

**Nähere Informationen zu „Mikroplastik und Reifenabrieb“
zum ÖWAV-Regelblatt 45 „Oberflächenentwässerung durch
Versickerung in den Untergrund“ (2. Auflage, 2025)**

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	2
2	Zusammensetzung von TWP und TRWP.....	2
3	Analytikprobleme	3
4	Partikeldichten und -konzentrationen	4
5	Effekte und Risikoabschätzungen	5
6	Vorschläge für Lösungsansätze	6

1 Einleitung

Reifenabrieb (tire wear particles TWP) ist eine der wichtigsten Quellen für Mikroplastik in der Umwelt (Hartmann et al. 2019; Hann et al. 2018, Kole et al. 2017). Hann et al. (2018) schätzen den Reifenabrieb in der EU auf 500.000 t/a, wobei mehr als 50 % im Boden bleiben. Reifenabrieb und Straßenverschleißpartikel (TRWP) werden beim Fahren, Beschleunigen und Bremsen von Fahrzeugen durch die Interaktion von Reifen mit der Straßenoberfläche generiert. Dabei entsteht eine heterogene Mischung aus mineralischen Partikeln, Straßenmaterial, Staub, Reifen- und Bremsverschleiß (Baensch-Baltruschat et al. 2020). Neben dem Abrieb von Reifen werden Reifenmikroplastikpartikel (RMP) nicht nur durch Reifenverschleiß, sondern auch durch die Verwendung von recycelten Reifen-Fill-in (RTC) wie Gummigranulate, die auf Kunstrasen, Basketballplätzen und Erholungsgebieten verfüllt werden, emittiert.

2 Zusammensetzung von TWP und TRWP

Der Reifenabrieb besteht aus einer komplexen Mischung von Gummi, Füllmitteln, Vulkanisiermitteln und anderen Zusatzstoffen und kann in alle Umweltkompartimente gelangen. Die beiden am häufigsten verwendeten Kautschukarten in Reifen sind Styrol-Butadien-Kautschuk (SBR) und Naturkautschuk (NR). Eine typische Lauffläche besteht zu 50 % aus Gummipolymeren mit verstärkenden und weichmachenden Füllstoffen (25 % bzw. 20 % des Lauffächengewichts). Um verschiedene Leistungszwecke zu erreichen, sind viele Additive wie Ruß (carbon black CB), Aktivator (ZnO), Weichmacher (Stearinsäure), Vulkanisatoren (Schwefel, S), Beschleuniger und Antioxidantien notwendig (Verschoor et al. 2016). Durch die Reibung auf der Straße enthalten die Partikel (TRWP) außerdem Asphalt, Staub und andere Verunreinigungen wie Metalle, polzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und andere organische Substanzen. ICP-MS Untersuchungen von puren Reifenpartikeln aus der obersten Lauffläche verschiedener Reifen und von Reifenabrieb, hergestellt mithilfe eines Straßensimulators, zeigten, dass die puren Reifenpartikel große Mengen an Zink und geringere Mengen an Eisen enthielten, weil Zinkoxid in der Reifenherstellung meist als Katalysator für die Vulkanisierung mit Schwefel eingesetzt wird und bis zu 2,5 % der Reifenmasse aus Zink bestehen können. Die Reifenabriebpartikel dagegen enthielten weniger Zink, dafür mehr Eisen, und kleinere Mengen an Titan, Chrom, Mangan, Kobalt, Nickel, Kupfer, Barium und Blei, die wahrscheinlich aus dem Straßenmaterial stammten (Ferrari 2021). Bedenken gibt es auch aufgrund der möglichen Freisetzung von gefährlichen Substanzen wie polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Schwermetallen, Weichmachern, Antioxidantien und flüchtigen und schwerflüchtigen Verbindungen.

