

Fachgutachten zur  
Exposition und Akkumulation straßenbedingter Abriebspartikel  
in ruhenden straßennahen Oberflächengewässern  
im Projektgebiet von Spange Wörth und S34

DI Dr. Christina Hipfinger

Wien

22. Dezember 2022

Im bisherigen Verfahrensverlauf zur Spange Wörth wurde bereits ein Kurzgutachten zur pflanzlichen Aufnahme von straßenverkehrsbedingten Abrieben vorgelegt (Beilage 2 zur VHS vom 5.5.2022 bzw. Hipfinger (2022)). In jenem Gutachten wurde die pflanzliche Aufnahme straßenverkehrsbedingter Abriebspartikel, kurzgenannt TRWPs (*Tyre and Road Wear Particles*), sowie die damit einhergehenden Auswirkungen auf Mensch und Umwelt näher beleuchtet.

Ebenso wie im Boden akkumulieren straßenverkehrsbedingte Abriebspartikel auch in Oberflächengewässern, und zwar in besonders hohem Ausmaß in stehenden Gewässern. Das vorliegende Gutachten widmet sich der Exposition und Akkumulation von straßenverkehrsbedingten Abriebspartikeln in Oberflächengewässern, wie sie im Projektgebiet des gegenständlichen Straßenbauvorhabens besonders zahlreich vorliegen (Paternoster und Fürnweger, 2013). Diese Oberflächengewässer stellen einzigartige Nischen für eine Vielzahl von teils streng geschützten Tier- und Pflanzenarten im Projektgebiet dar. Eine direkte Überlagerung der genannten Tümpel- und Röhrichtkartierung zeigt, dass sich diese Gewässer in Straßennähe befinden (Abbildung 1) und somit besonders exponiert gegenüber den anthropogenen Einflüssen des Straßenverkehrs sein werden.

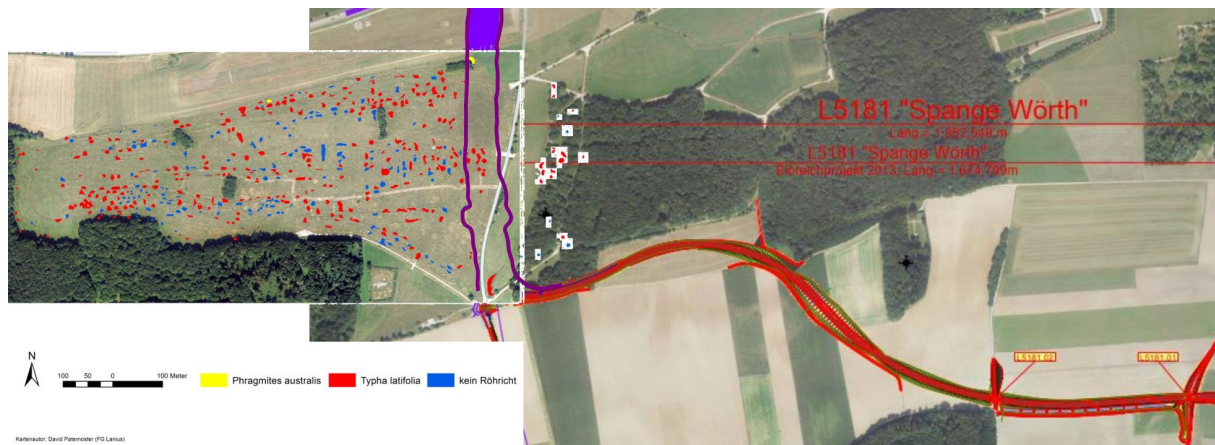


Abbildung 1: Überlagerungsbild aus Tümpelkartierung (Paternoster und Fürnweger, 2013) und Straßenverlauf im Projektgebiet lt. Projektvorstellung L5181 Spange Wörth (Beilage B zur VHS vom 24.01.2019). Rot: Straßenverlauf Spange Wörth, Violett: S34 (erste Ausbauphase).

Betreffend straßenbedingtem Reifenabrieb ist der aquatische Lebensraum besonders exponiert: Mikropartikel werden durch Regen von der Straßenoberfläche in Umweltkompartimente verfrachtet, wo sie sich über die Zeit akkumulieren. Neben dem Umweltkompartiment Boden stellen Wasserkörper „Umweltsenken“ für derartige Schadstoffe dar (Kawecki und Nowack 2019).

