K. J.; Jones, P. D.; Helle, E.; Nyman, M.; Giesy, J. P. (2001): Accumulation of perfluorooctane sulfonate in marine mammals. *Environmental Science & Technology*, 35 (8), 1593–1598.
- Klein, M. (1995): Pesticide Leaching Model. User Manual Version 2.01, Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie. Schmallenberg, Germany.
- Larsbo, M.; Jarvis, N. (2003): MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical Description, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Li, F.; Fang, X.; Zhou, Z.; Liao, X.; Zou, J.; Yuan, B.; Sun, W. (2019): Adsorption of perfluorinated acids onto soils: kinetics, isotherms, and influences of soil properties. *Science of the Total Environment*, 649, 504–514.
- Li, Y.; Oliver, D. P.; Kookana, R. S. (2018): A critical analysis of published data to discern the role of soil and sediment properties in determining sorption of per and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Science of the Total Environment*, 628-629, 110–120.
- Lyu, Y.; Brusseau, M. L.; Chen, W.; Yan, N.; Fu, X.; Lin, X. (2018): Adsorption of PFOA at the air-water interface during transport in unsaturated porous media. *Environmental Science & Technology*, 52 (14), 7745–7753.
- McLachlan, M. S.; Felizeter, S.; Klein, M.; Kotthoff, M.; Voogt, P. de (2019): Fate of a perfluoroalkyl acid mixture in an agricultural soil studied in lysimeters. *Chemosphere*, 223, 180–187.
- Milinic, J.; Lacorte, S.; Vidal, M.; Rigol, A. (2015): Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soils. *Science of the Total Environment*, 511, 63–71.
- Miner, K. R.; Clifford, H.; Taruscio, T.; Potocki, M.; Solomon, G.; Ritari, M.; Napper, I. E.; Gajurel, A. P.; Mayewski, P. A. (2020): Deposition of PFAS 'forever chemicals' on Mt. Everest. *Science of the Total Environment*.
- Rankin, K.; Mabury, S. A.; Jenkins, T. M.; Washington, J. W. (2016): A North American and global survey of perfluoroalkyl substances in surface soils: distribution patterns and mode of occurrence. *Chemosphere*, 161, 333–341.
- Regierungspräsidium Karlsruhe (2018): PFC-Problematik: Zwischenbilanz und Ausblick. Eine Bürgerinformation. Online verfügbar unter <https://rp.baden-wuerttemberg.de/> zuletzt geprüft am 09.02.2021.
- Remde, A.; Debus, R. (1996): Biodegradability of fluorinated surfactants under aerobic and anaerobic conditions. *Chemosphere*, 32 (8), 1563–1574.
- Silva, J. A. K.; Šimůnek, J.; McCray, J. E. (2020): A modified HYDRUS model for simulating PFAS transport in the vadose Zone. *Water*, 12 (10).
- Stahl, T.; Riebe, R. A.; Falk, S.; Failing, K.; Brunn, H. (2013): Long-term lysimeter experiment to investigate the leaching of perfluoroalkyl substances (PFASs) and the carry-over from soil to plants: results of a pilot study. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61 (8), 1784–1793.
- Tomy, G. T.; Budakowski, W.; Halldorson, T.; Helm, P. A.; Stern, G. A.; Friesen, K.; Pepper, K.; Tittlemier, S. A.; Fisk, A. T. (2004): Fluorinated organic compounds in an eastern arctic marine food web. *Environmental Science & Technology*, 38 (24), 6475–6481.
- U.S. Food and Drug Administration. (20.12.2019): Per and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). FDA. Online verfügbar unter <https://www.fda.gov/food/chemicals-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas>, zuletzt geprüft am 22.06.2020.
- Vento, S. D.; Halsall, C.; Gioia, R.; Jones, K.; Dachs, J. (2012): Volatile per- and polyfluoroalkyl compounds in the remote atmosphere of the western Antarctic Peninsula: an indirect source of perfluoroalkyl acids to Antarctic waters? *Atmospheric Pollution Research*, 3 (4), 450–455.
- Yeung, L. W. Y.; So, M. K.; Jiang, G.; Taniyasu, S.; Yamashita, N.; Song, M.; Wu, Y.; Li, J.; Giesy, J. P.; Guruge, K. S.; Lam, P. K. S. (2006): Perfluorooctane-sulfonate and related fluorochemicals in human blood samples from China. *Environmental Science & Technology*, 40 (3), 715–720.

Korrespondenzadresse

Eva Weidemann, M.Sc.
 Universität Kassel
 Fachgebiet Hydrologie und Stoffhaushalt
 Kurt-Wolters-Str. 3
 34125 Kassel
 E-Mail: eva.weidemann@uni-kassel.de
 Tel.: +49 561 804-3254