Die Partikel werden in den Boden entlang der Straße und durch Niederschläge in Gewässer eingetragen und wasserlösliche Bestandteile können aus Partikeln ausgelaugt werden. Bei Straßenabschnitten mit einem Anschluss an eine Mischwasserkanalisation oder an eine Behandlungsanlage für Niederschlagswasser wird der Reifenabrieb größtenteils zurückgehalten. Bei den übrigen Straßen gelangt er mit dem Niederschlagswasser je nach Situation in die Gewässer oder wird in der Straßenböschung abgelagert. Sehr kleine Partikel können auch mit dem Wind über größere Distanzen verweht werden (Ferrari 2021). Kole et al. (2017) fassen das fragmentierte Wissen über das Verschleißverhalten von Reifen, die Menge der emittierten Partikel, die Pfade in der Umwelt und die möglichen Auswirkungen auf den Menschen zusammen. Die geschätzten Pro-Kopf-Emissionen reichen von 0,23 bis 4,7 kg/Jahr mit einem weltweiten Durchschnitt von 0,81 kg/Jahr. Setzt man die Emissionen von Autoreifen auf 100 % sind sie deutlich höher als die anderer Mikroplastikquellen, z. B. Flugzeugreifen (2 %), Kunstrasen (12 – 50 %), Bremsverschleiß (8 %) und Fahrbahnmarkierungen (5 %).

Emissionen und Pfade hängen von lokalen Faktoren wie Straßentyp oder Abwassersystem ab. Der relative Anteil des Reifenverschleißes an der weltweiten Gesamtmenge an Plastik, die in unseren Ozeanen landet, wird auf 5 – 10 % geschätzt. Schätzungen zufolge bestehen 3 – 7 % des Feinstaubs ($PM_{2,5}$) in der Luft aus Reifenverschleiß, was darauf hindeutet, dass er zur globalen Gesundheitsbelastung durch Luftverschmutzung beitragen kann, die von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) prognostiziert wurde und bei 3 Millionen Todesfällen im Jahr 2012 lag.

3 Analytikprobleme

Die Analytik von Reifenabrieb stellt noch immer eine Herausforderung dar. Probenahmen verschiedener Umweltmatrices, gefolgt von Aufschlussstufen und Dichtetrennung für die anschließende Analyse, müssen sorgfältig ausgewählt werden. Anschließend werden visuelle und thermoanalytische Methoden verwendet, um TWPs zu identifizieren. Obwohl spektroskopische Methoden für TWP-Messungen angewendet wurden, ergeben sich durch einige Füllstoffkomponenten wie carbon black (CB) mehrere Herausforderungen, da sie unter Laser- und Infrarotstrahlung (IR) eine starke Störfloreszenz aufweisen (Wagner et al. 2018). Im Allgemeinen ist die Analyse von TWPs in Umweltproben mit ausgeklügelten Techniken aufgrund der komplizierten Probenvorbereitung und analytischen Verfahren zeitaufwendig; wobei Zink als der am besten geeignete Elementmarker der Quantifizierungsmethode für TWPs verwendet wird (Klockner et al. 2019), aber in der Umwelt in hohen Konzentrationen vorhanden ist. Zur Quantifizierung des

Massengehalts von TWPs können auch thermoanalytische Methoden verwendet werden, die Zersetzungprodukte als Markerverbindungen spezifizieren.

4 Partikeldichten und -konzentrationen

Ein Unterschied zwischen TRWP und TWP ist die Partikeldichte. Tatsächlich erhöht sich die relativ niedrige Partikeldichte des Reifengummis zwischen 1,1 g/cm³ und 1,2 g/cm³ (Degaffe und Turner 2011) auf 1,8 g/cm³, wenn Konglomerate mit mineralischen Straßenpartikeln gebildet werden (Unice et al. 2019). Weitere Erhöhungen der Partikeldichten auf >1,9 g/cm³ zeigen sich im Zug des Alterungsprozesses (Klöckner et al. 2020).

TRWP und TWP decken einen Größenbereich zwischen <0,1 µm und bis zu >100 µm ab (Klöckner et al. 2020). Der Großteil (>60 %) von TRWP sind grobe Partikel (>50 µm). TWP zwischen 65 µm und 80 µm sind am häufigsten. Außerdem kann nur ein geringer Anteil als Feinstaub (PM) angerechnet werden (Klöckner et al. 2020; Wagner et al. 2018). In Verbindung mit der Größe unterscheidet sich die chemische Zusammensetzung. Während der größere Grobanteil schätzungsweise Gummimaterial und Straßenpartikel widerspiegelt, bestehen Feinpartikel (PM₁₀) und ultrafeine Partikel (PM_{2,5}) hauptsächlich aus organischen und flüchtigen Bestandteilen (Wagner et al. 2018).