Das Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik berichtet über 51 potenziell-relevante Quellen für Mikroplastik (Bertling et al. 2018). Die Studie beschreibt eine „Top 10“ Rangliste für Mikroplastikquellen: Platz 1 nimmt der Abrieb von Reifen ein mit Emissionswerten von rund 1 229 g pro Person pro Jahr. Dieser Wert setzt sich größtenteils aus 998 g/Person/Jahr von Personenkraftwagen, 89 g/Person/Jahr von Lastkraftwagen und 8 g/Person/Jahr von Motorrädern zusammen; der Rest ergibt sich aus sonstigen Reifenabrieben (Bertling et al. 2018). Der Abrieb von Bitumen in Asphalt nimmt mit 228 g/Person/Jahr Platz 2 in der Rangliste für die größten Emittenten von Mikroplastik ein; Fahrbahnmarkierungen erreichen mit 91 g/Person/Jahr Platz 9 (Bertling et al. 2018).

Gummipartikel von Autoreifen leisten einen Hauptbeitrag zur Gesamtfreisetzung von Mikroplastik in die Umwelt (Sieber et al., 2020). In Österreich werden innerhalb eines Jahres durchschnittlich 2,4 kg pro Person an Reifenabriebpartikel emittiert (Prenner et al., 2021). In einer Schweizer Studie zur Stoffflussanalyse der Gummifreisetzung aus Reifen wurde die Akkumulation von Gummipartikeln in der Umwelt über einen Zeitrahmen von 1988 bis 2018

quantifiziert (Sieber et al., 2020). Im Jahr 2018 wurden rund 1 kg Reifengummi pro Kopf in die Umweltkompartimente eingetragen. Der größte Teil dieser Masse (74 %) wurde auf Straßenrandböden abgelagert (bis 5 m Abstand zur Straße) (Sieber et al., 2020). Weitere 22 % flossen in Oberflächengewässer ab, was pro Jahr 3 Tonnen ergibt (Sieber et al., 2020). Seit 1988 wurden rund 41 500 t Reifenabrieb-Mikroplastik in Oberflächengewässern akkumuliert (Sieber et al., 2020). Von 1990 bis 2018 stieg der Eintrag von Reifengummi-Mikroplastik in die Umwelt um etwa 10 % (Sieber et al., 2020). Zwischen 1988 bis 2020 reichern sich rund 219 kt Mikroplastik in den Umweltkompartimenten an (Sieber et al., 2020). Vergleichen wir diese Werte mit der Freisetzung von Mikroplastik aus Massenkunststoffen in Oberflächengewässer, stammen 99 % (ca. 1800 t) des gesamten Mikroplastiks vom Reifenabrieb und nur 1 % (ca. 15 t) aus Massenkunststoffen (Sieber et al., 2020). Allein im Jahr 2018 wurden rund 210 g Reifenabrieb-Mikroplastik pro Kopf in die Oberflächengewässer eingetragen (Sieber et al., 2020). Basierend auf diesen Werten stellt Reifengummi eine dominierende Quelle für die Freisetzung von Mikroplastik in Oberflächengewässer dar (Sieber et al., 2020).

In einer Studie zur Klassifizierung von Umwelt- und Gesundheitsgefährdungen von Kunststoffpolymeren werden niedermolekulare, reaktionsfähige Moleküle (Monomere) bewertet (Lithner et al., 2011). Phenol-Formaldehyd-Harze (PF) werden zur Verstärkung von Reifengummi eingesetzt und – basierend auf den Monomerklassifikationen – der Gefährdungsklasse „hohe Gefahr“ („*high hazard level*“) zugeordnet (Lithner et al., 2011; Anhang 1, Seite 53). Diese Gefahrenklasse beschreibt – neben menschlichen Gesundheitsfolgen wie Mutationen in den Keimzellen – auch eine Gefahr für das aquatische Ökosystem („*hazardous to the aquatic environment*“) (Lithner et al., 2011; Seite 3311), mit dem zusätzlichen Gefahrenhinweis: „sehr toxisch für aquatische Organismen“ („*very toxic to aquatic life*“) (Lithner et al., 2011; Seite 3318).

In einer anderen Studie wurden verkehrsbedingte Emissionen ultrafeiner Partikel, welche an der Grenzfläche zwischen Fahrbahn und Reifen entstehen, untersucht und als eine bedeutende Quelle submikrometerfeiner Partikel identifiziert (Dahl et al., 2006). Die emittierten Reifenpartikel bestanden mitunter aus Mineralölen eines weichmachenden Füllstoffes: Zinkoxid (ZnO). Diese chemische Verbindung wird in der Reifenherstellung als Hilfs- und Zusatzstoff (Additiv) eingesetzt, um den Vulkanisationsprozess zu beschleunigen;

auch im Reifen-Endprodukt ist Zinkoxid enthalten (Dahl et al., 2006). Dieser Substanz wird der Hinweis „sehr giftig für die aquatische Umwelt mit langanhaltender Wirkung („*very toxic to the aquatic environment with long lasting effect*“)) (Lithner et al., 2011; Seite 3318) beigelegt. Die Studie berichtet, dass Emissionsfaktoren derartiger Schadstoffe mit zunehmender Fahrzeuggeschwindigkeit steigen (Dahl et al., 2006).

In einer Metastudie wurde bereits vorhandenes Wissen zum Vorkommen von Reifenabriebpartikeln in der Umwelt und deren ökotoxikologischen Wirkungen zusammengefasst und daraus PEC-Werte („*predicted environmental concentration*“) abgeleitet (Wik und Dave, 2009). Jene Werte beschreiben einen theoretischen Wert, der die Konzentration einer Substanz (in dem Fall: Reifenabriebpartikel) angibt, welche in der Umwelt erwartet wird (Wik und Dave, 2009). Faktoren wie Abbau und Verteilung werden berücksichtigt. In aquatischen Systemen werden zudem weitere relevante Faktoren wie Abstand der Emissionsquelle zum Gewässer, Wassermenge, Gewässerprofil, Gewässerbreite und -Tiefe, Ufervegetation sowie Vegetation des Gewässers, Gewässertyp und Böschungsprofil berücksichtigt (Wik und Dave, 2009). Die Ergebnisse zeigten, dass Reifenabriebpartikel in allen Umweltkompartimenten vorhanden sind – in Oberflächengewässern jedoch wurden die höchsten PEC-Werte von Reifenabriebpartikel ermittelt (Wik und Dave, 2009). Ergebnisse einer früheren Langzeitstudie mit einer Wasserflohart, die in den meisten Teilen der Welt in Süßwasserseen, Teichen und Sümpfen leben (*Ceriodaphnia dubia*) sowie mit einer Mikroalge (*Pseudokirchneriella subcapitata*) wurden verwendet, um mögliche Effekte von Reifenabriebpartikel an aquatischen Organismen abzuleiten (Wik und Dave, 2009). AutorInnen dieser Studie berichteten, dass Reifenabriebe in Wasser und Sediment ein potenzielles Risiko für Wasserorganismen darstellen können (Wik und Dave, 2009).

Eine österreichische Studie bezieht sich auf die räumliche Schadstoffverteilung von Streusalzrückständen, Schwermetallen (Kupfer, Zink, Nickel, Chrom, Cadmium und Blei) sowie polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) (Zehetner et al., 2009). Letztere Verbindungen entstehen mitunter bei unvollständiger Verbrennung beziehungsweise Verbrennung fossiler Brennstoffe, wie im Falle des motorisierten Straßenverkehrs. In der Studie wurden die Verteilungsmuster dieser Schadstoffe entlang einer Autobahn-Wald-

Schnittstelle nordöstlich von Wien untersucht (Zehetner et al., 2009). Die Resultate zeigten eine höhere Mobilität verkehrsbedingter Schwermetalle im unmittelbaren Straßenrandbereich im Vergleich zu Schwermetallen geogener Herkunft (Zehetner et al., 2009). Es wurde vermutet, dass Streusalzrückstände zu einer Erhöhung der Schwermetallmobilität in Straßennähe beitragen (Zehetner et al., 2009). Besonders die wasserstauenden Schichten des Lösslehms im vorliegenden Verhandlungsgegenstand könnten die mit Schwermetallen belasteten Regenabflüsse zu den Umweltsenken – ruhende, straßennahe Oberflächengewässer – begünstigen und das Gewässer kontaminieren. AutorInnen der Studie vermuten, dass PAKs zusammen mit luftgetragenen Rußpartikeln über weitere Strecken transportiert werden (Zehetner et al., 2009). Die räumliche Verteilung dieser Partikel kann durch die gegebenen Windverhältnisse ausgedehnt und später an einem anderen Ort – wie beispielsweise an Oberflächen von Gewässern – abgelagert werden. Da sich die Gewässer des vorliegenden Verhandlungsgegenstandes teilweise in unmittelbarer Straßennähe befinden, ist anzunehmen, dass eine Verbreitung der Schadstoffe auch über den Luftweg eine wichtige Rolle für deren Wasserqualität spielt. Abbildung 2 und Abbildung 3 zeigen die Lage des Ersatzgewässers. In diesen Bereich überwiegt der Westwind, das heißt die Tümpel (inklusive Ersatztümpel) im Osten wären besonders stark von luftgetragenen Rußpartikeln betroffen.