In einer kürzlich durchgeführten Studie wurden TWPs visuell identifiziert und eine Teilprobe wurde durch GC-MS mit N-Cyclohexyl-2-Benzothiazolamin (NCBA) als analytischem Marker bestätigt (Knight et al. 2020). Hierin reichte die Partikelhäufigkeit von 0,6 ± 0,33 bis 65 ± 7,36 in 5-ml-Proben, die aus Boden, Abflussschlamm und Sedimenten von Straßenabflüssen in der Nähe einer großen Straßenkreuzung entnommen wurden (Knight et al. 2020). In ähnlicher Weise wurden die Konzentrationen von Mikroplastikpartikeln von Reifen und Bitumen (TBMP, Größe 100 µm), gesammelt auf Straßen und in Straßennähe befindlichen Umweltmedien, einschließlich Regenwasser, Kehrsand und Waschwasser, mit einer Dichtetrennung mit Natriumjodid (Nal) und anschließender Bestätigung durch Schmelztests an einem Objektglas durch einen Alkoholbrenner gemessen (Jarlskog et al. 2020). Die Werte betrugen in nassen Staubproben bis zu 2561 Partikel/L und bis zu 2170 Partikel/kg TS und 4500 Partikel/L in Spül sand bzw. Waschwasser (Jarlskog et al. 2020). In einer Studie von Eisentraut et al. (2018) wurde eine thermische Extraktions-Desorptions-Gaschromatographie-Massenspektrometrie (TEDGC-MS)-Methode verwendet und Styrol-Butadien als Marker verwendet. Die Ergebnisse zeigen, dass TWPs 3,4 % – 8,2 % des gesamten Feinstausbs in Straßenabflussproben ausmachen (Eisentraut et al. 2018). Panko et al. (2013) zeigten mittels

Pyrolyse-GC, dass die TWP-Konzentrationen in der PM₁₀-Fraktion (~0,84 %) mit durchschnittlich 0,05 bis 0,70 µg/m³ niedrig waren.

5 Effekte und Risikoabschätzungen

In den Jahren 2015 und 2016 haben einige Institutionen Gesundheitsrisikobewertungen von RTC auf Spielfeldern und Spielplätzen durchgeführt, wie das kalifornische Amt für Umweltgesundheitsgefahrenbewertung (OEHHA), die US-Umweltschutzbehörde (EPA), die Centers for Disease Control and Prevention/Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), die Consumer Product Safety Commission (CPSC) und die European Chemicals Agency (ECHA) (ECHA 2017; EPA et al. 2016; OEHHA 2016). Dementsprechend belegen ihre verfügbaren Daten, dass die Exposition gegenüber den in RTC beobachteten Stoffen nur zu einem sehr geringen Risiko für den Menschen führt. Kürzlich haben Kreider et al. (2019) berichtet, dass TRWP ein geringes Risiko für die menschliche Gesundheit aufweisen, was durch die No-Observed-Adverse-Effect-Konzentration (NOAEC) für einatembares TRWP von 55 µg/m³ und den geschätzten täglichen TRWP-Expositionsreich von 0,079 bis 0,147 µg/m³ gestützt wird. Über die Partikeltoxizität und die Translokation von TWPs in Gewebe und deren potenzielle Auswirkungen auf die Gesundheit liegen nur begrenzte Informationen vor.

In einem Reviewartikel (Luo et al. 2021) werden die Ergebnisse von **Umwelttoxizitätstests** dargestellt. Diese legen im Allgemeinen ein geringes Umweltrisiko durch Sickerwasser von TWPs für Wasserorganismen nahe, basierend auf den relativ hohen EC₅₀-Werten im Bereich von 0,1 g/kg bis 100 g/kg. Wik et al. (2009) testeten die Sickerwassertoxizität von TWPs an Grünalgen (*Pseudokirchneriella subcapitata*, 72 h Wachstumshemmung), Krebstieren (*Daphnia magna*, 24 h und 48 h Immobilität; *Ceriodaphnia dubia*, 48 h Überleben und 9 d Fortpflanzung und Überleben) und Zebrafischembryonen (*Danio rerio*, 48 h Sterblichkeit). Die Reproduktion von *C. dubia* war der sensitivste Endpunkt mit einer EC₅₀ von 13 mg/L, was einer vorhergesagten Konzentration in Straßenabflüssen ähnlich ist. Die Zusammenstellung der Ergebnisse deutet darauf hin, dass die tatsächlichen In-situ-Effekte von TWPs und TWP-assoziierten Schadstoffen, wenn sie in Sedimenten dispergiert werden, wahrscheinlich geringer sind als die, die nach erzwungener Auslaugung von Schadstoffen aus TWPs berichtet wurden. Im terrestrischen Bereich wurde auch über eine geringe Toxizität von RTC, das in Kunstrasenfeldern verwendet wird, gegenüber Bodenmikroorganismen und Regenwürmern berichtet (Pochron et al. 2017, 2018).