Abbildung 2: Bildzitat aus Land NÖ (2022; Seite 2): gelb = bestehender, beanspruchter Tümpel, dunkelblau = bestehende zumindest temporär mit Wasser gefüllte Kleingewässer, hellblau = Lage Tümpel ER1\_03\*, grau = Trasse Spange Wörth.

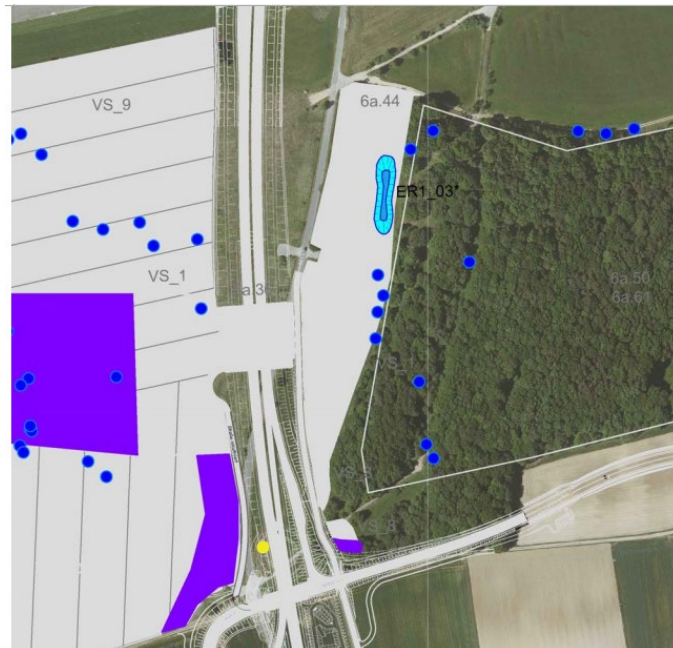


Abbildung 3: Bildzitat aus Land NÖ (2022; Seite 5): Lage Ersatztümpel (ER1\_03\*) im Konnex zu bestehenden Laichgewässern (dunkelblau) und Maßnahmen der Spange Wörth (violett) und S34 (grau), gelb = beanspruchter Tümpel.

In einer ähnlichen Studie wurde die Auswirkung der Verkehrsdichte auf den Bleigehalt in Straßenrandböden in Abständen von 1 m, 10 m und 100 m, und in einer Tiefe von 0 – 5 cm untersucht; die Verkehrsdichten schwankten zwischen 630 und 74.000 Fahrzeugen pro Tag (Rosenfellner et al., 2009). Die Bleikonzentrationen in Straßenrandböden stiegen mit steigender Verkehrsdichte (Rosenfellner et al., 2009). Der Abrieb von Reifen, Bremsbelägen und Straßenbelägen setzten das Schwermetall in partikulärer Form in die Straßenrandumgebung frei und könnten die Ursache für außergewöhnlich hohe Werte in unmittelbarer Straßennähe sein (Rosenfellner et al., 2009). Oberflächenabflüsse entlang von wasserundurchlässigen und zudem teilweise verdichtetem Lösslehm hin zu straßennahen Gewässern könnten auch im vorliegenden Verhandlungsgegenstand eine bedeutende Rolle für die Wasserqualität spielen. Obwohl die Bleiemissionen seit Mitte der 1980er Jahre aufgrund von Gesetzesänderungen zurückgegangen sind, bleibt nicht auszuschließen, dass sich andere verkehrsbedingte Schwermetalle wie Kupfer, Zink, Nickel, Chrom, vor Allem aber Cadmium (Rosenfellner et al., 2009), im räumlichen Kontaminierungsverlauf ähnlich verhalten.