Allerdings zeigten Daten aus den USA (Tian et al. 2020), dass Inhaltsstoffe aus Reifen für akute Fälle von **Fischsterben** bei Silberlachsen verantwortlich waren. Verantwortlich dafür war 6-PPD-Chinon, ein Oxidationsprodukt des weit verbreiteten Antiozomittels N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-1,4-benzoldiamin (6-PPD), das für diese Lachsart sehr giftig ist. In den untersuchten Reifenpartikeln wurden 6-PPDQ nachgewiesen, außerdem verschiedene PAK wie Pyren und Fluranthen und verschiedene Benzothiazole. Der Verwitterungs- und Alterungsprozess kann zum Abbau der Polymere mit toxischen Zwischenprodukten führen, und das Aufbrechen von Polymer-Additiv-Bindungen setzt mehr toxische Additive in Sickerwasser frei und birgt größere ökologische Risiken. Dennoch würde die Zuschreibung der Toxizität von TWPs nur auf deren Sickerwasser zu einer unvermeidlichen Vernachlässigung der potenziellen Rolle der TWPs selbst führen. Im Vergleich zur Sickerwassertoxizität ist über die Partikeltoxizität von TWPs weniger bekannt. Khan et al. (2019) berichteten, dass Mortalität, Reproduktionsleistung und Wachstum von *Hyalella azteca* durch TWP bei den hohen Partikelkonzentrationen (500 – 2000 Partikel/mL) nach 21-tägiger Exposition beeinflusst wurden. Insgesamt verdienen die Partikeltoxizität von TWPs und die toxischen Mechanismen mehr Aufmerksamkeit, insbesondere sind die Auswirkungen von TWPs in Nanogröße ebenso wie die Wechselwirkung und gemeinsame Toxizität von TWPs und anderen Schadstoffen wie Schwermetallen und organischen Verbindungen weitgehend unbekannt.

6 Vorschläge für Lösungsansätze

Hann et al. (2018) schätzen, dass die Vermeidung von Reifenabrieb an der Quelle wahrscheinlich große Auswirkungen haben wird. Das Ausmaß des Reifenverschleißes ist natürlich mit einem angemessenen Maß an Sicherheit verbunden, aber diese Beziehungen unter verschiedenen Umgebungsbedingungen sind derzeit nicht so gut verstanden. Allerdings sollten Reifen mit der schlechtesten Leistung vom Markt genommen werden. Durch diese Maßnahme wird erwartet, dass die Emissionen von Reifenverschleißpartikeln in Oberflächengewässer nur um 33 % reduziert werden. Daher ist es wichtig, auch nachgelagerte Maßnahmen wie die Reinigung des Niederschlagswassers von Straßen in Betracht zu ziehen, da dies voraussichtlich der dominierende Pfad für Mikroplastik ist.

In Luo et al. (2021) sind auch potenzielle Lösungen für die Verschmutzung durch TWPs aufgelistet, wie Maßnahmen bei den Quellen, Transportwegen, wie z. B. Reinigung von Straßen und End-of-pipe-Lösungen wie adäquate Abwasserbehandlungsanlagen. Ein besseres Verständnis des Umweltverhaltens und seiner möglichen Auswirkungen von TWPs auf die Umwelt kann unbeabsichtigtes Freisetzen aktiv verhindern. Für eine angemessene Politikgestaltung und

öffentliche Bildung sind umfassende und zuverlässige wissenschaftliche Daten und Kenntnisse über TWPs und deren Wirkungen erforderlich. Daher sollten umfassende TWP-Forschungen, innovative Technologien, öffentliche Bildung und Politikgestaltung gefördert und integriert werden, um langfristige Lösungen zur Minderung und Kontrolle der TWP- und TWRP-Verschmutzung zu realisieren.