Das Ersatz-Kleingewässer befindet sich östlich der geplanten S34 Trasse am Waldrand- und Wiesenrandbereich und wird durch Oberflächen- und Niederschlagswasser gespeist. Die natürliche geringe Wasserdurchlässigkeit von Lösslehm sowie zusätzliche Verdichtungen der Bodenschichten durch etwaigen Panzerbetrieb begünstigen einen Oberflächenabfluss der Abriebspartikel von der Straße hin zu den ökologischen Senken, also auch zum Ersatzgewässer: Die wasserstauenden Schichten des Lösslehms werden durch Niederschlagswasser gespeist, welches womöglich mit umwelttoxischen Abriebspartikeln kontaminiert ist. Bedeutende Schadstoffeinträge in das Ersatzgewässer sind bei großen Abflussmengen besonders bei Starkregenereignissen zu erwarten, wenn Abflusskanäle dem Dienst versagen könnten. Da im Fall der Spange Wörth die Niederschlagsmengen versickern – es gibt keine Rückhaltesysteme – spielt der Schadstofftransport über den Oberflächenabfluss aber auch bei „durchschnittlichen“ Regenereignissen eine Rolle. Dies ist vor Allem für Gewässer in Straßennähe – wie jene im vorliegenden Verhandlungsgegenstand – der Fall. Das geplante Freihalten von Vegetation um die Gewässer ist zwar im Sinne der Aufrechterhaltung der „natürlichen Randbedingungen“; hinsichtlich der zu erwarteten Kontaminierung mit straßenbedingten Abriebspartikeln werden den ökologischen Systemen jedoch Pufferzonen zur natürlichen Schadstofffilterung durch Pflanzen entzogen (Zehetner et al., 2009). Über einem mittel- bis langfristigen Zeitraum besteht die Gefahr einer Akkumulation der toxischen Schadstoffe in den vom Grundwasser entkoppelten Oberflächengewässern. Ersatztümpel sind einige Jahre vor Baubeginn anzulegen, sodass standorttreue Arten sich über mehreren Generationen allmählich dem Ersatzhabitat annehmen können. Während dieser Zeitspanne kann sich eine Schadstoffakkumulation in ruhenden straßennahen Oberflächengewässern allmählich aufbauen.

Ersatztümpel 1 ist Gegenstand der Verhandlung – nichtsdestotrotz sind alle straßennahen Tümpel und die darin lebenden Tiere und Pflanzen unter dem akkumulierten Schadstoffeintrag betroffen. Die Schädigung ist umso größer, je näher die stehenden Gewässer an einer Straße liegen. Die östlich von der S34 gelegenen Tümpel sind – inklusive des Ersatztümpels – aufgrund der vor Ort überwiegenden Westwindsituation besonders stark betroffen.

## Literaturnachweis

Bertling J., Bertling R., Hamann L. (2018): Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-, Sicherheits- und Energietechnik UMSICHT (Hrsg.), Oberhausen.

Dahl A., Gharibi A., Swietlicki E., Gudmundsson A., Bohgard M., Ljungman A., Blomqvist G., Gustafsson M. (2006): Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement–tire interface. *Atmospheric Environment*, Volume 40, Issue 7, Pages 1314-1323, ISSN 1352-2310, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.029>.

Hipfinger C. (2022). Kurzgutachten zum Schadpotential der pflanzlichen Aufnahme von straßenverkehrsbedingten Abrieben.

[https://www.verkehrswende.at/wp-content/uploads/2022/03/240322\\_Hipfinger\\_Kurzgutachten.pdf](https://www.verkehrswende.at/wp-content/uploads/2022/03/240322_Hipfinger_Kurzgutachten.pdf)

Kawecki D., Nowack B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics as Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*. 53. 10.1021/acs.est.9b02900.

Land NÖ (2022): L5181 Spange Wörth, Detailplanung der Maßnahme ER1\_03. Amt der NÖ Landesregierung, Abt. ST3 freiland Umweltconsulting ZT GmbH Land in Sicht, 3.6.2022.

Lithner D., Larsson Å., Dave G. (2011): Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Science of The Total Environment*, Volume 409, Issue 18, Pages 3309-3324, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>.

Paternoster D., Fürnweger G. (2013): Tümpel- und Röhrichtkartierung GÜPI Völtendorf. [https://lanius.at/Wordpress/wp-content/uploads/Publikationen/Roehrichtkartierung\\_final\\_v1.pdf](https://lanius.at/Wordpress/wp-content/uploads/Publikationen/Roehrichtkartierung_final_v1.pdf)



Prenner S., Allesch A., Staudner M., Rexeis M., Schwingshackl M., Huber-Humer M., Part F. (2021): Static modelling of the material flows of micro- and nanoplastic particles caused by the use of vehicle tyres. *Environmental Pollution*, Volume 290, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118102>.

Rosenfellner U., Zehetner F., Gerzabek M. H. (2009): The Effect of Traffic Density on Lead Contents in Roadside Soils: An Analysis of Published Data. *Soil and Sediment Contamination* 18(6): 685-687, DOI:10.1080/15320380903252861

Sieber R., Kawecki D., Nowack B. (2020): Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environmental Pollution*, Volume 258, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113573>.

Wik A., Dave G. (2009): Occurrence and effects of tire wear particles in the environment - a critical review and an initial risk assessment. *Environ Pollut.* 157(1): 1-11. doi: 10.1016/j.envpol.2008.09.028.

Zehetner F., Rosenfellner U., Mentler A., Gerzabek M. H. (2009): Distribution of Road Salt Residues, Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons across a Highway-Forest Interface. *water air soil pollut.* 198(1-4): 125-132.