References:

- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., & Reifferscheid, G. (2020). Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. *Science of the Total Environment*, 733,137823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823>
- Degaffe, F. S., & Turner, A. (2011). Leaching of zinc from tire wear particles under simulated estuarine conditions. *Chemosphere*, 85(5), 738–743. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.047>
- ECHA, 2017. An Evaluation of the Possible Health Risks of Recycled Rubber Granules Used as Infill in Synthetic Turf Sports Fields. https://echa.europa.eu/documents/10162/13563/annex-xv_report_rubber_granules_en.pdf/dbcb4ee6-1c65-af35-7a18-f6ac1ac29fe4.
- Eisentraut, P., Dümichen, E., Ruhl, A.S., Jekel, M., Albrecht, M., Gehde, M., et al. 2018. Two birds with one stone—fast and simultaneous analysis of microplastics: microparticles derived from thermoplastics and tire wear. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 5, 608–613. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00446>.
- EPA, CDC, ATSDR, CPSC, 2016. Federal research action plan on recycled tire crumb used on playing fields and playgrounds. 2016. <https://www.epa.gov/chemical-research/federal-research-actionplan-recycled-tire-crumb-used-playing-fields>.
- Ferrari B., (2021) Reifenabrieb als Schadstoffquelle, Oekotoxzentrum News | November 2021 Herausgeber: Oekotoxzentrum, Eawag www.oekotoxzentrum.ch
- Hann, S., C. Sherrington, O. Jamieson, M. Hickman, P. Kershaw, A. Bapasola, G. Cole (2018). Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products, eunomia, Final Report. Report for DG Environment of the European Commission
- Harrison, R.M., Jones, A.M., Gietl, J., Yin, J., Green, D.C., 2012. Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements. *Environ. Sci. Technol.* 46, 6523–6529. <https://doi.org/10.1021/es300894r>.
- Hartmann, N.B., Huffer, T., Thompson, R.C., Hassellov, M., Verschoor, A., Daugaard, A.E., et al. 2019. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris. *Environ. Sci. Technol.* 53, 1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.
- Jarlskog, I., Stromvall, A.M., Magnusson, K., Gustafsson, M., Polukarova, M., Galfi, H., et al. 2020. Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater. *Sci. Total Environ.* 729, 138950. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138950>.
- Klöckner, P., Reemtsma, T., Eisentraut, P., Braun, U., Ruhl, A.S., Wagner, S., 2019. Tire and road wear particles in road environment - quantification and assessment of particle dynamics by Zn determination after density separation. *Chemosphere* 222, 714–721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.176>.
- Klöckner, P., Seiwert, B., Eisentraut, P., Braun, U., Reemtsma, T., & Wagner, S. (2020). Characterization of tire and road wear particles from road runoff indicates highly dynamic particle properties. *Water Research*, 185, 116262. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116262>

- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J., & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. International Journal of Environmental Research and Public Health, 14,1265. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Knight, L.J., Parker-Jurd, F.N.F., Al-Sid-Cheikh, M., Thompson, R.C., 2020. Tyre wear particles: an abundant yet widely unreported microplastic? Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 27, 18345–18354. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08187-4>.
- Luo, Z., Zhou, X., Su, Y., Wang, H., Yu, R., Zhou, S., Xu, E.G. and Xing, B. 2021. Environmental occurrence, fate, impact, and potential solution of tire microplastics: Similarities and differences with tire wear particles. Science of The Total Environment 795, 148902.
- Panko, J.M., Chu, J., Kreider, M.L., Unice, K.M., 2013. Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. Atmos. Environ. 72, 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040>.
- Pochron, S.T., Fiorenza, A., Sperl, C., Ledda, B., Lawrence Patterson, C., Tucker, C.C., et al. 2017. The response of earthworms (*Eisenia fetida*) and soil microbes to the crumb rubber material used in artificial turf fields. Chemosphere 173, 557–562. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.091>.
- Pochron, S., Nikakis, J., Illuzzi, K., Baatz, A., Demirciyan, L., Dhillon, A., et al. 2018. Exposure to aged crumb rubber reduces survival time during a stress test in earthworms (*Eisenia fetida*). Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 25, 11376–11383. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1433-4>.
- Unice, K. M., Weeber, M. P., Abramson, M. M., Reid, R. C., van Gils, J. A., Markus, A. A., Vethaak, A. D., & Panko, J. M. (2019). Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part I: Application of integrated geospatial microplastic transport models to assess tire and road wear particles in the Seine watershed. Science of the Total Environment, 646, 1639–1649. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.368>
- Wagner, S., Huffer, T., Klockner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., Reemtsma, T., 2018. Tire wear particles in the aquatic environment - a review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. Water Res. 139, 83–100. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051>.